

# **Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol**

**Endbericht (DBU-Az. 04763)**

**BIfA - Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung  
und -technik GmbH**

Am Mittleren Moos 46 ■ 86167 Augsburg  
Tel. 0821/7000-0 ■ Fax 0821/7000-100

**IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH**

Wilckensstraße 3 ■ 69120 Heidelberg  
Tel. 06221/4767-0 ■ Fax 06221/4767-19

**Flo-Pak GmbH**

Daimlerstraße 4 ■ 89542 Herbrechtingen  
Tel. 07324/5081 ■ Fax 07324/5086

*Gefördert mit Mitteln  
der Deutschen  
Bundesstiftung Umwelt*



**März 2002**



## **Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol**

Endbericht (DBU-Az. 04763)

*erarbeitet von*

**Eduard Würdinger** (Dipl.-Geoökologe), **Udo Roth** (Dipl.-Ing. FH), **Alexander Wegener** (Dipl.-Ing. FH) und **Rene Peche** (Dipl.-Ing.)

*unter Mitarbeit von*

**Wolfgang Rommel** (Prof. Dr.-Ing.), **Siegfried Kreibe** (Dr. rer. nat.), **Alexander Nikolakis** (cand. Geoökologe), **Ina Rüdenauer** (St.Ex. Biologie/Chemie), **Christian Pürschel** (Dipl.-Ökonom), **Peter Ballarin** (cand. Geoökologe) und **Tobias Knebel** (cand. Geoökologe)

**BIfA - Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung  
und -technik GmbH**

**Jens Borken** (Diplom-Physiker), **Andreas Detzel** (Diplom-Biologe), **Horst Fehrenbach** (Dipl.-Biologe), **Jürgen Giegrich** (Diplom-Physiker), **Sandra Möhler** (Dipl.-Geographin), **Andreas Patyk** (Dr. rer. nat.), **Guido A. Reinhardt** (Dr. rer. nat.), **Regine Vogt** (Dipl.-Ing.)

**IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH**

**Dieter Mühlberger, John Wante** (Ing.)  
**Flo-Pak GmbH**

*Gefördert mit Mitteln  
der Deutschen  
Bundesstiftung Umwelt*



**März 2002**



# DOKUMENTATIONSBLATT

<b>1. Bericht-Nr.</b>	<b>2.</b>	<b>3. ISSN/ISBN</b>
<b>4. Sachtitel</b> Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol	<b>5. Abschlussdatum</b> März 2002	
	<b>6. Veröffentlichungsdatum</b>	
<b>7. Untertitel</b>	<b>8. Ber. Nr. Auftraggeber</b>	
<b>9. Autoren</b> Eduard Würdinger, Udo Roth, Alexander Wegener, Rene Peche ( <i>BIfA</i> ) Jens Borken, Andreas Detzel, Horst Fehrenbach, Jürgen Giegrich, Sandra Möhler, Andreas Patyk, Guido A. Reinhardt, Regine Vogt ( <i>IFEU</i> ) Dieter Mühlberger, John Wante ( <i>Flo-Pak</i> )	<b>10. Förderkennzeichen</b> DBU-Az. 04763	
	<b>11. Projektnr. BIfA</b> 710006	
<b>12. Durchführende Institutionen</b> Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik - BIfA GmbH, Am Mittleren Moos 46, 86167 Augsburg, Tel. 0821/7000-0, Fax -100 <i>Projektpartner:</i> IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Wilckensstraße 3, 69120 Heidelberg, Tel. 06221/4767-0, Fax -19 Flo-Pak GmbH, Daimlerstraße 4, 89542 Herbrechtingen, Tel. 07324/5081, Fax /5086	<b>13. Fördernde Institution</b> Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)	
	<b>14. Berichtsart, -zeitraum</b> Endbericht	
	<b>15. Seitenzahl</b> 488	
<b>16. Fördernde Institution (Name, Anschrift)</b> Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) An der Bornau 2 49090 Osnabrück Tel.: 0541/9633-0 Fax: 0541/9633-193	<b>17. Literaturangaben</b> 274	
	<b>18. Tabellen</b> 129	
	<b>19. Abbildungen</b> 81	
<b>20. Zusätzliche Angaben</b>		
<b>21. Kurzfassung</b> Mit Kunststoffen aus nachwachsenden Rohstoffen werden häufig positive Umweltauswirkungen wie CO <sub>2</sub> -Neutralität, Schonung nicht-erneuerbarer Ressourcen und biologische Abbaubarkeit verbunden. Ziel dieses Forschungsvorhabens ist es, an einem praxisrelevanten Beispiel exemplarisch zu klären, ob diese Vorteile tatsächlich gegeben sind und ob damit nicht verstärkte Belastungen in anderen Umweltbereichen einhergehen. Dazu werden mittels einer vergleichenden Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 ff. verschiedene Lebenswege von Loose-fill-Packmitteln aus Primär- und Sekundär-Polystyrol sowie aus Stärke bilanziert und bezüglich der Umweltauswirkungen miteinander verglichen. Ausgehend von der Zieldefinition werden wesentliche Prozesse beschrieben, Sachbilanzdaten abgeleitet und verschiedene Szenarien modelliert und bilanziert. Anschließend werden die Ergebnisse ausgewertet und Optimierungspotentiale aufgezeigt.		
<b>22. Deskriptoren/Schlagwörter:</b> Ökobilanz, Nachwachsende Rohstoffe, biologisch abbaubare Werkstoffe, Kunststoffe, Stärke, Polystyrol, Recycling, Verpackung, Landwirtschaft		
<b>23. Bezugsquelle:</b> <a href="http://www.bifa.de">www.bifa.de</a> , <a href="http://www.ifeu.de">www.ifeu.de</a> (als pdf-Datei)		
<b>24.</b>	<b>25.</b>	<b>26. Preis</b>



## BERICHTSSTRUKTUR

Autorenverzeichnis .....	III
Ausführliches Inhaltsverzeichnis .....	V
Abbildungsverzeichnis .....	XIII
Tabellenverzeichnis .....	XVI
<b>Vorwort .....</b>	<b>1</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>3</b>
<b>2 Aufgabenstellung und Projekthintergrund .....</b>	<b>4</b>
2.1 Grundlegende Informationen zum Forschungsvorhaben .....	4
2.2 Kurzbeschreibung der untersuchten Produktsysteme .....	5
2.3 Motivation und Erkenntnisinteresse .....	5
2.4 Nutzer und Zielgruppen der Arbeit .....	7
<b>3 Produkte, Vergleichseinheit und untersuchte Produktsysteme .....</b>	<b>8</b>
3.1 Produktbeschreibung .....	8
3.2 Funktionelle Einheit (Vergleichseinheit) .....	10
3.3 Grenzen der untersuchten Produktsysteme .....	10
3.4 Beschreibung der Untersuchungsszenarien .....	13
<b>4 Vorgehen bei der Bilanzierung .....</b>	<b>24</b>
4.1 Sachbilanz .....	24
4.2 Grundsätzliches zur Allokationsmethodik .....	25
4.3 Wirkungsabschätzung .....	26
4.4 Auswertung .....	30
4.5 Critical review nach DIN EN ISO 14040 .....	37
4.6 Einbezug der interessierten Kreise .....	37
4.7 Zusätzliche Betrachtung sozioökonomischer Aspekte .....	38
<b>5 Besonderheiten und Details zur Vorgehensweise .....</b>	<b>39</b>
5.1 Detaillierte Beschreibung der Allokationsmethodik .....	39
5.2 Beschreibung der Wirkungskategorien und der Wirkungsindikatoren .....	63
<b>6 Beschreibung der relevanten Prozesse .....</b>	<b>76</b>
6.1 Produktion der nachwachsenden Rohstoffe .....	76
6.2 Herstellung der fossilen Rohstoffe .....	128
6.3 Produktion der Loose-fill-Packmittel .....	166
6.4 Vertrieb und Nutzung der Loose-fill-Packmittel .....	174
6.5 Entsorgung .....	182
6.6 Beschreibung von Basisprozessen .....	202
<b>7 Ergebnisse und Auswertung.....</b>	<b>213</b>
7.1 Vorgehensweise bei der Auswertung und Ergebnisdokumentation .....	213
7.2 Erläuterungen zur Diskussion und Darstellung der Ergebnisse .....	213
7.3 Vergleich verschiedener EPS-Szenarien (1. Auswertungsschritt) .....	217
7.4 Vergleich verschiedener Stärke-Szenarien (1. Auswertungsschritt) .....	278
7.5 Vergleich ausgewählter EPS- und Stärke-Szenarien (2. Auswertungsschritt) .....	349
7.6 Ergebnisse von Sensitivitätsanalysen .....	422

<b>8 Zusammenfassung und Ausblick .....</b>	<b>436</b>
8.1 Motivation und spezifische Erkenntnisinteressen des Forschungsvorhabens.....	436
8.2 Vorgehensweise.....	437
8.3 Untersuchungsszenarien .....	438
8.4 Vorgehensweise bei der Auswertung.....	439
8.5 Hinweise zum Umgang mit dem Bericht.....	440
8.6 Ergebnisse im Überblick .....	440
8.7 Abschließende Bemerkung und Ausblick .....	448
<b>9 Anhänge .....</b>	<b>449</b>
9.1 Kritische Prüfung (Critical Review) nach DIN EN ISO 14040 .....	449
9.2 Fachgespräch: Teilnehmer(innen) und kurze Beschreibung der Veranstaltung .....	461
9.3 Verfügbarkeit weiterer Informationen zur Ökobilanz.....	463
9.4 Glossar.....	463
9.5 Abkürzungsverzeichnis .....	471
<b>10 Literaturverzeichnis .....</b>	<b>474</b>



## AUTORENVERZEICHNIS

Diese Arbeit war nur möglich durch die intensive Zusammenarbeit und Mitarbeit vieler Beteiligter. Obwohl es sich damit insgesamt um eine gemeinsame Arbeit handelt, wurden bestimmte Bereiche maßgeblich durch einzelne Personen bearbeitet. Dem wird durch die nachfolgende Zuordnung von Arbeitsschwerpunkten und Textteilen Rechnung getragen.

### ***BIfA- Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und –technik GmbH:***

**Rene Peche:** Berechnung und Dokumentation der Ergebnisse

**Udo Roth:** Produktsysteme, Allokation, Stärkeproduktion, Sekundär-Polystyrol, Polyvinylalkohol und Styrol-Butadien-Kautschuk, Wärmemix, Beseitigungsmix, Standardberichtsblätter, Auswertung; Modellierung der Produktsysteme mit der Ökobilanz-Software UMBERTO©, Dokumentation der Ergebnisse

**Alexander Wegener:** Allokation, Produktbeschreibung, Funktionelle Einheit, Systemgrenzen, Stärkeproduktion, Loose-fill-Packmittel-Produktion, Vertrieb und Nutzung; Modellierung der Produktsysteme mit der Ökobilanz-Software UMBERTO©

**Eduard Würdinger:** Projektleitung; Vorwort; Einleitung, Aufgabenstellung; Produktsysteme; Vorgehensweise, Allokation, Stärkeproduktion, Sekundär-Polystyrol-Herstellung, Vertrieb und Nutzung, Ergebnisdarstellungen, Auswertung, Sensitivitätsanalysen, Zusammenfassung; Dokumentation der Ergebnisse; Endredaktion des Berichtes

Weiterhin haben mitgewirkt: **Alexander Nikolakis** und **Ina Rüdener** (Prozessbeschreibungen und Ergebnisdarstellung), **Christian Pürschel** (Sozio-ökonomische Aspekte), **Alexander Süßmair** (Recherchen) sowie **Wolfgang Rommel**, **Siegfried Kreibe**, **Peter Ballarin** und **Tobias Knebel** (Endkorrekturen).

### ***Ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH:***

**Jens Borken:** Landwirtschaft, Modellierung der Pflanzenproduktion

**Andreas Detzel:** Wirkungsabschätzung, Allokation, Entsorgung, Auswertung, Zusammenfassung, Endkorrekturen

**Horst Fehrenbach:** Modellierung von Entsorgungsprozessen

**Jürgen Giegrich:** Vorgehensweise, Wirkungsabschätzung, Auswertungsstrategie, Entsorgung

**Sandra Möhler:** Produktion von Primär-Polystyrol, Standardberichtsblätter, Entsorgung

**Dr. Andreas Patyk:** Landwirtschaft, Mineraldünger

**Dr. Guido Reinhardt:** IFEU-interne Projektleitung, Vorgehensweise, Landwirtschaft, Endkorrekturen

**Regine Vogt:** Modellierung von Entsorgungsprozessen, Endkorrekturen

### ***Flo-Pak GmbH:***

**Dieter Mühlberger:** Vertrieb und Nutzung, Loose-fill-Packmittel-Produktion

**John Wante:** Loose-fill-Packmittel-Produktion



## INHALTSVERZEICHNIS

<b>Vorwort .....</b>	<b>1</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>3</b>
<b>2 Aufgabenstellung und Projekthintergrund .....</b>	<b>4</b>
2.1 Grundlegende Informationen zum Forschungsvorhaben .....	4
2.1.1 Projektbeteiligte und allgemeine Projektinformation .....	4
2.1.2 Veranlassung und Zielsetzung .....	4
2.1.3 Untersuchungsdesign .....	4
2.2 Kurzbeschreibung der untersuchten Produktsysteme .....	5
2.3 Motivation und Erkenntnisinteresse .....	5
2.4 Nutzer und Zielgruppen der Arbeit .....	7
<b>3 Produkte, Vergleichseinheit und untersuchte Produktsysteme .....</b>	<b>8</b>
3.1 Produktbeschreibung .....	8
3.2 Funktionelle Einheit (Vergleichseinheit) .....	10
3.3 Grenzen der untersuchten Produktsysteme .....	10
3.4 Beschreibung der Untersuchungsszenarien .....	13
3.4.1 Allgemeine Hinweise zur Festlegung der Szenarien .....	13
3.4.2 Festlegung des EPS- bzw. Stärke-bezogenen Vergleichsszenarios .....	13
3.4.3 EPS-Szenarien für den ersten, materialinternen Auswertungsschritt .....	16
3.4.4 Stärke-Szenarien für den ersten, materialinternen Auswertungsschritt .....	19
3.4.5 Szenarien zum zweiten, materialübergreifenden Auswertungsschritt .....	21
<b>4 Vorgehen bei der Bilanzierung .....</b>	<b>24</b>
4.1 Sachbilanz .....	24
4.2 Grundsätzliches zur Allokationsmethodik .....	25
4.3 Wirkungsabschätzung .....	26
4.3.1 Grundlagen der Wirkungsabschätzung .....	26
4.3.2 Auswahl der Wirkungskategorien .....	28
4.3.3 Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien .....	29
4.4 Auswertung .....	30
4.4.1 Der Begriff der Bewertung in der Auswertung .....	30
4.4.2 Spezifischer Beitrag der einzelnen Wirkungskategorien (Normierung) .....	31
4.4.3 Ordnung durch Rangbildung der Wirkungskategorien und Indikatoren .....	33
4.4.4 Auswahl der in der Auswertung graphisch dargestellten Indikatoren .....	34
4.4.5 Auswertestrategie und Vorgehensweise bei der Auswertung .....	35
4.5 Critical review nach DIN EN ISO 14040 .....	37
4.6 Einbezug der interessierten Kreise .....	37
4.7 Zusätzliche Betrachtung sozioökonomischer Aspekte .....	38
<b>5 Besonderheiten und Details zur Vorgehensweise .....</b>	<b>39</b>
5.1 Detaillierte Beschreibung der Allokationsmethodik .....	39
5.1.1 Allokationen auf Prozessebene .....	39
5.1.1.1 Multi-Input-Prozesse .....	40

5.1.1.2 Multi-Output-Prozesse .....	42
5.1.1.3 Transporte .....	44
5.1.2 Allokation auf Produktsystemebene .....	45
5.1.2.1 Notwendigkeit systembezogener Allokationen .....	45
5.1.2.2 Vorgehensweise bei der Berücksichtigung von Zusatznutzen des Produktsystems ....	45
5.1.2.3 Strom als Zusatznutzen des Produktsystems .....	48
5.1.2.4 Fern- und Prozesswärme als Zusatznutzen des Produktsystems .....	48
5.1.2.5 Reduktionspotential als Zusatznutzen des Produktsystems .....	48
5.1.2.6 Kompost als Zusatznutzen des Produktsystems .....	49
5.1.2.7 Nährstoffreiches Abwasser als Zusatznutzen der Kartoffelstärkeproduktion .....	50
5.1.2.8 Klärschlamm als Zusatznutzen des Produktsystems .....	51
5.1.2.9 Kunststoffabfälle zur stofflichen Verwertung .....	52
5.1.2.9.1 Notwendigkeit und Bedeutung der systembezogenen Allokation .....	52
5.1.2.9.2 Anforderungen an die Allokationsmethodik .....	53
5.1.2.9.3 Das Produktsystem als Teil eines Materialfluss-System .....	53
5.1.2.9.4 Bisher verfolgte Ansätze .....	54
5.1.2.9.5 Herleitung der Allokationsmethodik .....	55
5.1.2.9.6 Stoffliche Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem (Input) .....	56
5.1.2.9.7 Sekundär-Polystyrol als Zusatznutzen des Produktsystems (Output) .....	59
5.1.2.9.8 Gleichbehandlung von Abfallinput und im Produktsystem erzeugten Abfällen .....	61
5.1.2.10 Nutzung landwirtschaftlicher Flächen .....	62
5.2 Beschreibung der Wirkungskategorien und der Wirkungsindikatoren .....	63
5.2.1 Treibhauseffekt .....	63
5.2.2 Stratosphärischer Ozonabbau .....	64
5.2.3 Photochemische Oxidantienbildung (Ozonbildung) .....	65
5.2.4 Eutrophierung .....	66
5.2.5 Versauerung .....	68
5.2.6 Ressourcenbeanspruchung .....	68
5.2.7 Flächennutzungen bzw. Naturraumbeanspruchung .....	71
5.2.8 Toxische Schädigung des Menschen und von Organismen .....	73
5.2.9 Toxische Schädigung von Organismen und Ökosystemen .....	75
<b>6 Beschreibung der relevanten Prozesse .....</b>	<b>76</b>
6.1 Produktion der nachwachsenden Rohstoffe .....	76
6.1.1 Landwirtschaft .....	76
6.1.1.1 Grundsätzliche Vorgehensweise .....	76
6.1.1.2 Methodische Besonderheiten und Festlegungen .....	76
6.1.1.3 Lebenswege der betrachteten Kulturen und des Referenzsystems .....	82
6.1.1.3.1 Kartoffeln .....	83
6.1.1.3.2 Weizen im konventionellen Landbau .....	84
6.1.1.3.3 Weizen im extensiven Landbau .....	85
6.1.1.3.4 Mais .....	86
6.1.1.3.5 Landwirtschaftliche Referenzsysteme .....	88
6.1.1.4 Kenndaten der eingesetzten Maschinen .....	88
6.1.1.5 Distickstoffoxid- und Ammoniak-Emissionen durch Düngemittelverwendung .....	89
6.1.1.6 Transport der nachwachsenden Rohstoffe vom Feld zum Zwischenlager .....	90
6.1.2 Gewinnung der Stärke aus stärkehaltigen Pflanzen .....	92
6.1.2.1 Allgemeines zur Stärkeproduktion .....	92
6.1.2.2 Transport der Nachwachsenden Rohstoffe vom Zwischenlager zur Stärkefabrik .....	95

6.1.2.3 Gewinnung von Maisstärke.....	96
6.1.2.3.1 Allgemeines zur Maisstärkeproduktion .....	96
6.1.2.3.2 Verfahrensbeschreibung .....	96
6.1.2.3.3 Stoffströme und Massenbilanz.....	98
6.1.2.3.4 Energiebilanz.....	101
6.1.2.3.5 Allokation.....	102
6.1.2.4 Gewinnung von Kartoffelstärke.....	102
6.1.2.4.1 Allgemeines zu Kartoffelstärkeproduktion.....	102
6.1.2.4.2 Verfahrensbeschreibung .....	103
6.1.2.4.3 Stoffströme.....	105
6.1.2.4.4 Wasser- und Abwasserströme.....	107
6.1.2.4.5 Energiebilanz.....	113
6.1.2.4.6 Kartoffelstärkeproduktion I (Kläranlage) – Prozessbilanz und Allokation.....	114
6.1.2.4.7 Kartoffelstärkeproduktion II (Abwassererregung) - Prozessbilanz .....	116
6.1.2.5 Gewinnung von Weizenstärke .....	117
6.1.2.5.1 Allgemeines zur Weizenstärkeproduktion .....	117
6.1.2.5.2 Verfahrensbeschreibung .....	117
6.1.2.5.3 Vermahlung des Weizens .....	118
6.1.2.5.4 Weizenstärkeproduktion .....	121
6.1.2.5.5 Stoffströme und Massenbilanz.....	122
6.1.2.5.6 Energiebilanz.....	125
6.1.2.5.7 Allokation.....	126
6.1.3 Produktion von Maisgrieß .....	126
6.2 Herstellung der fossilen Rohstoffe.....	128
6.2.1 Polystyrol.....	128
6.2.1.1 Polystyrol: Produktion, Verarbeitung, Beseitigung und Marktmix .....	128
6.2.1.2 Produktion von Primär-Polystyrol.....	130
6.2.1.3 Produktion von Sekundär-Polystyrol .....	132
6.2.1.3.1 Ausgangslage und Vorgehensweise .....	132
6.2.1.3.2 Allgemeines zum werkstofflichen Recycling .....	132
6.2.1.3.3 Auswahl der betrachteten Sekundär-Polystyrol-Varianten.....	133
6.2.1.3.4 Modellierung der Äquivalenzsysteme zur Verwendung von Sekundär-Polystyrol .....	135
6.2.1.3.5 Produktion von Polystyrol-Mahlgut aus Produktionsabfällen .....	136
6.2.1.3.6 Produktion von Polystyrol-Mahlgut aus gebrauchten MC- und CD-Hüllen.....	140
6.2.1.3.7 Produktion von Polystyrol-Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen.....	144
6.2.1.3.8 Produktion von Polystyrol-Regranulat aus der DSD-Becherfraktion.....	150
6.2.1.3.9 Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Sekundär-Polystyrol-Herkünfte.....	160
6.2.1.3.10 Sachbilanzdaten für eine durchschnittliche Sekundär-Polystyrol-Produktion.....	160
6.2.2 Pentan und Butan.....	161
6.2.3 Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) .....	161
6.2.4 Polyvinylalkohol (PVA).....	162
6.3 Produktion der Loose-fill-Packmittel .....	166
6.3.1 Herstellung der EPS-Loose-fill-Packmittel .....	166
6.3.2 Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel.....	171
6.4 Vertrieb und Nutzung der Loose-fill-Packmittel.....	174
6.4.1 Allgemeines.....	174
6.4.2 Produktionsmengen und Marktanteile von EPS- und Stärke-Loose-fill .....	174
6.4.3 Einsatzgebiete.....	176

6.4.4 Lieferung der Loose-fill-Packmittel an die Abnehmer .....	176
6.4.5 Verpackungsvorgang .....	177
6.4.6 Transport der mit Loose-fill-Packmittel verpackten Produkte zum Empfänger .....	177
6.4.7 Anfall von Loose-fill-Packmitteln als Abfall .....	179
6.4.8 Berücksichtigung der Wiederverwendung .....	179
6.4.9 Szenarien, Transportparameter und Sensitivitätsanalysen .....	180
6.5 Entsorgung .....	182
6.5.1 Besonderheiten der Entsorgungsmodule .....	182
6.5.2 Abfallerfassung und Transport zur Entsorgungsanlage .....	182
6.5.3 Elementarzusammensetzung relevanter Abfallfraktionen .....	183
6.5.4 Werkstoffliche Verwertung (Quasi-Closed-loop- und Open-loop-Recycling) .....	185
6.5.5 Rohstoffliche Verwertung .....	186
6.5.5.1 Auswahl der betrachteten Verfahren .....	186
6.5.5.2 Agglomerierung der Loose-fill-Packmittel und Verwertung im Hochofen .....	187
6.5.5.3 Kompostierung gebrauchter Stärke-Loose-fill-Packmittel .....	189
6.5.6 Energetische Verwertung .....	190
6.5.6.1 Vergärung der Stärke-Loose-fill-Packmittel mit nachgeschaltetem BHKW .....	190
6.5.6.2 Verbrennung der Loose-fill-Packmittel in einer optimierten MVA .....	192
6.5.7 Beseitigung .....	192
6.5.7.1 Beseitigungsmix Deutschland .....	192
6.5.7.2 Verbrennung der Loose-fill-Packmittel in einer Hausmüllverbrennungsanlage .....	194
6.5.7.3 Deponierung der Loose-fill-Packmittel .....	199
6.5.8 Abwasserreinigung .....	201
6.6 Beschreibung von Basisprozessen .....	202
6.6.1 Transporte .....	202
6.6.2 Energiebereitstellung .....	206
6.6.2.1 Allgemeine Erläuterungen .....	206
6.6.2.2 Strommix Deutschland .....	206
6.6.2.3 Wärmemix Deutschland .....	207
6.6.2.3.1 Allgemeines zur Ableitung des Wärmemixes .....	207
6.6.2.3.2 Art der Endenergieerzeugung durch Müllverbrennungsanlagen .....	208
6.6.2.3.3 Wirkungsgrade der Endenergieerzeugung in Müllverbrennungsanlagen .....	208
6.6.2.3.4 Ableitung eines Fernwärmemixes .....	209
6.6.2.3.5 Prozesswärmemix .....	211
<b>7 Ergebnisse und Auswertung .....</b>	<b>213</b>
7.1 Vorgehensweise bei der Auswertung und Ergebnisdokumentation .....	213
7.2 Erläuterungen zur Diskussion und Darstellung der Ergebnisse .....	213
7.3 Vergleich verschiedener EPS-Szenarien (1. Auswertungsschritt) .....	217
7.3.1 Herstellung von Loose-fill-Packmittel aus Polystyrol verschiedener Herkunft .....	217
7.3.1.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen .....	217
7.3.1.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse .....	219
7.3.1.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	220
7.3.1.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien .....	221
7.3.1.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte) .....	221
7.3.1.4.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren .....	221
7.3.1.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien .....	222
7.3.1.5 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse .....	224
7.3.1.6 Diskussion der absoluten Ergebnisse .....	227

7.3.1.6.1 Beitrag zum Treibhauspotential .....	227
7.3.1.6.2 Krebsrisikopotential .....	230
7.3.1.6.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch) .....	231
7.3.1.6.4 Versauerungspotential .....	232
7.3.1.6.5 Dieselpartikel-Emissionen .....	233
7.3.1.6.6 Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII – Deponiefläche) .....	233
7.3.1.6.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen .....	234
7.3.1.6.8 Ozonabbau .....	237
7.3.1.6.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente .....	237
7.3.1.6.10 Blei-Emissionen .....	242
7.3.1.6.11 Schwefeldioxid-Emissionen .....	242
7.3.1.6.12 Fluorwasserstoff- und Ammoniak-Emissionen .....	243
7.3.1.6.13 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) .....	243
7.3.1.6.14 Kategorien ohne Beitrag – Naturraumbeanspruchung (Kategorie VI), KEA solar und Pflanzenschutzmittel .....	244
7.3.1.7 Fazit .....	244
7.3.2 Variationen in der Nutzung von EPS-Loose-fill-Packmitteln .....	247
7.3.2.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen .....	247
7.3.2.2 Diskussion der Ergebnisse .....	248
7.3.2.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	250
7.3.2.4 Fazit .....	251
7.3.3 Variationen in der Entsorgung von EPS-Loose-fill-Packmitteln .....	252
7.3.3.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen .....	252
7.3.3.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse .....	254
7.3.3.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	255
7.3.3.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien .....	256
7.3.3.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte) .....	256
7.3.3.4.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren .....	256
7.3.3.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien .....	257
7.3.3.5 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse .....	263
7.3.3.6 Diskussion der absoluten Ergebnisse .....	266
7.3.3.6.1 Beitrag zum Treibhauspotential .....	266
7.3.3.6.2 Krebsrisikopotential .....	267
7.3.3.6.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch) .....	267
7.3.3.6.4 Versauerungspotential .....	268
7.3.3.6.5 Dieselpartikel-Emissionen .....	268
7.3.3.6.6 Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII – Deponiefläche) .....	268
7.3.3.6.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen .....	269
7.3.3.6.8 Ozonabbau (N <sub>2</sub> O) .....	270
7.3.3.6.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente .....	271
7.3.3.6.10 Blei-Emissionen .....	274
7.3.3.6.11 Schwefeldioxid-, Fluorwasserstoff- und Ammoniak-Emissionen .....	275
7.3.3.6.12 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) .....	275
7.3.3.6.13 Kategorien ohne Beitrag – Naturraumbeanspruchung (Kategorie VI), KEA solar und Pflanzenschutzmittel .....	275
7.3.3.7 Fazit .....	275
7.4 Vergleich verschiedener Stärke-Szenarien (1. Auswertungsschritt) .....	278
7.4.1 Herstellung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln aus verschiedenen Stärkearten .....	278
7.4.1.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen .....	278

7.4.1.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse .....	280
7.4.1.3 Vorbemerkung zum Einfluss der Äquivalenzsysteme zur Stärke-Bereitstellung .....	281
7.4.1.4 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	282
7.4.1.5 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien.....	283
7.4.1.5.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte) .....	283
7.4.1.5.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren.....	283
7.4.1.5.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien .....	285
7.4.1.6 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse.....	288
7.4.1.7 Diskussion der absoluten Ergebnisse .....	291
7.4.1.7.1 Beitrag zum Treibhauspotential.....	291
7.4.1.7.2 Krebsrisikopotential .....	292
7.4.1.7.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch).....	293
7.4.1.7.4 Versauerungspotential .....	295
7.4.1.7.5 Dieselpartikel-Emissionen .....	296
7.4.1.7.6 Naturraumbeanspruchung .....	297
7.4.1.7.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen .....	299
7.4.1.7.8 Ozonabbau (Distickstoffoxid-Emissionen) .....	301
7.4.1.7.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente .....	301
7.4.1.7.10 Blei-Emissionen .....	308
7.4.1.7.11 Schwefeldioxid-Emissionen .....	308
7.4.1.7.12 Fluorwasserstoff-Emissionen .....	308
7.4.1.7.13 Ammoniak-Emissionen .....	309
7.4.1.7.14 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) .....	309
7.4.1.7.15 Pflanzenschutzmittel-Einsatz .....	310
7.4.1.7.16 Zusatzbetrachtung zum Düngemittelersatz durch Abwasserverregnung .....	311
7.4.1.8 Fazit.....	311
7.4.2 Variationen in der Nutzung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln .....	315
7.4.2.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen.....	315
7.4.2.2 Diskussion der Ergebnisse .....	316
7.4.2.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	318
7.4.2.4 Fazit.....	319
7.4.3 Variationen in der Entsorgung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln .....	320
7.4.3.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen.....	320
7.4.3.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse .....	321
7.4.3.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	322
7.4.3.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien.....	323
7.4.3.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte) .....	323
7.4.3.4.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren.....	323
7.4.3.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien .....	324
7.4.3.5 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse.....	329
7.4.3.6 Diskussion der absoluten Ergebnisse).....	332
7.4.3.6.1 Beitrag zum Treibhauspotential.....	332
7.4.3.6.2 Krebsrisikopotential .....	334
7.4.3.6.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch).....	335
7.4.3.6.4 Versauerungspotential .....	336
7.4.3.6.5 Dieselpartikel-Emissionen .....	337
7.4.3.6.6 Naturraumbeanspruchung .....	338
7.4.3.6.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen .....	338
7.4.3.6.8 Ozonabbau (N <sub>2</sub> O).....	340



7.4.3.6.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente.....	340
7.4.3.6.10 Blei-Emissionen .....	344
7.4.3.6.11 Schwefeldioxid-Emissionen .....	345
7.4.3.6.12 Fluorwasserstoff-Emissionen .....	345
7.4.3.6.13 Ammoniak-Emissionen.....	346
7.4.3.6.14 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) .....	346
7.4.3.6.15 Pflanzenschutzmittel-Einsatz .....	346
7.4.3.7 Fazit .....	346
7.5 Vergleich ausgewählter EPS- und Stärke-Szenarien (2. Auswertungsschritt) .....	349
7.5.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen.....	349
7.5.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse .....	352
7.5.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	354
7.5.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien .....	355
7.5.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte) .....	355
7.5.4.2 Bestimmung der für die Szenarien-Rangordnung entscheidenden Indikatoren .....	356
7.5.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien.....	358
7.5.5 Sektoralanalyse anhand der absoluten Ergebnisse.....	362
7.5.5.1 Treibhauspotential .....	362
7.5.5.2 Krebsrisikopotential.....	366
7.5.5.3 Terrestrisches Eutrophierungspotential .....	368
7.5.5.4 Versauerungspotential .....	370
7.5.5.5 Dieselpartikel-Emissionen.....	373
7.5.5.6 Naturraumbeanspruchung .....	375
7.5.5.7 Ozonbildungspotential und N-korrigiertes Ozonbildungspotential .....	380
7.5.5.8 Ozonabbau (N <sub>2</sub> O-Emissionen) .....	386
7.5.5.9 Aquatisches Eutrophierungspotential .....	388
7.5.5.10 KEA fossil.....	390
7.5.5.11 KEA nuklear .....	394
7.5.5.12 KEA solar .....	397
7.5.5.13 KEA gesamt .....	399
7.5.5.14 Rohöläquivalente .....	401
7.5.5.15 Blei-Emissionen .....	404
7.5.5.16 Schwefeldioxid-Emissionen .....	406
7.5.5.17 Fluorwasserstoff-Emissionen.....	408
7.5.5.18 Ammoniak-Emissionen.....	410
7.5.5.19 Stickoxid-Emissionen.....	412
7.5.5.20 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX).....	415
7.5.5.21 Pflanzenschutzmittel-Einsatz .....	417
7.5.6 Fazit .....	419
7.6 Ergebnisse von Sensitivitätsanalysen.....	422
7.6.1 Systembezogene Allokation beim Einsatz von Sekundär-Polystyrol.....	422
7.6.1.1 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse.....	426
7.6.2 Schüttdichte von Stärke- und EPS-Loose-fill-Packmittel .....	427
7.6.2.1 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse.....	429
7.6.3 Einfluss der Transportentfernung.....	430
7.6.3.1 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse.....	431
7.6.4 Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel ohne Polyvinylalkohol.....	432

7.6.5 Verwendung von Maisgrieß anstelle von Maisstärke .....	433
7.6.5.1 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse .....	435
<b>8 Zusammenfassung und Ausblick .....</b>	<b>436</b>
8.1 Motivation und spezifische Erkenntnisinteressen des Forschungsvorhabens.....	436
8.2 Vorgehensweise.....	437
8.3 Untersuchungsszenarien .....	438
8.4 Vorgehensweise bei der Auswertung .....	439
8.5 Hinweise zum Umgang mit dem Bericht.....	440
8.6 Ergebnisse im Überblick .....	440
8.6.1 EPS-Loose-fill-Packmittel: Einfluss der Materialbereitstellung .....	440
8.6.2 EPS-Loose-fill-Packmittel: Vergleich von Entsorgungsverfahren.....	441
8.6.3 Stärke-Loose-fill-Packmittel: Einfluss der Materialbereitstellung .....	441
8.6.4 Stärke-Loose-fill-Packmittel: Vergleich von Entsorgungsverfahren .....	443
8.6.5 Bedeutung der Nutzungsphase - insbesondere der Wiederverwendung .....	443
8.6.6 Vergleich der EPS- und Stärke-Szenarien .....	444
8.6.7 Übergeordnete Aspekte und weitere Ergebnisse.....	445
8.6.7.1 Übergeordnete Ansatzpunkte zur Reduzierung der Umweltbelastungen .....	445
8.6.7.2 Einfluss der Äquivalenzsysteme auf die Ergebnisse.....	446
8.6.7.3 Folgen der Vermischung der Materialien .....	446
8.6.7.4 CO <sub>2</sub> -Neutralität bei Verwendung nachwachsender Rohstoffe? .....	447
8.6.7.5 Schonung fossiler Rohstoffe durch Einsatz nachwachsender Rohstoffe? .....	447
8.6.7.6 Biologische Abbaubarkeit als Vorteil? .....	447
8.7 Abschließende Bemerkung und Ausblick .....	448
<b>9 Anhänge .....</b>	<b>449</b>
9.1 Kritische Prüfung (Critical Review) nach DIN EN ISO 14040 .....	449
9.1.1 Vorbemerkung durch die Autoren der Ökobilanz .....	449
9.1.2 Abschlussbericht des Prüfungsausschusses nach DIN EN ISO 14040.....	450
9.1.3 Kommentierung des Abschlussberichtes durch die Ersteller der Ökobilanz.....	459
9.2 Fachgespräch: Teilnehmer(innen) und kurze Beschreibung der Veranstaltung .....	461
9.3 Verfügbarkeit weiterer Informationen zur Ökobilanz.....	463
9.4 Glossar.....	463
9.5 Abkürzungsverzeichnis .....	471
<b>10 Literaturverzeichnis .....</b>	<b>474</b>

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 3-1: Systemgrenzen der modellierten Produktsysteme .....	12
Abbildung 3-2: EPS-Vergleichsszenario: Herstellung der EPS-Loose-fill-Packmittel aus Polystyrol-Produktionsabfällen .....	15
Abbildung 3-3: Stärke-Vergleichsszenario: Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel aus Maisstärke .....	15
Abbildung 4-1: Wirkungsabschätzung nach DIN EN ISO 14042 - Umrechnung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungsindikatoren am Beispiel der Versauerung.....	28
Abbildung 5-1: Systembezogene Allokation - Berücksichtigung von Zusatznutzen des untersuchten Produktsystems über die Gegenrechnung eines Äquivalenzsystems .....	46
Abbildung 5-2: Systembezogene Allokation –Darstellung von Zusatznutzen aus der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel mit den jeweiligen Äquivalenzprozesse .....	47
Abbildung 5-3: Schematische Darstellung eines Materialflussnetzes .....	54
Abbildung 5-4: Stoffliche Verwertung von Polystyrol-Abfällen - Schematische Darstellung des Allokationsansatzes für Input und Output .....	56
Abbildung 5-5: Berechnung von Abzügen und Zuschlägen bei Verwendung von Sekundär-Polystyrol als Input im EPS-Loose-fill-Packmittel-System .....	57
Abbildung 5-6: Allgemeine Darstellung eines Entsorgungsmixes mit möglichen Nutzen.....	58
Abbildung 5-7: Systembezogene Allokation beim Open-loop-Recycling: Vorgehensweise bei der Berücksichtigung von <i>Sekundär-Polystyrol</i> als Zusatznutzen .....	61
Abbildung 6-1: Zuordnung von Zeiten zu Laststufen zur Bestimmung von Energieaufwand und Emissionen bei maschinenunterstützter Feldarbeit.....	80
Abbildung 6-2: Rohstoffverarbeitung und Stärkeproduktion in Deutschland 1998 .....	92
Abbildung 6-3: Verfahrensschema der Maisstärkegewinnung .....	97
Abbildung 6-4: Input/Output - Diagramm der Maisstärkeproduktion .....	99
Abbildung 6-5: Verfahrensschema Kartoffelstärkeproduktion .....	104
Abbildung 6-6: Input/Output - Diagramm der Kartoffelstärkeproduktion I .....	115
Abbildung 6-7: Input/Output - Diagramm der Kartoffelstärkeproduktion II .....	116
Abbildung 6-8: Stärkegewinnung aus Weizenmehl .....	118
Abbildung 6-9: Massen- und Energiebilanz der Weizenvermahlung .....	120
Abbildung 6-10: Input/Output - Diagramm der Weizenstärkeproduktion .....	122
Abbildung 6-11: Input-/Output-Diagramm der Maisgrieß-Produktion .....	127
Abbildung 6-12: Polystyrol-Markt im Jahr 1997 in Deutschland .....	130
Abbildung 6-13: Produktion von Primär-Polystyrol: Lebenswegüberblick.....	131
Abbildung 6-14: Input-/Output-Diagramm zur Gewinnung von Sekundär-Polystyrol.....	135
Abbildung 6-15: Aufbereitung von PS-Produktionsabfällen zu PS-Mahlgut .....	137
Abbildung 6-16: Alternativer Entsorgungsmix für PS-Produktionsabfälle .....	140
Abbildung 6-17: Aufbereitung sortenreiner PS-Altprodukte .....	141
Abbildung 6-18: Alternativer Entsorgungsmix für CD- und -MC-Hüllen aus Polystyrol.....	144
Abbildung 6-19: Aufbereitung von EPS-Verpackungen zu PS-Regranulat.....	146
Abbildung 6-20: Alternative Entsorgungswege von EPS-Verpackungen.....	149
Abbildung 6-21: Aufbereitung gemischter DSD-Verpackungsabfälle zu PS-Regranulat.....	152

Abbildung 6-22: Alternative Entsorgungswege von PS-Bechern .....	158
Abbildung 6-23: Herstellung von Polyvinylalkohol durch Polymerisierung von Vinylacetat.....	164
Abbildung 6-24: Verfahrensschema der EPS-Loose-fill-Packmittelproduktion.....	168
Abbildung 6-25: Input-/Output-Diagramm für den Prozess der EPS-Loose-fill-Packmittelproduktion .....	169
Abbildung 6-26: Verfahrensschema zur Produktion von Stärke-Loose-fill-Packmittel .....	172
Abbildung 6-27: Input/Output-Diagramm für die Produktion von Stärke-Loose-fill-Packmittel aus Maisstärke .....	173
Abbildung 6-28: Entsorgungswege in Deutschland im Jahr 1997 .....	193
Abbildung 6-29: Multi-Input-Charakteristik des Hausmülls und die verursachten Stoffströme in der Verbrennungsanlage .....	195
Abbildung 6-30: Verbrauchs- und Emissionsfaktoren mit Auslastungsgrad .....	204
Abbildung 7-1: Aggregierte Darstellung normierter Netto-Ergebnisse: Erklärung anhand des Beispiels der EPS-Szenarien zur Polystyrol-Bereitstellung.....	215
Abbildung 7-2: Darstellungsweise der absoluten Ergebnisse im ersten Auswertungsschritt: Erläuterung am Beispiel der EPS-Szenarien zur Polystyrol-Bereitstellung .....	216
Abbildung 7-3: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene EPS-Herkünfte .....	220
Abbildung 7-4: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene PS-Herkünfte.....	224
Abbildung 7-5: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Nutzungsvarianten.....	250
Abbildung 7-6: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten .....	255
Abbildung 7-7: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten .....	263
Abbildung 7-8: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Stärkeherkünfte .....	282
Abbildung 7-9: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Stärkeherkünfte .....	288
Abbildung 7-10: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Nutzungsvarianten.....	318
Abbildung 7-11: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten .....	322
Abbildung 7-12: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten.....	329
Abbildung 7-13: Vergleich ausgewählter EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittelsysteme – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung .....	354
Abbildung 7-14: Treibhauspotential - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	365
Abbildung 7-15: Krebsrisikopotential - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	367
Abbildung 7-16: Eutrophierungspotential (terrestrisch) - Vergleich EPS / Stärke .....	369
Abbildung 7-17: Versauerungspotential - Vergleich EPS / Stärke .....	372
Abbildung 7-18: Dieselpartikel - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	374
Abbildung 7-19: Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII) - Vergleich .....	376
Abbildung 7-20: Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VI) - Vergleich .....	378
Abbildung 7-21: Ozonbildungspotential - Vergleich EPS / Stärke.....	382
Abbildung 7-22: N-korrigiertes Ozonbildungspotential - Vergleich EPS / Stärke .....	385
Abbildung 7-23: Ozonabbau - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	387

Abbildung 7-24: Eutrophierungspotential (aquatisch) - Vergleich EPS / Stärke .....	389
Abbildung 7-25: KEA fossil - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	393
Abbildung 7-26: KEA nuklear - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien.....	396
Abbildung 7-27: KEA solar - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien.....	398
Abbildung 7-28: Rohöläquivalente - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	403
Abbildung 7-29: Bleimissionen - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	405
Abbildung 7-30: Schwefeldioxid-Emissionen - Vergleich EPS / Stärke .....	407
Abbildung 7-31: Fluorwasserstoff-Emissionen - Vergleich EPS / Stärke.....	409
Abbildung 7-32: Ammoniak-Emissionen - Vergleich zwischen EPS / Stärke .....	411
Abbildung 7-33: Stickoxid-Emissionen - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	414
Abbildung 7-34: AOX - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien .....	416
Abbildung 7-35: Pflanzenschutzmittelmenge- Vergleich EPS- und Stärke-Szenarien .....	418
Abbildung 7-36: Sensitivitätsanalyse zur systembezogenen Allokation bei der Verwendung von Polystyrolabfällen in EPS-Loose-fill-Packmittelsystemen.....	426
Abbildung 7-37: Sensitivitätsanalyse zum Einfluss der Schüttdichte der Stärke-Loose-fill-Packmittel.....	429
Abbildung 7-38: Sensitivitätsanalyse zum Einfluss der Transportentfernung .....	431
Abbildung 7-39: Sensitivitätsanalysen zur Herstellung von Stärke-Loose-fill-Packmittel ohne Einsatz von Polyvinylalkohol bzw. aus Maisgrieß anstelle von Maisstärke .....	435
Abbildung 8-1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise bei der Ökobilanz .....	438

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 3-1: Vergleich ausgewählter Gebrauchseigenschaften von Loose-fill-Packmaterial aus Stärke bzw. aus Polystyrol .....	9
Tabelle 3-2: EPS-Loose-fill-Packmittel: Szenarien zur Polystyrol-Bereitstellung .....	17
Tabelle 3-3: Szenarien zur Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel.....	18
Tabelle 3-4: Szenarien zur Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel.....	19
Tabelle 3-5: Stärke-Loose-fill-Packmittel - Szenarien zu den Stärkeherkünften .....	20
Tabelle 3-6: Szenarien zur Nutzung der Stärke-Loose-fill-Packmittel .....	20
Tabelle 3-7: Szenarien zur Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel .....	21
Tabelle 3-8: EPS-Szenarien.....	22
Tabelle 3-9: Stärke-Szenarien .....	23
Tabelle 4-1: Berücksichtigte Wirkungskategorien mit Hierarchisierung .....	29
Tabelle 4-2: Zuordnung der Sachbilanzparameter zu den einzelnen Wirkungskategorien und Einheiten der Wirkungsindikatorenergebnisse .....	30
Tabelle 4-3: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags – Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und mittlere Belastung je Einwohner und Jahr .....	32
Tabelle 4-4: Bewertungsvorschlag des Umweltbundesamtes zur ökologischen Gefährdung und Abstand zum Umweltziel sowie Einstufungen in dieser Arbeit .....	34
Tabelle 4-5: Zusammenstellung und Einstufung der in der Auswertung graphisch dargestellten Wirkungsindikatoren und Sachbilanzparameter .....	35
Tabelle 5-1: Polystyrol-Abfälle: Abzüge und Zuschläge bei identischen Abfallmengen.....	62
Tabelle 5-2: Treibhauspotential der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe.....	64
Tabelle-5-3: Ozonbildungspotential der im Rahmen dieses Projektes erhobenen Stoffe .....	65
Tabelle-5-4: Eutrophierungspotential einbezogener Stoffe .....	67
Tabelle-5-5: Versauerungspotential der in diesem Projekt betrachteten Stoffe .....	68
Tabelle 5-6: Fossiler Primärenergieaufwand und Rohöläquivalente .....	70
Tabelle 5-7: Zuordnung von Nutzungsform und Natürlichkeitsklasse .....	72
Tabelle 5-8: Natürlichkeitsklassen bei einer landwirtschaftliche Nutzung von Flächen.....	72
Tabelle 5-9: Ableitung der Natürlichkeitsklasse der betrachteten Landwirtschaftsflächen anhand von Naturnähekriterien und deren Maßparameter .....	73
Tabelle 5-10: Krebsrisikopotential der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe.....	74
Tabelle 6-1: Heizwert der Trockensubstanz der vom Feld abtransportierten Früchte.....	76
Tabelle 6-2: Fruchtfolge mit Nahrungsmitteln und annueller Nutzpflanze vs. Fruchtfolge mit Nahrungsmitteln und einjähriger Brache .....	78
Tabelle 6-3: Spezifischer Kraftstoffverbrauch von Landmaschinen.....	81
Tabelle 6-4: Fruchtfolge der Kartoffel und des Referenzsystems .....	83
Tabelle 6-5: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetzter Ertrag für den Kartoffelanbau .....	84
Tabelle 6-6: Arbeitszeitbilanz differenziert nach Laststufen für den Kartoffelanbau .....	84
Tabelle 6-7: Fruchtfolge Winterweizen im konventionellen Anbau mit Referenzsystem .....	84
Tabelle 6-8: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetzter Ertrag von Winterweizen im konventionellen Anbau .....	85

Tabelle 6-9: Arbeitszeitbilanz nach Laststufen für konventionellen Winterweizen .....	85
Tabelle 6-10: Fruchtfolge Winterweizen im extensiven Anbau mit Referenzsystem .....	85
Tabelle 6-11: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetztter Ertrag von Winterweizen im extensiven Anbau .....	86
Tabelle 6-12: Differenzierte Arbeitszeitbilanz für Winterweizen im extensiven Anbau .....	86
Tabelle 6-13: Fruchtfolge von Körnermais und Referenzsystem .....	86
Tabelle 6-14: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetztter Ertrag von Körnermais .....	87
Tabelle 6-15: Arbeitszeitbilanz differenziert nach Laststufen für den Körnermais-Anbau .....	87
Tabelle 6-16: Differenzierte Arbeitszeitbilanz für die Pflegemaßnahmen der Grünbrache .....	88
Tabelle 6-17: Zugeordnete Leistungsklassen und Hauptzeiten der eingesetzten Geräte und Kenndaten zur Berechnung der Nebenzeiten .....	89
Tabelle 6-18: Emissionsfaktoren für anthropogen induzierte N <sub>2</sub> O-Emissionen mikrobieller Herkunft .....	90
Tabelle 6-19: Parameter für den Transport der Nachwachsenden Rohstoffe vom Feld zu einem landwirtschaftlichen Zwischenlager am Hof bzw. zum Lagerhaus .....	91
Tabelle 6-20: Verbrauch von Stärkeprodukten 1996 in Deutschland .....	93
Tabelle 6-21: Typische Zusammensetzung von Mais, Kartoffeln und Weizen .....	93
Tabelle 6-22: Verwendete Erträge und Stärkeausbeuten für Mais, Kartoffeln und Weizen .....	93
Tabelle 6-23: Parameter für den Transport der Nachwachsenden Rohstoffe vom Zwischenlager zur Stärkefabrik (Transportmittel: LKW) .....	95
Tabelle 6-24: Maisstärkeproduzenten in Deutschland (1996) .....	96
Tabelle 6-25: Menge und Zusammensetzung des Abwassers der Maisstärkeproduktion .....	101
Tabelle 6-26: Maisstärkeproduktion - Produktmengen, Preise und Allokationsschlüssel nach Wert bzw. Masse .....	102
Tabelle 6-27: Kartoffelstärkeproduzenten in Deutschland (1996) .....	103
Tabelle 6-28: Menge und Zusammensetzung des Schwemm- und Waschabwassers .....	109
Tabelle 6-29: Zusammensetzung des unverdünnten Kartoffelfruchtwassers .....	110
Tabelle 6-30: Kartoffelstärke - Menge und Inhaltsstoffe des Produktionsabwassers .....	111
Tabelle 6-31: Kartoffelstärkeproduktion II – Menge und Inhaltsstoffe des Abwassers .....	112
Tabelle 6-32: Energieverbrauch bei der Herstellung von 1000 kg Stärke I .....	114
Tabelle 6-33: Energieverbrauch bei der Herstellung von 1000 kg Stärke II .....	114
Tabelle 6-34: Kartoffelstärkeproduktion I – Allokationsschlüssel .....	115
Tabelle 6-35: Kartoffelstärkeproduktion II – Allokationsschlüssel .....	117
Tabelle 6-36: Weizenstärkeproduzenten in Deutschland (1996) .....	117
Tabelle 6-37: Weizenmehl zur Stärkeproduktion – Eigenschaften .....	119
Tabelle 6-38: Weizenvermahlung - Produktmengen, Preise und Allokationsschlüssel .....	120
Tabelle 6-39: Kennwerte des Produktionsabwassers aus der Weizenstärkeproduktion .....	125
Tabelle 6-40: Weizenstärkeproduktion – Allokationsschlüssel .....	126
Tabelle 6-41: Parameter für den Transport von Mais zur Mühle .....	127
Tabelle 6-42: Produktion von Maisgrieß - Mengen, Preise und Allokationsschlüssel .....	128
Tabelle 6-43: Äquivalenzsysteme zur Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem: Alternative Entsorgungswege und Äquivalenzprozesse .....	136
Tabelle 6-44: Transportparameter für Mahlgut aus PS-Produktionsabfällen .....	138
Tabelle 6-45: Transportparameter für Mahlgut aus sortenreinen PS-Altstoffen .....	142

Tabelle 6-46: Transportparameter für den Einsatz von Regranulat aus EPS-Formteilen .....	148
Tabelle 6-47: Transportparameter für PS-Regranulat aus gemischten PS-Abfällen.....	156
Tabelle 6-48: Verteilung der PS-Becher auf die DSD-Sortierfraktionen .....	157
Tabelle 6-49: Zusammenfassung wesentlicher Kenndaten zu den PS-Abfällen .....	160
Tabelle 6-50: Transport der Rohstoffe zur EPS-Loose-fill-Produktion.....	170
Tabelle 6-51: Transport Stärke-Rohstoffe vom Zwischenlager zur Produktionsanlage .....	174
Tabelle 6-52: Bedeutendste EPS-Loose-fill-Produzenten in Deutschland 1997 .....	175
Tabelle 6-53: Bedeutende Anbieter von Loose-fill-Packmittel aus Stärke in Deutschland .....	175
Tabelle 6-54: Gewicht einer verpackten PC-Grafikkarte .....	178
Tabelle 6-55: Transport mit Loose-fill-Packmittel verpackter PC-Grafikkarten .....	179
Tabelle 6-56: Transportparameter zur Vertriebs- und Nutzungsphase .....	181
Tabelle 6-57: Transporte im Rahmen der Restmüll- und Bioabfallsammlung .....	183
Tabelle 6-58: Elementarzusammensetzung der Abfallfraktionen .....	185
Tabelle 6-59: Transportparameter zur werkstofflichen Verwertung von EPS-Loose-fill .....	186
Tabelle 6-60: Aufbereitung von DSD-Mischkunststoffen zu Agglomerat.....	188
Tabelle 6-61: Emissionsfaktoren der Reingaskonzentrationen der Biogasverbrennung .....	191
Tabelle 6-62: Transport der Loose-fill-Packmittel zur energetischen Verwertung.....	192
Tabelle 6-63: Allgemeine Inputgrößen zur Berechnung der Emissionen im MVA-Modul.....	196
Tabelle 6-64: Reinigungswirkungsgrade für verschiedene Schadstoffkomponenten.....	197
Tabelle 6-65: Berechnung abfallunabhängiger Schadstoffkonzentrationen im Reingas .....	198
Tabelle 6-66: Reinigungsleistung der modellierten Kläranlage .....	202
Tabelle 6-68: LKW-Fahrzeugklassen mit zulässigen Gesamtgewichten und Nutzlasten.....	203
Tabelle 6-69: Straßenkategorien für den Güterverkehr mit LKW .....	203
Tabelle 6-70: Energieeinsatz nach LKW-Klasse, Straßenart und Auslastungsgrad.....	205
Tabelle 6-71: Anteile der Brutto-Stromerzeugung in Deutschland im Jahr 1996.....	207
Tabelle 6-72: Vereinfachter und für die Studie verwendeter Strommix Deutschland .....	207
Tabelle 6-73: Angaben zur Fernwärmeerzeugung in der Bundesrepublik Deutschland.....	209
Tabelle 6-74: Für die Bilanzierung verwendeter Fernwärmemix .....	210
Tabelle 6-75: Ableitung des Allokationsfaktors für die Zuordnung von In- und Output eines Heizkraftwerkes auf die erzeugte thermische Energie.....	211
Tabelle 6-76: Für die Bilanzierung verwendeter Brennstoffmix in der betrieblichen Energieversorgung bzw. der industriellen Prozesswärmeerzeugung .....	212
Tabelle 7-1: Szenarien zur Verwendung von Polystyrol unterschiedlicher Herkunft.....	218
Tabelle 7-2: Zusatznutzen der untersuchten Produktsysteme .....	218
Tabelle 7-3: Äquivalenzsystem zur alternativen Entsorgung der im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle.....	219
Tabelle 7-4: KEA fossil, KEA nuklear und KEA gesamt: Brutto- und Netto-Ergebnisse für die Polystyrol-Bereitstellung sowie Netto-Werte für die kompletten Szenarien .....	241
Tabelle 7-5: Szenarien zur Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel.....	248
Tabelle 7-6: Eingesetzte PS-Menge, Zusatznutzen der Produktsysteme und im Produktsystem verwertete Abfallmenge .....	248
Tabelle 7-7: Szenarien zur Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel.....	253
Tabelle 7-8: Verwendete Polystyrol-Menge und Zusatznutzen .....	253



Tabelle 7-9: Feedstock-Energie gebrauchter EPS-Loose-fill-Packmittel versus Abzüge Output als Äquivalent der energetischen Zusatznutzen der Entsorgung.....	273
Tabelle 7-10: Szenarien zur Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel .....	279
Tabelle 7-11: Landwirtschaftliche Fläche, Rohstoff- und Stärkemengen, Zusatznutzen .....	280
Tabelle 7-12: Zusammensetzung des Versauerungspotentials bei Stärke-Szenarien .....	296
Tabelle 7-13: KEA fossil, KEA nuklear, KEA solar und KEA gesamt im Vergleich zur Feedstock-Energie: Ergebnisse für das gesamte Stärke-Szenario.....	305
Tabelle 7-14: KEA fossil, KEA nuklear, KEA solar und KEA gesamt: Differenzierte Ergebnisse für die Stärke-Bereitstellung .....	306
Tabelle 7-15: Szenarien zur der Nutzung der Stärke-Loose-fill-Packmittel .....	315
Tabelle 7-16: Eingesetzte Maisstärke- und Mais-Menge sowie Zusatznutzen .....	316
Tabelle 7-17: Szenarien zur Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel .....	320
Tabelle 7-18: Entsorgungsszenarien: Zusatznutzen.....	321
Tabelle 7-19: Verhältnis der Abzüge Output (als KEA gesamt) zur Feedstock-Energie der Stärke-Loose-fill-Packmittel und zum KEA gesamt (Brutto) der Szenarien .....	343
Tabelle 7-20: In der zweiten Auswertungsphase verglichene Stärke- und EPS-Szenarien .....	351
Tabelle 7-21: Stärke- und EPS-Szenarien: Rohstoffe, Materialmengen, Zusatznutzen .....	351
Tabelle 7-22: Inputbezogene Äquivalenzsysteme: Input in diese Systeme und aufgrund der Beanspruchung durch das Produktsystem entgangene Zusatznutzen .....	352
Tabelle 7-23: Ergebnisse zur Naturrauminanspruchnahme (in m <sup>2</sup> ).....	380
Tabelle 7-24: Ergebnisse zur Naturrauminanspruchnahme (in Einwohnerwerten) .....	380
Tabelle 7-25: KEA gesamt (Stärke- und EPS-Szenarien sowie Materialbereitstellung).....	400
Tabelle 7-26: Sensitivitätsanalyse zur systembezogenen Allokation.....	423
Tabelle 7-27: Sensitivitätsanalyse zum Einfluss der Schüttdichte .....	427
Tabelle 7-28: Sensitivitätsanalyse zur Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel ohne Polyvinylalkohol – Mais- und Stärke-Mengen sowie Zusatznutzen .....	433
Tabelle 7-29: Sensitivitätsanalyse zur Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel aus Maisgrieß– Mais- und Maisgrieß/Stärke-Mengen sowie Zusatznutzen .....	434
Tabelle 8-1: Wirkungskategorien bei der Auswertung, zugeordnete Sachbilanzparameter und Einheiten der Wirkungsindikatorergebnisse .....	439
Tabelle 9-1: SI-Vorsätze für dezimale Vielfache .....	471



*Manche Wissenschaftler sind nicht imstande, zu begreifen, dass sie mit ihren Methoden die ungewollten Informationen aussieben, um den anderen, gewollten Informationen klare Konturen zu geben. Wenn sie aber die so gewonnenen wissenschaftlichen Informationen ansehen und dabei nicht die Tatsache im Auge behalten, dass das Netz der wissenschaftlichen Methode in Wirklichkeit nicht den Ozean einfängt, in den es geworfen wird, dann erniedrigen sie sich selbst zu intellektueller Idiotie.*

*Ronald D. Laing (1976/1990): Die Tatsachen des Lebens, S. 99*

## Vorwort

Biologisch abbaubare Werkstoffe auf Basis nachwachsender Rohstoffe werden seit langem als Lösung für viele drängende Umweltprobleme diskutiert, entwickelt und gefördert. Dennoch steht eine breite Markteinführung immer noch aus. In der Diskussion wird dies häufig auf Unklarheiten bezüglich der ökologiebezogenen Bewertung zurückgeführt, die wiederum auf das Kundenverhalten, die Produktentwicklung oder die Entsorgung rückwirken. Und in der Tat wurden bisher kaum Forschungsergebnisse veröffentlicht, die eine verlässliche Einschätzung des Umweltnutzens solcher Werkstoffe erlauben.

Diese mit Unterstützung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt durchgeführte Forschungsarbeit stellt den bisher umfassendsten Beitrag dar, diese Wissenslücke zu verkleinern. Anhand des konkreten Beispiels von Loose-fill-Packmitteln aus expandiertem Polystyrol bzw. aus Stärke wird exemplarisch untersucht, unter welchen Bedingungen ein Ersatz von Kunststoffen aus fossilen Rohstoffen durch Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen aus Umweltsicht sinnvoll sein kann - und dabei einige recht überraschende Erkenntnisse gewonnen, die im vorliegenden Bericht ausführlich beschrieben und diskutiert werden. Da sich die Autoren der prinzipiellen Begrenztheit und unvermeidbaren Subjektivität jeder wissenschaftlichen Arbeit bewusst sind, wird Wert darauf gelegt, die Vorgehensweise und die Ergebnisse transparent und nachvollziehbar darzustellen.

Über die konkrete Fragestellung hinaus hat das Forschungsprojekt einen unmittelbaren Bezug zu zwei immer drängender werdenden Problemen auf der Suche nach einem dauerhaft tragfähigen Wirtschafts- und Lebensstil: Die vermehrte Nutzung nachwachsender anstelle fossiler Rohstoffe wird als eine Möglichkeit gesehen, den gemessen an der erdgeschichtlichen Entwicklung inzwischen rasanten Anstieg treibhausrelevanter Gase in der Erdatmosphäre zumindest zu bremsen und dadurch einem möglichen Klimawandel mit seinen unabsehbaren Folgen entgegenzuwirken. Zudem sind fossile Rohstoffe, aber auch fruchtbare Ackerflächen wertvolle und nur begrenzt vorhandene Güter im materiell nahezu vollständig geschlossenen System „Erde“ – unserem Heimatplaneten. Eine dauerhaft tragfähige Entwicklung und die Verantwortung nachfolgenden Generationen gegenüber erfordert einen verantwortlichen Umgang mit diesen Ressourcen. Zu beiden Punkten lassen sich aus dieser Arbeit interessante Erkenntnisse gewinnen.

Deshalb wünschen wir uns, dass die in der Untersuchung gewonnenen und zum Teil weit über den Bereich der Loose-fill-Packmittel-Nutzung hinaus bedeutsamen Erkenntnisse die Möglichkeit zum Wirken haben – und nicht in von kurzfristigen Einzelinteressen geprägten und wenig differenzierten Auseinandersetzungen verschlissen werden. Dann könnte das passieren, was wohl aus dem Blickwinkel einer dauerhaft tragfähigen Entwicklung am dringendsten erforderlich ist: Lernen auf individueller und gesellschaftlicher Ebene. Wir würden uns sehr freuen, wenn die Ergebnisse unserer Arbeit dazu beitragen würden.

Die Erstellung dieser Ökobilanz wäre ohne die finanzielle Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt nicht möglich gewesen. Wir danken dieser aufrichtig dafür und

gehen davon aus, dass diese Mittel im Sinne des Umweltschutzes und des Gemeinwohls und damit im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung gut investiert sind. Besonders danken wir Dr. Holger Wurl (DBU), der über die ganze Projektlaufzeit hinweg unser kompetenter Begleiter bei der DBU war. Ausdrücklich danken wir auch all denjenigen, die zu dieser Arbeit beigetragen haben, indem sie uns Daten und Informationen zur Verfügung stellten, mit uns anregende Diskussionen führten, sich engagiert an dem Fachgespräch beteiligten oder im Rahmen der Kritischen Prüfung unsere Arbeit konstruktiv begleitet haben.

Die Projektbearbeitenden beider beteiligter Forschungsinstitute bedanken sich darüber hinaus explizit bei den Verantwortlichen der Flo-Pak GmbH, dem Geschäftsführer Augustinus't Hart und seinem Nachfolger Fred C.M. Straver für deren mutigen Entschluss, sich am Projekt zu beteiligen und damit dessen Realisierung zu ermöglichen. Immer erfreulich und produktiv war auch die sehr gute Zusammenarbeit mit Dieter Mühlberger und John Wante (beide Flo-Pak), denen dafür herzlich gedankt sei.

## 1 Einleitung

Am Anfang des Forschungsvorhabens stand die sehr allgemeine und dann in einem Projektantrag weiter konkretisierte Frage, ob es unter Umweltgesichtspunkten Sinn macht, in Zukunft Kunststoffe vermehrt aus nachwachsenden Rohstoffen herzustellen. Dank der Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) konnte die Projektgemeinschaft aus dem Bayerischen Institut für Abfallforschung - BIfA GmbH<sup>1</sup>, dem IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH und der mittelständischen Flo-Pak GmbH diese übergeordnete Fragestellung an einem Beispiel untersuchen. Als exemplarischer Untersuchungsgegenstand dienen dabei zwei Loose-fill-Packmittelsysteme, die auf dem nachwachsenden Rohstoff *Stärke* und dem aus fossilen Rohstoffen hergestellten Material *Expandiertes Polystyrol* (EPS) basieren.

Diese Ökobilanz und damit die nachfolgenden Ausführungen berühren folglich mehrere Aspekte, die nicht nur für die aktuelle umweltbezogene Diskussion, sondern auch in Zukunft unter dem Blickwinkel der Entwicklung einer nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweise von besonderem Interesse sein dürften. Hier sollen vor allem die folgenden drei Fragen herausgestellt werden:

- Weisen Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen umweltbezogene Vorteile gegenüber Kunststoffen aus fossilen Rohstoffen auf?
- Welchen Einfluss haben Wiederverwendung und Verwertung auf die mit der Nutzung von Kunststoffen verbundenen Umweltauswirkungen?
- Welche Entsorgungsverfahren für biologisch abbaubare Kunststoffe sind unter ökologischen Gesichtspunkten vorteilhaft?

Das Interesse der Projektgemeinschaft ist es, diese übergeordneten Fragestellungen für das ausgewählte Untersuchungsbeispiel transparent und nachvollziehbar zu untersuchen. Dazu werden verschiedene Lebenswege unter den Gesichtspunkten *Erkenntnisgewinn* und/oder *Realitätsnähe* in Szenarien und Sensitivitätsanalysen konkretisiert und bezüglich ihrer Umweltrelevanz miteinander verglichen. Unser Bestreben zielt hierbei vor allem darauf, ein klares Verständnis der untersuchten Produktsysteme und der entscheidenden Parameter zu gewinnen. Auf dieser Grundlage erhoffen wir uns, zu einer fruchtbaren öffentlichen Diskussion und der Entwicklung von Strategien, die sich auch längerfristig als tragbar erweisen, beizutragen.

---

<sup>1</sup>

Anfang 2002 umbenannt in BIfA - Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH.

## **2 Aufgabenstellung und Projekthintergrund**

### **2.1 Grundlegende Informationen zum Forschungsvorhaben**

#### **2.1.1 Projektbeteiligte und allgemeine Projektinformation**

Die Untersuchung wurde von einer Projektgemeinschaft durchgeführt. Die Projektleitung lag beim Bayerischen Institut für Angewandte Umweltforschung und –technik - BIfA GmbH, Augsburg. Weiterhin waren das IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH sowie die Flo-Pak GmbH, Herbrechtingen beteiligt. Die Flo-Pak GmbH produziert sowohl Loose-fill-Packmittel aus expandiertem Polystyrol als auch aus Stärke. Das Forschungsvorhaben wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert. Dabei trugen die Projektbeteiligten einen Eigenanteil.

#### **2.1.2 Veranlassung und Zielsetzung**

Der Ersatz fossiler Ressourcen durch nachwachsende Rohstoffe hat in einer nachhaltigen Wirtschaftsweise einen besonderen Stellenwert. Häufig wird dabei Kunststoffen aus nachwachsenden Rohstoffen eine wichtige Rolle zugewiesen: Als positive Umweltauswirkungen werden unter anderem ihre weitgehende CO<sub>2</sub>-Neutralität, die Schonung nicht-erneuerbarer Ressourcen sowie die biologische Abbaubarkeit angeführt. Bisher ist jedoch noch ungeklärt, ob diese scheinbaren Vorteile nicht mit verstärkten Belastungen in anderen Umweltbereichen einhergehen und unter welchen Rahmenbedingungen die positiv zu beurteilenden Eigenschaften tatsächlich wirksam werden.

Zur Finanzierung einer diesbezüglichen Untersuchung hat die Projektgemeinschaft einen gemeinsamen Förderantrag an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt gestellt. In dem Antrag wurde das wesentliche Ziel der Projektgemeinschaft folgendermaßen formuliert: Die oben allgemein gestellte Frage soll an einem praxisrelevanten Beispiel - dem Einsatz von Loose-fill-Packmitteln aus expandiertem Polystyrol (EPS) bzw. aus Stärke – exemplarisch untersucht werden. In diesem Zusammenhang wird auch untersucht, wie sich der Einsatz von Sekundärrohstoffen und die Wiederverwendung auswirken. Unter Berücksichtigung der gesamten Produktlinie sollen dabei Schwachstellen und Optimierungspotentiale aufgezeigt sowie Grundlagen für die Beurteilung ähnlicher Fragestellungen geschaffen werden.

#### **2.1.3 Untersuchungsdesign**

Im Zentrum des Forschungsprojektes steht die Erstellung einer vergleichenden Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Expandiertem Polystyrol (EPS) und Stärke. Dabei orientieren wir uns an den ökobilanzbezogenen Normen DIN EN ISO 14040, DIN EN ISO 14041, DIN EN ISO 14042 und DIN EN ISO 14043 [DIN 1997, 1998, 1999, 1999a]. Danach werden ausgehend von der Zieldefinition in einer Sachbilanz relevante Stoff- und Energieflüsse quantifiziert und dann bei der Wirkungsabschätzung hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen zusammengefasst. Abschließend werden die so erhaltenen Ergebnisse ausgewertet.

Gemäß DIN EN ISO 14040 wurde die Erstellung der Ökobilanz durch einen unabhängigen Prüfungsausschuss kritisch geprüft und kommentiert. Nach weitgehender Fertigstellung der Modellierung wurden erste belastbare Ergebnisse als Zwischenbericht an Vertreter und

Vertreterinnen interessierter Kreise verschickt. Auf Grundlage dieses Zwischenberichtes wurde ein Fachgespräch durchgeführt und die zweite Stufe der kritischen Prüfung vorgenommen. Die über diese beiden Aktivitäten erhaltenen Anregungen haben wir soweit wie möglich bei der Fertigstellung des Forschungsvorhabens berücksichtigt.

## 2.2 Kurzbeschreibung der untersuchten Produktsysteme

In der Ökobilanz werden zwei Loose-fill-Packmittelsysteme miteinander verglichen, deren unterschiedliche Rohstoffherkunft wesentlich für das mit der Ökobilanz verbundene Erkenntnisinteresse ist:

1. Verpackungssystem basierend auf einem Loose-fill-Packmittel aus fossilen Rohstoffen (Expandiertes Primär- bzw. Sekundär-Polystyrol)
2. Verpackungssystem basierend auf einem Loose-fill-Packmittel aus nachwachsenden Rohstoffen (Expandierte Stärke)

In der Praxis zeigen diese Verpackungssysteme sehr vielfältige Ausgestaltungen. Deswegen ist es notwendig, verschiedene Ausprägungen, die in ihrer Gesamtheit eine verlässliche Einschätzung der realen Verhältnisse erlauben, zu modellieren. Dazu wird eine Vielzahl von Szenarien definiert und bilanziert; zusätzlich werden Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Wesentliche Informationen zu den Produkten, der Vergleichseinheit (funktionelle Einheit) und den betrachteten Untersuchungsszenarien sind in Kapitel 3 zusammengefasst.

## 2.3 Motivation und Erkenntnisinteresse

Zur Initiierung und Durchführung des Forschungsprojektes hat uns vor allem die Tatsache motiviert, dass die anschließenden, unseres Ermessens im Sinne einer dauerhaft tragfähigen Entwicklung sehr bedeutsamen Fragestellungen bereits seit langem intensiv diskutiert werden, dass diese Diskussion jedoch auch schon seit sehr langer Zeit unter dem Fehlen verlässlicher und transparent aufbereiteter Untersuchungsergebnisse zu dieser Thematik leidet:

- Ist die Substitution fossiler Rohstoffe durch nachwachsende Rohstoffe zur Herstellung von Kunststoffen aus ökologieorientierter Sicht tatsächlich positiv zu bewerten, wenn dabei alle relevanten Umweltfolgen über den gesamten Lebensweg eines konkreten Produktes hinweg berücksichtigt werden?
- In welchem Umfang beeinflussen dabei die Wiederverwendung und Verwertung der Altprodukte die mit dem Produktlebensweg insgesamt verbundenen Umweltauswirkungen?
- Welche Entsorgungsverfahren für biologisch abbaubare Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen sind bei einer ökologieorientierten Sichtweise zu bevorzugen?

Auch wenn uns klar ist, dass diese übergeordneten Fragen mit einem einzigen Forschungsprojekt nicht umfassend und abschließend beantworten werden können, so war und ist es uns dennoch ein wichtiges Anliegen, mit unserer Arbeit einen Beitrag zur Versachlichung der damit verbundenen Diskussionen zu leisten. Dabei zielen wir insbesondere auf zwei Aspekte ab: Zum Einen wollen wir diese Fragen mit der vorliegenden Ökobilanz

zumindest für einen realen Fall soweit wie möglich beantworten; zum Anderen sind wir bestrebt, mit dieser Arbeit die Grundlagen für die Untersuchung und Beurteilung verwandter Fragestellungen weiterzuentwickeln.

Um die Praxisrelevanz dieser exemplarischen Untersuchung zu gewährleisten, haben wir als Untersuchungsgegenstand ein Produktsystem gewählt, bei dem der Ersatz von Kunststoffen aus fossilen Rohstoffen durch Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen bereits erfolgt. Dies ist der Fall bei der Verwendung von Loose-fill-Packmitteln, die traditionell aus Expandiertem Polystyrol (EPS), in immer größerem Umfang aber auch aus Stärke hergestellt werden. In der vorliegenden Ökobilanz untersuchen wir exemplarisch verschiedene Variationen dieser Packmittelsysteme. Auch wenn sich auf diesem Wege bisher nicht vorhandenes Orientierungswissen zu den oben allgemein formulierten Fragestellungen gewinnen lässt, kann damit keine umfassende Beantwortung dieser Fragen verbunden sein. Deswegen konkretisieren wir ausgehend von diesen allgemeinen Fragen nachfolgend die in dieser Ökobilanz verfolgten Erkenntnisinteressen und fassen die entsprechenden Fragen dabei zu Gruppen zusammen. Diese Fragen sind maßgeblich für unsere Entscheidungen bezüglich der Modellierung der Produktsysteme und drücken sich dort aus. Insbesondere wird dies deutlich bei der Festlegung der Untersuchungsszenarien (vgl. Kapitel 3.4) und schließlich bei der Auswertung der Ergebnisse (vgl. Kapitel 6):

- In welchen umweltbezogenen Punkten unterscheiden sich Loose-fill-Packmittel aus EPS bzw. Stärke besonders, wo sind sie vergleichbar und lässt sich insgesamt unter Umweltsichtspunkten eine eindeutige Rangfolge aufstellen?
- Welche Unterschiede ergeben sich, wenn Polystyrol bzw. Stärke unterschiedlicher Herkunft verwendet wird? Wie groß sind dabei die Unterschiede zwischen verschiedenen Sekundär-Polystyrol-Arten? Inwieweit wirkt sich hierbei die Art und Weise der Aufbereitung von Polystyrol-Abfällen auf die Ergebnisse aus? Welchen Einfluss hat der Wert, der den im Produktsystem verwerteten Abfällen zugeschrieben wird?
- Welche Schwankungsbreiten ergeben sich für die landwirtschaftliche Produktion unterschiedlicher Stärkepflanzen, welche bei der Stärkeproduktion? Wie wirken sich Intensitätsunterschiede bei der landwirtschaftlichen Produktion auf die Ergebnisse aus? Welchen Einfluss haben verfahrenstechnische Änderungen bei der Stärkeproduktion auf die Ergebnisse?
- Wie wirkt sich die in der industriellen Praxis häufig zu beobachtende mehrfache Verwendung von Loose-fill-Packmitteln auf die Ergebnisse aus – und wie weit sind die Differenzen abhängig bzw. unabhängig von der Materialart? Welchen Unterschied macht es dabei, ob die Loose-fill-Packmittel direkt firmenintern wiederverwendet werden oder ob diese Wiederverwendung über einen Werkstoffhof mit den dafür erforderlichen Transporten erfolgt?
- Inwieweit beeinflusst die Art des Entsorgungsverfahrens die Ergebnisse und welche Entsorgungsverfahren sind aus ökologischer Sicht zu bevorzugen?
- Wie verändern sich die Ergebnisse, wenn angenommen wird, dass die Stärke-Loose-fill-Packmittel die gleiche Schüttdichte aufweisen wie die EPS-Variante? Wie wirkt sich der Zusatz von auf fossilen Rohstoffen hergestelltem Polyvinylalkohol (PVA) bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln auf die Ergebnisse aus? Wie verändern sich die



Ergebnisse, wenn anstelle von Maisstärke Maisgrieß verwendet wird? Welche Rolle spielen die Transportentfernungen?

Neben diesen eher produktspezifischen Fragen stellen sich an vielen Stellen der Auswertung immer wieder die folgende Fragen:

- Wie groß ist der Anteil verschiedener Lebenswegabschnitte bzw. Prozesse an den Ergebnissen? Wo sind in den Produktlebenswegen die bedeutendsten Schwachstellen, wo finden sich die größten Optimierungspotentiale? Wie schlagen bestimmte Annahmen bei der Modellierung von Prozessen sowie zu anderen Aspekten der Vorgehensweise auf die Ergebnisse durch? Wie macht sich die Vorgehensweise bei Allokationen in den Ergebnissen bemerkbar? Wie bedeutsam sind die mit den untersuchten Packmittelsystemen verbundenen Umweltauswirkungen im Vergleich zu den Gesamtumweltbelastungen in Deutschland?

## 2.4 Nutzer und Zielgruppen der Arbeit

Die Resultate dieser Untersuchung sind für die interessierte Öffentlichkeit bestimmt und werden nach Abschluss des Vorhabens veröffentlicht. Die Untersuchung soll verlässliche Informationen für Meinungsbildungsprozesse innerhalb und zwischen den thematisch betroffenen Kreisen bereitstellen. Genutzt werden können die Untersuchungsergebnisse sowohl von Entscheidungsträgern in Politik und Unternehmen als auch der interessierten Öffentlichkeit. Die Ergebnisse können beispielsweise Hinweise zur ökologieorientierten Beurteilung der Herstellung und Entsorgung von Produkten aus nachwachsenden Rohstoffen bzw. biologisch abbaubaren Werkstoffen liefern. Auch können daraus Hinweise auf Optimierungspotentiale bei der Materialentwicklung sowie der Nutzung von Kunststoffen allgemein und nachwachsenden Rohstoffen im Besonderen abgeleitet werden. Ebenso kann die Ökobilanz als Grundlage für die Diskussion um mögliche Förder- und Subventionsprogramme im Zusammenhang mit nachwachsenden Rohstoffe herangezogen werden. Weiterhin können die Produzenten und Nutzer von Loose-fill-Packmitteln Erkenntnisse der Untersuchung zur umweltgerechten Gestaltung der Produktsysteme nutzen. Aus Sicht der Wissenschaften könnte die Untersuchung zur Weiterentwicklung der Ökobilanzmethodik und zur Diskussion um eine nachhaltige Entwicklung beitragen.

### 3 Produkte, Vergleichseinheit und untersuchte Produktsysteme

#### 3.1 Produktbeschreibung

Im Mittelpunkt des ökobilanziellen Vergleichs steht die funktionelle Einheit. Bevor diese abgeleitet werden kann, sollten grundlegende Kenntnisse zu den betrachteten Produkten vorhanden sein. Deshalb werden an dieser Stelle vor der im folgenden Kapitel erfolgenden Ableitung der funktionellen Einheit die Produkteigenschaften beschrieben

Loose-fill-Packmittel weisen eine mikroporöse Schaumstruktur auf und werden lose als Füllmaterial im Bereich der Transportverpackungen eingesetzt. Die etwa 2-8 cm<sup>3</sup> großen, in unterschiedlichen Formen produzierten Schaumteile dienen in Verbindung mit anderen Packmitteln dem Schutz von Packgütern vor mechanischen Belastungen. Dazu wird das Packgut in eine etwas größere Transportverpackung - meist einen Karton oder auch eine Holz- oder Kunststoffkiste - gegeben. Der verbleibende Platz wird mit dem Loose-fill-Packmittel aufgefüllt. Die einzelnen Loose-fill-Teile verhaken sich ineinander und bilden eine kompakte Verpackungsfüllung. Die umhüllende Verpackung wird dann entweder über entsprechende Verschlüsse oder Verpackungs- bzw. Klebebänder verschlossen.

Die Aufgabe der Loose-fill-Packmittel besteht in der Fixierung und Polsterung des Packgutes. Vorteilhaft sind die sehr niedrige Schüttdichte sowie die guten Polster- und Fixiereigenschaften. Loose-fill-Packmittel lassen sich aufgrund ihrer Größe und des geringen Gewichtes mittels Luftströmen zwischen Silo- und Abfüllanlagen transportieren. Ihre einfache Verfügbarkeit am Abpackort, die flexible Anpassung an alle Packungs- und Packgutgrößen sowie die einfache und angenehme Handhabbarkeit dürften Grundlage des weit verbreiteten Einsatzes sein. Loose-fill-Packmittel werden für die Verpackung unterschiedlichster Produkte und die verschiedensten Vertriebswege zwischen produzierenden Unternehmen, Handel und Verbraucher verwendet. Der Schwerpunkt des Einsatzes liegt im Transport zwischen Unternehmen.

Loose-fill-Packmittel wurden seit ihrer Entwicklung Anfang der 70er Jahren vor allem aus expandiertem Polystyrol gefertigt. In den letzten Jahren wurden - bedingt durch die intensivere öffentliche Diskussion von Umweltaspekten - vermehrt auch Loose-fill-Packmittel aus Stärke hergestellt. Beide Varianten weisen bezüglich des Stoßdämpfungsverhaltens, das für den Einsatz entscheidend ist, vergleichbare Werte auf. Dafür spricht auch die in der Praxis häufig zu beobachtende, willkürlich anmutende Mischung verschiedenster Loose-fill-Packmaterial-Sorten. Dies deutet darauf hin, dass die wesentlichen Ansprüche der Anwender von den gängigen Produkten in ähnlichem Ausmaß erfüllt werden, auch wenn bei gleichem Volumen - vermutlich aufgrund der höheren Schüttdichte - die Stoßabsorption durch Stärke-Loose-fill-Packmittel geringfügig höher liegt [vgl. SINGH ET AL. 1994]. Die zusammen mit den Loose-fill-Packmittel verwendeten Verpackungsmittel sind unabhängig von der Art der Loose-fill-Packmittel. Die aus EPS bzw. aus Stärke hergestellten Loose-fill-Packmittel unterscheiden sich aber insbesondere in folgenden Punkten:

- Die Schüttdichte von Stärke-Loose-fill<sup>1</sup> liegt mit ca. 8 - 20 kg/m<sup>3</sup> über der von EPS-Loose-fill (3,5 - 7 kg/m<sup>3</sup>)<sup>2</sup>. Bedingt durch die geringere Dichte ist bei dem EPS-Produkt folglich der Materialaufwand geringer. Für die Bilanzierung setzen wir die Schüttdichten der Produkte der Flo-Pak GmbH (EPS 4 kg/m<sup>3</sup>, Stärke 12 kg/m<sup>3</sup>) an.
- Stärke-Loose-fill-Packmittel sind anders als EPS-Loose-fill-Packmittel biologisch abbaubar und können deshalb auch über biologische Verfahren entsorgt werden.
- Für die Herstellung von EPS-Loose-fill-Packmittel wird auch Sekundär-Polystyrol eingesetzt. Im Bereich der Stärke-Loose-fill-Packmittel sind uns derzeit keine Aktivitäten zur werkstofflichen Verwertung bekannt.
- Während EPS-Loose-fill-Packmittel gegenüber Feuchtigkeit unempfindlich sind, verlieren die wenig feuchteresistenten Verpackungschips aus Stärke beim Feuchtwerden ihre Stabilität und lösen sich im direkten Kontakt mit Wasser auch auf. Bezüglich der Verpackungspraxis hat dieser Punkt jedoch kaum Bedeutung, da Verpackungschips üblicherweise zusammen mit ebenfalls feuchteempfindlichen und deshalb vor Feuchte zu schützenden Kartonverpackungen eingesetzt werden.
- Loose-fill-Packmittel aus Stärke weisen nach Aussage einiger Anwender einen höheren Abrieb auf. Damit wäre eine kürzere Lebensdauer und geringere Wiederverwendungseignung verbunden. Detaillierte Untersuchungen zu diesem Sachverhalt liegen uns jedoch nicht vor.
- Verpackungschips aus Stärke weisen ohne weitere Behandlung antistatische Eigenschaften auf, EPS-Verpackungschips nur nach Benetzung mit einem Antistatikum.

Unsere Untersuchungen zur Anwendung und Entsorgung von Loose-fill-Packmittel zeigen ferner, dass die Verwendung unterschiedlicher Materialien (EPS/Stärke) bei äußerlich sehr ähnlichen Produkten dazu führt, dass Verpackungschips sowohl in innerbetrieblichen als auch in öffentlichen Sammelsystemen als Mischung erfasst werden. Dies kann sich sowohl bezüglich der Wiederverwendung (insbesondere bei Kontakt mit Wasser) als auch hinsichtlich der Verwertung (wegen unterschiedlicher Materialeigenschaften) negativ auswirken.

Tabelle 3-1: Vergleich ausgewählter Gebrauchseigenschaften von Loose-fill-Packmaterial aus Stärke bzw. aus Polystyrol

	Stärke	Polystyrol
<b>Stoßdämmvermögen</b>	gut, abhängig von Produkt	gut, abhängig von Produkt
<b>Druckverformungsresistenz</b>	durchschnittlich	gut
<b>Feuchtigkeitsresistenz</b>	gering	sehr gut
<b>Resistenz bei biotischen Belastungen</b>	gering	sehr gut
<b>Antistatische Eigenschaften</b>	sehr gut	gut (mit Antistatikum)

<sup>1</sup> Während zu Beginn der Produktion die Schüttdichten der Stärke-Loose-fill-Packmittel zum Teil bis zu 30 kg/m<sup>3</sup> erreichten, bewegen sich die Schüttdichten der marktstärksten Produkte nach Angaben der Hersteller heute im Bereich zwischen 8 - 20 kg/m<sup>3</sup> [CARMEN 1997]. Diese Angaben stimmen relativ gut mit den Schüttdichten der im Untersuchungszeitraum beim BifA eingegangenen Stärke-Loose-fill-Packmittel (9,5 - 19 kg/m<sup>3</sup>) überein.

<sup>2</sup> Diese Werte geben die Bandbreite der Schüttdichten der im Untersuchungszeitraum beim BifA eingegangenen EPS-Loose-fill-Packmittel wieder. Sie entsprechen den Angaben der Produzenten.

### 3.2 Funktionelle Einheit (Vergleichseinheit)

Die funktionelle Einheit wird in der DIN EN ISO 14040 als *Quantifizierter Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit in einer Ökobilanzstudie* [DIN 1998, S. 4] definiert. Sie dient als Bezugsgröße für die in der Sachbilanz ermittelten Input- und Outputflüsse und ist gerade bei vergleichenden Ökobilanzen mit besonderer Sorgfalt zu bestimmen, da der Vergleich der Produktsysteme auf ihrer Basis durchgeführt wird.

Wie oben beschrieben, dienen Loose-fill-Packmittel vor allem zum Schutz verpackter Güter vor mechanischen Beanspruchungen. Mögliche Vergleichsgrößen sind die Masse, das Volumen und die Polsterungseigenschaften. Bei der Auswahl ist insbesondere zu berücksichtigen ist, dass der Nutzen von Loose-fill-Packmitteln für Anwender vor allem darin besteht, dass ein bestimmtes Volumen ausgefüllt wird. Wie bei der Beschreibung der Produkte erläutert [vgl. Kapitel 3.1], sind EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel bezüglich ihrer Stoßabsorptions- und Fixierungseigenschaften nahezu gleichwertig. Auch wenn es prinzipiell sinnvoll wäre, diesen Nutzen mit möglichst wenig Gewicht sicherzustellen, ist wegen der relativ geringen Gewichtsunterschiede zwischen verschiedenen Loose-fill-Typen deren Masse für Nutzer derzeit nicht entscheidungsrelevant. Deshalb gehen wir davon aus, dass das Volumen der Loose-fill-Packmittel das entscheidende Kriterium ist, anhand dessen der Vergleich verschiedener Loose-fill-Packmittel durchgeführt werden sollte.

Da die zusammen mit den Loose-fill-Packmitteln verwendeten weiteren Packmittel unabhängig von der Art des verwendeten Loose-fill-Packmittels sind, ist es nicht notwendig, für die Bilanzierung einen konkreten Anwendungsfall zu bestimmen. Die Bilanzierung kann sich folglich direkt auf das Volumen der Loose-fill-Packmittel beziehen. Die Festlegung auf einen konkreten Zahlenwert kann damit willkürlich erfolgen. *Als funktionelle Einheit haben wir deshalb als praktikable Rechengröße ein (Füll-)Volumen von 100 m<sup>3</sup> gewählt.* Dabei ist uns bewusst, dass die in der Praxis vorkommenden Füllvolumina deutlich kleiner sind und es sich hier um eine unter Modellierungsgesichtspunkten geeignete Rechengröße handelt.

Unterschiede der betrachteten Loose-fill-Packmitteln bezüglich Feuchteresistenz, Bioabbaubarkeit, Wiederverwendungseignung, etc. (vgl. Kapitel 3.1) haben zwar Einfluss auf den möglichen Anwendungsbereich, jedoch nicht auf den quantifizierten Produktnutzen - und damit auch nicht auf die Bestimmung der funktionellen Einheit. Sie wirken sich jedoch auf die Szenarienfestlegung aus und werden bei der Interpretation der Ergebnisse thematisiert.

### 3.3 Grenzen der untersuchten Produktsysteme

Die Festlegung der Systemgrenzen hat wesentlichen Einfluss auf die Ökobilanz und deren Ergebnisse. Gemäß der Methodik der Ökobilanzierung werden die *Grenzen der untersuchten Produktsysteme* vor allem durch den Lebensweg der Loose-fill-Packmittel von der *Wiege bis zur Bahre* vorgegeben [DIN 1997, DIN 1998]. Im Idealfall schließen die Systemgrenzen alle (wesentlichen) Prozesse von der Rohstoffentnahme bis zur Ablagerung inerter Abfälle ein. Um die Komplexität der Modellierung zu begrenzen und zudem die Vergleichbarkeit der Untersuchungsszenarien zu gewährleisten, legen wir nachfolgend Kriterien für eine einheitliche Bestimmung der Systemgrenzen fest.

Systemgrenze bezüglich der innerhalb des Produktsystems betrachteten Prozesse

Mit der Festlegung der Systemgrenzen wird entschieden, welche Prozesse bei der Modellierung des Produktsystems und damit bei der Berechnung der Ergebnisse berücksichtigt werden. Nach DIN EN ISO 14040 [DIN 1997, Kap. 5.1.1.2] sollte *das System so modelliert werden, dass Inputs und Outputs an ihren Systemgrenzen Elementarflüsse sind*. Diese Vorgabe berücksichtigen wir bei der Modellierung der Szenarien so weit wie möglich. So werden für diejenigen Input-Materialien, die die unten beschriebenen Detailgrenzen überschreiten, sowie für alle Endenergieträger die Vorketten mit allen Prozessschritten von der Gewinnung und Aufbereitung der Rohstoffe bis zu ihrer Bereitstellung bilanziert.

Ausnahmen ergeben sich damit nur in zwei Fällen: Wie oben erwähnt, berücksichtigen wir vorgelagerte Prozesse nicht, wenn die nachfolgend als Detailgrenzen definierten Abschneidekriterien zutreffen. Die Systemgrenze ist in diesem Fall sehr einfach und eindeutig zu bestimmen; in der Sachbilanz weisen wir anstelle von Elementarflüssen immer die jeweiligen Materialflüsse aus. Komplexer stellt sich die Sachlage dar, falls das untersuchte Produktsystem zusätzlich zu dem über die funktionelle Einheit quantifizierten Hauptnutzen weitere Nutzen für andere Produktsysteme bereitstellt (vgl. Kapitel 5.1.2). Dabei kann es sich etwa um Strom, Fernwärme, Kompost oder die Verwertung bzw. Bereitstellung von Kunststoffabfällen handeln. Aufgrund der Verflechtungen mit anderen Produktsystemen lassen sich die Systemgrenzen hierbei nicht so einfach und eindeutig ziehen. Die Vergleichbarkeit der untersuchten Szenarien ist jedoch nur dann gewährleistet, wenn für alle betrachteten Zusatznutzen die Systemgrenzen vergleichbar sind. Wir gehen deshalb standardmäßig wie in Abbildung 3-1 dargestellt vor. Für alle outputseitigen Zusatznutzen gilt, dass die Systemgrenze an dem Punkt gezogen wird, an dem der jeweilige Zusatznutzen einen Marktwert aufweist und zudem modellierungstechnisch gut greifbar ist. Fallen im Untersuchungssystem selbst Kunststoffabfälle zur stofflichen Verwertung an, so werden diese deshalb nicht als Abfälle aus dem System ausgeschleust, sondern deren Aufbereitung zu einem marktgängigen Rezyklat innerhalb des Systems modelliert. Wird Sekundär-Polystyrol im Produktsystem verwendet, so ziehen wir die Systemgrenze dort, wo das gebrauchte PS-Altprodukt in einem Sammelbehälter als Abfall erfasst wird.

Auf diese Systemgrenzen beziehen sich die Sachbilanzergebnisse und folglich auch die aus diesen abgeleiteten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung. Dabei differenzieren wir zwischen Brutto- und Nettoergebnissen. In den *Brutto-Ergebnissen* weisen wir die Zusatznutzen als Material- oder Energieflüsse aus. Diese Darstellungsweise wird häufig auch als *Cut-off-Methode* bezeichnet, da die Zusatznutzen dabei nicht weiter verfolgt werden – d.h. nicht in Elementarflüsse transformiert werden. Mittels der in Kapitel 5.1.2 beschriebenen Methodik der systembezogenen Allokation erfolgt in einem weiteren Schritt die Umwandlung der Zusatznutzen in Elementarflüsse und deren Verrechnung mit den Brutto-Ergebnissen. Auf diesem Wege ergeben sich die *Netto-Ergebnisse*. In diesen weisen wir Zuschläge und Abzüge differenziert für den Systeminput und Systemoutput aus. Sind besondere Fragestellungen von Interesse, wie dies etwa beim ersten Auswertungsschritt des öfteren der Fall ist, geben wir auch sogenannte *Teil-Cut-off-Ergebnisse* an. Diese setzen sich aus den Netto-Ergebnissen für bestimmte Lebenswegabschnitte und den Brutto-Ergebnissen für die anderen Lebenswegabschnitte zusammen.

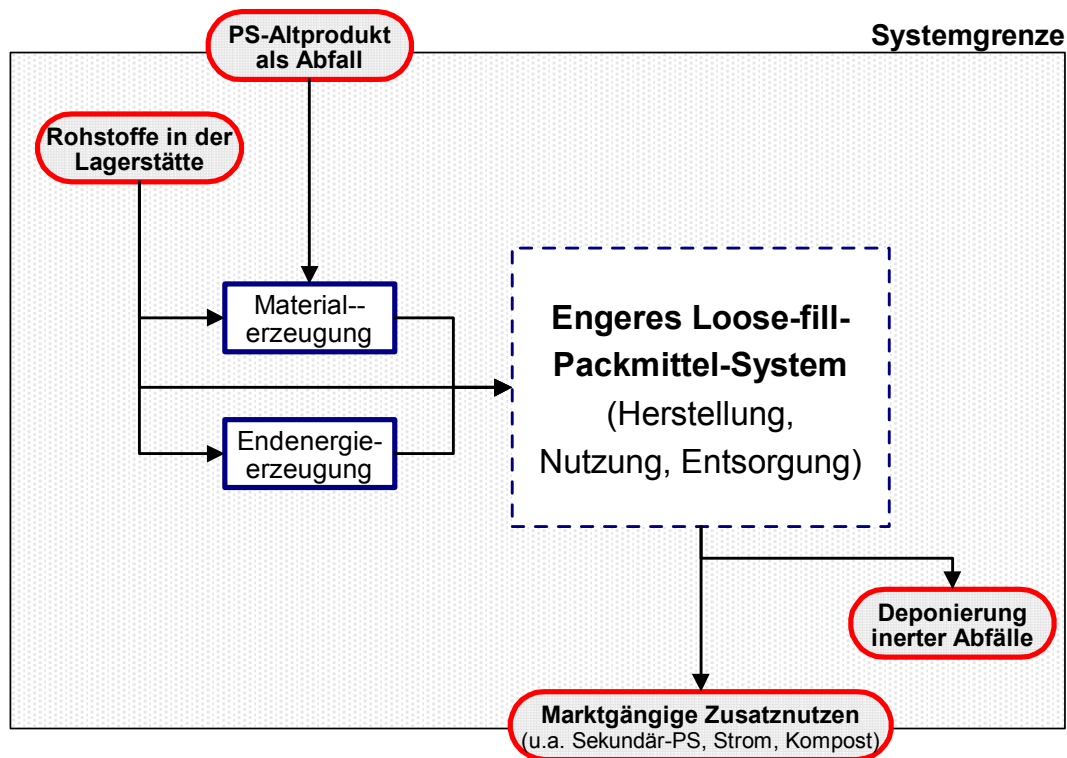


Abbildung 3-1: Systemgrenzen der modellierten Produktsysteme (gilt für Input-Materialien bei Überschreitung der Detailgrenze)

### Detailgrenzen

Die *Detailgrenze* der mit ihren Vorketten zu berücksichtigenden Input-Materialien für jeden Teilprozess legen wir mit 1 Gew.-% des gewünschten Outputs eines Prozesses fest. Die Summe der vernachlässigten Materialien sollte jedoch nicht größer sein als insgesamt 5 Gew.-% des gewünschten Outputs eines Prozesses. Zusätzlich sollten Stoffe mit geringerem Massenanteil berücksichtigt werden, wenn in der Vorkette Prozesse enthalten sind, die hinsichtlich toxikologischer oder energetischer Aspekte für die gesamte Ökobilanz bedeutsam sein könnten. Da letzteres nach Ansicht der Bearbeiter(innen) der Studie nicht der Fall ist, erfolgt die Auswahl der zu betrachtenden Vorketten über das oben genannte Massenkriterium.

Ferner gilt allgemein, dass die Bereitstellung und der Unterhalt der *Infrastruktur* – der Bau, die Wartung und Reparatur von Gebäuden, Maschinen, Industrieanlagen, Transportmitteln und Verkehrswegen – nicht berücksichtigt werden. Die umweltbezogenen Wirkungen weiterer in der Nutzungsphase verwendeter Materialien wie etwa Schmieröl, Reifen, Frostschutzmittel, Reinigungs- und Pflegemittel usw. sind nicht Bilanzierungsgegenstand.

### Geographischer und zeitlicher Bezug

Der betrachtete *geographische Bezugsraum* wird mit den politischen Grenzen der Bundesrepublik Deutschland gleichgesetzt. Allerdings finden die Bereitstellung einzelner (Roh-) Stoffe wie z.B. Rohöl (für die Produktion von Dieselmotortreibstoff) oder verschiedene Produktionsprozesse wie etwa die Herstellung von Düngemitteln nicht immer bzw. nicht ausschließlich in Deutschland statt. Bezugsraum dieser Stoffe ist dann das jeweilige Herkunftsland gewichtet mit dem durchschnittlichen Marktanteil des Produktes in Deutsch-

land. Die jeweilige Wahl des Bezugsraums wird in den konkreten Fällen explizit begründet. Wenn Daten mit anderem Bezugsraum auf Deutschland übertragen werden, was infolge von Mängeln der Datenbasis notwendig sein kann, wird dies gleichfalls dokumentiert. Als *Referenzjahr* wird das Jahr 1997 gewählt. Alle Informationen werden für dieses Jahr oder möglichst nahe zu diesem Jahr ermittelt.

### 3.4 Beschreibung der Untersuchungsszenarien

#### 3.4.1 Allgemeine Hinweise zur Festlegung der Szenarien

Zur Beantwortung der mit dem Forschungsvorhaben verfolgten Fragestellungen werden für eine Vielzahl von Szenarien Ergebnisse berechnet und zusätzlich Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Die Festlegung der Szenarien erfolgt vor allem unter den Gesichtspunkten Realitätsnähe und Erkenntnisinteresse. Zudem beeinflusst die in Kapitel 4.4.5 erläuterte Auswertestrategie die Szenarienauswahl wesentlich: So werden nachfolgend zuerst die materialspezifischen Szenarien für den ersten Auswertungsschritt getrennt nach EPS- und Stärkeszenarien bestimmt. Dann werden die Szenarien für den zweiten Auswertungsschritt, in dem materialübergreifend jeweils vier ausgewählte EPS- und Stärkeszenarien miteinander verglichen werden, definiert. Hierbei werden Ergebnisse des ersten Auswertungsschrittes einbezogen.

In den folgenden Kapiteln werden die Lebenswege der Loose-fill-Packmittel und die darauf bezogenen Szenarien jeweils kurz dargestellt. Auf die einzelnen Lebenswegabschnitte wird ausführlich in den Prozessbeschreibungen (Kapitel 6) eingegangen. Die konkrete Modellierung der Szenarien basiert auf diesen Beschreibungen.

#### 3.4.2 Festlegung des EPS- bzw. Stärke-bezogenen Vergleichsszenarios

Bei allen Ergebnisdarstellungen betrachten wir entsprechend der Relevanz ein EPS- bzw. Stärke-spezifisches Vergleichsszenario, dessen Ergebnisse einen Vergleich der Szenarien über verschiedene Auswertungsschritte hinweg erlauben. Bei der Festlegung der Vergleichsszenarien beachten wir vor allem zwei Aspekte: Zum Einen sollen die beiden materialspezifischen Szenarien bis auf die Verwendung verschiedener Materialarten weitgehend identisch sein, zum Anderen sollen sie einen auch in der Realität bedeutsamen Lebensweg abbilden. Damit scheiden als *Entsorgungswege* (vgl. Kapitel 6.5) sowohl die für EPS-Loose-fill-Packmittel nicht geeigneten biologischen Verwertungsverfahren (Kompostierung und Vergärung) als auch die für Stärke-Loose-fill-Packmittel nicht verfügbaren werkstofflichen Verwertungsverfahren aus. Auch energetische Verwertungsverfahren sowie die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel über das DSD spielen mengenbezogen derzeit keine wichtige Rolle. Deswegen nehmen wir für beide Vergleichsszenarien an, dass die Loose-fill-Packmittel über die Restmülltonne erfasst und gemäß dem bundesdeutschen Beseitigungsmix entsorgt werden. Unsere Besuche bei Unternehmen und Gespräche mit Praktikern haben gezeigt, dass dieser Entsorgungsweg unabhängig vom Material praxisrelevant ist. Hinsichtlich der *Nutzung* (vgl. Kapitel 6.4) gehen wir bei beiden Vergleichsszenarien von der einfachsten Möglichkeit, der einmaligen Verwendung, aus.

Damit bleibt nur noch die Frage des im Vergleichsszenario berücksichtigten *Materials* (vgl. Kapitel 6.3) zu klären: Bei der Stärke-Variante fällt diese Entscheidung leicht, da die Produzenten überwiegend Maisstärke einsetzen. Entsprechend betrachten wir diesen Fall im Vergleichsszenario und legen hier die Daten der Flo-Pak GmbH sowie weitere in den Prozessbeschreibungen dokumentierte Angaben (vgl. Kapitel 6) zugrunde.

Bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln gingen wir ursprünglich vom Einsatz von Primär-Polystyrol aus, da uns diese Variante im Vergleich zum nachwachsenden Werkstoff Stärke am interessantesten erschien, und bezeichneten dieses Szenario vormals als Basisszenario. Beim Fachgespräch zeigte sich jedoch, dass nicht direkt an der Untersuchung beteiligte Hersteller von EPS-Loose-fill-Packmitteln und deren Materiallieferanten dies mit Vorbehalt sahen: Sie befürchteten, dass auf diesem Wege Leser und Leserinnen des Berichtes annehmen könnten, EPS-Loose-fill-Packmittel seien in erster Linie aus Primär-Polystyrol hergestellt, obwohl sie größtenteils Über- bzw. Unterkorn aus der Produktion von EPS-Kügelchen (*frozen beads*) – und damit je nach Sichtweise sogenannte B-Ware oder einen Produktionsabfall - einsetzen würden (vgl. Kapitel 6.3.1). Auch wenn wir diese Angaben nicht überprüfen können, so haben wir diesen Vorschlag, der keine Auswirkungen auf die Ergebnisse hat, im Sinne einer kooperativen Projektbearbeitung aufgegriffen und gehen nun beim EPS-Vergleichsszenario davon aus, dass Loose-fill-Packmittel aus PS-Produktionsabfällen hergestellt werden; den Fall der Verwendung von Primär-Polystyrol betrachten wir in anderen Szenarien. Mit dieser Vorgehensweise greifen wir auch eine in die gleiche Richtung zielende Anmerkung des Prüfungsausschusses auf.

Der grundlegende Aufbau der Vergleichsszenarien und der damit verbundenen Äquivalenzsysteme (vgl. dazu Kapitel 4.2 und 5.1) sowie wesentliche Angaben zu den Stoff- und Energieströmen sind in den beiden folgenden Abbildungen (Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3) dargestellt. Alle anderen in dieser Ökobilanz betrachteten Szenarien leiten sich von diesen Vergleichsszenarien ab und stimmen mit diesen in der Struktur weitgehend überein. Wesentliche Informationen wie Angaben zum Lebensweg, den wichtigsten Stoff- und Energieflüssen sowie den Zusatznutzen, die zum Verständnis und zur Beurteilung der Szenarien und der dafür errechneten Ergebnisse notwendig sind, dokumentieren wir in unmittelbarem Zusammenhang mit der Ergebnisdarstellung (vgl. Kapitel 7).



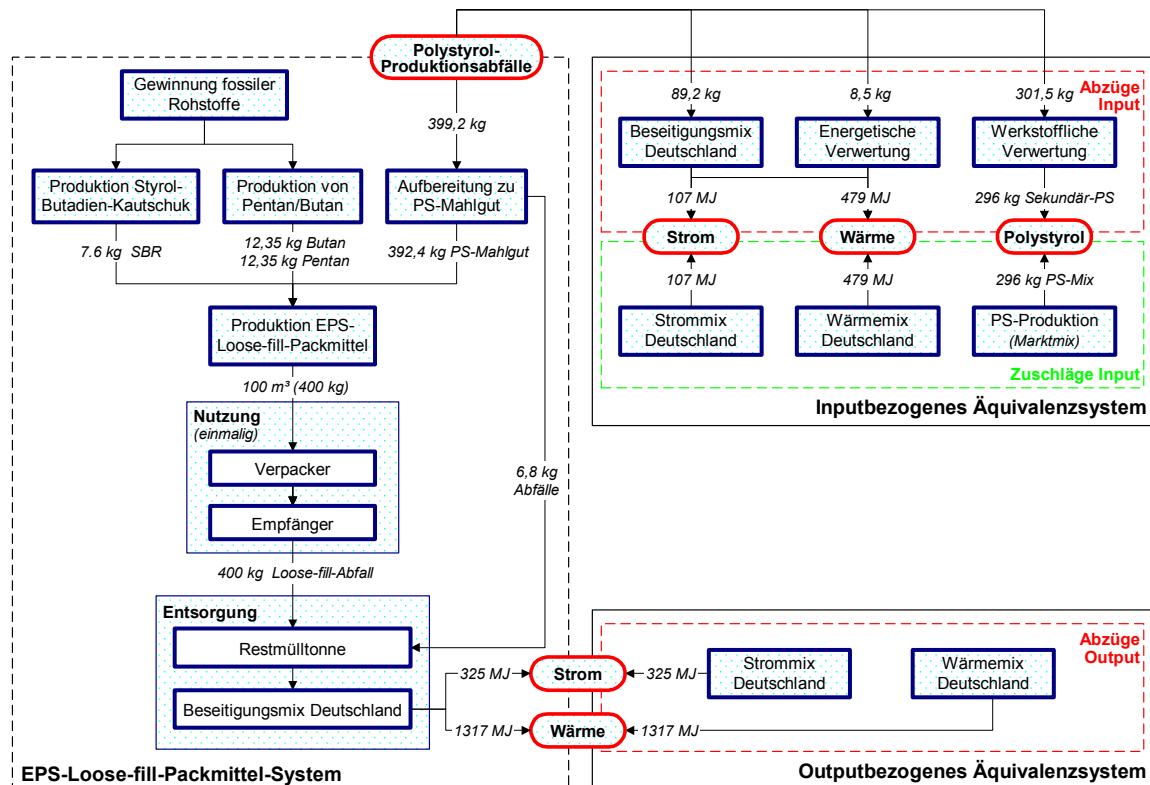


Abbildung 3-2: EPS-Vergleichsszenario: Herstellung der EPS-Loose-fill-Packmittel aus Polystyrol-Produktionsabfällen

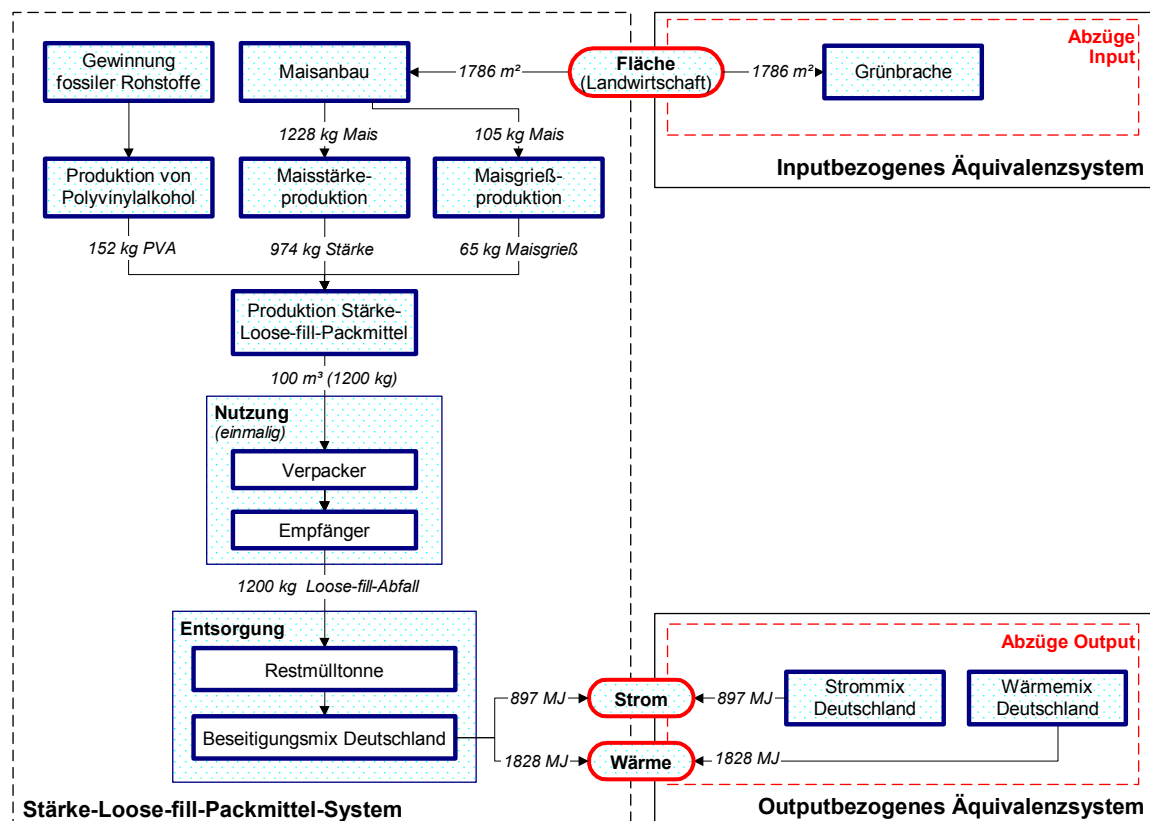


Abbildung 3-3: Stärke-Vergleichsszenario: Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel aus Maisstärke

### 3.4.3 EPS-Szenarien für den ersten, materialinternen Auswertungsschritt

#### Allgemeiner Aufbau der EPS-Loose-fill-Packmittel-Systeme

Wie in Kapitel 6.3.1 näher beschrieben, werden bei der Herstellung der EPS-Loose-fill-Packmittel im Wesentlichen die Vorprodukte Polystyrol und - in mengenmäßig deutlich geringerem Umfang - Styrol-Butadien-Kautschuk unter Zugabe der Treibmittel Pentan und Butan extrudiert und zweimal nachexpandiert. Die am Projekt beteiligte Flo-Pak GmbH verwendet für die Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel nahezu ausschließlich Sekundär-Polystyrol, das aus verschiedenen Polystyrol-Abfallfraktionen gewonnen wird. Andere Loose-fill-Packmittelproduzenten setzen vor allem das Unter- und Überkorn aus der Produktion sogenannter *frozen beads* – kleiner, mit Treibmittel versetzter Polystyrol-Kügelchen, aus denen Styropor-Formteile hergestellt werden (vgl. Kapitel 6.2.1) – sowie nachrangig Primär-Polystyrol ein. Die Loose-fill-Packmittel werden dann vom Erzeuger zum Anwender transportiert und von Letzterem für die Verpackung seiner Produkte eingesetzt; gerade im Bereich der Industrie ist hier häufig eine Mehrfach-Nutzung zu beobachten (vgl. Kapitel 6.4). Nach Gebrauch werden die Loose-fill-Packmittel auf unterschiedlichen Wegen verwertet oder beseitigt.

Der grundlegende Aufbau der betrachteten EPS-Produktsysteme und der jeweils spezifischen Kombination mit Äquivalenzsystemen kann der Darstellung des EPS-Vergleichsszenarios (vgl. Abbildung 3-2) entnommen werden. Nachfolgend werden davon ausgehend die im ersten Auswertungsschritt betrachteten EPS-Szenarien abgeleitet.

#### Verwendung Polystyrol unterschiedlicher Herkunft

Da die Produktion der Loose-fill-Packmittel selbst weitgehend unabhängig von der verwendeten Polystyrol-Art ist (vgl. Kapitel 6.3.1) und zudem die zusätzlich zum Polystyrol benötigten Stoffe einschließlich deren Mengen unverändert bleiben, liegt die Frage sehr nahe, welchen Einfluss die Art des verwendeten Polystyrols auf die Ergebnisse hat. Deshalb modellieren wir dazu im ersten Auswertungsschritt fünf Szenarien, die die Bandbreite der Polystyrol-Bereitstellung gut abdecken (vgl. Tabelle 3-2). Dabei berücksichtigen wir vier verschiedene Sekundär-Polystyrole sowie Primär-Polystyrol.

Bei diesem ersten Vergleich halten wir bis auf die Polystyrol-Bereitstellung alle anderen für das EPS-Vergleichsszenario in Abbildung 3-2 dargestellten Parameter konstant. Die Unterschiede bezüglich der Polystyrol-Herkunft wirken sich auf das inputbezogene Äquivalenzsystem und auch die Menge der im Produktsystem anfallenden Abfälle – und damit auf die dort erzeugten Energiemengen – aus. Beim Szenario 2, das die Verwendung von Primär-Polystyrol nachbildet, entfällt das inputbezogene Äquivalenzsystem ganz; stattdessen wird innerhalb des Produktsystems die Primär-Polystyrol-Produktion ab der Gewinnung der Rohstoffe bilanziert. Die für die Interpretation der Ergebnisse notwendigen Daten zu den wichtigsten Stoffströmen und den Zusatznutzen haben wir auswertungsnahe in Tabelle 7-2 und Tabelle 7-3 zusammengestellt.

Tabelle 3-2: EPS-Loose-fill-Packmittel: Szenarien zur Polystyrol-Bereitstellung

Szenario	1 (Vergleichs-szenario)	2	3	4	5
Material-bereitstellung	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Primär-Polystyrol	Sekundär-Polystyrol aus PS-Bechern im DSD-Abfall	Sekundär-Polystyrol aus EPS-Verpackungen	Sekundär-Polystyrol aus MC-/CD-Hüllen
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

#### Unterschiede in der Nutzungsphase (Einmalige Nutzung vs. Wiederverwendung)

Über die Szenarien zur Nutzungsphase untersuchen wir insbesondere, wie sich die in der Realität häufig zu beobachtende Wiederverwendung der Loose-fill-Packmittel auf die Ergebnisse auswirkt. Ausgehend vom EPS-Vergleichsszenario variieren wir zum Einen die Häufigkeit der Wiederverwendung, zum Anderen thematisieren wir die Frage der damit verbundenen Transporte, indem wir neben dem internen Wiedereinsatz die Wiederverwendung über einen Wertstoffhof nachbilden (vgl. Kapitel 6.4). Weiterhin prüfen wir über ein Szenario (Szenario 5), wie hoch die Ergebnisrelevanz der Allokationsmethodik ist, die wir ansonsten für die Aufteilung der Transportaufwendungen zwischen Loose-fill-Packmittel und Transportgut verwenden. So betrachten wir hierbei nur den Transport der Loose-fill-Packmittel und führen keine Allokation zwischen den Packmitteln und dem Transportgut durch (vgl. Kapitel 5.1.1.3 und 6.4).

Auch diese, in der folgenden Tabelle 3-3 kurz charakterisierten Szenarien werden direkt vom EPS-Vergleichsszenario (s. Abbildung 3-2) abgeleitet. Aufgrund der Wiederverwendung reduzieren sich die für die Bereitstellung der funktionellen Einheit (100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel) benötigten Materialmengen und damit auch die im Produktsystem zu entsorgenden Abfallmengen. Letzteres hat wiederum Einfluss auf die Endenergiebereitstellung durch das Produktsystem. (vgl. die Angaben zu Materialmengen und Zusatznutzen in Tabelle 7-6).

Tabelle 3-3: Szenarien zur Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel

Szenario	1 (Vergleichs-szenario)	2	3	4	5
Material-bereitstellung	Sekundär-Poly-styrol aus PS-Produktions-abfällen	Sekundär-Poly-styrol aus PS-Produktions-abfällen	Sekundär-Poly-styrol aus PS-Produktions-abfällen	Sekundär-Poly-styrol aus PS-Produktions-abfällen	Sekundär-Poly-styrol aus PS-Produktions-abfällen
Nutzung	<b>Einmalige Nutzung</b>	<b>Betriebsinterne Wiederverwendung (zweimalige Nutzung)</b>	<b>Betriebsinterne Wiederverwendung (viermalige Nutzung)</b>	<b>Wiederverwendung über Wertstoffhof (viermalige Nutzung)</b>	<b>Einmalige Nutzung (ohne Allokation)</b>
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

### Betrachtung verschiedener Entsorgungswege

Auch hier gehen wir wieder vom EPS-Vergleichsszenario (s. Abbildung 3-2) aus, stellen uns nun aber die Frage, wie sehr sich die Ergebnisse unterscheiden, wenn die EPS-Loose-fill-Packmittel auf verschiedenen Wegen entsorgt<sup>3</sup> werden. Dazu untersuchen wir insgesamt sechs verschiedene Entsorgungsalternativen (vgl. die Beschreibung der Verfahren in Kapitel 6.5), die unseres Ermessens die Bandbreite der Entsorgung von EPS-Loose-fill-Packmitteln weitgehend abdecken: Neben dem im EPS-Vergleichsszenario enthaltenen bundesdeutschen Beseitigungsmix berücksichtigen wir die thermische Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage, die mit dem in wenigen Jahren greifenden Verbot der Deponierung unbehandelter Abfälle das wichtigste Beseitigungsverfahren darstellen wird. Für die Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel kommen energetische, rohstoffliche und werkstoffliche Verfahren in Frage. Aufgrund der gesicherten Datenlage für Müllverbrennungsanlagen einerseits und des geringen Praxiseinsatzes anderer Verfahren andererseits nehmen wir näherungsweise für die energetische Verwertung eine im Wirkungsgrad optimierte Müllverbrennungsanlage an (vgl. Kapitel 6.5.6.2). Damit wird dem prinzipiell höheren Wirkungsgrad einer Kunststoff-Monoverbrennungsanlage Rechnung getragen; zusätzlich wird davon ausgegangen, dass entsprechende Energieerzeugungsanlagen aufgrund des Brennstoffes Abfall eine zu Müllverbrennungsanlagen vergleichbare Rauchgasreinigungsleistung aufweisen müssen. Werden Loose-fill-Packmittel über das DSD erfasst, so gelangen sie in die Mischkunststofffraktion und werden nach einer Agglomerierung im Hochofen rohstofflich verwertet. Auch diese Möglichkeit bilden wir in einem Szenario ab. Zusätzlich modellieren wir zwei Szenarien, in denen die Loose-fill-Packmittel werkstofflich verwertet werden. Hierbei differenzieren wir zwischen der Verwertung innerhalb des Produktsystems – also dem Wiedereinsatz für die Loose-fill-Packmittel-Produktion (Closed-loop-Recycling) – und der Verwendung der zu einem PS-Regranulat aufbereiteten Loose-fill-Packmittel in nachfolgenden

<sup>3</sup>

Die Entsorgungsverfahren werden entsprechend der Nomenklatur des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes in Verwertungs- und Beseitigungsverfahren unterteilt; diese Unterscheidung basiert auf verschiedenen Kriterien wie dem Ziel der Entsorgung (Gefahrenvermeidung vs. Abfallnutzung), technischen Parametern (Wirkungsgrad der Anlage) und der Art der Erfassung (z.B. im Restmüll oder als separate Fraktion für eine spezifische Verwertung). Gerade bei thermischen Verfahren weisen Verwertungs- und Beseitigungsanlagen weitgehende Ähnlichkeiten auf.

Produktsystemen (Open-loop-Recycling). Da sich mit den unterschiedlichen Entsorgungswegen mit den für das Produktsystem errechneten Brutto-Ergebnissen auch die Zusatznutzen ändern, dokumentieren wir diese im Zusammenhang mit der Auswertung in Tabelle 7-8.

Tabelle 3-4: Szenarien zur Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel

Szenario	1 (Vergleichs-szenario)	2	3	4	5	6
Material-bereit-stellung	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produk-tionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produk-tionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produk-tionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produk-tionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produk-tionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produk-tionsabfällen
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsor-gung	Erfassung mit Restmüll und Beseiti-gung im Be-seitigungs-mix	Erfassung mit Restmüll und Beseiti-gung in MVA	Separate Er-fassung und energetische Verwertung in optimierter MVA	Erfassung über DSD und rohstoff-liche Verwer-tung im Hochofen	Wertstoffhof u. werkstoff-liches Recyc-ling (Quasi-Closed-loop-Recycling)	Wertstoffhof und werk-stoffliches Recycling (Open-loop-Recycling)

### 3.4.4 Stärke-Szenarien für den ersten, materialinternen Auswertungsschritt

#### Allgemeiner Aufbau der Stärke-Loose-fill-Packmittel-Systeme

Stärke-Loose-fill-Packmittel werden ebenfalls mittels Extrusion hergestellt. Dabei wird eine Materialmischung aus überwiegend Stärke sowie Zuschlagsstoffen auf Basis fossiler (z.B. Polyvinylalkohol) sowie nachwachsender (z.B. Maisgrieß) Rohstoffe verwendet. Die mit Wasser versetzte Masse expandiert beim Austritt aus dem Extruder aufgrund der plötzlichen Verdampfung des Wassers; eine Nachexpansion ist nicht mehr erforderlich (vgl. die ausführliche Beschreibung in Kapitel 6.3.2). Dann werden die Stärke-Packmittel ebenfalls vom Erzeuger zum Anwender transportiert und von diesem für die Verpackung seiner Produkte eingesetzt; im industriellen Bereich findet teilweise auch eine Wiederverwendung statt (vgl. Kapitel 6.4). Nach Gebrauch werden die Stärke-Loose-fill-Packmittel über verschiedene Entsorgungsverfahren verwertet oder beseitigt. Eine werkstoffliche Verwertung ist im Gegensatz zur EPS-Variante nicht möglich.

Der Aufbau der betrachteten Stärke-Produktsysteme und deren Kopplung mit Äquivalenzsystemen stimmen weitgehend mit dem Stärke-Vergleichsszenario (vgl. Abbildung 3-3) überein; die die Szenarien bestimmenden Variationen werden nachfolgend beschrieben.

#### Verwendung von Stärke unterschiedlicher Herkunft

Wie in Kapitel 2.3 formuliert, wollen wir herausfinden, wie sich Unterschiede in der Stärkeherkunft auf die Ergebnisse auswirken. Dazu betrachten wir in verschiedenen Szenarien den Einsatz unterschiedlicher Stärkearten und berücksichtigen hierbei die in der Praxis vor allem eingesetzte Maisstärke sowie - aufgrund ihrer Relevanz in Deutschland - Kartoffel- und Weizenstärke. Den Massenanteil des zugesetzten Polyvinylalkohols setzen wir in allen Szenarien gleich an. Dagegen gehen wir nur bei der Maisstärke-Variante davon

aus, dass kostengünstigerer Maisgrieß zugesetzt wird; ansonsten nehmen wir an, dass der entsprechende Mengenanteil ebenfalls durch die im Szenario berücksichtigte Stärkeart ersetzt wird, um so die gleichzeitige Betrachtung verschiedener Pflanzenarten zu vermeiden (vgl. Kapitel 6.3.2). Da uns ferner interessiert, wie sich Unterschiede in der landwirtschaftlichen Erzeugung und der Stärkefabrikation auf die Ergebnisse auswirken, variieren wir diese Grundszenarien weiter: So berücksichtigen wir neben der konventionellen landwirtschaftlichen Produktion von Weizen den extensiven Weizenanbau ohne Mineraldünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz (vgl. Kapitel 6.1.1). Zudem differenzieren wir bei der Kartoffelstärkeproduktion zwei Verfahren, die sich insbesondere in der Abwasserentsorgung unterscheiden (vgl. Kapitel 6.1.2.4).

Tabelle 3-5: Stärke-Loose-fill-Packmittel - Szenarien zu unterschiedlichen Stärkeherkünften

<b>Nutzung</b>	<b>1 (Vergleichs-szenario)</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
<b>Material-bereit-stellung</b>	<b>Maisstärke</b>	<b>Kartoffelstärke-produktion I (Kläranlage)</b>	<b>Kartoffelstärke-produktion II (Abwasser-verregnung)</b>	<b>Weizenstärke aus konventio-nell produzier-tem Weizen</b>	<b>Weizenstärke aus extensiv produziertem Weizen</b>
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

#### Unterschiede in der Nutzungsphase (Einmalige Nutzung vs. Wiederverwendung)

Wie schon bei den EPS-Szenarien fragen wir uns auch hier, wie sich die Ergebnisse bei einer Wiederverwendung ändern. Die entsprechenden Szenarien (vgl. Tabelle 3-6) leiten wir analog zur oben für EPS beschriebenen Vorgehensweise vom Stärke-Vergleichsszenario (s. Abbildung 3-3) ab. Wesentliche Angaben zu den Material- und Abfallmengen sowie den Zusatznutzen der einzelnen Szenarien finden sich im Auswertungskapitel (Tabelle 7-16).

Tabelle 3-6: Szenarien zur Nutzung der Stärke-Loose-fill-Packmittel

<b>Nutzung</b>	<b>1 (Vergleichs-szenario)</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Materialbe-reitstellung	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke
<b>Nutzung</b>	<b>Einmalige Nutzung</b>	<b>Betriebsinterne Wiederverwen-dung (zweima-lige Nutzung)</b>	<b>Betriebsinterne Wiederverwen-dung (vierma-lige Nutzung)</b>	<b>Wiederverwen-dung über Wert-stoffhof (vierma-lige Nutzung)</b>	<b>Einmalige Nut-zung (ohne Allokation)</b>
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

### Betrachtung verschiedener Entsorgungswege

Wie bei den EPS-Szenarien (s. Kapitel 3.4.3) untersuchen wir auch für die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel sechs Alternativen. Berücksichtigt werden dabei zum Einen die vier Entsorgungswege, die sowohl für die Entsorgung der EPS- als auch der Stärke-Loose-fill-Packmittel in Frage kommen (Bundesdeutscher Entsorgungsmix, Müllverbrennung, energetische Verwertung, Entsorgung über DSD mit rohstofflicher Verwertung im Hochofen). Anstelle der für die Stärke-Loose-fill-Packmittel nicht verfügbaren werkstofflichen Verwertungsverfahren betrachten wir zwei andererseits nur für biologisch abbaubare Werkstoffe geeignete biologische Entsorgungsverfahren (Kompostierung, Vergärung). Die vor allem aus der Entsorgung resultierenden Zusatznutzen listen wir in Tabelle 7-18 auf. Hinweisen möchten wir an dieser Stelle darauf, dass von vielen Kreisen derzeit die Kompostierung als Entsorgungsweg für biologisch abbaubare Werkstoffe (BAW) favorisiert wird. Zur Prüfung der Praxis-tauglichkeit wird bis Ende 2001 in der Stadt Kassel ein umfangreiches Pilotprojekt zum Einsatz biologisch abbaubarer Werkstoffe als Verpackungsmaterial und deren Erfassung über die Biotonne mit Kompostierung durchgeführt [INTERSEROH 2001].

Tabelle 3-7: Szenarien zur Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel

<b>Szenario</b>	<b>1</b> (Vergleichs-szenario)	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
Materialbe-reitstellung	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	<b>Erfassung mit Restmüll und Beseiti-gung im Be-seitigungs-mix</b>	<b>Erfassung mit Restmüll und Beseiti-gung in MVA</b>	<b>Separate Er-fassung und energetische Verwertung in optimier-ter MVA</b>	<b>Erfassung mit Bioabfall und Kom-postierung</b>	<b>Erfassung mit Bioabfall und Ver-gärung</b>	<b>Erfassung über DSD und rohstoff-liche Verwer-tung im Hochofen</b>

### 3.4.5 Szenarien zum zweiten, materialübergreifenden Auswertungsschritt

#### Allgemeines zur Festlegung der Szenarien

Im zweiten Auswertungsschritt vergleichen wir je vier ausgewählte EPS- und Stärke-Sze-narien miteinander (vgl. Kapitel 4.4.5). Die endgültige Festlegung der Szenarien, die sich an den Kriterien *Realitätsnähe*, *Erkenntnisgewinn* und *Extremwerte* orientiert, erfolgte nach dem Fachgespräch und der zweiten Stufe der Kritischen Prüfung. Wie bereits im ersten Auswertungsschritt leiten wir auch diese Szenarien von den Vergleichsszenarien (vgl. Kapitel 3.4.2) ab und greifen hierbei auf Erkenntnisse aus dem ersten Auswertungs-schritt zurück. So hat sich dort gezeigt, dass eine Wiederverwendung sich material-unabhängig nahezu gleichartig auf die Ergebnisse auswirkt. Unter Erkenntnis-gesichtspunkten ist es deshalb nicht mehr erforderlich, diesen Aspekt in den Szenarien zum zweiten Auswertungsschritt zu betrachten. Deshalb halten wir die Nutzungsphase bei allen acht Szenarien konstant, was auch der Interpretierbarkeit der Ergebnisse zugute kommt. Dagegen modifizieren wir die Vergleichsszenarien jeweils sowohl im Bereich der

Materialbereitstellung als auch der Entsorgung. Weitere Variationen betrachten wir in Sensitivitätsanalysen (vgl. Kapitel 7.6).

#### Festlegung der EPS-Szenarien

Insgesamt vier EPS-Szenarien werden in diesem Vergleich berücksichtigt. Dabei untersuchen wir aus den in Kapitel 3.4.2 genannten Gründen das EPS-Vergleichsszenario als ein Szenario (EPS I; vgl. Tabelle 3-8). In den weiteren Szenarien untersuchen wir drei Möglichkeiten der Materialbereitstellung, die in der Praxis eine Rolle spielen: So setzt die Flo-Pak GmbH bei der Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel neben zu Mahlgut aufbereiteten PS-Produktionsabfällen Sekundär-Polystyrol aus PS-Altprodukten (z.B. MC-/CD-Hüllen, EPS-Verpackungen) ein; andere Hersteller verwenden neben PS-Produktionsabfällen anscheinend auch Primär-Polystyrol. Damit werden für den Bereich der Materialbereitstellung durchgehend realistische Varianten betrachtet.

Diese Teilszenarien kombinieren wir mit verschiedenen Entsorgungsvarianten. Hierbei bilden die beiden Szenarien EPS II und EPS IV näherungsweise die nach den aktuellen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen vorgesehenen Verwertungswege ab – die Entsorgung über das Duale System Deutschland (Hochofen) bzw. die Rücknahme über das EPS-spezifische Rücknahmesystem der EPSY GmbH (überwiegend werkstoffliche Verwertung). Weiterhin berücksichtigen wir die insbesondere auch im Vergleich zu den Stärke-Szenarien interessante energetische Verwertung.

Tabelle 3-8: EPS-Szenarien

<b>Szenario</b>	<b>EPS I</b> (Vergleichsszenario)	<b>EPS II</b>	<b>EPS III</b>	<b>EPS IV</b>
Materialbereitstellung	Sekundär-PS aus PS-Produktionsabfällen	Primär-Polystyrol	Sekundär-Polystyrol aus EPS-Verpackungen	Sekundär-Polystyrol aus MC-/CD-Hüllen
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Beseitigungsmix (Restmüll)	Hochofen (Erfassung über DSD)	Optimierte MVA (Separate Erfassung)	Werkstoffliches Recycling (Open-loop)

#### Festlegung der Stärke-Szenarien

Die oben beschriebenen vier EPS-Szenarien werden mit den nachfolgend festgelegten Stärke-Szenarien (vgl. Tabelle 3-9) verglichen. Auch hier wird als erstes Szenario das in Kapitel 3.4.2 festgelegte Stärke-Vergleichsszenario betrachtet. Dieses wird dann sowohl im Bereich der Materialbereitstellung als auch der Entsorgung verändert. In den ersten Auswertungsschritten hat sich gezeigt, dass die Art der Stärke sowie deren Produktion die Ergebnisse beeinflussen. Wir betrachten deshalb in den drei weiteren Szenarien drei unterschiedlich Stärkearten bzw. –herkünfte. Dabei lässt sich anhand der Szenarien II und III vergleichen, wie sich die Art der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion auswirkt. Die Kartoffelstärkeproduktion II (mit Abwasserverregnung) betrachten wir als eine im ersten Auswertungsschritt relativ gut abschneidende Variante ebenfalls (Stärke IV). Als Entsorgungswege untersuchen wir neben dem bundesdeutschen Beseitigungsmix sowie der energetischen Verwertung auch die typischen biologischen Verfahren – zum Einen die derzeit als Entsorgungslösung bevorzugte Kompostierung, zum Anderen die auch mit einer Energiegewinnung verbundene Vergärung.



Tabelle 3-9: Stärke-Szenarien

<b>Szenario</b>	<b>Stärke I</b> (Vergleichsszenario)	<b>Stärke II</b>	<b>Stärke III</b>	<b>Stärke IV</b>
Materialbe- reitstellung	Maisstärke	Weizenstärke	Weizenstärke (extensiver Anbau)	Kartoffelstärke II (Abwasserverregnung)
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Restmüll und Beseitigungsmix	Kompostierung	Vergärung	Optimierte MVA

## 4 Vorgehen bei der Bilanzierung

### 4.1 Sachbilanz

Die Erstellung der Sachbilanz beinhaltet das Sammeln, die Ableitung und die Aufbereitung prozessspezifischer In- und Outputdaten, die System- und Prozessmodellierung sowie die Berechnung der Sachbilanzergebnisse. Letztere quantifizieren Input- und Output-Ströme des kompletten Produktsystems oder spezifischer Teil- und Äquivalenzsysteme und sind wiederum Grundlage für die Wirkungsabschätzung und die Auswertung. Die Ergebnisse der Sachbilanz werden szenarienbezogen zusammen mit den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung im Internet unter der Adresse <http://www.bifa.de> veröffentlicht. Dort sind auch die in Standardberichtsblättern dokumentierten Sachbilanzdaten für die einzelnen Prozesse zu finden. Im Folgenden wird das Vorgehen bei der Sachbilanz näher erläutert.

Wesentlich für die Datenerhebung und die darauf basierende Bilanzierung ist die Modellierung der betrachteten Produktsysteme. Diese erfordert es, die für das jeweilige Produktsystem relevanten Prozesse zu identifizieren und dafür die Sachbilanzdaten zu erheben oder abzuleiten. Dabei werden entsprechend der in Kapitel 3.3 festgelegten Detailgrenzen auch die Vorketten der einzelnen Prozesse einbezogen. Das Modell des Produktsystems bildet so die Basis für die Datenerhebung, die Systemkalkulation und alle anschließenden Auswertungsschritte. Insgesamt wird eine Vielzahl von Produktsystemen als Szenario modelliert (vgl. Kapitel 3.4). Für die Modellierung und Bilanzierung wird dabei die Ökobilanz-Software UMBERTO© (Version 3.6) eingesetzt.

Da es die praktische Durchführung von Ökobilanzen nicht erlaubt, alle Input- und Output-Daten zu ermitteln, kommt man nicht umhin, die Zahl der zu erfassenden Parameter einzugrenzen. Dabei zielen wir darauf ab, die für die betrachteten Produktsysteme wesentlichen Stoff- und Energieströme – unter Einhaltung der in Kapitel 3.3 festgelegten System- und Detailgrenzen – zu berücksichtigen, um so die Symmetrie der Prozessdaten zu gewährleisten und eine hohe Aussagekraft der Ergebnisse sicherzustellen. Der Mindestumfang der Sachbilanzparameter, die aufgrund ihrer Umweltrelevanz für alle betrachteten Prozesse so weit wie möglich erfasst werden, wird innerhalb der Beschreibung der Wirkungsabschätzung begründet und festgelegt (vgl. Kapitel 4.3).

Bei der Gewinnung der Sachbilanzdaten wurde auf eine umfangreiche Datenbank und viele Veröffentlichungen zu Ökobilanzen, die inhaltliche Berührungspunkte aufweisen, zurückgegriffen. Sachbilanzdaten zu Basisprozessen wie der Düngemittelproduktion, Transporten oder der Energiebereitstellung wurden weitgehend unverändert übernommen; für landwirtschaftliche Prozesse und Entsorgungsverfahren wurden bereits vorhandene Daten weiter spezifiziert und aktualisiert. Direkt vor Ort ermittelten wir die Sachbilanzdaten für die Loose-fill-Packmittel-Produktion. Für viele weitere Prozesse waren ausgehend von Fachliteratur und Unternehmensinformationen Sachbilanzdaten abzuleiten – ein nicht zu unterschätzender und häufig sehr arbeitsaufwendiger Vorgang. Die Herkunft und Ableitung der Sachbilanzdaten wird in den Prozessbeschreibungen (Kapitel 6) ausführlich erläutert und zudem in den Standardberichtsblättern (<http://www.bifa.de>) dokumentiert. In letzteren werden sämtliche verwendeten Prozessdatensätze und alle dafür herangezogenen Quellen dokumentiert – ausgenommen solche Datensätze, die unter der Voraussetzung der Vertraulichkeit übermittelt wurden. Dort finden sich auch Angaben zu den Prozessen, zur

Datenherkunft und Datenqualität, zur Ableitung der Daten, zu den jeweiligen Referenzflüssen, zur Vertraulichkeit und zu weiteren relevanten Aspekten.

Mittels Sensitivitätsanalysen wird ferner untersucht, welchen Einfluss spezifische Parameter auf die Ergebnisse haben. Begründet wird die Durchführung von Sensitivitätsanalysen im Bericht jeweils themenbezogen. Entsprechende Hinweise finden sich so vor allem in den Prozessbeschreibungen und den Erläuterungen zur Allokationsmethodik. Die Datenqualität wurde über Rücksprache mit Fachleuten und die Vorabübermittlung von Berichtsteilen an Unternehmen, die für den jeweiligen Prozess kompetent sind, geprüft. Zudem wurde vor Abschluss des Projektes ein im Bereich der Sachbilanz weit fortgeschrittener Berichtsentwurf an betroffene Kreise verschickt; dieser Entwurf und die daraufhin eingegangenen Anmerkungen wurden bei einem Fachgespräch mit Expertinnen und Experten aus unterschiedlichsten projektrelevanten Bereichen diskutiert. Dabei erhaltene Anregungen wurden im Sinne einer Optimierung der Datenqualität und der modellierungstechnischen Umsetzung soweit wie möglich bei den abschließenden Berechnungsgängen berücksichtigt.

## 4.2 Grundsätzliches zur Allokationsmethodik

Die Modellierung der betrachteten Produktsysteme erfordert an verschiedenen Stellen die Anwendung sogenannter Allokationsregeln (Zuordnungsregeln). Dies ist notwendig, um Emissionen, Rohstoffverbräuche und sonstige in der Sachbilanz erhobene Größen sachgerecht zwischen dem untersuchten und anderen Produktsystemen aufzuteilen. Dabei sind zwei systematische Ebenen zu unterscheiden: Eine Allokation kann auf der Ebene einzelner Prozesse innerhalb des untersuchten Produktsystems (Allokation auf Prozessebene; vgl. ausführliche Beschreibung in Kapitel 5.1.1) oder zwischen dem untersuchten Produktsystem und vor- bzw. nachgelagerten Produktsystemen (Allokation auf Produktsystemebene; vgl. Kapitel 5.1.2) erforderlich sein.

Da es keine allgemein verbindliche Allokationsmethode gibt, ist die Vorgehensweise bei Allokationen jeweils im Untersuchungskontext festzulegen. Dabei sind nach DIN EN ISO 14041 [DIN 1998, Kap. 6.5.2] Kuppelprozesse zu kennzeichnen und zu dokumentieren, die Energie- und Massenerhaltung zu beachten sowie Sensitivitätsanalysen für alternativ anwendbare Allokationsverfahren durchzuführen. Nach Kapitel 6.5.3 der Norm ist bei der Festlegung einer Allokationsregel zudem schrittweise vorzugehen: So ist zunächst zu überprüfen, ob eine Allokation vermieden werden kann. Der Verzicht darauf ist dann möglich, wenn ein Prozess mit mehreren Produkten in von einander unabhängige, produktspezifische Teilprozesse aufgespalten werden kann oder wenn das betrachtete Produktsystem um ursprünglich nicht einbezogene Kuppelprodukte erweitert wird. Wenn eine Allokation nicht vermieden werden kann, so sollten die allokierten Stoffströme in erster Linie in einer physikalischen Beziehung (z.B. Masse, Energiegehalt) zu dem betrachteten Kuppelprodukt stehen. Andere, nicht-physikalische Beziehungen (z.B. Wert, Gebrauchseigenschaften) sollten erst in zweiter Linie als Allokationsgrundlage verwendet werden.

Im vorliegenden Forschungsvorhaben wurde deshalb versucht, Allokationen soweit wie möglich zu vermeiden. An vielen Stellen war jedoch eine entsprechende Systemerweiterung nicht durchführbar. Dagegen sprachen unterschiedliche Gründe: Der Bilanzraum hätte sich so vergrößert, dass eine angemessene Behandlung mit den gegebenen Projektressour-

cen nicht möglich gewesen wäre. Durch die dann weiter erhöhte Komplexität wären Unterschiede zwischen verschiedenen Szenarien verwischt und die Aussagekraft der Ergebnisse gemindert worden. In einigen Fällen sind auch die jeweils vor- bzw. nachgelagerten Prozesse nicht eindeutig zu bestimmen. Ebenso können des öfteren Kuppelprozesse anhand der verwendeten Literaturdaten nicht in Teilprozesse aufgetrennt werden.

Die Vorgehensweise bei deshalb unumgänglichen Allokationen wird im Kapitel 5.1 ausführlich begründet und anhand von Beispielen beschrieben. Dabei wird zwischen Allokationen, die sich nur auf einzelne Prozesse beziehen, sowie Allokationen auf der Ebene des gesamten Produktsystems unterschieden. Im Fall der *prozessbezogenen Allokationen* werden Multi-Input- und Multi-Output-Prozesse sowie Transporte und die Nutzung landwirtschaftlicher Flächen betrachtet (vgl. Kapitel 5.1.1). Die Frage der *systembezogenen Allokation* stellt sich dann, wenn ein Produktsystem neben dem eigentlichen, über die funktionelle Einheit abgebildeten Nutzen weitere Zusatznutzen erbringt. Dies ist etwa der Fall, wenn das untersuchte Produktsystem Energie- und Materialflüsse für andere Produktsysteme bereitstellt oder Abfälle verwertet – wobei im letzten Fall auch berücksichtigt wird, dass dadurch anderen Produktsystemen Nutzen entgehen können. Wie derartige Zusatznutzen über die Modellierung von Äquivalenzsystemen in Elementarflüsse umgewandelt und als Zuschläge und Abzüge mit den für das Produktsystem ermittelten Brutto-Ergebnissen zu Netto-Ergebnissen verrechnet werden, wird im Kapitel 5.1.2 beschrieben. Bei der Auswertung wird zudem darauf Wert gelegt, den Einfluss der Allokationsmethodik auf die Ergebnisse möglichst transparent zu machen.

Generell gilt, dass die Durchführung von Allokationen jeweils im Rahmen der Prozessbeschreibungen dokumentiert wird. Grundsätzlich erfolgt dabei die Zuordnung von Umweltwirkungen - soweit nicht anders spezifiziert und soweit keine anderen Parameter die Beziehungen besser abbilden - über die Masse. Werden andere Größen als Allokationsgrundlage verwendet, so soll der Leser bzw. die Leserin die Möglichkeit haben, die Auswirkungen einzuschätzen. Deshalb werden an den entsprechenden Stellen zusätzlich die massebezogenen Allokationsfaktoren ausgewiesen und falls erforderlich zusätzlich Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Dadurch kann der Einfluss der jeweiligen Allokationsentscheidung auf die Ergebnisse beurteilt werden.

## 4.3 Wirkungsabschätzung

### 4.3.1 Grundlagen der Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung als dritte Phase einer Ökobilanz, dient dazu, die Ergebnisse der Sachbilanz zu komprimieren und für die Auswertung aufzubereiten. Dazu werden Sachbilanzergebnisse soweit wie möglich (potentiellen) Umweltwirkungen zugeordnet und innerhalb dieser Wirkungskategorien miteinander zu aggregierten Werten verrechnet. Aufgrund der Veröffentlichung dieser vergleichenden Ökobilanz, hat die Wirkungsabschätzung nach DIN EN ISO 14042 [DIN 1999] folgende verpflichtende Bestandteile zu enthalten:

- Auswahl der zu betrachtenden Wirkungskategorien
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung)
- Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse (Charakterisierung), d.h.

- Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzparameter in gemeinsame Maßeinheiten je Wirkungskategorie
- Bestimmung des Indikatorergebnisses für jede Wirkungskategorie durch Zusammenfassung der umgewandelten Sachbilanzergebnisse

Als optionale Bestandteile werden in der Norm weiter die in den folgenden Kapiteln beschriebenen Schritte der Normierung, der Ordnung und der Gewichtung aufgeführt.

Jede der Wirkungskategorien bezieht sich auf einen mehr oder weniger komplexen Wirkungsmechanismus, an dessen Ende unerwünschte Auswirkungen auf ein oder mehrere Umweltgüter stehen. Am Anfang steht die Freisetzung bestimmter Stoffe aus dem untersuchten System oder ein durch das System bedingter Eingriff in die Umwelt. Der Name der Wirkungskategorie bezeichnet diesen Wirkungsmechanismus. Nach der Auswahl und Benennung der Wirkungskategorien können den einzelnen Wirkungskategorien die dafür jeweils relevanten Sachbilanzparameter zugeordnet werden. Um die Auswertung erschwerende Unsymmetrien zu vermeiden, sollte – wie weiter unten beschrieben - bei der Festlegung der Wirkungskategorien bereits der Mindestumfang an Sachbilanzparametern bestimmt werden, der für alle Prozesse zu erheben ist. Dieser Schritt hat deshalb entscheidende Rückwirkungen auf die Durchführung der Sachbilanz.

In einem weiteren Schritt sind für jede der Wirkungskategorien ein bzw. mehrere geeignete Indikatoren zu bestimmen. Diese Wirkungsindikatoren vermittelt zwischen dem durch die Sachbilanzergebnisse charakterisierten Untersuchungssystem und den Wirkungsendpunkten in der Umwelt und sollten die Wirkungskategorie möglichst gut repräsentieren. Wirkungsindikatoren können frei zwischen den Sachbilanzergebnissen und Wirkungsendpunkten entlang des gesamten Umweltwirkungsmechanismus gewählt werden. So werden in manchen Fällen auch direkt Ergebnisse der Sachbilanz als Wirkungsindikator herangezogen. Beispiele für Wirkungsindikatoren sind etwa die *Freisetzung von Protonen* als Indikator für die Wirkungskategorie *Versauerung* oder die *Verstärkung der Infrarotstrahlung der Erdatmosphäre* für die Wirkungskategorie *Treibhauseffekt*.

Die Auswertung basiert dann im wesentlichen auf den für die einzelnen Wirkungsindikatoren berechneten Indikatorergebnissen. Werden dabei mehrere Sachbilanzparameter in einem Wirkungsindikator zusammengefasst, so ist eine Vorgehensweise zur Umrechnung der Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators erforderlich. Dazu werden mehr oder weniger komplexe Charakterisierungsmodelle verwendet, die die Beziehung zwischen dem Wirkungsindikator und den zugeordneten Sachbilanzparametern nachbilden. Über den aus diesen Modellen abgeleiteten Charakterisierungsfaktor – beispielsweise *kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente je kg emittiertem treibhausrelevantem Gas* - können die Sachbilanzergebnisse in eine gemeinsame Einheit umgerechnet und dann zum Wirkungsindikatorergebnis addiert werden. Exemplarisch ist in der nachfolgenden Abbildung die Vorgehensweise für die Wirkungskategorie *Versauerung* dargestellt.

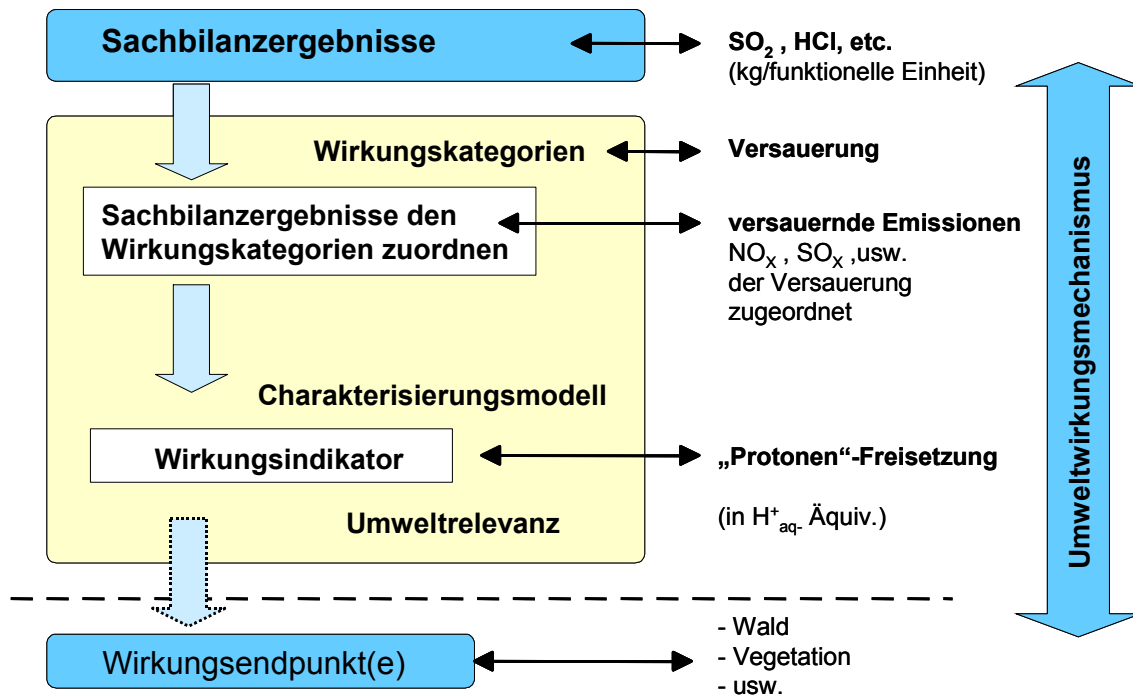


Abbildung 4-1: Wirkungsabschätzung nach DIN EN ISO 14042 - Umrechnung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungsendpunkte repräsentierende Wirkungsindikatoren am Beispiel der Versauerung [nach DIN 1999]

Aufgrund des Umfangs der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung ist es nicht machbar, diese direkt in der vorliegenden Veröffentlichung über die Verwendung bei der Auswertung hinaus zu dokumentieren. Um die Nachvollziehbarkeit und Transparenz unserer Interpretationen jedoch möglichst zu gewährleisten, veröffentlichen wir nach Abnahme des Endberichtes durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt die vollständigen Ergebnisse zusammen mit den Sachbilanzergebnissen unter der Internet-Adresse <http://www.bifa.de>.

#### 4.3.2 Auswahl der Wirkungskategorien

Die Auswahl der in einer spezifischen Ökobilanz betrachteten Wirkungskategorien orientiert sich an den aktuellen umweltbezogenen Kenntnissen sowie gegebenenfalls an projektspezifischen Erkenntnisinteressen. Die Entwicklung der Ökobilanzierung sowie der umweltbezogenen Diskussion in den letzten Jahren hat dazu geführt, dass heute üblicherweise rund zehn Wirkungskategorien aufgrund ihrer relativ hohen Umweltrelevanz berücksichtigt werden. In dieser Untersuchung betrachten wir die vom Umweltbundesamt (Berlin) als relevant eingestuft und in der folgenden Tabelle zusammengestellten Wirkungskategorien [UBA 2000]. Ergänzend ist dort auch die Beurteilung der einzelnen Kategorien nach den Kriterien *Ökologische Gefährdung* und *Distance-to-target* durch das Umweltbundesamt dokumentiert.

Tabelle 4-1: Berücksichtigte Wirkungskategorien mit Hierarchisierung durch das Umweltbundesamt [UBA 2000, Anhang 1]

Wirkungskategorie	Ökologische Gefährdung	Distance-to-target
Direkte Humantoxizität	Auswertung anhand einzelner Sachbilanzparameter	
Direkte Schädigung von Ökosystemen	Auswertung anhand einzelner Sachbilanzparameter	
Aquatische Eutrophierung	B	C
Terrestrische Eutrophierung	B	B
Naturraumbeanspruchung	A	B
Photochemische Oxidantienbildung	D	B
Ressourcenbeanspruchung	C	B
Stratosphärischer Ozonabbau	A	D
Treibhauseffekt	A	A
Versauerung	B	B
A = Höchste Priorität		E = Niedrigste Priorität

Alle in der obigen Tabelle aufgeführten Wirkungskategorien werden in der vorliegenden Ökobilanz berücksichtigt. Auf die in früheren Veröffentlichungen thematisierte Kategorie Lärm [UBA 1996] wird nicht eingegangen: Bisher wurde diese nur für transportintensive Systeme mit der Hilfsgröße der in Wohngebieten gefahrenen Kilometern berechnet. Es ist jedoch nicht zu erwarten, dass zwischen den hier untersuchten Systemen diesbezüglich deutliche Unterschiede auftreten. Auch die Wirkungskategorien Strahlung und Risiken (Störfälle, Transportunfälle, etc.) [vgl. UBA 1996] werden nicht behandelt, da keine Vorschläge vorliegen, wie diese Wirkungskategorien zu operationalisieren wären.

Die Auswahl der Wirkungskategorien wird im folgenden kurz erläutert. Die Wirkungskategorien selbst und die Methodik zur Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse werden im Kapitel 0 ausführlicher beschrieben.

#### 4.3.3 Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien

In diesem Schritt werden Sachbilanzparameter einer überschaubaren Zahl von Umweltwirkungskategorien zugeordnet. Entsprechend dieser Zuordnung werden die Ergebnisse der Sachbilanz zu Wirkungsindikatorergebnissen verrechnet oder direkt als Wirkungsindikatorergebnis verwendet. In der folgenden Tabelle wird diese Zuordnung dargestellt. Aufgenommen und zugeordnet wurden nur diejenigen Sachbilanzparameter, die durchgängig in den modellierten Prozessen erfasst werden konnten. Dadurch wird vermieden, dass Datenunsymmetrien die Ergebnisse der Ökobilanz beeinflussen.

Tabelle 4-2: Zuordnung der Sachbilanzparameter zu den einzelnen Wirkungskategorien und Einheiten der Wirkungsindikatorergebnisse

Wirkungskategorie	Sachbilanzparameter	Wirkungsindikator (Einheit)
Humantoxizität	As, BaP, Benzol, Cd, Cr (als Cr-VI), PCDD/F, Ni, Pb, SO <sub>2</sub> , Dieselpartikel	kg Arsen-Äquivalente; kg Pb; kg SO <sub>2</sub> ; kg Dieselpartikel
Ökotoxizität	AOX (Wasser); HF, NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> (Luft); Pflanzenschutzmittel	keine Aggregation; Angabe jeweils in kg
Eutrophierung (aquatisch)	P-ges., CSB, N-ges., NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente
Eutrophierung (terrestrisch)	NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub>	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente
Naturraumbeanspruchung	Fläche	m <sup>2</sup> je Natürlichkeitsklasse IV - VII
Ozonbildung (bodennah)	NO <sub>x</sub> , Benzol, CH <sub>4</sub> , Formaldehyd, NMVOC, VOC, Pentan, Butan	kg Ethen-Äquivalente; kg NCPOCP (N-korrigiert)
Ressourcenbeanspruchung	Erdöl, Erdgas, Braunkohle, Steinkohle; Uran; Biomasse	MJ KEA fossil; MJ KEA nuklear; MJ KEA solar; kg Rohöläquivalente
Ozonabbau (Stratosphäre)	N <sub>2</sub> O	kg N <sub>2</sub> O
Treibhauseffekt	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O	kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente
Versauerung	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCl, HF, NH <sub>3</sub>	kg SO <sub>2</sub> -Äquivalente

Die Wirkung des Ozonabbaus wird auf die Betrachtung von N<sub>2</sub>O beschränkt, da weitere ozonzerstörende Substanzen in den untersuchten Produktsystemen nicht in relevanter Menge emittiert werden.

## 4.4 Auswertung

### 4.4.1 Der Begriff der Bewertung in der Auswertung

Der Begriff der Bewertung ist in der Standardisierungsdiskussion und damit in den einschlägigen Normen nicht mehr verankert. Dagegen sind die subjektiv geprägten Elemente einer abschließenden Bewertung gemäß der Aufgabenstellung und der Zieldefinition einer Ökobilanz-Studie nun auf die zwei Phasen Wirkungsabschätzung und Auswertung verteilt. Es wird jedoch vorgeschlagen, die optionalen Elemente einer Wirkungsabschätzung und die wenig definierten Inhalte der Auswertungsphase zusammen weiterhin als die Bewertung einer Ökobilanz zu verstehen.

Dementsprechend gehören zur Bewertung aus dem Bereich der Wirkungsabschätzung die folgenden Schritte: Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu Referenzwerten (Normierung) (1), Ordnung (2), Gewichtung (3) sowie Analyse der Datenqualität (4). Zusätzlich werden aus dem Bereich der Auswertung die folgenden Schritte durchgeführt: Identifizierung der signifikanten Parameter (5), Beurteilung durch Vollständigkeitsprüfung (6), Sensitivitätsprüfung und Konsistenzprüfung (7) sowie Schlussfolgerungen und Empfehlungen (8).

Es ist ersichtlich, dass sowohl die Analyse der Datenqualität als auch die Beurteilung durch Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfung nicht unmittelbar auf die Beantwortung des in der Zieldefinition formulierten Erkenntnisinteresses gerichtet sind, sondern vielmehr der Absicherung eines Ergebnisses der Ökobilanz dienen. Angaben dazu wurden



bereits im Kapitel zur Sachbilanz gemacht. Zur Beurteilung der Belastbarkeit der abschließenden Aussagen werden die Angaben zur Datenqualität noch einmal herangezogen.

Demgegenüber sind die übrigen oben aufgeführten Arbeitsschritte geeignet, das Erkenntnisinteresse einer Ökobilanz im Sinne einer Bewertung zu beantworten. Nach der Norm DIN EN ISO 14042 [DIN 1999] darf der Arbeitsschritt *Gewichtung* nicht für zur Veröffentlichung bestimmte vergleichende Aussagen angewendet werden. Dabei lautet die Definition von Gewichtung: *Die Gewichtung ist ein Verfahren zur Umwandlung der Indikatorergebnisse unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen.*

Dies bedeutet, dass Indikatorergebnisse wie das für ein Produktsystem berechnete Treibhauspotential nicht weiter numerisch verändert werden dürfe. Somit dürfen Bewertungsmethoden, die auf einen einheitlichen Index aggregieren, im Rahmen dieses Projektes nicht angewendet werden. Die anderen Arbeitsschritte der Bewertung aus den Arbeitsphasen Wirkungsabschätzung und Auswertung werden wie im Weiteren beschrieben umgesetzt.

#### 4.4.2 Spezifischer Beitrag der einzelnen Wirkungskategorien (Normierung)

Als Normierung wird die Berechnung der Größenordnung der Indikatorergebnisse im Verhältnis zu einem Referenzwert bezeichnet. Die Ergebnisse, die sich für die bei der Auswertung betrachteten Wirkungskategorien und Sachbilanzparameter errechnen, werden so jeweils auf bereits existierende Umweltbelastungen bezogen. Wir gehen dabei analog zu aktuellen Ökobilanzprojekten des Umweltbundesamtes vor. Dabei entspricht der Referenzwert jeweils der derzeitigen Situation der Umweltbelastung auf dem Territorium der Bundesrepublik Deutschland. Beispielsweise wird als Referenzwert berechnet, wie hoch das Treibhauspotential der Jahresemissionen an Treibhausgasen in der BRD ist. Zu diesem Wert wird das für ein spezifisches Produktsystem ermittelte Treibhauspotential ins Verhältnis gesetzt. Dadurch ergibt sich der spezifische Beitrag dieses Szenarios zur Gesamtbelastung. Bezieht man diese Zahl auf die Einwohnerzahl Deutschlands, so erhält man die sogenannten Einwohnerwerte (EW).

Am Ende dieser Stufe liegen die spezifischen Beiträge der verschiedenen untersuchten Produktsysteme bezüglich der jeweiligen Umweltwirkungen vor. Die spezifischen Beiträge können dann als Parameter für den ökologischen Vergleich der Optionen herangezogen werden. Der spezifische Beitrag gibt dabei an, bei welchen Umweltwirkungen die größten Reduktionseffekte bezogen auf die untersuchten Systeme möglich sind. In der folgenden Tabelle sind die in dieser Arbeit verwendeten Gesamtbelastungen der BRD und die auf den Einwohner bezogenen Mengen zur Berechnung der Einwohnerwerte aufgeführt.

Der in der Kategorie ökotoxische Wirkung ebenfalls ausgewiesene Pflanzenschutzmitteleinsatz wird in Tabelle 4-3 in der Rubrik *Aggregierte Werte* aufgeführt, da in diesem Fall verschiedene Substanzen anhand ihrer Masse in einen Summenwert aggregiert wurden. Der Abweichung gegenüber der Systematik der ansonsten dort genannten Wirkungsgrößen sind wir uns dabei bewusst. Etwas problematisch ist hier die Datenlage hinsichtlich der Bezugsgröße für die Normierung, da direkte Daten für den Pflanzenschutzmitteleinsatz pro Jahr nicht vorliegen. Eine Ableitung aus den statistischen Daten wird erschwert durch die Tatsache, dass sich die Angaben zum Inlandsabsatz pro Jahr - zum Teil bei weitem - nicht mit den Produktions-, Export- und Importangaben für das jeweilige Jahr decken. Dies hängt vermutlich mit der zeitlichen Verschiebung von Produktion und Inverkehrbringen sowie der Haltung von Lagerbeständen zusammen. Deshalb greifen wir auf Angaben zum Absatz

zurück, da sich dieser über einen längeren Zeitraum hinweg im Jahresmittel mit der Verwendung decken dürfte. Nach unserer Einschätzung müsste die in Tabelle 4-3 angegebene Tonnage Pflanzenschutzmittelwirkstoff pro Jahr für den Zeitraum von Mitte bis Ende der 90er Jahre für Deutschland zutreffend sein.

Tabelle 4-3: Grundlagen zur Ermittlung des spezifischen Beitrags – Gesamtemissionen und -verbräuche in Deutschland und mittlere Belastung durch einen Einwohner pro Jahr

	Deutschland		Quelle	Belastung je Einwohner <sup>i)</sup>	
<b>Nicht-aggregierte Werte</b>					
<b>Ressourcen</b>					
Gesamtfläche BRD <sup>l)</sup>	35.697.000	ha	b)	4.353	m <sup>2</sup>
<b>Emissionen (Luft)</b>					
Ammoniak	651.000	Mg/a	c)	7,94	kg/a
Blei	624	Mg/a	d)	0,0077	kg/a
Distickstoffmonoxid (N <sub>2</sub> O)	228.000	Mg/a	c)	2,78	kg/a
Fluorwasserstoff	124.000	Mg/a	h)	1,51	kg/a
Stickoxide (als NO <sub>2</sub> )	1.859.000	Mg/a	c)	22,67	kg/a
Dieselpartikel	38.000	Mg/a	e)	0,46	kg/a
Schwefeloxide (als Schwefeldioxid )	1.851.000	Mg/a	c)	22,57	kg/a
<b>Emissionen (Wasser)</b>					
AOX	4.337	Mg/a	f)	0,5	kg/a
Ammonium	230.000	Mg/a	n)	2,8	kg/a
<b>Aggregierte Werte</b>					
Rohöläquivalente	200.758.386	Mg ROE/a		2.447	kg/a
KEA fossil	12.722.000	TJ/a	a)	155.124	MJ/a
KEA nuklear	1.858.000	TJ/a	c)	22.655	MJ/a
KEA solar	130.000	TJ/a	a)	1.585	MJ/a
Treibhauspotential	1.079.884.000	Mg CO <sub>2</sub> -Äq/a	c)	13.167	kg/a
Versauerungspotential	4.574.580	Mg SO <sub>2</sub> -Äq/a	c)	56	kg/a
Eutrophierungspotential (Luft)	466.916	Mg PO <sub>4</sub> -Äq/a	c)	5,7	kg/a
Eutrophierungspotential (Wasser)	639.900	Mg PO <sub>4</sub> -Äq/a	c)d)	7,8	kg/a
Photooxidantienbildung (POCP)	734.444	Mg Eth-Äq/a	c)	9,0	kg/a
Photooxidantienbildung (NCPOCP)	1.168.474	Mg NCPOCP/a	c)	14	kg/a
Krebsrisikopotential (Luft)	473	Mg As-Äq/a	d)j)	0,0058	kg/a
Pflanzenschutzmitteleinsatz <sup>m)</sup>	35.000	Mg/a	k)	0,43	kg/a
a) [BMWi 1998a; BMWi 1999]	i) Basis: 82.012.000 Einwohner der BRD nach c)				
b) [UBA 1997]	j) [IFEU 1998b]				
c) [UBA 1998a]	k) [STATISTISCHES BUNDESAMT 2000]				
d) [UBA 1996a]	l) Bezugsgröße der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung				
e) [IFEU 1998a]	m) bezogen auf Wirkstoff				
f) [STATISTISCHES BUNDESAMT 1995c]	n) abgeschätzt nach d) Stickstoffgesamteinträge in Fließgewässer				
h) [UBA 1993]	o) Abgeschätzt auf der Basis von STATISTISCHES BUNDESAMT [1997]				

Die Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung beziehen sich zunächst auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel. Die auf Einwohnerwerte normierten Ergebnisse werden auf den Gesamtverbrauch an Loose-fill-Packmitteln in Deutschland von rund 1,5 Mio. m<sup>3</sup> (vgl. Kapitel 6.4.2) skaliert.

#### 4.4.3 Ordnung durch Rangbildung der Wirkungskategorien und Indikatoren

Die oben beschriebene Klassifizierung und Charakterisierung führt für jede betrachtete Wirkungskategorie zu einer Kennzahl, dem sogenannten Indikatorwert, der mit den entsprechenden Indikatorwerten eines anderen Systems verglichen werden kann. Für einen umfassenden Systemvergleich, wie er in dieser Ökobilanz verfolgt wird, ist es darüber hinaus notwendig, die Indikatorwerte der betrachteten Wirkungskategorien zueinander in Beziehung zu setzen, um so die oft gegenläufigen Aussagen aus den unterschiedlichen Wirkungskategorien gegeneinander abzuwägen. Gemäß des Entwurfs der DIN EN ISO 14042 [DIN 1999] lässt sich dieser Abwägungsprozess durch ein Hierarchisieren der Wirkungskategorien im Rahmen der optionalen Arbeitsschritte *Einordnen* und *Rangbildung* vorbereiten. Dies erfolgt in der vorliegenden Studie anhand der Kriterien *Ökologische Bedeutung* und *Abstand zum Schutzziel* (*Distance to target*):

- Mittels des Kriterium *Ökologische Bedeutung* werden verschiedene Umweltwirkungen und Umweltqualitätsziele zueinander in Beziehung gesetzt. Dabei werden die untersuchten Wirkungskategorien hinsichtlich der Bedeutung der Wirkungen für die Umwelt hierarchisiert. Aufgrund unterschiedlicher Werthaltungen und Interessenlagen ist eine solche Prioritätenliste zwangsläufig immer subjektiver Natur und stets auch im jeweiligen gesellschaftlichen Kontext zu betrachten. Die Einstufung der einzelnen Kategorien erfolgt möglichst transparent unter Berücksichtigung des Standes der Wissenschaft sowie der Einschätzungen der Bevölkerung und der Politik
- Die Bewertungsgröße *Abstand zum Schutzziel* drückt kategoriebezogen aus, wie weit der aktuelle Umweltzustand von den politisch gesteckten Zielen noch entfernt ist. Je größer der relative Abstand ist, desto bedeutsamer ist diese Kategorie bei der Auswertung.

Als Grundlage für die Rangbildung dient der neu erarbeitete Bewertungsvorschlag des Umweltbundesamtes [UBA 2000]. Dort werden die Wirkungskategorien in einer 5-stufigen ordinalen Skala mit von A bis E abnehmender ökologischer Gefährdung bzw. zunehmendem Abstand zum Umweltziel eingestuft. Für die Zwecke dieser Studie wurde ausgehend von der UBA-Liste für jede der betrachteten Wirkungskategorie ein Gesamtrang abgeleitet<sup>1</sup>, der die Bedeutung ausdrückt, die wir dieser Wirkungskategorie bei der Auswertung zumessen. Die Rangbildung und deren Herleitung ist in Tabelle 4-4 dargestellt.

---

<sup>1</sup> Als Basis dienten Vorarbeiten in „Abfallwirtschaftliche und ökobilanzielle Grundlagen für die Aufstellung eines Abfallwirtschaftsplanes für Kläranlagenabfälle in NRW“, ifeu-Institut, November 1999, Entwurf.

Tabelle 4-4: Bewertungsvorschlag des Umweltbundesamtes [UBA 2000] zur ökologischen Gefährdung und Abstand zum Umweltziel sowie Einstufungen im Rahmen dieser Studie

Wirkungskategorie	Einordnung UBA		Rangbildung in dieser Studie
	Ökologische Gefährdung	Abstand zum Umweltziel	
Eutrophierung (aquatisch)	B	C	<b>C</b>
Eutrophierung (terrestrisch)	B	B	<b>B</b>
Naturraumbeanspruchung	A	A	
Natürlichkeitsklasse V			<b>D<sup>a)</sup></b>
Natürlichkeitsklasse VI			<b>C<sup>a)</sup></b>
Natürlichkeitsklasse VII			<b>B<sup>a)</sup></b>
Photochemische Ozonbildung	D	B	<b>C</b>
Knaptheit fossiler Energieträger	C	B	<b>C</b>
Stratosphärischer Ozonabbau	A	D	<b>C</b>
Treibhauseffekt	A	A	<b>A</b>
Versauerung	B	B	<b>B</b>
Humantoxizität			
Krebsrisikopotential			<b>A<sup>a)</sup></b>
Dieselpartikel			<b>B<sup>a)</sup></b>
Ökotoxizität			

A = sehr groß B = groß C = mittel D = gering (Kategorien der Klasse E werden nicht betrachtet)

*a) Begründung:*

*Krebsrisikopotential:* Gravierende, nicht reversible gesundheitliche Wirkung, keine Wirkungsschwelle, die betrachteten Stoffe persistieren und akkumulieren in der Umwelt, nach unserer Einschätzung sind die entsprechenden Emissionen zwar rückläufig [s.a. IFEU 1998], aber Abstand zu Zielwerten (z.B. LAI) noch groß → A

*Dieselpartikel:* Nach jüngeren Erkenntnissen führen Staubpartikel von <10µm Ø zu erheblichen Gesundheitsgefahren, Wirkung lokal regional, keine Persistenz → B

*Natürlichkeitsklassen:* Als Referenz dient die Zielvorgabe *Naturschutz auf der Fläche*. Für Landwirtschaftsflächen ist die Natürlichkeitsklasse IV in unserer Klimazone die maximal erreichbare Naturnähestufe und wird daher auch im Gegensatz zu den naturferneren Flächennutzungen nicht als Umweltwirkung betrachtet. Für Natürlichkeitsklasse VII ist aufgrund der Versiegelung der Abstand zum Schutzziel sehr groß. Wegen der über Renaturierungsmaßnahmen in einem gewissen Umfang gegebenen Reversibilität erfolgt insgesamt eine Einstufung in B. Davon ausgehend ergibt sich die Einstufung in C für Natürlichkeitsklasse VI, in D für Natürlichkeitsklasse V und in E für Natürlichkeitsklasse IV (vgl. Kapitel 5.2.7).

#### 4.4.4 Auswahl der in der Auswertung graphisch dargestellten Indikatoren

Bei der Festlegung der in der Auswertung graphisch dargestellten Indikatoren gehen wir folgendermaßen vor: Berücksichtigt werden zum Einen die in Tabelle 4-4 mit A bis C eingestuften Wirkungskategorien. Um Doppelwertungen, die bei den beiden Wirkungsindikatoren für das Ozonbildungspotential (POCP und NCPOCP) sowie den Indikatoren für den Verbrauch fossiler Energieträger (KEA fossil und Rohöläquivalente) aufgrund weitgehender Überschneidungen möglich sind, zu vermeiden, wird jeweils einer der Indikatoren (NCPOCP; Rohöläquivalente) nur als Informationsgröße ausgewiesen. Diese Vorgehensweise erlaubt einen Vergleich sowohl der gerade betrachteten Szenarien anhand der Ergebnisse für diese Indikatoren als auch der Indikatoren selbst (s.a. Kapitel 5.2.3 und 5.2.6). Zum Anderen werden weitere, nicht explizit eingestufte Indikatoren, die unter unter-

schiedlichen Gesichtspunkten von Interesse sind, zusätzlich als Informationsgrößen (I) ausgewiesen. Es handelt sich dabei um den unter energiebezogenen Gesichtspunkten bedeutsamen KEA solar sowie einige Sachbilanzparameter, die human- und ökotoxikologisch besonders relevant sind (Blei, Schwefeldioxid, Fluorwasserstoff, Ammoniak, Stickoxide, AOX, Pflanzenschutzmittel). [vgl. UBA 2000].

Die insgesamt abgebildeten 22 Parameter einschließlich deren Einstufung sind in Tabelle 4-5 dargestellt. Die Reihenfolge der Abbildungen (vgl. Kapitel 7.2 zur Darstellungsweise) folgt der Abstufung der Ränge. Innerhalb des jeweiligen Ranges werden die einzelnen Wirkungskategorien anhand zweier Kriterien angeordnet - den in einer relativ weit fortgeschrittenen Phase der Projektbearbeitung errechneten maximalen Einwohnerwerten sowie thematischen Berührungspunkten zwischen verschiedenen Indikatoren.

Tabelle 4-5: Zusammenstellung und Einstufung der in der Auswertung graphisch dargestellten Wirkungsindikatoren und Sachbilanzparameter

Kategorie	Wirkungsindikator bzw. Sachbilanzparameter			
Bedeutung (Rang)	Sehr groß (A)	Groß (B)	Mittel (C)	Informationsgröße (I)
Treibhauseffekt	Treibhauspotential			
Humantoxizität	Krebsrisikopotential	Dieselpartikel		Blei; Schwefeldioxid
Eutrophierung (terrestrisch)		Eutrophierungspotential (terr.)		
Versauerung		Versauerungspotential		
Naturraumbeanspruchung		Natürlichkeitsklasse VII	Natürlichkeitsklasse VI	
Photochemische Ozonbildung			Ozonbildungspotential (POCP)	N-korrigiertes Ozonbildungspotential (NCPOCP)
Ozonabbau (Stratosphäre)			N <sub>2</sub> O-Emissionen	
Eutrophierung (aquatisch)			Eutrophierungspotential (aqu.)	
Knappheit fossiler Energieträger			KEA fossil; KEA nuklear	Rohöl-äquivalente
Ökotoxizität				Fluorwasserstoff; Ammoniak; Stickoxide; Schwefeldioxid; AOX; Pflanzenschutzmittel
Sonstige Größen				KEA solar

#### 4.4.5 Auswertestrategie und Vorgehensweise bei der Auswertung

Aufgrund vielfältiger Überschneidungen sowohl der verschiedenen EPS-Szenarien als auch der unterschiedlichen Stärke-Szenarien (vgl. Kapitel 3.4) haben wir uns entschieden, bei der Auswertung folgendermaßen vorzugehen:

1. Im ersten Auswertungsschritt vergleichen wir zuerst differenziert nach den drei Lebenswegphasen *Materialbereitstellung*, *Nutzung* und *Entsorgung* eine Vielzahl von EPS-Szenarien miteinander. Die Szenarien leiten sich alle vom sogenannten Vergleichsszenario (vgl. Kapitel 3.4.2) ab, das in jeder der Gegenüberstellungen betrachtet wird

und quasi als interner Standard einen Quervergleich zwischen den Ergebnissen zu den einzelnen Lebenswegabschnitten erlaubt. Dabei wird nur der jeweils relevante Lebenswegabschnitt variiert, die anderen Phasen sind identisch mit dem Vergleichsszenario.

2. Im zweiten Teil des ersten Auswertungsschrittes erfolgt analog zum EPS-bezogenen Vorgehen der in drei Unterabschnitte gegliederte Vergleich von 14 Stärke-Szenarien.
3. Im zweiten Auswertungsschritt werden jeweils vier ausgewählte EPS- und Stärke-Szenarien miteinander verglichen. Die Festlegung der Szenarien erfolgt auf Basis der bereits gewonnenen Erkenntnisse anhand der Kriterien *Realitätsnähe*, *Erkenntnisgewinn* und *Extremwerte* (best-of, worst-case) (vgl. Kapitel 3.4.5). Auch hier werden wieder die Stärke- bzw. EPS-bezogenen Vergleichsszenarien betrachtet.
4. Zusätzlich führen wir in einem weiteren Auswertungsschritt mehrere Sensitivitätsanalysen zu jeweils spezifischen Fragestellungen durch.
5. Der Fall der Vermischung von EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel wird nicht explizit in Form eines Szenarios betrachtet. Anhand der von uns untersuchten Szenarien kann jedoch gut beurteilt werden, wie sich diese über die Beeinflussung der Entsorgung und der Mehrfachverwendung auf die Ergebnisse auswirkt (vgl. Kapitel 8.6).

Durch diese Vorgehensweise können zunächst die Stärken und Schwächen einzelner Anwendungsstrategien untersucht werden, ohne bereits in grundsätzliche Vergleiche zu geraten. Erst abschließend wird dann mit ausgewählten Szenarien die grundsätzliche Fragestellung des Vergleiches der Verwendung fossiler und nachwachsender Rohstoffe behandelt.

Die bewertende Abwägung erfolgt ausgehend von den graphisch dargestellten Ergebnissen (vgl. Kapitel 4.4.4 und 7) in einem verbal-argumentativen Prozess, der möglichst transparent alle einfließenden Informationen und subjektiven Werthaltungen benennt und ihren Einfluss auf die Bewertung beschreibt. In den einzelnen Vergleichen wird dabei nach folgendem Auswertungsschema vorgegangen: Am wichtigsten zur Beurteilung der Rangfolge der Szenarien sind diejenigen Kategorien, die eine sehr große Bedeutung haben (vgl. Kapitel 4.4.3), einen hohen spezifischen Beitrag (Einwohnerwerte) erbringen (vgl. Kapitel 4.4.2) und innerhalb derer die Streuung der Ergebnisse relativ groß ist. Während die umweltbezogene Einstufung der einzelnen Kategorie (Rang A-C oder Informationsgröße I) über die gesamte Ökobilanz hinweg konstant bleibt, verändern sich die spezifischen Beiträge sowie die Bandbreite der Ergebnisse von Vergleich zu Vergleich. Entsprechend ist für jeden Vergleich zu beurteilen, welche Kategorien in diesem spezifischen Fall in erster Linie zur Differenzierung und Einordnung der Szenarien heranzuziehen sind. Die Darstellungsweise der Ergebnisse wird in Kapitel 7.2 näher erläutert.

Abschließend möchten wir darauf hinweisen, dass bei der Interpretation der Ergebnisse immer zu beachten ist, dass Alternativen zum Einsatz von Loose-fill-Packmitteln in dieser Ökobilanz nicht betrachtet werden. Aus den Ergebnissen läßt sich damit nicht entnehmen, ob die für die EPS-Loose-fill-Packmittel errechneten potentiellen Umweltauswirkungen gegenüber einer alternativen Transportverpackung niedriger bzw. höher ausfallen. Auch lassen sich daraus keine (direkten) Aussagen zur Bewertung der Szenarien unter sozio-ökonomischen Gesichtspunkten ableiten.

#### 4.5 Critical review nach DIN EN ISO 14040

Nach DIN EN ISO 14040 [DIN 1997] ist bei der Erstellung von Ökobilanzen, die für die Öffentlichkeit bestimmt sind, eine externe Fachbegutachtung - ein sogenanntes Critical review bzw. eine kritische Prüfung - durchzuführen. Dabei lassen sich prinzipiell zwei Vorgehensweisen mit jeweils spezifischen Vor- und Nachteilen unterscheiden: Einerseits wird häufig von Anfang an ein Prüfungsausschuss eingeschaltet. In der Regel ist es jedoch so, dass die Ersteller einer Ökobilanz am Startpunkt erst einen detaillierteren Einblick in die zu untersuchenden Systeme gewinnen müssen, um ihre weiteren Aktivitäten ziel führend auszurichten. Schalten sich die externen Sachverständigen zu früh ein, kann dies zur Vergeudung von Ressourcen in noch wenig fundierten Diskussionen führen. Auch kann die Unabhängigkeit der Gutachter bezüglich der Endbegutachtung eingeschränkt sein, da sie die Vorgehensweise bei der Ökobilanzerarbeitung weitgehend mitbestimmt haben. Andererseits werden externe Fachgutachter nicht selten erst nach Fertigstellung der Ökobilanz eingeschaltet. Da die Gutachter dann aber keine Möglichkeit hatten, im laufenden Projekt Empfehlungen und Forderungen auszusprechen, kann dies dazu führen, dass erhebliche Nacharbeiten nach dem eigentlichen Projektende notwendig werden können.

Wir haben uns deshalb entschlossen, das externe Gutachtergremium nach Abschluss erster grundlegender Arbeiten einzubeziehen, um so auch weitergehende Anregungen der Fachgutachter noch berücksichtigen zu können. Entsprechend haben wir unsere Aktivitäten bezüglich des Critical review koordiniert: Als Vorsitzende des Fachgutachtergremiums konnten wir im Frühjahr 1998 Dr. Birgit Grahl (Institut für integrierte Umweltforschung und Beratung Heidekamp sowie Fachhochschule Lübeck) als ausgewiesene Ökobilanzspezialistin gewinnen. Nach ihrer Zusage haben wir sie damit beauftragt, unter Berücksichtigung des uns zur Verfügung stehenden Budgets die weiteren Fachexperten auszuwählen. Als weitere Mitglieder des Gremiums hat Dr. Birgit Grahl für den Bereich Landwirtschaft Dr. Helmut Döhler (KTBL) und für den Bereich Kunststoffe Dr. Karl-Heinz Feuerherd (BASF) ausgewählt. Zusätzlich hat Frau Grahl Herrn Dr. Holger Wurl von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt als begleitendes Mitglied des Gutachterkreises gewonnen. Da Herr Feuerherd zwischenzeitlich seinen Arbeitgeber gewechselt hat, übernahm in der zweiten Begutachtungsrunde stellvertretend Dr. Andras Kicherer (BASF) diese Aufgabe. Eine erstmalige Begutachtung der Ökobilanzierung wurde durch den Prüfungsausschuss auf der Basis eines Zwischenberichtes vom Februar 1999 vorgenommen. Die zweite Prüfung fand auf Grundlage des Berichtsentwurfs zum Fachgespräch vom 11. Mai 2000 im Anschluss an das Fachgespräch statt, so dass die Anmerkungen des Prüfungsausschusses im vorliegenden Endbericht berücksichtigt werden konnten. Die abschließende Stellungnahme des Prüfungsausschusses ist im Anhang (Kapitel 9.1.2) abgedruckt und wird dort von uns kommentiert (Kapitel 9.1.1 und 9.1.3).

#### 4.6 Einbezug der interessierten Kreise

Da die Ergebnisse der Untersuchung für verschiedenste Interessengruppen (Kunststoffproduzenten und -verarbeiter, Landwirtschaft, Packmittelanwender, Entsorger, Umweltbehörden, Umweltverbände etc.) von Belang sein können, war es uns wichtig, diesen bereits während der Projektbearbeitung die Möglichkeit zu geben, ihre Anregungen einzubringen. Hierbei fanden wir es am zielführendsten, die interessierten Kreise in einem Stadium einzubeziehen, in dem bereits diskussionswürdige Ergebnisse vorlagen. Gleichzeitig sollte

es im verbliebenen Forschungszeitraum noch möglich sein, Anregungen zu berücksichtigen.

Dazu diente die Durchführung eines Fachgespräches am 11. Mai 2000 am Bayerischen Institut für Abfallforschung in Augsburg, zu dem wir rund 40 Personen eingeladen haben (vgl. weitere Informationen einschließlich der Namen der Teilnehmer und Teilnehmerinnen in Kapitel 9.2). Ziel der Veranstaltung mit letztendlich 19 externen Teilnehmern war es, die Vorgehensweise und die vorliegenden Zwischenergebnisse mit Fachleuten aus den verschiedensten Bereichen zu diskutieren. Dazu wurde den Teilnehmerinnen und Teilnehmern drei Wochen vor dem Fachgespräch ein Zwischenbericht übermittelt. Zusätzlich haben wir angeboten, Interessenten, die nicht am Fachgespräch teilnehmen können, den Berichtsentwurf zur Durchsicht und kritischen Stellungnahme zu übermitteln; diese Möglichkeit wurde von weiteren 11 Fachleuten (vgl. Kapitel 9.2) wahrgenommen. Mit beidem haben wir sehr gute Erfahrungen gemacht und bedanken uns bei allen Beteiligten ausdrücklich für die sehr konstruktive Mitwirkung. Die Anmerkungen haben wir soweit wie möglich – und damit nahezu vollständig – bei der anschließenden Fertigstellung des Projektes berücksichtigt.

#### **4.7 Zusätzliche Betrachtung sozioökonomischer Aspekte**

Ursprünglich hatten wir bei der Projektbeantragung geplant, für die betrachteten Produktsysteme zusätzlich wesentliche sozioökonomische Aspekte zu erheben und gegebenenfalls am Ende der Untersuchung mit den Ergebnissen der Ökobilanz zu konfrontieren. Die diesbezüglichen Recherchen waren eine wichtige Grundlage für die Festlegung der Szenarien und die Beschreibung der Prozesse. Dazu wurden bereits in der ersten Phase des Forschungsvorhabens grundlegende Daten zu den wesentlichen Akteuren, gesetzlichen Rahmenbedingungen, Produktionsmengen, Preisen, Beschäftigungszahlen, Vertriebsstrukturen, Anwenderverhalten etc. erhoben. Im Laufe der Projektbearbeitung kristallisierte sich dann jedoch heraus, dass unter anderem der Aufwand zur Weiterentwicklung methodischer Aspekte (beispielsweise Allokation), die Recherche der Sachbilanzdaten sowie die Modellierung und Auswertung der Szenarien erheblich über die Planwerte hinausging. Zudem erreichte die Komplexität der Ökobilanzierung ein Niveau, das es nicht mehr erlaubte, die sozioökonomischen Aspekte auch nur annähernd gleichrangig darzustellen. Um auszuschließen, dass die Ergebnisse der Ökobilanz durch im Vergleich dazu weit weniger fundierte Ausführungen zur Sozioökonomie eventuell in ihrer Aussagekraft gemindert werden, haben wir uns entschlossen den Schwerpunkt eindeutig bei der Ökobilanz zu belassen und sozioökonomische Aspekte im Bericht nicht weiter zu thematisieren.



## 5 Besonderheiten und Details zur Vorgehensweise

### 5.1 Detaillierte Beschreibung der Allokationsmethodik

#### 5.1.1 Allokationen auf Prozessebene

Eine Allokation auf Prozessebene ist durchzuführen, wenn innerhalb des untersuchten Stoffstromes Prozesse mit Kuppelproduktion auftreten und z.B. nur eines der Kuppelprodukte innerhalb des Untersuchungssystems weiter verwendet wird (*Multi-Output-Prozesse*). Dies gilt ebenfalls, wenn die Auswirkungen eines Prozesses auf mehrere Eingangsgrößen zurückzuführen sind, von denen nur bestimmte dem Produktsystem zugehörig sind (*Multi-Input-Prozesse*). Ziel der prozessbezogenen Allokation ist es, nur die Emissionen und Rohstoffverbräuche zu berücksichtigen, die durch das betrachtete Kuppelprodukt bzw. durch den dem untersuchten Produktsystem zugehörigen Prozessinput verursacht werden. Deswegen sind prozessbezogene Allokationen auch beim gemeinsamen Transport verschiedener Güter sowie der Nutzung ansonsten anders verwendeter landwirtschaftlicher Flächen erforderlich.

Die Allokation erfolgt in Abhängigkeit von der Problemstellung anhand verschiedener für den Prozess charakteristischer Größen. Nach DIN EN ISO 14041 [DIN 1998, S. 22] (vgl. auch Kapitel 4.2) sollen die Systeminputs und -outputs zwischen den unterschiedlichen Produkten bzw. Prozessinputs so zugeordnet werden, dass die zugrundeliegenden physikalischen Beziehungen zwischen ihnen abgebildet werden. Entsprechend dieser Vorgaben nehmen wir die Allokation in der Regel bezogen auf die Masse der Co-Produkte bzw. der verschiedenen Inputs vor.

Je nach Fragestellung können jedoch andere Eigenschaften die Beziehung zwischen den verschiedenen In- und Outputs besser widerspiegeln. Bei Prozessen, in denen unterschiedliche Produkte parallel erzeugt werden, kann möglicherweise die Zuordnung der Systeminputs und -outputs auf Grundlage des Marktwertes der Produkte realitätsgerechter sein, da diese Vorgehensweise die Hauptintention der Prozessbetreiber – die Erzielung wirtschaftlicher Erlöse – am besten abbildet. Für Energiegewinnungsprozesse, bei denen verschiedene Energieträger eingesetzt werden, ist beispielsweise deren Heizwert besser geeignet, die erzeugte Endenergie den verschiedenen Inputs zuzurechnen. Interessieren Schwermetallemissionen von Verbrennungsprozessen, so sind bei der Verteilung der Emissionen auf verschiedene zugleich eingesetzte Energieträger neben dem Massenanteil auch die spezifischen Schwermetallkonzentrationen einer Inputfraktion zu berücksichtigen.

Im Gegensatz zu Prozessen, bei denen die Stoff- und Energieflüsse anhand eines einzigen gleichbleibenden Kriteriums verteilt werden können, gibt es folglich auch immer wieder Prozesse, bei denen die Allokation je nach Sachbilanzparameter anhand unterschiedlicher Kriterien erfolgt. Deshalb wird nachfolgend die Allokationsmethode bei Multi-Input- bzw. Multi-Output-Prozessen sowie bei Transporten und der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen erläutert. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die im vorliegenden Forschungsvorhaben zur Systemmodellierung verwendeten Prozessmodule häufig auf Literaturdatensätzen basieren. Die in die Erarbeitung dieser Datensätze gegebenenfalls eingeflossenen Allokationsentscheidungen sind in den Literaturstellen in der Regel nicht im Detail

dokumentiert. Soweit diesbezügliche Informationen verfügbar sind, werden auf diese bei den Prozessbeschreibungen und in den Standardberichtsblättern hingewiesen.

#### **5.1.1.1 Multi-Input-Prozesse**

Multi-Input-Prozesse finden sich insbesondere im Bereich der Entsorgung. Dabei werden zusammen mit den im Forschungsvorhaben betrachteten Loose-Fill-Packmitteln andere Abfallmaterialien in einem mehr oder weniger heterogenen Abfallgemisch behandelt. Eine Aufteilung der Abfallbehandlung in Teilprozesse im Sinne einer Allokationsvermeidung ist daher nicht möglich. Eine Systemerweiterung unter Einbeziehung weiterer Abfallbestandteile ist hinsichtlich der Zieldefinition nicht zielführend. Entsprechende Prozesse werden daher so modelliert, dass die durch die Entsorgung von Loose-fill-Packstoffen anteilig verursachten Stoff- und Energieflüsse diesen möglichst kausal zugeordnet werden können. Im Folgenden wird anhand der Verbrennung gebrauchter Loose-fill-Packmittel in einer Müllverbrennungsanlage die Vorgehensweise exemplarisch erläutert. Mit diesen Ausführungen verdeutlichen wir zudem die Prinzipien, nach denen wir bei weiteren Multi-Input-Prozessen in den Prozessbeschreibungen dokumentierte Allokationen vornehmen.

##### Beispiel: Verbrennung gebrauchter Loose-fill-Packmittel in einer Müllverbrennungsanlage

Die Modellierung der Beseitigung von zu Abfall gewordenen Loose-fill-Packmitteln in einer Müllverbrennungsanlage ist das typische Beispiel einer Multi-Input-Zuordnung. Die Loose-fill-Packmittel werden bei der Erfassung oder spätestens im Müllbunker der Anlage mit Hausmüll bzw. hausmüllähnlichem Gewerbeabfall vermischt und dann gemeinsam verbrannt. Für die Ökobilanz selbst sind aber nur diejenigen In- und Outputs von Belang, die ursächlich auf die Verbrennung der Loose-fill-Packmittel zurückgeführt werden können. Als wesentliche Outputs einer Müllverbrennungsanlage sind vor allem Schadstoffemissionen, Abfälle wie Schlacke und Rückstände aus der Rauchgasreinigung sowie Strom und Fernwärme, als Input die für den Prozess benötigten Hilfsstoffe zu berücksichtigen. Im Folgenden wird für jede dieser Kategorien beschrieben, wie derjenige Anteil, der auf den spezifischen Input der Loose-fill-Packmittel zurückzuführen ist, quantifiziert wird. Entsprechend der einleitenden Ausführungen zur prozessbezogenen Allokation werden hier vor allem physikalische Beziehungen zwischen Input und Output verwendet.

##### Allokation des Verbrauchs an Hilfsstoffen

Als Hilfsstoffe werden aufgrund ihrer Mengenrelevanz vor allem für die Rauchgasreinigung benötigte Materialien wie Calciumhydroxid, Fällungsmittel, Herdofenkoks und Ammoniumhydroxid berücksichtigt. Deren Verbrauch wird näherungsweise über eine stöchiometrische Berechnung bestimmt. Ausgehend von der Schadstoffkonzentration im Abfallinput sowie den jeweiligen Reaktionsverhältnissen wird berechnet, wie hoch der Chemikalienverbrauch zur Abscheidung der Schadstoffe ist. Für die Bilanzierung wird dann von einer geringfügig überstöchiometrischen Chemikalienzugabe ( $\lambda=1,1$ ) ausgegangen. Auf diesem Wege wird der Verbrauch der einzelnen Hilfsstoffe je kg Input des betrachteten Abfall quantifiziert. Ausnahme ist Herdofenkoks, dessen Verbrauch auf das Abgasvolumen bezogen wird.

### Allokation der Emissionen

Bezüglich der Allokation der Emissionen sind vor allem zwei Aspekte wesentlich – die Zusammensetzung der untersuchungsrelevanten Abfallströme sowie die charakteristischen Prozessparameter der Anlage. Dabei ist zu unterscheiden zwischen Emissionen, die direkt auf den spezifischen Abfallinput zurückzuführen sind, sowie Emissionen, die zwangsläufig mit dem Verbrennungsprozess verbunden und nicht eindeutig einer besonderen Abfallfraktion zugeordnet werden können. Für beide Arten von Emissionen – den *abfallabhängigen* und den *prozessdominierten* – wird im Folgenden die Allokationsmethodik beschrieben.

*Abfallabhängig* ist die Emission von Schadstoffen dann, wenn diese direkt auf den Gehalt an Schadstoffen bzw. deren Vorläufern in der spezifischen Abfallfraktion zurückzuführen ist. Dies ist überwiegend für anorganische Schadstoffe der Fall und gilt beispielsweise für die Emission von Kohlendioxid, Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff und von Schwermetallen wie Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink. Ausgehend von den jeweiligen Elementgehalten in der betrachteten Abfallfraktion lassen sich unter Berücksichtigung des Reinigungsgrads der Anlage die emittierten Schadstoffmengen je kg Abfallinput entsprechend der nachfolgenden Gleichung ableiten.

$$\text{Inputabhängige Schadstofffreisetzung} = x_i \cdot \frac{M_x}{M_i} \cdot \text{ETA}_i \quad [\text{mg/kg Abfallinput}]$$

Mit:  $x_i$  = Konzentration der Substanz im Abfall [mg/kg];  $M_x$  = Molare Masse der Verbindung im Abgas (SO<sub>2</sub>, HCl, HF);  $M_i$  = Molare Masse der Einzelsubstanz des Inputs (S, Cl, F);  $\text{ETA}_i$  = Reinigungsgrad der Anlage

Für die Abschätzung der Schwermetallemissionen wird außer für Quecksilber aufgrund des engen kausalen Zusammenhangs der Rauchgasreinigungswirkungsgrad für Staub verwendet und dieser jeweils mit den spezifischen Faktoren für die Freisetzung ins Rohgas sowie den Konzentrationen im Abfallinput multipliziert. Für die Höhe der Kohlendioxid-Emissionen wird angenommen, dass der in der betrachteten Abfallfraktion gebundene thermisch umsetzbare Kohlenstoff zu hundert Prozent in Kohlendioxid umgesetzt und – da in der Rauchgasreinigungsanlage keine Abscheidung erfolgt – insgesamt emittiert wird.

*Prozessdominiert* sind Schadstoffemissionen dann, wenn dafür zwar die Verbrennung der spezifischen Abfälle ursächlich ist, die Entstehung der Schadstoffe jedoch nicht individuell diesem Abfall zugeordnet werden kann, sondern es sich dabei um einen Vorgang handelt, der prinzipiell mit jeder Verbrennung gemischter Abfälle einhergeht und bei dem der Anteil einzelner Abfallbestandteile an der Schadstoffbildung nicht eindeutig zu bestimmen ist. Hierunter fallen beispielsweise die Emission von Stickoxiden, Kohlenmonoxid und Staub sowie von organischen Schadstoffen. Für die Modellierung und Zurechnung entsprechender Emissionen auf den betrachteten Abfallinput wird von zwei Ausgangsgrößen ausgegangen: Zum Einen werden übliche Abgaskonzentrationen für den betrachteten Typ an Müllverbrennungsanlagen herangezogen. Zum Anderen wird eine Größe benötigt, die es erlaubt, eine Beziehung zwischen den emittierten Schadstoffmengen und dem spezifischen Abfallinput herzustellen. Da die Abgaskonzentrationen auf ein bestimmtes Volumen bezogen sind, wird hier das von dem spezifischen Abfallinput erzeugte Abgasvolumen als Allokationsgrundlage verwendet. Ausgehend von den brennbaren Bestandteilen des Abfalls wird über eine stöchiometrische Verbrennungsrechnung das Volumen der entstehenden Verbrennungsprodukte bei Normalbedingungen berechnet. Nach Addition des Ver-

brennungsluftüberschusses ( $\lambda$ ), der mit 1,5 angenommen wird, erhält man das trockene Abgasvolumen. Der so ermittelte abfallspezifische Abgasvolumenstrom wird jeweils mit der Schadstoffkonzentration in den MVA-Abgasen multipliziert. Auf diesem Wege wird die im abfallspezifischen Abgasvolumen vorhandene Schadstofffracht quantifiziert und der Masse des spezifischen Abfallinputs angelastet.

### Abfälle

Als Abfälle werden Abfälle aus der Rauchgasreinigung, Aschen und Schlacken, Gips und Eisenschrott berücksichtigt. Die Abfälle aus der Rauchgasreinigung werden ausgehend von den Chlor- und Fluorgehalten des spezifischen Abfallinputs, den jeweiligen Umsetzungen bei der Verbrennung und den zur Abscheidung benötigten Hilfsstoffen berechnet. Bei Aschen und Schlacken wird zwischen einem Anteil von 94 Gew.-% (Rostschlacke), der verwertet werden kann, und den verbleibenden 6 Gew.-% (Filterstaub), die zu beseitigen sind, unterschieden. Zur Quantifizierung wird die Masse des betrachteten Abfallinputs mit dem Anteil des Glührückstandes multipliziert und davon der Anteil an Eisenschrott, der dem Eisenanteil des spezifischen Abfallinputs entspricht, abgezogen. Der Gipsanteil errechnet sich über den Schwefeleintrag durch den spezifischen Abfallinput und die Elementarzusammensetzung von Gips.

#### **5.1.1.2 Multi-Output-Prozesse**

Häufig sind Allokationen bei sogenannten Multi-Output-Prozessen durchzuführen. Dabei handelt es sich um Prozesse, die aus den eingehenden Stoff- und Energieströmen nicht nur ein Produkt, sondern parallel mehrere Produkte erzeugen. Deshalb ist auch hier eine Aufteilung in Teilprozesse nicht bzw. nur eingeschränkt möglich. Die Erweiterung des untersuchten Produktsystems um die mit den Co-Produkten verbundenen Produktsysteme ist ebenso wenig zielführend. Damit ergibt sich die Notwendigkeit, die jeweiligen Prozessinputs und -outputs kausal nachvollziehbar den verschiedenen Produkten zuzuordnen. Auf diesem Wege können die Stoff- und Energieflüsse quantifiziert werden, die auf das untersuchungsrelevante Produkt zurückzuführen und diesem anzurechnen sind. Das grundsätzliche Vorgehen soll nachfolgend exemplarisch am Prozess der Maisstärkeherstellung aufgezeigt werden.

#### Beispiel: Produktion von Maisstärke

Die typischen Produkte einer Maisstärkefabrik sind Stärke, Gluten, Maiskeimöl und Maisglutenfutter, die alle aus dem Ausgangsstoff Mais gewonnen werden. Wie in Abbildung 6-3 ersichtlich, wird Stärke über mehrere Trennstufen von den restlichen Bestandteilen des Maiskorns separiert. Auch diese durchlaufen weitere Aufbereitungsschritte bis daraus vermarktbar bzw. marktfähige Produkte gewonnen werden. Da für die Produktion der Stärke-Loose-fill-Packmittel nur die Maisstärke Verwendung findet und alle anderen Produkte für das von uns betrachtete Produktsystem nicht relevant sind, setzt die Erstellung der Sachbilanz voraus, dass die Stoff- und Energieflüsse ermittelt werden, die tatsächlich auf die Maisstärkeproduktion zurückzuführen sind. Bei der damit erforderlichen Allokation gibt es zwei grundsätzliche Vorgehensweisen:

1. Die Maisstärkefabrik wird als *Black-box* betrachtet. Alle damit zusammenhängenden Stoff- und Energieflüsse werden auf die verschiedenen Produkte entsprechend der Massenanteile oder anderer geeigneter Kriterien verteilt.
2. Die Maisstärkefabrik wird in einzelne Teilprozesse aufgeteilt. Die Allokation wird dann auf jeder Teilprozessebene vorgenommen und so entsprechend der Anteile an jeweiligen Teilprozessen den einzelnen Produkten zugeordnet.

Letztere Vorgehensweise ist insbesondere dann angebracht, wenn entsprechende Informationen vorliegen, Zwischenprodukte in Teilprozessen abgetrennt und dann separat weiterverarbeitet werden und zudem alle Produkte gleichwertig sind. Dann können die Stoff- und Energieströme nach der Masse oder einem anderen physikalisch eindeutig bestimmbar Parameter auf die einzelnen Produkte allokiert werden. Alle diese Punkte treffen auf Maisstärke nicht oder nur eingeschränkt zu, auch wenn – wie in Abbildung 6-3 dargestellt – durchaus spezifische Teilprozesse für einzelne Nebenprodukte vorhanden sind. Eine Aufspaltung der Prozessketten in ein Teilprozesssystem Stärkeherstellung scheitert jedoch daran, dass auf jeder Trennstufe neben dem stärkehaltigen Rest zwangsläufig weitere Zwischenprodukte anfallen. Insgesamt lassen die uns vorliegenden Informationen auch nur eine eingeschränkte Rekonstruktion der Teilprozesse und der damit verbundenen In- und Outputs zu. Ferner ist die Wertigkeit der einzelnen Produkte sehr unterschiedlich, so dass eine rein auf die Masse bezogene Allokation nicht zweckmäßig erscheint.

Deshalb haben wir uns für die oben als Punkt 1. aufgeführte Vorgehensweise entschieden und begründen diese im Folgenden: Wesentliche Motivation zum Betrieb einer Maisstärkefabrik ist die Erzielung von Gewinnen in einem marktwirtschaftlich geprägten Umfeld. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass die Anlagenbetreiber danach streben, aus den Inputströmen unter Beachtung der Wirtschaftlichkeit möglichst marktgängige Produkte herzustellen und die sonstigen Kosten, die beispielsweise für die Abfallentsorgung oder die Abwasserreinigung erforderlich sind, zu minimieren. Aufgrund der Massen- und Wertverhältnisse der einzelnen Co-Produkte ist anzunehmen, dass das wesentliche Ziel einer Maisstärkefabrik in der Erzeugung von Maisstärke liegt. Die Beweggründe für die Erzeugung weiterer Produkte reichen von der Minimierung der Entsorgungskosten bis hin zur Produktion hochwertiger Nebenprodukte. Alle diese Maßnahmen dienen dazu, die Erlössituation zu verbessern. Sie sind untrennbar mit der Stärkeproduktion verbunden. Es gibt keinen Produktionsprozess, bei dem ausschließlich Stärke, Maiskeimöl, Kleber oder Maiskleberfutter gewonnen wird. Damit sind die Teilprozesse zur Produktion der Nebenprodukte nicht vom Hauptprozess der Stärkegewinnung zu trennen. Deshalb betrachten wir die Maisstärkeproduktion als einen Gesamtprozess, bei dem zwangsläufig Nebenprodukte hergestellt werden müssen. Als geeigneten Verteilungsschlüssel zur Aufteilung der gesamten Stoff- und Energieflüsse auf die einzelnen Produkte sehen wir deren Wert an, da ja letztendlich die Optimierung der Erlössituation und damit vor allem der Marktwert der erzeugten Produkte entscheidend für die spezifische Produktpalette ist. Der Allokationsschlüssel errechnet sich über die Multiplikation des Massenanteils des jeweiligen Produktes mit dessen Marktpreis. Um den Einfluss der Allokationsentscheidung auf die Ergebnisse abschätzen zu können, geben wir bei der Beschreibung der Stärkeproduktion jeweils auch den massenbezogenen Allokationsschlüssel an (vgl. Tabelle 6-26).

### 5.1.1.3 Transporte

Werden bei einem Transport gleichzeitig verschiedene Güter transportiert, so stellt sich die Frage, welche der Transportaufwendungen dem bei der Bilanzierung betrachteten Gut anzurechnen sind. Da diese Aufwendungen in der Regel direkt von der transportierten Masse abhängen, bietet sich hier als einfache Lösung an, den Treibstoffverbrauch und die Emissionen entsprechend der Massenanteile auf die transportierten Güter zu verteilen. Üblicherweise gehen wir bei der Bilanzierung von Transportprozessen so vor (vgl. Kapitel 6.6.1).

Eine Ausnahme stellen Transporte dar, bei denen Loose-fill-Packmittel als Transportverpackung eingesetzt werden. Der Beweggrund für alle anderen Transporte von Loose-fill-Packmitteln ist deren Beförderung – entweder als Produkt oder als Abfall. Hier werden Loose-fill-Packmittel jedoch verwendet, um den sicheren Transport von Packgütern zu gewährleisten. Damit stellt sich die Frage, ob in diesem Fall das Transportgut nicht stärker belastet werden müsste. Da wir dem zustimmen, leiten wir für diesen Fall nachfolgend die in Kapitel 6.4 umgesetzte Allokationsmethodik ab. Um einschätzen zu können, welche Unterschiede sich im Vergleich zur üblichen rein massebezogenen Allokation ergeben, untersuchen wir zusätzlich ein Szenario, in dem nur der Transport der Loose-fill-Packmittel-Masse – ohne Allokation zwischen Transportgut und Verpackung - betrachtet wird.

Grundsätzlich gibt es mehrere mögliche Ansatzpunkte für die Ableitung einer entsprechenden Allokationsregel: Zum Einen könnte behauptet werden, dass sich die Beweggründe für den Transport im Wert von Produkt und Verpackung widerspiegeln. Zum Anderen könnte auch das Gewichtsverhältnis zwischen Produkt und Verpackung zur Allokation herangezogen werden oder gar behauptet werden, dass der Transport vollständig dem Produkt anzurechnen sei. Da das Ziel jeder Produktion darin besteht, Produkte für Kunden herzustellen, könnte man deren Transport zum Kunden auch als Teil des Produktionsprozesses betrachten. Unter diesem Blickwinkel ist die Transportverpackung Bestandteil des Gesamtproduktes, also der beim Kunden eingehenden Lieferung. Die Transportverpackung dient dazu, Transportschäden zu vermeiden und einen möglichst effektiven Transport sicherzustellen. Deshalb ist davon auszugehen, dass das Verhältnis des Gewichtes des Produkts zu dem der Packmittel unter verschiedensten Gesichtspunkten optimiert ist. Da der Hauptzweck des Transportes die Beförderung des eigentlichen Produktes ist, nehmen wir an, dass sich die Motive für den Einsatz der Verpackung im Verhältnis des Gewichtes zwischen dem eigentlichen Produkt und dem jeweiligen Packmittel widerspiegeln. Den Allokationsfaktor berechnen wir deshalb folgendermaßen:

$$\text{Allokationsfaktor Loose - fill - Packmittel} = \frac{\text{Masse des Loose - fill - Packmittel}}{\text{Masse der Gesamtsendung}}$$

Die für den Transport der Loose-fill-Packmittel-Masse zwischen Verwender und Kunden ermittelten In- und Outputs werden mit diesem Allokationsfaktor multipliziert. Dadurch wird der Verpackung ein geringerer Anteil der durch den Transport von Produkt und Verpackung insgesamt verursachten Umweltaufwendungen zugerechnet.

## 5.1.2 Allokation auf Produktsystemebene

### 5.1.2.1 Notwendigkeit systembezogener Allokationen

Allokationen auf Systemebene sind dann erforderlich, wenn die in Form verschiedener Szenarien miteinander verglichenen Produktsysteme neben dem Hauptnutzen, der über die funktionelle Einheit definiert wird und auf den damit alle Ergebnisse bezogen werden, weitere, im Folgenden als Zusatznutzen bezeichnete Nutzen bereitstellen. Eine ähnliche Problematik ergibt sich, wenn das untersuchte Produktsystem dadurch einen Zusatznutzen erbringt, dass Abfälle aus vorhergehenden Produktsystemen im untersuchten Produktsystem verwertet werden. Die Situation stellt sich im zweiten Fall jedoch komplexer dar: Zum Einen kann dies eine unter Umweltgesichtspunkten positiv zu wertende Leistung des betrachteten Produktsystems sein, zum Anderen profitiert letzteres von den Vorleistungen vorhergehender Produktsysteme.

### 5.1.2.2 Vorgehensweise bei der Berücksichtigung von Zusatznutzen des Produktsystems

In den untersuchten Produktsystemen resultieren Zusatznutzen in erster Linie aus Prozessen der Abfallentsorgung<sup>1</sup>. Zusätzlich zur Entsorgungsleistung stellen diese fallweise auch Endenergie oder Sekundärrohstoffe bereit. Diese von nachfolgenden Produktsystemen nachgefragten Zusatznutzen müssten ansonsten auf anderem Wege produziert werden. Aufgrund begrenzter Projektressourcen ist es nicht durchführbar, auch die nachfolgenden Produktsysteme konkret zu untersuchen und eventuell auf diesem Wege zu einer gerechten Verteilung der mit den Zusatznutzen verbundenen Stoff- und Energieflüsse zu kommen. Folglich ist eine praktikable Vorgehensweise zu entwickeln, die es erlaubt, Zusatznutzen so zu berücksichtigen, dass ein Vergleich zwischen den Untersuchungsszenarien auf aussagekräftiger Basis erfolgen kann.

Eine Möglichkeit, diese Problematik zu lösen, stellt die Erweiterung der Systemgrenzen der untersuchten Produktsysteme dar [vgl. DIN EN ISO 1998, S. 30]. Alle Szenarien wären danach so anzulegen, dass der Output an Nutzen identisch ist. Deswegen wird die Methode auch als Nutzenkorbmethode bezeichnet. Aufgrund der Vielzahl an Szenarien sowie wesentlicher Unterschiede zwischen Loose-fill-Packmitteln aus EPS und Stärke, die zu wenig vergleichbaren stofflichen Zusatznutzen führen, ist diese Vorgehensweise in dieser Ökobilanz nicht unbedingt zielführend [vgl. auch HEYDE U. KREMER 1999, S. 14; UBA 2000, S. 20 f.]. Da dabei zusätzlich der Bilanzraum um ein Vielfaches erweitert werden müsste und darunter die Aussagekraft der Ergebnisse leiden würde, verbietet sich dieser Ansatz für die hier betrachtete Fragestellung vollends.

Alternativ kommt eine Vorgehensweise in Anlehnung an die DIN EN ISO 14041 [DIN 1998, S. 37] in Frage. Dort wird im Anhang anhand der Energiegewinnung aus Abfällen diese Problematik diskutiert. Als Lösungsweg wird vorgeschlagen, zusätzlich die Sachbilanzparameter zu bilanzieren, die mit der Erzeugung der selben Energiemenge durch ein Alternativsystem (*Äquivalenzsystem*) verbunden wären. Die auf diesem Wege erhaltenen Elementarflüsse sollen dann von den In- und Outputs des untersuchten Produktsystems

---

<sup>1</sup> Der Zusatznutzen, den das betrachtete Produktsystem über die Verwertung von Abfällen erbringt, wird im Kapitel 5.1.2.9.6 separat diskutiert.

abgezogen werden. Damit weist diese Vorgehensweise zwar viele Ähnlichkeiten mit der Nutzenkorbmethode auf, vermeidet jedoch, dass es sich bei den Sachbilanzergebnissen um die Summe der mit der Bereitstellung aller Nutzen verbundenen In- und Outputs handelt. Statt dessen modellieren wir für jeden quantifizierbaren Zusatznutzen ein spezifisches Äquivalenzsystem, das den gleichen bzw. einen weitgehend vergleichbaren Nutzen erzeugen würde (vgl. Abbildung 5-1), und berechnen ausgehend von der Zusatznutzenmenge die Sachbilanz für das Äquivalenzsystem. Auf diesem Wege werden die Zusatznutzen in Sachbilanzwerte und damit in Elementarflüsse transformiert, die mit den für das Produktsystem errechneten Brutto-Ergebnissen verrechnet werden. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass sich die Netto-Ergebnisse der Ökobilanz nur noch auf die Systeminputs und -outputs beziehen, die direkt mit der funktionellen Einheit verbunden sind. Dadurch wird die Auswertung der Ergebnisse erleichtert und deren Aussagekraft erhöht. Die folgende Abbildung zeigt schematisch die Allokationsmethode bei der Bereitstellung stofflicher und energetischer Zusatznutzen durch die untersuchten Produktsysteme.

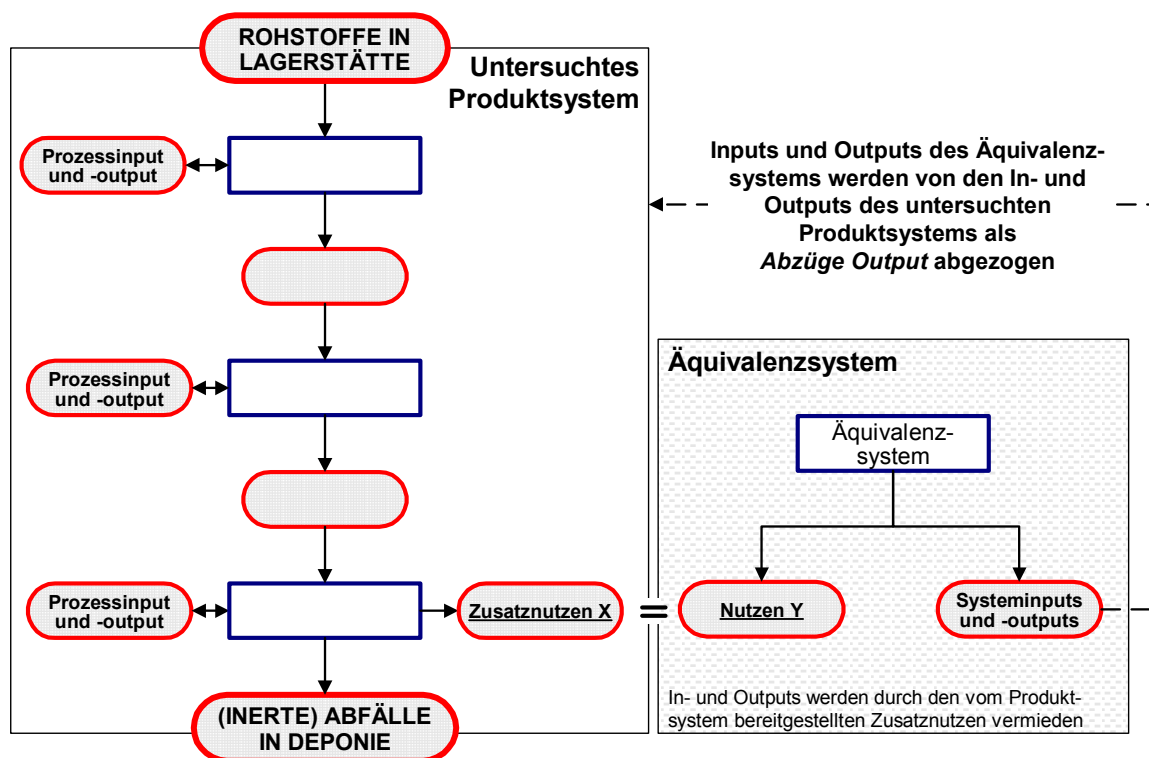


Abbildung 5-1: Systembezogene Allokation - Berücksichtigung von Zusatznutzen des untersuchten Produktsystems über die Gegenrechnung eines Äquivalenzsystems

Die in Abbildung 5-1 allgemein dargestellte Allokationsmethode wird auf alle quantifizierbaren Zusatznutzen, die durch die betrachteten Produktsysteme bereitgestellt werden, angewendet. Die Systemgrenze für die Bereitstellung von Zusatznutzen haben wir in der Regel so gewählt, dass ein vom Markt nachgefragter Nutzen als Output aus dem untersuchten Produktsystem ausgeschleust wird. Gegebenenfalls noch erforderliche Aufbereitungsprozesse werden innerhalb der Grenzen des Produktsystems bilanziert (vgl. Kapitel 3.3).

Abbildung 5-2 zeigt schematisch bei der Entsorgung entstehende Zusatznutzen sowie das jeweils darauf bezogene Äquivalenzsystem. Nachfolgend wird die Vorgehensweise für



jeden einzelnen dieser entsorgungsbürtigen sowie weiterer Zusatznutzen näher beschrieben. Nicht relevant ist die systembezogene Allokation bei der Wiederverwendung sowie dem Closed-loop-Recycling gebrauchter Loose-fill-Packmittel, die wir jeweils in spezifischen Szenarien innerhalb des Produktsystems modellieren (vgl. Kapitel 3.4).

Abschließend soll hier noch darauf hingewiesen werden, dass alle Allokationsansätze auf Systemebene zwangsläufig nur einen Versuch darstellen können, die Zusatznutzen der untersuchten Produktsysteme bzw. die dadurch vermiedenen Stoff- und Energieflüsse möglichst sachgerecht zu berücksichtigen. Damit der Leser bzw. die Leserin die Auswirkungen der Allokationsmethodik auf die Ergebnisse beurteilen kann, wird bei der Auswertung auf eine möglichst hohe Transparenz Wert gelegt. Dargestellt werden deshalb in der Regel die Ergebnisse ohne Gegenrechnung der Äquivalenzsysteme (*Bruttowerte*) sowie diejenigen Werte (*Nettowerte*), die sich bei Abzug der mit den Äquivalenzsystemen verbundenen Stoff- und Energieflüsse ergeben; die Zusatznutzen werden angegeben.

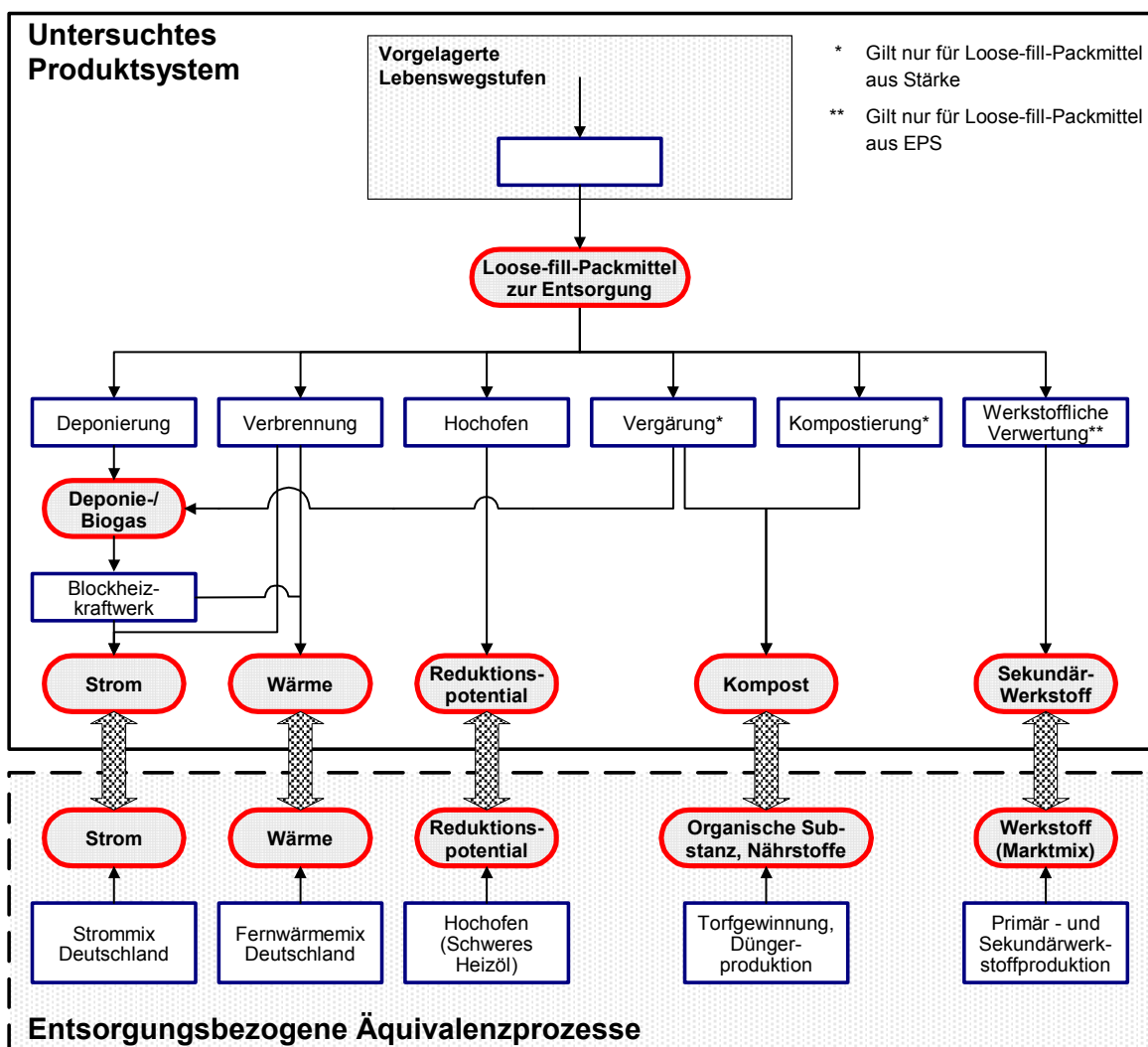


Abbildung 5-2: Systembezogene Allokation – Exemplarische Darstellung von Zusatznutzen aus der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel mit den jeweiligen Äquivalenzprozesse

### 5.1.2.3 *Strom als Zusatznutzen des Produktsystems*

Insbesondere bei der Entsorgung der im Produktsystem anfallenden Abfälle wird Strom erzeugt, der in das öffentliche Netz eingespeist wird. Die vom Produktsystem bereitgestellte Strommenge muss nicht mehr auf anderem Wege produziert werden, die damit verbundenen Umweltauswirkungen werden damit vermieden. Zur Quantifizierung dieser Umweltauswirkungen nehmen wir an, dass die gleiche Strommenge alternativ über den in Kapitel 6.6.2.2 beschriebenen bundesdeutschen Kraftwerksmix (Strommix) produziert wird. Die damit verbundenen Stoff- und Energieflüsse werden berechnet und dann von den für das Produktsystem errechneten Brutto-Ergebnissen als *Abzüge Output* abgezogen (vgl. Abbildung 5-1).

### 5.1.2.4 *Fern- und Prozesswärme als Zusatznutzen des Produktsystems*

Neben Strom werden aus den untersuchten Produktsystemen als weitere Endenergieträger Fern- und Prozesswärme abgegeben. Diese ersetzen die Erzeugung der entsprechenden Wärmemengen auf anderem Wege und vermeiden so Umweltbelastungen. Deren Gutschrift erfolgt analog zu dem oben beschriebenen Vorgehen beim Zusatznutzen Stromerzeugung. Während jedoch die Verwendung eines spezifischen bundesdeutschen Strommixes zur Quantifizierung der mit der Strombereitstellung verbundenen Umweltauswirkungen in Ökobilanzen üblich ist, wird bei der Wärmebereitstellung üblicherweise angenommen, dass eine entsprechende Menge andernfalls durch einen bestimmten Heizwerktyp erzeugt werden würde. Unserer Ansicht nach kann jedoch nicht eindeutig bestimmt werden, welcher spezifische Heizwerktyp durch die vom Produktsystem abgegebene Fernwärme ersetzt wird. Ferner hat es sich bei der Durchführung anderer Ökobilanzen gezeigt, dass es ergebnisbestimmend sein kann, wenn beispielsweise statt eines erdöl- ein erdgasbetriebenes Heizwerk als Äquivalenzsystem angenommen wird. Deshalb haben wir in Kapitel 6.6.2.3 die Struktur der Fern- und Prozesswärmeverversorgung in Deutschland im Jahr 1996 beschrieben und aus den uns vorliegenden Angaben jeweils einen bundesdeutschen Fern- und Prozesswärmemix abgeleitet. Wird durch das untersuchte Produktsystem Fern- bzw. Prozesswärme als Zusatznutzen bereitgestellt, so gehen wir davon aus, dass die gleiche Wärmemenge andernfalls durch den bundesdeutschen Fern- bzw. Prozesswärmemix erzeugt werden müsste.

### 5.1.2.5 *Reduktionspotential als Zusatznutzen des Produktsystems*

Werden Kunststoffabfälle im Hochofenprozess verwertet (vgl. Kapitel 6.5.5.2), so ersetzen sie dort schweres Heizöl, das ansonsten für die Reduktion des Roheisen verwendet wird. Damit entfällt die Produktion der entsprechenden Menge an Schwerem Heizöl einschließlich aller vorgelagerten Prozesse. Weiterhin ergeben sich Veränderungen bei den Schadstoffemissionen des Hochofenprozesses. Ansonsten bleiben alle Parameter des Prozesses sowie die damit zusammenhängenden In- und Outputs unverändert. Wesentlich für die Modellierung des Äquivalenzsystems ist das Verhältnis, in dem EPS- bzw. Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfälle Schweres Heizöl als Reduktionsmittel ersetzen. Das Reduktionspotential ergibt sich aus dem Anteil an oxidierbarer organischer Substanz. Da der Brennwert ein Maß dafür darstellt, ist dieser am besten für die Berechnung der Mengen an Schwerem Heizöl, die durch eine bestimmte Masse gebrauchter Loose-fill-Packmittel ersetzt werden, geeignet. Da der Wassergehalt von Mischkunststoffabfällen nach

Agglomeration unter 1 Gew.-% [HEYDE U. KREMER 1999] beträgt, kann ohne größeren Fehler auch der Heizwert zur Abschätzung des Reduktionspotentials verwendet werden. Da zu diesem - anders als für den Brennwert - Literaturangaben vorliegen, vergleichen wir die Reduktionsmittel auf Basis des Heizwertes. Damit wird auch unmittelbar berücksichtigt, dass der massespezifische Nutzen bei einem Einsatz von Stärke-Loose-fill-Packmitteln (Heizwert 16 MJ/kg) im Hochofen geringer ist als beim Einsatz von EPS-Abfällen (Heizwert 37 MJ/kg).

#### **5.1.2.6 Kompost als Zusatznutzen des Produktsystems**

Kompost entsteht sowohl bei der Kompostierung organischer Abfälle als auch bei der aeroben Nachrotte von Gärrückständen aus der Vergärung organischer Abfälle. Diese beiden Verwertungswege bilanzieren wir für Stärke-Loose-fill-Packmittel. Im Folgenden diskutieren wir deshalb, wie der Zusatznutzen der Kompostbereitstellung durch das Produktsystem zu werten ist. Bei der Bilanzierung berücksichtigen wir in beiden Fällen nur diejenigen Kompostmengen, die auf die leicht abbaubaren Stärke-Loose-fill-Packmitteln zurückzuführen sind.

Der Zusatznutzen des vom untersuchten Produktsystem bereitgestellten Kompostes ergibt sich aus der Betrachtung der wesentlichen Gründe, die zur Verwendung des Kompostes in gartenbaulichen, landschaftspflegerischen und landwirtschaftlichen Anwendungen führen. Dieser Zusatznutzen kann vor allem über zwei Aspekte charakterisiert werden: Einerseits wird auf diesem Wege organische Substanz bereitgestellt, andererseits enthält Kompost Nährstoffe und liefert so einen Beitrag zu Düngung von Pflanzen. Folglich ersetzt die Nutzung von Kompost vor allem andere Quellen organischer Substanz sowie eine anderweitige Bereitstellung dieser Nährstoffe. Die damit andernfalls verknüpften Stoff- und Energieflüsse werden über die Kompostanwendung vermieden und deshalb von denjenigen des Produktsystems abgezogen. Im Folgenden wird die Vorgehensweise getrennt für jeden dieser beiden Nutzen diskutiert.

#### Organische Substanz

Aufgrund der unterschiedlichen Quellen und Anwendungsgebiete für organische Substanz gibt es keine eindeutige und einfache Möglichkeit zur Bestimmung eines geeigneten Äquivalenzsystems. Damit stellt sich auch hier die Frage, wie denn diese Zusatznutzen zumindest näherungsweise abgeschätzt werden kann. Dazu dienen die folgenden Überlegungen, die davon ausgehen, dass bezüglich des Zusatznutzens, der über die organische Substanz im Kompost bereitgestellt wird, zwei Extrempositionen eingenommen werden können:

1. Zum Einen könnte argumentiert werden, organische Substanz sei in Deutschland<sup>2</sup> bereits im Übermaß vorhanden. Landwirtschaftliche Reststoffe, Abfälle aus der Lebensmittelindustrie, Grüngutabfälle und Bioabfälle würden bereits in einem Umfang zur Verfügung stehen, der den Bedarf an organischer Substanz bei Weitem übersteige. Weiterhin würden landwirtschaftliche Flächen, die sachgerecht bewirtschaftet werden, keinen

---

<sup>2</sup> Diese Situation kann sich in anderen Ländern - insbesondere bei unterschiedlichen klimatischen Bedingungen sowie Unterschieden in der Bodengenese - deutlich anders darstellen.

Mangel an organischer Substanz aufweisen. Insgesamt würde aufgrund des fehlenden Bedarfs ein Ersatz anderer Quellen organischer Substanz nicht stattfinden. Die Kompostierung wäre quasi nur als Entsorgungsverfahren zu sehen, das in der Natur auch ohne Zutun des Menschen ablaufende mikrobiologische Vorgänge nutzt, um einen Output zu erzeugen, der ohne Schaden ausgebracht werden kann. Da deshalb auch keine Aufwendungen für die alternative Bereitstellung organischer Substanz vermieden werden, könne das Äquivalenzsystem entfallen.

2. Im anderen Extremfall könnte aber auch behauptet werden, dass der aus den Stärke-Loose-fill-Packmitteln erzeugte Kompost für die Erzeugung von Pflanzerde verwendet wird und in diesem Falle Torf ersetzen würde. Da die Gewinnung von Torf mit der Zerstörung schützenswerter Hochmoore einhergeht, würde die ersatzweise Verwendung von Kompost dazu führen, dass Naturraum mit Natürlichkeitsklasse I (vgl. Kapitel 5.2.7) erhalten und in ihrem ökologiebezogenen Wert nicht herabgesetzt werden würde. Zusätzlich würde der Aufwand für den Torfabbau, die Trocknung und den Transport entfallen. Diese vermiedenen Stoff- und Energieflüsse sowie die nicht eingetretene Naturraumbeanspruchung müssten dem untersuchten Produktsystem gutgeschrieben werden.

Mit hoher Sicherheit kann davon ausgegangen werden, dass bei normalen Betriebszuständen von Kompostierungs- und Vergärungsanlagen Stärke und Maisgrieß weitgehend abgebaut werden. Folglich wird der weitaus überwiegende Anteil der Stärke-Loose-fill-Packmittel entweder in Form von Kohlendioxid freigesetzt oder zu Methan – dem Hauptbestandteil von Biogas – umgesetzt. Der Beitrag zur Kompostbildung und damit zur Bereitstellung organischer Substanz ist deshalb sehr gering. Da es nach der oben beschriebenen Variante 1 für die Kompostausbringung keine, in der Variante 2 aufgrund der geringen Kompostmenge aller Wahrscheinlichkeit nach nur unbedeutende Gutschriften geben dürfte, berücksichtigen wir für die Bereitstellung von organischer Substanz keine Gutschriften.

### Nährstoffe

Die im Kompost vorhandenen Nährstoffe werden im Laufe der Zeit über mikrobielle Ab- und Umbauvorgänge freigesetzt und von Pflanzen genutzt. Wird die Kompostaufbringungsfläche üblicherweise mit mineralischen Düngern gedüngt, so kann die dadurch eingebrachte Nährstoffmenge reduziert werden. Näherungsweise könnte angenommen werden, dass die im Kompost enthaltenen Mengen an Stickstoff, Phosphor, Kalium und Calcium (vgl. Kapitel 6.1) nun nicht mehr in Form mineralischer Dünger ausgebracht werden müssen. Die andernfalls mit deren Produktion einhergehenden Stoff- und Energieflüsse entfallen und werden deswegen dem Produktsystem gutgeschrieben. Im besonderen Fall der Loose-fill-Packmittel aus Stärke liegen die Nährstoffgehalte jedoch so niedrig, dass die Bereitstellung von Nährstoffen über den daraus erzeugten Kompost keine Bedeutung hat und deswegen nicht näher betrachtet wird.

#### ***5.1.2.7 Nährstoffreiches Abwasser als Zusatznutzen der Kartoffelstärkeproduktion***

Bei der Stärkeproduktion entstehen große Mengen nährstoffreiches Abwasser. Wird dieses verregnet – wie wir dies für die sogenannte Kartoffelstärkeproduktion II (vgl. Kapitel 6.1.2.4.7) annehmen –, werden Nährstoffe auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht, die andernfalls in Form mineralischer Düngemittel bereitgestellt werden müssten. Da die

Landwirte für die Beregnung der Felder nichts bezahlen, handelt es sich bei dem Abwasser nicht um ein Nebenprodukt. Damit kommt eine Berücksichtigung des Nutzens der Verregnung über eine Allokation auf Prozessebene – d.h. auf Ebene der Kartoffelstärkeproduktion – nicht in Frage. Wir gehen bei der Bilanzierung deshalb so vor, dass das Abwasser bzw. die darin enthaltenen Nährstoffe als Zusatznutzen aus dem System ausgeschleust werden. Als Äquivalenzsystem modellieren wir näherungsweise die Bereitstellung der im Abwasser enthaltenen Menge an Hauptnährstoffen über mineralische Düngemittel. Berücksichtigt werden dabei Stickstoff (N), Phosphor ( $P_2O_5$ ), Kalium ( $K_2O$ ) und Calcium ( $CaO$ ).

Bezüglich der Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe im Abwasser orientieren wir uns an den Angaben von Dr. von Tucher, der sich zuerst wissenschaftlich mit der Thematik befasst hatte [TUCHER 1990] und dann bei der Südstärke GmbH unter anderem für die Beratung der Landwirte zuständig war [SÜDSTÄRKE 2000]. Danach sind im verregneten Abwasser enthaltener Phosphor, Kalium und Magnesium zu 100 % sowie Stickstoff bei Ausbringung im Herbst zu 50-60 % und bei Ausbringung im Frühjahr zu 100 % pflanzenverfügbar. Da die Verregnung in Zukunft unter Berücksichtigung der Pflanzenverfügbarkeit zu erfolgen hat [BML 1996], nehmen wir näherungsweise an, dass entsprechend der Nährstoffgehalte im Abwasser mineralische Düngemittel zu jeweils 100 % ersetzt werden. Davon gehen wir auch für Calcium aus.

Wird dagegen wie bei der Kartoffelstärkeproduktion I (vgl. Kapitel 6.1.2.4.6) Kartoffelfruchtwasser zu einem Konzentrat eingedampft und als Flüssigdünger verkauft, so ist das Konzentrat als weiteres Nebenprodukt des Stärkeproduktionsprozesses zu sehen. Die Allokation der Stoff- und Energieflüsse erfolgt dann gemäß der für Multi-Output-Prozesse beschriebenen Methode (vgl. Kapitel 5.1.1.2) – d.h. auf Prozessebene nach dem Wert der Produkte. Ein Zusatznutzen *Nährstoffbereitstellung* ist dann nicht mehr zu berücksichtigen.

#### 5.1.2.8 Klärschlamm als Zusatznutzen des Produktsystems

Klärschlamm ist ein Abfallprodukt aus der Abwasserreinigung, dass je nach Schadstoffbelastung vor allem landwirtschaftlich verwertet oder auch thermisch beseitigt wird. In den von uns untersuchten Produktsystemen trägt vor allem die Reinigung der Abwässer aus der Verarbeitung der nachwachsenden Rohstoffe zum Klärschlammaufkommen bei. Diese Klärschlämme sind direkt auf die landwirtschaftlichen Produkte und daran haftende Bodenteile zurückzuführen; ihre Schadstoffbelastung ist üblicherweise nicht höher als diejenige des Fabrikinputs. Bei getrennter Behandlung der Abwässer aus den Stärkefabriken bietet sich deswegen die landwirtschaftliche Verwertung der Klärschlämme geradezu an. Auch bei einer gemeinsamen Behandlung mit kommunalen Abwässern in ländlich strukturierten Gebieten dürfte die Schadstoffbelastung relativ gering sein, so dass auch hier die landwirtschaftliche Verwertung dominieren dürfte.

Da die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen aus den gleichen Gründen wie die Kompostausbringung betrieben wird, wäre der ökologiebezogene Wert des Zusatznutzens *Klärschlammausbringung* analog zu der für Kompost beschriebenen Vorgehensweise zu quantifizieren. Entsprechend der dortigen Argumentation kann der mit der Ausbringung organischer Substanz verbundene Zusatznutzen vernachlässigt werden. Anders wie bei der Ausbringung von Kompost aus Stärke-Loose-fill-Packmitteln sind jedoch die Nährstoffgehalte im Klärschlamm deutlich höher und damit von ökologischer Relevanz. Da uns aber keine Angaben zu den Nährstoffgehalten der Klärschlämme vor-

liegen, die bei der Reinigung von Stärkefabrikabwässer anfallen, könnten wir eine entsprechende Bilanzierung nur auf der Basis grober Schätzungen vornehmen. Andererseits berücksichtigen wir bei der Kartoffelstärkeproduktion II bereits die Nährstoffausbringung über das Abwasser. Da es sich dabei um eine Maximalabschätzung handelt und zudem in anderen Ökobilanzuntersuchungen [vgl. IFEU 2001] der Nutzen der Klärschlammausbringung im Vergleich zu einer Verbrennung als nahezu neutral eingestuft wird, modellieren wir diesen Punkt in den Stärke-Szenarien nicht weiter, thematisieren ihn jedoch in der Auswertung.

### **5.1.2.9 Kunststoffabfälle zur stofflichen Verwertung<sup>3</sup>**

#### **5.1.2.9.1 Notwendigkeit und Bedeutung der systembezogenen Allokation**

Die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen spielt bei der Bilanzierung der EPS-Loose-fill-Packmittelsysteme eine wichtige Rolle: Je nach Szenario werden Polystyrol-Abfälle entweder im Produktsystem stofflich verwertet oder durch dieses erzeugt und an nachfolgende Produktsysteme zur stofflichen Verwertung abgegeben. In beiden Fälle ist es erforderlich, den Wert dieses In- bzw. Outputs unter Ökobilanzgesichtspunkten zu bestimmen. Dass sich dies komplexer darstellt als bei den bisher beschriebenen Zusatznutzen, zeigen die folgenden Ausführungen. Dabei leiten wir zuerst allgemein die Allokationsmethodik her und beschreiben dann getrennt nach Input und Output werkstofflich verwertbarer Kunststoffabfälle die jeweilige Vorgehensweise.

Vorweg wollen wir jedoch die Sonderstellung dieser Thematik kurz erläutern: Werden Kunststoffabfälle in einem Produktsystem stofflich verwertet, so wird dabei eine spezifische Zustandsform eines Materials verwendet, das innerhalb komplexer Materialflussnetze (vgl. Abbildung 5-3) weitergegeben wird. Die Kenntnisse über die Art und Zahl vorhergehender Nutzungen sind in der Regel lückenhaft. Analog gilt dies für Kunststoffabfälle, die im betrachteten Produktsystem anfallen und dann in nachfolgenden Produktsystemen stofflich verwertet werden. Auch über deren weiteren Lebensweg ist meist wenig bekannt. Dies liegt nicht zuletzt daran, dass ein deutlicher Unterschied zu den Zusatznutzen besteht, die wir bisher im Zusammenhang mit der Entsorgung von Loose-fill-Packmitteln beschrieben haben: Während das Verpackungsmaterial ansonsten entweder vollständig zerstört oder bei biologischer Abbaubarkeit über mikrobielle Prozesse so weit umgewandelt wird, dass es nur noch einmal in stark veränderter Form als Kompost stofflich genutzt werden kann, erfolgt nun eine Weitergabe des Materials innerhalb eines komplexen Materialflussnetzes.

---

<sup>3</sup>

Da diesem Punkt in vielen Ökobilanzen eine entscheidende Rolle zukommt, die beteiligten Institute über einen langen Zeitraum hinweg unterschiedliche Positionen vertraten und zudem viele Diskussionen mit externen Experten geführt wurden, stellt die im Folgenden dargestellte Vorgehensweise ein Ergebnis dieser Diskussionen aus individueller Sicht dar, das jedoch ohne Mitwirkung vieler Beteiligten nicht zustande gekommen wäre. Unser Dank gilt hier insbesondere Stefan Schmitz (Umweltbundesamt) und Dr. Michael Heyde (DSD), den Mitgliedern des Prüfungsausschusses sowie allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern des Fachgesprächs für ihre Anregungen und die zahlreichen Möglichkeiten zum intensiven, klärenden Gespräch.

#### 5.1.2.9.2 Anforderungen an die Allokationsmethodik

In früheren Phasen der Projektbearbeitung favorisierten die beteiligten Forschungsinstitute unterschiedliche Allokationsansätze zur Recycling-Thematik. Deshalb wurden bis zum Fachgespräch beide Vorgehensweisen parallel mitgeführt. Zwischenergebnisse zeigten, dass die beiden Ansätze zu unterschiedlichen Bewertungen der betrachteten Recycling-Szenarien führten, die Wahl der Allokationsmethode damit also ergebnisbestimmend ist. Zudem wurde deutlich, dass einer der beiden Ansätze ein Spezialfall des zweiten, umfassenderen Ansatzes ist und eine spezifische Fragestellung beantwortet (vgl. Kapitel 5.1.2.9.6). Im Zusammenhang mit diesem Klärungsprozess wurden viele intensive Diskussionen zwischen den Projektpartnern sowie mit mehreren externen Ökobilanzexperten geführt. Dabei haben sich folgende Anforderungen an eine geeignete Allokationsmethode herauskristallisiert:

- Die Vorgehensweise soll den Vorgaben der DIN EN ISO 14040 ff. entsprechen (vgl. Kapitel 4.2).
- Input und Output sollten gleich behandelt werden, d.h. dass bei gleichem In- bzw. Output an Kunststoffabfällen sollten die mittels Äquivalenzsystemen ermittelten Elementarflüsse für Input und Output jeweils identisch sein.
- Die Allokationsmethode soll trotz der notwendigen Abstraktion die realen Gegebenheiten möglichst sachgerecht und nachvollziehbar abbilden und aussagekräftige Ergebnisse liefern.
- Die Fragestellung, die mit der gewählten Allokationsmethode beantwortet wird, sollte jeweils klar benannt werden.
- Der Einfluss der Allokationsmethodik auf die Ergebnisse soll in der Ergebnisdarstellung sowie gegebenenfalls mittels Sensitivitätsanalysen transparent gemacht werden.
- Sowohl für den Input als auch für den Output an Abfällen zur Verwertung sollte von einem Zustand ausgegangen werden, für den sich ein eindeutiges Äquivalenzsystem modellieren lässt.

#### 5.1.2.9.3 Das Produktsystem als Teil eines Materialfluss-System

Die stoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen setzt voraus, dass nachgeschaltete Produktsysteme existieren, in denen das Material wieder eingesetzt wird. Der Weg des Kunststoffes verläuft dann nicht in einem einzigen Produktsystem von *cradle to grave*, sondern kaskadenartig durch mindestens zwei miteinander verknüpfte Produktsysteme. Folglich handelt es sich bei dem untersuchten Produktsystem um ein Subsystem in einem umfassenderen Materialflussnetz (Gesamtsystem). In Abbildung 5-3 wird schematisch dargestellt, wie vielfältig Produktsysteme in ein Materialflusssystem eingebunden sein können: Sie verwenden Primär- und/oder Sekundärmaterial, erhalten verschieden oft genutztes Sekundärmaterial im Open- oder Closed-loop, liefern Abfälle an verschiedene Verwertungs- und Beseitigungsverfahren und produzieren unterschiedliche Qualitäten von Abfällen zur Verwertung und Beseitigung.

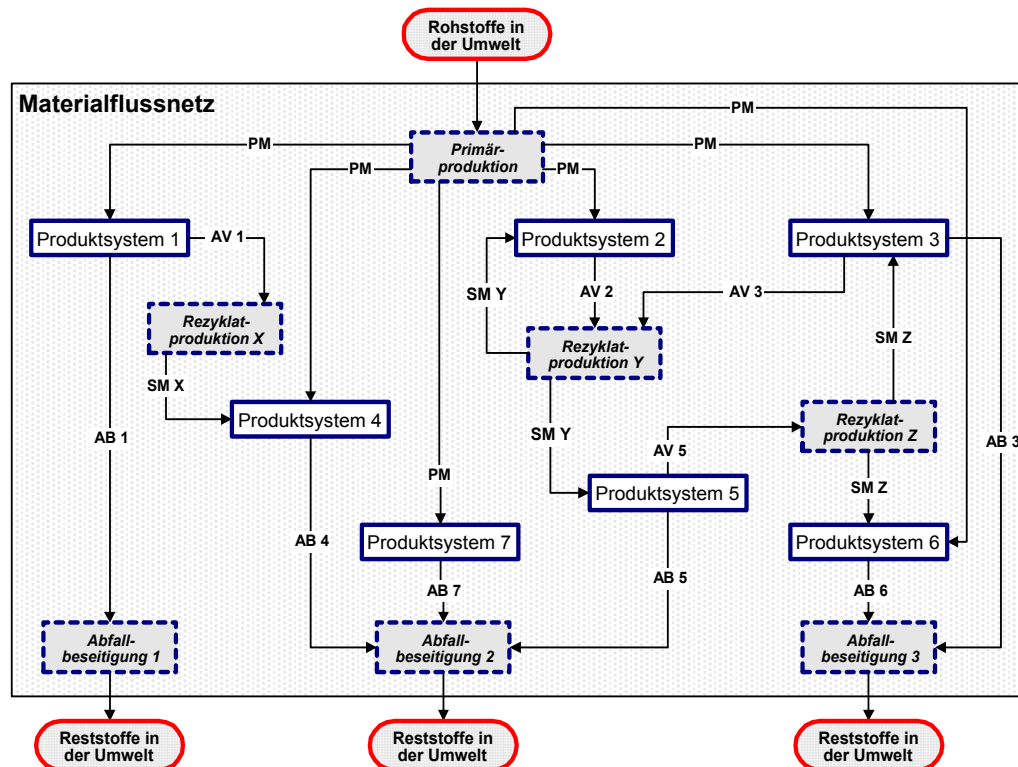


Abbildung 5-3: Schematische Darstellung eines Materialflussnetzes (PM = Primärmaterial; SM = Sekundärmaterial; AV = Abfall zur Verwertung; AB = Abfall zur Beseitigung)

Wollte man ein solches Materialsystem realitätsgetreu modellieren, müsste das gesamte Netz dieser zusammenhängenden Produktsysteme nachgebildet werden (vgl. Abbildung 5-3). Auf dieser Basis wären dann die Stoff- und Energieflüsse, die mit der Produktion des Primärmaterials, der Herstellung von Sekundärmaterialien sowie einer anderweitigen Entsorgung des zum Abfall gewordenen Materials verbunden sind, zu bestimmen. Anschließend sind diese Elementarflüsse gerecht auf die verschiedenen Produktsysteme zu verteilen, da jedes dieser Systeme - in unterschiedlichem Ausmaß - auch von den vor- bzw. nachgelagerten Schritten profitiert. Eine solche Herangehensweise setzt jedoch voraus, dass die gesamte Abfolge an materialgleichen Produktsystemen und damit das Gesamtsystem bekannt sind - was üblicherweise nicht der Fall ist. Sollte dies dennoch gegeben sein, so weist das Gesamtsystem - insbesondere dann, wenn mehrere Nutzungen aufeinanderfolgen oder Abfälle zur Verwertung in mehreren unterschiedlichen Produktsystemen parallel genutzt werden - eine Komplexität auf, die nur mit sehr hohem Aufwand zu modellieren wäre. Deshalb leiten wir im Folgenden unter Berücksichtigung der oben genannten Forderungen eine praktikable und letztendlich in dieser Ökobilanz verwendete Allokationsmethodik her, die es unseres Ermessens erlaubt, den Sachverhalt realitätsgerecht und für die Zwecke der Ökobilanz genau genug abzuschätzen. Da dieser Punkt für viele Ökobilanzen bedeutsam ist, gehen wir vorweg noch kurz auf einige der bisher verfolgten Ansätze ein.

#### 5.1.2.9.4 Bisher verfolgte Ansätze

Bei den ersten Ökobilanzen [vgl. UBA 1995, Anh. IV, S. 16 ff.] wurde vereinfachend noch davon ausgegangen, dass die stoffliche Verwertung von Abfällen im Produktsystem unter



Ökobilanzgesichtspunkten als neutral zu betrachten sei. Entsprechend wurden für die Verwertung von Abfällen im System weder Last- noch Gutschriften vergeben. Abfälle zur Verwertung wurden faktisch als Ressource betrachtet, für die kein Herstellungsaufwand erforderlich war. Auf diesem Wege wurde quasi ein Ausgleich dafür gewährt, dass das System die Abfallentsorgung entlastet. Analog dazu wurden für die Bereitstellung verwertbarer Abfälle ebenfalls keine Gutschriften erteilt – aber auch keine Aufbereitungsaufwendungen berücksichtigt. Da diese oft als Cut-off-Methode bezeichnete Vorgehensweise nicht allgemein akzeptiert wurde, wurden mehrere Ansätze entwickelt, um den Wert der verwendeten bzw. erzeugten Kunststoffabfälle angemessen zu berücksichtigen. Als zwei wichtige Vorgehensweisen lassen sich die bereits diskutierte Nutzenkorbmethode (vgl. Kapitel 5.1.2.2) sowie die auch in dieser Ökobilanz gewählte Methode der Äquivalenzsysteme unterscheiden. Bei der Nutzenkorbmethode werden alle miteinander verglichenen Produktsysteme so modelliert, dass die Gesamtheit der Systemnutzen identisch ist; dies hat gegebenenfalls zur Folge, dass innerhalb der Grenzen der untersuchten Produktsysteme eine Vielzahl weiterer, nicht unbedingt direkt mit der Fragestellung verbundener Prozesse zu berücksichtigen ist. Da diese Methode aufgrund der in Kapitel 5.1.2.2 genannten Argumente hier nicht weiter relevant ist, gehen wir nachfolgend nur noch auf die häufiger verwendete Methode der Äquivalenzsysteme [z.B. UBA 2000b] ein. Wir hoffen, damit auch einen Beitrag zum Verständnis und zur Anwendbarkeit dieser Methode zu leisten.

#### 5.1.2.9.5 Herleitung der Allokationsmethodik

Wie oben beschrieben, ist die Abbildung des gesamten Materialflussnetzes nicht praktikabel. Deshalb schätzen wir auch hier mittels Äquivalenzsystemen den ökobilanzbezogenen Wert der Kunststoffabfälle ab und verrechnen die auf diesem Wege quantifizierten Elementarflüsse mit denjenigen des Produktsystems. Der prinzipielle Aufbau der für In- und Output getrennt modellierten Äquivalenzsysteme ergibt sich aus den beiden folgenden Fragestellungen:

- Für den Input stellen wir uns die Frage, was alternativ mit den im Produktsystem verwerteten Abfällen geschehen würde. Entsprechend der Logik der systembezogenen Allokation modellieren wir deshalb die andernfalls erforderliche alternative Verwertung bzw. Beseitigung der Kunststoffabfälle als Äquivalenzsystem. Diese Abfallbehandlung entfällt aufgrund der Verwertung im Produktsystem – und damit neben den Umweltbeeinträchtigungen auch verschiedene Nutzen wie die Strom- und Wärmebereitstellung oder der Ersatz von Kunststoffen. Dies berücksichtigen wir innerhalb der Äquivalenzsysteme über weitere Äquivalenzprozesse. (s. Kapitel 5.1.2.9.6)
- Auf den Output bezogen lautet die Fragestellung, welche Inputs die nachfolgenden Produktsysteme andernfalls verwenden würden und welche Elementarflüsse mit deren Produktion verbunden wäre. Diese alternative Bereitstellung modellieren wir ebenfalls in entsprechenden Äquivalenzsystemen. (s. Kapitel 5.1.2.9.7)

Diese Vorgehensweise wird allgemein in Abbildung 5-4 dargestellt und anschließend sie zuerst für die Verwertung von Kunststoffabfällen im Produktsystem, dann für die Bereitstellung von Sekundär-Kunststoffen durch das Produktsystem näher erläutert. Anhand einiger Beispiele soll abschließend gezeigt werden, dass dabei im Produktsystem verwertete und im Produktsystem erzeugte Abfälle gleich behandelt werden.

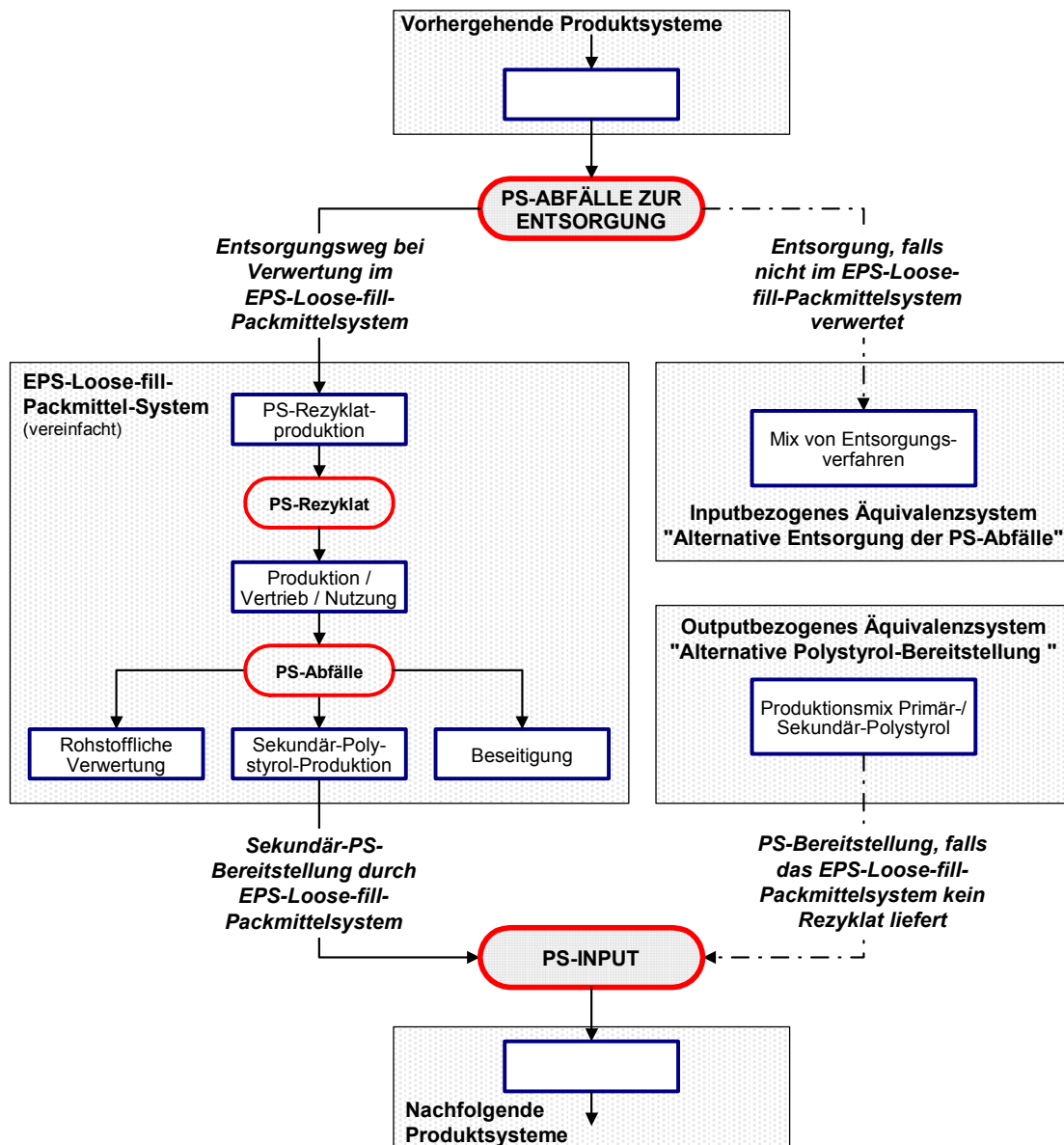


Abbildung 5-4: Stoffliche Verwertung von Polystyrol-Abfällen - Schematische Darstellung des Allokationsansatzes für Input und Output

#### 5.1.2.9.6 Stoffliche Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem (Input)

Polystyrol-Abfälle, die für die Produktion von Loose-fill-Packmittel verwendet werden, müssen nicht mehr auf anderem Wege entsorgt werden. Diese Verlagerung der Entsorgung in das Produktsystem vermeidet an anderer Stelle Umweltauswirkungen. Die damit vermiedenen und über Äquivalenzsysteme quantifizierten Elementarflüsse schreiben wir dem untersuchten Produktsystem gut, indem wir sie als *Abzüge Input* von dessen Brutto-Ergebnissen abziehen. Andererseits entgehen über die Nutzung im Produktsystem auch Zusatznutzen alternativer Entsorgungswege. Analog zu den vom Produktsystem bereitgestellten Zusatznutzen (vgl. Kapitel 5.1.2.2) wandeln wir diese Zusatznutzen innerhalb des Äquivalenzsystems über einen nutzenspezifischen Mix von Äquivalenzprozessen in Sachbilanzwerte um. Diese werden dem betrachteten Produktsystem als Zuschläge

(*Zuschläge Input*) angelastet, da die Nutzen aufgrund der Verwertung der Abfälle im Produktsystem nun auf anderem Wege bereitgestellt werden müssen (vgl. Abbildung 5-5).

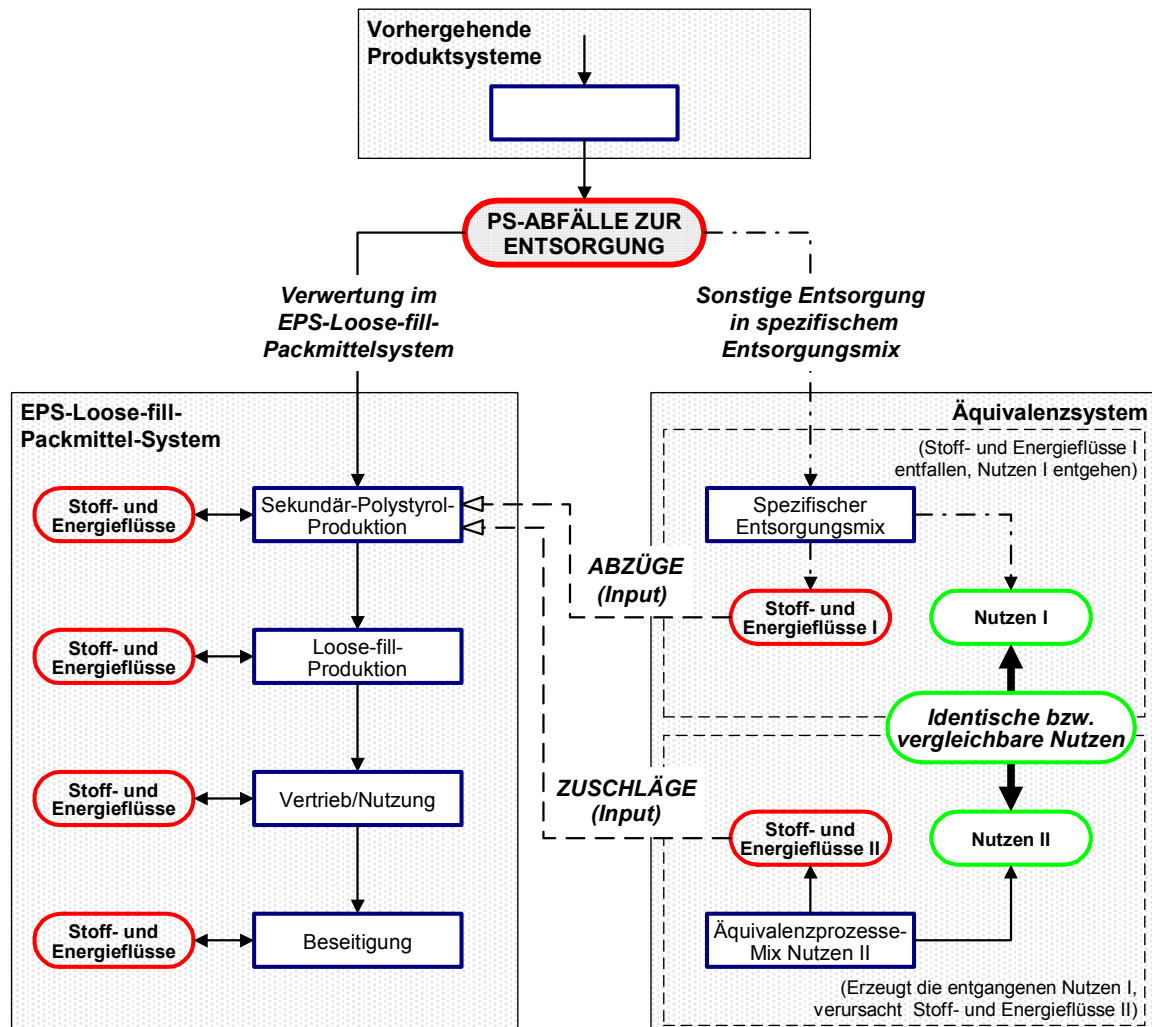


Abbildung 5-5: Vorgehensweise bei der Berechnung von Abzügen und Zuschlägen bei Verwendung von Sekundär-Polystyrol als Input im EPS-Loose-fill-Packmittel-System

Wie in Abbildung 5-5 dargestellt, errechnet sich die Höhe der Zuschläge Input und Abzüge Input für die im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle über ein spezifisches Äquivalenzsystem, in dem die relevanten alternativen Entsorgungsprozesse berücksichtigt werden (vgl. Abbildung 5-2). Je nach Art der Polystyrol-Abfälle, aber auch aufgrund verschiedener Erkenntnisinteressen, die mit der Modellierung des Entsorgungsmixes verfolgt werden, können auf diesem Wege beispielsweise Zuschläge und Abzüge für folgende, bezüglich der Ergebnisse sehr unterschiedliche Gegebenheiten berechnet werden:

- A. Das Produktsystem greift auf Polystyrol-Abfälle zurück, die den Durchschnitt der Entsorgung dieser PS-Abfallfraktion repräsentieren. In diesem Fall sind für diese Polystyrol-Abfallart die prozentualen Anteile der alternativen Entsorgungswege zu bestimmen und davon ausgehend ein möglichst repräsentativer abfallartenspezifischer Entsorgungsmix zu modellieren; für die bei der alternativen Entsorgung entstehenden und nun entfallenden Zusatznutzen wird ein Äquivalenzprozesse-Mix modelliert.

- B. Bei den im untersuchten Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle handelt es sich um Polystyrol-Abfälle, die zusätzlich zu bisher bereits verwerteten PS-Abfallmengen verwertet werden und ohne Nachfrage durch das betrachtete Produktsystem beseitigt worden wären. Bei der Modellierung des alternativen Entsorgungsmixes für diese Polystyrol-Abfälle wird entsprechend der Anteil der Beseitigung auf 100 Gew.-% gesetzt.
- C. Das Produktsystem setzt PS-Abfälle ein, die wegen großer Nachfrage auch andernfalls verwertet werden würden. Der alternative Entsorgungsmix berücksichtigt dann den für diese Abfälle spezifischen Verwertungsmix; der Anteil der Beseitigung liegt bei Null.

Bei der Bilanzierung gehen wir standardmäßig von der ersten Variante (A) aus. Für jede der betrachteten PS-Abfallarten wird dazu in den Prozessbeschreibungen zur Sekundär-Polystyrol-Produktion ein Entsorgungsmix abgeleitet, der den aktuellen Entsorgungsstand repräsentiert (vgl. Kapitel 6.2.1.3) und von dem wir annehmen, dass er durch die Verwertung im betrachteten Produktsystem nicht beeinflusst wird. Dabei werden Entsorgungswege wie das ungeordnete Wegwerfen oder Fehlwürfe in andere Abfallfraktionen aufgrund ihrer untergeordneten Bedeutung nicht betrachtet. Der so ermittelte Entsorgungsmix (vgl. Abbildung 5-6) bildet das Verhältnis ab, in dem sich die jeweiligen PS-Abfälle bei üblicher Entsorgung auf verschiedene Entsorgungswege verteilen würden; er stellt damit die Grundlage für die Modellierung des Äquivalenzsystems einschließlich der Ermittlung der damit verbundenen Nutzen dar. Die Äquivalenzprozesse für diese Nutzen modellieren wir analog zu den Zusatznutzen des Produktsystems (vgl. Kapitel 5.1.2.3 ff.).

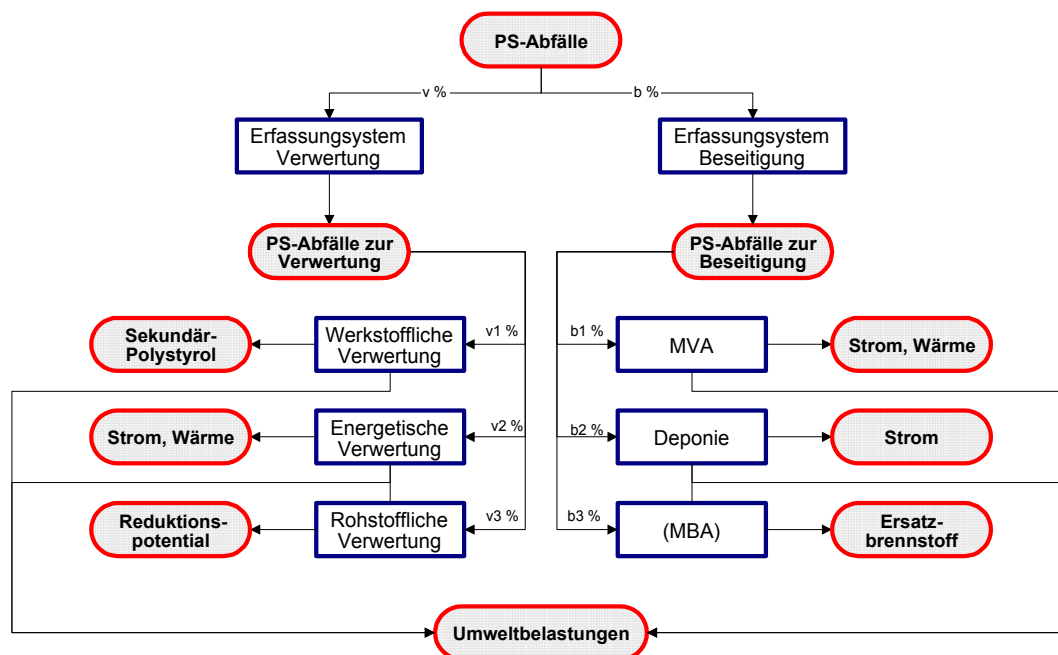


Abbildung 5-6: Allgemeine Darstellung eines Entsorgungsmixes mit möglichen Nutzen

Bei der Entwicklung dieser Allokationsmethodik wurde auch klar, wo die Unterschiede der zwei zuerst parallel verfolgten Allokationsansätze liegen: Während bei der nun als Standard gewählten Vorgehensweise angenommen wird, dass die PS-Abfälle andernfalls im abfallartenspezifischen, möglichst repräsentativen Entsorgungsmix behandelt werden, ging der zweite Ansatz implizit davon aus, dass die im Produktsystem verwerteten

Polystyrol-Abfälle unabhängig von deren Art immer vollständig verwertet werden (vgl. oben Punkt C der Aufzählung). Damit beantworten die beiden Ansätze unterschiedliche Fragestellungen. Deshalb ist es auch nicht verwunderlich, dass die Ergebnisse verschieden ausfallen. Aufgrund der Bedeutung für die vorliegende und auch weitere Ökobilanzen gehen wir auf diese Unterschiede näher in einer Sensitivitätsanalyse (vgl. Kapitel 7.6.1) ein.

#### 5.1.2.9.7 Sekundär-Polystyrol als Zusatznutzen des Produktsystems (Output)

Fallen im Produktsystem Abfälle zur werkstofflichen Verwertung an, so können diese nach Aufbereitung als Sekundär-Material in nachfolgenden Produktsystemen verwendet werden. Dadurch werden Umweltauswirkungen vermieden, die mit einer alternativen Materialbereitstellung einhergehen würden. Für diese positiven Effekte sollte das Produktsystem „belohnt“ werden. Da wir den Fall betrachten, dass EPS-Loose-fill-Packmittel nach Gebrauch als sortenreine Abfallfraktion erfasst, im Produktsystem zu einem hochwertigen Polystyrol-Regranulat verarbeitet und verkauft werden (vgl. Kapitel 6.5.4), stellt sich die Frage, wie der Wert dieser Abfälle zur Verwertung bzw. der daraus hergestellten Sekundär-Materialien unter Ökobilanzgesichtspunkten adäquat berücksichtigt werden kann. Dabei sind zwei Wege besonders geeignet, den Wert der PS-Regranulate zu abzuschätzen:

- A. Näherungsweise kann angenommen werden, dass das PS-Regranulat wieder direkt im Produktsystem – und damit im geschlossenen Kreislauf - für die Neuproduktion von EPS-Loose-fill-Packmitteln verwendet wird (*Closed-loop-Recycling*). In diesem Fall ist keine systembezogene Allokation durchzuführen [DIN 1998, Kapitel 6.5.4]. Die Gutschrift erfolgt quasi intern, da die Mengen an Primär- oder Sekundär-Polystyrol, die andernfalls für die Produktion der funktionellen Einheit benötigt werden, deutlich zurückgehen bzw. ganz entfallen; entsprechend geringer fallen die durch diese Materialproduktion verursachten Sachbilanzbeiträge aus. Zusätzlich werden nun jedoch die Prozesse im Zusammenhang mit der Aufbereitung der Abfälle innerhalb des Produktsystems bilanziert. Über diesen Ansatz kann der umweltbezogene *Wert* des Sekundärmaterials relativ einfach abgeschätzt werden. Implizit wird dabei angenommen, dass die Eigenschaften des Sekundär-Materials und des ersetzten Materials in Bezug auf das betrachtete Produktsystem gleichwertig sind; die Ergebnisse stellen deshalb vor allem eine Annäherung an die maximal mögliche Entlastung durch eine werkstoffliche Verwertung dar. Da Closed-loop-Recycling zudem in der Praxis fallweise zu beobachten ist - die Flo-Pak GmbH verwendet in geringem Umfang aus gebrauchten EPS-Verpackungen produziertes Sekundär-Polystyrol (vgl. Kapitel 6.2.1.3) -, bilanzieren wir diese Variante als eines der Szenarien zur Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel (vgl. Kapitel 3.4).
- B. Andererseits wird Polystyrol-Regranulat in der Praxis vor allem in nachfolgenden Produktsystemen eingesetzt. Geht man von diesem sogenannten *Open-loop-Recycling* aus, ist es erforderlich, den ökobilanziellen Wert des PS-Regranulats über eine systembezogene Allokation gerecht zwischen den Produktsystemen zu verteilen. Wie in Kapitel 5.1.2.9.1 dargelegt, ist die Abfolge nachfolgender Produktsysteme bis zur endgültigen Beseitigung des Polystyrols nicht bekannt. Damit kann keine direkte Aufteilung zwischen definierten Produktsystemen erfolgen. Alternativ sind deshalb Äquivalenzsysteme zu modellieren.

Da beim Closed-loop-Szenario keine Allokation erforderlich ist, wird im Folgenden nur noch die Open-loop-Variante behandelt. Entscheidend für die Modellierung des dann erforderlichen Äquivalenzsystems ist die Frage, welches Material in welchen Mengen durch das Polystyrol-Regranulat ersetzt wird. Da kein konkretes verwertendes Produktsystem bekannt ist, sind hier Annahmen zu treffen: Aufgrund der hohen Qualität von Polystyrol-Regranulaten aus sortenrein erfassten EPS-Packmitteln gehen wir näherungsweise davon aus, dass dieses eine anderweitige Produktion von Primär- und Sekundär-Polystyrol in dem Massenverhältnis ersetzt, in dem beide Materialvarianten auf dem Polystyrolmarkt nachgefragt werden; implizit nehmen wir damit auch an, dass das Regranulat funktionell äquivalent zum Marktmix aus Sekundär- und Primär-Polystyrol ist. Bei einer Marktverteilung von 92 Gew.-% Primär-Polystyrol zu 8 Gew.-% Sekundär-Polystyrol (vgl. Kapitel 6.2.1.1) würde ein Kilogramm vom EPS-Loose-fill-Packmittelsystem bereitgestelltes Sekundär-Polystyrol folglich 0,92 kg Primär- und 0,08 kg Sekundär-Polystyrol ersetzen. Die mit der Produktion dieser Mengen verbundenen In- und Outputs entfallen und werden deshalb von den Brutto-Sachbilanzergebnissen des Produktsystems als *Abzüge Output* abgezogen (vgl. Abbildung 5-1). Dazu wird im Äquivalenzsystem die Produktion der entsprechenden Mengen an Primär- und Sekundär-Polystyrol modelliert. Für die Herstellung von Sekundär-Polystyrol wird ein repräsentativer Mix der mengenmäßig bedeutendsten Aufbereitungswege nachgebildet (vgl. Kapitel 6.2.1.3.9). Alternativ zu dieser Vorgehensweise könnten auch Substitutionsfaktoren (Wieviel Sekundär-Polystyrol ist erforderlich, um in einer spezifischen Anwendung Primär-Polystyrol zu ersetzen?) oder ein wertbezogener Allokationsschlüssel verwendet werden. Wir gehen jedoch davon aus, dass die von uns gewählte Vorgehensweise im betrachteten Fall hinreichend genau ist.

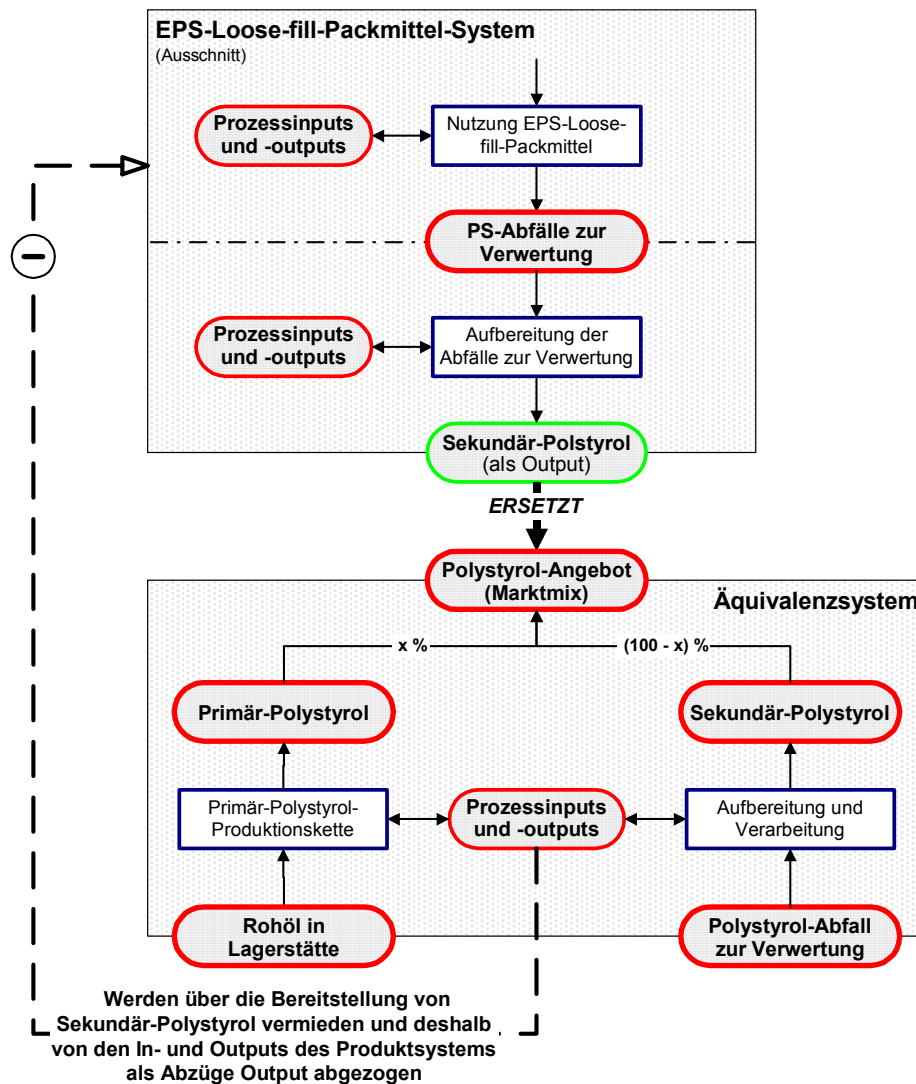


Abbildung 5-7: Systembezogene Allokation beim Open-loop-Recycling: Vorgehensweise bei der Berücksichtigung von *Sekundär-Polystyrol* als Zusatznutzen des Produktsystems

#### 5.1.2.9.8 Gleichbehandlung von Abfallinput und im Produktsystem erzeugten Abfällen

Eine wesentliche Forderung an die Allokationsmethodik ist die Gleichbehandlung von Abfallinput und im Produktsystem erzeugten Abfällen bei der Berechnung der Netto-Ergebnisse (vgl. Kapitel 5.1.2.9.2). Ob dies der Fall ist, überprüfen wir anhand der nachfolgenden Überlegungen: Wir gehen dabei davon aus, dass eine bestimmte Menge eines spezifischen Abfalls im System verwertet wird. Die Zuschläge und Abzüge für diesen Input errechnen sich über ein Äquivalenzsystem, in dem die alternative Entsorgung modelliert wird. Nehmen wir nun an, dass im Produktsystem genau die gleiche Menge dieses spezifischen Abfalls erzeugt wird und dieser so entsorgt wird wie der Input bei Nichtverwertung im untersuchten Produktsystem. In diesem Fall erfolgt die Entsorgung oder Aufbereitung innerhalb des Systems. Die hiermit verbundenen Stoff- und Energieflüsse entsprechen den Abzügen für den Input, gehen jedoch mit positivem Vorzeichen – und damit quasi als Zuschlag – in die Ergebnisse ein. Andererseits entstehen dabei die gleichen Zusatznutzen wie innerhalb des inputbezogenen Äquivalenzsystems; diese Zusatznutzen werden auf dem gleichen Wege in Elementarflüsse umgewandelt,

jedoch im Gegensatz zu den inputbezogenen Zuschlägen von den Brutto-Ergebnissen des Systems abgezogen. Wie bei identischen Abfällen und Entsorgungsverfahren zu erwarten, gleichen sich damit bei der Berechnung der Netto-Ergebnisse die Zuschläge und Abzüge aus. Die folgende Tabelle erläutert dies exemplarisch am Beispiel verschiedener Polystyrol-Abfälle, für deren Entsorgung jeweils ein spezifisches Entsorgungsverfahren angenommen wird. Da die Gleichbehandlung für diese einzelnen Entsorgungsverfahren gegeben ist, gilt dies auch für die bei der Modellierung der Produktsysteme verwendeten Entsorgungsmixe.

Tabelle 5-1: Polystyrol-Abfälle: Abzüge und Zuschläge bei identischem Abfallinput und -output

<b>Abfallcharakterisierung</b>	<b>Abfallinput</b> (im Produktsystem verwertete Abfälle)	<b>Abfalloutput</b> (im Produktsystem erzeugte PS-Abfälle)	<b>Auswirkung auf Netto-Ergebnisse</b>
Polystyrol-Abfälle zur Beseitigung	Äquivalenzsystem: Beseitigung im Beseitigungsmix (Abzug) und Gegenrechnung der entgangenen Nutzen (Zuschlag)	Beseitigung im Beseitigungsmix im Produktsystem (entspricht Zuschlag) und Äquivalenzsystem zu Zusatznutzen (Abzug)	Zuschläge und Abzüge gleichen sich jeweils aus
Polystyrol-Abfälle zur rohstofflichen Verwertung	Äquivalenzsystem: Rohstoffliche Verwertung (Abzug) und Gegenrechnung der entgangenen Nutzen (Zuschlag)	Rohstoffliche Verwertung im Produktsystem (entspricht Zuschlag) und Äquivalenzsystem zu Zusatznutzen (Abzug)	Zuschläge und Abzüge gleichen sich jeweils aus
Polystyrol-Abfälle zur energetischen Verwertung	Äquivalenzsystem: Energetische Verwertung (Abzug) und Gegenrechnung der entgangenen Nutzen (Zuschlag)	Energetische Verwertung innerhalb des Produktsystems (entspricht Zuschlag) und Äquivalenzsystem zu Zusatznutzen (Abzug)	Zuschläge und Abzüge gleichen sich jeweils aus
Polystyrol-Abfälle zur werkstofflichen Verwertung	Äquivalenzsystem: Aufbereitung zu PS-Regranulat (Abzug) und Gegenrechnung des Polystyrol-Marktmixes (Zuschlag)	Aufbereitung innerhalb des Produktsystems (entspricht Zuschlag) und Gegenrechnung des Polystyrol-Marktmixes (Abzug)	Zuschläge und Abzüge gleichen sich jeweils aus

#### 5.1.2.10 Nutzung landwirtschaftlicher Flächen

Auch bei der Flächennutzung stellt sich die Frage, was anderweitig mit diesen Flächen geschehen würde, denn unabhängig davon, wie Flächen genutzt werden, sind damit immer spezifische nutzungsabhängige Umweltauswirkungen verbunden. So werden beispielsweise selbst bei Naturschutzflächen für die Durchführung von Pflegemaßnahmen Rohstoffe und Energie benötigt und über biologische Vorgänge verschiedenste Emissionen in die Luft oder das Grundwasser verursacht. Damit ist auch hier wieder über einen Allokationsvorgang zu klären, welche der mit der Flächennutzung verbundenen Stoff- und Energieflüsse dem Anbau der nachwachsenden Rohstoffe zuzurechnen sind und welche Stoff- und Energieflüsse auch unabhängig von dieser speziellen Nutzung im Zusammenhang mit der Fläche auftreten würden. Diese Fragestellung ist vergleichbar mit derjenigen bei der Verwertung von Abfällen im betrachteten Produktsystem (vgl. Kapitel 5.1.2.9.6). Deshalb modellieren wir hier ebenfalls ein Äquivalenzsystem, das eine alternative Nutzung der Flächen, die für den Anbau der nachwachsenden Rohstoffe benötigt werden, möglichst realitätsnahe abbilden soll. Dabei nehmen wir an, dass es sich auch andernfalls um eine landwirtschaftlich genutzte Fläche handelt, die im betrachteten Jahr gezielt stillgelegt wird, und bilanzieren als konkrete Äquivalenzsysteme eine aktiv bzw. eine passiv begrünte Brache (vgl. Kapitel 6.1.1.3.5). Dazu berechnen wir im Äquivalenzsystem die mit der



Brache verbundenen Stoff- und Energieflüsse. Der Produktion der nachwachsenden Rohstoffe wird dann die Differenz zwischen den Stoff- und Energieflüssen, die mit deren Anbau verbunden sind, und denjenigen, die mit der Brache einhergehen, zugerechnet und von den Brutto-Ergebnissen des Produktsystems als sogenannten Abzüge Input abgezogen. Weitergehende Alternativnutzungen wie etwa die Nutzung als Naturschutzfläche oder als Industriegelände werden wegen bisher ungelöster methodischer Probleme und begrenzter Projektressourcen nicht weiter betrachtet. Nähere Informationen zur Vorgehensweise finden sich im Kapitel 6.1.

## 5.2 Beschreibung der Wirkungskategorien und der Wirkungsindikatoren

Im Anschluss an die Wirkungszuordnung sind die Sachbilanzergebnisse entsprechend dem Charakterisierungsmodell in Indikatorergebnisse umzuwandeln. Dazu sollen im folgenden die je Wirkungskategorie ausgewählten Wirkungsindikatoren vorgestellt werden und die Charakterisierungsfaktoren - soweit vorhanden - beziffert werden. Eine Referenz zu dem Ursprung der Methode genügt, die Bedingungen zur Dokumentation nach ISO 14042 zu erfüllen. Die Rechenvorschrift zur Berechnung des Indikatorergebnisses befindet sich am Ende jedes Kapitels zu einer Wirkungskategorie.

### 5.2.1 Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt als Wirkungskategorie steht für die negative Umweltwirkung der anthropogen bedingten Erwärmung der Erdatmosphäre und ist in entsprechenden Referenzen bereits eingehend beschrieben worden [IPCC 1995]. Der bisher in Ökobilanzen zumeist angewandte Indikator ist das Strahlungspotential (radiative forcing) [CML 1992, KLÖPFFER U. RENNER 1995] und wird in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten angegeben. Die Charakterisierungsmethode gilt als allgemein anerkannt.

Mit dem Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) besteht zudem ein internationales Fachgremium, das sowohl Methode als auch die entsprechenden Kennzahlen für jede klimawirksame Substanz errechnet und fortschreibt. Die vom IPCC fortgeschriebenen Berichte sind als wissenschaftliche Grundlage zur Instrumentalisierung des Treibhauseffektes in ihrer jeweils neuesten Fassung heranzuziehen.

In den stofflich genutzten Pflanzen ist Kohlenstoff aus der Atmosphäre gebunden, der im Laufe der Zeit durch Verrottung oder Verbrennung wieder freigesetzt wird. Diese CO<sub>2</sub>-Emissionen werden per Konvention des IPCC *nicht* dem Treibhauseffekt zugerechnet, da hierbei genau soviel CO<sub>2</sub> freigesetzt wird, wie zuvor der Atmosphäre beim Wachstum der Pflanze entzogen wurde. Die zeitweilige Bindung von CO<sub>2</sub> in der Pflanze bzw. dem daraus produzierten Stoff ist in der Regel auf maximal einige Jahrzehnte beschränkt und erfordert aufgrund der langen Integrationszeiträume beim Treibhauseffekt keine Berücksichtigung. Selbstverständlich werden die CO<sub>2</sub>-Emissionen, die während der landwirtschaftlichen Produktion etwa beim Maschineneinsatz oder für die Produktion von Düngemitteln durch den Einsatz fossiler Energieträger entstehen, auf den Lebensweg angerechnet.

Bei der Berechnung von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt, daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Produkt-Ökobilanz verwendet werden soll. Es existieren Model-

lierungen für 20, 50 und 100 Jahre. Die Modellrechnungen für 20 Jahre beruhen auf der sichersten Prognosebasis. Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahresbasis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Sie wurde in diesem Projekt verwendet.

Nachfolgend werden die in den Berechnungen des Treibhauspotentials angetroffenen Substanzen mit ihren CO<sub>2</sub>-Äquivalenzwerten - ausgedrückt als *Global Warming Potential (GWP)* aufgelistet:

Tabelle 5-2: Treibhauspotential der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe

<b>Treibhausgas</b>	<b>Treibhauspotential (GWP)</b> [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente/kg]
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> )	1
Methan, fossil (CH <sub>4</sub> )	21
Methan, regenerativ (CH <sub>4</sub> )	18
Distickstoffmonoxid (N <sub>2</sub> O)	310

Der Beitrag zum Treibhauseffekt wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Mengen der einzelnen treibhausrelevanten Schadstoffe ( $m_i$ ) und dem jeweiligen GWP ( $GWP_i$ ) nach folgender Formel berechnet:

$$GWP = \sum_i (m_i \times GWP_i)$$

Die Beiträge zum Treibhauspotential sind bei Methan, das aus Umsetzungsprozessen regenerativer Materialien herrührt etwas geringer als bei Methan aus fossilen Quellen. Die Quellen sind bilanztechnisch allerdings nicht immer klar zu identifizieren (z.B. aggregierte Datensätze). Daher wurde hier vereinfachend durchgängig mit dem Äquivalenzwert von 21 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten/kg Methan gerechnet. In der Auswertung wird dann zusätzlich untersucht, inwieweit sich die Ergebnisse verändern, wenn für die Methan-Menge, die bei einer Deponierung oder Kompostierung aus den Stärke-Loose-fill-Packmitteln gebildet und emittiert wird, der Faktor 18 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente/kg Methan angesetzt wird.

### 5.2.2 Stratosphärischer Ozonabbau

Die zerstörerische Wirkung von insbesondere Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW) auf die UV-absorbierende Ozonschicht in der Stratosphäre wird seit den 80er Jahren als eine gravierende Gefahr für das Leben auf der Erde betrachtet. Aus diesem Grunde wurde in Deutschland in Folge des Montreal-Protokolls im Jahr 1994 die FCKW-Produktion eingestellt. Als Maß für die ozonabbauende Wirkung dieser Stoffe wird üblicherweise das ODP (Ozone Depletion Potential, Ozonabbaupotential) verwendet.

Die Prozesse in den hier betrachteten Lebenswegen emittieren keine FCKW, so dass deren Berücksichtigung entfallen kann. Allerdings ist bekannt, dass Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O) über zwei verschiedene Mechanismen eine in der Stratosphäre ozonabbauende Wirkung besitzt, über einen weiteren Mechanismus allerdings zur Ozonbildung beiträgt. Welche Effekte jeweils die anderen kompensieren oder überlagern, ist derzeit nicht bekannt. Auch gibt es hierfür derzeit keine entsprechenden ODP-Werte, so dass in dieser Arbeit die in der Sach-

bilanz errechneten N<sub>2</sub>O-Emissionen direkt als Wirkungsindikatorergebnis verwendet werden.

### 5.2.3 Photochemische Oxidantienbildung (Ozonbildung)

Aufgrund der komplexen Reaktionsvorgänge bei der Bildung von bodennahem Ozon (Photosmog oder Sommersmog) ist die Modellierung der Zusammenhänge zwischen Emissionen ungesättigter Kohlenwasserstoffe und Stickoxiden äußerst schwierig. Die bisher in Wirkungsabschätzungen verwendeten Ozonbildungspotentiale (Photochemical Ozone Creation Potential - POCP) [CML 1992], ausgedrückt in Ethenäquivalenten, sind in Fachkreisen umstritten, da sie zum Einen auf der Änderung bestehender Ozonkonzentrationen aufbauen und zum Anderen für regional weiträumige Ausbreitungsrechnungen entwickelt wurden. Sie basieren auf dem Potential der Kohlenwasserstoffe zur Photooxidantienbildung und erfassen den Beitrag der Stickoxide an den Bildungsreaktionen nicht.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des UBA wurde versucht ein verbessertes Berechnungsmodell zu entwickeln. Dabei wurde von STERN [1997] eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide vorgeschlagen. Dies bedeutet, dass aufbauend auf das POCP-Modell in Ethenäquivalenten jeweils die pro System emittierten Stickoxide mit dem berechneten POCP-Wert multipliziert werden. Als neuer Indikator ergibt daraus das stickoxidkorrigierte Ozonbildungspotential (Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential – NCPOCP), das eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide ermöglicht.

Nachfolgend sind die Gase, die im Rahmen dieser Ökobilanz erhoben werden konnten, mit ihren Ozonbildungspotentialen (POCP) aufgelistet. Dabei wurden nur Einzelsubstanzen mit einem definierten Äquivalenzwert zu Ethen berücksichtigt. Für die stofflich nicht präzise spezifizierten Kohlenwasserstoffe, die in Literaturdatensätzen häufig angegeben werden, verwenden wir aus CML [1992] bzw. UBA [1995] entnommene mittlere Äquivalenzwerte.

Tabelle-5-3: Ozonbildungspotential der im Rahmen dieses Projektes erhobenen Stoffe

Schadgas	Photooxidantienbildungspotential (POCP) [kg Ethen-Äquivalente/kg]
Ethen	1
Methan	0,007
Formaldehyd	0,412
Benzol	1,189
Pentan	0,408
Butan	0,410
Kohlenwasserstoffe	
· NMVOC aus Dieselemissionen	0,7
· NMVOC (Durchschnitt)	0,416
· VOC (Durchschnitt)	0,377

Das Ozonbildungspotential (POCP) wurde nach folgender Formel ermittelt:

$$POCP = \sum_i (m_i * POCP_i)$$

Daneben dient der POCP-Wert als Grundlage zur Berechnung des stickoxidkorrigierten Ozonbildungspotentials (NCPOCP), das nach folgender Formel berechnet wird [UBA 2000a]:

$$NCPOCP = \sqrt{mNOx * \sum_i (m_i * POCP_i)}$$

Damit stehen zwei Darstellungsmöglichkeiten für die Berücksichtigung des Ozonbildungspotentials zur Verfügung. Mit dem POCP wird der auf den Kohlenwasserstoffemissionen beruhende Effekt beschrieben. Das NCPOCP ist als eine darauf aufbauende Weiterentwicklung zu verstehen, die dazu dient, sich den realen physiko-chemischen Bedingungen der Photooxidantienbildung modelltechnisch anzunähern.

Ursprünglich hatten wir geplant, in die Auswertung nur das auf den ersten Blick realitätsnähere stickoxidkorrigierte Ozonbildungspotential einzubeziehen, um so eventuelle Doppelwertungen zu vermeiden. Im Laufe der Projektbearbeitung wurde jedoch offensichtlich, dass die Verwendung der nach dem obigen Ansatz berechneten NCPOCP-Werte nicht unproblematisch ist. Dies liegt vor allem an dem nichtlinearen Berechnungsverfahren, in dem Ergebnisse für POCP sowie Stickoxide miteinander verrechnet werden. Aufgrund der Nichtlinearität ergeben sich unterschiedliche Ergebnisse in Abhängigkeit davon, ob bereits für einzelne Prozesse bzw. Subsysteme NCPOCP-Werte berechnet und dann addiert werden oder ob diese Berechnung auf Basis der POCP- und  $NO_x$ -Werte für das gesamte Produktsystem erfolgt. Besondere Schwierigkeiten treten zudem auf, wenn einer der Werte negativ wird, da dann aufgrund der Wurzel in der Formel kein NCPOCP-Wert berechnet werden kann. Dieser Fall tritt bei Szenarien auf, in denen die über Äquivalenzsysteme berechneten Abzüge die Brutto-Ergebnisse für das Produktsystem übersteigen. Um dieses Problem zu umgehen, berechnen wir bei den Sektoralanalysen im abschließenden zweiten Auswertungsschritt für jeden der in den Abbildungen ausgewiesenen Sektoren einen NPOCP-Wert auf Basis der POCP- und  $NO_x$ -Werte für diesen Sektor. Diese Werte addieren wir dann zu den Brutto- und Netto-Ergebnissen für das System und berechnen aus diesen Gesamtergebnissen dann die Einwohnerwerte. Aufgrund dieser Besonderheiten haben wir uns entschlossen, neben den NCPOCP- auch die POCP-Ergebnisse auszuweisen und vor allem letztere in der Auswertung zu berücksichtigen. NCPOCP führen wir dennoch als Informationsgröße auf, da es sich um einen neuen, in der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion befindlichen Ansatz handelt und wir mit dieser Gegenüberstellung einen Anstoß zur weiteren Entwicklung eines entsprechenden Parameters geben möchten. Wir weisen jedoch ausdrücklich darauf hin, dass beide Parameter auf den gleichen Sachverhalt – die Photooxidantienbildung – abzielen und deswegen bei der Auswertung nicht doppelt gezählt werden dürfen.

#### 5.2.4 Eutrophierung

Die Wirkungskategorie Eutrophierung steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. Da zwei unterschiedliche Umweltmedien auf sehr unterschiedliche Weise betroffen sind, soll auch eine Unterteilung in Gewässer-Eutrophierung und Boden-Eutrophierung vorgenommen werden. Dabei sind wir vereinfachend davon ausgegangen, dass alle luftseitig emittierten Nährstoffe eine Überdüngung des Bodens darstellen und alle wasserseitig emittierten Nährstoffe zur Überdüngung der Gewässer

beitragen. Da der Nährstoffeintrag in die Gewässer über Luftemissionen im Vergleich zum Nährstoffeintrag über Abwässer gering ist, stellt diese Annahme keinen nennenswerten Fehler dar.

Die Eutrophierung eines Gewässers führt sekundär zu einer Sauerstoffzehrung. Ein übermäßiges Auftreten sauerstoffzehrender Prozesse kann zu Sauerstoffmangelsituationen im Gewässer führen. Ein Maß für die mögliche Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer stellen der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) und der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) dar. Da der Biochemische Sauerstoffbedarf nur mit Hilfe einer Reaktionszeit definiert ist und der Chemische Sauerstoffbedarf quasi das gesamte zur Verfügung stehende Potential zur Sauerstoffzehrung umfasst, wird der CSB als konservative Abschätzung in die Parameterliste der Eutrophierung aufgenommen. Der Begriff der Eutrophierung umfasst hier also die Belastung des Sauerstoffhaushalts eines Umweltmediums soweit dies durch die Zufuhr von Nährstoffen einerseits bzw. durch die Zufuhr von über den CSB messbaren chemischen Verbindungen andererseits abbildbar ist.

Zur Berechnung der unerwünschten Nährstoffzufuhr wird der Indikator Eutrophierungspotential gewählt und dieser Indikator in der Maßeinheit Phosphatäquivalente [CML 1992, KLÖPFER U. RENNER 1995] angegeben. Nachfolgend sind die im Rahmen dieses Projektes vorkommenden verschiedenen Schadstoffe bzw. Nährstoffe mit ihrem jeweiligen Charakterisierungsfaktor aufgeführt:

Tabelle-5-4: Eutrophierungspotential einbezogener Stoffe [CML 1992, KLÖPFER U. RENNER 1995]

Schadstoff	Potential zu Eutrophierung (NP)
	[kg PO <sub>4</sub> -Äquivalente /kg]
<b>Eutrophierungspotential (terrestrisch)</b>	
Stickoxide (NO <sub>x</sub> als NO <sub>2</sub> )	0,13
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	0,346
<b>Eutrophierungspotential (aquatisch)</b>	
Gesamtphosphor	3,06
Gesamtstickstoff	0,42
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,327
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,128
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	0,022

Für die Nährstoffzufuhr in den Boden und in Gewässer getrennt wird der Beitrag zum Eutrophierungspotential (NP – Nutrifcation Potential) durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen NP berechnet.

Es gilt für die Eutrophierung des Bodens:

$$NP = \sum_i (m_i \times NP_i)$$

Es gilt für die Eutrophierung der Gewässer:

$$NP = \sum_i (m_i \times NP_i)$$

### 5.2.5 Versauerung

Eine Versauerung kann sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich ist die Emission säurebildender Substanzen. Der bei CML [1992] sowie KLÖPFFER UND RENNER [1995] gewählte Wirkungsindikator Säurebildungspotential wird als adäquat für diese Umweltwirkung angesehen. Damit sind insbesondere keine spezifischen Eigenschaften der belasteten Land- und Gewässersysteme vonnöten. Die Abschätzung des Säurebildungspotentials erfolgt üblicherweise in der Maßeinheit der SO<sub>2</sub>-Äquivalente. Nachfolgend sind die in dieser Studie erfassten Schadstoffe mit ihren Versauerungspotentialen, engl. Acidification Potential (AP), in Form von SO<sub>2</sub>-Äquivalenten aufgelistet:

Tabelle-5-5: Versauerungspotential der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe

Schadstoff	Versauerungspotential (AP) [kg SO <sub>2</sub> -Äquivalente /kg]
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> )	1
Stickoxide (NO <sub>x</sub> )	0,7
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	1,88
Chlorwasserstoff (HCl)	0,88
Fluorwasserstoff (HF)	1,6
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S)	1,88

Der Beitrag zum Versauerungspotential wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen AP nach folgender Formel berechnet:

$$AP = \sum_i (m_i \times AP_i)$$

### 5.2.6 Ressourcenbeanspruchung

Der Verbrauch von Ressourcen wird als Beeinträchtigung der Lebensgrundlagen des Menschen angesehen. In allen Überlegungen zu einer dauerhaft umweltgerechten Wirtschaftsweise spielt die Schonung der Ressourcen eine wichtige Rolle. Der Begriff Ressourcen wird dabei manchmal beschränkt auf erschöpfliche mineralische oder fossile Ressourcen angewendet oder sehr weit interpretiert, indem z.B. genetische Vielfalt, landwirtschaftliche Flächen, etc. darin eingeschlossen werden.

Für eine Bewertung der Ressourcenbeanspruchung innerhalb der Wirkungsabschätzung wird üblicherweise die *Knappheit* der Ressource als Kriterium herangezogen. Zur Bestimmung der Knappheit einer Ressource werden, bezogen auf eine bestimmte geographische Einheit, die Faktoren Verbrauch, eventuelle Neubildung und Reserven in Beziehung gesetzt. Als Ergebnis erhält man einen Verknappungsfaktor, der dann mit den in der Sach-

bilanz erhobenen Ressourcendaten verrechnet und in einen Gesamtparameter für die Ressourcenbeanspruchung aggregiert werden kann.

Trotz einer vermeintlich guten methodischen Zugänglichkeit zu der Umweltbelastung *Ressourcenbeanspruchung* werden zukünftig noch einige grundsätzliche Aspekte zu klären sein. Dies betrifft insbesondere die sinnvolle Einteilung der Ressourcenarten und die Definition von Knappheit. Erst dann sind nachvollziehbare und akzeptierte Messvorschriften und Bewertungsgrundlagen möglich.

Die Schwierigkeiten bei der Abgrenzung der Ressourcenarten ergeben sich beispielsweise dadurch, dass Materialien auch Energieträger sein können, biotische Ressourcen unter Umständen nicht erneuerbar sind oder Wasser ein erneuerbares Material und ein regenerativer Träger potentieller Energie sein kann. Dazu kommen Probleme aus der Sachbilanz: Ist der Anbau einer biotischen Ressource ein Teil des Systems, so ist nicht das biologische Material ein Input in das System, sondern die Fläche, auf der es erzeugt wird. Damit ist Fläche die Ressource, die in der Wirkungsabschätzung und Bewertung zu betrachten ist und nicht die biotische Ressource selbst. Dieser Ansatz wird bei der Modellierung der Datensätze der landwirtschaftlichen Erzeugung stärkehaltiger Rohstoffe angewendet.

Vor diesem Hintergrund wird von den drei Ressourcenkategorien *Ressource Energie*, *Materialressourcen* und *Ressource Naturraum* ausgegangen. Während die Ressource Naturraum explizit in Kapitel 5.2.7 beschrieben wird, werden im Folgenden die beiden Ressourcenkategorien Energie und Materialressourcen behandelt, wobei Wasser als Teil der Materialressourcen verstanden wird.

### Energieressourcen

Verschiedene Energierohstoffe, wie z.B. Erdöl oder auch Holz, haben die Eigenschaften, sowohl stofflich (sog. Feedstock) als auch energetisch verwendbar zu sein. Aufgrund der vielfältigen Umwandlungsprozesse innerhalb eines Lebenswegs sind dabei die Abgrenzungen nicht leicht zu setzen. Diese Eigenschaften der Energierohstoffe haben bisher zu dem Vorschlag geführt, die Energieträger als Material darzustellen. Damit wurde es jedoch schwer, nichtmaterielle Energieträger wie Windkraft, Wasserkraft, Gezeitenkraft, Photovoltaik, etc. in ein Konzept mit einzubeziehen. Umgekehrt stellen andere Arbeiten sowohl stofflich als auch energetisch einsetzbare Materialien durch deren Energieinhalt dar. Daraus folgt unweigerlich das Problem, dass diese Materialien mit nicht-energetischen Materialien nicht in Beziehung gesetzt werden können. Beispielsweise kann bei einer Substitution von Glas durch Kunststoff die eingesetzte Masse nicht mit der Energiemenge verglichen werden. Anstelle des Bezugs auf den Energieinhalt des Kunststoffes ist eine Rückübersetzung in eine gewichtsbezogene Darstellung erforderlich. Zusätzlich gilt zu beachten, dass die Energievorräte auf der Erde - soweit sie einer menschlichen Nutzung zugänglich sind - grundsätzlich als endlich anzusehen sind. Das gilt prinzipiell ebenso für die Erdwärme und die Kernenergie – und trifft letztendlich auf die Sonnenenergie zu.

Aus den genannten Gründen sollte die Energie als eigenständige Ressource angesehen werden. Dabei sollten sowohl die fossilen Energieträger als auch das erschöpfliche Uran als knappe Energieressource einbezogen werden. Die Aggregation der Ressource Energie erfolgt in dieser Studie auf zwei Arten: Zum Einen wird das Konzept einer

primärenergetischen Bewertung des Energieaufwandes umgesetzt, zum Anderen eine Bewertung der Endlichkeit der Primärenergieträger vorgenommen.

Als Kategoriebezeichnung für die primärenergetische Bewertung wird der Begriff des KEA (Kumulierter Energieaufwand) verwendet. Er drückt die Summe der Energieinhalte aller bis an die Systemgrenzen zurückverfolgten Primärenergieträger aus. Unter der Bezeichnung *KEA fossil* werden nur die so bilanzierten fossilen Primärenergieträger aufsummiert. Als *KEA nuklear* wird der Verbrauch an Uran bilanziert. Die Berechnung des *KEA nuklear* erfolgt aus Beaufschlagung des in den Untersuchungssystemen verbrauchten Atomstroms mit einem Wirkungsgrad von 33 %. Neben diesen in der Auswertung abgebildeten Parametern wird der *KEA Wasserkraft*, der *KEA solar* und der *KEA Sonstige* sowie der aus allen KEA-Werten gebildete *KEA-Summenwert* in den Sachbilanzergebnissen nachrichtlich dokumentiert. Der *KEA solar* entspricht dabei der in Form organischer Verbindungen in den Ackerfrüchten gespeicherten Sonnenenergie und wird über den Heizwert der Trockenmasse quantifiziert. (vgl. Kapitel 6.1.1.1).

Die Einbeziehung der Endlichkeit der fossilen Energieträger erfolgt unter Berücksichtigung der statischen Reichweiten der Ressourcen unter Verwendung der Weltreserven und des aktuellen Verbrauchs der jeweiligen Ressource. In der Wirkungsabschätzung des Umweltbundesamtes zur Ökobilanz Getränkeverpackungen wurden die Knappheiten auf Erdöl-äquivalenzknappheiten bezogen und berechnet [UBA 1995]. Tabelle 5-6 gibt die Umrechnungsfaktoren zur Berechnung der statischen Reichweite wieder. Die Einheit des dadurch erhaltenen Indikators wird als *kg Rohöläquivalente*<sup>1</sup> bezeichnet. Die Ergebnisse für diesen Indikator werden bei der Auswertung ebenfalls graphisch dargestellt. Da wir bereits den KEA fossil ausweisen und damit die Gefahr der Doppelwertung besteht, verwenden wir die Rohöläquivalente nur als Informationsgröße (vgl. Kapitel 4.4.4).

Tabelle 5-6: Fossiler Primärenergieaufwand und Rohöläquivalente der im Rahmen dieses Projektes bewerteten Ressourcen

INPUT	KEA fossil	Erdöl-Äquivalenzknappheit <sup>1)</sup>
Rohstoffe in der Lagerstätte (RiL)	[kJ/kg]	[kg Rohöl-Äquivalente/kg]
Braunkohle	8.800	0,0409
Erdgas	40.400	0,5212
Erdöl	40.000	1
Steinkohle	29.460	0,1836

<sup>1)</sup> Quelle: UBA [1995]; Erläuterung s. Text

Der Beitrag zu den Rohöläquivalenten wird durch Summenbildung aus dem Produkt der benötigten Menge der einzelnen fossilen Energieträger und den jeweiligen Äquivalenzfaktoren nach folgender Formel berechnet:

$$ROE = \sum_i (m_i \times ROE_i)$$

<sup>1</sup> Der Begriff der Rohöläquivalente (ROE) wurde in [UBA 1995] als Einheit zur Abbildung der Erdöl-Äquivalenzknappheit in Ökobilanzen eingeführt. Er ist nicht zu verwechseln mit dem gleichlautenden Begriff zur Berechnung der energetischen Äquivalenzen verschiedener Energieträger.



Aufgrund seiner grundsätzlichen Bedeutung für die hier untersuchte Fragestellung weisen wir bei der Auswertung zusätzlich den KEA solar als Informationsgröße aus und gehen in der Diskussion darauf ein. Den für die Normierung erforderlichen Vergleichswert (vgl. Kapitel 4.4.2) leiten wir aus den zum Zeitpunkt der Bearbeitung aktuellen, aus dem Jahr 1994 stammenden Primärenergiedaten für Deutschland ab [BMW 1999, S. 38]. Biomasserelevant sind dabei Holz (47 PJ), Müll und Klärschlamm (123 PJ) sowie Klärgas (13 PJ). Näherungsweise nehmen wir an, dass die Hälfte des für Müll und Klärschlamm angegebenen Primärenergiebeitrags aus Biomasse stammt [vgl. BfA 1998a, S. 37]. Damit liegt der jährliche Primärenergiebeitrag der Biomasse in Deutschland bei rund 120 PJ. Sonnenenergie wird zudem zur Wärmeengewinnung (655 MW Sonnenkollektor-Leistung im Jahr 1996) sowie zur Stromerzeugung (23,8 MW Photovoltaik-Leistung im Jahr 1996) genutzt. Nimmt man näherungsweise an, dass die Leistung aufgrund von Bewölkung und Dunkelheit zu rund 1/3 ausgeschöpft wird, so ergibt sich ein aktueller bundesdeutscher KEA solar von rund 130 PJ/a.

### Materialressourcen

Einige der in den untersuchten Produktsystemen verwendeten Rohstoffe sind auf der Erde nur begrenzt verfügbar; damit ist deren Nutzung nur in einer von der Nutzungsintensität und den Vorräten abhängenden Zeitspanne möglich. Analog zum Energieinhalt der Rohstoffe wird deshalb der mit der Ressourcennutzung verbundene Materialverbrauch in der Sachbilanz erfasst. Für die Wirkungsabschätzung relevant ist insbesondere die Frage, inwieweit in den betrachteten Produktsystemen knappe Rohstoffe verbraucht werden. Eine Überprüfung der Knappheiten der in den Produktsystemen verbrauchten Materialressourcen hat gezeigt, dass außer den wichtigsten Energieträgern allenfalls die nur an wenigen Stellen der Erde in abbauwürdigen Lagerstätten vorkommenden *Phosphaterze* als knapp eingestuft werden können. Da der Phosphatverbrauch aufgrund deutlicher Reduzierung im Waschmittelbereich zurückgegangen ist, schätzen wir dessen ökologische Bedeutung als gering ein und berücksichtigen diesen nicht in den Abbildungen zur Auswertung. Der Verbrauch an Rohphosphaten wie auch der im Anbau von Stärkepflanzen wesentlichen mineralischen Rohstoffe Rohkali, Kalkstein und Schwefel wird jedoch in der Dokumentation der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungsergebnisse ausgewiesen. Die materielle Knappheit der Energieträger berücksichtigen wir dagegen explizit in den Abbildungen zur Auswertung – und zwar indirekt über die oben beschriebenen Rohöläquivalente sowie im Fall des Uranverbrauchs indirekt über den KEA nuklear.

### **5.2.7 Flächennutzungen bzw. Naturraumbeanspruchung**

Fläche kann im Zusammenhang der wirkungsorientierten Bewertung als eine endliche Ressource verstanden werden. Doch ist es nicht hilfreich, Fläche nur als eine zur freien Verfügung stehende Menge zu verstehen. Fläche steht in direktem Bezug zu einem ökologisch bewertbaren Zustand dieser Fläche.

Wird eine Fläche unter ökologischen Gesichtspunkten bewertet, so sind darunter alle flächenbezogenen Umweltbelastungen zu verstehen, wie z.B. die Verringerung der biologischen Diversität, Landerosion, Beeinträchtigung der Landschaft usw. Es erscheint angebracht, mit dem Begriff *Naturraum* alle darin enthaltenen natürlichen Zusammenhänge zu verstehen und zu beschreiben – im Gegensatz zum Begriff der *Fläche*.

Zu diesem Zweck wurde eine Methode zur Wirkungsabschätzung, die auf der Beschreibung des *Natürlichkeitsgrades* (Hemerobiestufen) von Naturräumen aufbaut, weiterentwickelt [KLÖPPFER U. RENNER 1995]. Entscheidender Punkt der Methode ist die Beschreibung der Flächenqualitäten in sieben Qualitätsklassen mit abnehmendem Natürlichkeitsgrad, wobei alle Landflächen in dieses Qualitätsraster eingeordnet werden können müssen (vgl. Tabelle 5-7). Waldflächen können den ersten fünf Natürlichkeitsklassen zugeordnet werden. Natürlichkeitsklasse I entspricht dabei *unberührter Natur*, für die über lange Zeit keinerlei Nutzung erfolgen darf. Die vier folgenden Klassen gelten der forstlichen Nutzung von naturnaher bis naturferner Waldnutzung. Die Natürlichkeitsklassen III, IV, V und VI umfassen die landwirtschaftliche Nutzung und überschneiden sich damit in drei Klassen (III, IV und V) mit der forstlichen Nutzung. Der Natürlichkeitsklasse VII entspricht versiegelte oder sehr lange Zeit degradierten Flächen wie z.B. Deponien.

Tabelle 5-7: Zuordnung von Nutzungsform und Natürlichkeitsklasse [UBA 2000a, DGfH 1999]

Natürlichkeitsklasse	Natürlichkeitsgrad	Nutzungsform
I	natürlich	unbeeinflusstes Ökosystem; Urwald
II	naturnah	naturnahe forstwirtschaftliche Nutzung
III	bedingt naturnah	bedingt naturnahe forst- u. landwirtschaftliche Nutzung
IV	halbnatürlich	halbnatürliche forst- u. landwirtschaftliche Nutzung
V	bedingt naturfern	bedingt naturferne forst- u. landwirtschaftliche Nutzung
VI	naturfern	naturferne landwirtschaftliche Nutzung
VII	nicht-natürlich/ künstlich	langfristig versiegelte u. beeinträchtigte Flächen

Um eine entsprechende Charakterisierung der jeweils betrachteten Flächen vornehmen zu können, werden neben Angaben zur landwirtschaftlich beanspruchten Grundfläche auch Informationen zur Klassifizierung der Fläche hinsichtlich der Kriterien *Diversität der Begleitflora*, *Strukturdiversität*, *Bodenschutz* und *Stoffeinträge* gesammelt. Für jedes dieser Kriterien existieren zwei oder drei Maßparameter (siehe auch Tabelle 5-9), denen je nach Naturnähe ein ordinal skaliertes Wert von 1 bis 5 zugewiesen wird. Dabei ist die Naturnähe mit zunehmendem Wert weniger ausgeprägt. Aus dem Mittelwert aller Kriterien wird entsprechend der Zuordnung in Tabelle 5-8 die Natürlichkeitsklasse abgeleitet.

Tabelle 5-8: Zuordnung der Natürlichkeitsklassen bei einer landwirtschaftliche Nutzung von Flächen über die in Tabelle 5-9 ermittelten Mittelwerte der Naturnähekriterien

Mittelwert der Kriterien	1 bis <2	2 bis <3	3 bis <4	4 bis 5
Natürlichkeitsklasse	III	IV	V	VI

Die Einstufung der in der vorliegenden Studie betrachteten landwirtschaftlichen Flächen nach DGfH [1999] und FEHRENBACH UND GIEGRICH [2000] ist in Tabelle 5-9 dargestellt. Demnach entsprechen die Anbauflächen für Mais, Kartoffel und konventionell angebautem Weizen der Natürlichkeitsklasse VI, die der Grünbrache der Natürlichkeitsklasse V und die des extensiven Weizenanbaus der Natürlichkeitsklasse IV. Die Einstufung gilt für die im Kapitel 6.1 zur Landwirtschaft genannten Rahmenbedingungen hinsichtlich Schlaggröße,

maschinelle Feldarbeiten sowie dem Einsatz von Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel.

Tabelle 5-9: Ableitung der Natürlichkeitsklasse der betrachteten Landwirtschaftsflächen anhand von Naturnähekriterien und deren Maßparameter [vgl. DGfH 1999; FEHRENBACH UND GIEGRICH 2000]

Naturnähekriterien und Maßparameter	Wert				
	Mais	Weizen, konvent.	Weizen, extensiv	Kartoffel	Grün brache
Diversität der Begleitflora	4,5	3,5	2,5	4,5	3
Relative Artenvielfalt in der Flur	4	3	3	4	3
Anteil seltener Arten	5	4	2	5	3
Strukturdiversität	4,67	4,67	4	4,67	4,67
Schlaggröße	5	5	5	5	5
Strukturelemente in der Flur	5	5	3	5	5
Großräumige Landschaftsgliederung	4	4	4	4	4
Bodenschutz	5	4,67	2,67	5	3,67
Intensität der Bodenbearbeitung	5	5	3	5	5
Bodenbedeckung	5	4	2	5	2
Fruchtfolge	5	5	3	5	4
Stoffeinträge	4,33	4,33	2,33	4,67	4
Düngungsweise	5	5	2	5	5
Düngeintensität	4	4	3	4	3
Pflanzenschutzmittel	4	4	2	5	4
Gesamtergebnis	4,625	4,291	2,875	4,71	3,833
Natürlichkeitsklasse	VI	VI	IV	VI	V

Das Ergebnis der Wirkungsabschätzung, d.h. also das Indikatorergebnis für die Kategorie der Naturraumbeanspruchung, führt dann zu einer Flächenangabe in m<sup>2</sup> versehen mit einer Natürlichkeitsklasse; die bei der Normierung erhaltenen Einwohnerwerte beziehen sich auf die Gesamtfläche Deutschlands und die jährliche Gesamtproduktion von Loose-fill-Packmitteln von 1,5 Mio. m<sup>3</sup> (vgl. Kapitel 6.4.2).

### 5.2.8 Toxische Schädigung des Menschen und von Organismen

Die in der Sachbilanz erhobenen Daten zu toxischen Emissionen stellen Schadstofffrachten dar. Die Schadstofffrachten werden in einer Ökobilanz nicht in Bezug zu einer konkreten räumlichen Einheit erhoben. Die Sachbilanzdaten sind daher nicht mit einer konkreten Expositions Betrachtung verbunden. Die klassischen Instrumente zur toxikologischen Bewertung wie z.B. die Risikoanalyse oder die Umweltverträglichkeitsuntersuchung sind somit nicht unmittelbar innerhalb einer Ökobilanz anwendbar.

Eine methodische Vorgehensweise, die Vielfalt an toxikologischen Wirkungen, die von einzelnen toxischen Stoffen ausgeht, zu beschreiben und zusammenzufassen, ist bisher nicht allgemein akzeptiert. Grundsätzlich stellt sich die Frage, ob ein Ansatz mit dem Anspruch, die gesamte Breite der Toxikologie belastbar abzudecken, überhaupt realisierbar ist. Pragmatischerweise differenzieren wir deshalb in dieser Studie zunächst zwischen Schadstoffen mit und solchen ohne Schwellenkonzentrationen. Schadstoffe mit Schwellen-

konzentration werden direkt aus der Sachbilanz ohne weitere Aggregation in die Auswertung übernommen. Dies entspricht auch dem Vorgehen in der Wirkungsabschätzung zur Ökobilanz Getränkeverpackungen I [UBA 1995]. In der vorliegenden Studie werden die Sachbilanzgrößen Dieselpartikel, Schwefeldioxid und Blei berücksichtigt.

Für Schadstoffe mit Wirkungen, die ohne Schwellenkonzentrationen auftreten können, wird ein Ansatz zur Wirkungscharakterisierung angewendet, der im Rahmen von Forschungsvorhaben mit vergleichbaren Fragestellungen entwickelt wurde [IFEU 1997; UBA 2000a]. Insbesondere *kanzerogene Wirkungen*, die von den entsprechenden Stoffen auch bei geringster Konzentration ausgelöst werden können, eignen sich zu einer vereinheitlichten Darstellung. Damit spielt es keine Rolle, in welchem Maße die freigesetzten Stoffe verdünnt werden. Bedingung ist lediglich, dass ein Expositionsweg für den Menschen gegeben ist, was z.B. im Falle der Freisetzung von kanzerogenen Luftschadstoffen grundsätzlich immer der Fall ist. Lediglich bei Freisetzung auf hoher See (z.B. durch Überseetransporte, hier v.a. Nickelemissionen durch Schweröltreibstoff) ist eine Exposition von geringer Wahrscheinlichkeit, aber auch nicht vollständig auszuschließen.

Eine methodische Vereinfachung für die Aggregation kanzerogener Schadstoffemissionen ist durch die Verfügbarkeit sogenannter Einheitsrisikowerte (unit risk) gegeben. Diese Werte werden u.a. durch die US-Umweltbehörde EPA herausgegeben und regelmäßig überarbeitet. Mit ihnen lassen sich einerseits Risiken konkreter Expositionen mit Luftschadstoffen bestimmen oder aber, wie hier vereinfacht, die Vielzahl kanzerogener Schadstoffe zu einem summarischen Wert zusammenfassen und somit ähnlich den CO<sub>2</sub>- oder SO<sub>2</sub>-Äquivalenten auf einen Einzelstoffindex beziehen. Im vorliegenden Fall wird hierzu das Halbmetall Arsen gewählt, da es einerseits zu den erwiesenermaßen krebserzeugenden Substanzen zählt und andererseits sowohl über den Atemweg wie auch die Nahrungsaufnahme wirksam ist. In der nachfolgenden Tabelle wird für jeden der in der Sachbilanz erhobenen Schadstoffe der Arsenäquivalenzwert aufgeführt. Dabei werden die Einheitsrisikowerte nach IRIS [IRIS 1996] zugrundegelegt.

Wie Versauerung und Eutrophierung stellt die Summe emittierter Arsen-Äquivalente ein Wirkungspotential ohne direkten lokalen Bezug dar. Ein individuelles Krebsrisiko ist daraus nicht ableitbar. Dies würde ein hochkomplexes Expositionsmodell erfordern. Ebenso kann zur Zeit kein Modell vorgeschlagen werden, das die verschiedenen Expositionspfade der kanzerogenen Substanzen nachvollzieht. Damit sind zunächst nur die möglichen Gesundheitsgefahren durch diese Stoffe über den Luftpfad berücksichtigt.

Tabelle 5-10: Krebsrisikopotential der im Rahmen dieses Projektes betrachteten Stoffe

Schadstoff)	Kanzerogenes Potential [kg Arsen-Äquivalent/kg]
Arsen (As)	1
Benzo(a)pyren (BaP)	20,9
Benzol	0,0019
Cadmium (Cd)	0,42
Chrom als Cr-VI	2,79
Dioxine als TE	10.500
Nickel (Ni)	0,056

Der Beitrag zum kanzerogenen Potential (CP) wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und deren jeweiligem kanzerogenen Potential nach folgender Formel berechnet:

$$CP = \sum_i (m_i \times CP_i)$$

### 5.2.9 Toxische Schädigung von Organismen und Ökosystemen

Im Prinzip stößt man hier auf die gleiche Problematik wie im Falle der Humantoxizität. Daher wurde ebenfalls wie in der Wirkungsabschätzung zu der Ökobilanz Getränkeverpackungen [UBA 1995] verfahren und einzelne Sachbilanzgrößen direkt aus der Sachbilanz ohne weitere Aggregation übernommen. In der vorliegenden Studie sind dies bei den wassergetragenen Schadstoffen der AOX-Wert, bei den luftgetragenen Schadstoffen Stickoxide, Fluorwasserstoff, Ammoniak und Schwefeldioxid.

Als weitere Informationsgrösse wird in der Wirkungsabschätzung jeweils die verwendete Pflanzenschutzmittelmenge angegeben. Die Bewertung dieser Information innerhalb des Ökobilanzansatzes ist allerdings nicht unproblematisch, da es sich bei den eingesetzten Pflanzenschutzmitteln um ein Gemisch verschiedener Chemikalien mit unterschiedlicher ökotoxikologischer Relevanz handelt. Zudem sind über die Ausbringungsmengen keine Rückschlüsse über die tatsächlichen Wirkungsendpunkte analog zu den anderen Wirkungskategorien möglich. Andererseits sollte diese Stoffgruppe nach Meinung der Autoren bei der Auswertung nicht ganz aus dem Blickfeld geraten.

## 6 Beschreibung der relevanten Prozesse

### 6.1 Produktion der nachwachsenden Rohstoffe

#### 6.1.1 Landwirtschaft

##### 6.1.1.1 Grundsätzliche Vorgehensweise

Im Modul Landwirtschaft werden die gesamten landbaulichen Lebenswege für den Anbau der betrachteten Kulturen Mais, Kartoffel und Weizen bilanziert. Sie beginnen mit der Bestellung des Feldes für die Aussaat und enden mit dem Transport des Erntegutes mit vom Feld zum Hof (methodische Einzelheiten hierzu siehe nächstes Unterkapitel). Anteilig sind dem Lebensweg die Bereitstellungsaufwendungen für alle Betriebs- und Hilfsstoffe zuzurechnen, also konkret die Verwendung verschiedener Energieträger, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel.

Um den Energiegehalt der eingesetzten Biomasse zu dokumentieren, wird der Heizwert der Trockensubstanz der vom Feld abtransportierten Früchte angesetzt und als KEA solar in der Auswertung berücksichtigt (s. Tabelle 6-1). Auf diesem Wege wird die aus den nachwachsenden Rohstoffen stammende und im daraus hergestellten Material gespeicherte sogenannte Feedstock-Energie dokumentiert. Über den Bezug der Heizwerte auf die Trockensubstanz berücksichtigen wir, dass die aus den relativ feuchten Feldfrüchten hergestellten und nach Gebrauch eventuell energetisch genutzten Stärkeprodukte nur sehr geringe Wassergehalte aufweisen.

Tabelle 6-1: Heizwert der Trockensubstanz der vom Feld abtransportierten Früchte (KEA solar)

	Heizwert [MJ/kg TM]	Quelle
Weizenkorn	17,5	[HARTMANN 1996, S. 47]
Kartoffel	14,4	[FAL 1992, S. 149]
Maiskorn	15,3	[ZEISCHLER ET AL. 1990, S. 201]

##### 6.1.1.2 Methodische Besonderheiten und Festlegungen

Für das Modul Landwirtschaft gelten die allgemeinen Systemgrenzen und Annahmen, die im Kapitel *Methodische Vorgehensweise* aufgestellt wurden. Zusätzlich sind noch einige Besonderheiten zu beachten, die im Folgenden beschrieben werden:

##### Landwirtschaftliches Referenzsystem

Werden auf einem Feld nachwachsende Rohstoffe angebaut, dann wird damit eine andere Flächenbelegung ersetzt, sei es eine Brache, den Anbau von Futter- oder Nahrungspflanzen o. ä. Diese substituierte Landnutzung wird *landwirtschaftliches Referenzsystem*, oder kurz nur *Referenzsystem*, genannt. Jede Flächenbelegung hat ökologische Wirkungen. Dem Lebensweg des nachwachsenden Rohstoffes sind aber nur die *Differenzen* zuzurechnen, die sich aus der *geänderten* Landnutzung ergeben, also die Gesamtaufwendungen abzüglich der Aufwendungen für das Referenzsystem, die ansonsten angefallen wären.

Für die in Deutschland für einen Anbau nachwachsender Rohstoffe potentiell nutzbaren Flächen sind dabei grundsätzlich die folgenden Referenzsysteme denkbar. Für Details der Begründung siehe [REINHARDT 1998].

*Naturland oder Sukzession:*

Aufgrund der Rahmenbedingungen sind die Nutzung von unberührtem Naturland und die sukzessive Überführung von Kultur- in Naturland (Sukzession) als Referenzsystem gegenüber dem Anbau von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland nicht realistisch.

*Nahrungs- und Futtermittelanbau:*

Prinzipiell infrage kommt auch die Bilanzierung eines Anbaus nachwachsender Rohstoffe gegenüber Flächen, auf denen Nahrungs- oder Futtermittel angebaut werden (*Fruchtfolge ohne Rotationsbrache*). Dann würden allerdings die entsprechenden Pflanzen nicht mehr auf diesen Flächen angebaut werden können, also weniger Nahrungs- bzw. Futtermittel zur Verfügung stehen. Diese Minderproduktion könnte aufgefangen werden durch den Zukauf entsprechender Mengen aus dem Ausland, die Intensivierung der inländischen Produktion auf den Restflächen oder durch geringeren Konsum. Alle diese Option würden die Rahmenbedingungen ändern, womit sich eine andere Fragestellung ergeben würde. Da hier aber untersucht werden soll, wie sich ein Anbau nachwachsender Rohstoffe gegenüber einem Nichtanbau auswirkt, wird von so genannten idealisierten Verhältnissen ausgegangen, d. h. Parameter, die nicht unmittelbar mit dem Systemvergleich im Zusammenhang stehen, werden entweder konstant gehalten oder nicht betrachtet. Daher kommt das Referenzsystem *Nahrungs- und Futtermittelanbau* hier nicht zur Anwendung.

*Brachen:*

Unter Brachen werden hier einjährig (Fruchtfolge mit Rotationsbrache) oder mehrjährig (Dauerbrache) für eine landwirtschaftliche Produktion nicht genutzte Flächen verstanden. Solche Flächen entsprechen den Stilllegungskriterien der EU. Brachen bieten sich als Referenzsystem an, weil dabei unter idealisierten Verhältnissen (s. o.), insbesondere konstanter Nahrungs- und Futtermittelproduktion, bilanziert werden kann. Ein Anbau nachwachsender Rohstoffe auf diesen Flächen ist zu einem gewissen Maße realisiert und auch politisch gewollt, was durch EU-Verordnungen geregelt wird. Allerdings ist der Anbau von Getreide und Kartoffeln zum Zwecke der Stärkeerzeugung auf Stilllegungsflächen derzeit nicht erlaubt [EWG 1993], während Mais auf diesen Flächen angebaut werden darf, wenn er als Maisgrieß das Ausgangsmaterial für Verpackungschips darstellt. Diese Rahmenbedingungen sind bei einer ökonomischen Bilanzierung zu beachten, können aber für die ökologische Bilanzierung unberücksichtigt bleiben.

Für die hier betrachteten annuellen Kulturen im intensiven Landbau werden einjährige Brachen als Referenzsystem angesetzt, die in eine Fruchtfolge zur sonstigen Nahrungs- und Futtermittelproduktion eingebunden sind, unabhängig davon, ob für diese Flächen Stilllegungsprämien gezahlt werden oder nicht. Für die Bilanzierung im extensiven Landbau werden mehrjährige Brachen als Referenzsystem gegenbilanziert. Es werden dabei zwei Formen unterschieden, nämlich die Brache mit aktiver Begrünung und mit Selbstbegrünung, im folgenden *Grünbrache* und *Selbstbegrünung* genannt.

Anbau in Fruchtfolgen

Eine Fruchtfolge beschreibt die regelmäßige zeitliche Abfolge von Kulturpflanzen auf ein und demselben Feld [KÄMPF 1987]. Die Auswahl der Kulturpflanzen und ihre Anordnung

innerhalb der Fruchtfolge (Fruchtfolgegestaltung) wird in der landwirtschaftlichen Praxis durch ökonomische und ökologische Aspekte wesentlich beeinflusst. Ökonomisch zählt die Profitmaximierung über einen längeren Zeitraum. Zu den ökologischen Faktoren zählen z. B. die Standortbedingungen, die speziellen Eigenschaften der angebauten Kulturpflanzen (u. a. Aussaat- und Erntetermin, Selbstverträglichkeit, Krankheitsanfälligkeit) und mögliche Krankheiten oder Schädlinge.

Die hier betrachteten Kulturen werden stets als Bestandteil einer gesamten Fruchtfolge bilanziert. Verglichen werden also zwei Folgen, bei denen die eine die zu bilanzierende Kultur enthält, die andere statt dessen das Referenzsystem *Brache*, wie Tabelle 6-2 illustriert. Nur die Unterschiede zwischen den beiden Fruchtfolgen fließen in die Bilanzen ein, also z. B. die Differenz des Kraftstoffverbrauchs zwischen der Fruchtfolge mit und ohne Nutzpflanze, Unterschiede bei den resultierenden Emissionen etc.

In der Bilanzierung hier werden die Aufwendungen für das Referenzsystem getrennt berechnet und danach von den Aufwendungen für die Nutzpflanze abgezogen, wie bei anderen Gutschriften auch.

Tabelle 6-2: Fruchtfolge mit Nahrungsmitteln und annueller Nutzpflanze vs. Fruchtfolge mit Nahrungsmitteln und einjähriger Brache (Beispiel)

Jahr	Anbau der Nutzpflanze: Fruchtfolge ohne Brache	Kein Anbau der Nutzpflanze: Fruchtfolge mit annueller Brache	
1	Kultur A	Kultur A	
2	<b>Nutzpflanze</b>	<b>Brache</b>	
3	Kultur B	Kultur B	Fruchtfolge 1
4	Kultur C	Kultur C	
5	Kultur D	Kultur D	
1	Kultur A	Kultur A	Fruchtfolge 2
2	...	...	

Durch die Berücksichtigung ganzer Fruchtfolgen werden Kultur- und Pflegemaßnahmen, die auf mehrere Jahre hin angelegt sind, wie etwa eine Grunddüngung oder Tiefenbearbeitung des Bodens, sowie Vorfruchtwerte anteilig für die Bilanzierung der betrachteten Nutzpflanze bzw. beim Referenzsystem einbezogen. Dies ist etwa wichtig für die Düngungshöhen, die Ertragsberechnung, die maschinellen Maßnahmen etc. Alle Aufwendungen, die bei beiden Fruchtfolgen gleich sind, heben sich bei der hier diskutierten Fragestellung durch die Differenzbildung heraus. Entscheidend für die Bilanzierung des landwirtschaftlichen Lebenswegs ist nur, was als Differenz zwischen der Fruchtfolge mit und ohne Nutzpflanze übrig bleibt. Die Bilanzergebnisse werden auf ein Anbaujahr innerhalb der jeweiligen Fruchtfolge bezogen und damit werden die mehrjährigen Maßnahmen über die Gesamtdauer der Folge gemittelt.

Dies muss bei der *Auswertung* der Ergebnisse insbesondere beim Vergleich des intensiven mit dem extensiven Landbau beachtet werden. Denn bei letzterem ist die Fruchtfolge länger, der durchschnittliche Ertrag pro Jahr also niedriger.



### Landbauform

In Deutschland werden zahlreiche landwirtschaftliche Betriebsformen in unterschiedlicher Mischung praktiziert: Hier wird danach klassifiziert ob Pflanzen angebaut werden, ob Vieh gehalten wird und ob Betriebsmittel von außerhalb des Betriebes zugeführt werden. Für diese Untersuchung werden zwei Reinformen des Landbaus betrachtet:

Zum einen ein Pflanzenbaubetrieb ohne Viehhaltung, bei dem der größte Teil der Betriebsmittel von außen zugeführt wird. Der Betrieb ist primär an hohen Erträgen orientiert. Dazu werden mineralische Düngemittel und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel, aber keine Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft eingesetzt. Die Pflanzen werden in einem Rhythmus von drei Jahren in einer engen Fruchtfolge angebaut.

Zum anderen wird ein extensiver Pflanzenbau ohne Viehhaltung betrachtet. Dabei werden keine mineralischen Stickstoff-Düngemittel und keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Zur Stickstoffbindung über Leguminosenanbau und zur Pflanzenshygiene wird die Fruchtfolge mit fünf Jahren relativ lang gestaltet werden. Als Referenzsystem sind hier mehrjährige Brachen gegenzurechnen, vgl. [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S. 118].

Für beide Landbauformen wird der Anbau nach guter fachlicher Praxis und für mittlere Boden- und Klimaverhältnisse in Deutschland unterstellt [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S. 167 ff.].

### Schlaggröße

Außer durch die Landbauform und die Standortgegebenheiten werden die Bedingungen, unter denen die Pflanzenproduktion realisiert wird, auch durch die Schlaggröße (d. h. Größe der einzelnen Felder) bestimmt. Sie unterscheidet sich zwischen einzelnen Betrieben und Regionen in Deutschland z. T. erheblich. So werden in den neuen Bundesländern eher große zusammenhängende Ackerflächen und in weiten Teilen der alten Bundesländer, vor allem in Süddeutschland, eher kleine Ackerflächen genutzt. Die Unterschiede in der Schlaggröße sind mit Unterschieden im Maschinenpark verbunden: Große Schläge werden tendenziell mit Maschinen höherer Leistung und größerer Arbeitsbreite bewirtschaftet als kleinere Flächen. Nach [RADTKE 1999] können sich die Ergebnisunterschiede, die sich aufgrund unterschiedlicher Schlaggrößen, einen dadurch bedingt unterschiedlich ausgelegten Maschinenpark, unterschiedliche mittlere Hof-Feld-Entfernungen sowie durch unterschiedliche Laststufenanteile (z. B. durch unterschiedliche relative Wendezeitanteile) ergeben, auf wenige Prozent aufaddieren. Diese Unterschiede sind jedoch nur dann relevant, wenn die maschinellen Feldarbeiten einen nennenswerten Anteil an den Aufwendungen für den gesamten Lebensweg haben. D. h., je geringer der Anteil der Feldarbeit am Ergebnis des gesamten Lebensweges ausfällt, desto geringer ist der Einfluss der Schlaggröße. Bei den Sensitivitätsanalysen in [KALTSCHMITT u. REINHARDT 1997] änderten sich die Ergebnisse nur geringfügig bei einer Schlaggröße von 5 oder 40 ha. Dort hatte die maschinelle Feldarbeit einen Anteil von weniger als 5 %. Da auch in dieser Untersuchung die maschinelle Feldarbeit eine eher untergeordnete Rolle spielt, wird lediglich eine Schlaggröße zu Grunde gelegt. Dabei wird wie in [KALTSCHMITT u. REINHARDT 1997] hier eine Fläche von 40 ha als Referenzgröße angesetzt.

Für die *Auswertung* werden die Bilanzergebnisse, die für den Anbau auf einem solchen Schlag erhalten werden, dann auf die Bezugsgröße 1 ha umgerechnet, ähnlich wie die Ergebnisse aus einer ganzen Fruchtfolge auf ein einziges Anbaujahr normiert werden.

### Maschinelle Feldarbeiten

Die Fruchtfolge und Schlaggröße bestimmen die generelle Größe und Leistung von Maschinen und Geräten. Auf den hier angesetzten Schlägen von 40 ha kommen leistungsstarke Schlepper und Geräte mit hohem Leistungsbedarf bzw. großen Arbeitsbreiten zum Einsatz. Daher werden für schwere Feldarbeiten die Verwendung von Schleppern der Leistungsklasse 110 bis 170 kW und für leichtere Feldarbeiten die Verwendung von Schleppern mit einem Leistungsbereich zwischen 70 und 110 kW zugrunde gelegt. Bei den Erntemaschinen handelt es sich aufgrund der wirtschaftlichen Vorteile um Selbstfahrer.

Die Kultur bestimmt die Art, Reihenfolge und Intensität der auszuführenden Arbeitsgänge (etwa Pflügen, Eggen, Aussaat, Häufigkeit von Düngung und Spritzung, etc.). Diese Arbeitsgänge werden wiederum nach einzelnen Arbeitsschritten (z. B. Anhängen des Gerätes auf dem Hof, Fahrt zum Feld, Wenden auf dem Feld, Arbeit im Feld u. ä.) aufgliedert (Abbildung 6-1).

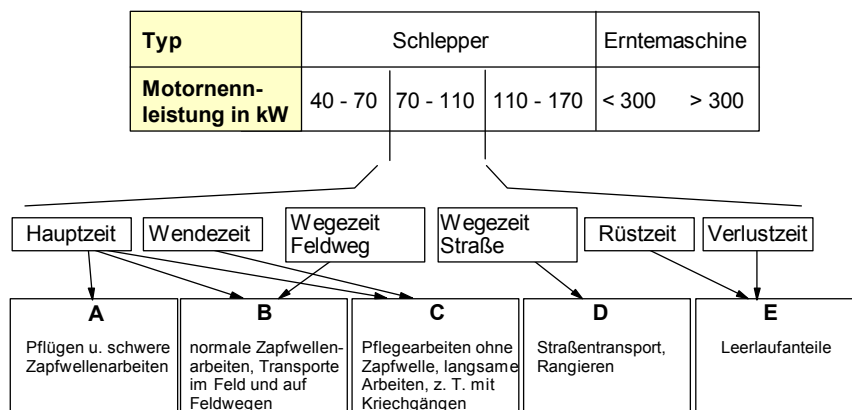


Abbildung 6-1: Zuordnung der Haupt- und Nebenzeiten zu den Laststufen des 5-Punkte-Tests zur Bestimmung von Energieaufwand und Emissionen bei maschinenunterstützter Feldarbeit, nach [BORKEN et al. 1999]

Den Arbeitsschritten sind je unterschiedliche repräsentative Motorlaststufen (nach dem so genannten 5-Punkte-Test) und damit spezifische Verbräuche und Emissionen *je Einsatzzeit* zugeordnet (exemplarisch die Verbräuche in Tabelle 6-3), ausführlich erläutert in [BORKEN et al. 1999, S. 95 ff.]. Das angesetzte Modell beruht auf älteren Basisdaten, ist bisher aber nicht durch ein besseres ersetzt worden. Ferner hat es den Vorzug, die unterschiedliche Abhängigkeit der Schadstoffemissionen von der Motorlast differenziert abbilden zu können. Eine Verbesserung, etwa im Bereich der Kraftstoffverbräuche, ist im Rahmen dieses Forschungsprojektes nicht zu leisten. Für die Bilanzierung der Verbräuche und Emissionen des Anbaus einer Kultur wird zuerst eine Zeitbilanz aller Teilschritte erstellt, diese dann mit den zeitbezogenen Verbrauchs- und Emissionsfaktoren verknüpft und schließlich über alle Teilschritte aufsummiert.

Tabelle 6-3: Spezifischer Kraftstoffverbrauch von Landmaschinen, differenziert nach Maschinenklassen und Lastpunkten des 5-Punkte-Tests [BORKEN et al. 1999, S. 102]

Maschinen- klasse	MotorNL kW	Schwer MJ/h	Normal MJ/h	Leicht MJ/h	Straße MJ/h	Leerlauf MJ/h	Gew. Mittel MJ/h
Leichte Schlepper	55,6	423	248	145	196	37	248
Mittlere Schlepper	90	641	376	222	299	56	376
Schwere Schlepper	140	965	564	333	448	85	564
Erntemaschine I	225	1.512	884	521	700	132	884
Erntemaschine II	350	2.315	1.358	794	1.076	205	1.354
MotorNL: Motornennleistung				Heizwert: 42,96 MJ/kg Dieselmotorkraftstoff			

### Düngemittel

Die Düngung dient der Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen. Für den Anbau der betrachteten Kulturen werden in dieser Untersuchung Ein- und Mehrnährstoffdünger angesetzt. Dies ist vor allem für die Verabreichung und Anwendung wichtig; den größten Anteil an den Aufwendungen haben aber erfahrungsgemäß die Bereitstellung der einzelnen Nährstoffe [PATYK U. REINHARDT, 1997]. Entsprechend differenzierte Daten werden hier verwendet. Für den Kartoffelanbau wird als Option eine Düngung mit Kartoffelfruchtwasser berücksichtigt. In diesem Fall vermindert sich die Höhe der Mineraldüngung um die anzurechnenden Nährstoffe des Fruchtwassers.

Düngung soll dem Boden die Nährstoffe wieder zuführen, die durch den Anbau und letztlich den Abtransport der Pflanze entzogen werden. Dementsprechend wird die Düngungshöhe nach der Höhe der abgefahrenen Nährstoffe berechnet. Die Düngungshöhe von Phosphor, Kalium und Calcium berechnet sich aus dem Nährstoffgehalt der vom Feld abtransportierten Biomasse multipliziert mit dem jeweiligen Ertrag. Für die Berechnung der Düngungshöhe von Stickstoff werden zusätzlich der Stickstoffgehalt der Ernterückstände der Vorfrucht, ggf. der Stickstoffbedarf bzw. eine Stickstoffgutschrift aus dem Anbau einer Zwischenfrucht und der atmosphärische Stickstoffeintrag angerechnet. Die Erträge wurden für durchschnittliche Böden und Anbaujahre abgeleitet und hängen direkt von den Nährstoffgaben ab. Für Details der Ableitung siehe [KALTSCHMITT u. REINHARDT 1997, S. 177 ff.].

Mit der Verwendung von Düngemitteln bzw. generell durch die Landwirtschaft können Nitratemissionen bzw. –verlagerungen in das Grundwasser verbunden sein. In [KALTSCHMITT u. REINHARDT 1997] wurde gezeigt, dass bei guter fachlicher Praxis die Unterschiede zwischen dem Anbau der nachwachsenden Rohstoffe und dem landwirtschaftlichen Referenzsystem, der bewirtschafteten Brache, wissenschaftlich nicht quantifizierbar sind. Allenfalls können Nitratverlagerungspotentiale ausgewiesen werden. Diese werden jedoch durch andere Effekte wie Grünlandumbruch, Wetter etc. zum Teil um ein Vielfaches überlagert. Aus diesem Grund wird hier eine entsprechende, weitergehende Betrachtung nicht vorgenommen.

### Pflanzenschutzmittel

Hier werden Daten für die Bereitstellung eines Pflanzenschutzmittels je kg Wirkstoff als Mittel über Bereitstellungsaufwendungen von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden berechnet. Den Daten liegt die Bilanzierung der Wirkstoffherstellung, seine Formulierung und Verpackung inklusive aller Transporte zugrunde [KALTSCHMITT u. REINHARDT 1997, S. 217 ff.]. Da es im Rahmen dieser Untersuchung aufgrund der Vielzahl der eingesetzten Substanzen und des daraus resultierenden Aufwands nicht möglich war, die Toxizität der Pflanzenschutzmittel analog zu anderen toxikologisch relevanten Stoffen zu berücksichtigen, weisen wir zumindest die Menge der im Produktsystem verwendeten Pflanzenschutzmittel aus und berechnen auch normierte Einwohnerwerte, die auf die Gesamtmenge der in Deutschland verbrauchten Pflanzenschutzmittel bezogen sind (vgl. Kapitel 4.4.2).

### Saatgut

Die Aufwendungen für die Bereitstellung von Saatgut werden hier rekursiv berechnet. Dem liegt die Annahme zu Grunde, dass der Anbau von Saatgut dem der Nahrungsmittelproduktion entspricht. Dies trifft weitgehend für die untersuchten Kulturen zu – außer bei Mais. Die Bereitstellungsaufwendungen ergeben sich dann aus der Produktion der Erntefrüchte. Nachbehandlungen des Erntegutes (etwa eine spezielle Trocknung oder Beizung) werden zunächst aufgrund der geringen Bedeutung des Beitrags der Saatgutbereitstellung zur Gesamtbilanz vernachlässigt – außer bei Mais. Zur Berechnung der Aufwendungen wird, wie unter *Maschinelle Feldarbeit* beschrieben, der Anbau der Kultur bilanziert mit der unbekannten *Saatgutproduktion*. Anschließend wird nach dieser Unbekannten aufgelöst und die gesamten Aufwendungen werden auf 1 kg bereitgestellte Menge Saatgut umgerechnet.

Saatmais wird speziell im Heterosisverfahren gezüchtet. Für die Aufwendungen der Zucht werden dieselben maschinellen Feldarbeiten wie für Körnermais angesetzt, zusätzlich eine Trocknung und Beizung berücksichtigt. Die Gesamtaufwendungen werden mit dem durchschnittlichen Ertrag der Zuchtflächen (35 dt/ha) [ZSCHEISCHLER ET AL. 1990, S. 67 f.] auf 1 kg Saatmais umgerechnet.

#### **6.1.1.3 Lebenswege der betrachteten Kulturen und des Referenzsystems**

Im folgenden wird der Anbau, die Pflegemaßnahmen und die Eingangsdaten für den landwirtschaftlichen Anbau von Kartoffel, Weizen und Mais sowie die entsprechenden Daten des Referenzsystems beschrieben. Dabei werden typische Verhältnisse bzw. eine gute fachliche Praxis in Deutschland der neunziger Jahre zugrunde gelegt. Dies heißt nicht, dass jeder landwirtschaftliche Betrieb genau nach den hier benannten Anbauschritten verfährt, sondern dass ihnen keine fachlichen Gründe entgegenstehen und sie im Rahmen der Praxis als üblich angesehen werden.

---

<sup>1</sup> In Formeln hat man das folgende lineare Gleichungssystem nach den ‚spez. Aufwendungen Saatgut‘ zu lösen:  
 (1) Alle Aufwendungen = Höhe Saatgut x spez. Aufwand Saatgut + alle Aufwendungen außer Saatgut  
 (2) spez. Aufwand Saatgut = Alle Aufwendungen / Höhe Ertrag

## 6.1.1.3.1 Kartoffeln

Bilanziert wird der Anbau der Kartoffel, die in eine dreijährige Fruchtfolge aus Kartoffel, Winterweizen und Winterroggen eingebunden ist (vgl. Tabelle 6-4).

Tabelle 6-4: Fruchtfolge der Kartoffel und des Referenzsystems [nach KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997]

	Fruchtfolge Kartoffel	Fruchtfolge Referenzsystem
1. Jahr	<i>Kartoffel</i>	<i>einjährige Brache</i> (Welsches Weidelgras)
2. Jahr	Winterweizen	Winterweizen
3. Jahr	Winterroggen (ZF: Phacelia)	Winterroggen

Für die Bilanzierung der Kartoffelproduktion legen wir folgende Schritte und Annahmen zugrunde, die einem üblichen Anbau entsprechen: Die Bodenbearbeitung und Pflanzbettbereitung erfolgen in je einem Arbeitsgang mit der Scheibenegge, dem Aufsattelpflug und der Saatbettkombination. Das Pflanzgut wird mit zwei Anhängern transportiert. Die Pflanzung wird mit einer sechsreihigen Kartoffellegemaschine vorgenommen. Zur Pflege werden sechs Applikationen von Pflanzenschutzmittel mit einer Anhängespritze angenommen, zwei Arbeitsgänge mit dem Häufelstriegel und ein Arbeitsgang mit dem Hackstriegel.

Die Düngemittel werden in zwei Arbeitsgängen mit dem Großraumdüngerstreuer ausgebracht. Das Kartoffelkraut wird vor der Ernte mit einem Krautschlegel abgeschlagen. Geerntet wird mit einem Sammelroder im Parallelverfahren.

Das Kartoffelkraut wird nach der Ernte wieder in den Boden eingearbeitet und der Vorfruchtwert im Lebenswegabschnitt Pflanzenproduktion berücksichtigt. Die Kartoffeln werden auf je zwei Anhängern, die von einem Traktor gezogen werden, vom Feld zum Hof gefahren. Als Entfernung zwischen Feld und Hof werden 4 Kilometer angesetzt, die je zur Hälfte auf der Straße und auf dem Feldweg zurückgelegt werden. Auf dem Hof werden die Kartoffeln mit einem Spiralwalzenenterder (weiter) enterdet, über Teleskop- und Förderband ein- und schließlich auch ausgelagert. Das (Zwischen-) Lager wird über einen Belüfter kühl und trocken gehalten [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S.243].

Als zusätzliche Option wird die Ausbringung von (nährstoffhaltigem) Kartoffelfruchtwasser bzw. Abwasser der Stärkefabrik über ein gepumptes Rohrleitungssystem betrachtet, wie es in der Umgebung der Kartoffelstärkefabrik Südstärke, Schrobenhausen, bis vor kurzem noch praktiziert wurde. Das Kartoffelfruchtwasser fällt bei der Produktion von Kartoffelstärke an. Die Ausbringung der nährstoffreichen Lösung reduziert die Höhe der mineralischen Nährstoffgaben.

Tabelle 6-5: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetzter Ertrag für den Kartoffelanbau [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S. 171 ff.]

Bezeichnung	Einheit	Menge	Bezeichnung	Einheit	Menge
Saatgut	kg/ha*a	2.800	CaO	kg Nährstoff/ha*a	12,5
N-Dünger	kg Nährstoff/ha*a	133	PSM	kg Wirkstoff/ha*a	5,92
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg Nährstoff/ha*a	58,1	Ertrag	kg FM/ha*a (Anteil TM)	41.500 (25%)
K <sub>2</sub> O	kg Nährstoff/ha*a	249			

Tabelle 6-6: Arbeitszeitbilanz differenziert nach Laststufen für den Kartoffelanbau [nach BORKEN et al. 1999, S. 119]

Laststufe						
	Maschinenklasse kW	Schwer min/ha*a	Normal min/ha*a	Leicht min/ha*a	Straße min/ha*a	Leerlauf min/ha*a
Kartoffel	90	0,0	321,8	92,1	65,3	40,8
	140	176,4	18,8	1,4	5,6	19,1
	Summe	176,4	340,6	93,5	70,9	59,9

Als landwirtschaftliches Referenzsystem wird zunächst eine aktiv begrünte Brache angesetzt. Als Pflanze wird hier Welsches Weidelgras angesetzt (vgl. Kapitel 6.1.1.3.5).

#### 6.1.1.3.2 Weizen im konventionellen Landbau

Bilanziert wird der Anbau von Winterweizen, der in eine dreijährige Fruchtfolge von Winterweizen, Wintergerste und Winterraps eingebunden ist (s. Tabelle 6-7).

Tabelle 6-7: Fruchtfolge von Winterweizen im konventionellen Anbau und des Referenzsystems [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S.172]

	Fruchtfolge Winterweizen (konv.)	Fruchtfolge Referenzsystem
1. Jahr	Winterweizen	einjährige Brache (Welsches Weidelgras)
2. Jahr	Wintergerste	Wintergerste
3. Jahr	Winterraps	Winterraps

Zur Einarbeitung der Ernterückstände der Vorfrucht werden zwei Bearbeitungsgänge mit der Scheibenegge vorgenommen. Anschließend wird die auf dem Feld verbliebene organische Masse mit einem Achtschar-Aufsattelpflug untergepflügt. Das Saatgut wird mit zwei Anhängern zum Feld transportiert. Die Saatbettbereitung und Aussaat erfolgen in einem Arbeitsgang mit einer Bestellkombination. Die Düngemittel werden mit einem Großraumdüngerstreuer in drei Arbeitsgängen ausgebracht. Die synthetischen Pflanzenschutzmittel werden mit einer Anhängespritze in zwei Arbeitsgängen ausgebracht. Dünge- und Pflanzenschutzmittel werden jeweils im Düngestreuer bzw. der Anhängespritze ans Feld transportiert.

Tabelle 6-8: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetzter Ertrag von Winterweizen im konventionellen Anbau

Bezeichnung	Einheit	Menge	Bezeichnung	Einheit	Menge
Saatgut	kg/ha*a	140	CaO	kg Nährstoff/ha*a	6,8
N-Dünger	kg Nährstoff/ha*a	170	PSM	kg Wirkstoff/ha*a	4,5
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg Nährstoff/ha*a	54,4	Ertrag	kg FM/ha*a (Anteil TM)	6.800 (86%)
K <sub>2</sub> O	kg Nährstoff/ha*a	40,8			

Die Ernte erfolgt mit einem Mähdrescher aus dem Stand bei Wassergehalten von rund 14 %. Die Weizenkörner werden auf einen parallel fahrenden Schlepper mit Anhänger überladen und zum Hof transportiert. Als Entfernung zwischen Feld und Hof werden 4 Kilometer angesetzt, die je zur Hälfte auf der Straße und auf dem Feldweg zurückgelegt werden. Auf dem Hof werden die Körner gereinigt, kühl gelagert und über Kettenförderer und Elevatoren ein- bzw. ausgelagert [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S.246]. Das Weizenstroh wird in zwei Arbeitsgängen mit einer Scheibenegge eingearbeitet.

Tabelle 6-9: Arbeitszeitbilanz differenziert nach Laststufen für Winterweizen im konventionellen Anbau [nach BORKEN et al. 1999, S.119]

Laststufe						
	Maschinenklasse kW	Schwer min/ha*a	Normal min/ha*a	Leicht min/ha*a	Straße min/ha*a	Leerlauf min/ha*a
Weizen	90	0,00	68,52	0,39	12,38	6,92
konv.	140	65,46	28,16	20,15	4,04	13,48
Summe		65,46	96,68	20,54	16,42	20,40

Als landwirtschaftliches Referenzsystem wird eine mit Welschem Weidelgras aktiv begrünte Brache angesetzt (vgl. Kapitel 6.1.1.3.5).

#### 6.1.1.3.3 Weizen im extensiven Landbau

Im extensiven Landbau ist die Fruchtfolge länger als im dem konventionellen Anbau. Hier wird eine fünfjährige Fruchtfolge aus Winterweizen (Untersaat Klee gras), Klee gras, Triticale (Untersaat Weißklee), Kartoffel und Klee gras angesetzt. In derselben Fruchtfolge könnte aber auch die Kartoffel extensiv angebaut werden (s. Tabelle 6-10).

Tabelle 6-10: Fruchtfolge von Winterweizen im extensiven Anbau und des Referenzsystems [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S. 173]

Fruchtfolge Winterweizen (ext.)			Fruchtfolge Referenzsystem
Winterweizen extensiv	1. Jahr	Klee gras	<i>mehrfährige Brache</i>
	2. Jahr	<i>Triticale</i> (Untersaat Weißklee)	(Welsches Weidelgras)
	3. Jahr	<i>Kartoffel</i>	
	4. Jahr	Klee gras	
	5. Jahr	<i>Winterweizen</i> (Untersaat Klee gras)	

Die Arbeitsgänge beim Anbau von Winterweizen im ökologischen Landbau sind mit denen des konventionellen Landbaus gleich. Allerdings werden weder synthetischer Stickstoffdünger noch synthetische Pflanzenschutzmittel ausgebracht. Daher entfallen bei dieser Anbauform die entsprechenden Gaben und Überfahrten. Da der Pflanzenschutz beim extensiven Landbau mechanisch durchgeführt wird, müssen zwei Arbeitsgänge mit dem Hackstriegel und ein Arbeitsgang mit der Hackmaschine zusätzlich berücksichtigt werden.

Tabelle 6-11: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetzter Ertrag von Winterweizen im extensiven Anbau [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S.171 ff.]

Bezeichnung	Einheit	Menge	Bezeichnung	Einheit	Menge
Saatgut	kg/ha*a	140	CaO	kg Nährstoff/ha*a	4,5
N-Dünger	kg Nährstoff/ha*a	0	PSM	kg Wirkstoff/ha*a	0
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg Nährstoff/ha*a	36	Ertrag	kg FM/ha*a (Anteil TM)	4.500 (86%)
K <sub>2</sub> O	kg Nährstoff/ha*a	27			

Tabelle 6-12: Arbeitszeitbilanz differenziert nach Laststufen für Winterweizen im extensiven Anbau [nach BORKEN et al. 1999, S.119]

Laststufe						
	Maschinenklasse kW	Schwer min/ha*a	Normal min/ha*a	Leicht min/ha*a	Straße min/ha*a	Leerlauf min/ha*a
Weizen	90	0,0	38,4	39,0	6,7	6,2
extensiv	140	78,8	7,1	16,4	3,6	12,2
Summe		78,8	45,5	55,4	10,3	18,4

Als landwirtschaftliches Referenzsystem wird eine mehrjährige, aktiv mit Welschen Weidelgras begrünte Brache angesetzt (vgl. Kapitel 6.1.1.3.5).

#### 6.1.1.3.4 Mais

Für die Bilanzierung von Körnermais wird eine dreijährige Fruchtfolge aus Mais, Winterweizen und Wintergerste mit Zwischenfrucht Senf angesetzt (s. Tabelle 6-13).

Tabelle 6-13: Fruchtfolge von Körnermais und des Referenzsystems [nach ZSCHEISCHLER et al. 1990, RATH 1999]

Nutzpflanze	Fruchtfolge Nutzpflanze	Fruchtfolge Referenzsystem
Mais	1. Jahr <i>Körnermais</i>	<i>einjährige Brache</i> (Welsches Weidelgras)
	2. Jahr Winterweizen	Winterweizen
	3. Jahr Wintergerste (ZF: Senf)	Wintergerste

In zwei Arbeitsgängen wird mit der Scheibenegge die Zwischenfrucht eingearbeitet und der Boden bereitet. Anschließend wird mit einer Einzelkornsähmaschine ausgesät. Die Düngemittel werden in zwei Arbeitsgängen mit einem Großraumdüngestreuer ausgebracht, mit einer Anhängespritze ein Herbizid (s. Tabelle 6-14).



Tabelle 6-14: Ausgebrachte Mengen Saatgut, Düngemittel und Pflanzenschutzmittel sowie angesetzter Ertrag von Körnermais [nach ZSCHEISCHLER et al. 1990, RATH 1999]

Bezeichnung	Einheit	Menge	Bezeichnung	Einheit	Menge
Saatgut	kg/ha*a	30	CaO	kg Nährstoff/ha*a	11
N-Dünger	kg Nährstoff/ha*a	122	PSM	kg Wirkstoff/ha*a	1,25
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg Nährstoff/ha*a	59	Ertrag	kg FM/ha*a (Anteil TM)	7.500 (86%)
K <sub>2</sub> O	kg Nährstoff/ha*a	35			

Die Ernte erfolgt mit einem Pflückdrescher mit Unterflurhäcksler bei einer Erntefeuchte von 35%. Die Maiskörner werden von einem Traktor mit zwei Anhängern vom Feld zum Hof transportiert [ZSCHEISCHLER et al. 1990, RATH 1999]. Als Entfernung zwischen Feld und Trocknungseinrichtung (Lagerhaus) werden 4 Kilometer angesetzt, die je zur Hälfte auf der Straße und auf dem Feldweg zurückgelegt werden. Die Nachfrucht wird dann in zwei Arbeitsgängen mit der Scheibenegge in den Boden eingearbeitet (Laststufen und Arbeitszeiten s. Tabelle 6-15).

Tabelle 6-15: Arbeitszeitbilanz differenziert nach Laststufen für den Anbau von Körnermais

Laststufe						
	Maschinenklasse kW	Schwer min/ha*a	Normal min/ha*a	Leicht min/ha*a	Straße min/ha*a	Leerlauf min/ha*a
Mais	90	0,0	80,7	0,4	9,6	7,4
	140	58,4	50,9	15,8	4,4	15,1
	Summe	58,4	131,6	16,2	14,0	22,4

Als landwirtschaftliches Referenzsystem wird eine mit Welschem Weidelgras aktiv begrünte Brache angesetzt (vgl. Kapitel 6.1.1.3.5).

### Maistrocknung

Aufgrund der hohen Wassergehalte muss der erntefeuchte Mais in Deutschland für die Lagerung immer getrocknet werden. Dafür werden in der Regel ölbetriebene Maistrockner mit einem Durchsatz von 1,5 bis 10 Mg/h und einer Leistung von 0,5 bis 3 MW eingesetzt. Im Gegensatz zu Getreidetrocknern, bei denen die Trocknungsluft meist über Wärmetauscher erwärmt wird, werden bei der Maistrocknung üblicherweise die Verbrennungsabgase direkt verwendet. Die Temperaturregelung der Trocknungsluft erfolgt über die Vermischung der Verbrennungsabluft mit Umgebungsluft. Am Ende des Trocknungsvorganges wird der Mais mit Umgebungsluft abgekühlt [HAPPLE 2000].

Der für die Trocknung erforderliche Energieinhalt der Trocknungsluft beläuft sich auf 1,4 – 1,5 kWh/kg H<sub>2</sub>O bzw. 5,04 – 5,4 MJ/kg H<sub>2</sub>O. Für die Modellierung verwenden wir den für die aktuelle Anlagengeneration realistischeren Wert von 5,04 MJ/kg H<sub>2</sub>O. Der Wirkungsgrad der heizölbetriebenen Feuerungsanlage liegt bei 90 % [HAPPLE 2000]. Für die Bilanzierung wird davon ausgegangen, dass der Wassergehalt von 35 Gew.-% auf 14 Gew.-% abgesenkt wird. In diesem Fall entspricht 1 Mg getrockneter Mais einem Ausgangsgewicht von 1.323 kg erntefeuchtem Mais. Zur Entfernung der überschüssigen 323 kg Wasser sind 1.628 MJ an thermischer Energie über die Verbrennungsluft bzw. Heizöl EL mit einem

Gesamtheizwert von 1.809 MJ zuzuführen. Bei einem Heizwert von 42.705 kJ/kg Heizöl EL werden je Mg getrocknetem Mais 42,4 kg bzw. 50,4 l Heizöl (Dichte 0,84 kg/l) verwendet. Zur Abschätzung der dabei entstehenden Emissionen werden Werte für eine heizölbetriebene Heizungsanlage mit einer Leistung von 10 MW verwendet.

Der Stromverbrauch wird bestimmt durch die Luftzu- und -abfuhr. Bei einem Durchsatz von rund 10 Mg Mais/h werden Axialventilatoren mit einem Luftfördevolumen von 100.000 m<sup>3</sup>/h eingesetzt. Deren maximale Leistungsaufnahme liegt bei 45 kW [HAPPLE 2000], die tatsächliche Leistungsaufnahme nehmen wir mit 2/3 der maximalen Leistungsaufnahme an. Damit ergibt sich ein Stromverbrauch von 3 kWh bzw. 10,8 MJ/Mg erntefeuchtem Mais. Dies entspricht einem Stromverbrauch von 14,2 MJ/Mg getrocknetem Mais.

#### 6.1.1.3.5 Landwirtschaftliche Referenzsysteme

Wie in Unterkapitel 6.1.1.3 ausgeführt wird als einjähriges landwirtschaftliches Referenzsystem eine Grünbrache bilanziert: Bei der einjährigen Grünbrache wird eine gezielte Begrünung unterstellt. Diese reduziert Nährstoffverluste durch Auswaschung oder Boden-erosion durch einen raschen und dichten Aufwuchs gegenüber einer Selbstbegrünung [JASPER 1993]. Unter den zahlreichen Pflanzen oder Pflanzengemischen, die derzeit für eine Begrünung zur Verfügung stehen und auch eingesetzt werden, wird hier eine Begrünung mit Welschem Weidelgras angesetzt. Das Gras wird als Untersaat mit der Drillmaschine (Lebensweg Kartoffel), wobei die Bodenbearbeitung entfällt oder Blanksaat (Lebensweg Winterweizen) ausgebracht.

Die Saatbettbereitung erfolgt in zwei Arbeitsgängen mit der Scheibenegge, die Aussaat in einem Arbeitsgang mit der Bestellkombination (15 kg/ha) [KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997, S.225]. Vor der Ausbringung wird nicht gepflügt. Es werden weder Dünge- noch Pflanzenschutzmittel ausgebracht. Der Aufwuchs wird zum Ende des Brachezeitraums mit einem Mulchgerät zerkleinert, so dass er bei der Bodenbearbeitung der Nachfolgekultur in den Boden eingearbeitet werden kann (vgl. Tabelle 6-16).

Tabelle 6-16: Arbeitszeitbilanz differenziert nach Laststufen für die Pflegemaßnahmen der Grünbrache [nach KALTSCHMITT U. REINHARDT 1997]

	Maschinenklasse kW	Laststufe				
		Schwer min/ha*a	Normal min/ha*a	Leicht min/ha*b	Straße min/ha*a	Leerlauf min/ha*a
Grünbrache	140	55,9	25,3	18,2	3,5	9,8
Summe		55,9	25,3	18,2	3,5	9,8

Für die mehrjährige Brache werden die Aufwendungen der Grünbrache herangezogen und mit der Zahl der Brachejahre multipliziert.

#### 6.1.1.4 Kenndaten der eingesetzten Maschinen

Die hier relevanten Kenndaten der einzelnen Geräte und Maschinen, die für die jeweiligen Kulturen angesetzt wurden, sind in Tabelle 6-17 zusammengestellt.

Tabelle 6-17: Zugeordnete Leistungsklassen und Hauptzeiten der eingesetzten Geräte und Kenn-  
daten zur Berechnung der Nebenzeiten [BORKEN et al. 1999, S. 113 f. unter Bezug auf  
die Datenbank des KTBL Darmstadt]

Gerät	Motor- nennL kW	Last- stufe	Geschw. Feld km/h <sup>a</sup>	Arbeits- breite m	Wende- zeit min/W <sup>b</sup>	Verlust- zeit % <sup>c</sup>	Rüstzeit Hof min	Rüstzeit Feld min
Scheibenegge	110 - 170	B	8	7	0,25	4	16	4
Achtschar-Aufsattelpflug	110 - 170	A	6	3	0,25	4	20	4
Saatbettkombination	70 - 110	C	10	6	0,25	4	20	4
Drillmaschine	70 - 110	C	7	6	0,5	10	19	4
Bestellkombination	110 - 170	C	7	6	0,5	10	30	4
Kartoffel-Legemaschine, 6-reihig	70 - 110	C	4	4,5	0,5	10	20	3
Hackstriegel	70 - 110	C	8	15	0,25	4	15	3
Häufelstriegel, 6-reihig	70 - 110	C	8	4,5	0,25	4	12	3
Hackmaschine, 8-reihig	70 - 110	C	3	6	0,25	4	12	3
Krautschlegel, 6-reihig	70 - 110	B	3,5	4,5	0,25	4	12	3
Großraumdüngerstreuer	70 - 110	B	9	24	0,25	4	22	2
Anhängespritze	70 - 110	C	7	24	0,25	4	15	3
Schlegelmulchgerät	110 - 170	B	5	7	0,25	4	15	3
<b>Durchsatz [kg FM/h]</b>								
Kartoffel-Sammelroder, 2-reihig	70 – 110	A	19.200					
Mähdrescher	110 – 170	A	13.300					
Pflückdrescher, 5-reihig	110 – 170	A	9.500					

a: Geschwindigkeit im Feld, b: min/Wende, c: Anteil an der Hauptzeit

#### 6.1.1.5 Distickstoffoxid- und Ammoniak-Emissionen durch Düngemittelverwendung

Mit dem Einsatz von stickstoffhaltigen Düngemitteln sind durch mikrobiologische, nitrifizierende bzw. denitrifizierende Prozesse im Agrarökosystem Emissionen von Distickstoffoxid bzw. Ammoniak verbunden.

##### Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O)

Während die Emissionsfaktoren für die Produktion von Stickstoffdünger zumindest annäherungsweise belastbar sind, gibt es bei den mikrobiell bedingten Emissionen vom Feld nach der Ausbringung des Düngers größere Unsicherheiten – bedingt durch die mit biologischen Prozessen, aber auch Wetterverhältnissen und anderen Faktoren verbundenen Schwankungsbreiten. Dies betrifft insbesondere folgende Prozesse:

- Direkte Emission aus dem Feld durch Verwendung stickstoffhaltiger Mineraldünger
- Indirekte Emission durch Denitrifikationsprozesse insbesondere in Gewässern durch ausgetragene Stickstoffverbindungen, die Düngemitteln entstammen
- Indirekte Emission durch Nitrifikation bzw. Denitrifikation von NH<sub>3</sub> bzw. NO<sub>x</sub>

Für die direkten und indirekten Emissionen gibt [IPCC 1995] mittlere Emissionsfaktoren mit Streubreiten im Sinn von Minimal- und Maximalwerten an (s. Tabelle 6-18). Die Bandbreite markiert, dass die Emissionen je nach Kultur, Boden, Klimaverhältnissen, lokalen Verhältnissen etc. deutlich unterschiedlich sein können. Insgesamt sind die Unsicherheiten bei den indirekten Emissionen deutlich größer, als bei den direkten Emissionen.

Tabelle 6-18: Emissionsfaktoren für anthropogen induzierte N<sub>2</sub>O-Emissionen mikrobieller Herkunft [IPCC 1995]

	Mittlerer Emissionsfaktor	Bandbreite
Direktes N <sub>2</sub> O aus Boden (Düngemittel) (in kg N <sub>2</sub> O-N / kg Dünger-N)	0,0125	0,0025 – 0,0225
Indirektes N <sub>2</sub> O aus NO <sub>x</sub> bzw. NH <sub>3</sub> (in kg N <sub>2</sub> O-N / kg NH <sub>3</sub> -N bzw. NO <sub>x</sub> -N)	0,01	0,002 – 0,02
Indirektes N <sub>2</sub> O aus Wasser (in kg N <sub>2</sub> O-N / kg N-ausgewaschen)	0,0075	0,0006 – 0,04

In dieser Arbeit berücksichtigen wir nur die direkten Emissionen aus dem Boden und legen dabei den entsprechenden Mittelwert zugrunde, der mittlerweile in der Fachwelt ebenfalls meistens Verwendung findet.

#### Ammoniak-Emissionen

Für die Produktion der stickstoffhaltigen Düngemittel können die Emissionsfaktoren als sehr verlässlich angesehen werden, s. [PATYK u. REINHARDT 1997, S.], weil die bestimmenden Verfahren der Ammoniaksynthese schon lange bekannt sind. Die Daten zur Emission infolge der Düngemittelverwendung sind – gegenüber den Daten aus dem Produktionsbereich - deutlich unsicherer. Das ist insofern kritisch, als sie sich auf das Versauerungspotential, zu dem Ammoniak beiträgt, Ergebnis bestimmend (Vorzeichen bestimmend) auswirken können.

Aus der Literatur geht hervor, dass die mit der Verwendung von Stickstoffdüngemitteln verbundenen Ammoniakemissionen mit dem Stickstoffgehalt der Düngemittel einigermaßen in Korrelation gebracht werden können (Schwankungsbreite zwischen verschiedenen Düngemittelarten ca. Faktor 10), wobei als Durchschnittswert etwa 33 g NH<sub>3</sub>-N pro kg Düngemittel-Stickstoff angegeben werden (s. z. B. [ECOTOC 1994], Diskussion in [SCHARMER et al. 1996]). Dieser Wert wird von uns als Durchschnittswert angesetzt.

##### **6.1.1.6 Transport der nachwachsenden Rohstoffe vom Feld zum Zwischenlager**

Das Erntegut wird meist vom Feld zum Hof bzw. zu einem Lagerhaus transportiert, wo es eventuell gereinigt und/oder getrocknet und dann bis zum Abtransport zur Stärkefabrik zwischengelagert wird. Zum Teil werden die Feldfrüchte auch direkt vom Feld zur Stärkefabrik gebracht. Die Transporte werden entweder mit Traktor und Anhänger oder mit LKW durchgeführt. Für die Modellierung nehmen wir in allen Fällen eine Transportentfernung von 4 km zu einem Zwischenlager an. Aufgrund der prinzipiell vergleichbaren Umweltauswirkungen des Transports mit LKW bzw. Traktor und der besseren Datenbasis für LKW-

Transporte modellieren wir diese Transporte näherungsweise als LKW-Transporte mit den in Tabelle 6-19 aufgeführten Transportparametern.

Tabelle 6-19: Parameter für den Transport der Nachwachsenden Rohstoffe vom Feld zu einem landwirtschaftlichen Zwischenlager am Hof bzw. zum Lagerhaus

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
Kartoffeln, Mais oder Weizen zum Zwischenlager	4 km	15,3 Mg	100 %	0 %	0 %	100 %	0 %

## 6.1.2 Gewinnung der Stärke aus stärkehaltigen Pflanzen

### 6.1.2.1 Allgemeines zur Stärkeproduktion

Stärke ist ein nahezu ausschließlich aus Glucosemolekülen aufgebautes Polysaccharid. Da Stärke als Energiespeicher für Pflanzen dient, ist sie im Gegensatz zu den stabilen Strukturpolysacchariden wie etwa Cellulose leicht abbaubar und auch vom Menschen verdaulich. Die natürliche Erscheinungsform ist das Stärkekorn, das in den Zellen der Speicherorgane zu finden ist. Stärke besteht im wesentlichen aus den zwei Polysacchariden Amylose und Amylopektin, die beide aus Glucose aufgebaut sind, sich jedoch in ihrer Struktur unterscheiden. Allerdings handelt es sich bei unbehandelter, sogenannter nativer Stärke nicht um einen chemisch reinen Rohstoff, sondern um ein komplex aufgebautes Mehrkomponentensystem, dessen Begleitsubstanzen wie Fette und Fettsäuren, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, mineralische Bestandteile und vor allem Wasser großen Einfluss auf die Eigenschaften haben.

In Deutschland werden ausschließlich Kartoffeln, Weizen und Mais zur Gewinnung von Stärke verwendet. Der Hauptstärkelieferant in Deutschland ist die Kartoffel. In Deutschland wurden im Jahr 1998 auf 500.000 ha [BML 2000, Tab. 82] von insgesamt 17 Mill. ha landwirtschaftlicher Nutzfläche und damit auf 3 % dieser Fläche Rohstoffe für die Industrie und den Energiesektor erzeugt [BML 1997, S. 10 u. 138]. Nach der Rapsölproduktion hatte daran die Produktion von Stärkepflanzen mit 125.000 ha den höchsten Anteil [vgl. BML 2000, Tab. 82]. Aus den 1998 in Deutschland geernteten 4,5 Mio. Mg pflanzlichen Stärkerohstoffen wurden rund 1,5 Mio. Mg Stärke gewonnen (vgl. Abbildung 6-2) [ATV 2000, S. 8].



Abbildung 6-2: Rohstoffverarbeitung und Stärkeproduktion der Stärkeindustrie in Deutschland im Jahre 1998 [ATV 2000]

Der nachwachsende Rohstoff Stärke wird in nahezu allen Bereichen der Nahrungsmittelindustrie und auch in vielen anderen Industriezweigen verwendet. Im Jahr 1996 wurden in Deutschland etwa 40 Gew.-% der produzierten Stärke im Non-food-Bereich eingesetzt. Der größte Teil davon gelangte in die Papierindustrie [INARO 2000] [vgl. Tabelle 6-20]. Eingesetzt werden dabei sowohl native Stärken, als auch modifizierte Stärken und Stärkederivate wie beispielsweise Verzuckerungsprodukte.

Tabelle 6-20: Verbrauch von Stärkeprodukten 1996 in Deutschland [FACHVERBAND STÄRKE 1997]

Industriesektor	Anteil am Verbrauch
Papierherstellung	22 %
Wellpappe	6 %
Chemie/Fermentation/übrige technische Industrie	13 %
Süßwaren	20 %
Getränke	6 %
Fruchtverarbeitung	7 %
Übrige Lebensmittelindustrie	26 %
<b>SUMME</b>	<b>100 %</b>

Zur Produktion von Loose-fill-Packmitteln wird von deutschen Produzenten überwiegend Maisstärke, aber auch Kartoffel- und Weizenstärke eingesetzt. Zur Optimierung der Produkteigenschaften werden häufig Additive auf Basis nachwachsender bzw. fossiler Rohstoffe zugesetzt [CARMEN 1997; CARMEN 1998; eigene Recherchen]. Da uns interessiert, welchen Einfluss die Art der Stärkepflanze auf die Ergebnisse hat, berücksichtigen wir alle drei Stärkearten. Weiterhin unterscheiden wir bei der Kartoffelstärkeproduktion zwei Verfahrensalternativen, um so den Einfluss verfahrenstechnischer Aspekte auf die Ergebnisse abschätzen zu können. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick zu typischen Eigenschaften der Stärkerohstoffe. Im Anschluss daran werden einige allgemeine Aspekte der Stärkegewinnung, in den folgenden Kapiteln detailliert die einzelnen Verfahren beschrieben.

Tabelle 6-21: Typische Zusammensetzung von Mais, Kartoffeln und Weizen [ATV 2000, S. 20]

	Kartoffeln	Mais	Weizen
Wassergehalt [Gew.-%]	75 +/- 3	13 - 16	13 - 14
Trockensubstanz [Gew.-%]	25 +/- 3	84 - 87	86 - 87
Stärke [Gew.-%]	13 - 25	71 - 72	55 - 60
Eiweiß [Gew.-%]	2	8,5 - 9,5	8 - 11
Fett [Gew.-%]	<0,2	4 - 4,5	1 - 2

Tabelle 6-22: Verwendete Erträge und Stärkeausbeuten für Mais, Kartoffeln und Weizen (vgl. Kapitel 6.1.1.3.1 ff. und 6.1.2.3 ff.)

	Kartoffeln	Mais	Weizen
Substanzertrag [Mg TS/ha]	10,4	6,5	5,8
Stärkeertrag [Mg TS/ha]	7,8	4,6	3,5
Stärkeausbeute [Mg TS/ha]	7,6	4,3	3,4
Trockensubstanz [Gew.-%]	25,0	84,0	84,0
Stärke [Gew.-% der Trockensubstanz]	74,8	85,1	71,4
Stärke [Gew.-% der Feuchtmasse]	18,7	71,5	60,0

Zur Gewinnung von Stärke werden unterschiedliche, an die jeweilige Pflanzenart angepasste Verfahren eingesetzt [MEUSER u. ALTHOFF 1990]. Allen gemeinsam ist die Anwendung von Reib- bzw. Mahlprozessen, um die Stärke für den darauf folgenden Waschvorgang freizusetzen. Die dabei erhaltene Stärkesuspension wird mittels mechanischer Verfahren abgetrennt, gereinigt und dann getrocknet. Obwohl die grundsätzlichen Schritte der Stärkegewinnung stets aus Zerkleinerung, Trennung, Waschung und Trocknung bestehen, ist die tatsächlich angewandte Verfahrenstechnik von großer Heterogenität. Deshalb können die folgenden Prozessbeschreibungen und die daraus abgeleiteten Sachbilanzdaten auch nicht die ganze Bandbreite an verfahrenstechnischen Lösungen abbilden. Wir haben uns jedoch sehr darum bemüht, möglichst repräsentative, in der Praxis bedeutungsvolle Fälle zu modellieren.

Der wesentliche stoffliche Input resultiert bei allen Verfahren zu nahezu 100 Gew.-% aus den landwirtschaftlichen Rohstoffen und den wegen der üblichen nassmechanischen Prozessführung benötigten Frischwassermengen. Hilfsstoffe werden nur in sehr geringen Mengen verwendet und spielen deshalb eine untergeordnete Rolle. Wesentlicher Verursacher von Umweltbelastungen auf der Inputseite ist der Energieverbrauch [ATV 2000, S. 38 ff.]. Dieser setzt sich aus der elektrischen Energie zum Betrieb der Aggregate und aus der thermischen Energie für die Trocknungs- und Abwasserbehandlungsprozesse zusammen. Bei der Produktion fallen nahezu keine festen Abfälle zur Beseitigung an. Luftemissionen treten vor allem indirekt durch Energiebereitstellungsprozesse sowie direkt als Wasserdampf sowie Staub- und Geruchsemissionen auf [ATV 2000, S. 36]. Eine hohe Belastung für die Umwelt stellen allerdings große Mengen organisch belasteter Abwässer dar [ATV 2000]. Werden die Gesamtabwasserfrachten der Lebensmittelindustrie in Deutschland betrachtet, so findet sich die Stärkeproduktion, an der die Kartoffelstärkeproduktion die höchsten Anteile hat, nach der Bierherstellung, der Fleischgewinnung sowie der Milchverarbeitung an vierter Stelle [ILV 1990, S. 7 ff.]. Deshalb hat die Behandlung von Abwasser bereits seit Beginn der industriellen Stärkeproduktion hohe Relevanz. Je nach Motivation – der Schutz der Fischgewässer Anfang des 20. Jahrhunderts, die Proteinversorgung im Dritten Reich, der wachsende Wettbewerbsdruck ab den 50er Jahren – wurden verschiedene Ansätze verfolgt [z.B. HEYDT 1956; MEUSER ET AL. 1982, S. 31 f.].

Für alle Verfahren trifft zu, dass aus den pflanzlichen Rohstoffen neben Stärke weitere handelbare Co-Produkte gewonnen werden. Für die Erzeugung von Nebenprodukten sind durchaus unterschiedliche Zielsetzungen verantwortlich. Diese reichen von reiner Gewinnerzielungsabsicht, bei der die Stärke unter Umständen nur noch als ein Teil einer gesamten Produktpalette zu sehen ist, bis zur Vermeidung von Abfällen oder Abwasserbelastungen. Weizenkleber oder Maiskeimöl beispielsweise tragen erheblich zum Gesamterlös einer Stärkefabrik bei, die Gewinnung von Protein aus Kartoffelfruchtwasser dient dagegen vor allem zur Reduzierung der Abwasserbelastungen [LOTZ 1999]. Da es keinen Produktionsprozess gibt, bei dem einzig Stärke, Maisöl, Weizenkleber oder Kartoffelprotein gewonnen wird, werden die insgesamt mit der Verarbeitung einer bestimmten Rohstoffinputmenge verbundenen Umweltauswirkungen entsprechend des Wertes der daraus erzeugten Produkte letzteren angelastet (vgl. Kapitel 5.1.1.2).

Da sich die Ableitung der Sachbilanzdaten zur Modellierung der Stärkegewinnung als sehr aufwendig herausstellte, soll im Folgenden kurz die Quellenlage anhand wesentlicher Publikation erläutert werden. Umfassende Energiebilanzierungen für spezifische Anlagen



wurden in den 80er Jahren durchgeführt [MEUSER u. GERMAN 1981, GERMAN u. MEUSER 1986, MEUSER u. ALTHOFF 1990]. Eine Zusammenfassung, die sich weitgehend auf diese Daten bezieht, zum Teil aber auch nicht belegte Daten verwendet, findet sich bei WOELK [1992, S. 17 ff]. Diese Publikation dient wiederum WINTZER et al. [1993] als Vorlage für die Ausführungen zur Umweltrelevanz der Stärkegewinnung im Rahmen einer Technikfolgenabschätzung zum Thema Nachwachsende Rohstoffe. Auch neueste Publikationen zur Thematik [z.B. KOPF 1999] beziehen sich auf diese in den 80er Jahren erhobenen Daten. Aktuellere eigenständige Arbeiten aus den 90er Jahren fehlen mit Ausnahme der BUWAL-Ökobilanz zu stärkehaltigen Kunststoffen [BUWAL 1996] nahezu gänzlich. Auch dort finden sich aber nur einzelne, nicht nachvollziehbare Energiedaten zur Kartoffelstärkeproduktion sowie zur Herstellung von Sorbit auf der Basis von Maisstärke. Auf diese Daten greifen wiederum Schwarzwälder und Estermann zurück [SCHWARZWÄLDER u. ESTERMANN 1999; SCHWARZWÄLDER 1999]. Der aktuelle Entwurf der Arbeitsgruppe *Stärke-Industrie* der Abwassertechnischen Vereinigung [ATV 2000] zum Merkblatt *Abwasser der Stärke-Industrie* liefert zwar wichtige aktuelle Daten zur Stoffbilanz, umfassende Angaben zur Energiebilanz der Stärkeproduktion finden sich in diesem Dokument bisher kaum. Deshalb wurden die Daten zur Energiebilanz sowie zur Charakterisierung der stofflichen Eigenschaften spezifischer Stoffströme – wie in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben – aus verschiedensten Publikationen abgeleitet. Für den Bereich der Kartoffelstärkeproduktion konnten wir aufgrund der freundlichen Unterstützung der Südstärke GmbH auf aktuelle Daten zur Energie- und Stoffbilanz zurückgreifen [SÜDSTÄRKE 1999 und 2000].

#### 6.1.2.2 Transport der Nachwachsenden Rohstoffe vom Zwischenlager zur Stärkefabrik

Die landwirtschaftlichen Vorprodukte werden vom Feld bzw. von einem Zwischenlager zur Stärkefabrik transportiert. Hierbei werden entweder LKW oder Traktoren mit Anhängern eingesetzt [SÜDSTÄRKE 2000]. Wie in Kapitel 6.1.1.5 beschrieben, gehen wir bei der Bilanzierung jeweils von einem Zwischenlager aus. Da Weizen und Mais aufgrund der geringeren Wassergehalte länger haltbar und einfacher transportierbar sind, ist das Einzugsgebiet der entsprechenden Stärkefabriken deutlich größer als bei der Kartoffelverarbeitung. Die Kartoffelstärkegewinnung zeichnet sich dagegen durch ein regionales Produktionsgebiet mit Entfernungen von maximal 50 km bis zur Stärkefabrik aus. Näherungsweise modellieren wir alle Transporte als LKW-Transporte mit den in Tabelle 6-23 angegebenen Parametern. Da Nebenprodukte der Stärkeproduktion meist durch die Landwirte zurückgenommen werden oder bei längeren Strecken auch gewerbliche Transporteure zum Einsatz kommen, gehen wir davon aus, dass die Rückfahrten zu 50 Gew.-% ausgelastet sind. Bezüglich der Weizenverarbeitung nehmen wir an, dass Mühle und Stärkefabrik räumlich gekoppelt sind, so dass hier keine weiteren Transporte anfallen.

Tabelle 6-23: Parameter für den Transport der Nachwachsenden Rohstoffe vom Zwischenlager zur Stärkefabrik (Transportmittel: LKW)

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
Kartoffeln	25 km	20,5 Mg	100 %	50 %	50 %	50 %	0 %
Mais	100 km	20,5 Mg	100 %	50 %	50 %	30 %	20 %
Weizen	100 km	20,5 Mg	100 %	50 %	50 %	30 %	20 %

### 6.1.2.3 Gewinnung von Maisstärke

#### 6.1.2.3.1 Allgemeines zur Maisstärkeproduktion

Mais ist weltweit der mengenmäßig bedeutendste Stärkelieferant. Das Maiskorn weist nach Trocknung sehr gute Lager- und Transporteigenschaften auf, die einen ganzjährigen Betrieb der Stärkefabriken ermöglichen. Zudem sind die hohen Stärkeausbeuten je Tonne Rohstoff, die relativ geringe Abwassermenge und die günstig zu verwertenden Nebenprodukte positiv zu werten [DACHVERBAND AGRARFORSCHUNG 1992, S. 60]. Für die stärkeverarbeitende Industrie bedeutsam sind je nach Maissorte deutlich unterschiedlichen Eigenschaften. So variieren die Stärkeausbeute, die Farbe und das für die Stärkeeigenschaften wichtige Amylose-/Amylopektin-Verhältnis deutlich [BORBE 1997; TEGGE 1984, S. 115].

Der beste Rohstoff ist ein ausgereifter, sonnengetrockneter Mais, der eine hohe Keimfähigkeit besitzt und keinen Bruch aufweist [TEGGE 1984, S.118]. Da erntefrischer Mais in Deutschland üblicherweise Feuchtigkeitsgehalte von etwa 35 Gew.-% aufweist, muss das Korn vor seiner Lagerung zunächst getrocknet werden (vgl. Kapitel 6.1.1.3.4). Meist wird bei der Maisstärkeproduktion, die sich in Deutschland auf lediglich zwei Unternehmen verteilt (vgl. Tabelle 6-24), im Ausland produzierter Mais eingesetzt. Entsprechend der Systemgrenzen gehen wir in dieser Untersuchung jedoch von einem Anbau in Deutschland aus.

Tabelle 6-24: Maisstärkeproduzenten in Deutschland (1996) [INARO 2000]

Unternehmen	Standort	Land	Verarbeitungskapazität	Anteil
Cerestar Deutschland GmbH	Krefeld	Nordrhein-Westfalen	650.000 Mg/a	84 %
National Starch & Chemical GmbH	Hamburg	Hamburg	120.000 Mg/a	16 %

#### 6.1.2.3.2 Verfahrensbeschreibung

Bei der Darstellung des Verfahrens der Maisstärkegewinnung gehen wir vor allem vom aktuellen Entwurf eines ATV-Merkblattes zu Abwässern der Stärkeindustrie aus [ATV 2000]. Da die dort gemachten Angaben nicht ausreichend für die Ableitung der Sachbilanzdaten sind, ziehen wir ergänzend unter anderem Veröffentlichungen von TEGGE [1984], WOELK [1992] sowie MEUSER UND GERMAN [1986] heran. Der in Abbildung 6-3 schematisch abgebildete Produktionsprozess einer Maisstärkefabrik wird im Folgenden beschrieben.

Nachdem der Mais mechanisch mittels Magnetabscheidern sowie Sieb- und Aspirationsanlagen von groben Verunreinigungen, Staub und zerbrochenen Maiskörnern (Bruchmais) gereinigt wurde, folgt der Quellungsprozess. Dazu wird Mais in großen Behältern 30-50 Stunden lang mit 48-50°C warmem Prozesswasser behandelt. Um biochemische Prozesse wie die Milchsäuregärung zu kontrollieren, wird Natriumbisulfit zugegeben. Die harten Maiskörner werden so aufgeweicht und dabei im Innern des Korns Stoffkomplexe aufgelöst. Wesentlich sind hierbei Veränderungen und Abbauvorgänge beim Maisprotein, wel

che für eine wirksame Trennung von Protein und Stärke erforderlich sind. Darüber hinaus werden lösliche Bestandteile wie niedrigmolekulare Kohlenhydrate, Stickstoffverbindungen und anorganische Verbindungen weitgehend extrahiert. Nach der Quellung wird das Maisquellwasser zum sogenannten *Schweren Quellwasser* (50 Gew.-% TS) eingedampft, das meist als Protein-Konzentrat dem Maiskleberfutter zugesetzt wird. Als Abwasser fällt Brüdenkondensat an. [ATV 1994, S. 1151; ATV 2000, S. 21 ff.; CERESTAR 2000; TEGGE 1984, S. 118]

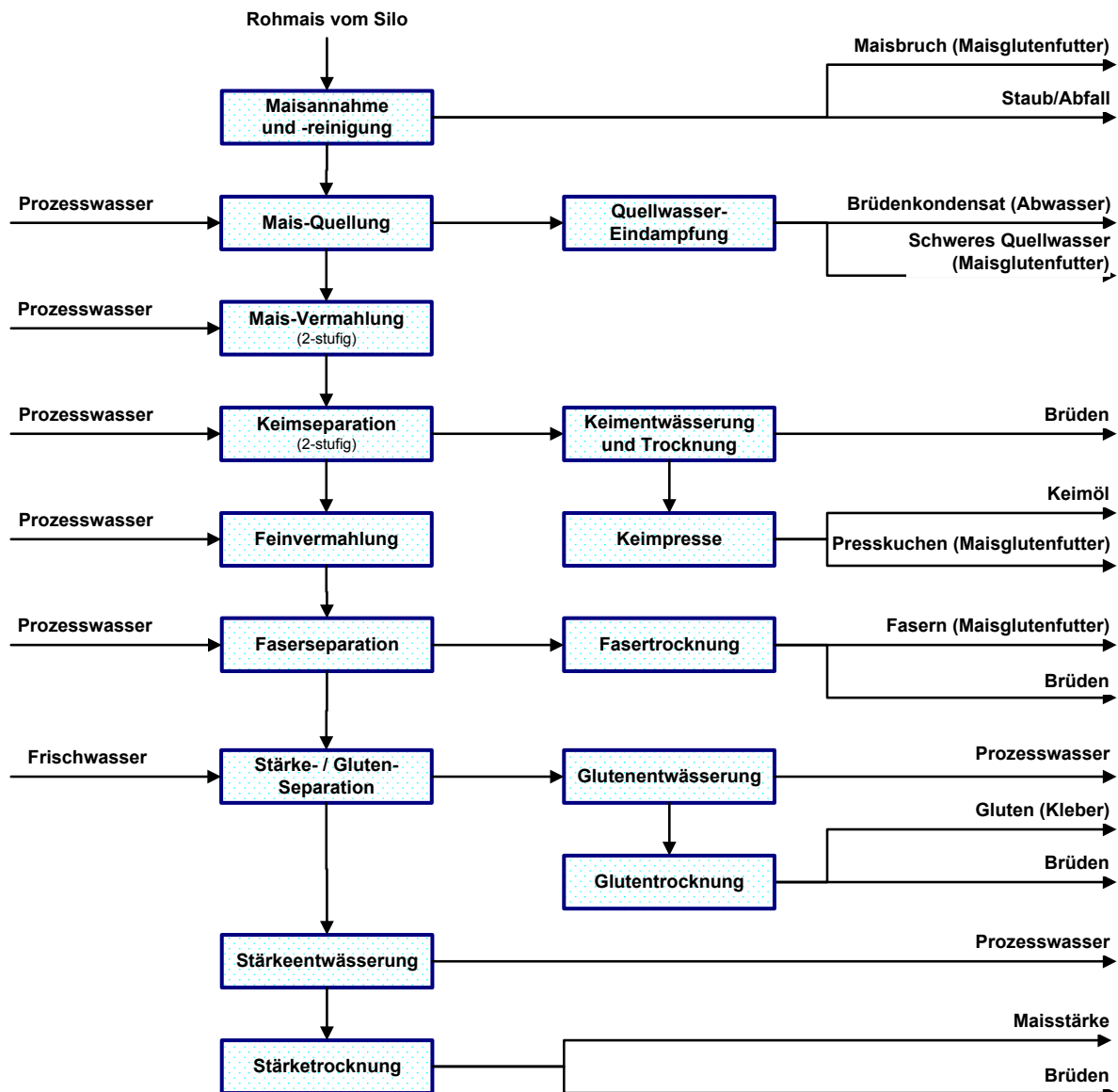


Abbildung 6-3: Verfahrensschema der Maisstärkegewinnung [in Anlehnung an ATV 2000]

Zur Keimabtrennung wird der Mais mittels einer Zahnscheibenmühle grob zerkleinert. Damit kein Fett in die Suspension übertritt, sind die Keime unbeschädigt freizulegen und abzutrennen. Nach Abwaschung anhaftender Stärke werden die Keime entwässert, getrocknet und dann zur Keimölgewinnung verpresst. Der neben dem Keimöl anfallende Presskuchen wird üblicherweise wie der Maisbruch, das schwere Quellwasser und die Fasern dem Maisglutenfutter zugeschlagen [ATV 2000, S. 21 ff.; CERESTAR 2000; TEGGE 1984, S. 121].

Nach der Keimabtrennung wird die Maissuspension fein vermahlen. Die Zellen werden dabei geöffnet, so dass Stärke und Gluten ausgewaschen werden können. Die über verschiedene Siebsysteme aus der Suspension gewonnene Faserfraktion wird entwässert und zum Maisglutenfutter gegeben. Danach werden Stärke und das leichtere Gluten mittels Zentrifugen separiert. Die Glutensuspension wird weiter aufkonzentriert und nach Abtrennung von Stärkeverunreinigungen entwässert und getrocknet. Die Stärkesuspension wird in einem Raffinationsprozess zum Entfernen restlicher Feinfasern und löslicher Verunreinigungen in mehreren Stufen im Gegenstromverfahren gewaschen und aufkonzentriert. Dann wird die raffinierte Stärkemilch auf mechanischem Wege entwässert und anschließend getrocknet. Frischwasser wird ausschließlich für die Stärke-Gluten-Separation zugegeben, als Abwasser fällt nur das bei der Quellwasser-Eindampfung entstehende Brüdenkondensat an. Das Abwasser aus der Stärke-Gluten-Gewinnung wird in anderen Prozessstufen wieder genutzt [ATV 2000, S. 21 ff.; TEGGE 1984, S. 121 ff.].

#### 6.1.2.3.3 Stoffströme und Massenbilanz

Bei der Erstellung der Massenbilanz beziehen wir uns auf aktuelle, im Entwurf eines ATV-Merkblattes veröffentlichte Werte [ATV 2000] und ergänzen diese um Angaben aus weiteren Veröffentlichungen sowie um Informationen von Maisstärkeproduzenten. Danach liegt die auf die Trockensubstanz bezogene Gesamtausbeute der Maisstärkegewinnung bei über 99 Gew.-% [ATV 2000, S. 23]. Die Verluste durch Verunreinigungen bzw. Abfälle, die unbedeutend sind [ATV 2000, Bild 3.1], sowie die als lösliche Bestandteile mit dem Abwasser abgeführten Massen werden vernachlässigt, da dazu keine zuverlässigen Daten vorliegen. Da weiterhin Wasserdampf aus der Produkttrocknung als Brüden entweicht und diese Mengen nicht quantifiziert sind, kann die Massenbilanz nicht ausgeglichen sein.

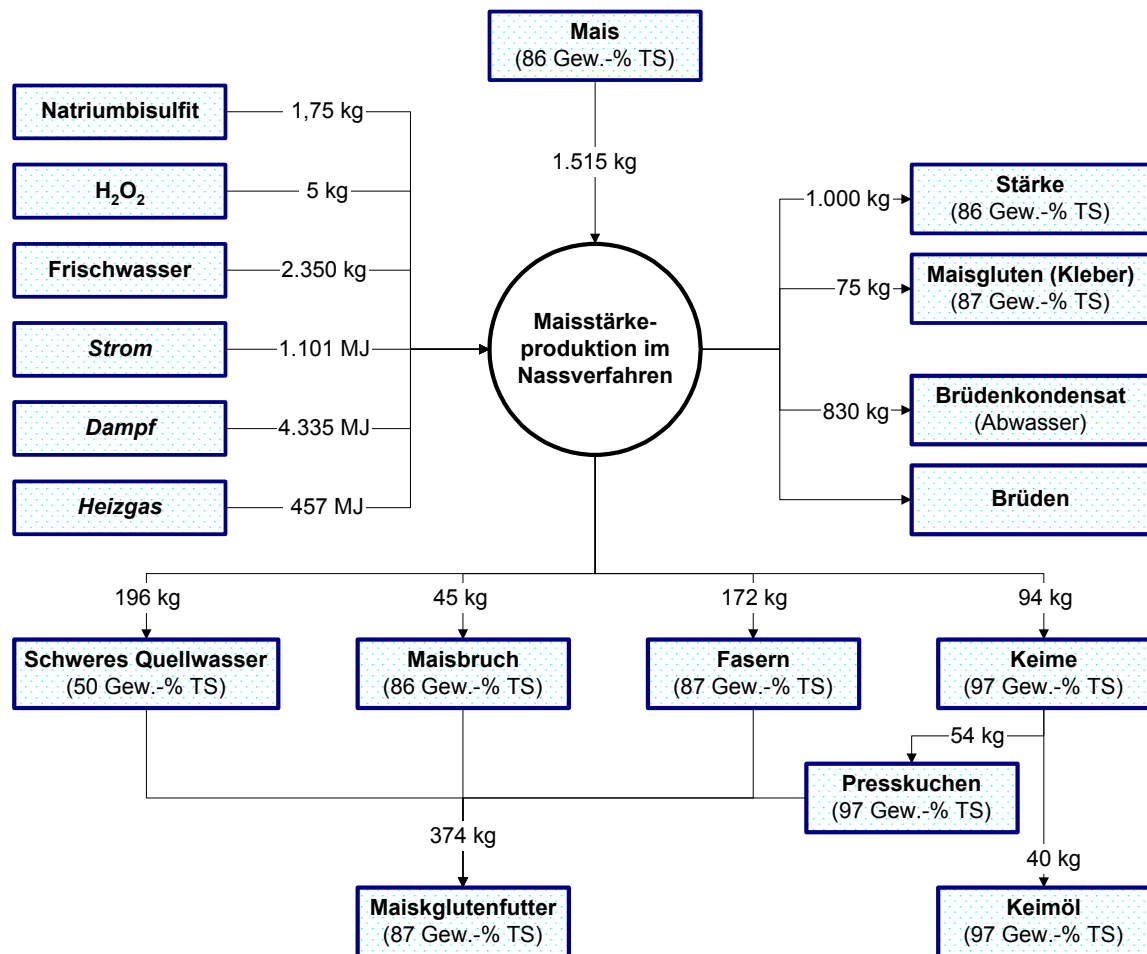


Abbildung 6-4: Input/Output - Diagramm der Maisstärkeproduktion [Ableitung s. Text]

### Maisstärke

Bei einer Trockensubstanzausbeute von rund 66 Gew.-% [ATV 2000, S. 23] ist die Maisstärke das mengenmäßig wichtigste Produkt. Der Preis der Maisstärke liegt in einer ähnlichen Größenordnung wie die Preise für das Maiskeimöl und das Protein (vgl. Tabelle 6-26). Die Maisstärke wird nach mechanischer Entwässerung thermisch auf einen Endwassergehalt von maximal 14 Gew.-% getrocknet [ATV 1994, S. 1151].

### Maiskeimöl

Die zur Ölherstellung verwendeten Keime enthalten neben 14 % Protein, 10 % Rohfaser, 8% Stärke, 3-5% Wasser, Mineralstoffen und 4 % sonstiger Substanzen mit 50-58 % vornehmlich Fette [TEGGE 1984, S.121]. Die Maiskeime werden von einem Anfangswassergehalt von 55 Gew.-% thermisch auf einen Wassergehalt von 3 Gew.-% getrocknet [ATV 1994, S. 1151]. In die Keimfraktion (94 kg/Mg Stärke) gelangen 7 Gew.-% der im Mais enthaltenen Trockensubstanz. Bei der anschließenden Pressung können rund 43 Gew.-% der Keime als hochwertiges Keimöl gewonnen werden [ATV 2000, S. 23].

### Maisgluten (Maiskleber)

Das bei der Maisstärkeherstellung gewonnene Maisgluten (5 Gew.-% der Mais-TS [ATV 2000, S. 23]) ist aufgrund der Sulfitzugabe bei der Maisquellung für die menschliche Er-

nährung nicht geeignet und wird hauptsächlich als Mischfutterkomponente in der Rindermast, als Milchviehfutter sowie zu geringeren Teilen auch in der Schweinemast eingesetzt. Neben der Futtermittelherstellung wird es als Rohstoff für die Suppenwürze- und Natriumglutamatherstellung verwendet [TÄUFEL ET AL 1993]. Zum Vertrieb wird der Maiskleber thermisch auf einen Endwassergehalt von maximal 13 Gew.-% getrocknet [ATV 1994, S. 1151; FENNER 1980, S. 133].

#### Maisglutenfutter

Die Trockensubstanz des Maisglutenfutters resultiert nach ATV [2000] aus den Nebenprodukten Fasern (46 Gew.-%), entölte Keime (16 Gew.-%), Schweres Quellwasser (26 Gew.-%) und Maisbruch (12 Gew.-%). Für das Zwischenprodukt Schweres Quellwasser nehmen wir einen Wassergehalt von 50 Gew.-% an, für den Maisbruch denjenigen des Mais-Inputs (14 Gew.-%), für die getrockneten Fasern den des Futters (13 Gew.-%) und für den Presskuchen den der getrockneten Keime (3 Gew.-%). Die daraus hergestellte Mischung, in die 25 Gew.-% der Mais-Trockensubstanz gelangen [ATV 2000, S. 23], wird auf einen Endwassergehalt von 13 Gew.-% getrocknet [ATV 1994, S. 1151; CERESTAR 2000]. Nur dieser letzte Wert ist bilanzierungsrelevant.

#### Hilfsstoffe

Die Mengen an  $\text{SO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}_2$ , die in der für die Bilanzierung verwendeten Massenbilanz in Abbildung 6-3 ausgewiesen werden, sind der Veröffentlichung von WOELK [1992, S. 119] entnommen. Da die Mengen dieser Hilfsstoffe sowie der Hilfsmittel in der Wasseraufbereitung die Detailgrenze deutlich unterschreiten, werden diese nicht weiter betrachtet.

#### Frischwasserbedarf und Abwasser

Der Frischwasserbedarf liegt zwischen 1,4 und 1,7  $\text{m}^3/\text{Mg}$  Mais-Input. Das in den verschiedenen Prozessstufen der Maisstärkegewinnung anfallende Prozesswasser wird zum größten Teil im Kreislauf gefahren. Als Abwasser fallen damit nur 0,4 bis 0,7  $\text{m}^3$  Brüdenkondensat/Mg Mais aus der Quellwasser-Eindampfung an [ATV 2000, S. 21 ff.]. Für die Bilanzierung der Wasserströme gehen wir von den Mittelwerten aus. Pro Mg Stärke werden damit 2,35  $\text{m}^3$  Frischwasser benötigt und fallen 0,83  $\text{m}^3$  Abwasser an. Die Differenz zwischen der Brüdenkondensatmenge und dem Frischwasserinput verlässt das Werk entweder als Wasserdampf (Brüden) aus der Produkttrocknung oder ist in den Produkten selbst enthalten. Die Modellierung führen wir mit den in Tabelle 6-25 aufgeführten mittleren Werten für die Menge und Zusammensetzung nach ATV [2000] durch. Zum Vergleich finden sich in der Tabelle auch Werte aus früheren Veröffentlichungen, die zeigen, dass in den letzten Jahren durch die Kreislaufführung des Prozesswassers die Abwassermenge deutlich reduziert werden konnte. Darüber hinaus – darauf weisen die deutlich niedrigeren CSB- und BSB-Werte hin – konnte die Stoffausbeute weiter erhöht werden und erreicht heute nach ATV [2000, S. 22] bis zu 99,5 Gew.-%. Da das Abwasser an beiden Produktionsstandorten in Deutschland indirekt in Vorfluter eingeleitet wird [ATV 2000, S. 9], nehmen wir für die Modellierung an, dass das Brüdenkondensat in einer kommunalen Kläranlage gereinigt wird. Da sich in der Literatur keine Werte zu den Ammoniumgehalten im Brüdenkondensat finden, gehen wir weiterhin näherungsweise davon aus, dass rund 50 Gew.-% des Stickstoffs (3 mg/l) in Form von Ammonium (3,87 mg/l) vorliegen.

Aufgrund des sehr geringen Stickstoffgehaltes im Brüdenkondensat scheint diese Annahme für eine Abschätzung tragbar.

Tabelle 6-25: Menge und Zusammensetzung des Abwassers der Maisstärkeproduktion

Parameter	Gesamtabwasser (Brüdenkondensat aus Quellwassereindampfung)	Prozess- abwasser	Brüden- abwasser
Abwasser [m³/Mg Mais]	0,55	0,7	0,4
Abwasser [m³/Mg Stärke]	0,83	1,1	0,61
CSB [mg O₂/l]	2.000	17.608	2.915
BSB₅ [mg O₂/l]	1.350	11.543	1.697
N <sub>Gesamt</sub> [mg/l]	6	925	22
NH₄ <sup>+</sup> [mg/l] (Abschätzung)	4		
Bemerkung	Mittelwerte, für die Bilanzierung verwendet [ATV 2000, S. 30]	Vergleichswerte der 1978 noch zwei Abwas- serfraktionen [SEYFRIED U. SAAKE 1985; S.192]	

#### 6.1.2.3.4 Energiebilanz

Zur Energiebilanz einer Maisstärkefabrik liegen keine aktuellen Angaben vor. Deswegen greifen wir bei der Ableitung der Daten vor allem auf die detaillierte Untersuchung zum Energieverbrauch und Energiefluss einer Maisstärkefabrik von MEUSER UND GERMAN [1986] zurück. Diese untersuchten eine Stärkefabrik, die täglich 400 Mg Mais nach konventioneller Technik verarbeitete. Als Produkte wurden von der Stärkefabrik native Stärke oder Glucosesirup sowie Gluten, Maiskeimöl und getrocknetes Maisglutenfuttermittel (Quellwasser-Trockensubstanz, Presskuchen, Fasern) vertrieben. Die energetischen Aufwendungen für die hier nicht weiter betrachtete Glucosesirup-Produktion können herausgerechnet werden. Der Produkt-Output der untersuchten Maisstärkefabrik deckt sich dann mit den oben zur Modellierung der Massenbilanz getroffenen Annahmen.

Bei der Analyse des Energieflusses zur Herstellung des Hauptproduktes Stärke wurden die Bereiche Annahme/Reinigung, Quellung, Keimseparation, Feinvermahlung, Schalenseparation, Kleberseparation und Stärketrocknung unterschieden. Bestimmt wurde der Primärenergieverbrauch für die Herstellung der einzelnen Haupt- und Nebenprodukten bezogen auf deren Trockensubstanz. Die Trocknung der Produkte wird mit Heizgas und Dampf vorgenommen, die durch die Verbrennung von Erdgas erzeugt werden. Dabei wurde ein elektrischer Primärenergiebedarf von 1.953 MJ/Mg Mais und ein thermischer Primärenergiebedarf von 4.309 MJ/Mg Mais ermittelt. Der thermische Endenergiebedarf unterteilt sich in 93 % Dampf und entsprechend 7 % Heizgas. Für den Wirkungsgrad der Dampferzeugung kann man aus dem Energieflussbild einen Wert von 71,4 % ableiten, den Wirkungsgrad der Heizgaserzeugung nehmen wir mit 100 % an. MEUSER UND GERMAN [1981, S. 334] gingen für die Stromerzeugung von einem elektrischen Wirkungsgrad von 37,2 % aus.

Mit den Wirkungsgraden, den Wassergehalten und den Massenanteilen der Haupt- und Nebenprodukte (vgl. Abbildung 6-3) kann der Endenergieverbrauch für die Verarbeitung einer Tonne Mais berechnet werden. Daraus ergibt sich ein Verbrauch an Dampf von 4.335 MJ/Mg Stärke, an Heizgas von 457 MJ/Mg Stärke und an Strom von 1.101 MJ/Mg Stärke. Diese Zahlen verwenden wir für die Bilanzierung der Maisstärkeproduktion.

### 6.1.2.3.5 Allokation

Für die Bilanzierung werden alle Input- und Outputströme bei der Produktion von 1000 kg Stärke nach dem Wert der Produkte auf diese allokiert. Dies gilt auch für die Abwassermenge sowie die Gehalte an CSB, BSB und  $N_{\text{Gesamt}}$ . Die Mengenangaben und Preise zur Berechnung der Allokationsfaktoren sind in Tabelle 6-26 dokumentiert. Zum Vergleich sind dort neben den wert- auch massebezogenen Allokationsfaktoren angegeben.

Tabelle 6-26: Maisstärkeproduktion - Produktmengen, Preise und Allokationsschlüssel nach Wert bzw. Masse [Massenbilanz: ATV 2000; Preise: CERESTAR 1999]

	Menge [kg Produkt/ Mg Stärke]	Preise [DM/Mg]	Wert [DM/Mg Stärke]	Allokationsschlüssel	
				Nach Wert	Nach Masse
Maisstärke	1.000	800	800	83,2 %	67,2 %
Maiskleberfutter	374	180	67	7,0 %	25,1 %
Maiskeimöl	40	750	30	3,1 %	2,7 %
Maisgluten (Kleber)	75	850	64	6,7 %	5,0 %
<b>Gesamt</b>	<b>1489</b>		<b>961</b>	<b>100,0 %</b>	<b>100,0 %</b>

### 6.1.2.4 Gewinnung von Kartoffelstärke

#### 6.1.2.4.1 Allgemeines zu Kartoffelstärkeproduktion

Hauptstärkelieferant in Deutschland sind Kartoffeln. Diese werden von wenigen, in typischen Kartoffelanbaugebieten liegenden Fabriken zu Kartoffelstärke verarbeitet (vgl. Tabelle 6-27). Aufgrund der hohen Stärkegehalte in der Trockensubstanz sowie der leichten Auswaschbarkeit der Stärkekörner ist die Kartoffelstärke einfacher wie Getreidestärken zu gewinnen. Auch der Substanz- und Stärkeertrag übersteigen denjenigen von Mais und Weizen (vgl. Tabelle 6-21), die Nebenprodukte sind unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten jedoch weniger bedeutsam [MEUSER u. ALTHOFF 1990]. Anders als Mais und Weizen sind Kartoffeln wegen der hohen Wassergehalte aber nur begrenzt haltbar. Deshalb erfolgt deren Verarbeitung ausschließlich in einem Kampagnenbetrieb, der üblicherweise von Ende August bis Mitte Januar stattfindet. Unter Umweltgesichtspunkten relevant sind dabei vor allem der nicht kontinuierliche Anfall großer Mengen organisch hochbelasteter Abwässer [ATV 2000; ILV 1990, S. 7 ff.; LOTZ 1999, S. 6] sowie der Energiebedarf.

Bei der Bilanzierung unterscheiden wir zwei Varianten (*Kartoffelstärkeproduktion I* bzw. *II*). Auf diesem Wege soll abgeschätzt werden, wie sich Entwicklungen in der Verfahrenstechnik, die in den letzten Jahrzehnten durch wirtschaftliche Gegebenheiten und die Umweltgesetzgebung erzwungen wurden, auf die Umweltrelevanz auswirken, wenn diese umfassend, d.h. medienübergreifend und lebenswegbezogen, verstanden wird. Hier interessiert uns insbesondere, wie sich der mit der Rückführung der Nährstoffe auf landwirtschaftliche Flächen einhergehende Ersatz von Düngemitteln auswirkt. Im Folgenden beschreiben wir zuerst allgemein das Verfahren der Kartoffelstärkeproduktion, leiten dann die stoff-, wasser- und energiebezogenen Sachbilanzdaten ab und dokumentieren abschließend die beiden bilanzierten Verfahrensvarianten.



Tabelle 6-27: Kartoffelstärkeproduzenten in Deutschland (1996) [INARO 2000]

Unternehmen	Standorte	Land	Verarbeitungs- kapazität	Anteil
Südstärke GmbH	Schrobenhausen Sünching	Bayern Bayern	700.000 Mg/a (gesamt)	20 %
Emsland-Stärke GmbH	Emlichheim Wietzenhof Kyritz Golßen	Niedersachsen Niedersachsen Brandenburg Brandenburg	2.000.000 Mg/a (gesamt)	57 %
AVEBE Kartoffelstärkefabrik Prignitz / Wendland GmbH	Dallmin Lüchow	Brandenburg Niedersachsen	800.000 Mg/a (gesamt)	23 %

#### 6.1.2.4.2 Verfahrensbeschreibung

Die Aggregate einer Kartoffelstärkefabrik dienen dazu, Stärke sowie möglichst hochwertige Nebenprodukte und Stärkeveredelungsprodukte aus dem Input *Kartoffeln* zu gewinnen. Die Herstellung letzterer, die sogenannte Stärkemodifikation wird in dieser Untersuchung nicht betrachtet. Die Durchsicht der relevanten Literatur sowie die Informationen der Betreiber zeigen, dass die Stärkegewinnung aus Kartoffeln stets auf wenige grundlegende und in jeder Fabrik vorhandene Prozessschritte reduziert werden kann. Die verfahrenstechnische Umsetzung variiert jedoch insbesondere in Abhängigkeit von den Nebenprodukten sowie den Ansätzen zur Reduzierung der Abwassermengen. Bereits seit mehreren Jahrzehnten wird vor allem an einer ökonomisch und ökologisch sinnvollen Verwertung der neben der Stärke anfallenden Outputs wie Pülpe und Kartoffelfruchtwasser sowie der Reduzierung des Prozesswasserbedarfs und einer Erhöhung der Stärke- bzw. Trockensubstanzausbeute gearbeitet [vgl. z. B. CARANSA 1973; HEYDT 1956; LOTZ 1999; MEUSER ET AL. 1982, S. 31 f.]. Insgesamt wurden bei der Reduzierung des Wasserbedarfs und der Abwassermengen sowie des Energiebedarfs seit den 50er Jahren deutliche Verbesserungen erreicht.

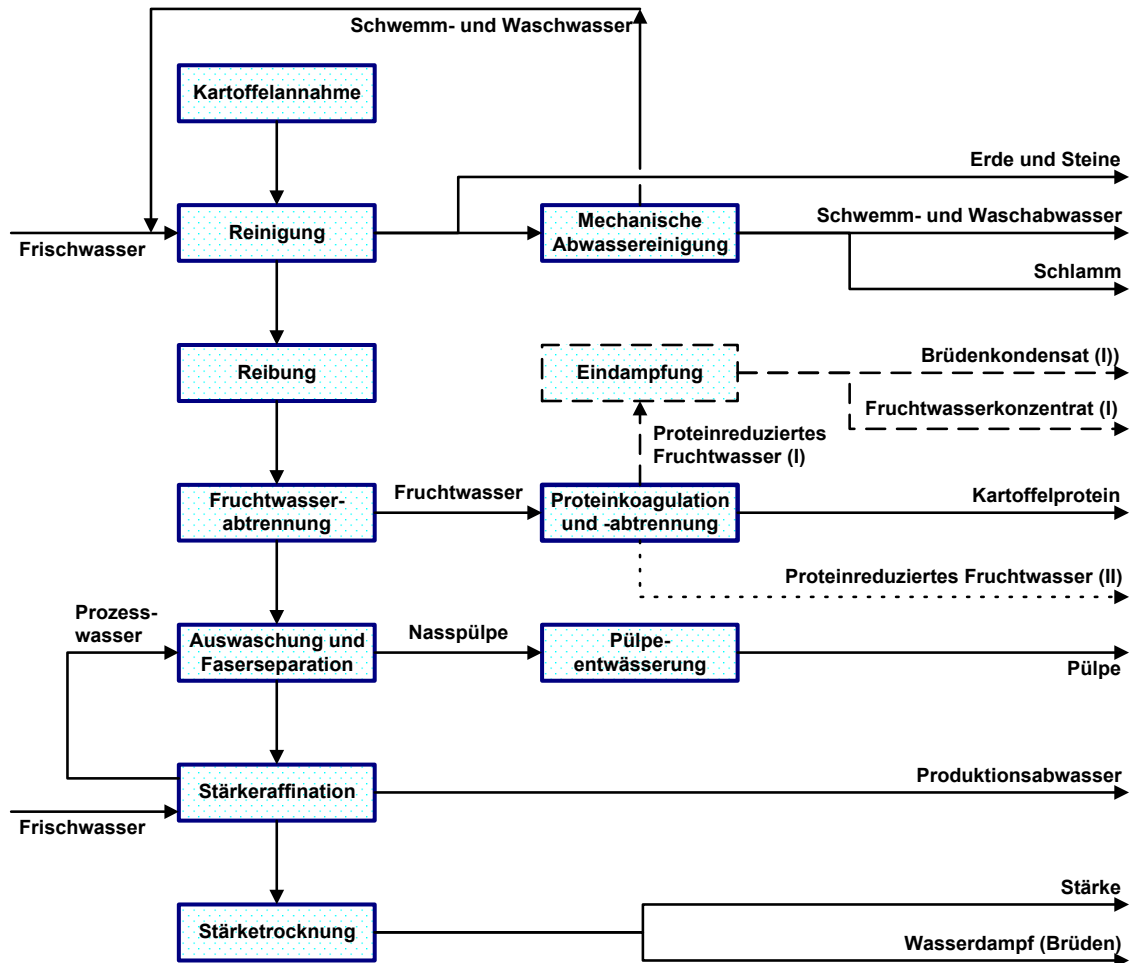


Abbildung 6-5: Verfahrensschema Kartoffelstärkeproduktion (Kartoffelstärkeproduktion I = (I); Kartoffelstärkeproduktion II = (II)) [nach ATV 2000, Bild 3.3; TEGGE 1984, S. 142; verändert]

Bei der *Anlieferung* werden die Kartoffeln - falls keine trockene Entladung erfolgt - von den Transportfahrzeugen abgespritzt und dabei vorgereinigt. Über mit Stein- und Krautfängern ausgestattete Schwemmrinnen werden sie dann in die Anlage gefördert. Die *Hauptreinigung* erfolgt in Trogwäschern, in denen die Kartoffeln mit Hilfe eiserner Knüppel durcheinandergewirbelt und durch gegenseitiges Reiben von Schmutz befreit werden. Das Schwemm- und Waschwasser wird im Gegenstrom geführt und in einer mechanischen Reinigungsstufe so weit gereinigt, dass es größtenteils wieder zur Wäsche benutzt werden kann. [ATV 2000, S. 26; TEGGE 1984, S. 143]

Anschließend werden die gereinigten Kartoffeln *zerkleinert*. Mit den üblicherweise eingesetzten Sägeblattreibern werden möglichst viele Zellen geöffnet, um nachfolgend die Stärkekörner effektiv aus den Reibseln auswaschen und absieben zu können. Zur Vermeidung einer Schwarzfärbung der geriebenen Kartoffeln werden Natriumbisulfit oder schwefelige Säure zugegeben. [ATV 2000, S. 26; SÜDSTÄRKE 2000; TEGGE 1984, S. 143-144]

Nach der Zerkleinerung werden üblicherweise mit Dekantierzentrifugen etwa zwei Drittel des *Kartoffelfruchtwasser* unverdünnt aus dem Reibsel *abgetrennt* und - teilweise nach Aufkonzentrierung mittels Umkehrosmose [LOTZ 1999, S. 33] - einer Proteinkoagulation zugeführt. Über Letztere werden etwa 50 Gew.-% des im Fruchtwasser enthaltenen Pro-

teins gewonnen. Ferner wird die hohe organische Belastung des Fruchtwassers reduziert [ATV 2000, S. 26; MEUSER ET AL. 1982, S. 27; SÜDSTÄRKE 2000]. Dazu wird das angesäuerte und eventuell mit Entschäumungsmitteln versetzte Kartoffelfruchtwasser zunächst auf etwa 40-45 °C vorgewärmt und dann schockartig über Dampf injektion auf 110-120°C erhitzt [TEGGE 1984, S. 146]. Nach einer Wärmerückgewinnung werden die gebildeten Proteinkoagulatflocken mit Dekantierzentrifugen abgeschieden und anschließend getrocknet [TEGGE 1984, S. 146 ; MEUSER ET AL. 1982, S. 34 ff.]. Das verbleibende proteinreduzierte Fruchtwasser wird entweder zu einem Konzentrat eingedampft oder gemeinsam mit anderen Abwasserfraktionen einer Verregnung bzw. einer Abwasserbehandlungsanlage zugeleitet.

Aus den *Reibseln* werden bis zu 99 Gew.-% der enthaltenen *Stärke* mit Prozesswasser bzw. mit Frischwasser verdünntem Fruchtwasser im Gegenstrom *ausgewaschen*. Die sogenannte Stärkemilch mit etwa 110-140 kg Stärke je 1000 l wird anschließend von den Fasern (Pülpe) getrennt. Bei der *Raffination* werden mit weichem, im Gegenstrom geführten Frischwasser lösliche und unlösliche Verunreinigungen aus der Stärkemilch entfernt. Die auf rund 30 Gew.-% TS aufkonzentrierte Stärkemilch wird in Vakuumdrehfiltern bis zu einer Restfeuchte von 38-39 Gew.-% entwässert und dann zu nativer Kartoffelstärke getrocknet. Grießige Anteile in der Stärke werden nach der Trocknung entfernt, vermahlen und der Stärke wieder zugegeben. Ist eine *Modifizierung* der Stärke vorgesehen, so kann die aufkonzentrierte Stärkemilch direkt dazu verwendet werden. Das in den Reibseln nach der Fruchtwasserabtrennung verbliebene Fruchtwasser wird bei der Auswaschung und Raffination der Stärke durch das Prozesswasser verdünnt und fällt mit diesem vermischt als Produktionsabwasser an. Die ausgewaschenen Reibsel werden entwässert und als Futtermittel (Pülpe) genutzt [ATV 2000, S. 26; MEUSER ET AL. 1982, S. 27; TEGGE 1984, S. 145].

#### 6.1.2.4.3 Stoffströme

##### Kartoffeln

Für die Kartoffelstärkegewinnung werden spezielle Stärkekartoffel mit einem hohen Stärkegehalt von 16-20 Gew.-% der Feuchtsubstanz verwendet [TEGGE 1984, S. 141 ff.]. Der Wassergehalt der Kartoffeln liegt im Durchschnitt bei 75 Gew.-% [ATV 2000, S. 20]. Mit jeder Tonne Kartoffeln gelangen rund 3 - 4 kg N, 0,9 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> und 5-6 kg K<sub>2</sub>O in die Fabrik [SÜDSTÄRKE 2000]. Für die Bilanzierung gehen wir in Anlehnung an die Angaben der Südstärke GmbH [SÜDSTÄRKE 2000] davon aus, dass Kartoffeln mit einem durchschnittlichen Stärkegehalt von 18,7 Gew.-% und einem Wassergehalt von 75 Gew.-% zu nativer Kartoffelstärke mit einem Wassergehalt von 20 Gew.-% verarbeitet werden.

##### Kartoffelstärke

Bezogen auf die Trockensubstanz sowie die Erlöse stellt die Kartoffelstärke eindeutig das Hauptprodukt des Prozesses dar. Für die Bilanzierung gehen wir aufgrund von Angaben von Stärkeproduzenten von einem Wassergehalt der Stärke von 20 Gew.-% aus [s.a. ATV 2000, S. 26]. Während MEUSER ET AL. [1982, S. 50 f.] die Stärkeausbeute noch mit 93 Gew.-% angaben, können heute bereits 98 Gew.-% der Stärke gewonnen werden [SÜDSTÄRKE 2000]. Für die Gewinnung von 1.000 kg Stärke (20 Gew.-% Wasser) werden dann als Input 4.365 kg Kartoffeln (75 Gew.-% Wasser, 18,7 Gew.-% Stärke) benötigt.

### Kartoffelprotein

Mit relativ hohem Energieaufwand können aus dem Kartoffelfruchtwasser etwa 27 Gew.-% der darin enthaltenen Trockensubstanz als Kartoffelproteinfraktion gewonnen werden [MEUSER ET AL. 1982, S. 176]. Die Proteinausbeute liegt bei rund 1,1-1,2 Gew.-% der Feuchtschubstanz des Kartoffelinputs [MEUSER ET AL. 1982, S. 53; SÜDSTÄRKE 2000]. Bei einem Wassergehalt der getrockneten Proteinfraktion von 10 Gew.-% [vgl. MEUSER U. GERMAN 1981] und einer mittleren Ausbeute von 1,15 Gew.-% können aus einem Kartoffelinput von 4.365 kg (25 Gew.-% TS) rund 50 kg Kartoffelprotein gewonnen werden.

### Fruchtwasserkonzentrat (Kartoffelstärkeproduktion I)

Aufgrund gesetzlicher Einschränkung der Verregnung wird heute aus dem proteinreduzierten Fruchtwasser (s. unten) üblicherweise ein Konzentrat mit 45 – 50 Gew.-% TS erzeugt. Der größte deutsche Kartoffelstärkeproduzent Emsland-Stärke dampfte 1998 das gesamte proteinreduzierte Fruchtwasser zu einem Konzentrat ein [EMSLAND-STÄRKE 1999]. Auch die Südstärke stellt seit rund 10 Jahren ein Konzentrat her [SÜDSTÄRKE 2000]. Dieser flüssige Sekundärrohstoffdünger [BML 1996] kann aufgrund seiner Lagerbarkeit auch nach Ende des im Winter geltenden Ausbringungsverbotes eingesetzt werden. Nachteilig ist sowohl unter betriebswirtschaftlichen als auch unter Umweltgesichtspunkten der hohe Energiebedarf der Eindampfung. Auch sind die Erlöse für dieses Co-Produkt relativ gering.

Für die Erstellung der Massenbilanz nehmen wir in Anlehnung an die Angaben der Südstärke GmbH [SÜDSTÄRKE 2000] einen Trockensubstanzgehalt des Konzentrats von 47,5 Gew.-% an. Je 1000 kg Stärke entstehen so als Nebenprodukt etwa 170 kg Konzentrat.

### Pülpe

In der sogenannten Pülpe finden sich die ausgewaschenen Kartoffelreibsel, die vor allem feingemahlene Schalen, Zellwände, Stärkereste und Fruchtwasser enthalten. Dieser Faserbrei fällt beim Nasssieben der Stärkemilch als Siebrückstand an und weist einen sehr hohen Wassergehalt auf. Nach Angaben der Stärke-Industrie [EMSLAND-STÄRKE 2000; SÜDSTÄRKE 2000] wird der Faserbrei mechanisch bis zu einem Wassergehalt von etwa 82-86 Gew.-% entwässert und dann an Landwirte als Tierfutter abgegeben. Zur Konservierung wird die Pülpe, die von alleine schnell in Milchsäuregärung übergeht, siliert.

MEUSER U. ALTHOFF [1990, S. 43] geben für eine optimierten Kartoffelstärkeproduktion an, dass rund 12,9 Gew.-% der über die Kartoffeln eingebrachten Trockensubstanz in die Pülpe gelangen. Aktuelle Werte liegen bei 6 - 8 Gew.-% [LOTZ 2000, S. 33; SÜDSTÄRKE 2000]. Für die Bilanzierung nehmen wir an, dass 7 Gew.-% der Trockensubstanz in die Pülpe gelangen und diese nach Entwässerung einen mittleren Wassergehalt von 84 Gew.-% hat. Bei einem Kartoffelinput von 4.365 kg je Tonne Stärke fallen danach 477 kg Pülpe an.

### Abfall (Erde sowie Schlamm aus der Reinigung des Schwemm- und Waschwassers)

Beim Abladen der Kartoffeln sowie bei der mechanischen Reinigung des Schwemm- und Waschwassers fallen die an den Kartoffeln anhaftenden Bodenbestandteile (max. 5 – 20 Gew.-% der Kartoffeln) als Abfall an. Dabei handelt es sich zum einen um Trockenerde mit rund 90 Gew.-% TS sowie den bei der mechanischen Reinigung des Schwemm- und Waschwassers anfallenden, entwässerten Schlamm mit 40 – 60 Gew.-% TS. Beide Fraktionen werden an Landwirte zur Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen zurückgegeben.

[SEYFRIED U. SAAKE 1985, S. 193 ff.; SÜDSTÄRKE 2000]. Da bei allen für die Stoffbilanz relevanten Quellen Verschmutzungen der Kartoffeln nicht erwähnt werden, gehen wir davon aus, dass sich die entsprechenden Mengenangaben jeweils auf Kartoffeln ohne Verschmutzungen beziehen und weisen den Abfall getrennt aus.

Für die Bilanzierung setzen wir nach Auswertung der Literatur sowie in Anlehnung an Angaben der Südstärke GmbH [SÜDSTÄRKE 2000] den Verschmutzungsgrad der Kartoffeln mit 7 Gew.-% der verarbeiteten Nettomenge und den Wassergehalt des anhaftenden Bodens mit 15 Gew.-% an. Modelliert wird der Transport des anhaftenden Bodens (70 kg/Mg Kartoffeln bzw. 306 kg/Mg Stärke) mit den Kartoffeln zur Kartoffelstärkefabrik sowie der Rücktransport einer Mischung aus Trockenerde und Schlamm (45 Gew.-% Wasser; 108 kg/Mg Kartoffeln bzw. 473 kg/Mg Stärke) zu den Landwirten. Da es sich dabei um die Rückführung des bei der Ernte entnommenen Bodens handelt, wird dieser Vorgang ansonsten als umweltneutral angesehen. Die Parametereinstellungen für diese beiden Transporte sind identisch mit denjenigen für den Transport der Kartoffeln zur Fabrik (vgl. Kapitel 6.1.2.2).

### Hilfsstoffe

Als Hilfsstoffe werden vor allem Natriumbisulfit bzw. Schwefelige Säure, weitere Säuren sowie Entschäumungs- und Flockungsmittel [ATV 2000] eingesetzt. Aufgrund der Größe der anderen Stoffströme spielen sie mengenmäßig eine zu vernachlässigende Rolle. So liegt bezogen auf den Stärkeoutput der Gewichtsanteil einzelner Hilfsstoffe bei maximal 2 Promille [SÜDSTÄRKE 2000; WOELK 1992, S. 19]. Da es sich darüber hinaus nicht um Stoffe mit sehr hoher Umweltrelevanz handelt, berücksichtigen wir diese nicht weiter.

#### 6.1.2.4.4 Wasser- und Abwasserströme

### Allgemeines

Bei der Kartoffelstärkegewinnung gehen rund 5 Gew.-% der Trockensubstanz der Kartoffeln in das Fruchtwasser über. Der in Lösung gehende Anteil ist bezogen auf die gewinnbare Stärketrockensubstanz gegenüber der Maisstärkeproduktion um den Faktor drei, im Vergleich zur Weizenstärkeproduktion um den Faktor zwei größer. Selbst bei einem weitgehend optimierten Prozess mit nahezu vollständiger Abtrennung und Eindampfung des Fruchtwassers sind immer noch mindestens zwei Prozent der Kartoffeltrockenmasse über das Abwasser zu beseitigen [MEUSER ET AL. 1990, S. 43 f.]. Deshalb verwundert es nicht, dass unter den Abwässern der Lebensmittelindustrie diejenigen der Kartoffelstärkeindustrie mit einem biologischen Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) von 130 - 220 kg O<sub>2</sub>/Mg Stärke die bei weitem höchste organische Belastung aufweisen. Dies entspricht einer Tagesbelastung von rund 3000 bis 5000 Einwohnergleichwerten je Mg Kartoffelstärke. [ILV 1990, S. 7 ff.]

Insgesamt resultieren aus der Kartoffelstärkeproduktion vor allem drei Abwasserfraktionen: Schwemm- und Waschabwasser, proteinreduziertes Fruchtwasser sowie Produktionsabwasser aus der Stärkeraffination. Wird das Fruchtwasser zu einem Konzentrat eingedampft, fallen anstelle dessen große Mengen an Brüdenkondensat an. Bei Trocknungsprozessen entweicht darüber hinaus Wasserdampf. Trotz dieser überschaubaren Zahl an Abwasserströmen, gestaltete sich die Erstellung einer Wasserbilanz relativ schwierig. So werden in der Literatur häufig Begriffe nicht eindeutig verwendet, variieren Angaben zu den Mengen und zur Zusammensetzung deutlich, kommt es je nach Verfahrenstechnik zu

Verschneidungen von Abwässern und sind Angaben zur Anlagentechnik unter dem Gesichtspunkt einer Wasserbilanz oft nicht ausreichend konkret. Dennoch soll im Folgenden für jede der Abwasserfraktionen das Mengenaufkommen, die Zusammensetzung und die Reinigung bzw. Verwertung diskutiert und repräsentative Sachbilanzdaten abgeleitet werden. Dabei sind wir besonders dankbar, dass uns die ATV-Arbeitsgruppe *Stärke-Industrie* vor Abschluss des Vorhabens einen aktuellen Entwurf des Merkblattes *Abwasser der Stärke-Industrie* [ATV 2000] zur Verfügung gestellt hat und uns darüber hinaus insbesondere Dr. Thomas von Tucher (Südstärke GmbH) vielfach unterstützt hat.

Die Abwasserbehandlung unterscheidet sich zwischen verschiedenen Kartoffelstärkefabriken deutlich. Entscheidend dafür sind die regionalen Gegebenheiten sowie die historische Entwicklung der Verfahrenstechnik am jeweiligen Standort. Allgemein üblich ist die Proteingewinnung aus dem unverdünnten Kartoffelfruchtwasser. Relativ häufig wird aus dem proteinreduzierten Fruchtwasser ein (Nährstoff-)Konzentrat erzeugt. Die Abwasserfraktionen werden entweder einer aeroben Reinigungsstufe zugeführt, in anaerob-aeroben Abwasserbehandlungsanlagen gereinigt oder – gegebenenfalls nach Zwischenspeicherung – auf landwirtschaftlichen Flächen verregnet. Nährstoffe können über die Ausbringung des Konzentrates, der bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlämme oder direkt über die Verregnung des Abwassers landwirtschaftlich genutzt werden, wobei im Falle der Erzeugung eines Fruchtwasser-Konzentrates die im Abwasser und Klärschlamm enthaltene Nährstoffmenge deutlich verringert wird. Bei der anaeroben Abwasserbehandlung fällt darüber hinaus Biogas an, dass zur Erzeugung von Strom, Dampf und Wärme eingesetzt werden kann. [ATV 2000; LOTZ 1999; SÜDSTÄRKE 2000].

Da nicht alle Möglichkeiten abgebildet werden können, gehen wir folgendermaßen vor: Wir differenzieren zwei, nachfolgend skizzierte Varianten, die beide realistisch sind, sich aber deutlich unterscheiden. Dabei gehen wir auf die anaerobe Abwasserbehandlung mit energetischer Nutzung des Biogases nicht ein. Zum Einen haben wir diese Technik bereits bei der Weizenstärkeproduktion berücksichtigt, zum Anderen liegen uns dazu keine spezifischen Angaben für die Kartoffelstärkeindustrie vor. Eine von der Südstärke GmbH für den Standort Sünching geplante anaerobe Prozesswasseraufbereitungsanlage hat erst in der Kampagne 2000/2001 den Betrieb aufgenommen [SÜDSTÄRKE 2000].

Bezüglich der *Kartoffelstärkeproduktion I* gehen wir davon aus, dass aus dem proteinreduzierten Fruchtwasser ein Konzentrat hergestellt wird. Das Brüdenkondensat wird gemeinsam mit dem Schwemm- und Waschabwasser sowie dem Produktionsabwasser gereinigt. Für diesen Reinigungsschritt setzen wir näherungsweise die im Kapitel 6.5.8 beschriebene kommunale Kläranlage an. Insgesamt wird so einerseits mit relativ hohem Energieaufwand ein Nebenprodukt (Konzentrat) erzeugt; andererseits ergibt sich keine Gutschrift, wie sie beispielsweise mit der Biogasgewinnung oder der Ausbringung von Nährstoffen verbunden ist. Die in die Vorfluter eingeleiteten Abwassermengen sind relativ hoch.

Im Gegensatz dazu nehmen wir für die *Kartoffelstärkeproduktion II* an, dass das proteinreduzierte Fruchtwasser zusammen mit den anderen Abwasserströmen über ein Rohrleitungsnetz auf landwirtschaftliche Flächen verregnet wird. Auch wenn diese Vorgehensweise durch die Neufassung der Düngemittelverordnung [BML 1996] eingeschränkt wurde, so handelt es sich um die von den Stärkeproduzenten unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten bevorzugte Variante – vorausgesetzt im näheren Umfeld der Fabrik finden sich genügend geeignete Flächen und die Speicherkapazität reicht aus [KRÖNER 2000; SÜD-

STÄRKE 2000]. Zusätzlich ist der Energiebedarf für die Erzeugung von Nebenprodukten geringer, entfällt die Abwasserreinigung einschließlich der Einleitung der gereinigten Abwässer in einen Vorfluter und ergeben sich aus dem Ersatz von Düngemitteln Gutschriften.

#### Frischwasserbedarf

Bei Anlagen nach dem Stand der Technik mit Wasserführung im Kreislauf liegt der Frischwassereinsatz bei bis zu 2 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln. Davon werden je Tonne Kartoffeln rund 0,25 – 0,6 m<sup>3</sup> bei der Reinigung und bis zu 1,4 m<sup>3</sup> bei der Stärkeraffination zugegeben. Die Südstärke GmbH [SÜDSTÄRKE 2000] gibt den Frischwasserzusatz je Tonne Kartoffeln mit 0,25 m<sup>3</sup> bei der Reinigung und rund 0,70 m<sup>3</sup> bei der Stärkeraffination an. Der Gesamtverbrauch liegt bei 0,95 m<sup>3</sup>. Der Frischwasserbedarf je Tonne Stärke ergibt sich daraus mit 4,15 m<sup>3</sup>. Für die Modellierung verwenden wir diese aktuellen Werte.

#### Schwemm- und Waschabwasser

Die Angaben zu den Schwemm- und Waschwassermengen liegen in der Regel zwischen 1,5 – 3 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln und erreichen in Abhängigkeit von den Sand-, Schluff- und Tongehalten der Böden in der Region im Extremfall 5 – 9 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln [ATV 2000; SEYFRIED U. SAAKE 1985, S. 193; TEGGE 1984, S. 143]. Das Schwemm- und Waschwasser wird heute im Kreislauf geführt und dazu über Sandfänge und/oder Absetzbecken zwischengeklärt. Die Abwassermenge und damit auch der Frischwasserbedarf kann so auf rund 0,25 – 0,6 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln reduziert werden [ATV 2000]. Zum Teil wird hierbei anstelle von Frischwasser auch Permeat aus Umkehrosmoseanlagen eingesetzt [LOTZ 1999, S. 33]. Bei der Bilanzierung gehen wir von einer Schwemm- und Waschabwassermenge von 0,25 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln [SÜDSTÄRKE 2000] mit der in der folgenden Tabelle angegebenen Zusammensetzung und einem Frischwasserbedarf im gleichen Umfang aus.

Tabelle 6-28: Menge und Zusammensetzung des Schwemm- und Waschabwassers

Parameter	[SÜDSTÄRKE 2000]	[ATV 2000]	[LAUFENBERG U. KUNZ. 1996]	[SEYFRIED U. SAAKE 1985; SEYFRIED U. ROSENWINKEL 1981]	Für Bilanzierung verwendete Werte
Abwasser [m <sup>3</sup> /Mg Kartoffeln]	0,25	0,3	k.A.	0,5 – 1	0,25
Abwasser [m <sup>3</sup> /Mg Stärke]	1,1	k.A.	k.A.	k.A.	1,1
CSB [mg O <sub>2</sub> /l]	1.600	2.000	2.868	2.917	2.200
BSB <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /l]	900	k.A.	1.434	2.547	1.600
N <sub>Gesamt</sub> [mg/l]	140	120	239	200	180
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	k.A.	k.A.	139	k.A.	103
P <sub>Gesamt</sub> [mg/l]	k.A.	26,2	20,7	5,8	16
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [mg/l]	k.A.	60	47,4	13,3	37
K <sub>2</sub> O [mg/l]	550	250	k.A.	805	650
AOX [mg/l]	k.A.	k.A.	0,88	k.A.	0,8
Bemerkung	Mittlere Werte der letzten Jahre für das Werk Schrobhausen		Emsland-Stärke: Mittelwerte 1994 und 1995; BSB <sub>5</sub> -Wert scheint aus CSB berechnet		Emsland-Stärke (Werk Emlichheim) 1978

### Kartoffelfruchtwasser

Das aus den zerkleinerten Kartoffelreißeln abgetrennte Fruchtwasser stellt wegen hoher organischer Belastung und hoher Nährstoffgehalte hinsichtlich der Abwasserbelastung die problematischste Fraktion dar und bedarf deshalb einer besonderen Behandlung. Üblicherweise werden zwei Drittel des in den Kartoffeln enthaltenen Wassers über eine einstufige Abtrennung gewonnen [SÜDSTÄRKE 2000]. Damit fallen bei einem Wassergehalt der Kartoffeln von 75 Gew. % je Tonne Kartoffeln 500 l Kartoffelfruchtwasser mit einem Trockensubstanzanteil von rund 6 Gew.-% (30 kg), einem CSB von ca. 60.000 mg O<sub>2</sub>/l und einem Stickstoffgehalt der Trockensubstanz von etwa 7 Gew.-% an [vgl. MEUSER ET AL. 1982, S. 68 ff.]. Bezogen auf 1000 kg Stärkeoutput entstehen 2,18 m<sup>3</sup> Kartoffelfruchtwasser mit einem Trockensubstanzgehalt von ca. 130 kg.

Tabelle 6-29: Zusammensetzung des unverdünnten Kartoffelfruchtwassers

Parameter	Emsland-Stärke Kampagne 1996/1997	Emsland-Stärke Kampagne 1997/1998	Mittelwerte
Trockenmasse [mg/l]	54.000	49.000	51.500
Organische Anteile [mg/l]	41.000	34.000	37.500
Mineralische Anteile [mg/l]	13.000	15.000	14.000
N <sub>Gesamt</sub> [mg/l]	4.000	4.500	4.250
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [mg/l]	1.000	1.500	1.250
K <sub>2</sub> O [mg/l]	8.000	7.600	7.800
Quelle	[LOTZ 1999, S. 15]	[LOTZ 1999, S. 29]	

### Proteinreduziertes Fruchtwasser

Aus dem thermisch behandelten Fruchtwasser wird das Proteinkoagulat mittels Dekantierzentrifugen abgetrennt. Im verbleibenden proteinreduzierten Fruchtwasser finden sich alle nicht koagulierbaren Inhaltsstoffe, nicht abgeschiedene Proteinpartikel und im Prozessverlauf zugesetzte Säuren und Entschäumungsmittel. Das Volumen des Fruchtwassers vergrößert sich über die Dampfableitung bei der Proteinkoagulation um rund 10 Vol.-% [LOTZ 1999, S. 33; MEUSER ET AL. 1982, S. 34 ff.]. Aus den Angaben der Südstärke GmbH [SÜDSTÄRKE GmbH] ergibt sich, dass je Tonne Stärke rund 2,2 m<sup>3</sup> proteinreduziertes Fruchtwasser anfallen. Dieses wird entweder mit anderen Abwasserströmen behandelt (*Kartoffelstärkeproduktion II*) oder auch zu einem als Nebenprodukt vertriebenen Konzentrat eingedampft (*Kartoffelstärkeproduktion I*). Im letzten Fall ist das zur Energierückgewinnung und wegen gesetzlicher Vorgaben gewonnene Kondensat weiter zu behandeln.

### Produktionsabwasser

Produktionsabwasser fällt bei der Stärkeauswaschung an. Neben den zugesetzten rund 0,7 m<sup>3</sup> Frischwasser je Mg Kartoffeln trägt die in den Kartoffelreißeln verbliebene Fruchtwassermenge von 0,25 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln zum Abwasseraufkommen bei. Insgesamt ergibt sich so eine maximale Produktionsabwassermenge von 0,95 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln bzw. 4,15 m<sup>3</sup>/Mg Stärke. Diese Menge wird um den Wassergehalt der beiden weiteren Outputs dieses Prozesses – der entwässerten Stärkemilch und der Pülpe – gemindert. Nach den Angaben von LOTZ [1999, S. 33] hatte das Werk Emlichheim der Emsland-Stärke in der



Kampagne 1997/1998 ein Produktionsabwasseraufkommen von 0,76 m<sup>3</sup>/Mg Kartoffeln. Da dieser Werte sehr gut mit den Angaben der Südstärke GmbH [SÜDSTÄRKE 2000] übereinstimmt, verwenden wir diesen Wert für die Bilanzierung (vgl. Tabelle 6-30). Die CSB-Gehalte schwanken nach ATV [2000, S. 34] enorm zwischen 3000 und 25.000 mg/l.

Tabelle 6-30: Kartoffelstärke - Menge und Zusammensetzung des Produktionsabwassers

Parameter	[Lotz 1999, S. 35]	[LAUFENBERG U. KUNZ 1996]	[SEYFRIED U. SAAKE 1985; SEYFRIED U. ROSENWINKEL 1981]	Für Bilanzierung verwendete Werte
Abwasser [m <sup>3</sup> /Mg Kartoffeln]	0,76	k.A.	1,0-1,3	0,76
Abwasser [m <sup>3</sup> /Mg Stärke]	3,32	k.A.	k.A.	3,32
CSB [mg O <sub>2</sub> /l]	k.A.	12.800	7.400	12.800
BSB <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /l]	k.A.	4.650	6.300	10.900
Trockensubstanz [mg/l]	20.000	k.A.	k.A.	k.A.
Aschegehalt [mg/l]	5.000	k.A.	k.A.	k.A.
N <sub>Gesamt</sub> [mg/l]	1.500	900	650	1.050
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	120	300	k.A.	200
P <sub>Gesamt</sub> [mg/l]	400	132	24,2	200
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [mg/l]	916	300	55	450
K <sub>2</sub> O [mg/l]	3.252	1.800	1640	2.450
AOX [mg/l]	k.A.	< 0,1	k.A.	0
Bemerkung	Emsland-Stärke, Werk Emlichheim (ca. 1997)	Emsland-Stärke: Mittelwerte 1994 und 1995; BSB <sub>5</sub> scheint im Vergleich zum CSB zu niedrig	Emsland-Stärke (Werk Emlichheim) 1978; ältere Verfahrenstechnik mit höherem Prozesswasserbedarf	Näherungswerte; Verhältnis BSB/CSB- nach SEYFRIED U. SAAKE [1985]

#### Brüdenkondensat und Wasserdampf (Kartoffelstärkeproduktion I)

Die bei Eindampfung des proteinreduzierten Fruchtwassers anfallenden Brüden (Wasserdampf) werden kondensiert. Je Tonne Kartoffeln fallen dabei je nach Verfahrensführung 0,5 – 1,2 m<sup>3</sup> Kondensate an, die als Abwasser zu entsorgen sind. Im Kondensat finden sich neben mitgerissenen Bestandteilen des Fruchtwassers kurzkettige organische Verbindungen. Je nach Verdampfertechnik liegt der BSB<sub>5</sub>-Wert bei 200 – 1.500 mg/l, der CSB-Wert bei 500 – 2000 mg/l. Die Stickstoffgehalte sind sehr gering. [ATV 2000, S. 34 f.] Weiterhin wird bei der Trocknung von Produkten Wasserdampf an die Umgebung abgegeben. Da diese Mengen keinen Einfluss auf die Ergebnisse haben und darüber hinaus keine verlässlichen Daten vorliegen, quantifizieren wir diese nicht.

Für die Modellierung verwenden wir mittlere BSB<sub>5</sub>- (850 mg/l) und CSB-Werte (1.250 mg/l). Die Stickstoffgehalte vernachlässigen wir. Die Mengen setzen wir entsprechend der Angaben der Südstärke GmbH mit 0,47 m<sup>3</sup> Kondensat je Tonne Kartoffeln bzw. 2,05 m<sup>3</sup> je Tonne Stärke an [SÜDSTÄRKE 2000]. Brüdenkondensat fällt bei der Kartoffelstärkeproduktion I als Abwasser an. Wir nehmen dort an, dass das Kondensat zusammen mit den anderen Abwässerströmen in einer kommunalen Kläranlage gereinigt wird.

### Gesamtabwasser einer Kartoffelstärkefabrik (Kartoffelstärkeproduktion II)

Für die Kartoffelstärkeproduktion II nehmen wir an, dass das gesamte Abwasser – d.h. proteinreduziertes Fruchtwasser vermischt mit Produktionsabwasser und Schwemm- und Waschabwasser - auf landwirtschaftliche Flächen verregnet wird. Auf diesem Wege werden die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe direkt genutzt. Andererseits können bei nicht sachgemäßer Ausbringung Grundwasserbelastungen sowie Geruchsprobleme auftreten. Es entfallen jedoch energieintensive Eindampfprozesse sowie Aufwendungen zur Abwasserreinigung. Diese Vorgehensweise war vor kurzem in der Praxis noch weit verbreitet. So hat die Südstärke GmbH (Werk Schrobenhausen) im Jahr 1998 ca. 50 % des Gesamtabwassers unentgeltlich an die genossenschaftlich organisierten Kartoffelproduzenten abgegeben. Die Verregnung auf den Feldern erfolgte von August bis Dezember mittels eines 100 km langen Rohrleitungssystems [SÜDSTÄRKE 1999]. Seit Beginn des Jahres 2000 muss die Verregnung strengerer Vorgaben der Düngeverordnung genügen [BML 1996, § 2]. Düngemittel sind danach so auszubringen, dass die Nährstoffe im Wesentlichen während der Vegetationszeit pflanzenverfügbar sind und keine Nährstoffeinträge in Gewässer stattfinden. Seit Ende der Übergangsfrist am 01.01.2000 darf deshalb vom 15. November bis 15. Januar kein Kartoffelfruchtwasser bzw. gemischtes Abwasser aus der Kartoffelstärkeproduktion mehr appliziert werden. Ferner ist die Ausbringungsmenge für Stickstoff im Herbst nach der Ernte der Hauptfrucht auf maximal 80 kg/ha Gesamtstickstoff beschränkt [BML 1996, § 3 u. 8].

Deshalb setzt eine Verregnung wie bei der Kartoffelstärkeproduktion II ausreichend landwirtschaftliche Flächen sowie Speicherbecken voraus. Alternativ dazu wurden in Kartoffelstärkefabriken die Eindampfkapazitäten erweitert [LOTZ 1999; SÜDSTÄRKE 2000] oder anaerob-aerobe Reinigungsstufen gebaut [SÜDSTÄRKE 2000]. Hier betrachten wir jedoch nur den Fall der Verregnung des vermischten Gesamtabwassers. Der Bilanzierung liegen die in Tabelle 6-31 zusammengestellten Werte zugrunde. Die Abwassermenge ergibt sich aus den oben für die einzelnen Abwasserströme abgeleiteten Mengen. Wie in Kapitel 5.1.2.7 erläutert, gehen wir davon aus, dass die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe zu 100 Gew.-% Nährstoffe in mineralischen Düngemitteln ersetzen.

Tabelle 6-31: Kartoffelstärkeproduktion II – Zusammensetzung und Menge des Gesamtabwassers (Schwemm- und Waschabwasser, Produktionsabwasser, Fruchtwasser)

	Zusammensetzung des gemischten Gesamtabwassers			Näherungswerte (bei Bilanzierung verwendet)
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
N <sub>Gesamt</sub>	680	651	727	690
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	230	300	253	265
K <sub>2</sub> O	1.300	1.710	1.819	1.560
CaO	100	310	460	280
Trockensubstanz	ca. 1 Gew.-%	k.A.	0,93 Gew.-%	---
Abwasser/Mg Kartoffeln	1,48 m <sup>3</sup>	k.A.	3,0 m <sup>3</sup>	1,48 m <sup>3</sup>
Abwasser/Mg Stärke	6,47 m <sup>3</sup>	k.A.	k.A.	6,47 m <sup>3</sup>
	Werte für Schrobenhausen 1999 [Südstärke 2000]; Mengen siehe Text	Konzentrationen am Beregner 1986 und 1987 [TUCHER 1990; S. 42]	Mittelwerte aus BAYER [1988, S. 34] für die Jahre 1983 / 1984;	

#### 6.1.2.4.5 Energiebilanz

Die ausführlichste Arbeit zum Energiebedarf und Energiefluss einer Kartoffelstärkefabrik wurde bereits 1981 von MEUSER UND GERMAN [vgl. auch MEUSER ET AL. 1982, S. 56 ff.] veröffentlicht. In der untersuchten Kartoffelstärkefabrik wurden täglich etwa 3000 – 3.500 Mg Kartoffeln verarbeitet. Etwa zwei Drittel des Fruchtwassers wurden mit Dekantierzentrifugen unverdünnt abgetrennt und daraus nach Proteinkoagulation eine Proteinfraction (90 Gew.-% TS) gewonnen. Das proteinreduzierte Fruchtwasser wurde aufgrund fehlender Verregnungsflächen zu einem Konzentrat (55 Gew.-% TS) eingedampft. Da uns lange keine weiteren vergleichbaren Arbeiten vorlagen und sich andererseits an den grundlegenden Prozesscharakteristika gegenüber dem aktuellen Stand der Technik wenig geändert hat, haben wir zuerst aus diesen Daten den produktbezogenen Energiebedarf abgeleitet. Aufgrund des langen Zeitraumes seit der Erstellung der Studie gingen wir dabei von einer zwischenzeitlich erfolgten energetischen Optimierung aus und haben bei der Angabe von Spannweiten deshalb jeweils den günstigsten Wert verwendet.

Auf diesem Wege errechnet sich aus den Angaben von MEUSER UND GERMAN [1981] je 1000 kg Stärke ein Strombedarf von rund 780 MJ sowie ein Erdgasverbrauch für die Dampferzeugung von 976 MJ und für die Heizwärmebereitstellung von 214 MJ. Für die Gewinnung einer Tonne Kartoffelprotein wurden 3.143 MJ Strom, 16.210 MJ Dampf und 5.083 MJ Heizwärme verbraucht. Die Herstellung des Fruchtwasserkonzentrates erforderte je 1000 kg Konzentrat 141 MJ Strom sowie 3.903 MJ Dampf und 1.224 MJ Heizwärme. Aus diesen auf die einzelnen Produkte bezogenen Werten und der Mengenangaben ergibt sich, dass für die Produktion von 1000 kg Stärke einschließlich der dabei anfallenden Nebenprodukte 1.002 MJ Strom, 2.521 MJ Dampf und 791 MJ Heizgas benötigt wurden.

Diese Daten geben wir hier zum Vergleich als quasi Sensitivitätsanalyse an, da im Laufe der Untersuchung die Südstärke GmbH aktuelle Durchschnittswerte für die letzten Jahre zur Verfügung gestellt hat. Letztere Werte, die deutlich unter den von Meuser und German [1981] ermittelten liegen, haben wir für die Bilanzierung verwendet (vgl. Tabelle 6-32 und Tabelle 6-33). Die sich dabei zeigende Reduzierung im Energieverbrauch kann auf verschiedene Aspekte zurückgeführt werden. So konnte in den letzten 20 Jahren die Stärkeausbeute – bei zudem sehr hohen Stärkegehalten der Kartoffeln - noch einmal deutlich gesteigert werden. Dies führte auch zu geringeren Mengen der energieintensiven Nebenprodukte Protein und Konzentrat. Weiterhin wird heute das Konzentrat weniger weit aufkonzentriert. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass insbesondere im Bereich der Wärmerückgewinnung und der Energieeffizienz der Anlagen weitere Fortschritte erzielt werden konnten. Bei der Bilanzierung berücksichtigen wir, dass bei der Kartoffelstärkeproduktion II kein Konzentrat erzeugt wird und damit die entsprechenden energetischen Aufwendungen entfallen (vgl. Tabelle 6-33). Die Erzeugung der thermischen Energie bilden wir durch ein 10 MW-Erdgasheizwerk ab. Für die Heizgaserzeugung nehmen wir einen Wirkungsgrad von 100 % an.

Tabelle 6-32: Energieverbrauch bei der Herstellung von 1000 kg Stärke (Kartoffelstärkeproduktion I) [SÜDSTÄRKE 2000; Mengen s. Ableitung im Text]

	Menge [kg Produkt/ Mg Stärke]	Endenergiebedarf/Mg Produkt			Endenergiebedarf/Mg Stärke		
		Strom [MJ]	Dampf [MJ]	Heizgas [MJ]	Strom [MJ]	Dampf [MJ]	Heizgas [MJ]
Kartoffelstärke [80 Gew.-% TS]	1000	510	0	800	510	0	800
Kartoffelprotein [90 Gew.-% TS]	50	940	13.600	3.190	47	680	160
Konzentrat [47,5 Gew.-% TS]	170	670	990	0	114	168	0
<b>Gesamt</b>	---	---	---	---	<b>671</b>	<b>848</b>	<b>960</b>

Tabelle 6-33: Energieverbrauch bei der Herstellung von 1000 kg Stärke (Kartoffelstärkeproduktion II) [SÜDSTÄRKE 2000; Mengen s. Ableitung im Text]

	Menge [kg Produkt/ Mg Stärke]	Endenergiebedarf/Mg Produkt			Endenergiebedarf/Mg Stärke		
		Strom [MJ]	Dampf [MJ]	Heizgas [MJ]	Strom [MJ]	Dampf [MJ]	Heizgas [MJ]
Kartoffelstärke [80 Gew.-% TS]	1.000	510	0	800	510	0	800
Kartoffelprotein [90 Gew.-% TS]	50	940	13.600	3.190	47	680	160
<b>Gesamt</b>	---	---	---	---	<b>557</b>	<b>680</b>	<b>960</b>

#### 6.1.2.4.6 Kartoffelstärkeproduktion I (Kläranlage) – Prozessbilanz und Allokation

Für diese in den Vergleich einbezogene Verfahrensvariante nehmen wir an, dass etwa zwei Drittel des Fruchtwassers unverdünnt abgetrennt und einer Proteinkoagulation zugeführt werden. Nach Gewinnung einer Proteinfraction wird das proteinreduzierte Fruchtwasser zu einem Konzentrat eingedampft. Dieses Konzentrat stellt wie Protein eines der Produkte der Kartoffelstärkefabrik dar. Da alle mit dem Produktionsprozess verbundenen In- und Outputs entsprechend des Wertes der Produkte zwischen diesen allokiert werden, erfolgen keine weiteren Gutschriften für die Nährstoffe, die in diesem als konzentriertem Flüssigdünger verwendeten Produkt enthalten sind. Die Pülpe als weiteres Nebenprodukt wird nur mechanisch entwässert und an Landwirte als Tierfutter verkauft. Bezüglich der Abwasserbehandlung nehmen wir an, dass das Produktionsabwasser zusammen mit dem Schwemm- und Waschabwasser sowie dem bei der Konzentratherstellung anfallenden Brüdenkondensat einer biologischen Kläranlage zugeleitet wird. Für die Bilanzierung verwenden wir die in den vorhergehenden Ausführungen abgeleiteten Werte. Einen Überblick zur Stoff- und Energiebilanz der Kartoffelstärkeproduktion I gibt die folgende Abbildung.

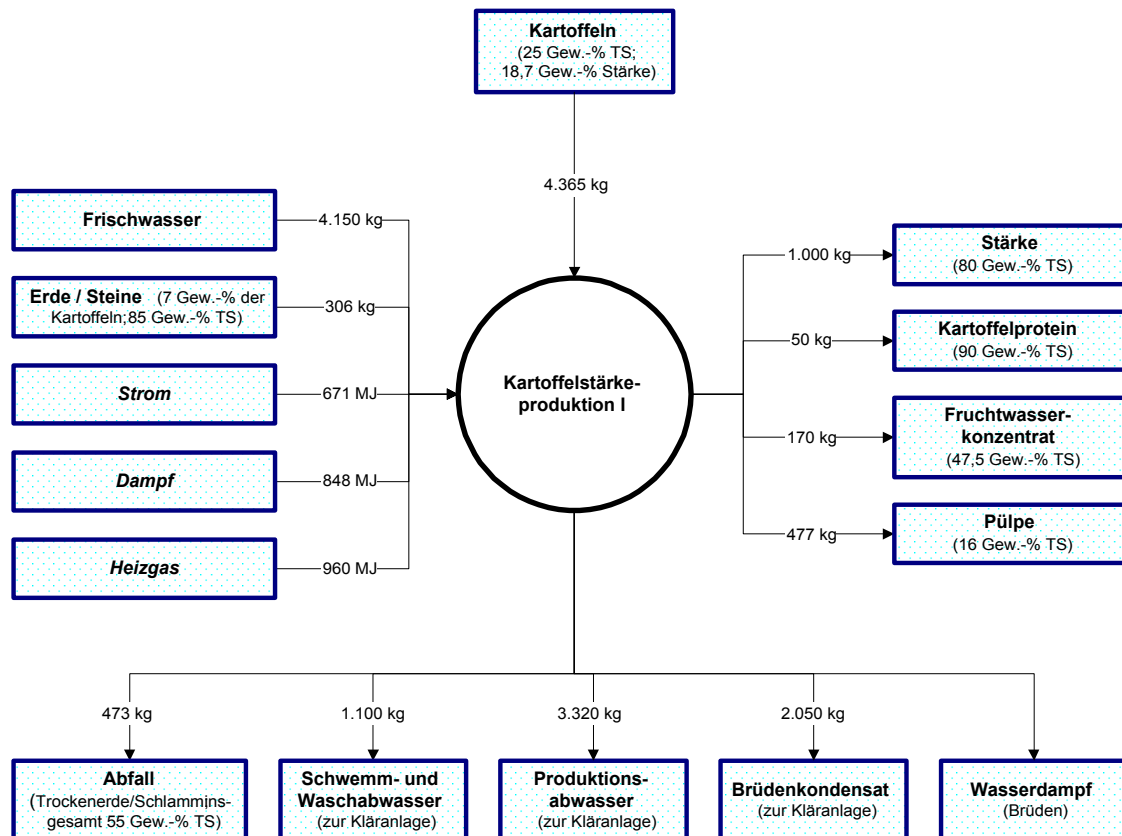


Abbildung 6-6: Input/Output - Diagramm der Kartoffelstärkeproduktion I (s. Ableitung im Text)

Die mit der Stärkeproduktion verbundenen In- und Outputs sind möglichst gerecht auf alle entstehenden Produkte zu verteilen. In der folgenden Tabelle werden aus den Produktmengen und den jeweiligen Preisen die für die Bilanzierung verwendeten wertbezogenen Allokationsfaktoren abgeleitet (Kapitel 5.1.1.2). Zum Vergleich dokumentieren wir dort auch den massenbezogenen Allokationsschlüssel. Die der Produktion von Stärke anzulastenden Anteile ergeben sich über die Multiplikation aller oben abgeleiteter In- und Outputströme der Kartoffelstärkeproduktion mit dem für Stärke errechneten Faktor.

Tabelle 6-34: Kartoffelstärkeproduktion I – Wert und massenbezogener Allokationsschlüssel  
[Preise: EMSLAND-STÄRKE 1999; SÜDSTÄRKE 1999]

	Menge [kg Produkt/ Mg Stärke]	Preise [DM/Mg]	Wert [DM/Mg Stärke]	Allokationsschlüssel	
				Nach Wert	Nach Masse
Kartoffelstärke [80 Gew.-% TS]	1.000	700	700	89,8 %	58,9 %
Kartoffelprotein [90 Gew.-% TS]	50	1.350	67,5	8,7 %	2,9 %
Konzentrat [47,5 Gew.-% TS]	170	25	4,3	0,6 %	10,0 %
Pülpe [16 Gew.-% TS]	477	16	7,6	1,0 %	28,1 %
<b>Gesamt</b>	<b>1.697</b>	<b>---</b>	<b>779,4</b>	<b>100,0 %</b>	<b>100,0 %</b>

#### 6.1.2.4.7 Kartoffelstärkeproduktion II (Abwasserverregnung) - Prozessbilanz

Zusätzlich zur Kartoffelstärkeproduktion I betrachten wir die sogenannte Kartoffelstärkeproduktion II. Die Verfahrenstechnik der beiden Varianten ist weitgehend identisch. Anders als im ersten Fall wird hier jedoch das proteinreduzierte Fruchtwasser nach der Proteinabtrennung mit den anderen Abwasserströmen verschnitten und dann entsprechend der Vorgehensweise der Südstärke GmbH über ein Rohrleitungsnetz verregnet. Der Energiebedarf verringert sich aufgrund des Wegfalls der Eindampfung des proteinreduzierten Fruchtwassers. Weiterhin können bei der Kartoffelernte entzogene Nährstoffe über die Verregnung wieder auf landwirtschaftliche Flächen zurückgeführt und mineralische Düngemittel ersetzt werden. Letzteres wird berücksichtigt, indem die andernfalls mit der Düngemittelproduktion verbundenen In- und Outputströme von den Ergebnissen abgezogen werden. Wie in Kapitel 5.1.2.7 beschrieben, nehmen wir näherungsweise an, dass Nährstoffe im Abwasser die gleiche Nährstoffmenge aus mineralischen Düngemitteln ersetzen. Die mit der Kartoffelstärkeproduktion II verbundenen Stoff- und Energieflüsse, die in den vorausgehenden Kapiteln abgeleitet wurden, sind in der folgenden Abbildung zusammengefasst.

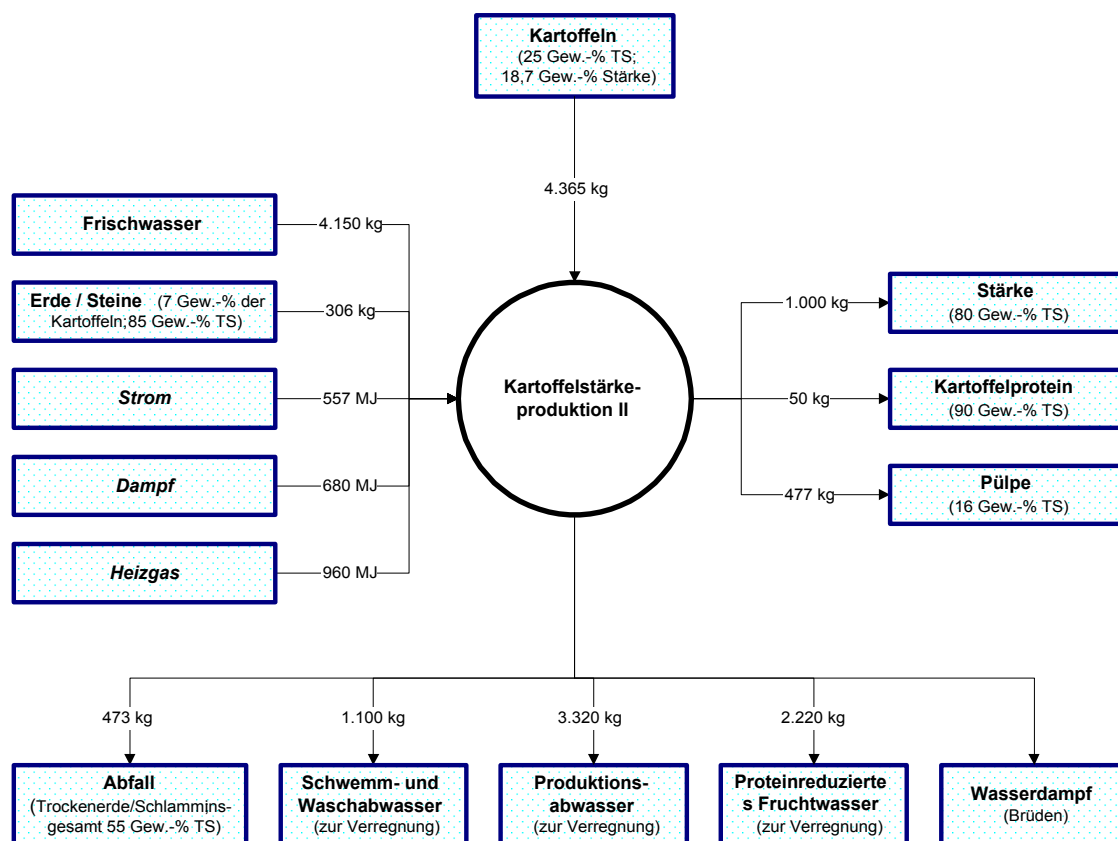


Abbildung 6-7: Input/Output - Diagramm der Kartoffelstärkeproduktion II (s. Ableitung im Text)

Die mit der Stärkeproduktion verbundenen In- und Outputs allokalieren wir analog zum Vorgehen bei der Kartoffelstärkeproduktion I nach dem Wert der Produkte. Zum Vergleich geben wir in der folgenden Tabelle auch den massenbezogenen Allokationsschlüssel an.

Tabelle 6-35: Kartoffelstärkeproduktion II – Wert- und massenbezogener Allokationsschlüssel  
[Preise: EMSLAND-STÄRKE 1999; SÜDSTÄRKE 1999]

	Menge [kg Produkt/ Mg Stärke]	Preise [DM/Mg]	Wert [DM/Mg Stärke]	Allokationsschlüssel	
				Nach Wert	Nach Masse
Kartoffelstärke [80 Gew.-% TS]	1.000	700	700	90,3 %	65,5 %
Kartoffelprotein [90 Gew.-% TS]	50	1.350	67,5	8,7 %	3,3 %
Pülpe [16 Gew.-% TS]	477	16	7,6	1,0 %	31,2 %
<b>Gesamt</b>	<b>1.527</b>	<b>---</b>	<b>775,1</b>	<b>100,0%</b>	<b>100,0 %</b>

### 6.1.2.5 Gewinnung von Weizenstärke

#### 6.1.2.5.1 Allgemeines zur Weizenstärkeproduktion

Während bei Mais, Hirse und Reis das Ganz- bzw. Bruchkorn als Ausgangsmaterial zur Stärkegewinnung dienen, wird für die Weizenstärkeherstellung fast ausschließlich Weizenmehl eingesetzt. Entwicklungen, Stärke aus Weizenkörnern zu gewinnen, haben sich aufgrund von Nachteilen bei der Trennung von Stärke und Weizenkleber bisher nicht durchsetzen können [MEUSER ET AL. 1989, S. 485]. Deshalb modellieren wir entsprechend dem Stand der Technik [ATV 2000] die Weizenstärkegewinnung aus Weizenmehl im Nassverfahren einschließlich der vorweg erforderlichen Trockenvermahlung des Weizens. Die in Deutschland produzierenden Unternehmen sind in Tabelle 6-36 aufgeführt.

Tabelle 6-36: Weizenstärkeproduzenten in Deutschland (1996) [INARO 2000]

Unternehmen	Standort	Land	Verarbeitungs- kapazität	Anteil
Cerestar Deutschland GmbH	Zülpich Barby	Nordrhein-Westfalen Sachsen-Anhalt	400.000 Mg/a (gesamt)	60 %
Pfeifer & Langen	Dormagen	Nordrhein-Westfalen	80.000 Mg/a	12 %
Jäckering Mühlen- und Nähr- mittelwerke GmbH	Hamm	Nordrhein-Westfalen	70.000 Mg/a	10 %
Crespel & Deiters GmbH & Co.	Ibbenbüren	Nordrhein-Westfalen	70.000 Mg/a	10 %
Kröner GmbH & Co. KG	Ibbenbüren	Nordrhein-Westfalen	50.000 Mg/a	8 %

#### 6.1.2.5.2 Verfahrensbeschreibung

Die Hauptziele bei der Weizenstärkeherstellung sind hohe Stärkeausbeuten bei geringem Proteingehalt, hohe Kleberausbeuten mit hohem Proteingehalt und guter Vitalität, geringer Wasserbedarf und niedriger Trockensubstanzgehalt im Abwasser. Bei der Beschreibung der Verfahrenstechnik orientieren wir uns zuerst an den Veröffentlichungen von WITT [1985 u. 1990], der dort einen Überblick über die Technik der Weizenstärkeherstellung

gibt. Ergänzend ziehen wir weitere Veröffentlichungen heran, von denen insbesondere der Entwurf des ATV-Merkblattes 7.2.4 bedeutsam ist [ATV 2000]. In diesem wird der aktuelle Stand der Abwasserreinigung der Stärke-Industrie in Deutschland und in diesem Zusammenhang auch der Stand der Technik der Stärke-Gewinnung in Deutschland dokumentiert. Schematisch ist der Produktionsprozess für Weizenstärke in Abbildung 6-8 dargestellt.

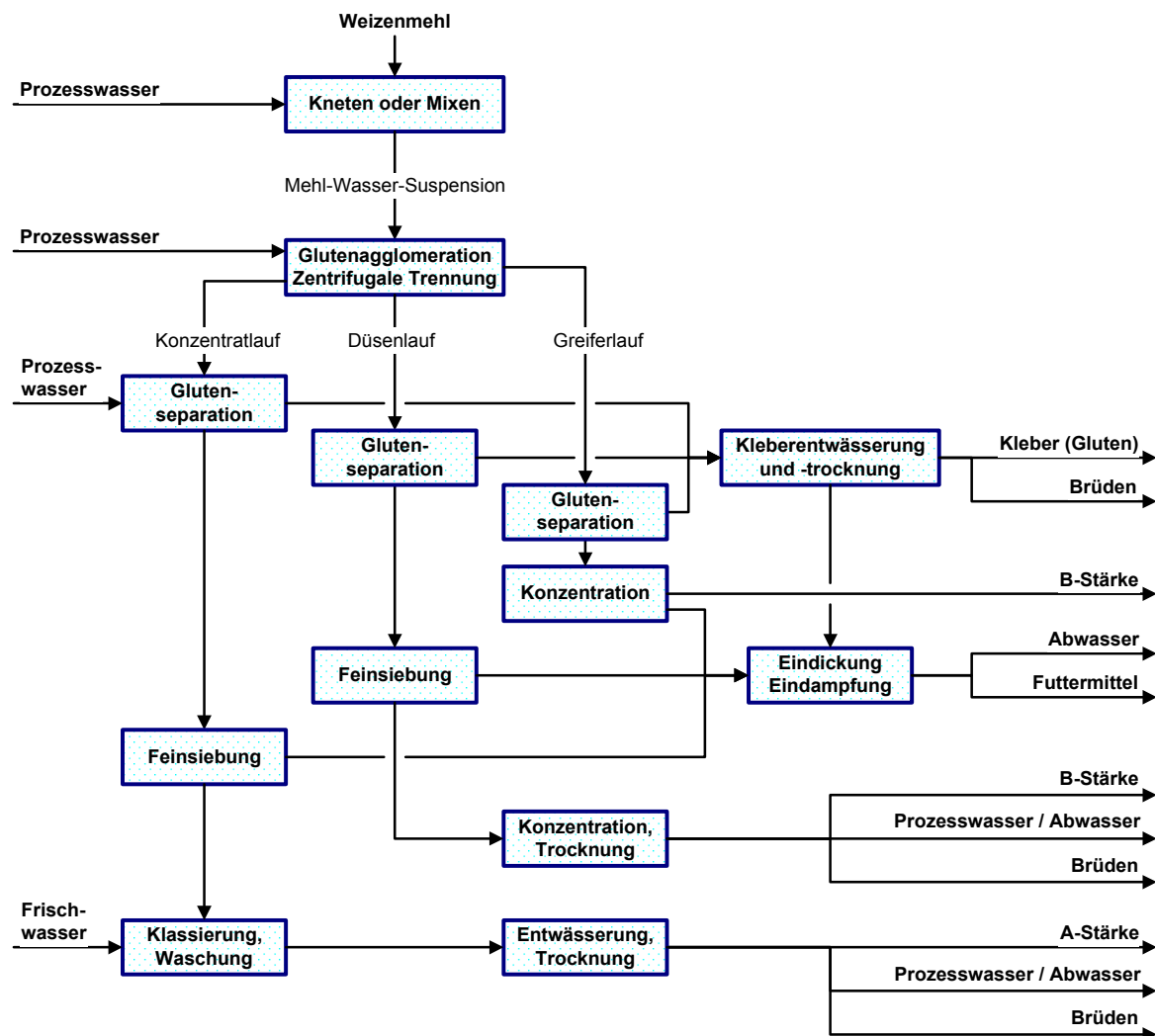


Abbildung 6-8: Stärkegewinnung aus Weizenmehl [in Anlehnung an ATV 2000]

#### 6.1.2.5.3 Vermahlung des Weizens

Das Weizenkorn setzt sich aus Mehlkörper, Keimling, Aleuronzellen und Samenschale zusammen. Die Stärke ist zum überwiegenden Teil im Mehlkörper enthalten. Proteine, die bei der Stärkeproduktion als Kleber abgetrennt werden, finden sich im wesentlichen im Mehlkörper und den Aleuronzellen. Die als Störstoffe der Stärkeproduktion relevanten Pentosane sind vor allem in den Aleuronzellen sowie der Samenschale enthalten. Der Proteingehalt des Mehles und die Klebereigenschaften hängen von der Weizensorte und den Wachstumsbedingungen ab. Mehle für die Weizenstärkegewinnung sollten nicht mehr als



10 Gew.-% beschädigte Stärkekörner enthalten, weil sonst der Anteil an löslichen Substanzen, der bei rund 8 Gew.-% liegt, weiter erhöht wird [TEGGE 1984, S. 128-130].

Ziel der Vermahlung des Weizens zum Zweck der Stärkegewinnung ist die Trennung des Mehlkörpers von den übrigen Bestandteilen. Da diese Trennung nicht vollständig möglich ist, gelangt auch ein Teil der Aleuronzellen in den Mehlkörper. Diese erhöhen aufgrund ihres hohen Proteingehaltes den Glutenanteil [WITT 1990, S. 125 ff.]. Bei der Vermahlung von Weizen werden bevorzugt Walzenstühle eingesetzt, die den Vorteil aufweisen, dass sie gut an unterschiedliche Produktausbeuten und damit auch an die aktuellen Marktverhältnisse angepasst werden können. Für die Stärkegewinnung verwendetes Mehl sollte die in Tabelle 6-37 zusammengestellten Eigenschaften erfüllen.

Tabelle 6-37: Weizenmehl zur Stärkeproduktion – Eigenschaften [MEUSER U. ALTHOFF 1990, S.136]

Inhaltstoff	Gew.-% TS	Inhaltstoff	Gew.-% TS
Wasser	max. 14,0	Fett	max. 1,5
Protein	mind. 11,5	Rohfaser	max. 1,5
Asche	max. 0,812	Stärke	mind. 68,0

Für die Bilanzierung gehen wir davon aus, dass die Weizenmühle am Standort der Stärkefabrik liegt, so dass nur der Transport des Weizens zur Mühle bzw. zur Stärkefabrik modelliert wird (vgl. Kapitel 6.1.2.2). Aufgrund der Prozesscharakteristika der trockenen Vermahlung nehmen wir ferner an, dass über die im Folgenden abgeleitete Massen- und Energiebilanz die relevanten Sachbilanzparameter erfasst werden.

Die Massenbilanz für die Herstellung von Mehl der Type 550 in einer Weizenmühle mit einer Tagesleistung von 50 Mg wird ausgehend von Angaben im MÜHLEN- UND MISCHFUTTERJAHRBUCH 1999 [S. 170 ff.] in Abbildung 6-9 dargestellt. Die Ausbeute für Weizenmehl wird in dieser Literaturquelle mit 78 Gew.-% beziffert. Weiterhin werden dort die Massenanteile der Nebenprodukte Weizengrießkleie, Weizenkleie und Nachmehl, die meist als Futtermittel verwertet werden, sowie an Schwund angegeben. Der elektrische Energiebedarf für die Vermahlung liegt danach bei 158,4 MJ/Mg Mahlerzeugnisse. Weitere Verbraucher wie die Getreideannahme, das Getreidesilo, die Reinigung, das Mehlsilo sowie Sozialeinrichtungen und Werkstätten werden jedoch nicht berücksichtigt.

Für die Energiebilanz der Vermahlung von Weizen verwenden wir deshalb die vollständigeren Angaben in einer Produkt-Ökobilanz der Ludwig Stocker Hopffisterei GmbH [HOPPFISTEREI 1995, S. 12 ff.]. Die dort bilanzierte Hammermühle verarbeitete im Jahr 1992 rund 31.643 Mg Roggen und Weizen zu 25.314 Mg Mehl. Aus den Angaben errechnet sich ein spezifischer Energiebedarf von 296,77 MJ Strom/Mg Getreide. Darüber hinaus wurden in der Mühle 5,67 MJ Heizöl EL pro Mg Getreide eingesetzt. Die Mehlausbeute liegt mit rund 80 Gew.-% in der gleichen Größenordnung wie der für die Ableitung der Massenbilanz verwendete Wert von 78 Gew.-% (s.o.).

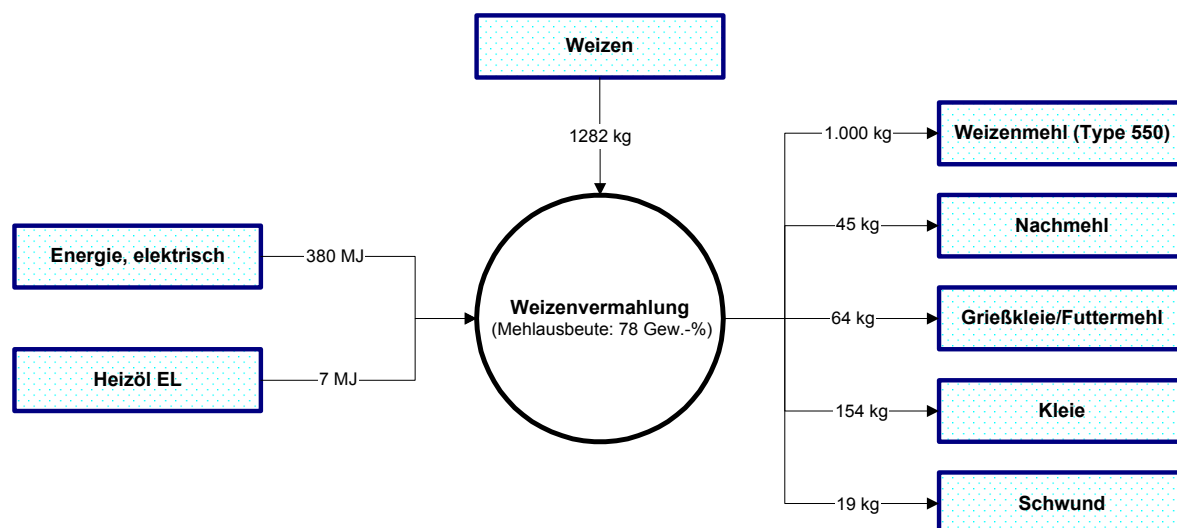


Abbildung 6-9: Massen- und Energiebilanz der Weizenvermahlung [abgeleitet aus MÜHLEN- UND MISCHFUTTERJAHRBUCH 1999, S. 170 ff. und HOPPFISTEREI 1995, S. 12 ff.]

Diese Werte stimmen sehr gut mit einer ausführlichen, jedoch nicht mehr so aktuellen Untersuchung zum Energiebedarf der Herstellung von Weizenmehl überein [MEUSER U. GERMAN 1981a]. Dabei wurde der Energiefluss einer Mühle mit einer Tagesleistung von 450 Mg Getreide - unterteilt in die Verbrauchssektoren Annahme, Reinigung, Mühle, Kleieverarbeitung, Mehlsilo/Verpackung und Umlage (Raumheizung) - untersucht. Der Endenergieverbrauch für die Vermahlung von Weichweizen wurde mit 305 MJ/Mg Getreide ermittelt. Dieser Gesamtbedarf teilte sich auf in einen Strombedarf von 284,66 MJ/Mg Getreide und einen mit Heizöl S gedeckten Wärmebedarf von 20,33 MJ/Mg Getreide.

Da Mühlenbetreiber danach streben, diejenigen Mahlerzeugnisse herzustellen, mit denen auf dem Markt die höchsten Umsätze erzielt werden können, allokieren wir den Energiebedarf bei der Vermahlung nach dem Wert der Produkte (vgl. Tabelle 6-38) und geben zum Vergleich auch hier wieder den massenbezogenen Allokationsschlüssel an..

Tabelle 6-38: Weizenvermahlung - Produktmengen, Preise und Ableitung des Allokationsschlüssels nach Wert bzw. Masse [MÜHLEN- UND MISCHFUTTERJAHRBUCH 1999, S. 170 ff.]

	Menge [kg Produkt/ Mg Stärke]	Preise [DM/Mg]	Wert [DM/Mg Stärke]	Allokationsschlüssel	
				Nach Wert	Nach Masse
Weizenmehl (Type 550)	1.000,0	450	450,0	91,7 %	78,0 %
Nachmehl	44,9	200	9,0	1,8 %	3,5 %
Grießkleie / Futtermehl	64,1	160	10,3	2,1 %	5,0 %
Kleie	153,9	140	21,5	4,4 %	12,0 %
Schwund	19,2	0	0,0	0,0 %	1,5 %
<b>Gesamt</b>	<b>1.282,1</b>		<b>490,8</b>	<b>100,0 %</b>	<b>100,0 %</b>

#### 6.1.2.5.4 Weizenstärkeproduktion

Bei der Bilanzierung gehen wir im Wesentlichen von dem im Entwurf des ATV-Merkblattes 7.2.4 [ATV 2000, S. 23 ff.] beschriebenen Stand der Technik der Weizenstärkegewinnung aus und ergänzen die dort gemachten Angaben um Daten aus anderen Veröffentlichungen und Informationen von Weizenstärkeproduzenten. Weizenstärke wird üblicherweise aus Weizenmehl in einem kontinuierlichen Nassprozess gewonnen. Das aufgrund der Wasserzugabe hydratisierte Eiweiß (Gluten bzw. Kleber) wird mit Homogenisatoren agglomeriert und dann mittels Dekantierzentrifugen oder Hydrozyklonen von der Stärke abgetrennt. Charakteristisch für dieses in der Literatur häufig als Westfalia-Dekanter-Verfahren bezeichnete Verfahren ist die sehr schnelle, nur wenige Sekunden in Anspruch nehmende Abtrennung der Stärke aus einer verdünnten Dispersion. Im älteren Martin-Verfahren hatte dieser Vorgang noch bis zu einer halben Stunde gedauert. Durch die Verfahrensentwicklung konnte in den letzten Jahrzehnten eine weitere Verbesserung der Stärke-Gluten-Trennung sowie eine deutliche Reduzierung der Abwasserströme erreicht werden [WITT 1985]. Die Trockensubstanzausbeute konnte inzwischen auf bis zu maximal 99 Gew.-% gesteigert werden [ATV 2000]. Aufgrund der nassen Verarbeitung kommt auch bei der Weizenstärkegewinnung der Prozesswasserkreislaufführung sowie der Produkttrocknung unter verfahrenstechnischen und energetischen Gesichtspunkten eine besondere Bedeutung zu [WOELK 1992, S. 14 ff.].

Beim Westfalia-Dekanter-Verfahren wird das Weizenmehl mit Wasser im Verhältnis 1:0,9 zu einer homogenen Mischung verarbeitet und mittels einer Pumpe in einen Homogenisator (Hochdruckpumpe) gefördert. Die Mehl-Wasser-Suspension wird dort durch ein Ventil gepresst und dabei auf einen Druck von ca. 50-100 bar gebracht. Hierbei agglomeriert der Kleber. Zusätzlich werden die Stärke und andere Mehlinhaltsstoffe aus der Proteinmatrix herausgelöst [Witt 1990, S. 127 ff.]. Bei der anschließenden zentrifugalen Trennung wird die Suspension in drei Ströme aufgeteilt. Der sogenannte *Konzentratlauf* besteht überwiegend aus A-Stärke mit Beimengungen von Kleie, Gluten und B-Stärke. Die als *Düsenlauf* bezeichnete Fraktion enthält vor allem Gluten und B-Stärke sowie Beimengungen von A-Stärke, Kleie und Pentonsanen. In der dritten Fraktion, dem *Greiferlauf*, finden sich in erster Linie Pentosane und B-Stärke sowie Beimengungen von Gluten, Kleie und der größte Teil der im Mehl befindlichen löslichen Bestandteile. [ATV 2000, S. 23 f.]

Aus jedem dieser Produktströme wird zunächst mittels Siebung das Gluten separiert, mechanisch entwässert und dann getrocknet. Nach der Glutenabtrennung wird über mehrere Raffinationsschritte aus dem mit Prozesswasser verdünnten Konzentratlauf die A-Stärke, aus dem Düsenlauf die B-Stärke gewonnen. Wird Quellstärke produziert, so kann eine aus dem Greiferlauf gewonnene Stärkesuspension mit der aus dem Düsenlauf vermischt werden. Die Stärkesuspensionen werden anschließend entwässert und getrocknet. Teilweise wird die im Greiferlauf enthaltene, auch als C-Stärke bezeichnete Stärke aber ebenso wie Teilmengen des Prozesswassers einzeln oder vermischt als Futtermittel (Getreidepülpe) verwertet.

Das Prozesswasser wird weitgehend im Kreislauf gefahren und beispielsweise bei der Herstellung der Mehl-Wasser-Suspension, bei der Glutenseparation aus dem Konzentratlauf sowie der Glutenagglomeration zugesetzt. Teilmengen des Prozesswassers werden aus dem Prozess ausgeschleust und einer Abwasserbehandlung zugeführt. Die bei einer Eindickung und Eindampfung der Getreidepülpe anfallenden flüssigen Phasen werden eben-

falls als Abwasser einer Abwasserreinigung zugeführt. Der bei der Trocknung entweichende Wasserdampf (Brüden) wird in die Atmosphäre abgeleitet. Frischwasser wird nur zur Raffination der A-Stärke benötigt.

#### 6.1.2.5.5 Stoffströme und Massenbilanz

Die uns vorliegenden Veröffentlichungen zu Massenbilanzen der Weizenstärke-Herstellung zeigen, dass bei den verwendeten Verfahren trotz unterschiedlicher Verfahrenstechnik die Stärkeausbeute in der gleichen Größenordnung von ca. 75 Gew.-% und die Kleberausbeute bei ca. 12 Gew.-% bezogen auf die Mehls-Trockensubstanz liegt [MEUSER U. KÖHLER 1981, S. 53, WITT 1990, S. 139, ATV 2000, S. 23 ff.]. Bei der Modellierung gehen wir von den aktuellen Angaben zur Trockensubstanzausbeute im Entwurf des ATV-Merkblattes zu Abwässern aus der Stärke-Industrie aus [ATV 2000]. Die für die Bilanzierung verwendeten Werte sind in Abbildung 6-10 zusammengestellt, die Herleitung wird nachfolgend dokumentiert. Da wir von mittleren Werten ausgehen und Verluste - beispielsweise über Wasserdampf oder Abfälle - in den relevanten Veröffentlichungen nicht quantifiziert werden, kann die Massenbilanz nicht ausgeglichen sein.

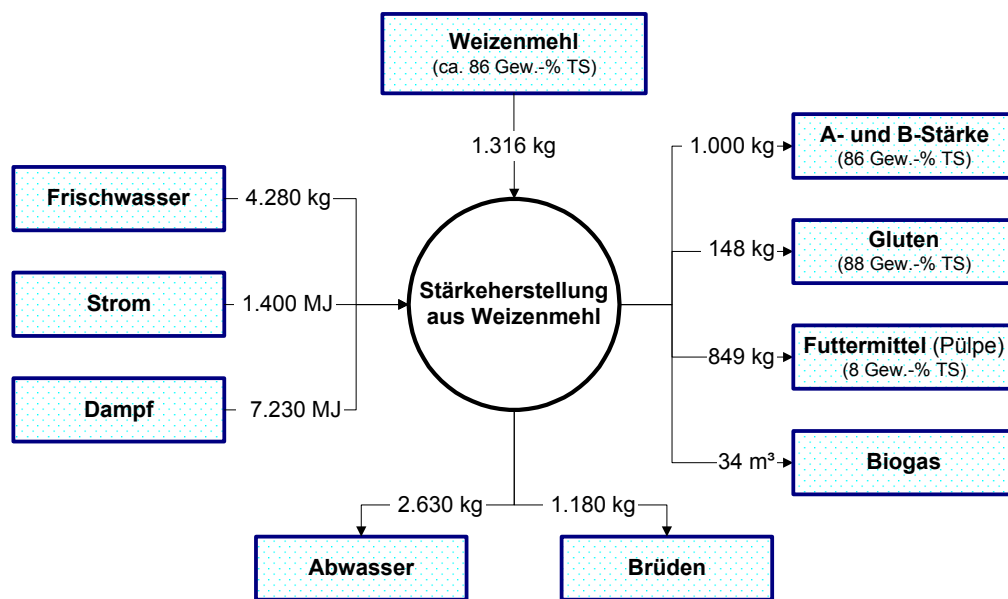


Abbildung 6-10: Input/Output - Diagramm der Weizenstärkeproduktion (Ableitung s. Text)

#### Weizenstärke

Bei der Weizenstärkegewinnung fallen verfahrenstechnisch bedingt immer zwei Stärkefraktionen - A- und B-Stärke - an. Da diese Unterscheidung für die Stärke-Loose-fill-Produktion nicht relevant ist, wird im Folgenden hier nicht weiter differenziert. Die mittlere Stärkeausbeute liegt bezogen auf die Trockensubstanz bei 76 Gew.-% des als Input verwendeten Weizenmehls [ATV 2000, S. 25]. Weizenstärke darf nach der Richtlinie über Stärke und Stärkeerzeugnisse einen maximalen Wassergehalt von 14 Gew.-% aufweisen [WITT 1990, S. 138]. Mit diesem Wert errechnet sich für die Produktion von 1.000 kg Stärke ein Bedarf von 1.316 kg Weizenmehl mit einem Wassergehalt von 14 Gew.-%.

### Weizengluten (Weizenkleber)

Bei der Glutenseparation wird Feuchtkleber mit 30 % TS-Gehalt und einem Proteingehalt der Trockensubstanz von 80 Gew.-% abgesiebt, dann entwässert und getrocknet. Das dabei gewonnene feinkörnige und schuppige Produkt wird als Vitalgluten bezeichnet [ATV 2000, S. 24] und wegen seines hohen Glutamatgehaltes vorwiegend in der Suppenwürzmittel-Industrie verarbeitet. Nach FENNER [1980, S. 135] wird der Weizenkleber auf einen Endwassergehalt von 12 Gew.-% getrocknet. Die genannten Werte für Protein und Endwassergehalt entsprechen auch den Anforderungen an Weizenkleber in der Richtlinie für Stärke und Stärkeerzeugnisse [MEUSER U. ALTHOFF 1990, S. 138], so dass wir im Weiteren von diesen ausgehen. Im Weizengluten finden sich im Mittel 11,5 Gew.-% der Trockensubstanz des Weizenmehls. Damit werden je 1000 kg Stärke rund 148 kg Weizengluten (12 Gew.-% Wasser) produziert.

### Futtermittel (Weizenpülpe)

Ausgehend von den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten sowie der Entwicklung der Verfahrenstechnik in den letzten Jahrzehnten unterscheiden sich Weizenstärkefabriken hinsichtlich der Futtermittelproduktion deutlich. Zum Einen werden unterschiedliche Fraktionen in die Herstellung einbezogen, zum Anderen gibt es insbesondere in den Wassergehalten, die von 12 bis über 95 Gew.-% reichen, deutliche Unterschiede [ATV 2000, S. 23 ff.; FENNER 1980, S. 135]. Üblicherweise trifft jedoch zu, dass sich im Futtermittel insbesondere die Inhaltsstoffe aus dem Greiferlauf sowie Teilmengen des Prozesswassers – teilweise nach Eindickung oder Eindampfung – wiederfinden. Die ATV [2000, S. 25] gibt an, dass rund 3 – 9 Gew.-% der im Weizenmehl enthaltenen Trockensubstanz ins Futtermittel gelangen. Für die Bilanzierung gehen wir von 6 Gew.-% aus und nehmen ferner an, dass das Futtermittel in flüssiger Form mit einem Trockensubstanzgehalt von 8 Gew.-% an Schweinemastbetriebe abgegeben wird. Damit ergibt sich eine Futtermittelmenge von 68 kg Trockensubstanz bzw. 849 kg Feuchtgewicht je 1.000 kg Stärke.

### Hilfsstoffe

Als Hilfsstoffe werden bei der Weizenstärkegewinnung Entschäumer, Natronlauge und Soda eingesetzt [ATV 2000, S. 20]. Hinzu kommen noch weitere für viele Industriebetriebe allgemein übliche Betriebs- und Hilfsstoffe. Für diese Stoffe sind keine Mengenangaben veröffentlicht. Aufgrund der uns vorliegenden Informationen gehen wir jedoch davon aus, dass die entsprechenden Mengen deutlich unterhalb der Detailgrenze liegen und die eingesetzten Stoffe keine besonders hohe Umweltrelevanz aufweisen, so dass eine Berücksichtigung zu keinen relevanten Veränderungen bei den Ergebnissen führen dürfte.

### Abwasser aus der Weizenstärkeproduktion

Im aktuellen Entwurf des ATV-Merkblattes *Abwasser der Stärke-Industrie* werden ein Frischwasserbedarf von 2,5 – 4 m<sup>3</sup>/Mg Mehl und eine Abwassermenge von 1,5 – 2,5 m<sup>3</sup>/Mg Mehl genannt. Darüber hinaus entweichen aus der Produkttrocknung zwischen 0,8 und 1,0 m<sup>3</sup> Wasser/Mg Mehl als Wasserdampf (Brüden) [ATV 2000, S. 23 ff. u. 31 ff.]. Bei einer Stärkeausbeute von 76 Gew.-% Stärke errechnet sich für die Produktion einer Tonne Stärke ein mittlerer Frischwasserbedarf von 4,28 m<sup>3</sup>, eine mittlere Abwassermenge

von 2,63 m<sup>3</sup> und eine Abgabe von 1,18 m<sup>3</sup> Wasser als Brüden. Die Bilanzierung wird mit diesen Werten durchgeführt. Die Umrechnung in kg erfolgt mit einer Dichte von 1 kg/m<sup>3</sup>.

Bei der Abwasserbehandlung treten standortabhängig und beeinflusst durch die sich regional bietenden Vertriebs- und Entsorgungsmöglichkeiten große Schwankungen auf. So kann das bei der Weizenstärkeproduktion anfallende Abwasser bei der Futtermittelproduktion Verwendung finden, als landwirtschaftlicher Dünger verwertet werden oder einer Abwasserreinigung – gegebenenfalls mit energetischer Nutzung des über anaerobe Behandlung erzeugten Biogases – zugeleitet werden. [ATV 2000, S. 23 ff.]. Im Entwurf des ATV-Merkblattes wird die Anaerob-Aerob-Abwasserbehandlungsanlage der Weizenstärkefabrik Hermann Kröner mit Betriebsdaten beschrieben. In dieser Anlage wird das gesamte Produktionsabwasser vorbehandelt und anschließend in eine kommunalen Kläranlage eingeleitet [ATV 2000, S. 63 ff.]. Da diese Beschreibung aktuell, praxisrelevant und verglichen mit sonstigen vorliegenden Veröffentlichungen sehr umfassend ist, verwenden wir diese Daten zusammen mit weiteren Angaben im ATV-Bericht für die Modellierung.

Im Durchschnitt weist unbehandeltes Produktionsabwasser einer Weizenstärkefabrik die in Tabelle 6-39 aufgeführten mittleren Kennwerte auf. In der Anaerob-Aerob-Anlage der Fa. Kröner wurde 1998 Abwasser mit in der gleichen Größenordnung liegenden Belastungen gereinigt. Im anaeroben Methanreaktor wurden dabei 0,52 m<sup>3</sup> Biogas je kg abgebautem CSB gebildet. Mit einem spezifischen anaeroben CSB-Abbau von 24,51 kg/m<sup>3</sup> Abwasser ergibt sich eine spezifische Biogasbildung von 12,75 m<sup>3</sup> Biogas/m<sup>3</sup> Abwasser. Bei 2.630 l Abwasser je Mg Stärke entstehen so rund 34 m<sup>3</sup> Biogas/Mg Stärke.

Wir nehmen an, dass sich dieses Biogas zu 60 Vol.-% aus CH<sub>4</sub> und zu 40 Vol.-% aus CO<sub>2</sub> zusammensetzt, einen Heizwert von 21,6 MJ/m<sup>3</sup> aufweist und energetisch in einem BHKW mit den in Kapitel 6.5.6.1 beschriebenen Kenngrößen verwertet wird. Weiterhin gehen wir davon aus, dass Strom und Wärme aus dem BHKW zur Deckung des Energiebedarfes der Abwasserbehandlung genutzt werden und ein Überschuss an weitere Verbraucher abgegeben wird und somit die Systemgrenzen als Nutzen verlässt. Für den Eigenverbrauch setzen wir näherungsweise einen Verbrauch von 15 Gew.-% des Biogases an, den wir aus den Ergebnissen einer Untersuchung der im Jahr 1998 größten Biogasanlage in Deutschland [WINKELMANN ET AL. 1998, S. 14] ableiten. In der Biogasanlage Wittmund wurden jährlich rund 100.000 Mg Gülle sowie bis zu 30.000 Mg organische, zum Teil ebenfalls flüssige Industrieabfälle behandelt. Aufgrund der überwiegenden Verarbeitung von Flüssigkeiten dürfte dieser Wert zumindest näherungsweise auch für die anaerob-aerobe Behandlung des Abwassers der Weizenstärke zutreffen. Damit würden je Mg Stärke rund 5 m<sup>3</sup> Biogas für die Eigenversorgung benötigt; die restlichen 29 m<sup>3</sup> Biogas können für die Endenergieversorgung externer Abnehmer verwendet werden.

Anschließend wird das Abwasser betriebsintern aerob nachbehandelt. Dabei anfallender Klärschlamm wird wieder in die Anaerobanlage zur Mineralisierung zurückgeführt. Nur Klärschlamm mit einem Gehalt von rund 3 – 5 Gew.-% des zugeführten Kohlenstoffs [GLEIXNER 1999] wird auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verwertet. Das Abwasser wird nach der aeroben Stufe einer externen kommunalen Kläranlage zugeführt [KRÖNER 2000]. Diese letzte Reinigungsstufe vor der Einleitung in den Vorfluter wird mit der in Kapitel 6.5.8 beschriebenen Kläranlage modelliert. Als Zulaufwerte für die kommunale Kläranlage verwenden wir die in Tabelle 6-39 aufgeführten Ablaufwerte. Wie in Kapitel 5.1.2.8

begründet wird die Klärschlamm-Verwertung sowohl bei der betriebsinternen als auch bei der kommunalen Abwasserreinigung nicht im System modelliert.

Tabelle 6-39: Kennwerte des Produktionsabwassers aus der Weizenstärkeproduktion

Parameter	Einheit	Unbehandeltes Produktionsabwasser	Ablauf zur kommunalen Kläranlage nach anaerober und aerober Behandlung
CSB	mg/l	27.500	1.573
BSB <sub>5</sub>	mg/l	23.500	470
N <sub>Gesamt</sub>	mg/l	1.000	310
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	65	200
P <sub>Gesamt</sub>	mg/l	200	67
		Mittlere Werte nach ATV 2000, S. 32; ergänzt [KRÖNER 2000]	Ablaufwerte 1998 [ATV 2000, S. 65; KRÖNER 2000]

#### 6.1.2.5.6 Energiebilanz

Zur Energiebilanz der Weizenstärkeherstellung liegen uns Angaben verschiedener Autoren vor. Während WOELK [1992, S. 14 ff.] in einem Teilbericht zur Technikfolgenabschätzung Nachwachsende Rohstoffe aus nicht näher belegten Spannweiten den Energieverbrauch einer fortschrittlichen Weizenstärkeproduktion ableitet, beziehen sich die Angaben von WITT [1990, S. 127 ff.] auf das Westfalia-Dekanter-Verfahren, die Untersuchung von MEUSER UND KÖHLER [1981, S.53] sowie die sehr detaillierte, jedoch ebenfalls ältere Zusammenstellung von FENNER [1980, S. 135] auf das weiterentwickelte Martin-Verfahren. Der aktuelle Entwurf des ATV-Merkblattes zu Abwässern aus der Stärkeindustrie [ATV 2000] enthält leider keine Angaben zum Energiebedarf. Auch wenn wir mit dieser Datlage nicht zufrieden sind, leiten wir daraus die für die Bilanzierung erforderlichen energiebezogenen Sachbilanzdaten ab.

Unter der Annahme, dass die A-Stärketrocknung den gleichen spezifischen Dampfverbrauch wie die Trocknung der B-Stärke hat, ergibt sich aus den Angaben von FENNER [1980, S. 135] ein Dampfbedarf von 3.904 MJ/Mg Weizen. Bei einer Stärkeausbeute von 54 Gew.-% Stärke pro Mg Weizen liegt der Dampfbedarf bei 7.230 MJ/Mg Stärke. Darin enthalten sind die Verbräuche für die Stärkegewinnung und Trocknung bis auf einen Endwassergehalt von 12 Gew.-% sowie die Trocknung von Kleber auf einen Endwassergehalt von 14 Gew.-%. Herausgerechnet haben wir den Dampfbedarf für die Abwasser-eindampfung und die Fasertrocknung. Der Strombedarf liegt bei 756 MJ/Mg Weizen bzw. bei 1.400 MJ/Mg Stärke. Diese Daten verwenden wir für die Modellierung. Gegen-gerechnet wird die Erzeugung von Strom und Wärme aus dem bei der anaerob-aeroben Behandlung gewonnenen Biogas (s.o.).

Diese Energiewerte liegen in der gleichen Größenordnung wie die Angaben von WOELK [1992, S. 19 ff.]. Produktbezogen geht dieser für optimierte Anlagen von 3.000 MJ/Mg Stärke und 40.000 MJ/Mg Weizengluten aus. Bei einer Produktion von 148 kg Weizengluten je 1000 kg Stärke (vgl. Abbildung 6-10) ergibt sich ein Energiebedarf der Anlage von 8.920 MJ/Mg Stärke. Da Woelk jedoch nicht zwischen den Endenergieträgern Strom,

Dampf und Heizgas differenziert und darüber hinaus die Datenherkunft nicht belegt ist, gehen wir von den oben nach FENNER [1980] abgeleiteten Werten aus.

#### 6.1.2.5.7 Allokation

Da für die Loose-fill-Produktion nur der Stärke-Output relevant ist, sind die mit dessen Produktion verbundenen Massen- und Energieflüsse auf alle Produkte des Prozesses zu allokieren. Für die Ermittlung des in Tabelle 6-40 aufgeführten wertbezogenen Allokationsschlüssels wurde neben den oben abgeleiteten Mengen mittlere Preise verwendet. Zum Vergleich ist in der Tabelle auch der massenbezogene Allokationsschlüssel aufgeführt.

Tabelle 6-40: Weizenstärkeproduktion – Wert- und massenbezogener Allokationsschlüssel [Preise nach CERESTAR 1999; CRESPEL & DEITERS 1999; KRÖNER 1999 u. 2000; PFEIFFER & LANGEN 1999]

	Menge [kg Produkt/ Mg Stärke]	Preise [DM/Mg]	Wert [DM/Mg Stärke]	Allokationsschlüssel	
				Nach Wert	Nach Masse
A- und B-Stärke	1.000	650	650	70,4 %	50,1 %
Weizenkleber	148	1.800	266	28,9 %	7,4 %
Weizenpülpe	849	8	7	0,7 %	42,5 %
<b>Gesamt</b>	<b>1.997</b>		<b>923</b>	<b>100,0 %</b>	<b>100,0 %</b>
* 9,50 DM/100 kg TS bei einer Spannbreite von 7 – 12 DM/100 kg TS in Abhängigkeit vom TS-Gehalt					

### 6.1.3 Produktion von Maisgrieß

Bei der Produktion von Loose-fill-Packmitteln aus Maisstärke wird aus Kostengründen ein Teil der erforderlichen Stärke durch Maisgrieß substituiert. Aufgrund eines Massenanteils von ca. 6 Gew.-% ist die Herstellung von Maisgrieß zu bilanzieren. Im Folgenden wird dessen Herstellung beschrieben und die Sachbilanzdaten abgeleitet.

Grieß bezeichnet die beim Mahlen des Getreides entstandenen und von staubförmigen Mehlpartikeln befreiten Bruchstücke des Getreidekorns in einer Größenordnung von 0.25 bis 1 mm. Größere Getreidepartikel werden auch mit Grits oder Grütze bezeichnet. Im feineren Bereich schließt sich zunächst der Dunst und dann das Mehl an. Maisgrieß wird nur aus entkeimtem Mais hergestellt, da der sonst hohe Fettgehalt die weitere Verarbeitung und Lagerqualität beeinträchtigt. Je nach Verarbeitungsziel werden hinsichtlich des Fettgehalts und der Körnung der verschiedenen Maisgrießarten verschiedene Forderungen gestellt. [TÄUFEL ET AL. 1993]

Zur Maisgrießproduktion wird der getrocknete Mais von einem landwirtschaftlichen Zwischenlager zur Mühle transportiert (vgl. Tabelle 6-41). Die Herstellung beginnt analog der Maisstärkegewinnung mit der Reinigung durch Sieben, die Entfernung von Steinen mit Steinauslesern und von Eisen mit Magneten sowie durch Sichten mittels Durchblasen von Luft. Anschließend erfolgt das Netzen. Dabei wird zur Einleitung einer Quellung Wasser zugegeben, wodurch der Wassergehalt des Mais von 14 - 15 Gew.-% auf 18.5 – 19 Gew.-% erhöht wird. Das Netzen erfolgt in drei Schritten, die Abstezeit beträgt 12 bis 18 Stunden.



Tabelle 6-41: Parameter für den Transport von Mais zur Mühle

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
Mais zur Mühle	100 km	20,5 Mg	100 %	50 %	50 %	30 %	20 %

Zur anschließenden Entkeimung wird der Mais schonend zerkleinert. Nach Trennung der Keime von der Grütze wird diese in mehrere unterschiedliche Fraktionen gesiebt. Diese durchlaufen wiederum mehrere Mahlvorgänge. Jede dieser Passagen beinhaltet den Durchgang durch einen Walzenstuhl und ein Sieb. Nach dem Trocknen liegen die unterschiedlichen Fraktionen in weiterverarbeitbarer Form vor.

Für die Modellierung werden die auf den Angaben eines Herstellers für Maisgrieß [NORDGETREIDE 1999B] beruhenden Stoff- und Energieflüsse, die in Abbildung 6-11 dargestellt sind, verwendet. Zur Erzeugung thermischer Energie werden je Tonne Maisgrieß 18,15 kg Erdgas benötigt. Geht man von einem Heizwert von 45 MJ/kg und einem Nutzungsgrad eines üblichen Kessels von 85 % aus, so ergibt sich ein Bedarf an thermischer Energie von 694 MJ/Mg Maisgrieß. Das zur Quellung zugesetzte Wasser entweicht bei der Trocknung als Wasserdampf. Abwasser entsteht nicht.

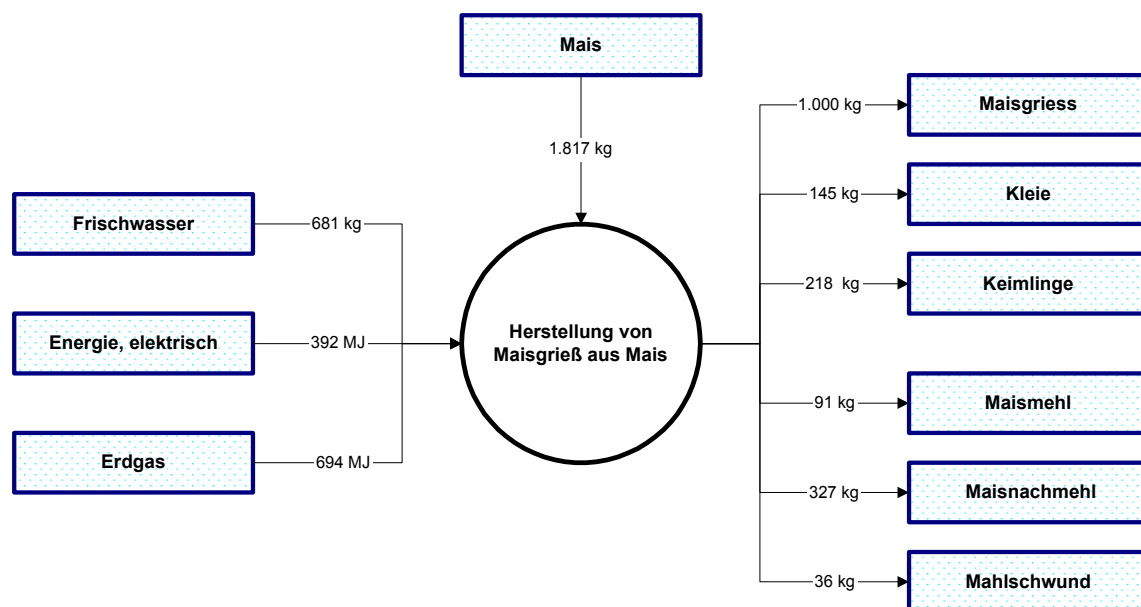


Abbildung 6-11: Input-/Output-Diagramm der Maisgrieß-Produktion [nach NORDGETREIDE 1999B]

Da es sich auch bei der Herstellung von Maisgrieß um einen Multi-Output-Prozess handelt, sind die Aufwendungen zwischen den verschiedenen Produkten aufzuteilen. Die Zurechnung auf den gewünschten Output Maisgrieß erfolgt anhand eines Allokationsschlüssel, der sich aus Menge und Preis der Produkte ergibt. Die Ableitung des Allokationsschlüssels ist in der folgenden Tabelle dargestellt. Zum Vergleich wird auch der massenbezogene Allokationsschlüssel angegeben.

Tabelle 6-42: Produktion von Maisgrieß - Produktmengen, Preise und Ableitung des Allokationsschlüssels nach Wert bzw. Masse [Preise: NORDGETREIDE 1999B]

	Menge [kg Produkt/ Mg Maisgrieß]	Preise [DM/Mg]	Wert [DM/Mg Mais- grieß]	Allokationsschlüssel	
				Nach Wert	Nach Masse
Maisgrieß	1.000	500,00	500,00	89,04%	56,15%
Kleie	145	22,50	3,30	0,58%	8,14%
Keimlinge	218	25,00	5,40	0,97%	12,24%
Maismehl	91	500,00	45,50	8,10%	5,11%
Nachmehl	327	22,50	7,40	1,31%	18,36%
<b>Gesamt</b>	<b>1.781</b>	<b>---</b>	<b>561,60</b>	<b>100,00%</b>	<b>100,00%</b>

## 6.2 Herstellung der fossilen Rohstoffe

### 6.2.1 Polystyrol

#### 6.2.1.1 Polystyrol: Produktion, Verarbeitung, Beseitigung und Marktmix

Nachfolgend werden grundlegende Mengenangaben zur Produktion, Verarbeitung und Beseitigung von Polystyrol (PS) und expandiertem Polystyrol (EPS) abgeleitet, die immer wieder für die Modellierung der in den anschließenden Kapiteln beschriebenen Primär- und Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung benötigt werden. Bei der Bearbeitung hat sich gezeigt, dass die Datenlage unseren Ansprüchen nur begrenzt genügt und auch Widersprüche zwischen verschiedenen Quellen bestehen. Für die Durchführung der Ökobilanz und die Auswertung der Ergebnisse sind jedoch eindeutige Bezugsgrößen erforderlich. Deshalb beziehen wir uns bei der Ableitung der in Abbildung 6-12 dokumentierten und den weiteren Ausführungen zugrunde liegenden Werte auf die unseres Ermessen verlässlichsten Quellen.

In dem vom Verband der Kunststoffherzeugenden Industrie veröffentlichten Bericht der Consultic Marketing & Industrieberatung GmbH (Consultic-Studie) zu den Produktions- und Verbrauchsdaten für Kunststoffe in Deutschland im Jahr 1997 wird von einer PS-/EPS-Produktionsmenge von 785.000 Mg im Jahr 1997 ausgegangen [CONSULTIC 1998, S. 16]. In einer anderen Zusammenstellung des VKE zu den Wirtschaftsdaten der Kunststoffindustrie wird die amtliche Statistik zitiert. Danach belief sich die PS-Produktionsmenge in Deutschland im Jahr 1997 auf rund 1,25 Mio. Mg [VKE 1998]. Dieser Wert bezieht sich auf die gesamte Gruppe der Polymere des Styrols - inklusive ABS und SAN - [VKE 1999], die Consultic-Studie dagegen nur auf PS und EPS [CONSULTIC 1998]. Deshalb verwenden wir im Weiteren die von Consultic erhobenen Daten.

Danach lag die Verarbeitungsmenge 1997 im Inland bei 655.000 Mg Primär- und Sekundär-Polystyrol. 23,8 Gew.-% wurden im Verpackungsbereich, 36,6 Gew.-% im Baubereich, 0,3 Gew.-% in der Fahrzeugindustrie, 18,5 Gew.-% im Elektro-/Elektronikbereich und 20,8 Gew.-% in anderen Bereichen eingesetzt [CONSULTIC 1998, S. 16 ff.]. Zu rund 60 Gew.-% handelt es sich dabei um langlebige Anwendungen, zu

25 Gew.-% um kurzlebige [CONSULTIC 1998, S. 45]. Die Abfallmenge belief sich 1997 auf 192.200 Mg PS-/EPS-Abfälle. Letztere setzte sich aus 140.200 Mg (72,9 Gew.-%) Abfällen zur Verwertung und 52.000 Mg (27,1 Gew.-%) Abfällen zur Beseitigung zusammen [CONSULTIC 1998].

Nach der Consultic-Studie [CONSULTIC 1998] wird Sekundär-Polystyrol vor allem aus Produktionsabfällen sowie nachrangig aus Altprodukten, DSD-Abfällen und sonstigen Verpackungen hergestellt. Die von den Verwertungsunternehmen gemeldeten Sekundär-Polystyrol-Produktionsmengen liegen jedoch deutlich unter den an anderer Stelle dokumentierten Angaben zum Aufkommen an PS-/EPS-Abfällen zur Verwertung. Dies dürfte zum Einen auf die unterschiedlichen Befragtenkreise, zum Anderen auf die schwer greifbare interne Verwertung von Produktionsabfällen zurückzuführen sein. So wird die Gesamtmenge an intern und extern verwerteten Produktionsabfällen mit 106.100 Mg angegeben, die aus Produktionsabfällen gewonnene Sekundär-Polystyrol-Menge dagegen nur mit 39.300 Mg beziffert [CONSULTIC 1998]. Angesichts dieser Differenzen sowie der Datenherkunft nehmen wir an, dass die zweite Angabe am ehesten der Menge entspricht, die tatsächlich in den Polystyrol-Markt gelangt und verwenden diese deshalb bei der Ableitung des Polystyrol-Marktmixes (vgl. Abbildung 6-12). Weitere 6.700 Mg Sekundär-Polystyrol resultieren aus nicht näher spezifizierten Sammlungen im Verpackungsbereich (3.000 Mg) sowie aus Gebrauchs- und Investitionsgütern (3.700 Mg). Zudem wird Sekundär-Polystyrol aus den DSD-Fractionen *EPS* (saubere, weiße, mindestens faustgroße EPS-Stücke) und *Becher* (Becher aus unterschiedlichen Kunststoffen) gewonnen. Nach Angaben der DKR<sup>1</sup> hatten diese beiden Fraktionen 1997 jeweils einen Gewichtsanteil von rund 1 % (5.500 Mg) an den verwerteten Kunststoffen [DKR 1998, S. 22 u. Titelseite; DKR 1999]. Die Zusammensetzung der Becherfraktion dürfte derjenigen der in der Mischkunststofffraktion verbliebenen Becher – etwa zur Hälfte Polypropylen und Polystyrol – entsprechen [APME 1995, S. 8]; damit ergibt sich eine zusätzliche maximale Sekundär-Polystyrolmenge von 1,5 Gew.-% (8.251 Mg) der durch das DSD verwerteten Kunststoffverpackungen. Da diese Menge, von der wir ausgehen, über den in der Consultic-Studie angegebenen 6.700 Mg liegt [CONSULTIC 1998, S. 39], erhöht sich die von Consultic berechnete Gesamtmenge von 52.700 Mg Sekundär-Polystyrol um 1.551 Mg auf 54.251 Mg [CONSULTIC 1998].

#### Marktmix aus Primär- und Sekundär-Polystyrol

Im Zusammenhang mit der Verwendung von Sekundär-Polystyrol im untersuchten Produktsystem bzw. der Bereitstellung von Sekundär-Polystyrol für nachfolgende Produktsysteme und der damit einhergehenden Modellierung von Äquivalenzsystemen sind immer wieder Angaben zum sogenannten Marktmix – d.h. den Gewichtsanteilen von Sekundär- und Primär-Polystyrol am bundesdeutschen Polystyrol-Markt – erforderlich. Wir gehen dabei von der gesamten Polystyrol-Verarbeitungsmenge in Deutschland im Jahr 1997 aus und nehmen ferner an, dass die oben ermittelte Produktionsmenge von insgesamt 54.251 Mg Sekundär-Polystyrol im Jahr 1997 vollständig in den Mengenangaben zur Polystyrolverarbeitung enthalten ist. Weiterhin unterstellen wir, dass intern aufbereitete

---

<sup>1</sup> Die Angaben zur Kunststoffverwertung im Rahmen des DSD in Consultic [1997, S. 41] liegen um wenige Gewichtsprozent über den Angaben der DKR in deren Geschäftsbericht für das Jahr 1997 [DKR 1998, Titelseite]. Bei der Abschätzung der PS-Mengen verwenden wir deshalb die Mengenangaben der DKR.

und verwertete PS-Produktionsabfälle nicht als verarbeitete Polystyrol-Mengen erfasst wurden, zudem nicht in den Polystyrol-Markt gelangen und deshalb für die Ableitung des Marktmixes nicht relevant sind. Ausgehend von einer Verarbeitungsmenge von 655.000 Mg Primär- und Sekundär-Polystyrol ergibt sich folglich ein Verhältnis von 91,7 zu 8,3 zwischen Primär- und Sekundär-Polystyrol (vgl. Abbildung 6-12). Die Sachbilanzdaten der Primär-Polystyrol-Produktion werden in Kapitel 6.2.1.2, die einer durchschnittlichen Sekundär-Polystyrol-Produktion in Kapitel 6.2.1.3.9 abgeleitet.

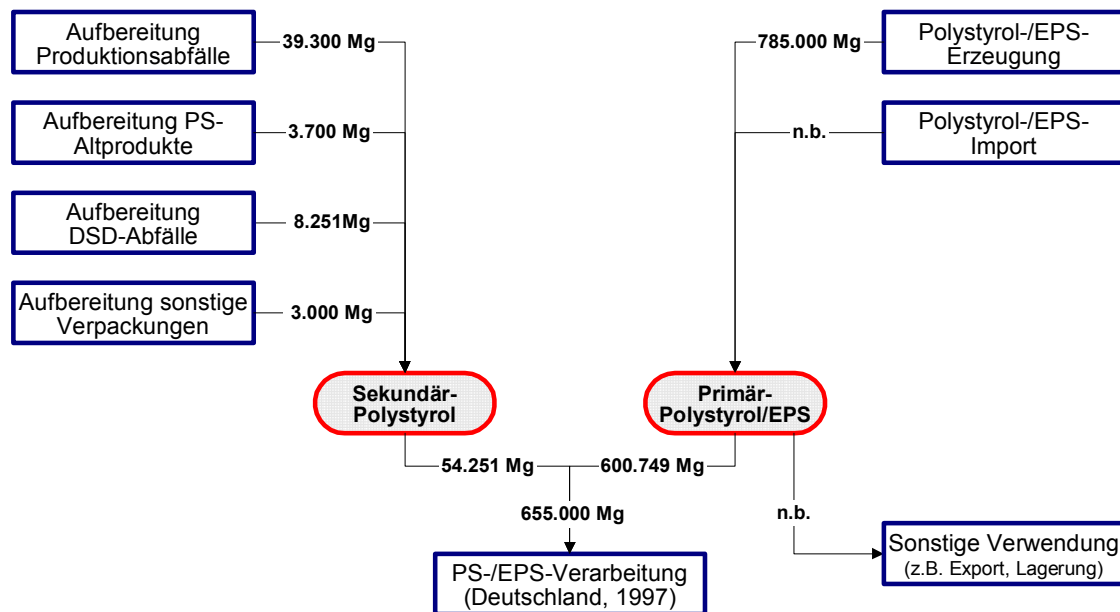


Abbildung 6-12: Polystyrol-Markt im Jahr 1997 in Deutschland (Marktmix) [Ableitung s. Text]

### 6.2.1.2 Produktion von Primär-Polystyrol

Polystyrol ist ein sehr vielseitiges Polymer, das in zahlreichen Bereichen eingesetzt wird. Für die Herstellung von Expandiertem Polystyrol (EPS) ist die *Crystal* bzw. *General purpose*-Variante des Polystyrols (GPPS) von Bedeutung. Diese ist glasklar, hart, spröde und nur geringfügig mit Additiven versetzt. Die Herstellung von Primär-Polystyrol erfolgt über die radikalische Polymerisation von Styrol, dem Monomer des Polystyrols. Das dazu benötigte Styrol ( $C_8H_8$ ) wird unter Einsatz eines Katalysators (Eisen) aus Ethylbenzol ( $C_6H_5-C_2H_5$ ) hergestellt, Ethylbenzol wiederum aus den Ausgangsstoffen Benzol und Ethen ebenfalls katalytisch (mit  $AlCl_3$  oder Kieselgel) unter Druck gewonnen. Da die Produktion von Polystyrol auf Zwischenprodukten basiert, die aus petrochemischen Rohstoffen gewonnen werden, erstreckt sich der gesamte Produktionsprozess von der Erdöl- bzw. Erdgas-Exploration, der Extraktion und Aufbereitung über die Raffinerie bis hin zur Polymerisation (vgl. Abbildung 6-13). Dabei wird durch atmosphärische Destillation bei Normaldruck und Temperaturen von 350 bis 370°C aus Rohöl neben anderen Mineralölprodukten Naphta hergestellt. Anschließend werden mittels Steam-Cracken die langkettigen gesättigten Kohlenwasserstoffe des Naphta in niedermolekulare Verbindungen wie Butan ( $C_4H_{10}$ ), Benzol (in kleinen Mengen) und Ethen ( $C_2H_4$ ) aufgespalten. Ebenso werden aus Erdgas durch Cracken Ethen, Propen, Butan und andere Produkte gewonnen.

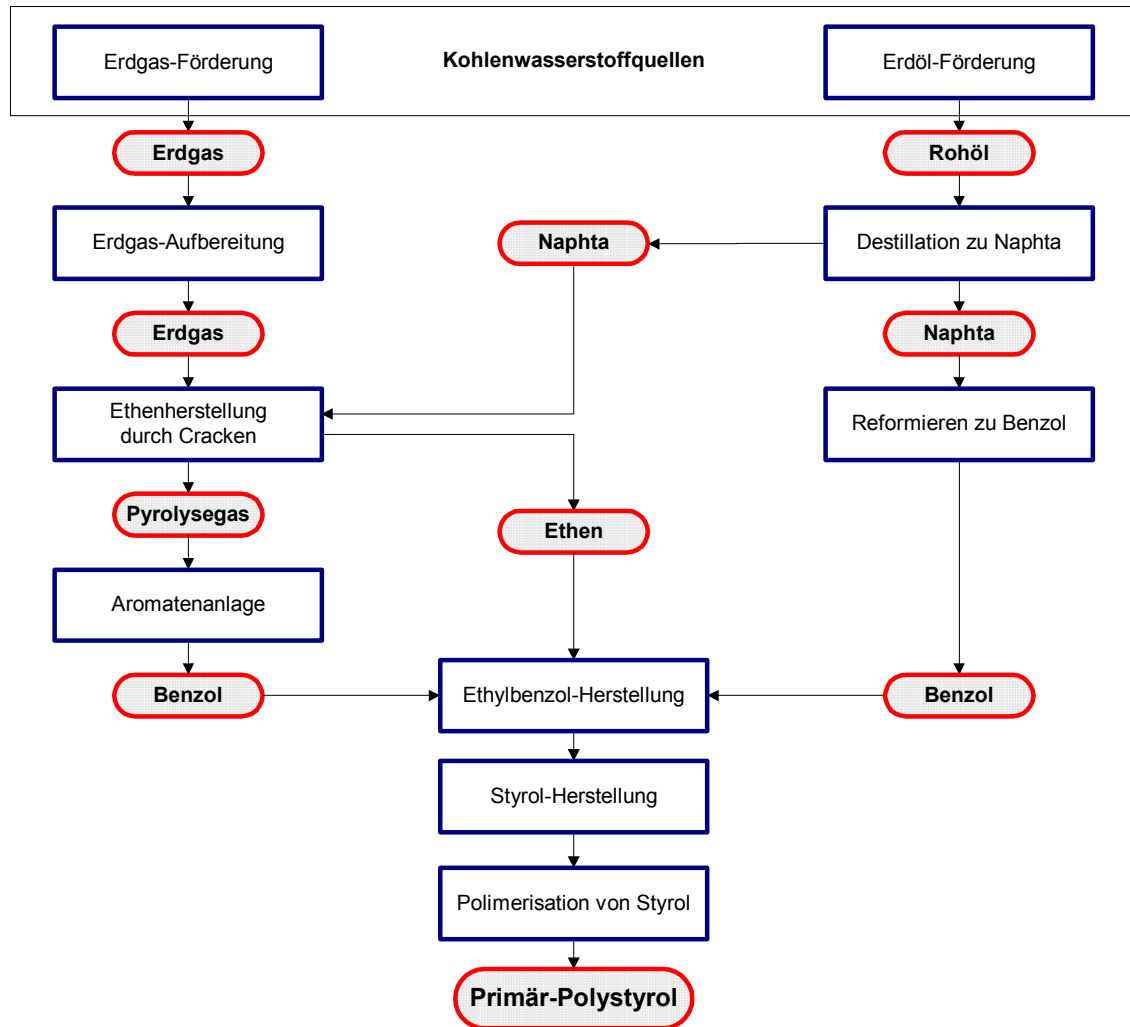


Abbildung 6-13: Produktion von Primär-Polystyrol: Lebenswegüberblick ab der Erdöl- und Erdgas-Förderung [APME 1997a]

### Modellierung

Das Polystyrol-Modul basiert auf den Daten der Vereinigung der Europäischen Kunststoffverarbeiter (APME), die in aggregierter Form vorliegen (vgl. Standardberichtsblatt unter <http://www.bifa.de>). Es enthält sämtliche Prozesse von der Erdöl- und Erdgasgewinnung und Aufbereitung bis hin zur Polystyrol-Produktion. Es sind sowohl die Vorprozesse als auch Energie- und Transportaufwendungen enthalten. Diese fließen als europäische Durchschnittsdaten in das Modul ein. So wird zum Beispiel die Ethen-Produktion unter Berücksichtigung der verschiedenen Kohlenwasserstoffquellen bilanziert, die von Nordseeöl und -gas bis zu importiertem Erdgas und -öl reichen; dementsprechend werden auch unterschiedliche Transportaufwendungen bilanziert. Außerdem wird berücksichtigt, dass etwa die Hälfte des in Europa verwendeten Benzols aus Pyrolysebenzin, einem Nebenprodukt des Naphta-Cracking von Rohöl, über Destillation gewonnen wird. Die andere Hälfte wird aus Reformatbenzin gewonnen. [APME 1997a]

### 6.2.1.3 Produktion von Sekundär-Polystyrol

#### 6.2.1.3.1 Ausgangslage und Vorgehensweise

EPS-Loose-fill-Packmittel werden sowohl aus Primär- als auch aus Sekundär-Polystyrol hergestellt. Die am Projekt beteiligte Flo-Pak GmbH verwendet für die Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel nahezu ausschließlich Sekundärmaterial, das aus verschiedenen Polystyrol-Abfallfraktionen mit Hilfe unterschiedlicher Aufbereitungsverfahren gewonnen wird. Dabei werden in variierenden Mischungsverhältnissen vor allem Mahlgut aus PS-Altprodukten wie MC- und CD-Hüllen oder aus PS-Produktionsabfällen sowie Regranulate aus EPS-Formteilen oder auch den Loose-fill-Packmitteln selbst eingesetzt. Andere Loose-fill-Packmittelproduzenten verwenden vor allem das Unter- und Überkorn aus der Produktion sogenannter „frozen beads“ – kleiner, mit Treibmittel versetzter Polystyrolkugeln, aus denen Styropor-Formteile hergestellt werden [BASF 2000] – und damit je nach Sichtweise ein hochwertiges Nebenprodukt bzw. einen Produktionsabfall [BASF 2000].

In der Praxis findet damit sowohl eine Polystyrol-Verwertung im nachgeschalteten Loose-fill-Produktsystem (Open-loop-Recycling) als auch - wenn auch in deutlich geringerem Umfang - die Verwertung im geschlossenen Kreislauf (Closed-loop-Recycling) statt. Die Verwendung von Sekundär-Polystyrol hat bei dem von der Flo-Pak GmbH verwendeten Produktionsverfahren im Vergleich zum Einsatz von Primär-Polystyrol keinen negativen Einfluss auf die Produkteigenschaften. Damit ersetzt es bei den hier betrachteten Loose-fill-Packmitteln Primär-Polystyrol im Verhältnis eins zu eins. Aufgrund unterschiedlicher Kundenanforderungen werden in Deutschland jedoch - anders wie in den USA - nur durchsichtige bzw. helle Polystyrol-Rezyklate verwendet.

Aus dem oben beschriebenen Sachverhalt ergibt sich die Notwendigkeit, in dieser Ökobilanz die Verwendung von Sekundär-Polystyrol für die Produktion von Loose-fill-Packmitteln zu berücksichtigen. Da Sekundär-Polystyrol auf verschiedenen Wegen erzeugt wird und auch der Wert der Vorprodukte unterschiedlich anzusetzen ist, haben wir uns dazu entschlossen, anhand mehrerer Szenarien die Größenordnung der Umweltauswirkungen, die mit der Bereitstellung von Sekundär-Polystyrol verbunden sind, zu quantifizieren. Dabei soll die Modellierung hinsichtlich der betrachteten Abfallfraktionen und der für deren Aufbereitung erforderlichen Verfahren realistisch sein, sich die Sachbilanzdaten möglichst auf das Bezugsjahr 1997 beziehen und die Recyclingsituation in der Bundesrepublik Deutschland sachgerecht darstellen. Nachfolgend finden sich zuerst einige Hintergrundinformationen zur werkstofflichen Verwertung, anschließend werden die betrachteten Sekundär-Polystyrol-Varianten beschrieben.

#### 6.2.1.3.2 Allgemeines zum werkstofflichen Recycling

1997 wurden in Deutschland ohne Einbezug von Polyurethan (PUR), Klebstoffen, Lacken, Harzen und Fasern rund 6,83 Mio. Mg Kunststoffe produziert. Nach Angaben des Verbandes der Kunststoffherstellenden Industrie (VKE) fielen im gleichen Jahr etwa 3,23 Mio. Mg Kunststoffabfälle an. Die größte Menge stammte mit 1,418 Mio. Mg aus den Haushalten (inkl. Verkaufsverpackungen). Weiterhin kamen 897.600 Mg aus dem Bereich der Verarbeitung, 862.300 Mg von den gewerblichen Endverbrauchern und 56.400 Mg von den Kunststoffherstellern. Von diesen 3,23 Mio. Mg Kunststoffabfällen wurden 1,39

Mio. Mg deponiert oder in Abfallbehandlungsanlagen thermisch genutzt. 1,85 Mio. Mg wurden einer internen oder externen Verwertung zugeführt [CONSULTIC 1998].

Prinzipiell lassen sich Verwertungsverfahren für Kunststoffe in werkstoffliche, rohstoffliche und energetische Verfahren unterteilen. Bei der *energetischen Verwertung* werden über Verbrennung Elektrizität und/oder Wärme erzeugt. Die *rohstoffliche Verwertung* nutzt stoffliche Eigenschaften der Kunststoffabfälle. So werden diese beispielsweise als Reduktionsmittel im Hochofen eingesetzt oder aus den Makromolekülen Monomere, Öle oder Gase gewonnen. Durch *werkstoffliches Recycling* werden die Kunststoffabfälle so aufbereitet, dass sie als Sekundär-Rohstoff wieder eingesetzt werden können. Insbesondere durch eine sortenreine Aufbereitung lassen sich hochwertige Rezyklate erzeugen. Setzt man betriebswirtschaftliche Kriterien an, so ist das werkstoffliche Recycling um so lohnender, je teurer der Kunststoff und je geringer der Aufbereitungsaufwand ist. Letzterer nimmt üblicherweise mit abnehmender Abfallqualität zu. Da Kunststoffrezyklate zurück in den Kunststoffmarkt fließen und partiell Neuware substituieren, orientiert sich der Preis für Rezyklate am Preis der Primärware abzüglich gewisser Abschläge aufgrund geringerer Qualität [BRANDRUP 1995, S. 34-47].

Von den Kunststoffen lassen sich vor allem Thermoplaste wie Polystyrol werkstofflich verwerten. Ihre Eigenschaft ab einer bestimmten Temperatur zu erweichen, macht es möglich, diese nach Gebrauch erneut aufzuschmelzen und wieder zu Granulaten oder direkt zu neuen Produkten zu verarbeiten. Polystyrol übersteht prinzipiell auch eine mehrfache werkstoffliche Aufbereitung mit mechanischen, thermischen und chemischen Belastungen nahezu unverändert. Limitierend für die Aufbereitung ist deshalb nicht der Werkstoff selbst, sondern die Art und Qualität der Abfälle [BRANDRUP 1995, S.677]. Die mit der werkstofflichen Verwertung verbundenen Sortier-, Zerkleinerungs- und Extrusionsprozesse sind bezüglich der direkt mit ihnen einhergehenden Umweltauswirkungen in der Regel nicht besonders problematisch. Gasförmige Schadstoffemissionen treten nur in sehr geringem Umfang auf, Staub- und Lärmemissionen werden bereits aus Gründen des Arbeitsschutzes sowie der üblichen baurechtlichen und sonstigen Genehmigungsvorgaben weitgehend begrenzt und sind in der Regel nur innerhalb der Anlagengebäude von Bedeutung. Umweltrelevant sind deshalb vor allem die indirekten Emissionen, die mit dem Energieverbrauch und den Transporten verbunden sind. Bei einer umfassenden umweltbezogenen Betrachtung ist auch zu berücksichtigen, dass bei Einsatz von Sekundärmaterial die umweltwirksamen Aufwendungen, die zur Herstellung des andernfalls benötigten Primär-Werkstoffes nötig wären, vermieden werden. Dem gegenüber steht ein im Vergleich zu rohstofflichen und energetischen Verwertungsverfahren meist höherer Aufbereitungsaufwand für das werkstoffliche Recycling, der stark vom Verschmutzungsgrad und der Sortenreinheit der Kunststoffabfälle abhängt [BIFA 1998, S. 24-29].

#### 6.2.1.3.3 Auswahl der betrachteten Sekundär-Polystyrol-Varianten

Im Folgenden werden die exemplarisch untersuchten vier Varianten zur Gewinnung von Sekundär-Polystyrol beschrieben und dafür Sachbilanzdaten abgeleitet. Zum Einen soll dadurch die Situation bei der Produktion von EPS-Loose-fill-Packmitteln aus Sekundär-Polystyrol realitätsgerecht abgebildet werden. Zum Anderen soll so die Bandbreite der mit verschiedenen werkstofflichen PS-Recyclingwegen verbundenen Umweltauswirkungen bestimmt werden (vgl. auch Abbildung 6-14). Eine weitere Variante der werkstofflichen

Verwertung, das sogenannte Closed-loop-Recycling - also die werkstoffliche Aufbereitung von EPS-Loose-fill-Packmitteln und die Verwendung der daraus hergestellten Regranulate im Produktsystem für die erneute Produktion von EPS-Loose-fill-Packmitteln - wird als eines von mehreren Entsorgungsszenarien untersucht und deswegen hier nicht mehr weiter betrachtet. Im Folgenden wird die Auswahl der vier Szenarien begründet:

- *Produktion von PS-Mahlgut aus Produktionsabfällen:* Bei PS-Produktionsabfällen handelt es sich in der Regel um sortenreine, sehr hochwertige PS-Abfälle. Deshalb verwundert es nicht, dass die größte Menge an Sekundär-Polystyrol über die werkstoffliche Verwertung von PS-Produktionsabfällen gewonnen wird [CONSULTIC 1998, S. 26 ff.]. Auch die Flo-Pak GmbH verwendet neben anderen Rezyklaten aus Produktionsabfällen hergestelltes Mahlgut. Aufgrund dieses Sachverhaltes betrachten wir in einem Szenario die Verwendung von PS-Mahlgut aus Produktionsabfällen. Da dieses Szenario zudem dem relativ weit verbreiteten Einsatz von Unter- bzw. Überkorn aus der Herstellung von EPS-Kügelchen sehr nahe kommt, verwenden wir diese Variante im sogenannten Vergleichsszenario; dessen Ergebnisse werden in jedem Auswertungsschritt dokumentiert und erlauben so einen Quervergleich über verschiedene Auswertungsschritte hinweg.
- *Produktion von PS-Mahlgut aus gebrauchten MC- und CD-Hüllen:* Ein großer Teil des von Flo-Pak verwendeten Polystyrol-Mahlgutes wird aus sortenreinen Polystyrol-Altprodukten wie Duschkabinenwänden oder MC- und CD-Hüllen gewonnen. Als konkretes Nebenszenario für die Verwendung sortenreiner PS-Altprodukte aus dem Post-Consumer-Bereich untersuchen wir die Produktion von PS-Mahlgut aus MC- und CD-Hüllen. Gegenüber der ersten Variante ergeben sich insbesondere im Bereich der Erfassung und bei der systembezogenen Allokation Unterschiede.
- *Produktion von PS-Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen:* EPS-Verpackungen werden in Deutschland zu einem relativ hohen Anteil direkt von Produzenten, Verarbeitern und gewerblichen Endverbrauchern zurückgenommen bzw. über ein spezifisches Sammelsystem sortenrein erfasst, regranuliert und dann wieder für die Herstellung von Polystyrol-Produkten verwendet. Die Flo-Pak GmbH setzt in größerem Umfang Granulate aus von Produzenten zurückgenommenen EPS-Verpackungen ein. Deshalb wird diese Variante, bei der zusätzlich eine Regranulierung stattfindet, ebenfalls betrachtet.
- *Aufbereitung der DSD-Becherfraktion zu PS-Regranulat:* Solche Regranulate werden von der Flo-Pak GmbH derzeit nicht verwendet. Die damit verbundenen Prozesse repräsentieren jedoch näherungsweise den höchsten Aufwand bei der Herstellung von Sekundärmaterial, der dann erforderlich wird, wenn sortenreine Kunststoffe aus gemischten Kunststoffabfällen gewonnen werden. Deshalb beziehen wir dieses Szenario in die Ökobilanz mit ein, um auf diesem Wege die maximalen Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der Produktion von Sekundär-Polystyrol abzuschätzen.



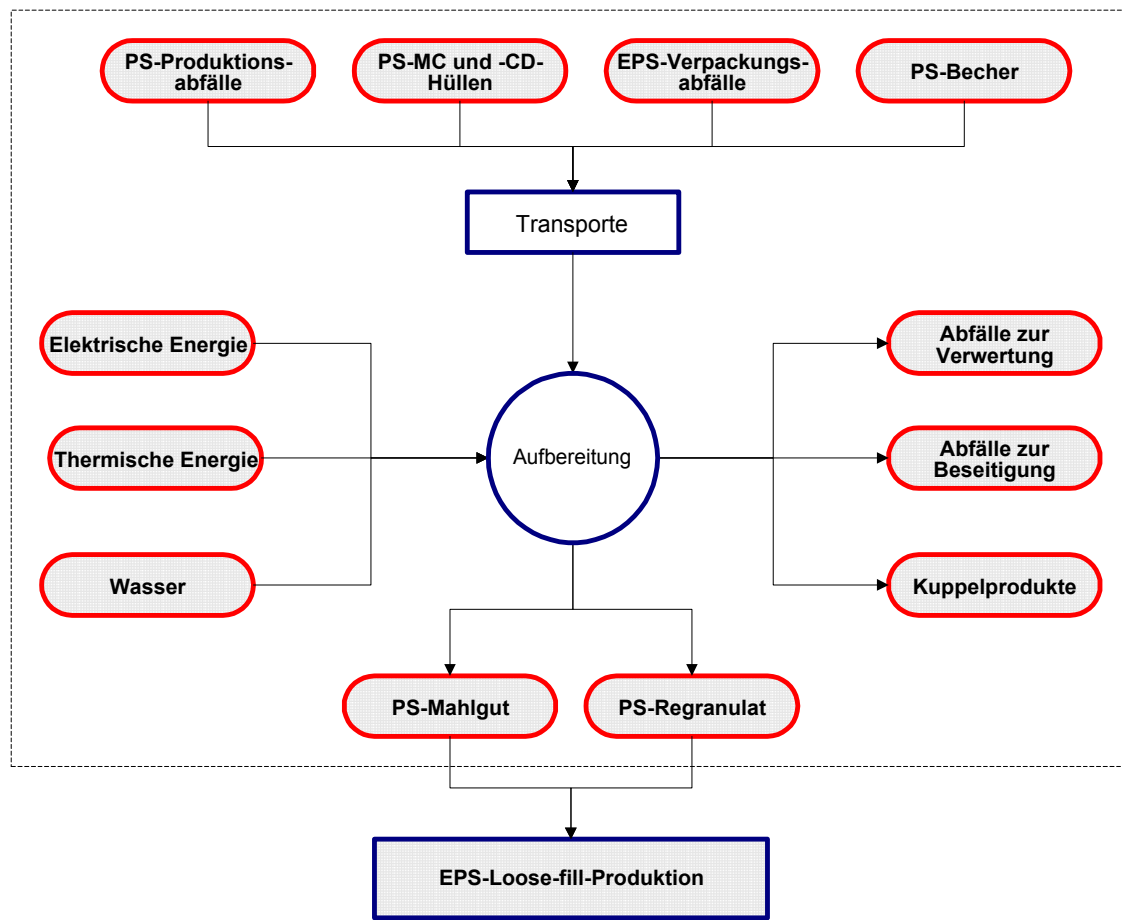


Abbildung 6-14: Allgemeines Input-/Output-Diagramm zur Gewinnung von Sekundär-Polystyrol

#### 6.2.1.3.4 Modellierung der Äquivalenzsysteme zur Verwendung von Sekundär-Polystyrol

Gemäß der ausführlich in Kapitel 5.1.2.9 beschriebenen Allokationsmethode ist für jede der Polystyrol-Abfallfraktionen, die im EPS-Loose-fill-Produktsystem verwertet werden, ein spezifisches Äquivalenzsystem zu modellieren. Als Grundlage dafür dient immer der jeweils am Ende der folgenden Unterkapitel abgeleitete, für die gerade betrachtete Abfallfraktion repräsentative bundesdeutsche Entsorgungsmix. Die gewichtsbezogene Aufteilung auf verschiedene Entsorgungswege bildet die durchschnittliche Entsorgung für den Fall ab, dass diese Abfälle nicht im betrachteten Produktsystem verwertet werden und wird entsprechend der allgemeinen Abbildung 5-6 dargestellt.

Die im Entsorgungsmix berücksichtigten Entsorgungswege werden auf der obersten Ebene in Verwertungs- und Beseitigungsverfahren unterteilt. Würden die Polystyrol-Abfälle bei Nichtverwertung im Produktsystem beseitigt, so wird für die Modellierung des Äquivalenzsystems der in Kapitel 6.5.7.1 beschriebene Beseitigungsmix für Restmüll angenommen. Dabei wird zwischen thermischer Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage und der Deponierung auf Deponien der Deponieklasse II unterschieden; die mechanisch-biologische Abfallbehandlung wird vernachlässigt. Die Modellierung der Transporte erfolgt analog zum Vorgehen bei der Restmüllentsorgung (vgl. Kapitel 6.5.2).

Bei der Modellierung der alternativen Verwertung der Polystyrol-Abfälle im Äquivalenzsystem werden wie auch bei der Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel werkstoffliche,

rohstoffliche und energetische Verfahren berücksichtigt. Deshalb können die für die Modellierung des Produktsystems abgeleiteten Daten hier übernommen werden. Handelt es sich beispielsweise um eine werkstoffliche Verwertung, werden an dieser Stelle ebenfalls die Sachbilanzdaten eingesetzt, die für die Produktion des gerade relevanten Sekundär-Polystyrols abgeleitet worden sind (vgl. die folgenden Kapitel). Als rohstoffliches Verwertungsverfahren wird auch hier näherungsweise der Einsatz der vorher agglomerierten PS-Abfälle als Reduktionsmittel im Hochofen betrachtet (vgl. Kapitel 6.5.5), als energetische Verwertungsvariante wird wiederum eine im Wirkungsgrad optimierte Müllverbrennungsanlage angenommen (vgl. Kapitel 6.5.6.2).

In allen Fällen werden Transporte mit den gleichen Einstellungen wie für das Produktsystem beschrieben modelliert. Die Systemgrenze liegt dabei jeweils an der Stelle, an der die Polystyrol-Abfälle in einem Sammelbehälter erfasst werden (vgl. Kapitel 3.3). Die Nutzen des Äquivalenzsystems (vgl. Tabelle 6-43) werden analog zu den Zusatznutzen des Produktsystems behandelt (vgl. Kapitel 5.1.2), gehen jedoch in die Berechnung der Netto-Ergebnisse als Zuschläge – und damit mit anderem Vorzeichen – ein, da diese Nutzen aufgrund der Verwertung der Abfälle im EPS-Produktsystem auf anderem Wege erzeugt werden müssen.

Tabelle 6-43: Modellierung der Äquivalenzsysteme zur Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem: Alternative Entsorgungswege und Äquivalenzprozesse für die entgangenen Zusatznutzen der alternativen Entsorgung

Abzüge für den Input („Was wäre sonst mit dem Polystyrol-Abfällen passiert?“)			Zuschläge für den Input („Wie wird der entgangene Nutzen andernfalls erzeugt?“)	
Alternativer Entsorgungsweg	Verfahren	Entgangener Nutzen	Äquivalenzprozesse	Äquivalenter Nutzen
Müllverbrennungsanlage	MVA	Strom, Wärme	Strommix, Fernwärmemix	Strom, Wärme
Deponie	Hausmüll- und Schlackendeponie	---	---	---
Werkstoffliche Verwertung	Aufbereitung der PS-Abfälle zu PS-Mahlgut/Regranulat	Sekundär-Polystyrol	Primär- und Sekundär-Polystyrol-Produktion	Polystyrol-Marktmix
Energetische Verwertung	Im Wirkungsgrad optimierte MVA	Strom, Wärme	Strommix, Fernwärmemix	Strom, Wärme
Rohstoffliche Verwertung	Hochofen der Stahlindustrie	Reduktionsmittel	Hochofen der Stahlindustrie	Konventionelles Reduktionsmittel (Heizöl S)

#### 6.2.1.3.5 Produktion von Polystyrol-Mahlgut aus Produktionsabfällen

##### Allgemeines

Produktionsabfälle fallen in der Regel sortenrein und relativ unverschmutzt an und sind deshalb sehr gut für ein werkstoffliches Recycling geeignet. So können beispielsweise Anfahr- und Produktionsausschüsse, Angüsse beim Spritzgießen, Fehlchargen, Randabschnitte beim Extrudieren und Entgratungsabfälle aus Blasformanlagen ohne aufwendige Aufbereitungsverfahren dem Produktionsprozess wieder zugeführt werden. Die Aufbereitung besteht lediglich aus einer Zerkleinerung zu einem Mahlgut mit einer definierten Korngröße, dass direkt wieder verarbeitet wird. Die Flo-Pak GmbH verwendet PS-Mahlgut

aus in Verarbeitungsunternehmen anfallenden Produktionsabfällen mit einer Korngröße von 6 mm. Für die einstufige Zerkleinerung wird eine Schneidmühle eingesetzt. Damit ergibt sich der in der folgenden Abbildung dargestellte Prozessablauf.

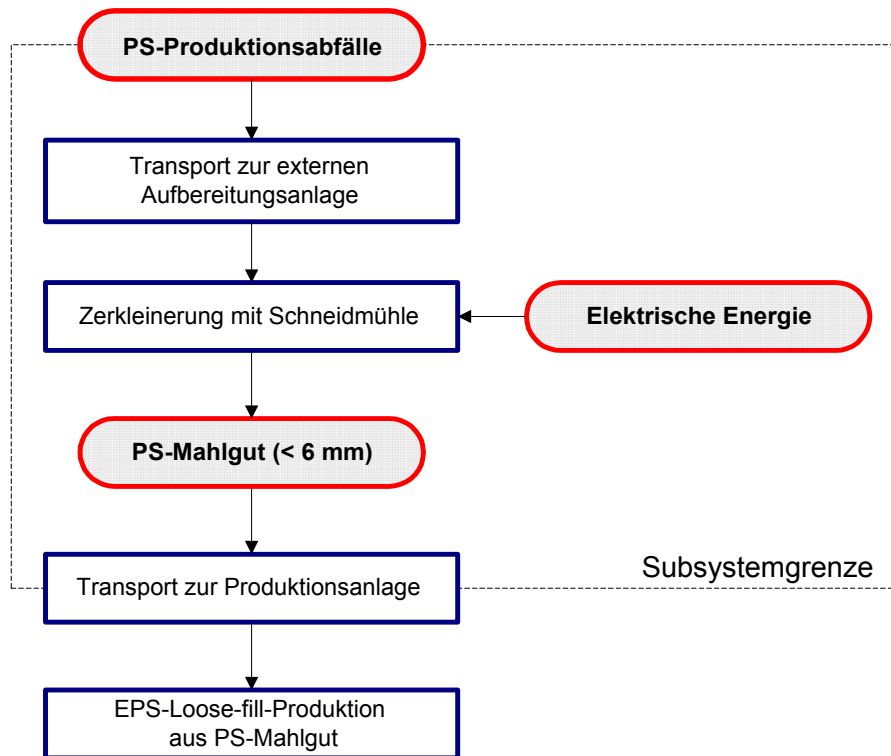


Abbildung 6-15: Verfahrensschema der Aufbereitung von PS-Produktionsabfällen zu PS-Mahlgut

Wie in Kapitel 6.3.1 beschrieben, werden bei der Loose-fill-Produktion zudem mit Treibmittel versetzte Polystyrol-Kügelchen eingesetzt, die bei der Produktion dieses EPS-Formteile-Vorprodukts als Über- oder Unterkorn anfallen. Um die Zahl der Szenarien einzugrenzen und aufgrund der geringen Unterschiede verwenden wir auch für diesen Produktionsabfall näherungsweise die im Folgenden abgeleiteten Daten.

#### Zerkleinerung mit Schneidmühle

Der massenbezogene Energiebedarf bei der Zerkleinerung hängt von der Stoffart, der Erscheinungsform und der Gestalt des Materials ab. Bei der Zerkleinerung von Kompaktmaterialien aus PE, PVC und PS nimmt dieser in der Reihenfolge PE-PVC-PS ab. LESCHONSKI ET AL. [1981, S. 21 ff] ermittelten für die Zerkleinerung von Kompaktmaterialien aus PE mit einer Schneidmühle auf eine Größe kleiner 6 mm Werte zwischen 112,3 und 159,5 MJ/Mg, für PVC-Kompaktmaterialien zwischen 85,5 und 96,1 MJ/Mg und für PS-Kompaktmaterialien zwischen 24,5 und 68,4 MJ/Mg. Die Schwankungen sind auf unterschiedliche Massendurchsätze zurückzuführen, die zwischen 200 und 1000 kg/h variiert wurden. Als Mittelwerte für den massenbezogenen Energiebedarf ergab sich für die Zerkleinerung schlagzäher Bänder ein Energiebedarf von 59,4 MJ/Mg, für die Zerkleinerung spröder PS-Platten (2-3 mm Dicke, 50 cm x 50 cm) von 27,4 MJ/Mg. Flo-Pak setzt für die Produktion Rezyklate aus sprödem Polystyrol (GPPS) ein. Deshalb verwenden wir

für die Berechnung der Ökobilanz standardmäßig den Wert für die Zerkleinerung spröder Platten.

### Transporte

Die PS-Produktionsabfälle sind von der Abfallanfallstelle zum Aufbereitungsort zu transportieren. Anschließend erfolgt ein Weitertransport des Mahlgutes zur Verwertung in der Loose-fill-Produktion. Für die Transporte werden Standard-LKW mit unterschiedlicher Zuladung eingesetzt. In der Bilanzierung verwenden wir jeweils das auf den entsprechenden LKW-Typ eingestellte Modul *Transport* aus der Umberto-Modul-Bibliothek (vgl. Kapitel 6.6.1), das sowohl Hin- als auch Rückfahrt berücksichtigt. Die verwendeten Parameter zur Bilanzierung der Transporte von Produktionsabfällen sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt. Die Angaben zu den Transportentfernungen und zur maximalen Zuladung der verwendeten LKW-Typen beruhen auf den Angaben der Flo-Pak GmbH und bilden so die realen Verhältnisse ab. Da PS-Regranulat eine Schüttdichte von 630 bis 650 kg/m<sup>3</sup> aufweist und die von PS-Mahlgut nur geringfügig niedriger liegt, gehen wir von einer massenbezogenen Auslastung von 100 % aus. Die Fahranteile Autobahn, Landstraße und Innerorts werden geschätzt. Aufgrund der als *regional* zu charakterisierenden Transporte gehen wir davon aus, dass die Fahranteile auf Landstraßen und Innerorts überwiegen. Die Fahrzeuge werden im Speditionsbetrieb eingesetzt, so dass wir annehmen, dass bereits aus wirtschaftlichen Gründen eine möglichst hohe Auslastung bei der Rückfahrt gegeben ist. Zwar nehmen die Speditionen von der Flo-Pak GmbH keine Güter mit, jedoch befinden sich in unmittelbarer Nähe bzw. in ca. 20 km Entfernung Kunden der Speditionen. Diesem Sachverhalt wird dadurch Rechnung getragen, dass die Rückfahrt nicht leer erfolgt, jedoch die Auslastung auch nicht zu 100 % angenommen wird.

Tabelle 6-44: Transportparameter für den Einsatz von Mahlgut aus PS-Produktionsabfällen

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
PS-Produktionsabfall	80 km	10,5 Mg	100 %	50 %	10 %	50 %	40 %
PS-Mahlgut zur Loose-fill-Produktion	100 km	20,5 Mg	100 %	50 %	10 %	50 %	40 %
Abfälle zur Beseitigung	50 km	10,5 Mg	100 Gew.-%	0 Gew.-%	10 %	50 %	40 %
<b>Transporte im alternativen Entsorgungsmix (Äquivalenzsystem)</b>							
Transport bei der Restmüllsammlung	20 km	10,5 Mg	50 %	50 %	95 %	5 %	0 %
Abfälle zur Beseitigung aus Aufbereitung	50 km	10,5 Mg	100 %	0 %	10 %	50 %	40 %
PS-Produktionsabfälle zur energetischen Verwertung	200 km	20,5 Mg	100 %	50 %	5 %	20 %	75 %

### Abfälle zur Beseitigung

Nach der Consultic-Studie fallen bei der Aufbereitung von PS-Produktionsabfällen 1,7 Gew.-% Abfälle zur Beseitigung an. Da diese Menge die Detailgrenze von 1 Gew.-% überschreitet, berücksichtigen wir diese innerhalb der Systemgrenzen und nehmen dabei an, dass diese Abfälle zur Beseitigung entsprechend des in Kapitel 6.5.7.1 beschriebenen

Beseitigungsmixes entsorgt werden [CONSULTIC 1998, S. 43]. Bezüglich der Zusammensetzung gehen wir von der in Tabelle 6-58 angegebenen Restmüllzusammensetzung aus.

#### Herleitung von Zuschlägen und Abzügen für die Verwendung von PS-Produktionsabfällen

Zuschläge und Abzüge werden entsprechend der Beschreibung in Kapitel 6.2.1.3.4 über einen alternativen Entsorgungsmix für die PS-Produktionsabfälle quantifiziert und dann mit dem Produktsystem als Zuschläge Input und Abzüge Input verrechnet. 1997 wurden in Deutschland 785.000 Mg Polystyrol bzw. EPS produziert. Dabei fielen 3.100 Mg Abfälle zu Verwertung und 1.100 Mg Abfälle zur Beseitigung an. Bei der Verarbeitung von 655.000 Mg PS/EPS aus Primär- und Sekundär-PS entstanden 103.000 Mg Abfälle zur Verwertung und 3.900 Mg Abfälle zur Beseitigung [CONSULTIC 1998, S. 28 u. 29]. Die gewerblichen Endverbraucher produzierten 34.100 Mg Abfälle zur Verwertung und 32.200 Mg Abfälle zur Beseitigung. Insgesamt entstanden somit bei der Erzeugung, Verarbeitung und gewerblichem Endverbrauch von PS bzw. EPS 140.200 Mg (79 Gew.-%) PS-Produktionsabfälle zur Verwertung und 37.200 Mg (21 Gew.-%) PS-Produktionsabfälle zur Beseitigung [CONSULTIC 1998, S. 26 u. 27]. Die jeweiligen Entsorgungswege werden auf der Ebene des Abfallanfalls nicht mehr weiter aufgeschlüsselt. Bei der Befragung wurden jedoch auch 52.700 Mg aufbereitete PS/EPS-Produktionsabfälle erfasst. Von diesen wurden 77,4 Gew.-% intern und 18,2 extern werkstofflich, 2,7 Gew.-% thermisch verwertet und weitere 1,7 Gew.-% fallen als Abfall zur Beseitigung an und werden im Beseitigungsmix entsorgt [CONSULTIC 1998, S. 43]. Diese Verteilung nehmen wir näherungsweise für die Verwertung der EPS-/PS-Produktionsabfälle an (vgl. die nachfolgende Abbildung). Da die PS-Produktionsabfälle sortenrein anfallen, wird bei der Modellierung von Verbrennungsvorgängen die Elementarzusammensetzung von PS ohne Schwermetallbelastungen verwendet (vgl. Tabelle 6-58)

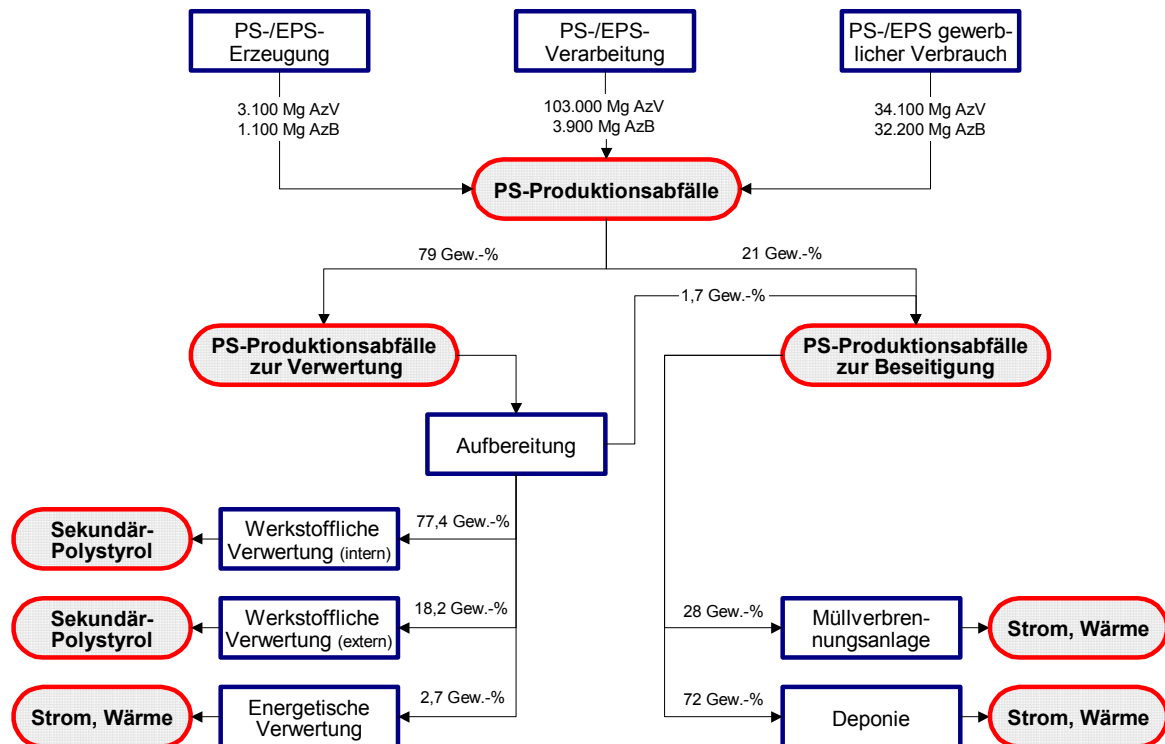


Abbildung 6-16: Alternativer Entsorgungsmix für PS-Produktionsabfälle als Grundlage für die Herleitung von Zu- und Abschlägen für den Input an PS-Produktionsabfällen

Werden die PS-Produktionsabfälle im EPS-Loose-fill-Produktsystem verwendet, so entgehen die Nutzen, die mit einer alternativen Entsorgung verbunden wären. Diese Zusatznutzen Sekundär-Polystyrol, Fern-/Prozesswärme und Strom werden entsprechend der im Kapitel 5.1.2 beschriebenen Vorgehensweise für systembezogene Allokationen über Äquivalenzsysteme quantifiziert. In den Äquivalenzsystemen werden die Transporte der PS-Produktionsabfälle mit den Angaben in Tabelle 6-44 modelliert.

#### 6.2.1.3.6 Produktion von Polystyrol-Mahlgut aus gebrauchten MC- und CD-Hüllen

##### Allgemeines

Die Flo-Pak GmbH verwendet neben anderen PS-Rezyklaten in größerem Umfang auch Mahlgut aus gebrauchten, nur aus Polystyrol bestehenden Produkten wie Duschkabinenwänden oder MC- und CD-Hüllen. Wie beim Rezyklat aus Produktionsabfällen setzt die Flo-Pak GmbH auch hier ein PS-Mahlgut mit einer Korngröße kleiner 6 mm ein. Rohstoffquelle für das von der Flo-Pak verwendete Mahlgut sind die Hüllen von Musikkassetten (MCs) und CDs, die von einem großen Musikverlag und einem Verwerter für Speichermedien als separate Fraktion erfasst und zur Sortierung an soziale Einrichtungen weitergegeben werden. Bei diesen MCs und CDs handelt es sich entweder um Remittenden aus dem Handel, vom Handel nicht nachgefragte Überproduktionen und um Fehlchargen. Weiterhin werden durch einen bedeutenden Produzenten MCs und CDs zur Datenvernichtung und anschließenden Verwertung zurückgenommen. Der Rücklauf kommt hier vor allem aus dem Bereich der Medienindustrie. Bei der Darstellung beziehen wir uns auf den konkreten Lebensweg des von der Flo-Pak GmbH eingesetzten Mahlgutes.

### Aufbereitung

In sozialen Einrichtungen werden in einem manuellen Separationsschritt die aus sprödem glasklaren Polystyrol (GPPS) bestehenden Hüllen von den restlichen Fraktionen getrennt und anschließend sortenrein zu Mahlgut zerkleinert. Die Zerkleinerung der MC- und CD-Hüllen erfolgt nach Angaben eines Rohstofflieferanten einstufig mit einer Schneidmühle. Wie bei den PS-Produktionsabfällen wird für den massenbezogenen Energiebedarf der Mittelwert für die Zerkleinerung spröder PS-Platten (2-3 mm Dicke, 50 cm x 50 cm) von 27,4 MJ/Mg eingesetzt.

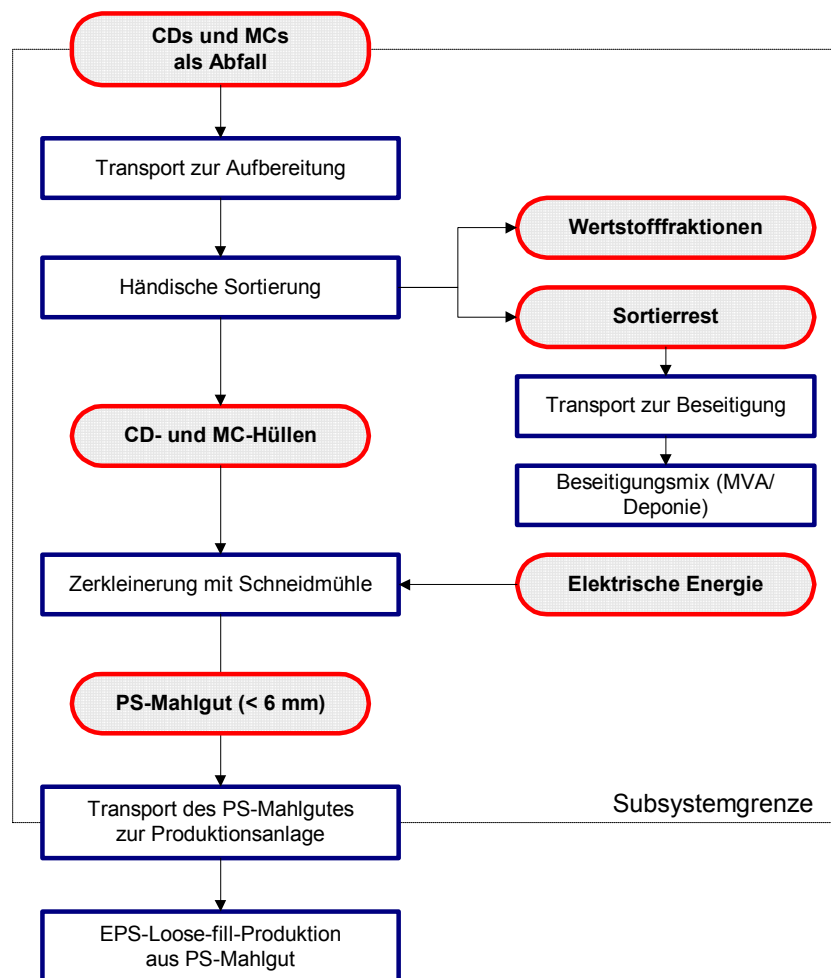


Abbildung 6-17: Verfahrensschema der Aufbereitung sortenreiner PS-Altprodukten aus dem Post-Consumer-Bereich

### Transporte

Die als Remittenden aus dem Handel an große Medienunternehmen zurückgegebenen oder aus Überproduktion oder Fehlchargen stammenden CDs und MCs werden zunächst zum Sortieren und Aufbereiten zu sozialen Einrichtungen in Bayern und Baden-Württemberg transportiert. Die EMTEC-Magnetics GmbH, eine Tochtergesellschaft der BASF, die Video-Cassetten recycelt, setzen in einer Ökobilanz für den Transport gebrauchter Video-Cassetten zur Aufbereitungsanlage eine Entfernung von 500 km ein [EMTEC MAGNETICS

1999, S.6 ff]. Da nur wenige Verwerter sich mit dem Recycling von Speichermedien beschäftigen, erscheint uns diese Entfernung für bundesweite Transporte realistisch. Deshalb setzen wir diese Entfernung auch für den Transport der MC und CD zu den sozialen Einrichtungen ein, von denen die Flo-Pak GmbH das PS-Mahlgut bezieht.

Nach dem manuellen Dekonfektionieren und Sortieren und der maschinellen Zerkleinerung wird das Mahlgut aus CD- und MC-Hüllen durch Speditionen zur Flo-Pak GmbH in Herbrechtingen transportiert. Die Entfernung beträgt dabei rund 250 bzw. 120 km. Wir führen die Modellierung dieses Transportes deshalb mit einer mittleren Transportentfernung von 185 km durch. Die Ableitung der Transportparameter erfolgt analog zur Vorgehensweise bei den PS-Produktionsabfällen (vgl. Tabelle 6-45).

Tabelle 6-45: Transportparameter für den Einsatz von Mahlgut aus sortenreinen PS-Altstoffen

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Innerorts	Fahranteil	
			Hinfahrt	Rückfahrt		Landstraße	Autobahn
MC und CD zur Aufbereitung	500 km	10,5 Mg	100 %	50 %	5 %	20 %	75 %
PS-Mahlgut zur Loose-fill-Produktion	185 km	20,5 Mg	100 %	50 %	10 %	50 %	40 %
Abfälle zur Beseitigung	50 km	10,5 Mg	100 %	0 %	10 %	50 %	40 %
<b>Transporte im alternativen Entsorgungsmix (Äquivalenzsystem)</b>							
Transport bei der Restmüllsammlung	20 km	10,5 Mg	50 %	50 %	95 %	5 %	0 %
MC- und CD-Abfall zur Aufbereitung	500 km	10,5 Mg	100 %	50 %	5 %	20 %	75 %

### Abfälle zur Beseitigung

Aufgrund der Erfassungsweise und der händischen Sortierung gehen wir davon aus, dass nur in geringem Umfang Sortierreste anfallen, die massenbezogen auf die verschiedenen Wertstofffraktionen allokiert werden. Wir rechnen mit einem Sortierrestanteil am Output von 5 Gew.-%, der über den im Kapitel 6.5.7.1 beschriebenen Entsorgungsmix beseitigt wird. Dabei wird die Elementarzusammensetzung für Sortierreste nach FLEISCHER ET AL. [1995, S. 74] verwendet (vgl. Tabelle 6-58). Aufgrund der manuellen Sortierung und der Produkteigenschaften nehmen wir an, dass bei der Zerkleinerung keine Abfälle entstehen.

### Herleitung von Zuschlägen und Abzügen beim Einsatz von Mahlgut aus CD-/MC-Hüllen

Für die Herleitung von Zu- und Abschlägen für die Verwendung des Mahlgutes aus MC- und CD-Hüllen ist es erforderlich, die Verteilung gebrauchter MCs und CDs auf unterschiedliche Entsorgungswege nachzuzeichnen. Die Datenlage zu Produktionsmengen, Abfallmengen und Entsorgungswegen von MC- und CD-Hüllen ist insgesamt wenig gesichert. Deshalb können die Stoffströme derzeit nur aufgrund grober Annahmen und Einzelaussagen modelliert werden, die so transparent und systematisch dargestellt sind, dass die Modellierung an eventuell später verfügbare verlässlichere Daten einfach angepasst werden kann.



Bei der Abschätzung der Produktionsmengen ist zwischen der Musik- und der Software-Industrie zu unterscheiden. Nach aktuellen Angaben des Bundesverbandes der Phonographischen Wirtschaft [BPW 1999] wurden 1997 in Deutschland 25,8 Mio. bespielte und rund 90 Mio. (mündliche Mitteilung 82 Mio.) unbespielte MCs abgesetzt. Außerdem wurden 180,8 Mio. CDs und 51,1 Mio. CD-Singles verkauft. Damit ergeben sich rund 232 Mio. Tonträger-CDs, die 1997 abgesetzt wurden. Nach mündlicher Mitteilung des BPW sind davon ca. 200 Mio. in PS-Hüllen (Jewel-Cases) verpackt. In einer vom GfK Panel Service im Auftrag des Verbandes der Unterhaltungs-Software erstellten Marktübersicht wurden Verkaufszahlen für Spiele-CD- und Anwender-Software-CD-ROM ermittelt [GfK 1999]. 1997 wurden danach 33,8 Mio. CD-ROM, 1998 bereits 51,89 Mio. abgesetzt. Nach mündlicher Mitteilung sind dazu weiter ca. 80 Mio. CD-ROM-Rohlinge zu addieren, so dass insgesamt aus dem Bereich der Software-Industrie 113,8 Mio. CD-ROM stammen, von denen wir annehmen, dass 90 % oder 102,42 Mio. in PS-Hüllen verpackt sind.

Die Erfassung gebrauchter MC und CD erfolgt entweder über den Restmüll oder über spezielle Rücknahmewege. Die Verwertung der bei Privatpersonen anfallenden Datenträger spielt nach unseren Recherchen nur eine untergeordnete Rolle. Im Folgenden gehen wir deshalb davon aus, dass 5 Gew.-% der 1997 als Abfall angefallenen MCs und CDs für die werkstoffliche Verwertung erfasst und die restlichen 95 Gew.-% mit dem Restmüll beseitigt werden (vgl. Kapitel 6.5.7.1). Weiterhin nehmen wir wie oben beschrieben auch für das alternative Entsorgungsszenario an, dass bei der Aufbereitung 5 Gew.-% Sortierrest anfallen. Von den zur Verwertung erfassten Hüllen werden nach Angaben eines Verwertungsunternehmens 60 Gew.-% wiederverwendet, weil sie praktisch unbeschädigt sind und 40 Gew.-% zu Mahlgut oder Regranulat verarbeitet. Zur Vereinfachung der Modellierung nehmen wir für die Verwertung jedoch an, dass die Hüllen vollständig zu PS-Mahlgut verarbeitet werden.

Bei einer durchschnittlichen Masse je CD-Hülle von 50 g und je MC-Hülle von 25 g lässt sich eine Gesamtmasse an PS-Hüllen von rund 18.000 Mg abschätzen, die jährlich in Umlauf gebracht werden. Über die als Abfall anfallenden Mengen an CD- und MC-Hüllen liegen keine gesicherten Daten vor. Nach groben Schätzungen werden von den in Umlauf gebrachten Hüllen ca. 5 Gew.-% und damit rund 900 Mg/a sortenrein erfasst.

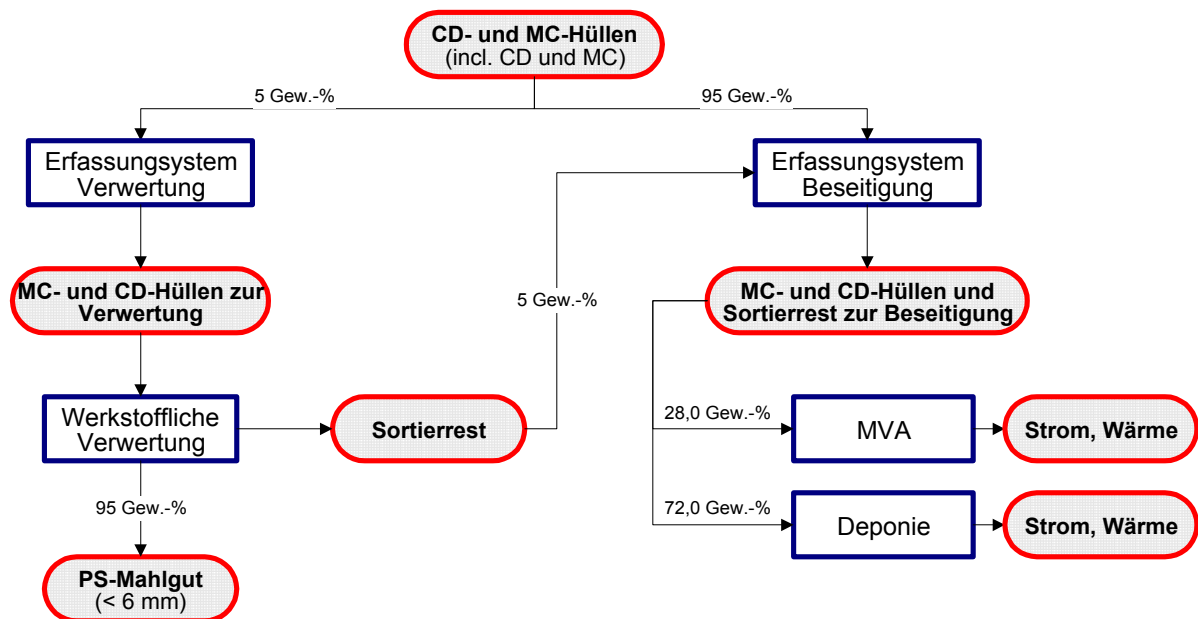


Abbildung 6-18: Alternativer Entsorgungsmix für CD- und -MC-Hüllen aus Polystyrol für die Herleitung von Zu- und Abschlägen für den entsprechenden Input in das untersuchte Produktsystem

Die in Umlauf gebrachten Mengen an MC- und CD-Hüllen werden zum größten Teil im Entsorgungsmix beseitigt und zu einem geringen Teil werkstofflich verwertet. Dabei entstehen als Nutzen Sekundär-PS in Form von PS-Mahlgut sowie elektrische und thermische Energie. Durch die Verwendung der MC- und CD-Hüllen im Loose-fill-Produktsystem entgehen diese Nutzen. Entsprechend der Beschreibung in Kapitel 5.1.2.9.6 erfolgt hier eine systembezogene Allokation über entsprechende Äquivalenzsysteme. Für die Beseitigung der Sortierreste als auch der MC- und CD-Abfälle nehmen wir an, dass beide Abfallarten einen höheren Kunststoffanteil wie Restmüll haben, jedoch nicht vollständig aus Kunststoff bestehen. Deshalb verwenden wir bei der Modellierung der entsprechenden Verbrennungsprozesse die Elementarzusammensetzung für Sortierreste (vgl. Tabelle 6-58). Die Transporte im Zusammenhang mit den Äquivalenzsystemen sind ebenfalls in Tabelle 6-45 charakterisiert.

#### 6.2.1.3.7 Produktion von Polystyrol-Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen

##### Allgemeines

Neben den bisher berücksichtigten PS-Mahlgütern verwendet die Flo-Pak GmbH zu über einem Drittel PS-Regranulate aus gebrauchten EPS-Verpackungen, die die Verpackungshersteller von ihren Kunden zurückgenommen und zu PS-Regranulat verarbeitet haben. Diese Regranulate werden von Lieferanten im regionalen Umfeld und aus dem europäischen Ausland bezogen. Um die damit verbundenen Umweltauswirkungen und Unterschiede zu Sekundär-Polystyrol aus anderen Quellen abschätzen zu können, wird die Produktion von PS-Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen im Projekt bilanziert und im Folgenden beschrieben.

### Erfassungssystem für gebrauchte EPS-(Transport-)Verpackungen

Zur Sicherstellung der Entsorgung gebrauchter EPS-Verpackungen wurde bereits 1985 durch die Hersteller von EPS-Verpackungen die EPSY GmbH gegründet. Bei Kommunen, Landkreisen und EPS-Herstellern wurden bundesweit – mit Schwerpunkt in Süddeutschland - über 1.500 Sammelstellen eingerichtet. Dort können sortenreine, weiße, saubere und auf Faustgröße gebrochene EPS-Verpackungen angeliefert werden. Loose-fill-Packmittel werden in Kunststoffsäcken schmutzfrei auch farbig gemischt angenommen. Darüber hinaus nehmen im Rahmen von EPSY rund 40 Produzenten von EPS-Verpackungsmaterialien entsprechende Abfälle von ihren Kunden wieder zurück. Transportverpackungen ausgelieferter Großgeräte werden meist vom Lieferanten zurückgenommen und dem Verwertungssystem zugeführt [BRANDRUP 1995, S. 691ff]. Auch der Groß- und Einzelhandel sammelt EPS-Verpackungen und gibt diese über die entsprechenden Rücknahmesysteme an Verwerterbetriebe weiter.

### Aufbereitung

Die gebrauchten EPS-Verpackungen werden vor der Regranulierung mit Schneidmühlen in einem einstufigen Prozess zerkleinert. Zu dem damit verbundenen Energieaufwand liegen uns unterschiedliche Angaben vor. In einem Forschungsvorhaben wurden PS-Schaumplatten mit einer Stärke von 10 - 20 mm mittels einer Schneidmühle zerkleinert. Dabei wurde ein mittlerer Strombedarf von 107,3 MJ/Mg EPS ermittelt. Diesem Wert liegen jedoch nur wenige Versuchsläufe zugrunde [LESCHONSKI ET AL. 1981, S. 27]. In der *Vergleichenden Lebenswegbilanz von EPS-(Styropor®) und Wellpappe-Verpackungen* wurde ein Strombedarf von 385,2 MJ/Mg EPS für die Zerkleinerung gebrochener Formteile mit einer Dichte von 10 kg/m<sup>3</sup> verwendet [INFO KUNSTSTOFF BERLIN 1992, S. 21]. Da der erste Wert direkt gemessen wurde, der zweite dagegen nicht näher belegt ist, wird für die Bilanzierung standardmäßig von einem Strombedarf von 107,3 MJ/Mg EPS ausgegangen.

EPS schmilzt bei Wärmezufuhr unter Entgasung zu kompaktem Polystyrol zusammen. Dazu wird das zerkleinerte EPS zu einem Extruder gefördert, mit diesem aufgeschmolzen, entgast und granuliert. Eventuell vorhandene Schmutzanteile werden mittels Schmelzefiltration praktisch vollständig entfernt. Das so gewonnene, glasklare PS-Regrenulat kann für die Herstellung einfacher PS-Spritzguß- bzw. Extrusionsprodukte verwendet werden oder auf Direktbegasungsanlagen durch erneuten Zusatz von Treibmitteln wieder zu EPS-Produkten - wie beispielsweise bei der Flo-Pak GmbH zu Loose-fill-Packmitteln - verarbeitet werden [BRANDRUP 1995, S. 691ff.].

InFo Kunststoff Berlin gibt den Strombedarf für die Zerkleinerung, die wenig energieintensive Förderung und die Extrusion mit 3.276 MJ/Mg an [INFO KUNSTSTOFF BERLIN 1992, S. 21f.]. Zieht man davon den von InFo Kunststoff Berlin angegebenen Energiebedarf für die Zerkleinerung ab, so errechnet sich für die Extrusion einschließlich der Förderung ein Strombedarf von 2.890 MJ/Mg. In den BUWAL-Ökoinventaren für Verpackungen findet sich eine Zusammenstellung zum Strombedarf der Extrusion verschiedener Kunststoffe mit Werten zwischen 1.080 und 3.240 MJ/Mg [BUWAL 250/II 1996a, S. 345]. APME gibt für die Extrusion von PVC-Rohren einen Strombedarf von 1.728 MJ/Mg und für die Extrusion von HDPE-Rohren von 1.944 MJ/Mg an [APME 1997c, S. 15ff.]. Ackermann [1997, S. A-195ff.] hat für drei Anlagen zur Extrusion der DSD-Flaschenfraktion einen Strombedarf zwischen 1.241 und 2.353 MJ/Mg ermittelt, wobei der gewichtete Mittelwert bei

1.958 MJ/Mg liegt. Alle diese Werte liegen in einer vergleichbaren Größenordnung, wobei die Spannweite von 1.080 - 3.240 MJ/Mg reicht. Da sich die Angaben von InFo Kunststoff Berlin direkt auf die Extrusion zerkleinerter EPS-Verpackungsabfälle beziehen und sehr gut mit dem von der Flo-Pak GmbH gemessenen Wert von 2.740 MJ/Mg übereinstimmt, verwenden wir den aus den dortigen Angaben berechneten Wert von 2.890 MJ/Mg standardmäßig für die Bilanzierung.

In der von Info Kunststoff Berlin veröffentlichten Ökobilanz wird angenommen, dass bei der Zerkleinerung der EPS-Verpackungsabfälle mit anschließender Extrusion insgesamt 2 Gew.-% der Verpackungen in Form des Schäumungsmittels Pentan freigesetzt werden [INFO KUNSTSTOFF BERLIN 1992, S. 21ff]. Da wir bezüglich der EPS-Loose-fill-Packmittel davon ausgehen, dass die Treibmittel unmittelbar bei der Produktion vollständig in die Atmosphäre entweichen (vgl. Kapitel 6.3.1), ist diese Vorgehensweise analog auf die im Produktsystem verwerteten, gebrauchten EPS-Verpackungen zu übertragen. Bei deren Aufbereitung werden deshalb keine Treibmittel-Emissionen mehr angerechnet, da diese nach dieser Systematik bereits im Zusammenhang mit der Produktion entweichen sind..

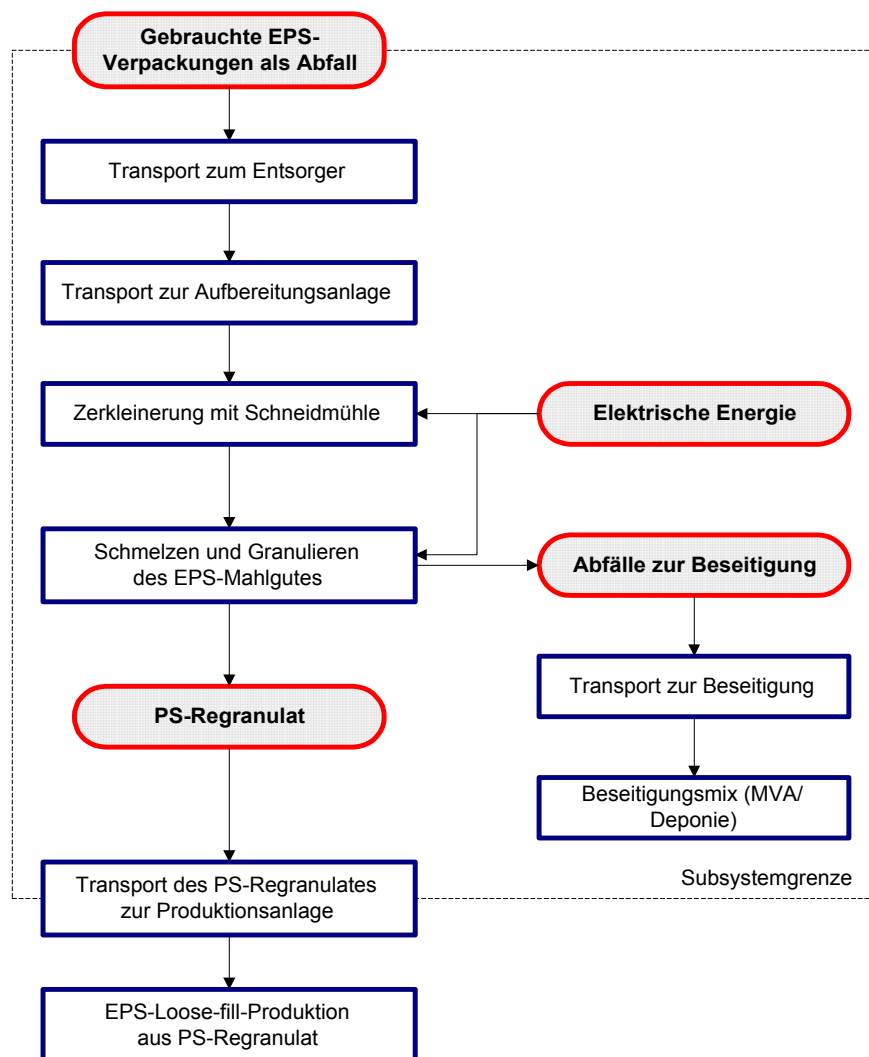


Abbildung 6-19: Verfahrensschema der Aufbereitung von EPS-Verpackungen zu PS-Regranulat

### Abfälle zur Beseitigung

Bei der Granulatherstellung aus sortenreinen gebrauchten EPS-Verpackungsabfällen fallen Abfälle zur Beseitigung bei der Schmelzefiltration an. In Anlehnung an die Angaben von ACKERMANN [1997, A-12 ff.] zum Siebkuchenrückstand beim Extrudieren der DSD-Flaschen-Fraktion gehen wir davon aus, dass ca. 10 kg Siebkuchen / Mg PS-Sekundärgranulat anfallen. Da der Siebkuchen zu einem wesentlichen Teil aus Polystyrol besteht, modellieren wir die thermische Beseitigung dieses Abfalls mit der Elementarzusammensetzung von PS (vgl. Tabelle 6-58).

### Transporte

Gebrauchte EPS-Verpackungen werden - falls sie nicht wiederverwendet werden - beim Empfänger des Transportgutes zu Abfall. Um die gebrauchten EPS-Verpackungen werkstofflich verwerten zu können, sind diese beim Empfänger separat zu erfassen und entweder direkt oder indirekt über Sammelstellen zur Recyclinganlage zu transportieren. Da es hier viele unterschiedliche Varianten gibt, die nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand bilanziert werden können, haben wir bei der Modellierung die im Folgenden beschriebenen Transportvorgänge exemplarisch angenommen.

Wir nehmen an, dass der erste Transport im Zusammenhang mit dem Recycling von EPS-Transportverpackungen durch einen Entsorger abgewickelt wird, der die EPS-Verpackungsabfälle beim Abfallerzeuger abholt und auf dem eigenen Gelände zwischengelagert. Dabei gehen wir von einem Standard-LKW mit einem maximal zulässigen Gesamtgewicht von 7,5 Mg und einem Transportvolumen von 30 m<sup>3</sup> aus. Die Entsorgung gewerblicher Unternehmen wird überwiegend durch regional ansässige Entsorgungsunternehmen ausgeführt. Wir gehen deshalb von einer Transportentfernung von rund 20 km aus. Zur Berechnung der massenbezogenen Auslastung wird ein spezifisches Transportvolumen der gebrochenen EPS-Verpackungen von 10 kg/m<sup>3</sup> angenommen [INFO KUNSTSTOFF 1992, S. 21].

Von den Entsorgern bzw. den Sammelstellen bei Industrie, Handel, Handwerk und Gewerbe werden die gesammelten EPS-Verpackungen zur Aufbereitungsanlage transportiert. Dabei werden Spezial-LKW mit einem Ladevolumen von 120 m<sup>3</sup> eingesetzt [IZK 1997, S. 10]. Für die durchschnittliche Transportentfernung nehmen wir in Anlehnung an Info Kunststoff Berlin [1992, S. 21-22] eine Distanz von 150 km an.

Nach der Aufbereitung der gesammelten EPS-Verpackungen zu PS-Regranulat wird dieses durch Speditionen von der Aufbereitungs- zur Produktionsanlage transportiert. Im Falle der Flo-Pak GmbH sind die wichtigsten Rohstofflieferanten für PS-Regranulate 60 km bzw. 1000 km entfernt. Bei der Modellierung berücksichtigen wir standardmäßig die kürzere Distanz. PS-Regranulat hat eine Schüttdichte von 630 bis 650 kg/m<sup>3</sup>, so dass von einer 100-%igen massenbezogenen Auslastung ausgegangen wird.

Bezüglich der Entsorgung der Abfälle zur Beseitigung (Filterkuchen) wird analog zu FLEISCHER ET AL. [1995, S. 77] davon ausgegangen, dass LKW mit einem zulässigen Gesamtgewicht von 20 Mg bei einer durchschnittlichen Transportentfernung von 50 km eingesetzt werden.

Tabelle 6-46: Transportparameter für den Einsatz von Regranulat aus EPS-Formteilen

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Innerorts	Fahranteil	
			Hinfahrt	Rückfahrt		Landstraße	Autobahn
EPS-Verpackungsabfälle zum Entsorger	20 km	3,75 Mg	8 Gew.-%	0 Gew.-%	60 %	30 %	10 %
EPS-Verpackungsabfälle vom Entsorger zur Aufbereitung	150 km	17,5 Mg	7 Gew.-%	5 Gew.-%	10 %	30 %	60 %
PS-Regranulat von Aufbereitung zur Loose-fill-Produktion	60 km	20,5 Mg	100 Gew.-%	80 Gew.-%	20 %	30 %	50 %
Abfälle zur Beseitigung	50 km	10,5 Mg	100 Gew.-%	0 Gew.-%	10 %	50 %	40 %
<b>Transporte im alternativen Entsorgungsmix (Äquivalenzsystem)</b>							
Transport bei der Restmüllsammlung	20 km	10,5 Mg	50 %	50 %	95 %	5 %	0 %
EPS-Verpackungsabfälle zum Entsorger	20 km	3,75 Mg	8 Gew.-%	0 Gew.-%	60 %	30 %	10 %
EPS-Verpackungsabfälle vom Entsorger zur Aufbereitung	150 km	17,5 Mg	7 Gew.-%	5 Gew.-%	10 %	30 %	60 %
EPS-Verpackungen zur energetischen Verwertung	150 km	17,5 Mg	7 Gew.-%	5 Gew.-%	10 %	30 %	60 %

### Herleitung von Zuschlägen und Abzügen für PS-Regranulate aus EPS-Verpackungen

Die INTERSEROH AG [1999] gibt in einer Stoffstrombrochure für EPS eine Produktionsmenge im Jahr 1997 von 225.000 Mg an. Davon sollen 25.000 Mg im Verpackungsbereich und der Rest im Bausektor eingesetzt worden sein. Die Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung [GVM 1992, S.21] gibt bereits für 1991 einen Verbrauch an Schaumkunststoff-Verpackungen aus Polystyrol von 47.665 Mg an. Wird eine unseren Ermessens realistische jährliche Steigerungsrate von 4 Gew.-% angenommen, so errechnet sich für 1997 eine EPS-Verbrauchsmenge im Verpackungsbereich von 62.724 Mg. Das Statistische Bundesamt gibt für 1994 für *Verpackungen und deren Teile aus Schaumstoff aus Polystyrol* eine Produktionsmenge von 39.732 Mg an [STATISTISCHES BUNDESAMT 1995, S. 159]. Die amtliche Statistik wurde 1995 hinsichtlich der Gliederung der Güterklassen umgestellt. Da Verpackungen aus EPS ab diesem Zeitpunkt nicht mehr separat ausgewiesen wurden, nehmen wir hier ebenfalls eine jährliche 4 %-ige Steigerung der Produktionsmenge an. Für 1997 ergibt sich auf diesem Wege eine Produktionsmenge an EPS-Verpackungen von 46.481 Mg gegenüber 62.724 Mg bei der Abschätzung auf Basis der GVM-Daten.

Für die Verwertung der als Abfall angefallenen EPS-Verpackungen liegen Angaben der INTERSEROH AG vor [INTERSEROH 1999]. Danach wurden im Jahr 1997 in Deutschland insgesamt 17.000 Mg gebrauchte EPS-Verpackungen eingesammelt und der Verwertung zugeführt. Zur Bestimmung einer Verwertungsquote können nun die verwerteten EPS-Abfallmengen zu den für den Verpackungsbereich produzierten Menge bzw. den in diesem Bereich verbrauchten Verpackungen ins Verhältnis gesetzt werden. Ausgehend von der Interseroh AG genannten Produktionsmenge an EPS-Verpackungen ergibt sich eine Verwertungsquote von 70 Gew.-%, mit der Verbrauchsmenge nach GVM von 27,1 Gew.-%

und mit der Produktionsmenge nach Angaben des Statistischen Bundesamtes von 36,6 Gew.-%. Da sich die Angaben der INTERSEROH AG [INTERSEROH 1999] mit den Angaben zum Rücknahmesystem EPSY [IZK 1997] decken, führen wir die Modellierung mit der von der Interseroh AG publizierten Verwertungsquote durch. Dennoch möchten wir darauf hinweisen, dass die Datenlage nicht zufriedenstellend ist und deshalb auch zu anderen Schlüssen führen könnte.

Von den im Rahmen von EPSY erfassten EPS-Verpackungsabfällen wurden 60 Gew.-% zu neuen PS-Produkten, 25 Gew.-% zu EPS-Produkten und 15 Gew.-% stofflich im Bauwesen und Landschaftsbau verwertet [IZK 1997, S. 8]. In der Modellierung gehen wir davon aus, dass 85 Gew.-% der erfassten EPS-Verpackungen werkstofflich verwertet werden. Im alternativen Entsorgungsmix werden die gleichen Sachbilanzdaten verwendet, die oben für die Aufbereitung der EPS-Verpackungen zu PS-Regranulat abgeleitet wurden. Da die stoffliche Verwertung im Bauwesen und Landschaftsbau aufgrund fehlender bzw. unscharfer Nutzenäquivalente kaum direkt abgebildet werden kann, nehmen wir für die Verwertung dieser restlichen 15 Gew.-% EPS-Verpackungen näherungsweise die energetische Verwertung in einer optimierten MVA an. Bezüglich der Elementarzusammensetzung verwenden wir die in Tabelle 6-58 aufgeführte PS-Zusammensetzung ohne Schwermetalle.

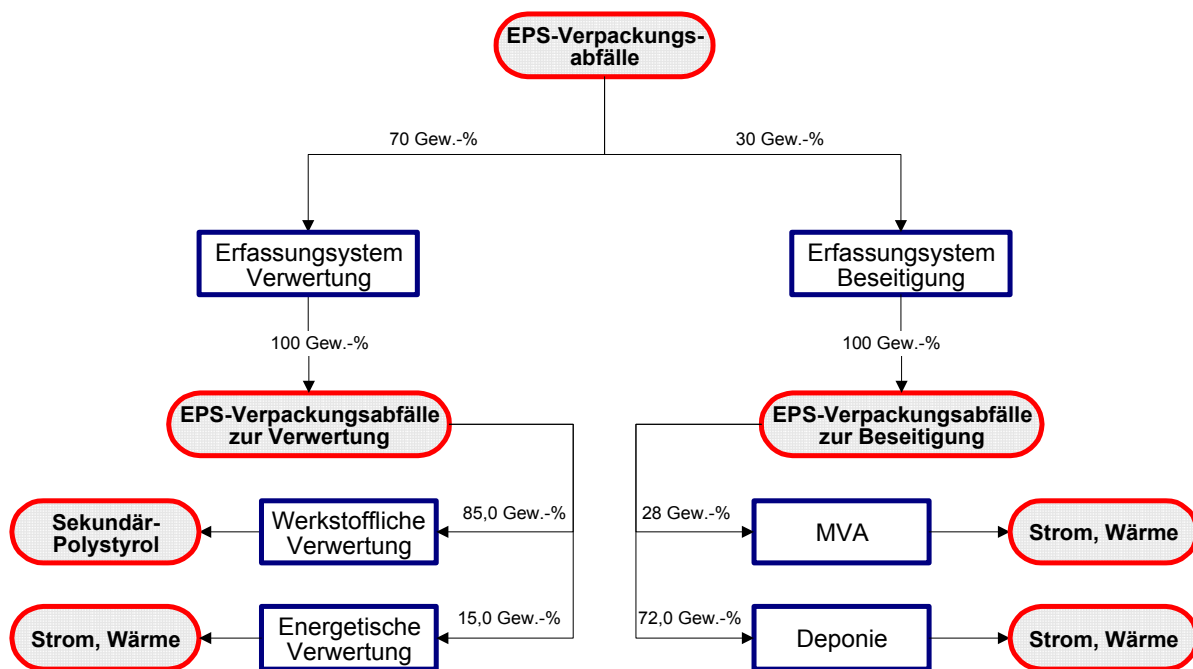


Abbildung 6-20: Entsorgungswege von EPS-Verpackungen als Grundlage für die Herleitung von Zu- und Abschlägen für die Verwendung daraus hergestellter PS-Rezyklate

Die im Loose-fill-Packmittelsystem verwendeten EPS-Verpackungsabfälle können nicht mehr mittels der im Entsorgungsmix (vgl. Abbildung 6-20) enthaltenen Verfahren behandelt werden. Die dadurch entgehenden Nutzen an Sekundär-Polystyrol sowie elektrischer und thermischer Energie werden entsprechend der Ausführungen zur systembezogenen Allokation (vgl. Kapitel 5.1.2) über die Modellierung von Äquivalenzprozessen

berücksichtigt. Die im alternativen Entsorgungsmix bilanzierten Transporte sind in Tabelle 6-46 zusammengestellt. Die Ableitung der Transportparameter für die Transporte zur werkstofflichen und energetischen Verwertung orientiert sich an den Angaben von INFO KUNSTSTOFF BERLIN [1992, S. 21-22].

#### 6.2.1.3.8 Produktion von Polystyrol-Regranulat aus der DSD-Becherfraktion

##### Allgemeines

Die Aufbereitung gemischter Kunststoffabfälle ist in der Regel mit höherem Aufwand verbunden als die Aufbereitung separat erfasster, sortenreiner Kunststoffabfälle. Zusätzlich ist auch die Sortierung der gemischten Kunststoffabfälle zu betrachten. Nach unserem Kenntnisstand wird derzeit für die Produktion von Loose-fill-Packmitteln kein PS-Regranulat aus der Aufbereitung gemischter Kunststoffabfälle verwendet. Wir betrachten diesen Fall jedoch, um Aussagen zu den maximalen Umweltauswirkungen beim Einsatz entsprechender PS-Regranulate machen zu können. Als Recyclingvariante mit hohem Aufbereitungsaufwand untersuchen wir die Aufbereitung der Becherfraktion aus der DSD-Sortierung zu PS-Regranulat. Garantiegeber für die Verwertungssicherheit sortierter Kunststoffverpackungen aus den Sammlungen des Dualen Systems ist die Deutsche Gesellschaft für Kunststoff-Recycling GmbH (DKR GmbH). Nach Angaben der DKR GmbH wurden 1997 567.000 Mg Kunststoffe aus Sortieranlagen übernommen und der werkstofflichen und rohstofflichen Verwertung im In- und Ausland zugeführt [DKR 1998, S. 22 und Titelseite]. Für die verwerteten Kunststoffe gibt die DSD AG eine Verwertungsquote bezogen auf die von der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM) ermittelten Verbrauchszahlen von 69 Gew.-% und damit eine Überschreitung der 1997 von der Verpackungsverordnung geforderten Verwertungsquote von 64 Gew.-% an [DSD 1998, S 15ff.].

Nach der Sortierung durchlaufen die Kunststoff-Sortierfraktionen einen Aufbereitungsprozess, in dem sie zu Regranulat oder Agglomerat verarbeitet werden. Im Folgenden werden die Sortierung der Leichtverpackungen und die Aufbereitung der Becherfraktion auf der Grundlage von Literaturrecherchen beschrieben und Sachbilanzdaten ermittelt.

##### Aussortierung der Becherfraktion aus DSD-Abfällen

Im Gegensatz zu den bisher betrachteten PS-Mahlgutarten und dem PS-Regranulat aus EPS werden die über die DSD AG erfassten Becher nicht sortenrein gesammelt, sondern fallen verschmutzt in einem Gemisch mit anderen Leichtverpackungen an. Dieses über den Gelben Sack bzw. die Gelbe Tonne erfasste Gemisch wird in rund 350 Sortieranlagen der Entsorgungswirtschaft und der Kommunen in die Wertstofffraktionen Verbunde, Weißblech und Aluminium sowie verschiedene Kunststofffraktionen aufgetrennt [DKR 1997]. Die Kunststoffverpackungen werden in die Fraktionen Flaschen, Becher, EPS, Folien und Mischkunststoffe getrennt. Die Mischkunststoffe hatten 1997 einen Anteil von 62 Gew.-% an den Kunststofffraktionen, die Folienfraktion von 27 Gew.-%, die Flaschenfraktion von 9 Gew.-% und die Becher- und EPS-Fraktion von jeweils 1 Gew.-% [DKR 1997 u. 1999].

Noch 1995 wiesen 90 % aller Sortieranlagen einen niedrigen Mechanisierungsgrad mit ausschließlicher manueller Sortierung der nichtmetallischen Inhaltsstoffe auf. Durch die manuelle Abtrennung konnte jedoch eine relativ effiziente Sorten- und Typentrennung erreicht werden. Bei den folgenden Betrachtungen zur Sortierung gehen wir davon aus, dass die



Energieaufwendungen sowie die bei der Sortierung entstehenden Sortierreste entsprechend der Gewichtsanteile der Sortierfraktionen auf diese verteilt werden. Damit handelt es sich hier um das typische Beispiel einer massenbezogenen Allokation bei einem Multi-Output-Prozesses.

VOGT [1996, S. 35-36] betrachtet die Massen- und Energiebilanz einer DSD-Sortieranlage nach dem heutigen Stand der Technik mit einem Jahresdurchsatz von 50.000 Mg. Der Output der Anlage teilt sich in die Fraktionen Folien (1,46 Gew.-%), Hohlkörper (0,21 Gew.-%), Becher (0,18 Gew.-%), Mischkunststoff (5,10 Gew.-%), sonstige Wertstoffe (77,05 Gew.-%) und Sortierrest (16,0 Gew.-%) auf. Der Strombedarf beläuft sich auf 108 MJ Strom/Mg Input, der Verbrauch an Erdgas, das zur Aufheizung der Absaugluft eingesetzt wird, auf rund 100,44 MJ Erdgas/Mg Input [VOGT 1996, S. 35].

FLEISCHER ET AL. [1995, S. 77] gehen bei Ihrer Ökobilanz zur Verwertung von Kunststoffabfällen aufgrund von Umfragen davon aus, dass der mittlere Verbrauch an elektrischer Energie bei der Sortierung von Leichtverpackungen bei 144 MJ/Mg liegt<sup>2</sup>. Zum Verbrauch von Erdgas bzw. Heizöl werden keine Angaben gemacht. Der Anteil des Sortierrestes wird mit 25,1 Gew.-% angegeben. Bei massenbezogener Verteilung ergibt sich so ein Energieverbrauch von 192,3 MJ Strom/Mg Wertstoff-Output.

Die Angaben zur LVP-Sortierung bei FLEISCHER ET AL. [1995, S. 77] sind wenig nachvollziehbar dargestellt. Deshalb verwenden wir für die Bilanzierung standardmäßig die von VOGT [1996, S. 36] veröffentlichten Werte. Da es sich dabei um einen Multi-Output-Prozess handelt und im Weiteren nur noch die Becherfraktion interessiert, allokalieren wir die Aufwendungen (Energieverbrauch, Abfallinput, Sortierreste) entsprechend des Massenanteils am Wertstoffoutput auf die einzelnen Fraktionen. Danach liegt der Stromverbrauch bei 128,6 MJ Strom/Mg Wertstoff-Output, der Erdgasverbrauch bei 119,6 MJ Erdgas/Mg Wertstoff-Output. Bei einem für alle Fraktionen gleichmäßig angenommenen Sortierrestanteil von 16 Gew.-% werden folglich anteilmäßig 1190 kg DSD-Abfälle je 1000 kg Becherfraktion benötigt.

---

<sup>2</sup>

Dort ist nicht angegeben, ob sich diese Angaben auf den Input oder auf den Wertstoff-Output beziehen. Aufgrund der Formulierung und der folgenden Abbildung gehen wir davon aus, dass sich der Wert auf den Input bezieht.

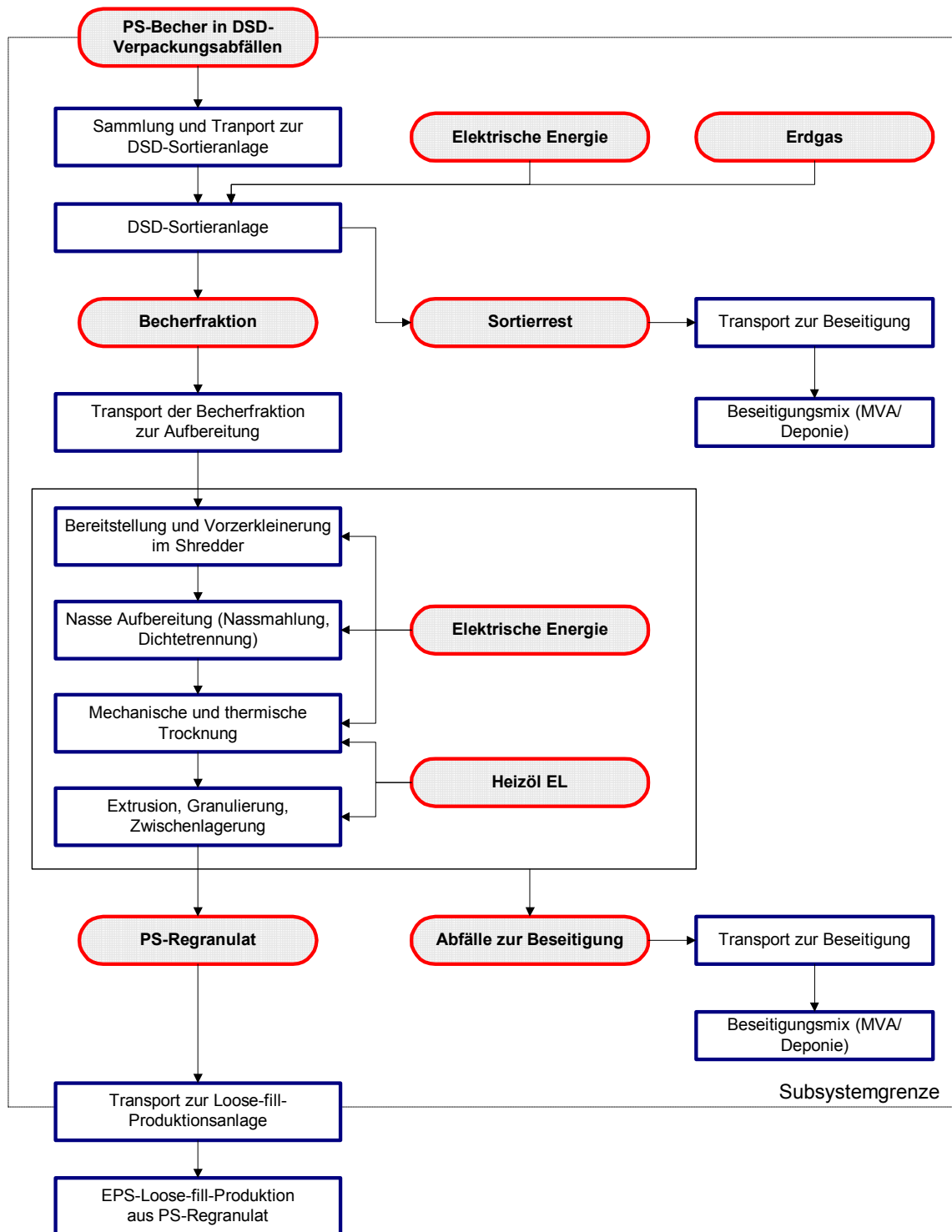


Abbildung 6-21: Verfahrensschema der Aufbereitung gemischter DSD-Verpackungsabfälle zu PS-Regranulat (In Anlehnung an [FLEISCHER ET AL. 1995] und [ACKERMANN 1997])

### Aufbereitung

Die in den Sortieranlagen zur Sortierung des DSD-Abfälle gewonnene Becherfraktion, die sich jeweils zu etwa 50 Gew.-% aus Polystyrol- und Polypropylen-Bechern zusammensetzt [DKR 1999; VOGT 1996, S. 41], wird in einem Aufbereitungsunternehmen zu PS-Regranulat verarbeitet. Um hohe Materialqualitäten zu erreichen, müssen PP und andere Kunst-

stoffe und Verunreinigungen abgetrennt werden. Die so gewonnene PS-Fraktion wird anschließend über eine Extrusion mit Schmelzefiltration zu PS-Regranulat verarbeitet.

Zu den damit einhergehenden Umweltauswirkungen liegen uns verschiedene Veröffentlichungen mit jeweils spezifischen Vor- und Nachteilen vor. VOGT [1996] untersucht eine technisch fortschrittliche Anlage und gibt Werte an, die spezifisch auf die Aufbereitung der Becherfraktion bezogen sind. ACKERMANN [1997] unternimmt den Versuch, ausgehend von Untersuchungen mehrerer Aufbereitungsanlagen repräsentative Werte für die Sachbilanz der Aufbereitung von Altkunststoffen aus dem Dualen System abzuleiten. Er bezieht sich dabei jedoch auf die Flaschenfraktion. FLEISCHER ET AL. [1995] geben in ihrer Ökobilanz zur Verwertung von DSD-Kunststoffabfällen Werte für die Aufbereitung der Flaschenfraktion an, die aus den Ergebnissen einer Firmenbefragung abgeleitet worden sind, sowie deutlich niedrigere Werte auf der Basis von Literaturangaben und eigenen Überlegungen.

Da sich die Angaben von VOGT [1996] direkt auf die Aufbereitung der Becherfraktion beziehen, verwenden wir bei der Bilanzierung standardmäßig die Werte von VOGT [1996, S 39-41]. Dieser untersucht die Aufbereitung der DSD-Becherfraktion mit dem sogenannten Censor-Verfahren, das 1996 in fünf Anlagen in Deutschland realisiert war. Dabei wird die zu Ballen gepresste Becherfraktion vorzerkleinert und nach der Entfernung von Störstoffen unter Wasserzugabe mittels einer Schneidmühle auf eine Korngröße kleiner 10 mm zerkleinert und gereinigt. Nach mechanischer Trocknung und Zwischenlagerung erfolgt die Abtrennung einer Leichtfraktion mit einer Dichte  $\leq 1 \text{ g/cm}^3$  in einer mit Wasser als Trennmittel betriebenen Trennzentrifuge. Diese sortenreine Polypropylen-Fraktion wird mechanisch und thermisch getrocknet und zu Regranulat verarbeitet.

Aus der Schwerfraktion wird mit einem Hydrozyklon die Polystyrol-Fraktion abgetrennt und nach Trocknung ebenfalls zu Regranulat verarbeitet. Auf diesem Weg lassen sich aus der Becherfraktion, die am Beginn der Aufbereitung einen Wassergehalt von über 10 Gew.-% aufweist, 38,2 Gew.-% PS-Regranulat und 35,7 Gew.-% PP-Regranulat gewinnen. Der Anteil der Abfälle zur Beseitigung liegt bei 16,0 Gew.-% des Inputs. Rund 10 Gew.-% des Inputs entweichen als Wasserdampf bei der Trocknung. Der Strombedarf der Anlage liegt inklusive der Regranulierung bei 2.063 MJ/Mg Input an Becherfraktion, der für die thermische Trocknung benötigte und über ein mit Erdgas betriebenes Heizkraftwerk bereitgestellte Wärmebedarf bei 329 MJ/Mg Input. Auch hier handelt es sich um einen Multi-Output-Prozess bei dem die Stoff- und Energieflüsse massenbezogen zwischen den beiden erwünschten Outputs Polystyrol- und Polypropylen-Regranulat allokiert werden. So ergibt sich ein Strombedarf von rund 2.788 MJ/Mg PS-Regranulat und ein Wärmebedarf von 445 MJ/Mg PS-Regranulat; der Produktion von 1.000 kg PS-Produktion wird ein Input von 1.353 kg Becherfraktion angerechnet.

Die Aufbereitung der Flaschenfraktion zu PE-Regranulat ist bis auf den Trennungsschritt von Polystyrol und Polypropylen nahezu identisch. Da die physikalischen Eigenschaften der Kunststoffe vergleichbar sind, gehen wir im Folgenden – obwohl wir die im vorhergehenden Absatz abgeleiteten Werte nach VOGT [1996] für die Bilanzierung verwenden – auch auf die anderen beiden Arbeiten ein, um so die Spannbreite der Werte zu verdeutlichen. Die detaillierteren und insgesamt für die Aufbereitung gebrauchter Kunststoffverpackungen repräsentativeren Daten stammen von ACKERMANN [1997], die höheren Werte

kommen von FLEISCHER ET AL. [1995] und werden dort um niedriger liegende Angaben ergänzt.

ACKERMANN [1997] hat ausgehend von gemessenen Werten und eigenen Abschätzungen die Stoff- und Energiebilanz für drei konkrete Aufbereitungsanlagen aufgestellt. Auf Basis dieser Werte sowie den Marktanteilen des jeweils bilanzierten Verfahrenskonzeptes leitet er mit Hilfe statistischer Verfahren allgemein nutzbare Sachbilanzdaten für die Aufbereitung von DSD-Kunststoffabfällen zu Regranulat ab. Da in den betrachteten Anlagen die DSD-Flaschenfraktion (Flaschen < 5 l) zu PE-Regranulat verarbeitet wird, lassen sich die Werte von Ackermann zwar nicht direkt auf die PS-Regranulatherstellung aus der DSD-Becherfraktion übertragen. Aufgrund der prinzipiellen Ähnlichkeit der Aufbereitung der DSD-Flaschen- und der DSD-Becherfraktion können diese Angaben näherungsweise durchaus als Vergleichswerte herangezogen werden. Für den Strombedarf der Flaschenaufbereitung errechnet sich demnach ein Wert von 3.045 MJ/Mg PE-Regranulat und zur thermischen Trocknung ein Heizölbedarf von 301 MJ/Mg PE-Regranulat [ACKERMANN 1997, A-12ff].

FLEISCHER ET AL. [1995, S. 10] beschreiben auf der Basis von Umfragen, die bei der Kunststoffindustrie durchgeführt wurden, einen allgemeinen Prozess zur Aufbereitung der Flaschenfraktion aus der DSD-Sortierung. Nach den Umfrageergebnissen werden für die Aufbereitung der Flaschenfraktion 4.222 MJ Netzstrom/Mg Regranulat und 111 MJ Wärme aus Heizöl/Mg Regranulat benötigt. Diese Werte schätzen Fleischer et al. als zu hoch ein und begründen dies damit, dass bei der Erhebung tendenziell zu hohe Werte angegeben wurden. Sie gehen deshalb von einem um 20 % geringeren Stromverbrauch (3.378 MJ/Mg Regranulat) und begründen dies auch mit theoretischen Abschätzungen, die selbst für ungünstigste Annahmen nur einen Strombedarf in der Größenordnung von 1728 bis 2.340 MJ/Mg Regranulat ergeben haben [FLEISCHER ET AL. 1995, S. 175 u. 312].

#### Abfälle zur Verwertung und Beseitigung

Relativ problematisch stellt sich die Ableitung der Sortierrestanteile dar: Nach VOGT [1996] fallen bei der Sortierung von DSD-Abfällen rund 16 Gew.-% des Inputs als Sortierreste an, die je nach Entsorgungsstruktur entweder energetisch verwertet, thermisch behandelt oder deponiert werden. FRIEGE UND SCHMIDT [1999, S. 412-418] zitieren in ihrem Artikel Angaben der DSD AG gegenüber dem Landes-Umweltministerium zu den Mengenstromnachweisen für LVP-Sortieranlagen in Nordrhein-Westfalen. Sowohl für die Sammlung im ländlichen Raum als auch in Großstädten liegt der Anteil des Sortierrestes zwischen 20 und 52 Gew.-% der eingesammelten Leichtverpackungen. Weiterhin zitieren sie eine im März 1999 veröffentlichte Studie des DSD-Kuratoriums mit dem Titel *Optimierung von Getrennterfassung des Dualen Systems unter Berücksichtigung von Sammelleistungen, Wirtschaftlichkeit und Hygiene* [KURATORIUM DSD 1999, S. 28-33], in der die Anteile der Sortierreste für den ländlichen Raum mit 29,3 bis 49,4 Gew.-% und für den städtischen Bereich mit 35 bis 52,6 Gew.-% beziffert werden. Nach Angaben der DSD AG [1999] zur Studie des DSD-Kuratoriums liegt der Störstoffanteil im LVP-Sammelgemisch im ländlichen Raum bei 35,9 Gew.-% und in Städten bei 47,4 Gew.-%. Dabei werden in der Studie und von der DSD AG unter der Fraktion *Störstoffe* Unrat (z.B. Windeln, organische Abfälle), Glas, Papier und sogenannte stoffgleiche Nichtverpackungen verstanden. Im Jahresbericht 1998 des nordrhein-westfälischen Landesumweltamtes wird über den Mengenstromnachweis der DSD AG für NRW berichtet [OBERDÖRFER 1998]. In den

74 Sortieranlagen in Nordrhein-Westfalen, die keinen einheitlichen technischen Standard haben, und auch verschiedene Sortierfraktionen erzeugen, werden im Durchschnitt etwa 34 Gew.-% der eingesammelten Verpackungsabfälle als Sortierrest einer Beseitigung in Müllverbrennungsanlagen oder auf der Deponie zugeführt. Diese aus verschiedenen Quellen stammenden Angaben zum Anteil des Sortierrestes an den durch das Duale System erfassten Abfällen geben entweder Spannweiten an oder beziehen sich auf einzelne Regionen (Nordrhein-Westfalen). Es kann deshalb kein Mittelwert gebildet werden. Näherungsweise nehmen wir für die Bilanzierung des inputbezogenen Äquivalenzsystems einen eher am unteren Rand befindlichen durchschnittlichen Sortierrest-Anteil von 25 Gew.-% an, um so zumindest näherungsweise den Plan-Zustand abzubilden.

Standardmäßig gehen wir bei der Bilanzierung davon aus, dass die Sortierreste als hausmüllähnlicher Gewerbeabfall gemäß des in Kapitel 6.5.7.1 beschriebenen Beseitigungsmixes beseitigt werden. Die Beseitigung des Sortierrestes wird mit der von FLEISCHER ET AL. [1995, S. 74] angegebenen Elementarzusammensetzung für Sortierreste (vgl. Tabelle 6-58) modelliert. Da der Sortierrest danach einen Heizwert von 16,4 MJ hat, könnte dieser prinzipiell als hausmüllähnlicher Gewerbeabfall auch energetisch verwertet werden.

Bei der Aufbereitung der PS-Becher in der von VOGT [1996] bilanzierten Censor-Anlage fallen zusätzlich Abfälle zur Beseitigung an. Für diese Abfälle nehmen wir an, dass sie vor allem aus Polystyrol bestehen und als hausmüllähnlicher Gewerbeabfall entsprechend dem bundesdeutschen Beseitigungsmix entsorgt werden. Für die Modellierung thermischer Prozesse verwenden wir deshalb die Elementarzusammensetzung von PS-Bechern aus DSD nach FLEISCHER ET AL. [1995, Anhang, S. 6] (vgl. Tabelle 6-58).

### Transporte

Nachfolgend werden die im Zusammenhang mit der Herstellung von PS-Rezyklaten aus der DSD-Becherfraktion notwendigen Transporte beschrieben und die für die Bilanzierung eingesetzten Transportparameter abgeleitet. Zusammenfassend sind diese in der unten folgenden Tabelle 6-47 zusammengestellt.

Nach Angaben der DKR GmbH werden etwa 75 % der Wertstoffe durch Holsysteme und 25 % durch Bring- und Mischsysteme erfasst. Die in diesem Szenario betrachteten, mit anderen Kunststoffabfällen vermischten PS-Abfälle fallen zum großen Teil über die Erfassung in der *Gelben Tonne* an. Aufgrund der Dominanz des Holsystems betrachten wir ausschließlich dieses und gehen nicht weiter auf Bringsysteme ein. Für die Leerung der Gelben Tonnen bzw. Erfassung der Gelben Säcke gehen wir von einem Fahrzeug mit einem zulässigen Gesamtgewicht von 24 Mg und einer geschätzten maximalen Nutzlast von 15,2 Mg aus. Die effektive, über die Fahrtstrecke gemittelte Nutzlast bei der Erfassung von Leichtverpackungen liegt bei 2 Mg, was einer durchschnittlichen massenbezogenen Auslastung von rund 13 Gew.-% entspricht. Die ausschließlich innerorts befindliche Fahrtstrecke pro Tour beträgt insgesamt 110 km [FLEISCHER ET AL. 1996, S. 75]; da es sich um ein Rundtour handelt, wird die einfache Fahrtstrecke mit 55 km angesetzt.

Nach [FLEISCHER ET AL. 1996, S. 78] erfolgt der Transport von der Sortieranlage zur Aufbereitung im Lkw mit einer maximalen Nutzlast von 25 Mg über eine durchschnittliche Entfernung von 200 km. Da die effektive Nutzlast für Hohlkörper ca. 10 Mg beträgt, ergibt sich eine Auslastung von 40 %. Die Rückfahrt soll leer erfolgen. Für die Fahranteile wurden Annahmen getroffen, wobei mit zunehmenden Entfernungen von einem größeren

Anteil der Autobahnstrecken ausgegangen wurde. Da bei der Aufbereitung der Becher aus der DSD-Sammlung sowohl Abfälle zur Beseitigung als auch Abfälle zur Verwertung anfallen, werden die Transporte zu den jeweiligen Verwertungs- bzw. Beseitigungsanlagen bei der Bilanzierung berücksichtigt. Für die Transporte dieser Aufbereitungsabfälle sowie für den Transport der Sortierreste aus der LVP-Sortierung wird ein Lkw mit 10,5 Mg Nutzlast angenommen und 50 km durchschnittliche Entfernung bei leerer Rückfahrt angenommen. Die Fahranteile wurden geschätzt.

Tabelle 6-47: Transportparameter für den Einsatz PS-Regranulat aus der PS-Fraktion gemischt gesammelter PS-Abfälle

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Innerorts	Fahranteil	
			Hinfahrt	Rückfahrt		Landstraße	Autobahn
DSD-Verpackungsabfälle	55 km	15,3 Mg	13 %	13 %	100 %	0 %	0 %
Sortierreste	50 km	10,5 Mg	100 %	0 %	20 %	60 %	20 %
Becherfraktion	200 km	28 Mg	40 %	0 %	10 %	30 %	60 %
Abfälle zur Beseitigung	50 km	10,5 Mg	100 %	0 %	20 %	60 %	20 %
Abfälle zur Verwertung	50 km	10,5 Mg	100 %	0 %	20 %	60 %	20 %
PS-Regranulat	200 km	28 Mg	100 %	80 %	10 %	30%	60 %
<b>Transporte im alternativen Entsorgungsmix (Äquivalenzsystem)</b>							
DSD-Verpackungsabfälle	55 km	15,3 Mg	13 %	13 %	100 %	0 %	0 %
Sortierrest zur Beseitigung	50 km	10,5 Mg	100 %	0 %	20 %	60 %	20 %
Mischkunststoffe zur Aufbereitung	200 km	28 Mg	45 %	50 %	5 %	20 %	75 %
Mischkunststoff-Agglomerat zur rohstofflichen Verwertung	200 km	28 Mg	100 %	50 %	5 %	20 %	75 %
Abfälle zur Beseitigung aus Censor-Anlage	50 km	10,5 Mg	100 %	0 %	10 %	50 %	40 %

#### Herleitung von Zuschlägen und Abzügen für PS-Regranulate aus der DSD-Becherfraktion

Da weder zur Produktion, zum Verbrauch noch zum Verbleib von PS-Bechern nach Gebrauch repräsentative Daten vorliegen, kann die Abbildung der Entsorgungswege nur auf Basis von Abschätzungen erfolgen. Die diesen zugrundeliegenden Annahmen werden im Folgenden für jeden Punkt erläutert. Dabei gehen wir davon aus, dass über das DSD erfasste PS-Becher nur in die Sortierfraktionen Becher, Mischkunststoffe und Sortierreste gelangen. Weiterhin nehmen wir an, dass der Verbrauch der als Einwegverpackung verwendeten PS-Becher der Gesamtabfallmenge an PS-Bechern im jeweiligen Jahr entspricht. Den Abschluss bildet die Darstellung der von uns abgeschätzten und standardmäßig für die Bilanzierung verwendete Aufteilung der PS-Becher auf verschiedene Entsorgungspfade.

Durch Auswertung verschiedener Literaturquellen wurde über verschiedene Zwischengrößen die absoluten Mengen und die Massenanteile der PS-Becher an den DSD-Sortierfraktionen abgeschätzt (vgl. Tabelle 6-48). Nach dieser Abschätzung ergibt sich als Summe der PS-Becher, die sich auf die verschiedenen Sortierfraktionen verteilen, eine Menge von 86.994 Mg. Davon entfallen 61,83 Gew.-% auf die Mischkunststoffe, 35,48 Gew.-% auf den Sortierrest und 2,69 Gew.-% auf die Becherfraktion. Von den auf die Becherfraktion entfallenden PS-Bechern werden 99,5 Gew.-% zu PS-Regranulat aufbereitet und 0,5 Gew.-% fallen als Abfälle zur Beseitigung an, die im Beseitigungsmix beseitigt werden. Damit liegt die auf diesem Wege ermittelte Menge schon ohne Berücksichtigung der Erfassungsquoten deutlich über der auf der Basis von GVM-Angaben angenommenen jährlichen Verbrauchsmenge an PS-Bechern von 70.294 Mg, so dass keine Verwertungsquote aufgrund dieser Abschätzung berechnet werden kann. Da für die Modellierung jedoch nur die Massenanteile der PS-Becher an den DSD-Sortierfraktionen relevant sind (vgl. die folgende Abbildung 6-22), arbeiten wir dabei mit den abgeleiteten Werten.

Tabelle 6-48: Verteilung der PS-Becher auf die DSD-Sortierfraktionen – Quellen und Zwischen-  
größen zur Bestimmung der Mengen

Stoffstrom	Zwischengrößen	Datenquellen
Produktionsmenge für PS-Becher	Produktionsmengen	[GVM 1992], [IK 1999] und Hochrechnung
PS-Becher in der DSD-Mischkunststofffraktion	Sortierfraktionen Mischkunststoffe (Becher, Hohlkörper, Folien, Formteile, Schäume)	[WIEDEMANN U. WOIDASKY 1999, S. 3]
	Anteile PS und PP in der Becherfraktion	[FLEISCHER ET AL. 1995, Anh. S. 4]
	Anteil der Mischkunststoffe an den DSD-Kunststoff-Sortierfraktionen	[DKR 1998, Umschlagseite]
PS-Becher im DSD-Sortierrest	Anteil der Kunststoffe im Sortierrest	[FLEISCHER ET AL. 1995, Anh. S. 9]
	Polymerverteilung im Sortierrest	[FLEISCHER ET AL. 1995, Anh. S. 9]
	Sortierrest in DSD-Sortieranlagen	[DSD 1999; KURATORIUM DSD 1999, S. 28ff.; OBERDÖRFER 1998].
	Menge DSD-Wertstoffe zur Verwertung	[DSD 1998, S. 16]
PS-Becher in der DSD-Becherfraktion (PS u. PP)	Menge Becher und EPS-Fraktion aus DSD-Sammlung	[DKR 1998, Umschlagseite; DKR 1999; DKR 1999c]
	PS und PP in Becherfraktion	[Vogt 1996, S. 41]
PS-Becher in den Abfälle zur Beseitigung aus der Aufbereitung der DSD-Becherfraktion	Abfälle zur Beseitigung, Siebkuchen PS und PP im Siebkuchen	[ACKERMANN 1997, A12-7, S. A-188]

Bezüglich der Erfassungs- und Verwertungsquoten für PS-Becher gibt es keine expliziten Nachweise. Dementsprechend sind auch hier Annahmen auf Basis allgemeiner Daten zur Erfassung bzw. Verwertung von Kunststoffverkaufsverpackungen bzw. der von uns abgeleiteten Mengendaten zu treffen. In einem ersten Ansatz, den wir standardmäßig für die Bilanzierung verwenden, gehen wir davon aus, dass PS-Becher im gleichen Verhältnis verwertet werden wie sonstige Kunststoffverpackungen. Die DSD AG gibt für das Jahr 1997 nur allgemein eine Verwertungsquote für Kunststoffverkaufsverpackungen an. Diese errechnet sich aus dem Verhältnis der Verbrauchsmengen zu den der DKR überstellten

Kunststoffsortierfraktionen und lag 1997 bei 69 Gew.-% [DSD 1998, S. 15].  
 Bezüglich der Erfassungsquote liegen uns nur allgemeine Angaben der DSD AG für Verkaufsverpackungen vor. Danach liegt diese bei 89 Gew.-% [DSD 1998, Umschlag]. Eine spezifische Erfassungsquote für Kunststoffverpackungen wird jedoch nicht ausgewiesen. Aufgrund der genannten Verwertungsquoten liegt diese jedoch minimal bei 69 Gew.-%. Diesen Wert nehmen wir näherungsweise als Erfassungsquote für PS-Becher an.

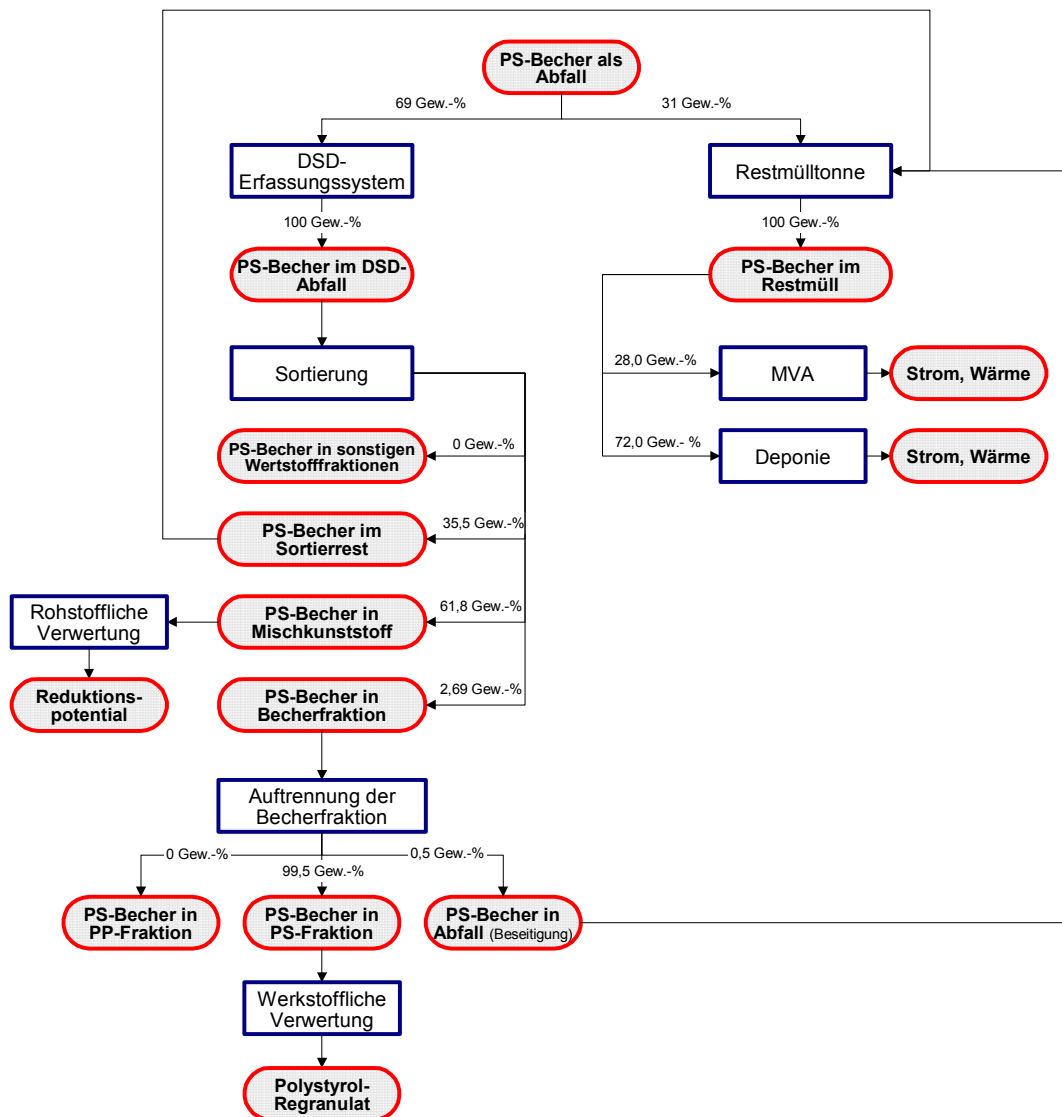


Abbildung 6-22: Entsorgungswege von PS-Bechern als Grundlage für die Herleitung von Zu- und Abschlägen für die Verwendung daraus hergestellter PS-Rezyklate

Durch Verwendung der PS-Becher aus der DSD-Sammlung im Loose-fill-Produktsystem entgehen Nutzen wie Sekundär-Polystyrol, elektrische und thermische Energie und *Reduktionspotential* aus dem Entsorgungsmix, in dem die PS-Becher sonst behandelt worden wären. Diese entgangenen Nutzen werden deshalb über entsprechende Äquivalenzprozesse abgebildet. Die damit verbundenen Stoff- und Energieflüsse werden mit dem eigentlichen Produktsystem als Zuschläge und Abzüge verrechnet (vgl. Kapitel 5.1.2.9.6). Für die Berechnung von thermischen Prozessen wird dabei die Elementarzusammensetzung von PS-Bechern aus der DSD-Sortierung (vgl. Tabelle 6-58) verwendet. Es wird davon ausge-



gangen, dass die PS-Becher bei der Sortierung mit Schadstoffen kontaminiert werden, die sich in den gemischten Leichtverpackungen befinden.

Die PS-Becher gehen, je nachdem, ob sie über die Restmülltonne oder die DSD-Sammlung erfasst werden und bei der DSD-Sortierung in verschiedene Sortierfraktionen gelangen, unterschiedliche Entsorgungswege. Demzufolge müssen in den Äquivalenzsystemen zusätzlich zu den Transporten im Rahmen der werkstofflichen Verwertung, die bereits bei der Aufbereitung der PS-Becher aus DSD-Sammlung dokumentiert wurden, Transporte zur rohstofflichen Verwertung und Transporte im Rahmen der Restmüllsammlung betrachtet werden. Für die Transporte der PS-Becher, die mit der Mischkunststofffraktion rohstofflich verwertet werden, liegen nach FLEISCHER ET AL. [1995, S. 65 u. S. 70] Abschätzungen vor. Mit Hilfe der Nutzlast für Mischkunststoffe von 12,60 Mg [FLEISCHER ET AL. 1995, S. 78] und der maximalen Zuladung von 28 Mg kann die Auslastung der Lkw beim Transport von Mischkunststoffen zu 45 Gew.-% berechnet werden. Für die fehlenden Angaben zum Auslastungsgrad der Rückfahrt und den Fahranteilen innerorts, auf Autobahnen und Landstraßen wurden unter Berücksichtigung der Transportentfernung Annahmen getroffen (vgl. Tabelle 6-47). Transporte bei der Restmüllsammlung sind in Kapitel 6.5.2 beschrieben.

### 6.2.1.3.9 Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Sekundär-Polystyrol-Herkünfte

In der nachfolgenden Tabelle 6-49 werden die wesentliche Eckdaten zu den modellierten Wegen der Sekundär-Polystyrol-Gewinnung abschließend zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 6-49: Zusammenfassung wesentlicher Kenndaten zu den eingesetzten PS-Abfällen (Aufwendungen und Grundannahmen zum jeweiligen inputbezogenen Äquivalenzsystem)

	<b>PS-Mahlgut aus Produktionsabfällen</b>	<b>PS-Mahlgut aus CD/MC-Abfällen</b>	<b>PS-Regranulat aus EPS-Verpackungen</b>	<b>PS-Regranulat aus DSD-Kunststoffabfällen</b>
<b>Energieeinsatz</b>	externe Zerkleinerung 27,4 MJ Strom/Mg	externe Zerkleinerung 27,4 MJ Strom/Mg	1) Schneiden 107,3 MJ Strom/Mg EPS 2) Extrusion 2.890 MJ Strom/Mg EPS	1) Sortierung 128,6 MJ Strom + 119,6 MJ Erdgas pro Mg Wertstoff-Output 2) Extrusion 2.788 MJ Strom + 445 MJ Wärme pro Mg PS-Regranulat
<b>Aufbereitung</b>				
<b>Abfälle zur Beseitigung</b>	1,7 Gew.-% der Einsatzmenge = 6,8 kg	5 Gew.-% der Einsatzmenge = 20,6 kg	ca. 0,9 Gew.-% der Einsatzmenge = 3,6 kg	zu 1) 16 Gew.-% d. Einsatzmenge = ca. 101 kg zu 2) 16 Gew.-% der PS-Bechermenge = ca. 85 kg <sup>1)</sup>
<b>Einsatzmenge</b> <sup>2)</sup>	399,2 kg	413 kg	396 kg	632 kg
<b>Alternative Entsorgung der Einsatzmenge</b> <sup>3) 4)</sup>	<u>77,6% Verwertung</u> 97,3% Sek.-PS 2,7% energetisch	<u>5% Verwertung</u> 100% Sek.-PS	<u>70% Verwertung</u> 85% Sekundär-PS 15% energetisch	<u>44,5% Verwertung</u> 95,8% rohstofflich 4,2% Sekundär-PS
	<u>22,3% Beseitigung</u> 28% MVA 72% Deponie	<u>95% Beseitigung</u> 28% MVA 72% Deponie	<u>30% Beseitigung</u> 28% MVA 72% Deponie	<u>55,5% Beseitigung</u> 28% MVA 72% Deponie

1) Die verbleibende Differenz zwischen Einsatzmenge und der Menge an PS-Regranulat entspricht dem Wasserdampf, der bei Extrusion entweicht (ca. 53,6 kg)

2) Die Einsatzmenge entspricht der nötigen Abfallinputmenge zur Gewinnung von 392,4 kg PS-Mahlgut bzw. -Regranulat, die wiederum zur Produktion von 100 m³ EPS-Loose-fill-Packmitteln gebraucht werden.

3) Prozentangaben umgerechnet auf letztendlich resultierenden Entsorgungsmix.

4) Als entgangener Zusatznutzen steht Sekundär-PS der Marktmix für Polystyrol gegenüber (92% Primär-PS + 8% Sekundär-PS, letzteres wie im nachfolgenden Kapitel beschrieben). Die energetische Nutzung in einer optimierten MVA erzeugt Strom (Wirkungsgrad 10%) und Wärme (Wirkungsgrad 55%); entsprechend stehen Strom- und Fernwärmemix als Zuschläge Input gegenüber. Die rohstoffliche Verwertung ersetzt über den Heizwert schweres Heizöl im Hochofen; diese unterlassene Substitution durch Nutzung im Produktionssystem entspricht dem Zuschlag Input. Aus der Beseitigung entstehen ebenfalls Strom und Wärme, denen wiederum Strom- und Wärmemix als Zuschläge Input gegenüber stehen.

### 6.2.1.3.10 Sachbilanzdaten für eine durchschnittliche Sekundär-Polystyrol-Produktion

Mehrfach werden für die Modellierung Sachbilanzdaten zum durchschnittlichen Aufwand bei der Produktion von Sekundär-Polystyrol benötigt. Dies ist immer dann der Fall, wenn der Polystyrol-Marktmix und damit repräsentative Produktionsdaten für Sekundär-Polystyrol in Äquivalenzsystemen benötigt werden (vgl. Kapitel 5.1.2.9.7) - so wie dies etwa bei der Modellierung alternativer Entsorgungsmixe und des Open-loop-Recyclings der Fall ist. Wie in Abbildung 6-12 dargestellt, setzt sich das auf dem Markt vorhandene Polystyrol (inkl. EPS) aus 91,7 Gew.-% Primär- und 8,3 Gew.-% Sekundärware zusammen (vgl. Ka-

pitel 6.2.1.1). Des Weiteren ist zu sehen, dass verschiedene PS-Abfallfraktionen in unterschiedlichen Umfang zur Gesamtmenge an PS-Rezyklaten beitragen. Mengenmäßig am Bedeutendsten sind Produktionsabfälle mit rund 72 Gew.-%. Den zweitgrößten Betrag hat die PS-Fraktion aus der DSD-Sammlung mit rund 15 Gew.-%. Einen etwa gleich großen Beitrag liefern PS-Altprodukte mit rund 7 Gew.-% und sonstige Verpackungen mit 6 Gew.-%.

Bei der Ableitung des durchschnittlichen Aufwandes für die Produktion von Sekundär-Polystyrol legen wir diese Verteilung zugrunde. Weiterhin verwenden wir näherungsweise die in Kapitel 6.2.1.3 abgeleiteten Sachbilanzwerte für die Produktion von Sekundär-Polystyrol. So setzen wir die für die Herstellung von Sekundär-Polystyrol aus Produktionsabfällen ermittelten Sachbilanzwerte an dieser Stelle als Näherung für den durchschnittlichen Aufwand bei der Herstellung von PS-Rezyklaten aus Produktionsabfällen ein. Analog dazu ziehen wir die für die Gewinnung von PS-Regranulat aus PS-Bechern in DSD-Abfällen abgeleiteten Werte stellvertretend für die Produktion von PS-Rezyklaten im Bereich des DSD heran. Bei der Rezyklatproduktion aus PS-Altprodukten gehen wir von den Sachbilanzdaten für die MC- und CD-Hüllen-Aufbereitung aus, bei der werkstofflichen Verwertung *Sonstiger Verpackungen* von denjenigen der Herstellung von PS-Regranulaten aus EPS-Verpackungen. Der durchschnittliche Herstellungs-Aufwand für Sekundär-Polystyrol ab der Erfassung im Abfallsammelbehälter errechnet sich über diese Sachbilanzwerte, indem aus diesen ein nach den Massenanteilen der PS-Abfälle gewichteter Mittelwert gebildet wird.

### 6.2.2 Pentan und Butan

Die Alkane Pentan ( $C_5H_{12}$ ) und Butan ( $C_4H_{10}$ ) dienen als Treibmittel zur Expandierung von Polystyrol. Die beiden gesättigten azyklischen Kohlenwasserstoffe sind anteilig neben dem Hauptbestandteil Methan in Erdgas enthalten. Durch Absorptions- bzw. Kondensationsverfahren bei niedrigen Temperaturen und anschließender Destillation werden die Alkane aus dem Erdgas abgetrennt. Ebenso können Butan und Pentan aber auch aus Naphta durch Molekularsiebe oder Fraktioniertürme isoliert werden. Butan entsteht auch beim Steam Cracken von Naphta.

#### Modellierung

Explizit auf die Butanherstellung bezogene Sachbilanzdaten wurden nach unserem Kenntnisstand bisher nicht veröffentlicht. Die Gewinnung von Butan erfolgt jedoch über die gleichen Prozesse wie die von Pentan. Die Sachbilanzdaten, die zur Pentangewinnung in der Erdgas-Prozesskette vorliegen, können deshalb als relativ gute Näherung zur Butangewinnung verwendet werden [vgl. auch BUWAL 1995, S. 68]. Deshalb greifen wir bei der Bilanzierung auf vorliegende Sachbilanzwerte zur Herstellung von Pentan zurück und verwenden hier sowohl für Pentan als auch für Butan die aggregierten Daten zur Pentanproduktion von APME [1997a, S. 27 ff.]. Welche Herstellungsprozesse in der Aggregation bilanziert wurden, kann leider den Angaben von APME nicht entnommen werden (vgl. Standardberichtsblatt unter <http://www.bifa.de>).

### 6.2.3 Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR)

Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR, Styrene-Butadiene-Rubber) ist ein synthetisches Copolymer, das als Zuschlagstoff bei der Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel im

Direktexpansionsverfahren verwendet wird. Da dessen Massenanteil mit rund 2 Gew.-% am Output über der von uns festgelegten Detailgrenze liegt, ist bei der Modellierung der EPS-Produktsysteme die entsprechende Vorkette zu berücksichtigen. Im Folgenden wird die Herstellung von Styrol-Butadien-Kautschuk sowie die Vorgehensweise bei der Modellierung beschrieben.

Die Produktion dieses synthetischen Kautschuks erfolgt auf Basis der aus petrochemischen Quellen gewonnenen Monomere Butadien und Styrol. *Butadien* ( $C_4H_6$ ) ist ein doppelt ungesättigter Kohlenwasserstoff. Mit *Butadien* wird meistens das 1,3 Butadien gemeint, da das 1,2 Butadien technisch keine Rolle spielt [ULLMAN 1993]. Die Verbindung ist farblos und unter Normalbindungen (273,15 K; 1013 hPa) ein Gas von niedriger akuter Toxizität, in Langzeitversuchen erwies sich die Substanz jedoch sowohl als schwach onkogen als auch schwach mutagen [ULLMAN 1993]. Der größte Teil des weltweit produzierten Butadiens wird zur Herstellung synthetischen Kautschuks verwendet. Zu seiner Synthese dienen überwiegend  $C_4$ -Fraktionen, die durch *steam-cracking* von Ethan, Naphta, Gasöl und anderer hochsiedender Kohlenwasserstoffe gewonnen werden [ULLMAN 1993]. Styrol, auch bekannt als Phenylethylen oder Vinylbenzol ist für die Industrie ein wichtiges ungesättigtes aromatisches Monomer. *Styrol* ist eine leicht und sicher zu handhabende farblose und süßlich riechende Flüssigkeit. Aufgrund der reaktiven Vinylgruppe lässt sich Styrol leicht zu Polystyrol und Styrol-Copolymeren polymerisieren. Styrol ist geringfügig akut toxisch (Ratten) und mäßig hautreizend. In Untersuchungen konnten auch keine Hinweise auf eine Kanzerogenität festgestellt werden

Beim Prozess der Polymerisation entsteht dann aus den niedermolekularen Monomeren Styrol und Butadien das hochmolekulare Polymerisat Styrol-Butadien-Kautschuk (synthetischer Kautschuk). In der Literatur werden zwei Hauptverfahren beschrieben: die Emulsions- und die Lösungspolymerisation. Die Emulsionspolymerisation ist eine durch Radikale initiierte Copolymerisation, so dass die eigentliche Struktur des Polymerisats zufallsbestimmt (statistisches Co-Polymer) ist. Nach [ULLMAN 1993, S. 270] liegt der Gehalt an Styrol im Endprodukt (SBR) bei rund 25 Gew. %.

Explizite Sachbilanz-Daten zur Produktion von Styrol-Butadien-Kautschuk liegen uns nicht vor. Als Näherung für die Modellierung der Herstellung von SBR greifen wir auf die Sachbilanzdaten der Vereinigung der Europäischen Kunststoffverarbeiter (APME) für Acrylonitril-Butadien-Styrol-Copolymer (ABS) und Styrol-Acrylonitril-Copolymer (SAN) [APME 1997b, S. 22 ff.] zurück. In Abstimmung mit dem Prüfungsausschuss nehmen wir näherungsweise an, dass die Produktion von SBR mit der Produktion von ABS bzw. SAN vergleichbar ist. Standardmäßig verwenden wir die Sachbilanzdaten für ABS.

#### 6.2.4 Polyvinylalkohol (PVA)

Zur Verbesserung der Produkteigenschaften der Stärke-Loose-fill-Packmittel werden neben Stärke auch weitere Stoffe auf Basis nachwachsender und fossiler Rohstoffe eingesetzt. Nach den uns vorliegenden Informationen wird sowohl bei der Produktion der Loose-fill-Packmittel aus Stärke wie auch bei der Herstellung aus Maisgrieß vor allem Polyvinylalkohol (PVA) zugegeben. Diese mengenmäßig bedeutendste, aus fossilen Rohstoffen hergestellte Zumischung hat einen Gewichtsanteil von rund 13 Gew.-% an den von uns näher untersuchten Loose-fill-Packmitteln aus Maisstärke. Für die Bilanzierung gehen wir standardmäßig davon aus, dass unabhängig von der jeweils verwendeten Stärkeart bei allen

Stärke-Loose-fill-Packmitteln in gleichem Umfang Polyvinylalkohol zugegeben wird. In einer Sensitivitätsanalyse untersuchen wir zusätzlich, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn nur Stärke verarbeitet wird.

Polyvinylalkohol (PVA) wird bei der Produktion von Klebstoffen, in der Oberflächenveredelung von Textilien und zur Papierverleimung verwendet. Die Zugabe von PVA bei der Produktion von Stärke-Loose-fill-Packmittel erfolgt aufgrund der klebenden Wirkung und der dadurch möglichen höheren Abriebfestigkeit des Packmittels. Seine gute Wasserlöslichkeit stellt eine weitere gewünschte Eigenschaft dar. Kommerziell erhältliche Polyvinylalkohole gelangen als weiße bis gelbliche Pulver oder Granulate in den Handel. Ihre chemischen Eigenschaften werden hauptsächlich durch die Kettenlänge sowie durch den Hydrolysegrad bestimmt.

Polyvinylalkohol kann in biologischen Kläranlagen mit adaptierten Mikroorganismen abgebaut werden. Direkt in Gewässer eingebracht, wird der Stoff jedoch nur langsam abgebaut. In einem uns vorliegenden Sicherheitsdatenblatt zu PVA wird das Polymer als ungefährliches und unschädliches Material eingestuft, dass weder kanzerogen (Ratte) noch mutagen (Hamster, Maus, Bakterien) ist [TROPAG 1994]. Konzentrationen von 500 mg/l haben sich noch als nicht fischtoxisch erwiesen [ULLMANN 1992, S. 746]. Aufgrund der fehlenden bzw. sehr geringen Toxizität sowie der prinzipiell gegebenen biologischen Abbaubarkeit gehen wir in dieser Untersuchung nicht weiter auf die Problematik der möglichen Anreicherung von PVA in der Umwelt ein. Dennoch möchten wir darauf hinweisen, dass dieser Punkt einer gesonderten Betrachtung unterzogen werden sollte.

#### Herstellung von Polyvinylalkohol (PVA)

Polyvinylalkohol wird über die Hydrolyse von Polyvinylacetat hergestellt. Da das Vinylalkohol-Monomer nicht stabil ist, wird zunächst Vinylacetat mit Methanol zu Polyvinylacetat polymerisiert und anschließend mit Lauge bis zum gewünschten Verseifungsgrad zum Polyvinylalkohol hydrolysiert. Beim Erreichen des gewünschten Verseifungsgrades wird die Reaktion durch Neutralisation mit Essigsäure abgebrochen. In Abhängigkeit von den Prozessbedingungen entsteht so entweder fast reiner Polyvinylalkohol (vollständige Hydrolyse) oder ein Vinylalkohol-Vinylacetat-Copolymer (partielle Hydrolyse). Anschließend erfolgt die Aufbereitung und Trocknung. Zum Prozess der PVA-Herstellung wurden uns von einem Hersteller vertrauliche Sachbilanzdaten übermittelt (Herzlichen Dank dafür!). Zur Modellierung der PVA-Herstellung verwenden wir diese Daten.

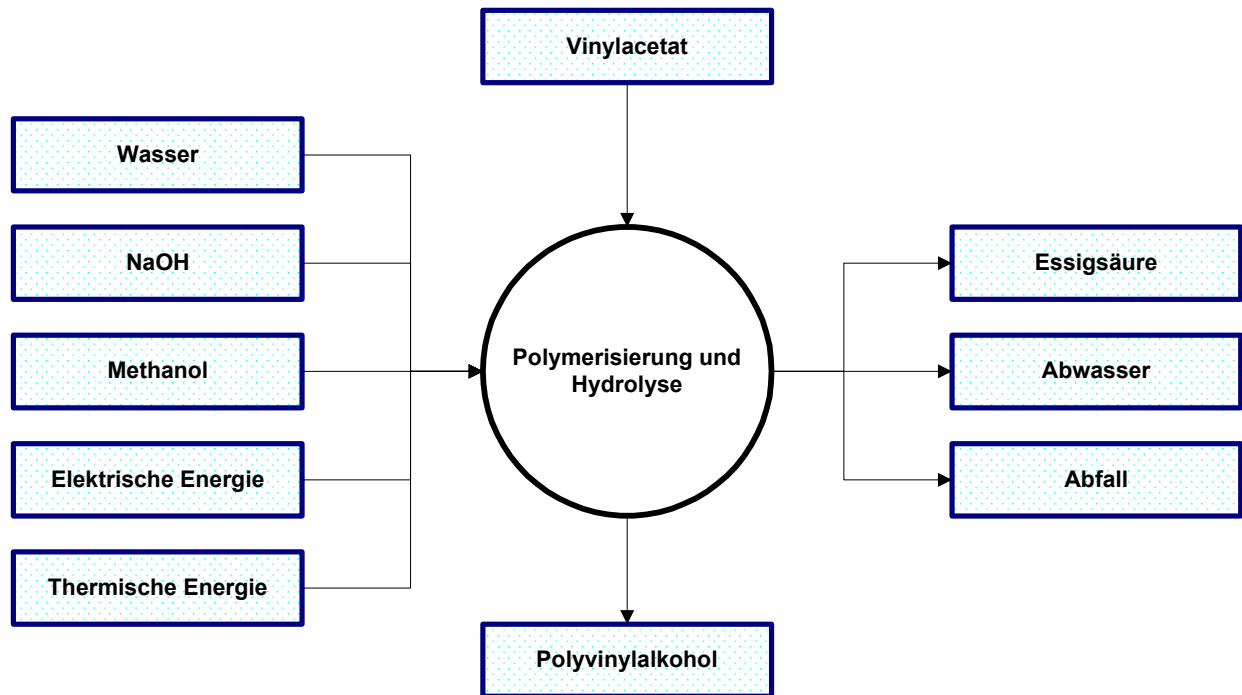


Abbildung 6-23: Herstellung von Polyvinylalkohol durch Polymerisierung von Vinylacetat mit nachfolgender Hydrolyse

Da bei der PVA-Produktion mehrere Vorprodukte mit einem Gewichtsanteil über der für das Projekt festgelegten Detailgrenze von 1 Gew.-% des gewünschten Outputs eingesetzt werden, sind bei der Bilanzierung für diese Vorprodukte die Vorketten zu berücksichtigen. Im Folgenden wird deshalb kurz die industrielle Herstellung der PVA-Vorläufersubstanzen und die Vorgehensweise bei der Modellierung dieser Vorketten beschrieben.

Vorweg soll jedoch noch auf die Allokation der In- und Outputs der Polyvinylalkoholherstellung auf das Haupt- und die Nebenprodukte eingegangen werden. Als bedeutendstes Nebenprodukt entsteht Essigsäure mit einem Massenaufkommen in einer dem PVA-Ausstoß vergleichbaren Größenordnung. Weitere Nebenprodukte fallen in sehr geringem Umfang an und werden deshalb vernachlässigt. Damit stellt sich an dieser Stelle wieder die Frage der Allokation bei einem Multi-Output-Prozess (vgl. Kapitel 5.1.1.2). Aufgrund der Ungewissheit bezüglich der weiteren Verwendung der Essigsäure, allokalieren wir die mit dem Prozess verbundenen In- und Outputs massenbezogen zwischen Polyvinylalkohol und Essigsäure. Denkbar wäre jedoch auch eine wertbezogene Allokation.

#### Herstellung von Methanol

Methanol wird bei der Produktion von Polyvinylacetat als Lösungsmittel eingesetzt und prinzipiell im Kreislauf gefahren. Geringe Mengen werden dem Prozess jedoch über das Produkt sowie weitere Austragspfade entzogen. Der damit einhergehende Schwund ist durch stete Zugabe relativ geringer Mengen Methanol auszugleichen.

Im BUWAL-Bericht 232/2 [BUWAL 1995, S. 77] wird eine Energie- und Massenbilanz für die Herstellung von *Methanol* durch Reformierung von Erdgas angegeben, die sich auf Daten von 1991 beziehen. Die dort aufgeführten Sachbilanzdaten setzen wir bei der Abbildung der Methanolherstellung an.

### Produktion von Natronlauge

Die Herstellung der zur Hydrolyse des Polyvinylacetats notwendigen *Natronlauge* erfolgt in Deutschland praktisch ausschließlich durch die Chlor-Alkali-Elektrolyse (Elektrolyse von wässriger Natriumchloridlösung). Hier gibt es drei Verfahren, von denen das Amalgamverfahren 1989 einen Anteil von ca. 61 Gew.-% hatte [JOICHEM et al. 1996, S. 109]. Die übrigen 39 % wurden damals im Diaphragma-Verfahren hergestellt. Das gegenüber den beiden vorigen Verfahren energieeffizientere Membranverfahren spielte damals nur eine untergeordnete Rolle. Zur Modellierung wurde das entsprechende Modul aus der Umberto-Bibliothek übernommen. Dieses beruht auf europaweiten Erhebungen und berücksichtigt die drei genannten Elektrolyse-Verfahren. Da die Herstellung von Chlor an die Produktion von Natriumhydroxid und Wasserstoff gekoppelt ist, wurden die Inputs und Outputs nach den Massenanteilen auf die verschiedenen Produkte allokiert. Die eingesetzte NaCl-Menge wurde im Verhältnis der Atommassen von Natrium und Chlor den Produkten Natriumhydroxid und Chlor zugeordnet. Da die thermische Energie nahezu ausschließlich zur Aufkonzentrierung der verdünnten Natronlauge eingesetzt wird, wird diese vollständig der Natronlauge angelastet [APME 1994; PWMI 1994; ULLMANN 1987].

### Herstellung von Vinylacetat

Bei der Herstellung des Vinylacetats sind zwei Verfahren bedeutsam [ULLMANN 1996]:

- Mehr als 80 Gew.-% des verfügbaren Vinylacetats werden durch den sogenannten Ethylen-Gasphasenprozess aus Ethylen, Essigsäure und Sauerstoff gewonnen.
- Rund 20 Gew.-% werden mittels des Acetylen-Gasphasenprozesses aus Acetylen und Essigsäure synthetisiert.

Aufgrund der Produktionsanteile sowie der Verfügbarkeit von Sachbilanzdaten betrachten wir die Herstellung von Vinylacetat mittels des Ethylen-Gasphasenprozesses. Für die Modellierung verwenden wir die im BUWAL-Bericht 232/2 publizierten Angaben zu den In- und Outputs je kg Vinylacetat [BUWAL 1995, S. 127 f.]. Da hier wieder mehrere Vorprodukte (Ethylen, Essigsäure, Sauerstoff) mit Massenanteilen über der Detailgrenze benötigt werden, wird die Herleitung der Sachbilanzdaten für diese Stoffe nachfolgend beschrieben.

### Ethylen, Essigsäure, Sauerstoff als Vorprodukte der Vinylacetat-Produktion

*Ethylen* (= Ethen) gehört zusammen mit Propylen (= Propen) heute zu den mengenmäßig wichtigsten Grundstoffen der organischen Chemie. So ist Ethylen die Ausgangsbasis für rund 30 % aller Petrochemikalien. Ethylen wird heute überwiegend aus der thermischen Spaltung gesättigter Kohlenwasserstoffe gewonnen. Rohstoffe sind dabei Flüssiggas (LPG), verflüssigbare Gase (NGL), Naphta und Gasöl. Zur Modellierung in Umberto wurde das entsprechende Modul aus der Umberto-Bibliothek übernommen. Dieses beruht auf den Angaben aus [APME 1997a]. Außerdem wurde zur Überprüfung dieser Werte auf weitere Literaturangaben [APME 1998, S. 19-22] zurückgegriffen.

Für die Herstellung von *Essigsäure* sind drei Verfahren im Einsatz. Das häufigste ist die Carbonylierung von Methanol. Weniger bedeutend sind die Acetaldehyd-Oxidation und die Alkan- und Alken-Oxidation. Da Sachbilanzdaten nur für das zuletzt genannte Verfahren vorliegen, wird die Essigsäureherstellung mit diesen modelliert [BUWAL 1995, S. 73].

Ein Grundstoff für die Essigsäureherstellung ist *n-Butan*. Da für Butan keine Sachbilanzdaten vorliegen, werden hier analog zum Vorgehen beim Einsatz von Butan als Treibgas (vgl. Kapitel 6.2.2) näherungsweise die für die Pentan-Gewinnung veröffentlichten Sachbilanzdaten herangezogen [APME 1997a].

*Sauerstoff* wird durch drei technische Prozesse, bei denen Luft zerlegt wird, gewonnen. Dies sind das Tieftemperatur-Verfahren (Linde-Delorm-Verfahren), das PSA-Verfahren (Pressure Swing Adsorption) und das Membranverfahren. Von diesen Prozessen hat das in Großanlagen angewandte Tieftemperatur-Verfahren die mit Abstand größte Bedeutung. Die anderen Verfahren eignen sich besonders für kleinere Mengen bei geringeren Anforderungen an die Reinheit des gewonnenen Sauerstoffs bzw. Stickstoffs. Unter Berücksichtigung der anteiligen Energieverbräuche aller Verfahren wird in [JOCHEM et al. 1996, S. 114] ein mittlerer spezifischer Strombedarf für das Bezugsjahr 1989 angegeben. Auch in BUWAL 232/2 [BUWAL 1995, S. 54] wird für die Sauerstoffherstellung die elektrische Prozessenergie angegeben, jedoch ohne Hinweis auf das bilanzierte Verfahren. Die Angaben beider Quellen decken sich aber sehr gut. Für die Modellierung wird die elektrische Prozessenergie nach BUWAL 232/2 verwendet. Bei der Massenbilanz wird von einer vereinfachten Zusammensetzung von Luft aus Stickstoff und Sauerstoff ausgegangen und die massenbezogenen Anteile errechnet.

## 6.3 Produktion der Loose-fill-Packmittel

### 6.3.1 Herstellung der EPS-Loose-fill-Packmittel

Loose-fill-Packmitteln aus expandiertem Polystyrol (EPS)<sup>1</sup> werden mittels zweier unterschiedlicher Produktionsverfahren hergestellt. Dabei werden jeweils sogenannte Be-gasungsextruder verwendet, in denen das gegebenenfalls mit Additiven vermischte Polystyrol direkt mit Treibgas versetzt wird:

- *Extrusion mit direkt anschließender Expansion (Direktexpansion)*: Bei diesem Verfahren, das als Standard bei der Bilanzierung verwendet und deshalb im folgenden näher beschrieben wird, expandiert das Polystyrol zum ersten Mal bereits unmittelbar beim Austritt aus dem Extruder und wird dann in nachfolgenden Prozessschritten noch zweimal mit Wasserdampf expandiert. Aufgrund der größeren Düsendurchmesser ist dieses Verfahren auch für die Verarbeitung einer großen Vielfalt geeigneter Sekundär-Polystyrole einsetzbar. Bei Bedarf wird zusätzlich eine Schmelzefiltration durchgeführt.
- *Extrusion mit Kaltabschlagverfahren und nachgeschalteter Expansion (Kaltabschlagverfahren)*: Bei diesem Verfahren wird der mit Treibmittel versetzte Polystyrol-Strang unmittelbar nach dem Austritt aus dem Extruder sofort gekühlt, so am Expandieren gehindert und in millimetergroße Partikel geschnitten. Diese durch spezifische Gestaltung der Düsenöffnung vorgeformten Partikel werden später dreimal mit Wasserdampf expandiert. Aufgrund der kleineren Düsenöffnungen bei der Extrusion werden hier vor al-

---

<sup>1</sup> Expandiertes Polystyrol (EPS), das mittels Extrusion hergestellt wird, wird in den letzten Jahren häufig auch als XPS bezeichnet. Da diese Differenzierung unter Ökobilanzgesichtspunkten nicht relevant ist und zudem im Markt die Bezeichnung *Expandiertes Polystyrol (EPS)* für Loose-fill-Packmittel aus Polystyrol üblich ist, verwenden wir in dieser Studie stets die Bezeichnung EPS für Expandiertes Polystyrol.



lem Primär-Polystyrol sowie Sekundär-Polystyrole, an die sehr hohe qualitative Anforderungen gestellt werden, eingesetzt.

Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich auf das Verfahren der Direktexpansion, da dieses von der Flo-Pak GmbH angewendet wird und so direkt in der Produktion Sachbilanzdaten ermittelt werden konnten. Diese Daten werden bei der Bilanzierung verwendet. Am Ende wird noch kurz auf das Kaltabschlagverfahren eingegangen, um so zumindest die unter Ökobilanzgesichtspunkten relevanten Unterschiede zum Verfahren der Direktexpansion herauszustellen.

### Direktexpansionsverfahren

Die Flo-Pak GmbH produziert EPS-Loose-fill-Packmittel im Direktexpansionsverfahren. Die nachfolgende Beschreibung des Prozesses und die darauf basierende Ableitung von Sachbilanzdaten beruht auf Erhebungen in den Flo-Pak-Produktionswerken Herbrechtingen und Heerlen (Niederlande). Die Sachbilanzdaten sind in Abbildung 6-25 zusammengestellt.

Für die Produktion von EPS-Loose-fill-Packmitteln wird als Hauptinput (ca. 97 Gew.-%) Polystyrol benötigt. Die Flo-Pak GmbH selbst verwendet zu nahezu hundert Prozent Sekundär-Polystyrol. Dabei werden vor allem Mahlgut aus Produktionsabfällen und Polystyrol-Altprodukten (z.B. MC- und CD-Hüllen, Duschkabinen) sowie aus EPS-Verpackungsabfällen gewonnene Regranulate eingesetzt<sup>2</sup>. Zur Sicherstellung der produktionstechnisch geforderten gleichbleibenden Materialqualitäten werden aus den verschiedenen Sekundär-Polystyrol-Fractionen Mischungen hergestellt. Dieser Mischung werden zur Optimierung der Produkteigenschaften in geringen Anteilen als Additive vor allem Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) sowie unter 1 Gew.-% Farbstoffe und weitere Zusätze zugesetzt. Nach den Erfahrungen der Flo-Pak GmbH macht es weder beim Produktionsprozess noch bei der Produktqualität einen Unterschied, ob Primär- oder (hochwertige) Sekundär-Polystyrole eingesetzt werden. Die Anlieferung der Materialien und Hilfsstoffe erfolgt in der Regel durch Speditionen. Die dafür angenommenen Transportparameter sind am Ende dieses Kapitels in Tabelle 6-62 zusammengestellt.

Da mit den zugesetzten Additiven und dem Antistatikum nach dem aktuellen Kenntnisstand keine bedeutsamen Umweltauswirkungen verbunden sind, werden deren Vorketten nur weiter betrachtet, wenn der Anteil an der Outputmasse über 1 Gew.-% liegt. Dies trifft nur für Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) zu, der in einem Gewichtsanteil von etwa 2 % zugesetzt wird. Die anderen Hilfsstoffe haben jeweils einzeln nicht mehr als 0,5 Gew.-% und zusammen weniger als 2 Gew.-% Anteil an der Outputmasse. Aufgrund dieser geringen Massenanteile werden entsprechend der von uns festgelegten Detailgrenze die Vorketten nicht weiter betrachtet. Damit würde in der Sachbilanz prinzipiell nur noch der Input an diesen Stoffen ausgewiesen. Auf das Ergebnis der Ökobilanz hätten diese Angaben nur Einfluss, wenn mit diesen Stoffen ein außergewöhnliches Umweltgefährdungspotential verbunden wäre. Es handelt sich dabei jedoch um Stoffe, die unter Umweltgesichtspunkten nicht bedeutsamer wie beispielsweise Polystyrol selbst sind. Andererseits ist zu berück-

---

<sup>2</sup> Zum Teil werden auch Agglomerate (z.B. aus EPS-Deckenverkleidungen) verwendet. Da der Herstellungsaufwand für dieses Sekundärmaterial jedoch zwischen dem bei der Mahlgutproduktion und der Regranulierung liegen dürfte und damit eine Betrachtung keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn erbringt, gehen wir darauf nicht weiter ein.

sichtigen, dass es sich gerade bei der Additivmischung um Produktions-Know-how handelt, mit dem in einem konkurrenzorientierten Umfeld sensibel umzugehen ist. Deshalb bilden wir bei der Bilanzierung nur den Einsatz von Styrol-Butadien-Kautschuk als Additiv ab und berücksichtigen hier auch die Vorkette. Den Zusatz geringer Mengen anderer Additive und des Antistatikums vernachlässigen wir.

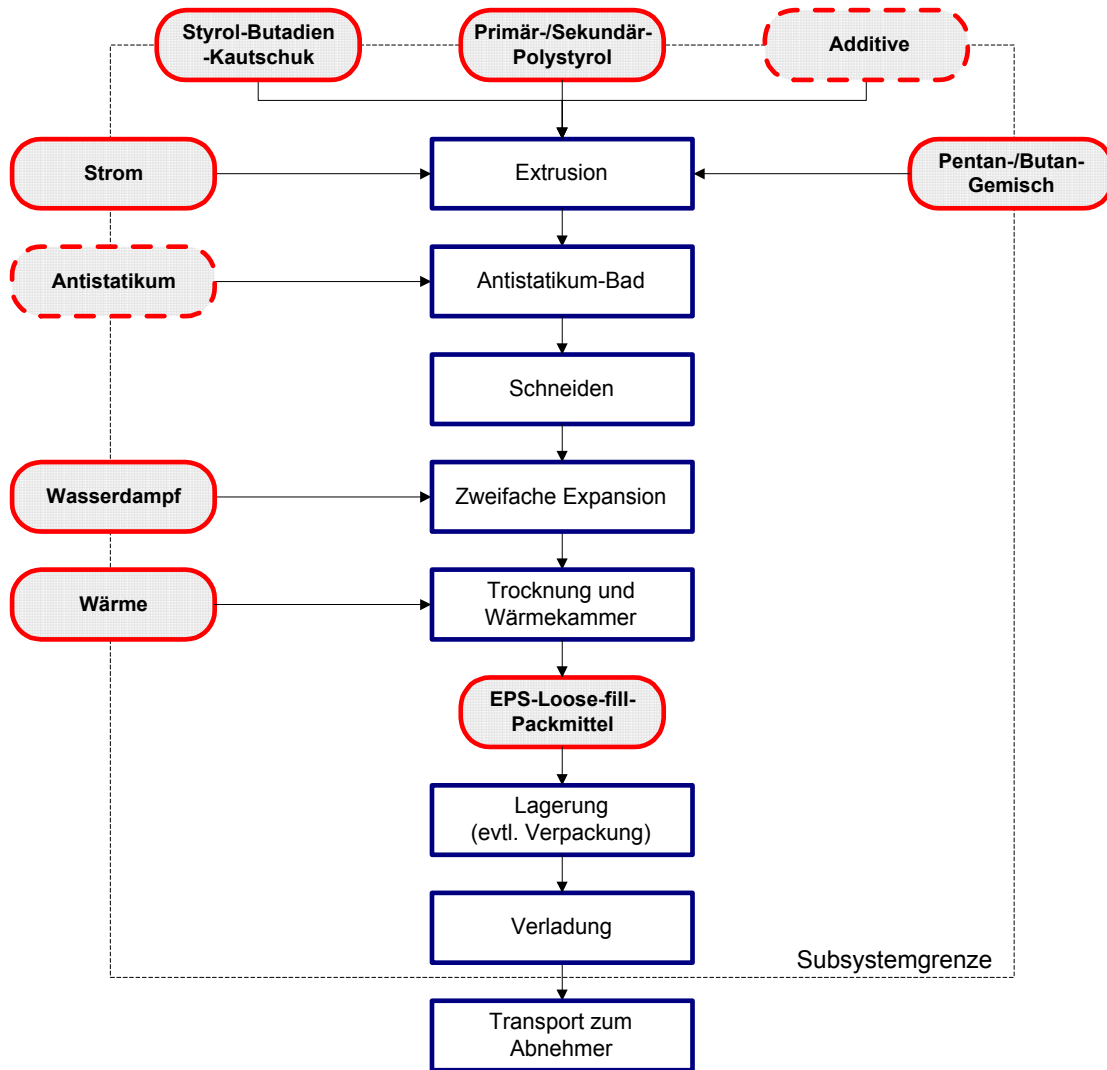


Abbildung 6-24: Verfahrensschema der EPS-Loose-fill-Packmittelproduktion (Direktexpansionsverfahren)

Die Rohstoffe werden mit den Hilfsstoffen gemischt und über einen Aufgabetrichter dem Extruder zugeführt. Der Extruder wird mit Strom betrieben. Die für das Aufschmelzen notwendige Temperatur wird zum einen über den durch die Extruderwalzen erzeugten Druck, zum anderen über eine strombasierte Heizung des Vorbaus (Wärmeträger Öl) erzeugt. Bei der Extrusion werden als Treibmittel Pentan und Butan in veränderlichen Anteilen zugegeben. Im Durchschnitt liegt das Butan-/Pentan-Verhältnis bei 50/50.

Im Extruder wird das PS-Granulat auf 150 °C erwärmt und dort mit dem Gasgemisch versetzt. Nachdem die Masse durch Formdüsen gepresst den Extruder in Form von Strängen verlässt, expandiert der Strang durch das sich unter Atmosphärenbedingungen entspan-

nende Gas erstmals. Anschließend werden diese Stränge zur Abkühlung einige Meter über Walzen gezogen, mit einem Antistatikum benetzt und dann mit rotierenden Messern geschnitten.

Die extrudierten und geschnittenen Zwischenprodukte werden mittels Luftstrom weiterbefördert und mit Hilfe von Wasserdampf noch zwei Mal nachexpandiert. Der Wasserdampf wird aus enthärtetem Wasser in einem erdgasbetriebenen Dampfkessel erzeugt. Anschließend werden die Verpackungschips getrocknet, in einer Wärmekammer nachexpandiert und schließlich in einem großen Lagerraum bis zum Versand zwischengelagert.

Je nach Kundenanforderung erfolgt die Verpackung entweder in PE-Säcken oder es werden großvolumige LKW mit 120 m<sup>3</sup> Ladevolumen - sogenannte *Jumbo-Transporter* - mit dem losen Material direkt befüllt. Bei einer mittleren Schüttdichte von 4 kg/m<sup>3</sup> wird somit eine Nutzlast von 480 kg erzielt. Die Transportentfernungen bei der Auslieferung bewegen sich in der Regel zwischen 100 und 400 km. Auf die mit der Auslieferung der Loose-fill-Packmittel verbundenen Transporte wird in Kapitel 6.4.4 näher eingegangen. Die diesbezüglichen Transportparameter sind in Tabelle 6-56 zusammengestellt.

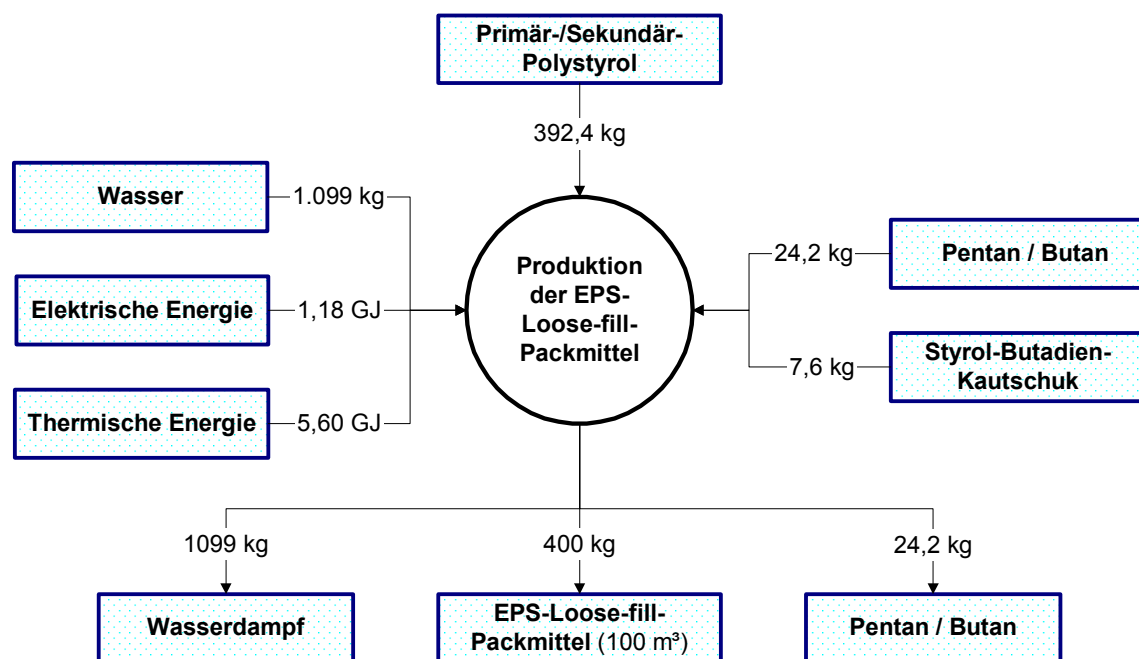


Abbildung 6-25: Input-/Output-Diagramm für den Prozess der EPS-Loose-fill-Packmittelproduktion (Direktexpansionsverfahren; in der Produktion erhobene Daten)

Ab dem Austritt aus dem Extruder steht die als Treibmittel zugesetzte Pentan-/Butan-Mischung mit der Atmosphäre im Austausch. Ein Großteil wird sofort nach dem Verlassen des Extruders freigesetzt, von einer Absauganlage abgezogen und direkt an die Außenluft abgegeben. Im weiteren Verlauf des Produktionsprozesses, vor allem bei der Expansion mit Wasserdampf und der anschließenden Trocknung und Nachlagerung des Loose-fill-Materials werden die gasförmigen Kohlenwasserstoffe kontinuierlich an die Umgebungsluft abgegeben. EPS-Loose-fill-Packmittel, welche lose oder in PE-Säcken abgepackt die Fabrik verlassen, enthalten dann meist nur noch in geringem Umfang Treibmittel, die allerdings, wenn die Loose-fill-Packmittel mit der Atmosphäre in Kontakt stehen, letztendlich nahezu vollständig ausgasen. Deshalb stellt sich unter Ökobilanzgesichtspunkten die

Frage, wie diese Ausgasung bei der Bilanzierung berücksichtigt wird. Wir gehen hier näherungsweise davon aus, dass das gesamte Treibmittel bei der Produktion wieder freigesetzt wird.

Von der Flo-Pak GmbH wurden im Rahmen des Arbeitsschutzes Analysen zu den Kohlenwasserstoffgehalten in den Produktionshallen durchgeführt. Nach diesen Untersuchungen wird beim Produktionsprozess kein Styrol freigesetzt. Die Pentan- bzw. Butan-Konzentrationen in der Werkhalle liegen unter den gesetzlich festgelegten Grenzwerten.

Tabelle 6-50: Parameter für den Transport der Rohstoffe zur EPS-Loose-fill-Produktion

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
Primär-PS vom Hersteller zur Loose-fill-Produktion	150 km	10,5 Mg	100 %	0 %	10 %	30 %	60 %
Sekundär-PS von Recyclingfirma zur Loose-fill-Produktion	<i>Unterschiedliche Transportparameter in Abhängigkeit von der Herkunft; jeweils dokumentiert in der Beschreibung der Aufbereitung von PS-Abfällen zu Sekundär-Polystyrol (vgl. Kapitel 6.2.1.3)</i>						
Loose-fill-Abfall zur Loose-fill-Produktion (Quasi-Closed-loop-Recycling)	150 km	28 Mg	100 %	0 %	10 %	20 %	70 %
Styrol-Butadien-Kautschuk vom Produzenten zur Loose-fill-Produktion	150 km	10,5 Mg	100 %	50 %	10 %	30 %	60 %
Pentan vom Produzenten zur Loose-fill-Produktion	150 km	10,5 Mg	100 %	50 %	10 %	30 %	60 %
Butan vom Produzenten zur Loose-fill-Produktion	150 km	10,5 Mg	100 %	50 %	10 %	30 %	60 %

### Kaltabschlagverfahren

Im Gegensatz zu dem oben beschriebenen Verfahren, bei dem die Expansion der Packmittel direkt nach der Extrusion erfolgt, werden beim sogenannten Kaltabschlagverfahren die Extrusionsstränge sofort stark abgekühlt und in millimetergroße Teilchen geschnitten. Diese mit Treibmittel versetzten Granulate werden dann entweder vor Ort oder in kleineren, dezentralen Anlagen dreimal mit Wasserdampf expandiert. Dies bietet prinzipiell den Vorteil geringerer Transportaufwendungen, da die Dichte des noch nicht expandierten Materials wesentlich höher als die des Endprodukts ist und deshalb wesentlich mehr Material transportiert werden kann. In der Praxis kommt der Transportvermeidung aufgrund der Zentralisierung der Produktion jedoch keine Bedeutung zu. Der Energiebedarf dürfte gegenüber dem der Direktexpansion aufgrund des zusätzlich erforderlichen dritten Expansionsschrittes mit Wasserdampf etwas höher liegen.

Nach Angaben verschiedener EPS-Loose-fill-Packmittel-Produzenten verwenden diese in einem sehr hohen Mengenanteil Über- bzw. Unterkorn, das bei der Produktion der für die EPS-Formteile-Herstellung benötigten und bereits mit Treibmittel versetzten Polystyrol-Kügelchen (frozen beads) anfällt [BASF 2000] – und damit je nach Sichtweise entweder ein Nebenprodukt oder einen hochqualitativen Produktionsabfall. Andere Sekundär-Polystyrole werden nach unserem Kenntnisstand nicht verwendet. Als Treibmittel wird nur Pentan eingesetzt – ein Punkt der bei der Bilanzierung keine Auswirkungen hat, da für Butan näherungsweise die Sachbilanzdaten für die Pentan-Produktion angesetzt werden

(vgl. Kapitel 6.2.2) und zudem der Beitrag zur Ozonbildung nahezu identisch ist (vgl. Kapitel 5.2.3).

### 6.3.2 Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel

Bei der Herstellung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln kommt eine ähnliche Technologie wie bei der Produktion von EPS-Loose-fill-Packmitteln zum Einsatz: Die einzelnen Roh- und Zuschlagsstoffe werden im Extruder bei hohem Druck und relativ hoher Temperatur vermischt und dabei zusätzlich mit Wasser vermengt. Unmittelbar nach Austritt der teigigen Masse aus dem Extruder erfolgt durch das schlagartige Verdampfen des enthaltenen Wassers der eigentliche Expansionsprozess. Eine energieintensive Nachexpansion - wie bei der EPS-Loose-fill-Packmittelproduktion - ist nicht erforderlich. Die nachfolgende Verfahrensbeschreibung sowie die für die Modellierung verwendeten Sachbilanzdaten wurden im Werk Heerlen der Flo-Pak GmbH erhoben. Die Daten sind in Abbildung 6-27 zusammengestellt.

Für die Herstellung von Loose-fill-Packmitteln aus Stärke werden unterschiedliche Stärkearten entweder nativ oder modifiziert, einzeln oder in Mischung verwendet. Die Flo-Pak GmbH verwendet Maisstärke, andere Hersteller ebenfalls vor allem Mais-, aber auch Kartoffelstärke. Auch der Einsatz von Weizenstärke ist möglich. Neben der Stärke werden in der Regel der Stärke weitere Zuschlagstoffe wie der billigere Maisgrieß, Weichmacher auf pflanzlicher Basis oder beispielsweise als Zusatz auf fossiler Basis Polyvinylalkohol (PVA) zugemischt. Letztere verbessern den Zusammenhalt der einzelnen Rohstoffe und sorgen für ein optimales Expansionsverhalten nach der Extrusion, was für die Qualität des Loose-fill-Packmittels von entscheidender Bedeutung ist. Polyvinylalkohol vermindert beispielsweise die Sprödigkeit der Stärke-Loose-fill-Packmittel, erhöht deren Abriebfestigkeit und nach Angaben einiger Hersteller auch die Feuchtigkeitsresistenz des Packmittels. Eine weitere Möglichkeit die Qualität der Stärke-Loose-fill-Packmittel zu steigern, ist der Einsatz modifizierter Stärken wie beispielsweise Hylon<sup>®</sup>VII mit einem Amylosegehalt von 70 Gew.-% oder die Verwendung nativer Stärken mit einem durch Züchtung erhöhten Amylosegehalt. Aufgrund der höheren Rohstoffkosten wird in der Praxis jedoch nicht auf solche höherwertigen Stärken zurückgegriffen.

Bei dem von uns untersuchten Prozess werden zur Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel Maisstärke (81 Gew.-% am Output) und Maisgries (5,4 Gew.-% am Output) verwendet. Zusätzlich wird Polyvinylalkohol mit einem Anteil von rund 13 Gew.-% am Stärke-Loose-fill-Output zugesetzt. Da weitere Zusatzstoffe und Farbstoffe nur in sehr geringen Anteilen von deutlich unter 1 Gew.-% des Outputs zugegeben werden und eine Auswertung der Sicherheitsdatenblätter gezeigt hat, dass diese toxikologisch nicht bedeutsam, jedoch unter dem Gesichtspunkt von Produktions-Know-how sensibel sind, werden diese im Folgenden nicht weiter berücksichtigt.

Zunächst werden die Feststoffe Maisstärke, Maisgrieß und Polyvinylalkohol in einem definierten Mischungsverhältnis vermengt und portionsweise in Bigbags abgefüllt. Letztere werden zu einer Entleereinheit transportiert und dort eingehängt. Das Gemisch fällt von dort in ein Auffangbehältnis und gelangt mittels eines Trogförderers zur Dosiereinheit des Extruders. Dem Feststoffgemenge werden im Extruder, jeweils mit einer separaten Pumpe, Wasser, Weichmacher auf pflanzlicher Basis sowie optional auch Farbstoffe zugegeben.

Die Flo-Pak GmbH färbt dabei die Stärke-Loose-fill-Packmittel grün ein, um so eine einfache Unterscheidbarkeit zwischen EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmitteln zu gewährleisten.

Da uns interessiert, wie sich der Einsatz unterschiedlicher Stärkearten und damit die Verwendung verschiedener pflanzlicher Rohstoffe auf die Ergebnisse auswirkt, betrachten wir neben der Maisstärke-Variante auch den möglichen Einsatz von Kartoffel- oder Weizenstärke. In diesen Fällen gehen wir davon aus, dass anstelle von Maisgrieß ebenfalls die gerade betrachtete Stärkeart eingesetzt wird.

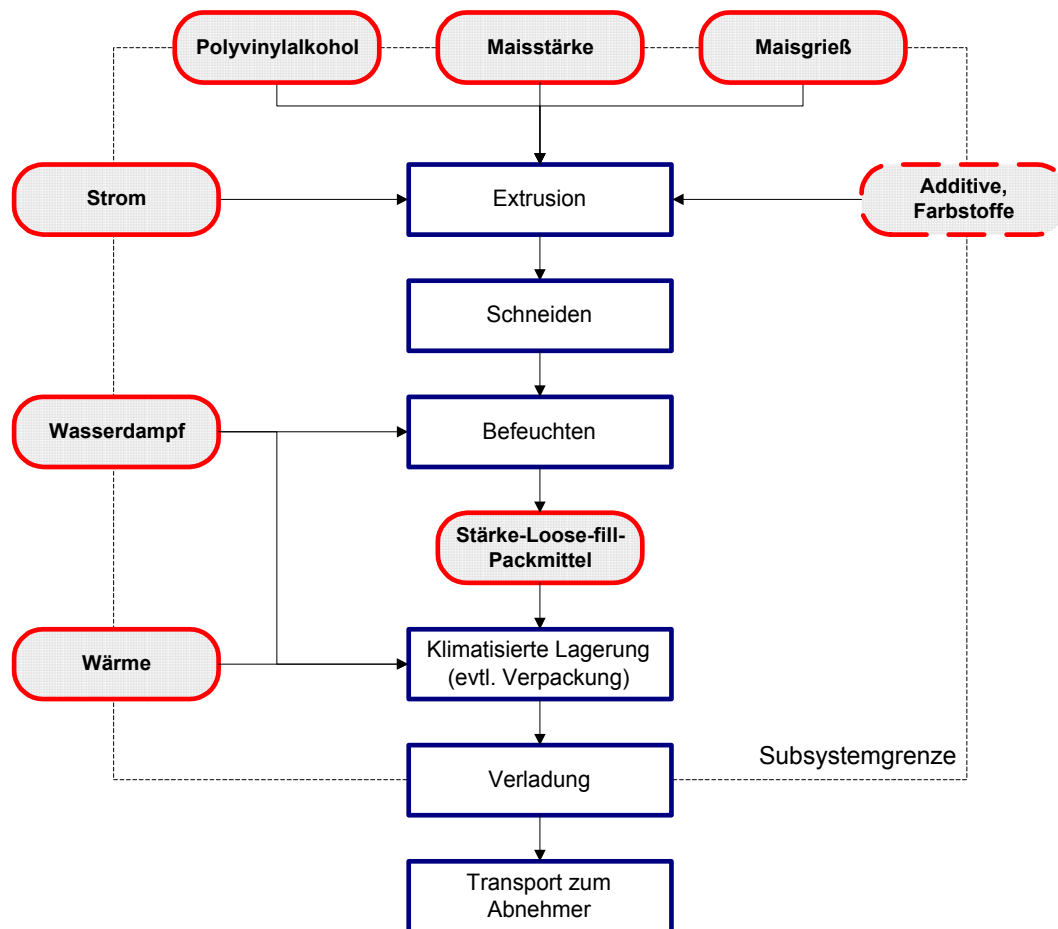


Abbildung 6-26: Verfahrensschema zur Produktion von Stärke-Loose-fill-Packmittel

Im Extruder wird die gesamte Mischung nun unter Wärmezufuhr und erhöhtem Druck gelatinisiert und anschließend durch eine formgebende Schablone gedrückt, wobei die gewünschte Form des Packmittels entsteht. In dem Moment, in dem die gelatinisierte Masse aus dem Extruder austritt und unter Atmosphärendruck gelangt, verdampft das enthaltene Wasser schlagartig. Dadurch expandiert die Schmelze. In ihrem Inneren bildet sich eine poröse Struktur. Unmittelbar nach dem Austritt aus dem Extruder wird der expandierende Strang in 25 mm lange Teilstücke geschnitten.

Nach dem Entweichen des Wasserdampfes enthalten die Stärke-Loose-fill-Packmittel nur noch rund 4 Gew.-% Wasser, wodurch sie sehr brüchig und spröde sind. Aus diesem Grunde werden die Chips anschließend befeuchtet und auf einen Wassergehalt von etwa

10 Gew.-% eingestellt. Dies geschieht auf einem offenen Förderband, über welches wassergesättigte Luft geblasen wird. Von dort gelangen die Chips in einen klimatisierten Raum (relative Luftfeuchtigkeit 70 %), in dem sie bis zu ihrer Verpackung und dem nachfolgenden Abtransport gelagert werden.

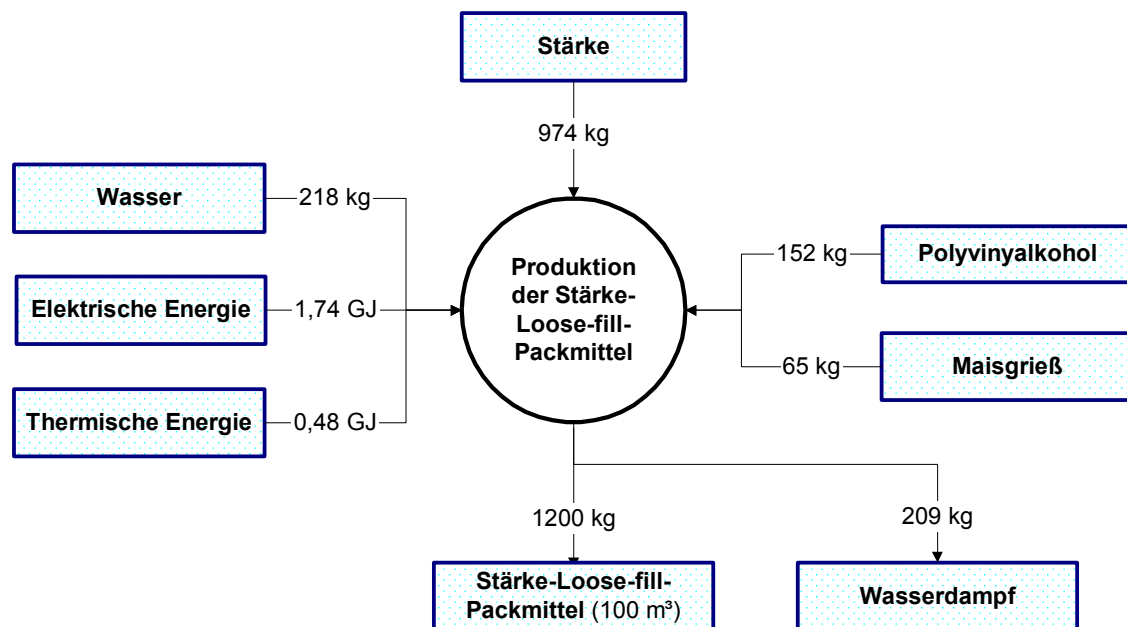


Abbildung 6-27: Input/Output-Diagramm für die Produktion von 100 m³ Stärke-Loose-fill-Packmittel aus Maisstärke (Beim Einsatz von Kartoffel- und Weizenstärke gehen wir davon aus, dass Maisgrieß durch die jeweilige Stärkeart ersetzt wird.)

Der Transport der Stärke-Loose-fill-Packmittel zum Abnehmer, der im Kapitel 6.4.4 näher beschrieben wird, ist nahezu in allen Punkten identisch mit dem Transport der EPS-Loose-fill-Packmittel. Unterschiedlich ist einzig die mittlere Schüttdichte, die für Stärke-Loose-fill-Packmittel bei 12 kg/m³ liegt. Für die beim Transport der Loose-fill-Packmittel verwendeten *Jumbo-LKW* ergibt sich damit eine Nutzlast von 1440 kg. Die für die Modellierung des Transportes angenommenen Transportparameter sind in Tabelle 6-56 zusammengestellt.

Im Zusammenhang mit der Loose-fill-Produktion werden auch die Transporte der Rohstoffe zur Produktionsstätte bilanziert. Die verwendeten Einstellungen, die sich an den realen Bedingungen der Flo-Pak GmbH orientieren, dokumentieren wir in der folgenden Tabelle.

Tabelle 6-51: Parameter für den Transport der Rohstoffe vom Zwischenlager zur Produktionsanlage für Stärke-Loose-fill-Packmittel

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Innerorts	Fahranteil	
			Hinfahrt	Rückfahrt		Landstraße	Autobahn
Stärke von der Stärkefabrik zur Loose-fill-Produktion	250 km	28 Mg	100 %	85 %	5 %	15 %	85 %
Maisgrieß zur Loose-fill-Produktion	250 km	28 Mg	100 %	85 %	5 %	15 %	85 %
PVA vom Chemielager zur Loose-fill-Produktion	320 km	10,5 Mg	100 %	60 %	5 %	15 %	80 %

## 6.4 Vertrieb und Nutzung der Loose-fill-Packmittel

### 6.4.1 Allgemeines

Bei der Durchführung dieser Ökobilanz gehen wir davon aus, dass die Anwendungseigenschaften von Stärke- und EPS-Loose-fill-Packmitteln weitgehend identisch sind (vgl. Kapitel 3.1). Unterschiede in den beiden Lebenswegabschnitten *Vertrieb* und *Nutzung*, die wir im Folgenden gemeinsam betrachten, ergeben sich so vor allem durch das höhere Gewicht der Stärke-Loose-fill-Packmittel. Die zwischen den beiden Packmitteln bestehenden Verschiedenheiten bezüglich der Haltbarkeit und damit ihrer Eignung zur mehrmaligen Wiederverwendung werden vor allem bei der Interpretation der Ergebnisse thematisiert.

Um die Nutzungsphase realitätsnahe abbilden zu können, haben wir verschiedene Betriebe, die in größerem Umfang Loose-fill-Packmittel zur Verpackung ihrer Produkte einsetzen, besucht und dort mit Verantwortlichen Gespräche geführt. Ferner greifen wir auf die Erfahrungen der Flo-Pak GmbH als wichtigen Produzenten und Anbieter von Loose-fill-Packmittel sowie die wenigen zur Thematik vorliegenden Publikationen zurück. Vorweg ist jedoch anzumerken, dass die Wege der Loose-fill-Packmittel aufgrund der häufig anzutreffenden und kaum zu quantifizierenden Wiederverwendung sowie des internationalen Warenaustausches nur schwer nachzuvollziehen sind. Statistiken zum Kunststoff- bzw. Verpackungsverbrauch in Deutschland weisen Loose-fill-Packmittel nicht getrennt aus. So liegt uns nur eine Studie vor, in der explizit der Einsatz von EPS-Loose-fill-Packmitteln quantifiziert wird [LAHR ET AL. 1999]. In unseren Gesprächen mit Produzenten und Anwendern wurden jedoch immer wieder Zweifel bezüglich der Verlässlichkeit der publizierten Daten geäußert. Dabei gilt, dass die Datengrundlage für Loose-fill-Packmittel aus Stärke im Vergleich zu derjenigen für EPS-Loose-fill-Packmittel noch weniger belastbar ist. Deshalb verfolgen wir im Folgenden den Weg, anhand ausgewählter Anwendungsbeispiele die in der Praxis beobachtete Variationsbreite abzubilden. Bevor jedoch näher auf diese Szenarien eingegangen wird, soll zuerst allgemein die Verwendung von Loose-fill-Packmitteln thematisiert werden. Die mit Vertrieb und Nutzung einhergehenden Transporte werden in Tabelle 6-56 zusammenfassend charakterisiert.

### 6.4.2 Produktionsmengen und Marktanteile von EPS- und Stärke-Loose-fill

Die ersten Loose-fill-Packmittel aus EPS wurden Anfang der 70er Jahre von der BASF produziert. In diesem damit seit längerem etablierten Markt konnten sich in Deutschland nur wenige Hersteller behaupten. Deutlich unüberschaubarer stellt sich die Marktaufteilung



im noch relativ neuen Markt der Stärke-Loose-fill-Packmittel dar. Aufgrund der erst relativ kurzen Produktionsphase sowie der mit dem Produkt verknüpften wirtschaftlichen Erwartungen und der relativ einfachen Produktionstechnik wurden seit Beginn der 90er Jahre zahlreiche, kleinere Unternehmen gegründet. Aber auch die meisten im EPS-Bereich tätigen Unternehmen reagierten auf die veränderte Nachfrage und produzieren heute zusätzlich Loose-fill-Packmittel aus Stärke. Einen Überblick zu den wichtigsten Herstellern von Loose-fill-Packmittel in Deutschland geben die beiden folgenden Tabellen.

Tabelle 6-52: Bedeutendste EPS-Loose-fill-Produzenten in Deutschland 1997 [Eigene Recherche]

Anbieter	Ort	Produktbezeichnung	Materialbasis
Flo-Pak GmbH	Herbrechtingen	flo pak	Expandiertes Sekundär-Polystyrol
STOROpack Hans Reichenacker GmbH & Co.	Metzingen	Styrofill	Expandiertes Primär-Polystyrol
		Altapak	Expandiertes Sekundär-/Primär-Polystyrol-Gemisch
Zerzog GmbH & Co. KG	Ottobrunn	Styrofill	Expandiertes Polystyrol

Tabelle 6-53: Bedeutende Anbieter von Loose-fill-Packmittel aus Stärke in Deutschland 1997 [CARMEN 1997; CARMEN 1998]

Anbieter	Ort	Produktbezeichnung	Materialbasis
Flo-Pak GmbH	Herbrechtingen	FLO-PAK BIO 8	Maisstärke
G+G Naturpack GmbH	Borgentreich-Körbecke	Mater-fill	Maisstärke
Hubert Loick VNR GmbH	Dorsten	FARMfill /FARMfill-spezial	Maisstärke
Naturpack GmbH	Plankstetten	Naturpack	Maisstärke
PSP Papierschaum Priehs GmbH	Achim	flupis	Pflanzenstärke und Altpapier
STOROpack Hans Reichenacker GmbH & Co.	Metzingen	RENATUR classic RENATUR spezial	Mais- und Kartoffelstärke
Zerzog GmbH & Co. KG	Ottobrunn	flupis / flupis-plus	Pflanzenstärke / Altpapier
Südstärke	Schrobenhausen	Aeromyl	Kartoffelstärke

Die Produktionsmengen (in Deutschland) konnten nur grob abgeschätzt werden, da EPS-Loose-fill-Packmittel in Statistiken zum Verpackungs- bzw. Kunststoffverbrauch nicht getrennt ausgewiesen werden [vgl. u.a. GVM 1992, IK 1999, VKE 1998, VKE 1999a, VKE 2000]. Auch die Befragung der Hersteller hilft hier nur begrenzt weiter, da diese genaue Produktionsdaten aus Wettbewerbsgründen nicht bekannt geben. Übereinstimmend wurde jedoch darauf hingewiesen, dass unmittelbar nach Verabschiedung der Verpackungsverordnung im Jahr 1991 die abgesetzten Mengen deutlich zurückgegangen sind. Inzwischen sei dieser Produktionsrückgang aber bei weitem wieder wett gemacht worden. Weiterhin zeigte sich bei unseren Untersuchungen häufig, dass Loose-fill-Packmittel wiederverwendet werden. Daten zu den Umlaufzahlen liegen nicht vor, eine Quantifizierung ist aufgrund der wenig überschaubaren Anwendung notwendigerweise mit erheblichen Unsicherheiten belastet. Angesichts dieser Sachlage greifen wir für die Abschätzung der

Produktionsmengen vor allem auf die Ergebnisse von Lahr et al. [1999, S. 10] zurück und modifizieren die dort veröffentlichten Zahlen entsprechend unseres Kenntnisstandes.

LAHR ET AL. [1999, S. 10] schätzen das Produktionsvolumen an Loose-fill-Packmitteln im Jahr 1998 auf 650.000 m<sup>3</sup>. Der Anteil der EPS-Loose-fill-Packmittel wird mit 500.000 m<sup>3</sup>, der der Stärke-Loose-fill-Packmittel mit 150.000 m<sup>3</sup> angegeben. Nach Aussagen von Praktikern dürften diese Angaben das tatsächliche Volumen deutlich unterschätzen. Auch habe in den letzten Jahren aufgrund fallender und sich damit angleichender Preise der Anteil der Stärke-Loose-fill-Packmittel deutlich zugenommen. Diese Einschätzung wird bestätigt durch eine aktuelle Marktanalyse des IK Industrieverband Kunststoffverpackungen [BIOTEC 2000]. Danach beträgt das Marktvolumen an Loose-fill-Packmitteln in Deutschland 10.000 Mg/a. Dieses verteilt sich im Verhältnis vier zu sechs auf EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel, wobei der Stärkeanteil beständig wachsen soll. Mit den von uns verwendeten Schüttdichten ergibt sich daraus ein Gesamtvolumen an Loose-fill-Packmitteln von 1,5 Millionen m<sup>3</sup>/a (1 Mio. m<sup>3</sup> EPS, 0,5 m<sup>3</sup> Stärke). Die als Einwohnerwerte angegebenen Ergebnisse der Wirkungsabschätzung beziehen wir auf dieses jährliche Produktionsvolumen von 1,5 Mio. m<sup>3</sup>.

#### 6.4.3 Einsatzgebiete

Loose-fill-Packmittel sind typische Transportverpackungen, die vor allem beim Versand von Produkten zwischen produzierenden Unternehmen bzw. von produzierenden Unternehmen zum Handel verwendet werden. Üblich ist aber auch der Gebrauch bei der Lieferung an Endverbraucher. Bei unseren Unternehmensbesuchen sowie in Stichproben konnten wir unter anderem die Verpackung von Elektronikbauteilen, Kleingeräten, Kosmetikartikeln, Spiegeln, Chemikalien und Labormaterialien sowie von Ersatzteilen für Pumpen beobachten. Eingesetzt werden Loose-fill-Packmittel vor allem dann, wenn eine der folgenden Aufgabenstellungen zu lösen ist:

- Transport von Produkten, die sich aufgrund zu hoher Kosten oder komplizierter Produktformen nicht für Formteile eignen, die aber eines besonderen Schutzes bedürfen
- Nicht standardisierte Lieferungen mehrerer Produkte an einen Abnehmer
- Versand reparierter (Klein-)Geräte und von Ersatzteilen
- Muster- und Kleinserienversand

Loose-fill-Packmittel werden dabei immer mit anderen Verpackungsmaterialien kombiniert. Nahezu ausschließlich werden hierbei Kartonverpackungen verwendet. In geringem Umfang werden – insbesondere für schwere Ersatzteile – auch Holzkisten eingesetzt. Denkbar wäre auch der Einsatz in Verbindung mit Mehrwegtransportverpackungen aus Kunststoff. Bei den Betriebsbesichtigungen hat sich als typisches Einsatzgebiet der Versand einzelner oder mehrerer vorverpackter Produkte in einer Transportverpackung gezeigt. Deshalb betrachten wir im Rahmen der Szenarien, die die Nutzungsphase zum Thema haben, exemplarisch den Versand mehrerer vorverpackter Elektronikbauteile in einem größeren, als Transportverpackung dienenden Karton (s. Kapitel 6.4.6)

#### 6.4.4 Lieferung der Loose-fill-Packmittel an die Abnehmer

Die Lieferung der Loose-fill-Packmittel von den Produzenten zu Großabnehmern erfolgt üblicherweise direkt. Wegen der geringen Dichte der Loose-fill-Packmittel werden dabei

spezielle LKW mit großvolumigen Aufbauten – sogenannte Jumbo-LKW mit einem Ladevolumen von 120 m<sup>3</sup> - eingesetzt, die mittels Gebläse mit losen Verpackungschips beladen werden. Beim Empfänger werden die Loose-fill-Packmittel in Lagersilos eingeblasen und dann nach Bedarf luftgetragen zum Verpackungsplatz gefördert. Dort werden sie in kleineren, an der Decke befestigten Pufferspeichern zwischengelagert.

Die Belieferung von Kleinabnehmern erfolgt entweder direkt oder über Zwischenhändler. In der Regel werden hierbei ebenfalls großvolumige LKW eingesetzt. Die Loose-fill-Packmittel werden in PE-Säcke (0,4 - 0,5 m<sup>3</sup>) verpackt, die beim Empfänger in Kombination mit einer Dosiereinrichtung direkt über den Abfüllplätzen befestigt werden.

Da Loose-fill-Packmittel von den Herstellern überwiegend direkt an Großabnehmer geliefert werden, gehen wir bei der Bilanzierung davon aus, dass der Transport lose mit Jumbo-LKW erfolgt, die im Speditionsverkehr eingesetzt werden. Zur Abschätzung der mit dem Transport verbundenen Auswirkungen verwenden wir das vom IFEU erstellte Modul Transport aus der Umberto-Modul-Bibliothek für einen typischen LKW mit einer maximalen Zuladung von 10,5 Mg (vgl. Kapitel 6.6). Aufgrund der geringen massenbezogenen Auslastung durch die Loose-fill-Packmittel verwenden wir hier ein volumenbeschränktes Transportmodul. Die Transportparameter sind in Tabelle 6-56 zusammengestellt.

#### **6.4.5 Verpackungsvorgang**

Der Verpackungsvorgang selbst unterscheidet sich bei Groß- und Kleinabnehmern nicht. Die mit der Verpackung beschäftigten Personen bereiten einen für die zu verpackenden Produkte passenden Karton vor. Diesen füllen sie mit einer Schicht Loose-fill-Packmittel und legen darauf die zu versendenden Produkte. Anschließend werden die verbleibenden Hohlräume mit Loose-fill-Packmitteln aufgefüllt und die Umverpackung verschlossen. Die Zufuhr der Loose-fill-Packmittel erfolgt über Schläuche mit einem Durchmesser von etwa 10 cm, an deren Ende sich ein von Hand zu bedienender Verschluss befindet. Der Transport aus den hoch hängenden Säcken bzw. den Pufferspeichern erfolgt mittels Schwerkraft.

#### **6.4.6 Transport der mit Loose-fill-Packmittel verpackten Produkte zum Empfänger**

Der Transport vom verpackenden Unternehmen zu den Empfängern erfolgt innerhalb von Deutschland und ins europäische Ausland nach unseren Beobachtungen weitgehend mit LKW und wird über Speditionen abgewickelt. In weit geringerem Umfang werden Transporte auch mit der Bahn durchgeführt. Sendungen ins außereuropäische Ausland werden in Abhängigkeit vom Packgut entweder mit dem Flugzeug oder mit einem Hochseeschiff abgewickelt. Dazu werden die Produkte - in der Regel wieder durch eine Spedition mittels LKW - zum nächsten Flughafen oder Hafen gebracht. Bei einigen Sendungen werden auch Binnenschiffe bis zu den Hochseehäfen eingesetzt.

Als Transportmittel für die mit den Loose-fill-Packmitteln verpackten Güter wird standardmäßig ein LKW, der von einer Spedition bereitgestellt wird, angenommen. Nach unseren Recherchen kommen hier vor allem Wechselbrückenzüge und Sattelzüge mit einem maximal zulässigen Gesamtgewicht von 40 Mg zum Einsatz. Die maximale Zuladung der von den befragten Speditionen verwendeten Fahrzeuge liegt bei etwa 25 Mg, die mittlere Beladung bei rund 8 – 10 Mg. Das mittlere von uns ermittelte Ladevolumen für Sattelzug-Auflieger beträgt 80 m<sup>3</sup>. Für die Bilanzierung dieses Transportes setzen wir Daten für einen LKW mit einem maximalen Gesamtgewicht von 40 Mg und einer maximalen Zuladung

von 28 Mg ein. Werden die nachfolgend beschriebenen Grafikkarten unter vollständiger Volumenausnutzung transportiert, so ergibt sich bei Verwendung von EPS-Loose-fill eine massenbezogene Auslastung von 15 Gew.-% (4,1 Mg), beim Einsatz von Stärke-Loose-fill von 16 Gew.-% (4,5 Mg). Für die Rückfahrt nehmen wir eine für den Speditionsverkehr übliche Zuladung von 9 Mg (Auslastung 32 Gew.-%) an.

Da Loose-fill-Packmittel häufig beim Versand vorverpackter Elektronikbauteile verwendet werden, wenden wir in vier Szenarien die in Kapitel 5.1.1.3 beschriebene Allokationsmethode auf ein Beispiel aus diesem Bereich an. Wir gehen dabei vom gemeinsamen Versand fünf verpackter Grafikkarten in einem stabilen Transportkarton (0,070 g/cm<sup>2</sup> Oberfläche) aus. Die für die vorverpackten Grafikkarten verwendeten Daten (vgl. Tabelle 6-54) beruhen auf der Untersuchung mehrerer am Bayerischen Institut für Abfallforschung - BIfA GmbH eingegangener, vergleichbarer Sendungen. Die Hohlräume werden mit Loose-fill-Packmitteln ausgefüllt. Dabei wird davon ausgegangen, dass der Transportkarton in alle Richtungen jeweils 10 cm länger als die kombinierten fünf Elektronikbauteile ist. Das Volumen verteilt sich damit zu rund einem Drittel auf die eigentlichen Produkte und zu rund zwei Drittel auf die Loose-fill-Packmittel. In der Tabelle 6-55 sind die Werte zur Ableitung der entsprechenden Allokationsfaktoren sowohl für die Verwendung von EPS- als auch von Stärke-Loose-fill-Packmitteln beschrieben.

Tabelle 6-54: Gewicht einer verpackten PC-Grafikkarte [Eigene Erhebung]

Einzelne Bestandteile	Höhe [cm]	Länge [cm]	Breite [cm]	Gewicht [g]	Gewichts- anteil
PC-Grafikkarte	2	17	11,5	135	46,6%
Anti-Statik-Folie	3	25	15	6	2,1%
Kartonschachtel	6	27	17	80	27,6%
PE-Schaumstoff-Formteil	6	27	17	20	6,9%
Informationsheft (20 Seiten)	0,3	18,5	13	29	10,0%
Installations-CD	0,4	11,5	11,5	20	6,9%
<b>Summe</b>				<b>290</b>	<b>100,0%</b>

Tabelle 6-55: Transport fünf verpackter PC-Grafikkarten in einem Transportkarton mit Loose-fill-Packmittel-Füllung [Eigene Erhebung]

	Höhe [cm]	Länge [cm]	Breite [cm]	Gewicht [g]	Allokations- faktor [Gew.-%]	Volumen [cm³]
<b>Versand mit EPS-Loose-fill-Packmittel</b>						
Fünf verpackte Grafikkarten	30	27	17	1450	70,6 %	13770
EPS-Loose-fill-Packmittel				105	5,1 %	26190
Transportkartonverpackung	40	37	27	498	24,3 %	39960
<b>Summen</b>				<b>2053</b>	<b>100,0 %</b>	
<b>Versand mit Stärke-Loose-fill-Packmittel</b>						
Fünf verpackte Grafikkarten	30	27	17	1450	64,1 %	13770
Stärke-Loose-fill-Packmittel				314	13,9 %	26190
Transportkartonverpackung	40	37	27	498	22,0 %	39960
<b>Summen</b>				<b>2262</b>	<b>100,0%</b>	

Alternativ zu der oben beschriebenen Vorgehensweise untersuchen wir über ein weiteres Szenario (*Nutzung ohne Allokation*) die Auswirkungen der oben beschriebenen Allokationsmethodik auf die Ergebnisse. In diesem Fall gehen wir davon aus, dass die beim Transport entstehenden Umweltauswirkungen entsprechend ihrer Massenanteile auf Produkt und Loose-fill-Packmittel verteilt sind. Damit braucht der Transport des Produktes nicht mehr weiter berücksichtigt zu werden. Bilanziert wird dann nur der Transport der Loose-fill-Packmittel. Dabei setzen wir die gleichen massenbezogenen Auslastungsgrade an wie beim Transport der exemplarisch betrachteten Grafikkarten.

Die für die Modellierung der Transporte angenommenen Parameter sind in Tabelle 6-56 zusammengestellt, allgemeine Informationen zur Modellierung von Transportprozessen finden sich in Kapitel 6.6.1. Um den Einfluss der Transportentfernung auf die Ergebnisse abschätzen zu können, führen wir zudem eine Sensitivitätsanalyse durch, bei der wir einen LKW-Transport über eine deutlich längere Strecke annehmen (vgl. Tabelle 6-56).

#### 6.4.7 Anfall von Loose-fill-Packmitteln als Abfall

Nach dem Empfang des Produkts werden die Loose-fill-Packmittel beim Empfänger zum Abfall. Der Einwurf in die jeweiligen Abfallbehälter stellt - mit Ausnahme der Wiederverwendung - den Übergang zu den Modulen im Bereich Entsorgung/Verwertung dar. Die Wiederverwendung und der Umgang damit werden nachfolgend beschrieben. Bezüglich der sonstigen Entsorgungswege wird auf das Kapitel 6.5 verwiesen.

#### 6.4.8 Berücksichtigung der Wiederverwendung

Befragungen und Besichtigungen von Firmen, die Loose-fill-Packmittel einsetzen, sowie eine Sichtung von verschiedenen Lieferanten verwendeter Loose-fill-Packmittel-Mischungen zeigten, dass viele Unternehmen gebrauchte Loose-fill-Packmittel erneut für die Verpackung der eigenen Produkte nutzen. Nach einer von LAHR ET AL. [1999, S. 6] zitierten Unternehmensbefragung kauft knapp die Hälfte der Loose-fill-Packmittel verwendenden Unternehmen die Loose-fill-Packmittel nicht selbst ein, sondern greift auf die mit den Vorprodukten eintreffenden Loose-fill-Packmittel zurück. Unsere Betriebsbesichtigungen

haben ferner gezeigt, dass auch viele der Unternehmen, die Loose-fill-Packmittel als Verpackungsmaterial einkaufen, mit Produkten eintreffende Loose-fill-Packmittel wiederverwenden. Weiterhin existiert - bzw. existierte bis zur Vermischung von Stärke- und EPS-Loose-fill-Packmitteln - ein regelrechter Second-Hand-Markt, in dem Loose-fill-Abfälle, die entweder direkt bei Unternehmen oder über Wertstoffhöfe erfasst wurden, wieder an Abnehmer verkauft worden sind.

So verwenden gerade produzierende Unternehmen die Loose-fill-Packmittel meist wieder. Dazu werden diese mit speziellen Staubsaugern aus den Paketen entnommen und bis zum Wiedereinsatz in Säcken oder anderen Behältnissen zwischengelagert. Einige Unternehmen erfassen die Loose-fill-Packmittel auch separat und geben diese an benachbarte Unternehmen mit Bedarf an Loose-fill-Packmaterial weiter.

Aufgrund unserer Beobachtungen scheint es durchaus realistisch, davon auszugehen, dass jeder Verpackungschip im Durchschnitt zweimal verwendet wird. Deswegen betrachten wir in den auf die Nutzungsphase bezogenen Szenarien die betriebsinterne Wiederverwendung mit zweifacher Verwendung (Umlaufzahl 2). Um abschätzen zu können, inwieweit sich eine weitere Erhöhung der Umlaufzahl auswirkt, bilanzieren wir in zwei Szenarien zudem eine durchschnittliche vierfache Verwendung. Da sich hier Transporte im Zusammenhang mit der Wiederverwendung über Wertstoffhof am deutlichsten auswirken, differenzieren wir zwischen betriebsinterner und externer Wiederverwendung. Um den Einfluss der Allokationsmethodik abschätzen zu können, bilanzieren wir zusätzlich als Sensitivitätsanalyse ein Szenario, in dem wir nur den reinen Transport der Loose-fill-Packmittel betrachten und damit keine Allokation zwischen Verpackung und Produkt vornehmen. Im zweiten Auswertungsschritt, dem Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien, gehen wir grundsätzlich von einer einfachen Verwendung aus (vgl. Kapitel 3.4.5).

Gegenüber EPS-Loose-fill-Packmaterial weist das Stärke-Produkt im Hinblick auf die Wiederverwendungseignung (derzeit) noch spezifische Nachteile wie höheren Abrieb und geringere Feuchtebeständigkeit auf. Dieser Umstand wirkt sich negativ auf die Wiederverwendung aus; besonders deutlich wird dies bei der Wiederverwendung über Wertstoffhöfe, da hier immer die Gefahr der Durchfeuchtung gegeben ist. Da EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel nicht getrennt gehalten werden können, mindert die Vermischung insgesamt die Wiederverwendungseignung beträchtlich. Inwieweit sich daraus Veränderungen bei den Ökobilanzergebnissen ergeben könnten, kann jedoch nur qualitativ beurteilt werden, da verlässliche Daten zur Wiederverwendung beider Packmittel-Varianten sowie zu den Auswirkungen einer Vermischung fehlen.

#### **6.4.9 Szenarien, Transportparameter und Sensitivitätsanalysen**

In den vorangehenden Ausführungen wurde der Einsatz von Loose-fill-Packmitteln sowie die dabei zu beobachtenden Variationen beschrieben. Ausgehend von dieser Informationsbasis sollen im Folgenden mehrere Vergleichsszenarien definiert werden, die die Bandbreite des Umgangs mit Loose-fill-Packmittel gut abdecken. Anhand der jeweils dafür errechneten Bilanzergebnisse wird dann in der Auswertung der Einfluss der Vertriebs- und Nutzungsphase unter verschiedenen Gesichtspunkten beurteilt werden. So stellt sich die Frage, wie sich eine Wiederverwendung der Verpackungschips auswirkt, welchen Einfluss dabei die Häufigkeit einer Wiederverwendung hat und wie sich dabei eventuell notwendige Transporte auswirken. Weiterhin ist von Interesse, wie sehr die Ergebnisse durch die stan-

dardmäßig für den Transport gewählte massenbezogene Allokationsmethode bestimmt werden bzw. wie sich eine andere Vorgehensweise bei der Allokation auswirkt. Vor dem Hintergrund dieser Fragen betrachten wir deshalb sowohl für die EPS- als auch für Stärke-Variante jeweils die folgenden Szenarien:

1. Einmalige Verwendung der Loose-fill-Packmittel (Basis-Szenario)
2. Betriebsinterne Wiederverwendung der Loose-fill-Packmittel (Umlaufzahl 2)
3. Betriebsinterne Wiederverwendung der Loose-fill-Packmittel (Umlaufzahl 4)
4. Wiederverwendung über Wertstoffhof (Umlaufzahl 4)
5. Einmalige Wiederverwendung (ohne Allokation)

In allen Szenarien werden Verluste durch Abrieb oder sonstige Verluste wie beispielsweise durch ungeordnetes Wegwerfen oder Entsorgung mit anderen Abfallfraktionen nicht berücksichtigt. Die von uns zuerst hierzu angestellten Überlegungen haben wir wieder fallen gelassen, da entsprechende Werte praktisch nicht zu quantifizieren sind. Weiterhin leidet die Aussagekraft der Ergebnisse, wenn diese durch zu viele, für den Betrachter der Ergebnisse nicht nachvollziehbare Annahmen bestimmt werden.

Tabelle 6-56: Transportparameter für die Modellierung der Vertriebs- und Nutzungsphase

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Innerorts	Fahranteil	
			Hinfahrt	Rückfahrt		Landstraße	Autobahn
Loose-fill vom Hersteller zum Anwender (volumenbeschränkter Transport)	300 km	120 m³	100 Vol.-%	80 Vol.-%	5 %	15 %	80 %
Mit EPS-Loose-fill verpackte Produkte zum Kunden (LKW, Deutschland)	300 km	28 Mg	15 Gew.-%	32 Gew.-%	5 %	15 %	80 %
Mit Stärke-Loose-fill verpackte Produkte zum Kunden (LKW, Deutschland)	300 km	28 Mg	16 Gew.-%	32 Gew.-%	5 %	15 %	80 %
Transport zum Wertstoffhof (gewerblich; mit Lieferwagen)	20 km	100 kg	---	---	60 %	30 %	10 %
Transport vom Wertstoffhof zum Anwender	20 km	40 m³	100 Vol.-%	0 Vol.-%	60 %	30 %	10 %
<b>Sensitivitätsanalyse zum Einfluss der Transportentfernung auf die Ergebnisse</b>							
Mit EPS-Loose-fill verpackte Produkte zum Kunden (LKW, Europa)	2.500 km	28 Mg	15 Gew.-%	32 Gew.-%	5 %	5 %	90 %
Mit Stärke-Loose-fill verpackte Produkte zum Kunden (LKW, Europa)	2.500 km	28 Mg	16 Gew.-%	32 Gew.-%	5 %	5 %	90 %

## 6.5 Entsorgung

### 6.5.1 Besonderheiten der Entsorgungsmodule

Die Entsorgung und Verwertung beginnt mit der Sammlung der Loose-fill-Packmittel in unterschiedlichen Erfassungssystemen. Von dort gelangen die Packmittel, meist zusammen mit anderen Abfällen, zu den Abfallbehandlungsanlagen oder zur Ablagerung in eine Deponie. In der Lebenswegbetrachtung eines Produktes ist die Entsorgung die letzte Lebensphase des untersuchten Produktes. Allerdings können Entsorgungsaktivitäten auch an jeden anderen Prozess des gesamten Lebensweges anschließen.

Der Begriff *Entsorgung* umfasst sowohl die Verwertung als auch die Beseitigung der Abfälle. Aufgrund der Vielzahl möglicher Entsorgungswege ist eine Eingrenzung auf unter dem Gesichtspunkt des Erkenntnisinteresses besonders wichtiger und aussagekräftiger Alternativen erforderlich. Die von uns betrachteten Entsorgungswege für die Loose-fill-Packmittel werden bei der Beschreibung der Szenarien – hier insbesondere der Szenarien für die Entsorgungsphase (vgl. Kapitel 3.4) – zusammenfassend benannt. Im Folgenden werden die in diesem Projekt betrachteten Entsorgungsprozesse vorgestellt und auf die Besonderheiten ihrer Modellierung eingegangen. Auf spezifische Fragestellungen im Zusammenhang mit den Entsorgungsprozessen – hier vor allem die Frage der Systemgrenzen und der Allokation im Zusammenhang mit Multi-Input-Prozessen – wird insbesondere in den diesbezüglichen Kapiteln 3.3 und 5.1.1.1 eingegangen.

### 6.5.2 Abfallerfassung und Transport zur Entsorgungsanlage

Den in den nachfolgenden Kapiteln beschriebenen Entsorgungsverfahren ist immer die Erfassung der Abfälle vorgeschaltet. Für Loose-fill-Packmittel stehen mehrere, zum Teil durch die Materialeigenschaften bestimmte Entsorgungswege zur Verfügung. Für EPS-Loose-fill-Packmittel bietet sich bei Wiederverwendung oder werkstofflicher Verwertung die sortenreine Erfassung über spezifische Sammelsysteme an. Weiterhin sind die Erfassung über die gelben Tonnen des DSD oder im Rahmen der Restmüllsammlung von Relevanz. Für Stärke-Loose-fill-Packmittel bietet sich ferner die Sammlung via Biotonne zur anschließenden Kompostierung oder Vergärung an.

Grundsätzlich sind so bei der Erfassung der zum Abfall gewordenen Loose-fill-Packmittel nur wenige Alternativen zu unterscheiden: Unter dem Gesichtspunkt der Ökobilanzierung ist dabei nur der mit der Erfassung verbundene Transport relevant. Die Transportentfernungen nehmen wir in den für Deutschland typischen Bereichen an. Die für die einzelnen Abfalltransporte angenommen Transportparameter weisen wir entweder im Zusammenhang mit den Prozessbeschreibungen aus oder verwenden die nachfolgend für den Transport von Restmüll und Bioabfällen abgeleiteten Annahmen für die Modellierung. Weiterhin gehen wir davon aus, dass ein Abbau der Stärke-Loose-fill-Packmittel während des Transportes nicht stattfindet.

#### Transport von Restmüll und Bioabfällen

Bei der Sammlung von Restabfall werden Sammelfahrzeuge verschiedener Hersteller eingesetzt. Von Herstellern der Sammelfahrzeuge werden jeweils mehrere Fahrzeugtypen angeboten. Bei der Mehrzahl der Fahrzeuge schwankt das zulässige Gesamtgewicht zwischen



16 und 28 Mg, die Nutzlast zwischen 6 und 14 Mg und das Ladevolumen zwischen 14 und 28 m<sup>3</sup> [WÜRZ 1998]. Für die Modellierung der Transporte der Restabfälle im Entsorgungsmix nehmen wir einen repräsentativen LKW an und rechnen mit 22 Mg zulässigem Gesamtgewicht, 10,5 Mg maximaler Nutzlast und 21 m<sup>3</sup> Ladevolumen. Wir wählen ein diesen Spezifikationen entsprechenden Lkw aus der Umberto-Bibliothek. Der Restabfall kann in den Sammelfahrzeugen auf Dichten zwischen 0,35 und 0,5 Mg/m<sup>3</sup> verdichtet werden, so dass sich bei hoher Verdichtung eine Auslastung von 50 % bezogen auf die Nutzlast ergibt [GALLENKEMPER U. DOEDENS 1994, S. 38]. In einer Umfrage zur Organisation der Abfallabfuhr unter 150 Gebietskörperschaften wurde festgestellt, dass bei der Sammlung von Restmüll die tägliche Fahrstrecke durchschnittlich 84,9 km beträgt. Pro Tag finden im Mittel 2,2 Entleerungen statt, so dass die tägliche Fahrstrecke zwischen Sammelgebiet und Entladestelle einschließlich der Strecke während der Sammlung 38,6 km beträgt [BLUMENRÖTHER U. WÜRZ 1996]. Für die Modellierung wird näherungsweise eine Transportstrecke von 40 km (Entfernung 20 km; Hin- und Rückfahrt) und eine mittlere Auslastung von 50 Gew.-% angenommen. Aufgrund der Ähnlichkeiten bei der Erfassung von Restmüll und Bioabfällen verwenden wir für die Sammlung der Bioabfälle ebenfalls diese Annahmen.

Tabelle 6-57: Annahmen für Transporte im Rahmen der Restmüll- und Bioabfallsammlung

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
Restmüll / Bioabfälle	20 km	10,5 Mg	50 %	50 %	95 %	5 %	0 %

### 6.5.3 Elementarzusammensetzung relevanter Abfallfraktionen

Bei vielen Prozessen innerhalb des Produktsystems und der Äquivalenzsysteme fallen Abfälle zur Verwertung und Beseitigung an, die in spezifischen Verwertungs- und Beseitigungsverfahren behandelt werden. Für die Modellierung dieser Entsorgungsprozesse sind zur Berechnung der Emissionen Angaben zur Zusammensetzung der jeweils behandelten Abfälle erforderlich (s. Tabelle 6-58). Es lagen jedoch nicht zu allen Abfallarten konkrete Analysedaten vor. In diesen Fällen wurde von einer typischen Elementarzusammensetzung ausgegangen. So wurde die Elementarzusammensetzung der Stärke-Loose-fill-Packmittel über diejenige der Hauptbestandteile Stärke, Maisgrieß und Polyvinylalkohol abgeschätzt. Da Maisgrieß zu rund 70 Gew.-% aus Stärke besteht, wurden hierfür näherungsweise ebenfalls die Stärkewerte eingesetzt. Damit wird von einer Zusammensetzung der Stärke-Loose-fill-Packmittel von rund 87 Gew.-% Stärke und 13 Gew.-% Polyvinylalkohol ausgegangen. Vernachlässigt werden dabei Spuren von Schwermetallen und sonstiger Elemente.

Bei der Modellierung wird dann jeweils diejenige Elementarzusammensetzung verwendet, die den Eigenschaften des gerade betrachteten Abfalls am nächsten kommt. Dabei wird folgendermaßen vorgegangen: Für Abfälle, die gemeinsam mit anderen Abfällen erfasst und anschließend gemeinsam mit diesen entsorgt und dabei zerstört werden, wird angenommen, dass diese Abfälle unkontaminiert behandelt werden. Abfälle, die aus einem Mischabfall beispielsweise über Sortierung gewonnen und anschließend weiter behandelt werden, werden als durch den restlichen Abfall verschmutzt betrachtet, sortenrein erfasste Abfälle

werden als unverschmutzt angesehen. Entsprechend dieser Regel erfolgt die nachfolgend anhand von Beispielen erläuterte Festlegung auf eine bestimmte Elementarzusammensetzung:

- Bei Erfassung der Loose-fill-Packmittel über die Restmülltonne und anschließender Deponierung oder Verbrennung im Rahmen der Beseitigung oder energetischen Nutzung findet keine Aussortierung der Loose-fill-Packmittel statt. Die Loose-fill-Packmittel werden zusammen mit anderen Abfallfraktionen erfasst und gemeinsam mit diesen in einem Abfallgemisch entsorgt. Entsprechend sind auch einzelne Abfallfraktionen in unterschiedlichem Ausmaß verantwortlich für die Schadstoffgehalte im Gesamtabfall. Den Loose-fill-Packmitteln sind dann beispielsweise nur diejenigen Schwermetallanteile anzulasten, die tatsächlich über die Loose-fill-Packmittel in den Restmüll eingetragen werden. Da wir davon ausgehen, dass die Loose-fill-Packmittel beim Gebrauch nicht kontaminiert werden und ansonsten schwermetallfrei sind, modellieren wir die entsprechenden Entsorgungsprozesse sowohl für die EPS- als auch die Stärke-Varianten mit der in Tabelle 6-58 angegebenen Elementarzusammensetzung ohne Schwermetalle.
- Bei der rohstofflichen Verwertung sowohl der Stärke- als auch der EPS-Loose-fill-Packmittel im Hochofen wird von der Elementarzusammensetzung der verunreinigten Abfälle ausgegangen, weil anzunehmen ist, dass die Loose-fill-Packmittel bei der vorhergehenden DSD-Sortierung über die Vermischung mit anderen Kunststoffabfällen kontaminiert werden. Näherungsweise setzen wir für die verunreinigten EPS-Loose-fill-Packmittel die Zusammensetzung von im Auftrag des DSD aussortierten PS-Bechern an. Dabei gehen wir davon aus, dass die Schwermetallkontamination der PS-Becherfraktion über die Vermischung mit anderen Abfällen erfolgt und diese vergleichbar mit derjenigen von EPS-Loose-fill-Packmittel ist, die über das DSD erfasst und durch eine Sortierung in die Mischkunststofffraktion gelangen. Diese Werte verwenden wir aufgrund fehlender Analysenergebnisse analog auch für Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfälle, die aus gemischten Verpackungsabfällen aussortiert werden.

Entsprechend dieser Vorgehensweise wird bei der Modellierung der Entsorgungsprozesse jeweils die Zusammensetzung der zu behandelnden Abfälle bestimmt. In den Prozessbeschreibungen wird dokumentiert, welche Zusammensetzung für die Abfallfraktionen angenommen wird.

Tabelle 6-58: Elementarzusammensetzung der Abfallfraktionen

Stoff	Einheit	Restmüll	Sortier- reste	PS-Becher aus DSD* (verunrei- nigte PS- Abfälle)	PS / EPS* (ohne Schwer- metalle)	Stärke mit PVA* (ohne Schwer- metalle	Stärke mit PVA* (verun- reinigt)
Quelle		FLEISCHER ET AL. 1995, S. 74	FLEISCHER ET AL. 1995, S. 74	FLEISCHER ET AL. 1995, Anh. S.6	BUWAL 1996, S.423 (Bd.250/II)	berechnet aus Sum- menformeln, Schwer- metalle wie PS/EPS bzw. PS-Becher	
Anteil, inert	%	23,17	22,33	4,95	0,48	-	-
Wassergehalt	%	28,21	15,89	0,0	0,2	-	-
Heizwert	MJ/kg	11,023	16,423	37,0	37,0	16	16
Kohlenstoffgehalt regenerativ	g/kg	0,0	0,0	0,0	0,0	387,8	387,8
Kohlenstoffgehalt fossil	g/kg	277,9	387,20	871,4	866,0	69,5	69,5
Sauerstoffgehalt	g/kg	146,9	156,0	9,40	40,0	442,4	442,4
Wasserstoffgehalt	g/kg	37,60	52,70	66,6	84,0	99,6	99,6
Schwefelgehalt	g/kg	1,7	2,0	1,20	0,7	-	-
Stickstoffgehalt	g/kg	12,00	5,80	1,0	2,0	-	-
Chlorgehalt	g/kg	10,1	14,10	0,9	0,9	-	-
Fluorgehalt	g/kg	0,03	-	0,02	-	-	-
Bleigehalt	g/kg	0,35574	0,49537	0,024	-	-	0,024
Cadmiumgehalt	g/kg	0,00432	0,02061	0,001	-	-	0,001
Kupfergehalt	g/kg	0,33502	0,76736	0,044	-	-	0,044
Quecksilbergehalt	g/kg	0,00233	0,00038	0,0002	-	-	0,0002
Zinkgehalt	g/kg	0,51015	1,00463	1,62	-	-	1,62
Chromgehalt	g/kg	0,2481	0,45329	0,020	-	-	0,020
Nickelgehalt	g/kg	0,06152	0,01742	0,005	-	-	0,005
Arsengehalt	g/kg	0,0034	0,00389	0,0004	-	-	0,0004

PS = Polystyrol DSD = Duales System Deutschland EPS = Expandiertes Polystyrol PVA = Polyvinylalkohol  
 \* Werte werden für Loose-fill-Packmittel-Entsorgung verwendet (s. Angaben in der Beschreibung der Entsorgungs-  
 verfahren)

#### 6.5.4 Werkstoffliche Verwertung (Quasi-Closed-loop- und Open-loop-Recycling)

Wie im Kapitel 5.1.2.9.7 beschrieben, kann die werkstoffliche Verwertung der im EPS-Loose-fill-Packmittelsystem als Abfall anfallenden Verpackungschips prinzipiell auf zwei Wegen modelliert werden. Zum Einen kann näherungsweise davon ausgegangen werden, dass die Loose-fill-Packmittel innerhalb des Produktsystems zu Regranulat aufgearbeitet und wieder zur Produktion neuer Loose-fill-Packmittel eingesetzt werden, da dies prinzipiell technisch machbar ist. Obwohl die Flo-Pak GmbH aufgrund der Verwendung von Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen vermutlich diesen Weg sogar in geringem Umfang praktiziert, bezeichnen wir diese Modellierungsvariante im Weiteren als *Quasi-Closed-loop-Recycling*. Sie dient uns zusätzlich als Sensitivitätsanalyse zur zweiten Möglichkeit diesen Sachverhalt in einer Ökobilanz abzubilden: Hierbei wird davon ausge-

gangen, dass die Abfälle zur Verwertung bzw. die daraus hergestellten Sekundärmaterialien in nachfolgenden Produktsystemen werkstofflich verwertet werden. Bei diesem sogenannten *Open-loop-Recycling* wird der ökobilanzbezogene Wert der EPS-Loose-fill-Abfälle bzw. des daraus hergestellten PS-Regranulats über Äquivalenzsysteme quantifiziert und mit dem Produktsystem verrechnet. Diese Vorgehensweise ist ausführlich in Kapitel 5.1 beschrieben.

Hinsichtlich der Herstellung des PS-Regranulats wird in beiden Fällen davon ausgegangen, dass die EPS-Loose-fill-Packmittel sortenrein in einem Wertstoffhof erfasst und anschließend entweder im Produktionswerk für EPS-Loose-fill-Packmittel (Quasi-Closed-loop-Recycling) oder in einem speziellen Aufbereitungsunternehmen (Open-loop-Recycling) regranuliert werden. Die entsprechenden Transportparameter sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt. Als Sachbilanzdaten für die Regranulierung wurden von uns die für das Recycling von EPS-Verpackungen abgeleiteten Werte verwendet (vgl. Kapitel 6.2.1.3.7). Abschließend möchten wir darauf hinweisen, dass es in der Praxis häufig zur Vermischung von Stärke- und EPS-Loose-fill-Packmitteln kommt. In diesem Fall ist eine werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel nicht mehr bzw. nur mehr mit erheblichem Trenn- und Reinigungsaufwand durchführbar und damit nicht mehr praxisrelevant (vgl. auch die Ausführungen zum EPS-Recycling in Kapitel 6.2.1.3.7).

Tabelle 6-59: Transportparameter für die werkstoffliche Verwertung von EPS-Loose-fill-Abfällen

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
Loose-fill-Abfall zum Wertstoffhof	20 km	3,75 Mg	8 %	---	60 %	30 %	10 %
Sekundär-PS aus Loose-fill-Abfall zur Loose-fill-Produktion (Quasi-Closed-loop-Recycling)	150 km	28 Mg	100 %	0 %	10 %	20 %	70 %
Sekundär-PS aus Loose-fill-Abfall zur Aufbereitung (Open-loop-Recycling)	150 km	28 Mg	100 %	0 %	10 %	20 %	70 %

## 6.5.5 Rohstoffliche Verwertung

### 6.5.5.1 Auswahl der betrachteten Verfahren

Eine *rohstoffliche Verwertung* liegt dann vor, wenn die stofflichen Eigenschaften eines Abfalls bei der Verwertung genutzt werden, dieser dabei jedoch stofflich verändert wird. Beispiele sind etwa die Nutzung von Kunststoffabfällen als Reduktionsmittel im Hochofen oder die Gewinnung von Monomeren, Öl oder Gas aus Makromolekülen. Für die rohstoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen kamen nach DKR [1999B] prinzipiell vier Verfahren in Frage: Die Hydrierung, die Synthesegask Gewinnung, das sogenannte PARAK-Verfahren zur Gewinnung von Alkanen und Paraffin sowie der Einsatz als Reduktionsmittel im Hochofen. Davon berücksichtigen wir in den Untersuchungsszenarien und den Äquivalenzsystemen exemplarisch den Einsatz der Loose-fill-Packmittel als Reduktionsmittel im Hochofen, da die Mischkunststofffraktion aus der DSD-Sortierung überwiegend

nach diesem Verfahren rohstofflich verwertet wird. Das Verfahren selbst sowie die Modellierung des Ersatzes von Schwerem Heizöl durch die EPS- bzw. Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfälle ist nachfolgend ausführlich beschrieben. Als weiterer Prozess wird vorweg die Aufbereitung der Loose-fill-Packmittel-Abfälle zu dem für die rohstoffliche Verwertung erforderlichen Agglomerat berücksichtigt. Weiterhin betrachten wir unter der übergeordneten Überschrift *Rohstoffliche Verwertung* die Kompostierung der Stärke-Loose-fill-Packmittel, bei der im Humifizierungsprozess ebenfalls stoffliche Eigenschaften des Abfallmaterials genutzt werden.

#### **6.5.5.2 Agglomerierung der Loose-fill-Packmittel und Verwertung im Hochofen**

Nach Angaben der DKR [1999] sollen Loose-fill-Packmittel dann, wenn sie über das DSD erfasst und sortiert werden, in die Mischkunststoff-Sortierfraktion gelangen. Die DKR [1998] gibt in ihrem Geschäftsbericht für 1997 an, dass der Anteil der Mischkunststoffe an den verwerteten Kunststoff-Sortierfraktionen 62 Gew.-% ausmacht. Die nach der Aussortierung agglomerierten Mischkunststoffe werden zu nahezu 100 Gew.-% rohstofflich als Reduktionsmittel im Hochofen verwertet. Bei der Modellierung gehen wir davon aus, dass die Loose-fill-Packmittel zu 100 Gew.-% erfasst werden. Wegen deren Beschaffenheit nehmen wir weiter an, dass ein größerer Anteil davon in die Sortierreste gelangt und verwenden hierbei näherungsweise den für die DSD-Sortierung hergeleiteten Wert von 25 Gew.-% (vgl. Kapitel 6.2.1.3.8). Für diese Sortierreste sowie die bei der anschließenden Agglomerierung anfallenden Abfälle wird von einer Entsorgung im bundesdeutschen Beseitigungsmix ausgegangen. Transporte im Zusammenhang mit der Erfassung der Loose-fill-Packmittel-Abfälle, deren Sortierung und Agglomerierung sowie dem am Ende stehenden Einsatz im Hochofen werden mit den gleichen Einstellungen modelliert, die für den alternativen Entsorgungsmix verwendet werden, der die Produktion von Sekundär-Polystyrol aus PS-Bechern in der DSD-Abfallfraktion abbildet (vgl. Tabelle 6-47). Für die Modellierung der Beseitigung dieser Sortierreste sowie der nachfolgend behandelten Abfälle aus der Agglomerierung verwenden wir die in Tabelle 6-58 dokumentierte Sortierrest-Zusammensetzung.

##### Agglomerierung der Loose-fill-Packmittel

Vor dem Einsatz im Hochofen wird die Mischkunststofffraktion und damit die Loose-fill-Packmittel zu einem Agglomerat aufbereitet. Dabei werden kunststofffremde Bestandteile entfernt. Für diesen Prozess haben FLEISCHER ET AL. [1995, S.79 f.] im Rahmen ihrer Ökobilanz zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen Sachbilanzdaten bei einem Aufbereitungsbetrieb erhoben, auf die wir bei unserer Bilanzierung zurückgreifen (Tabelle 6-60). Rechnet man den Energiebedarf auf den Output an Agglomerat um, so ergibt sich ein elektrischer Energiebedarf von 969 MJ/Mg Mischkunststoff-Agglomerat.

Tabelle 6-60: In- und Outputströme bei der Aufbereitung von DSD-Mischkunststoffen zu Agglomerat für die rohstoffliche Verwertung im Hochofen [FLEISCHER ET AL. 1995, S. 80]

Input		Output	
Mischkunststoff aus DSD-Sortierung	1000,0 kg	Mischkunststoff-Agglomerat	743 kg
Strom	720 MJ	Abfall zur Beseitigung (Verunreinigung und Kunststoff)	133 kg
		Eisen (Sekundärschrott)	8,6 kg
		Wasserdampf	115,4 kg

### Verwertung der Loose-fill-Packmittel im Hochofen

Der Einsatz von Kunststoffabfällen aus dem DSD wird zur Zeit von einigen Hochofenbetreibern mit Erfolg durchgeführt. In der Regel wird aus dem DSD eine Mischkunststofffraktion getrennt, die neben Polystyrol auch PET und PVC enthält. Da die für die Modellierung verwendeten Sachbilanzdaten vertraulich sind, wird im Folgenden nur auf die grundlegenden Aspekte der Bilanzierung eingegangen. Des weiteren wird davon ausgegangen, dass die für EPS-Loose-fill-Packmittel beschriebene Vorgehensweise analog auf Stärke-Loose-fill-Packmittel übertragen werden kann. Stärke enthält im Gegensatz zu EPS Sauerstoff, aus dem unter den reduzierenden Bedingungen des Hochofens Wasser bzw. Wasserdampf entsteht. Aufgrund des insgesamt geringen Anteils an Stärke-Loose-fill-Packmittel in der Mischkunststofffraktion ist davon aber kein nachteiliger Einfluss auf den Hochofenprozess zu erwarten.

Prinzipiell wird ein Hochofen in die Schritte Roheisenerzeugung, Gichtgasreinigung und dessen energetische Nutzung unterteilt. Von Interesse für die Polystyrol-Verwertung ist die Roheisenerzeugung. Dabei wird Eisenerz (meist Eisenoxid) zu Roheisen reduziert. Für diesen Reduktionsprozess sind kohlenstoffreiche Reduktionsmittel nötig. Im konventionellen Hochofenbetrieb wird Koks und Schweröl eingesetzt. Durch den Einsatz von Kunststoffen als Reduktionsmittel wird Schweröl ersetzt. So kommt ein Kunststoff/Koks-Gemisch als Reduktionsmittel zum Einsatz.

Das Reduktionsmittel wird mit Lanzen in die Wirbelzone des Hochofens eingeblasen und dort zu CO und H<sub>2</sub> umgesetzt, womit das Eisenerz in der kohäsiven Zone des Ofens dann reduziert wird. Entscheidend für das Reduktionsmittel ist ein hoher Umsetzungsgrad, d.h. das Verhältnis der Menge an Kohlenstoff, die zu CO reagiert, zum Gesamtkohlenstoff. Ab einem Umsetzungsgrad von 70 % ist ein störungsfreier Hochofenbetrieb gewährleistet.

### Modellierung

Bei der Modellierung des Hochofenprozesses sind letztlich nur zwei Faktoren von Bedeutung:

- Der Kohlenstoffinhalt des Brennstoffs, der das Reduktionspotential darstellt.
- Das Schadstoffinventar, welches anteilig über den Abgasstrom freigesetzt wird.

Der Bilanzrahmen beschränkt sich also auf die direkt dem Polystyrol- bzw. Störkeeinsatz zuzuordnenden spezifischen Emissionen der Gichtgasverbrennung. Lediglich die Brennstoffspezifika des Prozesses sind modelliert, die vom Eisenerz abhängigen Massenströme sind nicht berücksichtigt. Der nutzbare und durch entsprechende Äquivalenzsysteme abzubildende Systemoutput (vgl. Kapitel 5.1.2.5) besteht allein in dem *Reduktionspotential*

zur Herstellung von Roheisen. Dazu wird angenommen, dass Polystyrol bzw. Stärke das im Hochofen verwendete Schweröl ersetzen. Dementsprechend werden die Aufwendungen des Hochofenprozesses unter Heizöleinsatz mit demselben Reduktionspotential als Abzüge Output gutgeschrieben. Die Höhe der Abzüge Output wird auf der Basis des Heizwerts der Reduktionsmittel berechnet (s. Tabelle 6-58). Für die Stärke-Loose-fill-Packmittel bedeutet dies, dass der massespezifische Nutzen im Vergleich zu den EPS-Loose-fill-Packmittel geringer ist. Die Daten zum Transfer Hochofeninput beruhen auf vertraulichen Angaben der Stahlindustrie.

Zur Modellierung der Schadstoffemissionen bei der rohstofflichen Verwertung der bei der DSD-Sortierung in die Mischkunststoff-Fraktion gelangten und agglomerierten EPS- bzw. Stärke-Loose-fill-Packmittel greifen wir auf die Elementarzusammensetzung verunreinigter Polystyrol- bzw. Stärkeabfälle zurück (vgl. Tabelle 6-58 und Kapitel 6.5.3).

#### **6.5.5.3 Kompostierung gebrauchter Stärke-Loose-fill-Packmittel**

Bei dieser Entsorgungsvariante gehen wir davon aus, dass die Stärke-Loose-fill-Packmittel zusammen mit den Bioabfällen erfasst und kompostiert werden. In Deutschland werden derzeit etwa 550 Kompostierungsanlagen betrieben [KERN ET AL. 1998]. Mehr als die Hälfte dieser Anlagen sind offene oder überdachte Dreiecksmieten. Die verbleibenden Anlagen sind überwiegend gekapselte Systeme mit einer Ablufffassung. Bei der Kompostierung kann grob zwischen Haupt- und Nachrotte unterschieden werden, wobei beide Prozessschritte sowohl komplett in offenen als auch gekapselten Systemen oder einer Kombination beider Systeme ablaufen können. Komplett offene Low-tech-Systeme unterscheiden sich von komplett gekapselten High-tech-Systemen durch ihren geringeren Energieverbrauch. Andererseits findet in gekapselten Systemen in der Regel eine Ablufferfassung statt.

#### Modellierung

Als Mittelweg zwischen Low-tech- und High-tech-Anlage wurde für die Modellierung der Stärkekompostierung in der Hauptrotte ein gekapseltes System (Container) und in der Nachrotte die Kompostierung mittels Tafelmieten angesetzt. Die dabei verwendete Abfallzusammensetzung entspricht der von „Stärke mit PVA ohne Schwermetalle“ in Tabelle 6-58. Weitere entscheidende Annahmen werden nachfolgend erläutert.

Entscheidende Ausgangsgröße für alle weiteren Aspekte der Kompostierung ist der Grad des Abbaus der Biomasse im Verlauf des Kompostierungsprozesses. Der Gehalt der bioabbaubaren Trockenmasse der Stärke-Loose-fill-Packmittel wurde unter Berücksichtigung des als nicht biologisch abbaubar angenommenen PVA-Anteils auf rund 87 Gew.-% festgesetzt. Bezogen darauf wurde ein Abbau von 95 Gew.-% der bioabbaubaren organischen Trockenmasse des Inputs angenommen. Dieser Wert wurde im Analogieschluss aus Erfahrungswerten mit anderen Biopolymeren abgeleitet. Weiterhin wurde festgelegt, dass 99,9 Gew.-% des abgebauten Kohlenstoffs über den Luftpfad und 0,1 Gew.-% über den Wasserpfad entweichen. Luftseitig entstehen dabei CO<sub>2</sub> (95%), CH<sub>4</sub> (3%) und nicht weiter spezifizierbare Kohlenstoffverbindungen (2%) [GRONAUER 1997]. Dabei wurde angenommen, dass die Luftemissionen der Hauptrotte durch den Einsatz eines Biofilters um 15 Gew.-% reduziert werden. Produkt des modellierten Kompostierungsprozesses ist ein ausgereifter Fertigkompost mit Rottegrad IV bis V.

Zum Betrieb der Anlage werden sowohl Netzstrom als auch fossile Energieträger benötigt. Insgesamt können für das gewählte Anlagendesign pro Tonne Bioabfall-Input Aufwendungen von 24,8 kWh elektrischer Energie und rund 24,4 MJ an mechanischer Energie angesetzt werden. Diese Werte wurden aus Literatur- und Erfahrungswerten [WIEMER 1998, COESTER 1999, BIDLINGMAIER 1996] abgeleitet. Die Sammlung und der Transport der Bioabfälle wird entsprechend der Beschreibung in Kapitel 6.5.2 modelliert. Ein Nutzen aus dem produzierten Kompost wird entsprechend der Ausführungen im Allokationskapitel (vgl. Kapitel 5.1.2.6) nicht angenommen.

## 6.5.6 Energetische Verwertung

### 6.5.6.1 *Vergärung der Stärke-Loose-fill-Packmittel mit nachgeschaltetem BHKW*

Analog zur Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel mittels Kompostierung nehmen wir auch hier an, dass die gebrauchte biologisch-abbaubare Verpackung zusammen mit den Bioabfällen erfasst und dann vergärt wird. In Deutschland wurden 1999 etwa 44 Vergärungsanlagen betrieben [KERN ET AL. 1999]. In den im Verantwortungsbereich der öffentlichen Entsorgungspflicht betriebenen Anlagen zur Behandlung von Bioabfällen aus Haushalten oder Gewerbebetrieben überwiegt insgesamt die sogenannte Nassvergärung. Nach Angaben in KERN ET AL. [1999] werden jährlich knapp 374.000 Mg Bioabfälle aus Haushalten in Vergärungsanlagen behandelt, etwa 65 Gew.-% davon in Nassvergärungsanlagen. Bezüglich gewerblicher Organik, dies sind v.a. Speisereste und Produktionsrückstände aus der Lebensmittelindustrie, beläuft sich die in Vergärungsanlagen behandelte Menge auf 237.000 Mg/a, von denen ca. 70% nass vergoren werden. Die Trockenvergärung von Bioabfällen aus Haushalten wird favorisiert, wenn diese einen geringeren Wassergehalt aufweisen, was beispielsweise für Bioabfälle aus ländlichen Gebieten mit einem durchschnittlichen Wassergehalt von 50% zutrifft. Die Vorteile der Trockenvergärung liegen insbesondere auch in den geringeren Aufwendungen für die Entwässerung, die kosten- und energieintensiv ist. Obwohl derzeit in Deutschland die Behandlung biogener Abfälle zum größeren Anteil in Nassvergärungsanlagen erfolgt, kommt nach unserer Einschätzung für die Vergärung von Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfällen aufgrund der sehr niedrigen Wassergehalte in der Praxis eher eine Trockenvergärung in Frage.

Die Trockenvergärung wurde deshalb auch als Behandlungsverfahren für Loose-fill-Abfälle modelliert. Die Trockenvergärung unterscheidet sich von der Nassvergärung durch den höheren Anteil an Trockensubstanz (10-15% TS bei Nass- und 30-40% TS bei Trockenvergärung) und dem damit einhergehenden reduzierten Bedarf an Reaktorvolumen.

#### Modellierung

Für die in dieser Studie modellierte Stärkevergärung wurde eine einstufige Trockenvergärung angesetzt. Einstufige Anlagen sind dadurch ausgezeichnet, dass Hydrolyse und Methanisierung zusammen in einem Gärreaktor ablaufen. Die Nutzung des Biogases erfolgt in einem nachgeschalteten BHKW. Die angesetzte Abfallzusammensetzung entspricht der von „Stärke mit PVA ohne Schwermetalle“ in Tabelle 6-58. Die Modellierung basiert auf einer Reihe weiterer Annahmen, die nachfolgend erläutert werden.



Entscheidend für die Prozessmodellierung ist die Bilanzierung des Kohlenstoffabbaus und der daraus resultierenden Biogasbildung. Hier wurde nach [WIEMER 1996] ein Abbau von 55% der bioabbaubaren organischen Trockenmasse des Inputs der Trockenvergärung angenommen. Es gibt wenig Anhaltspunkte um eine Übertragbarkeit dieser Daten auf Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfälle zu beurteilen. In der Literatur liegen Daten zur Vergärung von Backabfällen vor. Stärke dürfte ein wesentlicher Bestandteil dieser Abfälle sein. In [WIEMER 1996] wird die Gasbildungsrate für diverse Nahrungsmittelabfälle aus Bäckereien mit  $400 \text{ m}^3 \text{ Biogas/Mg oTS}$  angegeben. Diese liegt damit im Bereich des in diesem Projekt ebenfalls nach [WIEMER 1996] verwendeten Biogasertrages für Bioabfall aus Haushalten von  $450 \text{ m}^3 \text{ Biogas/Mg oTS}$ .

Wir gehen davon aus, dass der PVA-Anteil (rund 13 Gew.-%) der Stärke-Loose-fill-Packmittel in der Vergärung nicht abgebaut wird. Daher wurde ein Gehalt von bioabbaubarer Trockenmasse von 87 Gew.-% festgesetzt. Für die Berechnung der Biogasbildung wurde eine Biogasertrag von  $0,45 \text{ m}^3$  je Kilogramm zugeführter bioverfügbarer organischer Trockensubstanz und ein Heizwert von  $6 \text{ kWh/m}^3$  Biogas (Methangehalt 60 Vol.-%) zugrunde gelegt [WIEMER 1996].

Die Nutzung des Biogases erfolgt in einem Blockheizkraftwerk mit einem Gas-Otto-Motor für Magerbetrieb, dem ein Oxidationskatalysator als Reinigungsstufe nachgeschaltet ist. Ohne Berücksichtigung des Eigenenergiebedarfs der Anlage liegt der Wirkungsgrad für die Auskopplung von elektrischer Energie bei 33% und von thermischer Energie bei 56% bezogen auf den Heizwert des Biogasinputs. Diese Werte wurden aus Literatur- und Erfahrungswerten [ANS 1995, BIDLINGMAIER 1994, WIEMER 1996b] abgeleitet. Für die nach Abzug des Eigenenergiebedarfs verbleibende elektrische Energie wird deutscher Netzstrom und für die verbleibende thermische Energie Fernwärme nach Fernwärmemix (s.a. Kap. 6.6.2) gutgeschrieben. Zur Berechnung der Emissionen aus der Biogasverfeuerung wurden die in Tabelle 6-61 aufgelisteten Abgaskonzentrationswerte verwendet.

Tabelle 6-61: Verwendete Emissionsfaktoren der Reingaskonzentrationen der Biogasverbrennung

Parameter	Einheit	Konzentration	Datenquelle
Kohlenmonoxid	$\text{mg/m}^3$	162,5	Gemis 3.0
NOx	$\text{mg/m}^3$	250	Gemis 3.0
Schwefeloxide als $\text{SO}_2$	$\text{mg/m}^3$	15,1	Gemis 3.0
NM VOC	$\text{mg/m}^3$	15	Gemis 3.0
Staub	$\text{mg/m}^3$	5	TA Luft
Distickstoffmonoxid	$\text{mg/m}^3$	10	Gemis 3.0
Methan	$\text{mg/m}^3$	15	Gemis 3.0
Cl-Verb. als HCl	$\text{mg/m}^3$	1,5	Dehoust 1998
F-Verb. als HF	$\text{mg/m}^3$	0,9	Dehoust 1998

Neben dem Biogas fällt als weiteres Produkt des modellierten Vergärungsprozesses ein Gärrückstand mit Rottegrad III an. Es wird angenommen, dass der Gärrückstand anschließend kompostiert und der Kompost in der Landwirtschaft verwertet wird. Da im Fall der Loose-fill-Packmittel-Abfälle der Gärrückstand keine Nährstoffe enthält, erfolgen analog

zur Vorgehensweise bei der Kompostierung keine weiteren Gutschriften (vgl. Kapitel 5.1.2.5). Die Sammlung und der Transport der Bioabfälle wird entsprechend der Beschreibung in Kapitel 6.5.2 modelliert.

#### 6.5.6.2 Verbrennung der Loose-fill-Packmittel in einer optimierten MVA

Derzeit existieren in Deutschland keine Monoverbrennungsanlagen zur energetischen Verwertung von Kunststoffabfällen. Soweit bekannt, bestehen auch keine Planungen solche Anlagen im größeren Maßstab zu realisieren. Grundsätzlich wären Kunststoffverbrennungsanlagen nur nach den Maßgaben des Abfallrechts genehmigungsfähig. Damit wären diese Anlagen in etwa einer modernen Müllverbrennungsanlage mit optimierter Energienutzung vergleichbar. Dementsprechend wird in dieser Studie die Verwertung des Energieinhalts der EPS- bzw. Stärke-Loose-fill-Packmittel in einer energetisch optimierten Müllverbrennungsanlage betrachtet. Wir gehen dabei davon aus, dass die Loose-fill-Packmittel separat erfasst und zur Verbrennungsanlage transportiert werden. Dabei setzen wir die in der nachfolgenden Tabelle dokumentierten Transportparameter an, die der sehr niedrigen Schüttdichte der Abfälle und der geringen Verbreitung energetischer Verwertungsanlagen Rechnung tragen.

#### Modellierung

Bilanziert wurde eine energetisch optimierte Müllverbrennungsanlage. Die Modellierung der optimierten MVA entspricht abgesehen vom energetischen Nettonutzungsgrad der im Kapitel 6.5.7.2 beschriebenen Hausmüllverbrennungsanlage. Im Unterschied zu dieser wird bezogen auf den Heizwert-Input eine Auskopplung von 55 % thermischer und 10 % elektrischer Energie angenommen. Diese Aufteilung stützt sich auf Erfahrungswerte an bestehenden Anlagen, die zur optimalen Energienutzung an Fernwärmenetze angekoppelt sind.

Tabelle 6-62: Annahmen zum Transport der Loose-fill-Packmittel zur energetischen Verwertung

Transportgut	Entfernung	Maximale Zuladung	Auslastung		Fahranteil		
			Hinfahrt	Rückfahrt	Innerorts	Landstraße	Autobahn
Energetisch verwertbare Verpackungsabfälle	50 km	10,5 Mg	10 %	10 %	40 %	20 %	40 %

### 6.5.7 Beseitigung

#### 6.5.7.1 Beseitigungsmix Deutschland

Im Produktsystem sowie bei den Äquivalenzprozessen fallen an verschiedenen Stellen Abfälle zur Beseitigung an; in bestimmten Szenarien gilt dies auch für die Loose-fill-Packmittel. Da es zu aufwendig und aufgrund der verfügbaren Informationen nur bedingt möglich ist, die exakten Entsorgungswege nachzuvollziehen, ist es erforderlich, die Entsorgungswege für Restmüll in Deutschland möglichst repräsentativ abzubilden. Die Datenlage zur Entsorgung von Restmüll in Deutschland erlaubt jedoch keine eindeutige Bestimmung des Entsorgungsmixes für Restmüll im Bezugsjahr 1997. Die amtliche Statistik stellt erst

Ende 1999 die Daten für das Jahr 1996 bereit. Damit stehen entweder veraltete offizielle Daten oder inoffizielle aktuellere Abschätzungen für die Modellierung eines repräsentativen Entsorgungsmixes zur Verfügung. Bei der Bestimmung des Entsorgungsmixes für Abfälle zur Beseitigung verwenden wir deshalb die Abschätzungen von BILITEWSKI UND HEILMANN zum Abfallaufkommen und den Entsorgungswegen [1999, S. 577-587]. Diese basieren auf der amtlichen Statistik von 1993, aktuelleren Landesabfallbilanzen und Veröffentlichungen von DSD, BDE und VDP. Die Mengenströme und die Anteile der einzelnen Entsorgungsverfahren können der Abbildung 6-28 entnommen werden.

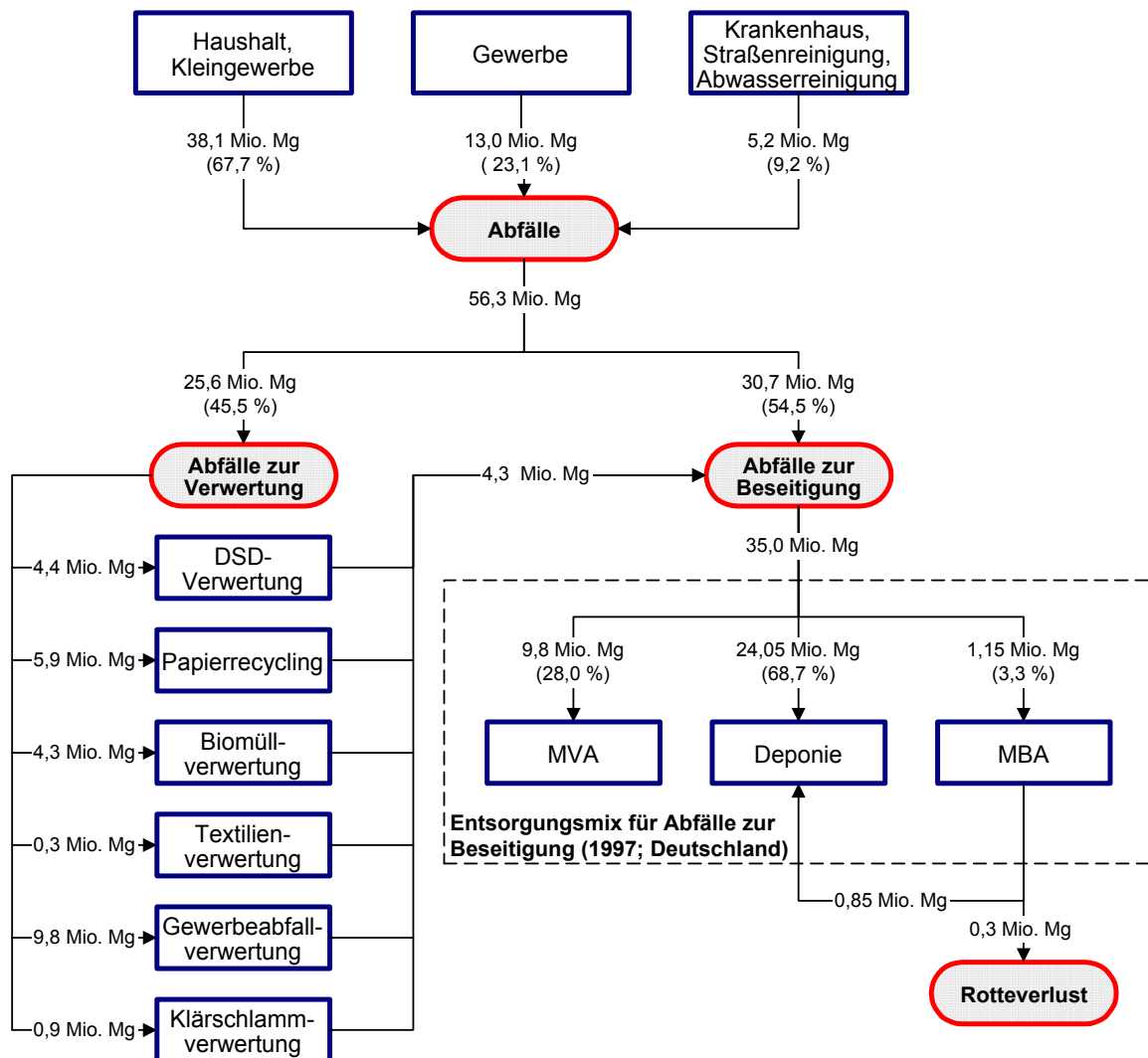


Abbildung 6-28: Entsorgungswege in Deutschland im Jahr 1997 [BILITEWSKI UND HEILMANN 1999]

Wie in Abbildung 6-28 dargestellt, werden die in der Bundesrepublik Deutschland anfallenden Abfälle zur Beseitigung im Bezugsjahr 1997 zu 28,0 Gew.-% in einer Müllverbrennungsanlage thermisch behandelt, zu 68,7 Gew.-% unbehandelt deponiert und zu 3,3 Gew.-% vor der Deponierung mechanisch-biologisch vorbehandelt. Da uns derzeit keine verlässlichen Daten zu den Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der mechanisch-biologischen Aufbereitung vorliegen, nur ein geringer Prozentsatz des Restmülls diesen Entsorgungsweg geht und die mechanisch-biologische Aufbereitung im Jahr 1997 nahezu ausschließlich zur Vorbehandlung vor Deponierung diente, nehmen wir für die

Bilanzierung an, dass auch dieser Restmüllstrom direkt deponiert wird. Damit verwenden wir bei der Bilanzierung der Beseitigung ein Verhältnis MVA zu Deponie von 28,0 zu 72,0. Für die Modellierung der Abfallverbrennung verwenden wir die in Kapitel 6.5.7.2 beschriebene Müllverbrennungsanlage, für die Deponierung das in Kapitel 6.5.7.3 beschriebene Deponiemodul.

Werden spezifische Abfälle beseitigt, zu denen uns Angaben zur Zusammensetzung vorliegen (z.B. EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel, PS-Becher, Sortierreste, Mischkunststoffe), so werden die Beseitigungsprozesse mit den entsprechenden Angaben modelliert; andernfalls verwenden wir die von FLEISCHER ET AL. [1995, S. 74] gemachten Angaben zur Restmüllzusammensetzung (vgl. Kapitel 6.5.3).

#### **6.5.7.2 Verbrennung der Loose-fill-Packmittel in einer Hausmüllverbrennungsanlage**

Insbesondere in städtischen Regionen erfolgt die Abfallbeseitigung in erster Linie über die Hausmüllverbrennung. Die Müllverbrennung hat einen Anteil von ca. 30 % an der Abfallentsorgung in der BRD. Daneben werden ca. 0,5% des elektrischen Stroms im öffentlichen Netz durch die Müllverbrennung bereitgestellt. Für die Beseitigung der EPS- bzw. Stärke-Loose-fill-Packmittel ist daher die Verbrennung in einer Hausmüllverbrennungsanlage (MVA) zu modellieren.

Die in diesem Projekt verwendete Anlage beschreibt die Verbrennung von Hausmüll bzw. hausmüllähnlichen Abfällen in einer modernen (Baujahr Anfang bis Mitte der 90er Jahre) Hausmüllverbrennungsanlage mit Rostfeuerung. Die technischen Spezifikationen umfassen alle Aktivitäten der Anlage von der Anlieferung des Abfalls, der Lagerung im Müllbunker, der Müllaufgabe, der Feuerung im Kessel, der Dampf- und Stromerzeugung sowie der Rauchgasreinigung.

Aufgrund der Festlegung auf eine Müllverbrennungsanlage neueren Datums wird davon ausgegangen, dass die Emissionen der einzelnen Schadstoffe deutlich unter den in der 17. BImSchV festgelegten Grenzwerten liegen. Die Eintrocknung der Rauchgasreinigungsrückstände führt zu einem abwasserlosen Betrieb (Abwässer der Sanitäranlagen werden vernachlässigt.) Die festen Reststoffe werden entweder wie die Filterstäube oder Rauchgasreinigungs-Produkte in entsprechenden Einrichtungen beseitigt oder wie z.B. die Schlacken im Straßenbau verwertet. Ein Teil der Schlacken kann auch auf Schlackedeponien gelangen.

#### **Modellierung**

Die modellierte moderne MVA kann als typische dem Stand der Anlagentechnik der 90er Jahre entsprechende Anlage angesehen werden. Die Modellierung umfasst den Energieaufwand zum Betrieb der oben beschriebenen Anlagentechnik ebenso wie notwendige Betriebsstoffe, die entstehenden Emissionen und Abfälle. Die für die Ökobilanzierung in der Regel wichtigsten Bilanzgrößen des MVA-Prozesses sind die freigesetzten Luftemissionen. Deren Modellierung wird im weiteren genauer beschrieben.

Mit der Modellierung wird angestrebt, die Luftemissionen in einen kausalen Zusammenhang mit den untersuchten Abfallmaterialien zu bringen (vgl. Kapitel 5.1.1.1). Aufgrund der Vielfältigkeit des Hausmülls entstehen aber verschiedene Verbrennungsprodukte, die

nur teilweise den einzelnen Abfallkomponenten zugeordnet werden können (siehe dazu auch die nachfolgende Abbildung).

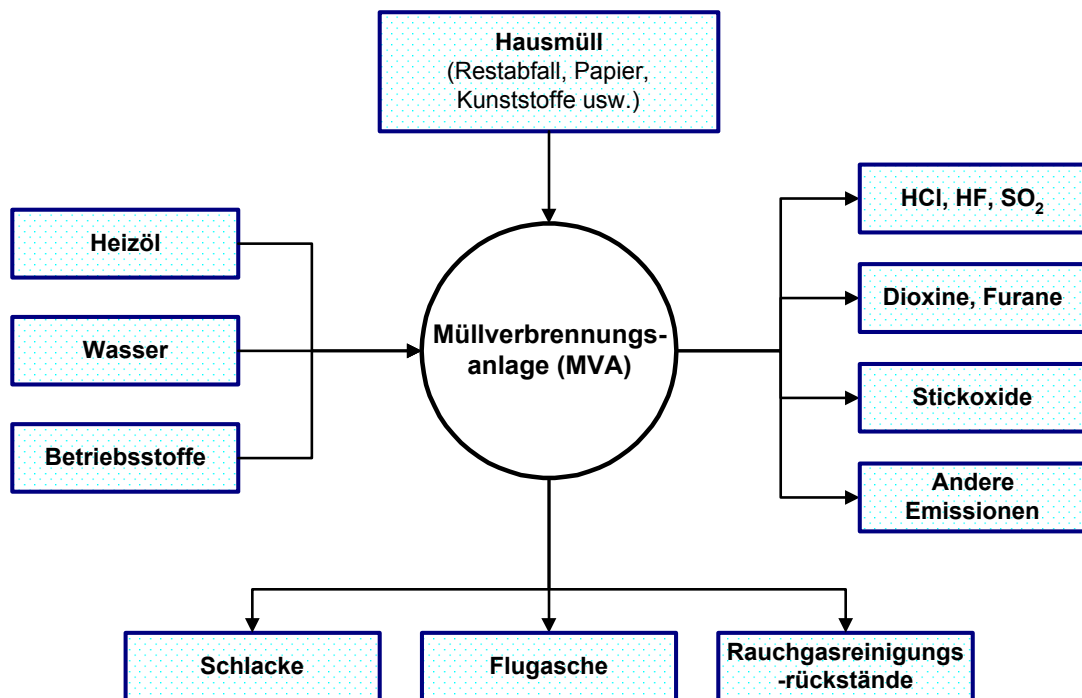


Abbildung 6-29: Multi-Input-Charakteristik des Hausmülls und die verursachten Stoffströme in der Verbrennungsanlage

Zur Berechnung der verschiedenen Emissionen werden daher sowohl die Elementarzusammensetzung der betrachteten Teilabfälle – hier also die EPS- bzw. Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfälle - als auch die gemittelten Schadstoffkonzentration der gemischten Hausmüllfraktion herangezogen (vgl. Kapitel 6.5.3). Für die modellierte Anlage liegen die Emissionen an Schadstoffen deutlich unter den in der 17. BImSchV angegebenen Grenzwerten. Zur Berechnung der abfall- und prozessspezifischen Emissionen werden verschiedene weiterführende Zuordnungsvorschriften festgelegt. Diese werden im folgenden kurz beschrieben und die daraus abgeleiteten Berechnungsformeln angegeben. Als Eingabegrößen für die Emissionsberechnung werden die in Tabelle 6-63 aufgeführten Parameter benötigt.

Tabelle 6-63: Allgemeine Inputgrößen zur Berechnung der Emissionen im MVA-Modul

Input	Dimension/Einheit
Aschegehalt	%
Verbrennbarer Anteil	g/kg
Heizwert Hu	MJ/kg
Wassergehalt	g/kg
Sauerstoffgehalt	g/kg
Wasserstoff- und Stickstoffgehalt	g/kg
Halogengehalt (Chlor, Fluor)	g/kg
Schwefelgehalt	g/kg
Schwermetallgehalt (z.B. Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium)	g/kg

In der Tabelle 6-58 sind allgemeine, inputbezogene sowie die spezifischen Inhaltstoffe von EPS- bzw. Stärke Loose-fill-Packmittel aufgeführt. Für die Modellierung werden die Werte ohne Verschmutzung verwendet.

#### Abfallspezifische Emissionen

Die Emissionen an Chlorwasserstoff HCl, Fluorwasserstoff HF und Schwefeldioxid SO<sub>2</sub> sowie die der Schwermetalle hängen direkt von den jeweiligen Schadstoffkonzentrationen im betrachteten Teilabfall ab. Zur Berechnung werden die stöchiometrisch ermittelte rohgasseitige Freisetzung aus dem Teilabfall und die Wirkungsgrade (ETA) der Rauchgasreinigung entsprechend der nachfolgenden Gleichung herangezogen:

$$\text{Inputabhängige Schadstofffreisetzung} = x_i \cdot \frac{M_x}{M_i} \cdot \text{ETA}_i \quad [\text{mg/kg Abfallinput}]$$

Mit:

- $x_i$ : Konzentration der Substanz im Abfall [mg/kg]
- $M_x$ : Molare Masse der Verbindung im Abgas (SO<sub>2</sub>, HCl, HF)
- $M_i$ : Molare Masse der Einzelsubstanz des Inputs (S, Cl, F)
- ETA<sub>i</sub>: Reinigungsgrad der Anlage

Die Wirkungsgrade (siehe Tabelle 6-64) sind ifeu-Annahmen, die sich aus Erfahrungswerten bzgl. der im Rohgas befindlichen Schadstoffkonzentrationen vor der Rauchgasreinigung und den nach der Rauchgasreinigung erzielten Abgaskonzentrationen im Reingas ergeben.

Tabelle 6-64: Reinigungswirkungsgrade (ETA) für die verschiedenen Schadstoffkomponenten [IFEU 1994, aktualisiert entsprechend neuerer Standards]

Schadstoffe	ETA	Anteil des Stoffes im Reingas
Schwefeldioxid	0,9987	0,0013
Chlorwasserstoff	0,9989	0,0011
Fluorwasserstoff	0,96	0,04
Arsen	0,99998	0,00002
Cadmium	0,9991	0,0009
Chrom	0,999999	0,000001
Blei	0,99968	0,00032
Kupfer	0,99994	0,00006
Quecksilber	0,98	0,02
Zink	0,999974	0,000026

### Prozess- und abfallspezifische Emissionen

Berücksichtigt sind hier:

- Emissionen, die direkt vom Verbrennungsprozess abhängig sind. Dazu gehören Stoffe wie Kohlenmonoxid, Staub und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
- Emissionen, die sowohl vom Verbrennungsprozess als auch vom Abfall abhängig sind. Dazu gehören beispielsweise polychlorierte Dioxine und Furane, Stickoxide und polychlorierte Biphenyle. Dioxine und Furane entstehen nur bei Anwesenheit von Chlor und Kupfer, welches als Katalysator dient. Bei einem heterogenen Input, wie sie die Hausmüllfraktion darstellt, sind diese Stoffe immer vorhanden.

Die durch prozess- bzw. prozess- und abfallabhängige Größen bestimmten Emissionen werden mit Hilfe des Abgasvolumenstroms berechnet. Der Abgasvolumenstrom selbst kann ausgehend von einigen generellen Annahmen und unter Berücksichtigung des Gehaltes an Kohlenstoff, Schwefel, Stickstoff, Chlor und Fluor im Abfall bestimmt werden. Die hier getroffenen Annahmen sind nachfolgend aufgelistet:

- Die Verbrennung findet nicht unter-stöchiometrisch statt. Durch die Verbrennungsluft wird ausreichend Sauerstoff zur vollständigen Verbrennung des Abfalls zugeführt
- Vollständige Verbrennung wird angenommen
- Die Luftzahl Lambda  $\lambda$  wird mit 1,5 berücksichtigt
- Die Brennstoff-NO-Bildung wird neben der thermischen NO-Bildung vernachlässigt.
- Zur Bildung von HCl und HF ist Wasserstoff im Abfall vorhanden.
- Schwefel oxidiert vollständig zu SO<sub>2</sub>.

Das Abluftvolumen der Verbrennungsprodukte berechnet sich dann nach:

$$\text{Verbrennungsprodukte} = \sum_i \left( \frac{0,0224 \cdot x_i}{M_i} \right) \quad [\text{Nm}^3]$$

Mit:

0,0224: Molares Volumen eines Gases; 1 Mol eines idealen Gases nimmt bei Normbedingungen (273,15 K, 1,013 bar) genau ein Volumen von 22,4 L/Mol ein.

$M_i$ : Molare Masse der Elemente C, N, Cl, F und S in g/mol

$x_i$ : Konzentration der Substanzen Kohlenstoff, Schwefel, Stickstoff, Chlor und Fluor in g/kg im Abfall

Des weiteren wird ein Überschuss an Verbrennungsluft berechnet. Dieser wird durch die Luftzahl Lambda  $\lambda$  festgelegt. Je höher  $\lambda$  gewählt wird, umso größer wird der Abgasvolumenstrom.  $\lambda$ -Werte liegen in der Regel zwischen 1,5 und 1,9. Für die Modellierung der beschriebenen modernen Anlage wird ein  $\lambda$ -Wert von 1,5 angenommen. Die Summe aus dem Volumen der Verbrennungsprodukte und diesem, als Überschuss zugeführten Volumen, ergibt den gesamten Abgasvolumenstrom. Dieser wird in einer abschließenden Rechnung bei Sauerstoffgehalten im Abgas > 11 Vol.-% auf diesen Wert (11 Vol.-%) korrigiert.

Die Schadstoffkonzentrationen im Abgas können nun mit Hilfe des Abgasvolumenstroms berechnet werden. Dazu werden die in der folgenden Tabelle aufgelisteten Werte mit dem berechneten Volumenstrom multipliziert.

Tabelle 6-65: Berechnung der abfallunabhängigen Schadstoffkonzentrationen im Reingas

Schadstoff	Wert	Einheit	Schadstoff	Wert	Einheit
Stickoxide	70	mg/Nm <sup>3</sup>	Kohlenstoff (organisch)	3	mg/Nm <sup>3</sup>
Kohlenmonoxid	50	mg/Nm <sup>3</sup>	Dioxine/Furane in TE	0,005	mg/Nm <sup>3</sup>
Staub	2	mg/Nm <sup>3</sup>	Benzo(a)pyren	0,7	mg/Nm <sup>3</sup>

#### Weitere Annahmen

- Bei der Müllverbrennung entstehen nicht nur Emissionen im Rauchgas sondern auch feste Rückstände aus der Verbrennung und der Rauchgasreinigung. Der Asche Anteil des Abfalls oder des Teilabfalls verbrennt nicht und wird in der Modellierung in einem Verhältnis von 94% zu Asche und Schlacke und 6% zu Flugasche zugeordnet.
- Der Energieoutput wird direkt auf den Heizwertinput des Abfalls berechnet. Dabei ist der Eigenbedarf der Anlage, zum Beispiel Wärme zur Eindickung der Rauchgasreinigungsrückstände, bereits berücksichtigt. Hier wird von einem elektrischen Nettowirkungsgrad von 7,7 % und einem thermischen Nettowirkungsgrad von 31,3 % bezogen auf den mit dem Abfall eingesetzten Energieinhalt ausgegangen (vgl. Kapitel 6.6.2.3.3)
- Kohlendioxid CO<sub>2</sub> berechnet sich aus dem Kohlenstoffgehalt des eingesetzten Abfalls. Der Umrechnungsfaktor hierfür beträgt 3,67 kg/kg. Es entstehen 3,67 kg CO<sub>2</sub> aus 1 kg Kohlenstoff im Abfall.
- Der Restmülltransport wird entsprechend der Beschreibung in Kapitel 6.5.2 modelliert.



### 6.5.7.3 Deponierung der Loose-fill-Packmittel

Dieses Kapitel beschreibt die Grundlagen zur Bilanzierung der Umweltauswirkungen durch die Deponierung von Abfällen. Betrachtet werden die Hauptemissionspfade Sickerwasser und Deponiegas. Die Höhe der Emissionen wird dabei entscheidend durch die technische Ausstattung von Einrichtungen zur Emissionsminderung am Deponiestandort bestimmt, wie:

- Systemen zur kontrollierten Erfassung von Sickerwasser und Deponiegas und
- Systemen zur Behandlung der erfassten Sickerwasser- und Deponiegasmengen

Das gefasste Deponiegas kann in Feuerungsanlagen oder Gasmotoren energetisch genutzt werden oder in einer Fackel bzw. Muffel ohne energetische Nutzung verbrannt werden. Ziel ist jeweils eine thermische Zerstörung der Schadstoffe im Deponiegas. Reinigungsanlagen für Sickerwasser sind teilweise mit einer biologischen Stufe, Ultrafiltration und Aktivkohleadsorption ausgestattet. Häufig ist die Sickerwasserreinigung auf eine Behandlung mittels Umkehrosmose beschränkt. Aus technischen Gründen wird aber auch bei Deponien mit Fassungssystemen immer auch ein Teil des Sickerwassers und Deponiegases diffus an die Umwelt freigesetzt.

#### Modellierung

Aufgrund der Vielfalt der Ausgestaltung der einzelnen deutschen Deponiestandorte ist es schwierig, eine typische Deponie zu definieren und abzubilden. Die in diesem Projekt verwendeten Deponiedaten beruhen daher auf einer Analyse der technischen Ausstattung der verschiedenen Deponieanlagen in der BRD und geben die daraus abgeleitete derzeitige durchschnittliche Situation wieder. Die Basisdaten dazu wurden vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt [UBA 1998]. Die eigentliche Emissionsbilanz (siehe auch Standardberichtsblätter unter <http://www.bifa.de>) wurde über eine Mittelung mehrerer publizierter Daten zur Schadstoffkonzentrationen in diffusem Deponiegas und Sickerwasser bzw. im Abwasser und der Abluft der Behandlungsanlagen hergeleitet.

Durch die Verknüpfung der ermittelten Emissionskonzentrationswerte mit den über die festgelegten Zeiträume anfallenden Mengen an Deponiegas und Sickerwasser könnten prinzipiell die Schadstofffrachten je Einheit Deponiegut bestimmt werden. Dabei ist davon auszugehen, dass die einzelnen freigesetzten Schadstoffe durchaus von der Abfallzusammensetzung abhängig sind. Anhand der verfügbaren Daten ist ein derartiger kausaler Zusammenhang derzeit allerdings nur in Bezug auf die Deponiegasbildungsrate belastbar abbildbar.

Die Gasbildungsrate ist unmittelbar durch den Anteil des bioverfügbaren organischen Kohlenstoffs ( $C_{\text{org}}$ ) im Abfall bestimmt. Die gesamte entstehende Gasmenge pro Tonne Abfall unter Deponiebedingungen errechnet sich nach [WEBER 1990] mit:

$$G = 1,868 * C_{\text{org}} * 0,5$$

Dabei entspricht  $C_{\text{org}}$  dem Gehalt des bioverfügbaren organischen Kohlenstoffs im Abfall. Der Anteil am Gesamtgewicht liegt bei EPS-Loose-fill-Packmitteln bei Null, bei Stärke-Loose-fill-Packmitteln dagegen bei etwa 45 Gew.-% bezogen auf den Stärke-Anteil. Der Faktor 0,5 erklärt sich aus der Beobachtung, dass auf der Deponie ungefähr nur 50 Gew.-% des theoretisch möglichen Gases gebildet werden [RETTENBERGER U. STEGMANN 1997], da

einerseits die Bedingungen für den vollständigen mikrobiellen Abbau nicht gegeben sind und andererseits schwerabbaubare Verbindungen wie Lignine nicht vollständig umgesetzt werden können. Der Faktor 1,868 ist aus dem Gasvolumen der Deponiegasverbindungen abgeleitet. Das Deponiegas besteht hauptsächlich aus Methan  $\text{CH}_4$  (55 %), Kohlendioxid  $\text{CO}_2$  (45 %) und einer ganzen Reihe von flüchtigen Spurenstoffen aus dem Abfall.

Die Allokation der Luftemissionen erfolgt somit über die Bestimmung des  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehaltes im Abfall. Die Schadstoffzusammensetzung des daraus ermittelten Deponiegases kann nicht weiter der Abfallzusammensetzung entsprechend zugeordnet werden. Die Sickerwassermenge wird bezogen auf die Masse des zu deponierenden Gutes ermittelt. Auch hier ist eine Zuordnung der Schadstoffe im Sickerwasser auf einzelne Abfälle nicht belastbar durchzuführen und erfolgt mit Bezug auf die Masse des Abfalls.

Zur Ermittlung der durchschnittlich installierten Behandlungstechniken wurden die in der BRD verfügbaren Deponien einzelnen Behandlungstypen zugeordnet, also z.B. in Deponien mit Gasfassung und Gasmotor und/oder mit Sickerwasserfassung usw. eingeteilt. Dann wurde von allen Deponien eines Behandlungstyps die Summe des noch zu verfüllenden Restvolumens bestimmt und dieses in Beziehung zum gesamten Restvolumen aller Deponien gesetzt. Daraus lässt sich der technische Standard für eine zukünftig in Deutschland abzulagernde Tonne Abfall ermitteln: Danach tritt das Sickerwasser zu 24% diffus aus und wird zu 76 % einer Sickerwasserbehandlung unterzogen. Vom Deponiegas entweichen insgesamt 62,5 % diffus, während 37,5 % über Erfassungssysteme einer Deponiegasbehandlung zugeführt und dabei teilweise zur Endenergieerzeugung genutzt werden. Somit stellt das Produktsystem auf diesem Wege die Zusatznutzen Strom und Wärme bereit, die entsprechend der Methodik der systembezogenen Allokation über Äquivalenzsysteme in Elementarflüsse umgewandelt und mit den Brutto-Ergebnissen verrechnet werden (vgl. Kapitel 5.1.2). Relevant ist dieser Fall jedoch nur für die Deponierung der Stärke-Loosefill-Packmittel, da die EPS-Variante biologisch nicht abbaubar ist und damit nicht zur Deponiegasentwicklung beiträgt. Die modellierten technischen Anlagen zur Gas- und Sickerwasserfassung und -reinigung sowie zur Nutzung des Gases (Motor und Fackel) entsprechen in ihrer Ausführung dem heutigen Stand der Technik.

Für die Deponiegas- sowie für die Sickerwassererfassung wird ein Zeitraum von 50 Jahren betrachtet. Für Abschätzungen über das Langzeitverhalten von Deponien insbesondere hinsichtlich der typischen Deponieemissionen liegen keine empirischen Werte vor. Es müssen jedoch Abschätzungen für Nachsorgephasen durchgeführt werden, alleine um entsprechende finanzielle Rückstellungen sicher zu stellen. GALLENKEMPER [1997] erachtet unter dem Aspekt der Emissionen von Sickerwasser bei der Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle einen Nachsorgezeitraum von mindestens 50 Jahren als notwendig. Entsprechend sind auch die Einrichtungen zur Fassung von Sickerwasser auf 50 Jahre Nutzungsdauer ausgelegt.

Für die realen Schadstofffreisetzungen über Sickerwasser ist zu beachten, dass mit Abschluss der Deponie und den Anforderungen der TA-Siedlungsabfall an ihre Oberflächenabdichtung die Neubildung von Sickerwasser sehr stark eingeschränkt wird, geht man davon aus, dass die Deponie basisgedichtet ist und keinen direkten Kontakt mit Grundwasser hat.

Gerade für die Abfälle, die zum Ende der Deponielaufzeit abgelagert wurden, ist bei baldiger Oberflächenabdichtung des Deponiekörpers eine Emissionszeit über das Sickerwasser

mit 50 Jahren eher etwas hoch gegriffen. Gerade wenn der Einbau der Abfälle in großen Deponieabschnitten erfolgt, die damit über längere Zeit direkt dem Eintrag von Niederschlagswässern ausgesetzt sind, können längere Emissionszeiträume relevant sein.

Deponien unterscheiden sich nicht nur durch die installierte Technik, sondern insbesondere auch durch die zur Deponierung zugelassen Abfälle. Im vorliegenden Projekt wurde zwischen Deponien zur Ablagerung von Schlacke und Deponien zur Ablagerung von Hausmüll unterschieden. Beide Deponiearten werden jeweils als ein eigenes Modul abgebildet. Der wesentliche Unterschied besteht dabei darin, dass bei der Schlacke davon ausgegangen wurde, dass im Abfall kein biologisch verfügbarer Kohlenstoff vorhanden ist und somit von der Schlackedeponie keine Luftemissionen durch das Deponiegut zu erwarten sind. Die Schadstoffbelastung des Sickerwassers wurde aus den herangezogenen Literaturwerten jeweils differenziert für Hausmüll- und Schlackedeponien bestimmt.

### 6.5.8 Abwasserreinigung

Die Behandlung von Abwässern kann durch physikalische, chemische und biologische Verfahren erfolgen. Die Reinigungsmechanismen können unterschiedlich variiert und kombiniert werden, wodurch je nach Kombination unterschiedliche Reinigungsleistungen erzielt werden.

Die Behandlung kommunaler oder diesen vergleichbarer Abwässer erfolgt üblicherweise in zwei bzw. drei Stufen:

- der mechanischen Reinigung, die auf physikalischen Eigenschaften beruht und die Rückhaltung der im Abwasser enthaltenen absetzbaren Stoffe und deren Stabilisierung umfasst,
- der biologischen Reinigung, die mit Hilfe von Mikroorganismen den Abbau organischer Substanzen im Abwasser bewirkt,
- der weitergehenden Reinigung, die im Wesentlichen der Phosphatfällung dient.

Die meisten in dieser Studie verwendeten abwasserrelevanten Datensätze liegen in aggregierter Form vor und schließen die Abwasserbehandlung ein. Sie weisen also die Abwassereinleitungen auf, die an der Schnittstelle des modellierten Systems zur Umwelt hin auftreten. Anders verhält sich dies im Modul Stärkeherstellung. Die dort abgebildeten Abwässer sind Rohabwässer, die allerdings in einigen Rechenvarianten einschließlich einer Abwasserbehandlung bilanziert werden. Hier wurde als Abwasserbehandlung eine zweistufige Kläranlage mit der Kombination einer mechanischen und biologischen Reinigungsstufe angesetzt.

Dem verwendeten Kläranlagenmodell liegt der Datensatz zur Abwasserbehandlung aus IFEU [1994] zugrunde, der im Wesentlichen aus Veröffentlichungen der Abwasserwirtschaft und einzelnen Abwasserverbänden abgeleitet wurde. Dabei wurde die in der nachfolgenden Tabelle angegebene kumulative Reinigungsleistung berücksichtigt.

Tabelle 6-66: Kumulierte Reinigungsleistung der modellierten Kläranlage hinsichtlich verschiedener Abwasserparameter

Verfahrensstufe	Parameter				
	BSB <sub>5</sub>	CSB	NH <sub>4</sub> -N	Phosphor	AOX
Mechanische Reinigung	34%	15%	7%	15%	15%
Biologische Reinigung	93,4%	85%	71%	49%	60%

Ein Teil des Ammoniums wird in der biologischen Stufe zu NO<sub>3</sub><sup>-</sup> oxidiert. In IFEU [1994] wurde hierfür ein Wert von 39% mit Bezug auf das zugeführten NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N angenommen.

## 6.6 Beschreibung von Basisprozessen

### 6.6.1 Transporte

Die Transportvorgänge werden auf der Grundlage des vom ifeu-Institut für das Umweltbundesamt entwickelten Modells *TREMOD*: Daten- und Rechenmodell: Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 - 2010 (UFOPLAN-Nr.: 105 06 057) modelliert. Die zur Anwendung kommenden LKW-Emissionsfaktoren wurden auf der Grundlage des für das BUWAL und UBA entwickelten *Handbuchs für Emissionsfaktoren des Verkehrs* von INFRAS, Bern (1995) modelliert. Die Methodik ist detailliert in BORKEN ET AL. [1999] dokumentiert.

#### Gütertransport mit LKW

Für den Gütertransport auf der Straße wurde die derzeit auf den Straßen eingesetzte (dieselbetriebene) LKW-Flotte modelliert. Der Datensatz beruht auf Standardemissionsdaten, die für das Umweltbundesamt Berlin und das Bundesamt für Umweltschutz (BUWAL), Bern in dem Modell TREMOD zusammengestellt, validiert, fortgeschrieben und ausgewertet wurden [BORKEN ET AL. 1999; KNÖRR ET AL. 1997; SCHMIDT ET AL. 1998].

Die ursprünglichen Abgas-Messdaten stammen vom TÜV Rheinland. Alle Faktoren berücksichtigen die entsprechenden Zusammensetzungen des Kfz-Bestandes und ggf. Fahrleistungsanteile in Deutschland. TREMOD liefert als Ergebnis den fahrleistungsbezogenen Kraftstoffverbrauch und die Emissionen differenziert nach *LKW-Klassen*, *Straßenkategorien* und in gesonderten Berechnungen auch nach *Auslastungsgraden*. Um die gebräuchlichsten LKW-Typen abbilden zu können, wurden die sechs in Tabelle 6-67 dargestellten Größenklassen gebildet.

Tabelle 6-67: LKW-Fahrzeugklassen mit den zugehörigen zulässigen Gesamtgewichten und maximalen Nutzlasten [UMBERTO 1998]

Klasse	Zulässiges Gesamtgewicht	Maximale Nutzlast
1 LKW	3,5 - 7,5 t	3,75 t
2 Solo LKW	14 - 20 t	10,5 t
3 Solo LKW	> 20 t	15,3 t
4 LKW/Sattelzug	< 32 t	20,5 t
5 LKW-/Sattelzug	> 32 t	28 t
6 Mittlerer LKW		17,5 t

Als Kategorien für die Straßentypen kann zwischen *Autobahn*, *Landstraße* und *Innerortsstraße* unterschieden werden. In den Fällen, in denen die jeweiligen Anteile bei einzelnen Transporten in dieser Studie nicht erfasst wurden bzw. werden konnten, kamen Durchschnittswerte oder Schätzwerte zum Einsatz (Tabelle 6-68).

Tabelle 6-68: Straßenkategorien für den Güterverkehr mit LKW [UMBERTO 1998]

Straßentyp	Durchschnittliches Geschwindigkeitsniveau	Fahrleistungsanteile Allg. Transporte (BRD-Durchschnitt)
Autobahn	83,6 km/h	51 %
Landstraße	64,7 km/h	30 %
Innerortsstraße	27,3 km/h	19 %

Der Auslastungsgrad – das Verhältnis von tatsächlicher Zuladung zu maximaler Nutzlast – ist eine Größe, die das Fahrmuster und damit die spezifischen Transportaufwendungen wesentlich beeinflusst. Der Dieselverbrauch teilt sich in den lastunabhängigen Teil  $B_{\text{leer}}$  – den der leere LKW bereits benötigt – und den zuladungsabhängigen Verbrauch  $B_{\text{last}}$ , der linear mit dem Transportgutgewicht und dem Auslastungsgrad zunimmt (s. Abbildung 6-30). Da  $B_{\text{leer}}$  auf das gesamte Transportgut aufgeteilt wird, nehmen die spezifische Verbräuche bzw. Emissionen (bezogen auf das Transportgewicht) mit zunehmendem Auslastungsgrad ab.

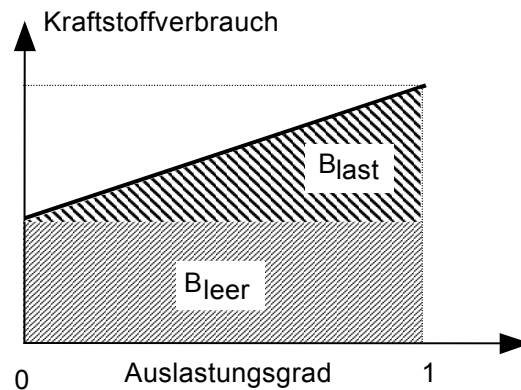


Abbildung 6-30: Verbrauchs- und Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad

Dividiert man das Gewicht des Transportgutes durch die maximale Zuladung des betreffenden Fahrzeuges und durch den Auslastungsgrad, so ergibt sich die erforderliche Anzahl an LKW-Fahrten. Wenn nicht das Gewicht, sondern das Volumen des Transportgutes der limitierende Faktor ist, so muss der gewichtsmäßige Auslastungsgrad über die Dichte des Gutes und dem maximalen Ladevolumen des LKWs berechnet werden.

Bei der Transportmodellierung wird der Auslastungsgrad der Rückfahrt variabel gehalten. Dadurch können sowohl Werksverkehr (Auslastungsgrad Rückfahrt = 0 %) wie auch Speditionsverkehr (Auslastungsgrad Rückfahrt > 0 %) abgebildet werden.

Auf Basis der oben genannten Parameter LKW-Klasse, Straßenkategorie und Auslastungsgrad lassen sich nun der Kraftstoffeinsatz und die Emissionen in Abhängigkeit von Transportgewicht und -entfernung bestimmen. Der in dieser Studie verwendete Datensatz bezieht sich auf das Jahr 1996. In der folgenden Tabelle 6-69 ist der Dieselverbrauch für verschiedene Parametereinstellungen und LKW-Klassen angegeben. Das gewichtete Mittel bezieht sich dabei auf die Fahrleistungsanteile der LKW-Klassen im Bundesdurchschnitt.

Tabelle 6-69: Energieeinsatz differenziert nach LKW-Klassen, Straßenkategorien und Auslastungsgraden [BORKEN ET AL. 1999]

<b>ZGG</b>	<b>7,5 t</b>	<b>16,5 t</b>	<b>23 t</b>	<b>30 t</b>	<b>40 t</b>	<b>gew. Mittel</b>
<b>Leerfahrt</b>						
	<b>--- MJ / km ---</b>					
Autobahn	6,19	9,99	11,0	9,77	11,5	10,3
Außerorts	5,27	9,11	10,3	8,83	10,7	8,21
Innerorts	6,10	13,1	15,0	11,6	14,9	9,83
<b>gew. Mittel</b>	5,79	10,5	11,6	9,77	11,6	9,59
<b>50 % ALG</b>						
	<b>--- MJ / tkm ---</b>					
Autobahn	3,46	2,15	1,66	1,22	1,10	1,23
Außerorts	3,03	2,02	1,59	1,15	1,05	1,40
Innerorts	3,99	3,07	2,46	1,61	1,53	2,26
<b>gew. Mittel</b>	3,47	2,37	1,81	1,25	1,12	1,40
<b>100 % ALG</b>						
	<b>--- MJ / tkm ---</b>					
Autobahn	1,81	1,20	0,94	0,74	0,69	0,75
Außerorts	1,63	1,15	0,92	0,72	0,67	0,84
Innerorts	2,37	1,83	1,48	1,05	0,99	1,40
<b>gew. Mittel</b>	1,92	1,36	1,05	0,78	0,71	0,85

*ZGG: Zulässiges Gesamtgewicht; ALG: Auslastungsgrad*  
*Mittelwerte: Fahr- bzw. transportleistungsgewichtet*  
*Heizwert von Diesel: 42,96 MJ/kg bei einer Dichte von 0,832 kg/l*

Neben dem Dieserverbrauch und den direkten Emissionen des Motors werden auch die indirekten Emissionen der Bereitstellung des Treibstoffes vom Bohrloch bis zur Tankstelle berücksichtigt. Die berechneten Verbräuche und Emissionen beziehen sich üblicherweise auf das Gewicht des Transportgutes. Dabei wird davon ausgegangen, dass die maximale Nutzlast des Transportmittels der limitierende Parameter für die Zuladung ist. Dies ist dann der Fall, wenn die Dichte des Transportgutes so hoch ist, dass die vollständige Ausnutzung des Ladevolumens dazu führt, dass die maximale Nutzlast überschritten wird. Eine volumenbezogene Begrenzung der Transportmenge wird folglich ausgeschlossen. Dementsprechend kann die Verteilung aller mit dem Transport verbundenen In- und Outputs einfach über die Masse der transportierten Güter erfolgen. Standardmäßig verwenden wir für die Abbildung von Transportprozessen diese sogenannten massenbeschränkten Transportprozesse.

Anders stellt sich die Situation beim alleinigen Transport von Loose-fill-Packmitteln dar. Aufgrund der geringen Schüttdichte wird selbst bei vergrößerten Aufbauten eine gewichtsbezogene Auslastung bei weitem nicht erreicht. So transportiert ein Spezial-LKW mit einem Ladevolumen von 120 m<sup>3</sup> und einer maximalen Zuladung von 10,5 Mg bei einer Dichte von 4 kg/m<sup>3</sup> bei EPS-Loose-fill-Packmittel nur 480 kg bzw. von 12 kg/m<sup>3</sup> bei Stärke-Loose-fill-Packmitteln nur 1440 kg. In diesem Fall verändert sich die Grundlage für die Berechnung der mit dem Transport verbundenen In- und Outputs. Während deren Mi-

nimum (keine Ladung) gleich bleibt, tritt das Maximum nun bei einer volumenbezogenen Auslastung von 100 % und damit bei einer massenbezogenen Auslastung von nur wenigen Prozent auf. Die als Basis für die Bilanzierung dienenden Daten und Modelle sind jedoch üblicherweise auf massenbeschränkte Transporte bezogen. Deswegen sind zusätzliche Umrechnungen erforderlich. Dazu wird in einem ersten Schritt das Gewicht des Transportgutes bei einer 100-%igen volumenbezogenen Auslastung bestimmt. Für diesen Zustand, der dem Maximum der mit dem Transport verbundenen Umweltauswirkungen entspricht, werden die In- und Outputs ermittelt. Diese Vorgehensweise für sogenannte *volumenbeschränkte Transporte* verwenden wir dann, wenn Loose-fill-Packmittel als einziges Transportgut transportiert wird. Dies ist der Fall bei deren Transport vom Produzenten bzw. vom Wertstoffhof zum Anwender.

## 6.6.2 Energiebereitstellung

### 6.6.2.1 Allgemeine Erläuterungen

Die Datensätze zur Bereitstellung von Energien und Energieträgern wurden aus der vom Öko-Institut erarbeiteten Studie des Hessischen Wirtschaftsministeriums *Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme GEMIS* abgeleitet [GEMIS 1997]. Die Datensätze wurden teilweise um die Untersuchungsergebnisse der Studie *Ökoinventare für Energiesysteme* der ETH-Zürich erweitert [ECOINVENT 1996].

In der vorliegenden Studie sind eine Vielzahl von Energieerzeugungssystemen für die Modellierung verwendet worden. Aufgrund der großen Zahl der Anlagentypen dokumentieren wir in den Standardberichtsblättern (unter <http://www.bifa.de> verfügbar) nur jeweils in aggregierter Form die nachfolgend abgeleiteten Strom-, Fernwärme- und Prozesswärmemixe.

Als Kraftwerke wurden neben Kernkraftwerken und Wasserkraftwerken mit Steinkohle, Braunkohle, Schwerem Heizöl und Erdgas betriebene Kraftwerke berücksichtigt. Zusätzlich wurden mit Steinkohle, Braunkohle, Schwerem Heizöl, und Erdgas befeuerter Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen und Heizwerke berücksichtigt. Alle für die Energieerzeugung benötigten Brennstoffe wurden ebenso wie die Treibstoffe Benzin und Diesel einschließlich ihrer Vorketten bilanziert.

### 6.6.2.2 Strommix Deutschland

Beim Einsatz von Netzstrom wird in der vorliegenden Studie die Entnahme aus dem Stromnetz der Bundesrepublik Deutschland (Strom BRD) angenommen. Aus den Inventardaten wurde das öffentliche Netz der Versorgung mit elektrischem Strom für die Bundesrepublik Deutschland des Jahres 1995 abgeleitet. Die modellierten Anlagen enthalten durchschnittliche Angaben für Anlagen im Bereich der Bundesrepublik Deutschland [BUWAL 1996a, GEMIS 1997, AGE 1998, ECOINVENT 1996]. Der unter dem Begriff *Stromnetz Deutschland* zusammengefasste Datensatz enthält die Bereitstellung elektrischer Energie aus deutschen Kraftwerken mit der in Tabelle 6-70 genannten Zusammensetzung der Energieträger einschließlich der vorgeschalteten Prozesse zur Bereitstellung der Energieträger. Als Datengrundlage wurde die Statistik der Vereinigung Deutscher Elektrizitäts-



werke (VDEW) verwendet. Die dort angegebenen Versorgungsanteile der einzelnen Kraftwerkstypen sind in der folgenden Tabelle aufgelistet.

Tabelle 6-70: Anteile der Brutto-Stromerzeugung in Deutschland im Jahr 1996 [nach VDEW 1997]

Erzeugungsart	Anteil	Erzeugungsart	Anteil
Kernkraft	29,4 %	Erdgas	10,2 %
Steinkohle	27,7 %	Erdöl	1,3 %
Braunkohle	26,2 %	Sonstige	1,3 %
Wasserkraft	3,9 %		

Hieraus wurde für die Modellierung der Stromversorgung in der vorliegenden Studie vereinfachend der folgende Kraftwerkspark abgeleitet:

Tabelle 6-71: Vereinfachter und für die Studie verwendeter Strommix Deutschland

Erzeugungsart	Anteil	Erzeugungsart	Anteil
Kernkraft	30,0 %	Wasserkraft	4,5 %
Steinkohle	28,0 %	Erdgas	9,5 %
Braunkohle	26,0 %	Erdöl	2,0 %

Die einzelnen Kraftwerke selbst wurden nach GEMIS 3.0 Datensätzen modelliert. Die dort nicht verfügbaren Daten zu kanzerogenen Schadstoffen – im wesentlichen Schwermetalle – wurden trotz unvollständiger Kompatibilität aus der ETH-Studie: *Ökoinventare für Energiesysteme 1996* ergänzt. Die VDEW-Statistik weist unter der Rubrik *Sonstiges* einen Anteil von 1,3 % aus, der vereinfachend zu 0,6 % als regenerativer Anteil der Wasserkraft und 0,7 % als Müllverbrennungsanteil den Erdöl-Kraftwerken zugeschlagen wurde. Der Gesamtwirkungsgrad des Strommixes Deutschland beträgt 35,9 %.

### 6.6.2.3 Wärmemix Deutschland

#### 6.6.2.3.1 Allgemeines zur Ableitung des Wärmemixes

Neben Strom wird aus den untersuchten Produktsystemen als energetischer Zusatznutzen thermische Endenergie ausgeschleust, die vor allem bei der Verbrennung gebrauchter EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel in Müllverbrennungsanlagen anfällt. Grundsätzlich gibt es zwei Ansätze, ein Äquivalenzsystem für diese Energieauskopplung zu modellieren: Ein Weg wird als *Durchschnittsbetrachtung* bezeichnet und bedeutet, dass durch die vom untersuchten Produktsystem bereitgestellte Endenergie die mittlere alternative Energiebereitstellung substituiert oder verdrängt wird. Bei *Grenzbetrachtungen* wird dagegen näherungsweise davon ausgegangen, dass ein spezifisches Energiebereitstellungsverfahren ersetzt wird [ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999, S. 58-66]. Während die Verwendung eines spezifischen bundesdeutschen Strommixes zur Quantifizierung der mit der Strombereitstellung verbundenen Umweltauswirkungen – und damit eine Durchschnittsbetrachtung – bei der Erstellung von Ökobilanzen der Regelfall ist, wird bei der Wärmebereitstellung

meist von einer Grenzbetrachtung ausgegangen. Gegen eine Übernahme dieser Vorgehensweise spricht jedoch, dass ein alternativer Heizwerktyp nicht eindeutig bestimmt werden kann – und es zudem ergebnisbestimmend sein kann, ob nun ein erdöl- oder ein erdgasbetriebenes Heizwerk angenommen wird. Deshalb leiten wir nachfolgend für die aus dem Produktsystem und den Äquivalenzsystemen ausgekoppelte thermische Energie ein weitgehend repräsentatives Äquivalenzsystem ab und verwenden dieses standardmäßig für eine Durchschnittsbetrachtung der Wärmebereitstellung.

#### 6.6.2.3.2 Art der Endenergieerzeugung durch Müllverbrennungsanlagen

In einer von der Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt e.V. beauftragten Studie zum Vergleich der rohstofflichen und der energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen - im Weiteren AGVU-Studie genannt - wurde zunächst die Struktur der Energieauskopplung aus Müllverbrennungsanlagen untersucht. Die Erhebung erstreckte sich über 57 in Betrieb befindliche MVA in Deutschland. Die Daten wurden durch Befragungen, Literaturrecherchen und Schätzungen ermittelt, wobei nur bei 13 Anlagen die Betriebsdaten geschätzt werden mussten.

Als erstes Ergebnis ist festzuhalten, dass 46 MVA Strom, 38 Fernwärme, 21 Prozessdampf und eine Müllverbrennungsanlage Heizdampf auskoppelt. Dabei ist zwischen Anlagen mit

- ausschließlicher Stromerzeugung (4 %)
- Strom- und Fernwärmeerzeugung (56 %)
- ausschließlicher Prozessdampfauskopplung bzw. Prozess- und Fernwärmeauskopplung (30 %) und
- Prozessdampf- und Stromauskopplung (10 %)

zu unterscheiden [ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999, S. 22-26].

#### 6.6.2.3.3 Wirkungsgrade der Endenergieerzeugung in Müllverbrennungsanlagen

Ein weiteres Untersuchungsthema der AGVU-Studie war die Beurteilung der Effektivität der Energieauskopplung. Dabei wurden die Energienutzungsgrade aller deutschen MVA als Summe der jeweils betrachteten Energien über alle Anlagen bezogen auf den Energieinput durch Abfälle in alle deutschen MVA definiert. Diese Energienutzungsgrade wurden dann in der ökobilanziellen Betrachtung herangezogen. Der Bilanzraum umfasst alle MVA in Deutschland. Die Energienutzungsgrade sind jedoch nicht mit den Mittelwerten aus den Wirkungsgraden der Einzelanlagen zu verwechseln. In allen MVA in Deutschland wurden 1998 12,318 Mio. Mg Abfälle thermisch behandelt. Der Energieinput betrug bei einem mittleren Heizwert von 10 MJ/kg demnach 34.217 GWh/a. Bezieht man die insgesamt ausgekoppelte Strommenge von 2.649 GWh/a auf den Energieinput, errechnet sich ein Nutzungsgrad der Stromauskopplung von 7,7 %. Es wurde weiterhin 5.149 GWh/a in Form von Fernwärme ausgekoppelt, die bezogen auf den Energieinput zu einem Nutzungsgrad der Fernwärmeauskopplung von 15 % führen. Die als Prozessdampf ausgekoppelte Energiemenge von 5.611 GWh/a ergibt bezogen auf den Gesamt-Energieinput einen Nutzungsgrad der Prozessdampfauskopplung von 16,3 %. In der Summe aus Strom-, Fernwärme- und Prozessdampfauskopplung errechnet sich ein Gesamtnutzungsgrad der Energieauskopplung von 39 % [ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999, S. 26-31].

Damit ergibt sich für die Auskopplung von thermischer Energie eine Aufteilung von 48 % Fernwärme und 52 % Prozessdampf. Gibt das untersuchte Produktsystem für Loose-fill-Packmittel thermische Energie zur Nutzung an andere Systeme ab, so gehen wir davon aus, dass es sich dabei um Fernwärme und Prozessdampf im gleichen Verhältnis handelt. Die Quantifizierung der damit verbundenen und durch die Auskopplung thermischer Energie aus dem betrachteten Produktsystem vermiedenen Umweltbelastung erfolgt über die nachfolgend beschriebenen Äquivalenzsysteme, die zum Einen die Fernwärmeversorgung, zum Anderen die Prozessdampferzeugung in Deutschland abbilden (vgl. auch Kapitel 5.1.2.4).

#### 6.6.2.3.4 Ableitung eines Fernwärmemixes

Bei der Ableitung eines repräsentativen Fernwärmemixes wurde in einem ersten Schritt die Struktur der Fernwärmerzeugung in Deutschland anhand aktueller Veröffentlichungen untersucht (vgl. Tabelle 6-72). Davon ausgehend haben wir einen bundesdeutschen Fernwärmemix (vgl. Tabelle 6-73) definiert, der die tatsächlichen Verhältnisse weitgehend realitätsgerecht wiedergibt. In einem nächsten Schritt bilden wir die relevanten Vorgehensweisen zur Erzeugung von Fernwärme jeweils durch ein dafür charakteristisches Heizwerk ab und berechnen darüber die mit einer *durchschnittlichen* Fernwärmegewinnung verbundenen Umweltbelastungen.

Fernwärme wird in Deutschland in öffentlichen und privatwirtschaftlichen Fernwärmeversorgungsunternehmen (FVU) erzeugt. Die Wärme wird dabei in Form von Dampf oder Heizwasser abgegeben, wobei Dampf für die Nutzung in industriellen Prozessen vorgesehen ist. Private Haushalte werden ausschließlich durch Heizwasser beheizt. Zur Fernwärmeversorgung liegen Daten aus unterschiedlichen Veröffentlichungen vor. Die Daten des Bundeswirtschaftsministeriums [BMWi 1999, S. 43] geben einen allgemeinen Überblick über die bei der Fernwärmeerzeugung eingesetzten Brennstoffe und die Umfrage der ZfK-Fernwärmeumfrage [ZfK-FERNWÄRMEUMFRAGE 1999, S. 21-25] richtete sich nur an öffentliche Energieversorgungsunternehmen.

Tabelle 6-72: Angaben zur Fernwärmeerzeugung in der Bundesrepublik Deutschland

Brennstoff	Anteil der Brennstoffe an der Fernwärmeerzeugung		
Quelle	Energiedaten des BMWi 1999 - Stand 1996 [BMWi 1999, S. 43]	ZfK-Fernwärmeumfrage 1999[ZfK 1999, S. 22/23]	Euroheat & Power 1999 Fernwärme International [EUROHEAT & POWER 1999]
Steinkohle	35,6 %	14,6 %	54,9 %
Braunkohle	11,9 %	2,7 %	(in Steinkohle inklusive)
Gase / Erdgas	42,4 %	71,4 %	28,5 %
Mineralöl	4,3 %	4,8 %	9,7 %
Kernenergie	0,2 %	0,0 %	0,0 %
Abfälle u.a.	5,6 %	6,6 %	6,9 %
Gesamt	100 %	100 %	100 %

Die Datensätze sind nicht so strukturiert, dass sie für Modellierung eines Fernwärmemixes geeignet wären. Hierzu sind Angaben erforderlich, zu welchen Anteilen die Fernwärme in Kraft-Wärme- bzw. Wärmeanlagen erzeugt wird und welche Brennstoffe dort jeweils

eingesetzt werden. Da die Daten im internationalen Jahrbuch 1997 zur Fernwärmeversorgung [EUROHEAT & POWER 1999] diese Differenzierung erlauben, verwenden wir sie als Grundlage zur Abbildung eines repräsentativen Fernwärmemixes für Deutschland (vgl. Tabelle 6-73). Danach wurden in Deutschland etwa 10 % der Haushalte mit Fernwärme geheizt; 70 % der Fernwärme wird in Heizkraftwerken, 28 % in Heizwerken und 2 % in Müllverbrennungsanlagen erzeugt. In der Summe ergibt sich der in der Tabelle 6-72 dargestellte durchschnittliche Brennstoff-Einsatz bei der Erzeugung von Fernwärme. Eine Unterscheidung zwischen Steinkohle und Braunkohle wurde in dieser Erhebung jedoch nicht vorgenommen, ist aber aufgrund der unterschiedlichen Heizwerte und Emissionen sinnvoll. Aus den Energiedaten des BMWi [1999, S. 43] kann man für 1996 ableiten, dass zu 75 Gew.-% Steinkohle und zu 25 Gew.-% Braunkohle eingesetzt wurden.

Tabelle 6-73: Für die Bilanzierung verwendeter Fernwärmemix (Deutschland 1996) [BMWi 1999; EUROHEAT & POWER 1999, eigene Berechnungen]

	Heizkraftwerke	Heizwerke	Müllverbrennungsanlagen
Anteil an der Fernwärmeerzeugung	71,43 % (70 %)*	28,57 % (28 %)	0 % (2 %)
<b>Brennstoff</b>	<b>Anteil der Brennstoffe [Gew.-%]</b>		
Kohle	69,58 % (68 %)	27,36 % (26 %)	
Steinkohle	51,68 % (51 %)	20,52 % (19,5 %)	
Braunkohle	17,90 % (17 %)	6,84 % (6,5 %)	
Erdgas	21,05 % (20 %)	54,74 % (52 %)	
Mineralöl	7,37 % (7 %)	17,90 % (17 %)	
Abfälle	0 % (5 %)	0 % (5 %)	100 %
Gesamt	100 % (100 %)	100 % (100 %)	

\* Die Angaben in Klammern ergeben sich bei Berücksichtigung der Anteile der Müllverbrennungsanlagen. Um Zirkelschlüsse zu vermeiden und aufgrund der geringen Anteile der Müllverbrennung vernachlässigen wir diesen Anteil und verwenden für die Modellierung des Fernwärmemixes die Werte ohne Klammern.

Für die Modellierung des Fernwärmemixes werden stellvertretend Anlagen, die für die jeweilige Kategorie als typisch anzusehen sind, aus der Umberto-Bibliothek ausgewählt. Die darüber für den Fernwärmemix errechneten und verwendeten Sachbilanzdaten sind aggregiert in den Standardberichtsblättern (<http://www.bifa.de>) dokumentiert.

#### Allokation der In- und Outputs auf die Endenergieträger Strom und Wärme

Der gewünschte Output aus dem Fernwärmemix ist thermische Energie. Jedoch wird Fernwärme in Deutschland auch durch Heizkraftwerke erzeugt, die dabei zusätzlich elektrische Energie erzeugen. Die In- und Outputs des Heizkraftwerks wie Brennstoffe und Emissionen müssen deshalb auf die elektrische und thermische Energie allokiert werden. Wir verwenden hierzu eine vom IFEU entwickelte Allokationsmethodik. Danach werden der In- und Output des jeweiligen Heizkraftwerkes unter Berücksichtigung der Höherwertigkeit der elektrischen Energie zugeordnet. Diese Allokationsmethode berücksichtigt, dass der Betrieb des Heizkraftwerks in erster Linie der Stromerzeugung dient. Der ausgekoppelte Dampf könnte über ein Heizwerk effektiver bereitgestellt werden. Bei maximaler Auskopplung von Strom aus einem Heizkraftwerk könnte aus thermodynamischen Grün-

den allerdings kein nutzbarer Dampf mehr erzeugt werden. Deshalb wird ausgehend von der aktuell maximal möglichen Stromauskopplung der prozentuale Unterschied zwischen maximal möglicher Stromauskopplung und wirklich erfolgter Stromauskopplung berechnet. Dieser Prozentsatz entspricht dem Faktor, um den die Stromproduktion bei gleichem Input gesteigert werden könnte, wenn keine thermische Energie abgegeben wird. Dieser Wert wird als Allokationsfaktor für die Zuordnung der mit dem Heizkraftwerk verbundenen In- und Outputs auf die thermische Energie verwendet. Die wesentlichen Größen für Berechnung der Allokationsfaktoren, die wir für die Modellierung des Fernwärmemixes verwenden, sind in Tabelle 6-67 dargestellt. Die elektrischen und thermischen Wirkungsgrade für die Heizkraftwerke mit fossilen Brennstoffen sind den zur Modellierung verwendeten Modulen für typische Heizkraftwerke entnommen. Für die Wirkungsgrade der MVA verwenden wir aktuelle Ergebnisse aus der AGVU-Studie [ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999, S. 4]. Die aktuellen maximalen Nettowirkungsgrade der Stromerzeugung wurden für verschiedene Kraftwerkstypen europaweit ermittelt [DEHLI 1997].

Tabelle 6-74: Ableitung des Allokationsfaktors für die Zuordnung von In- und Output eines Heizkraftwerkes auf die erzeugte thermische Energie [ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999, S. 4; DEHLI 1997, eigene Berechnungen]

	HKW Braunkohle	HKW Steinkohle	HKW Erd- gas	HKW Heizöl S	MVA*
Eigenschaften der Heizkraftwerke	50 MWel <sup>a)</sup>	100 MWel <sup>b)</sup>	10 MWel <sup>c)</sup>	100 MWth <sup>d)</sup>	Ø BRD
Elektrischer Wirkungsgrad [%]	27	32	28	35	7,7
Thermischer Wirkungsgrad [%]	60	55	46,7	45	31,3
Maximaler elektrischer Nettowirkungs- grad europäischer Kraftwerke [%]	40	40	55	46	21
Differenz maximaler zu tatsächlichem elektrischem Wirkungsgrad [%]	13	8	27	11	13,3
Allokationsfaktor thermische Energie [%]	32,5	20,0	49,1	23,9	63,3

a) Rheinische Braunkohle; Gegendruck-Dampfturbine, Wirbelschichtfeuerung    b) Deutscher Steinkohlen-Mix, Entnahme-Kondensations-Turbine, Rostfeuerung    c) Gasturbine    d) Heizwerk mit Heizöl S

\* Wie beschrieben gehen Müllverbrennungsanlagen nicht in den Fernwärmemix ein; die Werte werden hier dennoch zur Veranschaulichung der Auswirkungen der Allokationsmethodik ausgewiesen.

Da uns keine Sachbilanzdaten für ein mit Schwerem Heizöl befeuertes Heizkraftwerk vorliegen, wurden näherungsweise Sachbilanzdaten für ein Heizwerk verwendet und dabei der thermische Wirkungsgrad eines durchschnittlichen Heizkraftwerkes eingesetzt. Dabei setzen wir voraus, dass die Emissionen bei der Verbrennung von Schwerem Heizöl in einem Heizwerk bzw. Heizkraftwerk vergleichbar sind und der wesentliche Unterschied in der Art der Energienutzung besteht.

#### 6.6.2.3.5 Prozesswärmemix

In der Studie zur Kunststoffverwertung von HEYDE UND KREMER [1999, Anhang 1, S. 76ff] wird als Äquivalenzprozess für die energetische Verwertung von Restmüll und Kunststoff aus statistischen Daten des Verbandes der Industriellen Energie- und Kraftwirtschaft ein Industriekesselmix abgeleitet. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Anlagen des Äquivalenzprozesses in der Kapazität und den Auslegungsparametern vergleichbar mit den Anlagen zur energetischen Behandlung von Restmüll und Kunststoff sein müssen. Da nach

Einschätzung der Autoren die bei öffentlichen FVU eingesetzten Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen nicht ganzjährig Strom und Wärme erzeugen, sondern mit höherer thermischer Leistung betrieben werden, scheiden Heizkraftwerke aus der Betrachtung aus. Für die in der Industrie eingesetzten Kessel wurden die Primärenergieträger Steinkohle, Rohbraunkohle, Schweres Heizöl und Erdgas betrachtet. Der abgeleitete Brennstoffmix in Industriekesseln ist in Tabelle 6-75 dargestellt. Der Energieoutput wird als Wärmemenge in Form von überhitztem Dampf angegeben, der dann entweder zur Verstromung oder zur Prozessdampferzeugung verwendet wird. Als Datenkritik wird angemerkt, dass die Anteile am Primärenergieverbrauch nur auf der Grundlage der Verstromung bestimmt sind, weil statistisches Material für die Wärmeerzeugung nicht vorliegt. Ein weiterer Kritikpunkt ist, dass eine Vielzahl von Industriekesseln mit unterschiedlichen Feuerungssystemen und Dampfparametern zum Einsatz kommen. Der definierte Industriekesselmix stellt jedoch den gegenwärtigen Stand der Technik bei der Energieumwandlung in der Industrie dar.

In der AGVU-Studie wird als Äquivalenzprozess für die aus Müllverbrennungsanlagen ausgekoppelte Prozesswärme ein wärmebezogener Verbrauchsmix der Industrie für 1997 beschrieben. Er beruht auf einer Abschätzung der längerfristigen Entwicklung der Energiemärkte im Auftrag des BMWi. Dieser um die Anteile der Fernwärme aus Brennholz bzw. Brenntorf bereinigte Energieträgermix für die Erzeugung industrieller Prozesswärme ist ebenfalls in Tabelle 6-75 aufgeführt [ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999, S. 62].

Tabelle 6-75: Für die Bilanzierung verwendeter Brennstoffmix in der betrieblichen Energieversorgung bzw. der industriellen Prozesswärmeerzeugung

Brennstoff	Anteil der Brennstoffe Prozesswärmeerzeugung	
	Betriebliche Energieversorgung	Prozesswärmemix
Quelle	[HEYDE U. KREMER 1999, ANHANG 1, S. 76FF]	[ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999, S. 62]
Kohlen	-	28,57
Steinkohle	22,56	-
Braunkohle	9,66	-
Erdgas	44,08	57,14
Schweres Heizöl	23,7	14,29 (Heizöl EL)

Modelliert wird der industrielle Prozesswärmemix mit dem detaillierteren Brennstoffmix nach HEYDE UND KREMER [1999, Anhang 1, S. 76 ff.]. Bei der Ableitung des Prozesswärmemixes, die analog zur Vorgehensweise beim Fernwärmemix (vgl. Kapitel ) erfolgt, werden nur Heizwerke eingesetzt. Die Sachbilanzdaten für den Mix werden in den Standardberichtsblättern dokumentiert.

## 7 Ergebnisse und Auswertung

### 7.1 Vorgehensweise bei der Auswertung und Ergebnisdokumentation

Im Folgenden werden die Ergebnisse der vergleichenden Ökobilanz graphisch dokumentiert und die wesentlichen Erkenntnisse beschrieben. Wie in den Ausführungen zur Auswertestrategie (Kapitel 4.4.5) dargelegt, unterscheiden wir bei der Ergebnisdarstellung drei Schritte:

1. Im ersten Auswertungsschritt werden zuerst die Ergebnisse für eine Vielzahl von EPS-Szenarien miteinander verglichen. Entsprechend der uns interessierenden Fragen differenzieren wir dabei grob nach den drei Lebenswegphasen *Materialbereitstellung*, *Nutzung* und *Entsorgung*. Anschließend erfolgt der analog aufgebaute materialinterne Vergleich der Stärke-Szenarien.
2. In einem zweiten Auswertungsschritt werden jeweils vier unter Erkenntnisgesichtspunkten wichtige EPS- und Stärke-Szenarien miteinander verglichen.
3. Ergänzend werden Ergebnisse mehrerer Sensitivitätsanalysen abgebildet und diskutiert.

Auf diesem Weg werden zunächst die Stärken und Schwächen einzelner Anwendungsstrategien untersucht, ohne bereits grundsätzliche Vergleiche zwischen den verschiedenen Materialien anzustellen. Erst danach wird über besonders erkenntnisrelevante Szenarien die grundsätzliche Fragestellung bezüglich der Verwendung fossiler und nachwachsender Rohstoffe thematisiert. Grundlage für die Modellierung und Berechnung der Ergebnisse sind die Beschreibungen der Szenarien, der Vorgehensweise und der Prozesse in den vorhergehenden Kapiteln. Weitere Informationen finden sich in den Standardberichtsblättern, in denen die einzelnen Prozesse kurz charakterisiert und die prozessbezogenen Sachbilanzdaten dokumentiert werden. Die Standardberichtsblätter werden ebenso wie die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung nach Abnahme des Berichtes durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt über das Internet (<http://www.bifa.de>) zugänglich gemacht.

### 7.2 Erläuterungen zur Diskussion und Darstellung der Ergebnisse

Da uns im Zusammenhang mit der Diskussion der Ergebnisse deren nachvollziehbare Darstellung wichtig ist und wir den Leser bzw. die Leserin bei einer eigenen Interpretation der Ergebnisse so weit wie möglich unterstützen möchten, erklären wir nachfolgend die Vorgehensweise bei der Ergebnisinterpretation und in diesem Zusammenhang die beiden komplexesten der dabei verwendeten Grafiktypen näher. Zudem erläutern wir bei der daran anschließenden Auswertung jeweils bei der erstmaligen Verwendung einer Darstellungsart am konkreten Beispiel ausführlich, wie diese zu lesen ist (vgl. etwa Kapitel 7.3.1).

Bei den einzelnen Auswertungsschritten und den dazugehörigen Vergleichen von Szenarien werden immer normierte Ergebnisse und – wenn es aus Erkenntnisgründen angebracht ist – auch absolute Ergebnisse grafisch dargestellt (vgl. beispielsweise Abbildung 7-3, Abbildung 7-4 und Abbildung 7-14). Davon ausgehend werden die wesentlichen Ergebnisse beschrieben und interpretiert. Der Schwerpunkt der Auswertung liegt dabei auf den Wirkungsindikatoren, die bezüglich ihrer Bedeutung mit sehr groß bis mittel (Rang A-C) eingestuft worden sind (vgl. Tabelle 4-5) und/oder relativ hohe spezifische Beiträge

aufweisen (vgl. Kapitel 4.4.2). Zur Erläuterung der Ergebnisse wird bei Bedarf auf weitere Informationen aus der Sachbilanz und der Modellierung zurückgegriffen.

Im ersten Auswertungsschritt - dem materialinternen Vergleich innerhalb der EPS-Szenarien bzw. der Stärke-Szenarien – wird jeweils zuerst anhand der normierten Netto-Ergebnisse (vgl. etwa Abbildung 7-3) untersucht, inwieweit sich die Szenarien unter Gesichtspunkten unterscheiden und ob sich eine umweltbezogene Reihenfolge der Szenarien ableiten lässt (vgl. beispielsweise Kapitel 7.3.1.4). Anschließend werden die absoluten Ergebnisse dargestellt (vgl. exemplarisch Abbildung 7-4) und diskutiert (vgl. etwa Kapitel 7.3.1.6), wobei diese Erläuterungen neben einer Schwachstellen- und Optimierungsanalyse das Ziel verfolgen, nachvollziehbar herauszuarbeiten, wie die Netto-Ergebnisse zustandekommen. Dazu dient auch eine jeweils am Anfang platzierte kurze Charakterisierung der betrachteten Szenarien und eine Dokumentation der damit verbundenen Zusatznutzen. Den Abschluss der Ergebnisdiskussion bildet bei jedem Vergleich ein Fazit, in dem die wichtigsten Erkenntnisse zusammengefasst werden.

Im Anschluss an die einführende Kurzcharakterisierung der Szenarien werden jeweils die normierten Netto-Ergebnisse für alle 22 ausgewählten Wirkungskategorien und Sachbilanzparameter in einer hoch aggregierten Abbildung zusammengefasst (vgl. Abbildung 7-1). Dabei wird innerhalb jeder Kategorie die Reihenfolge und damit die Rangfolge der Szenarien mittels einer farblichen Abstufung sichtbar gemacht. Zudem wird abgebildet, in welchem Bereich die Ergebnisse eines spezifischen Szenarios liegen: Dazu wird die Ergebnisspannweite, die von Null bis zum höchsten Wert bzw. bei negativen Ergebnissen vom niedrigsten bis zum höchsten Wert reicht, in fünf, jeweils 20 Prozent umfassende Abschnitte unterteilt. In welchen dieser fünf Bereiche (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 Prozent) das Ergebnis fällt, spiegelt sich in der Balkenhöhe wieder. Diese Informationen werden mit unter Handlungsgesichtspunkten besonders relevanten Angaben kombiniert: Um beurteilen zu können, in welchem Umfang innerhalb einer Kategorie Optimierungen möglich sind, geben wir an, wie groß der prozentuale Abstand zwischen dem niedrigsten und dem höchstem Netto-Wert ist (*Minimaler Wert*). Weiterhin werden die Bedeutung der Kategorie (Rang A – C bzw. I für Informationsgröße), die aus deren ökologischer Bedeutung und dem Abstand zum Umweltziel abgeleitet wird (vgl. Kapitel 4.4.3), sowie die maximalen Netto-Einwohnerwerte dokumentiert. Letztere sind wie alle Einwohnerwerte auf ein jährliches Loose-fill-Produktionsvolumen von 1,5 Mio. m<sup>3</sup> bezogen und informieren indikatorbezogen über den maximalen spezifischen Beitrag der betrachteten Szenarien zur Gesamtbelastung in Deutschland (vgl. Kapitel 4.4.2).





Lebenswegabschnitt separat dargestellt (*Teilsystem ohne Zu- und Abschläge*) und dabei mit den Netto-Ergebnissen für die anderen Lebenswegabschnitte (*Verbleibende Teilsysteme inkl. deren Zu- und Abschläge*) kombiniert. Auf diesem Wege legen wir offen, wie sich die Verrechnung von Zusatznutzen im Rahmen der systembezogenen Allokation auf die Ergebnisse auswirkt.

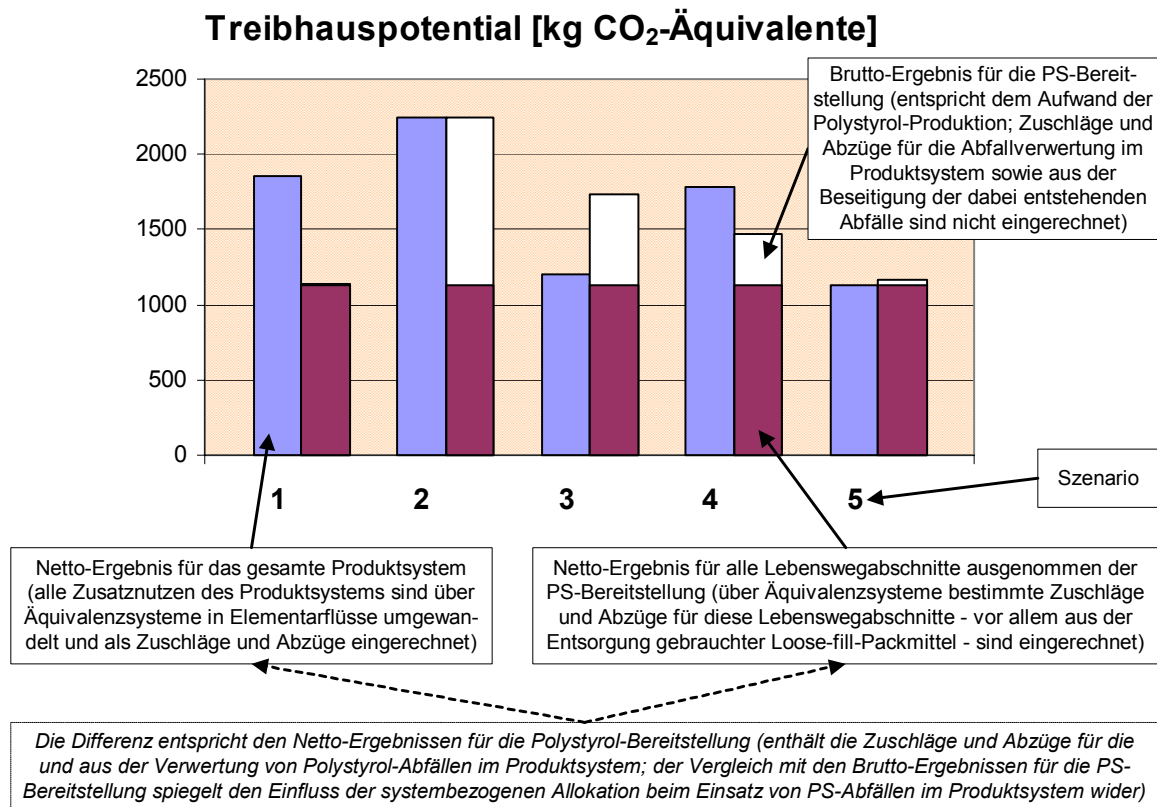


Abbildung 7-2: Darstellungsweise der absoluten Ergebnisse im ersten Auswertungsschritt: Erläuterung am Beispiel der EPS-Szenarien zur Polystyrol-Bereitstellung

Bei dem exemplarisch in Abbildung 7-2 thematisierten Vergleich interessiert vor allem der Einfluss der Polystyrol-Herkunft. Da die Ergebnisse maßgeblich durch den Wert beeinflusst werden, der den Polystyrol-Abfällen zugemessen wird, wird diesem Aspekt besonders Rechnung getragen: Als absolute Ergebnisse werden die Brutto-Ergebnisse für die Polystyrol-Bereitstellung, d.h. die Aufwendungen für die Herstellung von Primär-Polystyrol ab der Rohstoffgewinnung bzw. für die Produktion von Sekundär-Polystyrol ab der Erfassung der Polystyrol-Abfälle in einem Abfallsammelbehälter, separat ausgewiesen. Diese Brutto-Ergebnisse werden mit den in allen Szenarien jeweils identischen Netto-Ergebnissen für die restlichen Lebenswegabschnitte des Produktsystems kombiniert. Der Einfachheit halber wird die Summe beider Werte auch insgesamt als Brutto-Ergebnis bezeichnet. Links neben diesem Doppelbalken wird stets das Netto-Ergebnis für das komplette Produktsystem abgebildet, das auch zur Bestimmung der Reihenfolge der Szenarien dient. In dieses wurden zusätzlich die Zuschläge und Abzüge, die sich für den Input an Polystyrol-Abfällen ergeben, und der Anteil der Abzüge Output, der auf Zusatznutzen aus der Beseitigung der bei der Polystyrol-Abfall-Aufbereitung anfallenden Abfälle zurückzuführen ist, eingerechnet. Wird Primär-Polystyrol (Szenario 2) verwendet, so ergeben sich

keine inputbezogenen Zuschläge und Abzüge; entsprechend sind hier Netto- und Brutto-Ergebnisse identisch. Damit kann diesen Abbildungen einfach entnommen werden, inwieweit die Polystyrol-Bereitstellung zu den Ergebnissen beiträgt und wie sehr diese durch die Verrechnung von Abzügen und Zuschlägen, die aus der Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem resultieren, beeinflusst werden.

Im zweiten Auswertungsschritt, dem Vergleich ausgewählter Stärke- und EPS-Szenarien werden ebenfalls zuerst die Ergebnisse in absoluten, auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel bezogenen Werten dargestellt. Hier führen wir jedoch eine Sektoralanalyse durch und verwenden deshalb einfach verständliche Staffelpalkendiagramme, in denen die Ergebnisse unterschieden nach wichtigen Sektoren (Materialbereitstellung, Loose-fill-Packmittel-Produktion, Nutzung, Entsorgung; Zuschläge und Abzüge getrennt nach Input und Output) abgebildet werden. Diese Graphiken werden ergänzt um eine ausführliche tabellarische Zusammenfassung der absoluten Werte, in der sowohl die *Brutto-Ergebnisse* als auch die *Netto-Ergebnisse* angegeben werden. Zudem dokumentieren wir dort die *normierten Netto-Ergebnisse* als *Einwohnerwerte* bezogen auf ein jährliches Produktionsvolumen von 1,5 Mio. m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel.

Zusätzlich zu den Sektoraldarstellungen werden im Anschluss daran die Netto-Ergebnisse für den zweiten Auswertungsschritt in aggregierter Form (vgl. Abbildung 7-1 und vorhergehende Erläuterungen) visualisiert. Diese Darstellungsweise verwenden wir auch für die Abbildung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen, da damit sehr anschaulich aufgezeigt werden kann, wie sich Variationen der Szenarien auf die Ergebnisse auswirken.

### 7.3 Vergleich verschiedener EPS-Szenarien (1. Auswertungsschritt)

#### 7.3.1 Herstellung von Loose-fill-Packmittel aus Polystyrol verschiedener Herkunft

##### 7.3.1.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen

In diesem ersten Vergleich wird untersucht, welche Unterschiede sich in den Ergebnissen zeigen, wenn EPS-Loose-fill-Packmittel aus Polystyrol unterschiedlicher Herkunft hergestellt werden. Ergebnisrelevant sind dabei vor allem der Aufwand für die Herstellung des Polystyrols sowie der Wert, der den Polystyrol-Abfällen unter Ökobilanz-Gesichtspunkten beigemessen wird. Durchgeführt wird dieser Vergleich anhand von fünf Szenarien, in denen die Verwendung von Primär-Polystyrol und der Einsatz vier verschiedener Sekundär-Polystyrole (Mahlgut bzw. Regranulat) modelliert werden (vgl. Kapitel 3.4.3).

Der Aufbau aller Szenarien ergibt sich einfach aus dem in Abbildung 3-2 dargestellten und in diesem Vergleich ebenfalls berücksichtigten EPS-Vergleichsszenario (Szenario 1): Um den Einfluss der Materialherkunft zu verdeutlichen, werden alle Lebenswegabschnitte bis auf die Polystyrol-Bereitstellung konstant gehalten (vgl. Tabelle 7-1). Ebenfalls gleich bleibt die Menge an Primär- oder Sekundär-Polystyrol (392,4 kg) sowie an weiteren Stoffen (Styrol-Butadien-Kautschuk; Treibmittel Pentan und Butan), die zur Herstellung von 100 m<sup>3</sup> EPS-Loose-fill-Packmittel mit einer Schüttdichte von 4 kg/m<sup>3</sup> benötigt werden. Weiterhin ist in allen Szenarien die eigentliche Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel

identisch. Unterschiedlich sind dagegen die in den Szenarien berücksichtigten und in Kapitel 6.2.1 ausführlich beschriebenen Prozesse zur Polystyrol-Herstellung. Dabei wirkt sich die Abfallherkunft besonders deutlich über die inputbezogenen Äquivalenzsysteme aus, die den jeweiligen repräsentativer Entsorgungsmix abbilden (vgl. Kapitel 5.1.2.9).

Tabelle 7-1: Szenarien zur Verwendung von Polystyrol unterschiedlicher Herkunft

Szenario	1 (EPS-Vergleichsszenario)	2	3	4	5
Materialbereitstellung	Sekundär-Polystyrol (Mahlgut) aus PS-Produktionsabfällen	Primär-Polystyrol	Sekundär-Polystyrol (Regrenulat) aus PS-Bechern im DSD-Abfall	Sekundär-Polystyrol (Regrenulat) aus EPS-Verpackungen	Sekundär-Polystyrol (Mahlgut) aus MC-/CD-Hüllen
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

Die in diesen Szenarien betrachteten Produktsysteme stellen als Zusatznutzen in unterschiedlichem Ausmaß elektrische und thermische Energie bereit, die bei der Beseitigung der Loose-fill-Packmittel sowie weiterer im Produktsystem anfallender Abfälle erzeugt werden; zudem verwerten sie Abfälle, die sonst auf anderem Wege entsorgt werden müssten (vgl. Tabelle 7-2). Die unterschiedlichen Zusatznutzen der Szenarien ergeben sich daraus, dass bei der Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem jeweils ungleiche Abfallmengen anfallen, die ebenfalls innerhalb des Produktsystems beseitigt werden. Die Bereitstellung von Strom und Wärme wird entsprechend der systembezogenen Allokationsmethodik (vgl. Kapitel 5.1.2) in repräsentativen Äquivalenzsystemen modelliert; die dafür errechneten Sachbilanzwerte werden von den Brutto-Ergebnissen des Produktsystems als Abzüge Output abgezogen – und diesem damit quasi gutgeschrieben.

Tabelle 7-2: Zusatznutzen der untersuchten Produktsysteme (Strom- und Wärmebereitstellung sowie verwertete Abfälle je 100 m<sup>3</sup> bzw. 400 kg EPS-Loose-fill-Packmittel)

Szenario	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Im System verwertete PS-Abfälle [kg]
1 Sekundär-PS aus PS-Produktionsabfällen	325	1.319	399
2 Primär-Polystyrol	319	1.297	0
3 Sekundär-PS aus DSD-Abfall	423	1.718	632
4 Sekundär-PS aus EPS-Verpackungen	322	1.310	396
5 Sekundär-PS aus MC- und CD-Hüllen	326	1.327	413

Die alternative Entsorgung der im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfallfraktionen wird in repräsentativen (inputbezogenen) Äquivalenzsystemen abgebildet (vgl. Kapitel 5.1.2.9.6). Bei dieser nun vermiedenen bzw. verhinderten Entsorgung würden die in Tabelle 7-3 quantifizierten Zusatznutzen (vgl. Kapitel 6.2.1.3) entstehen. Analog zur obigen Beschreibung für den Strom- und Wärme-Output des Produktsystems werden Stoff- und Energieflüsse, die mit einer alternativen Bereitstellung dieser Zusatznutzen verbunden

sind, innerhalb der inputbezogenen Äquivalenzsysteme über Äquivalenzprozesse berechnet und als Zuschläge Input zu den Brutto-Ergebnissen des Produktsystems addiert (vgl. Kapitel 5.1.2). Die durch die Verwertung im Produktsystem vermiedenen Elementarflüsse werden ebenfalls über das inputbezogene Äquivalenzsystem quantifiziert, dann jedoch von den Brutto-Ergebnissen als Abzüge Input abgezogen (vgl. Abbildung 5-5).

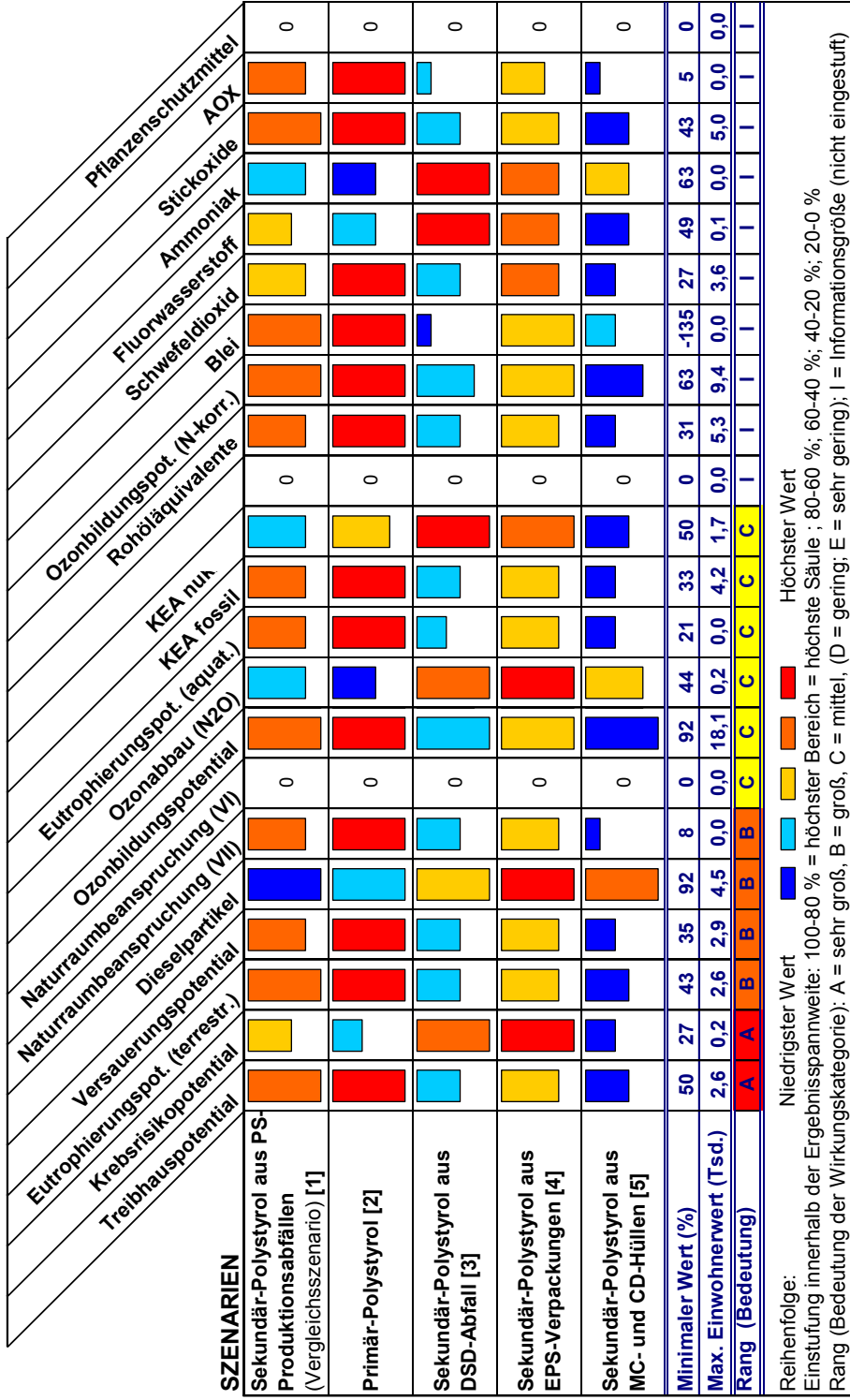
Tabelle 7-3: Äquivalenzsystem zur alternativen Entsorgung der im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle: Abfallinput und entgangene Zusatznutzen (Strom, Wärme, Sekundär-PS, Reduktionspotential) je 100 m<sup>3</sup> EPS-Loose-fill-Packmittel (400 kg)

Szenario	Polystyrol- Abfall [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Sekundär- Polystyrol [kg]	Reduktions- potential [MJ]
1 Sekundär-PS aus PS-Produktionsabfällen	399	107	479	296	0
2 Primär-Polystyrol	0	0	0	0	0
3 Sekundär-PS aus DSD-Abfall	632	308	1.254	12	7.409
4 Sekundär-PS aus EPS-Verpackungen	396	250	1.240	233	0
5 Sekundär-PS aus MC- und CD-Hüllen	413	139	566	20	0

### 7.3.1.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Wie auch bei den nachfolgenden Vergleichen wird auch hier zuerst anhand der normierten Netto-Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-3 sowie die Erklärungen in Kapitel 7.2) untersucht, ob sich eine umweltbezogene Reihenfolge der Szenarien daraus ableiten lässt. Anschließend werden anhand der absoluten Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-4 sowie insbesondere die ausführlichen spezifischen Erklärungen in Kapitel 7.2 zu diesem Vergleich) die Ergebnisse weiter interpretiert. Da dies entsprechend des Aufbaus des Berichtes hier erstmals erfolgt, werden einige der besonders wichtigen Indikatoren sehr detailliert diskutiert und so exemplarisch vorgeführt, wie interessierte Leser und Leserinnen bei der Auslegung der Ergebnisse vorgehen können. Bei den weiteren Kategorien beschränken wir uns dann auf besonders wichtige Aspekte. Den Abschluss der Ergebnisdiskussion bildet ein Fazit, in dem die wichtigsten Erkenntnisse noch einmal zusammengefasst werden.

7.3.1.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse



### ***7.3.1.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien***

#### **7.3.1.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte)**

Die spezifischen Beiträge in den einzelnen Kategorien – und damit die Bedeutung einzelner Kategorien für diesen Auswertungsschritt – differieren erheblich (vgl. Abbildung 7-3). Die Bandbreite der maximalen Netto-Einwohnerwerte reicht dabei von Null bis zu einer Belastung von maximal 18.140 beim Ozonbildungspotential (POCP); der Mittelwert über alle maximalen Einwohnerwerte liegt bei 2.748 Einwohnerwerten, der Median bei 920. Der niedrigste Wert errechnet sich für die Informationsgröße Bleiemissionen mit -71 Einwohnerwerten beim Szenario 3; da es sich um einen negativen Wert handelt, ist mit dem entsprechenden Szenario eine Entlastung der Umwelt in Bezug auf den Bleieintrag verbunden.

#### **7.3.1.4.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren**

Für den Vergleich der Szenarien besonders relevant sind diejenigen Indikatoren, für die sich ein relativ hoher Einwohnerwert (vgl. Kapitel 4.4.2) errechnet. Um die Komplexität einzugrenzen, gehen wir dabei näherungsweise davon aus, dass diejenigen Indikatoren, die einen maximalen Einwohnerwert kleiner als 10 % des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte aufweisen, bei der Bestimmung der Szenarienrangfolge vernachlässigt werden können. Damit verbleiben noch ein Indikator mit sehr großer Bedeutung (Rang A: Treibhauspotential), drei mit großer Bedeutung (Rang B: Eutrophierungspotential terrestrisch, Versauerungspotential und Dieselpartikel) sowie drei mit mittlerer Bedeutung (Rang C: Ozonbildungspotential, KEA fossil und KEA nuklear) (vgl. zur Rangbildung Kapitel 4.4.3); wird das selbe Kriterium auf die Informationsgrößen angewendet, so sind davon maximal vier (Rohöläquivalente, N-korrigiertes Ozonbildungspotential, Schwefeldioxid, Stickoxide) für die Reihenfolge der Szenarien bedeutsam.

Ferner nehmen wir an, dass ein Unterschied zwischen dem höchsten und niedrigsten Wert innerhalb einer Kategorie von unter 10 % keine verlässliche Unterscheidung der Szenarien und damit keine sichere Einstufung erlaubt. Entsprechend werden bei der Festlegung der Szenarienreihenfolge auch die Kategorien Dieselpartikel und Ozonbildungspotential vernachlässigt. Die wichtigste Kategorie zur Differenzierung der Szenarien stellt dann eindeutig das Treibhauspotential dar, gefolgt vom Eutrophierungspotential (terrestrisch) sowie dem dazu gleichrangigen Versauerungspotential; bei den Kategorien mit mittlerer Bedeutung (C) ist der KEA fossil aufgrund der über doppelt so hohen Einwohnerwerte für die Rangfolge bedeutsamer als der ebenfalls zu betrachtende KEA nuklear. Bei der nachfolgenden Einstufung der Szenarien werden außerdem die Informationsgrößen Rohöläquivalente, Schwefeldioxid und Stickstoffoxide thematisiert. Da die Stickstoffoxid-Emissionen auch für die Unterschiede beim N-korrigierten Ozonbildungspotential verantwortlich sind, wird diese vor allem aus methodischen Gründen mitgeführte Informationsgröße (vgl. Kapitel 5.2.3) zur Vermeidung von Doppelzählungen hier ebenfalls nicht weiter betrachtet. Bei der Interpretation ist weiterhin zu beachten, dass die Rohöläquivalente weitgehende Überschneidungen zum KEA fossil aufweisen, die Schwefeldioxid- und Stickstoffoxid-Emissionen maßgeblich in das Versauerungspotential sowie – was die Stickstoffoxide angeht – auch in das terrestrische Eutrophierungspotential eingehen.

#### 7.3.1.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien

Die im vorhergehenden Schritt als am wichtigsten identifizierten vier Kategorien (Treibhauspotential, Eutrophierungspotential terrestrisch, Versauerungspotential, KEA fossil) zeichnen ein eindeutiges Bild: Die höchsten potentiellen Umweltauswirkungen sind jeweils mit dem Szenario 2 und damit mit der Verwendung von Primär-Polystyrol für die EPS-Loose-fill-Packmittel-Produktion verbunden; an zweiter Stelle folgt stets das Vergleichsszenario (Szenario 1), das die derzeit dominierende Verwendung von Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen als Ausgangsmaterial abbildet. Gegenüber Szenario 2 ergeben sich für das Szenario 1 in diesen vier Kategorien Minderungen zwischen 17 % und 21 %.

Gegenüber dieser Variante sind jedoch weitere Umweltentlastungen realisierbar: So schneidet in den vier wichtigsten Kategorien die Verwendung von Sekundär-Polystyrol aus MC- und CD-Hüllen (vgl. Kapitel 6.2.1.3.6) jeweils am besten ab. Die Umweltentlastung gegenüber dem Einsatz von Primär-Polystyrol beträgt in den vier entscheidenden Kategorien 50 bis 67 %, gegenüber der Verwendung von Sekundär-Polystyrol aus Produktionsabfällen immer noch 39 bis 59 %. Etwas geringer wäre das Entlastungspotential anzusetzen, wenn aus DSD-Abfällen hergestelltes Sekundär-Polystyrol verwendet würde; das entsprechende, nicht praxisrelevante und nur aus Erkenntnisinteresse betrachtete Szenario 3 schneidet am zweitbesten ab. Den Mittelplatz nimmt das dagegen wiederum praxisrelevante Szenario 4 (Sekundär-Polystyrol aus EPS-Verpackungen) ein.

Diese Reihenfolge der Szenarien bestätigen die Netto-Ergebnisse zu den Stickoxid-Emissionen und zum Verbrauch an Rohöläquivalenten. Von den als insgesamt relevant eingestufteten Parametern kontrastieren nur die Ergebnisse zum KEA nuklear sowie zum Schwefeldioxid-Ausstoß dieses einheitliche Bild (vgl. auch Kapitel 7.3.1.6.9 bzw. 7.3.1.6.11): Zwar schneidet auch hier jeweils das Szenario 5 immer deutlich am besten ab. Der gegenüber der Produktion von Mahlgut höhere Stromverbrauch bei der Aufbereitung und Regranulierung von Polystyrol-Abfällen und der dadurch verursachte zusätzliche Stromverbrauch führen dazu, dass mit Polystyrol-Regranulat aus DSD-Abfällen (Szenario 3) der höchste, mit Polystyrol-Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen der zweithöchste KEA nuklear verbunden ist. Der KEA nuklear liegt in absoluten Werten jedoch deutlich unter den Ergebnissen für den KEA fossil, der zu 90 % den KEA gesamt dominiert. Neben diesem höheren Stromverbrauch beeinflussen weitere Faktoren die Reihenfolge bei den Schwefeldioxid-Emissionen: So machen sich vor allem die relativ hohen Schwefeldioxid-Emissionen im Zusammenhang mit der Bereitstellung von Primär-Polystyrol bemerkbar – einmal direkt beim Szenario 2, mit dem die höchsten Emissionen verbunden sind, andererseits aber auch in denjenigen Szenarien, bei denen eine anderweitige Verwertung der Polystyrol-Abfälle dazu führen würde, dass Primär-Polystyrol im Markt ersetzt wird und für die sich deswegen relativ hohe inputbezogene Zuschläge errechnen (vgl. Tabelle 7-3). Analog, aber weniger durchschlagend wirken sich inputbezogene Zuschläge aus, die sich für den im Szenario 3 modellierten Einsatz von schwerem Heizöl als Reduktionsmittel im Hochofen ergeben, der die nun fehlenden Mengen an agglomerierten Mischkunststoffen ersetzt.

Insgesamt können jedoch diese weiteren Informationen die anhand der vier hier bedeutendsten Kategorien gefundene Reihenfolge nicht in Frage stellen, so dass sich sehr eindeutig folgende umweltbezogene Rangfolge der Szenarien ergibt: Szenario 5 (PS-Mahlgut aus MC-/CD-Hüllen) schneidet bei einem umfassenden Vergleich eindeutig am besten ab, gefolgt von Szenario 3 (PS-Regranulat aus DSD-Abfällen), dann kommt Szenario 4 (PS-



Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen) und als zweitschlechteste Variante Szenario 1 (PS-Mahlgut aus Produktionsabfällen); die größten Umweltauswirkungen sind mit Szenario 2 (Primär-Polystyrol) verbunden. Die Unterschiede innerhalb dieser Kategorien sind erheblich und damit unter Umweltgesichtspunkten relevant.

Um Missverständnissen vorzubeugen, soll in diesem Zusammenhang explizit darauf hingewiesen werden, dass die Verwendung von Sekundär-Polystyrol aus DSD-Abfällen für die Loose-fill-Packmittel-Produktion keine praktische Bedeutung hat. Wir haben diese aufwendigste Sekundär-Polystyrol-Gewinnung dennoch untersucht, um auf diesem Wege herauszufinden, in welchem Umfang der Sammel-, Sortier- und Aufbereitungsaufwand die Ergebnisse bestimmt. Anhand dieser „*Extremvariante*“ zeigt sich bereits zu diesem Zeitpunkt, dass andere Faktoren als die Aufbereitung deutlich wirksamer sind. Schon diese erste Auswertung anhand der Netto-Ergebnisse lässt vermuten, dass nicht so sehr der Aufbereitungsaufwand, sondern mehr die Art der alternativen Entsorgung – und damit vermutlich auch die systembezogene Allokationsmethodik - die Ergebnisse bestimmt. Darauf gehen wir nachfolgend im Zusammenhang mit der Diskussion der absoluten Ergebnisse ein.

## 7.3.1.5 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse

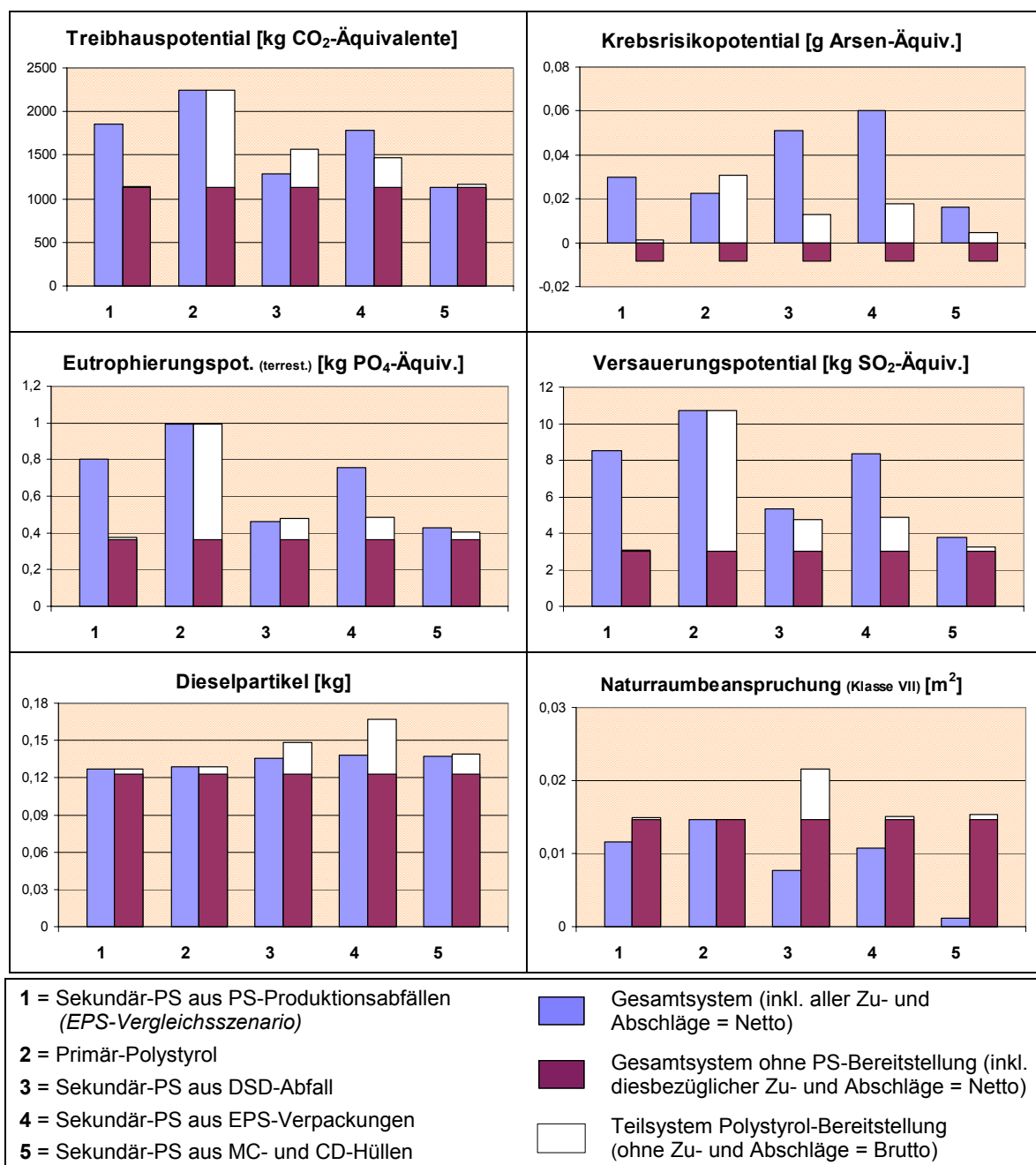


Abbildung 7-4: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene PS-Herkünfte bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> (Fortsetzung auf den nächsten Seiten)

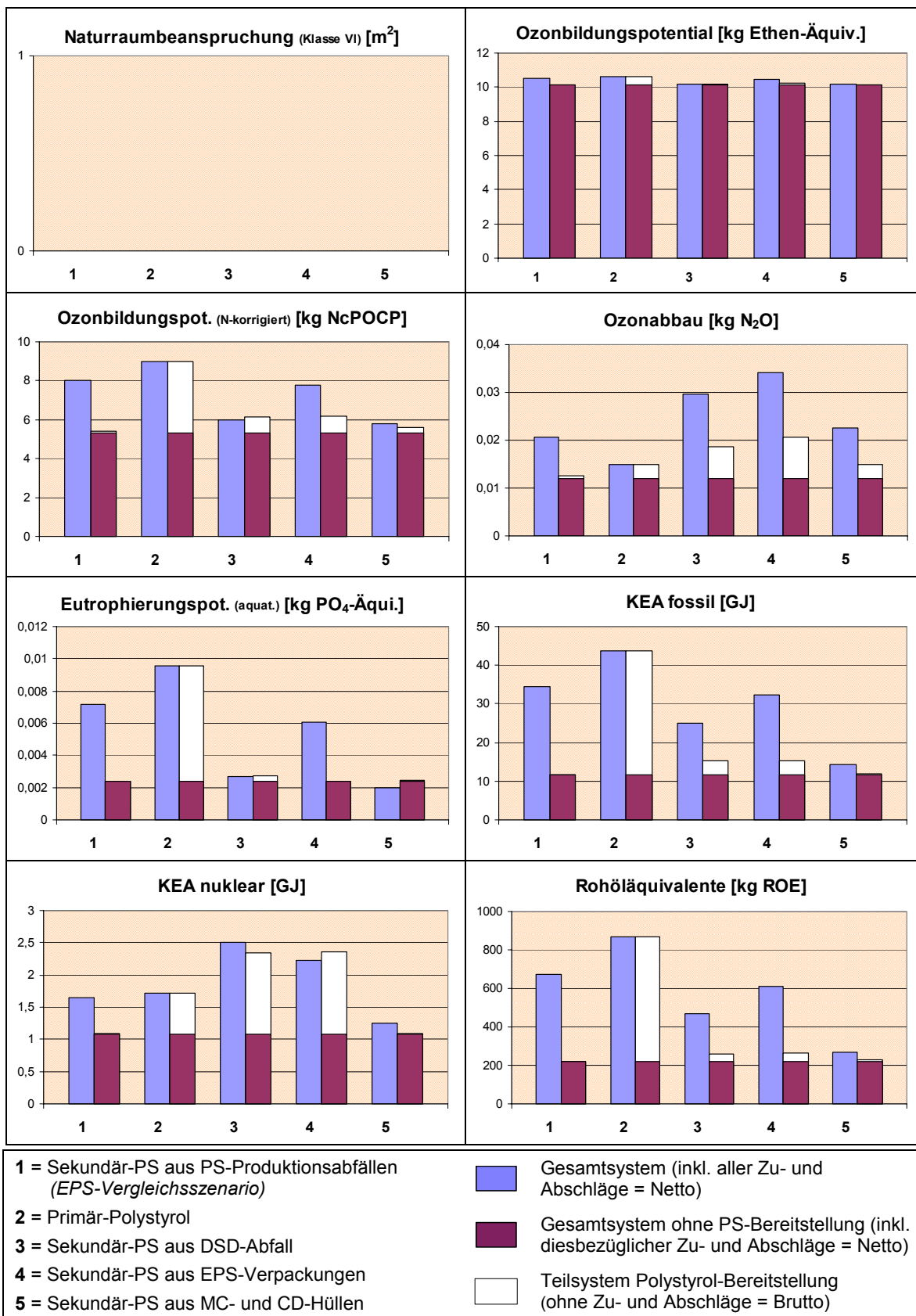


Abbildung 7-4: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene PS-Herkünfte bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ (Fortsetzung auf der nächsten Seite)

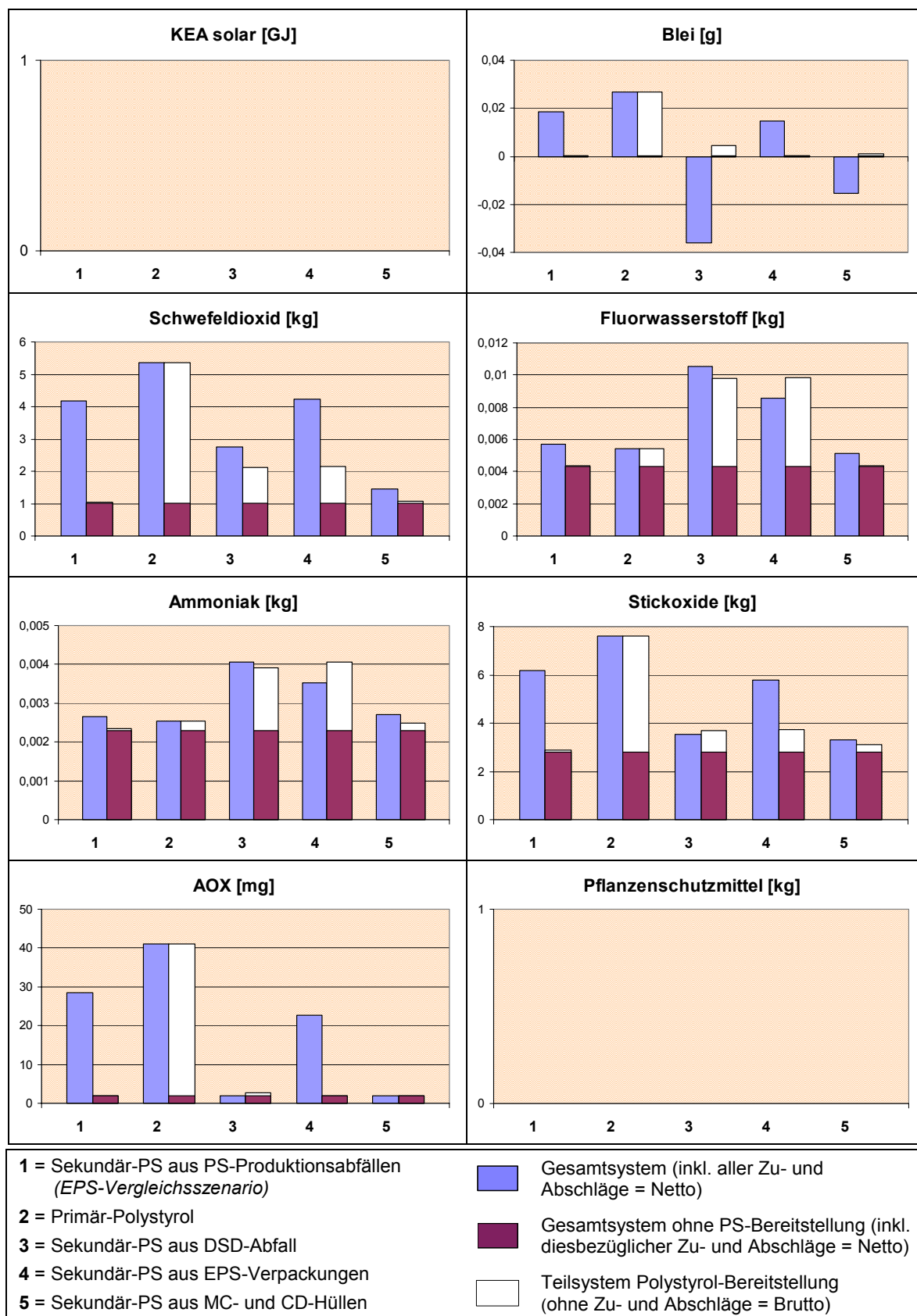


Abbildung 7-4: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene PS-Herkünfte bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³

### 7.3.1.6 Diskussion der absoluten Ergebnisse

#### 7.3.1.6.1 Beitrag zum Treibhauspotential

Beim Treibhauspotential handelt es sich um eine Wirkungskategorie, der aufgrund der weitreichenden globalen Auswirkungen sehr große Bedeutung (Rang A) beigemessen wird (vgl. Kapitel 5.2.1). Auch hinsichtlich des spezifischen Beitrags (vgl. Kapitel 4.4.2), der maximal bei 2.558 Einwohnerwerten für das Szenario 2 (Primär-Polystyrol) und somit in der gleichen Größenordnung wie der Mittelwert aller in der Auswertung betrachteten Indikatoren liegt (vgl. Abbildung 7-3), ist diese Kategorie von mittlerer bis großer Bedeutung für die Beurteilung der Szenarien. Ferner zeigen die Ergebnisse, dass bei den Treibhausgas-Emissionen zwischen den Szenarien deutliche Unterschiede und damit bedeutende Umweltentlastungspotentiale bestehen (vgl. Abbildung 7-4 und Abbildung 7-3). Insgesamt kommt dieser Wirkungskategorie bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien damit eine entscheidende Rolle zu.

Die Ergebnisse zum Treibhauspotential werden in allen Szenarien durch den Ausstoß an Kohlendioxid dominiert (durchschnittlich ca. 95 % Beitrag zu den CO<sub>2</sub>-Äquivalenten), während Distickstoffoxid an dieser Stelle praktisch zu vernachlässigen ist (< 0,5 %); die Differenz zu 100 % wird durch Methan-Emissionen abgedeckt. Diese Emissionen entstehen nahezu ausschließlich bei der Gewinnung und Verbrennung fossiler Rohstoffe bzw. der daraus hergestellten Materialien und sind damit vor allem mit der Energiebereitstellung, Transporten und der thermischen Abfallbehandlung verbunden.

Aus den separat ausgewiesenen Brutto-Ergebnissen für das Teilsystem der Polystyrol-Bereitstellung (vgl. Abbildung 7-4) lässt sich ablesen, in welchem Umfang die dafür erforderlichen Prozesse direkt zum Treibhauseffekt beitragen. Der höchste Ausstoß für diesen Lebenswegabschnitt ergibt sich für den Einsatz von Primär-Polystyrol (Szenario 2: 1.123 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente; 50 Gew.-% der Treibhausgas-Emissionen für das gesamte Produktsystem). Wie aufgrund der relativ aufwendigen Aufbereitung bereits vermutet (vgl. 6.2.1.3), folgt an nächster Stelle – aber bereits mit deutlichem Abstand – die Produktion von Polystyrol-Regranulat aus DSD-Abfällen (Szenario 3: 446 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente): Die Treibhausgas-Emissionen sind in erster Linie auf die Erzeugung des für die Abfallaufbereitung und dabei vor allem für die Regranulierung benötigten Stroms (insgesamt 260 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente) zurückzuführen; auf die Beseitigung der bei der Sortierung und der Regranulierung anfallenden, im Vergleich zu den anderen Szenarien relativ großen Abfallmengen entfallen weitere 119 kg, auf nicht mit dieser Abfallbeseitigung zusammenhängende Transporte rund 50 kg. Den dritten Platz belegt mit 345 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten die ebenfalls mit einer Regranulierung verbundene Aufbereitung gebrauchter EPS-Verpackungen (Szenario 4:); davon resultieren 265 kg aus der Bereitstellung des zu 96 % für die Extrusion benötigten Stroms, 76 kg werden durch Transporte verursacht. Noch einmal deutlich niedriger fällt der Beitrag zum Treibhauspotential für die beiden Szenarien aus, in denen anstelle von Regranulat ein Mahlgut aus relativ sortenreinen Abfällen hergestellt wird: Die Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung ist in Szenario 5 (MC- und CD-Hüllen) mit einer Emission von 44 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verbunden, in Szenario 1 (PS-Produktionsabfälle) nur mehr mit 16 kg. Von diesen Emissionen resultieren jeweils 2,4 kg aus dem Zerkleinerungsprozess; dominierend sind die Transporte (Szenario 1: 7,0 kg; Szenario 5:

32,6 kg), die Beseitigung der bei der Aufbereitung anfallenden Abfälle trägt mit 6,1 kg (Szenario 1) bzw. 8,5 kg (Szenario 5) bei.

Damit bestehen erhebliche Unterschiede bei den direkt mit der Polystyrol-Bereitstellung verbundenen Treibhausgas-Emissionen: Diese reduzieren sich im Vergleich zur Bereitstellung von Primär-Polystyrol (Szenario 2) für das am besten abschneidende Sekundär-Polystyrol (Szenario 5) auf nur noch 1,4 Prozent, für das schlechteste Sekundär-Polystyrol (Szenario 3) auf 39,7 Prozent. Bei der Sekundär-Polystyrol-Erzeugung wirkt sich vor allem aus, ob eine mit einem relativ hohen Stromverbrauch verbundene Regranulierung durchgeführt wird oder ob die Polystyrol-Abfälle nur zerkleinert werden. Die Brutto-Ergebnisse zur Bereitstellung von Sekundär-Polystyrol liegen damit in allen betrachteten Fällen deutlich unter den Ergebnissen für Primär-Polystyrol. Weitere Optimierungspotentiale beim Einsatz von Sekundär-Polystyrolen liegen in der Verwendung von Polystyrol-Mahlgut - oder falls diese nicht möglich sein sollte, in einer Reduzierung des Strombedarfs bei der Regranulierung.

Die bisher betrachteten Brutto-Ergebnisse informieren über Treibhausgas-Emissionen, die direkt mit der Produktion von Polystyrol verbunden sind; für die umweltorientierte Beurteilung der Polystyrol-Bereitstellung sind letztendlich jedoch die Netto-Ergebnisse entscheidend. Diese berücksichtigen über inputbezogene Zuschläge und Abzüge zusätzlich auch den ökobilanzbezogenen Wert der jeweiligen Polystyrol-Abfallfraktion (vgl. Kapitel 5.1.2.9.6); weiterhin werden die Abzüge Output aus der Beseitigung von Abfällen, die bei der Aufbereitung der Polystyrol-Abfälle anfallen (vgl. Kapitel 5.1.2 und 6.2.1.3), eingerechnet. Während dies keinen Einfluss auf die identischen Brutto- und die Netto-Ergebnisse für Primär-Polystyrol (Szenario 2) hat, werden die Ergebnisse für die Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung dadurch maßgeblich modifiziert (vgl. Abbildung 7-4): Die deutlichen Unterschiede zwischen den Brutto- und den Netto-Ergebnissen und damit die systembezogene Allokationsmethodik (vgl. Kapitel 5.1.2.9.6) sind insgesamt ergebnisbestimmend. Unter anderem deshalb wird hierzu im Kapitel 7.6.1 zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Im folgenden Absatz werden die Unterschiede zwischen den Brutto- und den Netto-Ergebnissen für den Lebenswegabschnitt der Polystyrol-Bereitstellung erläutert, anschließend wird auf die Netto-Ergebnisse für das Gesamtsystem eingegangen.

Die bisherige Reihenfolge bei der Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung wird durch die Netto-Ergebnisse nahezu auf den Kopf gestellt: Mahlgut aus PS-Produktionsabfällen (Szenario 1), das den geringsten Brutto-Aufwand aufweist, führt nun mit netto 735 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten die Sekundär-Polystyrol-Gruppe an, gefolgt von dem auch bei den Brutto-Ergebnissen an dritter Stelle stehenden Polystyrol-Regranulat aus EPS-Verpackungen (Szenario 4) mit 655 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Hier macht sich deutlich bemerkbar, dass in den Szenarien 1 und 3 Polystyrol-Abfälle verwendet werden, die auch anderweitig vor allem werkstofflich verwertet werden würden (75,5 Gew.-% bei Szenario 1, 59,5 Gew.-% bei Szenario 4; vgl. Tabelle 7-3 sowie Kapitel 6.2.1.3). Entsprechend der systembezogenen Allokationsmethodik (vgl. Kapitel 5.1.2.9) wird davon ausgegangen, dass aufgrund der Verwertung im Produktsystem die nun nicht für den Markt produzierte Menge an Sekundär-Polystyrol entsprechend des Polystyrol-Marktmixes in Deutschland (vgl. Kapitel 6.2.1.1) – und damit vor allem durch Primär-Polystyrol – ersetzt wird. Daraus ergeben sich erhebliche Zuschläge Input (Szenario 1: 838 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente; Szenario 4: 770 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente), die durch die aus der Vermeidung der alternativen Entsorgung resultierenden

Abzüge Input (Szenario 1: 116 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente; Szenario 4: 458 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente) bei weitem nicht ausgeglichen werden. Geringer als die Brutto-Ergebnisse fallen dagegen die Netto-Ergebnisse für Polystyrol-Regranulat aus DSD-Abfällen (Szenario 3: 164 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente) und Mahlgut aus MC- und CD-Hüllen (Szenario 5: 7 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente) aus. Hier dominieren jeweils die Abzüge Input (Szenario 3: 1.041 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente; Szenario 5: 162 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente), d.h. die Verwertung im Produktsystem vermeidet Treibhausgasemissionen, die auch durch die Zusatznutzen einer alternativen Entsorgung nicht aufgewogen werden; die Zuschläge Input liegen dementsprechend niedriger (Szenario 3: 817 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente; Szenario 5: 130 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente). Zusätzlich wirken sich in geringerem Ausmaß diejenigen Abzüge Output (zwischen 1,7 bis 58,6 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente) aus, die sich für die Zusatznutzen aus der Beseitigung der Abfälle ergeben, die bei der Herstellung von Sekundär-Polystyrol anfallen (vgl. Tabelle 7-3).

Entsprechend dieser Ergebnisse für den Lebenswegabschnitt der Polystyrol-Bereitstellung verwundert es nicht, dass die Netto-Ergebnisse für das Gesamtsystem (inklusive aller Zuschläge und Abzüge) belegen, dass die Herkunft des für die Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel verwendeten Polystyrols erheblichen Einfluss auf die gesamten Treibhausgasemissionen hat. Am schlechtesten schneidet insgesamt die Verwendung von Primär-Polystyrol (Szenario 2) ab; demgegenüber weist das Recyclingszenario mit den höchsten Treibhausgas-Emissionen (Szenario 1: PS-Produktionsabfälle), das bezogen auf die Polystyrol-Art nach Angaben von EPS-Loose-fill-Packmittel-Produzenten in der Praxis den größten Anteil hat, einen um 17,3 Gew.-% geringeren Beitrag zum Treibhauspotential auf. Für die beste Variante (Szenario 5: PS-Mahlgut aus MC-/CD-Hüllen) ergibt sich auf Szenario 1 bezogen ein Minderungspotential an CO<sub>2</sub>-Äquivalenten von knapp der Hälfte (49,7 Gew.-%) – und immerhin noch von 39,2 Gew.-% gegenüber der Verwendung von PS-Produktionsabfällen (Szenario 1). Zwischen diesen beiden Recyclingszenarien liegen die Szenarien 3 (Polystyrol-Regranulat aus DSD-Abfällen) und 4 (Polystyrol-Regranulat aus EPS-Verpackungen), die gegenüber Szenario 1 um 30,7 bzw. 4,3 Gew.-% besser abschneiden.

Damit kann zusammenfassend festgehalten werden: Die Verwendung von Sekundär-Polystyrol geht im Vergleich zur Verwendung von Primär-Polystyrol in allen betrachteten Fällen mit einer bedeutsamen Reduzierung der Treibhausgas-Emissionen einher. Fairerweise ist jedoch auch anzumerken, dass Sekundär- und Primär-Polystyrol keine rundum identischen Eigenschaften aufweisen, andererseits aber die Verwendung geeigneter Sekundär-Polystyrole in dem betrachteten Fall keine negativen Auswirkungen auf die Produktqualität hat. So kann mit großer Sicherheit behauptet werden, dass EPS-Loose-fill-Packmittel-Produzenten, die Sekundär-Polystyrol verwenden, damit einen Beitrag zur Reduzierung von Treibhausgas-Emissionen leisten. Es zeigt sich jedoch auch, dass die Netto-Unterschiede zwischen den betrachteten Sekundär-Polystyrol-Herkünften (39,2 Gew.-%) deutlich größer sind als – mit einer Differenz von 17,3 Gew.-% – diejenige zwischen dem Primär-Polystyrol-Szenario (Szenario 2) und dem nächstfolgenden Sekundär-Polystyrol-Szenario (Szenario 1). Die Minderung der Treibhausgas-Emissionen kann also durchaus noch weiter gehen, als dies beim insgesamt die EPS-Loose-fill-Packmittel-Produktion dominierenden Einsatz von PS-Produktionsabfällen (Szenario 1) der Fall ist. Weiterhin wird offenbar, dass pauschale Aussagen zur Umweltrelevanz von Sekundär-Polystyrol der Realität nur bedingt gerecht werden: Diese sollten immer mit Angaben zur alternativen Entsorgung der als Materialquelle dienenden Abfälle gekoppelt werden. Zudem ist bei der Interpreta-

tion der Ergebnisse zu beachten, dass sich der spezifische Entsorgungsmix mit der Zeit verändern dürfte und damit auch die Ergebnisse. Die hier vorgelegten Ergebnisse sind folglich immer im Lichte der im Bericht an anderer Stelle dokumentierten Annahmen zu verstehen.

Dann kann jedoch sehr verlässlich behauptet werden, dass die bei den Treibhausgas-Emissionen gegebenen erheblichen Optimierungspotentiale vor allem realisiert werden können, wenn EPS-Loose-fill-Packmittel-Produzenten Sekundär-Polystyrol einsetzen, das aus Polystyrol-Abfällen hergestellt wird, die andernfalls nahezu vollständig über den Restmüll beseitigt werden würden. Dies ist beispielsweise der Fall bei der werkstofflichen Verwertung der in Szenario 5 exemplarisch betrachteten MC- und CD-Hüllen (vgl. Kapitel 6.2.1.3.6) im EPS-Loose-fill-Packmittel-System. Ob dies in ähnlichem Umfang auch auf ebenfalls verwendete gebrauchte Duschkabinenwände, EPS-Deckenverkleidungen oder weitere Polystyrol-Abfallfraktionen zutrifft, könnte auf Basis der vorliegenden Ökobilanz relativ einfach über die Ermittlung des jeweiligen alternativen Entsorgungsmixes abgeschätzt werden. Weiterhin sollte beim Einsatz von Sekundär-Polystyrol wenn möglich auf eine Regranulierung verzichtet werden und das Material als Mahlgut oder wie beim Unter- oder Überkorn aus der Produktion von Polystyrol-Kügelchen direkt eingesetzt werden.

#### 7.3.1.6.2 Krebsrisikopotential

Erstmals bei der Auswertung ergeben sich an dieser Stelle negative Werte (vgl. Abbildung 7-4): Das Netto-Ergebnis für das Teilsystem ohne Polystyrol-Bereitstellung, das für alle Szenarien identisch ist, liegt unter Null. Deswegen ergreifen wir die Gelegenheit und erläutern an dieser Stelle das Zustandekommen dieser Werte und der entsprechenden Abbildungen weiter: Allgemein sind negative Werte nur bei Netto-Ergebnissen möglich und immer darauf zurückzuführen, dass über Äquivalenzsysteme berechnete Abzüge höher ausfallen als die für das Produktsystem bzw. für Teilsysteme errechneten Brutto-Ergebnisse zuzüglich der ebenfalls über Äquivalenzsysteme quantifizierten Zuschläge (vgl. Kapitel 5.1.2). Das an dieser Stelle betroffene Teilsystem (Produktsystem ohne Polystyrol-Bereitstellung) stellt über die Entsorgung der Loose-fill-Packmittel Strom und Wärme als Zusatznutzen bereit. Die dafür errechneten negativen Werte spiegeln wider, dass die alternative Bereitstellung dieser Endenergieträger über den bundesdeutschen Strom- bzw. Fernwärmemix in größerem Umfang zum Krebsrisikopotential beiträgt als deren Erzeugung in Müllverbrennungsanlagen, an die strengere Forderungen bezüglich der Schadstoffemissionen gestellt werden. Damit ist zumindest dieses Teilsystem mit einer geringen Entlastung beim Krebsrisikopotential verbunden.

Werden jedoch die Netto-Ergebnisse für das komplette Produktsystem betrachtet und wird damit auch berücksichtigt, dass die zur Energieerzeugung beitragenden Materialien in den Abfällen zuerst produziert werden müssen, so ergibt sich für alle Szenarien ein vom Wert her positiver Beitrag zum Krebsrisikopotential. Die Beiträge einzelner Schadstoffe zum Netto-Krebsrisikopotential für das komplette Produktsystem differieren zwar zwischen den verschiedenen Szenarien, weisen insgesamt jedoch eine ähnliche Verteilung auf: Die höchsten Anteile erbringen Emissionen an Nickel (im Durchschnitt 50,2 Gew.-% der Arsen-Äquivalente), Benzol (im Durchschnitt 47,3 Gew.-%) und Benzo(a)pyren (im Durchschnitt 22,7 Gew.-%); Entlastungen ergeben sich im Durchschnitt der Szenarien bei Arsen (-14,3 Gew.-%) und sechswertigem Chrom (-9,4 Gew.-%). Nur sehr geringe Bei-



träge erbringen Cadmium-, Dioxin-/Furan- und PCB-Emissionen (kleiner 2,7 Gew.-%). Entscheidend für die Höhe der Netto-Ergebnisse sind letztendlich die Zuschläge Input, die vor allem den Verlust an abfallbürtiger Endenergie bei einer Verwertung im Produktsystem wiedergeben. Dies schlägt besonders bei den am schlechtesten abschneidenden Szenarien 3 und 4 durch (vgl. Zusatznutzen des inputbezogenen Äquivalenzsystems in Tabelle 7-3). Deutlich niedriger liegen die Netto-Ergebnisse für Szenario 1 (Polystyrol-Produktionsabfälle) sowie Szenario 2 (Primär-Polystyrol); noch etwas besser schneidet Szenario 5 (MC-/CD-Hüllen) ab.

Insgesamt ist jedoch festzuhalten, dass trotz der sehr großen prozentualen Unterschiede beim Krebsrisikopotential diese Kategorie bei der umweltorientierten Bewertung der Szenarien keine wesentliche Rolle spielt: Die absoluten Werte und demzufolge auch die Einwohnerwerte, die zwischen den Szenarien nur von 43 bis 153 Einwohnerwerten variieren (vgl. Abbildung 7-3; Bezugsvolumen 1,5 Mio. m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel), sind sehr niedrig. Deshalb kommt auch der hier als Ergebnis erhaltenen Reihenfolge der Szenarien keine Bedeutung bei der Gesamtbewertung zu (vgl. Kapitel 7.3.1.4). Weiterhin wird deutlich, dass das Hauptoptimierungspotential in dieser Kategorie vor allem darin liegt, die mit der konventionellen Bereitstellung von Endenergie einhergehenden Schadstoffemissionen zu mindern.

#### 7.3.1.6.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch)

##### Terrestrisches Eutrophierungspotential

Die spezifischen Beiträge dieser Wirkungskategorie mit großer Bedeutung (Rang B) erreichen maximal einen Wert von 2.608 Einwohnerwerten und sind damit für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien sehr bedeutsam (vgl. auch Kapitel 7.3.1.4). Eingerechnet werden in das terrestrische Eutrophierungspotential die Stickstoffoxid- und Ammoniak-Emissionen. Auch wenn dabei Ammoniak höher gewichtet wird (vgl. Kapitel 5.2.4), dominieren die Stickoxid-Emissionen aufgrund der deutlich höheren Emissionsmengen die Ergebnisse zu nahezu hundert Prozent (vgl. auch die als Informationsgrößen einzeln ausgewiesenen Stickoxid- und Ammoniak-Emissionen in Abbildung 7-3 und Abbildung 7-4). Die Stickoxid-Emissionen sind dabei in erster Linie mit Transporten und dann vor allem mit der Energiebereitstellung verbunden; sehr hohe Beiträge ergeben sich auch aus der Produktion von Primär-Polystyrol, die als aggregierter Sachbilanz-Datensatz in die Bilanzierung eingeht (vgl. Kapitel 6.2.1.2) und bei der ein Drittel der Stickoxid-Emissionen aus der Energieträger-Produktion sowie knapp zwei Drittel aus deren Nutzung resultieren [APME 1997]. Damit sind die Ergebnisse hinsichtlich der Rangfolge sowie der Verhältnisse zwischen Brutto- und Netto-Ergebnissen nahezu identisch mit den im Zusammenhang mit dem Ozonbildungspotential diskutierten Stickoxid-Emissionen (vgl. Kapitel 7.3.1.6.7). Das Ergebnisbild zum terrestrischen Eutrophierungspotential (Reihenfolge der Szenarien, Brutto-Anteil der Polystyrol-Bereitstellung, Brutto- und Netto-Ergebnisse) ähnelt sehr demjenigen beim Treibhauspotential (vgl. Kapitel 7.3.1.6.1), wo ebenfalls Verbrennungsprozesse den Hauptbeitrag erbringen. Aufgrund der dortigen ausführlicheren Erläuterungen wird nachfolgend nicht mehr näher auf die Reihenfolge der Szenarien und nur knapp auf die Beziehungen zwischen Brutto- und Netto-Ergebnissen eingegangen.

Auch hier zeigt sich, dass die Polystyrol-Bereitstellung und damit die Art des verwendeten Polystyrols erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse hat: Die Bereitstellung von Sekundär-

Polystyrol hat brutto nur einen geringen Anteil am terrestrischen Eutrophierungspotential (2,4 % bis 24,9 %). Anders ist dies beim ungünstigeren Primär-Polystyrol (Szenario 2), wo Netto- und Brutto-Ergebnisse zu 63,1 % durch die Polystyrol-Bereitstellung bestimmt werden. Wie beim Treibhauspotential übersteigen folglich die Netto-Ergebnisse derjenigen Szenarien, in denen anderweitig hochwertig verwertete Polystyrol-Abfälle eingesetzt werden (Szenarien 1 und 4), die Brutto-Ergebnisse deutlich. Die Polystyrol-Bereitstellung trägt zwischen 14,8 % und 54,4 % zu den Netto-Ergebnissen der Sekundär-Polystyrol-Szenarien bei. Die Netto-Reihenfolge der Szenarien entspricht derjenigen beim Treibhauspotential (vgl. Kapitel 7.3.1.6.1).

#### Aquatisches Eutrophierungspotential

Zum aquatischen Eutrophierungspotential tragen Stickstoff-Verbindungen im Durchschnitt der hier betrachteten Szenarien zu rund zwei Drittel bei; dieser Anteil verteilt sich je zur Hälfte auf unspezifische N-Verbindungen und Ammonium. Das restliche Drittel entfällt fast vollständig auf den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), der ein Maß für den Gehalt an organischen Verbindungen im Abwasser darstellt. Der Anteil der Phosphat-Verbindungen liegt deutlich unter einem Prozent.

Die für das aquatische Eutrophierungspotential berechneten Ergebnisse sind vom Muster zwar den Werten für das terrestrische Eutrophierungspotential ähnlich, der Unterschied zwischen Primär- und Sekundär-Polystyrol vergrößert sich dabei jedoch weiter. Dies liegt vor allem daran, dass die Aufbereitung von Polystyrol-Abfällen zu Sekundär-Polystyrol nur sehr geringe Beiträge erbringt, die Herstellung von Primär-Polystyrol dagegen relativ hohe. Entsprechend der systembezogenen Allokationslogik fallen damit auch die Netto-Ergebnisse für die Szenarien 1 und 4, in denen auch andernfalls hochwertig verwertete Polystyrol-Abfälle eingesetzt werden, relativ hoch aus (vgl. hierzu auch Kapitel 7.3.1.6.3). Die Brutto-Anteile für die Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung belaufen sich nur auf 0,6 bis 13,6 Prozent der Gesamtemissionen, die Primär-Polystyrol-Herstellung trägt dagegen mit 74,9 Prozent zu den Netto- und Brutto-Gesamtergebnissen bei. Die Netto-Reihenfolge der Szenarien entspricht derjenigen beim Treibhauspotential (vgl. Kapitel 7.3.1.6.3), die Netto-Unterschiede zwischen den Szenarien vergrößern sich jedoch auf bis zu 79 Prozent. Insgesamt hat jedoch diese Kategorie mit mittlerer Bedeutung (Rang C) aufgrund der sehr geringen Einwohnerwerte (4 bis 18) bei der Bewertung der Umweltrelevanz der hier untersuchten Szenarien praktisch keine Bedeutung.

#### 7.3.1.6.4 Versauerungspotential

Beim Versauerungspotential handelt es sich um eine Kategorie mit großer Bedeutung (Rang B), die aufgrund des maximalen Einwohnerwertes von 2.884, der in etwa in der Höhe des Mittelwertes aller Indikatorergebnisse angesiedelt ist, eine wichtige Rolle bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien spielt. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die bereits das terrestrische Eutrophierungspotential dominierenden Stickoxid-Emissionen im Mittel rund die Hälfte des Versauerungspotentials erbringen – und damit die Gefahr einer Überbewertung der Stickoxid-Emissionen gegeben ist. Die andere Hälfte des Versauerungspotentials resultiert nahezu vollständig aus den Schwefeldioxid-Emissionen.

Aufgrund der wichtigen Rolle der Stickoxide und relativ ähnlicher Ergebnisse bei den Schwefeldioxid-Emissionen (vgl. Kapitel 7.3.1.6.11) verwundert es nicht, dass die Netto-

Reihenfolge der Szenarien identisch mit der Rangfolge bei den Stickoxiden (vgl. Kapitel 7.3.1.4 und 7.3.1.6.7) ist – und damit auch derjenigen beim Treibhauspotential entspricht (vgl. Kapitel 7.3.1.6.1 mit ausführlichen Erläuterungen zum Verhältnis zwischen Brutto- und Netto-Ergebnissen und zur Reihenfolge der Szenarien). Der Anteil der Polystyrol-Bereitstellung an den Ergebnissen liegt hier - verursacht durch die vor allem aus der Stromproduktion herrührenden Schwefeldioxid-Emissionen - jedoch höher: Brutto trägt die Bereitstellung von Sekundär-Polystyrol zwischen 2,1 und 37,6 % zum Gesamtergebnis bei, netto zwischen 20,2 und 64,6 %. Deutlich höher liegt dieser Anteil mit 71,8 % beim Primär-Polystyrol. Die Netto-Unterschiede zwischen den Recyclingszenarien belaufen sich auf 55,7 %; das ungünstigste Sekundär-Polystyrol schneidet netto um 20,3 % besser als Primär-Polystyrol ab.

#### 7.3.1.6.5 Dieselpartikel-Emissionen

Die Dieselpartikel-Emissionen (Rang B: große Bedeutung) weisen mit maximal 4.485 Einwohnerwerten einen relativ hohen spezifischen Beitrag auf und sind deshalb für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien grundsätzlich sehr bedeutsam. Wie auch beim Ozonbildungspotential (POCP; vgl. Kapitel 7.3.1.6.7) unterscheiden sich jedoch die Netto-Ergebnisse für die untersuchten Szenarien kaum (Differenz kleiner 8,4 Prozent). Dies ist auch auf die relativ geringen Anteile der Polystyrol-Bereitstellung an den Partikel-Emissionen zurückzuführen. Liegen diese brutto bei dem am schlechtesten abschneidenden Szenario 4 noch bei 26,5 Prozent des Gesamtergebnisses, so sinkt dieser maximale Anteil bei einer Netto-Betrachtung auf nur noch 11,5 Prozent. Dieser Rückgang resultiert aus der Gegenrechnung der Abzüge Input, die bei den Szenarien 3 und 4 aufgrund ebenfalls relativ transportintensiver Äquivalenzsysteme für die alternative Entsorgung der Polystyrol-Abfälle am höchsten ausfallen.

Diese Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Polystyrol-Art nur einen geringen Einfluss auf die Dieselpartikel-Emissionen hat. Nicht die Verpackung selbst oder das Ausgangsmaterial sind entscheidend, sondern die im Zusammenhang damit durchgeführten LKW-Transporte. Das wesentliche Optimierungspotential liegt deshalb neben einer Reduzierung der Transportentfernungen (beispielsweise über eine Steigerung der Auslastung oder durch den Einkauf bei Produzenten in näherer Umgebung) und eines Umsteigens auf umweltverträglichere Transportmittel (z.B. Bahn) vor allem in einer Reduzierung der mit den vorherrschenden LKW-Transporten einhergehenden Emissionen. Große Chancen eröffnen hierbei die seit kurzem verfügbaren, sehr effektiven Partikelfilter für Dieselmotoren, deren weite Verbreitung die Partikel-Emissionen deutlich senken würden. (vgl. auch Kapitel 7.3.2).

#### 7.3.1.6.6 Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII – Deponiefläche)

Alle Netto-Ergebnisse der Recyclingszenarien zur Inanspruchnahme von Deponieflächen (Naturraumbeanspruchung in Kategorie VII) liegen – zum Teil sehr deutlich – unter den Brutto-Ergebnissen. Dies lässt sich folgendermaßen erklären: Die Brutto-Beiträge der Polystyrol-Bereitstellung sind auf die Beseitigung der bei der Aufbereitung der Polystyrol-Abfälle anfallenden Abfälle zurückzuführen, die gemäß des bundesdeutschen Beseitigungsmixes im Jahre 1997 zu rund 70 Gew.-% deponiert werden (vgl. Kapitel 6.5.7.1). Aufgrund der relativ hohen Sortierrestanteile weist das hypothetische Szenario 3, in dem die Verwendung von Sekundär-Polystyrol aus DSD-Abfällen betrachtet wird, die höchste Brutto-

Flächeninanspruchnahme auf. Die Netto-Ergebnisse für das Gesamtsystem zeigen dann aber sehr deutlich, dass gerade die Recyclingszenarien mit einer geringwertigeren Entsorgung der Polystyrol-Abfälle (Szenarien 3 und 5) erheblich von den Abzügen Input profitieren. Diese geben wieder, dass bei der repräsentativen anderweitigen Entsorgung in noch größerem Umfang Deponieflächen benötigt werden, damit also die Verwertung im Produktsystem zu einer Entlastung an anderer Stelle führt. In geringerem Umfang trifft dies auch auf die Szenarien 1 und 4 zu. Da das Primär-Polystyrol-Szenario (Szenario 2) nicht mit entsprechenden inputbezogenen Gegenrechnungen aufwarten kann, schneidet dieses beim Vergleich am schlechtesten ab. Die Recyclingszenarien sind im Vergleich dazu zwischen 20,8 und 91,7 Prozent im Vorteil; die Reihenfolge der Szenarien ist identisch mit derjenigen für die Emission von Treibhausgasen (vgl. Kapitel 7.3.1.6.1).

Der spezifische Beitrag der Szenarien zu dieser Kategorie liegt jedoch nur minimal über null Einwohnerwerten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei der Berechnung von *Einwohnerwerten zur Naturraumbeanspruchung* standardmäßig unabhängig von der Flächenkategorie die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland als Normierungsgröße verwendet wird, um so einen Vergleich über alle Kategorien der Naturraumbeanspruchung hinweg durchführen zu können. Dabei berücksichtigen wir jedoch nur indirekt über die Flächenkategorie, dass beispielsweise Landwirtschaftsflächen auch in den folgenden Jahren genutzt werden können, Deponieflächen dagegen nur einmal zur Deponierung herangezogen werden und aufgrund dieser spezifischen Nutzung unweigerlich als hochwertige und vielseitig nutzbare Fläche verloren gehen. Deswegen könnte zur Ermittlung des spezifischen Beitrags auch eine auf die einzelne Flächenkategorie bezogene Normierung vorgenommen werden, d.h. zur Normierung könnte die Fläche verwendet werden, die in der Bundesrepublik Deutschland insgesamt dieser Flächenkategorie zugeordnet wird bzw. die jährlich verbraucht wird. In einer Sensitivitätsbetrachtung soll deswegen hier betrachtet werden, wie sich der spezifische Beitrag verändert, wenn die Netto-Ergebnisse auf die jährlich verbrauchte Deponiefläche bezogen werden: Nach [UBA 1995] wurden im Jahr 1990 rund 5.960.000 m<sup>2</sup> für die Ablagerung von Hausmüll benötigt. Geht man von diesem Wert aus, so ergibt sich ein Pro-Kopf-Verbrauch von jährlich 0,0727 m<sup>2</sup> Deponiefläche. Die Einwohnerwerte für den Deponieflächenverbrauch der hier betrachteten Szenarien würden dann auf 243 bis 3021 steigen – und damit durchaus eine Größenordnung erreichen, die dazu führen würde, dass diese Kategorie mit großer Bedeutung (Rang B) bei einer umweltbezogenen Bewertung der Szenarien zu den wichtigsten Kategorien gehört. Da jedoch die Reihenfolge der Szenarien identisch mit derjenigen der wichtigsten Kategorien für die Szenarienbewertung ist (vgl. Kapitel 7.3.1.4.3) würde sich dadurch an der Reihenfolge der Szenarien nichts ändern. Andererseits wird über diese Abschätzung auch deutlich, dass die Verwendung von Sekundär-Polystyrol in nicht unbedeutendem Ausmaß zur Reduzierung des Bedarfs an Deponieflächen beitragen kann. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass in diese Ergebnisse eingeht, dass derzeit noch die Deponierung unbehandelter Abfälle die Abfallbeseitigung dominiert – und davon auszugehen ist, dass dieser Anteil und damit der Deponieflächenbedarf der hier betrachteten Szenarien in den kommenden Jahren deutlich zurückgehen wird.

#### 7.3.1.6.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen

Bei diesem Vergleich zur Polystyrol-Bereitstellung ergeben sich mit bis über 18.000 Einwohnerwerten die bei weitem höchsten spezifischen Beiträge für die Wirkungskategorie

Ozonbildungspotential (POCP). Da diese Werte bei allen Szenarien ähnlich hoch liegen, tragen die Ergebnisse zum Ozonbildungspotential allerdings nicht zur Differenzierung der Szenarien bei (vgl. 7.3.1.4). Geht es jedoch allgemein um die Umweltrelevanz der Szenarien, so hat diese Wirkungskategorie, der unabhängig von den Ergebnissen eine mittlere Bedeutung (Rang C) beigemessen wird (vgl. Kapitel 4.4.3), aufgrund der im Vergleich zu den anderen Kategorien um ein Mehrfaches höheren spezifischen Beiträge eine sehr große Relevanz.

Weiterhin werden in diesem Zusammenhang Fragen der Methodikentwicklung betrachtet. Geklärt werden soll dabei, inwieweit zwei in Ökobilanzen häufig benutzte Wirkungsindikatoren geeignet und vergleichbar sind, die beide als Maß für das Ozonbildungspotential verwendet werden, dabei jedoch einen unterschiedlich weit reichenden Ansatz repräsentieren: Während in den POCP-Wert, der hier als Ozonbildungspotential bezeichnet wird, nur die Emissionen an leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC) eingerechnet werden, wird bei dem für das N-korrigierte Ozonbildungspotential stehenden NCPOCP-Wert zusätzlich der Ausstoß an Stickoxiden berücksichtigt. Obwohl sich bei der Projektbearbeitung gezeigt hat, dass der hier noch verwendete Berechnungsansatz für das NCPOCP aufgrund der Nichtlinearität nicht geeignet ist (vgl. Kapitel 5.2.3), so erlauben die Ergebnisse dennoch eine erste Beurteilung, ob dieser umfassendere Ansatz zumindest in die richtige Richtung weist. Aufgrund der engen Beziehungen werden nachfolgend die Ergebnisse für das Ozonbildungspotential (POCP), das N-korrigierte Ozonbildungspotential und die Stickstoffoxid-Emissionen gemeinsam diskutiert. Zuerst wird dabei auf die umweltbezogenen, dann auf die methodischen Aspekte eingegangen.

Aus der Darstellung der normierten Netto-Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-3) lässt sich entnehmen, dass die Reihenfolge der Szenarien in allen drei bezüglich des Ozonbildungspotentials relevanten Ergebniskategorien (Ozonbildungspotential, N-korrigiertes Ozonbildungspotential, Stickstoffoxide) identisch ist, dass die Werte jedoch sehr unterschiedlich streuen. Während diese beim Ozonbildungspotential (POCP) mit einer maximalen Differenz von 8 % sehr nahe beieinander liegen, ergibt sich für die Stickoxide ein Unterschied von bis zu 57 %; die Streubreite der NCPOCP-Werte liegt mit 37 % dazwischen.

Die Auswertung der absoluten Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-4) erweitert dieses Bild: So zeigt sich, dass die in Ethen-Äquivalenten angegebenen Werte für das Ozonbildungspotential (POCP) nur in sehr geringem Umfang aus der Polystyrol-Bereitstellung resultieren (0,1 – 1,9 Prozent bei den Brutto-Ergebnissen zu den Recycling-Szenarien, 8,8 Prozent bei Primär-Polystyrol); auch unterscheiden sich Netto- und Brutto-Ergebnisse mit maximal 6,4 Prozent Differenz kaum. Damit ist der Einfluss der inputbezogenen Äquivalenzsysteme ebenfalls nahezu vernachlässigbar. Dominiert werden die Ergebnisse dagegen vor allem durch die Freisetzung der Treibmittel bei bzw. im Anschluss an die Produktion der Loose-fill-Packmittel; so tragen die entsprechenden Pentan- und Butan-Emissionen zu mehr als 95 Prozent zu den Netto-Ergebnissen für das Restsystem ohne PS-Bereitstellung und mindestens zu 87 Prozent zu den Gesamt-Netto-Ergebnissen bei.

Auch wenn sich die Reihenfolge der Szenarien nicht verändert, variiert das Bild der absoluten NCPOCP-Werte für das Stickstoff-korrigierte Ozonbildungspotential: Hier trägt die Polystyrol-Bereitstellung zu maximal 42 Prozent (Szenario 2: Primär-Polystyrol) zu den Brutto-Ergebnissen bei; bei den Recyclingszenarien reicht die Bandbreite von 1,3 bis 14,1 Prozent. Die höchste Differenz zwischen den Netto- und den Brutto-Ergebnissen liegt bei

39,9 %. Dieser größere Anteil der Polystyrol-Herstellung ergibt sich über die Einrechnung der Stickstoffoxid-Emissionen, die zu einem relativ hohen Anteil aus der Polystyrol-Bereitstellung stammen: Im Szenario 2 (Primär-Polystyrol) ist die Polystyrol-Herstellung für mehr als die Hälfte (63,1 %) der Stickstoffoxid-Emissionen verantwortlich. Bei den Recycling-Szenarien schwankt der Brutto-Anteil für die Sekundär-Polystyrol-Produktion zwischen 2,4 und 24,8 %, der Netto-Anteil sogar zwischen 14,8 und 54,1 %. Bei den Recycling-Szenarien schlagen hier vor allem die  $\text{NO}_x$ -Emissionen aus den inputbezogenen Äquivalenzsystemen zu Buche. Wie beim Treibhauspotential macht sich dabei besonders bemerkbar, dass in den Szenarien 1 und 4 davon ausgegangen wird, dass für die EPS-Loose-fill-Packmittel-Produktion Polystyrol-Abfälle verwendet werden, die auch andernfalls überwiegend werkstofflich verwertet werden würden. Dies hat zur Folge, dass zum Ersatz Polystyrol entsprechend des Marktmixes aus Primär- und Sekundär-Polystyrol produziert werden muss – und dass die damit zusammenhängenden Stoff- und Energieflüsse als Zuschläge Input zu den Brutto-Ergebnissen hinzuaddiert werden. Insbesondere die ersatzweise Produktion von Primär-Polystyrol wirkt sich hier aufgrund der damit verbundenen relativ hohen Stickoxid-Emissionen aus.

Wird zusätzlich zur hier festgestellten Dominanz der Pentan- und Butan-Freisetzungen berücksichtigt, dass sich in diesem Vergleich die höchsten Einwohnerwerte für das Ozonbildungspotential errechnen und dieser Wirkungskategorie zudem unabhängig von den Ergebnissen eine mittlere Bedeutung zugemessen wird, ergibt sich offensichtlich, dass die Treibmittel-Emissionen einen sehr wichtigen Ansatzpunkt zur umweltbezogenen Optimierung der EPS-Szenarien darstellen. Wünschenswert wäre es, die Treibmittel-Frachten im Abgas bzw. in spezifischen Abgasströmen von EPS-Loose-fill-Packmittel-Produktionsstätten beispielsweise über eine Nachverbrennung oder andere Abgasreinigungsverfahren zu reduzieren. Alternativ könnte auch auf andere, weniger umweltrelevante Treibmittel übergegangen werden. Bevor dahingehende Schritte unternommen werden, sollte jedoch überprüft werden, ob der überwiegende Anteil der zugesetzten Treibgase tatsächlich bei der Produktion freigesetzt wird, so wie dies für die Modellierung aufgrund der Produktionstechnik angenommen wurde. Weiterhin sollte untersucht werden, in welchem Umfang Unternehmen die EPS-Loose-fill-Packmittel herstellen, bereits heute Maßnahmen zur Reduzierung der Treibmittel-Emissionen durchführen. Dass dies teilweise der Fall ist, zeigt eine Pressemitteilung der schweizerischen Sarnafill AG, die darin darauf hinweist, dass sich aufgrund der Erfassung und thermischen Verwertung des Pentans, das bei der Produktion und der nachfolgenden Auslagerung freigesetzt wird, die Umweltbilanz der EPS-Packmittel weiter verbessert hat [SARNAFILL 1999].

Neben diesen umweltbezogenen Erkenntnissen gibt der oben durchgeführte Vergleich auch wichtige methodikbezogene Hinweise: Geht man vom Wirkungsmechanismus der Ozonbildung aus – gerade der lokale Mix aus leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC) und Stickoxiden wird dabei wirksam – so gilt, dass die POCP-Werte diesen Zusammenhang nicht abbilden. Aber auch hinsichtlich der NCPOCP-Werte ist zu beachten, dass bei deren Berechnung zwar eine Verbindung zwischen den leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen und den Stickoxid-Emissionen hergestellt wird, dass dabei aber weder Informationen zum räumlichen Bezug der Emissionsquellen einfließen noch dies die Sachbilanzdaten erlauben. Somit können als wichtige Punkte festgehalten werden: Die alleinige Betrachtung des POCP-Wertes gibt den Beitrag zur Ozonbildung nicht adäquat wieder. Aber auch wenn gilt, dass die NCPOCP-Werte vermutlich der Realität näher kommen, bilden diese den

Wirkungsmechanismus der bodennahen Ozonbildung nicht exakt ab. Weiterhin hat sich bei der Bearbeitung des Projektes herausgestellt, dass der aktuelle Ansatz zu Berechnung der NCPOCP-Werte aufgrund dessen Nichtlinearität verbesserungsbedürftig ist (vgl. Kapitel 5.2.3 sowie die abschließende Diskussion zum Indikator in Kapitel 7.5.5.7).

#### 7.3.1.6.8 Ozonabbau

Der spezifische Beitrag der hier untersuchten Szenarien zu den bundesdeutschen  $\text{N}_2\text{O}$ -Gesamtemissionen ist mit rund 80 bis 180 Einwohnerwerten im Vergleich zu anderen Kategorien relativ gering; damit kommt dem Ozonabbau bei der umweltbezogenen Bewertung dieser Szenarien keine entscheidende Rolle zu. Dennoch soll nachfolgend kurz auf das Zustandekommen der Ergebnisse eingegangen werden: Die hier ausschließlich bei Verbrennungsprozessen entstehenden  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen werden als Indikatorwert für den stratosphärischen Abbau von Ozon direkt aus der Sachbilanz übernommen (vgl. Kapitel 5.2.2). Hauptemittenten sind dabei vor allem die Wärmebereitstellung sowie LKW-Transporte; in geringerem Umfang trägt hierzu auch die Strombereitstellung sowie der Hochofenprozess bei. Anders als beispielsweise bei den Stickoxid-Emissionen (vgl. 7.3.1.6.7) sind jedoch mit der Produktion von Primär-Polystyrol kaum  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen verbunden, so dass die Ergebnisse und damit die Reihenfolge der Szenarien über die Bedeutung der oben genannten Hauptemittenten bestimmt werden. Anders als bei den meisten sonstigen Kategorien schneidet Primär-Polystyrol dabei besser ab als die Sekundär-Polystyrol-Szenarien, wobei sich die Einsparungen auf bis zu 56,0 % belaufen. Auch hier haben die inputbezogenen Zuschläge wieder sehr großen Einfluss auf die Ergebnisse: Verglichen mit den Brutto-Ergebnissen steigen die Netto-Werte bei allen Recycling-Szenarien deutlich an, was besonders auf die alternative Bereitstellung der Mengen an Wärme, Strom und Reduktionspotential zurückzuführen ist, die aufgrund der Abfallverwertung im Produktsystem entgangen sind (vgl. Tabelle 7-3).

#### 7.3.1.6.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente

Primär- und Sekundär-Energieträger werden vor allem für die Bereitstellung von Strom und Wärme sowie für Transporte und auch als Rohstoffe für die Herstellung von Kunststoffen verwendet. Die Gewinnung und der Verbrauch dieser Energieträger trägt häufig in einem sehr bedeutenden Umfang zu den mit einem Produktsystemen verbundenen Umweltbelastungen bei. Deshalb geben Angaben zum insgesamt benötigten Kumulierten Energieaufwand (KEA gesamt) sowie von Teil-Indikatoren, die eine bestimmte Energierohstoff-Gruppe repräsentieren (KEA fossil, KEA nuklear, KEA solar), wichtige Hinweise bezüglich der umweltbezogenen Einschätzung von Produktsystemen. Über die Rohöläquivalente wird dann zusätzlich die Reichweite der fossilen Energieträger berücksichtigt.

Die Endenergiebereitstellung wird in erster Linie über repräsentative Strom- und Wärmemixe modelliert (vgl. Kapitel 6.6.2). Danach werden Strom und Wärme vor allem aus fossilen Energieträgern hergestellt; bei der Stromerzeugung spielt auch die Kernenergie noch eine relativ bedeutende Rolle, während die Wasserkraftnutzung und andere regenerative Energieträger 1997 nur einen geringen Anteil hatten. Folglich ist bei der Bewertung der (KEA-)Ergebnisse stets zu beachten, dass sich in diesen die Annahmen zu den Energieträger-Anteilen einschließlich der Wirkungsgrade der betrachteten Verfahren widerspiegeln.

KEA fossil

Aufgrund der Begrenztheit fossiler Ressourcen wird dem Verbrauch fossiler Energieträger (KEA fossil) eine wichtige Bedeutung bei der Auswertung (Rang C; vgl. Kapitel 4.4.3) zugeschrieben. Da der maximale Einwohnerwert mit 4.217 - und damit der spezifische Beitrag - für diese Kategorie relativ hoch liegt, ist der KEA fossil für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien wichtig.

Die Netto-Reihenfolge der Szenarien entspricht derjenigen beim Treibhauspotential (vgl. Kapitel 7.3.1.6.1). Anders als bei den eng mit dem KEA fossil zusammenhängenden Treibhausgas-Emissionen hat die Bereitstellung von Polystyrol hier jedoch einen deutlich höheren Anteil. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die bei der Polystyrol-Produktion benötigten und dann im Material enthaltenen fossilen Rohstoffe (Feedstock) erst bei der (thermischen oder rohstofflichen) Entsorgung in Kohlendioxid umgewandelt werden; folglich wird der dem Feedstock entsprechende Energiegehalt der Materialbereitstellungsphase angelastet, während die daraus resultierende Freisetzung von Kohlendioxid der Entsorgung zugeschlagen wird. So trägt die Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung brutto zwischen 1,0 und 24,3 % zum KEA fossil bei, netto zwischen 19,0 und 66,5 %; die Primär-Polystyrol-Bereitstellung hat am Gesamtergebnis einen noch höheren Anteil von 73,5 %. Die Unterschiede zwischen den Netto-Ergebnissen für die Sekundär-Polystyrol-Szenarien liegen bei fast 60 %; das Sekundär-Polystyrol-Szenario mit dem höchsten KEA fossil – Wert (Szenario 1: PS-Produktionsabfälle) erbringt gegenüber Primär-Polystyrol (Szenario 2) eine Reduzierung um 20,9 %. Da sich damit ähnliche Folgerungen ergeben wie beim Treibhauspotential wird dieser Punkt hier nicht mehr weiter thematisiert, sondern im Fazit zu diesem Vergleich (vgl. Kapitel 7.3.1.7) zusammenfassend behandelt. Hingewiesen werden soll dagegen noch auf das Zustandekommen der Zuschläge Input beim Szenario 3, die zu den im Vergleich zu den Brutto-Ergebnissen relativ hohen Netto-Ergebnissen führen: Verursacht wird dies dadurch, dass aufgrund der Verwertung der Polystyrol-Abfälle im EPS-Loose-fill-Packmittel-System alternativ Schweres Heizöl für den Einsatz im Hochofen benötigt wird (vgl. Kapitel 6.5.5) und dieses mit einem im Vergleich zu den Polystyrol-Abfällen relativ hohen KEA fossil – Wert eingerechnet wird.

KEA nuklear

Absolut liegt der KEA nuklear maximal bei rund 10 % der KEA fossil – Werte (vgl. Abbildung 7-4); da zudem der maximale Einwohnerwert nicht einmal die Hälfte des Wertes beim KEA fossil (vgl. Abbildung 7-3) erreicht, ist der KEA nuklear bei einer umweltbezogenen Bewertung der Szenarien dann, wenn wie hier die Risiken radioaktiver Kontaminationen der Umwelt nicht berücksichtigt werden, weit weniger relevant als der KEA fossil. Andererseits gibt es mehrere Wirkungskategorien, die deutlich geringere Einwohnerwerte aufweisen, so dass der KEA nuklear insgesamt bei der Auswertung dennoch zu berücksichtigen ist. Dazu kommt, dass dieser Indikator wichtige Informationen zu den untersuchten Produktsystemen liefert: Da der KEA nuklear direkt mit der Stromproduktion verbunden ist und mit einem feststehenden Anteil in den Strommix eingerechnet wird, geht aus den entsprechenden Ergebnissen auch hervor, welche Szenarien besonders stromintensiv sind. So zeigt sich deutlich, dass die Brutto-Anteile der Polystyrol-Bereitstellung bei den beiden Recycling-Szenarien mit Regranulierung (Szenario 3: 54,4 %; Szenario 4: 54,0 %) am höchsten sind, während dort, wo nur mit geringem Stromeinsatz herstellbares



Mahlgut verwendet wird, dieser Anteil jeweils nur 1,1 % erreicht (Szenario 1 und 5); Primär-Polystyrol (Szenario 2) belegt mit einem Brutto-Anteil von 37,6 % den Mittelplatz. Bestimmend für die Netto-Ergebnisse sind zwei Faktoren – die aufgrund der Verwertung der Polystyrol-Abfälle im Produktsystem notwendige Ersatzproduktion von Primär-Polystyrol und vor allem des nun nicht in Müllverbrennungsanlagen erzeugten Stroms (vgl. Tabelle 7-3): Demgemäß schneidet Szenario 3 (DSD-Abfälle) aufgrund der mit der alternativen Entsorgung verbundenen und nun entgangenen größten Mengen an elektrischer Energie am schlechtesten ab, gefolgt von Szenario 4 mit einem Abstand von 11,2 %. Nahezu gleichauf im Mittelfeld liegen Szenario 1 und Szenario 2 (Abstand zu Szenario 3: 34,2 % bzw. 31,1 %), während Szenario 5 (MC-/CD-Hüllen) mit einem Einsparpotential von 49,9 % gegenüber Szenario 3 noch einmal deutlich besser abschneidet.

Als wichtigster Faktor zur Reduzierung der KEA nuklear – Werte kristallisiert sich der Verzicht auf eine stromintensive Regranulierung bei der Produktion von Sekundär-Polystyrol heraus, die das Gesamtergebnis in den entsprechenden Szenarien zu rund 50 % dominiert. Weiterhin wirkt sich positiv aus, wenn auf Abfälle zurückgegriffen wird, die andernfalls relativ geringwertig entsorgt werden würden. Auch wenn der Einfluss der Allokationsmethode auf die Netto-Ergebnisse im Vergleich zu anderen Wirkungskategorien geringer ausfällt, modifiziert dieser Schritt die Abstände zwischen den Szenarien teilweise doch deutlich, so dass selbst an dieser Stelle die Ergebnisrelevanz der systembezogenen Allokationsmethode festzustellen ist.

#### KEA gesamt und Anteil der Feedstock-Energie

Die beiden Indikatoren (KEA fossil und KEA nuklear) repräsentieren bei den hier betrachteten Szenarien insgesamt über 99 % des kumulierten Energieaufwands (KEA gesamt), wobei der KEA fossil stets zu über 90 % beiträgt (vgl. Abbildung 7-4). Deshalb vernachlässigen wir bei dieser Betrachtung die geringen Anteile an Wasserkraft und sonstigen regenerativen Energieträgern und gehen davon aus, dass die Summe aus KEA fossil und KEA nuklear dem KEA gesamt entspricht. Da der KEA gesamt zudem für den Vergleich mit anderen Ökobilanzen von großem Interesse ist, dokumentieren wir diesen in der folgenden Tabelle 7-4 für verschiedene Bezugszustände (Netto-Ergebnisse für den kompletten Lebensweg; Brutto- und Netto-Ergebnisse für die PS-Produktion). Weiterhin wird die in den Abfällen sowie den Loose-fill-Packmitteln gespeicherte, sogenannte Feedstock-Energie ausgewiesen. Diese stellt eine wichtige Teilsumme des KEA fossil dar und wird je nach Entsorgungsverfahren gegebenenfalls energetisch genutzt oder ersetzt über eine Materialbereitstellung andere fossile Rohstoffe.

Der prozentuale Anteil des KEA nuklear am KEA gesamt ist am höchsten für die beiden Szenarien mit Regranulierung (Szenario 3 bzw. 4), was auf den damit verbundenen zusätzlichen Strombedarf zurückzuführen ist. Aufgrund der im Vergleich zur Wärmebereitstellung relativ niedrigen Wirkungsgrade bei der Stromerzeugung wirkt sich dieser zusätzliche Strombedarf auch über den KEA fossil deutlich auf den KEA gesamt der Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung aus und ist so entscheidend für die brutto-bezogene Differenzierung der Recycling-Szenarien. Bei den Netto-Ergebnissen wirken sich dagegen die Zuschläge Input, die sich aus dem inputbezogenen Äquivalenzsystem ergeben (vgl. Tabelle 7-3) und um ein mehrfaches über den Brutto-Aufwendungen für die Sekundär-Polystyrol-Herstellung liegen, wesentlich stärker auf die Ergebnisse aus. Aufgrund der Dominanz des KEA fossil entspricht die Reihenfolge der Szenarien den dortigen Ergebnissen.

Die *Feedstock-Energie* – d.h. der in den EPS-Loose-fill-Packmitteln enthaltene und über den Heizwert quantifizierte Energieinhalt – beträgt in allen Fällen 37,0 MJ/kg bzw. 14,8 GJ/100 m<sup>3</sup>. In allen Szenarien hat dieser in das Material fließende bzw. darin enthaltene Teil des KEA fossil einen wesentlichen und zum Teil sogar den entscheidenden Anteil am gesamten Netto-Verbrauch an fossilen Energieträgern (vgl. Tabelle 7-4).

Betrachtet man die Netto-Ergebnisse für das komplette Primär-Polystyrol-Szenario, so entspricht die im Material enthaltene Feedstock-Energie knapp einem Drittel des insgesamt benötigten KEA fossil; bei der Bereitstellung des Primär-Polystyrols selbst gelangen rund 45 % des dabei eingesetzten KEA fossil über die stoffliche Verwendung von Erdöl und Erdgas in das Material.

Anders als beim Primär-Polystyrol wird der im Sekundär-Polystyrol gespeicherte, ebenfalls aus den fossilen Rohstoffen Erdöl und Erdgas stammende Energieinhalt nicht explizit als KEA fossil erfasst: Dies liegt daran, dass diese Energiemenge in Form von Abfällen in das System gelangt und deshalb nicht direkt als KEA fossil – Wert bilanziert wird. Die diesen Abfällen zugeschriebenen KEA-Werte ergeben sich zum Einen indirekt aus dem Energieaufwand bei der Abfallaufbereitung (= brutto); zum Anderen werden zusätzlich Zuschläge und Abzüge aus dem inputbezogenen Äquivalenzsystem und aus dem Äquivalenzsystem zur Beseitigung der bei der Polystyrol-Abfall-Aufbereitung anfallenden Abfälle hinzugegerechnet (= netto). Setzt man nun den Energiegehalt des für die EPS-Loose-fill-Packmittel verwendeten, aus den Abfällen hergestellten Polystyrols bzw. der Packmittel selbst ins Verhältnis zu den Ergebnissen für den KEA gesamt, so lassen sich verschiedene Kennzahlen gewinnen: Es zeigt sich etwa, dass die im Material gespeicherte Feedstock-Energie bei den Recycling-Szenarien netto insgesamt einen Anteil von 41,0 % bis 95,3 % hat – und dieser damit im Vergleich zum Primär-Polystyrol wesentlich höher liegt. Dies ist ein Indiz dafür, dass bei den Recycling-Szenarien Energie insgesamt effizienter genutzt wird. Weiterhin errechnen sich beim Vergleich mit den Brutto-Aufwendungen für die Polystyrol-Bereitstellung stets hundert übersteigende Prozentwerte. Damit übersteigt die in Form von Polystyrol aus den Abfällen gewonnene, potentiell nutzbare Feedstock-Energie den kumulierten Energieaufwand, der direkt für die Aufbereitung erforderlich ist, deutlich. Werden die Netto-Werte für die Polystyrol-Bereitstellung zum Vergleich herangezogen und damit der ökobilanzbezogene Wert der Abfälle berücksichtigt, so relativiert sich dieses Bild: Dort, wo Polystyrol-Abfälle verwendet werden, die auch andernfalls hochwertig verwertet werden (Szenario 1 und 4), sinkt der Feedstock-Anteil auf immer noch deutlich über 50 % liegende 61,8 % bzw. 66,4 %; in den beiden anderen Recycling-Szenarien entspricht der Netto-Aufwand für die Polystyrol-Bereitstellung in etwa der Feedstock-Energie (Szenario 3) oder diese liegt deutlich darüber (Szenario 5: 501,5 %).

Tabelle 7-4: KEA fossil, KEA nuklear und KEA gesamt: Brutto- und Netto-Ergebnisse für die Polystyrol-Bereitstellung sowie Netto-Werte für die kompletten Szenarien

Szenario	KEA fossil [%]	KEA nuklear [%]	KEA gesamt* [GJ/100 m³]	KEA gesamt* [MJ/kg]	Anteil der Feedstock-Energie
1 Sekundär-Polystyrol (Mahlgut) aus PS-Produktionsabfällen (EPS-Vergleichsszenario)	95,4 <sup>A</sup>	4,6 <sup>A</sup>	36,3 <sup>A</sup> (0,13) <sup>B</sup> {23,5} <sup>C</sup>	90,3 <sup>A</sup> (0,3) <sup>B</sup> {59,9} <sup>C</sup>	41,0 % <sup>A</sup> (10,953 %) <sup>B</sup> {61,8 %} <sup>C</sup>
2 Primär-Polystyrol	96,2 <sup>A</sup>	3,8 <sup>A</sup>	45,3 <sup>A</sup> (32,7) <sup>B</sup> {32,7} <sup>C</sup>	113,3 <sup>A</sup> (83,3) <sup>B</sup> {83,3} <sup>C</sup>	32,6 % <sup>A</sup> (44,4 %) <sup>B</sup> {44,4 %} <sup>C</sup>
3 Sekundär- Polystyrol (Regranulat) aus DSD-Abfall	90,9 <sup>A</sup>	9,1 <sup>A</sup>	27,5 <sup>A</sup> (4,89) <sup>B</sup> {14,9} <sup>C</sup>	68,8 <sup>A</sup> (12,5) <sup>B</sup> {37,9} <sup>C</sup>	53,8 % <sup>A</sup> (296,7 %) <sup>B</sup> {97,6 %} <sup>C</sup>
4 Sekundär- Polystyrol (Regranulat) aus EPS-Verpackungen	93,6 <sup>A</sup>	6,4 <sup>A</sup>	34,5 <sup>A</sup> (4,99) <sup>B</sup> {21,9} <sup>C</sup>	86,3 <sup>A</sup> (12,7) <sup>B</sup> {55,7} <sup>C</sup>	42,9 % <sup>A</sup> (291,2 %) <sup>B</sup> {66,4 %} <sup>C</sup>
5 Sekundär- Polystyrol (Mahlgut) aus MC- und CD-Hüllen	96,2 <sup>A</sup>	3,8 <sup>A</sup>	15,5 <sup>A</sup> (0,47) <sup>B</sup> {2,90} <sup>C</sup>	38,8 <sup>A</sup> (1,2) <sup>B</sup> {7,4} <sup>C</sup>	95,3 % <sup>A</sup> (3.122 %) <sup>B</sup> {501,5 %} <sup>C</sup>

\* Die geringen Beiträge regenerativer Energieträger (< 1 % des KEA gesamt) werden vernachlässigt.

<sup>A</sup> Netto-Wert für das gesamte Szenario (100 m³ bzw. 400 kg EPS-Loose-fill-Packmittel)

<sup>B</sup> Brutto-Wert für die PS-Bereitstellung (392,4 kg Polystyrol)

<sup>C</sup> Netto-Wert für die PS-Bereitstellung (392,4 kg Polystyrol)

Damit lässt sich abschließend festhalten, dass der Einsatz von Sekundär-Polystyrol dazu führt, dass der Gesamtenergiebedarf (KEA gesamt) gegenüber dem Primär-Polystyrol-Szenario deutlich um 20,3 % bis 65,7 % gesenkt werden kann. Sehr positiv wirkt es sich aus, wenn Polystyrol-Abfälle verwendet werden, die andernfalls nur geringwertig verwertet werden würden, und wenn dabei auf eine Strom-intensive Regranulierung verzichtet wird. Weiterhin belegen die Ergebnisse, dass zum Einen der Energieinhalt, der in dem aus Abfällen hergestellten Sekundär-Polystyrol gespeichert ist, den Brutto-Energiebedarf der Abfall-Aufbereitung in allen Fällen deutlich übersteigt – und dass zum Anderen die systembezogene Allokationsmethodik, auf der die Berechnung der Netto-Ergebnisse beruht, entscheidend die Gesamtergebnisse beeinflusst. Weiterhin kann vorausgreifend auch bereits vermutet werden, dass eine hochwertige Verwertung dieses Energieinhaltes entweder in Form einer Materialweitergabe bei einer werkstofflichen Verwertung oder über eine rohstoffliche oder energetische Verwertung mit hohem Wirkungsgrad wesentlich zum Netto-Gesamtbedarf an KEA fossil beitragen wird.

### KEA solar

In den untersuchten Szenarien wird keine Biomasse genutzt. Deswegen liegt der KEA solar durchgehend für alle Szenarien bei Null (vgl. Kapitel 7.3.1.6.13).

### Rohöläquivalente

Über den Indikator Rohöläquivalente wird neben dem Energieinhalt der verbrauchten fossilen Energieträger, der bereits im KEA fossil abgebildet wird, auch deren Reichweite berücksichtigt. Damit sind diese Ergebnisse nur als Ergänzung zum sehr ähnlichen KEA

fossil zu sehen; Doppelwertungen beider Indikatoren sind zu vermeiden. Entsprechend der Begrenztheit werden bei den Rohöläquivalenten insbesondere der Verbrauch an Erdöl und Erdgas höher gewichtet (vgl. Kapitel 5.2.6). Erdöl wird in den betrachteten Szenarien vorrangig für die Erzeugung von Primär-Polystyrol, für Transporte sowie im Hochofen eingesetzt, Erdgas ebenfalls für die Primärmaterial-Produktion, aber auch für die Erzeugung von Endenergie, Braun- und Steinkohle für die Produktion von Strom und Wärme. Auch wenn sich aufgrund des Erdölbedarfs die Bedeutung der Feedstock-Energie und die der Transporte weiter erhöht, verändert dies am Ergebnisbild gegenüber dem KEA fossil kaum etwas; nur die Einwohnerwerte liegen aufgrund der relativ großen Bedeutung von Erdgas und Erdöl insbesondere für die Primär-Polystyrol-Produktion sowie für die inputbezogenen Äquivalenzsysteme (Ersatz von Primär-Polystyrol bei Szenario 1 und 2 bzw. von Schwerem Heizöl im Hochofen bei Szenario 3) bei diesen Szenarien um rund 20 % höher. Damit weisen die Ergebnisse darauf hin, dass die Produktion und Verwendung von Polystyrol derzeit noch ganz auf den fossilen Ressourcen Erdöl und Erdgas beruht, die gemessen an erd- und menschengeschichtlichen Zeiträumen nur noch für eine sehr begrenzte Zeit zur Verfügung stehen werden. Über diesen Punkt hinaus ergeben sich aus den Ergebnissen keine weiteren neuen Erkenntnisse, so dass hier nicht mehr weiter darauf eingegangen wird.

#### 7.3.1.6.10 Blei-Emissionen

Relativ ungewöhnlich erscheint auf den ersten Blick das Ergebnisbild für die Blei-Emissionen: Hierzu trägt bei, dass der absolute Netto-Anteil des Produktsystems ohne Polystyrol-Bereitstellung in allen Fällen sehr gering ist – und dass auch die Brutto-Ergebnisse für die Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung durchgehend sehr niedrig liegen. Aufgrund dieser nahe bei Null angesiedelten Werte wirken sich die Abzüge und Zuschläge Input sehr deutlich aus. Da die höchsten Werte mit der Bereitstellung von Primär-Polystyrol (Szenario 2) verbunden sind, zeigt sich dies besonders bei den Netto-Ergebnissen für diejenigen Szenarien, in denen andernfalls werkstofflich verwertete Polystyrol-Abfälle eingesetzt werden (Szenario 1 und 4; vgl. Kapitel 7.3.1.6.1). Bei den Szenarien 3 (DSD-Abfälle) und 5 (MC-/CD-Hüllen) ergeben sich dagegen höhere Abzüge Input, so dass das Netto-Gesamtergebnis auf unter Null sinkt. Diese (relativ geringen) Entlastungen bei den Blei-Emissionen sind üblicherweise mit der alternativen Entsorgung dieser Abfallfraktionen (Hochofen, Müllverbrennungsanlage) verbunden und werden durch die Verwertung im EPS-Loose-fill-Packmittel-System vermieden. Insgesamt haben die Ergebnisse zu den Blei-Emissionen aufgrund der geringen Einwohnerwerte von 53 bis minus 73 praktisch keinen Einfluss auf die umweltbezogene Bewertung der hier betrachteten Szenarien.

#### 7.3.1.6.11 Schwefeldioxid-Emissionen

Schwefeldioxid-Emissionen entstehen vor allem bei der Energieerzeugung; dabei dominiert eindeutig die über den bundesdeutschen Mix abgebildete Stromproduktion (vgl. Kapitel 6.6.2.2). Dies spiegelt sich auch in den Unterschieden zwischen den Recycling-Szenarien wider: In den beiden Szenarien, in denen mit geringem Strombedarf herstellbare Polystyrol-Mahlgüter eingesetzt werden (Szenario 1 und 5), hat die Polystyrol-Bereitstellung nur einen Brutto-Anteil von 1,5 bzw. 3,5 %. Wird dagegen über eine relativ Strom-intensive Extrusion hergestelltes Regranulat eingesetzt, so steigen diese Prozentsätze auf rund 52 %. Aus der Primär-Polystyrol-Bereitstellung resultieren sogar 80,8 % der für Szenario 2

errechneten Gesamtemissionen. Dies ist auch der Grund dafür, dass die Netto-Ergebnisse für die Szenarien 1 und 4 deutlich höher liegen (vgl. die Erläuterungen in Kapitel 7.3.1.6.1). Aufgrund des höheren Energieaufwandes bei der Regranulierung und der damit zusammenhängenden Schwefeldioxid-Emissionen schneidet anders als beim Treibhauspotential (vgl. Kapitel 7.3.1.6.1) Szenario 4 bei den Netto-Ergebnissen schlechter ab als Szenario 1. Der Netto-Vorteil einer Verwendung von Sekundär-Polystyrol anstelle von Primär-Polystyrol liegt bei 21,0 bis 73,0 Prozent. Auch hier schneidet damit das Primär-Polystyrol-Szenario am ungünstigsten, das mit einem geringem Stromverbrauch verbundene, auf anderweitig kaum verwertete Abfälle zurückgreifende Szenario 5 (MC-/CD-Hüllen) am besten ab.

#### 7.3.1.6.12 Fluorwasserstoff- und Ammoniak-Emissionen

Sowohl die Fluorwasserstoff- als auch die Ammoniak-Emissionen (51 - 105 bzw. 5 – 8 Einwohnerwerte) weisen nur geringe spezifische Beiträge auf und sind deswegen für die umweltbezogene Bewertung der hier verglichenen Szenarien nicht wesentlich. Da zudem die Herkunft und die Ergebnisbilder relativ ähnlich sind, wird nur kurz auf gemeinsame Besonderheiten hingewiesen: Beide Schadstoffe werden vor allem im Zusammenhang mit der Produktion elektrischer Energie emittiert; Ammoniak nachrangig auch noch bei Transporten (inklusive Vorketten). In beiden Fällen sind die Emissionen der Primär-Polystyrol-Bereitstellung relativ gering. Damit ähnelt das Ergebnisbild und dessen Zustandekommen mit geringfügigen Unterschieden demjenigen für den KEA nuklear (vgl. 7.3.1.6.9), so dass die dortigen Ausführungen auch hier weitgehend zutreffen. Interessant ist dabei, dass die beiden Regranulat-Szenarien jeweils eine Gruppe mit höheren Werten und größerem Anteil der Sekundär-Polystyrol-Bereitstellung bilden, während sich die drei restlichen Szenarien ebenfalls zu einer Gruppe mit niedrigeren Ergebnissen und Dominanz der restlichen Lebenswegabschnitte zusammenfassen lassen.

#### 7.3.1.6.13 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

Die absoluten Ergebnisse zeigen sehr deutlich, dass die bei der Bilanzierung erfassten AOX-Belastungen im Abwasser nahezu ausschließlich mit der Primär-Polystyrol-Bereitstellung zusammenhängen. Dieser Lebenswegabschnitt ist beim Primär-Polystyrol-Szenario (Szenario 2) für 95,6 % der AOX-Emissionen verantwortlich, was sich indirekt über die Zuschläge Input sehr deutlich auf die Szenarien auswirkt, bei denen auch andernfalls hochwertig genutzte Polystyrol-Abfälle verwendet werden (vgl. die Erläuterungen zur Rolle der inputbezogenen Äquivalenzsysteme im Zusammenhang mit dem Treibhauspotential in Kapitel 7.3.1.6.1). Aber auch wenn deswegen die Netto-Ergebnisse für die beiden besten Sekundär-Polystyrol-Szenarien (Szenario 3 und 5) bis zu 95,2 % unter denjenigen des Primär-Polystyrol-Szenarios (Szenario 2) sowie bis zu 93,2 % unter dem nächstfolgenden Recycling-Szenario (Szenario 1: Produktionsabfälle) liegen, wirkt sich dies aufgrund der sehr geringen Einwohnerwerte (1 - 12 Einwohnerwerte) praktisch nicht auf die umweltbezogene Bewertung der Szenarien aus.

#### 7.3.1.6.14 Kategorien ohne Beitrag – Naturraumbeanspruchung (Kategorie VI), KEA solar und Pflanzenschutzmittel

Da drei der bei der Auswertung ausgewiesenen Parameter über alle EPS-Szenarien hinweg *keine Belastungen bzw. spezifische Beiträge* ergeben, können diese hier relativ einfach gemeinsam behandelt werden: Es handelt sich hierbei um die *Naturraumbeanspruchung* bezogen auf die *Flächenkategorie VI* (konventionell landwirtschaftlich genutzte Fläche), den *KEA solar* (Heizwert der im System eingesetzten Biomasse) sowie den *Einsatz von Pflanzenschutzmitteln*. Die dafür errechneten Null-Ergebnisse spiegeln wider, dass EPS-Loose-fill-Packmittel im Gegensatz zu den Stärke-Varianten weder landwirtschaftlich genutzte Flächen beanspruchen noch in nachwachsender Biomasse gespeicherte Sonnenenergie nutzen oder Pflanzenschutzmittel (wie auch Mineraldünger) erfordern. Da es sich hier um typische Unterschiede gegenüber dem Einsatz nachwachsender Rohstoffe handelt, thematisieren wir diesen Punkt an dieser Stelle nicht mehr weiter, sondern gehen darauf ausführlich im zweiten Auswertungsschritt – dem Vergleich verschiedener EPS- und Stärke-Szenarien – ein (vgl. Kapitel 7.5).

#### 7.3.1.7 Fazit

Die in diesem Vergleich bilanzierten Szenarien zur Herkunft des für die Produktion der EPS-Loose-fill-Packmitteln verwendeten Polystyrols weisen erhebliche Unterschiede in den Ergebnissen auf. Dabei ergibt sich anhand der vier bedeutendsten und am besten für eine Differenzierung geeigneten Indikatoren (Treibhauspotential, Eutrophierungspotential terrestrisch, Versauerungspotential, KEA fossil) eine sehr eindeutige Reihenfolge der Szenarien, die auch durch die anderen Ergebnisse nicht in Frage gestellt wird: Am besten schneidet der Einsatz von Sekundär-Polystyrol (Mahlgut) aus MC-/CD-Hüllen (Szenario 5) ab, gefolgt von der aus Erkenntnisinteresse angenommenen, in der Praxis jedoch nicht relevanten Verwendung von PS-Regranulat, das aus DSD-Abfällen hergestellt worden ist (Szenario 3). Den dritten Platz belegt PS-Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen (Szenario 4), an vierter Stelle folgen die nach Angaben der Hersteller vor allem verwendeten Polystyrol-Produktionsabfälle (Szenario 1); die höchsten Umweltbelastungen sind mit der Verwendung von Primär-Polystyrol (Szenario 2) verbunden.

Weiterhin zeigt sich, dass die Bereitstellung von Polystyrol in vielen Kategorien die Ergebnisse maßgeblich beeinflusst und einen Anteil an den Netto-Ergebnissen von bis zu 80 Prozent und mehr hat. In den vier für die Differenzierung der Szenarien bedeutendsten Kategorien lassen sich beispielsweise durch die Verwendung von Sekundär-Polystyrol (Mahlgut) aus MC- und CD-Hüllen gegenüber dem Einsatz von Primär-Polystyrol die Umweltbelastungen um 50 – 67 % reduzieren, gegenüber der dominierenden Verwendung von Sekundär-Polystyrol (Mahlgut) aus Produktionsabfällen um 39 – 59 %.

Damit nehmen die Spitzenposition zwei Szenarien ein, in denen PS-Abfälle im EPS-Loose-fill-Packmittel-System hochwertig werkstofflich verwertet werden, welche andernfalls nur in sehr geringem Umfang verwertet bzw. nicht werkstofflich verwertet werden. Dies deutet bereits darauf hin, dass die systembezogene Allokationsmethode, mittels derer der ökobilanzbezogene Wert der im Produktsystem verwerteten PS-Abfälle abgeschätzt wird, entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse hat. Bei näherer Betrachtung der absoluten Ergebnisse (vgl. Kapitel 7.3.1.5 ff.) zeigt sich dann augenscheinlich, dass die Verrechnung inputbezogener Abzüge und Zuschläge sich wesentlich stärker auf die Netto-Ergeb-

nisse auswirkt als die unterschiedlichen Aufwendungen bei der Herstellung der Sekundär-Polystyrole. Deswegen wird der Einfluss der systembezogenen Allokation in einer Sensitivitätsanalyse weiter untersucht (vgl. Kapitel 7.6.1).

Der Einsatz von Sekundär-Polystyrol führt dazu, dass der Gesamtenergiebedarf (KEA gesamt) gegenüber dem Primär-Polystyrol-Szenario deutlich um rund 20 % bis 65 % gesenkt werden kann. Der Brutto-Aufwand ist für die Herstellung von Sekundär-Polystyrol in allen Fällen wesentlich geringer als für die Produktion von Primär-Polystyrol. Sehr positiv wirkt es sich aus, wenn Polystyrol-Abfälle verwendet werden, die andernfalls nur geringwertig verwertet werden würden, und wenn dabei direkt Mahlgut oder Unter- oder Überkorn aus der Produktion von Polystyrol-Kügelchen eingesetzt und so auf eine Strom-intensive Regranulierung verzichtet oder zumindest deren Strombedarf reduziert wird. Weiterhin belegen die Ergebnisse, dass der Energieinhalt, der in dem aus Abfällen hergestellten Sekundär-Polystyrol gespeichert ist, den Brutto-Energiebedarf der Abfall-Aufbereitung in allen Fällen deutlich übersteigt. Ferner wirkt sich die Verwendung von Sekundär-Polystyrol gerade bei den Szenarien, in denen andernfalls ein relativ großer Anteil der im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle deponiert würde, sehr positiv auf den Deponieflächenbedarf aus.

Andere Indikatoren zeigen sehr geringe Unterschiede zwischen den Szenarien und sind deswegen nicht für eine Differenzierung der Szenarien geeignet. Sie spielen jedoch gerade dann, wenn sie mit höheren spezifischen Beiträgen verbunden sind, eine wichtige Rolle bei der szenarienübergreifenden Beurteilung der Umweltrelevanz einer EPS-Loose-fill-Packmittel-Verwendung. Dies trifft insbesondere auf das Ozonbildungspotential sowie die Dieselpartikel-Emissionen zu. So ergibt sich der weitaus höchste Einwohnerwert von knapp 20.000 für das Ozonbildungspotential. Dieser außergewöhnlich hohe Wert ist vor allem auf die Emissionen von als Treibmittel eingesetztem Pentan und Butan zurückzuführen, die in allen Szenarien identisch sind. Dieses Ergebnis ist unabhängig davon, ob nun eine Mischung aus Pentan und Butan wie bei der Flo-Pak GmbH oder reines Pentan wie bei vielen anderen Produzenten verwendet wird.

Auch für die Dieselpartikel-Emissionen ergeben sich relativ hohe Einwohnerwerte von knapp 4.500, die sich zwischen den Szenarien kaum unterscheiden. Diese Emissionen sind vor allem auf LKW-Transporte zurückzuführen; die Polystyrol-Bereitstellung selbst hat daran nur einen relativ geringen Anteil.

Damit ergeben sich zwei Ansatzpunkte, die über alle Szenarien hinweg die Umweltauswirkungen einer EPS-Loose-fill-Packmittel-Verwendung erheblich reduzieren könnten: Die Verminderung der Treibmittel-Emissionen am Produktionsstandort bzw. die ersatzweise Verwendung weniger umweltrelevanter Treibgase sowie die Reduzierung der Dieselpartikel-Emissionen aus LKW-Transporten. Für beide Fälle gibt es inzwischen im Bereich der Abgasreinigung technische Lösungen, die teilweise bereits Eingang in die Praxis gefunden haben und deren weitere Verbreitung forciert werden sollte.

Parallel zur Berechnung des Ozonbildungspotentials (POCP) haben wir ein N-korrigiertes Ozonbildungspotential (NCPOCP) berechnet. Bei der Bearbeitung hat sich gezeigt, dass die NCPOCP-Berechnung bereits aufgrund deren Nichtlinearität verbesserungsbedürftig ist (vgl. Kapitel 5.2.3). Zudem ist zu fragen, ob es tatsächlich zielführend sein kann, neben dem terrestrischen Eutrophierungspotential und dem Versauerungspotential einen weiteren Indikator einzuführen, bei dem die Ergebnisse maßgeblich durch die Stickoxid-Emissionen

bestimmt werden. Neben Mehrfachzählungen der Stickoxide können gleichzeitig wichtige Informationen zum Beitrag der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe weniger offensichtlich werden. Hier besteht weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf.

Der spezifische Beitrag der EPS-Loose-fill-Packmittel zur Gesamtbelastung für die betrachteten Indikatoren in Deutschland ist mit einem Mittelwert von knapp 3.000 Einwohnerwerten und einem als Einzelwert herausragenden Maximalwert von unter 20.000 Einwohnerwerten eher gering. Dies liegt vor allem an den im Vergleich zur Gesamtheit der Materialströme relativ geringen Menge an Loose-fill-Packmitteln, die insgesamt in Deutschland verwendet werden. Die auf die Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel bezogen insgesamt jedoch relativ großen Optimierungsspielräume sollten soweit wie möglich auch genutzt werden.

Hinweisen möchten wir darauf, dass die betrachteten Polystyrol-Herkünfte, die bis auf die DSD-Variante auch in der Praxis anzutreffen sind, unter mehreren Gesichtspunkten Extreme abdecken und deshalb insgesamt davon ausgegangen werden kann, dass andere Sekundär-Polystyrole sich innerhalb des mit den Ergebnissen abgesteckten Raumes gut einordnen lassen. So weisen MC- und CD-Hüllen sowohl was den geringen Verwertungsanteil als auch die mit wenig Aufwand verbundene Aufbereitung angeht, sehr günstige Voraussetzungen auf. DSD-Abfälle sind zwar am aufbereitungsintensivsten, höherwertiger werden dagegen gebrauchte EPS-Verpackungen sowie vor allem PS-Produktionsabfälle verwertet. Werden also ebenfalls verwendete gebrauchte Duschkabinenwände, EPS-Deckenverkleidungen oder weitere Polystyrol-Abfallfraktionen betrachtet, so kann auf Basis der vorliegenden Ökobilanz relativ einfach über die Ermittlung des jeweiligen alternativen Entsorgungsmixes deren umweltbezogene Einstufung abgeschätzt werden.

Im zweiten Auswertungsschritt betrachten wir dann weiter vier der hier untersuchten fünf Möglichkeiten zur Bereitstellung von Polystyrol. Nicht weiter in Betracht ziehen wir die Verwendung von DSD-Abfällen als Materialquelle für Sekundär-Polystyrol, da diese Variante zum Einen in der Praxis nicht üblich ist – und sich zum Anderen gezeigt hat, dass die dafür errechneten Ergebnisse sich netto im Mittelfeld der Recycling-Szenarien bewegen und brutto auch nicht so sehr unterscheiden, dass deren weitere Betrachtung mit zusätzlichen Erkenntnissen verbunden wäre.

Damit kann zusammenfassend festgehalten werden: Die Verwendung von Sekundär-Polystyrol geht im Vergleich zur Verwendung von Primär-Polystyrol in allen betrachteten Fällen mit einer bedeutsamen Umweltentlastung einher. Dabei ist jedoch anzumerken, dass Sekundär- und Primär-Polystyrol keine rundum identischen Eigenschaften aufweisen, dass aber andererseits die Verwendung geeigneter Sekundär-Polystyrole in dem betrachteten Fall keine negativen Auswirkungen auf die Produktqualität hat. So kann mit großer Sicherheit behauptet werden, dass EPS-Loose-fill-Packmittel-Produzenten, die Sekundär-Polystyrol verwenden, damit einen Beitrag zur Reduzierung von Umweltbelastungen leisten. Es zeigt sich jedoch auch, dass die Netto-Unterschiede zwischen den betrachteten Sekundär-Polystyrol-Herkünften deutlich größer sind als diejenige zwischen Primär-Polystyrol und dem nächstfolgenden Sekundär-Polystyrol aus Produktionsabfällen. Weiterhin wird offenbar, dass pauschale Aussagen zur Umweltrelevanz von Sekundär-Polystyrol der Realität nur bedingt gerecht werden: Diese sollten immer mit Angaben zur alternativen Entsorgung der als Materialquelle dienenden Abfälle gekoppelt werden. Zudem ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten, dass sich der spezifische Entsorgungsmix, der sich im



Wert widerspiegelt, der den Polystyrol-Abfällen zugemessen wird, mit der Zeit verändern dürfte und damit auch die Ergebnisse. Die hier vorgelegten Ergebnisse sind folglich immer im Licht der im Bericht an anderer Stelle dokumentierten Annahmen zu verstehen.

Zu diesen Annahmen gehört insbesondere auch die Vorgehensweise zur Bestimmung des Wertes der im Produktsystem verwerteten Abfälle (systembezogene Allokation), der sich wesentlich stärker auf die Netto-Ergebnisse auswirkt als die Aufwendungen bei der Herstellung der Sekundär-Polystyrole. Bei der Ermittlung der oben beschriebenen Ergebnisse gingen wir davon aus, dass die im EPS-Produktsystem verwendeten Polystyrol-Abfälle alternativ so verwertet würden, wie dies im Durchschnitt in Deutschland für diese Abfallfraktion üblich ist. Dieser Fall wird jeweils in einem spezifischen Äquivalenzsystem nachgebildet und die darüber errechneten inputbezogenen Abzüge und Zuschläge mit den Brutto-Ergebnissen des Produktsystems zu Netto-Werten verrechnet. Dies führt dazu, dass zwei Szenarien, in denen PS-Abfälle im EPS-Loose-fill-Packmittel-System genutzt werden, die andernfalls nur in sehr geringem Umfang verwertet bzw. nicht werkstofflich verwertet würden, besonders gut abschneiden. Da in verwandten Ökobilanzen teilweise davon ausgegangen wird, dass die im Produktsystem verwendeten Kunststoffabfälle anderweitig ebenfalls verwertet würden, wird diese Annahme in einer zusätzlichen Sensitivitätsanalyse (vgl. Kapitel 7.6.1) modelliert.

### **7.3.2 Variationen in der Nutzung von EPS-Loose-fill-Packmitteln**

#### ***7.3.2.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen***

Mittels der Szenarien zur Nutzungsphase untersuchen wir vor allem, wie sich die im industriellen Bereich häufig zu beobachtende Wiederverwendung der Loose-fill-Packmittel auf die Ergebnisse auswirkt. Ausgehend vom EPS-Vergleichsszenario (vgl. Abbildung 3-2) variieren wir zum Einen die Häufigkeit der Wiederverwendung, zum Anderen fragen wir, wie sich die direkte Wiederverwendung von der Wiederverwendung über einen Wertstoffhof unterscheidet. Weiterhin prüfen wir über ein Szenario (Szenario 5), welchen Einfluss die in den anderen Szenarien verwendete Allokationsmethodik auf die Ergebnisse hat, indem wir keine Allokation gegenüber dem verpackten Transportgut durchführen, sondern davon ausgehen, dass nur Loose-fill-Packmittel transportiert werden (vgl. Kapitel 5.1.1.3).

Tabelle 7-5: Szenarien zur Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel

Szenario	1 (Vergleichs-szenario)	2	3	4	5
Herstellung	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen
Nutzung	Einmalige Nutzung	Betriebsinterne Wiederverwendung (zweimalige Nutzung)	Betriebsinterne Wiederverwendung (viermalige Nutzung)	Wiederverwendung über Wertstoffhof (viermalige Nutzung)	Einmalige Nutzung (ohne Allokation)
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

Eine Wiederverwendung verringert unmittelbar die für die Bereitstellung der funktionellen Einheit erforderliche Polystyrol-Menge (vgl. Tabelle 7-6) und damit auch die zu entsorgende Menge gebrauchter Loose-fill-Packmittel: Wird beispielsweise jeder Verpackungschip im Durchschnitt einmal wiederverwendet, so reduziert sich die benötigte Materialmenge auf die Hälfte. Entsprechend werden weniger von den als Materialquelle dienenden PS-Produktionsabfällen benötigt; der Gesamtaufwand für die Sekundär-Polystyrol-Produktion verringert sich somit ebenfalls. Dies hat zudem Auswirkungen auf das inputbezogene Äquivalenzsystem: Sowohl die Abzüge Input (die mit einer alternativen Entsorgung verbundenen Stoff- und Energieflüsse) als auch die Zuschläge Input (die durch eine anderweitige Bereitstellung der Zusatznutzen der alternativen Entsorgung verursachten Elementarflüsse) gehen zurück (vgl. Abbildung 3-2). Ebenso verringern sich die Zusatznutzen des Produktsystems, die vor allem aus der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel-Abfälle resultieren (vgl. Tabelle 7-6).

Tabelle 7-6: Eingesetzte PS-Menge, Zusatznutzen der Produktsysteme und im Produktsystem verwertete Abfallmenge je 100 m<sup>3</sup> genutzte EPS-Loose-fill-Packmittel (400 kg)

Szenario	Polystyrol-Menge [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Im System verwertete PS-Abfälle [kg]
1 Einmalige Nutzung (Vergleichsszenario)	392	325	1.319	399
2 Zweimalige Nutzung (betriebsintern)	196	162	660	200
3 Viermalige Nutzung (betriebsintern)	98	81	330	100
4 Viermalige Nutzung (Wertstoffhof)	98	81	330	100
5 Einmalige Nutzung (ohne Allokation)	392	325	1.319	399

### 7.3.2.2 Diskussion der Ergebnisse

In diesem nutzungsbezogenen Vergleich ergibt sich der für Ökobilanzierer relativ seltene und insgesamt die Auswertung wesentlich erleichternde Fall, dass die Ergebnisse sehr eindeutig und gleichgerichtet ausfallen. Deshalb verzichten wir hier auch auf die graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse und bilden nachfolgend nur die aggregierten Netto-Ergebnisse ab. Bei Interesse können die absoluten Werte jedoch über die im vorher-

gehenden Kapitel 7.3.1 dargestellten absoluten Ergebnisse für das EPS-Vergleichsszenario abgeschätzt werden.

Betrachtet man zuerst nur die Szenarien zur betriebsinternen Wiederverwendung (Szenarien 1, 2, 3), so zeigt sich eine eindeutige Abfolge: Mit jeder Wiederverwendungsschleife reduzieren sich in allen abgebildeten Kategorien, die einen Wert größer Null aufweisen, die Netto-Ergebnisse deutlich (vgl. Abbildung 7-5). So gehen die Netto-Werte bereits bei einer zweimaligen Nutzung auf die Hälfte zurück; werden die Loose-fill-Packmittel viermal genutzt, so reduzieren sich die erfassten potentiellen Umweltbelastungen auf ein Viertel.

Insgesamt und wie zu erwarten schneidet die direkte Wiederverwendung besser ab als die Wiederverwendung über einen Wertstoffhof (Szenario 4), da in diesem Fall zusätzliche Transporte erforderlich sind. Dennoch sind die Unterschiede selbst bei einer vierfachen Verwendung - und damit unter der Annahme, dass die Loose-fill-Packmittel dreimal über Wertstoffhöfe einem Wiedereinsatz zugeführt werden – insgesamt relativ gering. Die Einschaltung von Wertstoffhöfen führt in der überwiegenden Anzahl der Parameter zu Steigerungen um 0 bis 20 % gegenüber der direkten Wiederverwendung. Etwas darüber liegen die Zunahme beim Ozonabbaupotential (+ 75 %) sowie den Ammoniak-Emissionen (+ 35 %), die beide jedoch nur einen sehr geringen spezifischen Beitrag erbringen und damit für die Bewertung der Produktsysteme nachrangig sind. Die Erhöhung in diesen beiden Kategorien wird durch die zusätzlichen Transporte und die dafür notwendige Treibstoffbereitstellung verursacht, die auch verantwortlich für die am deutlichsten hervorstechenden Ergebnisse sind – das um 130 % höhere Krebsrisikopotential sowie die um 123 % erhöhten Emissionen an Dieselpartikeln. Dabei ist jedoch zu beachten, dass der spezifische Beitrag des Krebsrisikopotentials (45 Einwohnerwerte) um Größenordnungen unter dem der Dieselpartikel (2.323 Einwohnerwerte) liegt und folglich die Verschlechterung bei den Dieselpartikel-Emissionen gegenüber der direkten Mehrfachverwendung unter Umweltsichtspunkten wesentlich wichtiger ist.

Wird zum Vergleich jedoch die einmalige Verwendung (Szenario 1) herangezogen, so zeigt sich, dass die Wiederverwendung über Wertstoffhöfe (Szenario 4) in allen relevanten Parametern deutliche Vorteile aufweist und die Netto-Ergebnisse je nach Kategorie um mindestens 42 bis maximal 75 Prozent absenkt. Auch gegenüber der zweimaligen Verwendung mit direkter Wiederverwendung bietet diese insgesamt Vorteile: Nur in den beiden Kategorien Krebsrisikopotential und Dieselpartikel überschreiten die Emissionen im Szenario 4 diejenigen im Szenario 2 geringfügig (13 bzw. 16 Prozent), während in allen anderen Kategorien größere Reduzierungen um bis zu 50 % erreicht werden.

Weiterhin zeigt der Vergleich zwischen Szenario 1 und Szenario 5, dass die Allokationsmethodik, die wir dann anwenden, wenn die Loose-fill-Packmittel als Transportverpackung eingesetzt werden (vgl. Kapitel 5.1.1.3), die Ergebnisse zwar beeinflusst, sich insgesamt aber bei einer angenommenen Transportentfernung von 300 km zwischen dem Verpacker und dem Empfänger nicht entscheidend auf die Ergebnisse auswirkt: Die Netto-Ergebnisse für Szenario 5 überschreiten die für Szenario 1 errechneten Werte maximal um bis zu 9 %; die Unterschiede sind in transportbeeinflussten Kategorien am höchsten.

### 7.3.2.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

SZENARIEN	Eutrophierungspotential										Versauerungspotential										Krebsrisikopotential										Treibhauspotential										Ozonabbau (N <sub>2</sub> O)										Ozonbildungspotential										KEA fossil		KEA nuk		Rohdiäquivalente		Ozonbildungs-pot. (N-korr.)		Blei	Schwefeldioxid	Fluorwasserstoff	Ammoniak	Stickoxide	Pflanzenschutzmittel																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J

Abbildung 7-5: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Nutzungsvarianten (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel)

#### 7.3.2.4 Fazit

Die Wiederverwendung der Loose-fill-Packmittel ist eine sehr wirksame Maßnahme, um die mit dem Einsatz von EPS-Loose-fill-Packmitteln verbundenen Umweltbelastungen zu reduzieren. Am besten schneidet dabei die direkte Wiederverwendung ab; dies bedeutet, dass Empfänger von Gütern, die mit Loose-fill-Packmitteln verpackt sind, die so erhaltenen Verpackungschips wieder für den Versand eigener Produkte einsetzen. Aber auch die Wiederverwendung über Wertstoffhöfe, die zusätzliche Transporte erfordert, zeigt bei den von uns angenommen Entfernungen von jeweils 20 km zum und vom Wertstoffhof überaus deutliche Vorteile gegenüber einer einmaligen Nutzung der Loose-fill-Packmittel. Die Umweltentlastung ergibt sich vor allem aus Einsparungen beim Materialverbrauch und in der Loose-fill-Packmittel-Produktion sowie der Verringerung der zu entsorgenden Abfallmengen; dazu trägt aber auch bei, dass Loose-fill-Packmittel anders wie beispielsweise Mehrwegverpackungen im Getränkebereich ohne Reinigung und ohne bzw. mit nur relativ geringen Transportaufwendungen wiederverwendet werden können.

Mehrere Betriebsbesichtigungen bei produzierenden Unternehmen sowie die Untersuchung einer Vielzahl von am Bayerischen Institut für angewandte Umweltforschung und –technik – BifA GmbH eingetroffenen Sendungen haben gezeigt, dass die Wiederverwendung in der industriellen Praxis weit verbreitet ist. Auch unsere Gespräche mit Produzenten von Loose-fill-Packmittel haben dies bestätigt. So existierte noch vor wenigen Jahren in Süddeutschland ein regelrechter Second-Hand-Markt, der die umgesetzten Packmittel über Wertstoffhöfe generierte. Dagegen können wir die Wiederverwendung im privaten Bereich kaum beurteilen, nehmen aber an, dass diese in wesentlich geringerem Umfang betrieben wird.

Insgesamt haben wir jedoch den Eindruck gewonnen, dass die Wiederverwendung von EPS-Loose-fill-Packmitteln aufgrund der seit einigen Jahren möglichen Vermischung mit den auf den ersten Blick oft nur schwer zu unterscheidenden Stärke-Loose-fill-Packmitteln erheblich zurückgegangen ist; insbesondere die Wiederverwendung über Wertstoffhöfe wurde nahezu vollständig eingestellt. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die Stärke-Variante derzeit immer noch eine sehr eingeschränkte Feuchtebeständigkeit aufweist, beim Umschlag über Wertstoffhöfe eine trockene Lagerung jedoch nicht garantiert werden kann. Eine feuchtgewordene Mischung aus EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel ist dann kaum mehr zu verwenden. Zudem geht die Wiederverwendung auch aufgrund der geringeren Abriebfestigkeit von Stärke-Loose-fill-Packmitteln zurück: Haben Loose-fill-Packmittel-Anwender diesbezüglich eher hohe Anforderungen, so setzen sie auch intern keine Mischungen gebrauchter Packmittel mehr ein, sondern greifen auf Neuware zurück.

Die Ergebnisse zeigen damit auch deutlich, dass eine Veränderung im Gesamtsystem der Loose-fill-Packmittel-Nutzung – die Verwendung zweier Materialien mit unterschiedlichen Eigenschaften für die Herstellung sehr ähnlicher Produkte – erhebliche Rückwirkungen auf die Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der Verwendung von EPS-Loose-fill-Packmitteln hat. Einschränkend möchten wir jedoch hinzufügen, dass uns keine Untersuchungen vorliegen, die sich explizit mit der Wiederverwendung von Loose-fill-Packmitteln oder vergleichbaren Verpackungen befassen und wir uns deswegen bei dieser Aussage auf unsere eigenen Beobachtungen stützen. Auch wenn wir uns damit sehr sicher hinsichtlich der Tendenz sind, so könnte doch eine praxisnahe Untersuchung des Loose-fill-Pack-

mitteleinsatzes dazu beitragen, die Auswirkungen der Vermischung auch verlässlich zu quantifizieren.

Abschließend soll noch festgehalten werden, dass die Allokationsmethodik, die wir für diejenigen Transporte verwenden, bei denen mit Loose-fill-Packmittel verpackte Güter befördert werden, positiv beurteilt werden kann: Sie beeinflusst die Ergebnisse in eine unseres Ermessens sachgerechte Richtung – die transportierten Loose-fill-Packmittel werden im Vergleich zu den Transportgütern weniger belastet –, dominiert dabei jedoch die Ergebnisse nicht in einem unakzeptablen Ausmaß.

### **7.3.3 Variationen in der Entsorgung von EPS-Loose-fill-Packmitteln**

#### ***7.3.3.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen***

Über die nachfolgend miteinander verglichenen Entsorgungs-Szenarien soll einerseits die aktuelle Situation bei der Entsorgung von EPS-Loose-fill-Packmitteln, andererseits aber auch die Bandbreite möglicher alternativer Entsorgungswege abgebildet werden. Auf diesem Wege wird untersucht, inwieweit das Entsorgungsverfahren die umweltbezogene Bewertung des EPS-Loose-fill-Packmittel-Einsatzes beeinflusst und welche Verfahren unter Umweltgesichtspunkten zu bevorzugen sind. Dazu werden ausgehend vom EPS-Vergleichsszenario (vgl. Abbildung 3-2) mehrere Szenarien abgeleitet, die sich nur im Bereich der Entsorgung unterscheiden (vgl. Tabelle 7-7, Kapitel 3.4.3 und die Beschreibung der Entsorgungsprozesse in Kapitel 6.5): Jeweils in einem Szenario wird die Beseitigung der Loose-fill-Packmittel entsprechend des bundesdeutschen Beseitigungsmixes (Szenario 1 = EPS-Vergleichsszenario) bzw. in einer den Anlagendurchschnitt repräsentierenden Müllverbrennungsanlage (Szenario 2) abgebildet. Zusätzlich wird als energetische Verwertung die Entsorgung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage modelliert; für diese Verbrennungsanlage wird ein elektrischer Wirkungsgrad von 10 % und ein thermischer Wirkungsgrad von 55 % angenommen (Szenario 3). Bezüglich der rohstofflichen Verwertung gehen wir davon aus, dass die über das DSD erfassten EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfälle bei der Sortierung in die Mischkunststofffraktion gelangen, anschließend agglomeriert und dann als Reduktionsmittel im Hochofen eingesetzt werden (Szenario 4). Als werkstoffliche Verfahren werden der Wiedereinsatz regranulierter EPS-Loose-fill-Packmittelabfälle im Produktsystem (Quasi-Closed-loop-Recycling; Szenario 5) sowie die Produktion solcher Regranulate für den Markt (Open-loop-Recycling; Szenario 6) einbezogen.

Tabelle 7-7: Szenarien zur Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel

Szenario	1 (Vergleichs-szenario)	2	3	4	5	6
Herstellung	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen	Sekundär-Polystyrol aus PS-Produktionsabfällen
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung in Müllverbrennungsanlage	Separate Erfassung und energetische Verwertung in optimierter Müllverbrennungsanlage	Erfassung über DSD und rohstoffliche Verwertung im Hochofen	Wertstoffhof und werkstoffliches Recycling (Quasi-Closed-loop-Recycling)	Wertstoffhof und werkstoffliches Recycling (Open-loop-Recycling)

Da bei allen Szenarien davon ausgegangen wird, dass aus Produktionsabfällen hergestelltes Polystyrol-Regranulat verwendet wird, sind die inputbezogenen Zuschläge und Abzüge über nahezu alle der hier betrachteten Szenarien hinweg identisch. Auch die Menge der bei der Aufbereitung der Produktionsabfälle anfallenden Abfälle zur Beseitigung und die daraus gewonnenen Zusatznutzen (Strom- und Wärme) sind in diesen Fällen gleich. Nur Szenario 5 stellt eine Ausnahme dar: Beim Quasi-Closed-loop-Recycling wird davon ausgegangen, dass die gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmittel nach Regranulierung wieder als Rohstoff für die Herstellung neuer Loose-fill-Packmittel dienen. Damit wird nur die Polystyrol-Menge benötigt, die während des ganzen Lebensweges dem Kreislauf als Abfall zur Beseitigung entzogen wird (0,4 kg je 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel; vgl. Tabelle 7-8).

Dagegen beeinflusst die Art des Entsorgungsverfahrens in allen Szenarien maßgeblich die Art und den Umfang der durch das Produktsystem bereitgestellten Zusatznutzen (vgl. Tabelle 7-8). Bei der Berechnung der Szenarien zur werkstofflichen Verwertung wird dabei berücksichtigt, dass im Szenario 5 (Closed-loop-Recycling) das für die Loose-fill-Produktion verwendete Sekundär-Polystyrol aus Polystyrol-Produktionsabfällen ersetzt wird, im Fall des Szenarios 6 (Open-loop-Recycling) dagegen der durch Primär-Polystyrol dominierte bundesdeutsche Polystyrol-Marktmix (vgl. Kapitel 6.2.1.1).

Tabelle 7-8: Verwendete Polystyrol-Menge und Zusatznutzen (Elektrische und thermische Energie, Reduktionspotential, Sekundär-Polystyrol) in den entsorgungsbezogenen Szenarien je 100 m<sup>3</sup> EPS-Loose-fill-Packmittel

Szenario	Poly-styrol [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Reduktionspotential [MJ]	Sekundär-Polystyrol [kg]
1 Beseitigungsmix (Restmüll) (Vergleichsszenario)	392,4	325	1.319	0	0,0
2 Müllverbrennungsanlage (Restmüll)	392,4	1.145	4.654	0	0,0
3 Optimierte MVA (separate Erfassung)	392,4	1.485	8.162	0	0,0
4 Hochofen (Erfassung durch DSD)	392,4	55	223	8.247	0,0
5 Werkstoffliches Recycling (Closed-loop)	0,4	23	93	0	0,0
6 Werkstoffliches Recycling (Open-loop)	392,4	28	115	0	392,0

### ***7.3.3.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse***

Dieser Vergleich dient dazu, die Unterschiede zwischen verschiedenen Entsorgungsverfahren herauszuarbeiten. Dazu dient zum Einen die aggregierte Darstellung normierter Netto-Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-6 und Kapitel 7.2). Zum Anderen werden absolute Ergebnisse für mehrere Bezugszustände abgebildet (vgl. Abbildung 7-7 sowie die Erläuterungen in Kapitel 7.2), um auf diesem Weg die Wechselbeziehungen zwischen den direkt aus den untersuchten Produktsystemen resultierenden Brutto-Ergebnissen und den weiter verrechneten Netto-Ergebnissen transparent zu machen: Separat ausgewiesen werden die Brutto-Ergebnisse für die Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel (jeweils bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup>). Diese Ergebnisse werden mit den Netto-Ergebnissen für den restlichen Lebensweg (ohne die Entsorgungsphase) kombiniert, die bis auf Szenario 5 (Quasi-Closed-loop-Recycling) für alle betrachteten Szenarien identisch sind. Aus dem Verhältnis dieser beiden Balken kann abgelesen werden, wie groß der Anteil der Brutto-Aufwendungen bei der Entsorgung, d.h. ohne Verrechnung der Abzüge Output (vgl. Kapitel 5.1.2), im Vergleich zu den Beiträgen der anderen Lebenswegphasen ist. Die Summe beider Teilbalken wird im Folgenden vereinfachenderweise auch als Brutto-Ergebnis für das Szenario bezeichnet. Links neben diesem Doppelbalken wird jeweils als einzelner Balken das Netto-Ergebnis für das komplette Szenario dargestellt. In dieses Netto-Ergebnis sind dann auch alle Abzüge eingerechnet, die sich für die aus der Entsorgung stammenden Zusatznutzen (Strom, Wärme, Reduktionspotential, Sekundär-Polystyrol; vgl. Tabelle 7-8) mittels der Output-bezogenen Äquivalenzsysteme errechnen (vgl. Kapitel 5.1.2). Der Unterschied zum Staffalbalken rechts daneben und damit zum Brutto-Ergebnis für das Szenario zeigt, wie sich die Verrechnung der Abzüge Output aus der Entsorgung und damit die systembezogene Allokationsmethodik auf die Netto-Ergebnisse auswirkt.



### 7.3.3.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

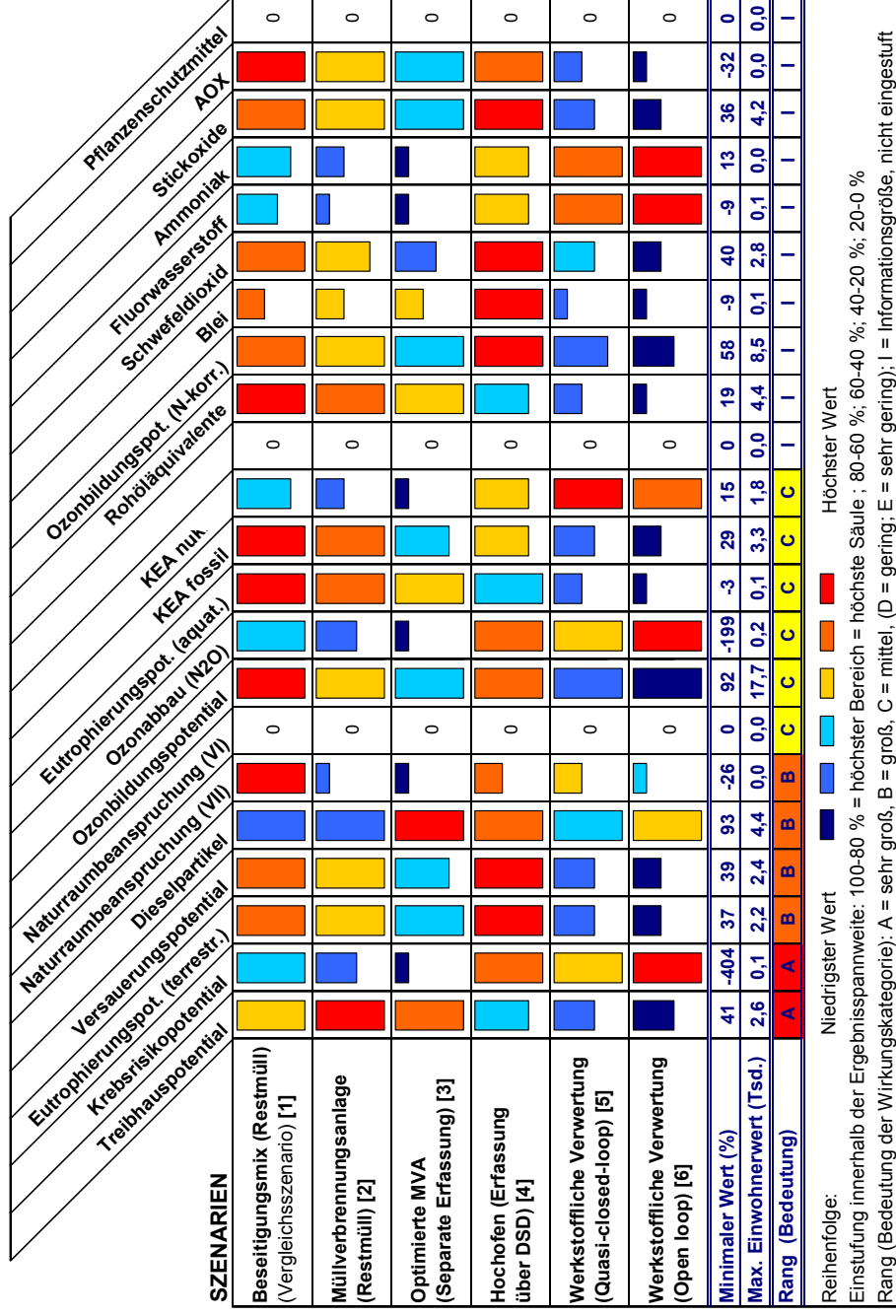


Abbildung 7-6: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³ Loose-fill-Packmittel)

#### 7.3.3.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien

##### 7.3.3.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte)

Die maximalen Netto-Einwohnerwerte umfassen bei diesem Vergleich den Bereich von Null bis maximal 17.696 beim Ozonbildungspotential (POCP) (vgl. Abbildung 7-7). Ebenso wie der Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte (2.491 Einwohnerwerte) und der Median (994 Einwohnerwerte) liegen diese Ergebnisse in einer ähnlichen Größenordnung wie bei den vorhergehenden Vergleichen zur Polystyrol-Bereitstellung (vgl. Kapitel 7.3.1) und zur Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel (vgl. Kapitel 7.3.2). Der niedrigste Wert errechnet sich mit –584 Einwohnerwerten für das mit Szenario 3 verbundene Krebsrisikopotential (vgl. Kapitel 7.3.3.6.2). Die spezifischen Beiträge in den einzelnen Kategorien – und damit die Bedeutung einzelner Kategorien für diesen Auswertungsschritt – unterscheiden sich jedoch deutlich (vgl. Abbildung 7-6). Auch innerhalb der einzelnen Kategorien gibt es zum Teil sehr große Schwankungsbreiten, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

##### 7.3.3.4.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren

Für die Auswertung besonders relevant sind diejenigen Indikatoren, für die sich ein relativ hoher Einwohnerwert errechnet. Zur Reduzierung der Komplexität der Ergebnisse nehmen wir wiederum an, dass diejenigen Indikatoren, die einen maximalen Einwohnerwert kleiner als 10 % des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte aufweisen, bei der Bestimmung der umweltbezogenen Szenarienrangfolge vernachlässigt werden können (vgl. Kapitel 7.3.1.4.2). Dies trifft bei diesem materialinternen Vergleich auf mehrere Indikatoren zu: Erfreulicherweise gehört dazu auch das Krebsrisikopotential (Rang A: Sehr große Bedeutung). Weiterhin unterschreiten die Ergebnisse für die Naturraumbeanspruchung - Flächen der Kategorie VII (Rang B: Große Bedeutung) und der Kategorie VI (Rang C: Mittlere Bedeutung) - diesen Wert sehr deutlich. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Anzahl der Einwohnerwerte direkt von der Bezugsgröße für deren Berechnung abhängt und dies gerade beim Deponieflächenbedarf (Flächenkategorie VII) deutliche Auswirkungen auf die Zahl der Einwohnerwerte hat (vgl. Kapitel 7.3.1.6.6); deshalb wird in der nachfolgenden Diskussion dieser Punkt weiter thematisiert. Von den mit mittlerer Bedeutung (Rang C) eingestuften Wirkungskategorien (vgl. Kapitel 4.4.3) bleiben zudem der Ozonabbau und das aquatische Eutrophierungspotential unter der 10 %-Marke. Dies gilt ebenfalls für die Informationsgrößen KEA solar, Blei-, Fluorwasserstoff- und AOX-Emissionen sowie den Pflanzenschutzmittel-Einsatz.

Die zusätzliche Annahme, dass ein Ergebnisunterschied von kleiner 10 % innerhalb einer Kategorie keine verlässliche Differenzierung zwischen den Szenarien erlaubt (vgl. Kapitel 7.3.1.4.2), reduziert weiter die Zahl der Indikatoren, die für die Festlegung der umweltbezogenen Rangfolge der Szenarien relevant sind: Danach liefern die Ergebnisse zu den Dieselpartikel-Emissionen (Rang B: Mittlere Bedeutung) und zum Ozonbildungspotential (Rang C: Mittlere Bedeutung) keine weiteren Informationen zur Rangbildung.

Entscheidend für die Festlegung der umweltbezogenen Reihenfolge der Szenarien sind folglich auch hier (vgl. Kapitel 7.3.1.4.2) die Ergebnisse für die Wirkungskategorien Treibhauspotential (Rang A: Sehr große Bedeutung), terrestrisches Eutrophierungspotential und

Versauerungspotential (beide Rang B: Große Bedeutung) sowie KEA fossil und KEA nuklear (beide Rang C: Mittlere Bedeutung). Die maximalen Einwohnerwerte und damit die spezifischen Beiträge bei diesen Indikatoren liegen alle in etwa der gleichen Größenordnung, so dass vor allem der Rang und damit die Bedeutung der einzelnen Indikatoren wichtig ist. Da in absoluten Werten (Verbrauch an Primärenergieträgern in Joule) der Anteil des KEA fossil deutlich über demjenigen des KEA nuklear liegt und damit die Gesamtsumme des kumulierten Energieverbrauchs bestimmt (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9), ist der KEA fossil bei der Bewertung der Szenarien wesentlich bedeutsamer.

Weitere Hinweise zur Rangfolge der Szenarien geben prinzipiell auch die bisher nicht ausgedachten Informationsgrößen Rohöläquivalente, Ozonbildungspotential (N-korrigiert) sowie Schwefeldioxid- und Stickoxid-Emissionen. Bei all diesen Informationsgrößen ist jedoch zu beachten, dass die den entsprechenden Ergebnissen zugrunde liegenden Sachbilanzdaten auch in die als am wichtigsten identifizierten Wirkungsindikatoren eingerechnet werden: So wird bei der Ermittlung der Rohöläquivalente auf die Daten zurückgegriffen, aus denen bereits der KEA fossil berechnet wird und Stickoxid- und Schwefel-Emissionen bilden den Hauptbeitrag zum Versauerungspotential. Die Stickoxid-Emission dominieren zudem die Ergebnisse für das terrestrische Eutrophierungspotential und sind außerdem verantwortlich für die Unterschiede zwischen den Szenarien beim N-korrigierten Ozonbildungspotential (NCPOCP). Damit ist der zusätzliche Erkenntnisbeitrag dieser Informationsgrößen zur Einstufung der Szenarien hier nahezu vernachlässigbar und wird deshalb nachfolgend nicht weiter thematisiert.

#### 7.3.3.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien

Ein Vergleich der Szenarien anhand der oben identifizierten fünf entscheidenden Indikatoren (Treibhauspotential, terrestrisches Eutrophierungspotential, Versauerungspotential, KEA fossil, KEA nuklear) legt es nahe, die Szenarien in zwei Gruppen zu unterteilen (vgl. Abbildung 7-6):

Zum Einen lassen sich zwei Szenarien (Szenario 5 und 6) abtrennen, die in den vier wichtigsten Kategorien jeweils deutlich den Platz mit den niedrigsten Umweltauswirkungen einnehmen. In diesen beiden Szenarien wird von einer *werkstofflichen Verwertung* einschließlich einer im Vergleich zu anderen beteiligten Prozessen relativ stromintensiven Regranulierung ausgegangen. Dies erklärt auch die höheren, auf den Stromverbrauch zurückzuführenden Werte beim KEA nuklear für diese beiden Szenarien, die jedoch insgesamt die Einstufung als umweltverträglichste Szenarien nicht in Frage stellen. In den vier wichtigsten Kategorien (ohne KEA nuklear) schneidet dabei die Open-loop-Variante (Szenario 6) sogar um rund 23,5 bis 38,8 % besser als Szenario 5 und damit insgesamt am besten ab. Das Umweltentlastungspotential gegenüber dem jeweils schlechtesten Szenario in diesen vier Kategorien bewegt sich in einer Größenordnung von 59,0 bis zu 70,9 % und ist damit unter Umweltgesichtspunkten auf jeden Fall bedeutungsvoll.

In diesem Zusammenhang drängt sich auch die nachfolgend behandelte Frage auf, wie das im Vergleich zum Quasi-Closed-loop-Recycling (Szenario 5) bessere Abschneiden des Open-loop-Recyclings (Szenario 6) zu erklären ist:

Beim Szenario 5 wird davon ausgegangen, dass aus den EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfällen innerhalb des Produktsystems ein Regranulat hergestellt und für die Produktion der Packmittel eingesetzt wird. Damit entfällt bis auf geringe Verlustmengen bei der Aufbe-

bereitung die Bereitstellung von Polystyrol (aus Produktionsabfällen). Da die reine Aufbereitung von Polystyrol-Abfällen im Vergleich zur Produktion von Primär-Polystyrol oder zum umweltbezogenen Wert alternativ hochwertig genutzter Polystyrol-Abfälle mit relativ geringen Umweltauswirkungen verbunden ist (vgl. Kapitel 7.3.1), wirkt sich hier vor allem der sehr geringe Polystyrol-Input positiv auf die Umweltrelevanz aus. Nun ist hierzu anzumerken, dass dieser in der Praxis eher seltene Fall vor allem aus methodischen Gründen einbezogen wurde (vgl. Kapitel 6.5.4): Auf diesem Wege kann ohne eine systembezogene Allokation näherungsweise quantifiziert werden, wie sich die werkstoffliche Verwertung der im Produktsystem anfallenden Polystyrol-Abfälle auf die Ergebnisse auswirkt. Implizit wird dabei der Input an Polystyrol-Abfällen genauso gewertet wie der Output; die Aufbereitung der im Produktsystem anfallenden Abfallmengen (100 m<sup>3</sup> gebrauchte EPS-Loose-fill-Packmittel) zu einem Regranulat wird innerhalb des Produktsystems entsprechend der Ausführungen in Kapitel 6.2.1.3.7 bilanziert (vgl. Tabelle 7-8).

Anders stellt sich die Situation beim Szenario 6 dar: Da ein Open-loop-Recycling (vgl. Kapitel 6.5.4) abgebildet wird – und es sich zudem beim Input um Polystyrol-Abfälle handelt –, ist sowohl dem Input als dem Output ein ökobilanzbezogener Wert zuzuweisen (vgl. Tabelle 7-8). Dazu dient die in Kapitel 5.1.2.9 beschriebene systembezogene Allokationsmethodik. Nun führt gerade die Umsetzung der von Loose-fill-Packmittel- und Kunststoffherstellern eingebrachten Anregung (vgl. Kapitel 3.4.2), aus Gründen der Praxisnähe beim EPS-Vergleichsszenario davon auszugehen, dass nicht Primär-Polystyrol, sondern Polystyrol-Produktionsabfälle für die Herstellung der Loose-fill-Packmittel verwendet werden, an dieser Stelle zu einem eher ungewöhnlichen Verhältnis zwischen Input und Output: Der Polystyrol-Input wird weniger hoch gewertet als der Output – d.h. die Produktion und Nutzung der Loose-fill-Packmittel ist quasi mit einem Upcycling verbunden. Dies ist nicht so zu verstehen, dass wir davon ausgehen, dass sich die Qualität des noch einmal verwendeten Polystyrols verbessern würde; unterschiedlich sind dagegen die Annahmen zur alternativen bzw. anschließenden Nutzung des Materials. Erklärbar ist dies über eine Betrachtung zur systembezogenen Allokationsmethodik: Der für den Abfallinput angesetzte Wert errechnet sich als Zuschläge Input und Abzüge Input über das inputbezogene Äquivalenzsystem (vgl. Kapitel 5.1.2.9.6), in dem repräsentativ die anderweitige Entsorgung der Produktionsabfälle abgebildet ist (vgl. Kapitel 6.2.1.3.5). Analog wird der Wert der vom Produktsystem als Zusatznutzen bereitgestellten Polystyrol-Regranulate über ein spezifisches outputseitiges Äquivalenzsystem, in dem die Polystyrol-Produktion gemäß des Marktmixes modelliert ist, als Abzüge Output quantifiziert (vgl. Kapitel 5.1.2.9.7). So werden einerseits Polystyrol-Abfälle im Produktsystem verwertet, die andernfalls zu 79 % werkstofflich verwertet werden würden, andererseits werden die im Produktsystem anfallenden Loose-fill-Packmittel-Abfälle sortenrein erfasst, dann regranuliert und gelangen auf diesem Wege nahezu vollständig in den Polystyrol-Markt (vgl. Kapitel 6.5.4). Damit wird der Abfall-Output des Produktsystems in größerem Umfang werkstofflich verwertet als der Input bei Nichtverwertung im Produktsystem. Dieser Umstand findet sich in der Modellierung und in den Ergebnissen wieder: Die Abzüge Output liegen über den miteinander verrechneten inputbezogenen Zuschlägen und Abzügen, was dazu führt, dass die Netto-Werte unter denjenigen von Szenario 5 liegen. Diese Reduzierung würde noch deutlicher ausfallen, wenn im Produktsystem Polystyrol-Abfälle verwertet würden, die andernfalls vor allem einer Beseitigung zugeführt werden (vgl. Kapitel 7.3.1). Andererseits würde beispielsweise die Annahme einer geringeren Verwertungsquote beim Output die Ergebnisse in die andere Richtung beeinflussen. Insgesamt kann jedoch angesichts der Eindeutigkeit der Ergebnisse

mit relativ großer Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel mit relevanten Umweltvorteilen gegenüber den anderen betrachteten Entsorgungsverfahren verbunden ist.

Die Reihenfolge der verbleibenden Szenarien ist dagegen weniger eindeutig (vgl. Abbildung 7-6). Deswegen sollen zuerst die drei *Szenarien* miteinander verglichen werden, in denen die *Müllverbrennung* eine Rolle spielt: Dabei schneidet überraschenderweise der bundesdeutsche Beseitigungsmix für Restmüll (Szenario 1; vgl. Kapitel 6.5.7.1) beim Beitrag zum *Treibhauspotential* und damit in der bedeutendsten Kategorie (Rang A) am besten ab. Der Netto-Vorteil gegenüber der Beseitigung in einer konventionellen Müllverbrennungsanlage (Szenario 2; vgl. Kapitel 6.5.7.2) liegt bei 19,5 %, gegenüber der energetischen Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3; vgl. Kapitel 6.5.6.2) bei nur noch 5,0 %. Dies lässt sich folgendermaßen erklären: Aufgrund des hohen Anteils, den die Deponierung am bundesdeutschen Beseitigungsmix für Restmüll hat (1997: 70 Gew.-%), wird in diesem Szenario der überwiegende Anteil der EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfälle deponiert. Da diese nicht biologisch abbaubar sind, wird der darin enthaltene Kohlenstoff auch langfristig gesehen nicht freigesetzt. Zum Treibhauspotential tragen damit nur diejenigen 30 Gew.-% der gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmittel bei, die über eine Müllverbrennungsanlage beseitigt werden. Dagegen wird bei den beiden reinen Verbrennungsszenarien jeweils die insgesamt in den EPS-Loose-fill-Packmitteln enthaltene Kohlenstoffmenge (nahezu) vollständig zu Kohlendioxid oxidiert und dann emittiert. Brutto ergibt sich für diese beiden bis auf die Entsorgung identischen Szenarien folglich nahezu die gleiche Emission an CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Bei einer Netto-Betrachtung verändert sich dies jedoch, da die Zusatznutzen und damit die Abzüge Output verschieden ausfallen (vgl. Tabelle 7-8): Wegen der niedrigeren Wirkungsgrade liegen die aus einer bestimmten Menge Packmittelabfälle in der konventionellen Müllverbrennungsanlage (Wirkungsgrade: Strom 7,7 %; Wärme 31,3 %) produzierten Endenergieträgermengen bei Strom um 23,0 %, bei Wärme um 43,1 % unter denjenigen der optimierten Müllverbrennungsanlage (Wirkungsgrade: Strom 10 %; Wärme 55 %). Entsprechend fallen die Abzüge Output im Szenario 2 geringer – und damit die Netto-Ergebnisse höher wie bei Szenario 3 aus.

Beim Vergleich mit Szenario 1 wirkt sich weiterhin aus, dass die Wirkungsgrade bei der konventionellen Strom- und Wärmeerzeugung (vgl. Kapitel 6.6.2) aufgrund verfahrenstechnischer und brennstoffspezifischer Besonderheiten noch einmal höher sind als bei der für die energetische Verwertung angenommenen optimierten Müllverbrennungsanlage. Zudem werden bei der Stromerzeugung nicht nur fossile Energieträger genutzt. Deshalb wird in den modellierten Müllverbrennungsanlagen, deren Hauptzweck ja vor allem in der umweltgerechten Behandlung von Abfällen liegt, mehr Kohlendioxid bei der Erzeugung der gleichen Strom- und Wärmemenge freigesetzt als bei der repräsentativen Strom- und Wärmebereitstellung, die in den energiebezogenen Äquivalenzsystemen modelliert wird, um darüber die Abzüge Output zu quantifizieren (vgl. Kapitel 5.1.2). Diese können deshalb trotz der im Vergleich zur Deponierung höheren energetischen Zusatznutzen den Mehrausstoß an Kohlendioxid bei einer vollständigen Verbrennung nicht ausgleichen.

Andererseits sind die relativen Unterschiede beim Treibhauspotential – insbesondere zwischen Szenario 1 und 3 – so gering, dass weitere Kategorien für die Festlegung der Reihenfolge wichtiger werden. Die Netto-Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-6) zeigen, dass im Vergleich zu Szenario 1 die Szenarien 2 und 3 Vorteile in allen anderen als entscheidend identifizierten Kategorien aufweisen – 3,5 bzw. 7,3 % beim terrestrischen Eutrophierungs-

potential, 16,2 bzw. 27,4 % beim Versauerungspotential, 15,7 bzw. 28,0 % beim KEA fossil und 54,1 bzw. 76,7 % beim KEA nuklear. Damit liegt Szenario 3 zwar beim Treibhauspotential knapp hinter Szenario 1; in allen anderen wichtigen Kategorien schneidet es jedoch zum Teil deutlich besser ab – und ist damit unter Umweltgesichtspunkten insgesamt dem Szenario 1 überlegen.

Interessanterweise lässt sich dagegen Szenario 2 nicht mehr so klar von Szenario 1 abgrenzen: Dieses geht zwar ebenfalls in allen hier betrachteten Kategorien mit einer Umweltentlastung gegenüber Szenario 1 einher, die relativen Unterschiede überschreiten jedoch nur beim weniger bedeutsamen KEA nuklear die andersgerichtete Differenz bei der wichtigsten Kategorie, dem Treibhauspotential. Auch wenn sich aufgrund der Anzahl der wichtigen Kategorien, in denen Szenario 2 vorne liegt, eine Richtung abzeichnet, so erlauben die bisher einbezogenen Ergebnisse keine ausreichend verlässliche Reihung dieser beiden Szenarien. Deshalb wird zusätzlich ein Aspekt thematisiert, der die Entwicklung der Abfallwirtschaft in den letzten Jahrzehnten ebenfalls sehr geprägt hat – der Bedarf an Deponieflächen. In welchem Umfang in einem Szenario Deponiefläche benötigt wird, zeigt der Wirkungsindikator Naturraumbeanspruchung in Flächenkategorie VII an (vgl. Kapitel 5.2.7). Diesbezüglich gibt es zwar sehr große relative Unterschiede zwischen den Szenarien, die spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte) liegen jedoch sehr nahe bei Null. Letzteres ist auf die Annahmen zur Berechnung der Einwohnerwerte, die sich auf die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland bezieht, zurückzuführen (vgl. Kapitel 4.4.2 und 7.3.1.6.6). Wird dagegen als Bezugsgröße die jährlich in Deutschland für die Deponierung von Restmüll verbrauchte Fläche eingesetzt, so liegt der maximale Einwohnerwert mit 2.405 in der gleichen Größenordnung wie bei den anderen zum Ranking herangezogenen Wirkungskategorien. Geht man so vor, dann entscheidet die nun zusätzlich zu berücksichtigende Naturraumbeanspruchung in Flächenkategorie VII aufgrund der gravierenden Unterschiede zwischen den Szenarien die Frage der Rangfolge eindeutig: Der höchste Deponieflächenbedarf und damit der oben genannte maximale Einwohnerwert ist mit dem bundesdeutschen Beseitigungsmix (Szenario 1) verbunden. Dagegen ergeben sich für Szenario 2 (und auch Szenario 3) negative Einwohnerwerte von rund –615 – und damit sogar eine beachtliche Entlastung in dieser Kategorie (vgl. auch Abbildung 7-7). Diese negativen Werte ergeben sich folgendermaßen: Zum Einen enthalten die EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfälle höchstens geringe Spuren nicht brennbarer Anteile, so dass nach einer Verbrennung kaum noch Abfälle zur Deponierung anfallen; zum Anderen führt auch die Verwendung von Sekundär-Polystyrol dazu, dass weniger Deponieflächen benötigt werden (vgl. Kapitel 7.3.1.6.6). Diese inputbezogene Entlastung wird als Abzüge Input in alle Netto-Ergebnisse eingerechnet; dieser Schritt ist verantwortlich dafür, dass sich bei denjenigen Szenarien, in denen nur wenig Deponiefläche für die Beseitigung der im Produktsystem anfallenden Abfälle benötigt wird, negative Netto-Werte ergeben.

Damit lässt sich für die Szenarien mit Einbezug einer Müllverbrennung folgende *umweltbezogene Rangfolge* aufstellen: Die optimierte Müllverbrennungsanlage (Szenario 3) und damit eine möglichst hochwertige energetische Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel nimmt unter Umweltgesichtspunkten den Spitzenplatz innerhalb dieses Trios ein. Aufgrund der niedrigeren Wirkungsgrade schneidet die EPS-Packmittel-Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage, die dem Durchschnitt der in Deutschland verfügbaren Anlagen entspricht (Szenario 2), etwas schlechter ab. Dennoch weist diese Entsorgungsvariante gegenüber dem bundesdeutschen Beseitigungsmix aus dem Jahre 1997 (Szena-

rio 1), der mit einem Deponierungsanteil von 70 Gew.-% leider auch heute noch sehr realitätsnahe ist, insgesamt Vorteile auf.

Die Netto-Ergebnisse für die *rohstoffliche Verwertung im Hochofen (Szenario 4)* bewegen sich in etwa dem Bereich, der von den Szenarien 1 bis 3 abgesteckt wird. Da Szenario 4 innerhalb dieser nun auf vier Szenarien erweiterten Gruppe je nach Kategorie unterschiedliche Ränge einnimmt (vgl. Abbildung 7-6), ist eine einfache Einstufung innerhalb der für die Szenarien 1 bis 3 gefundenen Reihenfolge nicht möglich. Andererseits zeigen die Ergebnisse aber sehr deutlich, dass dieses Szenario in den vier entscheidenden Kategorien wesentlich ungünstiger abschneidet als die Szenarien zur werkstofflichen Verwertung (Szenarien 5 und 6): Selbst das ungünstigere Closed-loop-Recycling (Szenario 5) liegt beim Treibhauspotential schon um 30,3 % unter Szenario 4, beim terrestrischen Eutrophierungspotential um 48,1 %, beim Versauerungspotential um 43,9 % und beim KEA fossil um 40,3 %. Einzig beim weniger bedeutsamen KEA nuklear liegt Szenario 4 aufgrund des geringeren Stromverbrauches um rund 26,4 % (Szenario 5) bzw. 25,3 % (Szenario 6) vorne; der Bedarf an Deponiefläche (Naturraumbeanspruchung in Flächenkategorie VII) steigt dagegen um 75 % bzw. um 208 %. Auch wenn die Annahmen für die werkstoffliche Verwertung zu positiv getroffen sein sollten, so zeigen die Ergebnisse doch deutlich, dass diese Reihenfolge – wenn überhaupt – erst bei größeren Veränderungen in Frage gestellt werden dürfte und deshalb als sehr stabil angesehen werden kann.

Nachdem die Rangfolge gegenüber den Szenarien zur werkstofflichen Verwertung geklärt ist, soll nun das Verhältnis zu den Szenarien 1 bis 3 betrachtet werden: Beim Treibhauspotential schneidet die rohstoffliche Verwertung (Szenario 4) gegenüber Szenario 1 (Beseitigungsmix) um 4,6 %, gegenüber Szenario 3 (Energetische Verwertung in optimierter MVA) um 9,4 % und gegenüber Szenario 2 (MVA) um 23,2 % besser ab. Dieser niedrigere Wert ist vor allem darauf zurückzuführen, dass das vom Produktsystem in Form von EPS-Loose-fill-Packmitteln bereitgestellte Reduktionspotential (vgl. Tabelle 7-8) direkt Schweres Heizöl im Hochofen ersetzt (vgl. Kapitel 6.5.5.2). Das Ersatzverhältnis ergibt sich über die Heizwerte. Da diese für Polystyrol und Schweres Heizöl sehr nahe beieinander liegen, entspricht die Masse des aus den EPS-Loose-fill-Packmitteln hergestellten Kunststoff-Agglomerats mit sehr geringen Abweichungen der Heizöl-Masse – und damit auch nahezu der gleichen Kohlenstoff-Menge, die in beiden Fällen vollständig als Kohlendioxid freigesetzt wird. Anders als bei der Erzeugung von Endenergieträgern, wo sich die Unterschiede bei den Wirkungsgraden auswirken, heben sich die Treibhausgas-Emissionen, die aus der Hochofen-Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel (Produktsystem) bzw. des Schweren Heizöls (Abzüge Output) resultieren, fast vollständig auf. Dadurch wird das Netto-Ergebnis für Szenario 4 weiter als in den anderen Szenarien abgesenkt.

Anders stellt sich dagegen die Sachlage beim terrestrischen Eutrophierungspotential und beim Versauerungspotential dar: In beiden Kategorien schneidet Szenario 4 am schlechtesten ab. Auch hier wird die Netto-Reihenfolge wieder maßgeblich durch die Verrechnung outputbezogener Abzüge bestimmt. Beide Kategorien hängen eng mit der Erzeugung von Strom und Wärme zusammen. In den anderen drei Szenarien stellt das Produktsystem diese Endenergieträger in weit größerem Ausmaß (vgl. Tabelle 7-8) bereit – und erhält dafür auch höhere Abzüge Output. Dies erklärt das schlechtere Abschneiden der rohstofflichen Verwertung an dieser Stelle. Dabei liegen die Netto-Ergebnisse für die Szenarien 1, 2 und 3

beim terrestrischen Eutrophierungspotential um 3,0 %, 6,4 % und 10,1 %, beim Versauerungspotential um 2,9 %, 18,6 % und 29,5 % unter den für Szenario 4 errechneten Werten.

Beim KEA fossil nimmt Szenario 4 den zweiten Platz der hier betrachteten vier Szenarien ein. Die Netto-Einsparung beläuft sich gegenüber Szenario 1 auf 20,3 % und gegenüber Szenario 2 auf nur 5,5 %, der Mehraufwand im Vergleich zu Szenario 3 auf 10,7 %. Da es sich nun um einen auf den Energieinhalt der eingesetzten Primärenergieträger bezogenen Vergleich handelt, wirken sich die für die optimierte Müllverbrennungsanlage angenommenen höheren Wirkungsgrade positiv aus. Neben diesem Effekt macht sich beim KEA nuklear auch bemerkbar, inwieweit die Produktsysteme aus der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel Strom als Zusatznutzen bereitstellen. Dementsprechend schneidet bei diesem weniger wichtigen Indikator Szenario 1 um 16,5 %, Szenario 2 um 61,6 % und Szenario 3 um 80,3 % besser ab als die rohstoffliche Verwertung (Szenario 4).

Wieder anders ergibt sich die Reihenfolge beim Verbrauch an Deponiefläche (Naturraumbeanspruchung in Flächenkategorie VII). Während die Szenarien 2 und 3 (s. oben) mit negativen Netto-Ergebnissen und damit insgesamt sogar mit einer Entlastung beim Deponieflächenverbrauch einhergehen, liegt der Netto-Wert für Szenario 4 aufgrund der relativ hohen, auf Sortierreste zurückführbaren Quote an Abfällen zur Beseitigung noch über Null und damit deutlich höher; gegenüber Szenario 1 ergibt sich so immerhin dennoch eine Reduzierung um knappe 80 %.

Nach dieser Darlegung der Sachlage anhand der Ergebnisse ist nun zu beantworten, wie Szenario 4 (Rohstoffliche Verwertung) unter Umweltgesichtspunkten einzuordnen ist. Am einfachsten ist dabei die Differenzierung gegenüber Szenario 1:

Die Nachteile beim terrestrischen Eutrophierungspotential und beim Versauerungspotential sind so gering, dass die Vorteile in den anderen Kategorien eindeutig überwiegen und damit in diesem Vergleich Szenario 1 (Beseitigungsmix) deutlich den Kürzeren zieht.

Relativ eindeutig stellt sich auch die Rangfolge gegenüber Szenario 3 (Optimierte MVA) dar: Bis auf einen knapp zehnpromtigen Vorteil beim Treibhauspotential weist Szenario 4 in allen anderen hier relevanten Kategorien (zum Teil erheblich) höhere Netto-Ergebnisse auf. Damit schneidet Szenario 3 insgesamt wesentlich besser ab.

Keine eindeutige Reihenfolge lässt sich dagegen zwischen Szenario 2 (MVA) und Szenario 4 festlegen: So fallen zwar die Nachteile beim terrestrischen Eutrophierungspotential und beim Versauerungspotential gegenüber dem Vergleich mit Szenario 2 etwas höher aus, andererseits schneidet Szenario 4 aber beim Treibhauspotential um über 20 % besser ab und liegt auch beim KEA fossil geringfügig vorne. Beim KEA nuklear und beim Deponieflächenbedarf (Naturraumbeanspruchung in Kategorie VII) führt dagegen wiederum Szenario 2.

Abschließend lässt sich damit ausgehend von den Netto-Ergebnissen folgende umweltbezogene Reihenfolge aufstellen: Am besten schneiden die beiden Varianten zur werkstofflichen Verwertung ab. Dabei liegt das Open-loop-Recycling-Szenario (Szenario 6) aufgrund des Fakts, dass auch zur Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel bereits Sekundärpolystyrol eingesetzt wird, sogar noch knapp vor dem Szenario zum Closed-loop-Recycling (Szenario 5). Mit relativ deutlichem Abstand folgt dann Szenario 3, in dem die hochwertige energetische Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel mittels einer optimierten Müllverbrennungsanlage abgebildet ist. Den nächsten Rang teilen sich die beiden Szenarien 4 (Rohstoffliche Verwertung im Hochofen) und 2 (Repräsentative Müllver-



brennungsanlage). Schlusslicht ist der bundesdeutsche Entsorgungsmix (Szenario 1), in dem anteilsbezogen die Deponierung noch deutlich über die Müllverbrennung dominiert.

### 7.3.3.5 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse

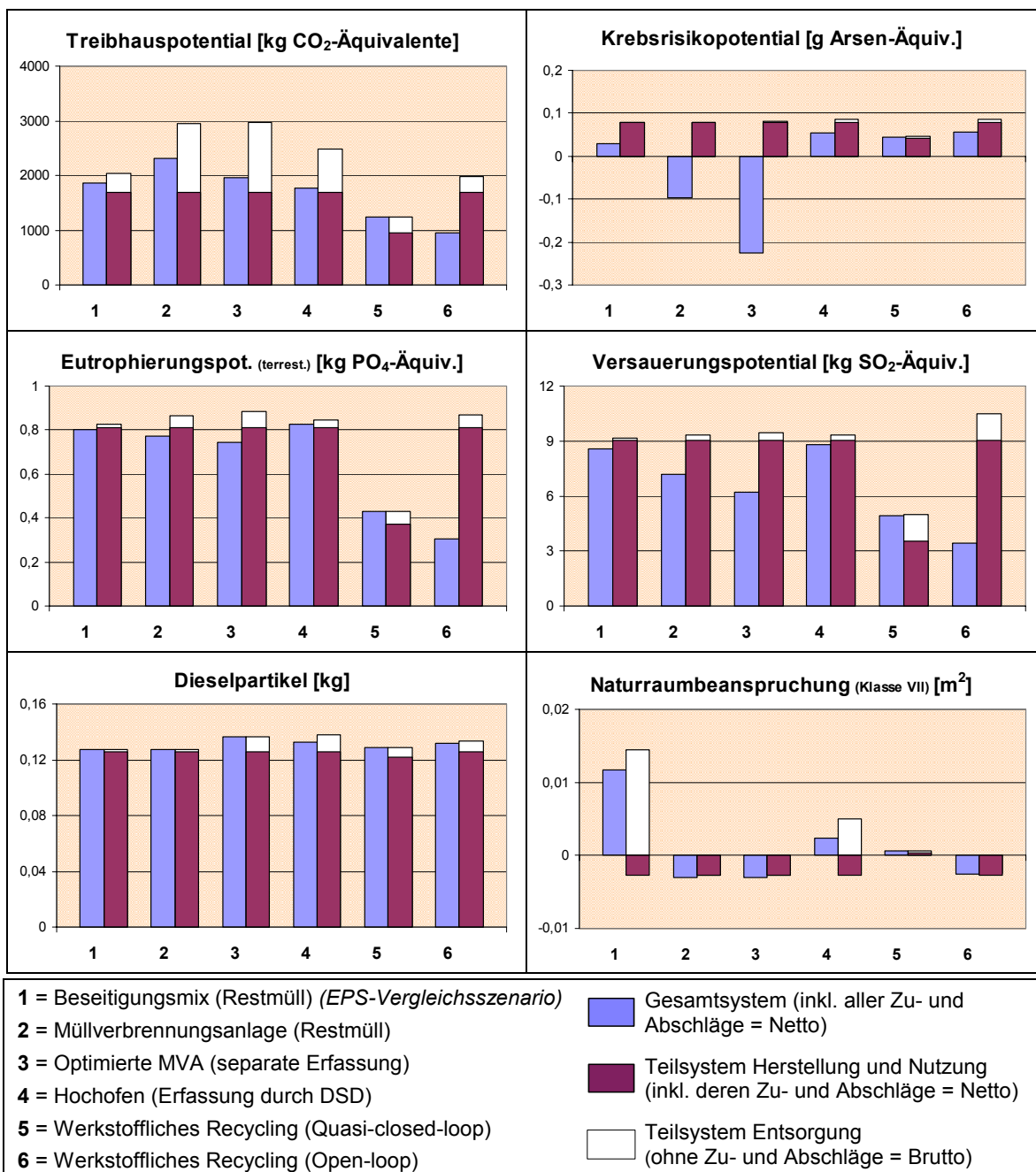


Abbildung 7-7: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> (Fortsetzung auf der nächsten Seite)

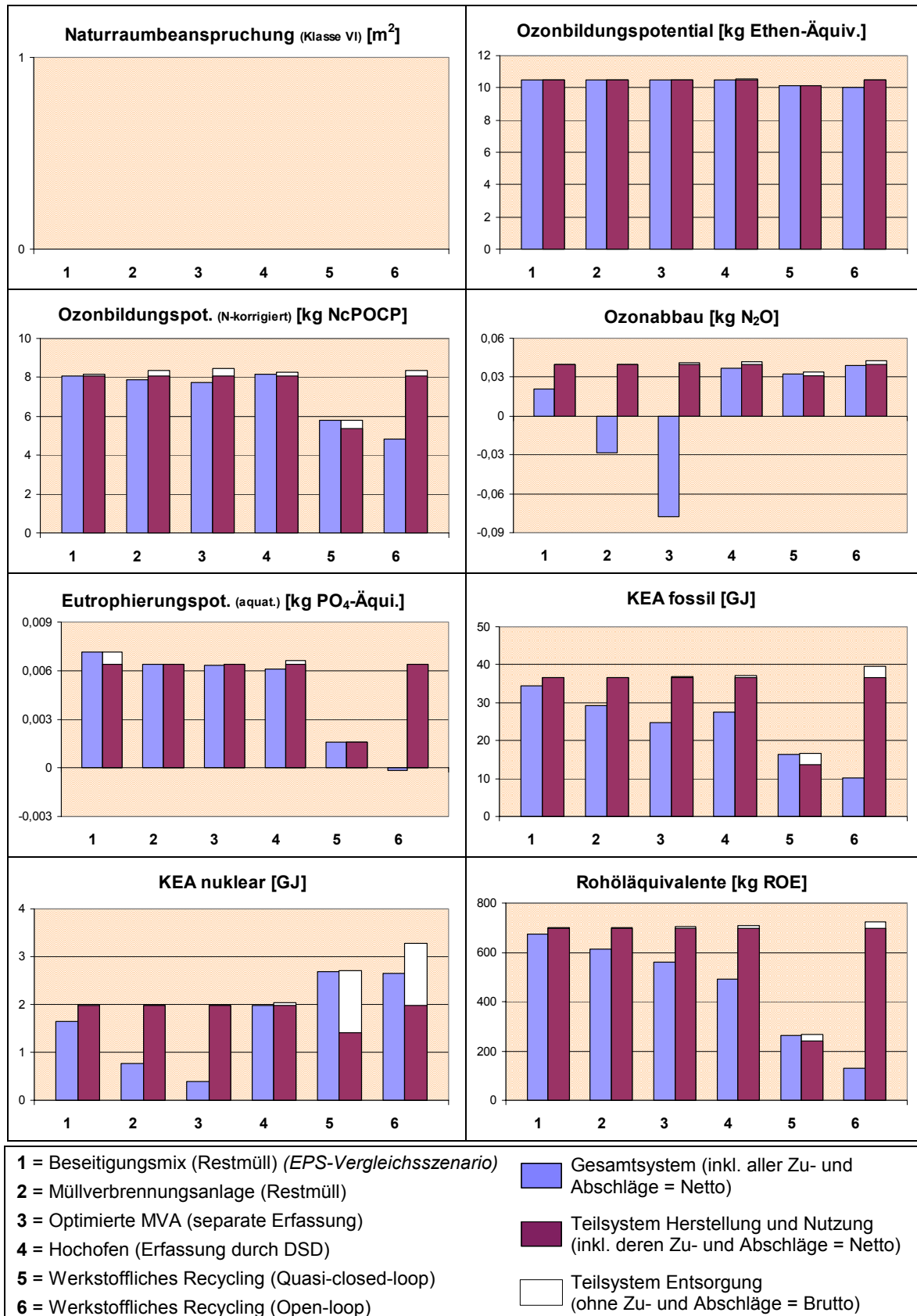


Abbildung 7-7: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup>  
(Fortsetzung auf der nächsten Seite)

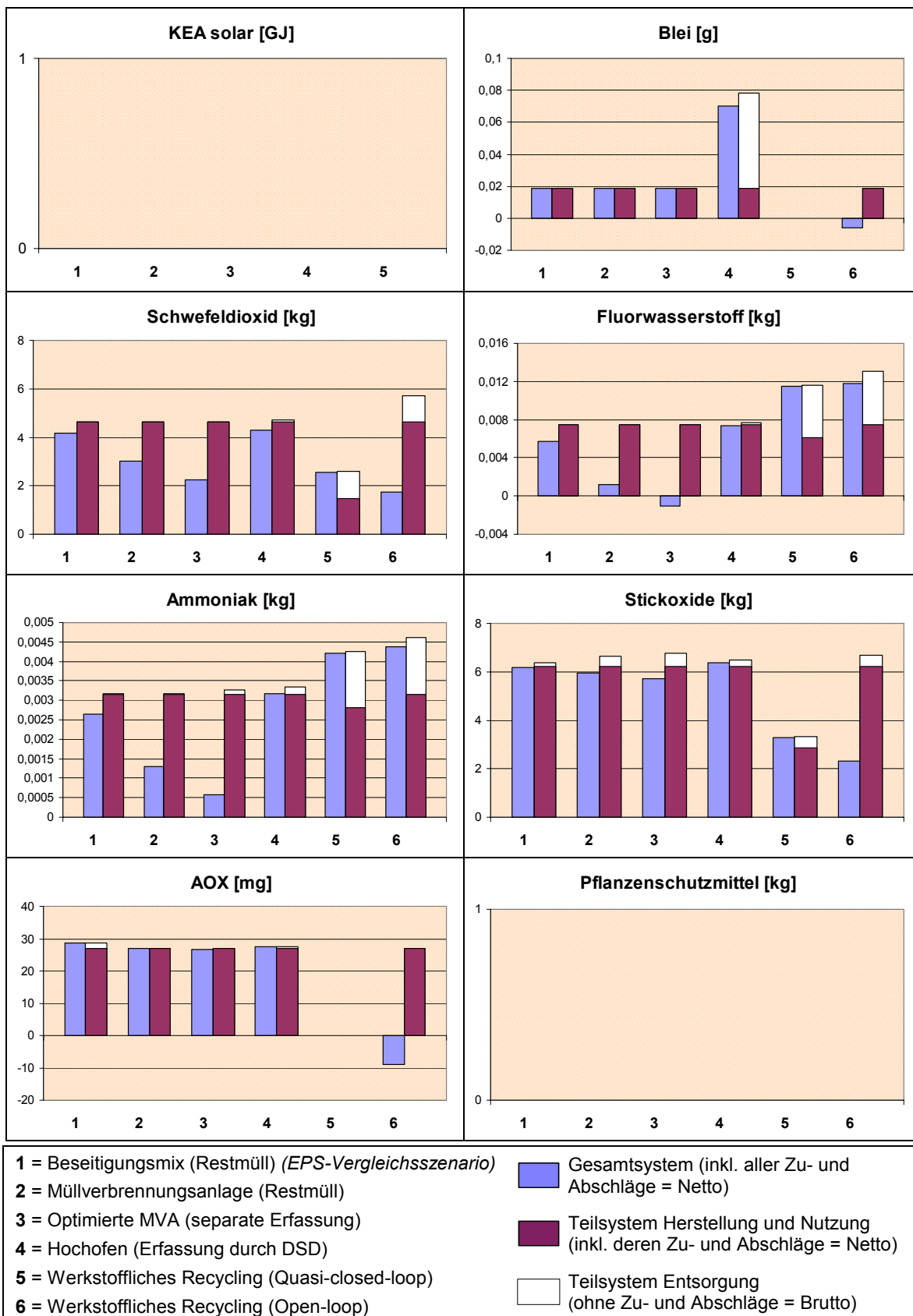


Abbildung 7-7: EPS-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup>

### 7.3.3.6 Diskussion der absoluten Ergebnisse

#### 7.3.3.6.1 Beitrag zum Treibhauspotential

Auch bei diesem Vergleich kommt dem Treibhauspotential sehr große Bedeutung zu - zum Einen aufgrund der weitreichenden globalen Auswirkungen (Rang A: sehr große Bedeutung; vgl. Kapitel 5.2.1), zum Anderen wegen eines spezifischen Netto-Beitrags (vgl. Kapitel 4.4.2) von maximal 2.634 Einwohnerwerten beim Szenario 2 (repräsentative Müllverbrennungsanlage), der in der gleichen Größenordnung wie der Mittelwert aller in der Auswertung betrachteten Indikatoren liegt. Zudem gibt es zwischen den Szenarien beträchtliche Unterschiede (vgl. Abbildung 7-6 und Abbildung 7-7) und damit auch umweltrelevante Handlungsspielräume. Dabei trifft hier ebenfalls zu, dass die Ergebnisse zum Treibhauspotential durch die Kohlendioxid-Emissionen zu rund 95 % dominiert werden (vgl. auch Kapitel 7.3.1.6.1).

Da das Abschneiden bezüglich des Treibhauspotentials bereits ausführlich in der Diskussion zur Rangfolge der Szenarien (vgl. Kapitel 7.3.3.4.3) erörtert wurde, wird hier nur noch kurz auf einige besondere Aspekte hingewiesen: Mit der Entsorgung sind im Vergleich zu anderen Kategorien und zu den Gesamtergebnissen relativ hohe Beiträge zu den Treibhausgas-Emissionen verbunden, die bei den Szenarien 1 bis 4 brutto zwischen 17,7 und 43,4 % vom Gesamtergebnis ausmachen. Dies ist auf das bei einer Verbrennung bzw. bei der rohstofflichen Verwertung aus den EPS-Loose-fill-Packmitteln entstehende Kohlendioxid zurückzuführen. Bei der werkstofflichen Verwertung (Szenarien 5 und 6) gibt es zwar keine Verbrennungsprozesse direkt im Zusammenhang mit diesem Entsorgungsweg; andererseits werden jedoch Wärme und vor allem für die Regranulierung Strom benötigt, deren Bereitstellung mit Treibhausgas-Emissionen verbunden ist (vgl. Kapitel 7.3.1.6.1). Der Anteil, der brutto auf die Entsorgung entfällt, liegt dann bei 24,6 % bzw. 15,5 %.

Aufgrund der Zusatznutzen der Produktsysteme, die vor allem bei der Entsorgung entstehen (vgl. Tabelle 7-8), sinkt der Netto-Beitrag der Entsorgung bei allen Szenarien außer dem auf einem anderen Ausgangsniveau befindlichen Szenario 5 deutlich ab: Der Anteil der Entsorgung an den Netto-Ergebnissen beträgt dann noch 27,3% für Szenario 2 (MVA), 14,3 % für Szenario 3 (Optimierte MVA), 9,7 % für Szenario 3 (Beseitigungsmix) und 5,4 % für Szenario 4 (Hochofen). Deutlich besser schneidet noch einmal Szenario 6 ab, bei dem die Abzüge Output erheblich über den Brutto-Aufwand der Entsorgung hinausgehen und die so insgesamt das Netto-Ergebnis auf knapp die Hälfte des Brutto-Gesamtergebnisses drücken.

Damit sind nicht so sehr die direkt im Zusammenhang mit der Entsorgung auftretenden Umweltauswirkungen für das Abschneiden der verschiedenen Szenarien ausschlaggebend als vielmehr die Zusatznutzen der Entsorgung und damit die dafür gegengerechneten Abzüge Output. Hierbei liegen die werkstofflichen Verwertungsverfahren vorne – gefolgt von der aus anderen Gründen nicht akzeptablen, jedoch im Fall der EPS-Loose-fill-Packmittel Treibhausgas-freien Deponierung, einer möglichst vollständigen rohstofflichen Verwertung und einer energetischen Verwertung mit hohem Wirkungsgrad (vgl. Kapitel 7.3.3.4.3 und 7.3.3.7).

#### 7.3.3.6.2 Krebsrisikopotential

Auch beim Krebsrisikopotential gilt, dass die Entsorgung im Vergleich zu den anderen Lebenswegabschnitten brutto nur sehr gering mit 0,7 % bis maximal 15,0 % (Szenario 5) zu den Ergebnissen beiträgt (vgl. Abbildung 7-7 sowie die ausführliche Diskussion zum Krebsrisikopotential in Kapitel 7.3.1.6.2). Werden die Zusatznutzen aus der Entsorgung berücksichtigt, so reduzieren sich darüber die bereits sehr niedrigen Werte weiter; der spezifische Beitrag liegt dann immer unter 145 Einwohnerwerten. Für die Szenarien 2 und 3, die die größten Strom- und Wärmemengen bereitstellen (vgl. Tabelle 7-8), ergeben sich netto gesehen trotz des Einbezugs des gesamten Lebensweges der EPS-Loose-fill-Packmittel sogar Entlastungen. Diese negativen Werte erreichen mit -584 Einwohnerwerten bei Szenario 3 eine Höhe von fast 25 % des Mittelwertes der maximalen Einwohnerwerte und sind deshalb aufgrund der sehr großen Bedeutung (Rang A) dieser Kategorie nicht unbedeutend. Zurückzuführen sind sie darauf, dass im Vergleich zur Energieerzeugung aus fossilen Rohstoffen an die Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen höhere Anforderungen gestellt werden. Damit bestätigt dieses Ergebnis die in Kapitel 7.3.3.4.3 gefundene Reihenfolge der Szenarien und weist noch einmal auf die Bedeutung eines hohen Wirkungsgrades bei der Müllverbrennung sowie einer anspruchsvollen Rauchgasreinigung bei der Energieerzeugung mittels Verbrennung hin.

#### 7.3.3.6.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch)

##### Terrestrisches Eutrophierungspotential

Die werkstofflichen Verwertungsverfahren (Szenario 5 und 6) schneiden beim terrestrischen Eutrophierungspotential im Vergleich zu den anderen Szenarien wesentlich besser ab (vgl. Kapitel 7.3.3.4.3). Auch hier spiegelt sich in den Ergebnissen (vgl. Abbildung 7-7) wider, dass in erster Linie die Polystyrol-Bereitstellung die Ergebnisse zum terrestrischen Eutrophierungspotential bestimmt (vgl. die ausführliche Diskussion in Kapitel 7.3.1.6.3): Die Brutto-Beiträge der Entsorgung sind sehr gering (2,3 % bis 13,7 %); Netto-Entlastungen ergeben sich in größerem Umfang nur für Szenario 6 (Reduzierung um 65,2 %), bei dem die sortenrein zu einem Polystyrol-Regranulat aufbereiteten EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfälle dann an anderer Stelle die Polystyrol-Produktion ersetzen (vgl. Kapitel 5.1.2.9.7). Wesentlich geringeren Einfluss haben die aus Verbrennungsprozessen – entweder direkt bei der Entsorgung oder indirekt bei der Energiebereitstellung – resultierenden Stickoxid-Emissionen, auf die die Brutto-Beiträge der Entsorgung und auch die geringfügigen Netto-Entlastungen um 3,0 % bis 15,7 % gegenüber dem kombinierten Brutto-/Netto-Ergebnis bei den Szenarien 1 bis 3 zurückgehen.

##### Aquatisches Eutrophierungspotential

Das Ergebnisbild zum aquatischen Eutrophierungspotential (vgl. auch die Ausführungen zum Indikator in Kapitel 7.3.1.6.3) deckt sich weitgehend mit demjenigen zum terrestrischen Eutrophierungspotential. Die Brutto-Beiträge fallen außer beim Szenario 1, wo sie aufgrund der Deponierung immer noch relativ niedrige 11,2 % erreichen, noch einmal geringer aus. Damit schneidet Szenario 1 netto etwas schlechter ab als die sehr nahe beieinander liegenden Szenarien 2 bis 4. Deutlich besser zeigen sich dagegen die werkstofflichen Verfahren (Szenario 5 und 6): Die geringere Nachfrage nach Polystyrol bzw. dessen Ersatz wirken sich hier noch einmal stärker aus, so dass sich netto für das Szenario 6 sogar

ein negativer Wert ergibt. Insgesamt spielen die Ergebnisse zum aquatischen Eutrophierungspotential aber aufgrund der sehr geringen spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte von 0 bis 14) keine Rolle bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien.

#### 7.3.3.6.4 Versauerungspotential

Die Ergebnisse zum Versauerungspotential zeigen die gleichen Tendenzen wie diejenigen zum terrestrischen Eutrophierungspotential. Während bei letzterem die Stickoxid-Emissionen die Ergebnisse nahezu vollständig bestimmen (vgl. Kapitel 7.3.1.6.3), wirken sich beim Versauerungspotential zusätzlich vor allem die Schwefeldioxid-Emissionen aus (vgl. Kapitel 7.3.1.6.4). Diese in erster Linie aus der Energiebereitstellung stammenden Emissionen modifizieren die Ergebnisse folgendermaßen: Die Brutto-Beiträge steigen aufgrund der relativ stromintensiven Regranulierung bei den Szenarien zur werkstofflichen Verwertung (Szenario 5 und 6) auf 29,1 % bzw. 13,8 % an; bei den anderen vier Szenarien liegen sie dagegen unter 4,4 %. In den Szenarien 2 und 3, in denen über die Entsorgung relativ große Mengen an Endenergieträgern (vgl. Tabelle 7-8) ersetzt werden, erhöhen sich die Abzüge Output, so dass insgesamt die Netto-Ergebnisse um 23,4 % bzw. 34,4 % und damit stärker reduziert werden. Die Reihenfolge der Szenarien bleibt jedoch identisch (vgl. hierzu Kapitel 7.3.3.4.3).

#### 7.3.3.6.5 Dieselpartikel-Emissionen

Die Dieselpartikel-Emissionen (Rang B: große Bedeutung) weisen mit maximal 4.417 Einwohnerwerten einen relativ hohen spezifischen Beitrag auf und haben deshalb für die Umweltrelevanz der Szenarien große Bedeutung. Zwischen den Szenarien gibt es jedoch wie auch beim Ozonbildungspotential (POCP; vgl. Kapitel 7.3.3.6.7) keine großen Unterschiede: Die Netto-Ergebnisse für die untersuchten Szenarien liegen maximal 8,9 Prozentpunkte auseinander. Dazu tragen insbesondere die mit 1,0 – 8,9 % relativ geringen Brutto-Anteile der Entsorgung an den gesamten Partikel-Emissionen bei. Zudem ergeben sich für diesen Indikator über die Zusatznutzen nur minimale Abzüge Output, so dass die Netto-Ergebnisse sehr ähnlich zu den Brutto-Ergebnissen ausfallen. Damit gilt analog zu den Ausführungen zur Polystyrol-Bereitstellung in Kapitel 7.3.1.6.5, dass es nur geringe Potentiale zur wünschenswerten Reduzierung der Dieselpartikel-Emissionen im Bereich der Entsorgung gibt; dennoch sollte angestrebt werden, auch hier über den Einsatz neuer Verfahren zur Minderung der Partikelemissionen (vgl. Kapitel 7.3.2.2) die Werte weiter zu senken.

#### 7.3.3.6.6 Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII – Deponiefläche)

Die Naturraumbeanspruchung in der Natürlichkeitsklasse VII entspricht dem Bedarf an Deponiefläche in den einzelnen Szenarien. Die absoluten Ergebnissen (vgl. Abbildung 7-7) zeigen auf den ersten Blick, dass wie zu erwarten der Entsorgung anders als bei den bisher betrachteten Indikatoren hier die wichtigste Rolle zukommt. Da dieser Indikator bereits im Zusammenhang mit der Bestimmung der Szenarienreihenfolge intensiv diskutiert wurde (vgl. Kapitel 7.3.3.4.3), gehen wir nachfolgend nur noch auf einige zusätzliche Aspekte ein.

Zuerst sollen die negativen Werte erklärt werden, die bei fünf von sechs Szenarien als Netto-Ergebnis für das Teil-Produktsystem ohne Entsorgung vorkommen: Für die Ver-

wertung von Polystyrol-Produktionsabfällen im Produktsystem und die damit einhergehende Schonung von Deponieflächen errechnen sich Abzüge Input, die im Vergleich zur im Teil-Produktsystem benötigten Deponiefläche so groß sind, dass sich insgesamt Werte unter Null ergeben (vgl. Kapitel 7.3.1.6.6). Dies ist nicht der Fall beim Szenario 5 (Quasi-Closed-loop-Recycling), bei dem nur sehr geringe Mengen an Polystyrol-Abfällen im Produktsystem verwertet werden.

Die Abzüge Output sind insgesamt sehr gering, so dass sich die Netto-Werte praktisch direkt aus der Verrechnung der Brutto-Werte für die Entsorgung mit den Netto-Ergebnissen für das Teilsystem ohne Entsorgung ableiten. Hierbei ragt eindeutig Szenario 1 (Beseitigungsmix) heraus, bei dem 70 % der Abfälle deponiert werden, und das deswegen einen im Vergleich zu den anderen Szenarien deutlich höheren Deponieflächenbedarf hat. In den Szenarien 2 und 3 führt die vollständige Verbrennung der Packmittelabfälle dazu, dass kaum mehr Deponiefläche benötigt wird. Dies trifft prinzipiell auch auf die rohstoffliche Verwertung zu; diesbezüglich wird jedoch davon ausgegangen, dass sich die über das DSD erfassten EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfälle gemäß der Gesamtheit der DSD-Abfälle in die Fraktionen Mischkunststoffe (Verwertung) und Sortierreste (Beseitigung) aufteilen. Da auch bei der Agglomeration noch Beseitigungsabfälle anfallen, gelangt nach diesen Annahmen rund ein Drittel der zu entsorgenden Packmittel in den deponielastigen Beseitigungsmix (vgl. Kapitel 6.5.5.2). Letzteres erklärt den zweithöchsten Wert für das Szenario zur rohstofflichen Verwertung (Szenario 4), der direkt von der Menge der bei der Sortierung und Agglomeration anfallenden Abfälle sowie von dem dafür angenommenen Beseitigungsverfahren abhängt. Nur sehr geringe Abweichungen gegenüber dem Brutto-Ergebnis ergeben sich dagegen für die beiden Szenarien zur werkstofflichen Verwertung (Szenario 5 und Szenario 6).

#### 7.3.3.6.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen

Auch bei diesem Vergleich von EPS-Loose-fill-Packmitteln errechnen sich die weitaus höchsten spezifischen Beiträge für die Wirkungskategorie Ozonbildungspotential (POCP), was noch einmal auf die große Bedeutung dieser Wirkungskategorie bei der Beurteilung der Umweltrelevanz der EPS-Szenarien hinweist. Da diese Werte zwischen den Szenarien nur um wenige Prozentpunkte schwanken, können anhand dieser Kategorie die Entsorgungsszenarien nicht voneinander abgegrenzt werden. Dies deckt sich mit dem Befund beim Vergleich zur Polystyrol-Bereitstellung (vgl. Kapitel 7.3.1.6.7), wo ausführlich auf diese Kategorie sowie die Beziehungen zum N-korrigierten Ozonbildungspotential und zu den Stickoxid-Emissionen eingegangen wird.

Der Brutto-Beitrag der Entsorgung zum Ozonbildungspotential liegt in allen Szenarien unter einem Prozent; netto wirkt sich nur beim Szenario 6 geringfügig aus, dass VOC-Emissionen aus der Produktion von Primär-Polystyrol als Abzüge Output für die Bereitstellung von Sekundär-Polystyrol gutgeschrieben werden.

Auch beim N-korrigierten Ozonbildungspotential sowie bei den Stickoxid-Emissionen hat die Entsorgung nur einen geringen Brutto-Anteil an den Ergebnissen (maximal 7,2 % bzw. 13,6 %). In beiden Fällen ergeben sich größere Reduzierungen der Netto-Ergebnisse über die Abzüge Output nur für das Szenario 6 (Open-loop-Recycling). Zudem wirkt sich bei den Stickoxid-Emissionen aus, welche Mengen an Endenergieträgern das Produktsystem als Zusatznutzen bereitstellt (vgl. auch die Ausführungen zum Eutrophierungspotential in

Kapitel 7.3.3.6.3): Hier schneiden die Szenarien 2 und 3 am besten ab, was dazu führt, dass die Abzüge Output am höchsten und die Netto-Ergebnisse gegenüber Szenario 1 und 4 etwas günstiger ausfallen. Dies beeinflusst die gleichgerichteten, jedoch insgesamt geringere relative Unterschiede aufweisenden Netto-Ergebnisse für das N-korrigierte Ozonbildungspotential, dass sich damit wieder zwischen den Ergebnissen für das Ozonbildungspotential und die Stickoxid-Emissionen bewegt.

Abschließend kann folgendes Ergebnis festgehalten werden: Der wesentliche Ansatzpunkt für die Reduzierung des Ozonbildungspotentials liegt nicht direkt im Bereich der Entsorgung. Nichtsdestotrotz dürfte die Reduzierung der Stickoxid-Emissionen mittels einer werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel bereits zu einer beachtlichen Absenkung des tatsächlichen Ozonbildungspotentials führen. Der wichtigste Ansatzpunkt liegt jedoch eindeutig in der Reduzierung der Treibmittel-Emissionen bei der EPS-Loose-fill-Packmittel-Herstellung (vgl. Kapitel 7.3.1.6.7).

Zudem lässt sich hier wiederum feststellen, dass die isolierte Verwendung des N-korrigierten Ozonbildungspotential gegenüber der kombinierten Betrachtung von Ozonbildungspotential und Stickoxid-Emissionen kaum Vorteile aufweist (vgl. zum Indikator selbst die abschließende Diskussion in Kapitel 7.5.5.7): Nach den Ergebnissen zum N-korrigierten Ozonbildungspotential drängt es sich auf, die hier bereits des öfteren unterschiedenen Szenariengruppen 1 bis 4 und 5 mit 6 zu differenzieren. Dabei geht leicht unter, dass in allen Szenarien nahezu gleich hohe Emissionen an leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen – hier vor allem Treibmittel-Emissionen aus der EPS-Loose-fill-Packmittel-Produktion – das Ozonbildungspotential bestimmen. Andererseits könnte auch verborgen bleiben, dass die bereits in anderen Kategorien ausschlaggebenden Stickoxid-Emissionen auf ganz andere Prozesse zurückzuführen und damit auch über andere Mechanismen zu reduzieren sind. Damit werden die Ansatzpunkte für Optimierungen unklarer. Auch wenn die relativen Abstände gleich bleiben, so gilt nämlich, dass eine technisch relativ einfach machbare Reduzierung der Treibmittel-Emissionen auf nahe Null bereits dazu führen würde, dass die spezifischen Beiträge für das N-korrigierte Ozonbildungspotential auf kaum nennenswerte Beträge absinken.

#### 7.3.3.6.8 Ozonabbau ( $\text{N}_2\text{O}$ )

Der direkte Brutto-Beitrag der Entsorgung zu den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen ist bei allen Szenarien relativ gering (< 9%). Dagegen offenbart sich bei den Netto-Ergebnissen einiger Szenarien ein entscheidender indirekter Einfluss der Entsorgung: Da die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in größerem Umfang auf die Energieerzeugung zurückzuführen sind (vgl. Kapitel 7.3.1.6.8), fallen die höchsten Abzüge Output bei denjenigen Szenarien an, die in größerem Umfang als Zusatznutzen Strom und Wärme bereitstellen (vgl. Tabelle 7-8). Dies sind insbesondere die Szenarien 2 und 3, für die sich netto auch insgesamt negative Ergebnisse errechnen. Die spezifischen Beiträge der hier untersuchten Szenarien zu den bundesdeutschen  $\text{N}_2\text{O}$ -Gesamtemissionen reichen von minimal –421 bis höchstens 211 Einwohnerwerten. Damit spielen diese Ergebnisse bei der umweltbezogenen Beurteilung der Szenarien nur eine nachgeordnete Rolle; interessant ist dennoch dabei, dass dem Gesichtspunkt der Entlastung in dieser Kategorie mehr Gewicht beikommt als dem der Umweltbelastung. Dabei gilt, dass die Wirkungsgrade einer thermischen Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfälle entscheidend den Beitrag bzw. die Entlastung in der Wirkungskategorie Ozon-



abbau steuern; die Bereitstellung von Sekundär-Polystyrol über eine werkstoffliche Verwertung wirkt sich dagegen nur in deutlich geringerem Umfang positiv auf die  $N_2O$ -Emissionen aus. Damit zeigen diese Ergebnisse ein Verhalten, das demjenigen der Ergebnisse zum Krebsrisikopotential sehr ähnlich ist (vgl. Kapitel 7.3.3.6.2).

#### 7.3.3.6.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente

Wie bereits beim Vergleich zur Polystyrol-Bereitstellung, wo sich auch weitergehende Informationen zu den im folgenden behandelten Indikatoren finden (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9), werden die energiebezogenen Indikatoren nachfolgend im Zusammenhang behandelt. Da zudem die Ergebnisse zum KEA fossil und zum KEA nuklear bereits bei der Festlegung der Szenarienreihenfolge ausführlich besprochen wurden (vgl. Kapitel 7.3.3.4.3), wird dabei nur noch auf weitere wichtige Aspekte eingegangen.

##### KEA fossil

Die Netto-Ergebnisse zum KEA fossil unterscheiden sich zwischen den betrachteten Szenarien um bis zu 70,9 % und damit sehr deutlich. Andererseits liegen die Ergebnisse vor Verrechnung der Abzüge Output bei allen Szenarien auf dem gleichen Niveau – mit Ausnahme von Szenario 5 (Quasi-Closed-loop-Recycling), auf das weiter unten eingegangen wird. Damit zeigt sich auch beim Verbrauch an KEA fossil wieder, dass die Entsorgung selbst (= brutto) daran nur einen geringen Anteil hat. Entscheidend auf die Netto-Ergebnisse wirkt sich dagegen der Wert aus, der den bei der Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel entstehenden Zusatznutzen (vgl. Tabelle 7-8) zugewiesen wird (Abzüge Output). Dieser ist am höchsten für die Szenarien zur werkstofflichen Verwertung (Szenario 5 und 6), so dass diese eindeutig am besten abschneiden. Bei den Szenarien 1 bis 3 wirkt sich dagegen aus, welche Mengen der Loose-fill-Packmittel verbrannt und mit welchen Wirkungsgraden dabei Energie erzeugt wird. Entsprechend liegt Szenario 3 (Optimierte MVA) vor Szenario 2 (Repräsentative MVA); die höchsten Netto-Werte ergeben sich aufgrund des relativ hohen Deponierungsanteils für Szenario 1 (Beseitigungsmix). Die rohstoffliche Verwertung findet sich zwischen Szenario 2 und Szenario 3 wieder; in Abhängigkeit von den Erfassungs- und Verwertungsquoten (vgl. Kapitel 6.5.5.2) können diese Ergebnisse etwas besser oder schlechter ausfallen, wobei der Rahmen vermutlich durch die Ergebnisse für die Szenarien 2 und 3 gut abgesteckt wird.

Wie oben angedeutet, erläutern wir abschließend noch Besonderheiten im Zusammenhang mit dem Quasi-Closed-loop-Recycling (Szenario 5): Aufgrund methodischer Überlegungen (vgl. Kapitel 6.5.4) wird näherungsweise davon ausgegangen, dass die Packmittel-Abfälle innerhalb des Produktsystems zu Regranulat aufbereitet und dann wieder für die Produktion von EPS-Loose-fill-Packmitteln eingesetzt werden. Entsprechend fallen die Aufwendungen für die Polystyrol-Bereitstellung bis auf eine sehr geringe Ersatzproduktion weg. Andererseits gehen aber auch die Gutschriften aus der Entsorgung (= Abzüge Output) auf nahezu Null zurück, da der wesentliche Zusatznutzen der Entsorgung innerhalb des Produktsystems wieder verbraucht wird und damit nicht für andere Produktsysteme verfügbar ist. Dies erklärt zum Einen, warum der Netto-Wert für das Teilproduktsystem ohne Entsorgung konstant wesentlich niedriger liegt als bei allen anderen Szenarien – und zum Anderen, weshalb die Netto-Ergebnisse sich kaum von den Brutto-Ergebnissen unterscheiden.

KEA nuklear

Wie in Kapitel 7.3.1.6.9 erläutert, geben die Ergebnisse zum KEA nuklear Auskunft über den Stromverbrauch in den untersuchten Szenarien. Betrachtet man die Ergebnisse, so lassen sich verschiedene Muster unterscheiden: Bei den Szenarien 1 bis 4 trägt die Entsorgung brutto nur in sehr geringem Umfang zu den Ergebnissen bei ( $< 2,2\%$ ); netto wirken sich dagegen die Abzüge Output, die für den bei der Müllverbrennung erzeugten Strom (vgl. Tabelle 7-8) angesetzt werden, massiv auf die Ergebnisse aus. Insgesamt schneidet damit Szenario 3 (Optimierte MVA) aufgrund der höheren Wirkungsgrade eindeutig am besten ab. Dabei liegt der Wert um rund 85 % unter dem Netto-Ergebnis für die ungünstigsten, sehr ähnlich abschneidenden Szenarien 5 und 6, in denen jeweils die werkstoffliche Verwertung betrachtet wird. Charakteristisch für diese Art der Entsorgung ist der relativ hohe Stromverbrauch bei der Regranulierung, die zu einem Entsorgungsanteil am KEA nuklear von brutto 47,8 % bzw. 39,4 % führt. Während sich beim Open-loop-Recycling (Szenario 6) für das vom Produktsystem bereitgestellte Sekundär-Polystyrol und den damit indirekt gesenkten Stromverbrauch netto Abzüge ergeben, liegen beim Quasi-Closed-loop-Recycling (Szenario 5) und bei der rohstofflichen Verwertung (Szenario 4) die Brutto- und die Netto-Ergebnisse jeweils sehr nahe beieinander. Ursache dafür sind die geringen Strommengen, die diese beiden Szenarien als Zusatznutzen erzeugen.

Absolut gesehen trägt jedoch der KEA nuklear zum Primärenergieverbrauch in allen Szenarien brutto nicht einmal 10 % des KEA fossil bei, netto meistens deutlich unter 30 % (vgl. Abbildung 7-7). Bezogen auf die Energiemenge sind die Ergebnisse für den KEA nuklear damit wesentlich weniger bedeutend; der entsprechende Bedarf könnte zudem aufgrund der absolut sehr geringen Werte relativ einfach ersetzt werden – insbesondere dann, wenn man bedenkt, dass bezogen auf die Energiemenge das mögliche Einsparpotential beim KEA fossil den maximalen Verbrauch an KEA nuklear um mehr als das Zehnfache übersteigen kann.

KEA gesamt und Anteil der Feedstock-Energie

Analog zur Vorgehensweise im Kapitel 7.3.1.6.9 betrachten wir an dieser Stelle auch den insgesamt benötigten kumulierten Energieaufwand (KEA gesamt). Da die beiden Indikatoren (KEA fossil und KEA nuklear) bei den hier betrachteten Szenarien zusammen rund 99 % des KEA gesamt stellen, setzen wir näherungsweise die Summe aus KEA fossil und KEA nuklear dem KEA gesamt gleich. Aufgrund der deutlich höheren Energiemengen beim KEA fossil stimmen die Ergebnisse für den KEA gesamt weitgehend mit denjenigen beim KEA fossil überein. Deswegen gehen wir im Weiteren nicht mehr auf diesen Punkt ein.

Dagegen interessiert uns hier noch, in welchem Umfang die Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel durch die dabei entstehenden Zusatznutzen (vgl. Tabelle 7-8) dazu beiträgt, dass an anderer Stelle der Energieaufwand reduziert wird. Dazu wird in der folgenden Tabelle 7-9 der Energiegehalt der EPS-Loose-fill-Packmittel jeweils dem eingesparten KEA gesamt gegenübergestellt. Letzterer errechnet sich aus den outputbezogenen Äquivalenzsystemen als Abzüge Output (vgl. Kapitel 5.1.2). Die *Feedstock-Energie* – d.h. die in den gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmitteln enthaltene und über den Heizwert quantifizierte Energieinhalt – bleibt dagegen konstant und beträgt in allen Fällen 37,0 MJ/kg bzw. 14,8 GJ/100 m<sup>3</sup>. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Energieinhalt der EPS-

Loose-fill-Packmittel vollständig aus den relativ knappen Energieträgern Erdöl und Erdgas herrührt; ersetzt werden dadurch jedoch zu großen Anteilen auch die länger verfügbaren Energieträger Stein- und Braunkohle.

Dieser Vergleich (vgl. Tabelle 7-9) zeigt noch einmal sehr deutlich, dass die Entlastung beim Verbrauch an Primärenergieträgern sehr gering ausfällt, wenn die EPS-Loose-fill-Packmittel über den bundesdeutschen Beseitigungsmix (Szenario 1) entsorgt und dabei vor allem deponiert werden. Bereits die vollständige Beseitigung in einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage (Szenario 2) führt dazu, dass knappe 60 % des Energieinhaltes der EPS-Loose-fill-Packmittel an anderer Stelle eingespart werden. Höhere Wirkungsgrade, wie für die optimierte Müllverbrennungsanlage (Szenario 3) angenommen, steigern diesen Anteil auf über 90 %. Dies sollte auch für die rohstoffliche Verwertung (Szenario 4) gelten, wenn sichergestellt wird, dass Loose-fill-Packmittel tatsächlich zu hundert Prozent in den Hochofen gelangen. In dem niedrigeren Wert spiegelt sich wider, dass bei der Modellierung davon ausgegangen wird, dass rund eine Drittel in Sortier- und Aufbereitungsabfälle gelangt. Für die werkstoffliche Verwertung ergeben sich sogar Werte von deutlich über 100 %. Dies ist darauf zurückzuführen, dass über den Ersatz an Feedstock-Energie hinaus dabei auch energetische Aufwendungen für die alternative Produktion von Polystyrol vermieden werden (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9).

Tabelle 7-9: Feedstock-Energie gebrauchter EPS-Loose-fill-Packmittel versus Abzüge Output (KEA gesamt) als Äquivalent der energetischen Zusatznutzen der Entsorgung

Szenario	Feedstock-Energie- Input der Entsorgung [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	Abzüge Output: KEA gesamt* [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	Abzüge Output im Vergleich zur Feedstock-Energie
1 Beseitigungsmix (Restmüll) (EPS-Vergleichsszenario)	14,8	2,4	16,5 %
2 Repräsentative Müllver- brennungsanlage (Restmüll)	14,8	8,7	58,9 %
3 Optimierte Müllverbrennungs- anlage (separate Erfassung)	14,8	13,6	91,6 %
4 Hochofen (Erfassung über DSD)	14,8	9,6	64,8 %
5 Werkstoffliches Recycling (Quasi-Closed-loop-Recycling)	14,8	0,2	1,2 %**
6 Werkstoffliches Recycling (Open-loop-Recycling)	14,8	30,1	203,2 %

\* Summe aus KEA fossil und KEA nuklear; die geringen Beiträge regenerativer Energieträger (< 1 % des KEA gesamt) werden vernachlässigt.

\*\* Der niedrige Wert erklärt sich über die Wiederverwendung des Regranulats im Produktsystem und die deshalb sehr geringen Abfallmengen; wird zusätzlich die Einsparung bei der Polystyrol-Bereitstellung als Abzug berücksichtigt, ergibt sich ein Wert von 158,8 % für das Szenario.

### KEA solar

Wie in allen EPS-Szenarien wird auch hier Biomasse weder energetisch noch stofflich in einem bilanzierungsrelevanten Umfang genutzt. Entsprechend ergibt sich für alle Szenarien ein KEA solar von Null (vgl. Kapitel 7.3.3.6.13).

### Rohöläquivalente

Der Indikator Rohöläquivalente verknüpft den KEA fossil mit der Reichweite der darin berücksichtigten fossilen Energieträger (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9). Damit entsprechen die Ergebnisse zwar weitgehend denjenigen zum KEA fossil; andererseits ergeben sich aber für diejenigen Szenarien, in denen der Verbrauch von Rohöl eine wichtigere Rolle spielt, auch geringfügige Veränderungen. Diese führen dazu, dass nun netto Szenario 4 besser abschneidet als Szenario 3 – und damit gegenüber dem KEA fossil zu einer Vertauschung der Reihenfolge dieser beiden Szenarien. Da die Brutto-Aufwendungen in beiden Fällen sehr gering sind, ist dies auf die Abzüge Output zurückzuführen. Hier wirkt sich besonders aus, dass die in die rohstoffliche Verwertung gelangenden EPS-Loose-fill-Packmittel-Abfälle dort zu hundert Prozent Schweres Heizöl – und damit indirekt Rohöl – ersetzen. Damit fallen die Abzüge Output an Rohöläquivalenten relativ hoch aus. Beim Szenario 3 ersetzen die Strom- und Wärmemengen aus der Entsorgung dagegen einen Primärenergieträgermix, an dem auch wesentlich länger reichende Kohlen einen großen Anteil haben. Trotz des höheren Bedarfs an KEA fossil ergeben sich damit im Vergleich zu Szenario 3 geringere Werte für den Indikator Rohöläquivalente, was dann letztendlich zum etwas schlechteren Abschneiden (netto) gegenüber Szenario 4 führt. In allen anderen Fällen bleibt dagegen die Reihenfolge der Szenarien identisch; die Unterschiede zwischen den Szenarien verändern sich geringfügig, wobei insgesamt der Vorteil der werkstofflichen Verfahren noch einmal um rund 10 Prozent zunimmt.

Bei der Bewertung dieser Ergebnisse ist wiederum zu beachten, dass diese auf dem aktuellen Stand der Energieerzeugung, der Kunststoffproduktion und auch der Rohstoffgewinnung beruhen. Beispielsweise ist es für den Hochofen-Prozess durchaus vorstellbar – und auf lange Sicht gesehen auch nicht zu vermeiden, dass auch andere Reduktionsmittel eingesetzt werden. In diesem Fall dürfte sich das Verhältnis zu Szenario 3 wieder ändern.

#### 7.3.3.6.10 Blei-Emissionen

Angesichts maximaler Einwohnerwerte von 138 und einer möglichen Entlastung von bis zu 12 Einwohnerwerten tragen die Blei-Emissionen nur sehr geringfügig zur Umweltrelevanz der Szenarien bei. Für die Szenarien 1 bis 3 wird angenommen, dass den Loose-fill-Packmitteln keine Schwermetall-Kontaminationen anzurechnen sind (vgl. Kapitel 6.5.3). Da die Packmittel selbst praktisch frei von Schwermetallen sind, entstehen bei deren Verbrennung auch keine Blei-Emissionen; die Netto-Werte entsprechen damit den Brutto-Werten. Anders liegt der Fall jedoch bei Szenario 4: Die über das DSD erfassten EPS-Loose-fill-Packmittel gelangen erst nach einer Sortierung und Agglomerierung in den Hochofen. Dieser gesamte Weg wird in der Modellierung abgebildet. Damit wird im Hochofen nicht mehr direkt der unbehandelte Packmittelabfall eingesetzt, sondern ein Agglomerat. In dieses Agglomerat können prinzipiell auch Schwermetalle dadurch eingetragen werden, dass die EPS-Loose-fill-Packmittel im Laufe der Sammlung und Sortierung im gleichen Umfang wie andere Mischkunststoffe verschmutzt werden (vgl. Tabelle 6-58). Dies führt dann zu den relativ hohen Blei-Emissionen aus der rohstofflichen Verwertung der Loose-fill-Packmittel, die netto nur geringfügig niedriger ausfallen. Bei den Szenarien 5 und 6 wirkt sich aus, dass Blei-Emissionen nahezu vollständig auf die Polystyrol-Produktion zurückzuführen sind (vgl. Kapitel 7.3.1.6.10).

#### 7.3.3.6.11 Schwefeldioxid-, Fluorwasserstoff- und Ammoniak-Emissionen

Die Schwefeldioxid-, Fluorwasserstoff- und Ammoniak-Emissionen resultieren vor allem aus der Energiebereitstellung, wobei stets die Stromproduktion in jeweils unterschiedlichem Ausmaß dominiert (vgl. Kapitel 7.3.1.6.11 und 7.3.1.6.12). Damit lassen sich die Ergebnismuster (vgl. Abbildung 7-7) in allen drei Fällen auf die gleichen Mechanismen zurückführen. Da diese Zusammenhänge auch den Ergebnissen zum KEA nuklear (vgl. Kapitel 7.3.3.6.9) zugrunde liegen – und zudem die Schwefeldioxid-Emissionen bereits im Zusammenhang mit dem Versauerungspotential diskutiert werden (vgl. Kapitel 7.3.3.6.4) –, gehen wir auf diese Ergebnisse hier nicht mehr weiter ein und verweisen zum Verständnis der Abbildungen auf die dortigen Ausführungen. Abschließend nur noch der Hinweis, dass die spezifischen Beiträge bei den Schwefeldioxid-Emissionen, die deutlich höher liegen als bei den anderen beiden Kategorien, bereits im Versauerungspotential zum Tragen kommen – und dass die Fluorwasserstoff- und die Ammoniak-Emissionen mit maximalen Einwohnerwerten von 117 bzw. 8 nur geringfügig zur Umweltrelevanz der Szenarien beisteuern.

#### 7.3.3.6.12 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

Die AOX-Belastungen im Abwasser resultieren bei den EPS-Szenarien nahezu ausschließlich aus der Primär-Polystyrol-Bereitstellung (vgl. Kapitel 7.3.1.6.13) und fließen über die Verrechnung inputbezogener Zuschläge für die im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Produktionsabfälle auch in die hier betrachteten Szenarien ein. Dies erklärt auch, warum sich die Szenarien 1 bis 4 um insgesamt nicht einmal 7 % unterscheiden. Das Netto-Ergebnis für alle Lebenswegabschnitte außer der Entsorgung liegt bei Szenario 6 (Open-loop-Recycling), in dem die gleiche Menge an Polystyrol-Abfällen benötigt wird, genauso hoch wie in den ersten vier Szenarien. Da das als Zusatznutzen erzeugte Polystyrol-Regranulat den Polystyrol-Marktmix – und damit vor allem Primär-Polystyrol – ersetzt (vgl. dazu die Diskussion in Kapitel 7.3.3.4.3), ergeben sich jedoch höhere outputbezogene Abzüge, aufgrund derer sich insgesamt sogar ein negatives Netto-Ergebnis und damit eine Entlastung durch das Produktsystem ergibt. Anders verhält es sich bei dem netto ebenfalls sehr gut abschneidenden Szenario 5 (Quasi-Closed-loop-Recycling): In diesem wird lediglich eine sehr geringe Menge an Polystyrol zum Ersatz von Materialverlusten bei der Aufbereitung benötigt; entsprechend liegen die Ergebnisse nur bei rund 0,4 % des Netto-Ergebnisses für Szenario 1 und sind in der Darstellung der absoluten Ergebnisse nicht mehr wahrnehmbar (vgl. Abbildung 7-7)

#### 7.3.3.6.13 Kategorien ohne Beitrag – Naturraumbeanspruchung (Kategorie VI), KEA solar und Pflanzenschutzmittel

Wie bei allen anderen EPS-Szenarien (vgl. Kapitel 7.3.1.6.14) sind diese drei Indikatoren auch hier ohne Beitrag und damit ohne Belang beim umweltbezogenen Vergleich dieser Entsorgungsszenarien. Beim Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien gewinnt dieses Ergebnis an Bedeutung und wird deshalb dort näher diskutiert (vgl. Kapitel 7.5).

### 7.3.3.7 Fazit

Die Art der Entsorgung hat erhebliche Auswirkungen auf die umweltbezogene Bewertung der hier untersuchten Szenarien zu EPS-Loose-fill-Packmittel. Anders als bei der Bereitstellung von Polystyrol tragen die Brutto-Aufwendungen und –Emissionen, die direkt aus

der Entsorgung resultieren, in den meisten Kategorien nur geringfügig zum Gesamtergebnis bei. Erheblich einflussreicher sind dagegen die Abzüge Output, die sich für die Zusatznutzen aus der Entsorgung (Strom, Wärme, Reduktionspotential, Sekundär-Polystyrol) ergeben und von den für das Produktsystem errechneten Brutto-Werten abgezogen werden.

Entscheidend für die Festlegung der umweltbezogenen Reihenfolge der Szenarien sind die Ergebnisse der Wirkungsindikatoren Treibhauspotential, terrestrisches Eutrophierungspotential und Versauerungspotential sowie KEA fossil und KEA nuklear. Weiterhin berücksichtigen wir den Verbrauch an Deponieflächen, für den sich ein relativ hoher Einwohnerwert errechnet, wenn als Bezugsgröße anstelle der Gesamtfläche Deutschlands die jährlich in Deutschland benötigte Deponiefläche herangezogen wird.

Am besten schneiden die beiden Varianten zur werkstofflichen Verwertung ab. Dabei liegt das Open-loop-Recycling-Szenario aufgrund des Fakts, dass bereits zur Produktion der EPS-Loose-fill-Packmittel Sekundär-Polystyrol aus Produktionsabfällen eingesetzt wird, sogar noch vor dem Szenario zum Closed-loop-Recycling. Mit relativ deutlichem Abstand folgt dann die hochwertige energetische Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel mittels einer optimierten Müllverbrennungsanlage. Den nächsten Rang teilen sich die beiden Szenarien zur rohstofflichen Verwertung im Hochofen und zu einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage. Schlusslicht ist der bundesdeutsche Beseitigungsmix, in dem anteilsbezogen die Deponierung noch deutlich gegenüber der Müllverbrennung dominiert.

Die maximalen Netto-Einwohnerwerte liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie bei den vorhergehenden Vergleichen zur Polystyrol-Bereitstellung (vgl. Kapitel 7.3.1) und zur Nutzung der EPS-Loose-fill-Packmittel (vgl. Kapitel 7.3.2), so dass wir hier nicht mehr weiter darauf eingehen. Wie beim Vergleich zur EPS-Herkunft weisen auch hier die Dieselpartikel-Emissionen sowie insbesondere der Beitrag zum Ozonbildungspotential relativ hohe Einwohnerwerte – und zwar in der gleichen Größenordnung wie dort – auf. Da auch die Entsorgung daran keinen bedeutenden Anteil hat, können die dortigen Ausführungen eins zu eins an diese Stelle übertragen werden (vgl. Kapitel 7.3.1.7).

Zusammenfassend kann angesichts der bei diesem Vergleich gewonnenen Ergebnisse festgehalten werden, dass unter Umweltgesichtspunkten vor allem eine hochwertige werkstoffliche Verwertung der gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmittel anzustreben ist. Besonders positiv wirkt sich auf die Ergebnisse aus, wenn die im Produktsystem anfallenden EPS-Loose-fill-Packmittel möglichst sortenrein erfasst und einer hochwertigen werkstofflichen Verwertung zugeführt werden. Auch diesbezüglich wirkt sich wie bereits bei der Wiederverwendung (vgl. Kapitel 7.3.2.4) die Vermischung von EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel negativ aus: Da eine Trennung der gemischt nicht verarbeitbaren Materialien nur schwer möglich sein dürfte, ist anzunehmen, dass heute wohl kaum in größerem Umfang EPS-Loose-fill-Packmittel regranuliert werden. Damit wird auch eine andere Thematik angesprochen, die hierbei von Relevanz ist: Die von den am Recycling beteiligten Organisationen genannten Erfassungs- und Verwertungsquoten sind für Außenstehende kaum prüf- und nachvollziehbar. Wünschenswert wäre hier eine regelmäßige unabhängige Überprüfung und Zertifizierung der Verwertung einschließlich der Verwertungsquoten. Insgesamt gilt jedoch, dass etwa der unter dem Namen EPSY firmierende, von EPS-Produzenten zur Entsorgung ihrer Produkte gebildete Zusammenschluss prinzipiell auf dem richtigen Wege ist: Mit einer auf eine hochwertige Verwertung ausge-

richteten Infrastruktur erreicht EPSY nach eigenen Angaben relativ hoch liegende Quoten bei der werkstofflichen Verwertung (vgl. Kapitel 6.2.1.3.7). Inwieweit diese insgesamt für EPS-Verpackungen geltenden Quoten auch auf die relativ kleinen und damit schwerer handzuhabenden EPS-Loose-fill-Packmittel zutreffen, können wir indes nicht beurteilen.

Sollte aus diesen oder anderen Gründen eine werkstoffliche Verwertung nicht möglich sein, so sollten die EPS-Loose-fill-Packmittel möglichst hochwertig energetisch – d.h. mit möglichst hohen Wirkungsgraden und anspruchsvollen Standards bei der Rauchgasreinigung – verwertet werden. Auch die rohstoffliche Verwertung bietet dann noch einen guten Ansatzpunkt, um die EPS-Loose-fill-Packmittel möglichst umweltverträglich zu entsorgen. Da für das entsprechende Szenario 4 angenommen wurde, dass bei der Erfassung und Sortierung der gebrauchten Loose-fill-Packmittel insgesamt rund ein Drittel in die Sortierreste gelangt (vgl. Kapitel 6.5.5.2) und dann über den Beseitigungsmix entsorgt wird, bestehen hier noch Optimierungspotentiale. So könnte der Anteil der gebrauchten Loose-fill-Packmittel, der in das im Hochofen eingesetzte Kunststoff-Agglomerat gelangt, erhöht und/oder die Sortierreste anstelle einer Beseitigung einer möglichst hochwertigen energetischen Verwertung zugeführt werden. Entsprechendes Interesse vorausgesetzt, wäre es an dieser Stelle sinnvoll, ergänzend in Untersuchungen vor Ort die der Bilanzierung zugrunde liegenden Annahmen zu überprüfen und dabei zu untersuchen, inwieweit die hier angeregten Optimierungen in der Praxis tatsächlich realisierbar sind.

Am ungünstigsten schneidet der Beseitigungsmix (Szenario 1) ab, wobei sich insbesondere der hohe Deponierungsanteils negativ bemerkbar macht. Die Unterschiede zu den anderen Verfahren mit Verbrennung bzw. rohstofflicher Verwertung der Loose-fill-Packmittel sind jedoch bis auf den Deponieflächenbedarf weniger hoch als eigentlich erwartet. Dies liegt insbesondere daran, dass bei der Deponierung der Packmittel aufgrund der fehlenden Abbaubarkeit aus dem Material keine relativ hoch gewerteten Treibhausgase entstehen oder andere Schadstoffe freigesetzt werden. Weiterhin trägt dazu bei, dass der Entsorgung selbst im Vergleich zur Materialbereitstellungs- und zur Nutzungsphase, dann, wenn man die werkstofflichen Verfahren außen vor lässt, ein relativ geringer Einfluss auf die Ergebnisse zukommt.

Von den hier untersuchten Entsorgungsvarianten betrachten wir eine Auswahl von vier Verfahren auch im zweiten Auswertungsschritt. Dabei handelt es sich um den bundesdeutschen Beseitigungsmix (Stärke-Vergleichsszenario) als relativ ungünstige Entsorgungsvariante. Weiterhin beziehen wir die rohstoffliche Verwertung im Hochofen nach Erfassung und Sortierung durch das DSD als diejenige Entsorgungsvariante mit ein, in die die meisten Verpackungsabfälle aufgrund gesetzlicher Regelungen sowie der inzwischen dafür aufgebauten Entsorgungsstruktur gelangen. Zusätzlich betrachten wir die energetische Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage sowie die werkstoffliche Verwertung der gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmittel im Open-loop. Diese Verfahren decken die Bandbreite der Ergebnisse ab und sind zudem in gewissem Ausmaß alle an der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel beteiligt.

## 7.4 Vergleich verschiedener Stärke-Szenarien (1. Auswertungsschritt)

### 7.4.1 Herstellung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln aus verschiedenen Stärkearten

#### 7.4.1.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen

Auch bezüglich der Stärke-Loose-fill-Packmittel interessiert uns, wie sich die Verwendung unterschiedlicher (nachwachsender) Rohstoffe auf die Ergebnisse auswirkt. Charakteristisch für Stärke als nachwachsenden Rohstoff ist es, dass sich der Produktionsweg aus zwei markanten Lebenswegabschnitten zusammensetzt - der landwirtschaftlichen Produktion von Stärkepflanzen (vgl. Kapitel 6.1.1) und der Gewinnung der Stärke aus diesen Vorprodukten (vgl. Kapitel 6.1.2). Diese beiden bedeutenden Lebenswegabschnitte werden im Folgenden zur Stärke-Bereitstellung zusammengefasst.

Über die Untersuchungsszenarien (vgl. Tabelle 7-10) bilden wir mehrere unter Praxis- und/oder Erkenntnis Gesichtspunkten interessante Alternativen ab, um so die wichtigsten Steuerungsgrößen zu identifizieren und deren Einfluss auf die Ergebnisse beurteilen zu können. Analog zur Vorgehensweise bei den EPS-Szenarien leiten wir auch hier die Szenarien vom Stärke-Vergleichsszenario (vgl. Abbildung 3-3) ab und halten dabei alle Lebenswegabschnitte mit Ausnahme der Materialbereitstellung (Landwirtschaftliche Produktion, Stärkegewinnung, Maisgrießanteil) konstant (vgl. Kapitel 3.4.4). Bei der Beurteilung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Schüttdichte der Stärke-Loose-fill-Packmittel derzeit bei rund  $12 \text{ kg/m}^3$  liegt;  $100 \text{ m}^3$  Stärke-Loose-fill-Packmittel wiegen damit 1.200 kg, das gleiche Volumen EPS-Loose-fill 400 kg.

Bei der Materialart differenzieren wir drei Varianten: Wie die Flo-Pak GmbH verwenden auch die meisten anderen Anbieter von Stärke-Loose-fill-Packmittel als Hauptrohstoff vor allem Maisstärke mit geringen Beimengungen von Maisgrieß (vgl. Kapitel 6.3.2). Auch wenn es Eigenschaftsunterschiede zu anderen Stärkearten gibt, wäre es dennoch möglich, dabei auch die in Deutschland mengenmäßig dominierende Kartoffelstärke oder Weizenstärke einzusetzen. Diese drei Stärkearten werden betrachtet. Berücksichtigt wird weiterhin in allen Szenarien als mengenmäßig bedeutendster Zusatzstoff (12,7 Gew.-%) aus fossilen Rohstoffen hergestellter Polyvinylalkohol (vgl. Kapitel 6.3.2).

Entsprechend der Stärkearten wird der landwirtschaftliche Anbau von Kartoffeln, Mais und Weizen bilanziert. Um den Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die Ergebnisse abschätzen zu können, wird zudem beim Weizen zwischen konventionellem (Szenario 4) und extensivem (Szenario 5) Anbau unterschieden (vgl. Kapitel 6.1.1). In allen Szenarien wird davon ausgegangen, dass die für die Produktion der Stärkepflanzen landwirtschaftlich genutzte Fläche andernfalls brach liegen würde (vgl. Kapitel 6.1.1). Diese Brachennutzung wird in einem flächen- und damit inputbezogenen Äquivalenzsystem modelliert; über dieses werden die im Zusammenhang mit der Brachennutzung entstehenden Stoff- und Energieflüsse quantifiziert und dann als Abzüge Input von den Brutto-Ergebnissen abgezogen (vgl. 5.1.2.10). In den Darstellungen der absoluten Ergebnisse weisen wir jeweils die Ergebnisse ohne bzw. mit Verrechnung dieser inputbezogenen Abzüge aus (vgl. Abbildung 7-9).

Um Anhaltspunkte zur Ergebnisrelevanz möglicher Prozessoptimierungen bei der Stärkeherstellung zu erhalten, werden zusätzlich zwei verfahrenstechnische Alternativen der Kar-



toffelstärkeproduktion unterschieden (vgl. Kapitel 6.1.1.3.1): Einmal gehen wir davon aus, dass die bei der Kartoffelstärke-Herstellung anfallenden Abwässer in einer kommunale Kläranlage gereinigt werden (Szenario 2); in einem zweiten Szenario wird die Verregnung des nährstoffreichen Gesamtabwassers auf landwirtschaftlichen Flächen nachgebildet (Szenario 3). Die in diesem Fall auf landwirtschaftliche Flächen aufgebrauchten Nährstoffe ersetzen mineralische Düngemittel; dieser Zusatznutzen wird über outputbezogene Äquivalenzsysteme, die die alternative Produktion mineralischer Düngemittel nachbilden, in Abzüge Output umgerechnet und von den Brutto-Ergebnissen abgezogen (vgl. Kapitel 5.1.2.7).

Tabelle 7-10: Szenarien zur Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel

Nutzung	1 (Vergleichs-szenario)	2	3	4	5
Herstellung	Maisstärke	Kartoffelstärkeproduktion I (Abwasserreinigung in Kläranlage)	Kartoffelstärkeproduktion II (Verregnung des Gesamtabwassers)	Weizenstärke aus konventionell produziertem Weizen	Weizenstärke aus extensiv produziertem Weizen
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

Die Szenarien unterscheiden sich relativ deutlich bezüglich der erforderlichen landwirtschaftlichen Fläche sowie der benötigten Menge an pflanzlichen Produkten. Ferner zeigen sich Unterschiede bei den Zusatznutzen: Die Verregnung des Abwassers der Kartoffelstärke-Produktion ersetzt Nährstoffe, die anaerob-aerobe Reinigung der Abwässer der Weizenstärke-Fabrik trägt über eine Biogaserzeugung und -nutzung zusätzlich zur Energiegewinnung bei (vgl. Tabelle 7-11). Bei der Beurteilung der Ergebnisse ist ferner zu berücksichtigen, dass die Schüttdichte der Stärke-Loose-fill-Packmittel heutzutage bei rund 12 kg/m<sup>3</sup> liegt; 100 m<sup>3</sup> Stärke-Loose-fill-Packmittel wiegen damit 1.200 kg, das gleiche Volumen EPS-Loose-fill mit 400 kg wesentlich weniger.

Tabelle 7-11: Landwirtschaftliche Fläche, Rohstoff- und Stärkemengen sowie Zusatznutzen (Strom, Wärme, Nährstoffe) je 100 m<sup>3</sup> Stärke-Loose-fill-Packmittel (1.200 kg)

Szenario	Fläche (Kategorie) [m <sup>2</sup> ]	Pflanzliche Rohstoffe [kg]	Stärke [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Nährstoffe [kg]
1 Maisstärke (Vergleichsszenario)	1.786 (VI)	1.333	1.039***	897	1.828	0
2 Kartoffelstärke I (Kläranlage)	1.048 (VI)	4.073	1.039	897	1.828	0
3 Kartoffelstärke II (Abwasser- verregnung)*	1.054 (VI)	4.096	1.039	897	1.828	CaO 1,7 K <sub>2</sub> O 9,7 N <sub>ges</sub> 4,3 P <sub>ges</sub> 1,7
4 Weizenstärke (kon- ventionell produ- zierter Weizen)**	1.711 (VI)	1.136	1.039	1.048	2.084	0
5 Weizenstärke (extensiv produ- zierter Weizen)**	2.585 (IV)	1.136	1.039	1.048	2.084	0

\* Zusatznutzen Nährstoffausbringung über Abwasserverregnung  
 \*\* Zusätzlicher Energiegewinn bei anaerober Abwasserreinigung mit Biogasnutzung  
 \*\*\* inkl. 65 kg Maisgrieß

#### 7.4.1.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Bei diesem Vergleich geht es vor allem darum, herauszufinden, welchen Einfluss die Stärke-Bereitstellung auf die Umweltrelevanz der Stärke-Loose-fill-Packmittel hat. Dazu bilden wir zum Einen die normierten Netto-Ergebnisse ab (vgl. Abbildung 7-8 und die Erläuterungen in Kapitel 7.2) und diskutieren ausgehend davon die Rangfolge der Szenarien. Zum Anderen weisen wir – wie auch bei den Ergebnissen zur Polystyrol-Bereitstellung (vgl. Kapitel 7.3.1.5) – die absoluten Werte aus (vgl. Abbildung 7-9) und erläutern diese im Anschluss daran (vgl. Kapitel 7.4.1.7). Damit aus den Abbildungen der Einfluss der Stärke-Bereitstellung deutlich wird, kombinieren wir analog zur ausführlich erklärten Abbildung 7-2 Ergebnisse miteinander, die auf verschiedene (Teil-)Systeme und Bezugszustände bezogen sind:

Der hellblaue, stets links befindliche Balken dokumentiert das Netto-Ergebnis für das komplette Szenario. Alle Zuschläge und Abzüge, die sich aus den input- und outputbezogenen Äquivalenzsystemen ergeben (vgl. Kapitel 5.1.2), sind darin eingerechnet.

Rechts daneben befindet sich immer ein Doppelbalken. Dessen unterer dunkler Teil entspricht dem Netto-Ergebnis für das Teilsystem ohne Stärke-Bereitstellung. Abgezogen werden in diesem Fall Abzüge Output, die sich für die energetischen Zusatznutzen (vgl. Tabelle 7-11) ergeben, die aus der Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel resultieren; die entsprechenden Netto-Werte sind deshalb in der Regel für alle Szenarien identisch. Nicht eingerechnet werden dagegen die Anteile der Abzüge Output, die sich aus der Energiebereitstellung bei der Weizenstärkeproduktion (Strom und Wärme aus dem bei der anaeroben Abwasserreinigung anfallenden Biogas; Szenario 4 und 5) sowie dem Düngemittel-Ersatz durch die Verregnung des Abwassers der Kartoffelstärke-Produktion ergeben (Szenario 3).

Das obere weiße Balkensegment repräsentiert die Brutto-Ergebnisse für die Stärke-Bereitstellung und beinhaltet damit sowohl den Bereich der Landwirtschaft als auch den der Stärke-Produktion. Nicht verrechnet sind darin diejenigen Abzüge, die sich inputbezogen

aus der Landwirtschaft (Gegenrechnung einer Brachennutzung; vgl. Kapitel 5.1.2.10) und outputbezogen aus der Stärke-Produktion (s.o.) ergeben.

Damit geben die Unterschiede zwischen den Netto-Ergebnissen für das gesamte Szenario und den kombinierten Brutto- und Netto-Ergebnissen (im Folgenden zusammen als Brutto-Ergebnisse für das Szenario bezeichnet) Auskunft darüber, welchen Einfluss diejenigen Abzüge haben, die mit der Stärke-Bereitstellung zusammenhängen. Diese Abzüge setzen sich aus Abzügen Input für die alternative Brachennutzung der Fläche sowie aus Abzügen Output für Zusatznutzen aus der Stärke-Produktion zusammen. Auf diesem Wege legen wir offen, wie sich die hier verwendete systembezogene Allokationsmethodik auf die Ergebnisse – und hier insbesondere die Stärkebereitstellung - auswirkt.

Weiterhin differenzieren wir beim Maisstärke-Szenario nicht zwischen Maisstärke und Maisgrieß, sondern fassen beides zur Maisstärke zusammen, um so den Bezug aller Ergebnisse auf die gleiche Materialmenge sicherzustellen. Auf die Unterschiede zwischen diesen Materialien gehen wir in einer separaten Sensitivitätsanalyse ein (vgl. Kapitel 7.6.5). Die Produktion von Polyvinylalkohol ergibt in allen Szenarien identische Ergebnisse. Da zudem der Schwerpunkt hier eindeutig auf dem nachwachsenden Rohstoff Stärke liegt, schlagen wir die Produktion von Polyvinylalkohol dem Teilsystem ohne Stärke-Bereitstellung zu. Entsprechend ist zu berücksichtigen, dass der Anteil der gesamten Materialbereitstellung an den Ergebnissen insgesamt noch etwas höher liegt als die Ergebnisse für die Stärke-Bereitstellung; andererseits wird Polyvinylalkohol nur in einem Anteil von etwas 10 Gew.-% zugegeben (vgl. Kapitel 6.3.2), so dass diese Vorgehensweise hier unter Erkenntnis Gesichtspunkten vorzuziehen ist. Zusätzlich wird jedoch eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, in der untersucht wird, in welchem Umfang sich die Ergebnisse verändern, wenn Polyvinylalkohol durch die gleiche Menge Stärke ersetzt wird (vgl. Kapitel 7.6.4)

#### ***7.4.1.3 Vorbemerkung zum Einfluss der Äquivalenzsysteme zur Stärke-Bereitstellung***

Für den Bereich der Stärke-Bereitstellung sind mehrere Äquivalenzsysteme relevant (vgl. Kapitel 5.1.2): Zum Einen wird davon ausgegangen, dass die für den Anbau der Stärkepflanzen benötigten Flächen andernfalls als Brache bewirtschaftet werden würden. Entsprechend der Vorgehensweise bei der systembezogenen Allokation werden die Elementarflüsse, die mit der Brache verbunden sind (= Abzüge Input), von den Brutto-Ergebnissen für die Stärke-Bereitstellung abgezogen. Zum Anderen fallen als Zusatznutzen der Stärke-Bereitstellung Strom und Wärme an, die bei der Weizenstärke-Produktion aus dem bei der anaeroben Abwasserreinigung gewonnenen Biogas produziert werden, sowie Nährstoffe, die bei der Kartoffelstärke-Produktion über das Abwasser auf landwirtschaftliche Flächen gebracht werden. Auch diese werden über Äquivalenzsysteme quantifiziert und als Abzüge Output gegengerechnet. Insgesamt hat die Summe der Abzüge jedoch nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Netto-Ergebnisse für die Szenarien: Nur bei fünf Indikatoren (Dieselpartikel, terrestrisches Eutrophierungspotential, Ozonabbau, Krebsrisikopotential, Stickoxide) gehen die Brutto-Ergebnisse um mehr als 5 % zurück. Deswegen thematisieren wir bei den nachfolgenden Erläuterungen nur dann die Unterschiede zwischen den Netto- und den Brutto-Ergebnissen, wenn diese besonders relevant oder interessant sind.

7.4.1.4 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

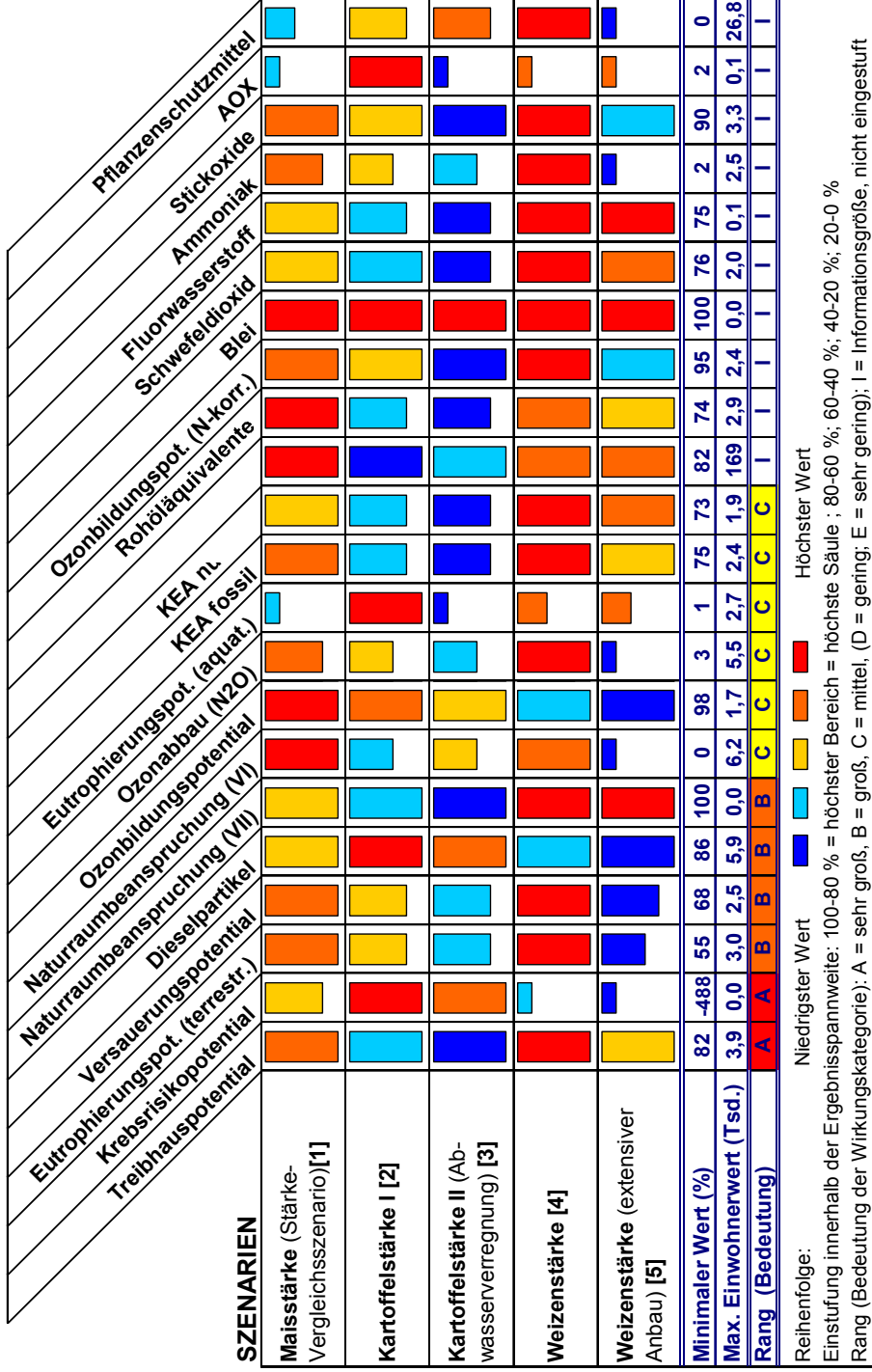


Abbildung 7-8: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Stärkeherkünfte (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³ Loose-fill-Packmittel)

#### 7.4.1.5 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien

##### 7.4.1.5.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte)

Auch bei diesem Vergleich zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den für die verschiedenen Indikatoren errechneten maximalen Einwohnerwerten (netto) (vgl. Abbildung 7-8). Dabei gibt es relativ viele Kategorien mit Schwankungsbreiten zwischen den Szenarien bis zu 30 % - und einige wenige mit Schwankungsbreiten von rund 100 % oder mehr. Über alle Szenarien hinweg ergeben sich Entlastungen beim Krebsrisiko-Potential, die jedoch nur von minimal –6 Einwohnerwerten bis zum dem niedrigsten Einwohnerwert von –36 reichen. Auf der anderen Seite stehen maximale Einwohnerwerte bei den mit sehr großer bis mittlerer Bedeutung eingestuften Kategorien (Rang A bis C) von bis zu 6.155 (Naturraumbeanspruchung Natürlichkeitsklasse VI). Werden die Informationsgrößen mit einbezogen steigen diese Werte bei den Pflanzenschutzmittelmengen auf relativ hohe 26.782, beim KEA solar sogar auf über 169.000. Der Median aller Werte liegt bei 2.512; werden die beiden extrem hohen maximalen Einwohnerwerte für den KEA solar und die Pflanzenschutzmittel-Menge ausgeklammert, so errechnet sich ein Mittelwert (ohne Extremwerte) von 2.452, auf den dann bei den folgenden Auswertungen immer Bezug genommen wird.

Hinweisen möchten wir an dieser Stelle noch darauf, dass die Einwohnerwerte für die Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VI) auf rund das Doppelte bis knapp 13.000 ansteigen, wenn anstelle der Gesamtfläche Deutschlands die landwirtschaftliche Nutzfläche zur Berechnung des spezifischen Beitrags herangezogen wird (vgl. Kapitel 7.4.1.7.6) – und sich damit ebenfalls ein spezifischer Beitrag errechnet, der erheblich über den der anderen Indikatoren mit Ausnahme des KEA solar und der Pflanzenschutzmittel-Menge hinausgeht.

##### 7.4.1.5.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren

Für die Umweltrelevanz der Szenarien besonders wichtig sind diejenigen Indikatoren, für die sich ein relativ hoher spezifischer Beitrag (Einwohnerwerte) errechnet. Zur Reduzierung der Komplexität der Ergebnisse nehmen wir wiederum an, dass diejenigen Indikatoren, die einen maximalen Einwohnerwert kleiner als 10 % des oben berechneten Mittelwertes aufweisen, bei der Bestimmung der Szenarienrangfolge vernachlässigt werden können. Anders als bei den EPS-Szenarien trifft dies jedoch nur auf wenige Indikatoren zu – das in allen Fällen geringfügig negative *Krebsrisikopotential*, die *Naturraumbeanspruchung in der Flächenkategorie VII* (Deponiefläche) sowie die unter öko- und humantoxikologischen Gesichtspunkten relevanten Emissionen an *Blei*, *Fluorwasserstoff* und *Adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX)*.

Wie auch in den vorausgehenden Vergleichen gehen wir weiterhin davon aus, dass keine verlässliche Differenzierung zwischen Szenarien innerhalb einer Kategorie möglich ist, wenn die Werte weniger als 10 % streuen. Danach lassen sich aus den Ergebnissen zum *Ozonbildungspotential*, zum *N-korrigierten Ozonbildungspotential* und zu den *Stickoxid-Emissionen* keine Informationen zur umweltbezogenen Rangfolge der Szenarien gewinnen.

Anhand der nach dieser Abgrenzung verbliebenen Indikatoren soll nun im Folgenden diskutiert werden, ob und welche Reihenfolge die Szenarien unter Umweltgesichtspunkten einnehmen. Diese Betrachtung orientiert sich an der Bedeutung der Indikatoren in Kombination mit dem spezifischen Beitrag und der Schwankungsbreite der Ergebnisse:

Am bedeutendsten ist danach der Beitrag zum *Treibhauspotential* (Rang A; maximaler Einwohnerwert mit 3.892 relativ deutlich über dem Mittelwert) – ein Befund, der für einen Vergleich von Szenarien, in denen in erster Linie nachwachsende Rohstoffe verwendet werden, relativ überraschend ist. Zurückzuführen ist dies auf die in allen Szenarien angenommene Entsorgung der Loose-fill-Packmittel im bundesdeutschen Beseitigungsmix, wobei ein Großteil der Loose-fill-Packmittel-Abfälle deponiert und aufgrund der biologischen Abbaubarkeit in sehr treibhauswirksames Methan umgewandelt wird. Dieser Aspekt wird ausführlich im Zusammenhang mit den Szenarien zur Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel diskutiert (vgl. Kapitel 7.4.3.6.1). Da die Unterschiede zwischen den Szenarien mit höchstens 18 % relativ gering ausfallen, steigt die Bedeutung weiterer Indikatoren bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien.

Bei den nächstwichtigen Indikatoren mit großer Bedeutung (Rang B) ergeben sich beim *terrestrischen Eutrophierungspotential* (45 %) und dem *Versauerungspotential* (32 %) erheblich größere Unterschiede zwischen den Szenarien als bei den *Dieselpartikel-Emissionen* (14 %). Die maximalen Einwohnerwerte beim terrestrischen Eutrophierungspotential (2.957) und dem Versauerungspotential (2.467) unterscheiden sich nur um rund 16 %; beide bewegen sich etwa in der gleichen Größenordnung wie der Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte (ohne Extremwerte), der maximale Einwohnerwert für die Dieselpartikel-Emissionen (5.949) liegt ungefähr beim Doppelten dieses Wertes. Für die Differenzierung der Szenarien ist unserer Ansicht nach damit von den hier betrachteten Indikatoren das terrestrische Eutrophierungspotential am bedeutendsten, dicht gefolgt vom Versauerungspotential und den Dieselpartikel-Emissionen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass das Versauerungspotential wie auch das terrestrische Eutrophierungspotential im Wesentlichen durch Ammoniak- und Stickoxid-Emissionen bestimmt werden und damit die Gefahr der Doppelwertung besteht (vgl. Kapitel 7.4.1.7.4).

Von den Kategorien mit mittlerer Bedeutung (Rang C) sind aufgrund der relativ hohen maximalen Einwohnerwerte und der extremen Streubreite der Ergebnisse besonders die *Naturraumbeanspruchung* (*Natürlichkeitsklasse VI*) sowie der Beitrag der *N<sub>2</sub>O-Emissionen* zum stratosphärischen Ozonabbau am wichtigsten. Auch beim *aquatischen Eutrophierungspotential* variieren die Netto-Ergebnisse erheblich, der maximale Einwohnerwert ist jedoch im Vergleich zu den anderen beiden Indikatoren um rund die Hälfte niedriger. Die Netto-Ergebnisse zum *KEA fossil* und zum *KEA nuklear* schwanken dagegen in geringerem Umfang; die maximalen Einwohnerwerte sind zwar die niedrigsten der bisher betrachteten Indikatoren, bewegen sich aber immer noch in der Größenordnung des Mittelwertes (ohne Extremwerte). Damit sind die beiden Indikatoren Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI und Ozonabbau (N<sub>2</sub>O) hier am wichtigsten für die Festlegung der Szenariereihenfolge und stehen in ihrer Bedeutung den mit Rang B eingestuften Indikatoren sehr nahe. Weniger bedeutsam sind dagegen die Ergebnisse zum aquatischen Eutrophierungspotential sowie zum KEA fossil und zum KEA nuklear.

Von den verbliebenen Informationsgrößen sind am bedeutendsten der *KEA solar* aufgrund der außergewöhnlich hohen Einwohnerwerte sowie die *Pflanzenschutzmittel-Menge* mit

ebenfalls sehr hohen Einwohnerwerten und zusätzlich sehr großen Unterschieden zwischen den Szenarien. Beide Größen sind jedoch nur bedingt mit den bisher erwähnten Indikatoren zu vergleichen und auch miteinander zu vergleichen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9 und 7.4.1.7.15). Bei der Festlegung der Szenarienreihenfolge berücksichtigen wir deswegen nur noch Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, wobei wir hierzu auf die näheren Erläuterungen und Einschränkungen in Kapitel 7.4.1.7.15 verweisen. Auch bei den *Ammoniak-Emissionen* gibt es erhebliche Schwankungsbreiten, weniger weitgehende dagegen bei den Rohöl-*äquivalenten* und den *Schwefeldioxid-Emissionen*. Da es zwischen den Rohöläquivalenten und dem KEA fossil große Überschneidungen gibt und zudem die Netto-Ergebnisse beider Indikatoren sehr ähnlich ausfallen, wird dieser Indikator in diesem Zusammenhang nicht weiter herangezogen. Bei den Schwefeldioxid-Emissionen ist zu beachten, dass diese auch in den Indikator Versauerungspotential eingehen, bei den Ammoniak-Emissionen, dass diese maßgeblich das terrestrische Eutrophierungspotential beeinflussen.

#### 7.4.1.5.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien

Nachfolgend wird anhand der Netto-Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-8) für die oben als entscheidend identifizierten Indikatoren ausgewertet, inwieweit sich die Szenarien aufgrund der Herkunft und Art der Stärke unterscheiden und ob sich eine belastbare Rangfolge der Szenarien erkennen lässt. Worauf die jeweiligen Unterschiede zurückzuführen sind, wird dann ausführlich bei der Diskussion der absoluten Ergebnisse erörtert (vgl. Kapitel 7.4.1.7).

Dass der Lebenswegabschnitt der Stärke-Bereitstellung bei einer umweltbezogenen Bewertung nicht zu vernachlässigen ist, ergibt sich augenscheinlich aus den Netto-Ergebnissen, wo sich deutliche Unterschiede zwischen den Szenarien und damit bedeutsame Umweltentlastungspotentiale zeigen. Im Mittel sind die Differenzen zwischen den Szenarien jedoch geringer als bei den Szenarien zur EPS-Herkunft (vgl. Abbildung 7-3).

Eine offensichtliche Rangfolge drängt sich auf den ersten Blick nicht auf. Deswegen fragen wir uns zuerst einmal, ob es ein Szenario gibt, dass eindeutig am ungünstigsten abschneidet. Unter diesem Blickwinkel zeigt sich schnell, dass dies auf die Verwendung von Weizenstärke aus konventionellem Anbau (Szenario 4) zutrifft: In den drei wichtigsten Kategorien Treibhauspotential, terrestrisches Eutrophierungspotential und Versauerungspotential errechnen sich für die Weizenstärke die höchsten Werte, bei den Dieselpartikel fallen die Einsparungen gegenüber dem schlechtesten Szenario mit 13,1 % relativ gering aus. Bezüglich der Naturraumbeanspruchung in der Natürlichkeitsklasse VI ergibt sich lediglich ein Minderbedarf von 3,2 % gegenüber Szenario 1, so dass diese beiden Szenarien quasi gleichauf liegen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.6). Die höchsten Beiträge ergeben sich für Szenario 4 dagegen wieder beim Ozonabbau, beim KEA fossil und beim KEA nuklear. Nur in einer der hier relevanten Kategorien, dem aquatischen Eutrophierungspotential, ist dieses Szenario gegenüber der Kartoffelstärke I (Szenario 3) aufgrund der sich aus den uns vorliegenden Angaben ergebenden geringeren Abwasserbelastung merklich besser als eines der anderen Szenarien. Gerade zu diesem Punkt ist die Datenlage jedoch wenig zufriedenstellend (vgl. Kapitel 7.4.1.7.3). Aber bereits aufgrund der geringeren Bedeutung dieses Indikators stellt dieser Befund diese Bewertung des Szenarios nicht in Frage; auch die weitgehende Doppelzählung bei terrestrischem Eutrophierungspotential und Versauerungspotential (vgl. Kapitel 7.4.1.7.4) hat keinen ergebnisbestimmenden Einfluss an dieser

Stelle. Zudem spricht für diese Einstufung auch noch, dass in diesem Szenario die höchste Pflanzenschutzmittelmenge benötigt wird.

Betrachtet man nun die verbleibenden Szenarien so belegt das Stärke-Vergleichsszenario (Szenario 1: Maisstärke) in den drei wichtigsten Kategorien den zweitschlechtesten Platz. Diese Einstufung wird auch nicht durch andere Ergebnisse insgesamt in Frage gestellt, da Maisstärke nahezu gleichbleibend in allen Kategorien auf hohem Niveau zwischen dem höchsten und dem dritthöchsten Wert pendelt. Nur beim weniger bedeutsamen aquatischen Eutrophierungspotential schneidet das Maisstärke-Szenario gegenüber anderen Szenarien wesentlich besser ab (vgl. die Diskussion hierzu in Kapitel 7.4.1.7.3). Zudem wird im Vergleich zu den weiteren Szenarien mit konventioneller Pflanzenproduktion wesentlich weniger Pflanzenschutzmittelmenge benötigt (mindestens um 62 %). Die Abstände zum ungünstigsten Szenario 4 sind jedoch bei den anderen entscheidenden Indikatoren meist recht gering: Diese betragen gegenüber Szenario 4 beim Treibhauspotential -1,9 %, beim terrestrischen Eutrophierungspotential -11,8 %, beim Versauerungspotential -10,1 %, bei den Dieselpartikeln +2,4 %, bei Naturraumbeanspruchung in Kategorie VII +3,2 %, beim Ozonabbau -23,3 % sowie beim KEA fossil -0,2 % und beim KEA nuklear -16,5 %. Damit zeigen sich insgesamt zwar Vorteile des Maisstärke-Einsatzes (Szenario 1) gegenüber der Verwendung von Weizenstärke aus konventionell produziertem Weizen (Szenario 4), beide Szenarien liegen aber relativ nahe beieinander.

Die nachfolgende Betrachtung der Ergebnisse zu den drei verbliebenen Szenarien bestätigt diese Einstufung von Szenario 1, das die Hauptproduktionsmenge der Stärke-Loose-fill-Packmittel repräsentiert (vgl. Kapitel 6.3.2), als unter Umweltgesichtspunkten zweit-ungünstigstes Szenario. So liegen die beiden Kartoffelstärke-Szenarien fast bei allen entscheidenden Indikatoren um rund 20 % bis 30 % besser – und das Weizenstärke-Szenario mit extensivem Anbau belegt entweder mittlere Plätze oder weist kaum Unterschiede zu den anderen Szenarien auf bzw. schneidet bei einigen entscheidenden Indikatoren (terrestrisches Eutrophierungspotential, Versauerungspotential, Naturraumbeanspruchung in Kategorie VI, Ozonabbau, Pflanzenschutzmittelmenge) am besten ab.

Die Reihenfolge dieser weiteren drei Szenarien lässt sich aufgrund teilweise gegensätzlicher Ergebnisse nicht so eindeutig feststellen. Deswegen vergleichen wir zuerst die beiden Kartoffelstärke-Szenarien (Szenarien 2 und 3) anhand der entscheidenden Indikatoren: Dabei zeigt sich nahezu durchgehend, dass Szenario 3 (Kartoffelstärke II: Abwasserverregnung) besser abschneidet. Szenario 2 liegt nur bei der Naturraumbeanspruchung in der Natürlichkeitsklasse VII sowie der Pflanzenschutzmenge geringfügig (jeweils 0,6 %) vorne – eine Differenz, die sich aus der prozessbezogenen Allokation ergibt (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9) und keine Auswirkungen auf die Reihenfolge der Szenarien hat. Damit wirkt es sich positiv aus, wenn wie für Szenario 3 angenommen das Abwasser der Kartoffelstärke-Produktion verregnet und damit Nährstoffe auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht werden sowie darüber zusätzlich der Energiebedarf gesenkt wird (vgl. Kapitel 6.1.2.4.7). Die relativen Unterschiede zwischen den beiden Szenarien sind jedoch mit -2,6 % beim Treibhauspotential, -3,1 % beim terrestrischen Eutrophierungspotential, -4,1 % beim Versauerungspotential und -0,8 % bei den Dieselpartikeln sowie mit -3,8 % beim KEA fossil und -5,7 % beim KEA nuklear relativ gering. Nur beim Ozonabbau (-13,1 %) und beim aquatischen Eutrophierungspotential (-99,2 %) sind die Einsparungen höher. Andererseits ist dabei zu beachten, dass die Stärke-Produktion in allen Fällen nur einen



begrenzten Anteil an den Netto-Emissionen hat (vgl. Kapitel 7.4.1.7). Da die Unterschiede zwischen diesen beiden Kartoffel-Stärke-Szenarien allein auf verfahrenstechnische Änderungen bei der Stärke-Produktion zurückzuführen sind, liegen die Einsparungen bezogen auf diesen Lebenswegabschnitt meist um ein Mehrfaches höher. Auch wenn sich dies nicht so sehr auf die Umweltrelevanz der Stärke-Loose-fill-Packmittel auswirkt, so gewinnt dieser Punkt an Bedeutung, wenn die Stärke-Herstellung im Zentrum des Interesses steht.

Weniger eindeutig zeigt sich dagegen der Vergleich zwischen den Kartoffelstärke-Varianten und der Verwendung von Weizenstärke aus extensivem Anbau (Szenario 5). Letztere weist in verschiedenen Kategorien die besten Ergebnisse auf. Besonders erwähnenswert sind die gegenüber allen anderen Szenarien einzigartigen Unterschiede: Das Weizenstärke-Szenario benötigt zwar größere Flächen, diese werden jedoch umweltverträglicher bewirtschaftet und werden damit nicht der Natürlichkeitsklasse VI, sondern der Natürlichkeitsklasse IV zugewiesen (vgl. Kapitel 5.2.7 und 7.4.1.7.6). Auch werden keine Pflanzenschutzmittel eingesetzt und damit der Eintrag entsprechender ökotoxikologisch relevanter Stoffe in die Umwelt vermieden (vgl. Kapitel 7.4.1.7.15). Da auch kein mineralischer Stickstoff-Dünger verwendet wird, fallen auch die daraus hergeleiteten Emissionen an  $N_2O$  (Ozonabbau) und Ammoniak deutlich geringer aus. Gerade letzteres wirkt sich zudem deutlich auf die sich überschneidenden Indikatoren terrestrisches Eutrophierungspotential und Versauerungspotential (vgl. Kapitel 7.4.1.7.4) aus, wo dieses Szenario ebenfalls am besten abschneidet. Andererseits liegen die Kartoffelstärke-Szenarien bei den energiebezogenen Parametern deutlich vorne – maximal beim KEA fossil um 20,5 %, beim KEA nuklear um 26,5 %. Daraus resultiert auch ein Vorsprung von bis zu 7,3 % vor Szenario 5 beim Treibhauspotential.

Damit lässt sich keine eindeutige Reihenfolge zwischen den Szenarien 2 und 3 einerseits und Szenario 5 andererseits aufstellen. Je nach Schwerpunktsetzung können hier unterschiedliche erste Plätze vergeben werden: So zeigen die Kartoffelstärke-Szenarien insbesondere Vorteile bei einer energie- und flächenfokussierten Bewertung, während der extensive Weizenanbau dann besonders gut abschneidet, wenn Fragen der Naturraumbbeanspruchung (Umweltschutz auf der Fläche) sowie Punkte, die mit der Verwendung mineralischer Düngemittel und von Pflanzenschutzmitteln verbunden sind, in den Vordergrund rücken. Optimal würde danach insgesamt der Einsatz von Kartoffelstärke aus extensiv angebauten Kartoffeln abschneiden.

## 7.4.1.6 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse

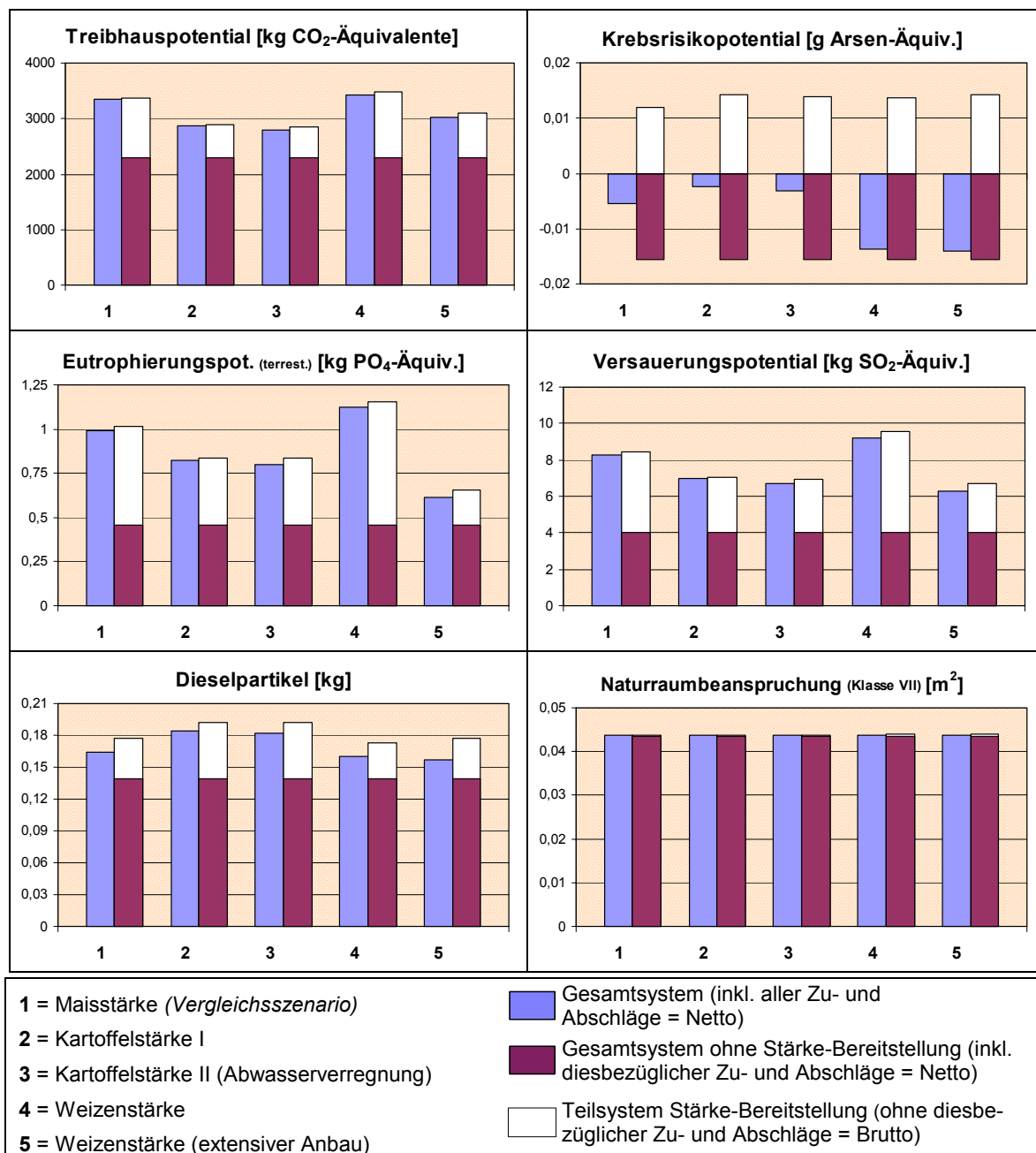


Abbildung 7-9: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Stärkeherkünfte bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup>  
(Fortsetzung auf den nächsten Seiten)

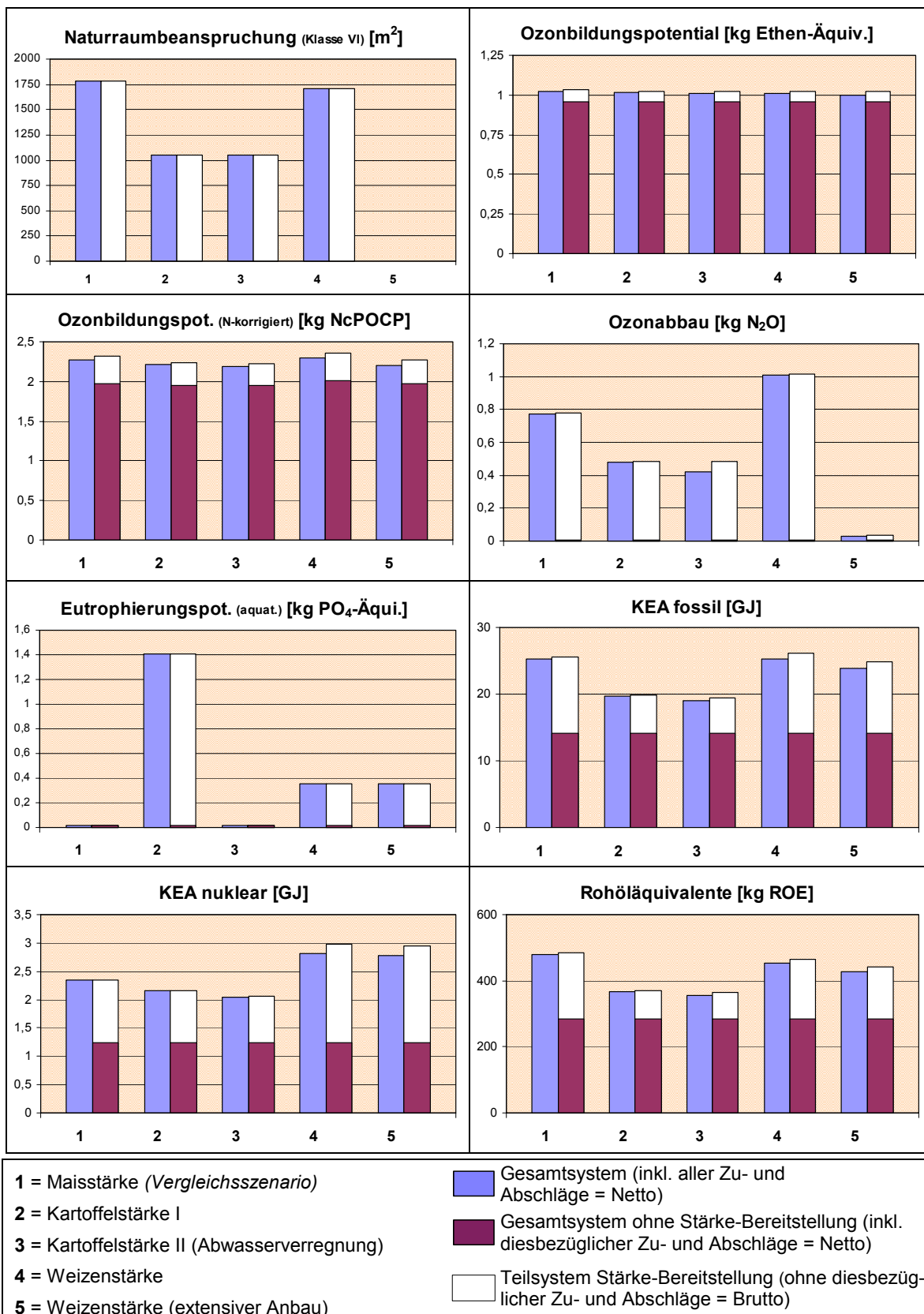


Abbildung 7-9: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Stärkeherkünfte bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ (Fortsetzung auf der nächsten Seite)

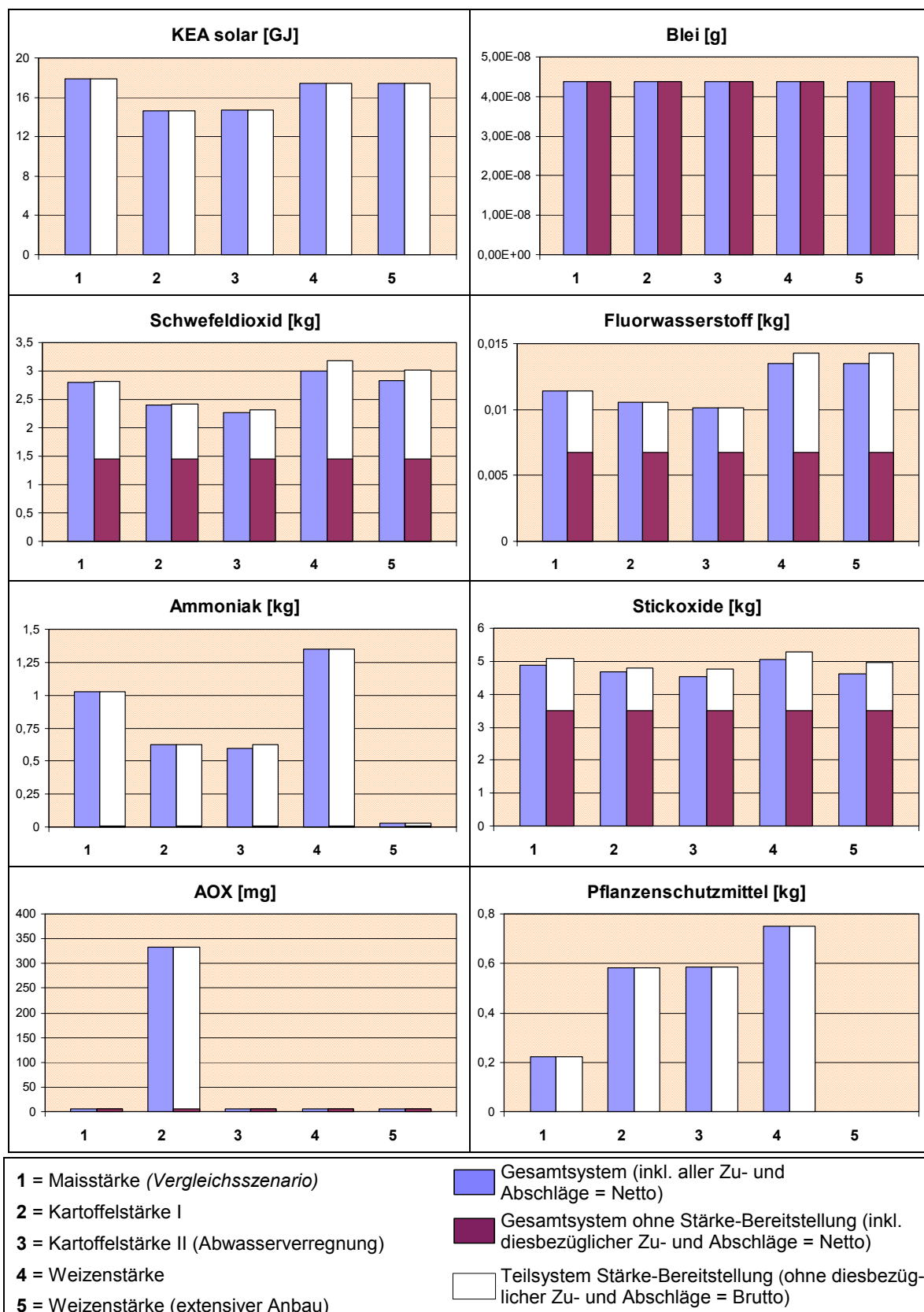


Abbildung 7-9: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Stärkeherkünfte bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³

#### 7.4.1.7 Diskussion der absoluten Ergebnisse

##### 7.4.1.7.1 Beitrag zum Treibhauspotential

Bei diesem Vergleich werden Szenarien gegeneinander gestellt, in denen vor allem nachwachsende Rohstoffe verwendet werden. Erstaunlicherweise ergibt sich aus den Annahmen, die der Modellierung und der Bewertung zu Grunde liegen, dennoch, dass der Beitrag zum *Treibhauspotential*, der mit Rang A (sehr große Bedeutung) eingestuft ist und relativ hohe maximale Einwohnerwerte aufweist, den größten Einfluss auf die Umweltrelevanz der Szenarien hat (vgl. Kapitel 7.4.3.4.2). Zurückzuführen sind diese verhältnismäßig hohen Werte in erster Linie auf die in allen Szenarien angenommene Entsorgung der Loose-fill-Packmittel im bundesdeutschen Beseitigungsmix, wobei ein Großteil der Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfälle deponiert und aufgrund der biologischen Abbaubarkeit in sehr treibhauswirksames Methan umgewandelt wird (vgl. Kapitel 6.5.7.3 und 7.4.3.6.1). Rund 10 % der CO<sub>2</sub>-Äquivalente des Teilsystems ohne die Stärke-Bereitstellung gehen außerdem auf die Polyvinylalkohol-Produktion zurück. Ein nicht unerheblicher Anteil wird jedoch auch durch die Stärke-Bereitstellung verursacht.

Die Netto-Ergebnisse zum Treibhauspotential werden in allen Szenarien knapp durch Methan dominiert (48 - 57 % der CO<sub>2</sub>-Äquivalente), das vor allem bei der Deponierung freigesetzt wird (vgl. Kapitel 7.4.3.6.1). Der Beitrag von Kohlendioxid bewegt sich zwischen 37 % bis 45 % der CO<sub>2</sub>-Äquivalente. Auch die Distickstoffoxid-Emissionen tragen mit 4,6 % bis 9,2 % in den Szenarien 1 bis 4 und mit 0,3 % in Szenario 5 zum Treibhauspotential bei (vgl. hierzu Kapitel 7.4.1.7.8). Wichtige Quellen für Treibhausgase sind neben Prozessen der Energiebereitstellung und Transporten vor allem die Depositionierung der Stärke-Loose-fill-Packmittel, Feldarbeiten und die Stickstoff-Düngung.

Ganz andere Verhältniszahlen ergeben sich dagegen bei einer isolierten Betrachtung der Stärke-Bereitstellung: Dort dominieren die Kohlendioxid-Emissionen eindeutig die Ergebnisse, während der Beitrag der Methan-Emissionen nur 3 % bis maximal 5 % beim Szenario 5 erreicht. In den Szenarien 1 bis 4 haben ferner die Distickstoffoxid-Emissionen einen relativ hohen Anteil (22,3 % bis 26,8 % der Kohlendioxid-Äquivalente) (vgl. Kapitel 6.1.1.5 sowie die nachfolgende Diskussion zum Ozonabbau in Kapitel 7.4.1.7.8). In diesem Lebenswegabschnitt tragen damit vor allem die Energiegewinnung, Transporte und Feldarbeiten sowie die Produktion und Anwendung von Stickstoffdüngern zum Treibhauspotential bei.

Die Netto-Unterschiede zwischen den Szenarien belaufen sich auf höchstens 18 %, so dass das Einsparpotential eher gering erscheint. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass hier für die Beseitigung derjenige Entsorgungsweg angenommen wird, bei dem am meisten klimawirksames Methan unkontrolliert entweicht. Dementsprechend hat auch die Stärke-Bereitstellung netto nur einen relativ geringen Anteil von 18,0 % bis 31,7 % an den insgesamt emittierten Kohlendioxid-Äquivalenten. Vergleicht man jedoch die Netto-Werte für die Stärke-Bereitstellung miteinander, so ergeben sich erhebliche Unterschiede von bis zu 55 %. Da dieser Punkt im Zentrum dieses Vergleichs steht und sich zudem die Relation zu den Netto-Ergebnissen bei Betrachtung einer anderen Entsorgungsvariante deutlich ändern dürfte, beziehen sich die nachfolgenden Betrachtungen auf den Lebenswegabschnitt der Stärke-Bereitstellung: Am besten schneidet dabei Szenario 3 (Kartoffelstärke II) ab. Aufgrund verfahrenstechnischer Änderungen wie der Abwasserverregnung und dem Verzicht

auf die Herstellung eines Kartoffelfruchtwasser-Konzentrats fallen die Treibhausgas-Emissionen gegenüber dem zweiten, an nächster Stelle folgenden Kartoffelstärke-Szenario (Szenario 2) um 12,9 % geringer aus. Noch größere relative Auswirkungen ergeben sich beim Weizenanbau über die Extensivierung: Diese senkt den Beitrag zum Treibhauspotential beim Szenario 5 (Weizen extensiv) gegenüber dem höchsten Wert (Szenario 4: Weizen konventionell) um 35,3 % ab. Damit erreicht Szenario 5 aber immer noch um 20,1 % bzw. 30,4 % höhere Werte als die beiden Kartoffelstärke-Szenarien. Relativ ähnlich schneiden dagegen mit einem geringen Vorsprung von 5,8 % für Szenario 1 die Verwendung von Stärke aus konventionell angebautem Mais und Weizen (Szenario 4) ab.

Vom Netto-Beitrag der Stärke-Bereitstellung zum Treibhauspotential entfallen bei den Szenarien 1 bis 4 zwischen 42 % und 61 % auf die Landwirtschaft, so dass sich dieses etwa hälftig auf die Stärke-Produktion und die Landwirtschaft verteilt. Anders stellt sich dies beim Szenario 5 (Weizen extensiv) dar: Der Verzicht auf mineralische Stickstoff-Düngemittel führt dazu, dass der Anteil der Stärke-Produktion auf knapp 90 % steigt. Die hier wirksam werdenden Mechanismen werden ausführlich im Zusammenhang mit dem KEA gesamt (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9) und dem Ozonabbau (vgl. Kapitel 7.3.1.6.8) besprochen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass es trotz der Dominanz der Entsorgungssysteme immer noch merkliche Unterschiede zwischen den Szenarien von fast einem Fünftel gibt, die auf den Einsatz verschiedener Stärkearten zurückgehen. Bezogen auf die Stärke-Bereitstellung selbst ergeben sich Einsparpotentiale von über 50 %. Am besten schneidet dabei insgesamt der Einsatz von Kartoffelstärke ab. Weiterhin wirken sich Extensivierungsmaßnahmen beim Anbau der nachwachsenden Rohstoffe sowie verfahrenstechnische Optimierungen bei der Stärke-Produktion sehr positiv auf die Ergebnisse aus.

#### 7.4.1.7.2 Krebsrisikopotential

Auch wenn Abbildung 7-9 auf den ersten Blick einen relativ hohen Brutto-Beitrag der Stärke-Bereitstellung zum Krebsrisiko-Potential vermuten lässt, so zeigt eine Betrachtung der spezifischen Beiträge – die Einwohnerwerte für die Stärke-Bereitstellung liegen stets unter vierzig –, dass die Emissionsfrachten für die in diesem Indikator zusammengefassten Schadstoffe verhältnismäßig gering ausfallen. Die Brutto-Ergebnisse für alle untersuchten Arten der Stärke-Bereitstellung bewegen sich etwa in der gleichen Größenordnung. Über alle Szenarien hinweg geht dabei der Hauptanteil auf Nickel-Emissionen (im Durchschnitt rund 30 % Prozent) zurück, gefolgt von Benzo(a)pyren und Benzol (beide etwa 20 %) sowie Arsen (ca. 14 %). Insgesamt kommen über zwei Drittel des Krebsrisikopotentials aus dem Bereich der Landwirtschaft (vor allem Feldarbeiten inklusive der Vorketten) und weniger als ein Drittel aus der Stärkeproduktion (vor allem Energieerzeugung).

Netto ergeben sich aber für alle Szenarien negative Ergebnisse – und damit insgesamt Entlastungen: Dies liegt zum Einen daran, dass das Teilsystem ohne Stärke-Bereitstellung aufgrund der bei der Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel erzeugten Endenergiemengen (vgl. Kapitel 7.4.3.6.2) und der dafür gegengerechneten Abzüge Output stets negative Ergebnisse aufweist – und diese in der gleichen Größenordnung liegen wie die Brutto-Werte für die Stärke-Bereitstellung. Zum Anderen werden zusätzliche Abzüge aus der Stärke-Bereitstellung verrechnet: Inputbezogen wirken sich hier insbesondere Feldarbeiten im Zusammenhang mit der Brachennutzung aus, outputbezogen vor allem die Endenergieproduktion aus Biogas bei der Weizenstärke-Produktion. Die Netto-Einwohner-

werte bewegen sich mit –6 bis –36 jedoch in einer Größenordnung, die etwa um den Faktor 100 unter den maximalen Einwohnerwerten der besonders auswertungsrelevanten Indikatoren liegt. Dies zeigt deutlich, dass trotz der prinzipiell sehr hohen Umweltrelevanz kanzerogener Stoffe diese bei der umweltbezogenen Bewertung der betrachteten Szenarien nur eine sehr nachrangige Rolle spielen. Andererseits gilt auch, dass diese Emissionen weiter gesenkt werden könnten über Verbesserungen im Bereich der Transporte und der konventionellen Energieerzeugung.

#### 7.4.1.7.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch)

##### Terrestrisches Eutrophierungspotential

Im terrestrischen Eutrophierungspotential werden die Stickstoffoxid- und Ammoniak-Emissionen zu einem Indikator zusammengefasst. Für diesen ergibt sich zwischen den Szenarien ein relativ großer maximaler Unterschied von bis zu 45 %. Der maximale Einwohnerwert für diesen Indikator mit großer Bedeutung (Rang B) liegt mit 2.957 deutlich über dem Mittelwert aller Indikatoren (ohne Extremwerte; vgl. Kapitel 7.4.1.5.1). Deshalb sind die Ergebnisse zum terrestrischen Eutrophierungspotential sehr bedeutsam für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien (vgl. Kapitel 7.4.1.5.2).

Die Ammoniak-Emissionen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.13) hängen praktisch vollständig, der Teil der Stickoxid-Emissionen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.7), der auf die Stärke-Bereitstellung zurückgeht, zumindest zu einem bedeutenden Anteil mit den Annahmen zum Einsatz mineralischer Stickstoff-Dünger zusammen. Da sich in den Schadstoff-spezifischen Ausführungen weitere Erklärungen zu den einzelnen Schadgasen finden, konzentrieren wir uns hier auf Unterschiede bei den Netto-Ergebnissen: Entsprechend der Bedeutung der N-Düngergaben ist es nur folgerichtig, dass Szenario 5 (extensiver Weizenanbau), welches ohne die Verwendung derartiger Dünger auskommt, im Vergleich zu den anderen Szenarien deutlich besser abschneidet. Der Vorsprung gegenüber dem konventionellen Weizenanbau (Szenario 4), liegt bei rund 45 %, gegenüber Szenario 1 (Maisstärke) bei 38 % und gegenüber den Kartoffelstärke-Szenarien bei 26 % (Szenario 2) bzw. 23 % (Szenario 3).

Der Netto-Beitrag der Stärke-Bereitstellung bewegt sich zwischen 25,3 % (Szenario 5) und 59,3 % (Szenario 4) und entspricht damit in allen Fällen einem relativ großen Teil der Gesamtemissionen. Während die Landwirtschaft beim Szenario 5 an den szenarienbezogenen Netto-Ergebnissen nur einen Anteil von 7,0 % hat, steigt dieser bei den Szenarien 1 bis 4 auf Werte zwischen 38,1 % und 49,3 % an. Die Stärke-Produktion ist in diesen vier Szenarien dagegen nur zu 3,2 % bis 10,0 % an den Netto-Gesamtemissionen beteiligt; dabei handelt es sich vor allem um Stickoxid-Emissionen aus der Energiebereitstellung. Angesichts dieser Verhältniszahlen überrascht es nicht, dass die Ammoniak-Emissionen in diesen vier Szenarien circa 56,1 % bis 66,7 % des terrestrischen Eutrophierungspotential aus der Stärke-Bereitstellung abdecken; zu den Netto-Emissionen für das gesamte Szenario tragen die Ammoniak-Emissionen jeweils zu 26,2 % bis 41,6 % bei. Beim Szenario 5 liegen diese Anteile aufgrund fehlender mineralischer N-Düngung dagegen nur bei 4,0 % bzw. 1,6 %; in diesem Fall dominieren diejenigen Stickoxid-Emissionen das terrestrische Eutrophierungspotential, die auf den Energieverbrauch der Stärke-Produktion sowie auf Feldarbeiten zurückzuführen sind.

Die Unterschiede zwischen den Szenarien beim terrestrischen Eutrophierungspotential hängen damit vor allem vom Bedarf an mineralischen Stickstoff-Düngern ab - und folglich auch sehr direkt von den für die Ammoniak-Freisetzung angenommenen Emissionsfaktoren (vgl. Kapitel 6.1.1.5). Eventuelle Emissionen aufgrund organischer N-Düngung werden dabei vernachlässigt. Keine Rolle spielt dies beim Vergleich der Szenarien zum konventionellen Anbau, wo sich recht deutliche Optimierungspotentiale über die Art der Stärkepflanze ergeben. Eine Extensivierung mit Verzicht auf den Einsatz mineralischer N-Dünger wirkt sich grundsätzlich am positivsten auf die Ergebnisse aus.

#### Aquatisches Eutrophierungspotential

Beim aquatischen Eutrophierungspotential gibt es zwischen den Szenarien sehr große Unterschiede von nahezu 100 %. Da zudem der maximale Einwohnerwert von 2.700 den Mittelwert aller Szenarien (ohne Extremwerte, s. Kapitel 7.4.1.5.1) überschreitet, ist dieser Indikator bei einer umweltbezogenen Bewertung auf jeden Fall zu beachten. Die Darstellung der Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-9) zeigt augenscheinlich, dass Szenario 2 (Kartoffelstärke I) unbestritten den höchsten Wert aufweist. Die beiden an nächster Stelle folgenden, gleichauf liegenden Weizenszenarien (Szenario 4 und 5) schneiden bereits um 75 % besser ab, das Maisstärke-Szenario (Szenario 1) und das Kartoffelstärke-Szenario II (Szenario 3) sogar um rund 99 %.

Beim Szenario 2 belaufen sich die Emissionen aus dem Teilsystem ohne Stärke-Bereitstellung lediglich auf 0,8 %, bei den Weizenstärke-Szenarien kommt dieses Teilsystem nicht einmal auf 4 %. Absolut gesehen dominieren damit die Emissionen aus der Stärke-Bereitstellung eindeutig die Ergebnisse. Diese sind wiederum zu nahezu 100 % auf die Frachten im Abwasser der Stärke-Produktion zurückzuführen. Diesbezüglich wird bei der Modellierung immer davon ausgegangen, dass das bei der Stärke-Produktion anfallende Abwasser im Anschluss an die Produktion in einer biologisch-mechanischen Abwasserreinigungsanlage (vgl. Kapitel 6.5.8) gereinigt wird. Die Berechnung des Eutrophierungspotentials bezieht sich dann auf die letztendlich in den Vorfluter eingeleiteten Stofffrachten. Eine Ausnahme macht hier nur Szenario 3: Bei dieser als Kartoffelstärke-Produktion II bezeichneten Variante (vgl. Kapitel 6.1.2.4.7) wird angenommen, dass das Abwasser auf landwirtschaftliche Flächen verregnet und so als Düngemittel genutzt wird. Da wir davon ausgehen, dass dabei kein Oberflächenabfluss in Gewässer stattfindet, ergibt sich für diese Art der Stärkeproduktion auch kein Beitrag zur aquatischen Eutrophierung.

Bei den anderen Szenarien hängt das aquatische Eutrophierungspotential dagegen von den Abwassermengen, der Belastung des Abwassers und den für die Kläranlage angenommenen; in allen Fällen gleichbleibenden Wirkungsgraden (vgl. Tabelle 6-66) ab. Hier sticht insbesondere Szenario 2 hervor: Mit 3,32 l/kg Stärke ist die Menge des Produktionsabwassers, das zudem relativ hohe CSB- und Phosphor-Werte aufweist (vgl. Tabelle 6-30), bereits am höchsten; zusätzlich fallen noch größere Mengen an weniger hoch belastetem Schwemm- und Waschabwasser (1,1 l/kg Stärke; vgl. Tabelle 6-28) sowie an Brüdenkondensat (2,0 l/kg Stärke; vgl. Kapitel 6.1.2.4.4) an. Zusammen führt dies zum höchsten aquatischen Eutrophierungspotential, an dem Phosphor-Verbindungen zu rund 70 %, Stickstoff-Verbindungen mit etwa 19 % und der Chemische Sauerstoff-Bedarf (CSB) mit 11 % beteiligt sind.



Deutlich weniger Abwasser resultieren mit 2,63 l/kg Stärke aus der Weizenstärke-Produktion (Szenarien 4 und 5); auch die Abwasserbelastung ist nicht zuletzt wegen einer der Kläranlage vorgeschalteten anaeroben Abwasserreinigung geringer (vgl. Tabelle 6-39). Von dem absolut gesehen sehr viel niedrigeren aquatischen Eutrophierungspotential gehen rund 55 % auf Phosphor-Verbindungen zurück; der Anteil der Stickstoffverbindungen liegt bei 39 %, der des CSB bei knapp 6 %.

Bei der Maisstärke-Produktion ergeben sich dagegen nur relativ geringe Mengen (0,61 l/kg Stärke) an verhältnismäßig wenig belastetem Brüdenkondensat als Abwasser (Tabelle 6-25). Da keine Angaben zum Phosphor-Gehalt vorliegen, verteilt sich das Eutrophierungspotential zu rund 19 % auf Stickstoffverbindungen und zu etwa 81 % auf den CSB.

Insgesamt zeigen sich beim aquatischen Eutrophierungspotential große Optimierungspotentiale zwischen den Szenarien über Veränderungen im Bereich der Stärke-Produktion. Andererseits darf bei einer Interpretation der Ergebnisse auch nicht ausgeblendet werden, dass nur relativ wenige Angaben zur Zusammensetzung von Abwasser aus der Stärke-Produktion vorliegen und verlässliche repräsentative Werte fehlen. Weiterhin gibt es bei den Angaben zum Abwasser aus der Kartoffelstärke-Produktion erhebliche Schwankungsbereiche - und fehlen andererseits Informationen zum Phosphor-Gehalt des Brüdenkondensats aus der Maisstärke-Produktion. Dennoch gilt, dass sich auf Basis der derzeit verfügbaren Daten die oben diskutierten Ergebnisse und damit auch diese Möglichkeiten zur Reduzierung ergeben. Den größten Beitrag liefert dabei die Abwasserverregnung, aber auch die Vorschaltung einer anaeroben Abwasserreinigung, die zudem mit einem Energiegewinn verbunden sein kann, wirkt sich positiv aus. Sehr gut schneidet aber immer die hier modellierte Maisstärke-Produktion ab, da hier nur Brüdenkondensat als Abwasser anfällt.

#### 7.4.1.7.4 Versauerungspotential

Beim Versauerungspotential handelt es sich um einen Indikator mit großer Bedeutung (Rang B), für den sich zudem ein maximaler Einwohnerwert von 2.467 ergibt, der den Mittelwert aller Indikatoren (ohne Extremwerte, s. Kapitel 7.4.1.5.1) sehr knapp übersteigt. Die Ergebnisse zum Versauerungspotential weisen die gleiche Reihenfolge auf wie beim terrestrischen Eutrophierungspotential (vgl. Kapitel 7.4.1.7.3); das maximale Reduktionspotential bei den Netto-Ergebnissen liegt mit 32 % jedoch nicht ganz so hoch, der Anteil der Stärke-Bereitstellung an den Netto-Ergebnissen mit 36,3 % und 56,7 % jedoch im gleichen Bereich. Damit kommt diesem Indikator auch bei diesem Vergleich eine wichtige Rolle bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien zu.

Andererseits ist bei der Interpretation auch zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse durch drei Sachbilanzparameter (Ammoniak, Stickoxide, Schwefeldioxid) dominiert werden (vgl. Tabelle 7-12), von denen die ersten beiden bereits die Hauptrolle beim terrestrischen Eutrophierungspotential spielen. Da der Anteil der Ammoniak- und Stickstoffoxid-Emissionen jeweils über 50 % der szenarienbezogenen Netto-Ergebnisse erreicht und zudem die Ergebnisse zu den Schwefeldioxid-Emissionen keine völlig gegensätzlichen Tendenzen aufweisen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.11), müssen die Ergebnisse zum Versauerungspotential zwangsläufig sehr ähnlich wie beim terrestrischen Eutrophierungspotential ausfallen. Damit lassen sich die dortigen Anmerkungen weitgehend auch an diese Stelle übertragen – und gleichzeitig relativiert sich die Bedeutung der Ergebnisse zum Versauerungspotential aufgrund der offensichtlichen Doppelwertung der Ammoniak- und Stickstoff-Emissionen.

Hier zeigt sich sehr augenscheinlich, dass eine Zuordnung spezifischer Sachbilanzparameter zu mehreren Wirkungskategorien eine detaillierte Analyse der einzelnen Ergebnisse erfordert, wenn die Gefahr von Fehlinterpretationen vermieden werden soll. Bei der Diskussion zur Festlegung der Szenarienreihenfolge wird diese Doppelzählung deshalb thematisiert (vgl. Kapitel 7.4.3.4.3). Da sich die Herkunft der Ergebnisse gut aus den Erläuterungen zum terrestrischen Eutrophierungspotential (vgl. Kapitel 7.4.1.7.3) und zu den Schwefeldioxid-Emissionen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.11) ableiten lässt, wird hier nicht mehr näher darauf eingegangen, sondern auf die entsprechenden Ausführungen verwiesen.

Tabelle 7-12: Zusammensetzung des für die Szenarien zur Stärke-Herkunft errechneten Versauerungspotentials (je 100 m<sup>3</sup> Stärke-Loose-fill-Packmittel; netto)

Szenario	Ammoniak	Schwefeldioxid	Stickoxide	Gesamt*
1 Maisstärke (Stärke-Vergleichsszenario)	23,4%	33,8%	41,2%	<b>98,4%</b>
2 Kartoffelstärke I (Kläranlage)	16,8%	34,5%	46,9%	<b>98,2%</b>
3 Kartoffelstärke II (Abwassererregung)	16,8%	33,9%	47,6%	<b>98,3%</b>
4 Weizenstärke (konventionell produzierter Weizen)	27,5%	32,6%	38,3%	<b>97,7%</b>
5 Weizenstärke (extensiv produzierter Weizen)	0,8%	45,2%	51,7%	<b>98,4%</b>

\* Bezogen auf das Netto-Ergebnis für das jeweilige Szenario

#### 7.4.1.7.5 Dieselpartikel-Emissionen

Die Dieselpartikel-Emissionen (Rang B: große Bedeutung) weisen mit maximal 5.949 Einwohnerwerten einen relativ hohen spezifischen Beitrag auf und sind deshalb für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien grundsätzlich sehr bedeutsam. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass zum Einen die Stärke-Bereitstellung netto gesehen daran nur einen Anteil von 11,4 % bis 23,5 % hat – und zum Anderen sich die Netto-Ergebnisse zwischen den Szenarien lediglich um 14 % unterscheiden.

Bezogen auf die Stärke-Bereitstellung stammen im Durchschnitt rund 80 % der Dieselpartikel aus der Landwirtschaft. Dort sind sie zu 70 – 80 % auf Feldarbeiten zurückzuführen, deren Umfang vor allem von der Pflanzenart und der Größe der bewirtschafteten Fläche abhängt. Dabei ist der Aufwand je Hektar für den Kartoffelanbau am höchsten. Die restlichen Dieselpartikel-Emissionen gehen vor allem auf die Bereitstellung von Stickstoff- und Phosphor-Düngern zurück.

Entsprechend der Flächenabhängigkeit zeigt sich relativ deutlich der Einfluss der input-bezogenen Äquivalenzsysteme, d.h. der alternativ angenommenen Brachebewirtschaftung der für den Anbau der nachwachsenden Rohstoffe benötigten Flächen (vgl. Kapitel 5.1.2.10). Auf die daraus resultierenden Abzüge Input sind die Unterschiede zwischen den Netto- und den Brutto-Ergebnissen vor allem zurückzuführen. Dies erklärt auch, warum diese Differenzen bei den Szenarien mit geringerem Flächenbedarf (vgl. Kapitel 7.4.1.7.6) prozentual gesehen niedriger ausfallen: Bei den Kartoffel-Szenarien (Szenario 2 und 3) vermindern sich die Brutto-Werte nur um rund 4,6 %, beim extensiven Weizenanbau (Szenario 5) dagegen sogar um 11,1%.

Abschließend ist festzuhalten, dass es zwar Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien gibt, dass aber die Stärke-Art selbst letztendlich nur einen relativ geringen Einfluss auf die Dieselpartikel-Emissionen hat. Dennoch gibt es Optimierungspotentiale bei der Stärke-Bereitstellung: Da in diesem Lebenswegabschnitt die Dieselpartikel-Emissionen vor allem auf Feldarbeiten zurückzuführen sind, wäre es unter Umweltgesichtspunkten wünschenswert, die dabei verwendeten Traktoren und weiteren selbstfahrenden Geräte mit Rußfiltern auszustatten oder anstelle von Diesel Treibstoffe auf Basis pflanzlicher Öle einzusetzen.

#### 7.4.1.7.6 Naturraumbeanspruchung

##### Natürlichkeitsklasse VII – Deponiefläche

Charakteristisch für die landwirtschaftliche Produktion und die Verarbeitung nachwachsender Rohstoffe sind sehr geringe Mengen an Abfällen zur Beseitigung: Ernterückstände wie etwa Stroh werden entweder anderweitig genutzt oder direkt in die Böden eingearbeitet, Abfälle bzw. Nebenprodukte bei der Stärkeproduktion gehen beispielsweise als Tierfutter oder als organische Dünger zurück in die Landwirtschaft. Dies prägt auch die Ergebnisse zur Beanspruchung von Deponieflächen (Natürlichkeitsklasse VII), die bezogen auf den Lebenswegabschnitt der Stärke-Bereitstellung unabhängig vom Szenario nahe Null liegen. Deutlich höher sind dagegen die für alle Szenarien praktisch identischen Netto-Ergebnisse, die nahezu ausschließlich auf die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel im bundesdeutschen Beseitigungsmix zurückzuführen sind. Deswegen betrachten wir diesen Punkt ausführlicher im Zusammenhang mit den Entsorgungsszenarien (vgl. Kapitel 7.4.3.6.6).

##### Natürlichkeitsklasse VI– Konventionell landwirtschaftlich genutzte Fläche

Auch bei der Beurteilung der Naturraumbeanspruchung nehmen wir an, dass prinzipiell verfügbare, stillgelegte landwirtschaftliche Flächen, die andernfalls als Grünbrache bewirtschaftet werden würden, stattdessen für den Anbau der nachwachsenden Rohstoffe genutzt werden (vgl. Kapitel 6.1.1.3.5). Die intensivere Flächennutzung bei der konventionellen landwirtschaftlichen Produktion der Stärkepflanzen und die damit einhergehende größere Naturferne führen innerhalb der von uns verwendeten Systematik dazu, dass die Natürlichkeitsklasse von Kategorie V (Grünbrache) auf Kategorie VI (Konventioneller Mais-, Kartoffel und Maisanbau) sinkt (vgl. Kapitel 5.2.7). Demgemäß verändert sich auch die Bedeutung der Naturraumbeanspruchung von gering (Rang D für die Grünbrache) auf mittel (Rang C für die konventionelle Produktion der Stärkepflanzen) (vgl. Kapitel 4.4.3).

Da sich für diesen Indikator zudem relativ hohe Einwohnerwerte von maximal 6.155 ergeben, kommt der Naturraumbeanspruchung bei der umweltbezogenen Beurteilung der Szenarien insgesamt eine wichtige Rolle zu. Zusätzlich ist an dieser Stelle zu beachten, dass wir aus Gründen der Vergleichbarkeit über verschiedene Natürlichkeitsklassen hinweg die Einwohnerwerte bei der Naturraumbeanspruchung standardmäßig jeweils auf die Gesamtfläche Deutschlands beziehen. Alternativ wäre es jedoch auch zu rechtfertigen, die Einwohnerwerte für andere Bezugsgrößen zu berechnen (vgl. die Diskussion zur Deponiefläche in Kapitel 7.3.1.6.6). An dieser Stelle bietet sich die insgesamt in Deutschland landwirtschaftlich genutzte Fläche an, die 1997 mit rund 170 Mrd. m<sup>2</sup> [BML 1997] etwa 48 % der Landesfläche ausmachte (2.073 m<sup>2</sup>/Einwohner). Das Maximum der Einwohnerwerte läge dann bei 12.925 für Szenario 1 (Maisstärke) und immerhin noch bei 7.581 bei dem am

besten abschneidenden Szenario mit konventioneller Pflanzenproduktion (Szenario 2: Kartoffelstärke I). Diese Werte übersteigen die Einwohnerwerte aller anderen Indikatoren mit Ausnahme des KEA solar und der Pflanzenschutzmittel-Menge erheblich. Dieser relativ hohe spezifische Beitrag der Szenarien im Vergleich zur insgesamt in Deutschland genutzten Landwirtschaftsfläche macht deutlich, dass die Umweltrelevanz dieser auf nachwachsende Rohstoffe zurückgreifenden Szenarien zu einem nicht geringen Anteil von der Frage abhängt, wie die Naturraumbeanspruchung einer konventionellen Pflanzenproduktion beurteilt wird.

Bei den absoluten Ergebnissen zur Naturraumbeanspruchung gibt es relativ große Unterschiede zwischen einzelnen Szenarien (vgl. Abbildung 7-9 und Tabelle 7-23): Die extensive Weizenproduktion (Szenario 5) glänzt logischerweise mit einem Wert von Null, da die extensive Nutzung einer anderen Natürlichkeitsklasse zugeordnet ist (s. Kapitel 5.2.7 und die nachfolgende separate Diskussion). Von den verbleibenden Szenarien hat Szenario 1 (Maisstärke) den größten Naturraumbedarf in der Natürlichkeitsklasse VI; mit einem Abstand von nur 4,2 % folgt dicht dahinter Szenario 4 (Konventioneller Weizenanbau). Wesentlich besser schneiden die beiden Kartoffelstärke-Szenarien (Szenario 2 und 3) ab, die insgesamt rund 40 % weniger Fläche belegen. Hier wirkt sich deutlich aus, dass die Trockensubstanzerträge und Stärkeausbeuten je Hektar im Vergleich zu Mais und Weizen wesentlich höher liegen (vgl. Tabelle 6-22). Damit lässt sich den Ergebnisse zum Einen entnehmen, dass die Anbauintensität wesentliche Auswirkungen auf die Naturferne bzw. Naturnähe der bewirtschafteten Flächen hat. Zum Anderen wird offensichtlich, dass die Festlegung auf eine Pflanzenart entscheidend zum Umfang der benötigten Fläche beiträgt; inwieweit sich diesbezüglich eine Extensivierung auswirkt, wird unter der nächsten Zwischenüberschrift diskutiert.

Abschließend soll noch auf einen Aspekt eingegangen werden, der zuerst eventuell unverständlich wirkt: Für die Kartoffelstärke-Produktion II (Szenario 3) ergibt sich gegenüber der Kartoffelstärke-Produktion I (Szenario 2) ein geringfügig ( $< 1\%$ ) höherer Flächenbedarf, obwohl sowohl die Stärkeausbeute bei der Stärkeproduktion als auch der Anbau jeweils identisch sind. Hier wirkt sich die prozessbezogene Allokation (vgl. Kapitel 5.1.1.2) aus, die in diesem Fall nach dem Wert der Produkte der Kartoffelstärke-Produktion erfolgt (vgl. Tabelle 6-34 und Tabelle 6-35): Da bei der Kartoffelstärke-Produktion II (Szenario 3) kein Fruchtwasserkonzentrat anfällt, wird der Stärke ein geringfügig höherer Anteil an den insgesamt mit der Herstellung verbundenen Inputs und Outputs angerechnet – und damit auch ein geringfügig erhöhter Anteil des Kartoffel-Inputs der Stärke zugeschlagen. Diese absoluten Unterschiede sind jedoch so gering, dass sie keine Praxisrelevanz haben.

#### Natürlichkeitsklasse IV – Extensiv landwirtschaftlich genutzte Fläche

Diese relativ naturnahe Form der Naturraumbeanspruchung wird in den Ergebnisabbildungen nicht ausgewiesen, da ihr nur eine sehr geringe Bedeutung (Rang E) hinsichtlich der Umweltauswirkungen zugesprochen wird (vgl. Kapitel 5.2.7 und 4.4.3). Dennoch ist es für eine adäquate Beurteilung der Szenarien wichtig zu wissen, dass diese umweltverträglichere Form der landwirtschaftlichen Naturraumbeanspruchung mehr Fläche benötigt: Der Flächenbedarf der extensiven Weizenproduktion beläuft sich auf 2.585 m<sup>2</sup> je 100 m<sup>3</sup> Stärke-Loose-fill-Packmittel; im Vergleich dazu benötigt die konventionelle Weizenproduktion um 33,8 % weniger Fläche.

Damit wird ein Spannungsverhältnis thematisiert, das seit langem die Diskussion zur Extensivierung bestimmt: Die unter dem Schlagwort des *Naturschutzes auf der gesamten Fläche* angestrebte möglichst umweltverträgliche Flächenbewirtschaftung einerseits, das Bestreben, möglichst hohe Erträge aus den prinzipiell begrenzten Flächen zu erwirtschaften, andererseits. Auch wenn derzeit angesichts von Stilllegungsprogrammen nicht von einem Mangel an verfügbarer landwirtschaftlicher Nutzfläche in Deutschland auszugehen ist, so kann sich diese Sachlage und die darauf beruhende Bewertung relativ schnell in die eine oder andere Richtung verändern: Sie ist abhängig von der Entwicklung der Weltwirtschaft, ist nicht gefeit vor unerwarteten Wendungen, wie sie sich etwa im Bereich der Tierfutterproduktion aufgrund des verbreiteten Auftretens von Rinderwahnsinn (BSE) ergeben haben, und wird natürlich auch durch die zukünftige Entwicklung der industriellen Nutzung nachwachsender Rohstoffe beeinflusst.

Nun zeigen die Ergebnisse aber auch, dass dann, wenn die Begrenztheit der Landwirtschaftsfläche im Vordergrund steht, eine im Wesentlichen auf die Extensivierung zuge-spitzte Auseinandersetzung zu kurz greift: In dem von uns betrachteten Fall fällt der relative Unterschied zwischen konventionellem und extensivem Weizenanbau immer noch geringer aus als derjenige zwischen dem Maisanbau (Szenario 1) bzw. dem konventionellen Weizenanbau (Szenario 4) und dem Kartoffelanbau (Szenario 2), bei dem um rund 41 % bzw. 39 % weniger Fläche für die Produktion der gleichen Stärke-Menge benötigt werden.

Damit können folgende wesentliche Ergebnisse festgehalten werden: Die Anbauintensität hat neben den Auswirkungen auf die Naturnähe der genutzten Flächen auch großen Einfluss auf den Flächenbedarf, der direkt von den Annahmen zum Ertrag gesteuert wird. Es zeigt sich aber auch, dass sich die Wahl der Stärkepflanze mindestens im gleichen Umfang auf den Flächenbedarf auswirken kann. Das Optimum in Bezug auf die Naturraumbeanspruchung wäre danach wohl ein extensivierter Kartoffelanbau als Grundlage der Stärkeproduktion. Dass dieser prinzipiell ohne signifikante Ertragseinbußen möglich ist, zeigen die Arbeiten von NEUHOFF [2000, S. 44 ff.] und SCHULZ [2000, S. 30 ff.].

#### 7.4.1.7.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen

##### Ozonbildungspotential und N-korrigiertes Ozonbildungspotential

Das Ozonbildungspotential (POCP) variiert über alle Szenarien hinweg nur um 2 %, das N-korrigierte Ozonbildungspotential (NCPOCP) um 5 %. Deshalb liefern beide Indikatoren keine verwertbare Information für die Festlegung der Szenarienreihenfolge. Zurückzuführen ist dies darauf, dass unabhängig vom Szenario die Stärkebereitstellung jeweils nur einen sehr geringen Anteil an den Netto-Ergebnissen hat – beim POCP maximal 6,5 %, beim NCPOCP höchstens 13,3 %. Auch die maximalen Einwohnerwerte liegen im Vergleich zu anderen Indikatoren mit 1.717 bzw. 2.376 nicht übermäßig hoch, so dass insgesamt die Relevanz dieser beiden Indikatoren bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien als eher gering einzustufen ist. Da die Netto-Ergebnisse vor allem auf Methan-Emissionen aus der Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel zurückzuführen sind, diskutieren wir diesen Punkt im Zusammenhang mit der Entsorgung näher (vgl. Kapitel 7.4.3.6.7). An dieser Stelle möchten wir lediglich noch darauf hinweisen, dass die Produktion von Polyvinylalkohol zu rund 20 % zum POCP und geringfügig weniger zum NCPOCP beiträgt und damit stets einen Anteil erreicht, der deutlich über denjenigen der

Stärke-Bereitstellung hinausgeht. In der gleichen Größenordnung bewegen sich auch die Beiträge aus der Vertriebs- und Nutzungsphase.

#### Stickoxid-Emissionen

Auf die in das NCPOCP eingerechneten Stickoxid-Emissionen sind die oben thematisierten Unterschiede zwischen POCP und NCPOCP zurückzuführen. Die Stickoxide resultieren zwar zu einem größeren Prozentsatz aus der Stärke-Bereitstellung, der Netto-Anteil bleibt mit 23,0 % bis 30,6 % aber immer noch relativ gering. Auch liegt der maximale Einwohnerwert mit 3.337 deutlich höher. Die Unterschiede zwischen den Szenarien sind mit 9,9 % jedoch immer noch sehr gering. Da zudem die Stickoxide bereits über die Indikatoren terrestrisches Eutrophierungspotential und Versauerungspotential in die umweltbezogene Bewertung der Szenarien eingehen, wird dieser Aspekt zur Vermeidung von Mehrfachwertungen hier nicht weiter unter dem Gesichtspunkt der Umweltrelevanz thematisiert. Dagegen ist es interessant, ausgehend von den Ergebnissen in Erfahrung zu bringen, worauf diese Emissionen zurückzuführen sind.

Der Großteil der Stickoxid-Emissionen entfällt mit circa 40 % auf den Vertriebs- und Nutzungsbereich und ist damit vor allem auf Transporte zurückzuführen. Die Bereitstellung von Polyvinylalkohol ist für rund 10 % der Stickoxid-Emissionen verantwortlich. Gewichtiger ist hier jedoch die Stärke-Bereitstellung (s.o.), an der die Stärke-Produktion nur bei den Weizenstärke-Szenarien den höchsten Anteil hat; bei Kartoffel- und Maisstärke liegt der Emissionsschwerpunkt dagegen in der Landwirtschaft. Der Anteil der Stärke-Produktion an den Netto-Ergebnissen ist bei den Szenarien 2 und 3 mit 8,7 % bzw. 5,9 % am geringsten, steigt dann beim Mais-Szenario (Szenario 1) bereits auf 13,2 % und erreicht bei den Weizenstärke-Szenarien 17,0 % (Szenario 4) bzw. 18,5 % (Szenario 5). Diese Emissionen werden nahezu vollständig durch die Energiebereitstellung verursacht.

Auf die Landwirtschaft entfallen in den Szenarien 1 bis 4 13,6 % bis 17,0 % der Netto-Emissionen der Szenarien. Dazu trägt die Bereitstellung mineralischer Stickstoff-Düngemittel im Durchschnitt der Szenarien 1 bis 4 knapp die Hälfte der Emissionen bei, die Phosphor-Düngemittel in einer Größenordnung von etwa 10 % und die Feldarbeiten zu einem Drittel. Beim Szenario 5 kommt die Landwirtschaft nur auf einen Anteil von 5,9 % an den Netto-Emissionen; dabei dominieren die Feldarbeiten zu knapp 80 % die Stickoxid-Emissionen; die Produktion der Phosphat-Dünger trägt mit rund 15 % bei.

Unterschiede zwischen den Brutto- und den Netto-Ergebnissen sind bei den Szenarien 1 und 2 vollständig auf die auch bei einer Grünbrache-Bewirtschaftung anfallenden Feldarbeiten zurückzuführen. In den anderen Szenarien wird zusätzlich der Ersatz von Düngemittel (Szenario 3) bzw. von Strom und Wärme (Szenarien 4 und 5) wirksam (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9).

Damit kann auch hier festgehalten werden, dass es bei der Stärke-Bereitstellung Optimierungsmöglichkeiten in den Bereichen Pflanzenwahl, Pflanzenbau und Verfahrenstechnik der Stärke-Produktion gibt. Bezogen auf die Gesamtemissionen sind die mit der Stärke-Herkunft verbundenen Einsparpotentiale aber relativ gering. Betrachtet man jedoch nur die Stärke-Bereitstellung, so zeigen sich Reduktionspotentiale von immerhin rund einem Drittel.

#### 7.4.1.7.8 Ozonabbau (Distickstoffoxid-Emissionen)

Als Indikatorwert für den stratosphärischen Ozonabbau werden direkt aus der Sachbilanz die Ergebnisse zu den  $N_2O$ -Emissionen übernommen (vgl. Kapitel 5.2.2). Daran hat die Stärke-Bereitstellung bei den Szenarien 1 bis 4 jeweils einen Anteil von über 99 %, bei der Verwendung extensiv angebauten Weizens (Szenario 5) von rund 89 %. In allen Fällen dominiert jeweils der Landwirtschaftsbereich mit einem Netto-Anteil an den Netto-Gesamtergebnissen von etwas über 98 % bei den Szenarien 1, 2 und 4, von 57,1 % bei Szenario 5 sowie von 113,7 % bei Szenario 3. Zurückzuführen ist dies vor allem auf den Einsatz mineralischer Stickstoff-Dünger: Deren Menge (vgl. Kapitel 6.1.1.3) sowie der Emissionsfaktor, über den festgelegt wird, welcher Anteil der N-Dünger im Boden mikrobiell in Distickstoffoxid umgewandelt und dann an die Atmosphäre abgegeben wird (vgl. Kapitel 6.1.1.5), steuern sehr direkt und bestimmend die  $N_2O$ -Emissionen. So tragen in den Szenarien 1 bis 4 die Produktion der Stickstoffdünger rund 42 %, die Emissionen vom Acker etwa 55 % zu den insgesamt dominierenden Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft bei. Nur sehr geringe zusätzliche Anteile resultieren aus Verbrennungsprozessen im Zusammenhang mit der Energiebereitstellung, Transporten, Feldarbeiten und der Abfallbeseitigung.

Der spezifische Beitrag zu den jährlichen  $N_2O$ -Emissionen in Deutschland umfasst mit rund 154 bis 5.450 Einwohnerwerten einen sehr großen Bereich; zudem liegt der maximale Wert im Vergleich zu anderen Indikatoren relativ hoch. Damit kommt dem mit mittlerer Bedeutung (Rang C) belegten Ozonabbau bei der umweltbezogenen Bewertung dieser Szenarien insgesamt zwar keine entscheidende, aber auch keine zu vernachlässigende Rolle zu. Aufgrund der großen Unterschiede zwischen den Szenarien eignet sich dieser Indikator aber gut zur Differenzierung in einem spezifischen Teilbereich: So schneiden Stärke-Loose-fill-Packmittel aus extensiv angebautem Weizen (Szenario 5) aufgrund des Verzichts auf mineralische Düngemittel im Vergleich zu allen anderen Szenarien mit einem Mindesteinsparpotential von 92,3 % deutlich besser ab. Auch der wesentlich geringere Anteil der Stärke-Bereitstellung an den Gesamtemissionen ist darauf zurückzuführen (Andererseits ist dabei zu bedenken, dass eventuelle  $N_2O$ -Emissionen aus biologischen N-Düngern nicht berücksichtigt werden; die  $N_2O$ -Emissionen aus der Herstellung der mineralischen Stickstoff-Dünger entfallen jedoch immer.). Die höchsten Netto-Emissionen ergeben sich dagegen für den Einsatz von Weizen aus konventionellem Anbau (Szenario 3), da dieser bezogen auf die Stärke-Ausbeute den höchsten Bedarf an mineralischen Stickstoff-Düngern hat. An nächster Stelle folgt mit rund 23,3 % Vorteil die Verwendung von Maisstärke (Szenario 1). Noch einmal besser schneiden die Kartoffelstärke-Szenarien (Szenarien 2 und 3) mit einer Reduzierung um 52,3 % bzw. 58,6 % ab, wobei Szenario 3 von der Nährstoffausbringung bei der Abwasserverregnung profitiert: Aufgrund des Ersatzes der Produktion mineralischer N-Düngemittel (vgl. Kapitel 7.4.1.7.16) ergeben sich höhere Abzüge Output, so dass die Netto-Ergebnisse für dieses Szenario mit 13,8 % merklich unter den Brutto-Ergebnissen liegen.

#### 7.4.1.7.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente

Analog zur Vorgehensweise bei der Polystyrol-Bereitstellung (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9 mit ausführlicheren Informationen zu den einzelnen Indikatoren) werden die energiebezogenen Indikatoren nachfolgend gemeinsam behandelt. Neben dem KEA fossil und dem KEA

nuklear trägt hier erstmals auch der KEA solar in beachtenswertem Umfang zum KEA gesamt bei. Die Auswirkungen von Zusatznutzen und verfahrenstechnischen Änderungen bei der Stärke-Bereitstellung werden zusammen mit den Ergebnissen zum KEA gesamt diskutiert. Weiterhin ist zu beachten, dass die Herstellung von Polyvinylalkohol Bestandteil des Teilsystems ohne Stärke-Bereitstellung ist und dort wesentlich zum KEA fossil und zum KEA nuklear beisteuert.

#### KEA fossil

Der aus den Einwohnerwerten ablesbare spezifische Beitrag der einzelnen Szenarien bewegt sich zwischen 1.833 und 2.448 – und erreicht damit die gleiche Größenordnung wie der Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte (2.452 ohne Extremwerte). Die Netto-Reihenfolge der Szenarien entspricht derjenigen beim Treibhauspotential (vgl. Kapitel 7.4.1.7.1): Die beiden Kartoffelstärke-Varianten (Szenario 2 und 3) sind um rund 25 % besser als die Bereitstellung von Weizenstärke aus konventionell angebautem Weizen (Szenario 4) bzw. von Maisstärke (Szenario 1). Weizenstärke aus extensiv angebautem Weizen (Szenario 5) schneidet um 6,0 % besser ab als Weizenstärke aus konventionellem Anbau (Szenario 4).

Anders als bei den vor allem aus der Entsorgung resultierenden Treibhausgas-Emissionen hat die Bereitstellung von Stärke jedoch einen höheren Anteil am Netto-Ergebnis. Dennoch kommt die Stärke-Bereitstellung mit einem Netto-Anteil von 25,6 % (Szenario 3) bis 44,3 % (Szenario 4) nicht über die Hälfte des gesamten KEA fossil hinaus. Die Stärke-Bereitstellung selbst ist mit einem KEA fossil zwischen 4,8 GJ (Szenario 3) und 11,2 GJ (Szenarien 1 und 4) verbunden. Bezogen auf diesen Lebenswegabschnitt ergibt sich damit ein beachtliches Netto-Einsparpotential von maximal 57,1 % (vgl. auch Tabelle 7-14), das in der Diskussion zum KEA gesamt weiter thematisiert wird.

Insgesamt weisen die Ergebnisse auch darauf hin, dass trotz der Verwendung nachwachsender Rohstoffe die Nutzung fossiler Rohstoffe bei der Energiebereitstellung, bei Transporten und Feldarbeiten sowie bei der Herstellung von Additiven auf Basis fossiler Rohstoffe eine wichtige Rolle spielt. Hierbei ist besonders der mit 12,7 Gew.-% zugesetzte Polyvinylalkohol zu erwähnen (152 kg je 100 m<sup>3</sup> Stärke-Loose-fill-Packmittel; vgl. Kapitel 6.3.2 und 6.2.4): Obwohl nur 14,7 Gew.-% der Stärkemenge zugemischt werden, entfallen mit 9,76 GJ je nach Szenario knapp die Hälfte bis gut ein Drittel des KEA fossil auf diesen aus fossilen Rohstoffen hergestellten Zusatz. Dies entspricht knapp 90 % bis 200 % des KEA fossil bei der Stärke-Bereitstellung und ist hier folglich wesentlicher als die Produktion des nachwachsenden Rohstoffes.

#### KEA nuklear

Der KEA nuklear ist unter den Gesichtspunkt der Primärenergieversorgung im Vergleich zum KEA fossil wesentlich unbedeutender: Die für den KEA nuklear errechnete Energiemenge erreicht auch hier nur rund 10 % des Wertes für den KEA fossil; zudem liegt der spezifische Beitrag (maximaler Einwohnerwert 1.863) um rund 20 % niedriger als beim KEA fossil. Die Reihenfolge der Szenarien entspricht derjenigen beim KEA fossil; auch der maximale Abstand zwischen den Szenarien liegt mit 27,5 % Einsparpotential zwischen Weizenstärke aus konventionell angebautem Weizen (Szenario 4) zur Kartoffelstärke II (Szenario 3) nahezu gleichauf. Der Netto-Unterschied zwischen den Weizenstärke-Szena-



rien (Szenario 4 und 5) reduziert sich auf 1,4 %. Das Maisstärke-Szenario (Szenario 1) übersteigt das beste Kartoffelstärke-Szenario (Szenario 3) nur noch um 13,1 % und hat damit einen deutlichen Abstand zu den Weizenstärke-Szenarien (Szenarien 4 und 5).

Insgesamt hat die Stärke-Bereitstellung einen Anteil von 39,5 % bis 56,1 % am Netto-Ergebnis. Da der KEA nuklear ein direkter Indikator für den Strombedarf ist, zeigt dies auch, dass rund die Hälfte des im Szenario benötigten Stroms in die Stärke-Bereitstellung geht, wobei der Bedarf der Stärke-Produktion deutlich über dem der Landwirtschaft liegt. Ferner wird offensichtlich, dass der Strombedarf der Weizenstärke-Produktion nach den uns vorliegenden Informationen den der Mais- und noch mehr der Kartoffelstärke-Produktion erheblich übersteigt.

#### KEA solar

Der KEA solar, der hier dem Heizwert der Trockenmasse der vom Feld abtransportierten Erntegüter entspricht, resultiert in diesen Szenarien vollständig aus der landwirtschaftlichen Erzeugung der Stärkepflanzen. Er kann in zwei unterschiedliche Richtungen interpretiert werden: Je größer die Werte sind, desto höher ist die in der Biomasse gespeicherte Energiemenge, die in das Produktsystem eingebracht wird – und damit der Verbrauch. Andererseits erhöht sich dadurch auch der Anteil an regenerativen Energieträgern, die im System zuerst stofflich verwendet und dann je nach Entsorgungsverfahren zur Energiebereitstellung genutzt werden können (vgl. 7.4.3) – ein insgesamt wünschenswerter Beitrag zur Nutzung von Sonnenenergie in anthropogenen Wirtschaftssystemen, in denen derzeit noch der Verbrauch fossiler Rohstoffe dominiert. Dieser letzte Punkt erklärt auch die im Vergleich zu den anderen Indikatoren extrem hohen Einwohnerwerte für den KEA solar (Maximum 169.000), die nahezu bis auf das Siebzigfache des Mittelwertes der maximalen Einwohnerwerte (ohne Extremwerte; vgl. Kapitel 7.4.1.5.1) ansteigen: Angesichts des derzeit noch sehr bescheidenen Beitrags von Biomasse und Solarenergie zur Primärenergieversorgung in Deutschland (vgl. Kapitel 5.2.6) wirken sich bereits die relativ geringen Mengen an Stärke-Loose-fill-Packmittel (18.000 kg), die bei einem Packmittel-Volumen von 1,5 Mio. m<sup>3</sup> jährlich in Deutschland anfallen würden, relativ deutlich auf den jährlichen Gesamtbeitrag in Deutschland aus. Angesichts dieser Sachlage kommt den KEA solar - Ergebnissen trotz der sehr hohen Einwohnerwerte bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien keine bedeutende Rolle zu. Viel interessanter sind diese Ergebnisse dagegen unter dem Gesichtspunkt des Systemverständnisses, welches wiederum Voraussetzung für zielgerichtete Optimierungen bei der (energetischen) Nutzung nachwachsender Rohstoffe ist.

In den Ergebnissen unterscheiden sich die verschiedenen Szenarien nur um 18 %, wobei die Kartoffel-Stärke-Szenarien die niedrigsten Werte aufweisen. Zurückzuführen ist dies auf den geringeren Heizwert der Kartoffel-Trockensubstanz (vgl. Tabelle 6-1). Da die Trockensubstanzerträge und Stärkeausbeuten je Hektar im Vergleich zu Mais und Weizen jedoch wesentlich höher liegen (vgl. Tabelle 6-22), ergeben sich auf die landwirtschaftliche Nutzfläche bezogen dennoch höhere KEA solar-Beiträge für den Kartoffelanbau: Diese gehen von 14,0 MJ/m<sup>2</sup> bei der Kartoffelnutzung (Szenario 2 und 3) auf rund 10,1 MJ/m<sup>2</sup> für den konventionellen Weizen- und Maisanbau zurück und sinken bei der extensiven Weizenerzeugung (Szenario 5) weiter auf 6,7 MJ/m<sup>2</sup>.

Der relativ geringe Unterschied zwischen den beiden Kartoffelstärke-Szenarien (Szenario 2 und 3), in denen die gleiche Menge an auf dem selben Weg erzeugten Kartoffel-Input verwendet wird, geht auf Unterschiede bei der prozessbezogenen Allokation zurück, die bereits bei der Naturraumbeanspruchung thematisiert werden (vgl. Kapitel 7.4.1.7.6).

#### KEA gesamt und Anteil der Feedstock-Energie

Wie bei den EPS-Szenarien gilt für die Stärke-Szenarien, dass in den KEA gesamt der KEA fossil und der KEA nuklear im Verhältnis von etwa neun zu eins eingehen (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9). Anders als dort hat nun zusätzlich der KEA solar einen wesentlichen Anteil am KEA gesamt. Weiteren regenerativen Energieträgern kommt dagegen eine so geringe Bedeutung zu ( $< 1\%$ ), dass im Folgenden davon ausgegangen wird, dass die Summe aus KEA fossil, KEA nuklear und KEA solar dem KEA gesamt entspricht. Die für verschiedene Bezugszustände aufgearbeiteten Ergebnisse sind in Tabelle 7-13 und Tabelle 7-14 zusammengefasst.

Die Rangfolge der Szenarien beim KEA gesamt entspricht derjenigen beim KEA fossil. Dies ist zum Einen darauf zurückzuführen, dass der KEA fossil immer am höchsten ausfällt, zum Anderen weisen die beiden weiteren Indikatoren eine ähnliche Reihenfolge auf. Die Unterschiede zwischen den Szenarien liegen insgesamt bei maximal 21 % (inkl. KEA solar) bzw. 24 % (ohne KEA solar). Der Anteil des KEA solar am KEA gesamt ist in allen Szenarien nahezu identisch (38,2 – 41,3 %) und erbringt damit prinzipiell über ein Drittel der im System umgesetzten Energiemengen.

Die in den Stärke-Loose-fill-Packmitteln enthaltene und über den Heizwert quantifizierte *Feedstock-Energie* beträgt in allen Fällen 16,0 MJ/kg bzw. 19,2 GJ/100 m<sup>3</sup>. Bis auf den massenbezogen relativ geringen Polyvinylalkohol-Anteil ist diese Energiemenge auf die zu Stärke bzw. Maisgrieß verarbeiteten nachwachsenden Rohstoffe zurückzuführen. Ist eine weitere stoffliche Nutzung nicht mehr möglich, so können die Stärke-Loose-fill-Packmittel folglich immer noch als regenerative Energieträger verwendet werden. Wird der KEA solar mit berücksichtigt, so finden sich insgesamt zwischen 42,2 % und 53,7 % der in das Produktsystem eingebrachten Energie im Packmittel wieder. Bezieht man diesen Vergleich nur auf die Summe aus KEA fossil und KEA nuklear, so entspricht die Feedstock-Energie 68,3 % bis zu 91,5 % dieses Betrags. Damit hat die im Material gespeicherte Energie sehr große Bedeutung für eine energiebezogene Beurteilung und Optimierung der Szenarien.

Tabelle 7-13: KEA fossil, KEA nuklear, KEA solar und KEA gesamt im Vergleich zur Feedstock-Energie: Ergebnisse für das gesamte Stärke-Szenario (je 100 m<sup>3</sup> bzw. 1.200 kg Stärke-Loose-fill-Packmittel)

Szenario	KEA fossil [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA nuklear [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA solar [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA gesamt* [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA gesamt* [MJ/kg]**	Feedstock-Energie [%]
1 Maisstärke** (Stärke-Vergleichsszenario)	25,3	2,3	17,9	<b>45,5</b> (27,6) <sup>A</sup>	37,9 (23,0) <sup>A</sup>	42,2 % (69,5 %) <sup>A</sup>
2 Kartoffelstärke I (Kläranlage)	19,7	2,2	14,7	<b>36,5</b> (21,9) <sup>A</sup>	30,4 (18,2) <sup>A</sup>	52,6 % (87,8 %) <sup>A</sup>
3 Kartoffelstärke II (Abwasser- verregnung)*	19,0	2,0	14,7	<b>35,7</b> (21,0) <sup>A</sup>	29,8 (17,5) <sup>A</sup>	53,7 % (91,5 %) <sup>A</sup>
4 Weizenstärke (kon- ventionell produzier- ter Weizen)**	25,3	2,8	17,4	<b>45,5</b> (28,1) <sup>A</sup>	37,9 (23,4) <sup>A</sup>	42,2 % (68,3 %) <sup>A</sup>
5 Weizenstärke (exten- siv produzierter Weizen)**	23,8	2,8	17,4	<b>43,9</b> (26,6) <sup>A</sup>	36,6 (22,1) <sup>A</sup>	43,7 % (72,2 %) <sup>A</sup>

\* Die geringen Beiträge regenerativer Energieträger (< 1 % des KEA gesamt) werden vernachlässigt.

\*\* Bezogen auf ein kg Stärke-Loose-fill-Packmittel

<sup>A</sup> Ohne Berücksichtigung des KEA solar

Die Stärke-Bereitstellung hat an den Netto-Ergebnissen einen Anteil zwischen 57,1 % und 66,3 % (inkl. KEA solar) bzw. 25,9 % bis 43,8 % (ohne KEA solar). Bezogen auf diesen Lebenswegabschnitt ergeben sich im Vergleich zu den vollständigen Szenarien deutlich höhere Differenzen von bis zu 32 % (inkl. KEA solar) bzw. 54 % (ohne KEA solar). Daraus ergibt sich, dass die Wahl der Pflanzenart, die Anbauweise und die Verfahrenstechnik bei der Stärke-Produktion insgesamt beachtliche Optimierungspotentiale eröffnen. Insbesondere die Verwendung von Kartoffelstärke schneidet hierbei gut ab. Andererseits ist bei der Interpretation dieser Ergebnisse auch zu beachten, dass für die Herstellung von Kartoffelstärke aktuelle Sachbilanzdaten aus der Praxis verwendet werden konnten (vgl. Kapitel 6.1.2.4) und dass sich die Ergebnisse relativieren könnten, wenn Daten vergleichbarer Qualität für die Weizen- und Maisstärke-Produktion vorliegen.

Interessanterweise verbraucht die Bereitstellung von Polyvinylalkohol mit einem KEA gesamt von 10,0 GJ/100 m<sup>3</sup> (65,8 MJ/kg) zwischen 22,0 % und 28,0 % des KEA gesamt (inkl. KEA solar) bzw. zwischen 35,5 % und 47,6 % des KEA gesamt (ohne KEA solar). Damit liegt der absolute Bedarf an fossilen und nuklearen Energieträgern für die Bereitstellung von Stärke (1.039 kg) und Polyvinylalkohol (152 kg) trotz erheblicher Mengendifferenzen in der gleichen Größenordnung.

Tabelle 7-14: KEA fossil, KEA nuklear, KEA solar und KEA gesamt: Differenzierte Ergebnisse für die Stärke-Bereitstellung (je 100 m<sup>3</sup> bzw. 1.200 kg Stärke-Loose-fill-Packmittel)

Szenario	Landwirtschaft		Stärke-Produktion	Stärke-Bereitstellung***	
	KEA fossil + KEA nuklear [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA solar [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA fossil + KEA nuklear [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA gesamt* [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	KEA gesamt* [MJ/kg]
1 Maisstärke** (Stärke-Vergleichsszenario)	4,51	17,90	7,77	<b>30,2</b> (12,3) <sup>A</sup>	<b>29,0</b> (11,8) <sup>A</sup>
2 Kartoffelstärke I (Kläranlage)	2,42	14,66	4,10	<b>21,2</b> (6,5) <sup>A</sup>	<b>20,4</b> (6,3) <sup>A</sup>
3 Kartoffelstärke II (Abwasser-verregnung)*	2,43	14,74	3,22	<b>20,4</b> (5,7) <sup>A</sup>	<b>19,6</b> (5,4) <sup>A</sup>
4 Weizenstärke (konventionell produzierter Weizen)**	2,64	17,36	10,15	<b>30,2</b> (12,8) <sup>A</sup>	<b>29,0</b> (12,3) <sup>A</sup>
5 Weizenstärke (extensiv produzierter Weizen)**	1,09	17,36	10,15	<b>28,6</b> (11,2) <sup>A</sup>	<b>27,5</b> (10,8) <sup>A</sup>

\* Die geringen Beiträge regenerativer Energieträger (< 1 % des KEA gesamt) werden vernachlässigt.

\*\* Keine Differenzierung zwischen Maisstärke und Maisgrieß

\*\*\* Summe aus Landwirtschaft und (Stärke-)Produktion

<sup>A</sup> Ohne Berücksichtigung des KEA solar

Insgesamt trägt die Landwirtschaft dadurch, dass sie nachwachsende und in diesem Fall stofflich genutzte Rohstoffe erzeugt, auch in größerem Umfang zu den Energiemengen bei, die insgesamt im Produktsystem umgeschlagen werden. Betrachtet man nur den Bereich der Stärke-Bereitstellung, so überschreitet der in das Produktsystem eingebrachte KEA solar immer relativ deutlich die Summe aus KEA fossil und KEA nuklear für diesen Lebenswegabschnitt. Dabei ist der Bedarf an fossilen und nuklearen Energieträgern für die Stärke-Produktion stets deutlich – vom knapp Eineinhalbfachen bis fast zum Zehnfachen – höher als der Verbrauch in der Landwirtschaft.

Im Lebenswegabschnitt Landwirtschaft schneiden der Kartoffelanbau (Szenarien 2 und 3) und die konventionelle Weizenproduktion (Szenario 4) beim Verbrauch an KEA fossil und KEA nuklear sehr ähnlich ab. Deutlich besser stellt sich der extensive Anbau von Weizen (Szenario 5) mit einem um über 50 % reduzierten Verbrauch dar, der folgendermaßen zu erklären ist: Der Energieaufwand für die Feldbearbeitung (+0,15 GJ/100 m<sup>3</sup>) und die Saatgutbereitstellung (+0,013 GJ/100 m<sup>3</sup>) steigt aufgrund der zusätzlich benötigten Wirtschaftsfläche (vgl. Kapitel 6.1.1.3.3) geringfügig an. Dieser marginale Effekt wird durch den Verzicht auf Pflanzenschutzmittel (-0,18 GJ/100 m<sup>3</sup>) bereits wieder ausgeglichen. Entscheidend wirkt sich dann aus, dass auf mineralische Stickstoff-Dünger, die insgesamt für mehr als 50 % des Energieaufwandes beim konventionellen Weizenanbau verantwortlich sind, verzichtet wird (-1,37 GJ/m<sup>3</sup>). Zusätzlich zu diesen brutto angegebenen Modifikationen verändern sich auch die Zuschläge Input, da nun im inputbezogenen Äquivalenzsystem eine analog vergrößerte Brachefläche zu bilanzieren ist.

Wesentlich schlechter schneidet dagegen der Anbau von Mais ab: Alleine die der landwirtschaftlichen Produktion zugeschlagene Maistrocknung erfordert mehr als die Hälfte des fossilen und nuklearen Energieaufwandes bei der Erzeugung der anschließend zu

Stärke bzw. zu Maisgrieß verarbeiteten Maiskörner ( $2,46 \text{ GJ}/100 \text{ m}^3$  Stärke-Loose-fill-Packmittel bzw.  $2,37 \text{ MJ}/\text{kg}$  Maisstärke).

Die Ausbringung von Nährstoffen über die Verregnung der Abwässer aus der Kartoffelstärke-Produktion (Szenario 3) ersetzt mineralische Düngemittel und führt so indirekt dazu, dass Energieaufwendungen an anderer Stelle eingespart werden (vgl. Kapitel 5.1.2.7). Diese Einsparungen belaufen sich bezogen auf die funktionelle Einheit von  $100 \text{ m}^3$  Loose-fill-Packmittel auf  $346 \text{ MJ KEA}$  gesamt bzw. auf  $0,33 \text{ MJ}/\text{kg}$  Stärke – und damit auf eine Reduzierung um rund  $5,3 \%$  des Gesamtenergieaufwandes für die Stärke-Bereitstellung bzw. um  $8,4 \%$  der Stärke-Produktion. Dabei ist zu beachten, dass es sich um eine Maximalabschätzung handelt, da wir näherungsweise annehmen, dass Nährstoffe im Abwasser die gleiche Menge in Mineraldüngern ersetzen (vgl. Kapitel 5.1.2.7).

Die Verregnung der gemischten Abwässer macht es zudem möglich, auf eine relativ energieintensive Eindampfung des Kartoffelfruchtwassers zu einem Konzentrat zu verzichten (vgl. Kapitel 6.1.2.4). Auf diese Energieeinsparungen ist die noch verbleibende Differenz zurückzuführen, die immerhin  $13,0 \%$  des gesamten Energieaufwandes der Kartoffelstärke-Produktion I ausmacht.

Damit deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die Energieeinsparung insgesamt mehr zur Schonung von Energieressourcen beiträgt als die Ausbringung der Nährstoffe. Beide Aspekte zusammen führen zu einer beachtlichen Einsparung von  $21,4 \%$  des KEA gesamt-Bedarfs bei der Kartoffelstärke-Produktion – und dieser Wert könnte eventuell über eine der Verregnung vorgeschaltete anaerobe Abwasserreinigung mit Biogasnutzung weiter verbessert werden. Hier wäre es sicher interessant, weitere Untersuchungen durchzuführen, in denen diese Aspekte sowohl hinsichtlich der Umweltrelevanz als auch der Kosten sowie der praktischen Erfahrungen und technischen Machbarkeit näher beleuchtet werden.

Bei der Weizenstärke-Produktion wird davon ausgegangen, dass das Abwasser vor einer aeroben Nachreinigung zuerst anaerob behandelt wird (vgl. 6.1.2.5). Dabei entsteht Biogas, dass zur Erzeugung von Strom und Wärme genutzt wird. Auf diesem Wege werden bezogen auf die funktionelle Einheit von  $100 \text{ m}^3$  Loose-fill-Packmitteln rund  $787 \text{ MJ KEA}$  gesamt ( $0,76 \text{ MJ}/\text{kg}$  Stärke) vermieden, die andernfalls bei der konventionellen Bereitstellung dieser Endenergieträger benötigt werden würden. Auch wenn dadurch das Netto-Ergebnis für die Weizenstärke-Produktion gegenüber dem Brutto-Ergebnis nur um rund  $1,7 \%$  zurückgeht, entspricht dies immerhin knapp  $8 \%$  des Bedarfs an KEA gesamt bei der Weizenstärke-Produktion.

### Rohöläquivalente

Anhand der Ergebnisse zeigt sich augenscheinlich die enge Verwandtschaft der KEA fossil - Werte (Energieinhalt der fossilen Energieträger) mit den Rohöläquivalenten (Energieinhalt und Reichweite der fossilen Energieträger), die beide auf die gleichen Ausgangsdaten zurückgreifen: Das Ergebnisbild ist weitgehend identisch. Zu einer leichten Verschiebung kommt es jedoch dadurch, dass der für die Stärke-Produktion benötigte Mais nach der Ernte getrocknet werden muss (vgl. Kapitel 6.1.1.3.4). Der dafür notwendige, im Vergleich zu den anderen Szenarien höhere Heizöl-Bedarf führt dazu, dass Szenario 1 netto nun um  $5,8 \%$  schlechter als Szenario 4 (konventioneller Weizenanbau) abschneidet. Die Abstände zwischen den anderen Szenarien und deren Reihenfolge kommen dagegen derjenigen beim KEA fossil so nahe, dass hier keine weitere Erklärung erforderlich scheint.

#### 7.4.1.7.10 Blei-Emissionen

Die Blei-Emissionen sind bei allen Szenarien identisch. Die Stärke-Bereitstellung trägt dazu gar nicht bei, die restlichen Prozesse so wenig, dass die Einwohnerwerte in allen Szenarien nicht über Null hinausgehen. Bei der Bewertung der Szenarien können diese äußerst geringen Emissionen aus der Deponiesickerwasseraufbereitung damit vernachlässigt werden.

#### 7.4.1.7.11 Schwefeldioxid-Emissionen

Schwefeldioxid-Emissionen entstehen vor allem bei der Energieerzeugung; der überaus größte Teil der Emissionen resultiert dabei aus der über den bundesdeutschen Mix abgebildeten Stromproduktion (vgl. Kapitel 6.6.2.2). Geringe Anteile von unter 10 % tragen zudem die Stickstoff- und Phosphor-Dünger-Produktion bei. Auch an dieser Stelle zeigen sich deswegen viele Ähnlichkeiten zum KEA (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9) und zu den Fluorwasserstoff-Emissionen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.12). Der maximale Einwohnerwert liegt mit 1.995 zwischen denjenigen dieser beiden Indikatoren, die möglichen Reduktionspotentiale kommen bei den Schwefeldioxid-Emissionen mit 24 % sehr nahe an die Margen beim KEA nuklear (27 %) und den Fluorwasserstoff-Emissionen (25 %) heran. Die Reihenfolge der Szenarien ist identisch mit derjenigen beim KEA nuklear.

Mit einem Anteil von 39 % bis 52 % hat die Stärke-Bereitstellung in allen Fällen einen recht beachtlichen Anteil. Dabei überwiegen analog zum KEA fossil die Emissionen aus der Stärke-Produktion stets gegenüber den Schwefeldioxid-Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft, deren Netto-Anteil an den Gesamtergebnissen zwischen 11 % und 18 % schwankt; die Stärke-Produktion trägt dazu zwischen 19 % und 38 % bei und zeigt hier eine deutlich größere Streubreite. Da sich die Steuerungsgrößen für die Reihenfolge der Szenarien und den Unterschieden zwischen diesen sowie zwischen Brutto- und Netto-Ergebnissen im Wesentlichen aus den umfangreichen Ausführungen zum KEA ergeben (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9), wird hier nur noch auf einige wichtige Aspekte hingewiesen: Wie beim KEA gehen die Brutto-Unterschiede zwischen den beiden Kartoffelstärke-Varianten (9,9 % bezogen auf die Stärke-Bereitstellung) vor allem auf den verringerten Energieverbrauch bei der Stärke-Produktion zurück, der wiederum daraus herrührt, dass auf die Herstellung eines Kartoffelfruchtwasser-Konzentrates verzichtet wird. Dass Szenario 3 netto im Vergleich zu Szenario 2 bezogen auf die Stärke-Bereitstellung mit 14,6 % noch besser abschneidet, ist Folge des Ersatzes mineralischer Phosphor- und Stickstoff-Dünger durch die Abwasserverregnung. Bei den beiden Weizenstärke-Szenarien liegt Szenario 4 wegen der dort im Gegensatz zum extensiven Weizenanbau (Szenario 5) notwendigen Ausbringung mineralischer Stickstoff-Dünger um 9,3 % vorne (bezogen auf die Stärke-Bereitstellung brutto); die Brutto-Ergebnisse der Stärke-Bereitstellung vermindern sich aufgrund der energetischen Biogasnutzung bei der Weizenstärke-Produktion in beiden Szenarien um rund 10,5 % bzw. 12 %. Damit bestätigen diese Ergebnisse wiederum, dass es vielfältige Optimierungsmöglichkeiten bei der Stärke-Bereitstellung gibt.

#### 7.4.1.7.12 Fluorwasserstoff-Emissionen

Die Einwohnerwerte für die Fluorwasserstoff-Emissionen bewegen sich in einem relativ engen Bereich von 100 bis 134. Aufgrund dieser niedrigen Werte haben die Fluorwasserstoff-Emissionen auf die umweltbezogene Bewertung der Szenarien praktisch keinen Ein-

fluss. Da diese Emissionen vor allem aus der Stromerzeugung stammen, verwundert es auch nicht, dass das Ergebnisbild nahezu deckungsgleich mit demjenigen beim KEA nuklear ist. Da die dortigen Erklärungen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9) auch einfach auf das Zustandekommen der Fluorwasserstoff-Emissionen übertragen werden können, wird hier nicht mehr weiter darauf eingegangen.

#### 7.4.1.7.13 Ammoniak-Emissionen

Anders als bei den Polystyrol-Szenarien haben die bei der Produktion elektrischer Energie emittierten Ammoniak-Mengen nur geringen Anteil an den Gesamtemissionen. Bei diesem Vergleich dominieren eindeutig die Frachten aus dem Bereich der Landwirtschaft, die nahezu vollständig auf den Einsatz mineralischer Stickstoff-Dünger zurückzuführen sind. Rund 15 % der Emissionen fallen bereits bei der Produktion dieser Düngemittel an, der Rest ist auf Ausgasungen aus dem Boden zurückzuführen (vgl. Kapitel 6.1.1.5). Insgesamt sind über 99 % der Ammoniak-Emissionen in den Szenarien 1 bis 4 dem Landwirtschaftsbereich zuzurechnen, bei Szenario 5 trotz des Verzichts auf mineralische Stickstoff-Dünger immerhin noch 76 % der absolut sehr geringen Frachten. Letztere sind überwiegend auf die Saatgut-Bereitstellung zurückzuführen, für die ein konventioneller Weizenanbau modelliert wurde. Insgesamt hat aber auch in Szenario 5 die Stärke-Bereitstellung einen Anteil von fast 94 %.

Damit spiegelt sich in der Höhe der Ergebnisse und der Reihenfolge der Szenarien direkt wider, in welchem Umfang mineralische Stickstoff-Dünger für die Produktion der nachwachsenden Rohstoffe eingesetzt werden. Entsprechend deckt sich das Ergebnisbild weitgehend mit demjenigen zur Freisetzung von Distickstoffoxid (vgl. Kapitel 7.4.1.7.8), so dass wegen näherer Erklärungen zum Zustandekommen der Ergebnisse darauf verwiesen wird. Analog zur dortigen Vorgehensweise werden auch hier eventuelle Ammoniak-Freisetzungen aus der organischen Stickstoff-Düngung nicht weiter betrachtet.

Abschließend lassen sich als wesentliche Ergebnisse zusammenfassen: Die Ammoniak-Emissionen sind nahezu ausschließlich auf die Landwirtschaft und dort auf den Einsatz mineralischer Stickstoff-Dünger zurückzuführen; die Unterschiede zwischen den Stärke-Szenarien sind erheblich und aufgrund maximaler Einwohnerwerte in Höhe des Mittelwertes aller Indikatoren (ohne Extremwerte; vgl. Kapitel 7.4.1.5.1) auch unter Umweltsichtspunkten relevant; entscheidend ist die Pflanzenart und hier insbesondere die Stärkeausbeute je Hektar sowie die Höhe der mineralischen Stickstoff-Düngung.

#### 7.4.1.7.14 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

Mit der Kartoffelstärke-Produktion I (Szenario 2) ist nach den der Bilanzierung zugrunde liegenden Sachbilanzdaten eine AOX-Fracht im Abwasser verbunden, die um mehrere hundert Prozent über den Werten aller anderen Szenarien liegt. Berücksichtigt man jedoch den Einwohnerwert (95), so wird offensichtlich, dass selbst dieses Szenario nur in sehr geringem Umfang zur Gesamtbelastung in Deutschland beiträgt und deswegen bei einer umweltbezogenen Bewertung der Szenarien praktisch zu vernachlässigen ist. Dies trifft besonders zu, wenn zusätzlich beachtet wird, dass dieser Wert auf einer einzigen Angabe zum AOX-Gehalt im Abwasser einer Kartoffelstärke-Fabrik beruht (vgl. Tabelle 6-28). Vergleichbare Angaben für Abwässer aus der Produktion von Mais- und Weizenstärke fehlen ganz. Auch für den Bereich der Kartoffelstärke-Produktion handelt es sich um eine

singuläre Angabe, so dass sich eventuell ein ganz anderes Ergebnisbild ergeben würde, wenn weitere AOX-Daten zum Vergleich herangezogen werden könnten.

#### 7.4.1.7.15 Pflanzenschutzmittel-Einsatz

Pflanzenschutzmittel werden beim konventionellen Anbau von Stärke-Pflanzen eingesetzt und so in die Umwelt ausgebracht. Dabei handelt es sich um eine Vielzahl unterschiedlicher Substanzen, die unter ökotoxikologischen Gesichtspunkten verschieden relevant sind bzw. sein können. In dieser Ökobilanz war es uns nicht möglich, einzelne Wirkstoffe detailliert zu betrachten, wie dies für eine fundierte ökotoxikologisch orientierte Bewertung erforderlich wäre. Andererseits ist dieser Aspekt unter Umweltgesichtspunkten auf jeden Fall betrachtenswert [vgl. UBA 2001] – insbesondere auch deswegen, weil diese gezielte Ausbringung ökotoxikologisch relevanter Stoffe nur für die Stärke-Szenarien, nicht jedoch für die EPS-Szenarien zutrifft. Zudem ist die Pflanzenschutzmittelverwendung ein wesentlicher Differenzierungsaspekt zwischen konventioneller und extensiver landwirtschaftlicher Pflanzenproduktion, da letztere auf den Einsatz synthetischer Pflanzenschutzmittel verzichtet.

Angesichts dieses Sachverhaltes haben wir uns dafür entschieden, eine praktikable Annäherung an diese Thematik zu versuchen, die zumindest Hinweise auf die Bedeutung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien gibt. Als grobe Informationsgröße wird dazu die je funktioneller Einheit verwendete Pflanzenschutzmittelmenge dokumentiert. Die Berechnung von Einwohnerwerten und damit der Bezug auf die gesamte jährlich in Deutschland verwendete Pflanzenschutzmittelmenge (vgl. Kapitel 4.4.2) hilft dabei, zu beurteilen, welche spezifische Bedeutung dieser Informationsgröße im Vergleich zu anderen Indikatoren zukommen kann. Würden sich für die Szenarien relativ geringe Einwohnerwerte errechnen, so wäre dies ein Beleg dafür, dass die betrachteten Produktsysteme unterproportional am Pflanzenschutzmitteleinsatz in Deutschland beteiligt wären – und damit dieser Indikator bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien wohl kaum eine bedeutsame Rolle spielen dürfte.

Nun weisen die Ergebnisse aber genau in die andere Richtung: Als maximaler Einwohnerwert errechnet sich für den konventionellen Weizenanbau (Szenario 4) die sehr hohe Zahl von 26.782, die um mehr als das Zehnfache über dem Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte (ohne Extremwerte; vgl. Kapitel 7.4.1.5.1) liegt. Damit ist dieses auf Weizen zurückgreifende Produktsystem im Vergleich zum Durchschnitt aller Produktsysteme überverhältnismäßig am Verbrauch von Pflanzenschutzmitteln beteiligt. Ähnlich gilt dies auch noch für die Maisproduktion (Szenario 1) und den Kartoffelanbau (Szenarien 2 und 3), wo die Pflanzenschutzmittelmenge und damit auch die Einwohnerwerte um rund 70 % bzw. 30 % niedriger liegen. Für den extensiven Weizenanbau (Szenario 5) ist es charakteristisch, dass keine synthetischen Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden; dementsprechend schneidet diese Variante mit null Einwohnerwerten am besten ab.

Von der ökotoxikologischen Beurteilung der bei den einzelnen Pflanzenarten verwendeten Pflanzenschutzmittel hinge es dann weiter ab, inwieweit diese Befunde auf die umweltbezogene Bewertung der Szenarien durchschlagen. So würde sich bereits eine Einstufung des Indikators in Rang C (mittlere Bedeutung; vgl. Kapitel 4.4.3) aufgrund des extremen Einwohnerwertes wesentlich auf die Bewertung der Szenarien auswirken. Auch wenn wir diesen Schritt aufgrund des dafür nicht ausreichenden Detaillierungsgrades der Bilanzie-



nung nicht vollziehen, so weisen die Ergebnis doch zumindest darauf hin, dass der Pflanzenschutzmitteleinsatz bei weiteren Vergleichen zwischen fossilen und nachwachsenden Rohstoffen möglichst differenziert zu betrachten ist. Weiterhin wird deutlich, dass der Verzicht auf synthetische Pflanzenschutzmittel beim extensiven (Weizen-)Anbau umso bedeutender wird, je höher die Ökotoxizität der Pflanzenschutzmittel gewertet wird.

#### 7.4.1.7.16 Zusatzbetrachtung zum Düngemittellersatz durch Abwasserverregnung

Bereits bei der Diskussion zum KEA gesamt (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9) haben wir die Nährstoffausbringung auf landwirtschaftliche Flächen mittels der Verregnung des Abwassers der Kartoffelstärke-Produktion thematisiert. Wie dort bereits beschrieben, gehen wir im Sinne einer Maximalabschätzung davon aus, dass die Nährstoffe im Abwasser eins zu eins die in mineralischen Düngemitteln enthaltenen Nährstoffe ersetzen (vgl. Kapitel 5.1.2.7).

Auf Basis der im Kapitel 6.1 dokumentierten Ausgangsdaten ergeben sich im Fall der Kartoffelstärke-Produktion recht beachtliche Ersatzquoten: Die im Abwasser befindlichen und auf diesem Wege auf landwirtschaftliche Flächen ausgebrachten Nährstoffe machen mengenbezogen stets über die Hälfte der beim Kartoffelanbau benötigten Nährstoffe aus: So werden das entzogene Kalzium (als  $\text{CaO}$ ) zu 283 Gew.-%, Kalium (als  $\text{K}_2\text{O}$ ) zu 79 Gew.-%, Stickstoff (als  $\text{N}$ ) zu 65,5 Gew.-% und Phosphor (als  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) zu 57,6 Gew.-% ersetzt. Unter Umweltgesichtspunkten besonders relevant ist der Ersatz von Stickstoff-Düngern, da deren Herstellung sehr energieintensiv ist (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9), sowie von Phosphaten, da die für die Düngemittel-Produktion geeigneten Phosphat-Vorräte nach aktuellen Schätzungen in wenigen Jahrzehnten erschöpft sein dürften. Insgesamt zeigt sich, dass die Verregnung der bei der Kartoffelstärke-Produktion besonders nährstoffreichen Abwässer (vgl. Kapitel 6.1.2) zu beachtlichen Entlastungen beim Einsatz mineralischer Düngemittel führen kann.

Abschließend möchten wir an dieser Stelle darauf hinweisen, dass die Verregnung der Abwässer nur eine (relativ kostengünstige) Möglichkeit darstellt, Nährstoffe, die bei der Verarbeitung der nachwachsenden Rohstoffe nicht in das Material gelangen, in die Landwirtschaft zurückzuführen. Wir haben diesen Fall betrachtet, weil dazu anders als für die nachfolgend genannten Beispiele verlässliche Ausgangsdaten vorlagen und auf diesem Wege zudem das Maximum der Nährstoffrückführung über das Abwasser abgebildet wird. Prinzipiell stellt aber auch die Ausbringung der bei einer Abwasserreinigung anfallenden Klärschlämme eine Möglichkeit dar, Nährstoffe zurück auf landwirtschaftliche Flächen zu bringen. (Dabei sollte eine Vermischung mit schadstoffhaltigeren Abwässern vermieden werden.) Ebenso gilt dies für das häufig bei der Kartoffelstärke-Produktion (mit relativ hohem Energieaufwand) hergestellte und als Düngerkonzentrat abgegebene Fruchtwasserkonzentrat. Auch bei einer Kompostierung oder Vergärung sowie indirekt bei einer Verfütterung von Nebenprodukten gelangen Nährstoffe, die vorher von den nachwachsenden Rohstoffen aufgenommen wurden, zurück in landwirtschaftlich genutzte Böden. Hier wäre es sicher spannend, die verschiedenen Möglichkeiten umfassend in einer separaten Studie zu untersuchen.

#### 7.4.1.8 Fazit

Auch zwischen den Szenarien zur Stärke-Bereitstellung gibt es deutliche Unterschiede. Viele Indikatoren zeigen Schwankungsbreiten von bis zu 30 % - und einige wenige bis fast

100 %. Andererseits gibt es nur wenige Indikatoren (Ozonbildungspotential, N-korrigiertes Ozonbildungspotential, Stickoxid-Emissionen), bei denen die Unterschiede unter 10 % liegen. Ähnlich ist dies mit dem Anteil der Stärke-Bereitstellung an den jeweiligen Ergebnissen: Dieser erreicht bei einigen Indikatoren nahezu 100 %, was zeigt, dass diese Belastungen typischerweise auf den Bereich der Landwirtschaft (Ammoniak, Distickstoffoxid, KEA solar, Pflanzenschutzmittel-Menge) oder die Stärke-Produktion (aquatisches Eutrophierungspotential, AOX-Emissionen) zurückzuführen sind. Bei den meisten anderen Indikatoren bewegt sich der Anteil der Stärke-Bereitstellung am Gesamtergebnis jeweils zwischen rund 10 % und 60 %; nur beim Ozonbildungspotential sowie bei den Deponieflächen (Naturraumbeanspruchung Kategorie VII) liegt dieser unter 10 %.

Für die Bestimmung der Rangfolge der Szenarien entscheidend sind in der folgenden Reihenfolge der Beitrag zum Treibhauspotential, mit allerdings relativ geringen Unterschieden zwischen den Szenarien von unter 20 %, das terrestrische Eutrophierungspotential, das Versauerungspotential, die Dieselpartikel-Emissionen, die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI, der Beitrag zum Ozonabbau, das aquatische Eutrophierungspotential sowie der KEA fossil und der KEA nuklear. Von den Informationsgrößen wird ferner die Pflanzenschutzmittel-Menge einbezogen, die jedoch in keinem Fall den letztendlichen Ausschlag für die Einstufung eines Szenarios gibt. Für das mit Rang A (sehr große Bedeutung) gewichtete Krebsrisikopotential ergeben sich in allen Fällen geringe negative Werte, so dass dieses nicht weiter betrachtet wird.

Insgesamt am ungünstigsten schneidet danach die Verwendung von Weizenstärke aus konventionell angebauten Weizen ab. Mit sehr geringem Abstand folgt das Maisstärke-Szenario, das die Majorität der in den Markt gebrachten Stärke-Loose-fill-Packmittel repräsentiert. Deutlichere Unterschiede in einer Größenordnung von meist 20-30 % ergeben sich zwischen diesen Szenarien und denjenigen zum Einsatz von Kartoffelstärke sowie von Weizenstärke aus extensiv erzeugtem Weizen. Zwischen diesen verbleibenden Szenarien lässt sich jedoch keine eindeutige Reihenfolge bestimmen: Je nach Schwerpunktsetzung können hier unterschiedliche erste Plätze vergeben werden. So zeigen die Kartoffelstärke-Szenarien insbesondere Vorteile bei einer energie- und flächenfokussierten Bewertung, während der extensive Weizenanbau dann besonders gut abschneidet, wenn Fragen der Naturraumbeanspruchung (Umweltschutz auf der Fläche) sowie Aspekte, die aus der Verwendung mineralischer Düngemittel und von Pflanzenschutzmitteln herrühren, in den Vordergrund rücken. Von den beiden Kartoffelstärke-Varianten schneidet diejenige mit Abwasserverregnung geringfügig besser ab. Optimal wäre nach diesen Ergebnissen vermutlich der hier nicht untersuchte Einsatz von Kartoffelstärke aus extensiv angebauten Kartoffeln in Kombination mit einer Kartoffelstärke-Produktion, bei der das Abwasser verregnet wird.

Die Stärke-Bereitstellung beansprucht jeweils rund 25 % bis 45 % der Summe aus KEA fossil und KEA nuklear; folglich ist (derzeit noch) die Herstellung des nachwachsenden Rohstoffes Stärke stets auf fossile Rohstoffe angewiesen und damit in keinem der betrachteten Fälle als „CO<sub>2</sub>-neutral“ zu bezeichnen. Andererseits gilt aber auch, dass die in den landwirtschaftlichen Erntegütern gespeicherte Sonnenenergie den Bedarf an KEA fossil und KEA nuklear übersteigt und einen großen Anteil der insgesamt ins Produktsystem eingebrachten Energie enthält. Dies weist darauf hin, dass die Art der Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel und der darüber mögliche Ersatz fossiler Energieträger entscheidend die Kohlendioxid-Bilanz beeinflussen wird.

Die maximalen Einwohnerwerte liegen überwiegend in der gleichen Größenordnung wie bei den bisher betrachteten EPS-Szenarien; der Mittelwert (ohne zwei extrem hohe Werte) bewegt sich bei rund 2.500. Die höchsten spezifischen Beiträge errechnen sich dabei für die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI – also der konventionellen landwirtschaftlichen Flächennutzung – mit etwas über 6.000 Einwohnerwerten (bezogen auf Gesamtfläche Deutschland) bzw. mit knapp 13.000 (bezogen auf landwirtschaftliche Nutzfläche) sowie noch einmal deutlich höher für die eingesetzte Pflanzenschutzmittel-Menge mit maximal nahezu 27.000 Einwohnerwerten. Aufgrund der in Deutschland noch sehr geringen Beiträge von Biomasse zur Primärenergieversorgung ergeben sich zudem außergewöhnlich hohe Einwohnerwerte von bis zu knapp 170.000 für den KEA solar – ein Befund, der weniger unter dem Gesichtspunkt der direkten Umweltauswirkungen relevant erscheint, sondern vielmehr als Hinweis darauf zu sehen ist, dass wegen der sehr niedrig liegenden Ausgangslinie die relativ geringe Menge an Loose-fill-Packmittel einen überproportional hohen spezifischen Beitrag zur energetischen Biomassenutzung erbringen könnte. Der verhältnismäßig hohe Einwohnerwert, der sich für die Menge an Pflanzenschutzmitteln errechnet, besagt, dass im Vergleich zu anderen Indikatoren die hier betrachteten nachwachsenden Rohstoffe einen relativ hohen spezifischen Anteil an der Bezugsgröße (Gesamtmenge der in Deutschland eingesetzten Pflanzenschutzmittel) haben. Der Detaillierungsgrad unserer Untersuchung geht an dieser Stelle jedoch bei weitem nicht soweit, dass wir definitive Aussagen treffen können, wie relevant dies nun unter ökotoxikologischen Gesichtspunkten ist; eine solche Bewertung erfordert die Behandlung der Thematik auf Ebene einzelner Wirkstoffe. Die Ergebnisse machen aber zumindest deutlich, dass dieser Punkt bei weiteren Vergleichen zwischen fossilen und nachwachsenden Rohstoffen differenziert zu betrachten ist.

Zur näheren Interpretation kann die Stärke-Bereitstellung in zwei maßgebliche Prozesse unterteilt werden – die landwirtschaftliche Produktion der Stärke-Pflanzen und die Stärkeproduktion aus diesen nachwachsenden Rohstoffen. Ansätze zur Optimierung ergeben sich an beiden Stellen:

Bezüglich des Bereichs der Landwirtschaft zeigt sich, dass eine Extensivierung mit zum Teil erheblichen Verbesserungen in allen Indikatoren einhergeht, die mit der Gabe mineralischer Stickstoff-Düngemittel gekoppelt sind. So entfällt bei den Szenarien zum konventionellen Anbau rund die Hälfte des Energieaufwandes im Bereich der Landwirtschaft auf die Verwendung mineralischer Stickstoffdünger. Diese sind vor allem auch verantwortlich für die Freisetzung von Ammoniak und Distickstoffoxid sowie in beträchtlichen Anteilen auch für die Stickoxid-Emissionen und tragen damit maßgeblich zu den Ergebnissen beim terrestrischen Eutrophierungspotential, beim Versauerungspotential sowie beim Ozonabbau bei. Anmerkenswert ist ferner, dass die bei den Szenarien zum konventionellen Anbau sehr hohen Einwohnerwerte zur Pflanzenschutzmittel-Menge beim Wechsel zum extensiven Anbau auf Null zurückgehen. Andererseits steigt der Flächenverbrauch beim Weizenanbau mit der Extensivierung gegenüber einer konventionellen Erzeugung um rund ein Drittel an; aus Sicht des Naturschutzes sind diese so bewirtschafteten Flächen aber höherwertiger einzustufen (Natürlichkeitsklasse IV anstelle VI). Interessanterweise sind aber die Unterschiede innerhalb der konventionellen Anbauvarianten noch größer: Die Kartoffelproduktion erfordert bezogen auf eine bestimmte Menge Stärke um rund 40 % weniger Fläche als der konventionelle Weizen- bzw. Maisanbau; ursächlich sind hierfür die höheren Stärkeausbeuten bei Kartoffeln. Da zudem mehrere aktuelle Untersuchungen zeigen, dass die

Ertragsunterschiede zwischen konventionellem und extensivem Anbau bei Kartoffeln relativ gering ausfallen, würde die Produktion der gleichen Menge Stärke aus extensiv angebauten Kartoffeln damit erheblich weniger Fläche benötigen als der konventionelle Mais- und Weizenanbau; die Einsparungen gegenüber dem extensiven Weizenanbau würden sogar auf rund 60 % der Fläche steigen.

Ein interessanter Befund ergibt sich auch in Bezug auf die Mais-Produktion: Die gesamten energetischen Aufwendungen (ohne KEA solar) im Bereich der Landwirtschaft entsprechen in etwa dem kumulierten Energieaufwand (KEA), der für die Trocknung der Maiskörner nach der Ernte benötigt wird. Dies führt dazu, dass das Maisstärke-Szenario in etwa gleichauf mit dem Weizenstärke-Szenario (konventionell angebauter Weizen) liegt, obwohl die Produktion der Weizenstärke nach den uns vorliegenden Daten geringfügig energieintensiver ist. Zum Ausstoß der Dieselpartikel trägt die landwirtschaftliche Produktion vor allem über Feldarbeiten zu rund 20 % bei.

Die Bilanzierung ergibt weiter, dass der Energieaufwand im Bereich der Stärke-Produktion um mindestens das knapp Eineinhalbfache bis fast zum Zehnfachen über dem der Landwirtschaft liegt. Die in den letzten Jahren immer kritischer beurteilte Abwasserverregnung bei der Stärke-Fabrikation stellt sich nach dem hier verfolgten Ökobilanzansatz als recht positiv heraus: Zum Einen werden auf diesem Wege Aufwendungen für die Behandlung und teilweise Eindampfung des Abwassers vermieden, zum Anderen gelangen auf diesem Wege nennenswerte Nährstoffmengen zurück auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die Energieeinsparungen entsprechen nach den uns vorliegenden Daten rund 20 % der andernfalls für die Stärke-Produktion benötigten Energiemengen. Dies bedeutet nun nicht, dass wir vorschlagen, diese Entwicklungen, die auf gute Gründe wie die Vermeidung von Geruchsbelästigungen und den Grundwasserschutz zurückzuführen sind, unmittelbar rückgängig zu machen. Wir würden es jedoch sehr begrüßen und auch empfehlen, konzentriert auf die Stärkeproduktion spezifische Untersuchungen durchzuführen, die sowohl mindestens die hier betrachteten Umweltaspekte als auch zusätzliche Kostengesichtspunkte berücksichtigen. Auf diesem Wege sollte geklärt werden, wie eine ganzheitlich optimierte Lösung aussehen könnte und ob und wie weit die Praxis heute noch davon entfernt ist. Dabei wäre dann auch zu beachten, dass die anaerobe Abwasserreinigung mit energetischer Biogasnutzung knapp 10 % des Energiebedarfs der relativ energieintensiven Weizenstärke-Produktion abdeckt.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse damit, dass über die Wahl der Pflanzenart, die Intensität der Pflanzenproduktion und verfahrenstechnische Maßnahmen bei der Stärke-Produktion die Umweltauswirkungen der Stärke-Bereitstellung erheblich gesenkt werden können. Nach den uns vorliegenden Ergebnissen dürfte dabei wohl der extensive, in Bezug auf die Feldarbeiten optimierte Kartoffelanbau in Kombination mit einer Kartoffelstärkeproduktion mit Abwasserverregnung das Optimum darstellen.

Um mit unseren Aussagen nicht falsch verstanden zu werden, weisen wir darauf hin, dass die verschiedenen Stärkearten auch unterschiedliche Eigenschaften und Einsatzgebiete haben und diese Stärkearten in manchen Anwendungen nicht eins zu eins ersetzt werden können. Sollte dies aber möglich sein, so sollte die am umweltverträglichsten produzierbare Stärkeart eingesetzt werden. Weiterhin ist anzumerken, dass die Datenlage zu den Stärke-Produktionsverfahren unterschiedlich ist. So standen bei der Kartoffelstärke-Produktion aktuelle Energieverbrauchsdaten aus der Praxis zur Verfügung, während bei der

Modellierung der Weizen- und Maisstärke-Produktion auf Literaturangaben zurückgegriffen werden musste. Hier könnte eine seit längerem vom Verband der Europäischen Stärke-Produzenten angekündigte Ökobilanz weitere Hinweise zur Belastbarkeit der Ergebnisse erbringen.

Am Ende soll noch kurz auf ein weiteres interessantes Ergebnis der Auswertung hingewiesen werden: Die Bereitstellung von Polyvinylalkohol trägt bei vielen Indikatoren deutlich über den Gewichtsanteil hinaus, den dieses Additiv an den Stärke-Loose-fill-Packmitteln hat, zu den Ergebnissen bei. So entfallen vom KEA fossil je nach Szenario knapp die Hälfte bis gut ein Drittel auf diesen aus fossilen Rohstoffen hergestellten Zusatz. Deshalb wird dieser Punkt separat in einer Sensitivitätsanalyse betrachtet (vgl. Kapitel 7.6.4).

Im zweiten Auswertungsschritt berücksichtigen wir vier der hier untersuchten fünf Stärke-Alternativen weiter. Da die Kartoffelstärke-Produktion mit Abwasserverregnung am besten abgeschnitten hat und sich zudem nur geringfügig von der anderen Kartoffelstärke-Variante unterscheidet, beziehen wir die bessere Variante ein. Weiterhin betrachten wir die Maisstärke-Verwendung sowie die beiden Weizenstärke-Varianten – und damit den extensiven und den konventionellen Anbau von Weizen. Auf diesem Weg wird die ganze Bandbreite der Ergebnisse abgedeckt und mit der Maisstärke zudem die für die Loose-fill-Packmittel-Produktion bedeutendste Stärkeart berücksichtigt.

#### 7.4.2 Variationen in der Nutzung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln

##### 7.4.2.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen

In der Nutzungsphase gehen wir analog zur Betrachtung der Nutzungsphase bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln vor (vgl. Kapitel 7.3.2). Über die unten tabellarisch zusammengestellten Szenarien untersuchen wir dabei, wie sich Wiederverwendung der Stärke-Loose-fill-Packmittel auf die Ergebnisse auswirkt. Dabei ist bei der Beurteilung der Ergebnisse zu berücksichtigen, dass Stärke-Loose-fill-Packmittel aufgrund der fehlenden Feuchte-resistenz und der derzeit noch geringeren Abriebfestigkeit derzeit noch nicht im gleichen Maße für die Wiederverwendung geeignet sind wie EPS-Loose-fill-Packmittel.

Tabelle 7-15: Szenarien zur der Nutzung der Stärke-Loose-fill-Packmittel

<b>Nutzung</b>	<b>1 (Vergleichs-szenario)</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Herstellung	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke
<b>Nutzung</b>	<b>Einmalige Nutzung</b>	<b>Betriebsinterne Wiederverwendung (zweimalige Nutzung)</b>	<b>Betriebsinterne Wiederverwendung (viermalige Nutzung)</b>	<b>Wiederverwendung über Wertstoffhof (viermalige Nutzung)</b>	<b>Einmalige Nutzung (ohne Allokation)</b>
Entsorgung	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix	Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix

Wie schon bei den EPS-Szenarien verringert eine Wiederverwendung die benötigten Stärkemengen, den Produktionsaufwand sowie die Abfallmengen und folglich auch die vom Produktsystem bereitgestellten Zusatznutzen erheblich (vgl. Tabelle 7-16)

Tabelle 7-16: Eingesetzte Maisstärke- und Mais-Menge sowie Zusatznutzen je 100 m³ Stärke-Loose-fill-Packmittel (1.200 kg)

Szenario	Maisstärke* [kg]	Mais [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]
1 Einmalige Nutzung ( <i>Vergleichsszenario</i> )	1.039	1.333	897	1.828
2 Zweimalige Nutzung (betriebsintern)	520	667	449	914
3 Viermalige Nutzung (betriebsintern)	260	333	224	457
4 Viermalige Nutzung (Wertstoffhof)	260	333	224	457
5 Einmalige Nutzung (ohne Allokation)	1.039	1.333	897	1.828

\* jeweils inkl. 6,7 Gew.-% Maisgrieß

#### 7.4.2.2 Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse decken sich weitgehend mit denjenigen, die sich für den nutzungsbezogenen Vergleich zu den EPS-Loose-fill-Packmitteln errechnet haben (vgl. Kapitel 7.3.2.2). Eine augenscheinliche Ausnahme stellen lediglich die Ergebnisse zum Krebsrisikopotential dar (vgl. Abbildung 7-10), bei denen sich ein gegenüber allen anderen Parametern verschobenes Bild zeigt. Dieses kann wie folgt erklärt werden: Obwohl der gesamte Lebensweg der Loose-fill-Packmittel berücksichtigt wird, ist mit dem Vergleichsszenario insgesamt eine geringfügige Umweltentlastung hinsichtlich der Freisetzung kanzerogener Stoffe (vgl. Kapitel 5.2.8) verbunden. Diese Entlastung ist darauf zurückzuführen, dass das Produktsystem über die Entsorgung der gebrauchten Stärke-Loose-fill-Packmittel Endenergie bereitstellt, die sonst auf anderem Wege erzeugt werden müsste. Die für diese alternative Energieerzeugung über Äquivalenzsysteme errechneten *Abzüge Output* liegen über den für das Produktsystem errechneten Brutto-Ergebnissen; die Netto-Ergebnisse werden damit negativ. Geht nun über die Wiederverwendung die zu entsorgende Abfallmenge zurück, so reduzieren sich auch die energetischen Zusatznutzen (vgl. Tabelle 7-6); die Netto-Ergebnisse steigen an. Werden dann zusätzlich noch Transporte zum Wertstoffhof betrachtet oder über die Allokationsmethodik stärker belastet, so steigen die Werte für das Krebsrisikopotential auch auf über Null an. Die spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte zwischen – 14 bis maximal 31) sind jedoch äußerst gering. Da zudem alle anderen Ergebnisse eine eindeutige Rangfolge der Szenarien aufweisen, hat die Wirkungskategorie Krebsrisikopotential bei diesem Vergleich insgesamt keinen relevanten Einfluss auf die Bewertung der Szenarien.

Somit belegen diese Ergebnisse wiederum sehr deutlich, dass über eine Wiederverwendung in nahezu allen Kategorien erhebliche Einsparpotentiale realisiert werden können. Dies trifft auch auf die für EPS-Loose-fill-Packmittel nicht relevante Belegung landwirtschaftlicher Nutzflächen (Naturraumbeanspruchung VI), den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sowie die Nutzung von in Biomasse gespeicherter Sonnenenergie (KEA solar) zu. Die Umweltentlastungen sind bei der direkten Wiederverwendung am höchsten, aber auch die viermalige Verwendung über Wertstoffhöfe hat erhebliche Vorteile gegenüber der einmaligen oder auch der zweimaligen betriebsinternen Nutzung. Die relativen Unterschiede fallen aufgrund der höheren Schüttdichte und der deshalb zu transportierenden größeren Massen zwar etwas geringer aus als bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln, das Einsparpotential von Szenario 4 liegt gegenüber der einmaligen Nutzung jedoch bei mindestens 33 bis maximal 75 % (Ausnahme: Krebsrisikopotential), gegenüber der zweimaligen Nutzung

immer noch bei 29 bis höchstens 50 % (weitere Ausnahme: Dieselpartikel-Emissionen mit einer Steigerung um 29 %).

Weiterhin bestätigt der Vergleich zwischen Szenario 1 und Szenario 5, dass die Allokationsweise für diejenigen Transporte, bei denen die Loose-fill-Packmittel als Verpackung eingesetzt werden, sachgerecht ist. Wie zu erwarten, nehmen die Unterschiede aufgrund der höheren Schüttdichte der Stärke-Loose-fill-Packmittel und des entsprechend erhöhten Allokationsfaktors (vgl. Tabelle 6-56) im Vergleich zu EPS-Loose-fill-Packmitteln (vgl. Kapitel 7.3.2.2) etwas zu (von dort höchstens 9 % hier um maximal 14 %; nicht berücksichtigt: Krebsrisikopotential); die Auswirkungen auf die Netto-Ergebnisse bleiben damit relativ gering, zeigen aber in die richtige Richtung und scheinen auch von der Größenordnung her angemessen.

7.4.2.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

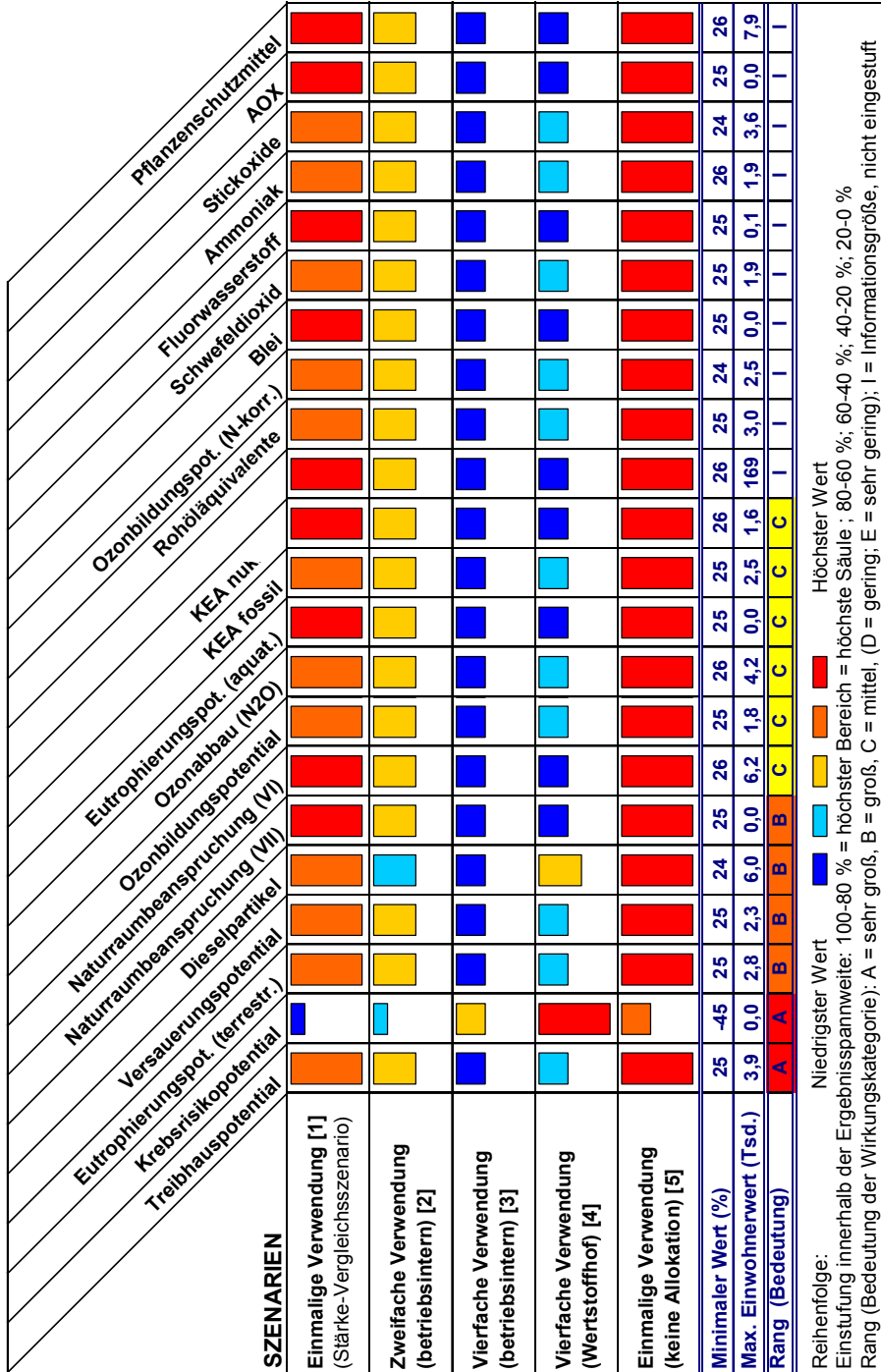


Abbildung 7-10: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Nutzungsvarianten (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³ Loose-fill-Packmittel)



#### 7.4.2.4 Fazit

Dieser Szenarienvergleich zur Nutzungsphase bestätigt erneut die Bedeutung der Wiederverwendung, wenn Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der Loose-fill-Packmittel-Nutzung gering gehalten bzw. reduziert werden sollen. Die Ergebnisse fallen dabei weitgehend identisch zum nutzungsbezogenen Vergleich von EPS-Szenarien (vgl. Kapitel 7.3.2) aus. Dort werden im Fazit (s. Kapitel 7.3.2.4) bereits grundlegende Informationen zur Bewertung der Nutzungsphase gegeben, so dass hier nur noch die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst und neue Aspekte diskutiert werden.

Insgesamt schneidet auch bei den Stärke-Szenarien die Wiederverwendung im Vergleich zur einmaligen Verwendung deutlich besser ab. Die Umweltentlastungen nehmen mit höherer Wiederverwendungszahl zu, die direkte Wiederverwendung hat geringfügige Vorteile gegenüber der Wiederverwendung über Wertstoffhöfe und die transportbezogene Allokationsmethodik hat sich wiederum als sachgerecht erwiesen. Die Ergebnisse fallen so eindeutig aus, dass auch deutlich größere Entfernungen zwischen Wertstoffhof und entsorgendem bzw. abnehmendem Unternehmen als die von uns jeweils angenommenen 20 km den Vorteil der Wiederverwendung über Wertstoffhöfe oder auch über privatwirtschaftlich tätige Second-Hand-Händler nicht in Frage stellen würden. Zudem ist abzusehen, dass gerade die transportbedingten Emissionen (z.B. Dieselpartikel) aufgrund verschärfter Grenzwerte und neuer Technologien mittelfristig weiter abnehmen werden, so dass die mit der Wiederverwendung einhergehenden zusätzlichen Transportaufwendungen geringeren Anteil an den Ergebnisse für das gesamte Produktsystem haben dürften.

Bei der Bewertung der Ergebnisse ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel derzeit noch eine unterschiedliche Wiederverwendungseignung besitzen: Stärke-Loose-fill-Packmittel sind nicht feuchteresistent und weisen einen höheren Abrieb auf. Deswegen ist es sehr wahrscheinlich, dass hier die über eine Wiederverwendung mögliche Reduzierung der Umweltauswirkungen nicht im gleichen Ausmaß realisiert wird bzw. realisiert werden kann wie bei EPS-Loose-fill-Packmitteln. Wie bereits im Kapitel 7.3.2.4 beschrieben, wirken sich diese Eigenschaften auch negativ auf die Wiederverwendung der EPS-Loose-fill-Packmittel aus. Auch konnten wir bei unseren Betriebsbesichtigungen beobachten, dass ein Unternehmen, das eingehende Loose-fill-Packmittel üblicherweise wieder einsetzt, relativ schwere Stärke-Loose-fill-Packmittel über eine der Absaugung nachgeschaltete und entsprechend eingestellte Dichtefalle abtrennte und dann entsorgte.

Andererseits gibt es aber auch aktuelle Forschungsansätze, die darauf abzielen, Stärke-Loose-fill-Packmittel zu beschichten, um so die Feuchteresistenz und die Abriebfestigkeit deutlich zu erhöhen [HEILMANN 2001]. Damit kann bezüglich der Wiederverwendungstauglichkeit hier kein endgültiges Urteil gefällt werden, auch wenn diese derzeit für Stärke-Loose-fill-Packmittel anscheinend in geringerem Umfang gegeben ist.

### 7.4.3 Variationen in der Entsorgung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln

#### 7.4.3.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen

Der Vergleich der Szenarien zur Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel wird weitgehend analog zu dem der entsorgungsbezogenen EPS-Szenarien durchgeführt (vgl. Kapitel 7.3.3). Entsprechend sollen auch hier die Szenarien einerseits die derzeitige Situation bei der Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel abbilden, andererseits aber auch andere denkbare und in der Diskussion befindliche Entsorgungswege berücksichtigen. Alle Szenarien leiten sich direkt vom Stärke-Vergleichsszenario (vgl. Abbildung 3-3) ab; ausgetauscht werden lediglich die Entsorgungswege. Betrachtet werden dabei über das Stärke-Vergleichsszenario die Beseitigung der Stärke-Loose-fill-Packmittel entsprechend des bundesdeutschen Beseitigungsmixes aus Müllverbrennung und Deponierung (vgl. Kapitel 6.5.7.1) sowie in einem weiteren Szenario die vollständige Verbrennung in einer den bundesdeutschen Durchschnitt repräsentierenden Müllverbrennungsanlage (vgl. Kapitel 6.5.7.2). Die energetische Verwertung des Bioenergieträgers „Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfall“ wird über die Modellierung der Entsorgung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage berücksichtigt, für die ein elektrischer Wirkungsgrad von 10 % und ein thermischer Wirkungsgrad von 55 % angenommen werden (vgl. Kapitel 6.5.6.2). Aufgrund der Vermischung der Stärke- und EPS-Loose-fill-Packmittel ist es sehr wahrscheinlich, dass auch große Anteile der Stärke-Variante durch das DSD entsorgt werden und bei der Sortierung in die Mischkunststoff-Fraktion gelangen. Auch bei einer gewollten Entsorgung über das DSD werden die Stärke-Loose-fill-Packmittel (solange sie nicht in Waschwässern aufgelöst werden) diesen Weg gehen. Deshalb betrachten wir auch hier die rohstoffliche Verwertung gebrauchter Loose-fill-Packmittel als Reduktionsmittel im Hochofen (vgl. Kapitel 6.5.5.2). Anders als die EPS-Loose-fill-Packmittel lassen sich die aus Stärke hergestellten Loose-fill-Packmittel nicht wieder werkstofflich zu „Sekundär-Stärke“ aufbereiten, so dass Verfahren zur werkstofflichen Verwertung derzeit keine Relevanz besitzen [HOPPENHEIDT 1993]. Andererseits sind Stärke-Loose-fill-Packmittel im Gegensatz zur EPS-Variante biologisch abbaubar: Als weitere Entsorgungswege eröffnen sich damit die Kompostierung (vgl. Kapitel 6.5.5.3) und die Vergärung, bei der Biogas erzeugt und anschließend zur Energiegewinnung verwendet wird und die deswegen auch als weitere Variante zur energetischen Verwertung angesehen werden kann (vgl. Kapitel 6.5.6.1).

Tabelle 7-17: Szenarien zur Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel

<b>Szenario</b>	<b>1 (Vergleichsszenario)</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
Herstellung	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke	Maisstärke
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	<b>Erfassung mit Restmüll und Beseitigung im Beseitigungsmix</b>	<b>Erfassung mit Restmüll und Beseitigung in MVA</b>	<b>Separate Erfassung und energetische Verwertung in optimierter MVA</b>	<b>Erfassung mit Bioabfall und Kompostierung</b>	<b>Erfassung mit Bioabfall und Vergärung</b>	<b>Erfassung über DSD und rohstoffliche Verwertung im Hochofen</b>

Da das Entsorgungsverfahren in allen Szenarien maßgeblichen Einfluss auf die Art und den Umfang der durch das Produktsystem bereitgestellten Zusatznutzen hat und auf diesem Wege zur Differenzierung der Szenarien beiträgt, werden diese in der folgenden Tabelle 7-18 zusammenfassend dokumentiert. Deren Kenntnis ist insbesondere deshalb wichtig, weil die dafür errechneten Abzüge Output (vgl. Kapitel 5.1.2) die letztendlich entscheidenden Netto-Ergebnisse erheblich beeinflussen.

Tabelle 7-18: Entsorgungsszenarien: Zusatznutzen je 100 m³ Stärke-Loose-fill-Packmittel-Abfall (1.200 kg)

Szenario	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Reduktionspotential [MJ]
1 Beseitigungsmix (Restmüll) (Stärke-Vergleichsszenario)	897	1.828	0
2 Müllverbrennungsanlage (Restmüll)	1.478	6.010	0
3 Optimierte MVA (separate Erfassung)	1.920	10.560	0
4 Kompostierung (Biomüll)	0	0	0
5 Vergärung (Biomüll)	3.036	5.437	0
6 Hochofen (Erfassung über DSD)	149	604	10.699

#### 7.4.3.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Dieser Vergleich zielt darauf ab, die Unterschiede zwischen verschiedenen Entsorgungsverfahren herauszuarbeiten. Dazu dient die aggregierte Darstellung normierter Netto-Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-11) sowie absoluter Brutto- und Netto-Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-12). In die Netto-Ergebnisse sind alle Abzüge eingerechnet, die sich für die aus der Entsorgung stammenden Zusatznutzen (Strom, Wärme, Reduktionspotential; vgl. Tabelle 7-18) mittels der Output-bezogenen Äquivalenzsysteme errechnen (vgl. Kapitel 5.1.2). Da hier analog zum Vergleich der EPS-Szenarien zur Entsorgung vorgegangen wird, verweisen wir für weitergehende Auskünfte zum Vorgehen und insbesondere zur Lesart der absoluten Ergebnisse auf das entsprechende Kapitel 7.3.3.2. Anzumerken bleibt noch, dass wir nachfolgend wiederum Maisstärke und Maisgrieß nicht weiter differenzieren, sondern unter der Bezeichnung Maisstärke zusammenfassen.

7.4.3.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

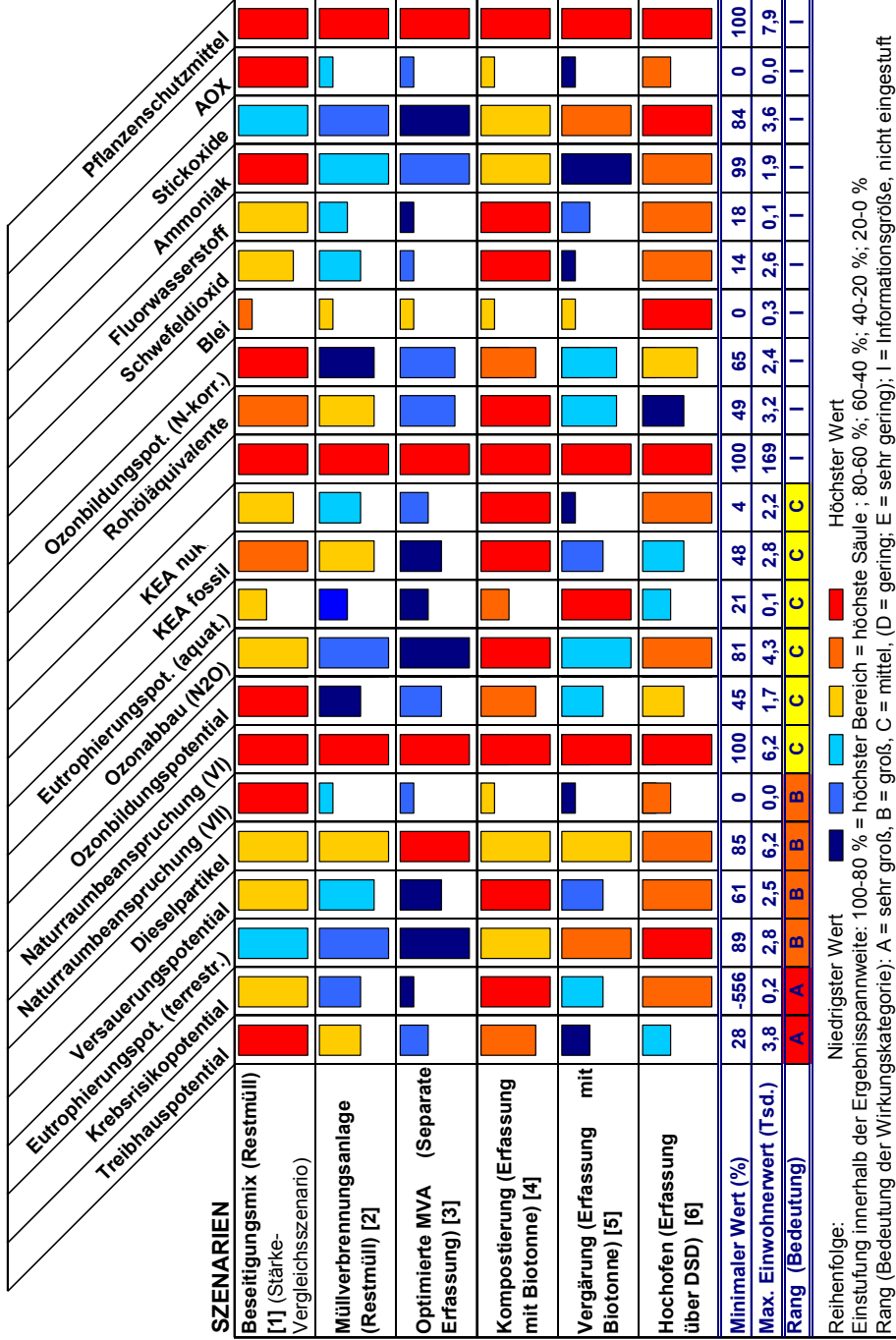


Abbildung 7-11: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³ Loose-fill-Packmittel)

#### 7.4.3.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien

##### 7.4.3.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte)

Die erheblichen Unterschiede zwischen den Szenarien, die bei vielen Indikatoren mehr als die Hälfte des jeweils höchsten Wertes ausmachen (vgl. Abbildung 7-11), zeigen deutlich, dass die Wahl des Entsorgungsweges entscheidend für die umweltbezogene Bewertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel ist. Die Bandbreite der maximalen Einwohnerwerte und damit der spezifischen Beiträge reicht bei den Indikatoren, die mit Rang A bis C (sehr große bis mittlere Bedeutung) eingestuft sind, von 0,15 bei der Naturraumbeanspruchung in der Flächenkategorie VII bis zu 6.202 bei den Dieselpartikel-Emissionen. Die höchsten Einwohnerwerte ergeben sich dagegen für die Informationsgrößen KEA solar (169.000) und die Pflanzenschutzmittel-Menge (7.917). Werden diese beiden Extremwerte außer Acht gelassen, so ergibt sich ein im Folgenden immer zum Vergleich herangezogener Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte von 2.348; der Median aller maximalen Einwohnerwerte liegt bei 2.533. Negative Werte und damit Entlastungen ergeben sich nur für das Krebsrisikopotential; der niedrigste Wert von –860 Einwohnerwerten errechnet sich für diese Kategorie. Beachtenswert ist ferner, dass der niedrige Wert für die Naturraumbeanspruchung durch Deponieflächen (= Flächenkategorie VII) bis auf 9.021 steigt, wenn alternativ die Deponiefläche in Deutschland als Bezugsgröße gewählt wird.

##### 7.4.3.4.2 Bestimmung der für die Rangordnung der Szenarien entscheidenden Indikatoren

Für die Auswertung besonders relevant sind diejenigen Indikatoren, für die sich ein relativ hoher Einwohnerwert errechnet (vgl. Abbildung 7-11). Zur Reduzierung der Komplexität der Ergebnisse nehmen wir wiederum an, dass diejenigen Indikatoren, die einen maximalen Einwohnerwert kleiner als 10 % des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte aufwiesen, bei der Bestimmung der Szenarienrangfolge vernachlässigt werden können. Dies trifft prinzipiell auf folgende Kategorien zu: *Krebsrisikopotential*, *Naturraumbeanspruchung in Kategorie VII*, *aquatisches Eutrophierungspotential*, *Blei*, *Fluorwasserstoff*, *AOX*. Wie im vorhergehenden Kapitel angemerkt, können die Einwohnerwerte bei der Naturraumbeanspruchung in Kategorie VII extrem ansteigen, wenn der Deponieflächenbedarf als Bezugsgröße gewählt wird; deshalb berücksichtigen wir diesen Indikator bei der folgenden Diskussion dennoch. Auch das Krebsrisikopotential lassen wir diesmal nicht außen vor, da deutliche Entlastungen im Umfang von rund 43 % des Mittelwertes aller Indikatoren auftreten.

Wie in den vorausgehenden Vergleichen gehen wir auch hier wieder davon aus, dass keine verlässliche Differenzierung zwischen Szenarien innerhalb einer Kategorie möglich ist, wenn die Werte weniger als 10 % streuen. Dies trifft hier insbesondere auf die durch den Bereich der Landwirtschaft maßgeblich geprägten Indikatoren (*Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI*, *KEA solar*, *Ammoniak-Emissionen*, *Pflanzenschutzmittel-Menge*) zu.

Am wichtigsten zur Bestimmung der Rangfolge der Szenarien sind diejenigen verbleibenden Indikatoren mit sehr großer Bedeutung (Rang A). In diese Kategorie fällt nur noch der Beitrag zum *Treibhauspotential*, der einen maximalen Einwohnerwert von 3.818 aufweist und damit sehr deutlich über dem Mittelwert aller Szenarien (vgl. Kapitel 7.4.3.4.1)

liegt. Dazu kommt, dass die Netto-Ergebnisse für diesen Indikator ein sehr hohes Einsparpotential von bis zu 72 % versprechen.

Von den nächstwichtigen Indikatoren mit großer Bedeutung (Rang B) weisen die Dieselpartikel-Emissionen den höchsten Einwohnerwert auf. Das Einsparpotential ist mit 15 % jedoch relativ gering. Dies gilt noch mehr für das terrestrische Eutrophierungspotential, wo dieser Wert nur knapp 11 % erreicht. Beide Indikatoren sind damit für eine Differenzierung der Szenarien nur wenig aussagekräftig. Dagegen zeigen sich beim Versauerungspotential mit 39 % und insbesondere bei der Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII) mit 100 % sehr deutliche Unterschiede zwischen den Szenarien. Bezieht man letztere wie oben beschrieben auf die jährlich benötigte Deponiefläche ergeben sich so hohe Einwohnerwerte, dass dieser Indikator neben dem Treibhauspotential für die Differenzierung der Szenarien am wichtigsten erscheint. Wird als Bezugsgröße die Gesamtfläche Deutschlands verwendet, so ist dieser Indikator dagegen zu vernachlässigen. Unabhängig davon weisen wir den anderen drei Indikatoren die folgende Reihenfolge zu: Am bedeutendsten ist dabei das Versauerungspotential, gefolgt von den Dieselpartikel-Emissionen und dann dem terrestrischen Eutrophierungspotential, wobei zu beachten ist, dass letzteres vom Versauerungspotential nicht unabhängig ist (vgl. Kapitel 7.4.3.6.4).

Bei den Indikatoren mit mittlerer Bedeutung (Rang C) weist der Beitrag zum stratosphärischen Ozonabbau ( $\text{N}_2\text{O}$ ) relativ hohe Einwohnerwerte (4.328) auf – und andererseits eine eher geringe Variationsbreite von 19 %. Letztere ist beim Ozonbildungspotential (55 %), beim KEA fossil (52 %) und vor allem beim KEA nuklear (96 %) wesentlich größer. Die maximalen Einwohnerwerte sind bei diesen Indikatoren jedoch niedriger und zeigen dabei die Reihenfolge KEA fossil (2.842) vor KEA nuklear (2.217) und Ozonbildungspotential (1.717) auf. Da der KEA fossil unter dem Gesichtspunkt des Ressourcenverbrauches wesentlich bedeutsamer als der KEA nuklear ist, nehmen wir bei der Bewertung der Ergebnisse folgende Gewichtung vor: Ähnlich wichtig erscheinen uns die Ergebnisse zum KEA fossil sowie zum Ozonabbau; etwas geringer werten wir das Ozonbildungspotential (POCP) sowie den KEA nuklear.

Von den Informationsgrößen könnten bei der Festlegung der Rangfolge nach den bisherigen Überlegungen noch die Rohöläquivalente, das N-korrigierte Ozonbildungspotential sowie die Schwefeldioxid- und Stickoxid-Emissionen eine Rolle spielen. Da die Rohöläquivalente weitgehend mit dem KEA fossil, das N-korrigierte Ozonbildungspotential mit dem Ozonbildungspotential übereinstimmt und zudem die Schwefeldioxid- und Stickoxid-Emissionen in das Versauerungspotential – und letztere auch in das terrestrische Eutrophierungspotential – eingerechnet werden, ziehen wir diese Informationsgrößen bei der Festlegung der Szenarienreihenfolge nicht mehr heran.

#### 7.4.3.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien

Anhand der aggregierten Darstellung der Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-11) lassen sich grob zwei Gruppen differenzieren: Weniger positiv schneiden anscheinend die Szenarien zum Beseitigungsmix (1), zur Kompostierung (4) und zur Verwertung im Hochofen (6) ab; als relativ gut erweisen sich dagegen die beiden Varianten der Müllverbrennung (2, 3) sowie die ebenfalls mit einer Energieauskopplung verbundene Vergärung (5). Im Folgenden werden gruppenweise die jeweils drei Szenarien hinsichtlich einer Rangordnung unter-

sucht; am Ende dieses Kapitels werden diese Teilergebnisse zusammengeführt und die ausgangs vorgenommene Trennung in diese beiden Gruppen überprüft.

In der Spitzengruppe gibt es eine klare Reihenfolge zwischen der repräsentativen (Szenario 2) und der für die energetische Verwertung stehenden optimierten (Szenario 3) Müllverbrennungsanlage: Letztere weist praktisch bei allen Indikatoren Vorteile auf; Ausnahmen stellen lediglich das bessere Abschneiden des Szenarios 2 um 14,6 % bei den Dieselpartikeln dar, das auf die für die energetische Verwertung aufgrund der geringeren Anlagedichte angenommenen längeren Transportstrecken (vgl. Tabelle 6-62 und Tabelle 6-57) zurückgeht, sowie um 5,4 % beim Ozonbildungspotential. Diese relativ geringen Nachteile des Szenarios 3 stellen die insgesamt sehr eindeutige Reihung jedoch nicht in Frage: So schneidet Szenario 3 beispielsweise beim Treibhauspotential um 29,4 %, beim Versauerungspotential um 15,5 % und beim Deponieflächenbedarf (Naturraumbeanspruchung VII) um 30,5 % besser ab. Die Entlastungen beim Krebsrisikopotential liegen mit –860 Einwohnerwerten fast doppelt so hoch wie bei Szenario 2 (–438 Einwohnerwerte). Besonders erwähnenswert sind zudem die Einsparungen bei den beiden energiebezogenen Indikatoren KEA fossil (27,0 %) und KEA nuklear (29,2 %). Zurückzuführen ist dies auf die höheren Wirkungsgrade bei der Energieauskopplung (vgl. Tabelle 7-18), die sich bei nahezu allen Indikatoren über die Höhe der mit den Brutto-Ergebnissen verrechneten Abzüge Output reduzierend auf die Netto-Ergebnisse auswirkt (vgl. Kapitel 5.1.2 sowie die nachfolgenden Ausführungen zu den absoluten Ergebnissen in Kapitel 7.4.3.6). Bei konstant hohen Ansprüchen an die Rauchgasreinigung beeinflussen damit die Wirkungsgrade der Energieerzeugung der Müllverbrennungsanlage direkt und entscheidend die Ergebnisse.

Noch einmal geringer fällt der Beitrag zum Treibhauspotential bei der Vergärung der Stärke-Loose-fill-Packmittel (Szenario 5) aus, der auf bereits recht niedrigem Niveau noch einmal um rund 9,0 % (107 Einwohnerwerte) unter dem Wert von Szenario 3 liegt. Für die anderen Indikatoren ergeben sich bei diesem Zweiervergleich teilweise Vorteile, teilweise Nachteile für Szenario 5: Die Entlastungen beim Krebsrisikopotential erreichen mit –390 Einwohnerwerten nur knapp die Hälfte des für Szenario 3 errechneten Wertes. Der Unterschied in Einwohnerwerten gemessen ist damit deutlich höher als beim Treibhauspotential. Zu beachten ist dabei jedoch, dass bei den ins Krebsrisikopotential eingerechneten Sachbilanzdaten die Datenbasis weniger belastbar ist und zudem diese Unterschiede vor allem den Stand der Rauchgasreinigung bei der Strom- und Wärmebereitstellung widerspiegeln (vgl. Kapitel 6.6.2) und damit längerfristig nicht als konstant angesehen werden können.

Weiterhin liegt beim Szenario 3 das terrestrische Eutrophierungspotential um nur 7,2 %, das Versauerungspotential um 4,8 %, das Ozonbildungspotential um 4,9 % niedriger als bei Szenario 5. Erst bei den mit Rang C (mittlere Bedeutung) belegten Indikatoren ergeben sich deutlichere Vorteile für Szenario 3: 15,4 % beim Ozonabbau und 17,4 % beim KEA fossil.

Aufgrund der geringer angenommenen Transportentfernungen fallen dagegen beim Szenario 5 im Vergleich zu Szenario 3 um 14,6 % weniger Dieselpartikel-Emissionen an; dieser Unterschied ist jedoch auf die Annahmen zur Transportentfernung bei der Entsorgung der Abfälle zurückzuführen und würde sich nivellieren, wenn diese bei beiden Szenarien identisch wären. Auch die Beanspruchung von Deponiefläche geht auf bereits sehr niedrigem Level um weitere 94,5 % zurück – von 50 Einwohnerwerten (bezogen auf die Deponiefläche in Deutschland) auf 3 Einwohnerwerte. Wegen der höheren Stromauskopplung liegt

die Vergärung zudem beim KEA nuklear um 88,5 % vorne. Damit reduziert sich der Vorteil, den Szenario 3 noch beim KEA fossil aufweist, beim KEA gesamt (ohne KEA solar) auf nur noch 11,3 % (vgl. Kapitel 7.4.3.6.9).

Zusammenfassend kommen wir deshalb für diese Dreiergruppe zu folgendem Ergebnis: Am ungünstigsten schneidet Szenario 2 ab. Die beiden besten Szenarien 3 (Optimierte MVA) und 5 (Vergärung) weisen insgesamt relativ geringe Unterschiede auf. Da diese außerdem nicht gleichgerichtet auftreten, sehen wir beide Entsorgungsvarianten als nahezu gleichwertig an - mit geringen Vorteilen für Szenario 3. Beide Szenarien zeichnen sich durch einen relativ hohen energetischen Wirkungsgrad aus, unterscheiden sich jedoch deutlich in der Verfahrenstechnik. An dieser Stelle wäre es deshalb sicher interessant, einen auf breiterer Datenbasis stattfindenden und um weitere Biomasse-Fractionen sowie anlagentechnische Variationen erweiterten Vergleich durchzuführen und die hier erhaltenen Ergebnisse auf ihre Belastbarkeit und Verallgemeinerbarkeit zu prüfen. Dies insbesondere auch deswegen, weil unsere Ergebnisse aufgrund der unumgänglichen Vergröberung bei der Modellierung nicht geeignet sind als Grundlage für eine Entscheidung zwischen Vergärung oder energetischer Verwertung in Verbrennungsanlagen. An dieser Stelle ist zu empfehlen, den Blick aus einem anderen Winkel auf die Ergebnisse zu richten: Beide Entsorgungswege weisen im Vergleich zu den restlichen Szenarien erhebliche Vorteile hinsichtlich der Umweltrelevanz auf und zeigen damit, wie positiv sich eine hochwertige energetische Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel auswirken kann.

In der zweiten Gruppe zeigen sich mit die größten Unterschiede beim wichtigsten Indikator – dem Beitrag zum Treibhauseffekt: Eindeutig am ungünstigsten schneidet dabei der bundesdeutsche Beseitigungsmix (Szenario 1) ab, wo sich vor allem die Methan-Emissionen negativ auswirken, die bei der Deponierung von 70 % der biologisch abbaubaren Stärke-Loose-fill-Packmittel entstehen. Am zweit schlechtesten zeigt sich die Kompostierung (Szenario 4), bei der zum Einen in geringem Umfang ebenfalls Methan gebildet wird, zum Anderen jedoch keine energetischen Zusatznutzen anfallen und zudem Kompost unter dem Gesichtspunkt der Zusatznutzen als neutral eingeschätzt wird (vgl. Kapitel 5.1.2.6). Im Vergleich zu Szenario 1 ergeben sich jedoch immer noch Reduzierungen in einer Größenordnung von 28,4 %. Dagegen ersetzen die Stärke-Loose-fill-Packmittel im Hochofen (Szenario 6) Schweres Heizöl und reduzieren auf diesem Wege den Kohlendioxid-Ausstoß aus fossilen Rohstoffen. Insbesondere wegen der dafür errechneten Abzüge Output gehen die Netto-Ergebnisse beim Treibhauspotential gegenüber Szenario 1 um 61,1 % und gegenüber Szenario 4 um 45,7 % zurück (vgl. Kapitel 7.4.3.6.1). Aufgrund der hohen Methan-Emissionen belegt Szenario 1 auch hinsichtlich des Ozonbildungspotentials den letzten Platz; der Vorteil des hier besten Szenarios 6 (49,3 %) ist dabei nur wenig größer als bei Szenario 4 (38,9 %). Nur noch in einem weiteren der über die Rangfolge entscheidenden Indikatoren schneidet der Beseitigungsmix am ungünstigsten ab – der Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VII (Deponiefläche), die aufgrund der Deponierung von 70 Gew.-% der Stärke-Loose-fill-Packmittel sehr viel höher ausfällt als bei den anderen Szenarien: Szenario 4 kommt dabei mit deutlich weniger Deponiefläche (Reduzierung auf 1,7 %) aus, Szenario 6 benötigt trotz Beseitigung von Sortierresten und Aufbereitungsabfällen nur 36,3 % der Deponiefläche. Mit Einwohnerwerten von 9.021 (Bezug auf jährlichen Deponieflächenbedarf in Deutschland) für Szenario 1 liegt der spezifische Beitrag selbst dann noch sehr hoch, wenn man davon ausgeht (vgl. Kapitel 6.5.7.3), dass analog zum sonstigen bioverfügbaren organischen Kohlenstoff im Abfall



rund 50 Gew.-% des Stärke-Anteils der deponierten Stärke-Loose-fill-Packmittel abgebaut würden und die Deponiefläche längerfristig nur in diesem Umfang in Anspruch genommen wird.

Bei allen anderen entscheidenden Indikatoren schneidet die Kompostierung (Szenario 4) ungünstiger ab. Die Netto-Ergebnisse des Szenario 1 unterschreiten diejenigen für das Szenario 4 um 0,8 % beim terrestrischen Eutrophierungspotential, um 11,5 % beim Versauerungspotential, um 3,4 % beim Ozonabbau, um 14 % beim KEA fossil und um 29,8 % beim KEA nuklear. Beim Krebsrisikopotential liegt Szenario 1 aufgrund der geringeren Energieauskopplung mit einer Entlastung von –14 Einwohnerwerten vor Szenario 4 mit 154 Einwohnerwerten. Keine Unterschiede gibt es dagegen bei den Dieselpartikel-Emissionen.

Vergleicht man hinsichtlich dieser verbleibenden Indikatoren die rohstoffliche Verwertung im Hochofen (Szenario 6) mit dem Beseitigungsmix (Szenario 1), so weist Szenario 1 größere Vorteile als im Vergleich zu Szenario 4 nur bei den Dieselpartikeln (13,6 %) aufgrund der weiteren Transportentfernungen und beim terrestrischen Eutrophierungspotential (6,1 %) auf. Ansonsten liegt Szenario 6 bei diesen Indikatoren zwischen Szenario 1 und Szenario 4. Nur beim KEA fossil gibt es gänzlich andersgerichtete Ergebnisse: Szenario 6 verbraucht davon um 31,0 % weniger als Szenario 1 bzw. 40,1 % weniger als Szenario 4.

Damit ergeben sich zwar bei einigen Indikatoren Vorteile für den Beseitigungsmix gegenüber der Kompostierung. Insgesamt können diese jedoch die deutlich weitergehenden Einsparungen in den eingangs betrachteten Indikatoren - insbesondere beim Treibhauspotential - nicht aufwiegen, so dass der Beseitigungsmix (Szenario 1) die ungünstigste Entsorgungsvariante darstellt. Die als Entsorgungslösung für biologisch abbaubare Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen favorisierte Kompostierung (Szenario 4) bringt im Vergleich dazu jedoch nur relativ geringe Vorteile. Eindeutig besser schneidet dagegen die rohstoffliche Verwertung im Hochofen (Szenario 6) ab, die nur bei drei Indikatoren (Naturraumbeanspruchung VII, terrestrisches Eutrophierungspotential, Dieselpartikel) schlechter als die Kompostierung dasteht, ansonsten jedoch immer vorne liegt.

Vergleicht man nun die beiden Szenarien, die sich in der besseren Dreiergruppe an dritter Stelle (Szenario 2: Repräsentative MVA) und in der zweiten, ungünstigeren Gruppe an erster Stelle (Szenario 6: Hochofen) befinden, so ergibt sich folgender Befund: Szenario 2 ist unter Umweltgesichtspunkten bei allen Indikatoren außer dem Treibhauspotential und dem KEA fossil gegenüber Szenario 6 im Vorteil, wobei die Minderungen gegenüber Szenario 2 mit 11,6 % (189 Einwohnerwerte) bzw. 9,5 % (178 Einwohnerwerte) relativ gering ausfallen. Dagegen ergeben sich für Szenario 2 beim Krebsrisikopotential Verbesserungen um rund 500 Einwohnerwerte, die aufgrund der sehr großen Bedeutung (Rang A) dieses Indikators stärker zählen. Weiterhin fallen die Netto-Ergebnisse beim terrestrischen Eutrophierungspotential um 10,0 % niedriger aus, beim Versauerungspotential um 25,3 %, bei den Dieselpartikel-Emissionen um 13,6 % und bei der Deponieflächenbeanspruchung (Naturraum VII) um 97,8 %. Bei den Indikatoren mit mittlerer Bedeutung (Rang C) ergeben sich Reduzierungen um 11,0 % beim Ozonbildungspotential, um 10,5 % beim Beitrag zum Ozonabbau und 48,9 % beim KEA nuklear. Betrachtet man den aus KEA fossil und KEA nuklear zusammengesetzten KEA gesamt (vgl. Kapitel 7.4.3.6.9), so liegen die beiden Szenarien mit lediglich 1,3 % Vorteil für Szenario 6 jedoch nahezu gleichauf. Damit ist die rohstoffliche Verwertung nur noch beim Treibhauspotential geringfügig im

Vorteil – und schneidet damit insgesamt ungünstiger ab als Szenario 2, so dass sich an dieser Stelle die Einteilung in die Dreier-Gruppen bestätigt. Beim Szenario 6 wirkt sich dabei die fehlende Energieauskopplung sowie der im Vergleich zu den meisten Kunststoffen aus fossilen Rohstoffen deutlich geringere Heizwert der Stärke-Loose-fill-Packmittel, der höhere Transportaufwendungen bedingt, negativ auf die Ergebnisse aus.

Damit ergibt sich die folgende umweltbezogene Rangfolge der Szenarien: Am ungünstigsten stellt sich die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel im bundesdeutschen Beseitigungsmix (Szenario 1) dar. Mit relativ geringem Abstand folgt danach die Kompostierung (Szenario 4) als zweitschlechteste Entsorgungsvariante. In der Mitte finden sich die rohstoffliche Verwertung im Hochofen (Szenario 6), die hier insgesamt ungünstiger abschneidet als die Beseitigung in einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage (Szenario 2). Im Vergleich dazu weisen die beiden nahezu gleichwertigen Entsorgungswege der energetischen Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3) bzw. auf biotechnologischen Wege über eine Vergärung mit Biogasnutzung (Szenario 5) noch einmal deutliche Vorteile auf. So ergibt sich für Szenario 5 in der wichtigsten Kategorie – dem Beitrag zum Treibhauseffekt – gegenüber dem Höchstwert ein Reduzierungspotential von 72 %. Insgesamt lassen sich jedoch geringfügige Vorteile für Szenario 3 feststellen, die wir aus den oben diskutierten Gründen aber nicht als belastbar genug für eine Entscheidung zwischen diesen beiden Entsorgungsvarianten einschätzen.

## 7.4.3.5 Graphische Darstellung der absoluten Ergebnisse

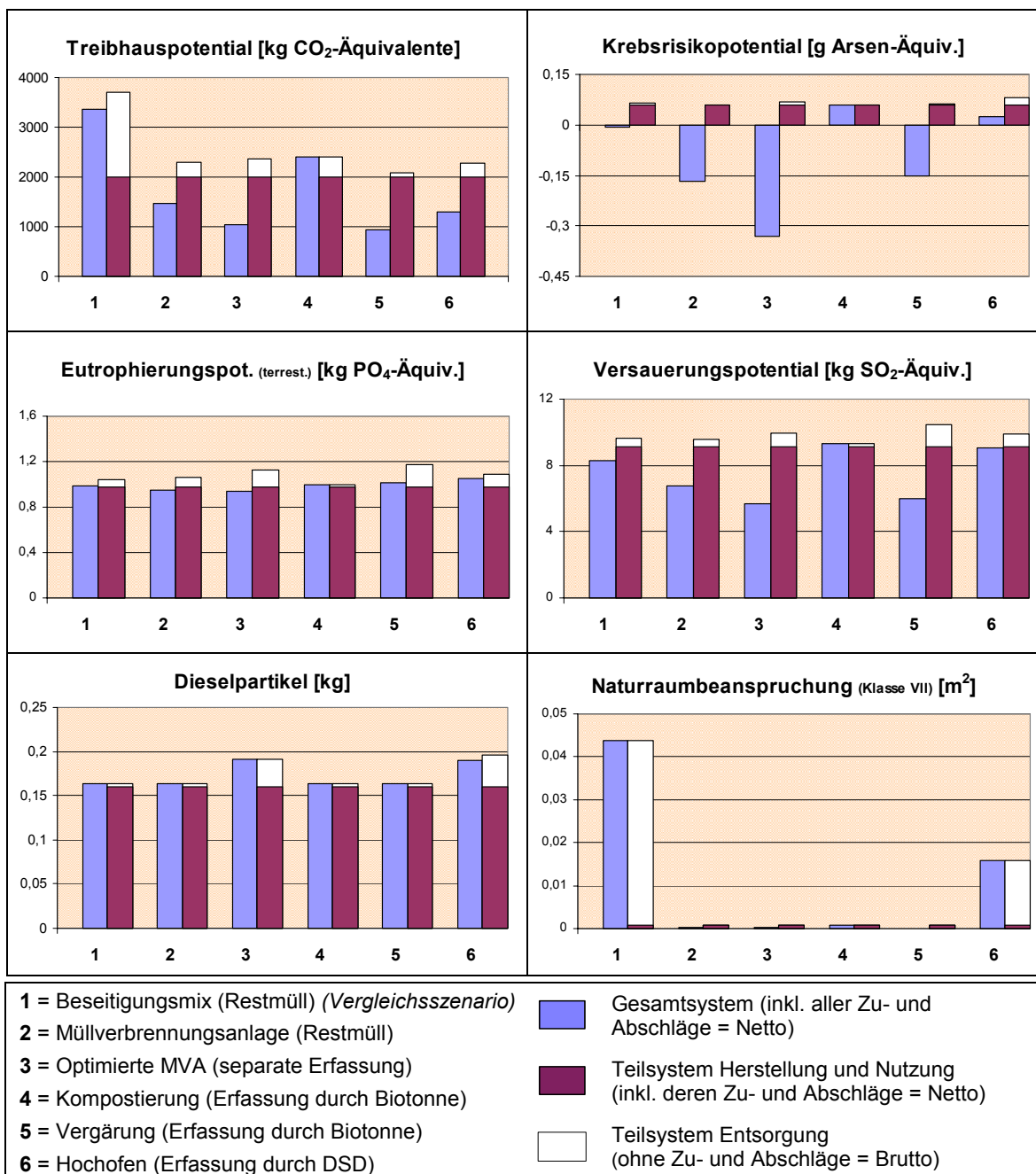


Abbildung 7-12: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> (Fortsetzung auf den nächsten Seiten)

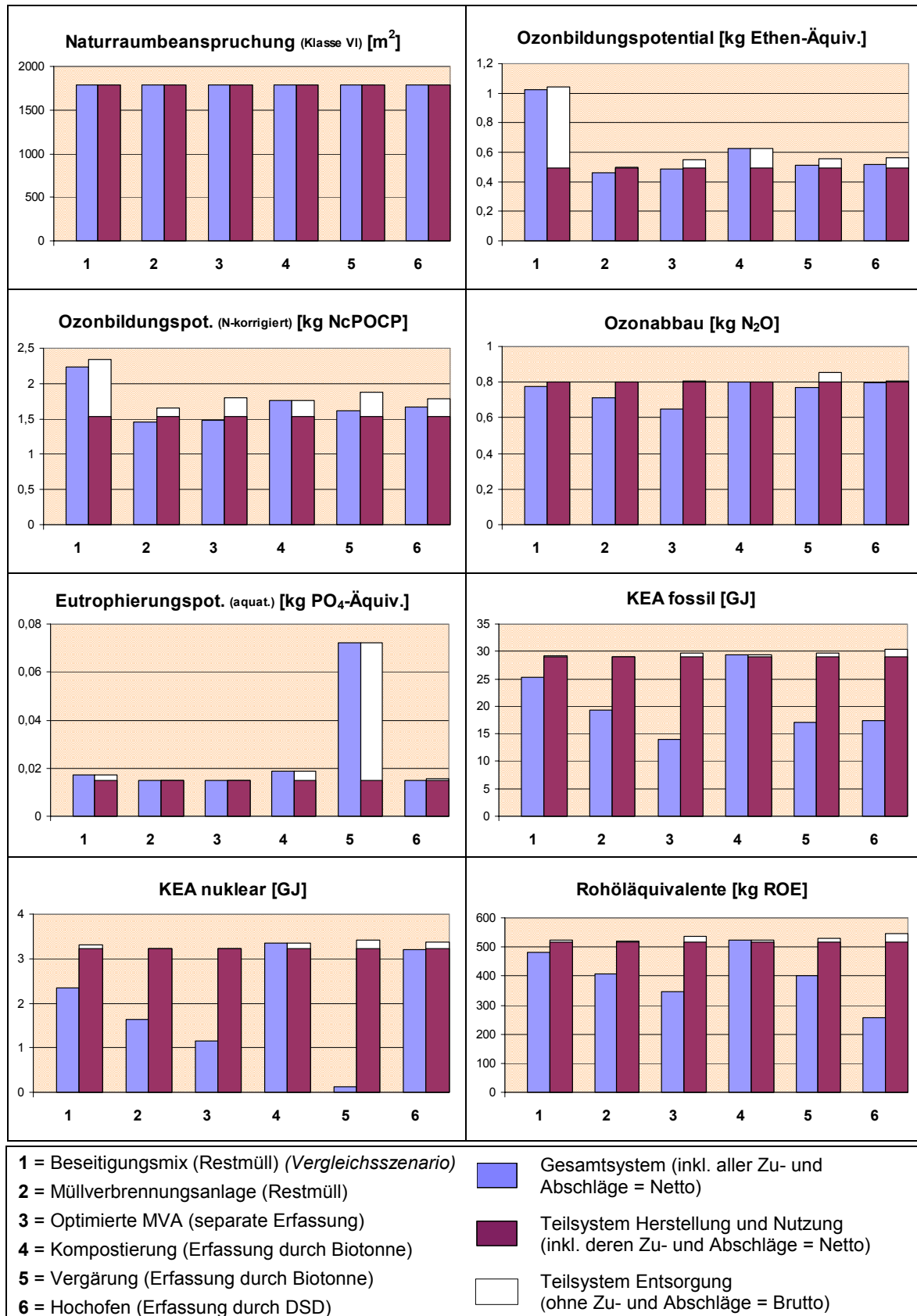


Abbildung 7-12: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> (Fortsetzung auf der nächsten Seite)

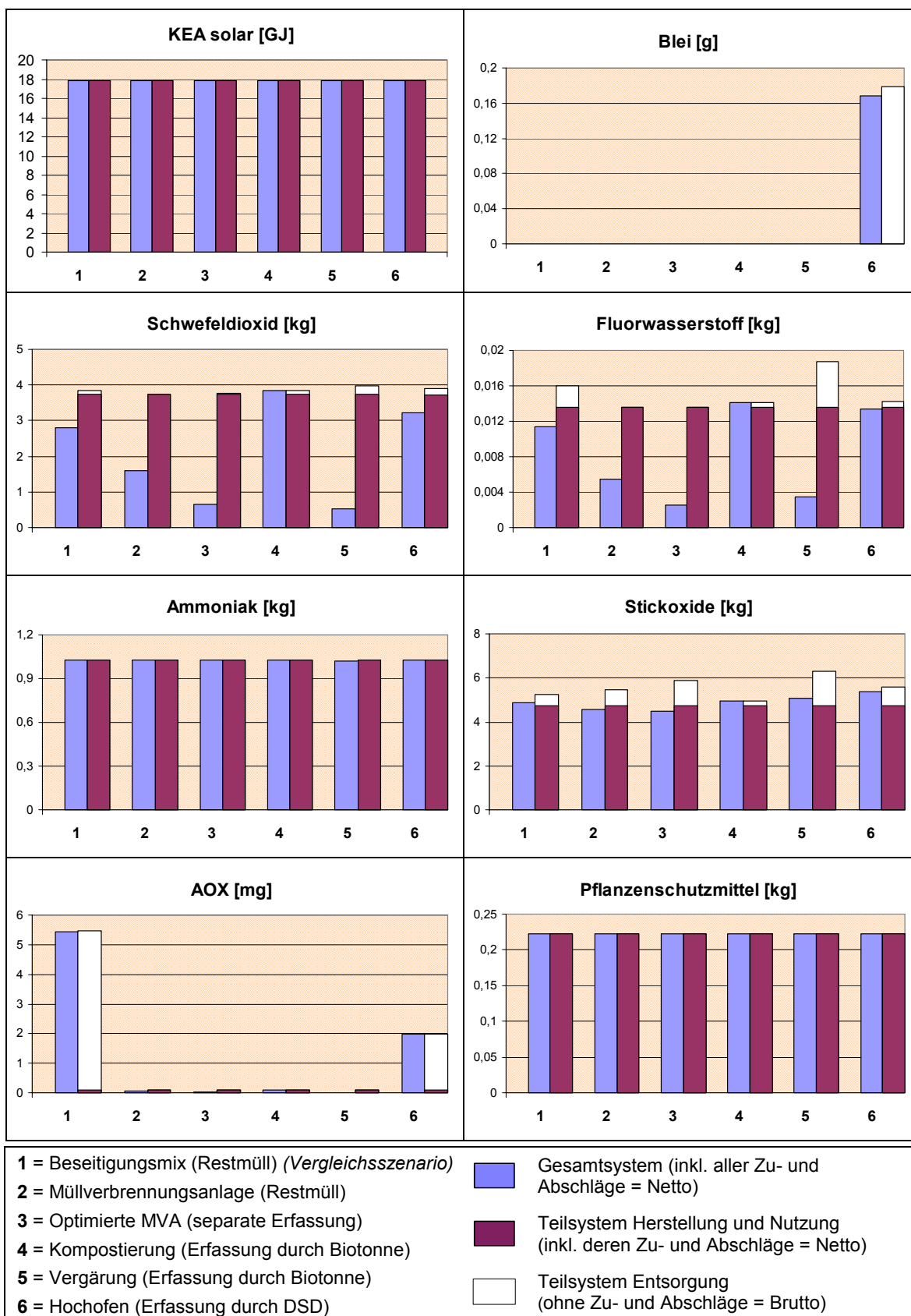


Abbildung 7-12: Stärke-Loose-fill-Packmittelsystem – Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für verschiedene Entsorgungsvarianten bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup>

### 7.4.3.6 Diskussion der absoluten Ergebnisse)

#### 7.4.3.6.1 Beitrag zum Treibhauspotential

Wie bei der Festlegung der Szenarien-Reihenfolge diskutiert, stellt der Beitrag zum Treibhauspotential die wichtigste Größe bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien dar (vgl. Kapitel 7.4.3.4.2). Dabei gibt es große Unterschiede zwischen den Szenarien (vgl. Abbildung 7-12). Besonders ungünstig schneidet Szenario 1 ab, das den bundesdeutschen Beseitigungsmix repräsentiert. Hier wirkt sich vor allem die biologische Abbaubarkeit der Stärke-Loose-fill-Packmittel negativ aus, da diese zu rund 70 Gew.-% deponiert werden: Beim anaeroben Abbau in der Deponie entstehen größere Mengen an Methan, die teilweise auch freigesetzt werden (vgl. Kapitel 6.5.7.3). Methan aber hat ein gegenüber Kohlendioxid um mehr als das 20fache erhöhtes Treibhauspotential (vgl. Kapitel 5.2.1 sowie die Sensitivitätsbetrachtung zu Methan aus nachwachsenden Rohstoffen am Ende dieses Kapitels). Deshalb trägt die Entsorgung bei diesem Szenario brutto insgesamt 46,3 % zum Ergebnis bei; der Netto-Anteil liegt bei immerhin noch bei 40,6 %. Deutlich niedriger fallen dagegen diese Verhältnisse bei den anderen Szenarien aus, wo sich der Brutto-Anteil der Entsorgung zwischen 4,1 % und 17,0 % bewegt.

Netto ergeben sich in allen Szenarien, in denen als Zusatznutzen Energie bzw. Reduktionspotential bereitgestellt werden (vgl. Tabelle 7-18), wesentliche Entlastungen gegenüber den Brutto-Ergebnissen. Nur bei der Kompostierung (Szenario 4) ist dies nicht der Fall, so dass dort die Netto- und die Brutto-Ergebnisse identisch ausfallen (vgl. auch Kapitel 5.1.2.6 zur Bewertung von Kompost). Aufgrund des hohen Brutto-Ausgangswertes ist der bundesdeutsche Entsorgungsmix (Szenario 1) netto noch ungünstiger einzustufen: Bei diesem ergeben sich zwar gewisse Entlastungen aus der mit einer Endenergieauskopplung verbundenen Verbrennung von 30 Gew.-% der Packmittel, insgesamt dominieren jedoch die Methan-Emissionen aus der Deponie auch die Netto-Ergebnisse. Alle anderen Szenarien schneiden im Vergleich dazu netto um mindestens 28,4 % (Szenario 4: Kompostierung) besser ab, die vier günstigsten Szenarien sogar um 57,2 % (Szenario 2: Müllverbrennung) bis 77,9 % (Szenario 5: Vergärung). Das Reduzierungspotential innerhalb dieser vier Szenarien erreicht bezogen auf Szenario 2 immerhin noch knappe 36 % und ist damit unter Umweltgesichtspunkten immer noch bedeutsam.

Die relativ deutlichen Abschlüsse gegenüber den Brutto-Ergebnissen gehen vor allem darauf zurück, dass über die Bereitstellung energetischer Zusatznutzen bei der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel der Einsatz fossiler Energieträger an anderer Stelle ersetzt und damit ebenso die dabei entstehenden Kohlendioxid-Emissionen vermieden werden. Damit wirken sich auch an dieser Stelle die höheren Wirkungsgrade einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3), aber auch einer hochwertigen Biogasnutzung (Szenario 5: Vergärung) sehr positiv aus und führen dazu, dass die Netto-Ergebnisse dieser beiden Szenarien gegenüber den Brutto-Ergebnissen um 56,0 % bzw. 54,6 % niedriger liegen. Die absolut gesehen größten Netto-Entlastungen durch outputbezogene Abzüge (vgl. Kapitel 5.1.2) ergeben sich dabei für die energetische Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3), in der auch der Polyvinylalkohol-Anteil zur Energieerzeugung genutzt wird. Am besten schneidet jedoch sowohl brutto als auch netto die Vergärung ab. Hier wirkt sich die analog zur Kompostierung und Deponierung getroffene Annahme aus, dass der Polyvinylalkohol-Anteil biologisch nicht abgebaut wird. Damit

trägt dieser nicht zur Biogaserzeugung bei - aber auch nicht zur Freisetzung von Kohlendioxid (fossil), wie dies in den beiden Müllverbrennungs-Szenarien der Fall ist. Würden die Stärke-Loose-fill-Packmittel vollständig als biologisch abbaubar und aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt angesehen werden, würden sich die Brutto-Ergebnisse bei den Verbrennungs-Szenarien und damit auch deren Netto-Ergebnisse geringfügig erniedrigen; andererseits würde beim Vergärungs-Szenario die Biogasmenge steigen und damit die als Zusatznutzen erzeugte Endenergiemenge, was zu höheren Abzügen Output und damit zu niedrigeren Netto-Ergebnissen führen würde. Folglich würden sich die Netto-Ergebnisse jeweils in die gleiche Richtung verändern.

Angesichts dieses Umstandes und der geringen Netto-Unterschiede von nur 9 % zwischen den beiden Szenarien 3 und 5 können diese beiden Entsorgungsvarianten hinsichtlich des Treibhauseffektes, wo sie deutlich günstiger als alle anderen Szenarien abschneiden, als praktisch gleichwertig eingestuft werden. An nächster Stelle folgen dann die rohstoffliche Verwertung im Hochofen (Szenario 6) sowie mit relativ geringem Abstand die Entsorgung mit dem Restmüll in einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage (Szenario 2). Am ungünstigsten schneidet die Entsorgung über den bundesdeutschen Entsorgungsmix (Szenario 1) ab, gefolgt von der Kompostierung (Szenario 4), gegenüber der die beiden besten Szenarien ein Reduzierungspotential von rund 60 % aufweisen.

Damit zeigen die Ergebnisse eindeutig, dass der Beitrag zum Treibhauspotential im Wesentlichen durch die Art der Entsorgung bestimmt wird und dass sich, obwohl in allen Szenarien derselbe nachwachsende Rohstoff angenommen wird, erhebliche Unterschiede zwischen den Szenarien ergeben. Weiterhin wird deutlich, dass die Kompostierung zwar gewisse Vorteile gegenüber dem bundesdeutschen Beseitigungsmix aufweist, dass dies aber bereits nicht mehr gilt, wenn zum Vergleich die durchschnittliche Müllverbrennung herangezogen wird. Dieser Einschätzung liegt dabei die Wertung zugrunde, dass Kompost bzw. organische Substanz in Deutschland nicht als Mangelware gesehen werden kann und deswegen hier keine Gegenrechnung von Äquivalenzsystemen zu erfolgen hat (vgl. die Begründung in Kapitel 5.1.2.6). Damit schneidet die Kompostierung als der derzeit meist favorisierte Entsorgungsweg für biologisch abbaubare Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen unter Umweltgesichtspunkten relativ ungünstig ab. Angestrebt werden sollte dagegen – unter der Voraussetzung, dass eine werkstoffliche Verwertung nicht möglich ist - eine energetische Verwertung mit möglichst hohen Wirkungsgraden. Dabei kann der (weitgehend) regenerative Energieträger „Gebrauchte Stärke-Loose-fill-Packmittel“ entweder direkt verbrannt werden oder in einer Vergärungsanlage in Biogas umgesetzt und in dieser Form zur Energieversorgung genutzt werden.

Bei der Vergärung resultieren die geringen Treibhausgasemissionen im Bereich der Entsorgung vor allem aus Transporten sowie der Strombereitstellung im bundesdeutschen Strommix; bei den anderen Szenarien werden die Brutto-Ergebnisse zum Entsorgungsbereich dagegen durch die Emissionen an Methan aus der biologisch abbaubaren Stärke sowie von Kohlendioxid aus dem auf fossilen Rohstoffen basierenden Polyvinylalkohol dominiert. Dabei wird das aus dem nachwachsenden Rohstoff Stärke gebildete Kohlendioxid nicht gezählt, da die auf diesem Wege freigesetzte Menge vorher von Pflanzen in Form organischer Kohlenstoff-Verbindungen fixiert worden ist. Deshalb verwundert es nicht, dass die Netto-Ergebnisse zum Treibhauspotential durch recht unterschiedliche Kombinationen der drei betrachteten Treibhausgase (vgl. Kapitel 5.2.1) gestellt werden: Beim Szenario 1 sind

Methan und Kohlendioxid mit 49,4 % bzw. 43,4 % in relativ ähnlichem Umfang daran beteiligt, beim nächstfolgenden Kompostierungs-Szenario (Szenario 4) sinkt dagegen der Methan-Anteil bereits auf 18,5 %, während die vor allem aus dem Bereich der Landwirtschaft stammenden Distickstoffoxid-Emissionen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.8) schon zu rund 10,4 % beitragen. In allen anderen Szenarien liegt der Methan-Anteil meist sehr deutlich unter 5 %, der Anteil der Distickstoffoxid-Emissionen schwankt zwischen 15,1 % und 25,3 % und der Hauptbeitrag geht stets auf Kohlendioxid-Emissionen zurück. Da diese Entwicklung mit insgesamt deutlich geringeren Treibhausgas-Emissionen einhergeht, wirken sich Veränderungen in anderen Lebenswegabschnitten dann relativ gesehen wesentlich umfassender auf die Ergebnisse aus.

#### Sensitivitätsbetrachtung zu Methan aus nachwachsenden Rohstoffen

Entscheidend für die Umrechnung der Methan-Emissionen in Kohlendioxid-Äquivalente sind die dafür angenommenen Äquivalenzfaktoren. Wie in Kapitel 5.2.1 beschrieben, gehen wir standardmäßig von 21 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten/kg Methan aus. Bei diesem Vergleich wirkt sich jedoch am stärksten aus, dass ein großer Teil des im Szenario 1 erzeugten Methans auf nachwachsende Rohstoffe zurückzuführen ist. Zusätzlich soll deshalb hier abgeschätzt werden, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn als Faktor 18 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente je kg aus Biomasse gebildetes Methan angesetzt wird. Relevant ist hierbei diejenige Methan-Menge, die aus der Deponierung der Stärke-Loose-fill-Packmittel resultiert. Ausgehend von den in Kapitel 6.5.7.3 dargelegten Annahmen ergibt sich, dass der Stärke-Anteil der Packmittel (100 m<sup>3</sup>) für Methan-Emissionen von 76,3 kg verantwortlich ist – und damit für etwa 96 % der brutto insgesamt emittierten Methan-Menge. Anstelle von 3.352 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten würde sich dann ein Netto-Ergebnis von 3.123 kg für Szenario 1 ergeben. Dies entspricht einer Reduzierung um insgesamt 6,8 % und hätte eine Absenkung der Einwohnerwerte für Szenario 1 von 3.818 auf 3.560 zur Folge. Aufgrund der wesentlich geringeren Bedeutung der Methan-Emissionen sinken die Einwohnerwerte beim Szenario 4 (Kompostierung) lediglich um 2,2 % von 2.735 auf 2.674. Damit verändern sich nur die relativen Abstände zwischen den Szenarien geringfügig, deren Reihenfolge bleibt jedoch konstant. Die oben getroffenen Aussagen werden damit nicht in Frage gestellt.

#### 7.4.3.6.2 Krebsrisikopotential

Die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel trägt brutto nur in sehr geringem Umfang zum insgesamt relativ geringen Krebsrisiko-Potential bei (vgl. Abbildung 7-12). Entscheidend für die Netto-Ergebnisse sind vor allem die Abzüge Output, die sich für die von den Produktsystemen über die Entsorgung bereitgestellten Zusatznutzen errechnen. Nach deren Subtraktion von den Ergebnissen des Produktsystems ergeben sich für vier Szenarien negative Werte und damit Entlastungen. Nur bei der Kompostierung (Szenario 4) sowie der rohstofflichen Verwertung (Szenario 6) liegen die Werte über Null; bezogen auf ein Loose-fill-Packmittel-Volumen von 1,5 Mio. m<sup>3</sup> entsprechen diese einem spezifischen Beitrag von 155 bzw. 63 Einwohnerwerten. Diese Netto-Ergebnisse kommen damit maximal auf 6,6 % des Mittelwertes aller Indikatoren (vgl. Kapitel 7.4.3.4.1), so dass das Krebsrisikopotential für alle Szenarien aus dem Blickwinkel der Umweltbelastung praktisch zu vernachlässigen ist, auch wenn diesem Indikator prinzipiell eine sehr große Bedeutung zugeschrieben wird (Kategorie A).



Viel bedeutsamer erweist sich dagegen die mit den besten Szenarien verbundene Umweltentlastung, die daraus resultiert, dass über energetische Zusatznutzen eine anderweitige Energiebereitstellung entsprechend des deutschen Strom- und Wärmemixes ersetzt wird. Diese Entlastungen reichen in Einwohnerwerten gemessen von –14 beim Szenario 1 (Beseitigungsmix) über –390 beim Szenario 5 (Vergärung) und –439 beim Szenario 2 (Repräsentative Müllverbrennungsanlage) bis zu –860 beim Szenario 3 (Optimierte Müllverbrennungsanlage). Damit überspannt die Bandbreite der Ergebnisse einen Bereich, der rund 43,2 % des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte ausmacht; der niedrigste Wert liegt um 36,6 % dieses Mittelwertes unter Null.

Zurückzuführen sind diese Entlastungen darauf, dass im Vergleich zur Endenergieerzeugung aus fossilen Rohstoffen an die Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen höhere Anforderungen gestellt werden. Dass das Vergärungs-Szenario schlechter abschneidet als die beiden Varianten der Müllverbrennung erklärt sich folgendermaßen: Anders als bei der Verbrennung wird bei der Vergärung davon ausgegangen, dass nur ein Teil der Stärke-Loose-fill-Packmittel in Biogas umgesetzt wird und damit energetisch genutzt werden kann. Trotz ähnlich hoher thermischer Wirkungsgrade der optimierten Verbrennungsanlage (55 %) und des Biogas-BHKW (56 %) erzeugt letzteres nach diesen Annahmen sogar weniger Wärme als die konventionelle Müllverbrennungsanlage (vgl. Tabelle 7-18). Da der Beitrag des Wärmemixes zum Krebsrisikopotential höher ist als derjenige des Strommixes ergeben sich insgesamt geringere Abzüge und damit weniger weitgehende Entlastungen. Damit weist dieses Ergebnis noch einmal auf die Bedeutung eines hohen Wirkungsgrades bei der energetischen Nutzung dieses regenerativen Energieträgers sowie die Vorteile einer anspruchsvollen Rauchgasreinigung hin. Andererseits zeigt es aber auch, dass im Vergleich zu den hier betrachteten Szenarien umweltbezogene Optimierungspotentiale im Bereich der Strom- und vor allem der Wärmebereitstellung gegeben sein dürften.

#### 7.4.3.6.3 Eutrophierungspotential (terrestrisch und aquatisch)

##### Terrestrisches Eutrophierungspotential

Am terrestrischen Eutrophierungspotential ist die Entsorgung nur in einem sehr geringen Ausmaß beteiligt (vgl. Abbildung 7-12). Dies liegt daran, dass zum Einen die in allen Szenarien nahezu identischen Ammoniak-Emissionen, die in erster Linie aus dem Bereich der Landwirtschaft stammen (vgl. Kapitel 7.4.3.6.13), zu rund 34 – 38 % zu den Ergebnissen beitragen, und zum Anderen die Stickoxid-Emissionen, die den Rest abdecken, nur geringe Unterschiede zwischen den Szenarien aufweisen (vgl. Kapitel 7.4.3.6.7). Damit ist es auch nicht verwunderlich, dass das Ergebnisbild sehr ähnlich zu dem bei den Stickoxid-Emissionen ausfällt und sich recht gut über die dort gemachten Anmerkungen erklären lässt. Dabei ist auch die Reihenfolge der Szenarien identisch. Die Abstände zwischen den Szenarien sind hier jedoch mit maximal 11 % noch einmal geringer. Auch wenn die spezifischen Beiträge mit einem Maximalwert von 2.778, der um rund 430 über dem Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.4.3.4.1) liegt, an sich darauf hindeuten, dass das terrestrische Eutrophierungspotential erheblich zur Umweltrelevanz der Szenarien beiträgt, so zeigen diese geringen Differenzen sehr deutlich, dass Optimierungen im Bereich der Entsorgung nur begrenzt Auswirkungen auf die Gesamtergebnisse haben

können. Nichtsdestotrotz sollten diese dort, wo es gut möglich ist, auch angegangen werden (vgl. Kapitel 7.4.3.6.7).

#### Aquatisches Eutrophierungspotential

Beim aquatischen Eutrophierungspotential weisen die meisten Szenarien nur sehr geringe Beiträge aus dem Bereich der Entsorgung auf. Da die Abzüge Output außer bei Szenario 6 immer bei Null liegen, sind die Netto- und Brutto-Ergebnisse in den verbleibenden Szenarien stets identisch: In den beiden Verbrennungsszenarien (Szenarien 2 und 3) liegt der Anteil der Entsorgung praktisch bei Null. In den anderen Szenarien fallen dagegen Abwässer an, die in meist geringem Umfang zum aquatischen Eutrophierungspotential beitragen. So hat das Hochofen-Szenario (Szenario 6) einen Brutto-Anteil von 5,4 % (netto 0,7 %), der Beseitigungsmix (Szenario 1) ebenfalls aufgrund des Deponiesickerwassers einen Netto- und Brutto-Anteil von 13,9 % und die Kompostierung (Szenario 4) von 20,9 %. Mindestens 80 % des aquatischen Eutrophierungspotentials sind dabei jeweils auf den Chemischen Sauerstoff-Bedarf (CSB) zurückzuführen. Dies trifft auch auf das Vergärungs-Szenario zu, welches sich ansonsten deutlich von diesen Szenarien unterscheidet, die angesichts eines maximalen Netto-Unterschiedes von 21 % relativ nahe beieinander liegen. Im Gegensatz dazu stammen bei der Vergärungs-Variante rund 80 % des aquatischen Eutrophierungspotentials aus der Entsorgung. Verantwortlich dafür ist das dabei anfallende Abwasser, von dem für die Bilanzierung angenommen wird, dass es anschließend in einer kommunalen Kläranlage gereinigt wird. Wird also auf die Vergärung als Entsorgungsverfahren für die Stärke-Loose-fill-Packmittel gesetzt, so stellt die Reduzierung des Abwassers und/oder dessen umweltgerechte Behandlung bzw. Verwertung den wesentlichen Ansatzpunkt für die Reduzierung des aquatischen Eutrophierungspotentials dar. Bei den anderen Szenarien gibt es dagegen im Bereich der Entsorgung nur wesentlich geringere Einsparmöglichkeiten, denn das nächstfolgende Szenario 4, die Kompostierung, hat absolut bereits einen Vorteil von rund 74 % gegenüber der Vergärung. Damit soll nun nicht gesagt werden, dass eine Vergärung an dieser Stelle immer schlechter abschneidet. Die Ergebnisse sind jedoch als Hinweis zu sehen, Vergärungsanlagen hinsichtlich der Abwassersituation systematisch zu optimieren. Bei dieser Interpretation der Ergebnisse ist jedoch zu beachten, dass der maximale Einwohnerwert nur bei 139 liegt und damit der spezifische Beitrag dieser ungünstigsten Entsorgungsvariante relativ gering ist.

#### 7.4.3.6.4 Versauerungspotential

Die Ergebnisse zum Versauerungspotential werden nahezu vollständig durch die Emissionen dreier Schadstoffe abgedeckt, die in Abbildung 7-12 auch einzeln dargestellt und deshalb in nachfolgenden Kapiteln separat besprochen werden: Ammoniak (Kap. 7.4.3.6.13), Stickoxide (Kap. 7.4.3.6.7) und Schwefeldioxid (Kap. 7.4.3.6.11). Die ersten beiden Indikatoren ergeben zusammen zusätzlich das terrestrische Eutrophierungspotential (vgl. Kapitel 7.4.3.6.3), so dass die dortigen Erklärungen ebenfalls Hinweise zum Verständnis der Ergebnisse geben. Da die Ammoniak-Emissionen bei allen Szenarien weitgehend identisch sind und die Stickoxid-Emissionen nur eine relativ geringe Variabilität aufweisen, sind es letztlich die Schwefeldioxid-Emissionen, auf die in erster Linie die doch recht erheblichen Unterschiede zwischen den Szenarien zurückzuführen sind: So hat die beste Variante (Szenario 3: Optimierte MVA) gegenüber der ungünstigsten (Szenario 4: Kompostierung) ein um 39 % geringeres Versauerungspotential. Mit einem Abstand zum

Szenario 4 von 36 % schließt Szenario 5 (Vergärung) jedoch sehr nahe auf. Die weiteren Szenarien bewegen sich mit deutlich geringeren Abständen zu Szenario 4 von 17,8 % (Szenario 2: Repräsentative MVA), 11,5 % (Szenario 1: Beseitigungsmix) und 4,3 % (Szenario 5: Hochofen) dazwischen. Da sich die spezifischen Beiträge zum Versauerungspotential mit einem maximalen Einwohnerwert von 2.513 im Mittelfeld der maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.4.3.4.1) wiederfinden, wäre es unter Umweltgesichtspunkten auf jeden Fall wünschenswert, dass diese Entlastungspotentiale soweit wie möglich genutzt werden. Hierbei sollte man sich jedoch bewusst sein, dass aufgrund des Einflusses der Schwefeldioxid-Emissionen vor allem der Energieverbrauch bzw. die Energiebereitstellung durch die Entsorgung die Ergebnisse steuert (vgl. Kapitel 7.4.3.6.11). Maßgeblich sind dabei die Abzüge Output, die über den bundesdeutschen Strom- und Wärmemix berechnet werden (vgl. Kapitel 5.1.2.3 und 5.1.2.4) – und die mit steigendem Wirkungsgrad bei der energetischen Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel zunehmen. Da deren Einfluss so entscheidend ist, scheint es uns wichtig, in diesem Zusammenhang auch darauf hinzuweisen, dass die Netto-Ergebnisse damit wesentlich durch den Stand der Rauchgasreinigung bei der konventionellen Energiebereitstellung (bzw. den Annahmen dazu) bedingt werden – und diese sich deswegen mit Änderungen in der in den Äquivalenzsystemen abgebildeten Strom- bzw. Wärmebereitstellung ebenfalls verändern würden.

#### 7.4.3.6.5 Dieselpartikel-Emissionen

Die Netto-Ergebnisse zu den Dieselpartikel-Emissionen unterscheiden sich zwischen den Szenarien nur um 15 % (vgl. Abbildung 7-12), weisen jedoch mit maximal 6.202 Einwohnerwerten einen relativ hohen spezifischen Beitrag auf und sind, wenn schon nicht für die Differenzierung, so zumindest für die Umweltrelevanz der hier betrachteten Szenarien sehr bedeutsam – dies insbesondere auch deswegen, weil es sich um einen mit großer Bedeutung belegten Indikator (Rang B) handelt. Transporte im Bereich der Entsorgung tragen jedoch nur in einem sehr geringen Umfang zu den Dieselpartikel-Emissionen bei, die vor allem bei LKW-Fahrten entstehen: Brutto bewegt sich deren Anteil zwischen 2,4 % und 18,7 % des Gesamtergebnisses, netto zwischen 2,4 % und 16,7 %; Abzüge Output ergeben sich nur über das Äquivalenzsystem zum Hochofenprozess in sehr geringem Umfang. Da die Entfernungen (20 km) und auch alle sonstigen Parameter für die Restmüll- und Bioabfall-Transporte identisch angesetzt werden (vgl. Tabelle 6-57), ergeben sich für die Szenarien 1 (Beseitigungsmix), 2 (Repräsentative Müllverbrennung), 4 (Kompostierung) und 5 (Vergärung) gleichlautende Ergebnisse mit einem sehr geringen Anteil der Entsorgung an den Brutto- und Netto-Gesamtergebnissen von jeweils nur 2,4 %. Größer sind die Anteile der Entsorgung beim Szenario 3 (Optimierte Müllverbrennung; brutto und netto je 16,7 %) und beim Szenario 6 (Hochofen; brutto 18,7 %, netto 15,7 %). Diese höheren Werte resultieren in beiden Szenarien aus den aufgrund geringerer Anlagendichte angenommen größeren Transport-Entfernungen sowie geringeren LKW-Auslastungen (vgl. Tabelle 6-62 bzw. Tabelle 6-47) aufgrund der sortenreinen Abholung bzw. der Erfassung zusammen mit den DSD-Abfällen, die ebenfalls niedrigere Schüttdichten aufweisen. Bleiben die Transportentfernungen in dem von uns abgesteckten Rahmen, so gibt es im Bereich der Entsorgung nur relativ geringe Potentiale zur wünschenswerten und prinzipiell über Rußfilter auch gut machbaren Reduzierung der Dieselpartikel-Emissionen.

## 7.4.3.6.6 Naturraumbeanspruchung

Natürlichkeitsklasse VII – Deponiefläche

Die Ergebnisse zur Naturraumbeanspruchung in der Flächenkategorie VII geben den Bedarf an Deponiefläche wieder. Aus der Darstellung der absoluten Ergebnissen (vgl. Abbildung 7-12) ergibt sich sehr augenscheinlich eine Selbstverständlichkeit: Die Inanspruchnahme von Deponieflächen ist dort am höchsten, wo die Stärke-Loose-fill-Packmittel direkt (Szenario 1: Beseitigungsmix) oder indirekt (Szenario 6: Hochofen) in den Beseitigungsmix gelangen und dort zu 72 Gew.-% deponiert werden. In allen anderen Fällen wird das brennbare und biologisch abbaubare Material entweder über eine Verbrennung vollständig mineralisiert oder bei den biologischen Verfahren soweit umgewandelt, dass die verbleibenden Reste als Kompost ausgebracht werden können. Damit geht der Bedarf an Deponieflächen in diesen Szenarien gegen Null. Die Verfahren mit Energiegewinnung (Szenarien 2, 3 und 5) weisen gegenüber den Brutto-Ergebnissen zudem geringfügig reduzierte Netto-Ergebnisse auf, da für die energetischen Zusatznutzen Abzüge Output im Umfang von 50,5 % (Szenario 2) bis 98,2 % (Szenario 5) der bereits sehr niedrigen Brutto-Ergebnisse gegengerechnet werden. Die Netto-Einwohnerwerte liegen für diese vier Szenarien selbst bei Bezug auf die bundesdeutsche Deponiefläche (vgl. Kapitel 7.3.1.6.6) netto nur bei 2,7 (Szenario 5) bis 151 (Szenario 4) Einwohnerwerten, während sie für Szenario 6 auf 3.274 und für Szenario 1 sogar auf 9.021 steigen.

Natürlichkeitsklasse VI– Konventionell landwirtschaftlich genutzte Fläche

Wie bei den anderen landwirtschaftsbestimmten Indikatoren (vgl. Kapitel 7.4.1.7.6) hat auch hier die Entsorgung keinerlei Einfluss auf die Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-12), so dass diese für alle Szenarien, in denen ja jeweils die gleiche Menge an Mais benötigt wird, identisch sind.

## 7.4.3.6.7 Ozonbildungspotential (POCP, NCPOCP) und Stickoxid-Emissionen

Ozonbildungspotential (POCP)

Das Ozonbildungspotential gehört mit einem maximalen Einwohnerwert von 1.717 zu den Indikatoren mit einem unterdurchschnittlichen spezifischen Beitrag. Berücksichtigt man ferner die diesem Indikator zugewiesene mittlere Bedeutung (Rang C), so wird deutlich, dass den dafür errechneten Ergebnissen bei der Bewertung der Umweltrelevanz der Szenarien eine nachgeordnete Stellung zukommt. Nichtsdestotrotz gibt es zwischen den Szenarien große Unterschiede von bis zu 55 %, die ein Potential für eine umweltbezogene Optimierung darstellen: Dieser Unterschied ergibt sich dabei vor allem bei einem Vergleich mit Szenario 1 (Beseitigungsmix), wo insbesondere die Methan-Emissionen aus der Deponie (vgl. Kapitel 7.4.3.6.1) mit 54 % Anteil an den Ethen-Äquivalenten das Ergebnis bis zu einem Netto-Wert anheben, der im Vergleich zu allen anderen Szenarien um 38,9 % bis 54,9 % höher liegt. An nächster Stelle folgt die Kompostierung (Szenario 4), wo deutlich geringere Methan-Emissionen immer noch einen Anteil von 23,6 % am Gesamtergebnis haben. Bei den verbleibenden Szenarien spielt die Entsorgung mit Brutto-Beiträgen von 1,5 % bis 11,7 % eine wesentlich geringere Rolle. Hierzu tragen dann vor allem Emissionen im Bereich der Transporte bei. Netto sinken die Ergebnisse aufgrund der Zusatznutzen dieser Szenarien jeweils noch weiter ab. Die Netto-Unterschiede zwischen diesen vier

Szenarien belaufen sich dann bezogen auf den höchsten Wert auf maximal 11 % und sind angesichts der relativ geringen spezifischen Beiträge praktisch zu vernachlässigen. Damit zeigt sich auch an dieser Stelle, dass diejenigen Szenarien, die die Stärke-Loose-fill-Packmittel weitgehend vollständig in Energie bzw. Reduktionspotential umsetzen, deutlich besser abschneiden als die Kompostierung und insbesondere als der Beseitigungsmix mit seinem hohen Deponierungsanteil.

#### N-korrigiertes Ozonbildungspotential (NCPOCP)

Im N-korrigierten Ozonbildungspotential werden zusätzlich zu den bereits beim Ozonbildungspotential betrachteten leichtflüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (VOC) auch die Stickoxid-Emissionen berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.2.3). Die Unterschiede zwischen den Szenarien werden dadurch geringer, die spezifischen Beiträge steigen aufgrund der diesbezüglich höher liegenden  $\text{NO}_x$ -Emissionen (vgl. die nachfolgenden Ausführungen) mit höchstens 2.354 bis auf die Höhe des Mittelwertes der maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.4.3.4.1). Die Reihenfolge der Szenarien verändert sich jedoch nicht, so dass auf die Ergebnisse für diesen Parameter, der zum Vergleich mit dem POCP zusätzlich mitgeführt wird, nicht mehr weiter eingegangen wird. Anmerken möchten wir jedoch noch, dass bei der Ableitung dieses Indikators implizit ein enger räumlicher Zusammenhang zwischen VOC- und Stickoxid-Quellen angenommen wird. Deswegen wäre in entsprechenden Grundlagenarbeiten zu klären, ob die in den Szenarien 1 und 4 angenommene Entfernung von maximal 20 km zwischen stationärer VOC-Quelle und mobilem Stickoxid-Emittenten eine solche Vorgehensweise erlaubt oder vielleicht auch verlangt – und wie dann beispielsweise damit umzugehen ist, dass in anderen Szenarien deutlich größere Entfernungen auftreten (vgl. dazu die Diskussion zum Indikator in Kapitel 7.5.5.7).

#### Stickoxid-Emissionen ( $\text{NO}_x$ )

Mit einem deutlich über dem Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.4.3.4.1) liegenden Höchstwert von 3.556 sind die Stickoxid-Emissionen prinzipiell für die Bewertung der Umweltrelevanz der Szenarien bedeutsam. Andererseits gehen diese Emissionen bereits über die Indikatoren Terrestrisches Eutrophierungspotential und Versauerungspotential in die umweltbezogene Bewertung der Szenarien ein (vgl. Kapitel 7.4.3.4.3) und sollten deshalb zur Vermeidung von Mehrfachwertungen nicht unter diesem Gesichtspunkt betrachtet werden. Interessant ist es jedoch, gerade zum Verständnis der anderen Indikatoren Unterschiede zwischen den Szenarien und die Herkunft der Emissionen näher zu betrachten.

Stickoxid-Emissionen entstehen in erster Linie bei Verbrennungsprozessen. Im Bereich der Entsorgung handelt es sich dabei zuerst einmal um die Verbrennung der Stärke-Loose-fill-Packmittel bzw. der daraus hergestellten „Sekundär-Energieträger“ wie Deponiegas, Biogas oder Agglomerat. Weitere Stickoxid-Emissionen sind dann vor allem auf LKW-Transporte bei der Entsorgung zurückzuführen. Der Anteil der Entsorgung bleibt bereits brutto relativ gering (3,7 % bis 24,5 %) und ist am höchsten bei Szenario 5 (Vergärung), wo hauptsächlich die energetische Nutzung des Biogases zu den Emissionen beiträgt. Netto liegen die Ergebnisse bei den Szenarien mit Energiebereitstellung bzw. in geringem Umfang auch für dasjenige mit dem Zusatznutzen Reduktionspotential (Szenario 6: Hochofen) (vgl. Tabelle 7-18) um bis zu 23,5 % niedriger; verantwortlich dafür ist die Redu-

zierung der Brutto-Ergebnisse um die Abzüge Output, die sich über die Äquivalenzsysteme für die Zusatznutzen errechnen. Am besten schneidet hierbei Szenario 3 (Optimierte MVA) ab, das jedoch nur einen Vorteil von 16 % vor dem ungünstigsten Szenario 6 (Hochofen) aufweist. Die restlichen Szenarien liegen dazwischen mit einem Netto-Vorsprung gegenüber Szenario 6 von 5,6 % (Szenario 5: Vergärung), 8,1 % (Szenario 4: Kompostierung), 9,3 % (Szenario 1: Beseitigungsmix) und 15 % (Szenario 2: Repräsentative MVA). Damit sind zumindest in gewissem Umfang auch an dieser Stelle Reduzierungen möglich. Zusätzlich zu hohen Wirkungsgraden bei der Energieerzeugung aus den Abfällen könnten Maßnahmen zur Minimierung der Stickoxid-Emissionen insbesondere bei stationären Verbrennungsanlagen zur weiteren Absenkung der Emissionen beitragen.

#### 7.4.3.6.8 Ozonabbau ( $\text{N}_2\text{O}$ )

Die Entsorgung trägt brutto maximal beim Vergärungs-Szenario (Szenario 5) mit 6,1 % zu den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen bei und kommt bei den anderen Szenarien nicht einmal auf ein Prozent (vgl. Abbildung 7-12). Entsprechend liegen alle Szenarien brutto sehr nahe beieinander. Dies erklärt sich darüber, dass die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen bei diesen Szenarien, in deren Mittelpunkt ein nachwachsender Rohstoff steht, vor allem aus der Landwirtschaft und dort aus der mineralischen Stickstoff-Düngung resultieren (vgl. die ausführliche Diskussion in Kapitel 7.4.1.7.8). Trotz dieser Dominanz zeigt sich an den Netto-Ergebnissen aber auch, dass die Entsorgung zur Reduzierung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen um maximal knapp 20 % (Szenario 3: Optimierte Müllverbrennung) gegenüber dem Brutto-Wert beitragen kann. Zurückzuführen ist dies auf die energetischen Zusatznutzen der Entsorgungsverfahren, die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen aus der konventionellen Strom- und Wärmeerzeugung vermeiden. Aufgrund der relativ hohen Einwohnerwerte von netto maximal 4.328 handelt es sich um nicht unbedeutende Entlastungspotentiale, die soweit wie möglich realisiert werden sollten. Weitere Hinweise zu diesem Aspekt, der sehr eng mit dem Energieverbrauch bzw. der Energiebereitstellung durch die Entsorgung gekoppelt ist, können dem folgenden Kapitel 7.4.3.6.9 entnommen werden, so dass hier nicht mehr weiter auf die Reihenfolge der Szenarien eingegangen wird.

#### 7.4.3.6.9 Kumulierter Energieaufwand (fossil, nuklear, gesamt) und Rohöläquivalente

Wie bereits beim Vergleich zur Polystyrol-Bereitstellung, wo sich auch weitergehende Informationen zum Umgang mit den energiebezogenen Indikatoren finden (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9), werden diese nachfolgend im Zusammenhang behandelt. Relevant sind dabei wie bei allen Stärke-bezogenen Vergleichen der KEA fossil, der KEA nuklear und der KEA solar, die dann wiederum zum KEA gesamt zusammengefasst werden (vgl. dazu die detaillierten Ausführungen im Zusammenhang mit den Szenarien zur Stärke-Herkunft in Kapitel 7.4.1.7.9). Weiterhin wird kurz auf die Rohöläquivalente eingegangen.

##### KEA fossil

Anhand der Brutto-Ergebnisse zeigt sich, dass die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel selbst mit einem Anteil von maximal 4,7 % nur einen sehr geringen Anteil am KEA fossil hat (vgl. Abbildung 7-12). Dies ist ein Indiz dafür, dass sich der Energieverbrauch auch bei Unterschieden in der Verfahrenstechnik beispielsweise in Form einer weniger aufwendigen Kompostierung oder Vergärung insgesamt nur in sehr geringem Umfang auf die Ergebnisse auswirken wird – ein Aspekt, der beim Fachgespräch (vgl. Kapitel 4.6) disku-

tiert und anhand der nun vorliegenden Ergebnisse sehr verlässlich beantwortet werden kann.

Ganz im Gegenteil dazu zeigen sich bei den Netto-Ergebnissen deutliche Unterschiede zwischen den betrachteten Szenarien um bis zu 48,1 %. Entscheidend für die Netto-Ergebnisse und damit die Unterschiede zwischen den Szenarien ist auch hier wieder die Höhe der Abzüge Output, die sich für die aus der Entsorgung resultierenden Zusatznutzen über die diesbezüglichen Äquivalenzsysteme ergibt (vgl. Tabelle 7-18, Kapitel 5.1.2 und die Diskussion zum Treibhauspotential in Kapitel 7.4.3.6.1). Da die Kompostierung (Szenario 4) keine energetischen Zusatznutzen erbringt, schneidet diese am ungünstigsten ab; die Netto- und die Brutto-Ergebnisse sind dabei identisch. Mit rund 14 % geringeren Werten folgt an nächster Stelle der bundesdeutsche Beseitigungsmix, der sowohl über die Müllverbrennung als auch die Deponiegasnutzung Endenergie erzeugt, wobei letztere für 54 % des im Beseitigungsmix erzeugten Stroms und 8 % der Wärme verantwortlich ist. Relativ knapp aufeinander folgen dann drei Szenarien: Gegenüber der Kompostierung ist der Netto-Verbrauch an KEA fossil beim Szenario 2 (Repräsentative MVA) um 34,4 % geringer, beim Szenario 6 (Rohstoffliche Verwertung), in dem die Stärke-Loose-fill-Packmittel schweres Heizöl ersetzen, um 40,6 % und beim Szenario 5 (Vergärung) um 42,0 %. Den Spitzenplatz nimmt mit einer sehr deutlichen Einsparung von 52,1 % die energetische Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3) ein.

Dieser Vergleich zeigt damit sehr augenscheinlich, wie wichtig die Entsorgung der überwiegend aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellten Stärke-Loose-fill-Packmittel für den damit verbundenen Verbrauch an fossilen Rohstoffen ist. Die möglichen Vorteile, die nachwachsende Rohstoffe diesbezüglich bieten, werden deutlich besser genutzt, wenn das Material nach einer werkstofflichen Nutzung noch energetisch mit möglichst hohem Wirkungsgrad oder zumindest rohstofflich verwertet wird. Diese Aussage gilt, solange es keine Möglichkeiten zum werkstofflichen Recycling der Stärke-Loose-fill-Packmittel gibt.

#### KEA nuklear

Die Ergebnisse zum KEA nuklear informieren zugleich über den Stromverbrauch in den untersuchten Szenarien (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9) – und geben damit auch an, in welchem Umfang bei der Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel Strom als Zusatznutzen erzeugt wird. Da die Entsorgung selbst brutto mit maximal 5,3 % nur sehr geringfügig zu den Ergebnissen beiträgt (vgl. Abbildung 7-12), entscheiden auch hier die Abzüge Output, die sich für den vom Produktsystem bereitgestellten Strom (vgl. Kapitel 5.1.2.3) errechnen. Wie danach zu erwarten, schneidet die Kompostierung (Szenario 4) netto am ungünstigsten ab; mit lediglich 4,4 % Abstand folgt die rohstoffliche Verwertung (Szenario 6) jedoch unmittelbar. Die Szenarien mit Beteiligung der Müllverbrennung folgen mit einer Reduzierung gegenüber der Kompostierung von 29,8 % (Szenario 1: Beseitigungsmix), 51,2 % (Szenario 2: Repräsentative Müllverbrennungsanlage) bzw. 65,4 % (Szenario 3: Optimierte Müllverbrennungsanlage). Dabei stammen beim Szenario 1 54 % des insgesamt erzeugten Stroms aus der energetischen Verwertung des Deponiegases. Eindeutig am besten schneidet jedoch aufgrund des deutlich höheren strombezogenen Wirkungsgrades (vgl. Tabelle 7-18) die Vergärung ab, deren bescheidener Bedarf an KEA nuklear nur noch auf 4,4 % des Verbrauchs der Kompostierung kommt.

KEA solar

Da in allen Szenarien die gleiche Biomasse-Menge eingesetzt wird, ist der KEA solar – der Heizwert der Trockensubstanz der Biomasse – in allen Szenarien identisch (vgl. Abbildung 7-12). Die Entsorgung hat darauf keinen Einfluss. Zur Herkunft des KEA solar finden sich in Kapitel 7.4.1.7.9 nähere Erläuterungen.

KEA gesamt und Anteil der Feedstock-Energie

Der KEA fossil liegt mit einem maximalen Einwohnerwert von rund 2.842 Einwohnerwerten knapp über dem Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.4.3.4.1), der KEA nuklear mit 2.217 Einwohnerwerten etwas darunter. Damit bewegen sich beide Indikatoren in der Größenordnung dieses Mittelwerts und sind damit bedeutsam für die Bewertung der Szenarien. Dementsprechend gilt dies auch für den KEA gesamt, der je nach Erkenntnisinteresse entweder nur aus der Summe dieser zwei Indikatoren gebildet oder in den zusätzlich der KEA solar eingerechnet wird (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9).

Da in alle Szenarien die gleiche Summe an KEA solar über die Maiskörner (vgl. Kapitel 6.1.1.1) eingebracht wird, unterscheiden sich die Szenarien nur hinsichtlich des KEA fossil und des KEA nuklear. Insbesondere die gegenüber dem KEA nuklear erheblich höheren Energiemengen beim KEA fossil bestimmen damit die Reihenfolge der Szenarien. Diese ist folglich identisch zur Rangfolge beim KEA fossil und wird hier nicht mehr näher thematisiert; dies nicht zuletzt auch deswegen, weil viele weitere damit zusammenhängende Aspekte bereits im Zusammenhang mit der Stärke-Bereitstellung (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9) ausführlich diskutiert werden.

Wie auch bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln (vgl. Kapitel 7.3.3.6.9) interessiert uns hier jedoch, in welchem Umfang die bei der Entsorgung entstehenden Zusatznutzen (vgl. Tabelle 7-18) anderswo Umweltentlastungen verursachen: Trägt die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel zur Endenergieversorgung bei oder ersetzt sie schweres Heizöl im Hochofen, so schont dies andernfalls genutzte Primärenergieträger. Bei letzteren dominieren im Bezugsjahr 1997 eindeutig die fossilen und nuklearen Rohstoffe. Damit wird durch einen bis auf den Polyvinylalkohol-Anteil regenerativen Energieträger „Stärke-Loose-fill-Packmittel“ der Verbrauch an KEA fossil bzw. KEA nuklear an anderer Stelle reduziert. Dies drückt sich in den Abzügen Output aus, die über die strom- und wärmebezogenen Äquivalenzsysteme sowie das Äquivalenzsystem zum Reduktionspotential berechnet werden (vgl. Kapitel 5.1.2). Die so quantifizierten Mengen an KEA fossil und KEA nuklear werden von den Brutto-Ergebnissen der Produktsysteme abgezogen. Da regenerative Energieträger in den Mixen zur Strom- und Wärmebereitstellung (vgl. Kapitel 6.6.2) nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen, wird dabei näherungsweise davon ausgegangen, dass bei den Abzügen Output die Summe aus KEA fossil und KEA nuklear zusammen dem KEA gesamt entsprechen. In der folgenden Tabelle 7-19 wird dieser Wert jeweils mit der in den Stärke-Loose-fill-Packmitteln enthaltenen Feedstock-Energie sowie mit dem insgesamt in den einzelnen Szenarien benötigten KEA gesamt verglichen. Der KEA gesamt für die Szenarien wird dabei als Brutto-Aufwand (ohne Einrechnung outputbezogener Abzüge) angegeben – und zwar einmal inklusive KEA solar, einmal ohne (vgl. hierzu auch Tabelle 7-13).



Tabelle 7-19: Verhältnis der Abzüge Output (als KEA gesamt) zur Feedstock-Energie der Stärke-Loose-fill-Packmittel und zum KEA gesamt (Brutto) der Szenarien

Szenario	Abzüge Output: KEA gesamt* [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	Feedstock-Input der Entsorgung [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	Abzüge Output im Vergleich zur Feedstock-Energie	KEA gesamt* (brutto) [GJ/100 m <sup>3</sup> ]	Abzüge Output im Vergleich zum KEA gesamt (brutto)
1 Beseitigungsmix (Vergleichsszenario)	<b>5,0</b>	19,2	25,8 %	50,5 (32,6) <sup>A</sup>	9,8 % (15,2 %) <sup>A</sup>
2 Repräsentative Müllverbrennungsanlage	<b>11,4</b>	19,2	59,1 %	50,2 (32,3) <sup>A</sup>	22,6 % (35,2 %) <sup>A</sup>
3 Optimierte Müllverbrennungsanlage	<b>17,7</b>	19,2	92,0 %	50,8 (32,9) <sup>A</sup>	34,8 % (53,7 %) <sup>A</sup>
4 Kompostierung	<b>0,0</b>	19,2	0,0 %	50,6 (32,7) <sup>A</sup>	0,0 % (0,0 %) <sup>A</sup>
5 Vergärung	<b>16,0</b>	19,2	83,2 %	51,1 (33,2) <sup>A</sup>	31,3 % (48,2 %) <sup>A</sup>
6 Hochofen	<b>13,1</b>	19,2	68,2 %	51,6 (33,7) <sup>A</sup>	25,4 % (38,3 %) <sup>A</sup>

\* Die geringen Beiträge regenerativer Energieträger (< 1 % des KEA gesamt) werden vernachlässigt.

<sup>A</sup> Ohne Berücksichtigung des KEA solar

Die in Tabelle 7-19 für die Abzüge Output dokumentierten KEA gesamt-Werte weisen deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Entsorgungsvarianten auf. Am geringsten, da eben nicht gegeben, fällt der energetische Zusatznutzen bei der Kompostierung (Szenario 4) aus. Entsprechend spiegelt auch der Vergleich mit der in den Stärke-Loose-fill-Packmitteln gespeicherten und über den Heizwert quantifizierten *Feedstock-Energie* (16,0 MJ/kg bzw. 19,2 GJ/100 m<sup>3</sup>) wider, dass über die Kompostierung keinerlei Ersatz von Energieträgern an anderer Stelle stattfindet. Am entgegengesetzten Endpunkt der Ergebnisbandbreite findet sich die energetische Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3): Dort ersetzen die gebrauchten Stärke-Loose-fill-Packmittel auf den Energieinhalt bezogen etwas über 90 % an fossilen und nuklearen Energieträgern. Weiterhin lässt sich aus Tabelle 7-19 ablesen, dass über eine hochwertige energetische Verwertung der Energieverbrauch der Produktsysteme erheblich reduziert werden kann: So geht maximal der Bedarf an KEA gesamt um rund die Hälfte (ohne Einbezug des KEA solar) bzw. etwa ein Drittel (mit Einbezug des KEA solar) zurück. Mit relativ geringem Abstand zur Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3) schneidet dabei die Vergärung (Szenario 5) am zweitbesten ab. Aber auch die rohstoffliche Verwertung im Hochofen (Szenario 6), die etwas besser ist als die Verbrennung in einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage (Szenario 2), vermindert den KEA gesamt immerhin noch um 25,4 % (mit KEA solar) bzw. 38,3 % (ohne KEA solar). Schon deutlich abgeschlagen nimmt die Entsorgung über den bundesdeutschen Beseitigungsmix (Szenario 1) den vorletzten Platz ein.

Damit zeigen diese Ergebnisse sehr augenscheinlich, dass der Entsorgungsweg maßgeblichen Einfluss auf den Energieverbrauch in den Szenarien hat und sich folglich auch bei vielen anderen Indikatoren entscheidend auf die Ergebnisse auswirken wird.

### Rohöläquivalente

Die Ergebnisse zu den Rohöläquivalenten ähneln im Großen und Ganzen den Ergebnissen zum KEA fossil (vgl. Abbildung 7-12). Dies ist auch nicht anders zu erwarten, da auch zur Berechnung der Rohöläquivalente die in den KEA fossil einfließenden Informationen zum Energiegehalt der fossilen Rohstoffe verwendet werden, wenn auch zusätzlich gewichtet mit deren Reichweiten (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9). Auf diese Zusatzinformationen ist auch die einzige wirklich gravierende Änderung gegenüber den Ergebnissen zum KEA fossil zurückzuführen: Das dort noch als drittbeste Variante eingestufte Szenario 6 (Hochofen) übernimmt hier die Spitzenposition. Zurückzuführen ist dieses Phänomen darauf, dass die zu entsorgenden Stärke-Loose-fill-Packmittel im Hochofenprozess größere Mengen schweres Heizöl ersetzen, welches bei der Berechnung der Rohöläquivalente besonders hoch gewertet wird (vgl. Kapitel 5.2.6). Dies führt zu sehr hohen Abzügen Output und auf diesem Wege zu den niedrigsten Netto-Ergebnissen. Der Abstand der anderen Szenarien zueinander verringert sich etwas; deren Reihenfolge bleibt dagegen erhalten.

Angesichts dieser Ergebnisse stellt sich aber auch hier wieder die Frage, ob die alleinige Verwendung der Rohöläquivalente tatsächlich zu einer sachgerechten Interpretation der Ergebnisse und Bewertung der Szenarien führen würde. Es könnte etwa dagegen angemerkt werden, dass auf diesem Wege ja in erster Linie die Frage beantwortet wird, inwieweit unter Ressourcengesichtspunkten Reduktionsmittel im Hochofen eingesetzt werden sollten, die noch über verhältnismäßig lange Zeiträume zur Verfügung stehen – und weniger die Frage des Vergleichs der Szenarien. So würden sich andere Ergebnisse ergeben, wenn im Hochofen nicht schweres Heizöl, sondern andere Energieträger als Reduktionsmittel eingesetzt werden. Dieser Aspekt spielt zwar bereits bei den Energiemixen und damit beim KEA eine entscheidende Rolle - auch diesbezüglich sind die Ergebnisse nicht unabhängig von den Annahmen zu den Energieträgeranteilen und den Verfahren. Die Sache wird jedoch noch weniger durchschaubar, wenn über die Energieinhalte hinaus zusätzlich (nicht unumstrittene) Angaben zu den Reichweiten von Energieträgern eingerechnet werden. Deshalb scheint uns die Verknüpfung des KEA fossil mit einer ressourcenbezogenen Diskussion der Ergebnisse oder die Kombination beider Indikatortypen am zielführendsten.

#### 7.4.3.6.10 Blei-Emissionen

Für alle Szenarien außer Szenario 6 ergeben sich Einwohnerwerte von Null (vgl. Abbildung 7-12). Einzig die Entsorgung im Hochofen ist mit Blei-Emissionen und zwar in Höhe von 332 Einwohnerwerten verbunden. Wie bei der EPS-Loose-fill-Packmittel-Entsorgung ist dies auch hier auf die Überlegung zurückzuführen, dass in allen anderen Szenarien die gebrauchten Packmittel direkt in die Entsorgung gehen, während diese bei der rohstofflichen Verwertung zuerst in Agglomerat umgewandelt werden und dabei mit Schwermetallen im gleichen Umfang wie die anderen Mischkunststoffe kontaminiert werden können (vgl. Kapitel 7.3.1.6.10). Deswegen verwenden wir näherungsweise für die Modellierung des Hochofenprozesses die in Tabelle 6-58 angegebene Zusammensetzung für verunreinigte Stärke-Loose-fill-Packmittel. Entsprechend ergeben sich relativ hohe Blei-Emissionen für die rohstoffliche Verwertung der Loose-fill-Packmittel, die netto nur geringfügig niedriger ausfallen. Trotz der großen Unterschiede zwischen den Szenarien ist

die Umweltrelevanz dieses methodikabhängigen Phänomens angesichts des immer noch relativ geringen maximalen Einwohnerwertes insgesamt als sehr niedrig einzustufen.

#### 7.4.3.6.11 Schwefeldioxid-Emissionen

Die spezifischen Beiträge zu den Schwefeldioxid-Emissionen bewegen sich im Bereich von 354 bis 2.552 Einwohnerwerten; der höchste Wert befindet sich in der gleichen Größenordnung wie der Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte (2.348 Einwohnerwert; vgl. Kapitel 7.4.3.4.1). Die Netto-Unterschiede zwischen den Szenarien steigen auf bis zu 96 % des höchsten Werteshöchsten Wertes. Da die Brutto-Beiträge der Entsorgung mit höchstens 6,3 % immer sehr bescheiden ausfallen und damit die Brutto-Ergebnisse der Szenarien nahezu gleichauf angesiedelt sind, können diese Unterschiede nur auf die Abzüge Output zurückgehen (vgl. Abbildung 7-12). Hier wirkt sich über die Zusatznutzen der Entsorgung (vgl. Tabelle 7-18) aus, dass Schwefeldioxid-Emissionen überwiegend mit der Energiebereitstellung verbunden sind, wobei der Schwerpunkt bei der Stromproduktion liegt. Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen wider (vgl. Abbildung 7-12), die ein sehr ähnliches Bild und die gleiche Reihenfolge wie beim KEA nuklear aufweisen. Da sich die Ergebnisse damit auf die gleiche Art und Weise erklären lassen, wird hier auf die entsprechenden Ausführungen in Kapitel 7.4.3.6.9 verwiesen. Anmerken möchten wir noch, dass die Schwefeldioxid-Emissionen in das Versauerungspotential eingerechnet werden und deshalb diese beiden Indikatoren der Beurteilung der Umweltrelevanz nicht doppelt gewertet werden dürfen.

#### 7.4.3.6.12 Fluorwasserstoff-Emissionen

Die Einwohnerwerte für die Fluorwasserstoff-Emissionen und damit die spezifischen Beiträge der Szenarien zu diesem Indikator sind mit Werten von 25 bis 140 sehr gering, so dass diese Emissionen insgesamt nur in geringem Umfang zur Umweltrelevanz der Stärke-Loose-fill-Packmittel beitragen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien sind dagegen mit 82 % sehr hoch (vgl. Abbildung 7-12). Zurückzuführen sind diese Differenzen vor allem auf zwei Punkte: Einerseits haben die Fluorwasserstoff-Emissionen aus der Entsorgung nur bei zwei der sechs Szenarien einen Anteil von über 4% an den Brutto-Ergebnissen. Hierbei handelt es sich um Szenario 1 (Beseitigungsmix) und um Szenario 5 (Vergärung) mit den höchsten Brutto-Anteilen der Entsorgung (14,8 % bzw. 27,4 %). In beiden Fälle resultieren diese Emissionen aus der energetischen Nutzung biogener Gase (Deponiegas bzw. Biogas) bzw. den dazu getroffenen Annahmen. Andererseits wirken sich sehr deutlich die für die Zusatznutzen der Entsorgung errechneten Abzüge Output auf die Ergebnisse aus: Die Netto-Ergebnisse liegen bis zu 81% (Szenario 3 und 5) unter den Brutto-Ergebnissen. Besonders gut schneiden damit die beiden Szenarien ab, in denen relativ viel Strom als Zusatznutzen bereitgestellt wird (vgl. Tabelle 7-18) – ein Ergebnis, dass dann nicht sonderlich überrascht, wenn man sich dessen bewusst ist, dass die Stromerzeugung die Hauptquelle für Fluorwasserstoff-Emissionen ist (vgl. Kapitel 7.4.1.7.12). Entsprechend schneidet die Kompostierung (Szenario 4) am ungünstigsten ab, sehr eng gefolgt von der rohstofflichen Verwertung im Hochofen (Szenario 6); die anderen Szenarien finden sich auf den mittleren Positionen wieder. Folglich gibt es auch hier viele Überschneidungen mit den Ergebnissen zum KEA nuklear, wo sich weitere Hinweise zur Interpretation dieser Ergebnisse finden (vgl. Kapitel 7.4.3.6.9).

#### 7.4.3.6.13 Ammoniak-Emissionen

Bei den Szenarien zum nachwachsenden Rohstoff Stärke dominieren die im Bereich der Landwirtschaft emittierten Ammoniak-Mengen die Ergebnisse weitgehend, während anders als bei den Polystyrol-Szenarien die Emissionen aus der Produktion elektrischer Energie nur sehr geringen Anteil haben (vgl. Kapitel 7.4.1.7.13). Dies erklärt die äußerst geringen Brutto-Anteile der Entsorgung sowie das mit einem maximalen Abstand von 0,5 % nahezu identische Abschneiden der Szenarien und die sehr geringe Differenz von maximal 0,4 % (Szenario 5) zwischen den Brutto- und den Netto-Ergebnissen (vgl. Abbildung 7-12).

#### 7.4.3.6.14 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

Da die AOX-Frachten bei der Maisstärke-Produktion sehr gering sind (vgl. Kapitel 7.4.1.7.14) verwundert es nicht, dass der Beitrag zur Deponiesickerwasserbildung auf die Ergebnisse durchschlägt: So schneiden der Beseitigungsmix (Szenario 1) und die rohstoffliche Verwertung (Szenario 6), bei der rund ein Drittel der Stärke-Loose-fill-Packmittel in die Beseitigung gelangt (vgl. Kapitel 6.5.5.2), am ungünstigsten ab. Mit Einwohnerwerten von maximal 1,5 sind diese etwas höheren Frachten jedoch vernachlässigbar.

#### 7.4.3.6.15 Pflanzenschutzmittel-Einsatz

Pflanzenschutzmittel werden nur im Bereich der Landwirtschaft eingesetzt. Da dieser Lebenswegabschnitt bei allen sechs Szenarien identisch ist, ergeben sich hier anders als bei den auf die Stärke-Herkunft bezogenen Szenarien (vgl. Kapitel 7.4.1.7.15) keine Unterschiede.

### 7.4.3.7 Fazit

Insgesamt ergeben sich aus diesem Vergleich mehrere überraschende Befunde: Gerade die Kompostierung (Szenario 4), die derzeit als Entsorgungsweg für biologisch abbaubare Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen favorisiert wird, schneidet bei vielen Indikatoren am ungünstigsten ab und liegt insgesamt nur knapp vor dem bundesdeutschen Beseitigungsmix (Szenario 1). Dies liegt vor allem daran, dass die Kompostierung anders als alle anderen Entsorgungswege keine Zusatznutzen zur Verfügung stellt, die sich auf den Verbrauch fossiler und nuklearer Energieträger positiv, d.h. begrenzend, auswirken. Die für solche Zusatznutzen (Strom, Wärme, Reduktionspotential) errechneten Abzüge Output haben meist jedoch einen größeren Einfluss auf die Ergebnisse als die direkt mit der Entsorgung verbundenen Elementarflüsse.

Auch der bundesdeutsche Beseitigungsmix (Szenario 1) wartet mit einem unvermuteten Ergebnis auf: Der Entsorgungsbereich trägt in erheblichem Umfang zur Emission treibhausrelevanter Gase bei – trotz des Nichteinbezuges von Kohlendioxid, das aus nachwachsenden Rohstoffen gebildet wird. Sehr negativ wirkt sich hier der anaerobe Abbau der Stärke-Loose-fill-Packmittel bei einer Deponierung aus, die einen Anteil am Beseitigungsmix von 72 Gew.-% hat. Das dabei entstehende, hoch treibhauswirksame Methan trägt in großem Umfang zum Treibhauspotential bei. Insgesamt führt dies zusammen mit der relativ geringen Energiebereitstellung dazu, dass dieser Entsorgungsweg am ungünstigsten abschneidet.

Damit sind auch bereits die beiden Faktoren benannt, die am Wesentlichsten zum umweltbezogenen Abschneiden der verschiedenen Entsorgungsvarianten beitragen: Die Bereitstellung von Strom und Wärme als Zusatznutzen sowie die Vermeidung von Methan-Emissionen bei einem Abbau der Stärke-Loose-fill-Packmittel. In schon weit geringerem Umfang wirken sich dann vor allem noch Transporte im Zusammenhang mit der Entsorgung sowie die unterschiedliche Inanspruchnahme von Deponieflächen (Naturraum mit Natürlichkeitsklasse VII) auf die Ergebnisse aus. Dementsprechend gibt es auch entscheidende Parameter mit relativ großen Unterschieden zwischen den Szenarien (Treibhauspotential, Krebsrisikopotential, Versauerungspotential, Naturraumbeanspruchung VII, Ozonbildungspotential, KEA fossil) und mit relativ geringen Unterschieden (terrestrisches Eutrophierungspotential, Dieselpartikel, Ozonabbau). Das durchschnittliche Einsparpotential bei diesen wichtigsten Indikatoren gegenüber dem jeweils ungünstigsten Szenario liegt bei rund 50 %, was belegt, wie wichtig die Wahl des Entsorgungsweges für die Umweltrelevanz der Nutzung von Stärke-Loose-fill-Packmittel ist.

Deshalb ist es auch nicht verwunderlich, dass die rohstoffliche Verwertung gebrauchter Stärke-Loose-fill-Packmittel im Hochofen (Szenario 6) günstiger abschneidet als die Kompostierung und der Beseitigungsmix, da dabei im Hochofen schweres Heizöl als Reduktionsmittel ersetzt wird. Dies gleicht dennoch insgesamt nicht die Strom- und Wärmemengen aus, die bereits die repräsentative Müllverbrennung (Szenario 2) zur Verfügung stellt. Zu diesem Ergebnis trägt in geringerem Umfang auch der niedrigere Heizwert der Stärke-Loose-fill-Packmittel bei, der dazu führt, dass im Vergleich zu den EPS-Loose-fill-Packmitteln je Einheit Reduktionspotential rund der dreifache Transportaufwand anfällt. Insbesondere rührt dieses Ergebnis aber daher, dass an Müllverbrennungsanlagen sehr hohe Maßstäbe an die Rauchgasreinigung angelegt werden und aus diesem Bereich deshalb verhältnismäßig geringe Emissionen resultieren. Je niedriger nun der in den Äquivalenzsystemen zur konventionellen Strom- und Wärmeerzeugung abgebildete Stand der Rauchgasreinigung ist, desto höher fallen dagegen die Abzüge Output für die vom Produktsystem bereitgestellten Endenergieträger aus - und umso niedriger sind dann die Netto-Ergebnisse für diejenigen Indikatoren, die von den Emissionen aus der Energiebereitstellung (z.B. Versauerungspotential) maßgeblich beeinflusst werden. Höhere Anforderungen an die Schadstoffrückhaltung im Bereich der konventionellen Energiebereitstellung würden sich damit zwar nicht so sehr auf die Reihenfolge der Szenarien auswirken, bei diesen Ergebnissen aber die relativen Unterschiede zwischen den Szenarien verändern. Abschließend möchten wir zu den Ergebnissen zur Entsorgung über das DSD mit rohstofflicher Verwertung im Hochofen jedoch anmerken, dass diese unter der Annahme zustande kommen, dass die Stärke-Loose-fill-Packmittel tatsächlich den Hochofen erreichen und nicht vorher biologisch abgebaut oder durch Feuchtigkeit aufgelöst werden.

Damit ist es dann nur folgerichtig, wenn die Szenarien zu den beiden Entsorgungsvarianten am besten abschneiden, in denen mit den höchsten Wirkungsgraden aus dem biologisch abbaubaren, weitgehend regenerativen Energieträger „Gebrauchte Stärke-Loose-fill-Packmittel“ Endenergie gewonnen wird. Dabei übernimmt die energetische Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage (Szenario 3) nur sehr knapp vor dem biotechnologischen Verfahren der Vergärung mit anschließender energetischer Biogas-Nutzung (Szenario 5) die Spitzenposition.

Dieser Vergleich hat damit vor allem zum Ergebnis, dass unter Umweltgesichtspunkten eine energetische Verwertung des regenerativen Energieträgers Stärke-Loose-fill-Packmittel angestrebt werden sollte. In Frage kommen dazu sowohl die Vergärung als auch die Verbrennung. Hohe Standards bei der Abwasser- und Rauchgasreinigung vorausgesetzt gilt, dass das Verfahren umso besser abschneidet, je höher der Wirkungsgrad ist. Die Entsorgung kann auf diesem Wege dazu beitragen, dass der Bedarf an fossilen und nuklearen Energieträgern in den betrachteten Szenarien um rund die Hälfte abgesenkt wird. Gerade weil sich hier größere Optimierungspotentiale auftun, soll darauf hingewiesen werden, dass die beiden dazu untersuchten Verfahren zwar technisch weitgehend ausgereift sind, in der Praxis bisher aber nur eine sehr geringe Verbreitung gefunden haben. Aber bereits der Übergang von den beiden derzeit wahrscheinlichsten Entsorgungswegen – dem deponielastigen Beseitigungsmix und der Kompostierung – hin zur Entsorgung im Hochofen oder in einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage trägt offensichtlich bereits zu deutlichen Umweltentlastungen bei.

Die Ergebnisse zeigen ferner, dass die Verwendung des Begriffes „CO<sub>2</sub>-neutral“ für die Stärke-Loose-fill-Packmittel aufgrund der vor allem auf fossilen Energieträgern basierenden Energieversorgung und Transporte heute (noch) nicht gerechtfertigt ist, dass aber andererseits gerade die Entsorgung in größerem Umfang Potentiale bietet, diesem Ziel näher zu kommen. Dazu sind aber noch Optimierungen im Bereich der Energiebereitstellung, der Transporte sowie beim Zusatz von Additiven erforderlich: Je stärker dabei insgesamt nachwachsende Rohstoffe und regenerative Energieträger zum Zuge kommen, umso greifbarer ist diese Auszeichnung.

Angesichts dieser Erkenntnisse stellt sich insgesamt auch die Frage, ob die biologische Abbaubarkeit, wenn diese nicht direkt als charakteristische Produkteigenschaft gefordert wird, isoliert für sich betrachtet tatsächlich als entscheidender Umweltvorteil gesehen werden kann. Nach den hier vorliegenden Ergebnissen bewirkt diese Eigenschaft bei einer Deponierung, die in Deutschland immer noch zu 60 – 70 % die Restmüll-Entsorgung dominiert, gerade das Gegenteil. Nur im Fall der mit einer energetischen Nutzung des Biogases kombinierten Vergärung wirkt sich die Abbaubarkeit tatsächlich positiv aus; bei der Kompostierung dagegen eröffnet diese Eigenschaft zwar einen relativ kostengünstigen Weg für die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel, unter Umweltgesichtspunkten ist jedoch eine hochwertige energetische Verwertung dieses (weitgehend) regenerativen Energieträgers vorzuziehen. Diese Aussage gilt jedoch nur für den Verfahrensbereich, den die hier untersuchten Szenarien abstecken. Eine werkstoffliche Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel wurde dabei nicht betrachtet, da diese nicht machbar erscheint.

Wie bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln thematisieren wir abschließend den Aspekt der Vermischung der beiden Materialvarianten: Bei einer Verbrennung oder dem Einsatz im Hochofen spielen die Unterschiede in den Materialeigenschaften keine Rolle. Da eine werkstoffliche Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel (derzeit) nicht in Frage kommt, kann sich eine Vermischung mit EPS-Loose-fill-Packmitteln nur noch dann negativ auswirken, wenn biotechnologische Entsorgungswege wie die Kompostierung oder die Vergärung beschritten werden. Aufgrund der Größe der Packmittel und der Beständigkeit gegenüber mikrobiellem Abbau sollte es prinzipiell bei einer Beimischung in geringerem Umfang nicht zu einer größeren Störung der Verfahren kommen. Der Aufwand zur Entfernung dieser inerten Beimischungen und die möglichen negativen Auswirkungen

auf die Vermarktbarkeit des daraus erzeugten Kompostes erfordern dennoch eine möglichst weitgehende Trennung der beiden Materialarten – oder den Einsatz eines Entsorgungsverfahrens, welches unabhängig von der Materialart geeignet ist.

Im zweiten Auswertungsschritt werden die rohstoffliche Verwertung im Hochofenprozess sowie die Verbrennung in einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage nicht mehr weiter betrachtet, da beide zum Einen unter Umweltgesichtspunkten zum Mittelfeld der Entsorgungsverfahren gehören, und zum Anderen für die rohstoffliche Verwertung zusätzlich gilt, dass hier noch genauer untersucht werden sollte, inwieweit die Stärke-Loose-fill-Packmittel tatsächlich in den Hochofen gelangen können.

## **7.5 Vergleich ausgewählter EPS- und Stärke-Szenarien (2. Auswertungsschritt)**

### **7.5.1 Kurzcharakterisierung der Szenarien und Dokumentation der Zusatznutzen**

Im zweiten Auswertungsschritt werden je vier ausgewählte EPS- und Stärke-Szenarien anhand der Bilanzierungsergebnisse miteinander verglichen (vgl. Kapitel 3.4.5). Im vorausgehenden ersten Auswertungsschritt wurde bereits materialspezifisch geklärt, wie sich die Herkunft der Materialien, die Wiederverwendung der Packmittel und die Art der Entsorgung auf die Umweltrelevanz der Loose-fill-Packmittel auswirken. Deshalb soll an dieser Stelle nun vor allem untersucht werden, inwieweit sich die Unterscheidung zwischen Kunststoff auf Basis fossiler Rohstoffe (EPS) bzw. auf Basis nachwachsender Rohstoffe (Stärke) auch in den Ergebnissen widerspiegelt. Dazu werden aus den im ersten Auswertungsschritt betrachteten Möglichkeiten der Bereitstellung von Polystyrol und Stärke jeweils vier Varianten ausgewählt und mit einer Auswahl von jeweils vier Entsorgungsvarianten kombiniert (vgl. Tabelle 7-20). Da die Ergebnisse zur Nutzungsphase unabhängig von der Materialart eindeutig für eine Wiederverwendung sprechen, wird dieser Aspekt hier nicht weiter betrachtet, um so die Komplexität dieses Vergleichs nicht noch weiter zu steigern. Damit wird die Nutzungs- und Vertriebsphase in allen Szenarien jeweils identisch zum materialgleichen Vergleichsszenario (vgl. Kapitel 3.4.2) gehalten. Weitere spezifische Fragestellungen untersuchen wir zudem in separaten Sensitivitätsanalysen (vgl. Kapitel 7.6).

#### EPS-Szenarien

Wie in Kapitel (vgl. Kapitel 3.4.5) angemerkt soll die Szenarienauswahl den Kriterien Realitätsnähe, Erkenntnisinteresse und Abdecken der Extremwerte möglichst gerecht werden. Deshalb führen wir zum Einen das EPS-Vergleichsszenario EPS I mit, in dem der derzeit am weitesten verbreitete Einsatz von Sekundär-Polystyrol aus Produktionsabfällen mit einem konservativ angenommenen Entsorgungsweg kombiniert wird, in den zwangsläufig ein größerer Teil der Loose-fill-Packmittel gelangt. Nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz sollte eine möglichst hochwertige Verwertung von Abfällen angestrebt werden. Dies ist in Szenario EPS IV sowohl beim Input als auch beim Output umgesetzt, so dass dieses Szenario insgesamt den absolut besten Fall einer einmaligen Verwendung von EPS-Loose-fill-Packmitteln darstellen dürfte, der in der Praxis aber wohl kaum verallgemeinerbar ist. Eher den unteren Rand der Ergebnisse wird dagegen vermutlich das Sze-

nario EPS II abdecken, in dem die relativ ungünstige Verwendung von Primär-Polystyrol mit der im Mittelfeld angesiedelten rohstofflichen Verwertung kombiniert wird.

Dabei wird auch bereits eine Besonderheit dieses Vergleichs offensichtlich: Sollte dieses Szenario tatsächlich relativ ungünstig abschneiden, so darf dies nicht als Beleg für die Ungeeignetheit des Entsorgungsverfahrens – der rohstofflichen Verwertung – interpretiert werden. Dieser Entsorgungsweg könnte ja auch mit einer günstigeren Materialvariante kombiniert werden. Deshalb möchten wir hier explizit darauf hinweisen, dass solche Einzelaspekte ausführlich im ersten Auswertungsschritt behandelt werden, im zweiten Auswertungsschritt der Schwerpunkt jedoch darauf liegt, die Materialien anhand verschiedener Szenarien in der ganzen Bandbreite ihres Einsatzes zu erfassen und zu vergleichen. Deshalb betrachten wir ein weiteres Szenario in dem Sekundär-Polystyrol aus gebrauchten EPS-Verpackungen eingesetzt und die Loose-fill-Packmittel der prinzipiell auch für die Stärke-Variante geeigneten energetischen Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage zugeführt werden.

### Stärke-Szenarien

Anders als bei den EPS-Loose-fill-Packmittel gibt es derzeit immer noch keine klar etablierten Entsorgungswege für Stärke-Loose-fill-Packmittel. Damit dürfte die im Stärke-Vergleichsszenario (Stärke I) mit dem Beseitigungsmix kombinierte Verwendung von Maisstärke, die im Bereich der Loose-fill-Packmittel am häufigsten eingesetzt wird, derzeit noch die am weitesten verbreitete Lebenswegvariante darstellen. Über das Szenario Stärke II betrachten wir den bevorzugt diskutierten und sich im ersten Auswertungsschritt relativ ungünstig darstellenden Entsorgungsweg der Kompostierung (vgl. Kapitel 7.4.3) und kombinieren diesen mit der hypothetisch machbaren Verwendung von Weizenstärke aus konventionell erzeugtem Weizen – und damit mit der ungünstigsten Stärke-Art (vgl. Kapitel 7.4.1). Da eine werkstoffliche Verwertung der gebrauchten Stärke-Packmittel nicht machbar ist, beziehen wir in den Vergleich weiter als prinzipiell geeignete energetische Verwertungsverfahren die Vergärung mit Biogasnutzung sowie die Verbrennung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage ein und berücksichtigen diese über die Szenarien Stärke III und Stärke IV. Gekoppelt werden diese beiden Entsorgungsverfahren jeweils mit einer unter verschiedenen Gesichtspunkten gut abschneidenden Stärke-Variante, der Verwendung von Weizenstärke aus extensiv erzeugtem Weizen bzw. von Kartoffelstärke aus einer Fabrik mit Abwasserverregnung (vgl. Kapitel 7.4.1). Damit dürften die beiden Szenarien Stärke III und Stärke IV die günstigsten Varianten des Einsatzes von Stärke-Loose-fill-Packmitteln repräsentieren, während die Szenarien Stärke I und Stärke II vermutlich eher den unteren Rand möglicher Ergebnisse abdecken werden.



Tabelle 7-20: In der zweiten Auswertungsphase verglichene Stärke- und EPS-Szenarien

STÄRKE-SZENARIEN				
Szenario	Stärke I (Stärke-Vergleichsszenario)	Stärke II	Stärke III	Stärke IV
Herstellung	Maisstärke	Weizenstärke (Anbau konventionell)	Weizenstärke (Anbau extensiv)	Kartoffelstärke II (Abwasserverregnung)
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Beseitigungsmix (Restmüll)	Kompostierung	Vergärung	Optimierte MVA
EPS-SZENARIEN				
Szenario	EPS I (EPS-Vergleichsszenario)	EPS II	EPS III	EPS IV
Herstellung	Sekundär-Polystyrol (Produktionsabfälle)	Primär-Polystyrol	Sekundär-Polystyrol (EPS-Verpackungen)	Sekundär-Polystyrol (MC-/CD-Hüllen)
Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung	Einmalige Nutzung
Entsorgung	Beseitigungsmix (Restmüll)	Hochofen (Erfassung über DSD)	Optimierte MVA (Separate Erfassung)	Werkstoffliches Recycling (Open-loop)

In Tabelle 7-21 sind Mengenangaben zu den wichtigsten der in diesen Produktsystemen verwendeten Rohstoffen und Materialien sowie zu den Zusatznutzen der Produktsysteme zusammengestellt. Auf letztere gehen dann die über Äquivalenzsysteme quantifizierten Abzüge Output (vgl. Kapitel 5.1.2) zurück. Augenscheinlich zeigen sich in dieser Tabelle die Auswirkungen der unterschiedlichen Schüttdichten (vgl. Kapitel 3.2): Während die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln einem Gewicht von 400 kg entspricht, kommen die Stärke-Loose-fill-Packmittel auf 1.200 kg. Dies wirkt sich entsprechend auf die erforderlichen Inputs, aber auch auf die Zusatznutzen aus.

Tabelle 7-21: Vergleich der Stärke- und EPS-Szenarien: Rohstoff- und Materialmengen sowie Zusatznutzen je 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (EPS: 400 kg; Stärke: 1.200 kg)

Szenario	Input		Output an Zusatznutzen				
	Rohstoffe* [kg]	Stärke / Polystyrol [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Reduktionspotential [MJ]	Sekundärmaterial [kg]	Nährstoffe [kg]
Stärke I	1.333	1.039**	897	1.828	0	0	0
Stärke II	1.136	1.039	151	256	0	0	0
Stärke III	1.136	1.039	3.187	5.692	0	0	0
Stärke IV	4.096	1.039	1.920	10.560	0	0	1,7 CaO; 9,7 K <sub>2</sub> O; 4,3 N <sub>ges</sub> ; 1,7 P <sub>ges</sub>
EPS I	399	392	325	1.319	0	0	0
EPS II	392	392	50	201	8.247	0	0
EPS III	396	392	1.483	8.153	0	0	0
EPS IV	413	392	30	122	0	392,0	0

\* Landwirtschaftliche Produkte bzw. Primär-Polystyrol oder Polystyrol-Abfälle      \*\* Maisstärke inkl. 65 kg Maisgrieß

In der folgenden Tabelle 7-22 wird zusätzlich dokumentiert, welcher Input für die inputbezogenen Äquivalenzsysteme angenommen wird: Zum Einen handelt es sich dabei um die Fläche, die nun nicht mehr als Grünbrache bewirtschaftet, sondern für die Erzeugung der

nachwachsenden Rohstoffe benötigt wird. Zum Anderen geht es um die Menge an PS-Abfällen, die jetzt nicht mehr in einem repräsentativen Entsorgungsmix behandelt wird, sondern in das Produktsystem gelangt. Da sowohl die Bewirtschaftung der Grünbrache als auch die alternative Entsorgung der PS-Abfälle durch das Produktsystem vermieden wird, entfallen anderswo Umweltauswirkungen, die über Äquivalenzsysteme quantifiziert und als Abzüge Input von den Brutto-Ergebnissen des Produktsystems subtrahiert werden. Bei den PS-Abfällen entgehen aber ebenso diejenigen Nutzen, die aus einer Verwertung außerhalb des Produktsystems resultieren. Auch der Aufwand zu einer alternativen Bereitstellung dieser Zusatznutzen wird über das inputbezogene Äquivalenzsystem berechnet, dann aber zu den Brutto-Ergebnissen für das Produktsystem als Zuschläge Input addiert. (vgl. Kapitel 5.1.2).

Tabelle 7-22: Inputbezogene Äquivalenzsysteme: Input in diese Systeme und aufgrund der Beanspruchung durch das Produktsystem entgangene Zusatznutzen je 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (400 kg EPS- bzw. 1.200 kg Stärke-Loose-fill-Packmittel)

Szenario	Input Äquivalenzsystem		Entgangener Output an Zusatznutzen			
	PS-Abfälle [kg]	Grünbrache [m <sup>2</sup> ]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Reduktionspotential [MJ]	Sekundärmaterial [kg]
Stärke I	0	1.786	0	0	0	0
Stärke II	0	1.711	0	0	0	0
Stärke III	0	2.585	0	0	0	0
Stärke IV	0	1.054	0	0	0	0
EPS I	399	0	107	479	296	0
EPS II	0	0	0	0	0	0
EPS III	396	0	250	1.240	233	0
EPS IV	413	0	139	566	20	0

### 7.5.2 Vergleichsspezifische Hinweise zur Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Auch bei diesem zweiten Auswertungsschritt werden die Szenarien zuerst anhand der normierten Netto-Ergebnisse miteinander verglichen (vgl. Abbildung 7-13 und dazu die Erläuterungen in Kapitel 7.2). Ausgehend von dieser hoch aggregierten Darstellung wird vor allem untersucht, ob sich eine umweltbezogene Rangfolge der Szenarien feststellen lässt. Insbesondere interessiert dabei natürlich, ob es gleichgerichtete Unterschiede zwischen den Stärke- und den EPS-Szenarien gibt, die eine Differenzierung nach den Materialarten erlauben. Im Anschluss daran werden die einzelnen Indikatoren in einer Sektoralanalyse (vgl. Abbildung 7-14 ff.) näher betrachtet. Dazu werden für jeden Indikator die Ergebnisse grafisch in Staffalbalken dargestellt, in denen die Anteile der vier Lebenswegabschnitte Materialbereitstellung, Produktion der Loose-fill-Packmittel, Vertrieb mit Nutzung sowie Entsorgung der Loose-fill-Packmittel ausgewiesen werden. Zudem werden auch die sich aus der systembezogenen Allokation ergebenden Abzüge Input und Output sowie die Zuschläge Input (vgl. Kapitel 5.1.2) abgebildet. Diese Ergebnisse sind auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel bezogen. Ausgehend von den spezifischen Schüttdichten sind dies in der EPS-Variante 400 kg, in der Stärke-Variante 1.200 kg Loose-fill-Packmittel. Unterhalb der Grafiken findet sich dann jeweils eine tabellarische Zusammenstellung der den Abbildungen zugrunde liegenden absoluten Ergebnisse. Diese werden dort auch miteinander zu *Brutto-Ergebnissen* (Ergebnisse für das Produktsystem

ohne Zuschläge und Abzüge) und *Nettoergebnissen* (Ergebnisse für das Produktsystem inklusive aller Zuschläge und Abzüge) verrechnet. Für letztere werden zusätzlich die *normierten Einwohnerwerte* je 1,5 Mio. m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel angegeben.

Da die Zusammenstellung der Szenarien einer gewissen Willkür nicht entbehren kann und die in den Szenarien abgebildeten Lebenswege in der Praxis auch sehr unterschiedliche Bedeutung haben, ist es uns wichtig, hier zu betonen, dass deswegen bei diesem Vergleich der Fokus nicht so sehr auf die Reihenfolge der Szenarien gelegt werden sollte, sondern vielmehr darauf, zu verstehen, welchen Einfluss die Art des Materials auf die Ergebnisse hat und insbesondere auch, welche Faktoren die Umweltrelevanz der Loose-fill-Packmittel-Verwendung entscheidend steuern. Wesentlich scheint uns dabei, die Bandbreite der Ergebnisse kennenzulernen. Da viele der Aspekte bereits ausführlich im ersten Auswertungsschritt behandelt werden, wird dabei auf Manches nicht mehr im Detail eingegangen.

7.5.3 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

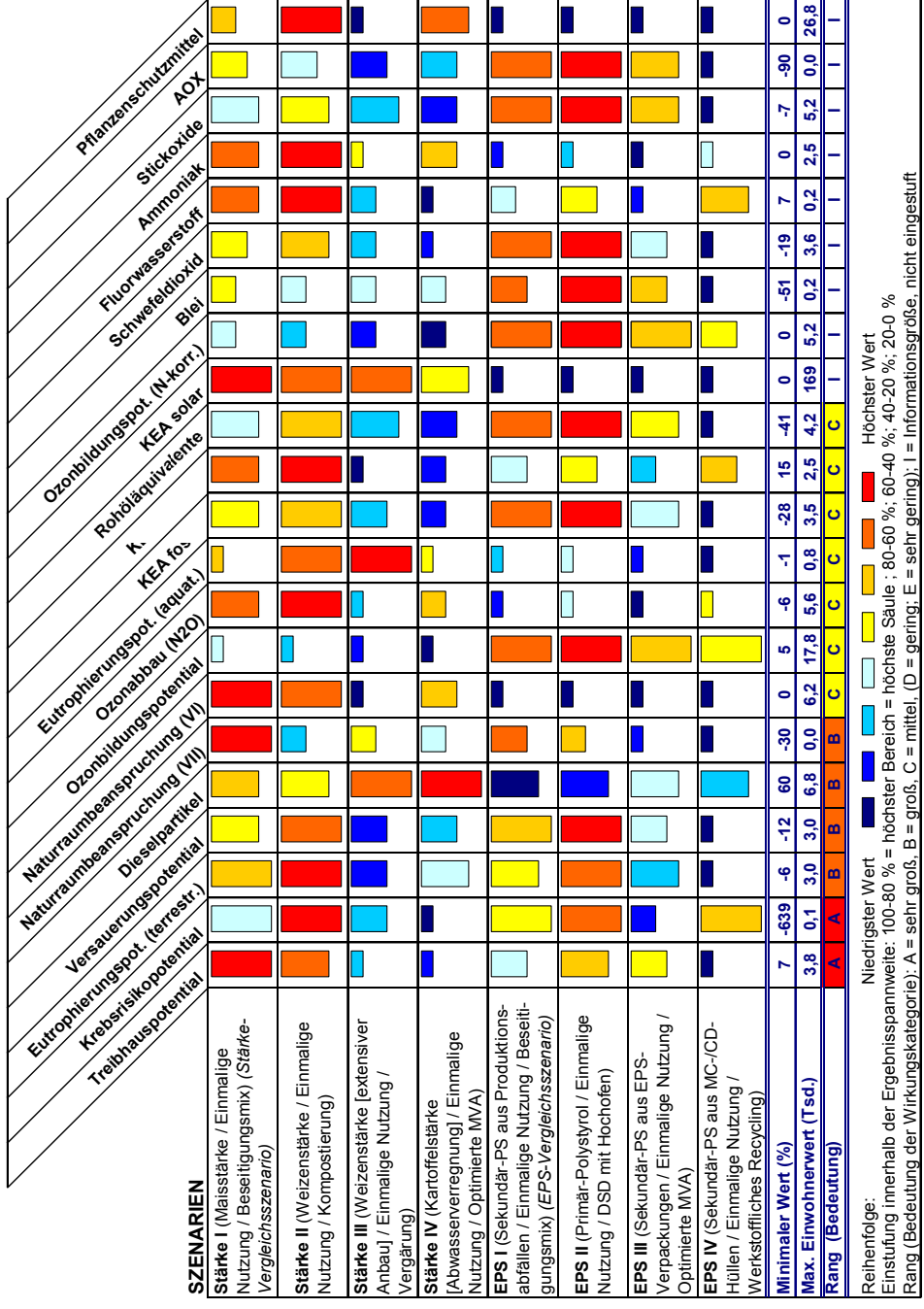


Abbildung 7-13: Vergleich ausgewählter EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittelsysteme – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³ Loose-fill-Packmittel)

### 7.5.4 Spezifische Beiträge, Umweltentlastungspotential und Rangfolge der Szenarien

#### 7.5.4.1 Bandbreite der spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte)

Die Bandbreite der spezifischen Beiträge weist sowohl zwischen den einzelnen Indikatoren als auch zwischen den Szenarien erhebliche Differenzen auf (vgl. Abbildung 7-13). Damit können sich mit einem Wechsel von einem Szenario zu einem anderen insgesamt je nach Ausgangslage in größerem Umfang negative oder positive Umweltauswirkungen ergeben. Hierbei gibt es bei allen Indikatoren sehr große Unterschiede von mindestens 40 % zwischen dem besten und dem ungünstigsten Szenario. Der im Weiteren als Referenzgröße verwendete Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte beläuft sich dann, wenn man die beiden extrem hohen Werte beim KEA solar (169.357 Einwohnerwerte) sowie bei der Pflanzenschutzmittel-Menge (26.782 Einwohnerwerte) außer Acht lässt, auf 3.706 Einwohnerwerte; der Median liegt bei 3.579 Einwohnerwerten. Als niedrigster Wert ergibt sich bei den Rohöläquivalenten eine Entlastung um -1.716 Einwohnerwerte – und sogar von -2.686 Einwohnerwerten für den Indikator Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII), wenn als Bezugsgröße der jährliche Deponiebedarf in Deutschland verwendet wird. Nimmt man jeweils den niedrigsten Einwohnerwert je Indikator so ergibt sich über alle Indikatoren hinweg ein durchschnittlicher minimaler Einwohnerwert von 70; der Median ist mit -5 Einwohnerwerten sogar noch tiefer angesiedelt. Damit führt bei über der Hälfte der Indikatoren das jeweils beste der untersuchten Szenarien sogar zu einer Umweltentlastung gegenüber der Null-Variante – dem Verzicht auf die Nutzung der Loose-fill-Packmittel.

Zusammenfassend kann weiterhin festgehalten werden, dass die Einwohnerwerte für die jährliche Gesamt-Produktionsmenge an Loose-fill-Packmitteln in Deutschland von 1,5 Mio. m<sup>3</sup> im Vergleich zur Gesamteinwohnerzahl in Deutschland relativ niedrig liegen und sich damit für alle hier untersuchten Szenarien verhältnismäßig geringe spezifische Beiträge ergeben. Dies gilt sowohl für die Stärke- als auch die EPS-Szenarien, wo sich die Einwohnerwerte materialunabhängig in einer vergleichbaren Größenordnung bewegen. Die höchsten spezifischen Beiträge errechnen sich für den KEA solar (169.357 Einwohnerwerte), wobei dieser Indikator eine Sonderrolle einnimmt, da dies auch als positiver Beitrag zur Bereitstellung regenerativer Energieträger gewertet werden könnte. Deutlich niedriger fallen bereits die nächsthöchsten Einwohnerwerte bei den Pflanzenschutzmittel-Mengen (26.782 Einwohnerwerte), beim Ozonbildungspotential (17.795 Einwohnerwerte) sowie für die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VII (12.925 Einwohnerwert bei Bezug auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in Deutschland) aus. Für alle anderen Indikatoren ergeben sich Maxima, die zum Teil sehr deutlich unter 10.000 Einwohnerwerten liegen. Dieser Hinweis scheint uns für eine sachgerechte Einordnung der Ergebnisse wichtig, soll nun aber nicht so verstanden werden, dass die Realisierung der sich zeigenden Umweltentlastungspotentiale nicht soweit wie möglich angegangen werden sollte.

#### 7.5.4.2 *Bestimmung der für die Szenarien-Rangordnung entscheidenden Indikatoren*

Besonders relevant für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien sind diejenigen Indikatoren, für die sich ein relativ hoher Einwohnerwert errechnet (vgl. Abbildung 7-13). Zur Reduzierung der Komplexität der Ergebnisse nehmen wir analog zu den bisher durchgeführten Vergleichen an, dass diejenigen Indikatoren, die einen maximalen Einwohnerwert kleiner als 10 % des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte aufweisen, bei der Bestimmung der Szenarienrangfolge vernachlässigt werden können. Dies trifft bei diesem materialübergreifenden Vergleich nur noch auf wenige Indikatoren zu. Bei den mit sehr großer bis mittlerer Bedeutung belegten Indikatoren (Rang A-C) sind dies nur das Krebsrisikopotential und die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VII (Deponiefläche). Gerade bei diesen beiden Indikatoren stellt sich die Sachlage dann aber doch nicht so einfach dar (vgl. Kapitel 7.5.5.9): Beim Krebsrisikopotential ergeben sich am Betrag gemessen deutlich höhere Entlastungen als Belastungen, bei der Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VII führt der Bezug auf die jährlich in Deutschland benötigt Deponiefläche dazu, dass sich dafür mit 9.020 der höchste maximale Einwohnerwert der in Rang B eingestuften Indikatoren errechnet. Deshalb wird auf diese beiden Indikatoren in der nachfolgenden Interpretation dennoch eingegangen. Nicht mehr weiter thematisiert werden dagegen drei Informationsgrößen, die aufgrund der durchgehend sehr niedrigen Einwohnerwerte keine Bedeutung hinsichtlich der Umweltrelevanz der betrachteten Szenarien haben (Blei-, Fluorwasserstoff- und AOX-Emissionen). Nur das aquatische Eutrophierungspotential weist noch einen maximalen Einwohnerwert auf, der nur auf rund 20 % des Mittelwertes aller Höchstwerte zu den spezifischen Beiträgen kommt (vgl. 7.5.4.1). Alle anderen bisher nicht erwähnten Indikatoren erreichen minimal rund 70 % des Mittelwertes, so dass auch das aquatische Eutrophierungspotential bei der Diskussion zur Szenarienreihenfolge vernachlässigt wird; die diesbezüglichen Ergebnisse werden wie auch die Ergebnisse zu allen anderen Indikatoren jedoch in der Sektoralanalyse besprochen (vgl. Kapitel 7.5.5.9).

Bei allen vorausgehenden Vergleichen konnten wir anhand des Kriteriums, dass eine verlässliche Differenzierung zwischen Szenarien innerhalb einer Kategorie nicht möglich ist, wenn die Werte weniger als 10 % streuen, weitere Indikatoren als nicht aussagekräftig bei der Bestimmung der Szenarien-Reihenfolge abgrenzen. Dieses Vorgehen zur Reduktion der Komplexität greift hier jedoch nicht mehr, da alle Indikatoren eine maximale Differenz zwischen ungünstigstem und bestem Szenario von mindestens 40 % aufweisen.

Dementsprechend orientiert sich die nachfolgende Diskussion zur Rangfolge der Szenarien zuerst am Rang der Indikatoren und innerhalb der Ränge an den spezifischen Beiträgen sowie der Variationsbreite zwischen den Szenarien. Am wichtigsten ist deshalb auch hier das Treibhauspotential (Rang A), dessen höchster Einwohnerwert den Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte knapp übersteigt und dabei ein Einsparpotential von 93 % aufweist. Beim Krebsrisikopotential (Rang A) ist dagegen der Betrag der Entlastung mit Einwohnerwerten bis zu -854 bedeutsamer als die mit maximal 134 sehr geringen spezifischen Beiträge. Die Differenz zwischen höchstem und niedrigstem Einwohnerwert entspricht vom Betrag her lediglich knapp 27 % des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte, was die Bedeutung bereits relativiert. Da die Abzüge Output, die für diese Entlastungen verantwortlich sind, vor allem auf die Energieauskopplung und damit in erster Linie auf die weniger anspruchsvolle Abgasreinigung bei Energieerzeugungsprozessen zurückzuführen ist (vgl. Kapitel 7.5.5.2), sind diese Ergebnisse auch nicht so sehr als Indiz für die Umweltrelevanz

der Loose-fill-Packmittel belastbar, sondern dürften vielmehr einen Anstoß darstellen, die Abgaswerte bei der Energieerzeugung kritisch zu überprüfen. Zudem spiegelt sich dieser Sachverhalt auch in anderen, für die hier verfolgte Einstufung bedeutenderen Indikatoren wider, so dass es relativ geringe Auswirkungen hat, ob das Krebsrisikopotential etwas niedriger oder etwas höher gewichtet wird.

Von den nächstwichtigen Indikatoren mit großer Bedeutung (Rang B) weisen die Dieselpartikel-Emissionen den höchsten Einwohnerwert auf. Das Einsparpotential ist mit 40 % jedoch deutlich geringer als bei allen anderen mit Rang B eingestuften Indikatoren, bei denen jeweils sogar Entlastungen möglich sind. Auch ist zu beachten, dass die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VII (Deponiefläche), wenn man diese nicht auf die Gesamtfläche Deutschlands, sondern auf die jährlich benötigte Deponiefläche bezieht, Einwohnerwerte von bis zu maximal 9.020 erreicht, denen auf der anderen Seite die höchsten Entlastungen bis zu -2.686 Einwohnerwerten gegenüber stehen. Wird die Deponieflächenbeanspruchung auf diese Weise gewertet, ergibt sich eine klare Reihenfolge der Indikatoren: Die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VII ist bei der Diskussion der Rangfolge der Szenarien deutlich höher als die drei anderen Indikatoren zu werten, mit denen jeweils Optimierungspotentiale in Höhe von rund 3.000 Einwohnerwerten verbunden sind und die damit als gleichgewichtig angesehen werden.

Die höchsten spezifischen Beiträge bei den Indikatoren mit mittlerer Bedeutung (Rang C) ergeben sich für das Ozonbildungspotential mit maximal 17.795 Einwohnerwerten – ein Betrag der deutlich über den für die anderen in Rang A-C eingestuften Indikatoren errechneten Werten liegt. Da sich zudem ein Einsparpotential von 95 % abzeichnet, ist dieser Indikator bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien hier eindeutig am wichtigsten und ähnlich zu werten, wie mit Rang B eingestufte Indikatoren. Vergleichbar gilt dies für die Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen, die bereits bei einem Bezug auf die Gesamtfläche Deutschlands die nächsthöchsten Einwohnerwerte aufweist; wird als Referenzfläche die landwirtschaftliche Nutzfläche in Deutschland herangezogen, so ergibt sich ein Einwohnerwert von maximal 12.925. In Kombination mit einem Reduktionspotential von 100 % führt dies dazu, dass auch diesem Indikator eine ähnliche Bedeutung wie den mit Rang B eingestuften Indikatoren zukommt. Relativ gleichgewichtig folgen mit einem gewissen Bedeutungsabstand die beiden Indikatoren Ozonabbaupotential und KEA fossil: Aufgrund eines Einwohnerwertes von 5.599, der noch deutlich über dem Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte liegt (vgl. Kapitel 7.5.4.1), und einem Minderungspotential von über 100 % ist das Ozonabbaupotential geringfügig bedeutsamer als der KEA fossil, dessen höchster Einwohnerwert bei rund 3.536 und damit knapp unter dem Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte angesiedelt ist, für den sich aber andererseits ein Entlastungspotential ergibt, welches die Spannweite zwischen den Extremwerten auf rund 4.525 Einwohnerwerte erhöht. Wesentlich weniger relevant ist im Vergleich dazu der KEA nuklear, der Einwohnerwerte von maximal 2.524 und eine Variationsbreite von „nur“ 85 % aufweist.

Von den nach der oben durchgeführten Abgrenzung verbliebenen Informationsgrößen werden zur Vermeidung von Mehrfachwertungen maximal nur noch diejenigen berücksichtigt, die nicht in einen anderen Indikator eingerechnet werden bzw. dazu weitgehende Überschneidungen aufweisen. Dies trifft auf folgende Indikatoren zu: Die zum KEA fossil sehr ähnlichen Rohöläquivalente, das N-korrigierte Ozonbildungspotential, die bereits in

das Versauerungspotential – und was die Stickstoff-haltigen Verbindungen angeht, auch in das terrestrische Eutrophierungspotential - eingerechneten Schwefeldioxid-, Ammoniak- und Stickoxid-Emissionen. Relevant für die umweltbezogene Einordnung der Szenarien sind damit von den Informationsgrößen lediglich der KEA solar sowie die Pflanzenschutzmittel-Menge – und damit zwei Indikatoren, die die höchsten Einwohnerwerte auf sich vereinen und dabei eine Ergebnisspannweite von jeweils 100 % aufweisen.

Insgesamt stellt damit das Treibhauspotential den wichtigsten Indikator für die umweltbezogene Rangfolge der Szenarien dar. Das Krebsrisikopotential bzw. die Entlastung bei diesem Indikator ist im Vergleich zu den anderen Indikatoren so gering, dass nach unserer Ansicht die erheblich höhere spezifische Beiträge aufweisenden Indikatoren mit großer Bedeutung (Rang B) sowie die Indikatoren mit mittlerer Bedeutung (Rang C), soweit diese Einwohnerwerte deutlich über dem Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte aufweisen, für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien bedeutsamer sind. Auf das Treibhauspotential folgt damit als nächstwichtigste Kategorie die Naturraumbeanspruchung in Kategorie VII (Deponiefläche) und dann mit etwas Abstand die weiteren in Rang B eingestuften Indikatoren Terrestrisches Eutrophierungspotential, Versauerungspotential und Dieselpartikel-Emissionen. Mindestens im gleichen Umfang wie diese drei Indikatoren sind der Beitrag zum Ozonbildungspotential sowie die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI (konventionell bewirtschaftete Landwirtschaftsfläche) bei der Diskussion der Rangfolge der Szenarien zu berücksichtigen. Weniger bedeutsam sind dagegen die Emissionen an Distickstoffoxid (Ozonabbau) sowie der KEA fossil – und noch einmal mit größerem Abstand der KEA nuklear. Weniger klar ist im Vergleich dazu die Bedeutung der Informationsgrößen KEA solar und Pflanzenschutzmittelmenge: Ersterer weist zwar die weitaus höchsten Einwohnerwerte auf (vgl. Kapitel 7.5.4.1), ist jedoch unter dem Gesichtspunkt der Umweltbelastung nicht einfach zu fassen (vgl. Kapitel 7.5.5.12) und damit mehr als Informationsgröße interessant, denn als Kriterium für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien zu verwenden. Noch einmal anders ist dies für die Pflanzenschutzmittelmenge zu sehen (vgl. Kapitel 7.5.5.21), die unter ökotoxikologischen Gesichtspunkten auf jeden Fall als Umweltbelastung zu werten ist und dabei sehr hohe Einwohnerwerte und eine Minderungspotential von 100 % aufweist. Aber gerade die Umweltrelevanz von Pflanzenschutzmitteln wird je nach Anschauung sehr unterschiedlich gewertet. Da es uns zudem nicht möglich war, zwischen den ökotoxikologisch sehr verschieden einzustufenden einzelnen Wirkstoffen zu differenzieren, gehen wir im Folgenden zwar darauf ein, wie die Szenarien hinsichtlich dieses Parameters abschneiden, verzichten jedoch auf eine explizite Aussage zur Umweltrelevanz.

#### **7.5.4.3 Umweltbezogene Rangfolge der Szenarien**

Bevor wir nachfolgend das umweltbezogene Abschneiden der Szenarien diskutieren, möchten wir vorweg einen wesentlichen Punkt klarstellen: Die Auswahl und Zusammenstellung der Szenarien erfolgt unvermeidlicherweise willkürlich. Die betrachteten Szenarien bilden im Wesentlichen die Bandbreite der möglichen Ergebnisse ab, sind auch in der Praxis mit entweder größeren oder auch nahezu vernachlässigbaren Anteilen anzutreffen oder zumindest umsetzbar. Eine zu starke Konzentrierung auf die Rangfolge der Szenarien gerät deshalb in die Gefahr, zwei wesentliche Punkte zu vernachlässigen: Dass auch ganz andere Kombinationen der beteiligten Prozesse möglich sind und dass die Praxisrelevanz



der einzelnen Szenarien sehr unterschiedlich ist. Deshalb möchten wir an dieser Stelle auch noch einmal klarstellen, dass sich die wesentlichen materialspezifischen Ergebnisse zum Abschneiden einzelner Materialbereitstellungs- und Entsorgungswege bereits im ersten Auswertungsschritt finden. Nachfolgend geht es um einen übergeordneten Vergleich verschiedener Stärke- und EPS-Szenarien, um so die Bandbreite der Ergebnisse und eventuelle grundsätzliche Unterschiede auf verlässlicher Basis kennenzulernen und beurteilen zu können.

Bereits eine erster Blick auf die Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-13) offenbart mehrere wesentliche Erkenntnisse: Nicht die Rohstoffherkunft bestimmt über das Abschneiden einzelner Szenarien, sondern die spezifische Kombination von Materialbereitstellungs- und Entsorgungsprozessen ist entscheidend. So zeigt sich bei vielen Indikatoren, dass die Variationsbreite innerhalb materialgleicher Szenarien vergleichbar zu den Unterschieden zwischen allen Szenarien ausfällt und es damit unabhängig von der Materialart sowohl innerhalb der Stärke- als auch der EPS-Varianten größere Optimierungspotentiale gibt. Auch bewegen sich die für die Stärke- und EPS-Szenarien errechneten spezifischen Beiträge bei den meisten Indikatoren in einer vergleichbaren Größenordnung.

Andererseits gibt es jedoch auch einige Indikatoren, bei denen nur auf die Stärke-Szenarien erwähnenswerte Beiträge entfallen. In diesen Fällen findet sich in Abbildung 7-13 für alle vier EPS-Szenarien die niedrigste Balkenhöhe, d.h. diese fallen in den untersten Bereich (0 - 20 %) der Ergebnisspannweite. Dies ist vor allem bei Indikatoren der Fall, die charakteristisch für die landwirtschaftliche Produktion nachwachsender Rohstoffe sind. So zählen dazu die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI, d.h. die konventionelle Nutzung landwirtschaftlicher Flächen, die Distickstoffoxid-Emissionen (Ozonabbau), der KEA solar, die Ammoniak-Emissionen sowie der Pflanzenschutzmittel-Einsatz. Auch beim aquatischen Eutrophierungspotential finden sich nur bei den Stärke-Szenarien nennenswerte, dabei jedoch immer noch relativ geringe Beiträge, die aus der Stärke-Produktion stammen. Bis auf den KEA solar gibt es zu all diesen Indikatoren aber stets auch ein Stärke-Szenario, das ebenfalls sehr geringe Netto-Ergebnisse aufweist. Hier wirkt sich insbesondere der extensive Anbau von Stärke-Pflanzen (Stärke III) positiv aus sowie – was die Stärke-Bereitstellung angeht – die Verwendung von Maisstärke (Stärke I) oder von Kartoffelstärke, bei deren Produktion das Abwasser verregnet wurde (Stärke IV).

Die EPS-Szenarien weisen dagegen beim Ozonbildungspotential – und dadurch verursacht auch beim N-korrigierten Ozonbildungspotential – stets deutlich höhere Netto-Ergebnisse auf als die Stärke-Szenarien, die nun jeweils in den untersten 20 % der Ergebnisspannweite zu finden sind.

Damit kann als weiteres Zwischenergebnis festgehalten werden, dass es nur beim Ozonbildungspotential und beim KEA solar eindeutige und dabei stets über 80 % hinausgehende Unterschiede zwischen den Stärke- und EPS-Szenarien gibt. Nur noch bei den Dieselpartikel-Emissionen schneiden die Stärke-Loose-fill-Packmittel aufgrund der zusätzlich erforderlichen Feldarbeiten sowie der Transporte, bei denen im Vergleich zu den EPS-Szenarien die dreifache Menge zu bewegen ist, in allen Fällen um mindestens 7,3 % bis maximal 40 % ungünstiger ab (vgl. Kapitel 7.5.5.5). Gerade aber bei den in Rang A und Rang B eingestuften Indikatoren sowie dem KEA fossil und dem KEA nuklear gibt es keine solchermaßen gleichgerichteten, mit dem Material gekoppelten Unterschiede zwi-

schen den Szenarien. Je nach Indikator wechseln sich Stärke- und EPS-Szenarien in unregelmäßiger Reihenfolge innerhalb der umweltbezogenen Rangfolge ab.

Wendet man sich dem für die umweltbezogene Beurteilung wichtigsten Indikator zu, so zeigt sich ein überraschendes Ergebnis: Am ungünstigsten schneiden zwei Stärke-Szenarien (Stärke I und II) ab – und damit zwei Szenarien, in denen vor allem nachwachsende Rohstoffe verwendet werden. Erst an dritter bis fünfter Stelle folgen die EPS-Szenarien I-III. Deutlich besser sind dagegen jedoch die beiden Stärke-Szenarien mit energetischer Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel. Am besten schneidet das EPS-Szenario IV ab, wobei gemessen an den spezifischen Beiträgen der Vorsprung jedoch nur noch bei höchsten 300 Einwohnerwerten liegt – und es sich andererseits beim Szenario EPS IV aber auch um das absolute, in der Praxis nicht verallgemeinerbare Optimum der EPS-Loose-fill-Packmittel-Nutzung handelt (vgl. die ausführliche Diskussion in Kapitel 7.5.5.1).

Bei der Deponieflächenbelegung (Naturraumbeanspruchung VII) weisen nur die Entsorgung über den bundesdeutschen Beseitigungsmix, der aufgrund einer Deponiequote von 70 Gew.-% wesentlich mehr Deponiefläche benötigt (Stärke I und EPS I), sowie die rohstoffliche Verwertung im Hochofen (EPS II) nennenswerte Beiträge auf. Im zweiten Fall hängt dies jedoch nicht unmittelbar mit der rohstofflichen Verwertung zusammen, sondern ist auf Sortier- und Aufbereitungsabfälle zurückzuführen, die nicht zwangsläufig in diesen Mengen anfallen und über den Beseitigungsmix entsorgt werden müssen. Bei den anderen Stärke-Szenarien ist die Deponieflächenbeanspruchung gleich Null, bei den beiden EPS-Szenarien III und IV ergeben sich aufgrund der Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem sogar negative Werte. (vgl. Kapitel 7.5.5.6).

Auch wenn das terrestrische Eutrophierungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.4) und das Versauerungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.4) Überschneidungen aufweisen, ergibt sich nicht die gleiche Reihenfolge bei beiden Indikatoren. So wechseln sich die Szenarien Stärke II und EPS II auf den negativen Spitzenplätzen ab, unterscheiden sich dabei jedoch nur um 10 % bzw. 6 %. Auf den folgenden Plätzen drei und vier findet zwischen Szenario Stärke I und EPS I ein gleichartiges Wechselspiel statt, wobei der Abstand zum ungünstigsten Szenario nie größer als 27 % wird. Deutlicher größer wird mit einer minimalen Differenz von 32 % der Abstand zu den nächstfolgenden Szenarien Stärke IV und EPS III, gegenüber denen Szenario Stärke III noch einmal besser abschneidet. Am günstigsten ist aber auch hier wieder das Szenario EPS IV.

Nachdem auf die Dieselpartikel-Emissionen bereits oben kurz eingegangen wird, wenden wir uns nun dem Ozonbildungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.7) zu, das bei den EPS-Szenarien mit bis knapp 18.000 Einwohnerwerten sehr deutlich über den Stärke-Szenarien liegt, die hier maximal auf 1.717 Einwohnerwerte kommen. Zurückzuführen ist dies auf die Emission von Pentan und Butan, die bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln als Treibmittel eingesetzt werden. Interessanterweise geht dieser wesentliche Unterschied zwischen den Stärke- und EPS-Szenarien damit nicht auf die Rohstoffherkunft des Hauptmaterials zurück, sondern auf einen gewichtsbezogen relativ unbedeutenden Hilfsstoff. Würde dieser durch eine unschädlichere Alternative ersetzt oder zumindest über Abgasreinigungsanlagen weitgehend zurückgehalten, so würden sich die Ergebnisse angleichen.

Wie die Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen (Naturraum in Natürlichkeitsklasse VI) für die Produktion von Stärke-Pflanzen zu werten ist, hängt von der Sicht ab, die man hinsichtlich der Knappheit dieser Ressource hat. Unabhängig davon ist jedoch festzu-

halten, dass sich hier ein grundlegender Unterschied zu den EPS-Szenarien zeigt und dass gemessen an den spezifischen Beiträgen, die Stärke-Szenarien bis auf das Szenario Stärke III eine relativ hohen Flächenbedarf in dieser Kategorie aufweisen. Bei Szenario Stärke III wird aufgrund der Extensivierung der Weizenproduktion dagegen eine größere Fläche gemäß der unter Umweltgesichtspunkten zu bevorzugenden Natürlichkeitsklasse IV beansprucht. (vgl. Kapitel 7.5.5.6).

Beim Ozonabbaupotential schlagen vor allem die Distickstoffoxid-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Erzeugung der nachwachsenden Rohstoffe durch, die entsprechend der Vorgehensweise vor allem mit der Herstellung und Ausbringung mineralischer Stickstoff-Düngemittel verbunden sind. Gegenüber dem Höchstwert beim intensiven Weizenanbau (Stärke II) ergeben sich aber bereits innerhalb der Stärke-Szenarien deutliche Reduzierungen durch einen Umstieg auf die aus Sicht der Stärkeausbeute wesentlich besseren Kartoffeln (Stärke IV) sowie in noch größerem Umfang durch eine Extensivierung der Pflanzenproduktion mit Verzicht auf mineralische N-Düngung (Stärke III).

Auch beim Verbrauch an KEA fossil sind die Stärke-Szenarien nicht automatisch besser als die EPS-Szenarien. Zwar schneiden die Szenarien EPS I und EPS II einmal aufgrund der eingeschränkten Nutzung des Energieinhaltes der Loose-fill-Packmittel, zum Anderen wegen der Verwendung von Primär-Polystyrol am ungünstigsten ab. Mit relativ geringem Abstand von 10 % bis 15 % folgt bereits das Stärke-Szenario II, in dem die Kompostierung als Entsorgungsweg angenommen wird. Sehr positiv wirkt sich dagegen die in den Szenarien Stärke III und Stärke IV betrachtete energetische Verwertung über eine Vergärung mit Biogasnutzung bzw. eine optimierte Müllverbrennung aus. (vgl. Kapitel 7.5.5.10).

Angesichts der Vielzahl der Szenarien und der oben beschriebenen Ergebnisse ist eine umweltbezogene Rangfolge der Szenarien deutlich schwieriger zu bestimmen ist als bei den vorhergehenden Vergleichen. Andererseits wird aber doch recht offensichtlich, dass es für jede Materialart zwei deutlich besser zu beurteilende und zwei stärker umweltbelastende Szenarien gibt. Bei den Stärke-Szenarien schneiden dabei insbesondere die Szenarien Stärke I und Stärke II sehr ungünstig ab – und unterscheiden sich dabei aber nur in den oben benannten Indikatoren, die entweder charakteristisch für die Stärke- oder die EPS-Szenarien sind, wesentlich von den ungünstigsten EPS-Szenarien. An nächster Stelle folgt Szenario EPS III, gegenüber dem die Szenarien Stärke III und IV insbesondere beim Treibhauspotential sowie dem KEA fossil noch einmal deutlich besser abschneiden. Diese drei Szenarien gehen bereits mit sehr großen Umweltentlastungen gegenüber den vier ungünstigsten Szenarien einher. Noch einmal besser schneidet Szenario EPS IV ab, dass jedoch so in der Praxis nicht verallgemeinerbar ist.

Damit zeigen sich mehrere Faktoren, die insgesamt die Ergebnisse bestimmen: Die Stärke-Szenarien haben nur dann eine Chance, in den Bereich der besten Szenarien vorzustoßen, wenn die Loose-fill-Packmittel nach Gebrauch energetisch verwertet werden. Weiterhin verbessert gerade der extensive Anbau, aber auch die Wahl einer Stärkepflanze mit sehr hoher Stärkeausbeute je Hektar in Kombination mit einer optimierten Stärke-Produktion die Ergebnisse entscheidend. Sowohl die Entsorgung über den bundesdeutschen Beseitigungsmix als auch über die Kompostierung führen dagegen dazu, dass die Stärke-Szenarien keine nennenswerten Vorteile gegenüber den EPS-Szenarien aufweisen. Weiterhin wird bei der nachfolgenden Auswertung auch deutlich, dass der Zusatz von Polyvinylalkohol, der aus fossilen Rohstoffen hergestellt wird, die Ergebnisse gerade beim KEA

fossil erheblich belastet (vgl. Kapitel 7.5.5.10 sowie die Sensitivitätsanalyse in Kapitel 7.6.4). Wollen die EPS-Loose-fill-Packmittel mit den sehr guten Stärke-Szenarien mithalten, so gibt es dafür mehrere Voraussetzungen: Die Loose-fill-Packmittel sollten aus Sekundär-Polystyrol hergestellt werden; dabei sollte soweit möglich auf Polystyrol-Abfälle zurückgegriffen werden, die anderweitig nicht sehr hochwertig verwertet werden (ein Hinweis, der nur solange umsetzbar ist, solange solche Abfälle in ausreichendem Ausmaß zu Verfügung stehen – und der sich immer mehr relativieren wird, je hochwertiger insgesamt Abfälle entsorgt werden). Nur in diesen Fällen ist es möglich über eine rohstoffliche oder energetische Verwertung in den Bereich zu kommen, der von den besten Stärke-Szenarien erreicht wird. Werden dagegen hochwertige Polystyrol-Abfälle eingesetzt, bietet nur noch die werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel die Möglichkeit, in diesen Bereich vorzustoßen.

### 7.5.5 Sektoralanalyse anhand der absoluten Ergebnisse

#### 7.5.5.1 Treibhauspotential

Das Treibhauspotential gehört mit seiner sehr großen umweltbezogenen Bedeutung (Rang A) (vgl. Kapitel 5.2.1) und einem auf Höhe des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.5.4.1) angesiedelten höchsten Einwohnerwert von 3.818 zu den entscheidenden Indikatoren bei der Bewertung der Umweltrelevanz der Szenarien. Da nachwachsende Rohstoffe während ihrer Wachstumsphase Kohlendioxid fixieren – und nach deren Nutzung nur diese Kohlenstoffmenge daraus wieder freigesetzt werden kann, wird häufig davon ausgegangen, dass Materialien aus nachwachsenden Rohstoffen „CO<sub>2</sub>-neutral“ seien. Dies ist als Ausdruck der Annahme zu verstehen, dass die Nutzung nachwachsender Rohstoffe anstelle von Materialien auf Basis fossiler Rohstoffe stets dazu beiträgt, die unerwünschten Auswirkungen von Treibhausgas-Emissionen, die vor allem auf fossile Rohstoffe zurückzuführen sind, (bis gegen Null) zu verringern.

Angesichts dieser an sich sehr plausiblen Überlegungen überraschen die in Abbildung 7-14 dargestellten Ergebnisse zum Treibhauspotential: Eindeutig am ungünstigsten schneiden zwei Szenarien ab, bei denen der nachwachsende Rohstoff Stärke verwendet wird (Stärke I, Stärke II). Dass dies jedoch nicht am Material liegt, zeigen die beiden Szenarien Stärke III und Stärke IV, die wiederum deutlich besser sind als die EPS-Szenarien I-III. Nur das Szenario EPS IV liegt noch einmal günstiger, stellt aber auch das nicht verallgemeinerbare Optimum bei EPS-Loose-fill-Packmitteln dar. Würde die dabei betrachtete werkstoffliche Verwertung beispielsweise mit der im Szenario EPS I modellierten Verwendung von Polystyrol-Produktionsabfällen (anstelle von MC-/CD-Hüllen) kombiniert, so läge das Netto-Ergebnis schon beinahe doppelt so hoch wie beim besten Stärke-Szenario (Stärke IV).

Entscheidend für das Abschneiden der Szenarien sind insbesondere die Materialbereitstellung, die eng damit zusammenhängenden Zuschläge Input bei den Sekundär-Polystyrol-Szenarien, die direkten Emissionen bei der Entsorgung und die Abzüge Output, die sich für die Zusatznutzen aus der Entsorgung ergeben. Der Anteil der Vertriebs- und Nutzungsphase ist materialunabhängig relativ gering und in allen Szenarien nahezu identisch. Der Beitrag der Produktion der Loose-fill-Packmittel fällt bei der Stärke-Variante absolut um rund ein Drittel geringer aus als bei den EPS-Szenarien. Dies ist auf den wesentlich niedrigeren Verbrauch an thermischer Energie bei der Produktion der Stärke-Loose-fill-Pack-

mittel zurückzuführen, die anders als die EPS-Loose-fill-Packmittel nicht mehr nachexpandiert werden müssen (vgl. Kapitel 6.3). Der Produktions-Anteil an den Brutto-Ergebnissen liegt bei den Stärke-Szenarien zwischen 6,8 % und 13,8 %, bei den EPS-Szenarien (Brutto-Ergebnisse zuzüglich Zuschläge Input) zwischen 20,0 % und 47,1 %. Der im Vergleich zu den anderen EPS-Szenarien wesentlich höher liegende letzte Wert gehört zum Szenario EPS IV, das aufgrund niedriger Zuschläge Input und geringer Emissionen aus der werkstofflichen Verwertung insgesamt bereits sehr gut abschneidet. Zusätzlich wirken sich die relativ hohen Abzüge Output, die auf den Ersatz von Primär-Polystyrol zurückgehen, sehr positiv aus, so dass dieses Szenario merklich besser ist als alle anderen Szenarien.

Relativ niedrig liegen aber auch bereits die beiden Stärke-Szenarien mit energetischer Verwertung der gebrauchten Stärke-Loose-fill-Packmittel (Stärke III und IV), wobei beim Szenario Stärke IV der aus fossilen Rohstoffen hergestellte und als Additiv zugesetzte Polyvinylalkohol bei der Abfallverbrennung zu fossilem Kohlendioxid umgewandelt wird, während bei der Vergärung (Stärke III) davon ausgegangen wird, dass dieser Anteil nicht abgebaut wird und damit nicht ins Biogas gelangt (vgl. Kapitel 7.4.3.6.1). Dagegen wird bei der energetischen und der rohstofflichen Verwertung der in den Loose-fill-Packmitteln enthaltene fossile Kohlenstoff nahezu vollständig in Kohlendioxid umgewandelt. Entsprechend ergeben sich in den Szenarien EPS II und EPS III größere Beiträge zum Treibhauspotential im Bereich der Entsorgung – und korrespondierend relativ hohe Abzüge Output für die Zusatznutzen Strom, Wärme und Reduktionspotential (vgl. Kapitel 7.3.3.6.1).

Sehr ungünstig wirkt sich dagegen die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel im bundesdeutschen Beseitigungsmix (Stärke I) aus: Da dabei 70 Gew.-% der biologisch abbaubaren Packmittel deponiert werden, entstehen in größerem Umfang sehr treibhauswirksame Methan-Emissionen, die dazu führen, dass dieses Szenario insgesamt deutlich schlechter abschneidet als alle anderen Szenarien (vgl. Kapitel 7.4.3.6.1). An nächster Stelle folgt das Szenario Stärke II. Die darin modellierte, derzeit als Entsorgungsverfahren für biologisch abbaubare Werkstoffe (aus nachwachsenden Rohstoffen) favorisierte Kompostierung führt aufgrund fehlender Zusatznutzen dazu, dass trotz Verwendung eines nachwachsenden Rohstoffes der Beitrag zum Treibhauspotential um mindestens 13 % bis zu 25 % höher ausfällt als bei den relativ nahe beieinander liegenden EPS-Szenarien I bis III.

Standardmäßig gehen wir von einem Treibhauspotential von 21 kg Kohlendioxid-Äquivalenten je kg Methan aus (vgl. Kapitel 5.2.1). Die Übertragung der Erkenntnisse aus der in Kapitel 7.4.3.6.1 angestellten Sensitivitätsbetrachtung (18 kg Kohlendioxid-Äquivalente/kg Methan aus nachwachsenden Rohstoffen) an diese Stelle führt zu dem Schluss, dass sich dadurch auch hier die relativen Unterschiede nur minimal verkleinern und die Reihenfolge der Szenarien unverändert bleiben würden.

Auch die Materialbereitstellung - 1.200 kg bei den Stärke-Szenarien, 400 kg bei den EPS-Szenarien - trägt in erheblichem Umfang zum Treibhauspotential bei. So stammen die Einzelbeiträge zu den Brutto-Ergebnissen bei den Stärke-Szenarien zu 35,3 % bis 57,3% aus diesem Lebenswegabschnitt, der auch die Herstellung von Polyvinylalkohol einschließt, die mit 235 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten zum Ergebnis beiträgt. Bei den EPS-Szenarien verursacht insbesondere die Bereitstellung von Primär-Polystyrol (EPS II) sowie die Regranulierung von EPS-Packmittel-Abfällen (EPS III) Freisetzungen von Treibhausgasen; beides wirkt sich in unterschiedlichem Ausmaß auch auf die relativ hohen Zuschläge Input bei den Szenarien EPS I und EPS III aus, in denen anderweitig ebenfalls hochwertig verwertete

Polystyrol-Abfälle als Materialquelle genutzt werden. Gravierende Auswirkungen auf die Ergebnisse haben jedoch nur die sehr geringen Zuschläge Input, die sich für die im Szenario EPS IV verwerteten, andernfalls zu 95 Gew.-% beseitigten MC- und CD-Hüllen ergeben. Da die Ergebnisse zur Materialbereitstellung materialspezifisch bereits im ersten Auswertungsschritt in den Kapiteln 7.3.1.6.1 und 7.4.1.7.1 ausführlich erörtert wurden, verweisen wir für näher Informationen auf die dortigen Ausführungen.

Damit ergeben sich folgende wesentliche Erkenntnisse: Der Beitrag zum Treibhauseffekt ist mehr von der Entsorgung als von der Rohstoffart abhängig. Hier wirken sich zum Einen besonders die Emissionen aus, die direkt bei der Entsorgung entstehen, zum Anderen beeinflussen die bei der Entsorgung erzeugten Zusatznutzen über die dafür berechneten Abzüge Output entscheidend die Ergebnisse. Die entscheidende Reduzierung ergibt sich bei den Stärke-Szenarien über die energetische Verwertung der gebrauchten Loose-fill-Packmittel. Ist diese umgesetzt, so haben die EPS-Loose-fill-Packmittel nur dann eine Chance, vergleichbar abzuschneiden, wenn zum Einen andernfalls nicht hochwertig verwerteten Polystyrol-Abfälle als Sekundär-Polystyrol-Quelle genutzt werden und zum Anderen die EPS-Loose-fill-Packmittel werkstofflich verwertet werden. Noch weiter abgesenkt werden können die Treibhausgas-Emissionen bei den Stärke-Szenarien, wenn auf den Zusatz von Additiven auf Basis fossiler Rohstoffe verzichtet wird. Dies würde ausgehend vom Szenario Stärke IV aufgrund der Rückgänge bei der Materialbereitstellung sowie der Vermeidung der Emissionen aus der Entsorgung sogar zu leicht negativen Werten führen. Die Kompostierung der Stärke-Loose-fill-Packmittel verhindert dagegen, dass der prinzipielle Vorteil des nachwachsenden Rohstoffes gegenüber EPS-Loose-fill-Packmitteln wirksam wird; eine Deponierung sollte wegen der noch einmal erheblich ungünstigeren Ergebnisse auf jeden Fall vermieden werden.

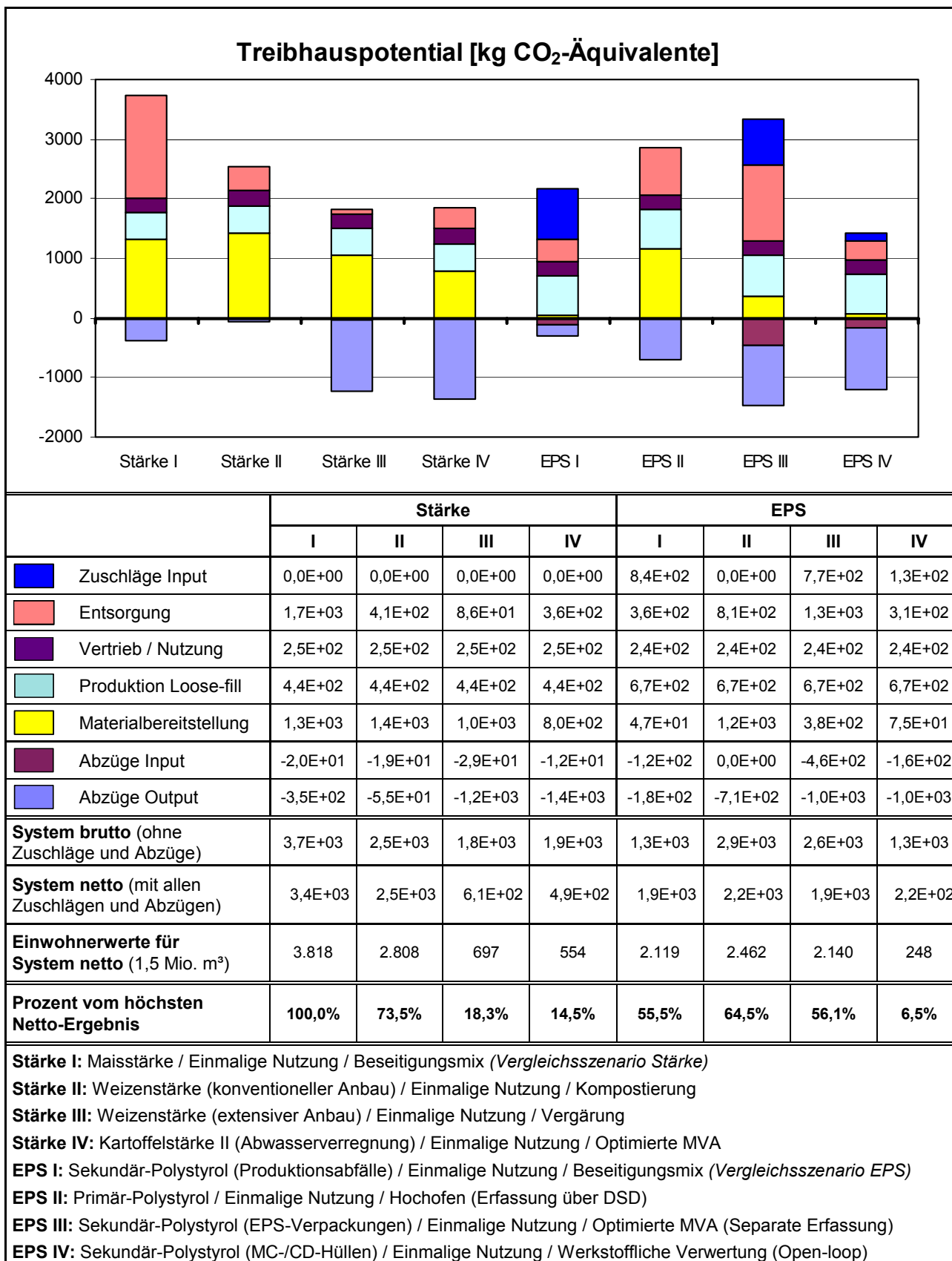


Abbildung 7-14: Beitrag zum Treibhauspotential - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup>*)

#### 7.5.5.2 *Krebsrisikopotential*

Sowohl der höchste (134) als auch der niedrigste (-854) Einwohnerwert sind mit einem Stärke-Szenario verbunden. Selbst die höchsten spezifischen Beiträge zum Krebsrisikopotential erreichen damit nur sehr niedrige Werte im Vergleich zu anderen Indikatoren. Daraus lassen sich bereits zwei wichtige Erkenntnisse gewinnen: Zum Einen ist wieder nicht das Material bzw. die Rohstoffherkunft ausschlaggebend für die Umweltrelevanz der Loose-fill-Packmittel-Nutzung, zum Anderen sind die Emissionen der in diesem Indikator zusammengefassten kanzerogenen Stoffe aufgrund der geringen Frachten für die umweltorientierte Bewertung der Szenarien wenig bedeutsam. Ganz im Gegenteil kommt den Entlastungen durch die Zusatznutzen aus der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel, die bei vier Szenarien zu negativen Einwohnerwerten führen, vom Betrag her eine wesentlich gewichtigere Rolle zu. Hierfür ist vor allem die Endenergiemenge verantwortlich, die aus den Loose-fill-Packmitteln bei deren Entsorgung gewonnen werden kann. Eine hochwertige energetisch Verwertung wirkt sich damit sehr positiv auf die Ergebnisse aus. Das Fehlen solcher Zusatznutzen erklärt auch das ungünstigere Abschneiden der Kompostierung (Stärke II). Andererseits sollten aber auch die Entlastungen nicht zu hoch gewertet werden, da diese weniger auf das untersuchte Produktsystem als vielmehr auf den Stand der Energieerzeugung – und dort insbesondere den der Rauchgasreinigung – zurückzuführen sind. Bei Verbesserungen in diesem Bereich würden sich auch die Entlastungen bei diesen Loose-fill-Packmittel-Szenarien reduzieren und sich die Ergebnisse auf niedrigem Niveau weiter angleichen.



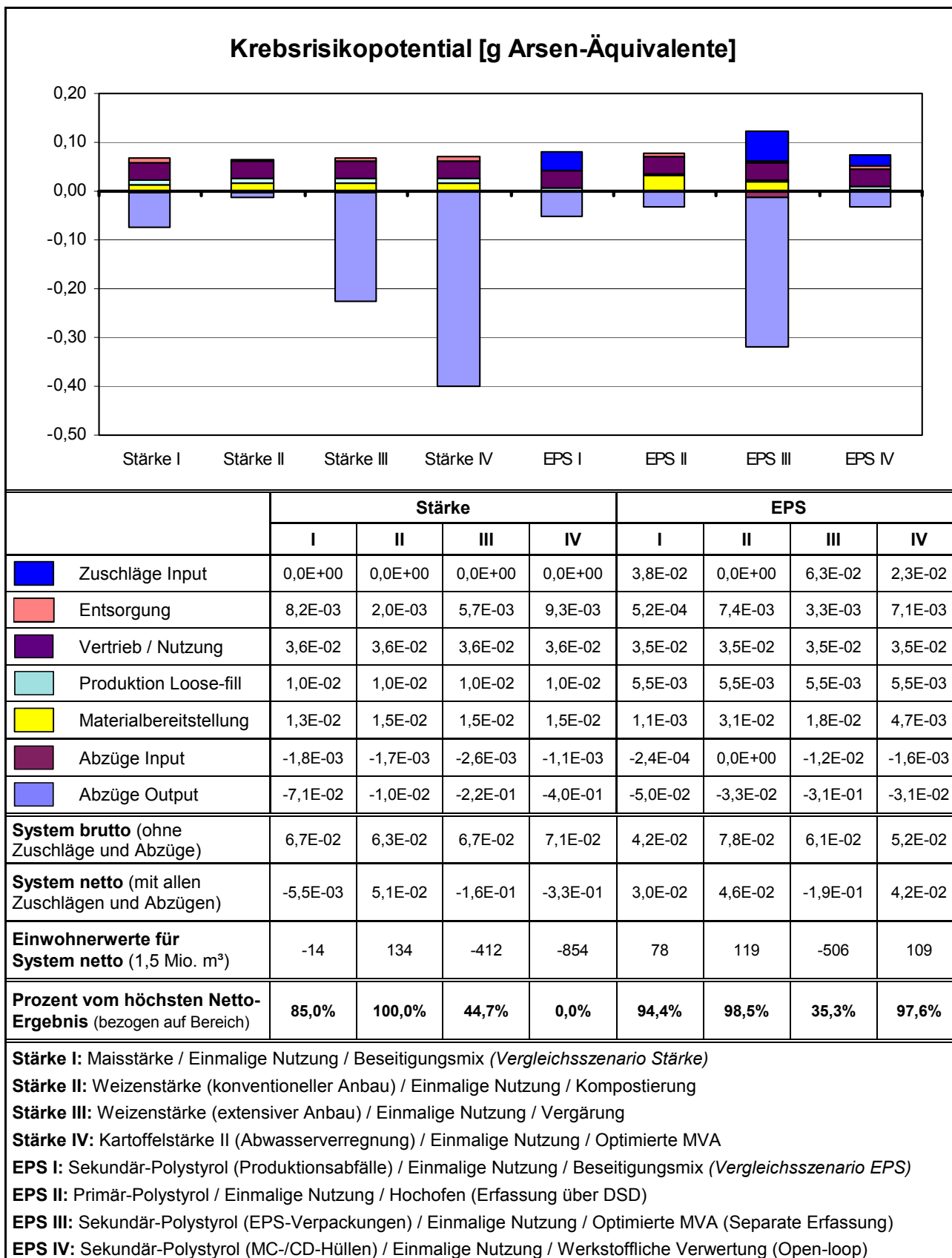


Abbildung 7-15: Beitrag zum Krebsrisikopotential - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

### 7.5.5.3 *Terrestrisches Eutrophierungspotential*

Im terrestrischen Eutrophierungspotential werden die Stickoxid- und Ammoniak-Emissionen zusammengefasst (vgl. Kapitel 5.2.4). Dabei werden die Ammoniak-Emissionen zwar rund 2,5mal so hoch gewichtet, erreichen aber aufgrund der wesentlich geringeren Frachten dennoch nicht die Bedeutung der Stickoxid-Emissionen (vgl. Abbildung 7-32 und Abbildung 7-33). Da Ammoniak-Emissionen nur bei Stärke-Szenarien in relevantem Umfang auftreten – und zwar bei konventioneller Pflanzenproduktion mit Einsatz mineralischer Stickstoff-Dünger (Stärke I, II und IV; vgl. Kapitel 7.5.5.18), unterscheiden sich die Ergebnisse zum terrestrischen Eutrophierungspotential (vgl. Abbildung 7-16) nur an dieser Stelle von den Ergebnissen zu den Stickoxid-Emissionen (vgl. die ausführlichen Erläuterungen in Kapitel 7.5.5.19).

Dies führt dazu, dass sich die Reihenfolge der Stärke-Szenarien verändert und hier das Szenario Stärke III aufgrund des extensiven Pflanzenanbaus zwischen 15 % und 41 % besser abschneidet als die anderen Stärke-Varianten. Ebenfalls zu Verschiebungen kommt es gegenüber den EPS-Szenarien: Hier sind nun nicht mehr die Szenarien EPS I-III im Block ungünstiger als alle Stärke-Szenarien, sondern diese sieben Stärke- und EPS-Szenarien wechseln sich in der Reihenfolge ab, wobei sowohl der höchste als auch der niedrigste Wert auf ein Stärke-Szenario entfällt (Stärke II bzw. Stärke III). Getrennt davon zu sehen ist das deutlich positiver dastehende Szenario EPS IV, das insgesamt sogar mit geringen Entlastungen einhergeht. Zurückzuführen ist dies auf die geringen Zuschläge Input für die im Produktsystem verwerteten CD- und MC-Hüllen sowie die hohen Abzüge Output für die Bereitstellung von Sekundär-Polystyrol.

Die spezifischen Beiträge bewegen sich beim terrestrischen Eutrophierungspotential mit Einwohnerwerten zwischen -189 und 2.977 im Vergleich zu den Maxima der anderen Indikatoren zwar etwas unter dem Durchschnitt (vgl. Kapitel 7.5.4.1), aufgrund der großen Bedeutung (Rang B) dieses Indikators ist dieser bei einer umweltbezogenen Bewertung der Szenarien dennoch mit an vorderster Stelle zu berücksichtigen. Verantwortlich für den niedrigsten Wert ist das Szenario EPS IV; die anderen Szenarien kommen minimal auf 1.673 (Stärke III), was bereits einem Einsparpotential von rund 40 % entspricht. Die Beträge sind damit niedriger als bei den Stickoxid-Emissionen; bei den drei Stärke-Szenarien I, II und IV liegen sie geringfügig, beim Szenario Stärke III erheblich höher als bei den Ammoniak-Emissionen.

Insgesamt kann anhand dieser Ergebnisse nicht behauptet werden, dass entweder die Stärke- oder die EPS-Szenarien prinzipiell besser abschneiden würden. Bis auf Szenario EPS IV bewegen sich die anderen Szenarien materialunabhängig im gleichen Bereich – und Ersteres stellt einen Extremfall dar, der so nicht verallgemeinerbar ist. Andererseits können aus den Ergebnissen aber durchaus Strategien zur Reduzierung beim terrestrischen Eutrophierungspotential abgeleitet werden: Bei den Stärke-Szenarien wirkt sich besonders der extensive Anbau der Stärke-Pflanzen positiv aus, bei den EPS-Szenarien vor allem der Einsatz von Polystyrol-Abfällen - insbesondere dann, wenn diese anderweitig nur geringwertig genutzt würden - sowie die werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel. Die energetische Verwertung verhält sich dagegen eher neutral: Dabei entstehen einerseits Stickoxid-Emissionen, andererseits werden in einer ähnlichen Größenordnung für die Strom- und Wärmebereitstellung Abzüge Output gegengerechnet.

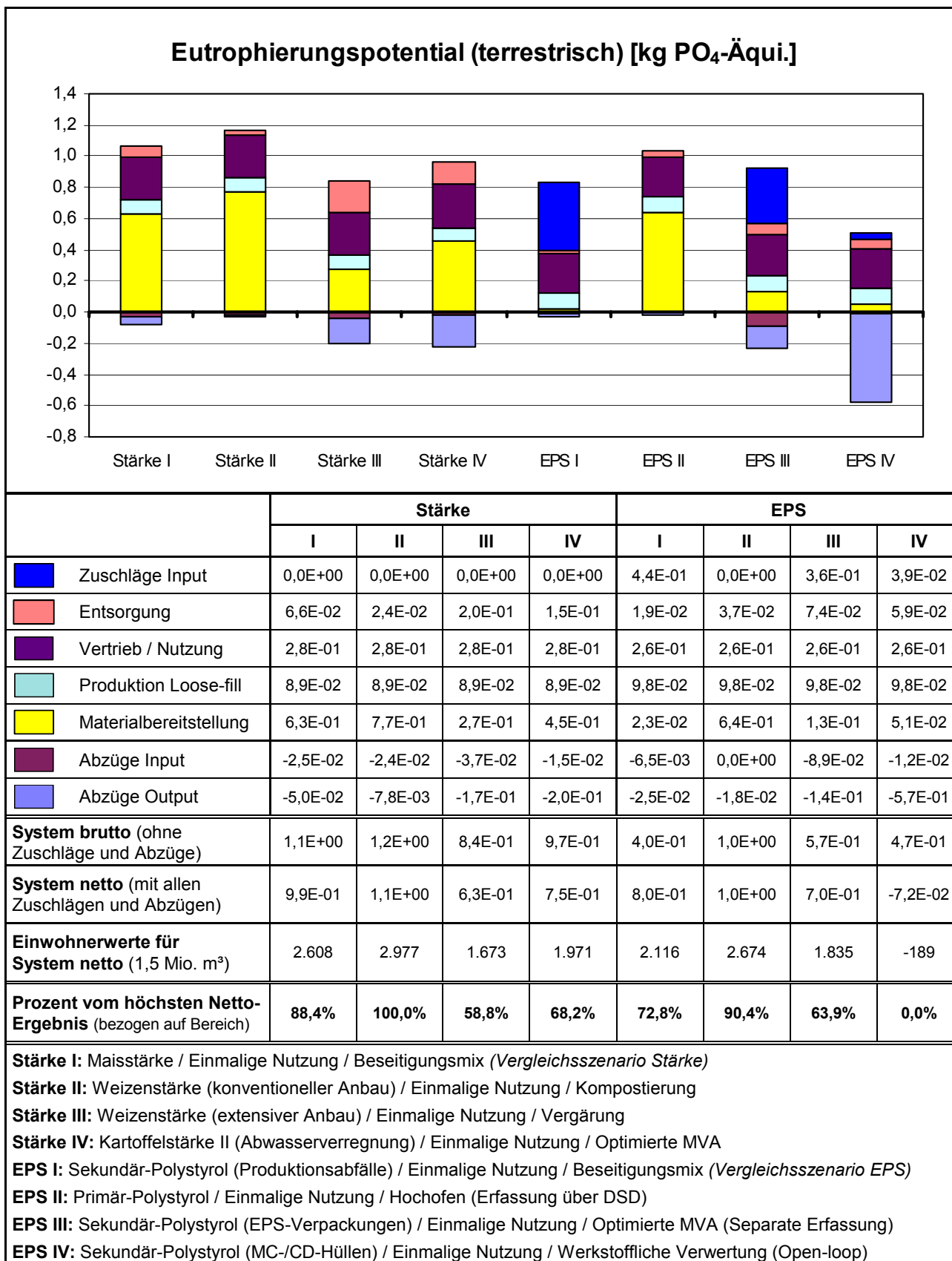


Abbildung 7-16: Beitrag zum Eutrophierungspotential (terrestrisch) - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup>*)

#### 7.5.5.4 Versauerungspotential

Das Versauerungspotential (vgl. Abbildung 7-17) errechnet sich vor allem aus den Emissionen an Ammoniak (vgl. Abbildung 7-32) und Stickoxiden (vgl. Abbildung 7-33), aus denen sich auch das terrestrische Eutrophierungspotential (vgl. Abbildung 7-16) zusammensetzt, sowie den Schwefeldioxid-Emissionen (vgl. Abbildung 7-30). Verrechnet werden diese über die in Kapitel 5.2.5 angegebenen SO<sub>2</sub>-Äquivalenzfaktoren. Da diese wesentlichen Säurebildner auch einzeln sowie teilweise im Zusammenhang mit dem terrestrischen Eutrophierungspotential besprochen werden, finden sich dort Detailinformationen (vgl. Kapitel 7.5.5.16, 7.5.5.18, 7.5.5.19 und 7.5.5.3).

Das Versauerungspotential setzt sich größtenteils aus der Materialbereitstellung sowie den Zuschlägen Input und Abzügen Output zusammen. Bei den EPS-Szenarien hat dabei die Bereitstellung von Primär-Polystyrol aufgrund der verhältnismäßig hohen damit verbundenen Beiträge den größten Einfluss auf die Ergebnisse (EPS II) – und dies auch indirekt über die Zuschläge Input bei den Szenarien EPS I und EPS III sowie über die Abzüge Output bei der im Szenario EPS IV modellierten werkstofflichen Verwertung (vgl. Kapitel 7.3). Insgesamt stimmen die positiv gezählten Lebenswegbereiche (Brutto-Ergebnisse zuzüglich Zuschläge Input) weitgehend mit den Ergebnissen zum terrestrischen Eutrophierungspotential überein. Veränderungen ergeben sich lediglich dadurch, dass auf der einen Seite Transporte und damit besonders die Vertriebs- und Nutzungsphase relativ geringe Schwefeldioxid-Emissionen aufweisen und damit deren Anteil zurückgeht. Auf der anderen Seite führen die vor allem aus der Energiebereitstellung kommenden Schwefeldioxid-Emissionen dazu, dass insbesondere der Anteil der Materialbereitstellung und der Produktion der Loose-fill-Packmittel mehr Gewicht bekommt. Diese Veränderungen haben jedoch nur geringen Einfluss auf die Reihenfolge der Szenarien. Sehr deutlich wirkt sich dagegen aus, dass die Abzüge Output bei denjenigen Szenarien, in denen die Loose-fill-Packmittel energetisch verwertet werden (Stärke III und IV; EPS III), aufgrund der Schwefeldioxid-Emissionen aus der gegengerechneten Energiebereitstellung (vgl. Kapitel 5.1.2) wesentlich zunehmen. Diese Abzüge erreichen damit anders als beim terrestrischen Eutrophierungspotential nahezu eine ähnliche Größenordnung wie bei der werkstofflichen Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel (EPS IV).

Am besten schneidet danach auch hier das Szenario EPS IV mit einer Entlastung von -354 Einwohnerwerten ab. Ursächlich dafür sind die geringen Zuschläge Input für die zum Abfall gewordenen MC- und CD-Hüllen, die andernfalls nur sehr geringwertig beseitigt werden würden, sowie die auf der anderen Seiten stehenden Abzüge Output, die sich für die Bereitstellung hochwertigen Sekundär-Polystyrols ergeben (vgl. Kapitel 7.3.1.6.4). Alle anderen Szenarien weisen mit Einwohnerwerten zwischen 1.106 und 2.952 deutlich höhere spezifische Beiträge auf. Am ungünstigsten präsentiert sich das Szenario EPS II aufgrund der Verwendung von Primär-Polystyrol; aber auch der Ersatz von Reduktionspotential im Hochofen (vgl. Kapitel 5.1.2.5) bringt kaum Abzüge Output und wirkt sich damit nicht positiv auf die Ergebnisse aus; andererseits schlägt aber die Entsorgung im Hochofen auch nicht negativ zu Buche. Besser stehen dagegen die Szenarien dar, die energetische Zusatznutzen aus der Entsorgung aufweisen können: Die Abzüge Output führen bei den Stärke-Szenarien dazu, das Stärke III (Vergärung) und Stärke IV (Optimierte Müllverbrennung) wesentlich besser abschneiden als die beiden anderen Stärke-Varianten; dazu trägt auch bei, dass die Materialbereitstellung aufgrund der extensiven Landbewirtschaftung

(Stärke III) bzw. der mit einem geringeren Energieaufwand einhergehenden Kartoffelstärke-Bereitstellung (Stärke IV) günstiger ist (vgl. Kapitel 7.4.1). Dies führt auch dazu, dass diese beiden Stärke-Szenarien bis zu 55,8 % und minimal um 33,9 % deutlich besser sind als die EPS-Szenarien I-III. Die ungünstigsten Netto-Ergebnisse errechnen sich für das EPS-Szenario I, auf das mit einem relativ geringen Abstand von 5,7 % das Szenario Stärke II folgt, dass vor allem aufgrund der fehlenden Zusatznutzen der Kompostierung so ungünstig ist. Die beiden Szenarien mit Entsorgung über den bundesdeutschen Beseitigungsmix (Stärke I bzw. EPS I) weisen dagegen bereits gegenüber EPS I um rund 20 % niedrigere, relativ nahe beieinander liegende Netto-Ergebnisse auf. Noch einmal besser schneidet das EPS-Szenario III aufgrund der Zusatznutzen aus der energetischen Verwertung ab. Damit ergibt sich auch an dieser Stelle kein prinzipieller Vorteil einer Rohstoff-Art; es zeigen sich jedoch mehrere, oben beschriebene Ansatzpunkte für erhebliche Optimierungen.

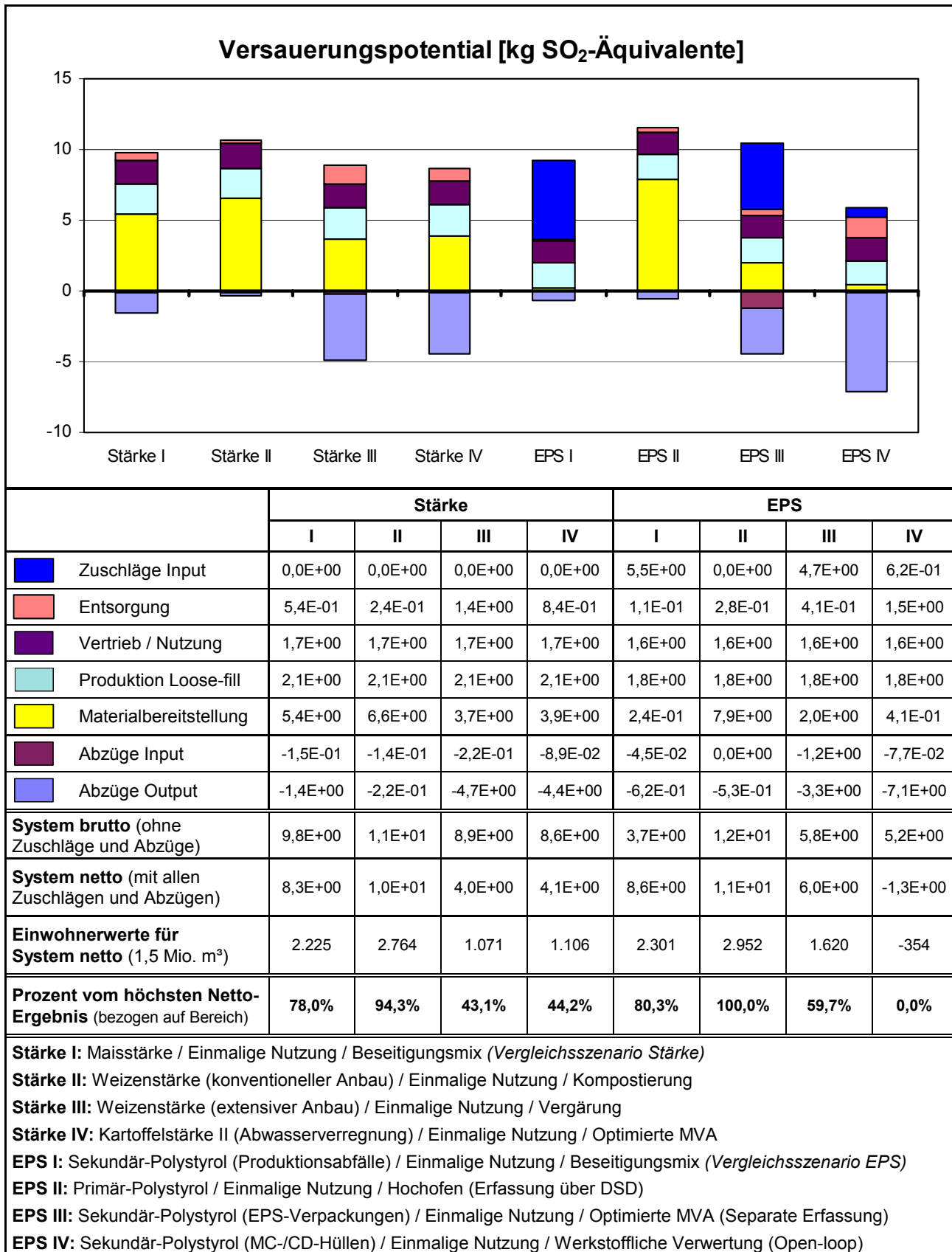


Abbildung 7-17: Beitrag zum Versauerungspotential - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup>*)

#### 7.5.5.5 Dieselpartikel-Emissionen

Die spezifischen Beiträge bei den Dieselpartikel-Emissionen (Rang B: große Bedeutung) variieren zwischen 4.114 und 6.809 Einwohnerwerten und liegen damit relativ hoch (vgl. Abbildung 7-18 und Kapitel 7.5.4.1). Dabei sind die EPS-Szenarien netto um mindestens 7 % bis maximal 40 % besser als die Stärke-Szenarien. Die Differenz der Netto-Ergebnisse innerhalb der Stärke-Szenarien liegt bei rund 24 %, bei den EPS-Szenarien bei etwa 14 %. Dominiert werden die Ergebnisse durch die Dieselpartikel-Emissionen in der Vertriebs- und Nutzungsphase, die in materialgleichen Szenarien jeweils identisch sind. Auf diesen Lebenswegabschnitt entfallen bei den Stärke-Szenarien zwischen 57 % und 73 %, bei den EPS-Szenarien etwa 82 % bis 95 % der Brutto-Ergebnisse. Hierbei wirken sich vor allem die Transporte zwischen dem Packmittel-Produzenten und deren Anwender aus (vgl. Kapitel 6.4.4), die volumenbeschränkt sind, d.h. bei denen nicht die gewichtsbezogene Auslastung der Lastkraftwagen, sondern das Packmittelvolumen die Transportkapazität begrenzt (vgl. Kapitel 6.6.1), während der Einsatz als Transportverpackung aufgrund der gewichtsbezogenen Allokation zwischen den Loose-fill-Packmitteln und dem Transportgut (vgl. Kapitel 6.4.6) in geringerem Umfang zu Buche schlägt. Insgesamt ergeben sich deshalb zwischen den Stärke- und EPS-Szenarien in der Nutzungs- und Vertriebsphase nur relativ geringe Unterschiede von rund 4 %.

Da sich aus diesen Transporten keine Unterschiede zwischen den Stärke- und den EPS-Szenarien ergeben, sind diese auf weitere Lebenswegabschnitte zurückzuführen. Hier wirken sich vor allem Dieselpartikel-Emissionen im Bereich der Materialbereitstellung differenzierend aus, die bei den Stärke-Szenarien in erster Linie auf Feldarbeiten (vgl. Kapitel 7.4.1.7.5) zurückgehen, während sich bei den EPS-Szenarien Transporte im Zusammenhang mit der Aufbereitung der Polystyrol-Abfälle als ausschlaggebend erweisen (vgl. Kapitel 7.3.1.6.5). Auch die Abzüge Input bei den Stärke-Szenarien gehören zu diesem Bereich: Zurückzuführen sind sie auf andernfalls notwendige Feldarbeiten bei der Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen als Grünbrache, die aufgrund der Nutzung dieser Flächen für den Anbau der Stärkepflanzen entfallen. Ähnlich gilt dies für Szenario EPS III, wo über die Verwertung gebrauchter EPS-Verpackungen im Produktsystem in größerem Umfang Transporte im Zusammenhang mit einer alternativen Entsorgung vermieden werden. Weiterhin relevant sind Transporte im Zusammenhang mit der Entsorgung der gebrauchten Loose-fill-Packmittel (vgl. Kapitel 7.3.3.6.5 und 7.4.3.6.5), die in Abhängigkeit von den dafür angenommenen Transportentfernungen unterschiedlich ausfallen.

Der wesentliche Ansatzpunkt für umweltbezogene Optimierungen liegt hier deshalb neben einer Reduzierung der Transportentfernungen - insbesondere derjenigen zwischen dem Loose-fill-Packmittel-Produzenten und dem Anwender - und dem Umstieg auf umweltverträglichere Transportmittel in erster Linie in einer Reduzierung der mit den LKW-Transporten einhergehenden Emissionen. Die weiter zunehmenden gesetzlichen Anforderungen an die Abgaswerte und die seit kurzem verfügbaren, sehr effektiven Partikelfilter für Dieselmotoren sollten dazu führen, dass die Emissionen bereits in wenigen Jahren bei allen Szenarien deutlich zurückgehen und dieser Indikator an Bedeutung verliert. Würden entsprechende Abgasreinigungsverfahren auch bei den in der Landwirtschaft eingesetzten Fahrzeugen weite Verbreitung finden, würde zudem eine Angleichung der EPS- und Stärke-Szenarien auf niedrigem Niveau möglich sein. Bis es jedoch soweit ist, schneiden die EPS-Szenarien noch besser ab.

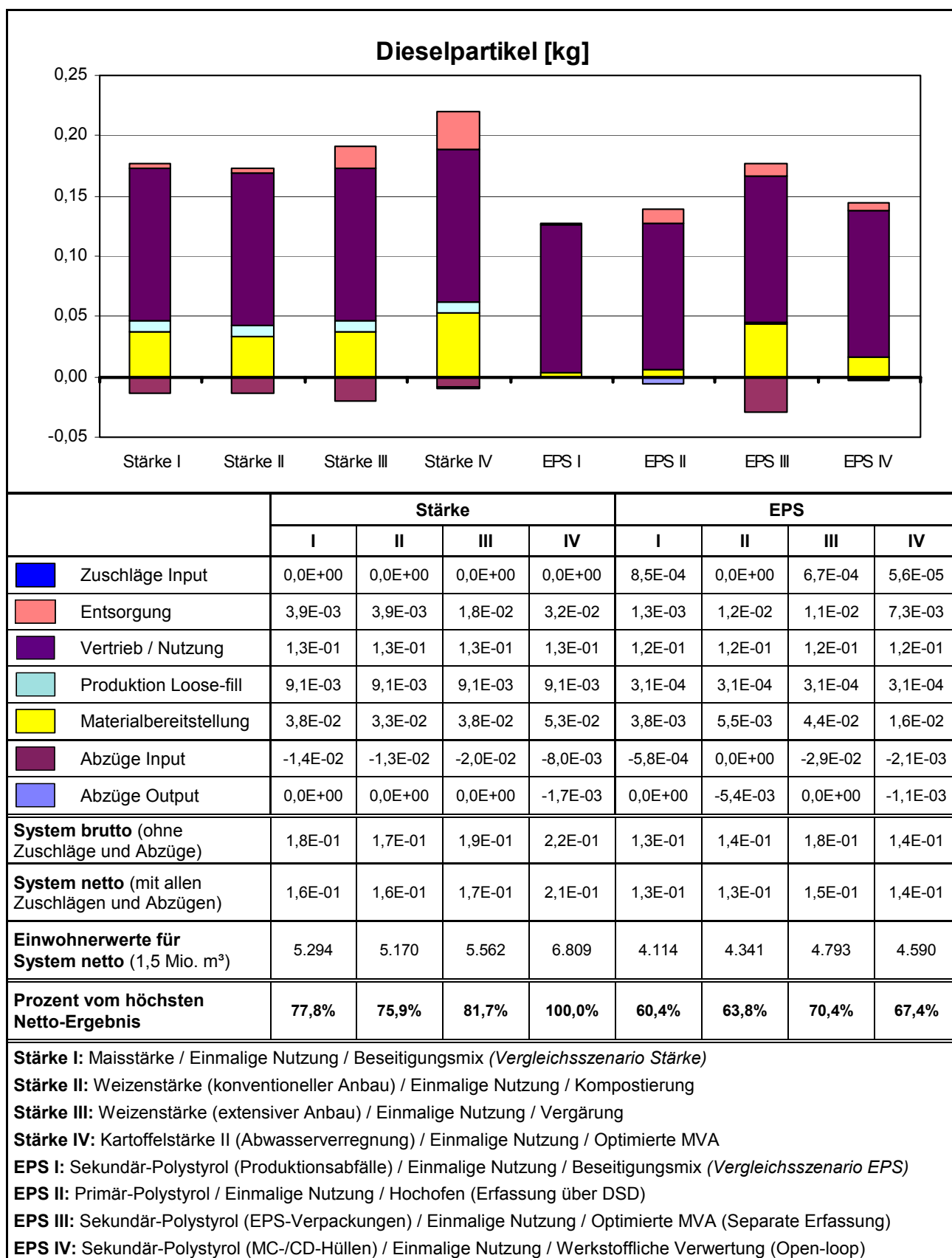


Abbildung 7-18: Dieselpartikel - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)



### 7.5.5.6 Naturraumbeanspruchung

#### Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII): Deponiefläche

Die Inanspruchnahme von Deponieflächen schwankt zwischen den verschiedenen Szenarien erheblich (vgl. Abbildung 7-19). Abhängig sind die Ergebnisse dabei vor allem vom Entsorgungsverfahren sowie von den Abzügen Input bei den Sekundär-EPS-Szenarien, die sich dadurch ergeben, dass Polystyrol-Abfälle im Produktsystem verwertet werden, die andernfalls teilweise deponiert würden (vgl. Kapitel 7.3.1.6.6). Am ungünstigsten schneiden dabei die Szenarien ab, bei denen vom deponielastigen bundesdeutschen Beseitigungsmix (Stärke I bzw. EPS I) sowie von der rohstofflichen Verwertung (EPS II) ausgegangen wird. Im zweiten Fall ist es nicht das Verwertungsverfahren selbst, das zu den höheren Werten führt, sondern der Umstand, dass rund ein Drittel der Loose-fill-Packmittel-Abfälle aussortiert wird bzw. als Aufbereitungsabfall bei der Agglomeration anfällt und dann ebenfalls über den Beseitigungsmix entsorgt und damit zu 70 Gew.-% deponiert wird (vgl. Kapitel 6.5.5.2 sowie die Auswertungen in Kapitel 7.3.3.6.6 und 7.4.3.6.6). Aufgrund der höheren Schüttdichte und einer damit dreimal so großen zu deponierenden Abfallmenge schneidet Stärke I am ungünstigsten ab – gefolgt mit bereits großem Abstand von EPS I. Dies gilt selbst dann noch, wenn man annimmt, dass sich der Deponieflächenbedarf beim Stärke-Szenario mittelfristig aufgrund der biologischen Abbaubarkeit auf 50 % reduziert (vgl. Kapitel 6.5.7.3). In allen anderen Fällen, d.h. wenn keine Loose-fill-Packmittel deponiert werden, ist der Beitrag des Brutto-Lebensweges nahe Null. Deshalb wirken sich besonders bei den Szenarien EPS III und EPS IV die im Vergleich dazu recht hohen Abzüge Input aus und führen zu bedeutsamen Entlastungen bei der Deponieflächeninanspruchnahme.

Der spezifische Beitrag aller Szenarien liegt deutlich unter einem Betrag von einem Einwohnerwert. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei der Berechnung von Einwohnerwerten zur Naturraumbeanspruchung standardmäßig unabhängig von der Flächenkategorie die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland als Normierungsgröße verwendet wird, um so einen Vergleich über alle Kategorien der Naturraumbeanspruchung hinweg durchführen zu können. Zieht man jedoch als Bezugsgröße den jährlichen Deponieflächenbedarf in Deutschland heran (vgl. Kapitel 7.3.1.6.6), so reichen die wesentlich höheren Einwohnerwerte von recht beachtlichen Entlastungen bis zu –2.686 bis zu relativ hohen spezifischen Beiträgen von 9.020 beim Szenario Stärke I (vgl. Tabelle 7-24).

Damit zeigen die Ergebnisse deutlich, dass eine Abkehr von der Deponierung unabhängig von der Rohstoffart zu deutlichen Verbesserungen führt und den Deponieflächenbedarf auf nahe Null absenken oder sogar zu Entlastungen führen kann. Bei den Stärke-Szenarien sind dabei die Kompostierung, die Vergärung und die Verbrennung nahezu gleichwertig, bei den EPS-Szenarien die rohstoffliche Verwertung (dann wenn die Sortier- und Aufbereitungsabfälle auf nahe Null reduziert oder energetisch verwertet werden), die Verbrennung und die werkstoffliche Verwertung. Aufgrund der Möglichkeit der werkstofflichen Verwertung von Polystyrol-Abfällen im Produktsystem können bei den EPS-Szenarien anders als bei den Stärke-Szenarien über die Abzüge Input (Deponieflächen, die aufgrund der Verwertung im Produktsystem nicht mehr benötigt werden) auch Entlastungen erreicht werden.

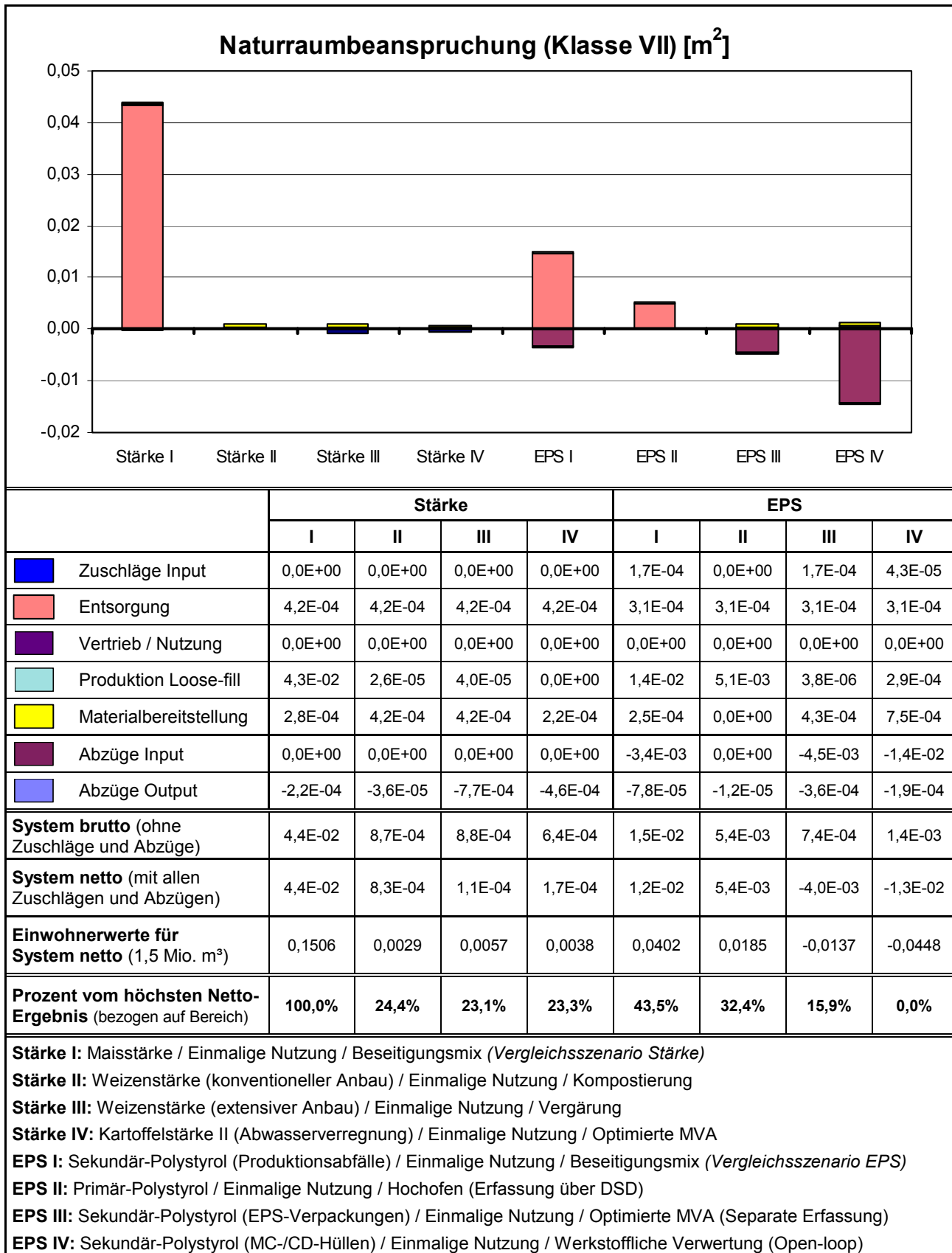


Abbildung 7-19: Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII) - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup>*)

### Naturraumbeanspruchung (Kategorie VI): Konventionell landwirtschaftlich genutzte Fläche

Die in Abbildung 7-20 dargestellten Ergebnisse zur Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI streichen einen wesentlichen Unterschied zwischen den Stärke- und den EPS-Szenarien heraus: Während die landwirtschaftliche Produktion der nachwachsenden Rohstoffe in ausgedehnterem Umfang auf die intensive Nutzung größerer Flächen angewiesen ist, sind mit den EPS-Szenarien keine entsprechenden Naturraumbeanspruchungen verbunden. Aber auch das Szenario Stärke III, bei dem von einem extensiven Anbau von Weizen ausgegangen wird, weist hier einen Null-Wert auf, benötigt dafür aber größere Flächen in Natürlichkeitsklasse IV. Da diese Unterschiede zwischen den Stärke-Szenarien bereits ausführlich im Kapitel 7.4.1.7.6 diskutiert werden und sich zudem anschließend noch eine kurze Gesamtschau zu allen bei der Untersuchung betrachteten Naturraumkategorien findet, gehen wir hier nicht weiter auf die Ergebnisse ein. Anmerken möchten wir an dieser Stelle lediglich noch, dass die für die landwirtschaftliche Flächennutzung errechneten Einwohnerwerte insbesondere dann, wenn man diese auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in Deutschland bezieht, mit zu den höchsten spezifischen Beiträgen gehören (vgl. Tabelle 7-24 und Kapitel 7.5.4.1).

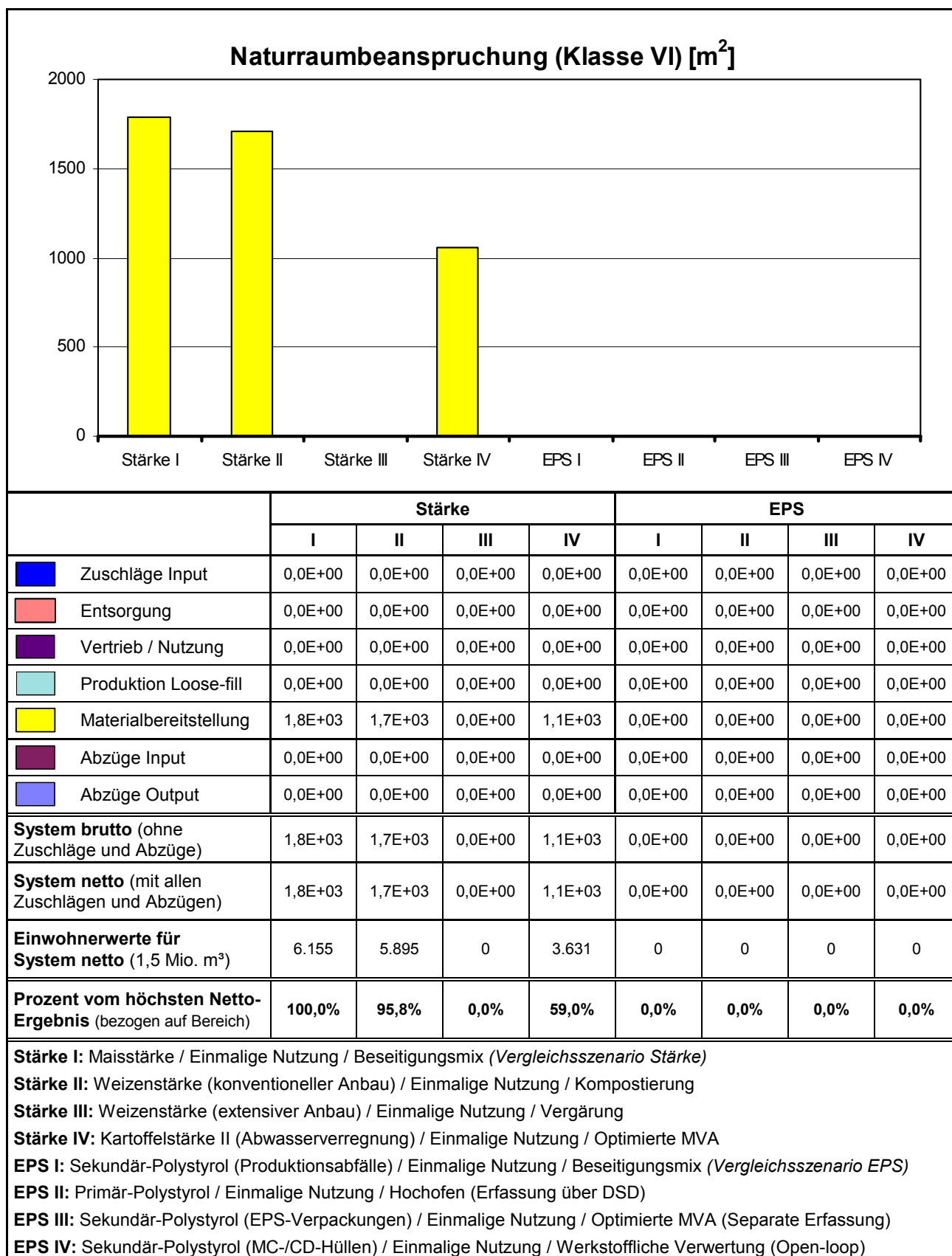


Abbildung 7-20: Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VI) - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup>*)

Naturraumbeanspruchung: Gesamtbetrachtung über alle genutzten Flächenkategorien

Die folgende tabellarische Darstellung (Tabelle 7-23) fasst die Ergebnisse zur Naturraumbeanspruchung, die sich beim Vergleich von Stärke- und EPS-Szenarien ergeben, in absoluten Werten zusammen. In der daran anschließenden Tabelle 7-24 werden die normierten Ergebnisse als Einwohnerwerte dargestellt; um dabei den Einfluss der Bezugsgröße deutlich zu machen, erfolgt die Angabe sowohl auf die Landwirtschaftsfläche bzw. den jährlichen Deponieflächenbedarf bezogen als auch auf die bundesdeutsche Gesamtfläche. In beiden Tabellen wird zwischen den Flächenkategorien IV bis VI unterschieden (vgl. Kapitel 5.2.7). Die Anbauflächen für Mais, Kartoffeln und konventionell produziertem Weizen entsprechen der Natürlichkeitsklasse VI, die der Grünbrache der Natürlichkeitsklasse V und die des extensiven Weizenanbaus der Natürlichkeitsklasse IV. In der Natürlichkeitsklasse VII finden sich versiegelte oder sehr lange Zeit degradierte Flächen (entspricht hier Deponieflächen). Dass sich für die Grünbrache (Natürlichkeitsklasse V) durchgehend negative Werte ergeben, ist auf folgenden Umstand zurückzuführen: Wir gehen davon aus, dass für den Anbau der Stärke-Pflanzen Flächen genutzt werden, die andernfalls stillgelegt sind und als Grünbrache bewirtschaftet werden (vgl. Kapitel 6.1.1). Je nach Anbauintensität werden damit Flächen der Natürlichkeitsklasse V (Grünbrache) bei konventionellem Pflanzenbau in Flächen der Natürlichkeitsklasse VI, bei extensivem Anbau (Stärke III) in Flächen der Natürlichkeitsklasse IV umgewandelt.

Deutlich geht aus diesen beiden Tabellen noch einmal hervor, dass die Verwendung von EPS-Loose-fill-Packmitteln insbesondere dann, wenn Sekundär-Polystyrol im System eingesetzt wird und dies mit einem Entsorgungsverfahren gekoppelt wird, welches eine Deponierung der EPS-Loose-fill-Packmittel vermeidet, zu Entlastungen bei der Naturraumbeanspruchung führen kann (EPS III und EPS IV). Wird dagegen auf den nachwachsenden Rohstoff Stärke gesetzt, so werden absolut gesehen weit größere Fläche für die Produktion der nachwachsenden Rohstoffe benötigt, die auch mit deutlich höheren Einwohnerwerten einhergehen. Die spezifischen Beiträge im Bereich der landwirtschaftlichen Flächennutzung liegen in allen Fällen deutlich über den Einwohnerwerten, die sich für den Deponieflächenbedarf bei akzeptablen Entsorgungsverfahren ergeben. Zu letzteren zählt nicht die Deponierung der Loose-fill-Packmittel und damit der aktuelle bundesdeutsche Beseitigungsmix.

Wie der Befund des höheren Flächenbedarfs bei den Stärke-Szenarien zu werten ist, hängt davon ab, wie die Verfügbarkeit landwirtschaftlicher Flächen sowie der Unterschied zwischen Flächen der Natürlichkeitsklasse VI und IV eingeschätzt wird. Stehen genügend Flächen zur Verfügung, wie dies der Fall ist, wenn nur die Produktion der Stärke-Loose-fill-Packmittel interessiert, so geht das Szenario Stärke III, in dem der extensive Anbau von Weizen untersucht wird, mit einer deutlichen Aufwertung landwirtschaftlicher Flächen einher und ist angesichts der hohen Einwohnerwerte besser zu beurteilen als die EPS-Szenarien. Stehen landwirtschaftliche Nutzflächen beispielsweise aufgrund einer Konkurrenz unterschiedlicher nachwachsender Rohstoffe dagegen nicht ausreichend zur Verfügung, so würde diese Wertung anders ausfallen. Unabhängig von dieser Frage, die je nach Rahmenbedingungen und subjektiven Einschätzungen anders beurteilt werden wird, sind über einen extensiven Kartoffelanbau bereits weitreichende Optimierungen möglich, da dieser kaum mehr Fläche als der konventionelle Anbau erfordert (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9).

Tabelle 7-23: Ergebnisse zur Naturrauminanspruchnahme (in m<sup>2</sup> je Natürlichkeitsklasse)

Natürlich- keits- klasse	Stärke- Szenarien				EPS-Szenarien			
	Stärke I	Stärke II	Stärke III	Stärke IV	EPS I	EPS II	EPS III	EPS IV
IV	0,000	0,000	2.584,865	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
V	-1.786,113	-1.710,573	-2.584,865	-1.053,523	0,000	0,000	0,000	0,000
VI	1.786,113	1.710,573	0,000	1.053,523	0,000	0,000	0,000	0,000
VII	0,044	0,001	0,000	0,000	0,012	0,005	-0,004	-0,013

Tabelle 7-24: Ergebnisse zur Naturrauminanspruchnahme (in Einwohnerwerten)

Natürlich- keits- klasse	Stärke- Szenarien				EPS-Szenarien			
	Stärke I	Stärke II	Stärke III	Stärke IV	EPS I	EPS II	EPS III	EPS IV
IV*	0 (0)	0 (0)	18.268 (8.700)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
V*	-12.925 (-6.155)	-12.378 (-5.895)	-18.268 (-8.700)	-7.624 (-3.631)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
VI*	12.925 (6.155)	12.378 (5.895)	0 (0)	7.624 (-3.631)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
VII**	9.020 (0,151)	172 (0,003)	23 (0,006)	36 (0,004)	2.405 (0,040)	1.107 (0,018)	-821 (-0,014)	-2.686 (-0,045)

\* Bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland

\*\* Bezogen auf die jährlich in Deutschland benötigte Deponiefläche

() Werte in Klammern bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands

### 7.5.5.7 Ozonbildungspotential und N-korrigiertes Ozonbildungspotential

#### Ozonbildungspotential (POCP)

Anders als bei fast allen bisher behandelten Indikatoren zeigen sich beim Ozonbildungspotential, in dem die Emissionen an leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen zu Ethen-Äquivalenten zusammengefasst werden (vgl. Kapitel 5.2.3), deutliche materialabhängige Unterschiede zwischen den Stärke- und den EPS-Szenarien. Während sich die spezifischen Beiträge bei den Stärke-Szenarien zwischen 793 und 1.717 Einwohnerwerten bewegen, liegen diese bei den EPS-Szenarien um rund das Zehnfache höher bei 16.332 bis 17.795 und erreichen damit die höchsten Werte der in die Ränge A-C (sehr große bis mittlere Bedeutung) eingestuften Indikatoren (vgl. Abbildung 7-21 und Kapitel 7.5.4.1). Dabei entfallen bei den EPS-Szenarien rund 95 % des Beitrags zum Ozonbildungspotential auf die Produktion der Loose-fill-Packmittel, wobei dabei die Treibmittel-Emissionen (Pentan, Butan) eindeutig überwiegen und damit diesen Vergleich nahezu ausschließlich bestimmen. Dabei beruht dieses Ergebnis auf der Annahme, dass die Treibmittel vollständig im Bereich der Loose-fill-Packmittel-Produktion wieder freigesetzt werden. (vgl. Kapitel 7.3.1.6.7).

Alle anderen Beiträge sind demgegenüber zu vernachlässigen. Eine Annäherung zwischen den beiden Loose-fill-Packmittel-Varianten ist folglich möglich, wenn der Beitrag der EPS-Treibmittel zum Ozonbildungspotential deutlich abgesenkt wird. Dazu kommen prinzipiell zwei Vorgehensweisen in Betracht: Der Einsatz alternativer Treibmittel, die

nicht zur Ozonbildung beitragen, oder die Rückhaltung bzw. Vernichtung der als Treibmittel eingesetzten leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe mittels einer dafür geeigneten Abgasreinigung (vgl. dazu die tiefer gehende Diskussion in Kapitel 7.3.1.6.7). Das Zustandekommen der deutlich geringeren Beiträge zum Ozonbildungspotential bei den Stärke-Szenarien wird im ersten Auswertungsschritt erläutert (vgl. Kapitel 7.4.1.7.7 und 7.4.3.6.7), so dass hier auf die entsprechenden Stellen verwiesen wird.

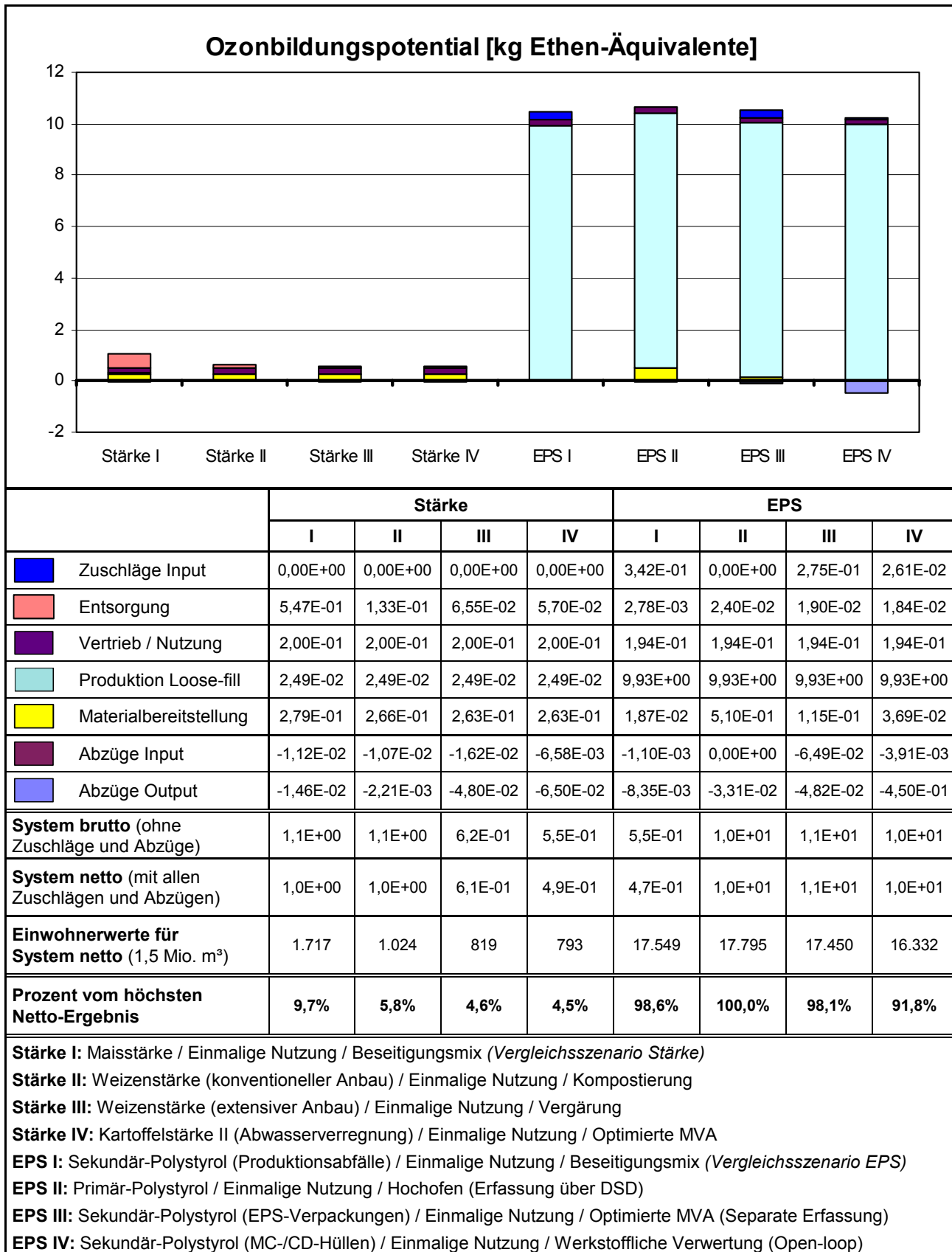


Abbildung 7-21: Beitrag zum Ozonbildungspotential - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)



### N-korrigiertes Ozonbildungspotential (NCPOCP)

Das N-korrigierte Ozonbildungspotential führen wir als Informationsgröße mit, um so zu untersuchen, inwieweit sich die dafür berechneten Ergebnisse von denjenigen zum Ozonbildungspotential unterscheiden und welche Implikationen sich daraus für die weitere Methodikentwicklung ergeben. Dabei werden zusätzlich zu den leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC), die zu Ethen-Äquivalenten verrechnet werden, auch die Stickoxid-Emissionen berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.2.3 sowie die Stickoxid-bezogene Diskussion in Kapitel 7.5.5.7). Entsprechend verändern sich nun auch die Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-22), die eine Zusammenschau aus Abbildung 7-21 (Ozonbildungspotential) und Abbildung 7-33 (Stickoxide) darstellen.

Wenn auch konstant bleibt, dass die Stärke-Loose-fill-Packmittel deutlich günstiger als die EPS-Loose-fill-Packmittel abschneiden, so fallen die Unterschiede dennoch wesentlich geringer aus. Andererseits zeigen sich nun auch größere Differenzen von bis zu über 50 % innerhalb der EPS-Szenarien. Verantwortlich für diese Veränderungen gegenüber dem Ozonbildungspotential ist die Einrechnung der Stickoxid-Emissionen. Dass die  $\text{NO}_x$ -Emissionen im Bereich der Packmittelproduktion relativ gering ausfallen, führt bei einer lebenswegsabschnittsbezogenen Berechnung der NCPOCP-Ergebnisse (vgl. Kapitel 5.2.3) dazu, dass der extrem hohe Beitrag der VOC-Emissionen zwar bei den EPS-Szenarien noch die Ergebnisse dominiert, dabei jedoch auf ein wesentlich niedrigeres Niveau absinkt. Andererseits sind die VOC-Emissionen dort, wo höhere Stickoxid-Emissionen auftreten, relativ gering, so dass die absoluten Werte an diesen Stellen ebenso unter denjenigen der Stickoxid-Emissionen liegen. Bemerkbar machen sich diese beiden Effekte insbesondere bei den spezifischen Beiträgen, die jetzt zwischen 1.466 (Stärke IV) und 5.210 (EPS II) variieren und damit deutlich geringer sind als die Einwohnerwerte beim Ozonbildungspotential; der Höchstwert deckt sich dabei nahezu mit dem Maximum der Stickoxid-Emissionen.

Damit weist zwar auch dieser Indikator noch darauf hin, dass der Hauptansatzpunkt zur Minimierung des Beitrages zur Ozonbildung bei den Treibmittel-Emissionen aus der Herstellung der EPS-Loose-fill-Packmittel liegt, die Eindeutigkeit der Ergebnisse zum Ozonbildungspotential findet sich hier jedoch nicht mehr in diesem Ausmaß wieder. Zudem verringert sich aufgrund der niedrigeren Einwohnerwerte die Bedeutung des (N-korrigierten) Ozonbildungspotential für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien deutlich. Diese Verschiebungen können zu Ergebnissen geführt haben, die vielleicht realitätsgerechter und hilfreicher bei der Maßnahmenfindung sind, eventuell aber auch nicht. Dies hängt sicher auch von der subjektiven Einschätzung dieser Veränderungen ab, wobei sich beispielsweise die Frage stellt, ob die damit einhergehende Relativierung der Bedeutung der Treibmittel-Emissionen tatsächlich gerechtfertigt ist.

Unabhängig von diesen Überlegungen treffen auf den Indikator N-korrigiertes Ozonbildungspotential mehrere Einschränkungen zu, die teilweise bereits im ersten Auswertungsschritt angeschnitten werden (vgl. Kapitel 7.3.1.6.7, 7.3.3.6.7 und 7.4.3.6.7): Das N-korrigierte Ozonbildungspotential (NCPOCP) wird häufig in Ökobilanzen anstelle des Ozonbildungspotentials (POCP) als weiterentwickelter Indikator verwendet, der die Mechanismen der Ozonbildung besser abbilden soll, da neben Emissionen an leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffen zusätzlich Stickoxid-Emissionen berücksichtigt werden. Allerdings wirkt sich die Nichtlinearität der NCPOCP-Berechnung in nicht adäquater Weise auf die Ergebnisse aus; zudem ist die Vorgehensweise nicht für negative Werte geeignet. So errechnen

sich wesentlich andere Ergebnisse, wenn die NCPOCP-Werte nicht für jeden einzelnen Lebenswegabschnitt berechnet und dann aufaddiert werden, sondern aus den Ergebnissen zum Ozonbildungspotential und zu den Stickoxid-Emissionen gebildet werden, die sich für das komplette Szenario ergeben. Im letzten Fall lässt sich zudem dann, wenn sich insgesamt negative Werte für die Stickoxid-Emissionen ergeben, kein NCPOCP-Wert berechnen. Weiterhin ist fraglich, ob der bei der NCPOCP-Berechnung angenommene räumliche Zusammenhang zwischen Emissionen leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe und Stickoxiden angesichts der teilweise sehr groben Auflösung der Sachbilanzdaten tatsächlich gegeben ist. Auch ist zu beachten, dass mit dem NCPOCP-Wert neben dem terrestrischen Eutrophierungspotential und dem Versauerungspotential ein weiterer entscheidender Indikator eingeführt würde, bei dem die Ergebnisse maßgeblich durch die Stickoxid-Emissionen bestimmt werden. Daraus könnten nicht transparente Mehrfachzählungen der Stickoxide resultieren und gleichzeitig wichtige Informationen zu den leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen verborgen bleiben. Deshalb stellt sich grundsätzlich die Frage, ob dann nicht ein Indikator wie das POCP zu bevorzugen ist, der zwar den Ozonbildungsmechanismus nicht exakt abbildet, der aber bezüglich seiner Aussage sehr klar und belastbar und damit gut zu interpretieren ist. Alternativ empfehlen wir ausgehend von der vergleichenden Auswertung von POCP, NCPOCP und Stickoxid-Emissionen die NCPOCP-Berechnung weiterzuentwickeln und bis dahin POCP-Werte in Verbindung mit den Stickoxid-Emissionen für Auswertungen zu verwenden

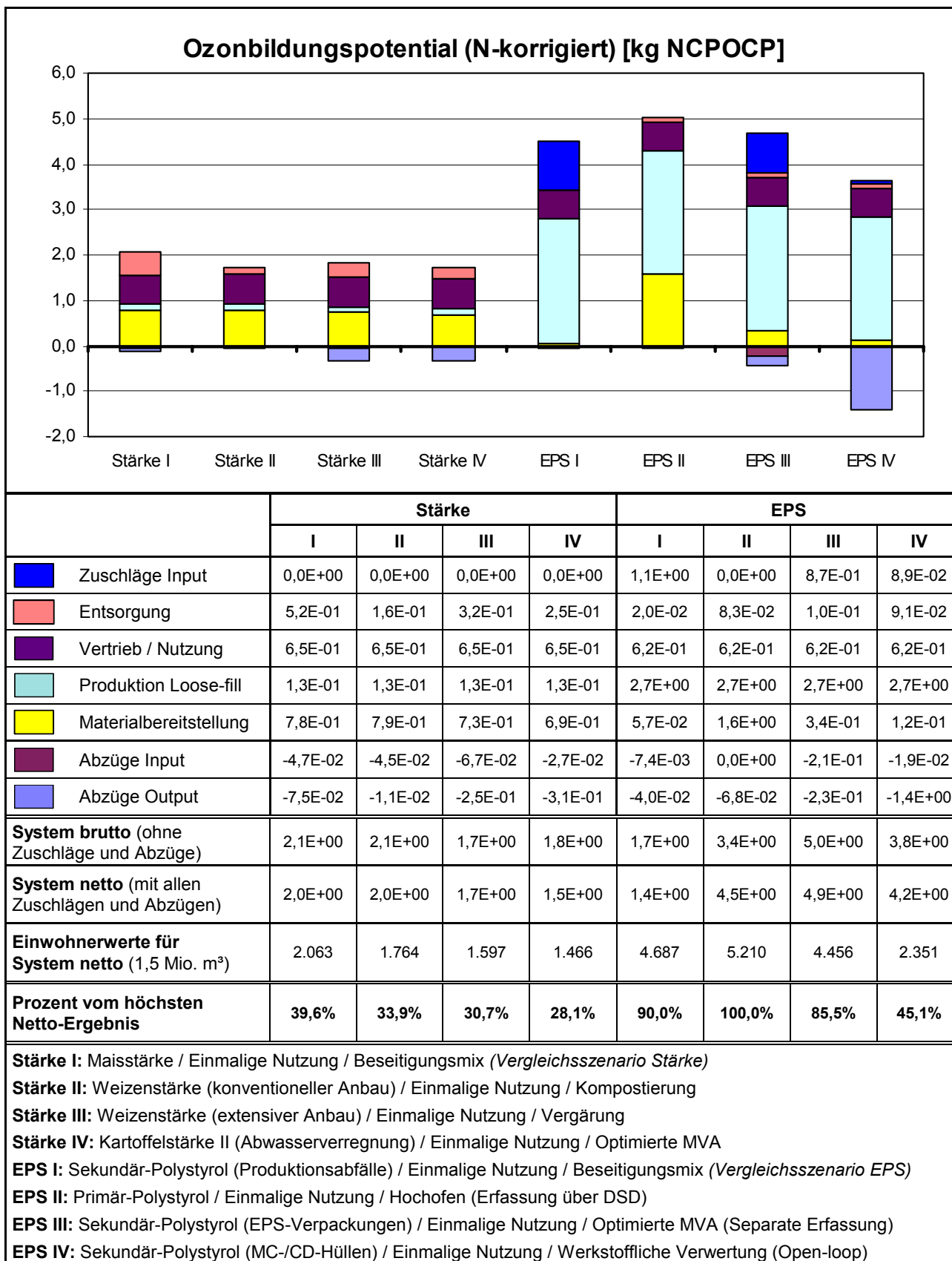


Abbildung 7-22: Beitrag zum N-korrigierten Ozonbildungspotential - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

#### 7.5.5.8 Ozonabbau ( $N_2O$ -Emissionen)

Wie bei den Ammoniak-Emissionen (vgl. Abbildung 7-32) schneiden auch hier die Szenarien, die auf Stärke aus konventionell angebauten Stärke-Pflanzen zurückgreifen, am ungünstigsten ab (Stärke I, II und III; vgl. Abbildung 7-21). Entscheidend sind dabei die biogenen  $N_2O$ -Emissionen aus den ausgebrachten mineralischen Stickstoff-Düngern sowie die  $N_2O$ -Emissionen bei der Herstellung dieser Düngemittel (vgl. Kapitel 7.4.1.7.8). Deshalb stellen sich diese drei Stärke-Szenarien im Vergleich zu den EPS-Szenarien, bei denen direkt mit dem Lebensweg der Loose-fill-Packmittel nur vernachlässigbare geringe  $N_2O$ -Emissionen verbunden sind, mit Einwohnerwerten von 1.594 bis zum recht hohen Wert von 5.599 deutlich ungünstiger dar. Eine Ausnahme bildet dagegen das Szenario Stärke III, bei dem von einem extensiven Weizenanbau ausgegangen wird, der ohne mineralische Stickstoff-Düngung auskommt. Mit einem Einwohnerwert von 132 fällt es in den Bereich der EPS-Szenarien, der von -394 (EPS III) bis 222 (EPS IV) reicht und belegt damit, dass diese Unterschiede nicht zwangsläufig materialbedingt sind. Dabei wirken sich besonders bei den Szenarien Stärke III und Stärke IV sowie dem insgesamt mit einer Entlastung verbundenen Szenario EPS III die Abzüge Output deutlich auf die Ergebnisse aus. Zurückzuführen sind diese auf die energetischen Zusatznutzen der in diesen Szenarien betrachteten Entsorgungsverfahren, aufgrund derer  $N_2O$ -Emissionen aus der konventionellen Strom- und Wärmeerzeugung vermieden werden (vgl. Kapitel 7.3.3.6.8 und 7.4.3.6.8).

Damit kristallisieren sich drei wesentliche Ansatzpunkte zur umweltbezogenen Optimierung heraus – die Reduzierung der mineralischen Stickstoffdüngung (beispielsweise über eine Extensivierung oder die Bevorzugung von Pflanzen mit einem geringeren N-Bedarf), die Wahl von Entsorgungsverfahren, die Energie erzeugen, sowie die Entscheidung für Loose-fill-Packmittel aus EPS. Andererseits ist bei der Bewertung dieser Ergebnisse aber auch zu beachten, dass der Kenntnisstand zu den  $N_2O$ -Auswirkungen in der Stratosphäre noch relativ jung und zum Teil auch widersprüchlich ist (vgl. Kapitel 5.2.2). Weiterhin sollte bei der Bewertung dieser Emissionen auch berücksichtigt werden, dass die Ergebnisse maßgeblich durch den Faktor bestimmt werden, über den die Emissionsfracht aus der Menge mineralischer Stickstoff-Düngemittel berechnet wird (vgl. Kapitel 6.1.1.5), und der ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet ist.

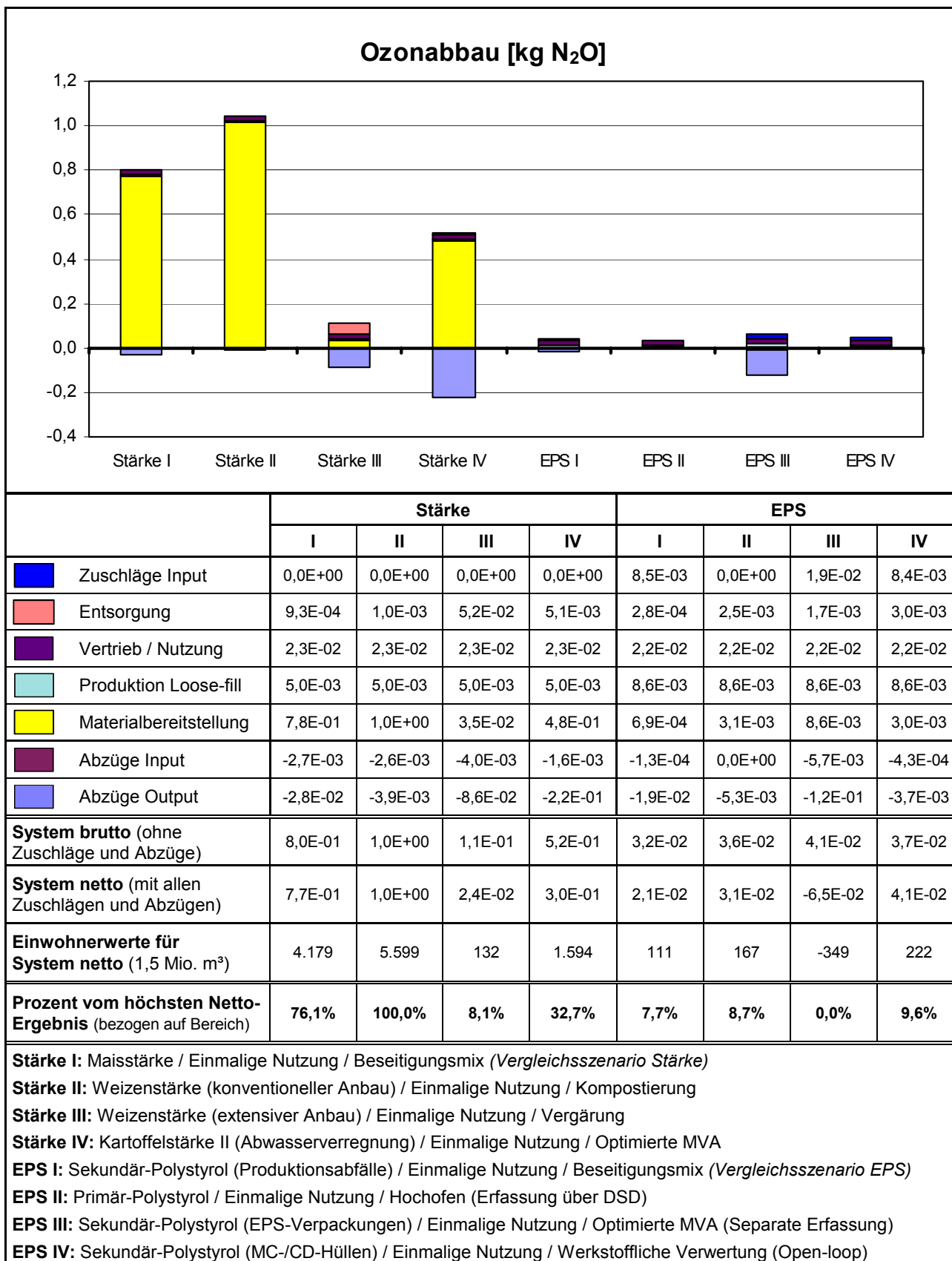


Abbildung 7-23: Beitrag zum Ozonabbau - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup>*)

#### **7.5.5.9 Aquatisches Eutrophierungspotential**

Nur die beiden Szenarien Stärke II und III weisen nennenswerte Beiträge zum aquatischen Eutrophierungspotential auf (vgl. Abbildung 7-24). Dabei erreichen die Einwohnerwerte Werte von 677 bzw. 780. In allen anderen Fällen bewegen sich die deutlich niedrigeren Einwohnerwerte zwischen -10 und 33. Dennoch sind selbst die höheren Werte im Vergleich zu den für die meisten anderen Indikatoren errechneten spezifischen Beiträgen relativ niedrig (vgl. Kapitel 7.5.4.1); die Ergebnisse in den anderen Szenarien sind unter Umweltgesichtspunkten praktisch zu vernachlässigen. Verantwortlich für dieses höhere aquatische Eutrophierungspotential in den Szenarien Stärke II und III ist das Abwasser aus der Weizenstärkeproduktion (s. die ausführliche Diskussion in Kapitel 7.4.1.7.3); beim Szenario Stärke III trägt zusätzlich Abwasser aus der Vergärungsanlage zu den verhältnismäßig hohen Ergebnissen bei (vgl. Kapitel 7.4.3.6.3).

Damit zeigt sich auch hier wieder, dass die Grenzlinie zwischen guten und ungünstigen Szenarien nicht zwischen den Materialien Stärke und EPS verläuft, sondern dass spezifische verfahrenstechnische Besonderheiten - hier der Stärke-Produktion – ausschlaggebend für das umweltbezogene Abschneiden sind. Für bemerkenswert halten wir ferner, dass die Produktion des nachwachsenden Rohstoffes Stärke, die bezogen auf die einzelne Produktionsstätte mit sehr hohen Abwasserbelastungen verbunden ist bzw. sein kann (vgl. Kapitel 6.1.2.1), bei entsprechender Abwasserbehandlung selbst dann, wenn von der ungünstigsten Variante, einer Kartoffelstärke-Produktion ohne Abwasserverregnung, ausgegangen wird (vgl. Kapitel 7.4.1.7.3), nur einen maximalen spezifischen Beitrag zum aquatischen Eutrophierungspotential erbringt, der unter dem Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte liegt (vgl. Kapitel 7.5.4.1). Dies relativiert die Bedeutung der Abwasserfrachten für die umweltbezogene Bewertung des Materials Stärke, entbindet aber aufgrund der großen Verarbeitungskapazitäten in den einzelnen Anlagen nicht davon, in den einzelnen Stärkefabriken eine möglichst weitgehende Abwasserreinigung zu betreiben.

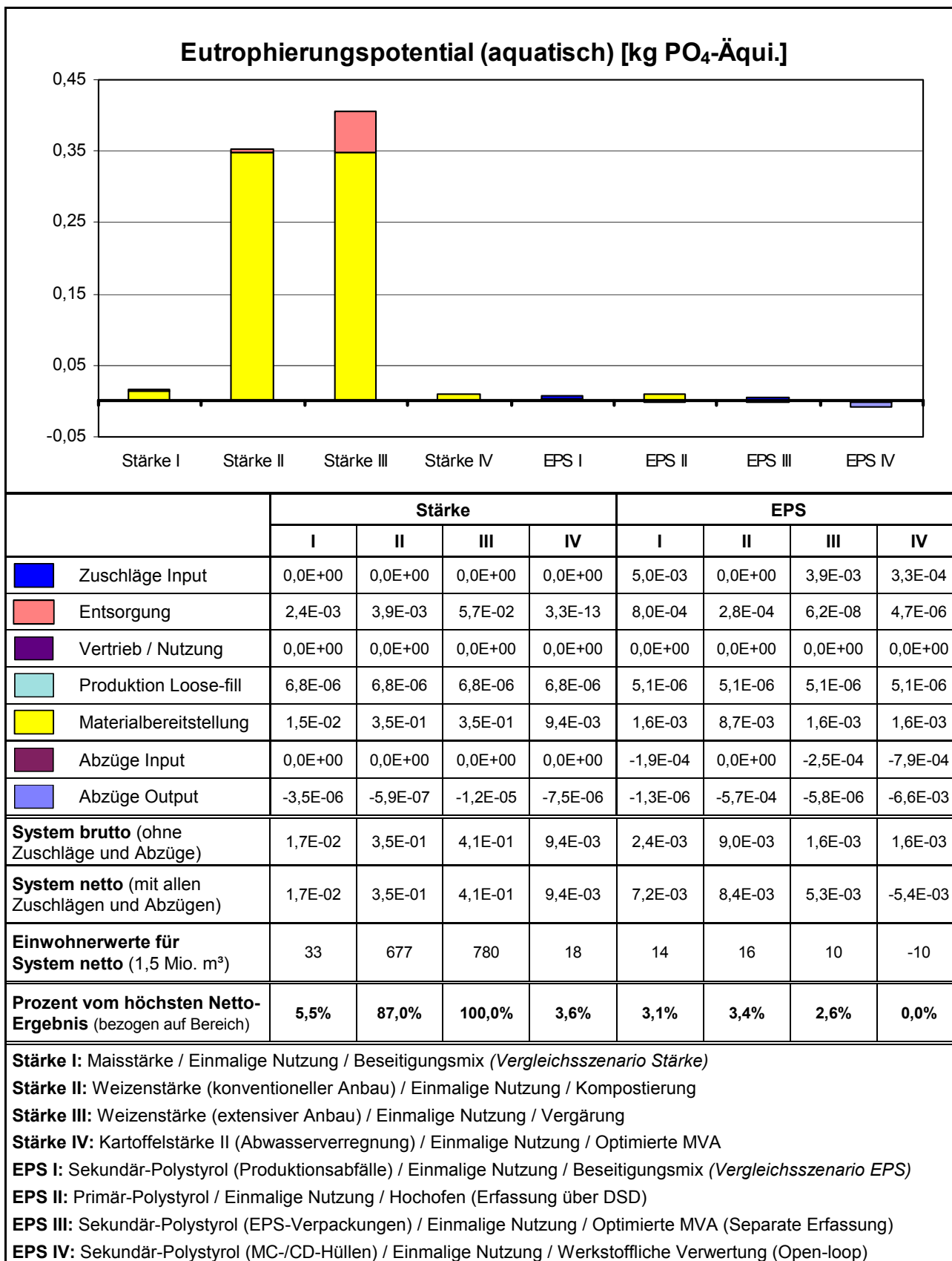


Abbildung 7-24: Beitrag zum Eutrophierungspotential (aquatisch) - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup>)

#### 7.5.5.10 KEA fossil

Der KEA fossil ist sowohl auf den Energieverbrauch in den Produktsystemen als auch auf die nichtenergetische Verwendung fossiler Energieträger zurückzuführen. Im Lebenswegabschnitt Materialbereitstellung summieren sich beide Effekte. Des weiteren bestimmt auch die Entsorgung entscheidend das Ergebnis, denn über dabei gewonnene Zusatznutzen werden fossile Ressourcen geschont und Umweltbelastungen aufgrund des Einsatzes der fossilen Energieträger in der Energieerzeugung oder der Materialherstellung vermieden. Da der Verbrauch an KEA fossil in engem Zusammenhang zum KEA nuklear und zum KEA solar zu sehen ist, wird auf weitere übergeordnete Fragestellungen in der Diskussion zum KEA gesamt eingegangen (vgl. Kapitel 7.5.5.13).

Der spezifische Netto-Beitrag der Szenarien bewegt sich zwischen –987 bis 3.536 Einwohnerwerten (vgl. Abbildung 7-25) und verfehlt damit auf der einen Seite nur knapp den Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.5.4.1), offenbart aber auf der anderen Seite auch beachtliche Entlastungspotentiale. Dabei entfallen sowohl der Höchstwert als auch der niedrigste Wert jeweils auf ein EPS-Szenario (EPS II bzw. EPS IV). Mit Szenario EPS II schneidet ein weiteres EPS-Szenario ungünstiger ab als die beiden mit einem Abstand von rund 10 % bis maximal 24 % nächstfolgenden Stärke-Szenarien II und I. An fünfter Stelle findet sich mit einem relativ geringen Abstand von knapp über 5 % das Szenario EPS III, an sechster und siebter Stelle schließen sich mit wieder größerer Distanz die beiden Stärke-Szenarien mit energetischer Verwertung (Stärke III und Stärke IV) an. Angesichts dieser Ergebnisse lässt sich bereits eingangs feststellen, dass der Einsatz von Stärke-Loose-fill-Packmitteln nicht unter allen Umständen weniger KEA fossil benötigt als die Verwendung der aus fossilen Rohstoffen hergestellten EPS-Loose-fill-Packmittel. Welche Faktoren nun über das umweltbezogene Abschneiden entscheiden und wie die Ergebnisse im Detail zu werten sind, wird nachfolgend diskutiert.

Der Blick auf die Ergebnisse zeigt, dass diese vor allem über die Aufwendungen bei der Materialbereitstellung, die eng damit verbundenen Zuschläge Input bei den Sekundär-EPS-Szenarien, über die vor allem der Wert bzw. entgangene Nutzen der im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle quantifiziert wird, sowie die Abzüge Output, die auf die Zusatznutzen der Entsorgung zurückzuführen sind, bestimmt werden. Wie diese Einzelergebnisse jeweils zustande kommen und worauf die Unterschiede zwischen den Szenarien zurückzuführen sind, wird bereits im Zusammenhang mit den materialspezifischen Vergleichen im ersten Auswertungsschritt ausführlich diskutiert (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9, 7.3.3.6.9, 7.4.1.7.9 und 7.4.3.6.9); anschließend wird noch soweit darauf eingegangen wie dies zum Verständnis der Ergebnisse erforderlich scheint.

Die Brutto-Ergebnisse schwanken bei den Stärke-Szenarien in deutlich geringerem Umfang als bei den EPS-Szenarien. Zudem sind die Abzüge Input im Vergleich zu den stark variierenden Abzügen Output praktisch zu vernachlässigen. Damit hängt die umweltbezogene Rangfolge der Stärke-Szenarien in erster Linie von den Zusatznutzen der Entsorgung ab. Da eine werkstoffliche Aufbereitung nicht möglich ist, sind hier vor allem energetische Zusatznutzen relevant. Diese sind am geringsten bei der Kompostierung, so dass das entsprechende Szenario Stärke II von allen Stärke-Szenarien am ungünstigsten abschneidet. Dazu trägt auch bei, dass sich keine Abzüge Output für Nährstoffe ergeben, da deren Gehalte in den Stärke-Loose-fill-Packmitteln vernachlässigbar gering sind (vgl. Kapitel 5.1.2.6). Sehr positiv wirkt sich dagegen die in den Szenarien Stärke III und



Stärke IV betrachtete energetische Verwertung über eine Vergärung mit Biogasnutzung bzw. eine optimierte Müllverbrennung aus.

Weiterhin ist bei den Stärke-Szenarien zu beobachten, dass die Materialbereitstellung die Brutto-Ergebnisse bei weitem dominiert (63,3 % bis 71,8 %). Wie bereits in Kapitel 7.4.3.6.9 diskutiert, schneidet die Kartoffelstärkeproduktion mit Abwasserverregnung (Stärke IV) mit einem auf die Stärke bezogenen Einsparpotential von über 50 % am günstigsten ab. Anders als bei den EPS-Szenarien, in denen die Materialbereitstellung nahezu vollständig auf Polystyrol zurückzuführen ist, entfällt bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln jedoch ein erheblicher Anteil auf den aus fossilen Rohstoffen hergestellten Polyvinylalkohol, der zu knapp 13 Gew.-% bei der Produktion der Stärke-Loose-fill-Packmittel als Additiv zugesetzt wird (vgl. Kapitel 6.3.2). Dieser gewichtsbezogen geringe Anteil steuert mit einem KEA fossil von 9,76 GJ/152 kg PVA bzw. 100 m<sup>3</sup> Stärke-Loose-fill-Packmittel (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9) knapp die Hälfte bis zu zwei Drittel zur Materialbereitstellung bei. Aufgrund der Bedeutung dieses Sachverhaltes gehen wir darauf im Zusammenhang mit der Diskussion zum KEA gesamt (vgl. Kapitel 7.5.5.13) weiter ein. Offensichtlich wird jedoch bereits hier, dass die Materialbereitstellung bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln ohne diesen Zusatz wesentlich besser abschneiden würde (vgl. Kapitel 7.6.4) – und dies auch im Vergleich zu den EPS-Szenarien, obwohl bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln die dreifache Menge an Material benötigt wird.

Bei den EPS-Szenarien hat die Materialbereitstellung selbst nur beim Szenario EPS II, in dem Primär-Polystyrol verwendet wird, mit 73,6 % einen ähnlich hohen Anteil an den Brutto-Ergebnissen; in den Sekundär-Polystyrol-Szenarien kommt die Materialbereitstellung (= Aufbereitung der Polystyrol-Abfälle) in den Fällen, in denen Mahlgut verwendet wird, nur auf rund 13,8 % (EPS IV) bzw. 14,6 % (EPS I) der Brutto-Ergebnisse. Deutlich höher liegt dieser Anteil mit 31,9 % beim Szenario EPS III, wo der Stromverbrauch bei der Regranulierung der im Produktsystem verwerteten gebrauchten EPS-Verpackungen zu Buche schlägt. Fairerweise sind bei einem Vergleich der Sekundär-EPS-Szenarien mit anderen Szenarien aber auch die Zuschläge Input zusammen mit der Materialbereitstellung als materialbezogener Aufwand zu berücksichtigen: Bezieht man die Summe aus Materialbereitstellung und Zuschlägen Input auf die Brutto-Ergebnisse inklusive der Zuschläge Input so ergibt sich ein Anteil von 68,0 % für das Szenario EPS I, von 67,6 % für EPS III und 24,4 % für EPS IV. Damit fällt nur das letzte Szenario aus dem Rahmen: Die Aufbereitung der MC-/CD-Hüllen zu einem Mahlgut (= Materialbereitstellung) ist wenig aufwendig, die Zuschläge Input für diese andernfalls zu 95 Gew.-% beseitigten Polystyrol-Abfälle (vgl. Kapitel 6.2.1.3.6) fallen sehr niedrig aus. Bei allen anderen Szenarien bestimmt dagegen die Materialbereitstellung (inklusive Zuschläge Input) zu über zwei Drittel die direkt mit dem Lebensweg der Loose-fill-Packmittel verbundenen KEA fossil-Werte. Dabei übersteigen in den EPS-Szenarien I–III die Aufwendungen für die Materialbereitstellung diejenige bei den Stärke-Szenarien um mindestens 12,3 % bis maximal 55,5 %.

Die nächstbedeutendste Lebensphase ist die Produktion der Loose-fill-Packmittel, die jedoch nur beim Szenario EPS IV mit 50,5 % den Hauptanteil an den Brutto-Ergebnissen stellt. Bei den Stärke-Szenarien liegt der Anteil an den Brutto-Ergebnissen zwischen 15,6 % bis 19,9 %, bei den EPS-Szenarien (Brutto-Ergebnisse inklusive Zuschläge Input) bei 44,3 % beim Szenario EPS IV und bei den anderen drei EPS-Varianten zwischen

18,6 % und 23,4 %. Absolut gesehen ist der für alle materialgleichen Szenarien identische Herstellungsaufwand bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln um rund 44,4 % geringer als bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln, bei denen über die Extrusion hinaus weitere energieintensive Expansionsschritte erforderlich sind (vgl. Kapitel 6.3).

Die Vertriebs- und Nutzungsphase, die ebenfalls innerhalb der materialgleichen Szenariengruppe jeweils identische Werte aufweist, beansprucht bei den Stärke-Szenarien absolut nicht einmal 10 % und damit nur geringfügig mehr KEA fossil als bei den EPS-Szenarien. Der prozentuale Anteil an den Brutto-Ergebnissen bewegt sich zwischen 10,9 und 13,8 % bei den Stärke-Szenarien und von 6,8 bis 22,7 % bei den EPS-Szenarien, wobei der höchste Wert auf das insgesamt sehr gut abschneidende Szenario EPS IV zurückzuführen ist.

Der Anteil der Entsorgung erreicht nur beim Szenario EPS IV einen größeren Anteil (17,3 %) an den dort absolut gesehen sehr niedrigen Brutto-Ergebnissen. In allen anderen Fällen bewegt sich der Anteil der Entsorgung unter 3 % der Brutto-Ergebnisse. Beim Szenario EPS IV macht sich die Regranulierung der gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmittel bei der werkstofflichen Verwertung (Open-loop-Recycling) bemerkbar: Die größten Aufwendungen für die Entsorgung fallen bei dieser Vorgehensweise an. Entschädigt wird dieser Einsatz aber über die höchsten Abzüge Output, die sich aufgrund des hochwertigen Zusatznutzens Sekundär-Polystyrol ergeben (vgl. Kapitel 5.1.2.9.7 und 7.3.3.6.9). Der Verbrauch im Bereich der Entsorgung ist damit nahezu zu vernachlässigen, nicht dagegen die Zusatznutzen und die dafür errechneten Abzüge Output, die aus der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel resultieren.

Bei den ergebnisbestimmenden Abzügen Output zeigt sich deutlich, dass der höchste Zusatznutzen über die werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel erreicht werden kann. Die geringsten Abzüge Output ergeben sich für die Kompostierung der Stärke-Loose-fill-Packmittel. Deutlich besser als der Beseitigungsmix und die Kompostierung schneidet die energetische Verwertung ab, die in beiden Fällen über eine optimierte Müllverbrennungsanlage modelliert wurde - und bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln zusätzlich auch über eine vergleichbar zu bewertende Vergärung mit Biogasnutzung möglich ist. Auch die Abzüge Output der rohstofflichen Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel bewegen sich nur knapp unter diesen Werten und könnten weiter gesteigert werden, wenn das gebrauchte Packmaterial möglichst vollständig und damit mit nur sehr geringen Anteilen an Sortier- und Aufbereitungsabfällen in den Hochofen gelangen würden (vgl. Kapitel 6.5.5.2). Stärke-Loose-fill-Packmitteln können derzeit nicht werkstofflich verwertet werden. Aufgrund des niedrigeren Aufwandes bei der Stärkebereitstellung würde sich ein werkstoffliches Recycling im Vergleich zur energetischen Verwertung jedoch auch nur in geringerem Maße positiv auf die Ergebnisse auswirken, da die Abzüge Output für „Sekundär-Stärke“ wesentlich geringer als bei den EPS-Szenarien ausfallen würden.

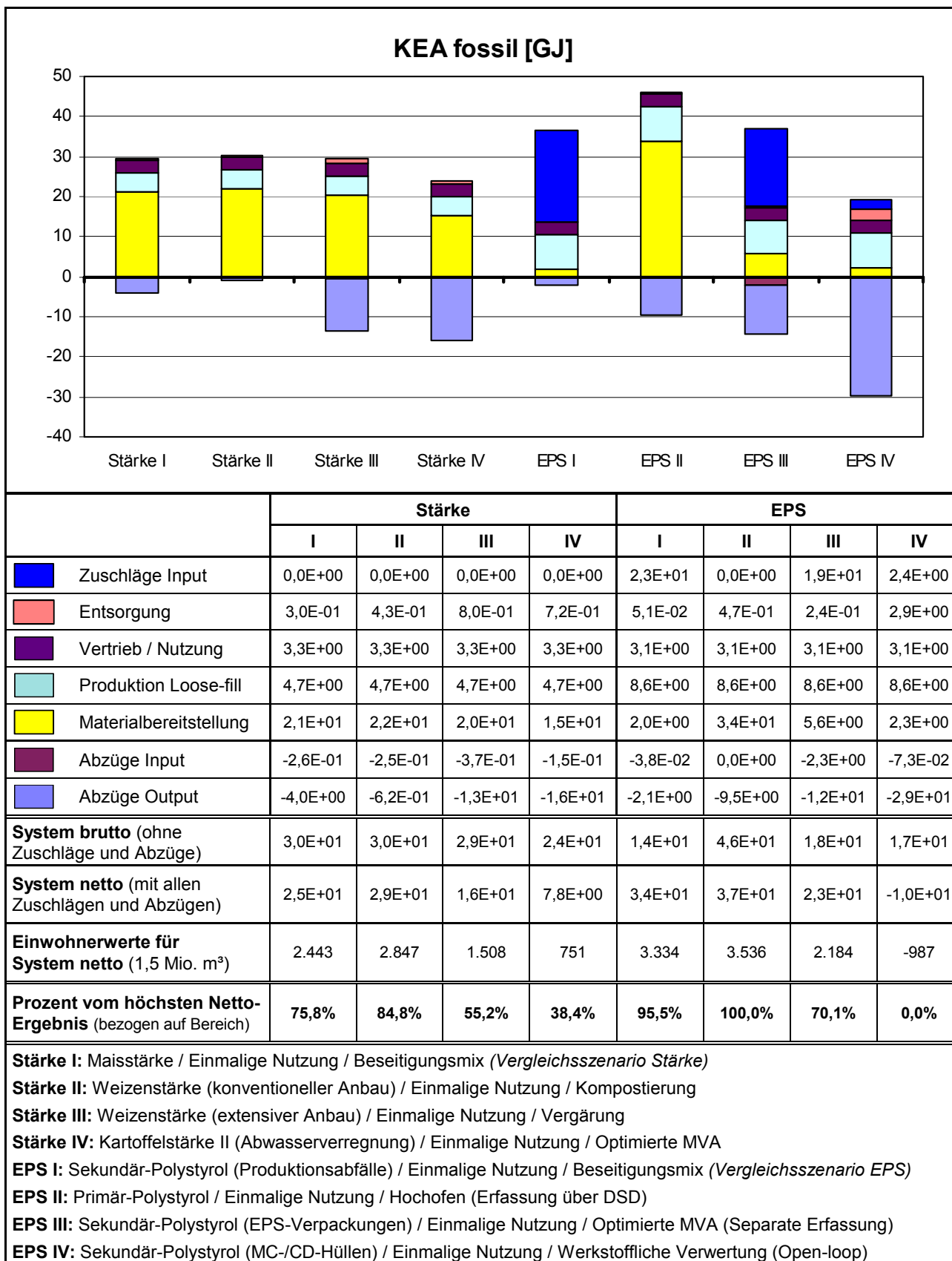


Abbildung 7-25: KEA fossil - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

### 7.5.5.11 KEA nuklear

Die für den KEA nuklear errechnete Energiemenge erreicht auch hier nur etwas über 10 % des Wertes für den KEA fossil, so dass der KEA nuklear unter dem Gesichtspunkt der Primärenergieversorgung wesentlich weniger bedeutend ist. Zudem liegt der maximale spezifische Beitrag mit einem Einwohnerwert von 2.524 um fast 30 % niedriger als beim KEA fossil. Aber auch beim KEA nuklear zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Szenarien von bis zu 85 %; negative Werte und damit Entlastungen wie beim KEA fossil gibt es jedoch nicht (vgl. Abbildung 7-26). Andererseits trifft auch hier zu, dass es keine materialspezifische Differenzierung der Ergebnisse gibt: Am ungünstigsten schneiden die Stärke-Szenarien Stärke I und Stärke II ab, am besten die beiden Stärke-Szenarien Stärke III und Stärke IV. Die EPS-Szenarien verteilen sich in der Reihenfolge EPS III vor EPS I, EPS II und EPS IV auf die mittleren Plätze, wobei das Reduktionspotential gegenüber dem schlechtesten Szenario EPS IV rund 57 % beträgt.

Wie beim KEA fossil stellt sich das Szenario Stärke II, in dem von einer Kompostierung der gebrauchten Stärke-Loose-fill-Packmittel ausgegangen wird, als das Ungünstigste aller Stärke-Szenarien heraus und liegt nun sogar um mindestens 41 % über den EPS-Szenarien. Neben dem Stromverbrauch bei der Materialbereitstellung und der Produktion der Loose-fill-Packmittel entscheidet letztendlich die Stromproduktion bei der Entsorgung der gebrauchten Loose-fill-Packmittel, die sich in den Abzügen Output ausdrückt, über die Ergebnisse - und diese ist bei der Kompostierung, aber auch bei der rohstofflichen Verwertung gleich Null. Dennoch schneidet das Szenario EPS II netto noch verhältnismäßig gut ab, da die Herstellung von Primär-Polystyrol nur mit einem vergleichsweise geringem KEA nuklear verbunden ist. Deshalb fallen auch die Zuschläge für den Input an hochwertigen Polystyrol-Abfällen (EPS I und III), aber auch die Abzüge bei der werkstofflichen Verwertung der gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmittel im Open-loop (EPS IV) geringer aus. Damit sind diese im Vergleich zum KEA fossil weniger ergebnisrelevant. Wesentlich besser schneiden dagegen die Szenarien mit energetischer Verwertung der Loose-fill-Packmittel ab (Stärke III und IV sowie EPS III).

Bei den EPS-Szenarien wird zudem der verhältnismäßig hohe Stromverbrauch der Regranulierung an drei Stellen besonders deutlich: Beim Szenario EPS III schlägt dieser bei der Materialbereitstellung – der Herstellung eines Polystyrol-Regranulats aus gebrauchten EPS-Verpackungen – zu Buche, beim Szenario EPS IV in der Entsorgungsphase bei der mit einer Regranulierung verbundenen werkstofflichen Verwertung gebrauchter EPS-Loose-fill-Packmittel. Dass die bei Szenario EPS III im Produktsystem verwerteten EPS-Packmittel-Abfälle auch alternativ zu einem großen Teil zu einem Regranulat verarbeitet würden (vgl. Kapitel 6.2.1.3.7), zeigt sich an den außergewöhnlich hohen Abzügen Input.

Damit geht insgesamt ein Großteil des KEA nuklear auf Extrusionsprozesse zurück, da sowohl die Regranulierung als auch die Produktion der Loose-fill-Packmittel über dieses Verfahren erfolgt. Bei nahezu allen Szenarien entfällt der jeweils höchste Einzelanteil an den Brutto-Ergebnissen (inklusive Zuschläge Input) auf die Produktion der Loose-fill-Packmittel (42 % bis 70 %). Nur bei den Szenarien Stärke II und Stärke III dominiert mit 50 % bzw. 48 % die Materialbereitstellung, die auch die Produktion von Polyvinylalkohol umfasst, um knappe ein bis drei Prozent. Auch bei allen anderen Szenarien mit Ausnahme des Szenario EPS IV wird der restliche KEA nuklear beinahe vollständig durch die Materialbereitstellung (inklusive Zuschläge Input) verursacht. Zudem hat bei EPS IV, wie

oben bereits thematisiert, aufgrund der Regranulierung die Entsorgung einen wesentlichen Anteil von 47,6 %. Worauf die Unterschiede in der Materialbereitstellung zurückzuführen sind, wird bereits im ersten Auswertungsschritt ausführlich in den Kapiteln 7.3.1.6.9 (EPS) bzw. 7.4.1.7.9 (Stärke) diskutiert.

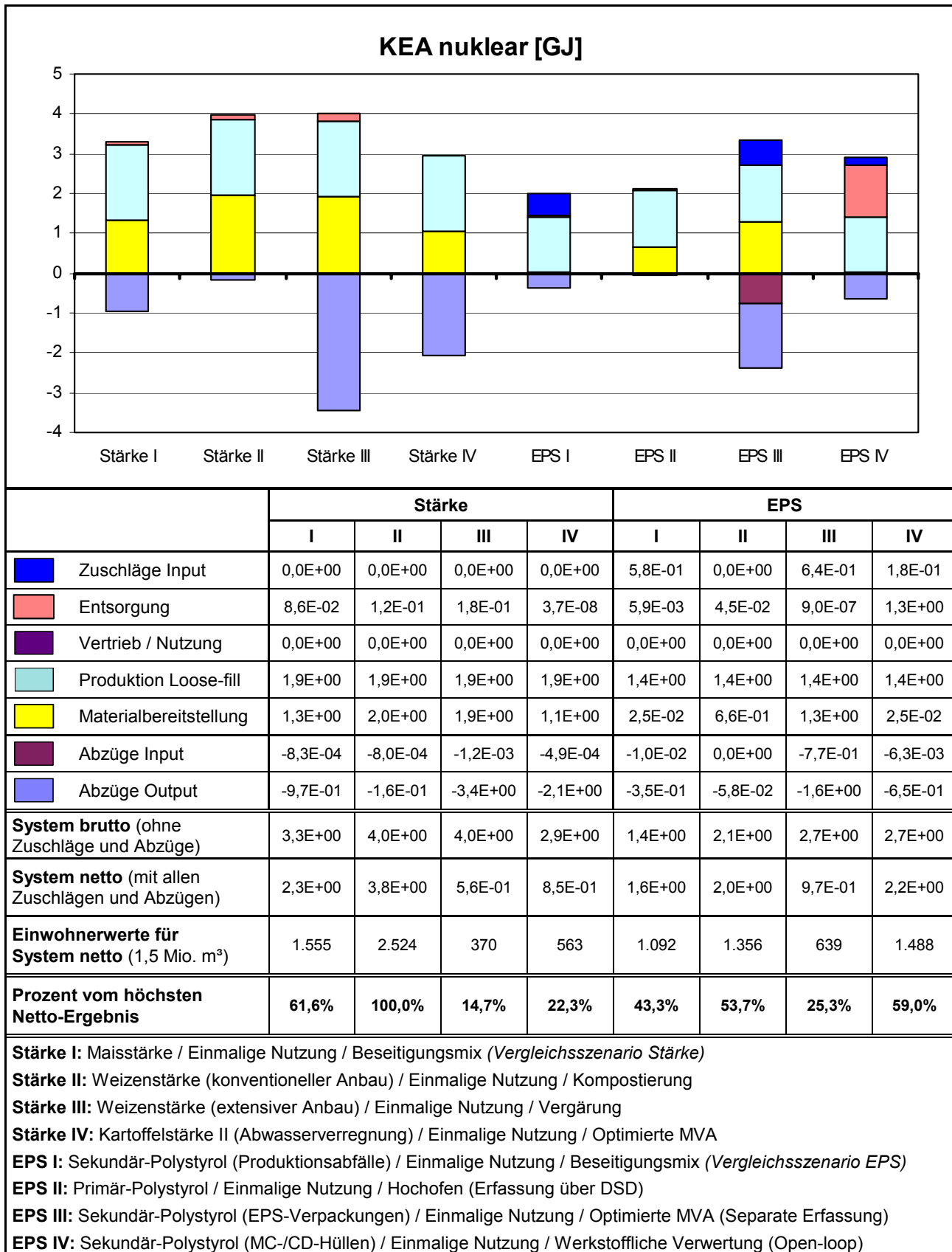


Abbildung 7-26: KEA nuklear - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

#### 7.5.5.12 KEA solar

Der KEA solar umfasst die über Biomasse und direkt über thermische oder photovoltaische Solaranlagen in das Produktsystem eingebrachte Sonnenenergie. Nennenswerte Beiträge ergeben sich bei den betrachteten Szenarien derzeit nur über die Verwendung nachwachsender Rohstoffe, da andere Formen der Sonnenenergie-Nutzung noch wenig zur Endenergieversorgung beitragen. Dementsprechend ergeben sich sehr deutliche Unterschiede zwischen den beiden Materialarten (vgl. Abbildung 7-27): Während bei den Stärke-Szenarien über den Heizwert der Trockenmasse der vom Feld abtransportierten Erntegüter in größerem Umfang KEA solar in die Produktsysteme eingebracht wird, nutzen bzw. benötigen die EPS-Szenarien vor allem fossile Energieträger. Damit greifen die Stärke-Szenarien zusätzlich zu anderen Energieträgern auch auf Sonnenenergie zurück, die in engem zeitlichen Zusammenhang zum Verbrauch in der Biomasse fixiert wurde (entspricht dem KEA solar) – und somit auf eine Energieform, die in menschlichen Zeiträumen gemessen unbegrenzt zur Verfügung steht. Die EPS-Szenarien dagegen sind vor allem auf vor Jahrmillionen in fossilen Rohstoffen gespeicherte Sonnenenergie angewiesen, die nach dem aktuellen Kenntnisstand je nach Energieträger und Ansicht bereits in wenigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten erschöpft sein wird. Der Verbrauch dieser fossilen Energieträger ist zudem hauptverantwortlich für die Zunahme des CO<sub>2</sub>-Gehaltes in der Atmosphäre und damit entscheidend für den anthropogen induzierten Treibhauseffekt.

Über diesen qualitativen Unterschied hinaus sollte die wichtigere Frage nicht in den Hintergrund treten, die lautet: Weisen die Szenarien, in denen nachwachsende Rohstoffe genutzt werden, tatsächlich auch einen geringeren absoluten Verbrauch an fossilen und nuklearen Energieträgern im Vergleich zu den EPS-Szenarien auf? Auf diese Frage wird bereits in den Diskussionen zum KEA fossil (vgl. Kapitel 7.5.5.10) und KEA nuklear (vgl. Kapitel 7.5.5.11) sowie anschließend in den Ausführungen zum KEA gesamt (vgl. Kapitel 7.5.5.13) eingegangen. Angemerkt werden soll hier lediglich noch, dass die Unterschiede zwischen den verschiedenen Stärke-Szenarien auf die Art der verwendeten Stärke-Pflanze und hier insbesondere auf die Stärke-Ausbeuten zurückzuführen sind. Diese Differenzen, die sich auf maximal 18 % belaufen, werden ausführlich im Zusammenhang mit den Szenarien zur Stärke-Bereitstellung diskutiert (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9). Dort wird auch auf die Bedeutung der im Vergleich zu allen anderen Indikatoren extrem hohen Einwohnerwerte eingegangen.

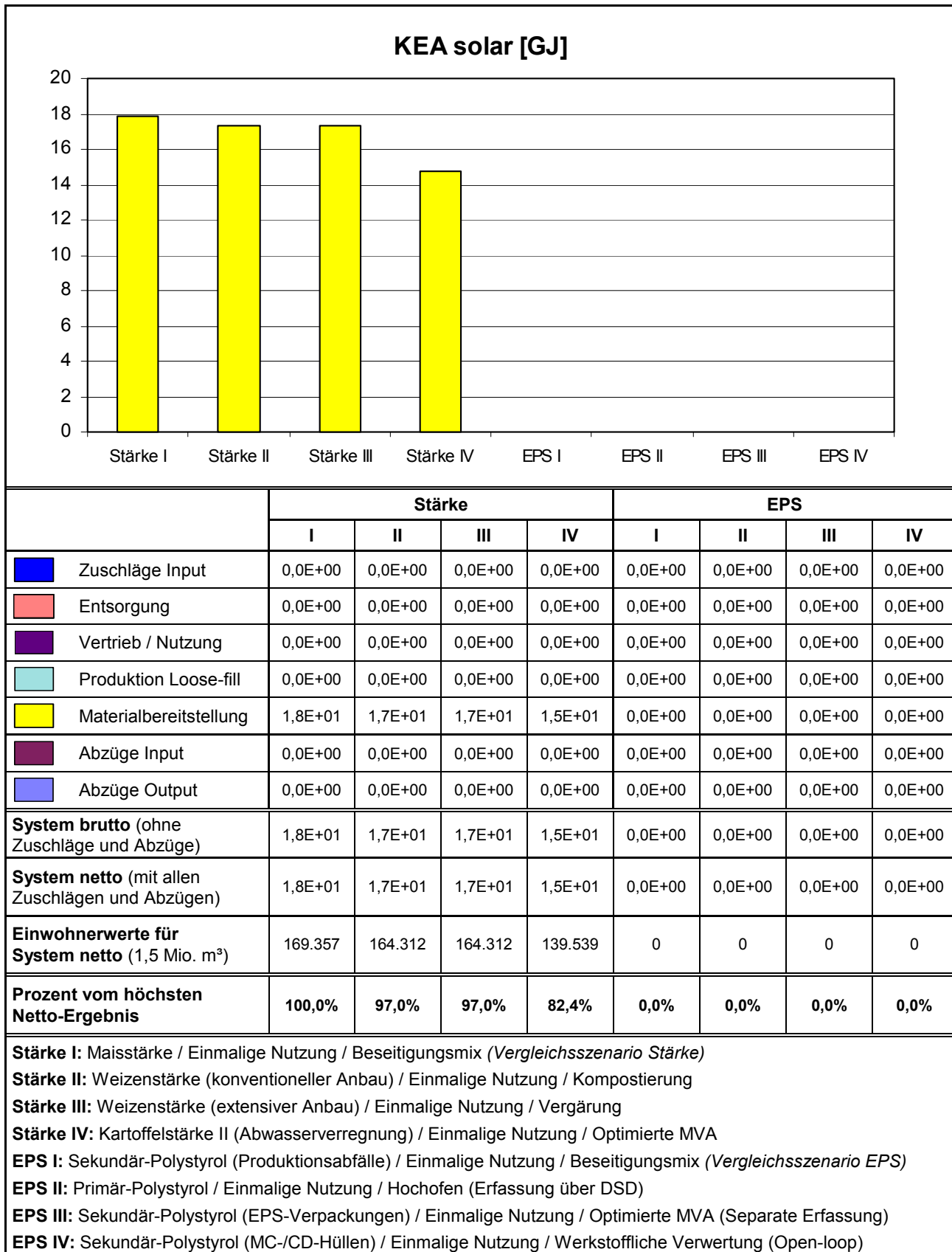


Abbildung 7-27: KEA solar - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)



### 7.5.5.13 KEA gesamt

Da der Energieverbrauch eine wichtige Größe zur Beurteilung von Produktsystemen darstellt und dieser zudem ein wichtiger Verursacher von Ressourcenverbrauch und Schadstoffemissionen ist, werden analog zum ersten Auswertungsschritt (vgl. Kapitel 7.3.1.6.9, 7.3.3.6.9, 7.4.1.7.9 und 7.4.3.6.9) im Anschluss an die obige Diskussion zu den drei Einzelindikatoren weitere Überlegungen zum KEA gesamt angestellt. Da der KEA solar bei den Stärke-Szenarien im Gegensatz zu den EPS-Szenarien eine wichtige Rolle spielt, dieser anders als der KEA fossil und der KEA nuklear zu werten ist, werden in Tabelle 7-25 die Ergebnisse zum KEA gesamt in zwei Varianten ausgewiesen: Zum Einen setzen sich diese aus dem KEA fossil und dem um etwa den Faktor zehn niedrigerem KEA nuklear zusammen, zum Anderen wird zusätzlich der KEA solar hinzuaddiert. Der sehr geringe Verbrauch weiterer regenerativer Energieträger wird dabei vernachlässigt.

Die KEA gesamt-Werte werden sowohl für die Polystyrol- als auch für die Stärke-Bereitstellung ausführlich im ersten Auswertungsschritt besprochen und dort in Tabelle 7-4, Tabelle 7-13 und Tabelle 7-14 dokumentiert. In diesem Zusammenhang wird auch detailliert auf die Feedstock-Energie, also den Energieinhalt der Loose-fill-Packmittel, eingegangen. Nachfolgend wird deshalb vor allem der Vergleich zwischen Stärke- und EPS-Szenarien thematisiert. Nähere Informationen zur Entsorgung der Loose-fill-Packmittel finden sich ebenfalls im ersten Auswertungsschritt in den entsprechenden Kapiteln.

Aufgrund der Dominanz des KEA fossil bei einer Betrachtung ohne KEA solar sind die Ergebnisse zum KEA gesamt praktisch identisch mit denjenigen beim KEA fossil (vgl. Abbildung 7-25). Die Reihenfolge der Szenarien ändert sich nicht, die Abstände zwischen den Szenarien nur geringfügig. Am deutlichsten wirkt sich dieses beim Szenario Stärke II aus, das nun nur noch um 14 % vor dem ungünstigsten Szenario EPS II liegt.

Interessanterweise bewegt sich auch der KEA gesamt (ohne KEA solar) der Stärke- und der EPS-Bereitstellung je kg Material bei den jeweils am besten abschneidenden Szenarien Stärke IV und EPS IV in der selben Größenordnung. Damit kann die EPS-Bereitstellung prinzipiell sogar einen zu den Stärke-Szenarien vergleichbaren KEA gesamt erreichen. Wie die anderen (Sekundär-)EPS-Szenarien zeigen, ist dies jedoch ein absoluter Ausnahmefall: In allen anderen Fällen liegt der KEA gesamt mindestens um rund 50 % über den Stärke-Werten, selbst wenn bei diesen der KEA solar berücksichtigt wird. Wird dieser in den Vergleich nicht eingezogen so weist die energieintensivste Stärke sogar einen Vorteil von knapp 80 % gegenüber der EPS-Bereitstellung in den Szenarien EPS I-III auf. Der KEA gesamt je kg Stärke liegt mit durchschnittlich 10,1 MJ (ohne KEA solar) damit sehr deutlich unter demjenigen von Polystyrol mit 51,6 MJ/kg (Mittelwert aller EPS-Szenarien). Dies gilt auch noch für den mittleren Wert von 26,3 MJ/kg Stärke, der sich ergibt, wenn der KEA solar mit eingerechnet wird.

Dass dies in den Ergebnissen zum KEA fossil nicht so zum Ausdruck kommt, liegt an zwei Faktoren: Zum Einen zeigt die folgende Tabelle 7-25 auch, wie stark sich doch der Zusatz von Polyvinylalkohol auf den KEA gesamt bei der Materialbereitstellung mit einem Bedarf von 10,0 GJ/100 m<sup>3</sup> Stärke-Loose-fill-Packmittel auswirkt (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9 sowie die diesbezügliche Sensitivitätsanalyse in Kapitel 7.6.4), zum Anderen wird für die Stärke-Loose-fill-Packmittel im Vergleich zur EPS-Variante die dreifache Materialmenge benötigt. Daraus ergibt sich, dass die Stärke-Bereitstellung bezogen auf die gleiche Menge

grundsätzlich deutlich weniger fossile Rohstoffe benötigt, dass andererseits aber dieser Vorteil dadurch geschmälert wird, dass im Vergleich zur EPS-Menge fast die dreifache Stärke-Menge für die Produktion der Loose-fill-Packmittel erforderlich ist. Der Zusatz von Polyvinylalkohol führt dann dazu, dass gegenüber den EPS-Szenarien I-III der Vorteil auf mindestens 0,8 % bis maximal 54 % sinkt. Wird der KEA solar einbezogen, so weist nur noch das Stärke-Szenario IV im Vergleich zu EPS II einen leichten Vorteil bei der Materialbereitstellung auf; in allen anderen Fälle liegt der KEA gesamt dieses Lebenswegabschnittes höher als bei den EPS-Szenarien.

Tabelle 7-25: KEA gesamt der Stärke- und EPS-Szenarien sowie der Materialbereitstellung (Angabe jeweils netto mit Verrechnung aller bzw. der auf die Materialbereitstellung bezogenen Zuschläge und Abzüge; bei Stärke mit und ohne Bereitstellung von Polyvinylalkohol (PVA))

Szenario	KEA gesamt* Szenario [GJ/100 m³]	KEA gesamt Materialbereitstellung inkl. PVA [GJ/100 m³]	KEA gesamt Materialbereitstellung ohne PVA [GJ/100 m³]	KEA gesamt Stärke-/EPS-Bereitstellung [MJ/kg]
<b>Stärke I</b> (Stärke-Vergleichsszenario)	<b>27,6<sup>A</sup></b> (45,5) <sup>B</sup>	<b>22,3<sup>A</sup></b> (40,2) <sup>B</sup>	<b>12,3<sup>A</sup></b> (30,4) <sup>B</sup>	<b>11,8<sup>A</sup></b> (29,0) <sup>B</sup>
<b>Stärke II</b>	<b>33,3<sup>A</sup></b> (50,6) <sup>B</sup>	<b>23,6<sup>A</sup></b> (40,9) <sup>B</sup>	<b>13,6<sup>A</sup></b> (30,9) <sup>B</sup>	<b>12,3<sup>A</sup></b> (29,0) <sup>B</sup>
<b>Stärke III</b>	<b>16,1<sup>A</sup></b> (33,5) <sup>B</sup>	<b>22,0<sup>A</sup></b> (39,4) <sup>B</sup>	<b>12,0<sup>A</sup></b> (29,4) <sup>B</sup>	<b>10,8<sup>A</sup></b> (27,5) <sup>B</sup>
<b>Stärke IV</b>	<b>8,6<sup>A</sup></b> (23,4) <sup>B</sup>	<b>16,0<sup>A</sup></b> (30,7) <sup>B</sup>	<b>6,0<sup>A</sup></b> (20,7) <sup>B</sup>	<b>5,4<sup>A</sup></b> (19,6) <sup>B</sup>
<b>EPS I</b> (EPS-Vergleichsszenario)	<b>36,1<sup>A</sup></b> (36,1) <sup>B</sup>	<b>25,5<sup>A</sup></b> (25,5) <sup>B</sup>	<b>25,5<sup>A</sup></b> (25,5) <sup>B</sup>	<b>59,9<sup>A</sup></b> (59,9) <sup>B</sup>
<b>EPS II</b>	<b>38,6<sup>A</sup></b> (38,6) <sup>B</sup>	<b>34,6<sup>A</sup></b> (34,6) <sup>B</sup>	<b>34,6<sup>A</sup></b> (23,8) <sup>B</sup>	<b>83,3<sup>A</sup></b> (83,3) <sup>B</sup>
<b>EPS III</b>	<b>23,6<sup>A</sup></b> (23,6) <sup>B</sup>	<b>23,8<sup>A</sup></b> (23,8) <sup>B</sup>	<b>23,8<sup>A</sup></b> (23,8) <sup>B</sup>	<b>55,7<sup>A</sup></b> (55,7) <sup>B</sup>
<b>EPS IV</b>	<b>-8,0<sup>A</sup></b> (-8,0) <sup>B</sup>	<b>4,9<sup>A</sup></b> (4,9) <sup>B</sup>	<b>4,9<sup>A</sup></b> (4,9) <sup>B</sup>	<b>7,4<sup>A</sup></b> (7,4) <sup>B</sup>

\* Außer der vom Feld für die Stärke-Produktion geernteten Biomasse (KEA solar) werden sonstige, sehr geringen Beiträge regenerativer Energieträger (< 1 % der Summe aus KEA fossil und KEA nuklear) immer vernachlässigt.

<sup>A</sup> Summe aus KEA fossil und KEA nuklear

<sup>B</sup> Summe aus KEA fossil, KEA nuklear und KEA solar

Damit kann folgendes Zwischenfazit gezogen werden: Es gibt keinen prinzipiellen Vorteil der Stärke-Szenarien vor den EPS-Szenarien. Zwar schneiden zwei EPS-Szenarien beim KEA gesamt ohne KEA solar schlechter ab als alle Stärke-Szenarien, das Szenario EPS III mit energetischer Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel ist jedoch günstiger als die Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel im Beseitigungsmix (Stärke I) oder via Kompostierung (Stärke II). Wieder besser im Vergleich schneidet die energetische Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel ab (Stärke III und IV), zu der die EPS-Szenarien nur dann gleich ziehen können, wenn sie werkstofflich verwertet werden (EPS IV). Die Unterschiede zwischen dem jeweils ungünstigsten Stärke- und EPS-Szenario betragen nur 14 %. Andererseits ist aber zwischen den Stärke-Szenarien und den Szenarien EPS I-III auch ein maximales Einsparungspotential von 77,7 % möglich, was auf die Bedeutung einzelner Prozesse für die ressourcenbezogene Bewertung der Szenarien hinweist.

Aus dem Rahmen fällt auch hier wieder aufgrund der insgesamt damit einhergehenden Entlastung das Szenario EPS IV. Da in diesem Szenario sowohl andernfalls wenig hochwertig verwertete Polystyrol-Abfälle eingesetzt werden als auch die Produktion eines hochwertigen Polystyrol-Regranulats angenommen wird, wird dieser sehr ressourcenschonende Variante in der Praxis wohl immer eine sehr nachgeordnete und unbedeutende Rolle zukommen. Andererseits zeigt sich aber auch, dass die energetische Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel entscheidend dazu beiträgt, den Einsatz begrenzter fossiler und nuklearer Energieträger zu mindern – und die EPS-Szenarien nur bei einer werkstofflichen Verwertung in diesen Bereich gelangen können. Dies wäre beispielsweise der Fall, wenn die im Szenario EPS I, das die Hauptmaterialmenge bei der Produktion von EPS-Loose-fill-Packmitteln repräsentiert, angenommene Entsorgung im Beseitigungsmix durch eine werkstoffliche Verwertung ersetzt würde: Der KEA gesamt (ohne KEA solar) würde dann mit 8,5 GJ/100 m<sup>3</sup> praktisch identisch zum Wert für das beste Stärke-Szenario IV sein. Andererseits ist hierbei auch wieder zu beachten, dass der Wert beim Szenario Stärke IV knapp unter 0 GJ anzusiedeln wäre, wenn kein Polyvinylalkohol zugesetzt würde.

Während bei den EPS-Szenarien die Ergebnisse zum KEA gesamt identisch bleiben, wenn man zusätzlich den KEA solar hinzuzählt, steigern sich die Werte bei den Stärke-Szenarien um rund 50 % bis zu 170 % (vgl. Tabelle 7-25). Dazu gibt es nun zwei Sichtweisen: In den Stärke-Szenarien wird deutlich mehr Energie verbraucht, als sich im KEA fossil und KEA nuklear ausdrückt – oder: Ein bis zwei Drittel und damit ein großer Teil des Energieaufwandes bei den Stärke-Szenarien wird durch rezent in Biomasse gespeicherte Sonnenenergie aufgebracht, was zur Schonung endlicher Ressourcen beiträgt bzw., wie die Ergebnisse zeigen, prinzipiell beitragen könnte. Auch wenn in diesem Fall zwei Stärke-Szenarien ungünstiger als alle EPS-Szenarien abschneiden zeigt sich wiederum, dass es keinen grundsätzlichen Vorsprung einer Materialvariante gibt. Ganz im Gegenteil schneiden beispielsweise Stärke- und EPS-Loose-fill-Packmittel nahezu identisch ab, wenn man von einer energetischen Verwertung in einer optimierten Müllverbrennungsanlage ausgeht. Der Unterschied besteht dann darin, dass bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln etwas über die Hälfte des gesamten Energiebedarfs über nachwachsende Rohstoffe gedeckt wird, während die EPS-Variante praktisch vollständig auf fossile und nukleare Energieträger angewiesen ist.

#### **7.5.5.14 Rohöläquivalente**

Die Ergebnisse zu den Rohöläquivalenten (vgl. Abbildung 7-28), die sich aus dem Energieinhalt und der Reichweite der fossilen Energieträger zusammensetzen und die als Informationsgröße zusätzlich mitgeführt werden (vgl. Kapitel 5.2.6), stimmen – wie zu erwarten – weitgehend mit den KEA fossil – Ergebnissen überein, die nur den Energieinhalt der fossilen Energieträger abbilden (vgl. Abbildung 7-25). Dabei gibt es lediglich einige kleinere Verschiebungen, die an einer Stelle auch zu einer Veränderung der Reihenfolge führen: Szenario EPS II wird stärker gewichtet und liegt nun in dem schmalen Bereich, den die Ergebnisse zu den Szenarien Stärke I und Stärke II bilden knapp hinter dem Szenario Stärke II. Dies liegt daran, dass die Primär-Polystyrol-Herstellung, die stark Erdöldominiert ist, hier kräftiger zu Buche schlägt. Diese Mehrbelastung wird auch nicht durch den Ersatz von Schwerem Heizöl und damit von Reduktionspotential im Hochofen

ausgeglichen: Auf die Abzüge Output, die auf Grund der Vermeidung des alternativen Öleinsatzes höher als bei der energetischen Verwertung ausfallen, wirkt sich dies zwar steigernd aus, diese Zunahme ist absolut jedoch geringer als die Zunahme bei der Primär-Polystyrol-Herstellung. Weiterhin wirken sich bei den Sekundär-Polystyrol-Szenarien die höheren Werte bei der Primär-Polystyrol-Bereitstellung indirekt auch erhöhend auf die Zuschläge Input sowie auf die Abzüge Output für das im Szenario EPS IV erzeugte Polystyrol-Regranulat aus. Auch geht der Anteil der Loose-fill-Packmittel-Produktion bei den stromlastigen Stärke-Szenarien stärker zurück als bei den stärker auf thermische Energie angewiesenen EPS-Szenarien.

Die spezifischen Beiträge liegen bei den ersten sieben Szenarien höher als beim KEA fossil und erreichen maximal Einwohnerwerte von 4.173; auf der anderen Seite sind diese auch mit höheren Entlastungen beim Szenario EPS IV verbunden (-1.716). Damit nimmt auch die Bandbreite der Ergebnisse zu. Insgesamt gilt jedoch, dass die Ergebnisse trotz dieser Veränderungen denjenigen zum KEA fossil so nahe kommen, dass die dortigen Erklärungen (vgl. Kapitel 7.5.5.10) einfach hierher übertragen werden können

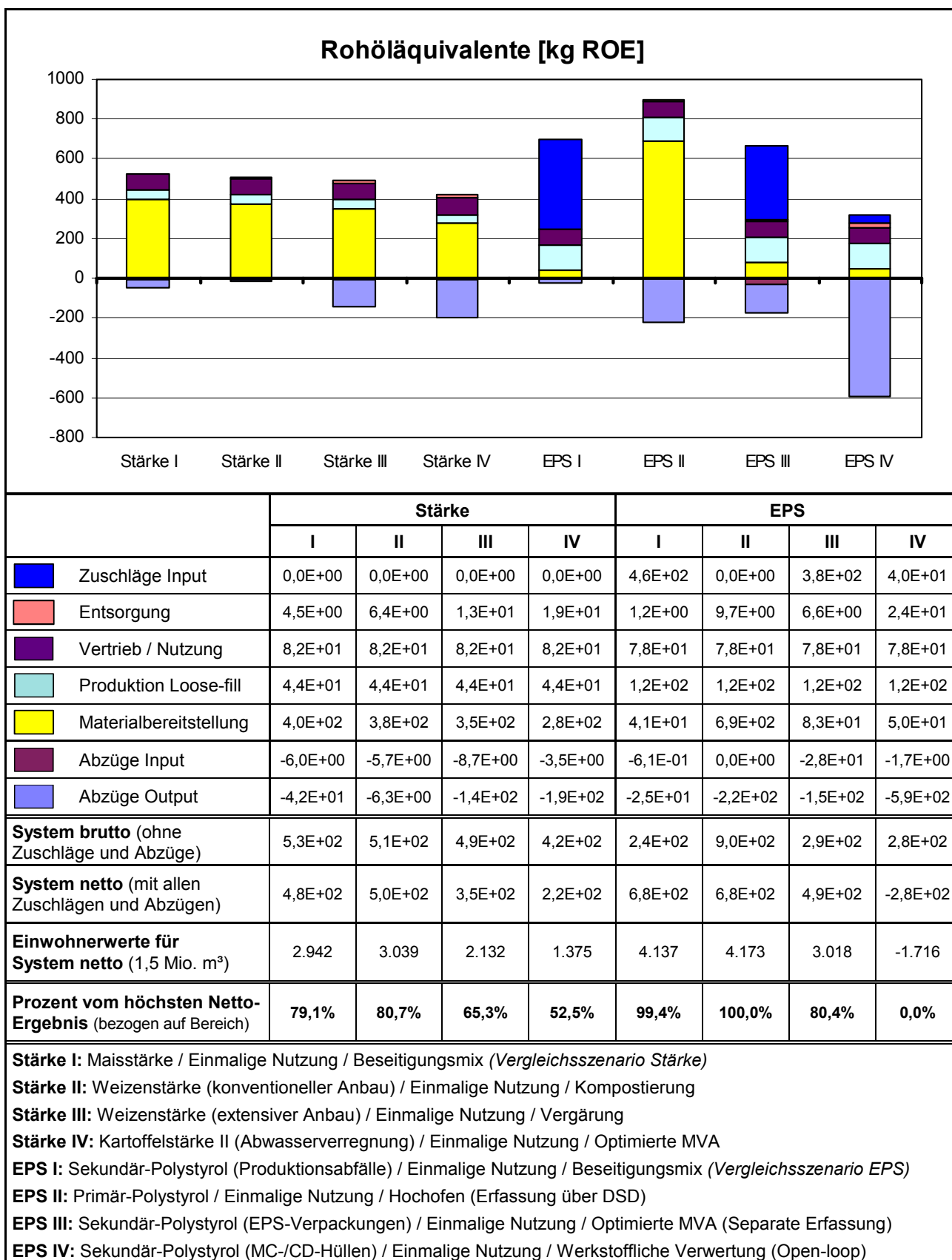


Abbildung 7-28: Rohöläquivalente - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

#### 7.5.5.15 *Blei-Emissionen*

Relativ ungewöhnlich erscheint auf den ersten Blick das Ergebnisbild (vgl. Abbildung 7-29) für die Blei-Emissionen: Bei den Stärke-Szenarien ergeben sich praktisch keine Blei-Emissionen – und durchgehend Einwohnerwerte von Null; bei den EPS-Szenarien gibt es dagegen zwischen den Szenarien deutliche Unterschiede. Die Einwohnerwerte und damit die spezifischen Beiträge liegen jedoch auch in diesen Fällen mit Beträgen von -79 bis 154 so niedrig, dass die Blei-Emissionen bei einer umweltbezogenen Bewertung der Szenarien vernachlässigt werden können. Die Unterschiede zwischen den Stärke- und den EPS-Szenarien sprechen sich aufgrund der Entlastungen bei EPS IV zudem wieder nicht eindeutig für eine Materialart aus. Verursacht werden sie bei den EPS-Szenarien vor allem durch zwei Lebenswegabschnitte – die Primär-Polystyrol-Bereitstellung, die sich auch auf die Zuschläge Input bei den Szenarien EPS I und EPS III auswirkt, sowie der Entsorgungsbereich. Emissionen aus Letzterem machen sich besonders bei der Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel im Hochofen (EPS II) und bei den Abzügen Input (EPS IV) – hier also der Verwertung der MC- und CD-Hüllen im spezifischen Äquivalenzsystem – bemerkbar. In beiden Fällen wird davon ausgegangen, dass diese Abfälle aufgrund einer Vermischung mit anderen Abfällen bei Sortier- und Aufbereitungsprozessen mit Schwermetallen kontaminiert werden (vgl. Tabelle 6-58 sowie Kapitel 6.2.1.3.6 und 6.5.5.2). Damit sind diese beiden Teilergebnisse zuerst einmal Resultat der diesbezüglich verfolgten Konvention (vgl. Kapitel 6.5.3), die wiederum die Realität möglichst sachgerecht abbilden soll. Letztendlich ist diese Vorgehensweise aufgrund der geringen spezifischen Beiträge jedoch nicht ergebnisrelevant.

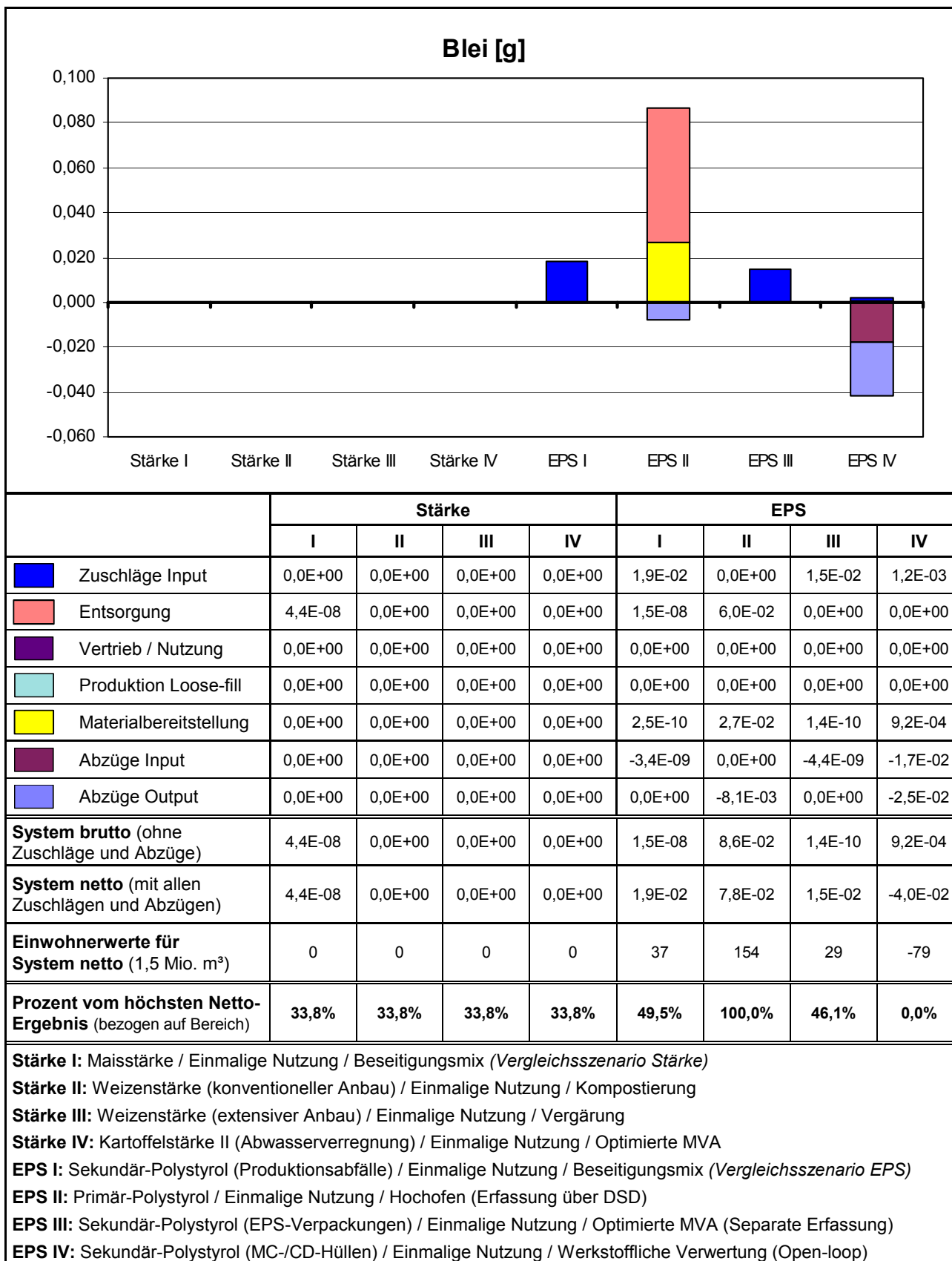


Abbildung 7-29: Bleiemissionen - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

### 7.5.5.16 Schwefeldioxid-Emissionen

Die Schwefeldioxid-Emissionen, die auch in das Versauerungspotential eingerechnet werden, gehen vor allem auf zwei Prozesse zurück – die Energieerzeugung, wobei insbesondere die Stromerzeugung im bundesdeutschen Mix (vgl. Kapitel 6.6.2) relevant ist, und die Produktion von Primär-Polystyrol. Geht man von diesen beiden Einflussfaktoren aus und orientiert sich ferner an den in eine ähnliche Richtung gehenden Erklärungen zur Herkunft der Ergebnisse beim KEA fossil (vgl. Kapitel 7.5.5.10), so lassen sich die Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-30) puzzleartig zusammensetzen und erklären: So weisen die Stärke-Szenarien zwar Unterschiede bei der Materialbereitstellung auf, letztendlich entscheidend für das Abschneiden innerhalb dieser materialgleichen Szenariengruppe ist jedoch die Energie- und hier insbesondere die Stromerzeugung bei der Entsorgung der Loose-fill-Packmittel, auf die die Abzüge Output zurückgehen. Die Ergebnisse hängen damit, sowohl was die Emissionen im Produktlebensweg angeht als auch über die Abzüge Output wesentlich vom Emissionsniveau der in den Mixen abgebildeten durchschnittlichen Strom- und Wärmbereitstellung (vgl. Kapitel 6.6.2) ab. Auf die Produktion der Loose-fill-Packmittel entfällt der zweite große Anteil der Schwefeldioxid-Emissionen im Lebensweg; da dieser in allen Stärke-Szenarien identisch ist, trägt er jedoch nicht zur Differenzierung dieser Szenarien bei. Dies gilt analog auch für die EPS-Szenarien, bei denen aber aufgrund des geringeren Stromverbrauchs (vgl. Kapitel 6.3) die Schwefeldioxid-Emissionen absolut gesehen etwas niedriger ausfallen. Außer beim Szenario EPS IV, bei dem sich die stromintensive Regranulierung der Loose-fill-Packmittel-Abfälle bemerkbar macht, entstehen in der Vertriebs- und Nutzungsphase sowie bei der Entsorgung jeweils nur sehr geringe Emissionen. Deshalb kommt bei den EPS-Szenarien den Schwefeldioxid-Emissionen aus der Primär-Polystyrol-Bereitstellung die entscheidende Rolle zu. Diese wirken sich direkt bei dem deshalb insgesamt ungünstigsten Szenario EPS II aus – sowie indirekt bei den Szenarien EPS I und III über die Zuschläge Input (Wert der im Produktsystem verwerteten hochwertigen Polystyrol-Abfälle) und beim Szenario EPS IV über die Abzüge Output (Wert des vom System bereitgestellten hochwertigen Polystyrol-Regranulats), die dort insgesamt zu einer Entlastung führen.

Mit Einwohnerwerten von maximal 2.685 bei den Stärke-Szenarien und 3.621 bei den EPS-Szenarien bewegen sich die höchsten spezifischen Beiträge in etwa der gleichen Größenordnung wie der Mittelwert aller maximalen Einwohnerwerte. Die minimalen Einwohnerwerte von 75 bei den Stärke-Szenarien und sogar -678 bei den EPS-Szenarien zeigen, dass zum Einen nicht die Art der Rohstoffe über die Umweltrelevanz entscheidet und zum Anderen materialunabhängig große Optimierungspotentiale bestehen. Bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln wirkt sich insbesondere eine energetische Verwertung mit hohem Wirkungsgrad positiv auf die Ergebnisse aus. Prinzipiell ist es auch dann noch möglich, dass die EPS-Loose-fill-Packmittel besser abschneiden als die Stärke-Loose-fill-Packmittel. Dies ist jedoch nur dann der Fall, wenn zwei Umstände zusammenkommen: Die Verwendung von Sekundär-Polystyrol, das aus Abfällen hergestellt ist, die andernfalls kaum verwertet werden, und eine hochwertige energetische oder werkstoffliche Verwertung.



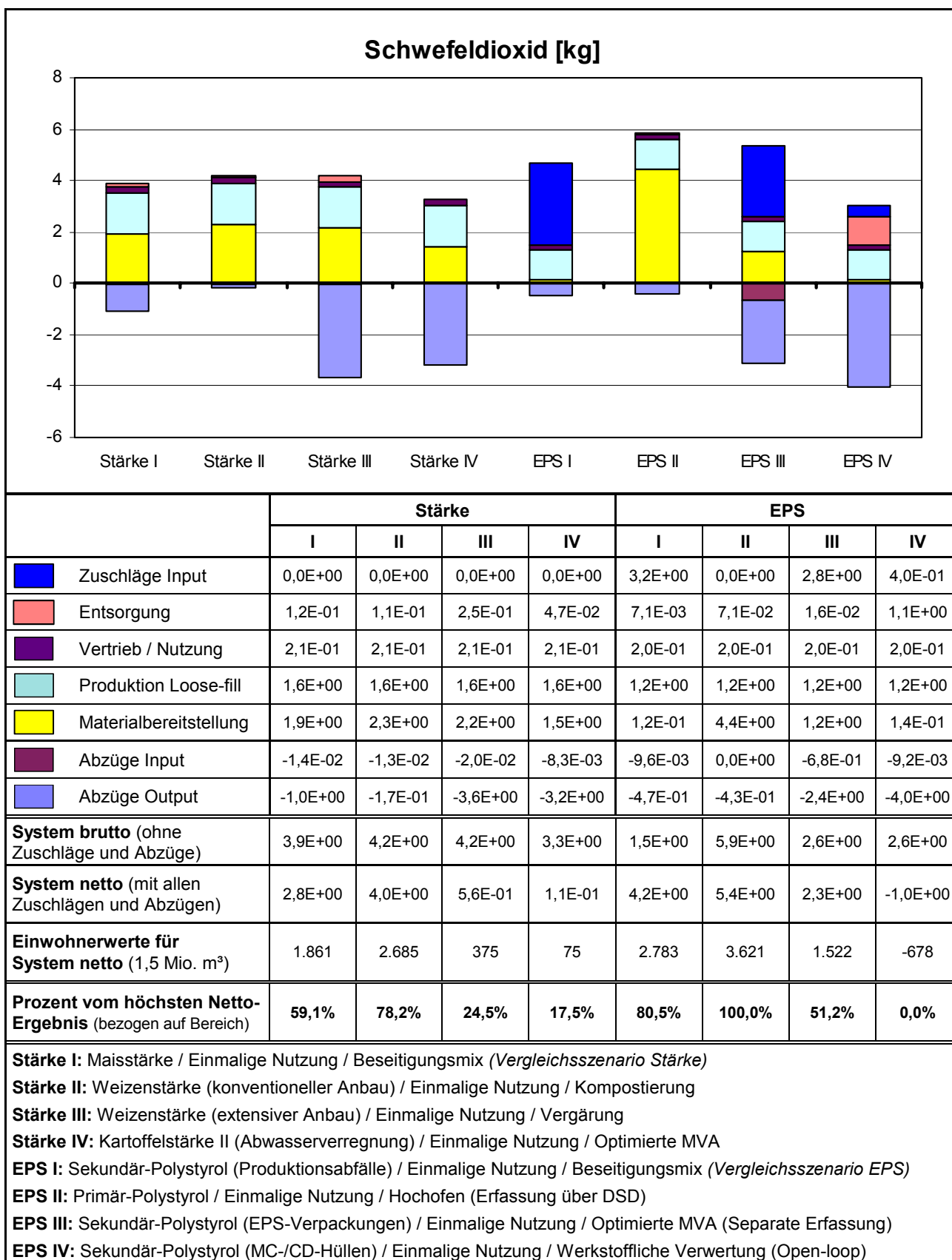


Abbildung 7-30: Schwefeldioxid-Emissionen - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

#### **7.5.5.17 Fluorwasserstoff-Emissionen**

Das Ergebnisbild zu den Fluorwasserstoff-Emissionen (vgl. Abbildung 7-31) weist sehr weitgehende Ähnlichkeiten zum KEA nuklear auf (vgl. Abbildung 7-26). Darin spiegelt sich wider, dass Fluorwasserstoff vor allem im Zusammenhang mit der Produktion elektrischer Energie emittiert wird und damit wie der KEA nuklear ein Indikator für den Stromverbrauch ist. Entsprechend lassen sich auch die zum KEA nuklear gemachten Erklärungen zur Ergebnisherkunft (vgl. Kapitel 7.5.5.17) einfach übertragen. Zu ergänzen bleibt dazu lediglich, dass die etwas höheren entsorgungsbürtigen Emissionsanteile bei den Szenarien Stärke I und Stärke III auf die energetische Nutzung von Deponiegas bzw. Biogas zurückzuführen sind (vgl. Kapitel 7.4.3.6.12). Aufgrund dieser Veränderung und einiger weiterer kleinerer Verschiebungen verändert sich die Reihenfolge gegenüber den Ergebnissen beim KEA nuklear geringfügig. Dennoch stellt sich auch hier wieder heraus, dass es keinen prinzipiellen Vorteil von Stärke oder EPS gibt, sondern dass andere Aspekte den Ausschlag geben. Hier sind insbesondere die Stromerzeugung und die Emissionen bei der Entsorgung sowie der Stromverbrauch bei der Materialbereitstellung zu nennen. Insgesamt gilt aber, dass die Fluorwasserstoff-Emissionen aufgrund der sehr geringen Einwohnerwerte (12 bis 161) bei der umweltbezogenen Bewertung der Szenarien in allen Fällen vernachlässigbar sind. Auch bei den Ergebnissen zum Versauerungspotential, in das die Fluorwasserstoff-Emissionen eingerechnet werden, spielen diese damit eine sehr unbedeutende Rolle.

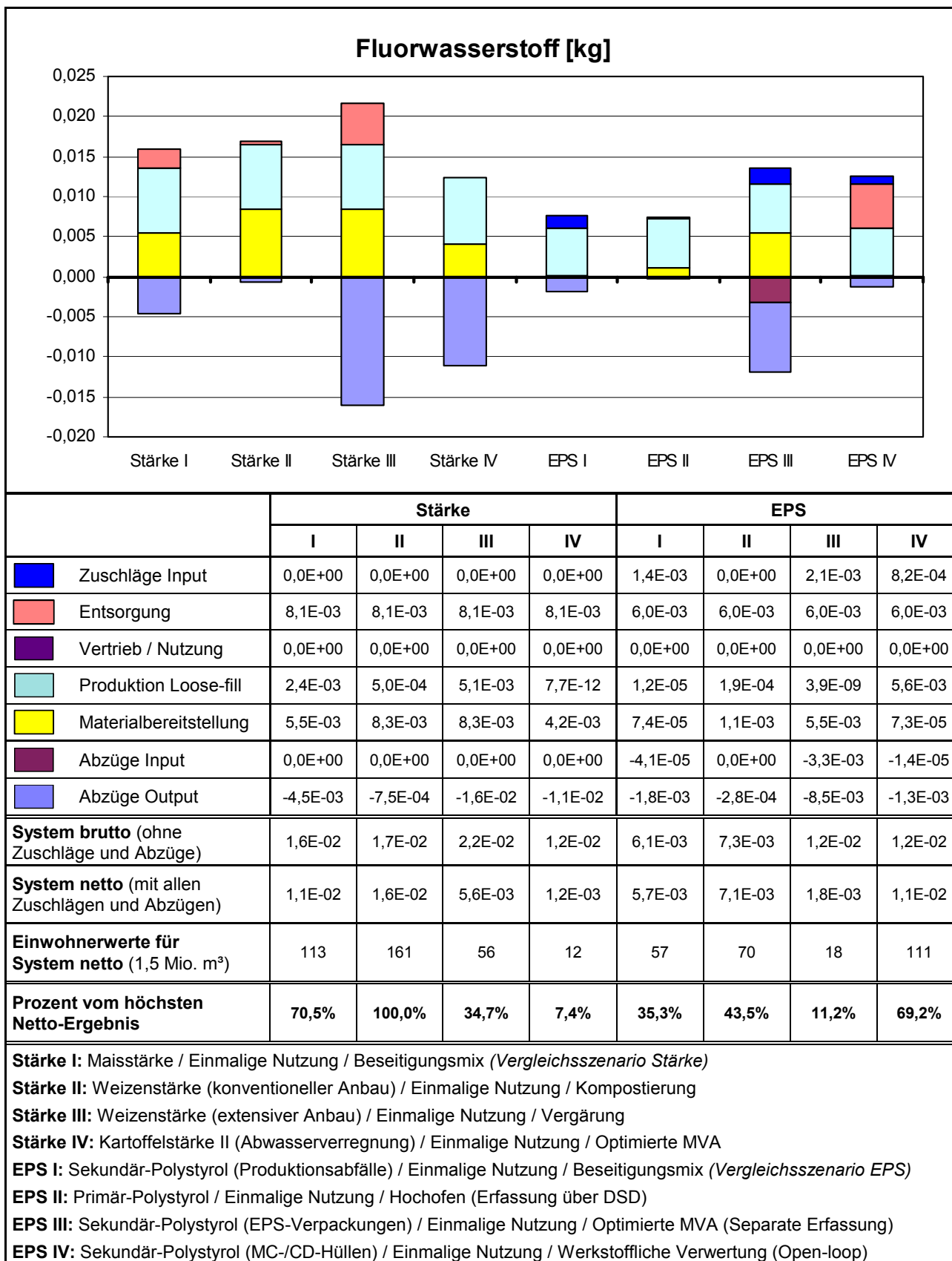


Abbildung 7-31: Fluorwasserstoff-Emissionen - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

#### 7.5.5.18 Ammoniak-Emissionen

Das Ergebnisbild zu den Ammoniak-Emissionen (vgl. Abbildung 7-32) weist sehr große Ähnlichkeiten zu den Ergebnissen bei den N<sub>2</sub>O-Emissionen (vgl. Abbildung 7-21) und beim Pflanzenschutzmittel-Einsatz (vgl. Abbildung 7-35) auf. Dies liegt zum Einen daran, dass die Emissionen vor allem aus der Landwirtschaft stammen und dort auf die Verwendung mineralischer Stickstoff-Düngemittel zurückgehen (vgl. Kapitel 7.4.1.7.13) – und deren Verwendung wie auch der Einsatz synthetischer Pflanzenschutzmittel mit der konventionellen Anbauweise gekoppelt ist und bei der extensiven Pflanzenproduktion (Stärke III) entfällt. Zum Anderen übersteigen die Ammoniak-Emissionen aus der konventionellen Landwirtschaft diejenigen im Zusammenhang mit den EPS-Loose-fill-Packmitteln (vgl. Kapitel 7.3.1.6.12) um Größenordnungen. Damit schneiden nach den hier zugrunde liegenden Annahmen diejenigen Stärke-Szenarien, bei denen auf Stärke aus konventionell erzeugten Pflanzen zurückgegriffen wird (Stärke I, II und IV), an dieser Stelle mit Einwohnerwerten zwischen 1.121 und 2.546 wesentlich ungünstiger ab als die verbleibenden Szenarien mit Einwohnerwerten zwischen 3 und 42. Da die Ammoniak-Emissionen aber auch mit größeren Anteilen in das terrestrische Eutrophierungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.3) und das Versauerungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.4) eingehen, sollten diese Informationen nicht doppelt zu Lasten der Stärke-Szenarien gewertet werden, sondern nur als Information zum Verständnis anderer Ergebnisse genutzt werden.

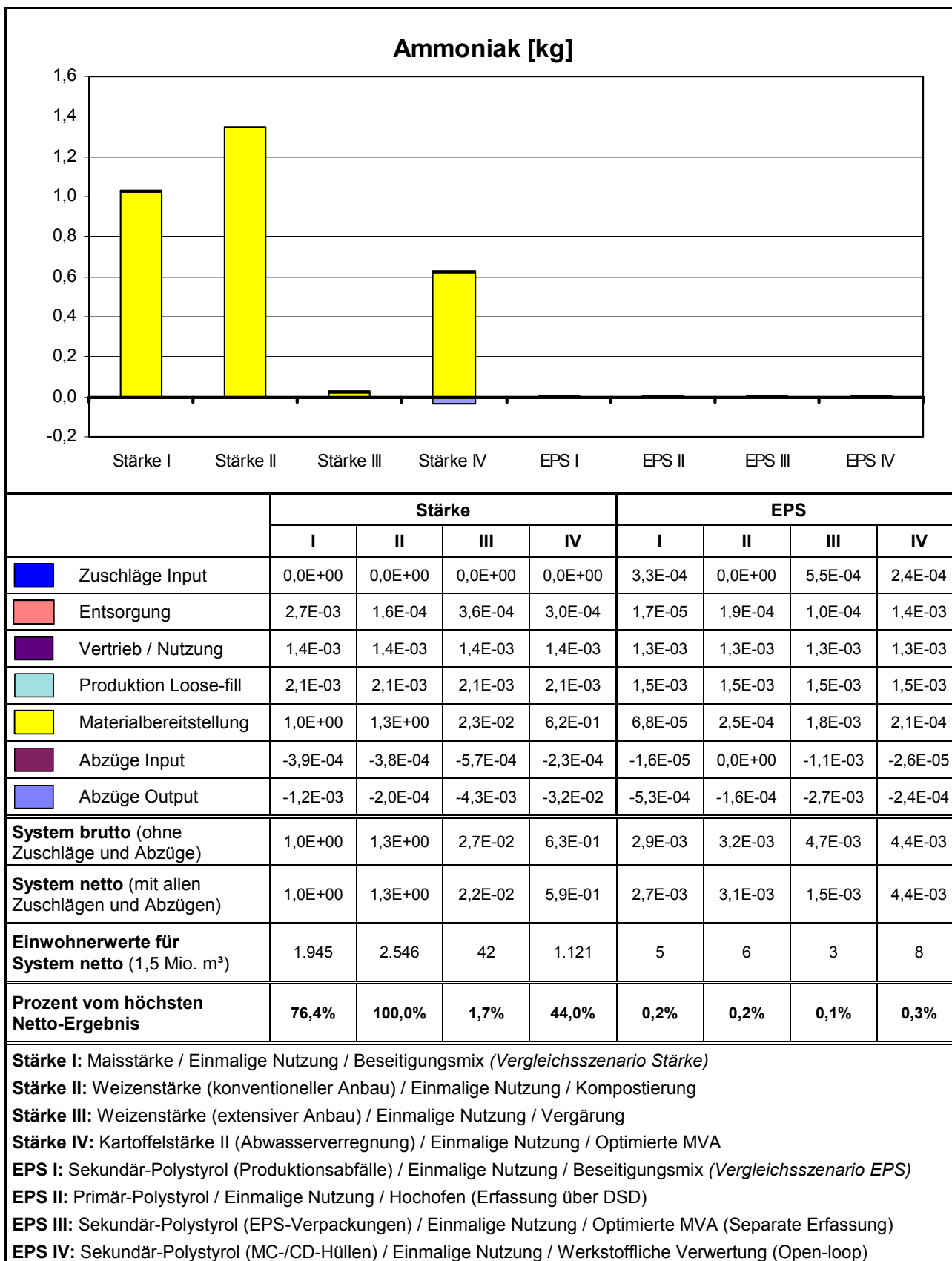


Abbildung 7-32: Ammoniak-Emissionen - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

### 7.5.5.19 Stickoxid-Emissionen

Die auf die Netto-Ergebnisse bezogenen Einwohnerwerte bewegen sich in einem weiten Korridor von –373 bis 5.160 (vgl. Abbildung 7-33), wobei nur das Szenario EPS IV zu Entlastungen führt; alle anderen Szenarien liegen über einem Einwohnerwert von 2.763 und damit in der Größenordnung des Mittelwertes aller maximalen Einwohnerwerte (vgl. Kapitel 7.5.4.1). Damit sind die Stickoxid-Emissionen bei einer umweltbezogenen Bewertung prinzipiell bedeutsam. Da aber die Stickoxide bereits über die Indikatoren terrestrisches Eutrophierungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.3) und Versauerungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.4) in die umweltbezogene Bewertung der Szenarien sowie in das als Informationsgröße mitgeführte N-korrigierte Ozonbildungspotential (vgl. Kapitel 7.5.5.7) eingehen, sollte bei der nachfolgenden Diskussion diese Gefahr der Mehrfachwertung gesehen werden. Die folgenden Ausführungen dienen deshalb vor allem dazu, die Ergebnisse bei diesen höher aggregierten Indikatoren besser nachvollziehen zu können.

Stickoxid-Emissionen entstehen in erster Linie bei Verbrennungsprozessen. Da diese in nahezu allen Lebenswegabschnitten eine wichtige Rolle spielen, verwundert es nicht, dass die Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-33) ein sehr „buntes“ Bild abgeben, d.h. viele der in der Staffalbalken-Darstellung differenzierten Bereiche tragen in sichtbarem Umfang zu den Stickoxid-Emissionen bei. Die größten Anteile resultieren dabei aus der Materialbereitstellung und der Vertriebs- und Nutzungsphase. Während bei letzterer unabhängig von der Materialart ausschließlich LKW-Transporte in nahezu gleichem Umfang für die Emissionen verantwortlich sind (vgl. dazu die Ausführungen zu den auf den selben Prozess zurückzuführenden und sich damit gleich verhaltenden Dieselpartikel-Emissionen in Kapitel 7.5.5.5), erklären sich die Emissionen bei der Materialbereitstellung in Abhängigkeit von der Materialart auf unterschiedliche Art und Weise: Bei den Stärke-Szenarien ist der Anteil der Materialbereitstellung, der sich zwischen 31,8% und 44,3 % der Brutto-Ergebnisse bewegt, auf verschiedene Prozesse zurückzuführen. So tragen dazu vor allem die Energiebereitstellung für die Stärke- und Dünger-Produktion sowie Emissionen bei Feldarbeiten bei; aber auch die Bereitstellung von Polyvinylalkohol ist für rund ein Drittel der Ergebnisse für die Materialbereitstellung verantwortlich (vgl. Kapitel 7.4.1.7.7). Bei den EPS-Szenarien machen sich vor allem die relativ großen Stickoxid-Frachten bei der Produktion von Primär-Polystyrol (EPS II) bemerkbar, die sich über die Zuschläge Input auch sehr deutlich bei den Szenarien EPS I und EPS III auswirken, in denen jeweils hochwertige Polystyrol-Abfälle verwertet werden. Eine Ausnahme stellt dagegen wieder das am besten abschneidende Szenario EPS IV dar, da in diesem MC-/CD-Hüllen eingesetzt werden, die anderweitig nur zu 5 Gew.-% verwertet werden würden, und sich deshalb dafür nur sehr geringe Zuschläge Input ergeben. (vgl. Kapitel 7.3.1.6.7).

Auf die Produktion der Loose-fill-Packmittel selbst entfallen bei allen Szenarien relativ geringe Emissionen, die sich absolut gesehen zwischen den Stärke- und EPS-Szenarien nur geringfügig unterscheiden. Stärker bemerkbar macht sich dagegen die Entsorgung, die in sehr unterschiedlichem Umfang zu den Stickoxid-Emissionen beiträgt – direkt zum Einen über die Verbrennung der Loose-fill-Packmittel bzw. der daraus hergestellten „Sekundär-Energieträger“ wie Deponiegas oder Biogas, zum Anderen über LKW-Transporte. Dabei wirkt sich bei den Stärke-Szenarien sowohl die größere zu transportierende Abfallmenge als auch das größere Abgasvolumen einer Verbrennung erhöhend auf die NO<sub>x</sub>-Emissionen aus. Indirekt leiten sich zudem aus den Zusatznutzen der Entsorgung die ebenfalls

ergebnisbestimmenden Abzüge Output ab, die am höchsten bei der werkstofflichen Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel ausfallen (EPS IV) und in bereits deutlich geringerem Ausmaß auch aus der energetischen Verwertung der Loose-fill-Packmittel resultieren (Stärke III und IV; EPS III).

Die relativ unbedeutenden Abzüge Input bei den Stärke-Szenarien sind auf die Feldarbeiten bei Grünbrache-Bewirtschaftung zurückzuführen, die aufgrund der Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen für die Produktion der Stärke-Pflanzen nicht mehr erforderlich sind. Wesentlich höher fallen die Abzüge Input nur beim Szenario EPS III aus: Dort gehen sie darauf zurück, dass die EPS-Packmittel-Abfälle auch bei einer Nichtverwertung im Produktsystem zu einem großen Anteil werkstofflich verwertet und dabei mit einem relativ großen Stromverbrauch regranuliert werden würden (vgl. Kapitel 6.2.1.3.7).

Insgesamt wirken sich besonders die hohen  $\text{NO}_x$ -Emissionen bei der Herstellung von Primär-Polystyrol entscheidend auf die Ergebnisse aus. Auf diese ist vor allem zurückzuführen, dass die drei EPS-Szenarien I bis III, die sich um maximal 30 % unterscheiden, ungünstiger abschneiden als die Stärke-Szenarien, die untereinander nur relativ geringe Unterschiede von 16 % aufweisen. Andererseits ist dieser Umstand indirekt aber auch dafür verantwortlich, dass das Szenario EPS IV so viel günstiger abschneidet. Damit lässt sich feststellen, dass auch hier wieder nicht die Frage der Materialart – Stärke oder EPS – über das umweltbezogene Abschneiden entscheidet, sondern die spezifische Kombination einzelner Prozesse. Hierbei wirkt es sich bei den EPS-Szenarien positiv aus, wenn Sekundär-Polystyrol eingesetzt wird, dass aus andernfalls wenig hochwertig entsorgten Polystyrol-Abfällen hergestellt wurde. Besonders positiv wirkt sich auch die werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel aus. Sollte diese nicht möglich sein, so ergeben sich die größten noch möglichen Vorteile über eine energetische Verwertung. Diese könnte auch bei den Stärke-Szenarien zur Reduzierung der Emissionen beitragen, insbesondere dann, wenn die  $\text{NO}_x$ -Emissionen aus der energetischen Verwertung des Biogases auf einen niedrigeren Wert gesenkt werden können als von uns hier angenommen (vgl. Kapitel 6.5.6.1). Weiterhin gibt es bei den Stärke-Szenarien Ansatzpunkte in den Bereichen Pflanzenwahl, Pflanzenbau und Verfahrenstechnik der Stärke-Produktion (vgl. Kapitel 7.4.1.7.7). Auch der Verzicht auf den Zusatz von Polyvinylalkohol würde sich positiv auswirken (vgl. Kapitel 7.6.4).

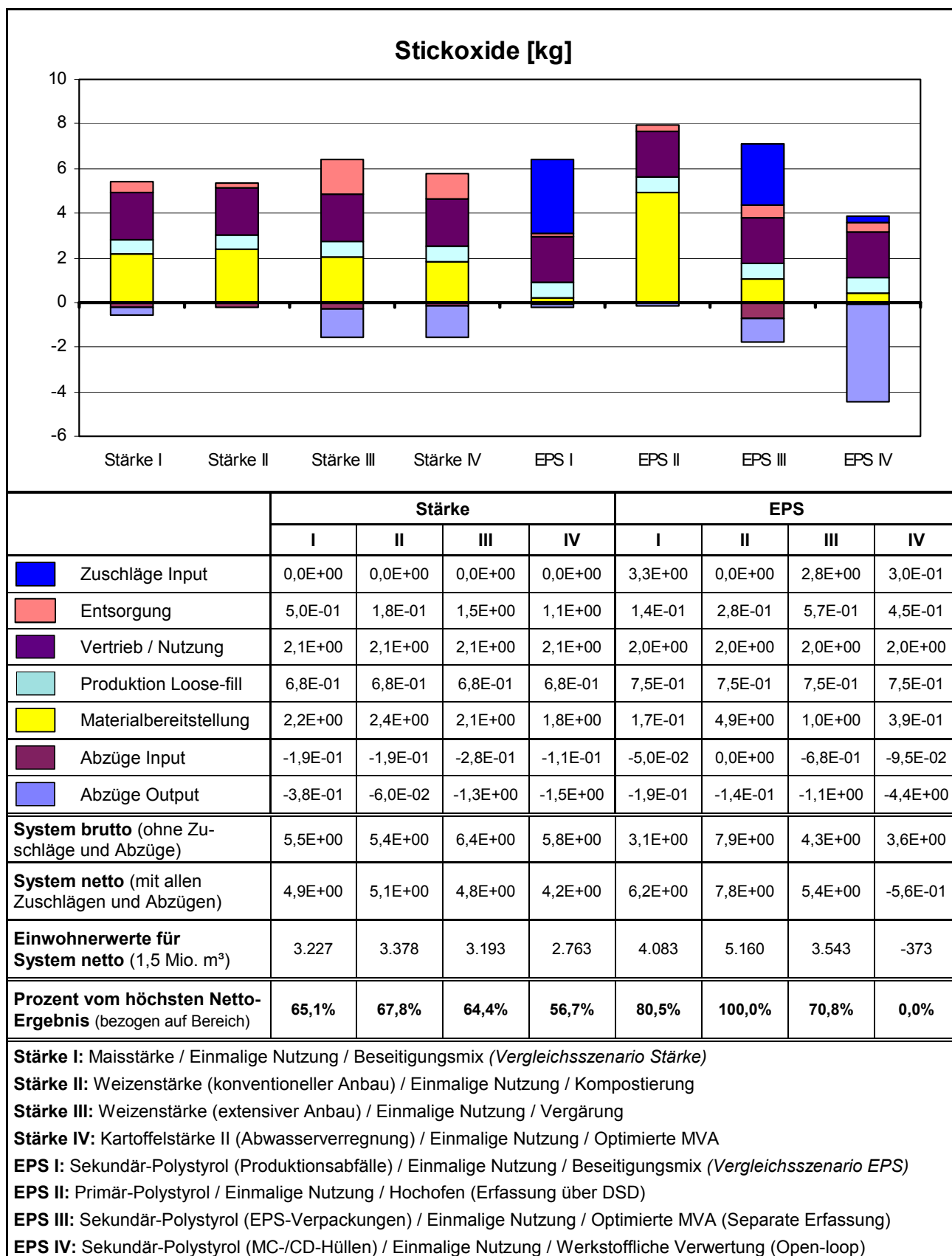


Abbildung 7-33: Stickoxid-Emissionen - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)



#### **7.5.5.20 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)**

Die Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-34) zeigen sehr deutlich, dass die bei der Bilanzierung erfassten AOX-Belastungen im Abwasser nahezu ausschließlich mit der Primär-Polystyrol-Bereitstellung zusammenhängen. Bei den Szenarien EPS I und EPS III wirkt sich dies über relativ hohe Zuschläge Input negativ, beim Szenario EPS IV über verhältnismäßig große Abzüge Output sehr positiv aus (vgl. Kapitel 7.3.1.6.13 und 7.3.3.6.12). Nur noch bei der Entsorgung der Stärke-Loose-fill-Packmittel werden über das Deponiesickerwasser sehr geringe AOX-Ableitungen angerechnet (vgl. Kapitel 7.4.3.6.14). Insgesamt sind die spezifischen Beiträge mit Einwohnerwerten von –10 bis 11 jedoch so gering, dass ihnen unter Umweltgesichtspunkten keine Bedeutung zukommt.

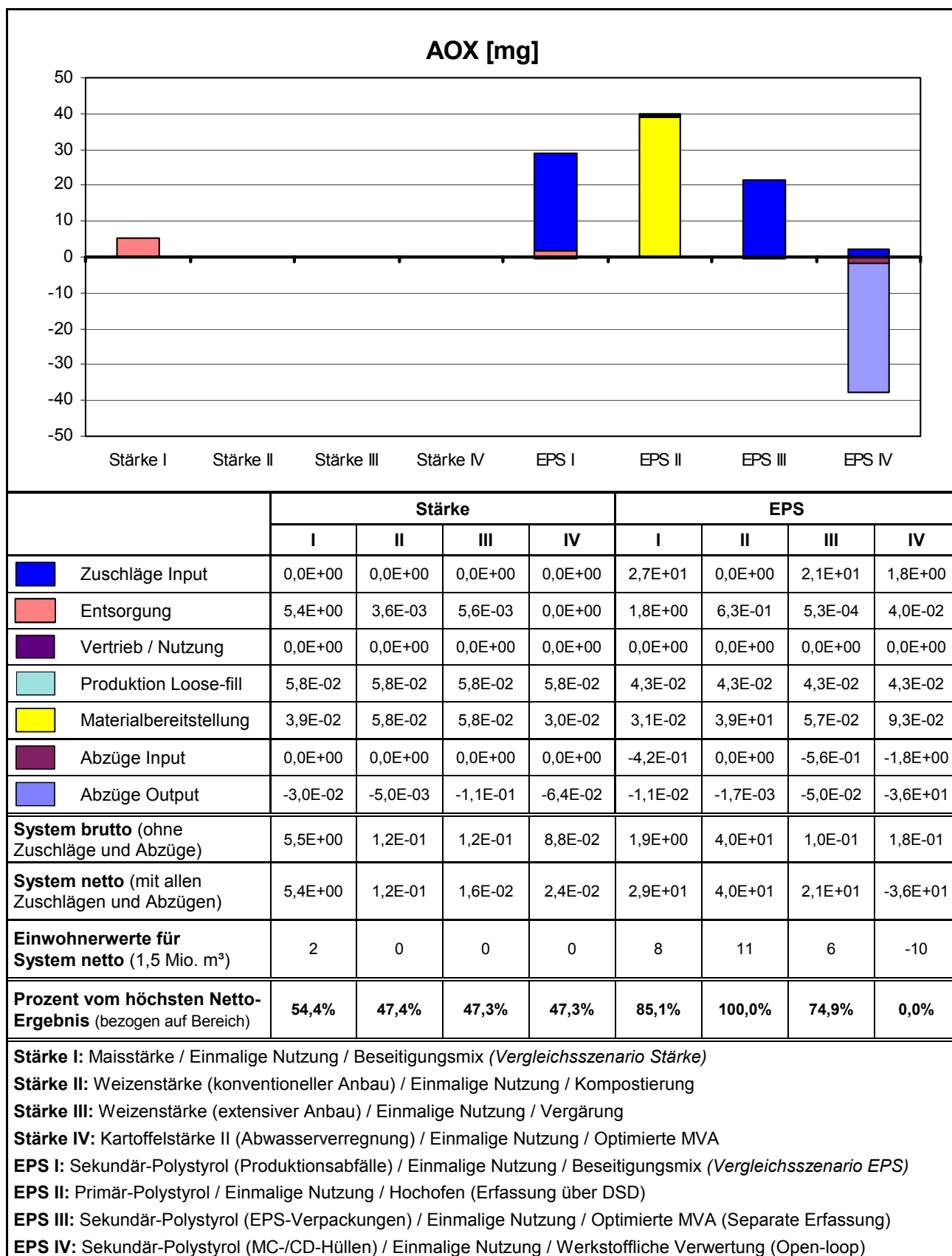


Abbildung 7-34: AOX - Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

#### 7.5.5.21 *Pflanzenschutzmittel-Einsatz*

Die Ergebnisse zum Pflanzenschutzmittel-Einsatz (vgl. Abbildung 7-35) bestätigen die umfangreicheren, auch Hintergrundinformationen beinhaltenden Ausführungen zu dieser Thematik in Kapitel 7.4.1.7.15: Da Pflanzenschutzmittel nur beim konventionellen Anbau von Stärke-Pflanzen ausgebracht werden, liegen - wie zu erwarten war - die Mengen sowohl bei den EPS-Szenarien als auch beim Szenario Stärke III, bei dem der extensive Anbau von Weizen betrachtet wird, bei Null. Die Ergebnisse der drei anderen Stärke-Szenarien sind dagegen deutlich höher und weisen mit Einwohnerwerten zwischen 7.917 und 26.782 im Vergleich zu anderen Indikatoren sehr hohe spezifische Beiträge auf (vgl. Kapitel 7.5.4.1). Wie dieser Sachverhalt nun zu werten ist, hängt davon ab, welche umweltbezogene Bedeutung der Gruppe der Pflanzenschutzmittel, die eine Vielzahl unterschiedlich ökotoxikologisch relevanter Substanzen umfasst, zugemessen wird. Würde die Bedeutung dieses hier als Informationsgröße geführten Indikators als sehr groß (Rang A; vgl. Kapitel 4.4.3) angesehen, so würden die dafür errechneten Ergebnisse das Abschneiden der Szenarien bestimmen. Stärke-Loose-fill-Packmittel, die auf Stärke aus konventionell angebauten Pflanzen zurückgreifen würden, wären dann gegenüber EPS-Loose-fill-Packmitteln unter Umweltgesichtspunkten kaum mehr konkurrenzfähig. Aber selbst bei einer Einstufung in Rang C (mittlere Bedeutung) könnte die Pflanzenschutzmittel-Menge aufgrund der sehr hohen Einwohnerwerte und der großen Schwankungen noch ergebnisbestimmend sein. Erst dann, wenn der Pflanzenschutzmittel-Ausbringung eine geringe (Rang D) oder sehr geringe (Rang E) Bedeutung zugeschrieben würde, hätten die dafür errechneten Ergebnisse keinen Einfluss mehr auf die umweltbezogene Bewertung der Szenarien.

Da es in dieser Untersuchung nicht möglich war, einzelne Wirkstoffe detailliert zu betrachten, wie dies für eine fundierte ökotoxikologisch orientierte Bewertung erforderlich wäre, lassen wir diesen Punkt an dieser Stelle so stehen und weisen darauf hin, dass dieser Sachverhalt in weiteren verwandten Ökobilanzen näher zu untersuchen ist. Unabhängig davon kann jedoch festgehalten werden, dass losgelöst von der ökotoxikologischen Bewertung der Pflanzenschutzmittel die EPS-Szenarien und der extensive Anbau von Stärke-Pflanzen immer am besten abschneiden und dabei gleichauf liegen.

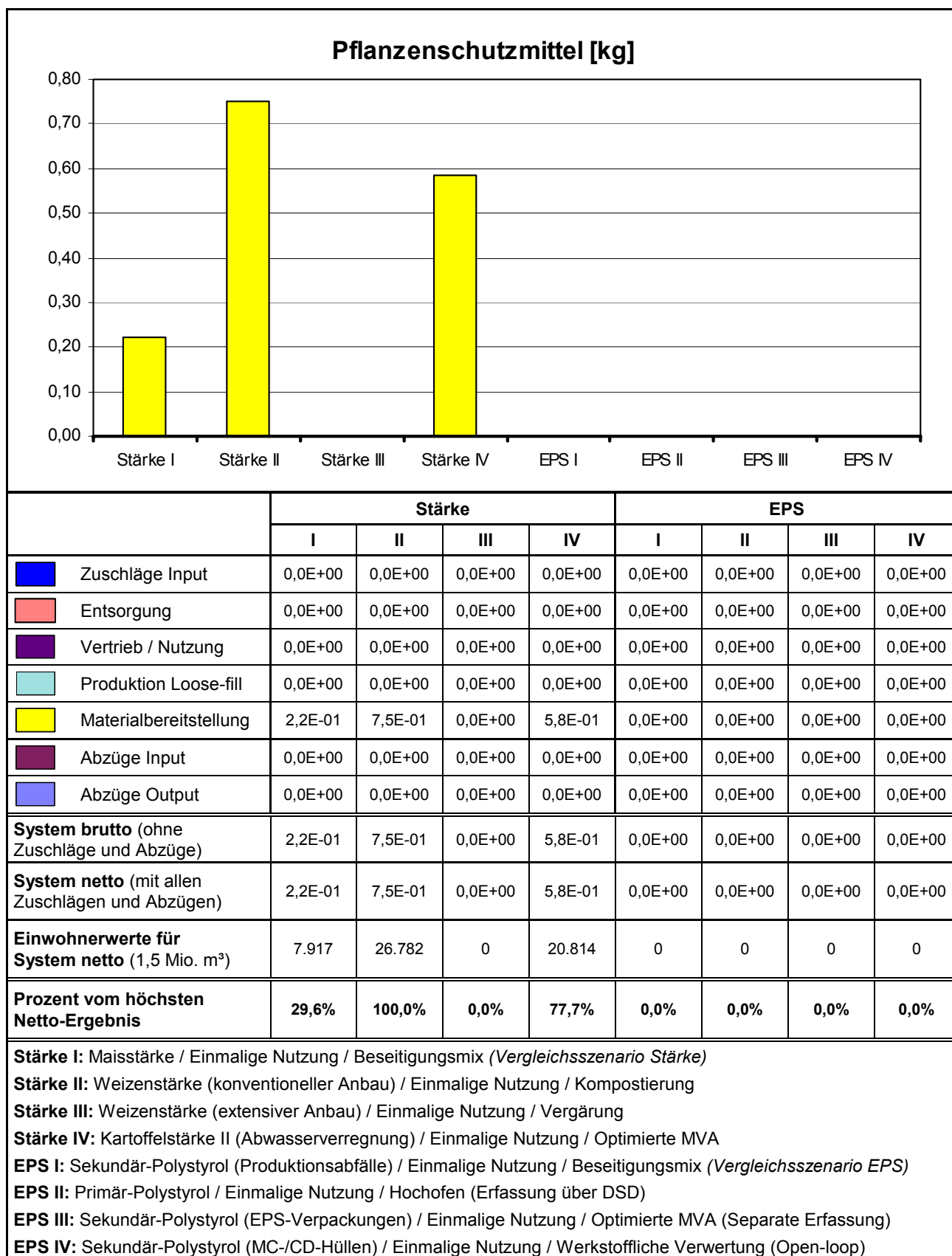


Abbildung 7-35: Pflanzenschutzmittelmenge- Vergleich zwischen EPS- und Stärke-Szenarien bezogen auf die funktionelle Einheit von 100 m³ Loose-fill-Packmittel (*Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m³*)

### 7.5.6 Fazit

Der Vergleich acht ausgewählter Stärke- und EPS-Szenarien mit je einmaliger Verwendung<sup>1</sup> der Loose-fill-Packmittel ergibt, dass sich beide Materialvarianten bei fast allen Indikatoren in einem ähnlichen Bereich spezifischer Beiträge bewegen. Dabei bestehen zwischen den einzelnen Szenarien durchwegs sehr große Unterschiede, die jedoch nur in sehr wenigen Fällen auf die Materialart zurückzuführen sind. Das geringste Einsparpotential von 40 % ergibt sich für die Dieselpartikel-Emissionen; bei allen anderen Indikatoren liegt dieses bei mindestens 85 % und geht meist sogar bis in den Bereich von Entlastungen. Der ohne die extrem hohen Werte beim KEA solar (169.357 Einwohnerwerte) sowie bei der Pflanzenschutzmittel-Menge (26.782 Einwohnerwerte) berechnete Mittelwert der maximalen Einwohnerwerte beläuft sich auf rund 3.700 Einwohnerwerte. Nur noch zwei weitere Indikatoren weisen maximale Einwohnerwerte von über 10.000 auf - das Ozonbildungspotential mit höchstens 17.795 Einwohnerwerten sowie die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI mit 12.925 Einwohnerwerten (bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in Deutschland. Alle anderen Indikatoren kommen auf Maxima, die zum Teil sehr deutlich unter 10.000 Einwohnerwerten liegen. Als niedrigste Werte errechnen sich für die Rohöläquivalente eine Entlastung um -1.716 Einwohnerwerte und sogar von -2.686 Einwohnerwerten bei der Naturraumbeanspruchung (Natürlichkeitsklasse VII; Bezug auf jährlichen Deponieflächenbedarf in Deutschland).

Insgesamt stellt das Treibhauspotential den wichtigsten Indikator für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien dar. Als nächstwichtigste Kategorie folgt die Naturraumbeanspruchung in Kategorie VII (Deponiefläche) und dann mit etwas Abstand die weiteren in Rang B eingestuften Indikatoren Terrestrisches Eutrophierungspotential, Versauerungspotential und Dieselpartikel-Emissionen. Mindestens die gleiche Bedeutung wie den drei zuletzt aufgelisteten Indikatoren ist aufgrund relativ hoher Einwohnerwerte und großer Unterschiede zwischen den Szenarien dem Ozonbildungspotential sowie der Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI beizumessen. Weniger bedeutsam sind dagegen die Emissionen an Distickstoffoxid (Ozonabbau) sowie der KEA fossil – und noch einmal mit größerem Abstand der KEA nuklear. Auch das Krebsrisikopotential, das mit entweder sehr geringen Belastungen oder etwas größeren Entlastungen verbunden ist, spielt keine besonders wichtige Rolle. Weiterhin zu beachten sind jedoch der KEA solar sowie die Pflanzenschutzmittelmenge: Ersterer weist zwar die weitaus höchsten Einwohnerwerte auf, kann aber sowohl negativ als Verbrauch von Sonnenenergie als auch positiv als wünschenswerte Einbringung solarer Energie in das Produktsystem gesehen werden. Bezüglich der Pflanzenschutzmitteln wird nicht zwischen ökotoxikologisch sehr unterschiedlich zu wertenden Einzelstoffen differenziert; dieser Indikator liefert jedoch Indizien, inwieweit der Einsatz von Pestiziden für die umweltbezogene Bewertung der Szenarien wichtig sein könnte.

Die Ergebnisse dieses Vergleichs belegen sehr deutlich, dass nicht die Rohstoffherkunft über die Umweltrelevanz der Szenarien entscheidet, sondern dass dafür die Art der im jeweiligen Lebensweg kombinierten Prozesse verantwortlich ist. Die bedeutendsten

---

<sup>1</sup> Eine Wiederverwendung wird bei diesem Vergleich nicht mehr berücksichtigt. Diese wird sich jedoch in aller Regel positiv auswirken.

Lebenswegphasen sind dabei die Materialbereitstellung und die Entsorgung. Offensichtlich wird dabei auch, dass es sowohl sehr gute EPS- und Stärke-Szenarien gibt – und jeweils in beiden Fällen auch Ausprägungen, die deutlich ungünstiger abschneiden. Dabei ist die Variationsbreite zwischen materialgleichen Szenarien ähnlich hoch wie innerhalb der Gesamtheit der Szenarien. Unabhängig von der Materialart gibt es damit sowohl bei einer Stärke- als auch bei einer EPS-Verwendung beträchtliche Optimierungspotentiale.

Andererseits finden sich jedoch auch einige Indikatoren, bei denen nur auf die Stärke-Szenarien erwähnenswerte Beiträge entfallen. Dies trifft vor allem auf Indikatoren zu, die charakteristisch für die landwirtschaftliche Produktion nachwachsender Rohstoffe sind wie die Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI (konventionell genutzte Landwirtschaftsfläche), die Distickstoffoxid-Emissionen (Ozonabbau), den KEA solar, die Ammoniak-Emissionen und den Pflanzenschutzmittel-Einsatz. Auch zum aquatischen Eutrophierungspotential trägt nur die Stärke-Produktion nennenswert bei, wobei die entsprechenden spezifischen Beiträge und damit die Abwasserfrachten immer noch relativ gering ausfallen. Bis auf den KEA solar gibt es zu all diesen Indikatoren aber stets auch ein Stärke-Szenario, das ebenfalls sehr geringe Netto-Ergebnisse aufweist. Hier wirkt sich insbesondere der extensive Anbau von Stärke-Pflanzen (Stärke III) positiv aus sowie – was die Stärke-Bereitstellung angeht – die Verwendung von Maisstärke (Stärke I) oder von Kartoffelstärke, bei deren Produktion das Abwasser verregnet wird (Stärke IV).

Bei den EPS-Szenarien gibt es dagegen mit den beiden Indikatoren Ozonbildungspotential bzw. N-korrigiertes Ozonbildungspotential nur eine Wirkungskategorie, für die sich stets wesentliche höhere Netto-Ergebnisse ergeben als bei den Stärke-Szenarien. Verantwortlich dafür ist die Freisetzung von Pentan und Butan, die als Treibmittel zur Expansion der EPS-Loose-fill-Packmittel eingesetzt werden und bei bzw. nach der Produktion entweichen.

Entsprechend gibt es nur beim Ozonbildungspotential und beim KEA solar stets über 80 % hinausgehende, materialbezogene Unterschiede zwischen den Stärke- und EPS-Szenarien. Nur noch bei den Dieselpartikel-Emissionen schneiden die Stärke-Loose-fill-Packmittel in allen Fällen ungünstiger ab, wobei die Unterschiede erheblich geringer ausfallen. Dagegen wechseln sich bei den Indikatoren mit sehr großer bzw. großer Bedeutung (Rang A und B) sowie beim KEA fossil und KEA nuklear je nach Indikator die Stärke- und EPS-Szenarien in unregelmäßiger Reihenfolge hinsichtlich des umweltbezogenen Abschneidens ab.

Erstaunlicherweise ergibt sich dabei für den als am wichtigsten identifizierten Indikator Treibhauspotential, dass zwei Stärke-Szenarien (Stärke I und II) am ungünstigsten abschneiden. Obwohl der nachwachsende Rohstoff Stärke eingesetzt wird, liegen die Emissionen an Treibhausgasen deutlich höher als bei allen EPS-Szenarien. Zurückzuführen ist dies vor allem auf die relativ hohen, sehr treibhauswirksamen Methan-Emissionen beim anaeroben Abbau deponierter Stärke-Loose-fill-Packmittel, eine Entsorgungsvariante, die am bundesdeutschen Beseitigungsmix immer noch den Hauptanteil stellt. Aber auch die Kompostierung schneidet aufgrund fehlender (energetischer) Zusatznutzen sehr ungünstig ab. Erst an dritter bis fünfter Stelle folgen die EPS-Szenarien I-III. Deutlich besser sind dagegen jedoch die beiden Stärke-Szenarien mit energetischer Verwertung der Stärke-Loose-fill-Packmittel. Ein Verzicht auf den Zusatz von Polyvinylalkohol bzw. dessen Ersatz durch ein Additiv auf Basis nachwachsender Rohstoffe würde über eine Reduzierung der Treibhausgas-Emissionen im Bereich der Materialbereitstellung sowie der Entsorgung sogar zu leicht negativen Werten und damit zu Entlastungen führen. Am besten

schneidet bis dahin jedoch noch das EPS-Szenario IV ab, wobei gemessen an den spezifischen Beiträgen der Vorsprung lediglich bei rund 300 Einwohnerwerten vor den besten Stärke-Szenarien liegt – und es sich andererseits beim Szenario EPS IV aber auch um das absolute, in der Praxis nicht verallgemeinerbare Optimum der EPS-Loose-fill-Packmittel-Nutzung handelt.

Weiterhin zeigt sich, dass der Verbrauch an fossilen und nuklearen Energieträgern für die Materialbereitstellung bezogen auf gleiche Materialmenge eindeutig zugunsten der Stärke ausfällt. Im Durchschnitt ergibt sich für die hier betrachteten Stärke-Arten ein Bedarf von 10,1 MJ KEA gesamt (ohne KEA solar) je kg Stärke – und von 26,3 MJ, wenn auch der KEA solar, d.h. die über die Biomasse in das Produktsystem eingebrachte Sonnenenergie, hinzugezählt wird. Der Durchschnittswert der vier Polystyrol-Herkünfte liegt trotz des ähnlich gut wie Stärke abschneidenden Sekundär-Polystyrols aus MC-/CD-Hüllen mit 51,6 MJ KEA gesamt je kg Polystyrol deutlich darüber. Wird nur Primär-Polystyrol mit einem KEA gesamt von 83,3 MJ/kg Polystyrol betrachtet, so fällt der Unterschied noch größer aus. In der praktischen Anwendung relativieren sich diese Vorteile jedoch teilweise wieder recht deutlich: Vor allem wirkt sich dabei aus, dass Stärke-Loose-fill-Packmittel die dreifache Schüttdichte aufweisen und damit im gleichen Verhältnis mehr Material benötigt wird. Zudem erfordert die Bereitstellung des nur zu rund 13 Gew.-% zugesetzten Polyvinylalkohols etwa genauso viel bis fast doppelt soviel KEA fossil und KEA nuklear wie die Bereitstellung der erforderlichen Stärkemenge.

Aus den Ergebnissen zum Szenario EPS IV lässt sich ablesen, dass der Einsatz von EPS-Loose-fill-Packmitteln im Extremfall prinzipiell auch zu Entlastungen bei vielen Indikatoren führen kann. Dazu müssen jedoch zwei Punkte erfüllt sein, die so in der Praxis nur äußerst selten zusammentreffen: Die Verwertung von Polystyrol-Abfällen, die ansonsten vor allem beseitigt würden, sowie die werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel nach Gebrauch. Da Letztere aufgrund der Vermischung der Materialarten kaum mehr durchgeführt werden dürfte – und der Einsatz niedrigwertiger Polystyrol-Abfälle wohl kaum die Regel werden wird (es dominiert derzeit die in Szenario EPS I abgebildete Verwendung von Produktionsabfällen), ist dieses Szenario in der Praxis sicher nicht verallgemeinerbar. Es weist jedoch auf zwei Hauptansatzpunkte zur umweltbezogenen Optimierung bei den EPS-Loose-fill-Packmitteln hin – die werkstoffliche Verwertung der Packmittel-Abfälle sowie die Verwendung andernfalls geringwertig verwerteter Polystyrol-Abfälle als Materialquelle.

Die Sektoralanalyse zeigt auch, dass die im ersten Auswertungsschritt gewählte Konzentrierung auf die Materialbereitstellung und die Entsorgung der gebrauchten Loose-fill-Packmittel sachgerecht war, da nahezu in allen Fällen diese beiden Lebenswegabschnitte zusammen mit den dazu gehörigen Zuschlägen und Abzügen die Ergebnisse bestimmen. So werden die Ergebnisse maßgeblich über folgende Faktoren gesteuert: Eine möglichst umweltverträgliche Materialbereitstellung, wozu niedrige Zuschläge Input für die im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle gehören, sowie möglichst große Mengen hochwertiger Zusatznutzen aus der Entsorgung, die verantwortlich für die oftmals entscheidenden Abzüge Output sind.

Deshalb haben die Stärke-Szenarien auch nur dann eine Chance, in den Bereich der besten Szenarien vorzustoßen, wenn die Loose-fill-Packmittel nach Gebrauch energetisch verwertet werden. Dafür kommen sowohl eine Vergärung mit Biogasnutzung als auch eine Ver-

brennung in einer Anlage mit hohem Wirkungsgrad in Frage. Weiterhin verbessert gerade der extensive Anbau, aber auch die Wahl einer Stärkepflanze mit sehr hoher flächenbezogener Stärkeausbeute in Kombination mit einer optimierten Stärke-Produktion die Ergebnisse wesentlich. Sowohl die Entsorgung über den bundesdeutschen Beseitigungsmix als auch über die Kompostierung führen dagegen dazu, dass die Stärke-Szenarien keine nennenswerten Vorteile gegenüber den EPS-Szenarien aufweisen. Weiterhin wird auch deutlich, dass der Zusatz von Polyvinylalkohol, der aus fossilen Rohstoffen hergestellt wird, die Ergebnisse ungünstig beeinflusst. Als wirklich grundsätzlicher Unterschied zu den EPS-Szenarien verbleibt in allen Fällen die deutlich größere Naturrauminanspruchnahme, deren Wertung je nach Einschätzung der Sachlage unterschiedlich ausfallen wird. Analog gilt dies auch für den Pflanzenschutzmittel-Einsatz bei konventionellem Anbau der Stärke-Pflanzen.

Sollen die EPS-Loose-fill-Packmittel mit den sehr guten Stärke-Szenarien mithalten, so haben diese mehrere Voraussetzungen zu erfüllen: Die Loose-fill-Packmittel sollten aus Sekundär-Polystyrol hergestellt werden, wobei soweit möglich auf Polystyrol-Abfälle zurückgegriffen werden sollte, die anderweitig nicht sehr hochwertig verwertet werden (ein Hinweis, der nur solange umsetzbar ist, solange solche Abfälle in ausreichendem Ausmaß zu Verfügung stehen – und der sich immer mehr relativieren wird, je hochwertiger insgesamt Abfälle entsorgt werden). Nur in diesen Fällen ist es möglich, dass EPS-Szenarien über eine rohstoffliche oder energetische Verwertung ähnlich wie die besten Stärke-Szenarien abschneiden. Werden dagegen hochwertige Polystyrol-Abfälle für die Produktion der Loose-fill-Packmittel eingesetzt, so bietet nur noch die werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel die Möglichkeit, in diesen Bereich vorzustoßen. In allen Fällen wäre dann aber auch dafür zu sorgen, dass die Emissionen der zur photochemischen Ozonbildung beitragenden Treibmittel wesentlich reduziert werden.

## **7.6 Ergebnisse von Sensitivitätsanalysen**

### **7.6.1 Systembezogene Allokation beim Einsatz von Sekundär-Polystyrol**

Im Kapitel 5.1.2.9.6 (Systembezogene Allokation) wird ausführlich beschrieben, wie über inputbezogene Äquivalenzsysteme der Wert von Polystyrol-Abfällen, die im Produktsystem verwertet werden, in einer für die Ökobilanzierung geeigneten Form – also als Sachbilanzdaten – ermittelt und als Abzüge Input und Zuschläge Input mit den Brutto-Ergebnissen des Produktsystems verrechnet wird. Dabei wird darauf hingewiesen, dass über die Festlegung auf ein bestimmtes Äquivalenzsystem auch eine spezifische Fragestellung beantwortet wird. Aus Erkenntnisgründen und wegen der größeren Realitätsnähe haben wir uns dazu entschlossen, üblicherweise im abfallartenspezifischen Äquivalenzsystem jeweils einen repräsentativen Entsorgungsmix zu modellieren und damit implizit davon auszugehen, dass im Produktsystem Polystyrol-Abfälle verwertet werden, die andernfalls so entsorgt werden würden, wie dies in Deutschland für diese Abfallart im Durchschnitt üblich ist.

Weiterhin wird dort thematisiert, dass die beiden beteiligten Forschungsinstitute ursprünglich verschiedene Ansätze verfolgten und dabei implizit von unterschiedlichen Annahmen zu den im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfällen ausgegangen sind. Da zudem bei



der Auswertung der Ergebnisse zu den verschiedenen Polystyrol-Herkünften (vgl. Kapitel 7.3.1) offensichtlich wurde, dass die systembezogene Allokationsmethode die Ergebnisse entscheidend beeinflusst, untersuchen wir hier zusätzlich den zweiten Fall als Sensitivitätsanalyse. Entsprechend fragen wir jetzt, was sich ergibt, wenn im Produktsystem nur Polystyrol-Abfälle verwertet werden, die auch anderweitig einer Verwertung zugeführt würden. Dazu modellieren wir für jede Polystyrol-Abfallart im inputbezogenen Äquivalenzsystem den Mix an Verwertungsverfahren, der 1997 für die Verwertung dieser Abfälle in Deutschland repräsentativ war. Dieser Verwertungsmix ergibt sich aus den in Kapitel 6.2.1.3.5 ff. abgebildeten abfallartenspezifischen Entsorgungsmixen dadurch, dass der Beseitigungszweig auf null, der Verwertungszweig auf hundert Prozent gesetzt wird.

Die Netto-Ergebnisse, die sich auf diesem Wege ergeben, sind in Abbildung 7-36 zusammengefasst. Die Szenarien entsprechen außer den Annahmen zum inputbezogenen Äquivalenzsystem den in Kapitel 7.3.1 untersuchten Szenarien zur Polystyrol-Herkunft (s. Tabelle 7-1). Auch die Mengen der im System verwerteten Polystyrol-Abfälle sowie die Zusatznutzen der Produktsysteme verändern sich mit der Allokationsmethodik nicht, sondern sind identisch mit den Werten in Tabelle 7-2. Der Wechsel beim inputbezogenen Äquivalenzsystem vom Entsorgungsmix zum Verwertungsmix wirkt sich jedoch deutlich auf die in Tabelle 7-26 dargestellten, aufgrund der Verwertung der Abfälle im Produktsystem im Äquivalenzsystem entgangenen Nutzen aus, die erheblich von den in Tabelle 7-3 für den Entsorgungsmix zusammengefassten Werten abweichen. Zum besseren Verständnis weisen wir deswegen in der folgenden Tabelle auch die allokationsbedingten Differenzen aus.

Tabelle 7-26: Sensitivitätsanalyse zur systembezogenen Allokation: Entgangene Zusatznutzen im Äquivalenzsystem zur alternativen Entsorgung der im Produktsystem verwerteten Polystyrol-Abfälle (je 100 m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel; berücksichtigt nur Verwertung)

Szenario	Polystyrol- Abfall [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]	Sekundär- Polystyrol [kg]	Reduktions- potential [MJ]
1 Sekundär-PS aus PS-Produktionsabfällen	399	50	262	375	0
2 Primär-Polystyrol	0	0	0	0	0
3 Sekundär-PS aus DSD-Abfall	632	220	896	17	10.738
4 Sekundär-PS aus EPS-Verpackungen	396	223	1.221	334	0
5 Sekundär-PS aus MC- und CD-Hüllen	413	7	30	392	0
<b>Differenz zu den entgangenen Zusatznutzen bei der als Standard verwendeten Allokationsmethodik</b> (diese berücksichtigt einen repräsentativen Entsorgungsmix im Äquivalenzsystem und damit sowohl Beseitigung als auch Verwertung; vgl. Tabelle 7-3)					
1 Sekundär-PS aus PS-Produktionsabfällen	0	-57	-217	+79	0
2 Primär-Polystyrol	0	0	0	0	0
3 Sekundär-PS aus DSD-Abfall	0	-88	-358	+5	+3.329
4 Sekundär-PS aus EPS-Verpackungen	0	-27	-19	+101	0
5 Sekundär-PS aus MC- und CD-Hüllen	0	-132	-536	+372	0

Die Ergebnisse, die sich für die fünf EPS-Szenarien nach dieser Veränderung beim inputbezogenen Äquivalenzsystem ergeben, werden in der nachfolgenden Abbildung 7-36 dargestellt. Ein Vergleich mit Abbildung 7-3 zeigt, welche Auswirkungen dieser Wechsel beim inputbezogenen Äquivalenzsystem vom Entsorgungsmix zum Verwertungsmix mit sich bringt. Aber bereits aufgrund der tabellarischen Zusammenstellung (Tabelle 7-26) lässt sich ableiten, dass die Zuschläge Input für alle Sekundär-Polystyrol-Szenarien zunehmen werden und damit auch der in der Ökobilanz berücksichtigte Wert der Abfälle jeweils steigen wird; die Abzüge Output dürften dagegen aufgrund meist geringerer Umweltauswirkungen der Verwertung im Vergleich zur Beseitigung geringfügig zurückgehen. Über die Zuschläge Input deutlich stärker belastet werden dabei diejenigen Szenarien, bei denen der repräsentative Entsorgungsmix dadurch gekennzeichnet ist, dass ein relativ großer Anteil der PS-Abfälle in den Restmüll gelangt, so wie dies auf Szenario 3 (DSD) und Szenario 5 (MC- und CD-Hüllen) zutrifft.

Wie bei der ursprünglichen Vorgehensweise (vgl. Kapitel 7.3.1) sind auch hier die höchsten Umweltauswirkungen mit der Verwendung von Primär-Polystyrol (Szenario 2) verbunden, die in beiden Fällen identische Netto-Ergebnisse aufweist. Die Rangfolge der Szenarien zwischen den Recycling-Szenarien ändert sich dagegen deutlich: Besonders große Auswirkungen hat die Allokationsmethode auf das Szenario 5 (MC-/CD-Hüllen), dass beim ersten Vergleich eindeutig am besten abgeschnitten hat – und nun sehr offensichtlich das ungünstigste Recyclingszenario darstellt und dabei nur wenig besser als Szenario 2 (Primär-Polystyrol) abschneidet. So unterschreiten die Netto-Ergebnisse mit Ausnahme des hier wenig belastbaren Krebsrisikopotentials bei allen anderen Indikatoren die für die Verwendung von Primär-Polystyrol errechneten Netto-Ergebnisse nicht einmal um 10 %. Nur unwesentlich günstiger sind die beiden nächstfolgenden Recycling-Szenarien zum Einsatz von Produktionsabfällen (Szenario 1) bzw. gebrauchten EPS-Verpackungen (Szenario 4). Die besten Ergebnisse ergeben sich für den Einsatz von Sekundär-Polystyrol, das aus DSD-Abfällen hergestellt wird (Szenario 3) – ein Szenario, das zwar so in der Praxis nicht verbreitet ist, das hier aber aus Erkenntnisgründen betrachtet wird. Die hier besten drei Recycling-Szenarien behalten zwar ihre interne Reihenfolge bei, rutschen dabei jedoch jeweils eine Position nach vorne.

Damit wirkt sich die Vorgehensweise bei der systembezogenen Allokation und hier insbesondere die Annahmen zum Äquivalenzsystem entscheidend auf die Ergebnisse und die daraus abgeleiteten Empfehlungen aus: Da der Wert der Sekundär-Polystyrole nun implizit (wesentlich) höher angesetzt wird, schrumpfen die Abstände zwischen dem Primär- und den Sekundär-Polystyrol-Szenarien zum Teil sehr deutlich zusammen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn im inputbezogenen Äquivalenzsystem die werkstoffliche Verwertung dominiert – und trifft weniger auf die Verwertung der PS-Becher in den DSD-Abfällen außerhalb des Produktsystems zu: Dort hat die rohstoffliche Verwertung im Hochofen den höchsten Anteil; zudem fallen relativ große Mengen an zu beseitigenden Aufbereitungsabfällen an. Zusammen führt dies zu relativ geringen Zuschlägen Input und damit zu niedrigeren Netto-Ergebnissen für dieses Szenario.

Alle Szenarien, in denen die im Produktsystem verwerteten PS-Abfälle alternativ dann, wenn sie verwertet werden, vor allem werkstofflich verwertet werden, zeigen nun weitgehend identische Ergebnisse (Szenarien 1, 4, 5) und sind unter Umweltgesichtspunkten als nahezu gleichwertig einzustufen. Differenzierend wirkt sich aus, wie hoch

jeweils der Aufwand für die Aufbereitung der Polystyrol-Abfälle ist und insbesondere in welchem Ausmaß dabei Abfälle zur Beseitigung anfallen. Letztere gehen zu Lasten der Sekundär-Polystyrol-Menge; die Zuschläge für die bei der Beseitigung gewonnenen, im Vergleich zu Sekundär-Polystyrol geringerwertigen Energieträger gleichen dies nicht aus.

Insgesamt bewertet diese Allokationsmethode im Vergleich zum Standardansatz (vgl. Kapitel 7.3.1) Produkte schlechter, für deren Herstellung Polystyrol-Abfälle verwendet werden, die anderweitig nicht bzw. nur zu einem geringen Prozentsatz hochwertig verwertet werden würden. Dementsprechend bildet die hier betrachtete Vorgehensweise näherungsweise einen Zustand ab, bei dem alle für die Loose-fill-Packmittel-Produktion herangezogenen Polystyrol-Abfallfraktionen bereits zu 100 % verwertet werden – ein Sachverhalt, der in der Praxis so beispielsweise nicht auf alle von der Flo-Pak GmbH verwendeten Sekundär-Polystyrole zutrifft. Die Empfehlung, vermehrt auf Polystyrol-Abfallfraktionen zurückzugreifen, die derzeit noch sehr wenig verwertet werden, würde aus diesen Ergebnissen nicht abgeleitet werden (können), die Empfehlung bezüglich des Einsatzes von Sekundär-Polystyrol weniger deutlich ausfallen. Andererseits wäre vor allem der hier nur aus Erkenntnisinteresse, nicht jedoch aus Gründen der Praxisrelevanz betrachtete Einsatz von Sekundär-Polystyrol aus DSD-Abfällen unter Umweltgesichtspunkten zu empfehlen. Letztendlich sind wir aufgrund der Ergebnisse und der obigen Diskussion zur Anschauung gelangt, dass der von uns standardmäßig gewählte Allokationsansatz am besten für die hier untersuchten Fragestellungen geeignet ist und die aktuellen Verhältnisse am besten wiedergibt.

#### 7.6.1.1 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

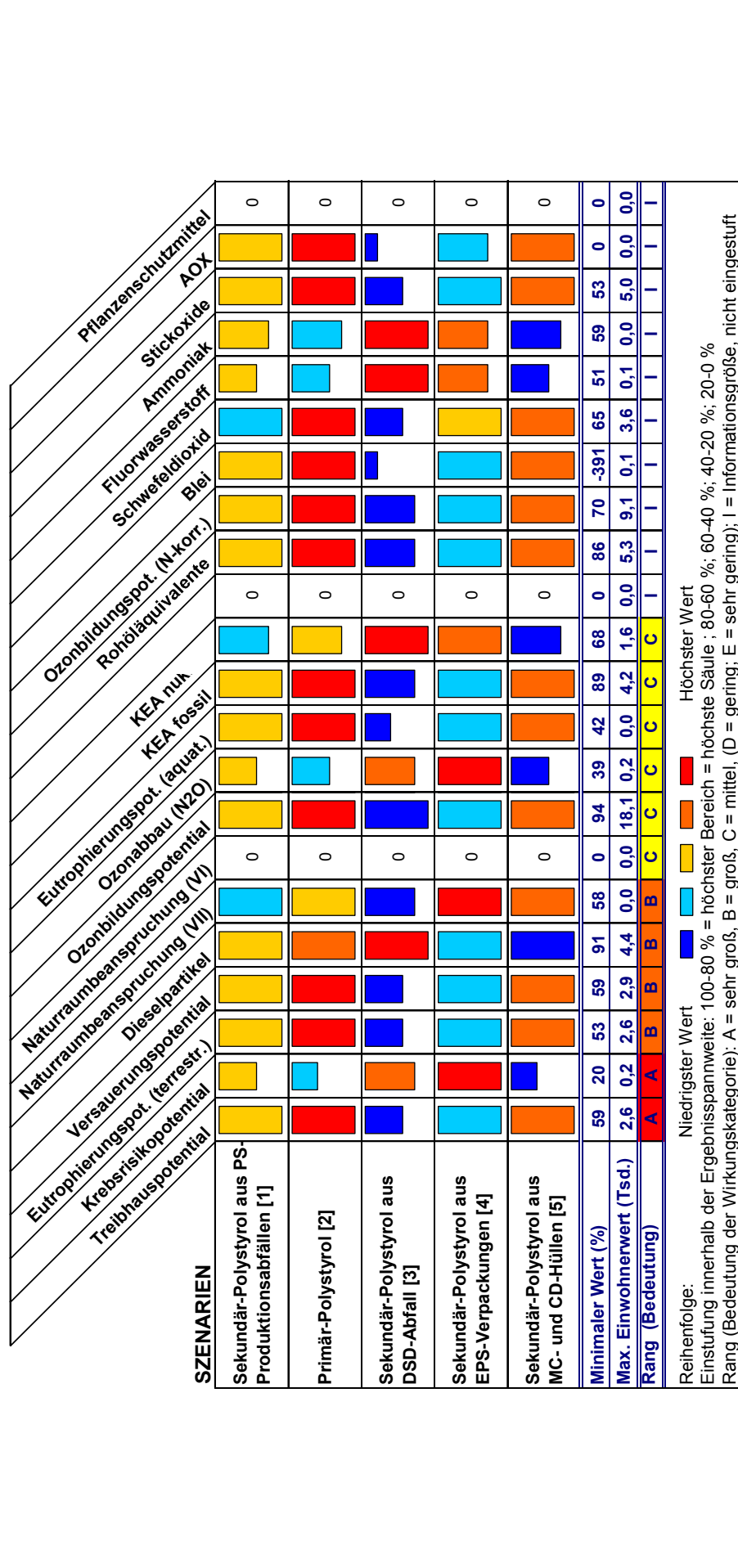


Abbildung 7-36: Sensitivitätsanalyse zur systembezogenen Allokation bei der Verwendung von Polystyrolabfällen in EPS-Loose-fill-Packmittelsystemen – Normierte Netto-Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel)

### 7.6.2 Schüttdichte von Stärke- und EPS-Loose-fill-Packmittel

Nachfolgend werden die Ergebnisse für eine Sensitivitätsanalyse dargestellt, mittels derer wir untersuchen, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn die Schüttdichten beider Materialvarianten jeweils  $4 \text{ kg/m}^3$  betragen würden, d.h. bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln von  $12 \text{ kg/m}^3$  auf den Wert der EPS-Variante reduziert werden würden (vgl. Kapitel 3.2). Dazu vergleichen wir jeweils das Stärke- und das EPS-Vergleichszenario (vgl. Kapitel 3.4.2) einzeln mit diesem hypothetischen Stärke-Szenario (vgl. Abbildung 7-37). Auf diesem Wege versuchen wir abzuschätzen, was sich verändern könnte, wenn es einer auf nachwachsenden Rohstoffen basierende Naturstoffchemie gelingen würde, die im Fall der Loose-fill-Packmittel – eventuell nur aufgrund des zeitlichen Vorsprungs der Erdölchemie – gegebenen Qualitäts- und Verarbeitungsunterschiede auszugleichen und dann mit den gleichen Materialmengen auszukommen. Die folgende Tabelle 7-27 gibt einen Überblick zu den outputbezogenen Zusatznutzen der dazu untersuchten Produktsysteme und zeigt, dass die Reduzierung der Schüttdichte bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln aufgrund geringerer Abfallmengen mit einer Abnahme der Zusatznutzen aus der Entsorgung einhergeht.

Tabelle 7-27: Sensitivitätsanalyse zum Einfluss der Schüttdichte: Loose-fill-Packmittel-Mengen, Stärke-/Polystyrol-Mengen sowie Zusatznutzen je  $100 \text{ m}^3$  Loose-fill-Packmittel

Szenario	Loose-fill-Packmittel [kg]	Stärke/ Polystyrol [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]
<i>Vergleich zwischen bis auf die Schüttdichte identischen Stärke-Szenarien (<math>12</math> bzw. <math>4 \text{ kg/m}^3</math>)</i>				
1 Maisstärke (Vergleichszenario)	1.200	974	897	1.828
2 Maisstärke (reduzierte Schüttdichte)	400	325	299	609
<i>Vergleich zwischen einem EPS- und Stärke-Szenario mit gleicher Schüttdichte (<math>4 \text{ kg/m}^3</math>)</i>				
1 PS-Produktionsabfälle (Vergleichszenario)	400	392	325	1.319
2 Maisstärke (reduzierte Schüttdichte)	400	325	299	609

Auch wenn die Zusatznutzen aus der Entsorgung auf jeweils ein Drittel zurückgehen, so lassen doch die Ergebnisse keinen Zweifel daran, dass die Reduzierung der Schüttdichte insgesamt zu einer sehr deutlichen Umweltentlastung gegenüber dem Stärke-Vergleichszenario führen würde. Lässt man auch hier wieder das hinsichtlich der spezifischen Beiträge unbedeutende Krebsrisikopotential außer Acht, so ergeben sich Umweltentlastungen von mindestens 18 % (Dieselpartikeln); bei allen anderen Kategorien und Parametern sind diese wesentlich höher (bis zu 46 %). Die Umkehr dieser Ergebnisse beim Krebsrisikopotential ist folgendermaßen zu erklären: Die Energieerzeugung aus Abfällen ist aufgrund der höheren Ansprüche an die Rauchgasreinigung mit geringeren Schadstoff-Emissionen verbunden als die alternative Endenergieerzeugung aus fossilen Rohstoffen, die in outputbezogenen Äquivalenzsystemen abgebildet ist. Gehen die Abfallmengen zurück, so reduzieren sich die vom Produktsystem erzeugten Energiemengen sowie die damit verbundenen Schadstoffemissionen - und aufgrund der oben geschilderte Sachlage überproportional die Schadstoffemissionen im Äquivalenzsystem, die als Abzüge Output gegengerechnet werden.

Der Vergleich mit dem EPS-Vergleichsszenario fällt ebenso zugunsten der in der Schüttdichte reduzierten Stärke-Loose-fill-Packmittel aus. Hier ist das Ergebnis jedoch nicht mehr so augenscheinlich; dennoch ist sehr deutlich zu sehen, dass die wichtigsten drei Kategorien (Rang A-B; > 10 % Umweltentlastungspotential; relativ hohe spezifische Beiträge) deutlich zugunsten der Dichte-reduzierten Stärke-Loose-fill-Packmittel aussagen. Erwähnenswert ist, dass auf diesem Wege es bereits möglich wäre, das Abschneiden der Stärke-Loose-fill-Packmittel beim Treibhauspotential deutlich zu verbessern. Erklärungsbedürftig scheint uns das Ergebnis beim Indikator Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VII (Deponiefläche): Hier wird beim EPS-Vergleichsszenario davon ausgegangen, dass Polystyrol-Produktionsabfälle als Materialquelle für die Loose-fill-Packmittel verwendet werden. Damit wird an anderer Stelle die Inanspruchnahme von Deponieflächen vermieden, was insgesamt zu einem negative Wert – und damit zu einer Entlastung - führt.

Sollte es in der Zukunft folglich dazu kommen, dass Stärke-Loose-fill-Packmittel mit einer sehr geringen Schüttdichte hergestellt werden und zudem die EPS-Variante bis dahin nicht verbessert wird, wären Erstere in dem hier untersuchten Fall aus Umweltsicht zu empfehlen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass sich diese Ergebnisse in Abhängigkeit vom jeweiligen Entsorgungsverfahren sowie der Materialbereitstellung weiter in die eine oder andere Richtung verändern werden (vgl. Kapitel 7.5).



### 7.6.3 Einfluss der Transportentfernung

In dieser Sensitivitätsanalyse untersuchen wir den Einfluss der Transportentfernung bei der Nutzung der Loose-fill-Packmittel als Transportverpackung. Dazu setzen wir die Transportstrecke bei der Nutzung von 300 km auf 2.500 km hoch und simulieren damit eine für europäische Entfernungen charakteristische Distanz.

Die folgende Abbildung zeigt, dass die Unterschiede zu den Vergleichsszenarien relativ gering ausfallen, bei Stärke jedoch prozentual etwas höher liegen als bei Polystyrol. Zurückzuführen ist dies auf die höhere Schüttdichte der Stärke-Loose-fill-Packmittel (vgl. Kapitel 3.1). Die sehr großen Unterschiede beim Krebsrisikopotential sind hier als Ausreißer zu sehen: Bedingt sind sie durch insgesamt sehr geringe Einwohnerwerte, die aufgrund der höheren Emissionen bei den längeren Transportstrecken von -14 auf 7 ansteigen. Absolut haben diese Schwankungen jedoch kaum eine Bedeutung und können deswegen vernachlässigt werden. Die größten umweltrelevanten Unterschiede ergeben sich damit für die Stärke-Variante bei den Dieselpartikeln (14 %) und den Stickoxiden (11 %).

Bei der Beurteilung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass für diesen Transport die Aufwendung zwischen Transportgut (auf dieses entfällt der größte Anteil) und Loose-fill-Packmittel allokiert wird (vgl. Kapitel 5.1.1.3 und 6.4). Würde diese Vorgehensweise nicht angewendet, sondern nur der reine Transport der Loose-fill-Packmittel massenbeschränkt bilanziert, würden die Unterschiede etwas deutlicher ausfallen (vgl. Kapitel 7.3.2.2 und 7.4.2.2). Insgesamt zeigt sich jedoch, dass die Transportentfernung in der Nutzungsphase nicht zu den Faktoren gehört, die bei dieser Vorgehensweise die Ergebnisse entscheidend beeinflussen (vgl. auch die Sektoralanalyse in Kapitel 7.5.5). Eine möglichst niedrige Schüttdichte kann jedoch in gewissem Umfang dazu beitragen, die transportbedingten Auswirkungen zu reduzieren und sollte deshalb dennoch angestrebt werden.





#### 7.6.4 Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel ohne Polyvinylalkohol

Bei Stärke-basierten Werkstoffen ist es häufig üblich, in relevanten Gewichtsanteilen Zuschlagstoffe aus fossilen Rohstoffen zuzusetzen. Im Fall der Stärke-Loose-fill-Packmittel wird wegen seiner spezifischen Eigenschaften vor allem Polyvinylalkohol (PVA) zugesetzt (vgl. Kapitel 6.3.2). Während in den bisherigen Vergleichen diese weit verbreitete Praxis nachgebildet wurde, soll an dieser Stelle untersucht werden, ob sich dieser Zusatz wesentlich auf die Ergebnisse auswirkt. Dazu vergleichen wir die Ergebnisse des Stärke-Vergleichsszenarios (vgl. Kapitel 3.4.2) mit einem Szenario, für das angenommen wird, dass der PVA-Anteil ebenfalls durch Stärke ersetzt wird und damit alle wesentlichen Bestandteile der Stärke-Loose-fill-Packmittel aus nachwachsenden Rohstoffen (Maisstärke und Maisgrieß) stammen (vgl. Tabelle 7-28).

Lässt man die Indikatoren mit sehr niedrigen spezifischen Beiträgen außer Acht, so unterscheiden sich die Ergebnisse (vgl. Abbildung 7-39) nur bei Indikatoren mit mittlerer Bedeutung (Rang C) sowie bei einigen Informationsgrößen um mehr als 10 %. Die Reihenfolge der Szenarien ist jedoch nicht einheitlich, sondern variiert von Indikator zu Indikator. Dabei schneidet das Stärke-Vergleichsszenario (mit PVA) dort etwas günstiger ab, wo die landwirtschaftliche Erzeugung der nachwachsenden Rohstoffe die Ergebnisse wesentlich beeinflusst (Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI, N<sub>2</sub>O-Emissionen, Ammoniak-Emissionen, Pflanzenschutzmittel-Menge), da entsprechend der Polyvinylalkohol-Menge weniger Stärke benötigt wird. So liegen bei diesen Indikatoren die Ergebnisse nahezu identisch mit dem PVA-Gewichtsanteil um rund 12–13 % niedriger als bei der Variante ohne PVA-Zusatz. Ein wesentlich gewichtigerer Unterschied ergibt sich dagegen beim KEA fossil, der bei der Maisstärkevariante um 33 % niedriger liegt. Damit sind 12,7 Gew.-% PVA-Zusatz für über ein Drittel des Verbrauchs fossiler Rohstoffen verantwortlich; dieser ist dabei zum Einen auf den Energiebedarf bei der Materialbereitstellung, zum Anderen aber auch zu einem großen Teil auf die Feedstock-Energie (die im Material gespeicherte Energie) zurückzuführen.

Damit relativiert dieser Zusatz auf Basis fossiler Rohstoffe einen wesentlichen Vorteil des nachwachsenden Rohstoffes Stärke – die Reduzierung des Verbrauchs fossiler Rohstoffe – überraschend deutlich (vgl. auch Kapitel 7.5.5.10). Bei anderen Stärke-Arten, die bezüglich des Rohstoffverbrauches besser abschneiden als Maisstärke (vgl. Kapitel 7.4.1.7.9), würde der PVA-Einsatz die Ergebnisse noch stärker dominieren. Weiterhin ist zu beachten, dass bei einer anderen Entsorgungsvariante, bei der im Gegensatz zur hier angenommenen Entsorgung im Beseitigungsmix (70 Gew.-% Deponierung) kein Methan gebildet wird, der Beitrag der Stärke zum Treibhauseffekt bei Null liegt, während aus dem Polyvinylalkohol bei einer Verbrennung fossiles Kohlendioxid gebildet werden würde. Da zudem Einschränkungen bezüglich der biologischen Abbaubarkeit von Polyvinylalkohol bestehen und sich dies gerade bei einer Vergärung negativ auf die Energieerträge auswirken würde, wäre es vermutlich vorteilhaft, wenn ein Alternativmaterial auf Basis nachwachsender Rohstoffe zur Verfügung stehen würde. Weiterhin könnte auch eine Modifizierung der Stärke als vielleicht umweltverträglichere Möglichkeit in Frage kommen, den PVA-Zusatz unnötig zu machen.

Tabelle 7-28: Sensitivitätsanalyse zur Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel ohne Polyvinylalkohol – Mais- und Stärke-Mengen sowie Zusatznutzen je 100 m³ Loose-fill-Packmittel (1.200 kg)

Szenario	Mais [kg]	Stärke [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]
1 Maisstärke ( <i>Vergleichsszenario</i> )	1.333	1.039*	897	1.828
2 Maisstärke (ohne Polyvinylalkohol)	1.525	1.191*	965	1.848

\* inklusive 65 kg Maisgrieß

### 7.6.5 Verwendung von Maisgrieß anstelle von Maisstärke

Einige der Hersteller von Stärke-Loose-fill-Packmitteln verwenden an Stelle von Maisstärke vor allem Maisgrieß, der zusammen mit Polyvinylalkohol (PVA) verarbeitet wird. Da im Laufe der Projektbearbeitung von Produzenten mehrfach die Frage an uns herangetragen wurde, inwieweit sich hier Verbesserungen gegenüber den üblichen Stärke-Loose-fill-Packmitteln ergeben, gehen wir dieser Frage in Form einer Sensitivitätsanalyse nach. Leider ist es uns nicht gelungen, dafür von Herstellern Angaben zum PVA-Gehalt zu erhalten. Wir wissen jedoch aus Gesprächen mit Mitarbeitern entsprechender Unternehmen, dass dieser mindestens genauso hoch liegt, wie bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln. Näherungsweise setzen wir deshalb auch für die Maisgrieß-Variante den gleichen Anteil von rund 13 Gew.-% an und gehen von der selben Schüttdichte von 12 kg/m³ aus (vgl. Kapitel 6.3.2).

Interessanterweise zeigt der Vergleich der Rohstoffmengen, dass deutlich mehr Mais für die Maisgrieß-Variante benötigt bzw. angerechnet wird (vgl. Tabelle 7-29). Dies liegt daran, dass bei der Maisstärke-Produktion neben der Stärke weitere hochwertige Produkte entstehen und damit die Produktionsaufwendungen und die Mais-Masse aufgrund der wertbezogenen Allokation stärker auch auf andere Co-Produkte angerechnet wird (vgl. Kapitel 5.1.1.2 sowie Tabelle 6-26 und Tabelle 6-42). Da nach dieser Allokationslogik je kg Stärke weniger Mais als für die gleiche Menge Maisgrieß benötigt wird, gehen alle Aufwendungen im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Erzeugung ebenfalls zurück.

Dieser Umstand spiegelt sich auch in den Ergebnissen wider (vgl. Abbildung 7-39), die insgesamt relativ ähnlich ausfallen. Dabei weist die Maisstärke-Variante gerade bei den landwirtschaftsdominierten Indikatoren Vorteile auf, während das Maisgrieß-Szenario dort vorne liegt, wo die Stärke- bzw. Grießproduktion einflussreicher ist. Unter Umweltgesichtspunkten relevante Vorteile ergeben sich nur für die Stärke-Variante bei der Naturraumbeanspruchung in Natürlichkeitsklasse VI (21 %) und den von der Stickstoff-Düngermenge abhängigen N<sub>2</sub>O-Emissionen (Ozonabbau; 20 %). Beim KEA fossil und beim KEA nuklear schneidet die Verwendung von Maisgrieß aufgrund des im Vergleich zur Stärkeproduktion (vgl. Kapitel 6.1.2.3) geringeren Aufwandes bei der Maisgrießherstellung (vgl. Kapitel 6.1.3) um rund 15 bzw. 24 % besser ab. Alle anderen Kategorien erlauben keine verlässliche Unterscheidung der Szenarien oder sind unter Umweltgesichtspunkten unbedeutend - entweder aufgrund zu geringer Unterschiede zwischen den Szenarien (< 10 %) oder wegen sehr niedriger maximaler Einwohnerwerte von unter 10 % des Mittelwertes der maximalen Einwohnerwerte (ohne KEA solar und Pflanzenschutzmittelmengen).

Insgesamt ergibt sich aufgrund der höheren Einwohnerwerte bei der Naturraumbeanspruchung (Kategorie VI) und beim Ozonabbaupotential ein minimaler Vorteil für die Maisstärke-Variante. Bei Einsatz einer anderen Stärkeart - beispielsweise Kartoffelstärke - würde dieser Vorsprung größer ausfallen (vgl. Kapitel 7.4.1). Sollten bei der Maisgrieß-Verwendung größere Anteile an Polyvinylalkohol zugesetzt werden, so würden sich die Ergebnisse weiter verschieben (vgl. Kapitel 7.6.4). Weiterhin zeigen diese Ergebnisse exemplarisch, dass sich ein höherer Aufarbeitungsaufwand bei nachwachsenden Rohstoffe positiv auswirken kann, wenn auf diesem Wege höherwertige Produkte erzeugt werden können.

Tabelle 7-29: Sensitivitätsanalyse zur Herstellung der Stärke-Loose-fill-Packmittel aus Maisgrieß–  
Mais- und Maisgrieß/Stärke-Mengen sowie Zusatznutzen je 100 m³ Loose-fill-  
Packmittel (1.200 kg)

Szenario	Mais [kg]	Stärke / Maisgrieß [kg]	Elektrische Energie [MJ]	Thermische Energie [MJ]
1 Maisstärke ( <i>Vergleichszenario</i> )	1.333	1.039*	897	1.828
2 Maisgrieß	1.681	1.039	897	1.828

\* Maisstärke inklusive 65 kg Maisgrieß

### 7.6.5.1 Aggregierte Darstellung der normierten Ergebnisse

SZENARIEN		Ozonbildungspot. (N-korr.)												Stickoxide												Ammoniak												Fluorwasserstoff												Schwefeldioxid												Blei												Pflanzenschutzmittel												AOX																																													
		Rohöläquivalente												KEA nun												KEA fossil												Eutrophierungspot. (aqua.)												Ozonabbau (N2O)												Ozonbildungsanspruch (VII)												Naturraumbeanspruchung (VII)												Versauerungspotential												Eutrophierungspot. (terrest.)												Krebrisikopotential												Treibhauspotential									
Maisstärke [1] (Vergleichsszenario Stärke)																																																																																																																																			
Maisstärke (ohne Polyvinylalkohol) [2]																																																																																																																																			
Minimaler Wert (%)	99	99	100	95	99	100	87	88	88	50	67	95	87	65	81	100	85	99	87	91	100	87																																																																																																													
Max. Einwohnerwert (Tsd.)	3,9	-0,0	2,6	2,2	5,3	0,0	7,0	1,7	4,8	0,0	2,4	1,6	193	2,9	2,1	0,0	1,9	0,1	2,2	3,2	0,0	9,1																																																																																																													
Rang (Bedeutung)	A	A	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	C	I	I	I	I	I	I	I	I	I																																																																																																													

Maisstärke [1] (Vergleichsszenario Stärke)																																																																																																	
Maisgrieß [2]																																																																																																	
Minimaler Wert (%)	94	88	94	100	96	100	79	100	80	69	85	76	79	89	98	100	87	78	79	96	100	79																																																																											
Max. Einwohnerwert (Tsd.)	3,8	-0,0	2,8	2,2	5,5	0,0	7,8	1,7	5,2	0,0	2,4	1,6	213	2,9	2,1	0,0	1,9	0,1	2,4	3,2	0,0	10,0																																																																											
Rang (Bedeutung)	A	A	B	B	B	B	C	C	C	C	C	C	C	I	I	I	I	I	I	I	I	I																																																																											

Reihenfolge:

Einstufung innerhalb der Ergebnisspannweite: 100-80 % = höchster Bereich ; 80-60 %; 60-40 %; 40-20 %; 20-0 %

Rang (Bedeutung der Wirkungskategorie): A = sehr groß, B = groß, C = mittel, (D = gering; E = sehr gering); I = Informationsgröße, nicht eingestuft

Abbildung 7-39: Sensitivitätsanalysen zum Herstellung von Stärke-Loose-fill-Packmittel ohne Einsatz von Polyvinylalkohol bzw. aus Maisgrieß anstelle von Maisstärke – Normierte Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Einwohnerwerte bezogen auf 1,5 Mio. m<sup>3</sup> Loose-fill-Packmittel)

## 8 Zusammenfassung und Ausblick

### 8.1 Motivation und spezifische Erkenntnisinteressen des Forschungsvorhabens

Der Ersatz fossiler Ressourcen durch nachwachsende Rohstoffe hat in einer nachhaltigen Wirtschaftsweise einen hohen Stellenwert. Kunststoffen aus nachwachsenden Rohstoffen wird in diesem Zusammenhang häufig eine wichtige Rolle zugewiesen: Als positive Umweltauswirkungen werden unter anderem ihre weitgehende CO<sub>2</sub>-Neutralität, die Schonung nicht-erneuerbarer Ressourcen sowie die biologische Abbaubarkeit angeführt. Bisher ist jedoch noch ungeklärt, ob diese anscheinenden Vorteile nicht mit verstärkten Belastungen in anderen Umweltbereichen einhergehen und unter welchen Gegebenheiten die positiv zu beurteilenden Eigenschaften tatsächlich wirksam werden.

Ziel und Inhalt dieses von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsvorhabens war es, die oben gestellten Fragen für ein praxisrelevantes Beispiel exemplarisch zu beantworten. Die Projektgemeinschaft aus BIfA - Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH, Augsburg, IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH sowie der Flo-Pak GmbH, Herbrechtingen, hat dazu für das Beispiel der Verwendung von Loose-fill-Packmitteln aus Stärke bzw. aus Polystyrol die vorliegende Ökobilanz erstellt. Unter Berücksichtigung des gesamten Lebensweges werden dabei Unterschiede zwischen diesen Produktsystemen sowie Schwachstellen und Optimierungspotentiale aufgezeigt und Grundlagen für die Beurteilung ähnlicher Fragestellungen erarbeitet. Konkret werden dabei die folgenden Fragen untersucht:

- In welchen umweltbezogenen Punkten unterscheiden sich Loose-fill-Packmittel aus EPS bzw. Stärke besonders, wo sind sie vergleichbar und lässt sich insgesamt unter Umweltsichtspunkten eine eindeutige Rangfolge aufstellen?
- Welche Unterschiede ergeben sich, wenn Polystyrol bzw. Stärke unterschiedlicher Herkunft verwendet wird? Wie groß sind dabei die Unterschiede zwischen verschiedenen Sekundär-Polystyrol-Arten? Inwieweit wirkt sich hierbei die Art und Weise der Aufbereitung von Polystyrol-Abfällen auf die Ergebnisse aus? Welchen Einfluss hat der Wert, der den im Produktsystem verwerteten Abfällen zugeschrieben wird?
- Welche Schwankungsbreiten ergeben sich für die landwirtschaftliche Produktion unterschiedlicher Stärkepflanzen, welche bei der Stärkeproduktion? Wie wirken sich Intensitätsunterschiede bei der landwirtschaftlichen Produktion auf die Ergebnisse aus? Welchen Einfluss haben verfahrenstechnische Änderungen bei der Stärkeproduktion auf die Ergebnisse?
- Wie macht sich die in der industriellen Praxis häufig zu beobachtende mehrfache Verwendung von Loose-fill-Packmitteln in den Ergebnissen bemerkbar – und inwieweit sind Veränderungen abhängig bzw. unabhängig von der Materialart? Welchen Unterschied macht es dabei, ob die Loose-fill-Packmittel direkt firmenintern wiederverwendet werden oder ob diese Wiederverwendung über einen Werkstoffhof mit den dafür erforderlichen Transporten erfolgt?
- Inwieweit beeinflusst die Art des Entsorgungsverfahrens die Ergebnisse und welche Entsorgungsverfahren sind aus ökologischer Sicht zu bevorzugen?

- Wie verändern sich die Ergebnisse, wenn angenommen wird, dass die Stärke-Loose-fill-Packmittel die gleiche Schüttdichte aufweisen wie die EPS-Variante? Wie wirkt sich der Zusatz von aus fossilen Rohstoffen hergestelltem Polyvinylalkohol (PVA) bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln auf die Ergebnisse aus? Wie verändern sich die Ergebnisse, wenn anstelle von Maisstärke Maisgrieß verwendet wird? Welche Rolle spielen die Transportentfernungen?

Neben diesen vor allem produktspezifischen Aspekten stellen sich an vielen Stellen der Auswertung immer wieder die folgende Fragen:

- Wie groß ist der Anteil verschiedener Lebenswegabschnitte bzw. Prozesse an den Ergebnissen? Wo sind in den Produktlebenswegen die bedeutendsten Schwachstellen, wo finden sich die größten Optimierungspotentiale? Wie schlagen bestimmte Annahmen zur Modellierung von Prozessen sowie zur Methodik auf die Ergebnisse durch? Wie macht sich die Vorgehensweise bei Allokationen in den Ergebnissen bemerkbar? Wie bedeutsam sind die mit den untersuchten Packmittelsystemen verbundenen Umweltauswirkungen im Vergleich zu den Gesamtumweltbelastungen in Deutschland?

Auch wenn die Ergebnisse der vorliegenden Ökobilanz über die Beurteilung der konkret untersuchten Fragen hinaus Hinweise geben, die für die Einschätzung und Optimierung verwandter Produktsysteme relevant sein können, so ist bei solchen weitergehenden Interpretationen stets zu beachten, dass die hier veröffentlichten Ergebnisse Antworten auf die oben genannten konkreten Fragen darstellen.

## 8.2 Vorgehensweise

In dem Forschungsprojekt werden mittels einer vergleichenden Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 ff. verschiedene Lebenswege von Loose-fill-Packmitteln aus Primär- und Sekundär-Polystyrol sowie aus Stärke bilanziert und hinsichtlich der damit verbundenen Umweltauswirkungen miteinander verglichen. Schematisch ist die Vorgehensweise in Abbildung 8-1 dargestellt. Ausgehend von der Zieldefinition werden im Rahmen der Sachbilanz die wichtigsten Prozesse beschrieben, die erforderlichen Sachbilanzdaten abgeleitet und auf dieser Basis verschiedene Szenarien (vgl. Kapitel 8.3) modelliert und bilanziert. In der Wirkungsabschätzung werden die Sachbilanzergebnisse in Wirkungskategorien zusammengefasst und zu Wirkungsindikatorergebnissen verrechnet (vgl. auch Tabelle 8-1). Den Abschluss bildet die Auswertung der Ergebnisse (vgl. Kapitel 8.4) mit der Diskussion von Schwachstellen und Optimierungsansätzen.

Um die Qualität der Untersuchung sicherzustellen, haben unabhängige Experten eine externe Begutachtung (Critical review) nach DIN EN ISO 14040 ff. vorgenommen. Die Stellungnahme des Prüfungsausschusses ist in den Anhängen abgedruckt und wird dort kommentiert. Zusätzlich wurden die interessierten Kreise mittels eines Fachgesprächs über Vorgehensweise und Zwischenergebnisse informiert und so in das Vorhaben eingebunden. Die Liste der Teilnehmer(innen) sowie weiterer Personen, die den für das Fachgespräch erstellten Zwischenbericht zur Kommentierung erhalten haben, findet sich ebenfalls im Anhang.

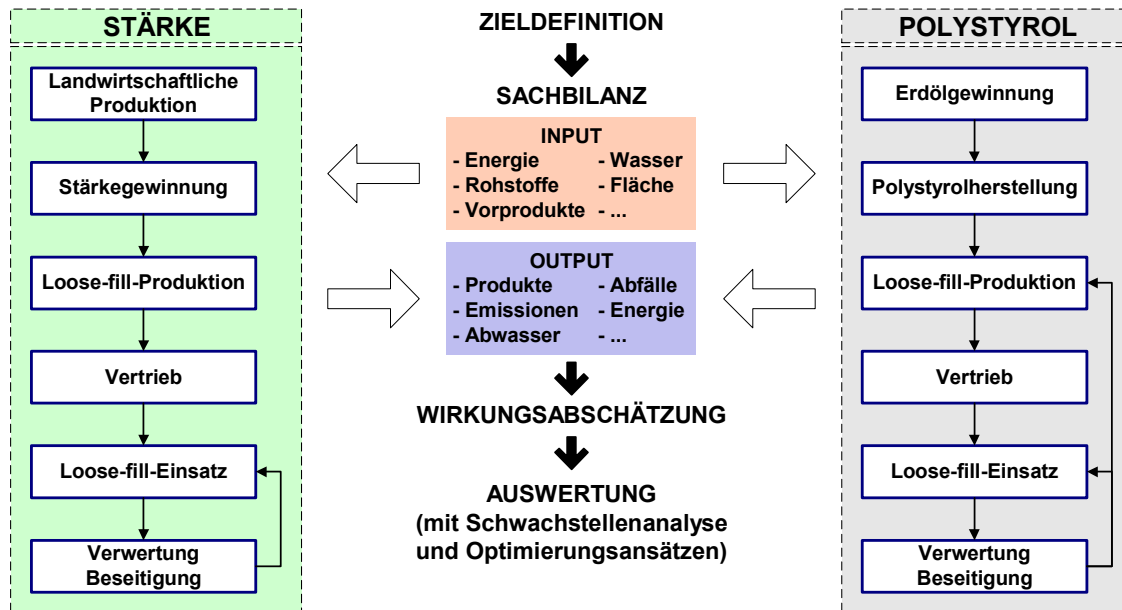


Abbildung 8-1: Schematische Darstellung der Produktsysteme sowie der Vorgehensweise bei der Ökobilanz

### 8.3 Untersuchungsszenarien

In der Ökobilanz werden eine Vielzahl verschiedener EPS (Expandiertes Polystyrol)- und Stärke-Szenarien miteinander verglichen; diese umfassen jeweils den gesamten Lebensweg der Loose-fill-Packmittel und leiten sich alle von jeweils einem Stärke- und einem EPS-spezifischen Vergleichsszenario ab. Die Szenarien wurden vor allem nach der Praxisrelevanz und dem Beitrag zur Beurteilung der untersuchten Fragestellung festgelegt. Nachfolgend werden die wesentlichen Variationen beschrieben.

Bei den *EPS-Loose-fill-Packmitteln* wird hinsichtlich der *Herstellungsphase* zwischen der Verwendung von Primär-Polystyrol und dem Einsatz von Sekundär-Polystyrol aus Produktionsabfällen, aus MC- und CD-Hüllen, aus Verpackungen aus expandiertem Polystyrol (EPS) sowie aus DSD-Abfällen unterschieden. Als *Entsorgungsvarianten* werden der durchschnittliche bundesdeutsche Entsorgungsmix für Restmüll, eine durchschnittliche sowie eine optimierte MVA, die Erfassung über das DSD mit anschließender rohstofflicher Verwertung sowie die werkstoffliche Verwertung innerhalb und außerhalb des Produktsystems (Open- und Closed-loop-Recycling) betrachtet.

In den Szenarien zu den *Stärke-Loose-fill-Packmitteln* wird der Einsatz von Mais-, Kartoffel- und Weizenstärke miteinander verglichen. Zusätzlich werden eine weitere Kartoffelstärkevariante mit Verregnung der Abwässer sowie die Herstellung von Weizenstärke aus extensiv angebautem Weizen einbezogen. Als *Entsorgungswege* für die Stärke-Loose-fill-Packmittel werden der durchschnittliche bundesdeutsche Entsorgungsmix für Restmüll, eine durchschnittliche und eine optimierte MVA, die Erfassung über das DSD mit anschließender rohstofflicher Verwertung sowie die Kompostierung und die Vergärung berücksichtigt.

In der *Nutzungsphase* wird sowohl bei der Stärke- als auch bei der EPS-Variante zwischen einmaliger Nutzung, betriebsinterner Wiederverwendung (Umlaufzahlen von 2 bzw. 4) sowie der Wiederverwendung über Wertstoffhöfe (Umlaufzahl 4) differenziert.



## 8.4 Vorgehensweise bei der Auswertung

In einem *ersten Auswertungsschritt* werden die Polystyrol- und Stärke-Szenarien getrennt betrachtet. Dazu werden innerhalb dieser beiden materialspezifischen Gruppen jeweils mehrere Vergleiche differenziert nach Variationen in der Herstellungs-, Nutzungs- und Entsorgungsphase durchgeführt. Im *zweiten Auswertungsschritt* werden die Ergebnisse für ausgewählte Polystyrol- und Stärke-Szenarien gegenübergestellt. Betrachtet werden dabei sowohl Brutto-Ergebnisse (= Ergebnisse für das Produktsystem ohne Gegenrechnung von Äquivalenzsystemen für Zusatznutzen des Produktsystems) als auch Netto-Ergebnisse (= Brutto-Ergebnisse verrechnet mit den für die Äquivalenzsysteme errechneten Ergebnissen), die letztendlich entscheidend für das Abschneiden der Szenarien sind.

Die Auswertung wird verbal-argumentativ in enger Anlehnung an die Methode des Umweltbundesamtes durchgeführt. Dabei werden die Wirkungskategorien nach ihrer ökologischen Bedeutung sowie dem Abstand zum angestrebten Schutzziel in eine Rangfolge gebracht. Die Szenarien werden anhand der Ergebnisse für die in Tabelle 8-1 aufgelisteten Wirkungsindikatoren miteinander verglichen. Neben dem Rang und damit der Bedeutung der Kategorie werden bei der Beurteilung der Szenarien vor allem die Spannweite der möglichen Umweltentlastung innerhalb einer Kategorie sowie der sogenannte spezifische Beitrag berücksichtigt. Letzterer ergibt sich als Einwohnerwerte, indem die Ergebnisse innerhalb jeder Wirkungskategorie auf den durchschnittlichen Pro-Kopf-Jahresbeitrag in Deutschland normiert werden, und zeigt an, in welchen Wirkungskategorien ein Szenario einen relativ hohen bzw. niedrigen Beitrag zur gesamten Umweltbelastung in Deutschland erbringt.

Da die Vorgehensweise (z.B. Festlegung der Systemgrenzen, Annahmen zur Modellierung, Allokationsmethodik) entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse hat, werden zu wesentlichen Punkten Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

Tabelle 8-1: Bei der Auswertung berücksichtigte Wirkungskategorien, diesen zugeordnete Sachbilanzparameter und Einheiten der Wirkungsindikatorergebnisse

Wirkungskategorie	Sachbilanzparameter	Wirkungsindikator (Einheit)
Humantoxizität	As, BaP, Benzol, Cd, Cr (als Cr-VI), PCDD/F, Ni, Pb, SO <sub>2</sub> , Dieselpartikel	kg Arsen-Äquivalente; kg Pb; kg SO <sub>2</sub> ; kg Dieselpartikel
Ökotoxizität	AOX (Wasser); HF, NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> (Luft); Pflanzenschutzmittel	keine Aggregation; Angabe jeweils in kg
Eutrophierung (aquatisch)	P-ges., CSB, N-ges., NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente
Eutrophierung (terrestrisch)	NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub>	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente
Naturraumbeanspruchung	Fläche	m <sup>2</sup> je Natürlichkeitsklasse IV - VII
Ozonbildung (bodennah)	NO <sub>x</sub> , Benzol, CH <sub>4</sub> , Formaldehyd, NMVOC, VOC, Pentan, Butan	kg Ethen-Äquivalente; kg Ethen-Äquivalente (N-korrigiert)
Ressourcenbeanspruchung	Erdöl, Erdgas, Braunkohle, Steinkohle; Uran; Biomasse	MJ KEA fossil; MJ KEA nuklear; MJ KEA solar; kg Rohöläquivalente
Ozonabbau (Stratosphäre)	N <sub>2</sub> O	kg N <sub>2</sub> O
Treibhauseffekt	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O	kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente
Versauerung	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCl, HF, NH <sub>3</sub>	kg SO <sub>2</sub> -Äquivalente

## 8.5 Hinweise zum Umgang mit dem Bericht

In der praktischen Umsetzung fällt die Erstellung der Ökobilanz wesentlich komplexer aus, als in den vorausgehenden zusammenfassenden Kapiteln beschrieben. Deswegen geben wir hier Hinweise zum Einstieg in den Bericht und deuten auf weitergehende Lese- und Nachschlagemöglichkeiten hin: Auch wenn es prinzipiell denkbar ist, den Bericht von vorne nach hinten zu lesen, so ist doch zu vermuten, dass die an der Thematik interessierten Leser und Leserinnen zuerst vor allem an den Ergebnissen interessiert sein werden. Die wichtigsten Ergebnisse stellen wir deshalb im Folgenden in dieser Zusammenfassung relativ knapp und damit zwangsläufig ohne größere Belege und umfassende Begründungen bzw. Herleitungen dar. Falls Sie sich dafür interessieren, wie diese Ergebnisse zustande kommen, sollten Sie sich zuerst mit den diesbezüglichen Auswertungsabschnitten (vgl. Kapitel 7) befassen. Sie finden dort für jeden Vergleich jeweils eine kurze Charakterisierung der Szenarien und der damit verbundenen Zusatznutzen; im Anschluss daran werden die Ergebnisse differenziert nach den einzelnen Wirkungsindikatoren interpretiert, grafisch dargestellt und abschließend die wichtigsten Erkenntnisse in einem Fazit zusammengefasst. Um interessierte Leser und Leserinnen dabei zu unterstützen, die Ergebnisdarstellungen eigenständig zu interpretieren, haben wir die wichtigsten Grafiktypen in einem Unterkapitel (7.2) erläutert und diskutieren die Ergebnisse im Zusammenhang mit der Verwendung einer bestimmten Grafikart besonders ausführlich. Die Sachbilanzergebnisse und die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung können zudem unter <http://www.bifa.de> nachgeschlagen werden. Sollten Sie weitergehende Fragen zur Vorgehensweise, zu den Produktsystemen und den Szenarien sowie zu den einzelnen Prozessen, den jeweils damit verbundenen Annahmen und den Sachbilanzdaten haben, finden Sie dazu ausführliche Informationen in den entsprechenden Kapiteln. Weitere Prozessinformationen enthalten die ebenfalls unter der oben genannten Internet-Adresse einsehbaren sogenannten Standardberichtsblätter, in denen die Sachbilanzdaten für die berücksichtigten Prozesse dokumentiert werden.

## 8.6 Ergebnisse im Überblick

### 8.6.1 EPS-Loose-fill-Packmittel: Einfluss der Materialbereitstellung

Die Bereitstellung von Polystyrol beeinflusst die Ergebnisse für die EPS-Szenarien bei vielen Indikatoren maßgeblich. Dabei schneidet die Verwendung von Sekundär-Polystyrol durchgehend besser ab als der Einsatz von Primär-Polystyrol. Die Unterschiede zwischen den betrachteten Sekundär-Polystyrolen sind dabei größer als zwischen dem ungünstigsten Sekundär-Polystyrol und Primär-Polystyrol. Am besten schneidet der Einsatz von Sekundär-Polystyrol (Mahlgut) aus MC-/CD-Hüllen zur Herstellung von EPS-Loose-fill-Packmitteln ab. Es folgt die aus Erkenntnisinteresse angenommene, in der Praxis jedoch nicht relevante Verwendung von PS-Regranulat aus DSD-Abfällen. Den dritten Platz belegt PS-Regranulat aus gebrauchten EPS-Verpackungen, an vierter Stelle folgen die nach Angaben der Hersteller vor allem verwendeten Polystyrol-Produktionsabfälle.

Entscheidend für ein gutes Abschneiden der eingesetzten Sekundär-Materialien ist dabei die bisherige Handhabung der verwerteten Polystyrol-Abfälle. Je geringer der Nutzen, der bislang mit der Entsorgung der Polystyrol-Abfälle verbunden war, desto günstiger erweist sich die Verwendung in der Herstellung von EPS-Loose-fill-Packmitteln. Besonders posi-

tiv wirkt es sich deshalb aus, wenn Polystyrol-Abfälle eingesetzt werden, die andernfalls kaum verwertet würden - wie dies bei den MC-/CD-Hüllen der Fall ist. Wesentlich geringeren Einfluss auf die Ergebnisse hat dagegen der Recyclingaufwand, wobei die Herstellung eines Mahlgutes gegenüber einer stromintensiven Regranulierung deutlich umweltfreundlicher ist.

Auffallend sind bei allen EPS-Szenarien ferner die vergleichsweise sehr hohen spezifischen Beiträge beim Ozonbildungspotential, die auf die Freisetzung der Treibmittel Pentan und Butan zurückzuführen sind. Hier könnte über einen Wechsel des Treibmittels oder eine Abgasreinigung die Umweltbilanz der EPS-Loose-fill-Packmittel wesentlich verbessert werden.

Anzumerken ist ferner, dass Sekundär- und Primär-Polystyrol zwar keine rundum identischen Eigenschaften aufweisen. Allerdings hat die Verwendung geeigneter Sekundär-Polystyrole in dem betrachteten Fall keine negativen Auswirkungen auf die Produktqualität. Auch gilt, dass die in diesem Projektzusammenhang betrachteten Polystyrol-Herkünfte unter mehreren Gesichtspunkten Extreme abdecken. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass andere, hier nicht betrachtete Sekundär-Polystyrole sich innerhalb der Bandbreite, die die untersuchten Varianten abstecken, gut einordnen lassen.

### **8.6.2 EPS-Loose-fill-Packmittel: Vergleich von Entsorgungsverfahren**

Die Art der Entsorgung hat erhebliche Auswirkungen auf die umweltbezogene Bewertung der hierzu untersuchten Szenarien zu EPS-Loose-fill-Packmitteln. Anders als bei der Bereitstellung von Polystyrol tragen die Emissionen, die direkt aus der Entsorgung resultieren, in den meisten Kategorien jedoch nur geringfügig zum Gesamtergebnis bei. Erheblich einflussreicher und letztendlich ergebnisbestimmend sind dagegen diejenigen Werte, die sich für die Zusatznutzen aus der Entsorgung (Strom, Wärme, Reduktionspotential, Sekundär-Polystyrol) über entsprechende Äquivalenzsysteme errechnen und die von den für das Produktsystem bilanzierten Brutto-Ergebnissen abgezogen werden.

Am besten schneiden dabei die beiden Varianten zur werkstofflichen Verwertung ab. Mit relativ deutlichem Abstand folgt die hochwertige energetische Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel mittels einer optimierten Müllverbrennungsanlage. Den nächsten Rang teilen sich die beiden Szenarien zur rohstofflichen Verwertung im Hochofen und zu einer repräsentativen Müllverbrennungsanlage. Am ungünstigsten schneidet der Beseitigungsmix ab, wobei sich insbesondere der hohe Deponierungsanteils bemerkbar macht. Unter Umweltgesichtspunkten ist deshalb vor allem eine hochwertige werkstoffliche Verwertung der gebrauchten EPS-Loose-fill-Packmittel anzustreben.

### **8.6.3 Stärke-Loose-fill-Packmittel: Einfluss der Materialbereitstellung**

Auch zwischen den Szenarien zur Stärke-Bereitstellung gibt es deutliche Unterschiede. Insgesamt am ungünstigsten schneidet die Verwendung von Weizenstärke aus konventionell angebauten Weizen ab. Mit sehr geringem Abstand folgt das Maisstärke-Szenario, das die Majorität der in den Markt gebrachten Stärke-Loose-fill-Packmittel repräsentiert. Deutlichere Unterschiede ergeben sich zwischen diesen Szenarien und denjenigen zum Einsatz von Kartoffelstärke sowie von Weizenstärke aus extensiv erzeugtem Weizen. Bei diesen weisen die Kartoffelstärke-Szenarien insbesondere Vorteile bei einer energie- und flächenfokussierten Bewertung auf, während der extensive Weizenanbau dann besonders gut ab-

schneidet, wenn Fragen der Naturraumbeanspruchung sowie Aspekte, die mit der Verwendung mineralischer Düngemittel und synthetischer Pflanzenschutzmittel verknüpft sind, in den Vordergrund rücken. Von den beiden Kartoffelstärke-Varianten schneidet diejenige mit Abwasserverregnung geringfügig besser ab. Optimal wäre nach diesen Ergebnissen der hier nicht untersuchte Einsatz von Kartoffelstärke aus extensiv angebauten Kartoffeln in Kombination mit der aus Umweltsicht günstigeren Kartoffelstärke-Produktion.

Über die Wahl der Pflanzenart, die Intensität der Pflanzenproduktion und verfahrenstechnische Maßnahmen bei der Stärke-Produktion können die Umweltauswirkungen der Stärke-Bereitstellung erheblich gesenkt werden. Im Bereich der Landwirtschaft wirkt sich positiv aus, wenn Pflanzen mit hohem flächenbezogenen Stärkeertrag wie Kartoffeln verwendet werden, der Anbau extensiv – d.h. ohne Einsatz mineralischer Düngemittel und synthetischer Pflanzenschutzmittel - vorgenommen wird und zudem keine nachträgliche Trocknung der Erntegüter erforderlich ist. So entfällt beim konventionellen Anbau der Stärke-Pflanzen rund die Hälfte des Energieaufwandes im Bereich der Landwirtschaft auf die Bereitstellung mineralischer Stickstoffdünger; die Trocknung erntefeuchter Maiskörner hat einen vergleichbaren Energiebedarf wie deren landwirtschaftlicher Erzeugung. Mit dem Wechsel zum extensiven Anbau gehen die ansonsten sehr hohen spezifischen Beiträge (Einwohnerwerte) zur Pflanzenschutzmittel-Menge auf Null zurück. Andererseits steigt der Flächenverbrauch beim Weizenanbau mit der Extensivierung um rund ein Drittel an; aus Sicht des Naturschutzes sind diese Flächen aber höherwertiger einzustufen. Die Unterschiede innerhalb der konventionellen Anbauvarianten sind jedoch noch größer: Die Kartoffelproduktion erfordert aufgrund höherer Stärkeausbeuten bezogen auf die gleiche Stärke-Menge rund 40 % weniger Fläche als der konventionelle Weizen- bzw. Maisanbau. Aufgrund relativ geringer Ertragsunterschiede zum extensivem Kartoffelanbau trifft diese Aussage annähernd auch auf diesen zu.

Der Energieverbrauch der Stärke-Produktion liegt um ein Vielfaches über dem der landwirtschaftlichen Produktion der Stärke-Pflanzen. Umweltbezogene Verbesserungen bei der Stärke-Produktion sind insbesondere über den Bereich der Abwasserbehandlung möglich: Potentiale bieten die Nutzung der in den Abwässern enthaltenen Nährstoffe mittels Verregnung, der Verzicht auf die energieintensive Eindampfung von Teilabwässern sowie die anaerobe Abwasserbehandlung mit nachgeschalteter Biogasnutzung.

#### Einfluss des Zusatzes von Polyvinylalkohol

Die Bereitstellung von Polyvinylalkohol (PVA) trägt bei vielen Indikatoren deutlich über den Gewichtsanteil hinaus, den dieses Additiv an den Stärke-Loose-fill-Packmitteln hat, zu den Ergebnissen bei. So sind knapp 13 Gew.-% PVA-Zusatz für über ein Drittel des Verbrauchs fossiler Rohstoffe verantwortlich – und damit für etwa den gleichen Anteil, der auf die Bereitstellung der gesamten Stärke-Menge entfällt.

#### Verwendung von Maisgrieß anstelle von (Mais-)Stärke

Teilweise wird an Stelle von Maisstärke Maisgrieß eingesetzt, der zusammen mit Polyvinylalkohol zu Loose-fill-Packmitteln verarbeitet wird. Die Ergebnisse fallen insgesamt relativ ähnlich aus, wobei die Maisstärke-Verwendung (allokationsbedingt) minimale Vorteile aufweist. Würde eine besser abschneidende Stärkeart - etwa Kartoffelstärke – für die Produktion der Loose-fill-Packmittel verwendet, so würde dieser Vorsprung deutlicher aus-

fallen. Sollte bei einer Maisgrieß-Verwendung mehr Polyvinylalkohol benötigt werden, so würden sich die Ergebnisse ebenfalls zugunsten der Stärke-Variante verschieben.

#### **8.6.4 Stärke-Loose-fill-Packmittel: Vergleich von Entsorgungsverfahren**

Maßgeblich zur Differenzierung der Stärke-Szenarien trägt die Art der Entsorgung bei: Dabei schneidet der bundesdeutsche Beseitigungsmix aufgrund des hohen Deponierungsanteils knapp vor der Kompostierung am ungünstigsten ab. Der Beitrag zum Treibhauspotential ist bei einer Entsorgung über den Beseitigungsmix aufgrund deponierungsbedingter Methanemissionen sowie bei der Kompostierung wegen fehlender energetischer Zusatznutzen trotz der Verwendung eines nachwachsenden Rohstoffes sehr hoch.

Sehr positiv erweist sich dagegen die energetische Verwertung des weitgehend regenerativen Energieträgers „Gebrauchte Stärke-Loose-fill-Packmittel“. Dafür kommen sowohl eine Vergärung mit Biogasnutzung als auch eine Verbrennung in Frage. Hohe Standards bei der Abwasser- und Rauchgasreinigung vorausgesetzt gilt, dass diese Verfahren umso besser abschneiden, je höher der Wirkungsgrad ist. Die Entsorgung kann auf diesem Wege dazu beitragen, dass der Bedarf an fossilen und nuklearen Energieträgern in den betrachteten Szenarien um rund die Hälfte abgesenkt wird. Gerade weil sich hier größere Optimierungspotentiale auftun, ist anzumerken, dass sowohl Vergärungs- als auch Verbrennungsanlagen mit hohem Wirkungsgrad technisch zwar weitgehend ausgereift sind, in der Praxis bisher jedoch nur sehr geringe Bedeutung bei der Entsorgung von Stärke-Loose-fill-Packmittel haben.

#### **8.6.5 Bedeutung der Nutzungsphase - insbesondere der Wiederverwendung**

##### Wiederverwendung

Die Wiederverwendung der Loose-fill-Packmittel stellt materialunabhängig eine sehr wirksame Maßnahme dar, um die mit dem Loose-fill-Packmittel-Einsatz verbundenen Umweltbelastungen zu reduzieren. Dies liegt zum Einen daran, dass die Vertriebs- und Nutzungsphase zu den Ergebnissen meist nur in geringerem Umfange beiträgt. Entsprechend wirken sich die mit der Wiederverwendung einhergehenden Einsparungen beim Materialverbrauch und verringerten Aufwendungen in der Loose-fill-Packmittel-Produktion sehr direkt auf die Ergebnisse aus. Dies gilt auch für den Rückgang der Abfallmengen, der sich in nahezu allen Fällen positiv bemerkbar macht. Zum Anderen ist der günstige Einfluss einer Wiederverwendung von Loose-fill-Packmitteln wesentlich auch darauf zurückzuführen, dass Loose-fill-Packmittel anders als beispielsweise Mehrwegverpackungen im Getränkebereich ohne Reinigung und ohne bzw. mit nur relativ geringen Transportaufwendungen wiederverwendet werden können. Insgesamt führt deshalb eine zweifache Wiederverwendung nahezu bei allen Indikatoren zu einer Halbierung der Ergebnisse, eine vierfache Wiederverwendung zu einer Viertelung.

Am besten schneidet dabei die direkte Wiederverwendung durch Empfänger von Waren ab, die auf diesem Wege erhaltene Loose-fill-Packmittel wieder für den Versand eigener Produkte verwenden. Diese Praxis war zumindest bis zum parallelen Einsatz von EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmitteln (vgl. Kapitel 8.6.7.1) im industriellen Bereich sehr weit verbreitet und hat auch heute noch Bedeutung. Mit nur geringem Abstand folgt die Wiederverwendung über Wertstoffhöfe bzw. Zwischenhändler, die zusätzliche Transporte erfordert.

Bei den Vergleichen wurde unabhängig von der Materialart angenommen, dass beide Loose-fill-Packmittel-Varianten im gleichen Umfang wiederverwendungstauglich sind. Ob dies in der Praxis auch tatsächlich der Fall ist, wird jedoch von Anwendern sowie Herstellern von EPS-Loose-fill-Packmittel in Frage gestellt, da die Stärke-Loose-fill-Packmittel einen höheren Abrieb und eine weit größere Feuchteempfindlichkeit als die EPS-Loose-fill-Packmitteln aufweisen. Inwieweit sich dies auf die innerbetriebliche Wiederverwendungspraxis auswirkt, lässt sich aufgrund fehlender verlässlicher Daten bestenfalls vermuten. Sollten die Unterschiede in den Eigenschaften tatsächlich zu einem Rückgang in der Wiederverwendung führen, dann gibt es neben der wohl kaum mehr durchsetzbaren bzw. gewollten alleinigen Verwendung von EPS-Loose-fill-Packmitteln vor allem zwei Ansatzpunkte zur Optimierung: Eine Beschichtung der Stärke-Loose-fill-Packmittel und/oder eine Modifikation der Stärke, um so sowohl den Abrieb als auch die Wasserlöslichkeit der Stärke-Loose-fill-Packmittel deutlich zu reduzieren.

#### Einfluss höherer Transportentfernungen bei der Nutzung der Loose-fill-Packmittel

Werden Loose-fill-Packmittel als Transportverpackung eingesetzt, so wirken sich größere Transportentfernungen nur in geringem Umfang auf die Ergebnisse aus, wobei sich Änderungen in erster Linie für die transportbeeinflussten Wirkungsindikatoren (vor allem Dieselpartikel- und Stickoxid-Emissionen) ergeben. Dabei ist zu beachten, dass dieses Ergebnis nur auf das sehr leichte Packmittel bezogen ist, nicht jedoch auf das Packgut. Eine Transportstrecke von 2.500 km anstelle von 300 km führt bezogen auf den gesamten Lebensweg nur zu sehr geringen Zunahmen, die bei den Stärke-Loose-fill-Packmitteln aufgrund der höheren Schüttdichte prozentual zwar etwas höher ausfallen, dabei jedoch selbst beim sensitivsten Indikator (Dieselpartikel) immer noch unter 15 % liegen.

#### **8.6.6 Vergleich der EPS- und Stärke-Szenarien**

Zwischen den verschiedenen Szenarien zum Loose-fill-Packmittel-Einsatz gibt es sehr deutliche Unterschiede bezüglich der Umweltauswirkungen. Dabei ergeben sich jedoch weder für die Stärke- noch für die Polystyrol-Verwendung grundsätzliche Vorteile. Entscheidend für das umweltbezogene Abschneiden ist vor allem die konkrete Ausgestaltung der Materialbereitstellung sowie der Entsorgung und hierbei insbesondere auch, welcher Wert den Zusatznutzen aus der Entsorgung sowie den in den Sekundär-Polystyrol-Szenarien verwendeten Polystyrol-Abfällen zugemessen wird.

Folglich entscheidet nicht die Rohstoffherkunft über die Umweltrelevanz der Szenarien, sondern die Art der im jeweiligen Lebensweg kombinierten Prozesse. Offensichtlich wird dabei auch, dass es sowohl sehr gute EPS- als auch Stärke-Szenarien gibt – und jeweils in beiden Fällen auch Ausprägungen, die deutlich ungünstiger abschneiden. Dabei ist die Variationsbreite zwischen materialgleichen Szenarien ähnlich hoch wie innerhalb der Gesamtheit der Szenarien. Unabhängig von der Materialart gibt es damit sowohl bei einer Stärke- als auch bei einer EPS-Verwendung beträchtliche Optimierungspotentiale.

Die Stärke-Szenarien haben nur dann eine Chance, ähnlich positiv abzuschneiden wie die guten EPS-Szenarien, wenn die Loose-fill-Packmittel nach Gebrauch energetisch verwertet werden. Dafür kommen sowohl eine Vergärung mit Biogasnutzung als auch eine Verbrennung in einer Anlage mit hohem Wirkungsgrad in Frage. Weiterhin verbessert der extensive Anbau, aber auch die Wahl einer Stärkepflanze mit sehr hoher flächenbezogener

Stärkeausbeute in Kombination mit einer optimierten Stärke-Produktion die Ergebnisse deutlich. Sowohl die Entsorgung über den bundesdeutsche Beseitigungsmix als auch mittels Kompostierung führen dagegen dazu, dass die Stärke-Szenarien keine nennenswerten Vorteile gegenüber den EPS-Szenarien aufweisen – und sogar mit höheren Treibhausgas-Emissionen verbunden sind. Ferner erfordert die Bereitstellung der gleichen Masse Stärke erheblich weniger fossile Energieträger als die Polystyrol-Bereitstellung. Die dreifach höhere Schüttdichte der Stärke-Loose-fill-Packmittel sowie der Zusatz eines aus fossilen Rohstoffen hergestellten Additivs relativieren diesen Vorteil jedoch wieder. Eine zusätzlich durchgeführte Sensitivitätsanalyse ergibt zudem, dass die Stärke-Szenarien von einer Reduzierung der Schüttdichte deutlich profitieren würden. Als wirklich grundsätzlicher Unterschied zu den EPS-Szenarien verbleibt in allen Fällen jedoch die deutlich größere Naturrauminanspruchnahme, deren Wertung je nach Einschätzung der Sachlage unterschiedlich ausfallen wird. Analog gilt dies auch für den Pflanzenschutzmittel-Einsatz bei konventionellem Anbau der Stärke-Pflanzen.

Positiv wirkt es sich aus, wenn bei der Herstellung von EPS-Loose-fill-Packmitteln Polystyrol-Abfälle genutzt werden, die andernfalls nicht verwertet würden. Nur in diesem Fall ist es möglich, in Kombination mit einer rohstofflichen oder energetischen Verwertung in den Bereich zu kommen, der von den besten Stärke-Szenarien erreicht wird. Werden dagegen hochwertige Polystyrol-Abfälle für die Herstellung der EPS-Loose-fill-Packmittel eingesetzt, so erlaubt es nur noch die werkstoffliche Verwertung, dass EPS-Loose-fill-Packmittel mindestens genauso gut abschneiden wie die besten Stärke-Szenarien. Wird der Einsatz ansonsten nicht verwerteter Polystyrol-Abfälle mit einer am Ende stehenden werkstofflichen Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel kombiniert - ein Fall, der nur ausnahmsweise anzunehmen ist -, so würde die EPS-Nutzung im Vergleich zur Stärke-Verwendung sogar besser abschneiden. Unabhängig davon ergeben sich für alle EPS-Szenarien jedoch ungünstigere Ergebnisse beim Ozonbildungspotential, wenn die Treibmittel Pentan und Butan ohne Abgasreinigung freigesetzt werden.

### **8.6.7 Übergeordnete Aspekte und weitere Ergebnisse**

#### ***8.6.7.1 Übergeordnete Ansatzpunkte zur Reduzierung der Umweltbelastungen***

Neben den spezifisch mit den Loose-fill-Packmitteln verknüpften Prozessen gibt es an vielen Stellen auch übergeordnete Ansatzpunkte für umweltbezogene Verbesserungen, die großen Einfluss auf die Ergebnisse haben: So zeigt sich insbesondere, dass eine allgemeine Reduzierung der Emissionen bei Transporten (insbesondere der Dieselpartikel-Emissionen) sowie bei Prozessen der Energiebereitstellung sowie die stärkere Berücksichtigung regenerativer Energieträger dazu beitragen würde, die mit der Loose-fill-Packmittel-Nutzung verbundenen Umweltbelastungen in allen Fällen wesentlich zu senken. Auch der aktuelle bundesdeutsche Beseitigungsmix wirkt sich an vielen Stellen (negativ) auf die Ergebnisse aus: Die deutliche Reduzierung des Deponierungsanteils und eine effizientere Nutzung der in den Abfällen enthaltenen Energie würde sich insbesondere bei den Szenarien sehr positiv auswirken, in denen größere Mengen Abfälle zur Beseitigung anfallen.

### **8.6.7.2 Einfluss der Äquivalenzsysteme auf die Ergebnisse**

Mittels Äquivalenzsystemen wird ökobilanzbezogen der Wert der Zusatznutzen des Produktsystems (z.B. Bereitstellung von Strom und Wärme oder Entsorgung von Abfällen) quantifiziert und in die Bilanzierung eingerechnet. Die Projektbearbeitung hat gezeigt, dass die Äquivalenzsysteme und damit die diesbezüglich gemachten Annahmen die Ergebnisse entscheidend beeinflussen. Dies ist insbesondere der Fall bei denjenigen Szenarien, in denen von einer Verwendung von Sekundär-Polystyrol für die Produktion der Loose-fill-Packmittel ausgegangen wird. Auch die entsorgungsbezogenen Äquivalenzsysteme haben maßgebliche Auswirkungen auf die Ergebnisse. Deshalb werden im vorliegenden Bericht die entsprechende Vorgehensweise und die damit einhergehenden Annahmen ausführlich und transparent erläutert. Zusätzlich werden Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

### **8.6.7.3 Folgen der Vermischung der Materialien**

Seit der Markteinführung von Loose-fill-Packmitteln aus Stärke kommt es zu Vermischungen mit den sehr ähnlich aussehenden Verpackungschips aus EPS. Eine werkstoffliche Verwertung der EPS-Loose-fill-Packmittel, die unter Umweltgesichtspunkten am besten abschneidet, ist aufgrund der Unverträglichkeit der Materialien nicht mehr praktikabel. Werden auch zukünftig alle Materialien zugelassen und damit die Vermischung als unvermeidlich akzeptiert, so kommen für die Entsorgung nur noch Verfahren in Frage, die materialunabhängig sowohl für die Entsorgung der Stärke- als auch der EPS-Variante geeignet sind. Unter Umweltgesichtspunkten schneiden dabei die energetische Verwertung in Verbrennungsanlagen sowie die rohstoffliche Verwertung im Hochofen am besten ab. Welches der beiden Verfahren am günstigsten ist, hängt vor allem vom Wirkungsgrad der energetischen Verwertung ab. Je höher dieser ist, desto besser ist diese Form der Verwertung. Bei der rohstofflichen Verwertung wirkt sich besonders aus, in welchem Umfang Sortier- und Aufbereitungsabfälle anfallen und in welcher Güte diese beseitigt bzw. verwertet werden.

Zudem hat die Vermischung auch negative Auswirkungen auf die unter Umweltgesichtspunkten sehr positiv zu beurteilende Wiederverwendung der EPS-Loose-fill-Packmittel (vgl. Kapitel 8.6.5): So haben wir den Eindruck gewonnen, dass die im industriellen Bereich weit verbreitete Mehrfachverwendung in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen ist. Insbesondere die Wiederverwendung über Wertstoffhöfe wurde nahezu vollständig eingestellt. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die Stärke-Variante derzeit neben einem höheren Abrieb immer noch eine sehr eingeschränkte Feuchtebeständigkeit aufweist, beim Umschlag über Wertstoffhöfe eine trockene Lagerung jedoch nicht garantiert werden kann. Eine feucht gewordene Mischung aus EPS- und Stärke-Loose-fill-Packmittel ist jedoch kaum mehr zu verwenden.

Diese Ergebnisse zeigen damit auch deutlich, dass eine Veränderung im Gesamtsystem der Loose-fill-Packmittel-Nutzung – die parallele Verwendung zweier sehr unterschiedlicher Materialien für die Herstellung sehr ähnlicher Produkte – erhebliche Rückwirkungen auf die Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der etablierten Verwendung von EPS-Loose-fill-Packmitteln hat.



#### **8.6.7.4 *CO<sub>2</sub>-Neutralität bei Verwendung nachwachsender Rohstoffe?***

Der Vergleich zwischen den Stärke- und den EPS-Szenarien zeigt sehr deutlich, dass die Verwendung des Begriffes „CO<sub>2</sub>-neutral“, der synonym für die Neutralität hinsichtlich des Treibhauseffektes verwendet wird, auf die aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellten Stärke-Loose-fill-Packmittel nicht prinzipiell zutrifft, aber durchaus erreicht werden könnte. Letzteres ist jedoch nur möglich, wenn spezifische Voraussetzungen erfüllt werden: Da eine werkstoffliche Verwertung nicht machbar ist, gehört dazu vor allem unabwendbar die energetische oder rohstoffliche Verwertung der gebrauchten Stärke-Loose-fill-Packmittel. Weiter positiv in diese Richtung wirkt sich ein Verzicht auf Zusätze auf fossiler Rohstoffbasis aus. Beides zusammen kann dann tatsächlich zu leicht negativen Werten bei den für das Treibhauspotential errechneten Beiträgen führen. Über den verstärkten Einsatz weiterer regenerativer Energieträger ließe sich auch dieses Ergebnis noch weiter verbessern.

Da allerdings derzeit der Beseitigungsmix und die Kompostierung dem aktuellen Stand der Entsorgung von Stärke-Loose-fill-Packmitteln mit sehr großer Wahrscheinlichkeit weit näher kommen als die oben geforderte energetische oder rohstoffliche Verwertung, ist festzustellen, dass die Nutzung der Stärke-Loose-fill-Packmittel derzeit noch relativ weit von dem Prädikat „CO<sub>2</sub>-neutral“ entfernt ist.

#### **8.6.7.5 *Schonung fossiler Rohstoffe durch Einsatz nachwachsender Rohstoffe?***

Mit der Verwendung von Stärke wird nicht nur mit relativ geringem Ressourcenaufwand ein vielseitig einsetzbarer Werkstoff produziert, sondern zugleich ein Sonnenenergie speichernder, regenerativer Energieträger erzeugt, der nach ein- oder mehrfacher stofflicher Verwendung energetisch verwertet werden kann. Dass diese abschließende energetische Nutzung erforderlich ist, um daraus tatsächlich einen weitgehend verallgemeinerbaren Vorteil zu machen, zeigen die Ergebnisse ebenfalls. Andernfalls haben Produkte aus fossilen Rohstoffen durchaus die Chance effizienter hinsichtlich des Verbrauchs fossiler Rohstoffe zu sein, insbesondere dann, wenn diese nach Gebrauch werkstofflich verwertet werden und noch zusätzlich bei deren Produktion Sekundär-Material verwendet wird. Die höhere Schüttdichte der Stärke-Loose-fill-Packmittel verschlechtert dagegen ebenso wie der Zusatz eines Additivs aus fossilen Rohstoffen die Bilanz des Produktes aus nachwachsenden Rohstoffes.

#### **8.6.7.6 *Biologische Abbaubarkeit als Vorteil?***

Die biologische Abbaubarkeit der Stärke-Loose-fill-Packmittel ist keine Eigenschaft, die für den Produktzweck erforderlich ist. Ihr Vorteil wird im Bereich der Entsorgung gesehen, wo sie sich aber nur dann vorteilhaft auswirkt, wenn die Stärke-Loose-fill-Packmittel über eine Vergärung mikrobiell zu Biogas umgesetzt werden und dieses anschließend mit hohen Wirkungsgraden energetisch genutzt wird. Werden die Stärke-Loose-fill-Packmittel dagegen deponiert, so führt die biologische Abbaubarkeit sogar dazu, dass die Freisetzung von unter anaeroben Bedingungen daraus gebildetem Methan größere Beiträge zum Treibhauseffekt erbringt als die Verbrennung der EPS-Loose-fill-Packmittel. Auch die Kompostierung als weiterer Entsorgungsweg, der auf die biologische Abbaubarkeit angewiesen ist, schneidet gegenüber einer energetischen Verwertung deutlich ungünstiger ab.

Damit zeigen die Ergebnisse allgemein sehr deutlich, dass die biologische Abbaubarkeit alleine noch kein Kriterium für die Umweltverträglichkeit eines Materials oder Produktes darstellt. Entscheidend ist vielmehr, welchen konkreten Entsorgungsweg dieses nach Gebrauch geht und wie sich die biologische Abbaubarkeit auf die Nutzungsdauer und Haltbarkeit des Produktes auswirkt. Deutlich getrennt davon zu sehen sind jedoch die Fälle, in denen die biologische Abbaubarkeit eine wesentliche Eigenschaft bei der Produktnutzung darstellt.

Angesichts dieser Ergebnisse werfen wir abschließend die Frage auf, ob es nicht ein lohnendes Ziel wäre, Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen zu entwickeln, die eben nicht biologisch abbaubar, sondern langlebig und damit mehrfach verwendbar sind und die dann auch werkstofflich sowie am Ende energetisch verwertet werden können.

### **8.7 Abschließende Bemerkung und Ausblick**

Abschließend möchten wir darauf hinweisen, dass in dieser umweltbezogenen Untersuchung sozioökonomische Aspekte und alternative Verpackungslösungen nicht, der Gesichtspunkt der Gebrauchstauglichkeit nur eingeschränkt berücksichtigt wird. Damit kann diese Arbeit zwar nicht den Anspruch einer vollständigen Beurteilung der untersuchten Produktsysteme erheben, sie stellt jedoch umfangreiches Orientierungswissen zur umweltbezogenen Optimierung von Loose-fill-Packmittel-Systemen sowie verwandter Produktsysteme bereit. Beim Umgang mit den Ergebnissen ist dabei zu beachten, dass diese auf unserem aktuellen Wissensstand und den im Bericht beschriebenen Annahmen beruhen. Eine derartig komplexe Arbeit muss zudem zwangsläufig an mehreren Stellen unvollständig bleiben. Gerade deshalb haben wir in dieser Ökobilanz versucht, unsere Vorgehensweise, die Annahmen und das Zustandekommen unserer Beurteilungen sehr transparent darzulegen. Deswegen gehen wir auch davon aus, mit dieser Arbeit einen Beitrag dazu geleistet zu haben, dass verwandte Fragestellungen in Zukunft einfacher untersucht werden können.

Wir hoffen, dass die Ergebnisse dieser Arbeit Anregungen geben und zu einer konstruktiven Diskussion im Bereich der biologisch abbaubaren Werkstoffe sowie der nachwachsenden Rohstoffe beitragen - und damit Lernprozesse unterstützen, die sich auf längere Sicht positiv im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung auswirken. Gerade deshalb wünschen wir uns, dass den Ergebnissen Zeit zum Wirken gegeben wird. Auch wenn sich immer wieder relativ große umweltbezogene Unterschiede zwischen den untersuchten Szenarien zeigen, so rechtfertigen die Ergebnisse schon aufgrund ihrer Vieldeutigkeit kein überschnelles und in der Gefahr der Eindimensionalität stehendes Agieren der interessierten Kreise. Dies insbesondere auch deshalb, da langfristig gesehen wohl kaum ein Weg daran vorbei führen dürfte, die bisher dominierende Rohstoffbasis Erdöl durch andere Ressourcen zu ergänzen oder gar einmal ganz zu ersetzen. Entscheidend werden deshalb Ansätze sein, die dauerhaft tragbar sind und die damit immer auch das Kriterium der Umweltverträglichkeit zu erfüllen haben sowie Untersuchungen, die klären, was dies konkret bedeutet.

## 9 Anhänge

### 9.1 Kritische Prüfung (Critical Review) nach DIN EN ISO 14040

#### 9.1.1 Vorbemerkung durch die Autoren der Ökobilanz

Nachfolgend wird der textlich unveränderte, lediglich im Layout angepasste Abschlussbericht des Prüfungsausschusses zur kritischen Prüfung nach DIN EN ISO 14040 wiedergegeben. Dieser Bericht bezieht sich auf eine noch unvollständige Zwischenfassung des Endberichtes, die es jedoch bereits erlaubte, die Erfüllung der wesentlichen Prüfkriterien nach DIN EN ISO 14040 zu beurteilen. Auch wenn es sehr in unserem Interesse gewesen wäre, den hier vorliegenden Endbericht in einer weiteren letzten Prüfschleife den Gutachtern vorzulegen, so war dies aufgrund begrenzter Projektressourcen nicht möglich. Deshalb erlauben wir es uns, diejenigen Stellen, in denen der Prüfungsausschuss Kritik an der ihm vorliegenden Berichtsfassung übt oder Forderungen an die weitere Bearbeitung stellt, im Anschluss an den Abschlussbericht zu kommentieren (vgl. Kapitel 9.1.3).

Anmerken möchten wir noch, dass die vom Prüfungsausschuss separat gehaltenen Anhänge hier in Abstimmung mit der Vorsitzenden des Prüfungsausschusses nicht publiziert werden, da es sich dabei um nachrangige, zwischenzeitlich soweit wie möglich umgesetzte und damit überholte stichwortartige Anmerkungen zu bestimmten Formulierungen, einzelnen inhaltlichen Aspekten und zu Formalien – und damit um keine für die Kritische Prüfung nach DIN EN ISO 14040 wesentlichen Aspekte - handelt. Weitere Angaben zum Ablauf der Kritischen Prüfung können Kapitel 4.5 entnommen werden.

Abschließend bedanken wir uns sehr herzlich bei der Ausschussvorsitzenden Dr. Birgit Grahl und den Mitgliedern des Prüfungsausschusses Herrn Helmut Döhler, Dr. Andreas Kicherer und Dr. Holger N. Wurl für Ihre sehr konstruktive, kritisch unterstützende und dabei immer an der Sache orientierte Beurteilung unserer Arbeit.

## 9.1.2 Abschlussbericht des Prüfungsausschusses nach DIN EN ISO 14040

### **Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol**

#### **Kritische Prüfung nach DIN EN ISO 14.040**

#### **Abschlußbericht an das Bayerische Institut für Abfallforschung - BIfA GmbH, Augsburg**

Von

Dr. Birgit Grahl, Heidekamp

Helmut Döhler, Darmstadt

Dr. Andreas Kicherer, Ludwigshafen

Dr. Holger N. Wurl, Osnabrück

Heidekamp, den 12. Juli 2000

### **1. Veranlassung und Ablauf der kritischen Prüfung**

Der vorliegende Abschlußbericht über die kritische Prüfung fasst die Arbeiten des Gutachterkreises in der Zeit von Februar 1999 bis Juni 2000 zusammen. Der Gutachterkreis wurde auf Veranlassung des Bayerischen Instituts für Abfallforschung GmbH (BIfA) gebildet, um die Anforderungen der Norm DIN EN ISO 14040 [1] zu erfüllen. Diese Norm verlangt in Abschnitt 5.1.2.4 bei Studien, die vergleichende Aussagen treffen und die veröffentlicht werden, die Durchführung eines kritischen Prüfungsverfahrens nach Abschnitt 7.3.3 durch interessierte Kreise.

Die Tätigkeit des Gutachterkreises beruht auf einem Angebot vom 27. Mai 1998, welches auf Anfrage des BIfA an die Vorsitzenden, Prof. Dr. Grahl<sup>1</sup> vom 30.4.1998 hin erarbeitet wurde. Als weitere Experten mit den zur Beurteilung der Studie erforderlichen Kernarbeitsgebieten konnte die Vorsitzende Herrn Dr. Feuerherd<sup>2</sup> und Herrn Döhler<sup>3</sup> und Herrn Dr. Wurl<sup>4</sup> gewinnen. Da Herr Dr. Feuerherd im Verlauf der Arbeiten nicht mehr zur Verfügung stand, wurden die Arbeiten auf seine Empfehlung hin von Herrn Dr. Kicherer<sup>5</sup> übernommen. Das ursprüngliche Angebot sah 3 Sitzungen des Gutachterkreises vor. Aufgrund zu hoher Kosten wurde dieses Angebot in inhaltlicher Rücksprache mit dem BIfA am 23.6.1998 modifiziert. Dabei machte die Vorsitzende das BIfA über Herrn Würdinger darauf aufmerksam, dass erfahrungsgemäß 3 Sitzungen bis zur kritischen Prüfung des endgültigen Abschlußberichtes erforderlich sind. Die Auftragserteilung des erfolgte am 25. 6. 1998.

DIN EN ISO 14040 [1] sieht in Abschnitt 7.3.3 vor, dass in die kritische Prüfung weitere interessierte Kreise einbezogen werden können, die von den Schlussfolgerungen der Studie betroffen sind. Da die interessierten Kreise im Rahmen von Fachgesprächen in die Erstellung der Studie eingebunden waren, konnte in der kritischen Prüfung darauf verzichtet werden, diese Kreise einzubeziehen.

Die Arbeit des Gutachterkreises erfolgte in folgenden Phasen:

---

<sup>1</sup> Schwerpunkt: Ökobilanz Methodik; Institut für integrierte Umweltforschung und Beratung, Heidekamp und FH Lübeck.

<sup>2</sup> Schwerpunkt: Kunststoffe; BASF, Ludwigshafen.

<sup>3</sup> Schwerpunkt: Landwirtschaft; KTBL, Darmstadt.

<sup>4</sup> Schwerpunkt: Einhalten der Projektzielsetzung; Ref. Umweltgerechte Landnutzung, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.

<sup>5</sup> Schwerpunkt: Kunststoffe; BASF, Ludwigshafen

1. In der ersten Phase wurde der 1. Bericht der Ersteller der Studie (BlfA<sup>6</sup>, IFEU<sup>7</sup>, Flo-Pak<sup>8</sup>) an den Prüfungsausschuss vom 5. Februar 1999 [2] sowie der zugehörige Anlagenband [3] geprüft. Die Ergebnisse dieser Phase sind im Protokoll incl. Anlagen der 1. Sitzung des Gutachterkreises vom 27. März 1999 dokumentiert (vgl. Anlage 1). Für den Bereich Landwirtschaft wurden Prozessbeschreibungen und Standardberichtsblätter im Juli 1999 aktualisiert und dem Gutachterkreis übersandt [4]. Auf der Basis dieser Zusammenstellung übersandte Herr Döhler den Erstellern der Studie am 16. August 1999 eine ergänzende Stellungnahme für den Bereich Landwirtschaft (vgl. Anlage 2).

2. In der zweiten Phase wurde der Berichtsentwurf vom April 2000 [5] mit umfangreichen Anlagenbänden [6 - 12] geprüft. Der Berichtsentwurf wurde im Vorfeld eines Fachgespräches am 11. Mai 2000 zusammengestellt und soll nach Angabe der Ersteller der Studie nach Auswertung der Ergebnisse des Fachgespräches sowie nach Sichtung der Anmerkungen des Gutachterkreises überarbeitet werden. Der hier vorliegende Abschlußbericht des Gutachterkreises bezieht sich demzufolge nicht auf den nochmals überarbeiteten Bericht sondern auf die Version vom April 2000. Am Fachgespräch am 11. Mai in Augsburg nahmen vom Gutachterkreis Herr Döhler, Herr Dr. Kicherer, und Herr Dr. Wurl teil.

Der Gutachterkreis hielt insgesamt 2 Sitzungen ab:

- 1) 4. März 1999 in Lübeck
- 2) 26. Mai 2000 in Osnabrück

Eine 3. Beratung nach endgültiger Fertigstellung des Berichtes ist nicht vorgesehen.

Die Ergebnisse wurden in den Protokollen mit ausführlichen Anhängen dargestellt, die nach erfolgter Abstimmung innerhalb des Gutachterkreises dem Auftraggeber und den Erstellern der Studie zur Kenntnis gebracht wurden.

Die Kommunikation innerhalb des Gutachterkreises sowie mit den Erstellern der Studie war sehr kooperativ. Es bestand große Bereitschaft, auf Vorschläge seitens des Gutachterkreises einzugehen.

Im vorliegenden Berichtsentwurf vom April 2000 und den zugehörigen Anlagenbänden von BlfA/IFEU/Flo-Pak wurde neben der Korrektur einzelner Sachverhalte und Daten die Transparenz und Nachvollziehbarkeit deutlich verbessert. Die Studie hat daher im Vergleich zum Zwischenbericht vom 5. Februar 1999 außerordentlich gewonnen. Der vorliegende Schlussbericht des Gutachterkreises fällt wesentlich positiver aus, als das Protokoll der 1. Sitzung (vgl. Anlage 1) und die Anmerkungen zum Bereich Landwirtschaft (vgl. Anlage 2).

Der vorliegende Schlussbericht des Gutachterkreises beruht auf Konsens der beteiligten Mitglieder.

## **2. Methodische Anmerkungen**

### **2.1 Arbeitsteilung Ersteller der Studie und Auftraggeber**

Zur Erarbeitung der Studie, die nach Angabe der Ersteller die Anforderungen nach DIN EN ISO 14040 [1], DIN EN ISO 14041 [13], prEN ISO 14042 [14] und prEN ISO 14043 [15] erfüllen soll, bestand nach Kenntnis des Gutachterkreises die in Tabelle 1 zusammengestellte Aufgabenteilung zwischen den beteiligten Akteuren.

---

<sup>6</sup> Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH, Augsburg

<sup>7</sup> Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH, Heidelberg

<sup>8</sup> Flo-Pak GmbH, Herbrechtingen

Arbeitsschritt	BifA/IFEU	Flo-Pak	Projektbeirat	Gutachterkreis
<b>Definition des Ziels und des Untersuchungsrahmens</b>				
Zieldefinition	X		X	
Funktionelle Einheit	X		X	
Systemgrenzen	X		X	
Allokationsregeln	X			
<b>Sachbilanz</b>				
Datenbereitstellung		X	X	
Datenerhebung	X	X		
Berechnungen	X			
<b>Wirkungsabschätzung</b>				
Auswahl der Wirkungskategorien	X			
Modellierung der Indikatoren	X			
Klassifizierung	X			
Charakterisierung	X			
Normierung	X			
Ordnung	X			
Gewichtung	nach prEN ISO 14042 [10] im vorliegenden Fall nicht zulässig			
Analyse der Datenqualität	X			
<b>Auswertung</b>				
Überblick über die gesamte Studie	X			
Identifizierung der signifikanten Parameter	X			
Vollständigkeitsprüfung	X			
Sensitivitätsanalysen	X			
Konsistenzprüfung	X			
Berichtserstellung	X			
Kritische Prüfung				X
Schlussfolgerungen und Empfehlungen	X			

Tabelle 1: Aufgabenteilung

## 2.2 Methodische Besonderheiten

Bei der Studie handelt es sich um eine Ökobilanz mit einer „klassischen“ funktionellen Einheit. Aufgrund der Funktion der untersuchten Optionen als Packmittel wurde diese volumenbezogen gewählt. Das untersuchte System ist deshalb recht aufwendig, weil die Entsorgungsphase sehr sorgfältig betrachtet wird. Es war daher erforderlich, den Entsorgungsmarkt sowie Entsorgungstechnologien im Hinblick auf die untersuchten Produkte abzubilden.

Es ist den Erstellern der Studie sehr gut gelungen, die Berücksichtigung von Zusatznutzen der untersuchten Produktsysteme über die Gegenrechnung von Äquivalenzsystemen für die untersuchten Szenarien nachvollziehbar darzustellen. Mittels Systembeschreibungen und Flussdiagrammen wird damit die methodische Behandlung der Entsorgung transparent.

## 3. Konformität mit der Norm DIN EN ISO 14.040

### 3.1 Vorbemerkungen

Die Bearbeitung der Studie überlappt teilweise mit der Entstehungszeit der internationalen Normen zu Ökobilanzen. Die Studie soll nach Angaben der Ersteller den Normen DIN EN ISO 14040 [1], DIN EN ISO 14041 [13], prEN ISO 14042 [14] und prEN ISO 14043 [15] entsprechen. Da alle Normen den Erstellern in Form der jeweils aktuellen Entwürfe bekannt sein konnten und im Bericht zitiert werden, erfolgt die Beurteilung auf der Basis des Status der in Abschnitt 6 zitierten Papiere. Da die prEN ISO 14042 und prEN ISO 14043 erst vor wenigen Wochen in den Status F-DIS überführt wurden, wurden Änderungen zum DIS nicht berücksichtigt. Die Änderungen sind allerdings nicht substantiell.

In DIN EN ISO 14.040 sind im Abschnitt 7.1 die Aufgaben einer kritischen Prüfung spezifiziert. Danach muss durch die kritische Prüfung sichergestellt werden, dass

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit der Norm übereinstimmen (3.1),
- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen (3.2),
- die verwendeten Daten in bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind (3.3),
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen (3.4),
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist (3.5).

Nachfolgend sind die Ergebnisse entsprechend der o.g. Gliederung zusammengefasst.

### **3.1 Methodische Übereinstimmung mit DIN EN ISO 14.040**

Die Prüfung der methodischen Übereinstimmung mit DIN EN ISO 14040, die in Abschnitt 7.1 der Norm verlangt wird, schließt die Prüfung der methodischen Übereinstimmung mit den Normen DIN EN ISO 14041, prEN ISO 14042, prEN ISO 14043 mit ein.

Dem Gutachterkreis sind keine Punkte aufgefallen, die den Anforderungen nach DIN EN ISO 14040, DIN EN ISO 14041 und prEN ISO 14042 nicht genügen. Die Anforderungen nach prEN ISO 14043 sind allerdings im Berichtsentwurf noch nicht hinreichend erfüllt (vgl. auch Abschnitt 3.4). Im Berichtsentwurf wird darauf allerdings von den Erstellern der Studie selbst hingewiesen. Insbesondere fehlt eine Kommentierung der Diagramme im Kapitel 6 des Berichtsentwurfes, in der Ursachen wichtiger Unterschiede in den betrachteten Szenarien analysiert sind. Der Gutachterkreis hat beispielhaft versucht, in den Grafiken dargestellte Ergebnisse mit Hilfe der Szenariendarstellungen in den Flussdiagrammen und den Datenbänden in die Standardberichtsblätter zurückzuverfolgen. Da die Ergebnisse nicht sektoral aufbereitet vorliegen ist diese Rückverfolgung nicht hinreichend transparent möglich. Der Gutachterkreis empfiehlt daher die Ursachenanalyse als Kommentar zu den Grafiken im Rahmen der Auswertung aufzunehmen.

### **3.2 Methoden - Stand der Ökobilanztechnik**

Die Studie orientiert sich durchgängig an der aktuellen methodischen Diskussion zur Ökobilanzierung.

Die Systembeschreibungen der untersuchten Szenarien und der verwendeten Module sind sehr nachvollziehbar dargestellt und orientieren sich an der verfügbaren wissenschaftlichen Literatur. Der Gutachterkreis empfiehlt allerdings folgende Aspekte im Bericht nochmals aufzugreifen:

- Bei der Vergärung wird mit einer Abbaurate der Stärke von 55% gerechnet, bei der Kompostierung dagegen mit 95%. Die Abbaurate von 55% scheint dem Gutachterkreis sehr niedrig zu sein. Ein Abbaugrad von 55% wird üblicherweise bei gemischten Bioabfällen erreicht. In der Ausarbeitung der Beschreibung dieses Moduls wird dieser Wert nicht hinreichend begründet. Auch die Wahl der Trockenvergärung und nicht der Nassvergärung ist dem Gutachterkreis nicht hinreichend begründet. Da die Wahl der Abbaurate erhebliche Konsequenzen auf den Zusatznutzen „Energiebereitstellung“ hat, sollte dieser Aspekt nachvollziehbarer ausgearbeitet werden.

Der elektrische Wirkungsgrad des in diesem Abschnitt zugrunde gelegten Blockheizkraftwerks erscheint recht niedrig, die angegebenen 25% werden bei Verwendung von Gas-Otto-Motoren nur

bei sehr kleinen BHKW erreicht. Ein Wert von 30 bis 33% erscheint dem Gutachterkreis realistisch.

- Bei der Variante „Weizenanbau extensiv“ wird nach wie vor Klee gras als N-Sammler angenommen. Diese Fruchtfolge entspricht nicht der eines viehlos wirtschaftenden Betriebes. Besser wären Fruchtfolgen mit Körnerleguminosen.

- Die Betrachtung von Szenarien macht die Definition von Referenzszenarien erforderlich. Der Gutachterkreis hat die Realitätsnähe der Referenzszenarien für beide Produktoptionen nochmals mit folgendem Ergebnis diskutiert:

- Bei der Betrachtung der Stärke Loose-fill-Packmittel wird im Bereich Landwirtschaft die Brache als Referenzsystem angenommen. Das wird sicher nicht in allen Fällen zutreffend sein, da die Stilllegung von landwirtschaftlichen Nutzflächen häufig auf Grünertragsstandorten stattfindet, die für eine konkurrenzfähige Erzeugung nachwachsender Rohstoffe nicht immer in Frage kommen. Vielmehr geht der Gutachterkreis davon aus, dass nachwachsende Rohstoffe - vor allem zukünftig - auch in Konkurrenz zu Nahrungsmitteln angebaut werden. Da die Untersuchung dieser Flächenkonkurrenz allerdings ein sehr umfangreiches Thema ist, sollte dieses in einer eigenen Studie untersucht werden. Angesichts dieser Einschätzung ist die Verwendung der Stilllegungsflächen als Referenzsystem nach Ansicht des Gutachterkreises sinnvoll.

- Als Basisszenario für die Betrachtung der EPS Loose-fill-Packmittel wird in Szenario 1 die Primärproduktion von PS angenommen. Nach Auskunft der beteiligten Industrien sind EPS Chips aus reinem Primärmaterial nicht auf dem Markt, so dass dieses Szenario realitätsfern ist. Zwar ist in der Normenreihe ISO 140040 ff nicht gefordert, dass Basisszenarien realitätsnah sein müssen, allerdings muss die Auswertung, die in Empfehlungen münden soll, auf das Basisszenario eingehen. Da die Studie der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden soll ist es wichtig, Fehlinterpretationen vorzubeugen. Daher empfiehlt der Gutachterkreis ein realitätsnahes Basisszenario zu wählen. Wesentlich realitätsnäher ist das Szenario 5, in dem die stoffliche Verwertung von Produktionsabfällen berücksichtigt wird.

Sehr ausführlich wird auf das Problemfeld Allokation eingegangen:

- Probleme der Zuordnung von Emissionen bei Multi-Input Prozessen werden nachvollziehbar behandelt und die Entscheidungen, die für die Studie getroffen wurden, sind transparent gemacht. Viel Sorgfalt wurde darauf gelegt die Outputs von Multi-Input Prozessen so zuzurechnen, dass nur diejenigen Outputs, die ursächlich dem betrachteten Input zuzuordnen sind, diesem auch zugerechnet werden (z.B. Schwermetallemissionen in der MVA). Im Fall der Deponiegasnutzung (5-45) wird Deponiegas abgelagertem Polystyrol zugerechnet. Da Deponiegas nicht ursächlich auf PS zurückgeführt werden kann, wird PS ein Zusatznutzen zugeschrieben und auch in den Berechnungen begünstigend verwendet, der nicht sachgerecht ist. Auch bei den Zusatznutzen sollte dieselbe Regel angewendet werden, wie bei der Zurechnung von Belastungen.

- Bezugsgrößen für Multi-Output-Prozesse werden nachvollziehbar behandelt und in den Fällen, in denen von der Verwendung physikalischer Größen abgewichen wurde und eine Allokation auf der Basis monetärer Einheiten gewählt wurde, ist das nachvollziehbar und vergleichend dargestellt.

- In einem weiteren Kapitel wird unter der Überschrift „Allokation auf Systemebene“ die standardmäßig in der Studie durchgeführte Systemerweiterung im Feld der Abfallbehandlung durch die Einführung von Äquivalenzprozessen sehr ausführlich und nachvollziehbar behandelt.

Eine weitere Vorgehensweise ohne Systemerweiterung sondern mit cut-off Regeln wird in diesem Kapitel ebenfalls dargestellt. Diese Vorgehensweise ist dem Gutachterkreis nicht so klar formuliert wie die Systemerweiterung mittels Äquivalenzprozessen.

Der Gutachterkreis ist der Ansicht, dass es sich bei der Diskussion, die im Bericht unter „Allokation auf Systemebene“ behandelt wird, eher um die Diskussion der Systemgrenzen handelt und nicht im engeren Sinne um die Allokationsproblematik.

Im Abschnitt Wirkungsabschätzung werden über die üblichen Wirkungskategorien hinaus drei Kategorien behandelt:

- Da für die landwirtschaftlichen Module der Flächenverbrauch relevant ist, wird in der Studie das Konzept der Hemerobiestufen angewendet. Diese Anwendung orientiert sich an der derzeitigen



wissenschaftlichen Diskussion. Nicht nachvollziehbar ist dem Gutachterkreis die Ableitung von Faktoren in Tabelle 4-9.

- Als Sammelindikator für die Wirkungskategorie Humantoxizität wird eine Charakterisierung auf der Basis von Arsenäquivalenten durchgeführt. Dieser Parameter ist sicherlich nicht unstrittig, wird allerdings nachvollziehbar dargestellt und so der wissenschaftlichen Diskussion zugänglich gemacht.
- Ergänzend zum POCP wird unter Berücksichtigung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen der NCPOCP verwendet. Bezug genommen wird auf eine nach Kenntnis des Gutachterkreises bislang in der wissenschaftlichen Literatur unzureichend diskutierte Studie. Der Verweis auf eine „genaue“ lineare Berücksichtigung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen und der VOC-Emissionen ist nach Ansicht des Gutachterkreises irreführend. Da sich die  $\text{NO}_x$ - und VOC-Emissionen regional sehr unterschiedlich erfolgen können, ergibt sich in Bezug auf die Bildung bodennahen Ozons eine Scheingenauigkeit. Da allerdings in der Studie der POCP ebenfalls dargestellt ist, werden die Ergebnisse des NCPOCP der wissenschaftlichen Diskussion zugänglich gemacht.

Werden allerdings in einer Gesamtschau der Auswertung beide Parameter geführt, besteht die Gefahr der Doppelzählung einer Wirkungskategorie. Daher empfiehlt der Gutachterkreis in der Auswertung die Unterschiede zwischen POCP und NCPOCP ausführlich zu diskutieren um so die abgeleiteten Schlussfolgerungen und Empfehlungen unmissverständlich zu begründen.

Die Normierung erfolgt über Einwohnerwerte. Die Ergebnisse sind ausschließlich in den Grafiken dargestellt und bislang nicht kommentiert.

- Die Grundlage der Normierung über spezifische Beiträge zu Jahreswerten in Deutschland ist nachvollziehbar genannt und somit ein Einwohnerwert definiert. In Tabelle 3-12 ist bezüglich der Einheiten darauf zu achten, dass sich bis auf die Fläche alle Angaben auf 1 Jahr beziehen. Die korrekten Einheiten sollten in die Tabelle aufgenommen werden.
- Die Berechnung der Einwohnerwerte bezogen auf die Jahresproduktion von Loose-Fill-Packmitteln erscheint plausibel.

### 3.3 Zweckmäßigkeit und Vollständigkeit der Daten in Bezug auf das Ziel

Das Erkenntnisinteresse wird in der Studie gegliedert in drei Aspekte sehr umfassend formuliert. Die in der Studie verwendeten Daten sind nach Einschätzung des Gutachterkreises nicht geeignet diese umfassenden Fragen zu beantworten. Da die Auswertung im derzeit vorliegenden Berichtsentwurf noch nicht enthalten ist (vgl. auch 3.4) ist von den Erstellern der Studie dieser Punkt noch nicht hinreichend diskutiert. Der Gutachterkreis empfiehlt diejenigen Fragen, die mit der Studie beantwortet werden sollen sehr präzise zu fassen und bei der Auswertung im Kontext des Erkenntnisinteresses aufzugreifen. Die Präzisierung des Erkenntnisinteresses ist aufgrund des iterativen Charakters einer Ökobilanz nach Sichtung und Auswertung der erhebbaren Daten zulässig. Wird eine solche Präzisierung nicht vorgenommen, besteht die Gefahr der Missinterpretation der Ergebnisse der Studie in der Öffentlichkeit.

Die Datenerhebung wurde von den Erstellern der Studie sehr sorgfältig dokumentiert und in den Standardberichtsblättern sind dem Gutachterkreis keine Daten aufgefallen, die nicht vertretbar wären. Dennoch sollten einige Punkte klarer gefasst werden:

- Bei den nachwachsenden Rohstoffen wird die Feedstockenergie auf der Input-Seite nicht geführt. Andererseits wird in Szenarien mit der Option von Energiegewinnung in der MVA der Energieinhalt berücksichtigt. Aus Gründen der Datensymmetrie empfiehlt der Gutachterkreis die Feedstockenergie sowohl bei Varianten aus fossilen Rohstoffen als auch bei Varianten aus nachwachsenden Rohstoffen in den Standardberichtsblättern und in den Auswertungsgrafiken aufzuführen. Auf die Besonderheiten der in nachwachsenden Rohstoffen enthaltenen Energie sollte explizit in der Auswertung eingegangen werden.
- Die Plausibilität der Begründung des landwirtschaftlichen Laststufenmodells und die daraus abgeleiteten Kraftstoffverbräuche für landwirtschaftliche Zugmaschinen ist für den Gutachterkreis noch nicht hinreichend gegeben. Der Unterschied zwischen schwerer und normaler Arbeit ist unerklärlich hoch und entspricht wahrscheinlich nicht den tatsächlichen Belastungsstufen moderner

Zugmaschinen. Offensichtlich wird der ermittelte Kraftstoffverbrauch überwiegend durch die Einteilung in die Laststufen „schwer“, „normal“ und „leicht“ bestimmt. Dies sollte zumindest zukünftig in Sensitivitätsanalysen geprüft werden. Möglicherweise werden dadurch die unerklärlich großen Unterschiede im Treibstoffverbrauch zwischen Weizen konventionell und extensiv (siehe Standardberichtsblätter) hervorgerufen, obwohl die Arbeitsgänge „gleich“ sein sollen (Kap. 5.1.1.3.3).

- Bei der Durchsicht des Berichtes sind dem Gutachterkreis eine Reihe weiterer Detailfragen aufgefallen, die die Daten betreffen. Diese Anmerkungen wurden den Erstellern der Studie als Anlage zum Protokoll der 2. Sitzung des Gutachterkreises übermittelt (vgl. Anlage 3).

### 3.4 Auswertung im Kontext des Ziels

Nach prEN ISO 14.043 enthält die Auswertung einen Verständigungsprozess zur Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse aus anderen Phasen der Ökobilanz, insbesondere aus der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung in einer Form, die für die Entscheidungsträger sowohl verständlich als auch anwendbar ist. Folgende Elemente der Auswertung werden genannt:

- Identifizierung der signifikanten Parameter
- Vollständigkeitsprüfung
- Sensitivitätsprüfung
- Konsistenzprüfung

Die Auswertung ist nach Angabe der Ersteller der Studie bislang noch nicht ausgeführt worden. Allein zusammenfassende Diagramme der Ergebnisse werden dokumentiert. Ohne interpretierende Erläuterung sind die Ursachen und Konsequenzen von Unterschieden in den betrachteten Szenarien nicht nachvollziehbar.

Der Gutachterkreis geht davon aus, dass die Ersteller der Studie - um zu Empfehlungen zu kommen - die Daten bezüglich Rückführung von bestimmten Umweltlasten auf bestimmte Module in den Szenarien analysieren werden. Diese Analyse lässt sich nach Ansicht des Gutachterkreises mittels Sektoralanalyse besonders transparent gestalten. In den Erläuterungen zu auffälligen Unterschieden aber auch zu Gemeinsamkeiten in den unterschiedlichen Szenarien, sollten die Ersteller der Studie die LeserInnen von Punkt zu Punkt führen und somit die Ergebnisse erklären.

Die vom Gutachterkreis hiermit angeregte Darstellung der Daten nach Lebenswegphasen und eine Sektoralanalyse im Rahmen der Auswertung macht für die Akteure an den untersuchten Produktsystemen transparent, wo welche Optimierungspotentiale identifiziert werden können und welche Lebenswegstufen für die Einordnung einer Option entscheidend sind.

Die Empfehlungen, die die Ersteller der Studie aus der Interpretation der Ergebnisse ableiten werden, sollten verbal argumentativ unter Rückbezug auf die präzise formulierten Fragen des Erkenntnisinteresses aufgeführt werden.

Da die Auswertung noch nicht vorliegt, kann der Gutachterkreis derzeit keine Stellungnahme hierzu abgeben.

### 3.5 Transparenz und Stimmigkeit

Insgesamt ist die Studie transparent und stimmig. Dies trifft jedoch in vollem Umfang nur dann zu, wenn die vom Gutachterkreis ausgesprochenen Empfehlungen in den Bericht und die Berechnungen aufgenommen werden. Falls dies nur partiell geschieht, besteht nach Ansicht des Gutachterkreises die Gefahr, dass Aussagen der Studie fehlinterpretiert werden können. Da nach Fertigstellung der Auswertung keine erneute Prüfung der Studie durch den Gutachterkreis vorgesehen ist, hat dieser keine Möglichkeit, die Umsetzung seiner Empfehlungen zu überprüfen. Deshalb sind Aussagen des vorliegenden Critical Review Berichtes nur für einen im Sinne des Gutachterkreises überarbeiteten Bericht gültig. Der Gutachterkreis geht vertrauensvoll davon aus, dass die Bearbeiter des Projektes die Empfehlungen sinngemäß umsetzen und bei eventuellen Unklarheiten mit dem Gutachterkreis Rücksprache halten.

#### 4. Empfehlungen

Der vorliegende Bericht des Gutachterkreises bezieht sich auf den Berichtsentwurf vom April 2000. Dieser ist noch unvollständig, die Auswertung fehlt weitestgehend. Daher kann sich der Gutachterkreis keine abschließendes Urteil über den Bericht bilden.

Der vorliegende Abschlussbericht des Gutachterkreises diskutiert diejenigen Aspekte, die in einer kritischen Prüfung Gegenstand der Untersuchung sein sollen. Das Protokoll der 2. Sitzung des Gutachterkreises sowie dessen Anhang mit Anmerkungen zum Berichtsentwurf der Ersteller der Studie sind als Anlagen zu dem vorliegenden Abschlussbericht zu verstehen.

Der Gutachterkreis empfiehlt die Auswertung möglichst zügig fertigzustellen. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass LeserInnen so durch die Auswertung geführt werden, dass Fehl- oder Überinterpretationen von Teilergebnissen möglichst ausgeschlossen werden.

Da das Thema der Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Öffentlichkeit vermutlich auf großes Interesse stoßen wird und die Studie für nicht Ökobilanz-Fachleute in ihrer Komplexität und Differenzierung in der Interpretation der Ergebnisse kaum nachvollziehbar ist, empfiehlt der Gutachterkreis eine Zusammenfassung zu erstellen. In dieser Zusammenfassung sollte das Erkenntnisinteresse sehr präzise formuliert sein und die Ergebnisse der Auswertung unmissverständlich dargestellt sein. Dabei erscheint es dem Gutachterkreis wichtig, dass sowohl diejenigen Fragen dargestellt sind, die durch die Studie beantwortet werden, als auch diejenigen Fragen, die nicht beantwortbar sind. So sollte z.B. klargestellt werden, dass die allgemeine Analyse des DSD-Systems nicht Ziel der Studie war und die Szenarien, in denen dieses System eine Rolle spielt, sich ausschließlich auf ausgewählte besondere Fälle im Kontext der untersuchten Szenarien beziehen. Auch eine begriffliche Klärung von „Produkte aus nachwachsenden Rohstoffen“ und „biologisch abbaubare Produkte bzw. Materialien“ erscheint dem Gutachterkreis wichtig, da diese Begriffe in der Öffentlichkeit häufig synonym verwendet werden.

Als weiteren Hinweis in einer Zusammenfassung empfiehlt der Gutachterkreis, dass sich die Studie als Entscheidungshilfe allein in Bezug auf umweltrelevante Aspekte versteht. Hier sollte deutlich gemacht werden, dass soziale und ökonomische Kriterien nicht untersucht wurden, und sich die Gesamtbeurteilung durch die Einbeziehung dieser Aspekte stark verändern kann.

#### 5. Literatur und Unterlagen

[1] DIN EN ISO 14040:1997. Umweltmanagement - Ökobilanzen - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Beuth Verlag, Berlin.

[2] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. 1. Bericht an den Prüfungsausschuß, 5. Februar 1999.

[3] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Anhang zu [2].

[4] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Aktueller Stand der Prozessbeschreibung zum Bereich "Landwirtschaft" (incl. Standardberichtsblätter), Juli 1999.

[5] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Vertraulicher Berichtsentwurf zum Fachgespräch und zur kritischen Prüfung. April 2000.

[6] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Standardberichtsblätter. April 2000.

[7] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Darstellung der Szenarien. April 2000.

[8] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und der Sachbilanz für die im ersten Auswertungsschritt betrachteten 16 Stärkeszenarien. April 2000.

[9] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und der Sachbilanz für die im ersten Auswertungsschritt betrachteten 16 EPS-Szenarien. April 2000.

[10] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und der Sachbilanz für die im zweiten Auswertungsschritt jeweils betrachteten vier Stärke- bzw. EPS-Szenarien. April 2000.

[11] BIFA, IFEU, FLO-PAK. Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. aus Polystyrol. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und der Sachbilanz für die Sensitivitätsanalyse zu den Systemgrenzen beim Open-loop-Recycling (5 EPS-Szenarien). April 2000.

[12] Datensymmetrieanalyse

[13] DIN EN ISO 14041:1998. Umweltmanagement - Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Beuth Verlag, Berlin.

[14] prEN ISO 14042:1998. (Entwurf Februar 1999). Umweltmanagement - Ökobilanz - Wirkungsabschätzung. Beuth Verlag, Berlin.

[15] prEN ISO 14043: 1998. (Entwurf Januar 1999). Umweltmanagement - Ökobilanz - Auswertung. Beuth Verlag, Berlin.

## 6. Adressen des Gutachterkreises

Frau Dr. Birgit Grahl (Vorsitzende)  
Institut für integrierte Umweltforschung  
und Beratung  
Schuhwiese 6  
23858 Heidekamp  
Tel.: 04533/4110  
Fax.: 04533/2193  
E-Mail: [integrahl@t-online.de](mailto:integrahl@t-online.de)

Herr Dr. Andreas Kicherer  
BASF Aktiengesellschaft  
DUU/OE – Z 570  
67056 Ludwigshafen  
Tel.: 0621/60-58397  
Fax.: 0621/60-58043  
E-Mail: [andreas.kicherer@basf-ag.de](mailto:andreas.kicherer@basf-ag.de)

Herr Helmut Döhler  
Kuratorium für Technik und Bauwesen  
in der Landwirtschaft e.V.: (KTBL)  
Bartningstraße 49  
64289 Darmstadt  
Tel.: 06151/7001-187  
Fax: 06151/7001-123  
E-Mail: [h.doehler@ktbl.de](mailto:h.doehler@ktbl.de)

Herr Dr. Holger N. Wurl  
Deutsche Bundesstiftung Umwelt  
Referat Umweltgerechte Landnutzung  
An der Bornau 2  
49090 Osnabrück  
Tel.: 0541/9633-341  
Fax: 0541/9633-193  
E-Mail: [hn.wurl@dbu.de](mailto:hn.wurl@dbu.de)

## 7. Anlagen

1. Protokoll der 1. Sitzungen des Gutachterkreises mit Anlagen (*nicht abgedruckt*)
2. Anmerkungen zum Bereich Landwirtschaft vom 16. August 1999 (*nicht abgedruckt*)
3. Protokoll der 2. Sitzung des Gutachterkreises mit Anlagen (*nicht abgedruckt*)

### 9.1.3 Kommentierung des Abschlussberichtes durch die Ersteller der Ökobilanz

Nachfolgend kommentieren wir den Abschlussbericht des Prüfungsausschusses; die Verweise beziehen sich stets auf diese im vorhergehenden Kapitel wiedergegebene Stellungnahme.

*Kapitel 2.1:* Der Prüfungsausschuss führt in seiner tabellarischen Zusammenstellung zur Aufgabenteilung einen Projektbeirat auf. Um Missverständnisse zu vermeiden, weisen wir hier darauf hin, dass die Projektbearbeitung nicht durch ein explizit als Projektbeirat titulierte Gremium begleitet worden ist. Wir haben jedoch die interessierten Kreise über ein Fachgespräch und einen dazu erstellten Zwischenbericht bezüglich unserer Vorgehensweise und erster Ergebnisse informiert, zu deren kritischen Diskussion aufgefordert und um Anregungen dazu gebeten. Damit erfüllte das Fachgespräch eine einem Projektbeirat äquivalente Funktion, wobei dessen Aufgaben über diejenigen, die der Prüfungsausschuss in seiner Tabelle dem Projektbeirat zuordnet, hinausgingen.

*Kapitel 3.1, Absatz 2:* Die Ergebnisdarstellung wurde um eine Ursachenanalyse ergänzt.

*Kapitel 3.2, zur Systembeschreibung, 1. Auflistungspunkt:* Die Ableitung des Abbauwertes, für den es keine empirischen Werte gibt, wurde im Text nachvollziehbarer dargestellt. Der elektrische Wirkungsgrad bei der Biogas-Verbrennung in dem zugrunde gelegten BHKW wurde auf Basis aktueller Literaturangaben abgeleitet und mit 33 % festgesetzt.

*Kapitel 3.2, zur Systembeschreibung, 2. Auflistungspunkt:* Die Autoren (IFEU) gehen nicht von einem viehlos wirtschaftenden Betrieb aus. Die Vorgehensweise und damit die angegebene Fruchtfolge ist im Rahmen des zitierten Projektes von Agrarfachleuten abgeleitet und vom Projektbeirat akzeptiert worden.

*Kapitel 3.2, zur Systembeschreibung, 3. Auflistungspunkt, 2. Spiegelstrich:* Um Fehlinterpretationen vorzubeugen, haben wir die Bezeichnung von *Basisszenario* in *Vergleichsszenario* geändert und betrachten nun im EPS-bezogenen Vergleichsszenario anstelle der Herstellung der Loose-fill-Packmittel aus Primär-Polystyrol deren Produktion aus Produktionsabfällen.

*Kapitel 3.2, zur Allokation, 1. Auflistungspunkt, 3. Satz ff.:* Im Text hatten wir versehentlich auch für die Entsorgung der EPS-Loose-fill-Packmittel im bundesdeutschen Beseitigungsmix angegeben, dass Zusatznutzen aus der Deponiegasnutzung entstehen. Die Modellierung war hier bereits ein Stück weiter: Da EPS auf der Deponie nicht abgebaut wird und dies entsprechend modelliert war, fiel in den EPS-Szenarien kein Deponiegas an. Den Text haben wir entsprechend angepasst.

*Kapitel 3.2, zur Allokation, 3. Auflistungspunkt:* Der Text zur *Allokation auf Systemebene* wurde vollständig überarbeitet. Die vom Prüfungsausschuss kritisch beurteilten Ausführungen („*Weitere Vorgehensweise ohne Systemerweiterung, sondern mit Cut-off-Regeln*“) wurden ersetzt. Zudem haben wir die beiden Punkte *Festlegung der Systemgrenzen* und *Allokation auf Systemebene*, die in der Berichtsfassung, die dem Prüfungsausschuss vorlag, noch eng miteinander verknüpft waren, entzerrt.

*Kapitel 3.2, zur Wirkungsabschätzung, 1. Auflistungspunkt:* Bezüglich der Ableitung der Faktoren zu den Hemerobiestufen wird auf die in diesem Abschnitt zitierten aktuellen Arbeiten von Mitarbeitern des IFEU verwiesen.

*Kapitel 3.2, zur Wirkungsabschätzung, 3. Auflistungspunkt:* Die Anmerkungen des Prüfungsausschusses zu POCP und NCPOCP wurden umgesetzt; um die Gefahr einer Doppelzählung zu vermindern, weisen wir NCPOCP nur mehr als Informationsgröße aus.

*Kapitel 3.2, zur Normierung, 2. Satz:* Anders als in derjenigen Berichtsfassung, die dem Prüfungsausschuss vorlag, stellen wir die Einwohnerwerte im vorliegenden Bericht nicht mehr als separate Grafiken dar, sondern dokumentieren stattdessen in den hoch aggregierten Abbildungen den jeweils höchsten Einwohnerwert für eine Kategorie und stellen damit die gleiche Information auf anderem Wege zur Verfügung; die Ergebnisse werden kommentiert.

*Kapitel 3.3, 1. Absatz:* Die Anregung des Prüfungsausschusses haben wir gerne aufgegriffen und differenzieren nun zwischen übergeordneter Motivation und spezifischen Erkenntnisinteressen.

*Kapitel 3.3, 2. Absatz, 1. Auflistungspunkt:* Die in den nachwachsenden Rohstoffen gespeicherte Sonnenenergie berücksichtigen wir nun als KEA solar und diskutieren diesen Punkt auch bei der Auswertung.

*Kapitel 3.3, 2. Absatz, 2. Auflistungspunkt:* Nach Angaben des IFEU wird dieser Punkt ausführlich in BORKEN ET AL. 1999 diskutiert.

*Kapitel 3.3, 2. Absatz, 3. Auflistungspunkt:* Die Anmerkungen zu Detailfragen, für die wir sehr dankbar sind, haben wir soweit wie möglich bei der Fertigstellung des Projektes aufgegriffen und eingearbeitet.

*Kapitel 3.4:* Die Anmerkungen des Prüfungsausschusses zur Auswertung entsprechen unseren Vorstellungen zur Auswertung und sind aus unserer Sicht im Bericht umfassend umgesetzt. So stellt bereits der erste Auswertungsschritt, in dem die Bedeutung und Variationsbreite wichtiger Lebenswegabschnitten jeweils mittels mehrerer Szenarien untersucht wird, eine Abfolge von Sektoranalysen dar. Im zweiten Auswertungsschritt werden explizit Sektoranalysen durchgeführt; zusätzlich gehen wir mit Sensitivitätsanalysen auf spezifische Fragestellungen ein. Die Darstellung der Ergebnisse wurde seit der Kritischen Prüfung durch den Prüfungsausschuss weiterentwickelt und selbstverständlich um einen erläuternden und kommentierenden Text ergänzt.

*Kapitel 3.5:* Wir freuen uns darüber, dass der Gutachterkreis bereits die ihm zur Prüfung vorliegende Berichtsfassung als transparent und stimmig bewertet hat. Da uns sehr viel daran gelegen ist, dass die Ergebnisse unserer Arbeit nicht fehlinterpretiert werden, haben wir seitdem weiter daran gearbeitet, die Vorgehensweise und die Auswertung der Ergebnisse möglichst transparent und nachvollziehbar darzustellen. Da die Stellungnahme der Gutachter ebenfalls in diese Richtung zielt, versteht es sich von selbst, dass wir dabei versucht haben, diese Empfehlungen möglichst vollständig umzusetzen. Wir hoffen und würden uns sehr freuen, wenn sowohl die Mitglieder des Prüfungsausschusses als auch alle anderen Interessierten hierin mit uns weitgehend übereinstimmen würden.

*Kapitel 4:* Auch wenn es sehr in unserem Interesse gewesen wäre, den Prüfungsausschuss nach Fertigstellung des Berichtes noch einmal einzuschalten, so war dies aufgrund der Be-

grenztheit der für die kritische Prüfung zur Verfügung stehenden Mittel nicht möglich. Leider war es uns auch nicht möglich, das Projekt in unmittelbarer zeitlicher Nähe zur kritischen Prüfung abzuschließen. Wir haben uns bei der Fertigstellung jedoch sehr bemüht, die auf bestimmte Inhalte bezogenen Anmerkungen und Empfehlungen des Prüfungsausschusses so weit wie möglich umzusetzen. Entsprechend findet sich nun auch am Ende des Berichtes eine Zusammenfassung, in der die Vorschläge des Prüfungsausschusses weitgehend aufgegriffen werden.

Dennoch möchten wir in diesem Zusammenhang die Gelegenheit ergreifen, die Sicht des Prüfungsausschusses zur möglichen Missinterpretation der Ökobilanzergebnisse durch andere Personen zu ergänzen und dadurch kontrastreicher gestalten: Wir stimmen damit überein, dass es im Sinne einer sachgerechten Ergebnisinterpretation und konstruktiven Diskussion unumgänglich ist, den Untersuchungsgegenstand und das Vorgehen nachvollziehbar und transparent darzustellen und haben diese Vorstellung bei der Erstellung der vorliegenden Ökobilanz verfolgt. Ebenfalls erwähnt werden sollte aber auch, dass es keine Sicherheit gegenüber missbräuchlicher Verwendung – oder vielleicht auch einfach nur unterschiedlicher Interpretation - der Ergebnisse geben kann: Wer entgegen der schon im Titel vorhandenen Konkretisierung „Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen“ die Untersuchungsergebnisse eins zu eins auf alle biologisch abbaubaren Werkstoffe (die ja teilweise aus fossilen, teilweise aus nachwachsenden, insgesamt sehr unterschiedlichen Rohstoffen hergestellt werden) überträgt, wird durch keine noch so weitgehende Einschränkung davon abzuhalten sein. Wer davon ausgeht, dass wir das gesamte DSD-System bilanziert und bewertet haben und die diesbezüglichen Teilergebnisse entsprechend pauschaliert, hat sich nicht mit der Studie befasst – und wird wiederum durch keine wie auch immer ausfallende Formulierung zurückzuhalten sein. Andererseits vergibt man aber sicher auch eine Chance, wenn man aus der vorliegenden Ökobilanz nicht über den konkreten Untersuchungsgegenstand hinaus etwas über die umweltbezogene Untersuchung, Beurteilung und vielleicht auch Optimierung anderer Produktsysteme lernt, in denen etwa nachwachsende Rohstoffe, Kunststoffe oder auch biologisch abbaubare Werkstoffe verwendet werden. Und dieser wichtige Lernprozess sollte nicht durch eine zu rigide Einschränkung der Interpretierbarkeit der Ergebnisse auf einzig den konkreten Untersuchungsgegenstand behindert werden. Wir wünschen uns – sollte sie denn in Gang kommen - eine fruchtbare Diskussion um verschiedene Interpretationsmöglichkeiten und halten wenig davon, die Auseinandersetzung auf die Frage, ob denn eine Interpretation überhaupt erlaubt sei, zu verkürzen und dadurch unfruchtbar zu machen. Entscheidend ist hier aus unserer Sicht viel mehr, ob bei den an der Diskussion beteiligten Personen tatsächlich ein Interesse an konkretem Lernen besteht – was immer das Wagnis voraussetzt, seine eigene Meinung und gegebenenfalls auch sein Handeln zu ändern – oder ob andere Interessen überwiegen.

## **9.2 Fachgespräch: Teilnehmer(innen) und kurze Beschreibung der Veranstaltung**

Zum Fachgespräch haben wir rund 40 Personen, die die betroffenen Kreise (Landwirtschaft, Stärkeproduktion, Kunststoffproduktion, Biologisch-abbaubare Verpackungen, Loose-fill-Packmittel-Herstellung, Entsorgung, Umweltbehörden und -verbände, Ökobilanzexperten) gut repräsentieren, eingeladen. Unabhängig von einer Teilnahme habe wir

angeboten, bei Interesse den für das Fachgespräch erstellten Zwischenbericht zur Kenntnis und Kommentierung zu übermitteln.

Das für uns sehr interessante und unterstützende Fachgespräch fand am sonnigen 11. Mai 2000 in Augsburg am Bayerischen Institut für Abfallforschung – BIfA GmbH unter der Leitung von Dr. Siegfried Kreibe (BIfA) statt. Teilgenommen haben die folgenden Personen, denen wir für Ihr Engagement, die sehr konstruktive Diskussion und Ihre hilfreichen Anmerkungen herzlich danken. Soweit es uns möglich war, haben wir die Vorschläge bei der Fertigstellung des Forschungsvorhabens berücksichtigt:

*Dr. Helmut Döhler*, KTBL, Darmstadt

*Knut Ernst*, PSP Papierschaum AG, Achim

*Stefano Facco*, Novamont GmbH, Eschborn

*Hans-Jürgen Garvens*, Duales System Deutschland AG, Köln

*Dr. Georg Greiss*, Zerzog GmbH & Co.KG, Ottobrunn

*Dr. Michael Heyde*, Duales System Deutschland AG, Köln

*Dr. Andreas Kicherer*, BASF AG, Ludwigshafen

*Dr. Christian Knorn*, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg

*Astrid Kropp*, C.A.R.M.E.N. e.V., Straubing

*Dieter Kropp*, Stiftung Arbeit und Umwelt der IG Chemie-Papier-Keramik, Göttingen

*Jürgen Lörcks*, Biotec Naturverpackungen GmbH, Emmerich

*Dr. Martin Patel*, Fraunhofer-Institut f. Systemtechnik u. Innovationsforschung, Karlsruhe

*Dr. Christoph Rappold*, Bayerisches Landwirtschaftsministerium, München

*Jöran Reske*, Interseroh AG, Köln

*Stefan Schmitz*, Umweltbundesamt, Berlin

*Dr. Petra Schüsseler*, Forschungsgemeinschaft biologisch abbaubare Werkstoffe, Hannover

*Bernd Söntgerath*, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn

*Dr. Thomas von Tucher*, Südstärke GmbH, Schrobenhausen

*Dr. Holger Wurl*, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück

Darüber hinaus nahmen von der Projektgemeinschaft *Alexander Nikolakis*, *Rene Peche*, *Udo Roth*, *Ina Rüdenauer*, *Alexander Wegener*, *Eduard Würdinger* (alle BIfA), *Dieter Mühlberger* und *John Wante* (beide Flo-Pak) sowie *Andreas Detzel* und *Dr. Guido A. Reinhardt* (beide IFEU) am Fachgespräch teil.

Weiterhin haben wir den Zwischenbericht an folgende Personen übermittelt, denen wir sehr für Ihr Interesse und besonders für die bei uns eingegangenen überaus konstruktiven Kommentare, die wir soweit wie möglich eingearbeitet haben, danken:

*Dieter Bockey*, Deutscher Bauernverband, Bonn

*Achim Diehlmann*, FSU Jena - Institut für technische Ökonomie und Umweltchemie

*Wolfgang Hees*, Fachverband der Stärke-Industrie e.V., Bonn

*Dr. Reiner Höpcke*, Cerestar Vilvoorde R&D Center, Vilvoorde

*Dr. Harald Käh*, Interessengemeinschaft Biologisch Abbaubare Werkstoffe e.V., Berlin

*Eleni Kaomis*, BUND e.V., Berlin



*Jürgen Klein*, Union Carbide Deutschland GmbH, Dorsten

*Dr. Herrmann Krähling*, SOLVAY Management Support GmbH, Hannover

*Dr. Ingo Sartorius*, Verband Kunststoffzeugende Industrie (VKE), Frankfurt am Main

*Prof. Dr. Johannes Schroeter*, Fachhochschule Rosenheim, Rosenheim

*Dr. Gabriel Striegel*, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe

*Gerd Voß*, STOROpack Hans Reichenecker GmbH & Co., Metzingen

### 9.3 Verfügbarkeit weiterer Informationen zur Ökobilanz

Die Resultate dieser Untersuchung sind für die interessierte Öffentlichkeit bestimmt und sollen nach Abschluss des Vorhabens und Abnahme durch die Bundesstiftung Umwelt veröffentlicht werden. Zusätzlich werden weitere Informationen wie die Standard-berichtsblätter sowie die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung im Internet unter der Adresse <http://www.bifa.de> zum Download bereitgestellt.

### 9.4 Glossar

Begriff	Erläuterung
Abfall	Jeder Output eines Produktsystems, der einer Entsorgung (Verwertung oder Beseitigung) zugeführt wird.
Abwärme	Die Wärme eines thermischen Prozesses (z.B. Verbrennungsprozess), die keiner Nutzung zugeführt und an die Umgebung abgegeben wird.
Abzüge	Für Äquivalenzsysteme errechnete Elementarflüsse, die bei der Berechnung der Netto-Ergebnisse für das Produktsystems von den Brutto-Ergebnissen abgezogen werden (z.B. Abzüge für die Bereitstellung von Energie).
Aggregation	Zusammenfassung von Einzelinformationen in aussagefähigen Summenparametern (z. B. Wirkungsindikatoren)
Allokation	Ökobilanz: Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines Moduls auf das untersuchte Produktsystem [DIN 1997]; Ökonomie: Verteilung der Güter auf unterschiedliche Verwendungszwecke oder der Produktionsfaktoren auf Produktionsprozesse [OLSSON U. PIEKENBROCK 1996] (s.a. <i>system- bzw. prozessbezogene Allokation</i> ).
Anaerobe Behandlung	Gelenkter biologischer Abbau bzw. Umbau von nativ-organischen Abfällen in geschlossenen Systemen unter Luftabschluss; dieser Prozess wird auch Faulung oder Vergärung genannt [BERGS ET AL. 1993, S. 38].
Anorganisch	Zum unbelebten Bereich der Natur gehörend (z.T. auch Verwendung mit der Bedeutung <i>Ohne Mitwirkung von Lebewesen entstanden</i> ).
Äquivalenzprozess	Prozess innerhalb eines Äquivalenzsystems
Äquivalenzsystem	Produziert den gleichen Nutzen, den das Produktsystems als Zusatznutzen (z.B. Strom, Wärme) bereitstellt und dient dann dazu, diesen Zusatznutzen in Elementarflüsse umzuwandeln. Wird auch verwendet, um den Wert eines Inputs (z.B. Abfälle) unter Ökobilanzgesichtspunkten – und damit in Form von Elementarflüssen - zu bestimmen.
Auswertung	Bestandteil der Ökobilanz, bei dem die Ergebnisse der Sachbilanz oder der Wirkungsabschätzung oder beide mit dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen zusammengeführt werden, um Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu geben. [UBA 2000]
Auswertung	Bestandteil der Ökobilanz, bei dem die Ergebnisse der Sachbilanz oder der Wirkungsabschätzung oder beide mit dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen zusammengeführt werden, um Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu geben [DIN 1997].
Bereitstellung	Diese umfasst alle vorgelagerten Prozesse bei der Bereitstellung eines Materials zur Weiterverarbeitung.

Begriff	Erläuterung
Bereitstellung	Dieser vor allem in Kombination mit Stärke und Polystyrol verwendete Begriff bezeichnet stets den kompletten Lebenswegabschnitt der Materialproduktion; der Transport zum Loose-fill-Packmittel-Hersteller ist darin nicht mehr enthalten.
Beseitigung	Nach dem bundesdeutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz sind Abfälle, die nicht verwertet werden, Abfälle zur Beseitigung. Entsprechende Anlagen werden als Beseitigungsanlagen, der Vorgang als Beseitigung bezeichnet. (Hauptmotivation hierbei ist die möglichst umweltverträgliche Ausschleusung von Abfällen aus dem Wirtschaftssystem.)
Beseitigungsmix	Spezifischer Mix aus Beseitigungsverfahren, der abbildet, in welchem Umfang bestimmte Abfälle in welche Beseitigungsverfahren gelangen (enthält nur Beseitigungsverfahren).
Betriebsstoff-Input	Input von Materialien, die in dem Modul, in dem das Produkt hergestellt wird, gebraucht werden, aber nicht Bestandteil eines Produkts sind [DIN 1998].
Beurteilung	Zweiter Schritt in der Auswertungsphase, der dazu dient, Vertrauen in die Ergebnisse der Ökobilanz- oder der Sachbilanz-Studie zu setzen [DIN 1999a].
Bewertung	Schritt innerhalb der Ökobilanz, in dem die Beiträge aus den verschiedenen Wirkungskategorien abgewogen werden, so dass sie untereinander verglichen werden können. Ziel ist es, zu einer weiteren Interpretation und Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Wirkungsabschätzung zu kommen. [UBA 2000]
Bioabfall	Definition nach TA Siedlungsabfall: Im Siedlungsabfall enthaltene biologisch abbaubare nativ- und derivativ-organische Abfallanteile (z.B. organische Küchenabfälle, Gartenabfälle) [BERGS ET AL. 1993, S. 41].
Biogas	Brennbares methanhaltiges Gasgemisch, das bei der Zersetzung von Biomasse (Fäkalien, Bioabfälle, Biomasse in Restmüll etc.) durch Bakterien unter Luftabschluss (= anaerob) gebildet wird. Aus Klärschlamm gewonnenes Biogas wird als Faulgas, in Deponien gebildetes Biogas als Deponiegas bezeichnet.
Biologisch abbaubare Werkstoffe	Werkstoffe aus fossilen oder nachwachsenden Rohstoffen, die unter bestimmten Bedingungen relativ rasch und vollständig biologisch abgebaut werden (z.B. bei der Kompostierung oder Vergärung); Prüfkriterien formuliert die DIN V 54900.
Biologische Behandlung	Gelenkter Abbau bzw. Umbau biologisch abbaubarer organischer Abfälle durch aerobe (Verrottung/Kompostierung) bzw. anaerobe (Faulung/Vergärung) Verfahren [BERGS ET AL. 1993, S. 39].
Biomasse	Alle ursprünglich von lebenden Organismen - Mikroorganismen, Pflanzen und Tieren - stammenden Substanzen und Materialien, die nicht über geologische Prozesse verändert worden sind. Basis der Biomasseproduktion ist nahezu ausnahmslos die Umsetzung von Sonnenlicht über die Photosynthese in chemische Verbindungen.
Brennwert $H_0$	Der Brennwert - früher auch <i>Oberer Heizwert</i> - entspricht der Reaktionswärme, die bei der vollständigen Verbrennung einer bestimmten Brennstoffmenge freigesetzt wird. Das im Brennstoff enthaltene Wasser sowie das über die Oxidation von Wasserstoff entstehende Wasser liegen dabei nach der Verbrennung in flüssigem Zustand vor.
Brüden	Wasserdampf mit einer mehr oder weniger großen Luftmenge vermischt und geringen Anteilen ausgetriebener Stoffe
Brutto-Ergebnisse	Ergebnisse für das Produktsystem (oder auch spezifische Lebenswegabschnitte) ohne Gegenrechnung von Äquivalenzsystemen
Charakterisierung	Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten (z. B. $CO_2$ -Äquivalente für Treibhausgase) und die Zusammenfassung der umgewandelten Ergebnisse innerhalb der Wirkungskategorie. [UBA 2000]
Charakterisierungsfaktor	Ein Faktor, der aus einem Modell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird. [UBA 2000]
Charakterisierungsfaktor	Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird. [DIN 1999]
Closed-loop-Recycling	Recycling im geschlossenen Kreislauf (d.h. Wiedereinsatz des Rezyklats in demjenigen Produktsystem, dass die Kunststoffabfälle zur Verwertung erzeugt hat)

<b>Begriff</b>	<b>Erläuterung</b>
Co-Produkte	siehe Koppel- bzw. Kuppelprodukte
Critical review	Kritische Prüfung der Ökobilanz gemäß DIN EN ISO 14040
Datenqualität	Eigenschaften der gesammelten oder berechneten Daten in Bezug auf ihre Eignung, die festgelegten Anforderungen zu erfüllen [DIN 1998].
Deponiegas	Bei der mikrobiellen Zersetzung von Biomasse in Deponien gebildetes Biogas.
Distance-to-target	Kriterium zur Beurteilung von Wirkungskategorien; geschätzter Abstand des gegenwärtigen vom anzustrebenden Umweltzustand in dieser Wirkungskategorie [UBA 2000]
Einwohnerwert	Ein Einwohnerwert entspricht der Belastung je Einwohner und Jahr in Deutschland. Diese Einheit dient zur Normierung der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und liefert ein Maß für den spezifischen Beitrag eines Szenarios im Vergleich zur bundesdeutschen Gesamtbelastung.
Elementarfluss	1) Stoff oder Energie, der bzw. die dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde. 2) Stoff oder Energie, der bzw. die das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird. [DIN 1997].
Endenergie	Energieinhalt aller primären und sekundären Energieträger, die der Verbraucher bezieht, vermindert um den nichtenergetischen Verbrauch und um die Umwandlungsverluste und den Eigenbedarf bei der Strom- und Gaseigenerzeugung beim Endverbraucher [VDI 1997].
Endprodukt	Produkt, das vor seiner Verwendung keine weitere Bearbeitung benötigt [DIN 1998].
Energetisch bewerteter Primärrohstoffeintrag	Nicht als Energiequelle benutzte Verbrennungswärme des Inputs an Rohstoffen in ein Produktsystem. ANMERKUNG: Diese wird ausgedrückt als oberer oder unterer Heizwert. [DIN 1998]; entspricht der Feedstock-Energie.
Energie	Energie tritt in den Formen kinetische Energie, potentielle Energie und Arbeit auf. Jede Energie besteht aus Exergie (unbeschränkt umwandelbare Energie) und Anergie (nicht umwandelbare Energie), wobei einer der beiden Anteile auch null sein kann.
Energiedienstleistung	Die dem Endverbraucher über die Nutzenergie zur Verfügung gestellte energiebezogene Dienstleistung wie z.B. warme oder kühle Räume, helle Straßen, Arbeitsplätze und Wohnräume, Kraftunterstützung in Produktion, Transport und Verkehr oder Kommunikation und Information. Ziel von Energiebereitstellungsprozessen.
Energiefluss	In Energieeinheiten quantifizierter Input oder Output aus einem Modul oder Produktsystem. ANMERKUNG: Ein Energiefluss, der ein Input ist, kann mit Energieinput bezeichnet werden; ein Energiefluss, der ein Output ist, kann mit Energieoutput bezeichnet werden. [DIN 1998]
Enthalpie	Energetische Zustandsgröße, die den Wärmeinhalt bei konstantem Druck wiedergibt. Die Angabe erfolgt in kJ/kg oder kJ/mol.
Entnahme-Kondensations-Kraftwerke	Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen mit variablem Verhältnis zwischen der abgegebenen Strom- und Wärmeleistung. Im Extremfall kann die Anlage ausschließlich Strom liefern (Kondensationsbetrieb).
Entropie	Zustandsgröße der Wärmelehre, die Aussagen über die Umkehrbarkeit eines Prozesses erlaubt. In geschlossenen Systemen kann die Entropie nur zunehmen oder gleichbleiben. Die Entropie stellt ein Maß für die <i>Unordnung eines Systems</i> bzw. für die Energie- und/oder Stoffentwertung durch einen Prozess dar. Hohe Entropie entspricht weitestgehender <i>Unordnung</i> (= Vermischung/Verteilung) der Energie bzw. der Moleküle in einem System und geht einher mit geringer Nutzbarkeit durch den Menschen.
Entsorgung	Sammelbegriff für die Verwertung und Beseitigung von Abfällen.
Entsorgungsmix	Spezifischer Mix aus mehreren Entsorgungsverfahren, der abbildet, in welchem Umfang bestimmte Abfälle in welche Verwertungs- und Beseitigungsverfahren gelangen (enthält Verwertungs- und Beseitigungsverfahren).
Erneuerbare Energien	Auch als regenerative Energieträger bezeichnete Energiequellen, die sich in dem Ausmaß, in dem sie genutzt werden, nachbilden; z.B. Sonnenenergie (Photovoltaik, solarthermische Kraftwerke), Windenergie und Wasserkraft zur Stromerzeugung, passive und aktive Sonnenenergienutzung sowie Geothermie und Umgebungswärme zur Deckung des Wärmebedarfs, Biogas, Biomasse, Bioöle, Bioethanol als Brennstoffe für Strom- und Wärmeerzeugung.

Begriff	Erläuterung
Exergie	Begriff der technischen Thermodynamik, mit dem der in verwertbare Form umwandelbare Teil der zugeführten Energie (z.B. in Wärmekraftmaschinen) bezeichnet wird.
Feedstock-Energie	Energieinhalt eines Materials (in der Regel als Heizwert angegeben)
Fehlerabschätzung	Systematisches Verfahren zur Ermittlung und Quantifizierung der Fehler in den Ergebnissen der Sachbilanz aufgrund der Fortpflanzung von Input-Fehlern und der Variabilität der Daten. ANMERKUNG: Zur Bestimmung von Fehlern in den Ergebnissen werden entweder Bereiche oder Wahrscheinlichkeitsverteilungen herangezogen. [DIN 1998]
Fernwärme	Wärme, die von Heizwerken und Heizkraftwerken in Form von Heißwasser oder Dampf an Dritte abgegeben wird.
Fossile Energieträger	Feste, flüssige und gasförmige Brennstoffe wie Kohle, Erdöl und Erdgas, die aus in erdgeschichtlicher Vergangenheit angehäufter Biomasse durch Veränderung über geologische Prozesse entstanden sind. Sie stellen damit einen Langzeitspeicher von Sonnenenergie dar. Häufig werden sie auch als nicht regenerative Energieträger bezeichnet, da die derzeitige Nutzungsintensität weit über der Nachbildungsrate liegt.
Funktionelle Einheit	Quantifizierter Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit in einer Ökobilanzstudie [DIN 1997].
Gewichtung	Verfahren zur Umwandlung der Indikatorergebnisse unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen. Die Gewichtung darf nicht für zur Veröffentlichung bestimmte vergleichende Aussagen angewendet werden. [UBA 2000]
GuD-Kraftwerk	Kraftwerk mit Gas-Dampfturbinen-Technik: Zur besseren Ausnutzung der Abgaswärme im Temperaturbereich von ca. 1000°C (Verbrennungstemperatur) bis 540°C (Heißdampftemperatur) wird dabei der Dampfturbine eine Gasturbine vorgeschaltet. Damit kann der Wirkungsgrad für die Stromerzeugung bis auf 55 % gesteigert werden.
Gutschriften	Häufig im Zusammenhang mit Ökobilanzen verwendeter Begriff, mit dem in der Regel bezeichnet wird, dass dem Produktsystem etwas positiv angerechnet wird (z.B. über Zusatznutzen vermiedene Elementarflüsse); da diese Begrifflichkeit zum Teil zu Missverständnissen geführt hat (s. auch <i>Lastschrift</i> = Gegenteil), verwenden wir in dieser Studie den Begriff <i>Abzüge</i> , der die Vorgehensweise bei der Berechnung exakt benennt.
Hausmüll	Definition nach TA Siedlungsabfall: Abfälle hauptsächlich aus privaten Haushalten, die von den Entsorgungspflichtigen selbst oder von beauftragten Dritten in genormten, im Entsorgungsgebiet vorgeschriebenen Behältern regelmäßig gesammelt, transportiert und der weiteren Entsorgung zugeführt werden [Bergs et al. 1993, S. ].
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	Definition nach TA Siedlungsabfall: In Gewerbebetrieben, auch Geschäften, Dienstleistungsbetrieben, öffentlichen Einrichtungen und Industrie anfallende Abfälle, soweit sie nach Art und Menge gemeinsam mit oder wie Hausmüll entsorgt werden können [Bergs et al. 1993, S. ].
Heizgas	Direkt zu Heiz- bzw. Trocknungszwecken eingesetztes Verbrennungsabgas; mit einem Wirkungsgrad von 100 % üblicherweise bei der Erdgasverbrennung gewonnen.
Heizkraftwerk	Kraftwerk, das gleichzeitig elektrische Energie und Heizwärme erzeugt.
Heizwert $H_u$	Der Heizwert - früher auch <i>Unterer Heizwert</i> - dient als Maß für die aus Brennstoffen gewinnbare Energie und errechnet sich aus dem Brennwert unter der Annahme, dass alles Wasser - auch das bei der Verbrennung aus Wasserstoff gebildete - nach der Verbrennung dampfförmig vorliegt.
Indikatorergebnis	Siehe Wirkungsindikatorergebnis
Input	Stoff oder Energie, der bzw. die einem Prozess zugeführt wird. ANMERKUNG: Stoffe können Ausgangsmaterialien und Produkte einbeziehen. [DIN 1997].
Interessierter Kreis	Einzelpersonen oder Gruppe von Personen, die sich mit der Umweltleistung eines Produktsystems oder den Ergebnissen einer Ökobilanz beschäftigen oder davon betroffen sind [DIN 1997].
karzinogen	krebserregend
Klärschlamm	Definition nach TA Siedlungsabfall: Bei der Behandlung von Abwasser in kommunalen und entsprechenden industriellen Abwasserbehandlungsanlagen anfallender Schlamm, auch soweit er entwässert oder getrocknet oder in sonstiger Form behandelt wurde [BERGS ET AL. 1993, S. 41].

<b>Begriff</b>	<b>Erläuterung</b>
Klassifizierung	Zuordnung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungskategorien [UBA 2000].
Kompostierung	Biologischer Abbau bzw. Umbau biologisch abbaubarer organischer Abfälle unter aeroben Bedingungen [BERGS ET AL. 1993, S. 41].
Kondensationskraftwerk	Kraftwerk, in dessen Dampfturbinenprozess der Dampf keiner weiteren Verwendung (z.B. Prozesswärme) zugeführt wird und vollständig auskondensiert.
Konsistenzprüfung	Verfahren zur Überprüfung, ob die Annahmen, Methoden und Daten in der Studie einheitlich angewendet wurden und sich in Übereinstimmung mit der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens befindet [DIN 1999a].
Koppelprodukt	Eines von zwei oder mehreren Produkten aus demselben Modul [DIN 1998].
Kraft-Wärme-Kopplung (KWK)	KWK-Anlagen (Heizkraftwerke) produzieren Strom und nutzen gleichzeitig die Wärme des Kühlwassers und der Abgase für Nah- und Fernwärmenetze. Dadurch werden wesentliche höhere Wirkungsgrade erreicht.
Kraftwerk	Anlage zur Umwandlung von Primär- oder Sekundärenergieträgern in elektrische Energie.
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwandes der im Zusammenhang mit der Herstellung, der Nutzung und der Entsorgung eines ökonomischen Gutes entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann. Der Kumulierte Energieaufwand (KEA) ermöglicht energiebezogen die Beurteilung und den Vergleich von Produkten und Dienstleistungen über den ganzen Lebensweg hinweg.
Kuppelprodukte	In einem Produktionsgang zwangsläufig und gleichzeitig anfallende zwei oder mehrere Produkte [VDI 1997].
Kuppelproduktion	Herstellung zumindest zweier Produkte, wobei die Produktion des einen zwangsläufig den Anfall des anderen verursacht [VDI 1997]
Lastschrift	Dieser Begriff wird wie der Begriff <i>Gutschrift</i> häufig in Ökobilanzen verwendet und bezeichnet den Umstand, dass dem Produktsystem etwas negativ angerechnet wird (z.B. der Wert von im Produktsystem verwerteten Abfällen). Gerade bei diesem Beispiel hat sich gezeigt, dass bei einem unsauberen Gebrauch des Begriffes - wie er in Ökobilanzen immer wieder anzutreffen ist - der konkrete Sachverhalt nicht exakt benannt wird: Korrekterweise wäre zwischen Lastschriften und Gutschriften für die im System verwerteten Abfälle zu differenzieren. Lastschriften ergeben sich für die im System verwerteten Abfälle wegen der nun notwendigen alternativen Bereitstellung der aus einer anderen Entsorgung resultierenden Nutzen, Gutschriften, da Umweltbelastungen im Zusammenhang mit einer anderweitigen Entsorgung vermieden werden. Aufgrund dieser Uneindeutigkeit (weniger des Begriffes, jedoch der Verwendung) benutzen wir in dieser Studie die beiden Begriffe <i>Zuschläge</i> (anstelle von Lastschriften) und <i>Abzüge</i> (anstelle von Gutschriften), die die Vorgehensweise bei der Berechnung exakt wiedergeben.
Lebensweg	Aufeinanderfolgende und miteinander verbundene Stufen eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Gewinnung natürlicher Ressourcen bis zur endgültigen Beseitigung [DIN 1997].
Life Cycle Assessment (LCA)	Englische Bezeichnung für Ökobilanz
Mahlgut	Mechanisch zerkleinerte Kunststoffabfälle
Median	Zur Ermittlung des Medianwertes (auch Zentralwert) werden die Werte der Stichprobe ihrer Größe nach angeordnet; bei einer ungeraden Werteanzahl ist der Wert in der Mitte der Median, bei einer geraden Anzahl von Werten errechnet sich der Median als Mittelwert der beiden am nächsten zur Mitte befindlichen Werte.
Mittelwert	Das aus den Werten einer Stichprobe errechnete arithmetische Mittel der Werte.
Modul	Kleinster Anteil eines Produktsystems, für den zur Erstellung einer Ökobilanz Daten gesammelt werden [DIN 1997].
mutagen	erbgutverändernd

Begriff	Erläuterung
Nachwachsende Rohstoffe	Der Begriff Nachwachsende Rohstoffe bezeichnet die gleiche Gruppe an Rohstoffen, die mit dem Begriff Biomasse gefasst wird. Er betont jedoch stärker die zeitliche Komponente des nacheinanderfolgenden Werdens, Absterbens und Verschwindens frischen Lebens. Die Basis dieser Rohstoffproduktion ist nahezu ausnahmslos die Umsetzung von Sonnenlicht über die Photosynthese in chemische Verbindungen. Häufig wird dieser Begriff vor allem im Zusammenhang mit pflanzlichen Rohstoffen verwendet.
Netto-Ergebnisse	Ergebnisse für das Produktsystem (oder auch spezifische Lebenswegabschnitte), die sich ergeben, wenn von bzw. zu den Brutto-Ergebnissen diejenigen Elementarflüsse subtrahiert (Abzüge) oder addiert (Zuschläge) werden, die sich für die Äquivalenzsysteme errechnen.
Normierung	Berechnung der Höhe der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwerten. [UBA 2000]
Nutzenergie	Energie, die nach der letzten Umwandlung dem Endverbraucher tatsächlich zur Verfügung steht und für den jeweiligen Zweck benötigt wird (z.B. Licht, mechanische Energie, Wärme, Nutzelektrizität, elektromagnetische Strahlung) [VDI 1997].
Ökobilanz	Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges (auch LCA: Life Cycle Assessment) [DIN 1997, ISO 1996].
Ökologische Gefährdung	Kriterium, mit dem Wirkungskategorien danach beurteilt werden, für wie schwerwiegend die mit ihnen verbundenen Schäden auf die ökologischen Schutzgüter einzuschätzen sind. [UBA 2000]
Open-loop-recycling	Recycling im offenen Kreislauf (d.h. Wiedereinsatz des Rezyklats in anderen Produktsystemen als demjenigen, dass die Kunststoffabfälle zur Verwertung erzeugt hat)
Output	Stoff oder Energie, der bzw. die von einem Modul abgegeben wird. ANMERKUNG: Stoffe können Ausgangsmaterialien, Zwischenprodukte, Produkte, Emissionen und Abfall einschließen. [DIN 1997]
Oxidation	Chemische Reaktion eines Stoffes mit Sauerstoff.
Photosynthese	Aufbau von Kohlenhydraten durch grüne Pflanzen aus Kohlendioxid und Wasser mit Hilfe des Sonnenlichts.
Primärenergie	Energieinhalt von Primärenergieträgern [VDI 1997]
Primärenergiemix	Das Verhältnis der Anteile der Primärenergieträger Erdöl, Kohle, Erdgas, Kernkraft, Wasserkraft, Sonnenenergie, Biomasse usw. am Primärenergieverbrauch.
Primärenergieträger	Natürlich vorkommende Energieträger, die keiner Umwandlung ihrer chemischen und/oder physikalischen Struktur unterworfen wurden, z.B. unveränderte Abfälle, fossile Brennstoffe wie Steinkohle, Braunkohle, Erdöl, Erdgas, die Kernbrennstoffe Uran und Thorium oder erneuerbare Energiequellen wie Wasserkraft, Windkraft, Sonne, Erdwärme, Biomasse.
Produktsystem	Zusammenfassung der durch Material- und Energieflüsse verbundenen Module, die eine oder mehrere Funktionen erfüllen. ANMERKUNG: In dieser Internationalen Norm wird der Begriff <i>Produkt</i> nicht nur auf Produktsysteme angewendet, sondern kann auch für Dienstleistungen gelten. [DIN 1997]
Prozessbezogene Allokation	Bezogen auf einzelne Prozesse wird dabei festgelegt, welcher Anteil der prozessbedingten Elementarflüsse dem Produktsystem angerechnet wird – und welcher Anteil auf andere In- oder Outputs verteilt wird.
Prozessenergie	Für ein Modul benötigter Energieinput zum Betreiben des Prozesses oder der Einrichtungen innerhalb des Prozesses, mit Ausnahme des Energieinputs für die Bereitstellung dieser Energie [DIN 1998].
Prozesswärme	Wärme für industrielle Prozesse (im Temperaturbereich von 900 bis 1000°C).
Pülpe	Wässriger Faserbrei bei der Stärkeproduktion
Pyrolyse	Thermische Spaltung organischer Verbindungen.
Rangbildung	Einteilung von Wirkungskategorien auf einer ordinalen Skala, z. B. an einer gegebenen Reihenfolge oder Hierarchie, wie hohe, Mittlere oder niedrige Priorität nach den Kriterien Ökologische Gefährdung und Distance-to-Target.

<b>Begriff</b>	<b>Erläuterung</b>
Reduktion	Entzug von Sauerstoff aus einer chemischen Verbindung oder Einführung von Wasserstoff in eine chemische Verbindung.
Referenzfluss	Maß für die Outputs von Prozessen eines vorhandenen Produktsystems, die zur Erfüllung der Funktion, ausdrücklich durch die funktionelle Einheit, erforderlich sind [DIN 1998].
Regenerative Energieträger	Energieträger, die in dem selben Ausmaß, in dem sie genutzt werden, nachgebildet werden.
Regranulat	Aus (mechanisch zerkleinerten) Kunststoffabfällen mittels Extrusion hergestelltes Granulat
Regranulat	Ein Kunststoffgranulat, dass aus bereits einmal verwendeten Kunststoffen bzw. Kunststoffabfällen hergestellt wird
Rohstoff	Primäres oder sekundäres Material, das zur Herstellung eines Produktes verwendet wird. [DIN 1997].
Sachbilanz	Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs umfasst [UBA 2000].
Sachbilanz	Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung and Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges umfasst. [DIN 1997].
Sachbilanzergebnis	Ergebnis der Sachbilanz, das die Systemgrenze überschreitende Flüsse einschließt und den Ausgangspunkt für die Wirkungsabschätzung liefert [DIN 1999].
Sekundärenergie	Energieinhalt von Sekundärenergieträgern [VDI 1997]
Sekundärenergie-träger	Alle Energieträger, die als Ergebnis eines Umwandlungsprozesses (z.B. in Raffinerien oder Kraftwerken) aus Primär- oder anderen Sekundärenergieträgern entstehen, z.B. die Kohleprodukte Koks und Briketts, die Mineralölprodukte Benzin und Heizöl, die Gasprodukte Stadtgas und Biogas, Brennstoffe aus Abfällen sowie elektrischer Strom und Fernwärme.
Sekundär-Polystyrol	PS-Regranulat bzw. PS-Mahlgut, produziert aus Polystyrol-Anteilen in Abfällen
Sensitivitätsanalyse	Systematisches Verfahren zur Einschätzung der Wirkungen der ausgewählten Methoden und Daten auf die Ergebnisse einer Studie [DIN 1998].
Sensitivitätsprüfung	Verfahren zur Überprüfung, ob die aus der Sensitivitätsanalyse gewonnen Information für die Ableitung von Schlussfolgerungen und das Aussprechen von Empfehlungen relevant sind [DIN 1999a].
Spezifischer Beitrag	Aus der Normierung hergeleitetes Kriterium zur Beschreibung der relativen Größe eines Wirkungsindikatorergebnisses in Bezug auf einen einheitlichen Referenzwert [UBA 2000].
Standardabweichung	Bei der Standardabweichung (s) handelt es sich um die nichtnegative Quadratwurzel der Varianz ( $s^2$ ) einer Stichprobe. Wie Letztere ist sie ein Indikator für die Streubreite von Stichprobenwerten um den Mittelwert.
Standardberichts-blätter	Prozessbezogene Dokumentation von Sachbilanzdaten in einem spezifischen Formular.
Stromkennziffer	Verhältnis von Strom- zu Nutzwärmeabgabe bei Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen.
Systembezogene Allokation	Entsprechend der im Bericht ausführlich erläuterten Methodik werden dabei über Äquivalenzsysteme Zusatznutzen des Produktsystems (z.B. Verwertung von Abfällen oder Bereitstellung von Strom, Wärme, Reduktionspotential oder Sekundär-Materialien) in Sachbilanzdaten umgewandelt und mit den Brutto-Ergebnissen des Produktsystems verrechnet.
Systemgrenze	Schnittstelle zwischen einem Produktsystem und seiner Umwelt oder anderen Produktsystemen [DIN 1997].
teratogen	fruchtschädigend
Transparenz	Offene, umfassende und verständliche Darstellung von Information [DIN 1997].
Umweltqualitätsziel	Beschreibung eines angestrebten Umweltzustandes [UBA 2000].

Begriff	Erläuterung
Umweltwirkungsmechanismus	System physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse für eine vorgegebene Wirkungskategorie, das die Sachbilanzergebnisse mit den Wirkungsindikatoren und den Wirkungsendpunkten verbindet [DIN 1999].
Unkontrollierte Emission	Nicht kontrollierte Emission in Luft, Wasser oder Boden. BEISPIEL: Austritt eines Stoffes an einer Rohrleitungskupplung. [DIN 1998]
Varianz	Die Varianz ( $s^2$ ) ist ein Maß für die Streubreite von Stichprobenwerten um den dafür errechneten Mittelwert.
Vergärung	Anaerober Ab- und Umbau von Biomasse durch Mikroorganismen. Im Rahmen der Abfallentsorgung ist insbesondere die unter der Bildung von brennbarem Biogas ablaufende Methan-Gärung von Interesse.
Verwertung	Nach dem bundesdeutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz sind Abfälle, die verwertet werden, Abfälle zur Verwertung. Entsprechende Anlagen werden als Verwertungsanlagen, der Vorgang als Verwertung bezeichnet. (Im Vordergrund steht die Gewinnung von Wertstoffen bzw. sonstiger Nutzen aus den Abfällen.)
Verwertungsmix	Spezifischer Mix aus mehreren Verwertungsverfahren der abbildet, in welchem Umfang bestimmte Abfälle in welche Verwertungsverfahren gelangen (enthält nur Verwertungsverfahren).
Vollständigkeitsprüfung	Verfahren zur Überprüfung, ob die Informationen aus den bereits abgeschlossenen Phasen der Öko- oder Sachbilanzstudie für die Ableitung von Schlussfolgerungen in Übereinstimmung mit der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens ausreichend sind [DIN 1999a].
Wertstoffe	Definition nach TA Siedlungsabfall: Abfallbestandteile oder Abfallfraktionen, die zur Wiederverwendung oder für die Herstellung verwertbarer Zwischen- oder Endprodukte geeignet sind [BERGS ET AL. 1993, S. 43]. Diese häufig auch Sekundärrohstoffe genannten Materialien sind nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) als <i>Abfälle zur Verwertung</i> zu bezeichnen [KÖLLER 1996, S. 133].
Wirkungs(kategorie)-indikator	Quantifizierbare repräsentierende Darstellung einer Wirkungskategorie [UBA 2000].
Wirkungsabschätzung	Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems dient [DIN 1997].
Wirkungsabschätzung	Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems dient [UBA 2000].
Wirkungsendpunkt	Attribut oder Aspekt der natürlichen Umwelt, der menschlichen Gesundheit oder der Ressourcen, der ein wichtiges Umweltthema identifiziert [DIN 1999].
Wirkungsgrad	Verhältnis der Nutzleistung zur aufgewandten Leistung.
Wirkungsindikator-ergebnis	Ergebnis der Charakterisierung; wird durch Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungsindikatoren und Zusammenfassung innerhalb einer Wirkungskategorie erhalten [UBA 2000].
Wirkungskategorie	Klasse wichtiger Umweltthemen, in die die Sachbilanzergebnisse eingeteilt werden können [UBA 2000].
Wirkungskategorie	Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können [DIN 1999].
Wirkungskategorie-Indikator	Quantifizierbare repräsentierende Darstellung einer Wirkungskategorie [DIN 1999].
Zusatznutzen	Nutzen eines Produktsystems, der zusätzlich zu dem über die funktionelle Einheit quantifizierten Hauptnutzen hinaus erzeugt wird (z.B. Strom, Wärme, Materialien, Dünger).
Zuschläge	Für Äquivalenzsysteme errechnete Elementarflüsse, die bei der Berechnung der Netto-Ergebnisse für das Produktsystems zu den Brutto-Ergebnissen hinzugezählt werden (z.B. Zuschläge für Endenergiemengen, die bei der Entsorgung von Abfällen entstehen würden, wenn diese nicht im Produktsystem verwertet werden würden).
Zwischenprodukt	Input oder Output aus einem Modul, der eine weitere Bearbeitung benötigt [DIN 1998].



## 9.5 Abkürzungsverzeichnis

Tabelle 9-1: SI-Vorsätze für dezimale Vielfache

Vorsatz zeichen	Vorsatz	Zehner- potenz	Bedeutung	Vorsatz zeichen	Vorsatz	Zehner- potenz	Bedeutung
d	Dezi	$10^{-1}$	Zehntel	da	Deka	$10^1$	Zehn
c	Zenti	$10^{-2}$	Hundertstel	h	Hekto	$10^2$	Hundert
m	Milli	$10^{-3}$	Tausendstel	k	Kilo	$10^3$	Tausend
$\mu$	Mikro	$10^{-6}$	Millionstel	M	Mega	$10^6$	Million
n	Nano	$10^{-9}$	Milliardenstel	G	Giga	$10^9$	Milliarde
p	Piko	$10^{-12}$	Billionstel	T	Tera	$10^{12}$	Billion
f	Femto	$10^{-15}$	Billiardenstel	P	Peta	$10^{15}$	Billiarde
a	Atto	$10^{-18}$	Trillionstel	E	Exa	$10^{18}$	Trillion

### Weitere Abkürzungen:

$\eta_{el}$	Wirkungsgrad für die Erzeugung elektrischer Energie	BML	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (jetzt: BMVEL)
$\eta_{th}$	Wirkungsgrad für die Erzeugung thermischer Energie	BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
a	Jahr	BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
ABS	Acrylonitril-Butadien-Styrol-Copolymer	BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (Schweiz)
AGVU	Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt e.V.	CARMEN	Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing-und Entwicklungs-Netzwerk
AOX	Absorbierbare organische Halogenverbindungen	Cd	Cadmium
AP	Acidification Potential (Versauerungspotential)	CD	Compactdisk
APME	Association of Plastics Manufacturers in Europe	CEN	Comité Européen de Normalisation (Europäisches Komitee für Normung)
Äq.	Äquivalent	CH <sub>4</sub>	Methan
aqu.	aquatisch	Cl-Verb.	Chlor-Verbindungen
As-Äq.	Arsen-Äquivalente	CML	Center of Environmental Science (Niederlande)
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V.	CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
AzB	Abfall zur Beseitigung	C <sub>org</sub>	Organischer Kohlenstoff
AzV	Abfall zur Verwertung	Cr	Chrom
BaP	Benzo[a]pyren	CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
BAW	Biologisch abbaubare Werkstoffe	DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
BDE	Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft	DGfH	Deutsche Gesellschaft für Holzforschung
BHKW	Blockheizkraftwerk	DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
BlfA	Bayerisches Institut für angewandte Umweltforschung und -technik - BlfA GmbH	DIS	Draft International Standard
BlmSchG	Bundes-Immissionsschutz-Gesetz	DKR	Deutsche Gesellschaft für Kunststoffrecycling
BlmSchV	Bundes-Immissionsschutz-Verordnung		

DPU	Deutsche Projekt Union	IPCC	Intergovernmental Panel on Climatic Change
DSD	Duales System Deutschland AG	IRIS	Integrated Risk Information System
ECOTOX	European Centre for Ecotoxicology	ISO	International Organization for Standardization
EHP	Euro Heat and Power	IZK	Informationszentrum Kunststoffverpackungen
EN	Europäische Norm	J	Joule
EPA	United States Environmental Protection Agency	k.A.	keine Angabe
EPS	Expandiertes bzw. expandierbares Polystyrol	KEA	Kumulierter Energieaufwand
EPSY GmbH	Gesellschaft zur flächendeckenden Sicherung der Rückführung und Verwertung gebrauchter Transportverpackungen aus Styropor (beim IK)	km	Kilometer
EQ	Einsatzquote	konv.	konventionell
ETA	Wirkungsgrad	KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
ETH	Eidgenössische Technische Hochschule Zürich	KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
Eth-Äq.	Ethen-Äquivalente	kW	Kilowatt
EU	Europäische Union	kWh	Kilowattstunde
EVU	Energieversorgungsunternehmen	LAI	Länderarbeitsgemeinschaft Immissionsschutz
EW	Einwohnerwerte	LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft	LVP	Leichtverpackung
ext.	extensiv	MC	Musikkassette
FCKW	Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe	Mg	Megagramm (= Tonne)
FM	Feuchtmasse	MHKW	Müllheizkraftwerk
F-Verb.	Fluor-Verbindungen	MJ	Megajoule
FVU	Fernwärme-Versorgungsunternehmen	MVA	Müllverbrennungsanlage
FWI	Führungsakademie der Wohnungs- und Immobilienwirtschaft	MW <sub>el</sub>	Megawatt elektrisch
g	Gramm	MW <sub>th</sub>	Megawatt thermisch
Gew.	Gewicht	n.b.	nicht bekannt
Gew.-%	Gewichtsprozent	N <sub>2</sub> O	Lachgas (Distickstoffoxid)
GPPS	General Purpose Polystyrene	NAGUS	Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes
GS	Gutschrift	NAWAROS	Nachwachsende Rohstoffe
GVM	Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung	NCPOCP	Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential
ha	Hektar	N-ges.	Gesamt-Stickstoff
HCl	Salzsäure (Chlorwasserstoff)	NH <sub>3</sub> <sup>+</sup>	Ammoniak
HDPE	High Density Polyethylene	NH <sub>4</sub>	Ammonium-Ion
Heizöl S	Schweres Heizöl	Ni	Nickel
HF	Flusssäure (Fluorwasserstoff)	Nm <sup>3</sup>	Norm-Kubikmeter (1,013 bar; 0°C)
HKW	Heizkraftwerk	NMVOC	Non Methan Volatile Organic Compounds
H <sub>o</sub>	Brennwert	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrit
Hrsg.	Herausgeber	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrat
H <sub>u</sub>	Heizwert	NO <sub>x</sub>	Summe Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO <sub>2</sub> )
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH	NP	Nitrification Potential
IK	Industrieverband Kunststoffverpackungen	oTS	Organische Trockensubstanz
INARO	Informationssystem nachwachsende Rohstoffe	Pb	Blei
		PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane

P-ges.	Gesamt-Phosphor	terr.	terrestrisch
PM	Primärmaterial	TREMOD	Transport Emission Estimation Model
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Phosphat	TS	Trockensubstanz
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential	Tsd.	Tausend
POP	Polyphenylenoxide	UBA	Umweltbundesamt (Berlin)
PP	Polypropylen	UV	Ultraviolett
PS	Polystyrol	VDEW	Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke e.V.
PSM	Pflanzenschutzmittel	VDP	Verband der Deutschen Papierfabriken e.V.
PUR	Polyurethan	vgl.	vergleiche
RiL	Rohstoffe in der Lagerstätte	VKE	Verband kunststofferzeugende Industrie e.V.
ROE	Rohöläquivalente	VOC	Volatile Organic Compounds
s.	siehe	VQ	Verwertungsquote
s.a.	siehe auch	vs.	versus (gegen, gegenüber)
SAN	Styrol-Acrylonitril-Copolymer	WSH	Wertstoffhof
SBR	Styrol Butadien Rubber (Styrol-Butadien-Kautschuk)	ZfK	Zeitung für kommunale Wirtschaft
SM	Sekundärmaterial	zzgl.	zuzüglich
SO <sub>2</sub>	Schwefeldioxid		
SPOLD	Society for the Promotion of Life-cycle Assessment Development		
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall		

## 10 Literaturverzeichnis

- [ACKERMANN 1996] Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis. Erich Schmidt Verlag: Berlin 1996.
- [ACKERMANN 1997] Ackermann, Robert: Ableitung von allgemein nutzbaren Sachbilanzmodulen - Untersuchung am Beispiel der Aufbereitung von Altkunststoffen aus dem Dualen System. Dissertation an der TU Berlin. Berlin 1997.
- [AGE 1998] Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen: Energiebilanzen der Bundesrepublik Deutschland 1994. Essen 1998.
- [ANS 1995] Arbeitskreis für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen e.V.: Anaerobe Bioabfallbehandlung in der Praxis. Heft 30. März 1995
- [APME 1994] Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME): Eco-Profiles of the European plastics industry. Report 6: Polyvinyl Chloride. A report for APME & ECVI. APME: Brussels 1994.
- [APME 1995] Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME): Energy recovery - analysis of plastics in municipal solid waste. A Report for APME's Technical and Environmental Centre. APME: Brussels 1995.
- [APME 1998] Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME): Eco-Profiles of the European plastics industry. Report 6: Polyvinyl Chloride. A report (Second Edition) for APME & ECVI. APME: Brussels 1998
- [APME 1997a] Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME): Eco-Profiles of the European Plastics Industry - Report 4: Polystyrene (Second Edition). A Report for The European Center for Plastics in the Environment. APME: Brussels 1997.
- [APME 1997b] Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME): Eco-profiles of the European plastics industry - Report 11: Co-Polymers of Acrylonitrile-Butadiene-Styrene (ABS) and Styrene-Acrylonitrile (SAN), A Report for The European Center for Plastics in the Environment. APME: Brussels 1997.
- [APME 1997c] Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME): Eco-Profiles of the European plastics industry - Report 10: Polymer Conversion. APME: Brussels 1997.
- [ATV 1994] ATV-Arbeitsgruppe 7.2.4 *Stärke-/Süßwarenindustrie* im Fachausschuß 7.2 *Industrieabwasser mit organischen Inhaltsstoffen*: Abwasser der Stärke-Industrie – Gewinnung nativer Stärke, Herstellung von Stärkeprodukten durch Hydrolyse und Modifikation. ATV-Arbeitsbericht. In: ATV-Arbeitsberichte, Jg. 41, 7/1994, S. 1147 - 1174.
- [ATV 2000] ATV-Arbeitsgruppe 7.2.4 *Stärke-/Süßwarenindustrie* im Fachausschuß 7.2 *Industrieabwasser mit organischen Inhaltsstoffen*: Merkblatt 7.2.4 - Abwasser der Stärke-Industrie: Gewinnung nativer Stärke, Herstellung von Stärkeprodukten durch Hydrolyse und Modifikation. 4. Entwurf in der Fassung vom 18.07.2000.
- [BASF 2000] BASF AG: Schriftwechsel und Telefonate mit Dr. Andreas Kicherer. Ludwigshafen.
- [BAYER 1988] Bayer, Ulrich: Einsatz von Abwasser aus der Kartoffelstärkeproduktion in der Landwirtschaft im Hinblick auf Nährstoffverwertung und Umweltbelastung. Dissertation. TU München 1988.
- [BERGS ET AL. 1993] Bergs, Claus-Gerhard; Dreyer, Stephan; Neuenhahn, Peter; Radde, Claus-André: TA Siedlungsabfall – Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Berlin: Erich Schmidt Verlag 1993.
- [BIALONSKI ET AL. 1990] Bialonski, W. et al.: Spezifischer Energieeinsatz im Verkehr – Ermittlung und Vergleich der spezifischen Energieverbräuche. Verkehrswissenschaftliches Institut an der RWTH Aachen: Aachen 1990
- [BIDLINGMAIER 1994] Bidlingmaier, W., Müsken, J.: Handbuch Abfall. Vergärung und Kompostierung von Bioabfällen - Methodenvergleich. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Karlsruhe 1994.

- [BIDLINGMAIER 1996] Bidlingmaier, W.; Grauenhorst, V.: Geruchsemissionen von Kompostierungsanlagen. - In: Stegmann (Hrsg.): Neue Techniken der Kompostierung. Hamburger Berichte 11. Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars in Hamburg vom 6.-8. November 1996. S. 441 ff.
- [BIFA 1998] Pürschel, Christian; Hartleitner, Bernhard; Kreibe, Siegfried; Rommel, Wolfgang: Maßnahmen zur Kostensenkung für die Lizenznehmer der DSD AG - angesichts der Novellierung der Verpackungsverordnung. BifA-Texte Nr. 10. Bayerisches Institut für Abfallforschung: Augsburg 1998.
- [BIFA 1998a] Würdinger, Eduard; Wagner, Josef; Tränkler, Josef; Rommel, Wolfgang: Studie über die energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen. BifA-Texte Nr. 5. Bayerisches Institut für Abfallforschung: Augsburg 1998.
- [BILITEWSKI UND HEILMANN 1999] Bilitewski, Bernd; Heilmann, Andrea: Stoffströme aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung - Aufkommen, Charakteristik, Verwertungsmarkt. - In: Wiemer, Klaus; Kern, Michael (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung III biologisch - mechanisch - thermisch. M.I.C. Baeza-Verlag: Witzenhausen 1999. S. 577-587.
- [BIOTEC 2000] BIOTEC – Biologische Naturverpackungen – Forschungs- und Entwicklungs GmbH: Schriftwechsel und Telefonate mit Herrn Jürgen Lörcks. Emmerich.
- [BLUMENRÖTHER UND WÜRZ 1996] Blumenröther, Gerhard; Würz, Wolfgang: Betriebsdaten zur Abfallabfuhr. – In: Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W.; Schnurer, H.: Müll-Handbuch. Loseblatt-Werk. Nr. 2055. 1996.
- [BML 1995] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Bericht des Bundes und der Länder über Nachwachsende Rohstoffe. Landwirtschaftsverlag: Münster 1995.
- [BML 1996] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Die neue Düngeverordnung: Verordnungstext und Erläuterungen. BML: Bonn 1996.
- [BML 1997] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Agrarbericht der Bundesregierung 1997. BMELF: Bonn 1997.
- [BML 2000] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Agrarbericht der Bundesregierung 2000. BMELF: Bonn 2000.
- [BML 2000a] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Biologisch abbaubare Werkstoffe. Antwort der Bundesregierung auf die große Anfrage der Abgeordneten Ulrike Flach, Birgit Homburger, Horst Friedrich (Bayreuth), weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP. Deutscher Bundestag – 14. Wahlperiode. Drucksache 14/3448. Deutscher Bundestag: Berlin 2000.
- [BMWI 1998] Bundesministerium für Wirtschaft (Hrsg.): Die Elektrizitätswirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1996. Elektrizitätsstatistik. 48. Bericht. Frankfurt a. M. 1998.
- [BMWI 1998a] Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (Hrsg.): Energiedaten 97/98. BMWi - Referat Öffentlichkeitsarbeit: Bonn 1998.
- [BMWI 1999] Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (Hrsg.): Energiedaten 1999. Nationale und internationale Entwicklung. BMWi - Referat Öffentlichkeitsarbeit: Bonn 1999.
- [BORBE 1997] Borbe, Michael: Verbundwerkstoffe aus Biopolymeren: Herstellung und thermische Eigenschaften von Stärke und Stärkematrix-Verbundwerkstoffen. Fortschritt-Berichte VDI Reihe 5 468 VDI: Düsseldorf 1997.
- [BORKEN ET AL. 1999] Borken, Jens; Patyk, Andreas; Reinhardt, Guido: Basisdaten für ökologische Bilanzierungen: Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau. Vieweg-Verlag: Braunschweig/Wiesbaden 1999.
- [BPW 1999] Bundesverband der Phonographischen Wirtschaft: PhonoPress 1999. Jahresheft für den Tonträgermarkt. 26. Jahrgang. BPW: Hamburg 1999.
- [BRADOW ET AL. 1980] Bradow, R., Dietzmann, H., Parness, M.: Emissions from trucks by chassis version of 1983 transient procedures. SAE Paper 801371. 1980.
- [BRANDRUP 1995] Brandrup, Johannes: Die Wiederverwertung von Kunststoffen. Carl Hanser Verlag: München und Wien 1995.

- [BUCHHOLZ 1990] Buchholz, H. E.: Märkte für Stärke, Stärketräger und Nebenprodukte der Stärkeherstellung. - In: Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft (Hrsg.): Stärke im Nichtnahrungsbereich - Tagungsband zum Expertenkolloquium am 25./26. September in Königswinter und Dokumentation der Forschungsvorhaben. Landwirtschaftsverlag: Münster-Hiltrup 1990. S. 41-55.
- [BUCHNER 1993] Buchner, W.: Gezielte Begrünung stillgelegter Flächen. - In: Agrarübersicht 3/1993, S. 67-69.
- [BUWAL 1991] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.): Ökobilanz von Packstoffen, Stand 1990. Schriftenreihe Umwelt Nr. 132. BUWAL: Bern 1991.
- [BUWAL 1995] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.): Vergleichende ökologische Bewertung von Anstrichstoffen im Baubereich. Band 2: Daten. Schriftenreihe Umwelt Nr. 232/2. Bern 1995
- [BUWAL 1996a] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.): Ökoinventare für Verpackungen Band 1 und 2. Schriftenreihe 250/I+II. BUWAL: Bern 1996.
- [BUWAL 1996b] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.): Ökobilanz stärkehaltiger Kunststoffe Band I+II. Schriftenreihe Umwelt 271/1 Bern 1996.
- [CARANSA 1973] Caransa, A.: Bericht über Arbeitsergebnisse mit Dorr-Oliver-Apparaturen in der Kartoffelstärkeindustrie. - In: Die Stärke 25. Jg., Nr. 1/1973, S. 27-29.
- [CARBOTECH 1994] Schläpfer, K. et al. (Carbotech): Emissionsfaktoren nichtlimitierter Schadstoffe des Straßenverkehrs. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 1994
- [CARMEN 1997] CARMEN: Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen. Produktliste. 7. Auflage. Carmen: Rimpfart/Würzburg 1997.
- [CARMEN 1998] Käß, Harald: Biologisch abbaubare Werkstoffe – Leitfaden und Produktkatalog. 1. Auflage. Carmen: Rimpfart/Würzburg 1998.
- [CERESTAR 1999] Cerestar Deutschland GmbH, Krefeld. Telefonische Auskunft 1/1999 und 10/1999.
- [CERESTAR 2000] Cerestar Deutschland GmbH: Telefonische Mitteilung von Herrn Hitzler (Werk Krefeld).
- [CML 1992] Center of Environmental Science (CML); Netherlands Organisation for Applied Scientific Research (TNO); Fuels and Raw Materials Bureau (B&G): Environmental life cycle assessment of products - Guide and Backgrounds. Leiden 1992.
- [COESTER 1999] Coester, M.; Kasten, J.: Grüngutkompost oder Grünguthäcksel? Vergleichende Betrachtung zwischen den ökologisch und ökonomisch günstigen Verwertungswegen von Grüngutabfällen im ländlichen Raum. - In: Müll und Abfall, Heft 1; 1999, S. 22-28.
- [CONSULTIC 1998] CONSULTIC - Marketing und Industrierberatung GmbH: Produktions- und Verbrauchsdaten für Kunststoffe in Deutschland unter Einbeziehung der Verwertung 1997 - Ergebnisse einer Umfrage i.A. des VKE e.V. VKE: Frankfurt am Main 1998.
- [CRESPEL & DEITERS 1999] Crespel & Deiters GmbH & Co., Ibbenbüren. Telefonische Auskunft 10/1999.
- [DACHVERBAND AGRARFORSCHUNG 1992] Dachverband Agrarforschung (Hrsg.): Forschungsförderung nachwachsende Rohstoffe: Bereich Stärke. Schriftenreihe Forschungsberichte 7. Frankfurt a. Main 1992.
- [DB 1989a] Deutsche Bundesbahn (DB), Zentrales Rechnungswesen: Auszüge aus der Gesamtkostenrechnung 1988 – Betriebsartenrechnung. Frankfurt a. M. 1989.
- [DB 1989b] Deutsche Bundesbahn (DB), Zentrales Rechnungswesen: Betriebstatistischen Kartei 1988 – Betriebsartenrechnung. Frankfurt a. M. 1989.
- [DB 1989c] Deutsche Bundesbahn (DB): Die Bahn in Zahlen 89. Frankfurt a. M. 1989.
- [DEHLI 1997] Dehli, M.: Künftige Entwicklungen bei den CO<sub>2</sub>-Emissionen in der europäischen Elektrizitätswirtschaft. - In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): VDI-Berichte 1321 – Fortschrittliche Energiewandlung und –anwendung, Bd. II. VDI Verlag GmbH: Düsseldorf 1997.
- [DEHOUST 1998] Dehoust, G.: Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied. Darmstadt 1998.

- [DGFH 1999] Giegrich, Jürgen; Fehrenbach, Horst: Methode zur Integration der Naturrauminanspruchnahme in Ökobilanzen. - In: Verifizierung verschiedener Methoden zur Wirkungsabschätzung des Wirkkriteriums Naturrauminanspruchnahme / Landnutzung / Landverbrauch. Im Auftrag der DGFH -Deutsche Gesellschaft für Holzforschung (Hrsg.). München 1999.
- [DGMK 1992] Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle (DGMK): Ansatzpunkte der Potentiale zur Minderung des Treibhauseffektes aus der Sicht der fossilen Energieträger. DGMK-Forschungsbericht 448-2. DGMK: Hamburg 1992.
- [DIN 1997] Deutsches Institut für Normung DIN e.V.: DIN EN ISO 14040 - Umweltmanagement - Produkt-Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Beuth Verlag: Berlin 1997.
- [DIN 1998] Deutsches Institut für Normung DIN e.V.: DIN EN ISO 14041 - Umweltmanagement – Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Beuth Verlag: Berlin 1998.
- [DIN 1999] Deutsches Institut für Normung DIN e.V.: DIN EN ISO 14042 - Umweltmanagement - Ökobilanz - Wirkungsabschätzung. Entwurf Februar 1999. Beuth Verlag: Berlin 1999.
- [DIN 1999a] Deutsches Institut für Normung DIN e.V.: DIN EN ISO 14043 - Umweltmanagement - Ökobilanz - Auswertung. Entwurf Januar 1999. Beuth Verlag: Berlin 1999.
- [DIW & IFEU & IVU 1994] Höpfner, U., Knisch, H. (IFEU): Arbeitspaket Wirkungsanalyse und prognose. - In: Verminderung der Luft- und Lärmbelastung des Güterfernverkehrs 2000/2010. DIW, IFEU und IVU im Auftrag des UBA. UFOPLAN-Nr. 104 05 962. Umweltbundesamt: Berlin 1994.
- [DKR 1997] Deutsche Gesellschaft für Kunststoff-Recycling mbH: Wege des werkstofflichen Recyclings von gebrauchten Kunststoffverpackungen aus den Sammlungen des Dualen Systems. Infobroschüre. DKR: Köln 1997.
- [DKR 1998] Deutsche Gesellschaft für Kunststoffrecycling mbH: Geschäftsbericht 1997. Verantwortlich Dr. Heike Hülzer. DKR: Köln 1998.
- [DKR 1999] Deutsche Gesellschaft für Kunststoffrecycling mbH: Telefonische Mitteilung von Herrn Schunicht am 23.06.1999.
- [DKR 1999B] Deutsche Gesellschaft für Kunststoffrecycling mbH: Wege des Kunststoffrecyclings im Überblick. Internetseite des DKR am 31.08.1999. <http://www.dkr.de/43.html>.
- [DSD 1998] Duales System Deutschland AG (Hrsg.): Geschäftsbericht 1997. DSD: Köln 1998.
- [DSD 1999] Duales System Deutschland AG: Zwischenergebnis der Studie Optimierung von Getrennt-erfassungssystemen des Dualen Systems unter Berücksichtigung von Sammelleistungen, Wirtschaftlichkeit und Hygiene. Internetseite der DSD AG am 23.08.1999. <http://www.gruener-punkt.de/d/content/daten/hg982708.htm>.
- [ECOINVENT 1996] Baumann, T.; Frischknecht, R.; Gränicer, H.-P.; Hofstetter, P.; Knoepfel, I.; Ménard, M.; Sprecher, F.: Ecoinvent – Ökoinventare für Energiesysteme: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Im Auftrag des Bundesamtes für Energiewirtschaft und des Nationalen Energie-Forschungs-Fonds. 3.Aufl.. Bern 1996.
- [ECOTOC 1994] European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ed.): Ammonia emissions to air in Western Europe. Technical Report No. 62. Brüssel 1994.
- [EHLERS et al. 1997] Ehlers, B.; Grosskopf, W.; Kappellmann, K. H.; Meuser, F.: Marktchancen der Markerbsenstärke. Münster: Landwirtschaftsverlag 1997.
- [EMSLAND-STÄRKE 1999] Emsland-Stärke GmbH: Telefonische Mitteilung im Januar 1999.
- [EMSLAND-STÄRKE 2000] Emsland-Stärke GmbH: Internet-Seiten des Unternehmens – z. B. Umweltbericht <http://www.emsland-stärke.de/d/umwelt.htm>. 19.01.2000.
- [EMTEC MAGNETICS 1999] Emtec Magnetics GmbH: Audio-, Video- und Daten-Speichermedien – Qualitätsprodukte im Einklang mit der Umwelt. Firmeninformation. Abt. Ökologie. Ludwigshafen 1999.

- [ENZLER 1995] Enzler, Stefan: Die Produktökobilanz - Eine Möglichkeit für eine vergleichende ökologische Bewertung von Produkten aus fossilen und nachwachsenden Rohstoffen. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Augsburg 1995.
- [ESSERS et al. 1992] Essers, U.; Hagenmaier, H.; Hutzinger, O.: Untersuchungen zur Emission halogener Dibenzodioxine und Dibenzofurane aus Verbrennungsmotoren beim Betrieb mit handelsüblichen Betriebsstoffen. Forschungsbericht 4/92. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit: München 1992
- [EUROHEAT & POWER 1999] Euroheat & Power: Fernwärme International. Yearbook 1997. Country Report Combined Heat and Power (CHP) / District Heat and Cooling (DHC) in Germany. Internetseite am 31.08.1999. [http://www.vwew.de/fwi/YEARBOOK/JB97\\_D.HTM](http://www.vwew.de/fwi/YEARBOOK/JB97_D.HTM).
- [EWG 1993] Europäische Kommission: Verordnung (EWG) Nr. 1722/93 vom 30. Juni 1993 mit Durchführungsbestimmungen zu den Verordnungen (EWG) Nr. 1766/92 und (EWG) Nr. 1418/76 des Rates hinsichtlich der Produktionserstattungen für Getreide und Reis. Amtsblatt Nr. L 159 vom 01.07.1993, S. 0112 – 0123, 1993.
- [FACHVERBAND STÄRKE 1996] Fachverband der Stärke-Industrie e.V.: Stärke – Fortschritt durch Tradition 1946 – 1996. –Festschrift zum 50-jährigen Bestehen. Bonn 1996.
- [FACHVERBAND STÄRKE 1997] Fachverband der Stärke-Industrie e.V.: Zahlen und Fakten zur Stärke-Industrie - Ausgabe 1997. Infobroschüre. Bonn 1997.
- [FAL 1992] Dambroth, M. et al.: Weiterentwicklung und Optimierung einer umweltfreundlichen und energiesparenden Ethanolproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen. Abschlußbericht. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft: Braunschweig 1992.
- [FEHRENBACH UND GIEGRICH 2000] Fehrenbach, Horst; Giegrich, Jürgen: An Approach for the Integration of Land-use into Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Submitted to the Journal of Cleaner Production.
- [FENNER 1980] Fenner, Jochen: Energetische Untersuchung zur Wettbewerbssituation zwischen Saccharose und Isoglukose. Dissertation an der TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues. Weihenstephan 1980.
- [FFE 1995] Bauer, H., Hoffmann, C., Ilmberger, F. (FfE) und Brunner, T., Ebersperger, R., Fleißner, T., Kawollek, R. (IfE): Kumulierter Energieaufwand und energieoptimierte Nutzungsdauer von Personenkraftwagen. Forschungsstelle für Energiewirtschaft (FfE), München, Institut für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik (IfE), TU München, Hrsg.: Bayerisches Zentrum für Angewandte Energieforschung e. V. im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Wirtschaft und Verkehr, München 1995
- [FLEISCHER ET AL. 1995] Fleischer, Günter; Ebert, Fritz; Holley, Wolfgang: Ökobilanzen zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen. Studie der Arbeitsgemeinschaft Kunststoffverwertung im Auftrag der APME / DSD / VCI / VKE unter der Koordination der TÜV Rheinland - Sicherheit und Umweltschutz GmbH, Köln. Frankfurt am Main: VCI 1995.
- [FRIEGE U. SCHMIDT 1999] Friege, Hennig; Schmidt, Christian: Grundlegende Reform des Recyclings von Leichtverpackungen. 1. Eckpunkte für eine Novellierung der Verpackungsverordnung. – In: Müll und Abfall, Sonderausgabe 7/99. Hrsg.: BDE. ESV: Berlin Bielefeld München, 1999.
- [GALLENKEMPER U. DOEDENS 1994] Gallenkemper und Doedens: Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls: abfallwirtschaftliche Grundlagen und ausgewählte Verfahren der getrennten Sammlung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 65. Erich Schmidt Verlag: Berlin 1994.
- [GEMIS 1997] Fritsche, U. R.; Leuchtner, J.; Matthes, F. C.; Rausch, L., Simon; K. H.: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 3.0. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten. Hessisches Umweltministerium: Wiesbaden 1997.
- [GfK 1999] GfK Panel Service: Personal Computer und Videospielkonsolen - Eine Marktübersicht. Auftraggeber: Verband der Unterhaltungssoftware Deutschland e.V. 1999.
- [GLEIXNER 1999] Gleixner: Einsparpotentiale durch anaerobe Abwasserbehandlung. – In: Ostbayerisches Technologie-Transfer-Institut e.V. (OTTI) Regensburg: Anwenderforum Energetische Nutzung von Pflanzenöl und Biogas. Tagungsbeiträge zur Veranstaltung am 24.11.1999. OTTI: Regensburg 1999.



- [GOETHEL 1993] Goethel, G. F.; Altmann, B.-R.: Emissionsminderung in deutschen Raffinerien. Erdöl, Erdgas, Kohle 109/5 (1993) 224-227
- [GRÄF ET AL. 1994] Gräf, D., Barnefsky, K., König, W., Maurer, K., Reiser, W.: Projekt Naturdiesel. Zwischenergebnisse eines laufenden Projekts zu den Abgasemissionen von Ackerschleppern, Uffenheim 1994
- [GRAM ET AL. 1989] Gram, Lone E. / Munk, Lars / Andersen, Michael P.: A short milling process for wheat, S. 445-456. - In: Pomeranz, Y. (ed.): Wheat is unique - Structure, Composition, Processing, End-use Properties and Products. Department of Food Science and Human Nutrition Washington State University. American Association of Cereal Chemists: St. Paul, Minnesota, USA 1989.
- [GRONAUER 1997] Gronauer, A., Claassen, N., Ebertseder, T., Fischer, P., Gutser, R., Helm, M., Popp, L., Schön, H.: Bioabfallkompostierung, Verfahren und Verwertung. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.). Schriftenreihe Heft 139. Oktober 1997
- [GUDENAU 1997] Gudenau, H.W.; Schwanekamp, G.: Rohstoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen in Hochöfen und Kupolöfen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft und Abfallverwertung in thermischen Prozessen - Tagungsband zum 9. Aachener Kolloquium am 5. Dezember 1996. Materialien Nr. 42. S. 71-82.
- [GVM 1992] Verpacken ohne Kunststoff - ökologische und ökonomische Konsequenzen aus einem kunststofffreien Packmittelmarkt. Fortführung der Untersuchung von 1985 mit den Ergebnissen für das Jahr 1991. Im Auftrag des Verbandes Kunststoffherstellende Industrie e.V.. GVM: Wiesbaden 1992.
- [HAPPLE 2000] Telefonische Mitteilung der Firma Happle und per Fax übermittelter Auszug aus Preisliste am 13.1.2000.
- [HÄRDTLE ET AL. 1991] Härdtle, Georg; Mark, Klaus; Bilitewski, Bernd; Kijewski, Kristian: Recycling von Kunststoffabfällen. - In: Müll und Abfall / Beiheft 27, 2. Auflage. Erich Schmidt Verlag: Berlin 1991.
- [HART 1989] Hart, Harold: Organische Chemie: Ein kurzes Lehrbuch. Weinheim: VCH 1989.
- [HARTMANN 1996] Hartmann, H.: Bereitstellung von Biomasse. - In: KTBL Arbeitspapier 235 *Energieversorgung in der Landwirtschaft*. Landwirtschaftsverlag: Münster-Hiltrup 1996.
- [HARTMANN u. STREHLER 1995] Hartmann, H.; Strehler, A.: Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Schriftenreihe *Nachwachsende Rohstoffe* 3, Landwirtschaftsverlag, Münster, 1995
- [HÄUSLER U. MALCHER 1970] Häusler, Jiri; Malcher, Josef: Reinigung und Verwertung von Abwässern der Kartoffelstärkeindustrie mit Hilfe biologischer Kläranlagen. - In: Die Stärke, 22. Jg., Nr. 3/1970; S. 84-97.
- [HEILMANN 2001] Heilmann, Andreas (Fraunhofer Institut Werkstoffmechanik, Halle): Mehrere persönliche Mitteilungen in den Jahren 2000 und 2001.
- [HEUSCH-BOESEFELDT 1996] Palm, I., Regniet, G., Schmidt, G. (Heusch-Boesefeldt): Ermittlung der Pkw- und Nfz-Jahresfahrleistungen 1993 auf allen Straßen in der Bundesrepublik Deutschland. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Aachen 1996
- [HEYDE U. KREMER 1999] Heyde, Michael; Kremer, Markus: Recycling and Recovery of Plastics from Packagings in Domestic Waste - LCA-type Analysis of Different Strategies. IVV Fraunhofer Institut Verfahrenstechnik und Verpackung. Under the auspices of Fritz Ebert, Günter Fleischer, Wolfgang Holley. - In: Klöpffer, Walter; Hutzinger, Otto (Hrsg.): LCA Documents Vol. 5. Eco-Informa Press: Bayreuth und ecomed: Landsberg 1999.
- [HEYDT 1956] Heydt, Günther: Die Problematik der Kartoffelfruchtwasserverwertung. - In: Die Stärke, Nr. 7/1956, S. 168-175.
- [HEYER u. STEGMANN 1997] Heyer; Stegmann, R.: Untersuchungen zum langfristigen Stabilisierungsverlauf von Siedlungsabfalldeponien. - In: UMWELTBUNDESAMT (1997).
- [HOPPFISTEREI 1995] Lörcher, Michael; Salzberger, Christiane: Produkt-Ökobilanz des Pfister-Öko-Brottes für die Ludwig Stocker Hopffisterei GmbH. AkkU Umweltberatungs GmbH: München 1995.

- [HOPPENHEIDT 1993] Hoppenheidt, Klaus: Entwicklungsbedarf von Verfahren zur Verwertung von bioabbaubaren Verpackungsmaterialien auf Stärkebasis. Unveröffentlichter Bericht. BfA: Augsburg 1993.
- [HTP 1994] Christiani, J.: Sammlung und Sortierung von Leichtverpackungen. Aachen 1994.
- [IEA 1992] International Energy Agency: Energy and Environment: Transport System Responses in the OECD – Greenhouse Gas Emissions and Road Transport Technology. Draft. Paris 1992
- [IFEU & IVT & KUP 1994] Höpfner, U., Knörr, W., Lambrecht, U., Patyk, A., Reichmuth, M. (IFEU); Hamacher, R., Hautzinger, H., Heidemann, D. (IVT); Kessel, P., Selz, T. (Kessel und Partner): Motorisierter Verkehr in Niedersachsen 1990 und 2010. Im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums, Hannover 1994
- [IFEU 1994] Ökobilanzen für Verpackungen. Teilbericht: Energie – Transport - Entsorgung; Forschungsvorhaben 103 03 220/04 des UBA; Heidelberg, 1994
- [IFEU 1995] Höpfner, U., Patyk, A. (IFEU): Komponenten-Differenzierung der Kohlenwasserstoffemissionen von KFZ. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, F+E Nr. 105 06 069, Heidelberg 1995
- [IFEU 1997] Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft - Ergebnisbericht Fallbeispiel: Altreifenverwertung; Forschungsvorhaben 103 10 606 des UBA; Heidelberg, 1997
- [IFEU 1998A] Knörr, W., Höpfner, U., Lambrecht, U., Nagel, H.-J., Patyk, A. (IFEU): Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 bis 2020 – Beschreibung der Software TREMOD: Bedienungsanleitung, Rechenabläufe und Datendokumentation. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- [IFEU 1998B] Detzel, A., Fehrenbach, H., Franke, B., Giegrich, J., Lell, M., Patyk, A., Vogt, R. (IFEU): Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für persistente organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. Ifeu Heidelberg im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin. UBA-Texte 74/98. Umweltbundesamt: Berlin 1998.
- [IFEU 2001] ifeu-Institut Heidelberg: Abfallwirtschaftliche und ökobilanzielle Grundlagen für die Aufstellung eines Abfallwirtschaftsplanes für Kläranlagenabfälle in Nordrhein-Westfalen. – In: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW: Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Berichte zur Umwelt – Bereich Abfall. Band 5. Langfassung der Ökobilanz auf der beiliegenden CD-ROM. Umweltministerium NRW: Düsseldorf 2001.
- [IFO 1995] Hild, R., Ratzenberger, R., Langmantel, E. (ifo): Vorausschätzung der Verkehrsentwicklung in Deutschland bis zum Jahr 2010. Im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, München 1995.
- [IIASA 1991] Lübkert, B. et al.: Life-Cycle Analysis-Idea – An International Data Base for Ecoprofile Analysis: A Tool for Decision Makers. Laxenburg 1991.
- [IK 1999] Industrieverband Kunststoffverpackungen e.V. Packmittelmarkt, Kunststoffpackmittel und -folien 1998. <http://www.kunststoffverpackungen.de/daten5.htm>. Stand 26.07.1999.
- [IKARUS 1992] Hedden, K., Jess, A.: Instrumente für Klimagas-Reduktions-Strategien (IKARUS) – Daten: Umwandlungssektor, Unterbereich: Raffinerien und Ölveredlung, (Teilprojekt 4). Im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie, Entwurf des Endberichts, Bonn 1992
- [ILV 1990] Zapf, Karin; Kobald, Margarete; Holley, Wolfgang (Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung ILV): Emissionssituation in der Nahrungsmittelindustrie. Studie erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie. Freising 1990.
- [INARO 2000] Informationssystem nachwachsende Rohstoffe: <http://www.inaro.de/deutsch/ROHSTOFF/industrie/STAERKE/stindust.htm>, 19.1.2000.
- [INFO KUNSTSTOFF BERLIN 1992] InFo Kunststoff Berlin (Hrsg.): Vergleichende Lebenswegbilanz von EPS- und Wellpappe-Verpackungen - ein erweitertes Berechnungsmodell. Berlin: InFo Kunststoff Berlin 1992.
- [INFO KUNSTSTOFF BERLIN 1992] InFo Kunststoff Berlin (Hrsg.): Vergleichende Lebenswegbilanz von EPS- und Wellpappe-Verpackungen - ein erweitertes Berechnungsmodell -. Berlin 1992.
- [INTERSEROH 1999] Interseroh AG: EPS-Stoffströme. <http://www.interseroh.de>. Juli 1999.

- [INTERSEROH 2001] ISD Interseroh Entsorgungsdienstleistungs GmbH: Kompostierbare Verpackungen – Ein Modellprojekt in Kassel. Einladung zur Auftaktveranstaltung am 19. März 2001. Frühjahr 2001.
- [IPCC 1995] Intergovernmental Panel on the Climatic Change: Climate change 1994. University Press: Cambridge 1995.
- [IRIS 1996] U.S. Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System (IRIS), Washington D.C. 1996
- [ISO 1998] ISO International Organisation for Standardization: Technical Report TR 14049 - Illustrative examples on how to apply ISO 14041 - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis. Entwurf vom 5.10.1998. o. O.: Arbeitspapier ISO/TC 207/SC 5/WG 3 1998.
- [IWW et al. 1998] IWW, IFEU, KuP, PÖU, PTV: Entwicklung eines Verfahrens zur Erstellung umweltorientierter Fernverkehrskonzepte als Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. F+E-Vorhaben Nr. 10506001. Karlsruhe/Berlin 1998.
- [IZK 1997] Informationszentrum Kunststoffverpackungen GmbH (Hrsg.): Sammelstellenliste für gebrauchte Verpackungen aus Styropor. Im Auftrag des IK Industrieverbandes Kunststoffverpackungen e.V. - Fachgruppe Schaumstoffverpackungen. Bad Homburg 1997.
- [JASPER 1993] Jasper, J.: Zur Effizienz unterschiedlicher Grünbrachevarianten auf die Fruchtfolge Winterweizen. Dissertation Justus Liebig Universität Gießen 1993.
- [JESS 1994] Jess, A.; Hedden, K.: Die *Modellraffinerie Deutschland*. Ein Instrument für Prognosen des zukünftigen Energieverbrauchs der deutschen Mineralölverarbeitung. - In: Erdöl, Erdgas, Kohle 110, Heft 11/12 (1994) 454-458
- [JOCHM ET AL. 1996] Jochem, Eberhard; Bradke, Harald: Energieeffizienz, Strukturwandel und Produktionsentwicklung der deutschen Industrie. Abschlußbericht zum Teilprojekt 6 *Industrie* des Verbundvorhabens IKARUS - Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien. Band 19 der Monographien des Forschungszentrums Jülich. Forschungszentrum Jülich 1996.
- [KALTSCHMITT u. REINHARDT 1997] Kaltschmitt, Martin; Reinhardt, Guido (Hrsg.): Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verlag: Braunschweig und Wiesbaden 1997.
- [KÄMPF 1987] Kämpf, R.: Fruchtfolge aktuell. 6. Aufl.. DLG-Verlag: Frankfurt a. M. 1987.
- [KBA] Kraftfahrt-Bundesamt (Hrsg.): Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern am 1. Juli. Bonn-Bad Godesberg, verschiedene Jahrgänge
- [KERN ET AL. 1998] Kern, M.; Funda, K.; Mayer, M.: Stand der biologischen Abfallbehandlung in Deutschland. Teil I: Kompostierung. – In: Müll und Abfall, 1998, Heft 11, S. 694-699.
- [KERN ET AL. 1999] Kern, M.; Funda, K.; Mayer, M.: Stand der biologischen Abfallbehandlung in Deutschland. Teil I: Vergärung. – In: Müll und Abfall, 1999, Heft 2, S. 78-81.
- [KIRCHNER U. RECHENBERG 1986] Kirchner, G. und Rechenberg, W.: Spurenelementbilanzen von Zement-drehöfen. VCH: Weinheim 1986.
- [KLÖPFFER U. RENNER 1995] Klöpffer, Walter und Renner, Isa: Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien, UBA-Texte 23/95, Berlin, 1995
- [KNÖRR ET AL. 1997] Knörr, W. et al.: Daten- und Rechenmodell TREMOD: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1980- 2020. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Ufoplan Nr. 10506057. IFEU: Heidelberg 1997.
- [KOHLE 1997] Zahlen der Kohlenwirtschaft. - In: Statistik der Kohlenwirtschaft e. V., Glückauf Essen 1997.
- [KOLLE ET AL. 1991] Kollé, L. et al.: Emissions from inland and coastal shipping and potential for improvement. - In: Kroon, M. et al. (Hrsg.): Freight Transport and the Environment. Studies in Environmental Sciences 45. Elsevier Science Publications: Amsterdam 1991.

- [KOPF 1999] Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Polyhydroxybutyrat- und Stärkekunststoffe- Abschätzungen zum kumulierten Energieaufwand und zu CO<sub>2</sub>-Emissionen. ISI - Fraunhofer Institut Systemtechnik und Innovationsforschung Unveröffentlichtes Manuskript 1999.
- [KRAHL 1993] Krah, J.: Bestimmung der Schadstoffemissionen von landwirtschaftlichen Schleppern beim Betrieb mit Rapsölmethylester im Vergleich zu Dieselmotorkraftstoff. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15, Nr. 100. VDI-Verlag, Düsseldorf 1993
- [KRÖNER 1999] Hermann Kröner GmbH & CO. KG, Ibbenbüren. Persönliche Auskunft 1/1999.
- [KRÖNER 2000] Kröner-Stärke - Hermann Kröner GmbH & CO. KG, Ibbenbüren: Telefonische Mitteilung von Herrn Althoff.
- [KRÜMPELBECK 1990] Krümpelbeck, I.: Abschätzung des Deponieverhaltens aus Überwachungsdaten von Deponien. in UMWELTBUNDESAMT (1997).
- [KTBL 1998] Biskupek, Bettina und Döhler, Helmut: Materialband des KTBL zum Forschungsvorhaben *Ganzheitliche Bilanzierung nachwachsender Energieträger unter verschiedenen ökologischen Aspekten*, Darmstadt 1998
- [KURARAY o.J.] Polyvinyl Alcohol and PVA Co-Polymer for Textile. Informationsbroschüre TROPAG AG Hamburg. Ohne Jahr.
- [KURATORIUM DSD 1999] ARGE H. Hoberg (HTP – Ingenieurgesellschaft für Aufbereitungstechnik und Umweltverfahrenstechnik) und B. Gallenkemper (INFA - Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft): Optimierung von Getrennterfassungssystemen des Dualen Systems unter Berücksichtigung von Sammelleistungen, Wirtschaftlichkeit und Hygiene. Studie im Auftrag des Kuratoriums der Dualen System Deutschland AG. Kuratorium der DSD AG: Köln 1999.
- [LAHR ET AL. 1999] Lahr, Markus; Moisescu, Manuela; Wild, Christian: Markchancen für lose Füllmaterialien aus nachwachsenden Rohstoffen. Auszug aus der unveröffentlichten Studie *Vermarktung von Produkten aus nativer Maisstärke*. Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät Ingolstadt der Katholischen Universität Eichstätt – Lehrstuhl für Absatzwirtschaft und Marketing. Ingolstadt 1999.
- [LAING 1976] Laing, Ronald D.: Die Tatsachen des Lebens. Erstausgabe 1976. Deutscher Taschenbuch Verlag: München 1990.
- [LAUFENBERG U. KUNZ 1996] Laufenberg, Günther; Kunz, Benno: Neue Konzepte der Reststoffverwertung in der Lebensmittelindustrie – Chancen für die Kartoffelstärke. – In: Starch/Stärke Jg. 48, Heft 9/1996, S. 315-321.
- [LEIBLE 1996] Leible, Ludwig: Technology Assessment on Renewable Raw Materials: Potentials and Risks of the Use of Starches. – In: Starch/Stärke, Jg. 48, 4/1996, S. 121-130.
- [LESCHONSKI ET AL. 1981] Leschonski, K.; Gorzitzke, W.; Röthele, S.: Forschungsprogramm Wiederverwendung von Kunststoffabfällen - Teilprojekt 3: Zerkleinern und Klassieren von Kunststoffabfällen. Lehrstuhl für mechanische Verfahrenstechnik der TU Clausthal. Frankfurt am Main: VKE 1981.
- [LKW] Anonym: lastauto-omnibus-Katalog. Vereinigte Motor-Verlage: Stuttgart, verschiedene Jahrgänge.
- [LLOYDS 1990] Lloyds Register of Shipping (Hrsg.): Marine Exhaust Emission Research Programme – Steady State Operation. London 1990.
- [LLOYDS 1991] Lloyds Register of Shipping (Hrsg.): Marine Exhaust Emission Research Programme – Steady State Operation – Slow Speed Addendum. London 1991
- [LLOYDS 1995] Lloyd's Register of Shipping (Hrsg.): Marine Exhaust Emissions Research Programme. Croydon/UK 1995.
- [LÖRCHER U. SALZBERGER 1995] Lörcher, Michael / Salzberger, Christiane: Produkt-Ökobilanz des Pfister-Öko-Brottes für die Ludwig Stocker Hofpfisterei GmbH. Erstellt von der AKKU Umweltberatungs GmbH. München.
- [LOTZ 1999] Lotz, Martin : Eindampfanlage für Kartoffelfruchtwasser und enzymatisch vorbehandeltes Prozesswasser mit Brüdenkondensatreinigung. Abschlußbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes (Nr.

- 30441–4/15). Erstellt durch die Abteilung Wissenschaft/Umwelt/Qualität der Emsland-Stärke GmbH. Emsland-Stärke: Emlichheim 1999.
- [MASSERON 1982] Masseron, J.: L'économie des hydrocarbures. Publications Institut Français du Pétrole, Paris 1998
- [MABFELLER ET AL. 1993] Maßfeller, Sabine; Jaeckel, Gerhard: Forschung und Entwicklung zu nachwachsenden Rohstoffen aus wichtigen Leitpflanzen in ausgewählten europäischen Ländern - ein erster Überblick. Materialband D zur Studie *Nachwachsende Rohstoffe / Naturstoffchemie*. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. Karlsruhe 1993.
- [MAUCH 1993] Mauch, Wolfgang: Kumulierter Energieaufwand für Güter und Dienstleistungen - Basis für Ökobilanzen. E & M Verlagsgesellschaft: München 1993.
- [MAYER U. HILLEBRANDT 1997] Mayer, F.; Hillebrandt, Jan-Otto: Potato pulp: microbiological characterization, physical modification and application of this agricultural waste product. – In: Applied Microbiological Biotechnology Jg. 48, 1997, S. 435-440.
- [MEUSER ET AL. 1982] Meuser, Friedrich; Köhler, Friedrich; Knobloch, Georg; Grahn, Hartmut: Gewinnung von Kartoffelinhaltstoffen aus Kartoffelfruchtwasser mit Hilfe der Membranfiltration. Berlin: TU Berlin 1982.
- [MEUSER ET AL. 1989] Meuser, F.; Althoff, F.; Huster, H.: Developments in the extraction of starch and gluten from wheat flour and wheat kernels, S. 479-501. - In: Pomeranz, Y (ed.): Wheat is unique - Structure, Composition, Processing, End-use Properties and Products. Department of Food Science and Human Nutrition Washington State University. Published by the American Association of Cereal Chemists. St. Paul, Minnesota, USA 1989.
- [MEUSER U. ALTHOFF 1990] Meuser, F.; Althoff, F.: Vergleichende Betrachtung über die Gewinnung von Stärke aus Mais, Weizen und Kartoffeln unter Berücksichtigung der Nebenprodukte und der im Stärkegewinnungsprozess anfallenden Abwässer. - In: Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft (Hrsg.): Stärke im Nichtnahrungsbereich - Tagungsband zum Expertenkolloquium am 25./26. September in Königswinter und Dokumentation der Forschungsvorhaben. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag 1990. S. 41-55.
- [MEUSER U. GERMAN 1981] Meuser, F.; German, H.: Energiebedarf und Energiefluss einer Kartoffelstärkefabrik. - In: Starch/Stärke 33. Jg., Nr. 10/1981, S. 332-337.
- [MEUSER U. GERMAN 1981a] Meuser, F.; German, H.: Energiebedarf zur Herstellung von Mehl und Brot. - In: Die Mühle + Mischfuttertechnik 118. Jahrgang / 12/1981 / Heft 49, S. 703-706.
- [MEUSER U. GERMAN 1986] Meuser, F.; German, H.: Energieverbrauch und Energiefluss einer Maisstärkefabrik. - In: Starch/Stärke 38. Jg., Nr. 3/1986, S. 109-114.
- [MEUSER U. KÖHLER 1981] Meuser, F.; Köhler, F.: Einsatz der Membranfiltrationstechnik zur Prozesswasseraufbereitung in der Kartoffel- und Weizenstärkeindustrie. - In: Chem. Microbiol. Technol. Lebensm. 7, S51-61, Berlin 1981.
- [MIETH ET AL. O. J.] Mieth, Andreas/ Günther, Reinhard/ Hingst, Rainer/ Meyer, Ute: Ökologische Bewertung und Bilanzierung von petrochemischen Kunststoffen und Kunststoffen aus Nachwachsenden Rohstoffen im Hinblick auf ihre wirtschaftliche Verwendung. Unveröffentlichtes Manuskript. o. O. o. J..
- [MÜHLEN- UND MISCHFUTTERJAHRBUCH 1999] Mühlen- und Mischfutterjahrbuch: Das technische Jahrbuch für die gesamte Getreideverarbeitung und Kraftfutterherstellung. 110. Jahrgang. Hrsg.: K.K. Kunis, 1999, S. 170-185.
- [MVWDDR 1989] Ministerium für Verkehrswesen der DDR: Energiewirtschaftliche Jahresanalyse des Verkehrswesens 1988. Berlin 1989
- [MWV 1997] Mineralölwirtschaftsverband: Die Mineralöl-Zahlen 1997. Hamburg 1997.
- [NEUHOFF 2000] Neuhoff, Daniel: Speisekartoffelerzeugung im Organischen Landbau – Einfluss von Sorte und Rottemistdüngung auf Ertragsbildung und Knolleninhaltsstoffe. Dissertation. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität. Verlag Dr. Köster: Berlin 2000.

- [NORDGETREIDE 1999A] Nordgetreide GmbH & Co KG: Homepage der Firma Nordgetreide GmbH & Co KG. <http://home.t-online.de/home/nordgetreide/griess.htm>. 14.09.1999.
- [NORDGETREIDE 1999B] Nordgetreide GmbH & Co KG: Telefonische Mitteilung der Nordgetreide GmbH & Co KG (Lübeck), Abteilung Maismühle, im September 1999.
- [OBERDÖRFER 1998] Oberdörfer, Michael. Der Mengenstromnachweise für den *Grünen Punkt* (DSD. Landesumweltamt NRW - Jahresbericht 1998. <http://www.lua.nrw.de/jab98/jb98a14.htm>
- [ÖKO-INSTITUT U. DPU 1999] Dehoust, Günther; Weinern, Peter; Fritsche, Uwe; Wollny, Volrad (Öko-Institut und Deutsche Projekt Union): Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen – Kurzfassung. Im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU), Bonn. Darmstadt/Essen 1999.
- [OLSSON U. PIEKENBROCK 1996] Olsson, Michael; Piekenbrock, Dirk: Kompakt-Lexikon Umwelt- und Wirtschaftspolitik. Lizenzausgabe für die Bundeszentrale für politische Bildung. Betriebswirtschaftlicher Verlag Dr. Th. Gabler: Wiesbaden 1996.
- [PATYK u. REINHARDT 1997] Patyk, Andreas; Reinhardt, Guido: Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlag: Braunschweig und Wiesbaden 1997
- [PFEIFFER & LANGEN 1999] Pfeiffer & Langen, Köln. Persönliche Auskunft 1/1999
- [PMWI 1994] PMWI – European Centre für Plastics in the Environment: Eco-profiles of the European Plastics Industry. Report 5: Co-Product Allocation in Chlorine Plants. PMWI: Brüssel 1994.
- [POMERANZ 1989] Pomeranz, Y.: Wheat is unique - Structure, Composition, Processing, End-use Properties and Products. Department of Food Science and Human Nutrition Washington State University. Published by the American Association of Cereal Chemists. St. Paul, Minnesota, USA 1989.
- [PROGNOS & IFEU 1993] Becker, U. et al. (Prognos), Höpfner, U. et al. (IFEU): Entwicklung der Emissionen von Luftschadstoffen und CO<sub>2</sub> durch den Verkehr in Ost- und Westdeutschland bis 2010. Im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, FE-Nr. 90344/91, Basel 1993
- [RADTKE 1999] Radtke, J.: Produktökobilanz von Bioenergieträgern am Beispiel ausgewählter Energie- und Emissionsbilanzen annueller und perennierender Energiepflanzen. Dissertation. Martin-Luther-Universität: Halle/Saale 1999.
- [RAPP UND MÜLLER 1998] Rapp, Harald; Müller, Ullrich: District heat in Germany. Jahrbuch Euroheat & Power - Fernwärme International 1998, S. 22-27. Frankfurt am Main 1998
- [RATH 1999] Deutsches Maiskomitee, Bonn: Telefonische Mitteilung 25.1.1999.
- [REINHARDT 1998] Reinhardt, Guido: Ökobilanzen in der Landwirtschaft: Methodische Besonderheiten. - In Schmidt, Mario und Höpfner, Ulrich (Hrsg.): 20 Jahre ifeu-Institut: Engagement für die Umwelt zwischen Wissenschaft und Politik. Vieweg Verlag: Braunschweig/Wiesbaden 1998.
- [RETTENBERGER u. STEGMANN 1997] Rettenberger und Schneider: Neue Aspekte der Deponiegasreinigung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft. Band 11. Economica-Verlag: Bonn 1997.
- [RÜFFER ET AL. 1997] Rüffer, Hans; Kremser, Ulrich; Seekamp, Meinhard: Experiences with a Reverse Osmosis Pilot Plant for the Concentration of Potato Fruit Water in the Potato Starch Industry. – In: Starch/Stärke, Jg. 49, 9/1997, S. 354-359.
- [SARNAFILL 1996] Sarnafill AG: EPS – noch besseres Ökopprofil dank Pentanverwertung. <http://www.trendverlag.ch/ol/kommunal/k198/850781.htm>. Stand 22.01.1999.
- [SCHARMER ET AL. 1996] Scharmer, K. et al.: Energy balance, ecological impact and economics of biodiesel production in Europe. Altener Programme Contract no. 4.1030/E/94-002-1. Gesellschaft für Entwicklungstechnologie mbH (GET): Jülich 1996.
- [SCHMIDT ET AL. 1998] Schmidt, M. et al.: Evaluierung gängiger Datenmodelle zur Ermittlung verkehrlicher Umweltbelastungen. - In: Umweltinformatik 98. Marburg 1998.
- [SCHULZ 2000] Schulz, Gerhard Dirk: Ertrag und Qualität im Organischen Landbau: Abhängigkeit von Düngerart und Düngermenge. Dissertation. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität. Verlag Dr. Köster: Berlin 2000.

- [SCHWARZWÄLDER 1999] Schwarzwälder-Linz, Bea: Aussage bei der 6. Fachtagung Biologisch abbaubare Kunststoffe des SKZ-Süddeutsches Kunststoffzentrums am 24.2.1999 in Würzburg. 1999.
- [SCHWARZWÄLDER U. ESTERMANN 1999] Schwarzwälder-Linz, Bea; Estermann, René: BAW-Säcke für die Sammlung von Bioabfällen – Praxistests, Ökobilanzierung, einheitliche Schweizer Kennzeichnung. – In: SKZ – Süddeutsches Kunststoffzentrum: 6. Fachtagung Biologisch abbaubare Kunststoffe. Tagungsunterlagen zur Tagung am 24. und 25.2.1999. Beitrag H. SKZ: Würzburg 1999.
- [SEYFRIED ET AL. 1985] Seyfried, C.F.; Mudrack, K.; Kunst, S.; Kröner, H.; Witt, W.: Untersuchungen zur anaeroben Reinigung von Abwassers der Stärkeindustrie. Hrsg.: Bundesministerium für Forschung und Technologie, Forschungsbericht T 85-026. April 1985.
- [SEYFRIED U. ROSENWINKEL 1981] Seyfried, C.F.; Rosenwinkel, K.-H.: Abwasser der Stärkeindustrie, Grundlage zur Erarbeitung der Mindestanforderungen nach § 7a (1) WHG. Forschungsbericht 102 06 102/05 zum Umweltforschungsplan des Bundesministeriums des Innern (Wasser). Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-FB 82-008. Umweltbundesamt: Berlin 1981.
- [SEYFRIED U. SAAKE 1985] Seyfried, C.F.; Saake, M.: Stärkefabriken, Stärkezucker- und Stärkesirupherstellung. – In: Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. Bd. V. 3. überarbeitete Auflage. 1985. S. 182-213.
- [SINGH ET AL. 1994] Singh, S. Paul; Chonhenchob, V.; Burgess, Gary: Comparison of Various Loose Fill Cushioning Materials Based on Protective and Environmental Performance. – In: Packaging Technology and Science Vol. 7/1994, S. 229 – 241
- [SPRUNG ET AL. 1984] Sprung, S.; Kirchner, W.; Rechenberg, W.: Reaktionen schwer verdampfbarer Spurenelemente beim Brennen von Zementklinker. – In: Zement-Kalk-Gips 37, 1984.
- [STATISTISCHES BUNDESAMT 1995] Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Fachserie 4 - Produzierendes Gewerbe, Reihe 3.1 Produktion im Produzierenden Gewerbe. Verlag Metzler-Poeschel: Stuttgart u. Wiesbaden 1995.
- [STATISTISCHES BUNDESAMT 1995a] Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch. Metzler Poeschel Verlag: Stuttgart und Wiesbaden 1995.
- [STATISTISCHES BUNDESAMT 1995b] Statistisches Bundesamtes - Arbeitskreis Wasserwirtschaft: Statistik der öffentlichen Abwasserbeseitigung für das Jahr 1991. Statistisches Bundesamt 1995.
- [STATISTISCHES BUNDESAMT 1997] Statistisches Bundesamt: Produzierendes Gewerbe - Fachserie 4, Reihe 8.2, Düngemittelversorgung, Wirtschaftsjahr 1996/1997. Verlag Metzler-Poeschel: Stuttgart u. Wiesbaden 1997.
- [STATISTISCHES BUNDESAMT 2000] Statistisches Bundesamt: Statistisches Jahrbuch 1999. Verlag Metzler-Poeschel: Stuttgart u. Wiesbaden 2000.
- [STERN 1997] Stern, R.: Bewertung des Beitrags von Produkten zur Photooxidantienbildung im Rahmen von Ökobilanzen auf der Basis photochemischer Modellrechnungen. Methodenpapier zur Ökobilanz Graphische Papiere im Auftrag des Umweltbundesamtes UFOPLAN FKZ 10350120.
- [STROGIES 1997] Persönliche Mitteilung vom 14.03.1997
- [SÜDSTÄRKE 1999] Telephonische Mitteilung der Südstärke GmbH (Dr. von Tucher) im Jahr 1999 sowie weitere Gespräche mit Mitarbeitern der Südstärke GmbH.
- [SÜDSTÄRKE 2000] Telephonische Mitteilungen der Südstärke GmbH (Dr. von Tucher) sowie mehrere Gespräche im Jahr 2000.
- [TÄUFEL ET AL. 1993] Täufel, Alfred; Ternes, Waldemar; Tunger, Liselotte; Zobel, Martin (Hrsg.): Lebensmittel-Lexikon. Bd. 1 + 2. Behr's Verlag: Hamburg 1993.
- [TEGGE 1984] Tegge, Günther: Stärke und Stärkederivate. Behr's Verlag: Hamburg 1984.
- [TÖPFER 1993] Töpfer Planung + Beratung GmbH: Endbericht Haus- und Geschäftsmüllanalyse 09/93 Raum Würzburg. Frankfurt 1993.

- [TROPAG 1994] TROPAG Oscar H. Ritter Nachf. GmbH: EG-Sicherheitsdatenblatt zu teilverseiftem Polyvinylalkohol der Firma KURARAY Co. Ltd., Japan (Handelsname POVAL, verschiedene Typen). Hamburg. Stand 10.05.1994.
- [TUCHER 1990] Freiherr Tucher von Simmelsdorf, Thomas: Einsatz von Abwasser aus der Kartoffelstärkeproduktion in landwirtschaftlichen Fruchtfolgen. Dissertation. TU München: München 1990.
- [TÜVRL 1995] Hassel, D.; Jost, P.; Weber, F.-J.; Dursbeck, F.; Plettau, D.: Abgas-Emissionsverhalten von Nutzfahrzeugen in der BRD für das Bezugsjahr 1990. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Umweltbundesamt: Berlin 1995.
- [UBA 1993] Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 92/93 für das Jahr 1991. UBA: Berlin 1993.
- [UBA 1995] Schmitz, Stefan; Oels, Hans-Jürgen; Tiedemann, Albrecht: Ökobilanz für Getränkeverpackungen. UBA-Texte 52/95. Umweltbundesamt: Berlin 1995.
- [UBA 1995a] Umweltbundesamt (Hrsg.): Jahresbericht 1994. Umweltbundesamt: Berlin 1995
- [UBA 1996] Paulini, I.: Arbeiten des Umweltbundesamtes zur Methodik der Wirkungsabschätzung. FGU-Seminar *Produktbezogene Ökobilanzen IV* im Rahmen der UTECH Berlin. 29.Februar/1.März 1996. Seminarband. FGU: Berlin 1996.
- [UBA 1996a] Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 1996 für das Jahr 1995. UBA: Berlin 1996.
- [UBA 1997] Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 1997. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Bezugsjahr 1995. Erich Schmidt Verlag: Berlin 1997.
- [UBA 1998] Umweltbundesamt: Persönliche Mitteilungen Fr. Nowack, Fachgebiet III 4.4. Berlin 1998.
- [UBA 1998a] Umweltbundesamt; Statistisches Bundesamt: Umweltdaten Deutschland 1998. Umweltbundesamt und Statistisches Bundesamt: Berlin und Wiesbaden 1998.
- [UBA 2000] Umweltbundesamt: Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99. Entwurf. Umweltbundesamt: Berlin 2000.
- [UBA 2000a] Umweltbundesamt: Ökobilanzen für graphische Papiere – Vergleich von Verwertungs- und Beseitigungsverfahren für graphische Altpapiere sowie Produktvergleiche für Zeitungsdruck-, Zeitschriften- und Kopierpapiere unter Umweltgesichtspunkten. UBA-Texte 22/00. Umweltbundesamt: Berlin 2000.
- [UBA 2000b] Umweltbundesamt: Ökobilanz für Getränkeverpackungen II – Hauptteil. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben 296 92 504. UBA-Texte 37/00. Umweltbundesamt: Berlin 2000.
- [UBA 2001] Umweltbundesamt: Auswirkungen von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften in Oberflächengewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland – Ökolandbau schneidet positiv ab. – In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Umwelt. Nr. 12 /2001, S. 852 – 854.
- [ULLMANN 1987] Gerhartz, Wolfgang; Yamamoto, Y. Stephen; Kaudy, Lydia; Arpe, Hans-Jürgen et al. (Ed.): Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 5<sup>th</sup> Edition. Vol. A10. VCH: Weinheim 1987.
- [ULLMANN 1992] Elvers, Barbara; Hawkins, Stephen; Schulz, Gail: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 5<sup>th</sup> Edition. Vol. A21 – Plastics, Properties und Testing of Polyvinyl Compounds. VCH: Weinheim 1992.
- [ULLMANN 1993] Elvers, Barbara; Hawkins, Stephen; Russey, William; Schulz, Gail: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 5<sup>th</sup> Edition. Vol. A23 – Refractory Ceramics to Silicon Carbide. VCH: Weinheim 1993.
- [ULLMANN 1996] Elvers, Barbara; Hawkins, Stephen (Ed.): Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 5<sup>th</sup> Edition. Vol. A27. VCH: Weinheim 1987.
- [UMBERTO 1998] Angaben aus der Dokumentation zur Stoffstrommodellierungssoftware UMBERTO Version 3.5. Entwickelt und Vertrieben vom Institut für Umweltinformatik, Hamburg und vom Institut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg.



- [UN 1995] United Nations Department for Economic and Social Information and Policy Analysis: Energy Statistics Yearbook. New York 1995
- [VDEW 1997] Vereinigung deutscher Elektrizitätswerke: Die öffentliche Elektrizitätsversorgung 1996. VDEW: Frankfurt am Main 1997.
- [VDI 1995] Entwurf zur VDI-Richtlinie 4600 *Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden*, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf, 1995
- [VDI 1997] Verein Deutscher Ingenieure: Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. VDI-Richtlinie 4600. Beuth Verlag: Berlin 1997.
- [VKE 1998] Verband der kunststofferzeugenden Industrie e.V.: Wirtschaftsdaten.. <http://www.vke.de>. Stand 3/1999. VKE: Frankfurt am Main 200
- [VKE 1999] Schriftliche Mitteilung vom 25.06.1999 durch Herrn Simon, Leiter Geschäftsbereich Stab Volkswirtschaft, Statistik und Marktforschung, Verwaltung des VKE Verband der Kunststofferzeugenden Industrie e.V., Frankfurt am Main.
- [VKE 1999a] Verband der kunststofferzeugenden Industrie e.V. – VKE Arbeitsausschuss Statistik und Marktforschung: Verbrauch von Kunststoffen für Verpackungen in Westeuropa 1998. <http://www.vke.de>. Stand 12/99. VKE: Frankfurt am Main 1999.
- [VKE 2000] Verband der kunststofferzeugenden Industrie e.V. – VKE Arbeitsausschuss Statistik und Marktforschung: Wirtschaftsdaten und Grafiken zu Kunststoffen. <http://www.vke.de>. Stand 1/2000. VKE: Frankfurt am Main 2000.
- [VOGT 1996] Vogt, Andreas: Energetischer Vergleich von Kunststoffverwertungsalternativen. Diplomarbeit an der U-GH Paderborn 1996.
- [WEBER 1990] Weber, B.: Minimierung von Emissionen der Deponie. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover o. Prof. Dr.-Ing. C.F. Seyfried. H. 74. Hannover.
- [WEC 1988] Environmental Effects Arising from Electricity Supply and Utilisation and the Resulting Costs to the Utility. World Energy Conference Report, London 1988
- [WEISSERMEL et al. 1990] Weissermel, Klaus; Arpe, Hans-Jürgen: Industrielle organische Chemie: bedeutende Vor- und Zwischenprodukte. 3. überarbeitete und erweiterte Auflage. VCH: Weinheim 1990
- [WIEDEMANN UND WOIDASKY 1999] Wiedemann, Michael; Woidasky, Jörg. Technische Expertise zum Vergleich von werkstofflichen Recyclingverfahren und dem SVZ-Vergasungsverfahren. Hrsg.: Fraunhofer Institut für Chemische Technologie. Pfinztal, Mai 1999.
- [WIEMER 1996] Wiemer, K., Kern, M., Mayer, M.: Leitfaden Bioabfallvergärung. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.). Schriftenreihe Luft, Boden, Abfall. Heft 45. Umweltministerium Baden-Württemberg: Stuttgart 1996.
- [WIEMER 1998] Wiemer, K.; Kern, M.: Kompost-Atlas 1998/99. Anlagenhandbuch: Kompostierung, Anaerobotechnik, Mechanisch-biologische Abfallbehandlung und Aggregate. Neues aus Forschung und Praxis. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie in Zusammenarbeit mit der Bundesvereinigung Humus- und Erdenwirtschaft e.V. Köln 1998.
- [WINKELMANN ET AL. 1998, S. 14] Winkelmann, Manuela; Schubert, Stefan; Kutscher, Torsten: Biogasanlage Wittmund – Bau und Betrieb einer Großanlage. Forschungsvorhaben im Programm „*Investitionen zur Verminderung von Umweltbelastungen*“ des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Sicherheit. Durchgeführt im Auftrag des Umweltbundesamtes. Abschlussbericht UBA 30 441-4-12. Wittmund 1998.
- [WINKLER 1997] Winkler, H.D.: Verwertung von Altreifen und anderen Abfällen bei der Zementproduktion. – In: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft und Abfallverwertung in thermischen Prozessen - Tagungsband zum 9. Aachener Kolloquium am 5. Dezember 1996. Materialien Nr. 42. S. 95-111.
- [WINNACKER ET AL. 1982] Winnacker, Karl; Steiner, Rudolf; Harnisch, Heinz (Hrsg.): Chemische Technologie. Band 6. Organische Technologie II. Carl Hanser Verlag: München und Wien 1982.

- [WINTZER et al. 1993] Wintzer, D. et al.: Technikfolgenabschätzung zum Thema Nachwachsende Rohstoffe. In: Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Schriftenreihe, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster 1993
- [WITT 1985] Witt, Willi: Verfahrenstechnischer und wirtschaftlicher Vergleich von Methoden zur Reinigung des Abwassers aus einer Weizenstärkefabrik unter besonderer Berücksichtigung der anaerob-aeroben Reinigung. Dissertation am Fachbereich für Lebensmitteltechnologie und Biotechnologie an der TU Berlin. Berlin 1985
- [WITT 1990] Witt, Willi: Anforderungsprofil an den Rohstoff Weizen. - In: Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft (Hrsg.): Stärke im Nichtnahrungsbereich - Tagungsband zum Expertenkolloquium am 25./26. September in Königswinter und Dokumentation der Forschungsvorhaben. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag 1990. S. 125-141.
- [WOELK 1990] Woelk, H.U.: Die industrielle Verwendung von Stärke. - In: Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft (Hrsg.): Stärke im Nichtnahrungsbereich - Tagungsband zum Expertenkolloquium am 25./26. September in Königswinter und Dokumentation der Forschungsvorhaben. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag 1990. S. 41-55.
- [WOELK 1992] Woelk, H.U.: Herstellung und Anwendung von Stärke. Technikfolgenabschätzung Nachwachsende Rohstoffe. Materialband Nr. 30. Kernforschungszentrum Karlsruhe – Abteilung für angewandte Systemanalyse: Karlsruhe 1992.
- [WOLTERS et al. 1997] Kunststoff-Recycling. Hanser Verlag. München, Wien 1997
- [WÖRGETTER et al. 1990] Wörgetter, M., Wurst, F., Boos, R., Prey, T., Scheidl, K.: Emissionen beim Einsatz von Rapsölmethylester an einem Prüfstandsmotor. Forschungsberichte der Bundesanstalt für Landtechnik, Wieselburg/A 1990
- [WÖRGETTER et al. 1993] Wörgetter, M., Prankl, H., Schauflen, H.: Untersuchung der Emissionen eines Traktors mit Mischungen aus Dieselmotorkraftstoff, Rapsölmethylester und n-Butanol. Forschungsberichte der Bundesanstalt für Landtechnik, Wieselburg/A 1993
- [WÜRZ 1998] Würz, Wolfgang: Konventionelle Abfallsammelfahrzeuge. – In: Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W.; Schnurer, H.: Müll-Handbuch. Loseblatt-Werk. Lieferung 6/98. Nr. 2231. 1998.
- [ZfK 1999] ZfK-Fernwärmeumfrage 1999. Zeitung für kommunale Wirtschaft 4/99, S. 21-24. Sigillum Verlag GmbH. Chefredakteur: Jürgen Pott. München 1999.
- [ZSCHEISCHLER et al. 1990] Zscheischler, J. et al.: Handbuch Mais: Umweltgerechter Anbau - Wirtschaftliche Verwertung. 4. Auflage. DLG-Verlag: Frankfurt am Main 1990.