



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



## **Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier**

**Endbericht**

**im Auftrag der BCME**

**Heidelberg, 6. April 2010**





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

## **Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier**

**Endbericht  
Heidelberg, 6. April 2010**

**im Auftrag der BCME**

**Autoren:**

**Martina Krüger  
Stefanie Theis  
Sybille Kunze  
Andreas Detzel**

IFEU- Institut für Energie- und Umweltforschung  
Heidelberg GmbH  
Wilckensstr. 3, D – 69120 Heidelberg, Germany  
Tel.: +49/(0)6221/4767-0, Fax: +49/(0)6221/4767-19  
E-mail: [andreas.detzel@ifeu.de](mailto:andreas.detzel@ifeu.de), Website: [www.ifeu.de](http://www.ifeu.de)



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>ZIEL UND RAHMEN DER STUDIE .....</b>	<b>5</b>
1.1	HINTERGRUND UND ZIELSETZUNG.....	5
1.2	ORGANISATION DER STUDIE .....	8
1.3	CRITICAL REVIEW-VERFAHREN.....	8
1.4	ANWENDUNG UND ZIELGRUPPEN DER STUDIE.....	8
1.5	FUNKTIONELLE EINHEIT.....	9
1.6	LEBENSWEG UND SYSTEMGRENZEN .....	9
1.7	DATENERHEBUNG UND DATENQUALITÄT.....	10
1.7.1	<i>Zeitlicher Bezug</i> .....	11
1.7.2	<i>Geographischer Bezug</i> .....	11
1.7.3	<i>Technologischer Bezug</i> .....	12
1.8	ALLOKATION.....	12
1.8.1	<i>Allokation auf Prozessebene</i> .....	12
1.8.2	<i>Allokation auf Systemebene</i> .....	13
1.9	VORGEHEN BEI WIRKUNGSABSCHÄTZUNG UND AUSWERTUNG.....	19
1.9.1	<i>Wirkungskategorien und -indikatoren</i> .....	19
1.9.2	<i>Optionale Elemente</i> .....	21
<b>2</b>	<b>EXKURS BIERMARKT DEUTSCHLAND.....</b>	<b>24</b>
2.1	FLASCHENVIELFALT.....	25
2.2	LEBENSDAUER UND UMLAUFAZHL .....	26
	<i>Flaschensortierung</i> .....	26
	<i>Optische Anforderungen an Flaschen</i> .....	27
	<i>Umlaufzahlen</i> .....	27
2.3	DISTRIBUTION .....	27
2.4	ZUSAMMENHANG UMLAUFAZHL UND TRANSPORTENTFERNUNG.....	28
<b>3</b>	<b>UNTERSUCHTE VERPACKUNGSSYSTEME UND SZENARIEN.....</b>	<b>30</b>
3.1	VERPACKUNGSSPEZIFIKATIONEN.....	32
3.2	ENTSORGUNG .....	34
3.3	STOFFFLUSSBILDER.....	34
3.4	UMFASSTE SZENARIEN.....	38
3.4.1	<i>Basisszenarien</i> .....	38
3.4.2	<i>Szenarien zur Durchführung von Sensitivitätsanalysen</i> .....	40
<b>4</b>	<b>AUSGEWÄHLTE DATEN ZUR SACHBILANZ.....</b>	<b>45</b>
4.1	VERPACKUNGSMATERIALIEN AUS ALUMINIUM.....	46
4.1.1	<i>Herstellung von Aluminiumbarren und -bändern</i> .....	46
4.1.2	<i>Herstellung von Getränkedosen</i> .....	47
4.1.3	<i>Verwertung von gebrauchtem Aluminium</i> .....	48
4.2	VERPACKUNGSMATERIALIEN AUS WEIßBLECH.....	48
4.2.1	<i>Herstellung von Weißblech</i> .....	48

4.2.2	<i>Herstellung von Getränkedosen</i> .....	49
4.2.3	<i>Verwertung von gebrauchtem Weißblech</i> .....	49
4.3	VERPACKUNGSMATERIALIEN AUS KUNSTSTOFF.....	50
4.3.1	<i>Datensatz Low Density Polyethylen (LDPE)</i> .....	50
4.3.2	<i>Datensatz High Density Polyethylen (HDPE)</i> .....	51
4.3.3	<i>Datensatz PET</i> .....	51
4.3.4	<i>Herstellung von Polyamid (PA, Nylon 66)</i> .....	52
4.3.5	<i>Herstellung von PET-Flaschen</i> .....	52
4.3.6	<i>Verwertung von PET-Flaschen</i> .....	52
4.4	GLAS.....	53
4.4.1	<i>Glasherstellung</i> .....	53
4.4.2	<i>Herstellung von Glasflaschen</i> .....	53
4.5	HERSTELLUNG VON WELLPAPPE UND WELLPAPPETRAYS.....	54
4.6	ABFÜLLDATEN.....	54
4.7	ANNAHMEN ZUR BIERDISTRIBUTION .....	54
4.8	HINTERGRUNDDATEN.....	55
4.8.1	<i>LKW-Transporte</i> .....	55
4.8.2	<i>Strombereitstellung</i> .....	56
<b>5</b>	<b>ERGEBNISSE DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG.....</b>	<b>58</b>
5.1	SYSTEMBESCHREIBUNGEN .....	71
5.2	SYSTEMVERGLEICH .....	74
<b>6</b>	<b>SENSITIVITÄTSANALYSEN .....</b>	<b>82</b>
6.1	VARIATION BEZÜGLICH DER ALLOKATIONSFAKTOREN .....	82
6.2	VARIATION DER UMLAUFSZAHLEN FÜR DIE GLASFLASCHEN.....	102
6.3	VARIATION DER RECYCLINGROUTE FÜR WEIßBLECH.....	126
<b>7</b>	<b>NORMIERUNG .....</b>	<b>132</b>
	<i>Ergebnisse der Normierung</i> .....	135
<b>8</b>	<b>AUSWERTUNG.....</b>	<b>136</b>
8.1	VOLLSTÄNDIGKEIT, KONSISTENZ UND DATENQUALITÄT .....	136
8.2	SIGNIFIKANZ DER UNTERSCHIEDE .....	136
8.3	VORGEHEN ZUR ORDNUNG DER UNTERSUCHTEN INDIKATOREN.....	137
8.4	EINSCHRÄNKUNGEN .....	143
8.4.1	<i>Einschränkungen hinsichtlich der Verpackungsspezifikationen</i> .....	143
8.4.2	<i>Einschränkungen durch die Auswahl der Marktsegmente</i> .....	143
8.4.3	<i>Einschränkungen bezüglich zukünftiger Entwicklungen</i> .....	143
8.4.4	<i>Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode</i> .....	143
8.4.5	<i>Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse</i> 143	
8.4.6	<i>Einschränkungen hinsichtlich der Distributionsdaten</i> .....	143
8.4.7	<i>Einschränkungen bezüglich der verwendeten Daten</i> .....	144
8.4.8	<i>Einschränkungen bezüglich des Indikators Humantoxizität (Krebsrisikopotential)</i> 144	
8.4.9	<i>Einschränkungen bezüglich der Signifikanz der Unterschiede</i> .....	144
<b>9</b>	<b>SCHLUSSBEWERTUNG UND EMPFEHLUNGEN.....</b>	<b>145</b>
9.1	ERGEBNISSE UNTER ANWENDUNG DER ALLOKATIONSMETHODE 100% .....	145
9.2	ERGEBNISSE UNTER ANWENDUNG DER ALLOKATIONSMETHODE 50% .....	153

---

9.3	SCHLUSSBEWERTUNG UND EMPFEHLUNGEN FÜR VERSCHIEDENE ZIELGRUPPEN .....	161
	<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>165</b>
	<b>ANHANG A: ERLÄUTERUNG DER WIRKUNGSKATEGORIEN.....</b>	<b>167</b>
	<b>ANHANG B: VEREINFACHTE FLIEßBILDER ZUM STOFFFLUSS DER METALLSCHROTTE .....</b>	<b>184</b>
	<b>ANHANG C: KURZPROFILE DER KRITISCHEN GUTACHTER .....</b>	<b>187</b>
	<b>ANHANG D: SCHLUSSBERICHT ZUR KRITISCHEN BEGUTACHTUNG .....</b>	<b>189</b>
	<b>ANHANG E: KOMMENTARE DER AUTOREN ZUM SCHLUSSBERICHT DER GUTACHTER .....</b>	<b>196</b>

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AzV	Abfall zur Verwertung
AzB	Abfall zur Beseitigung
APME	Association of Plastic Manufacturers in Europe
BCME	Beverage Can Makers Europe
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
CSD	Carbonated Soft Drinks (kohlenensäurehaltige Erfrischungsgetränke)
EDW	Einwohnerdurchschnittswert
EW	Einweg
GS	Gutschrift
HDPE	High Density Polyethylene (Polyethylen hoher Dichte)
LDPE	Low Density Polyethylene (Polyethylen geringer Dichte)
NO <sub>x</sub>	Stickoxide
MW	Mehrweg
MVA	Müllverbrennungsanlage
MSWI	Municipal Solid Waste Incineration (Müllverbrennung)
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PP	Polypropylen
POCP	Photooxidantienbildungspotential
R-PET	PET-Rezyklat
ROE	Rohöl-Ressourcen-Äquivalenzwert
SBM	Stretch Blow Molding (Streckblas-Verfahren)
UBA	Umweltbundesamt
UBA-II/1	Phase 1 der 2. Ökobilanz des UBA zu Getränkeverpackungen
UBA-II/2	Phase 2 der 2. Ökobilanz des UBA zu Getränkeverpackungen
UBA-II	Phase 1 und Phase 2 der 2. Ökobilanz des UBA zu Getränkeverpackungen
VOC	flüchtige Organische Verbindungen

# 1 Ziel und Rahmen der Studie

## 1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Seit dem 1. Januar 2003 gilt in Deutschland die Pfandpflicht für Einwegverpackungen in den Getränkesegmente Bier, CO<sub>2</sub>-haltige Erfrischungsgetränke und Wässer. Ausgenommen von der Pfandpflicht sind Einwegverpackungen für die eine „ökologische Vorteilhaftigkeit“ im Sinne der Verpackungsverordnung festgestellt wurde.<sup>1</sup>

Die Entscheidung über die Einstufung einer Getränkeverpackung als „ökologisch vorteilhaft“ wird durch das Bundesumweltministerium vorgenommen, wobei die Getränkeökobilanzen des Umweltbundesamtes (Berlin) [UBA 2000, UBA 2002] im bisherigen Verfahren eine wichtige Informationsbasis darstellten.

Die im Jahr 2000 veröffentlichten Ergebnisse der Phase 1 der zweiten UBA-Ökobilanz zu Getränkeverpackungen (UBA-II/1) umfasste Einweg- und Mehrwegverpackungssysteme für alkoholfreie Getränke und Wein. Jeweils eine Getränkedose aus Weißblech und Aluminium mit dem Füllvolumen von 330 ml wurden innerhalb der Füllgutgruppe Limonaden (Funktionsbereich Sofortverzehr) betrachtet. Bierverpackungen der gleichen Gebindegröße waren bereits in der ersten Getränkeökobilanz des Umweltbundesamtes untersucht worden [UBA 1995].

In der Auswertung des Umweltbundesamtes wurden die Getränkedosen mit einer Glas-mehrwegflasche als ökobilanziellem Referenzsystem verglichen. Dabei wurde die Glas-mehrweg-Flasche durch das UBA als ökologisch günstiger beurteilt<sup>2</sup>. Diese Beurteilung wurde vom UBA auch für die in der Phase 2 der Ökobilanz (UBA-II/2) untersuchten 500-ml-Dosen getroffen [UBA 2002]<sup>3</sup>.

Aufgrund sich verändernder Entwicklungen im Getränkesektor (Sinken der Mehrwegquote) wurde mit der 4. Novelle der Verpackungsverordnung im Jahr 2003 die bis dahin rechtlich bindende Mehrwegquote von 72% aufgegeben und durch eine abfallwirtschaftliche Zielsetzung ersetzt, derzufolge der Anteil der in Mehrweggetränkeverpackungen sowie in ökologisch vorteilhaften Einweggetränkeverpackungen (MöVE) abgefüllten Getränke mindestens einen Anteil von 80% erreichen soll.

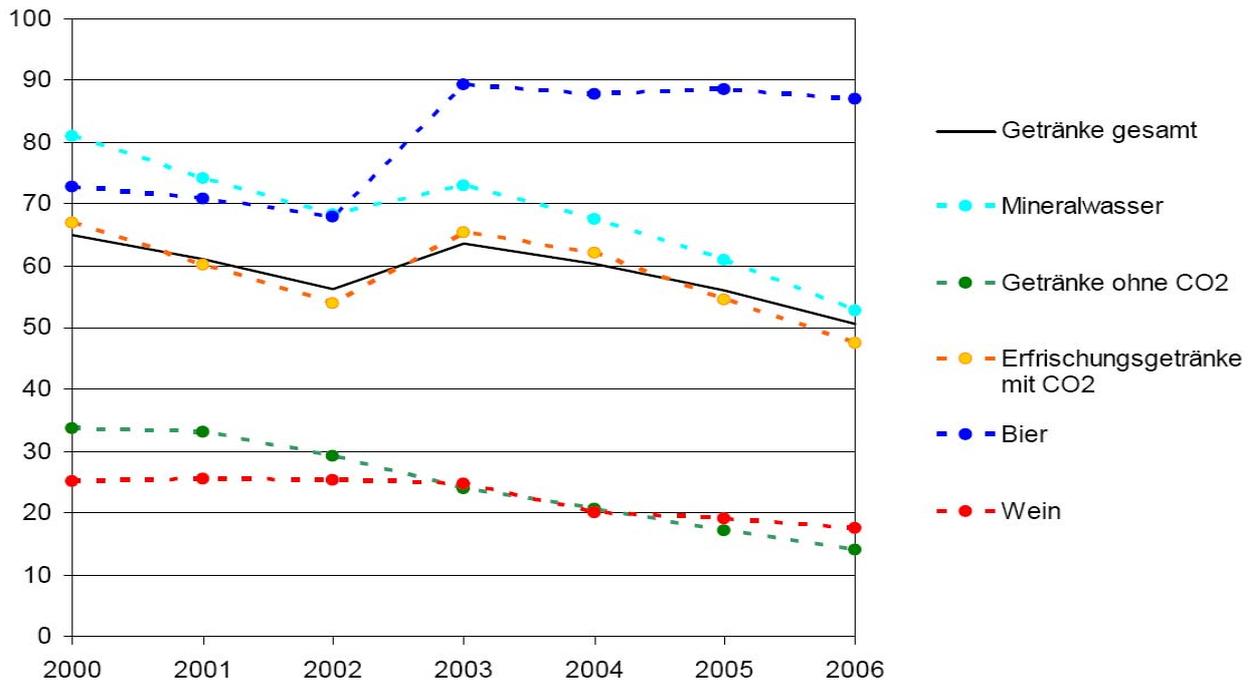
Die Gesamtmehrwegquote der von der Verpackungsverordnung erfassten Getränkebereiche lag im Jahr 2006 bei ca. 50% [UBA 2008]. Im Bereich der Wässer liegt sie knapp über diesem Wert, im Bereich Bier liegt sie stark über diesem Wert (siehe Abb. 1-1). Die Bundesregierung ist gemäß §1, Abs. 2 Verpackungsverordnung aufgerufen, die abfallwirtschaftlichen Auswirkungen der Regelungen der Verpackungsverordnung spätestens bis zum 1. Januar 2010 zu prüfen. Die sich abzeichnende Verfehlung der Zielerreichung der genannten 80% Quote wird erneut zu Fragen hinsichtlich der aktuellen ökologischen Bewertung von Getränkeverpackungen führen.

---

<sup>1</sup> Getränkekarton, Polyethylen-Schlauchbeutel, Standbodenbeutel

<sup>2</sup> UBA-Texte 37/00, S. 196-201

<sup>3</sup> UBA-Texte 51/02, S. 101-114

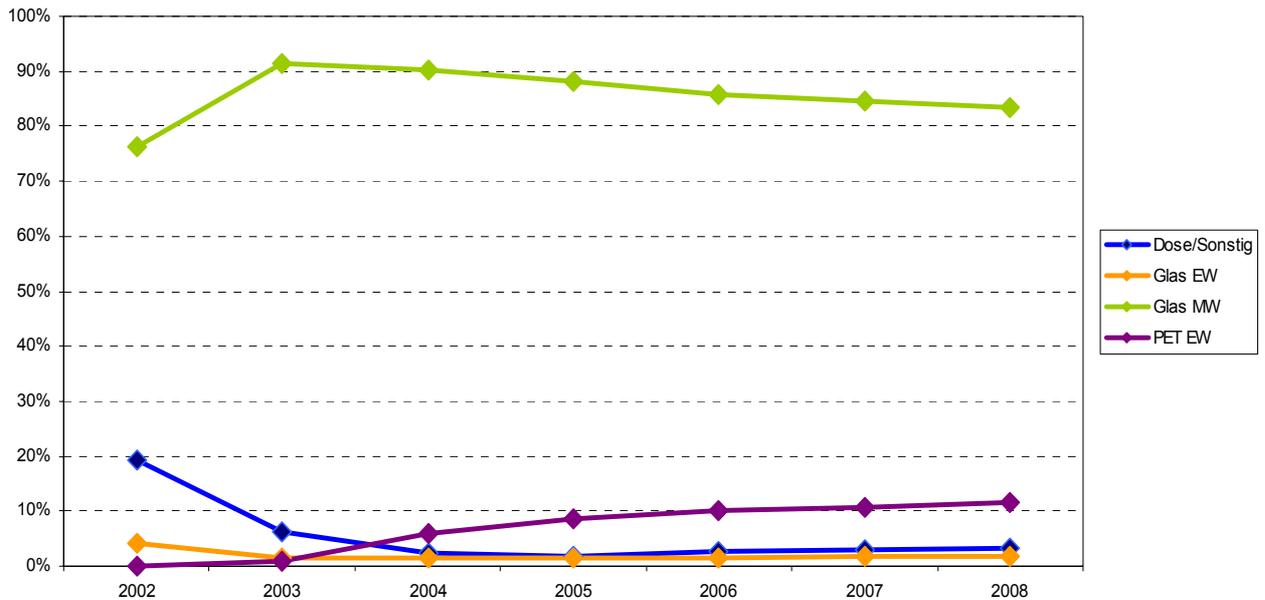


**Abbildung 1-1:** Entwicklung der Mehrweg-Anteile nach 2000-2006 [UBA 2008]

Vor Inkrafttreten der Pfandpflicht war der Bierbereich in Deutschland einer der wichtigsten Absatzmärkte für Getränkedosen. Der Marktanteil der Dosen lag bei ca. 15% bezogen auf Bier und Erfrischungsgetränke. Der starke Rückgang des Dosenverkaufs ist auf die Auslistung im Handel sowie das zurückhaltende Konsumentenverhalten zurückzuführen.

Die Etablierung einheitlicher und flächendeckender Rücknahmelösungen brachte nicht die erwartete Erholung des Getränkedosenmarktes mit sich, sondern vergrößerte den Markt für PET-Einwegflaschen (siehe Abb. 1-2). Der Marktanteil der Getränkedosen war noch bis ins Jahr 2005 rückläufig. Erst in den letzten 3 bis 4 Jahren ist eine leichte Erholung des Dosenmarktes zu erkennen.

Für die zukünftige Marktentwicklung der Getränkedosen wird nicht nur die ökologische Positionierung gegenüber einem Mehrweg-Referenzsystem relevant sein, sondern auch die Frage nach der umweltbezogenen Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Einweg-Getränkeverpackungssystemen aus PET und Glas. Der Biermarkt dürfte dabei für die Getränkedose von besonderem Interesse sein, da die PET-Flasche aus verschiedenen Gründen bislang zwar einen zunehmenden Marktanteil hat, jedoch bei den Verbrauchern nicht auf die gleiche Akzeptanz stößt wie in anderen Getränkesegmenten.



**Abbildung 1-2:** Entwicklung der Marktanteile der für Bierverpackungen 2002 bis 2008 [GfK]

Die ökologische Bewertung von Weißblech- und Aluminiumdosen war in den vergangenen Jahren immer wieder Gegenstand verschiedener ökobilanzieller Untersuchungen [UBA 2000, UBA 2002, IFEU 2003, IFEU 2006, IFEU 2007, BCME 2008]. In der Zwischenzeit wurden bzw. werden neue Inventardaten zu den Verpackungsrohstoffen bereitgestellt. Zudem wurde im Bereich der Verpackungsherstellung vermehrt in Neuanlagen bzw. Prozessoptimierung bestehender Anlagen investiert.

Seit Ende 2009 steht ein aktualisierter PET Datensatz zur Verfügung, der die seit 2004 andauernde Situation mit zwei konkurrierenden PET Datensätzen (PlasticsEurope Datensatz und PETCORE Datensatz), die zu teilweise deutlich unterschiedlichen ökobilanziellen Ergebnissen führten, beseitigt. Des Weiteren liegen sowohl für Aluminium als auch für Weißblech aktualisierte Datensätze vor.

Vor dem Hintergrund der Überprüfung der Verpackungsverordnung und um besser auf die wachsende Anzahl an Kundennachfragen eingehen zu können, möchte BCME (Beverage Can Makers Europe) die ökologische Position der Bierdosen im Kontext des deutschen Biermarktes bestimmen.

Insgesamt werden im Rahmen der Ökobilanz folgende Verpackungssysteme für Bier untersucht:

- Weißblechdose, 500 ml
- Aluminiumdose, 500 ml
- Glas Mehrweg-Flasche, 500 ml
- Glas Einweg-Flasche, 500 ml
- PET Einweg-Flasche (monolayer), 500 ml
- PET Einweg-Flasche (multilayer), 500 ml

Im Vordergrund der Ökobilanz steht der Vergleich der Weißblech- und der Aluminiumdose mit der Glas-Mehrwegflasche. Darüber hinaus sollen auch die Umweltwirkungsprofile aller umfassten Einwegverpackungen (Aluminiumdose, Weißblechdose, Glasflasche, PET-Einwegflasche) bewertet werden.

Zur Konsistenz mit den früheren Getränkeökobilanzen des Umweltbundesamtes findet die dort umgesetzte Methodik auch in dieser Studie Berücksichtigung [UBA 2000, UBA 2002]. Im Bereich der Wirkungsabschätzung, der Allokation im open loop Recycling und dem Systemmodell der Aluminiumdose gibt es Abweichungen, die an entsprechender Stelle im Bericht gekennzeichnet werden.

Die vorliegende Studie erfüllt die Anforderungen einer ISO-konformen Ökobilanz nach [ISO 14040 und 14044 (2006)], einschließlich einer kritischen Begutachtung.

## 1.2 Organisation der Studie

Die Studie wurde von BCME (Beverage Can Makers Europe) mit Sitz in Brüssel in Auftrag gegeben. Der BCME vertritt als Verband die Interessen der führenden Dosenhersteller in Europa, namentlich Ball Packaging Europe, Crown Bevcan Europe & Middle East, Rexam Beverage Can Europe & Asia.

Das Projekt wird vom Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH (IFEU) in Heidelberg durchgeführt. Projektbearbeiter auf Seiten des IFEU sind Martina Krüger, Stefanie Theis, Sybille Kunze und Andreas Detzel.

## 1.3 Critical Review-Verfahren

Die Studie wird einer kritischen Begutachtung nach [ISO 14040 und 14044 (2006)] unterzogen. Die Gutachter sind:

- Günter Dehoust (Vorsitzender),  
Institut für angewandte Ökologie e.V.; Darmstadt
- Dr. Maartje Sevenster,  
CE Delft, Delft, Niederlande
- Dr. Fredy Dinkel,  
Carbotech AG, Basel, Schweiz

Die kritische Begutachtung wird studienbegleitend durchgeführt. Nähere Angaben zu den Gutachtern sind Anhang C zu entnehmen.

## 1.4 Anwendung und Zielgruppen der Studie

Die Studie richtet sich in erster Linie an den Auftraggeber und die von ihm vertretenen Mitglieder sowie an politische Entscheidungsträger auf Landes- und Bundesebene.

Die Erkenntnisse aus der vorliegenden Studie sollen zudem einen sachorientierten Dialog über die ökologische Bewertung der untersuchten Getränkeverpackungen ausgehend von einer aktuellen Datengrundlage fördern. Zielgruppen sind hier insbesondere der Kundenkreis aber auch die interessierte Öffentlichkeit. Um eine Verwendung der Ergebnisse im Dialog mit Kunden zu erleichtern, deren Entscheidungsfindung nach Möglichkeit die spezifischen Randbedingungen der Kundensituation berücksichtigen sollte, ist die Studie anhand zweier

typischer Fälle konzipiert, die sich insbesondere in den Distributionscharakteristiken unterscheiden. Auf diese Situationen wird im vorliegenden Bericht im Sinne von Fallgruppe A: regionale Distribution, ca. 100 km und Fallgruppe B: überregionale Distribution, ca. 400 km, Bezug genommen.

## 1.5 Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit wird die Bereitstellung von 1000 L Bier im Handel (d.h. am Verkaufsort) definiert.

Zum Referenzfluss eines Produktsystems gehört die eigentliche Getränkeverpackung, also Dose, Glas- bzw. PET-Flasche, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kästen für Mehrwegflaschen, Wellpappe-Trays und Schrumpffolie für Einweggebinde, Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von 1000 L Bier erforderlich sind. Er ergibt sich spezifisch für jedes Verpackungssystem aus den jeweiligen Verpackungsspezifikationen (s. Kapitel 3).

## 1.6 Lebensweg und Systemgrenzen

Die Ökobilanz betrachtet die potentiellen ökologischen Auswirkungen der Verpackungskomponenten „von der Wiege bis zur Bahre“, d.h. von der Extraktion der Rohstoffe über deren Verarbeitung zu Packstoffen und Verpackungen, inklusive der Transportprozesse bis hin zur Entsorgung.

In der vorliegenden Studie werden daher explizit folgende Stufen der Produktlinie berücksichtigt, wobei immer vom bestimmungsgemäßen Betrieb der Anlagen ausgegangen wird:

- Herstellung, Recycling und Entsorgung der Getränkeverpackung
- Herstellung, Recycling und Entsorgung der Transportverpackungen wie Kästen, Wellpappe-Trays, Folien sowie Paletten
- Herstellung und Entsorgung von Betriebs- und Hilfsstoffen, soweit sie nicht unter das Abschneidekriterium (s.u.) fallen
- Das Abfüllen des Biers
- Die Distribution vom Abfüller zum Verkaufs-Ort („Point of Sale“)
- Die Redistribution des Leergutes vom Verkaufs-Ort („Point of Sale“) zum Abfüller (Mehrweg) bzw. zum Recycling (Einweg)

*Nicht* berücksichtigt werden:

- Herstellung und Entsorgung der Infrastruktur (Maschinen, Aggregate, Transportmittel) und deren Unterhalt
- Herstellung des Biers
- Umweltwirkungen, die sich aus Aktivitäten des Verbrauchers ergeben (Transportfahrten zum Handel, Kühlprozesse)
- Umweltwirkungen, die sich aus Kühlprozessen ergeben
- Umweltwirkungen durch Getränkeverlust als Folge von beschädigten Verpackungen

- Umweltwirkungen durch Unfälle
- Getränkeverluste an unterschiedlichen Stellen der Prozesskette (Getränkeverluste können zum Beispiel beim Abfüllprozess, während Transport und Lagerung oder beim Konsumenten auftreten). Die Aufwendungen für Getränkeverluste entlang der Prozessketten wurden nicht bilanziert, da nach Kenntnis der Autoren keine belastbaren Daten zu Getränkeverlusten öffentlich zur Verfügung stehen.
- Mögliche Unterschiede in der Haltbarkeitsdauer zwischen den verschiedenen Verpackungssystemen, da davon ausgegangen wird, dass alle auf dem Markt befindlichen hier untersuchten Verpackungen die Mindestanforderungen an die Haltbarkeitsdauer erfüllen (MHD).

Die „Lebenswege“ der Produktsysteme mit den verschiedenen Stufen von der Rohstoffgewinnung bis zur Abfallentsorgung werden als Prozessketten mit bestimmten Prozessspezifikationen abgebildet. Ein Produktsystem wird erst durch Systemparameter im Lebensweg, z.B. Distributionsentfernungen oder Recyclingquoten, eindeutig bestimmt. Diese sind ergebnisrelevant für das Produktsystem und müssen bei Vergleichen stets mit berücksichtigt werden. Die Produktsysteme beschreiben also das gesamte Produktions-, Konsumtions- und Entsorgungssystem des Produktes innerhalb der Systemgrenzen des Lebensweges.

Das Ziel ist es, Inputmaterialien in Produktsystemen zu berücksichtigen, wenn sie im jeweiligen Teilprozess des Lebensweges mehr als 1 % der Masse des Outputs in dem Prozess umfassen. Gleichzeitig sollte aber die Summe der vernachlässigten Stoffmengen bei einem Prozess nicht mehr als 5% des Outputs betragen.

Alle Energieflüsse werden vollständig berücksichtigt. Das Abschneidekriterium wird ebenfalls nicht auf umweltintensive aber nicht massenrelevante Prozesse angewendet. Das heißt, Stoffflüsse die bekannte toxische Substanzen enthalten werden auch dann nicht vernachlässigt, wenn sie weniger als 1% der Masse darstellen. Die Einschätzung der Umweltrelevanz der Materialströme basiert auf Expertenmeinung.

Gemäß der UBA-Methode schließen die Systemgrenzen nur die auf das Verpackungsmaterial zurückgehenden Umweltbelastungen ein. Diese Vorgehensweise ist dann möglich, wenn – wie in der UBA-Studie – die Transportentfernungen der Einweg- und Mehrwegsysteme als gleich angesehen werden. Die Praxis zeigt jedoch, dass sich in den vergangenen Jahren unterschiedliche Distributionsentfernungen für Einweg- bzw. Mehrwegsysteme eingestellt haben. Daher werden in der vorliegenden Ökobilanz die Aufwendungen des Füllguttransports zum Verkaufs-Ort berücksichtigt.

Insgesamt umfasst der Bilanzraum auch die Sammlung und Aufbereitung gebrauchter Verpackung. Für die dabei entstehenden Sekundärmaterialien und Nutzenergie aus der thermischen Abfallverwertung erfolgen Gutschriften (vgl. Kap. 1.8.2). Die jeweiligen Systemgrenzen der untersuchten Verpackungssysteme sind in vereinfachter Form in den Stoffflussbildern in Kapitel 3.3 ersichtlich.

Die beschriebenen Festlegungen zu Lebensweg und Systemgrenzen stehen, ergänzt um die Allokation im Bereich des „open loop“ Recyclings (vgl. Kap. 1.8.2) sowie der Berücksichtigung der Aufwendungen für den Transport des Füllguts zum Verkaufs-Ort, in Einklang mit dem Vorgehen in den UBA-Ökobilanzen [UBA 2000], [UBA 2002].

## 1.7 Datenerhebung und Datenqualität

Durch die Anlehnung an die UBA-Methodik ergeben sich Anforderungen, was die zu berücksichtigenden Datenkategorien angeht. Grundsätzlich müssen hier all jene Input- und Output-

flüsse der Produktsysteme erfasst werden, die einen relevanten Beitrag zu den in den UBA Ökobilanzen betrachteten ökologischen Wirkungskategorien leisten.

Dies gilt insbesondere für die allgemeinen Datensätze der Energiebereitstellung, Transporte, Entsorgung und Grundstoffherstellung. Andererseits wird auch bei in dieser Studie neu hinzugekommenen bzw. überarbeiteten Prozessdatensätzen auf eine vergleichbare Datenqualität und Datensymmetrie geachtet.

An die in dieser Studie neu erhobenen Daten wird die Anforderung gestellt, möglichst vollständig, konsistent und nachvollziehbar zu sein. Diese Aspekte sollen sowohl bei der Datenerhebung und Prozessmodellierung sowie der Auswertung der Daten und Ergebnisse berücksichtigt werden. Im Rahmen dieser Studie werden die Daten für Verpackungszusammensetzungen und -gewichte durch Neuerhebungen weitgehend aktualisiert. Des Weiteren werden aktualisierte Datensätze für Aluminium, Weißblech und PET verwendet.

Der Einsatz eines in Aktualisierung befindlichen Datensatzes für Behälterglas wurde ebenfalls angestrebt, die neuen Glasdaten standen aber nicht rechtzeitig zur Verfügung.

Grundsätzlich erfolgt eine Plausibilitätskontrolle aller empirischen Daten. Sie werden mit Literaturdaten und dem IFEU intern vorliegenden Daten abgeglichen.

Eine ausführlichere Beschreibung der in dieser Studie speziell bearbeiteten bzw. besonders relevanten Daten und Datensätze befindet sich im Kapitel 3 und Kapitel 4.

Darüber hinaus gibt es Anforderungen an den zeitbezogenen, geographischen und technologischen Erfassungsbereich, die nachfolgend aufgeführt sind.

### **1.7.1 Zeitlicher Bezug**

Für den Verpackungsvergleich sollen die Verpackungen herangezogen werden, die im Bezugszeitraum 2008/2009 auf dem deutschen Markt waren. Die verwendeten Gewichte und die Materialzusammensetzung der untersuchten Verpackungen spiegeln dies angemessen wider.

Für Prozessdaten gilt ein Bezugszeitraum zwischen den Jahren 2005 und 2008 – in Einzelfällen können auch ältere Prozessdaten Anwendung finden, sofern keine neueren Daten verfügbar sind. Das heißt, es wird angestrebt, dass die Gültigkeit der verwendeten Daten auf den genannten Zeitraum zutrifft bzw. möglichst nahe an diesen heranreicht.

### **1.7.2 Geographischer Bezug**

Hinsichtlich der Befüllung und der Distribution werden die Prozessdaten so modelliert, als wären die entsprechenden Prozesse ausschließlich in Deutschland angesiedelt. Der in der Realität zu einem gewissen Maß stattfindende Getränkeimport und -export wird nicht berücksichtigt.

Es ist zu vermuten, dass die Belieferung der Abfüller mit Verpackungsmaterialien vorwiegend aus Deutschland bzw. grenznahen ausländischen Werken erfolgt. Allerdings sollte auf Wunsch des Auftraggebers für die Verpackungsherstellung der geographische Rahmen mit Bezug auf Europa gesetzt werden.

Bezüglich der Herstellung der Aluminium- und Weißblechgetränkedosen werden daher jeweils gemittelte Durchschnittsdaten der verschiedenen europäischen Produktionsstandorte

gebildet. Für die Herstellung der PET-Einweg-Flaschen und der Glas-Mehrwegflaschen wird nach Möglichkeit eine vergleichbare geographische Repräsentativität angestrebt.

Einige der in den betrachteten Verpackungssystemen verwendeten Rohmaterialien werden auf einem europaweiten Markt produziert, gehandelt und von dort auch durch die deutsche Industrie bezogen. Für solche Materialien werden europäische Durchschnittsdaten verwendet. Beispiele dafür sind insbesondere die Rohstoffe (z. B. Primäraluminium, PET).

### 1.7.3 Technologischer Bezug

Die verwendeten Daten sollen nach Möglichkeit einen mittleren Stand der Prozesstechnik widerspiegeln. Bei den in dieser Studie erhobenen Daten sollen entweder entsprechende Mittelwerte gebildet werden oder, wenn dies nicht möglich ist, eine qualitative Einschätzung zum abgebildeten Standard vorgenommen werden.

## 1.8 Allokation

Die Modellierung der betrachteten Produktsysteme erfordert an verschiedenen Stellen die Anwendung so genannter Allokationsregeln (Zuordnungsregeln). Dabei sind zwei systematische Ebenen zu unterscheiden: Eine Allokation kann auf der Ebene einzelner Prozesse innerhalb des untersuchten Produktsystems oder zwischen dem untersuchten Produktsystem und vor- bzw. nachgelagerten Produktsystemen erforderlich sein.

Im Fall der *prozessbezogenen Allokationen* werden Multi-Input- und Multi-Output-Prozesse unterschieden. 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 der Fall, wenn das untersuchte Produktsystem Energie- und Materialflüsse für andere Produktsysteme bereitstellt oder Abfälle verwertet. Bei systembezogenen Allokationsvorgängen im Kontext eines „open loop“ Recyclings werden gemäß ISO 14044, § 4.3.4.3.1 die gleichen Allokationsprinzipien wie bei der prozessbezogenen Allokation angewandt.

### 1.8.1 Allokation auf Prozessebene

#### Multi-Output-Prozesse

Diese Form der Allokation ist erforderlich, wenn in einem Prozess Kuppelprodukte entstehen, von denen jedoch nur eines im betrachteten Produktsystem verwendet wird. Ein viel zitiertes Beispiel ist die Chloralkalielektrolyse mit den Kuppelprodukten Natriumhydroxid, Chlorgas und Wasserstoff. Natriumhydroxid wird etwa beim Recycling von PET-Flaschen eingesetzt. Würde das Kuppelprodukt Natriumhydroxid die ganze Last der Herstellung tragen, würde auch das PET-Flaschensystem entsprechend stark belastet werden. Die Umweltlasten der Elektrolyse müssen also in „fairer“ Weise zwischen den Kuppelprodukten aufgeteilt werden, damit auch die Produktsysteme, in denen Chlorgas bzw. Wasserstoff eingesetzt wird, entsprechende Anteile der Umweltlast tragen.

In von den Verfassern der Studie selbst erstellten Datensätzen erfolgt die Allokation der Outputs aus Kuppelprozessen in der Regel über die Masse (z.B. für Raffinerieprodukte wie schweres Heizöl). Bei einigen der Literatur entnommenen Datensätzen wird auch der Heizwert oder der Marktwert als Allokationskriterium verwendet (z.B. der Heizwert bei PlasticsEurope Daten für Kunststoffe). Die jeweiligen Allokationskriterien werden, soweit sie für einzel-

ne Datensätze von besonderer Bedeutung sind, in der Datenbeschreibung dokumentiert. Bei Literaturdaten wird in der Regel nur auf die entsprechende Quelle verwiesen.

### Multi-Input-Prozesse

Multi-Input-Prozesse finden sich insbesondere im Bereich der Entsorgung. Entsprechende Prozesse werden daher so modelliert, dass die durch die Entsorgung der gebrauchten Packstoffe anteilig verursachten Stoff- und Energieflüsse diesen möglichst kausal zugeordnet werden können. Die Modellierung der Beseitigung von zu Abfall gewordenen Packstoffen in einer Müllverbrennungsanlage ist das typische Beispiel einer Multi-Input-Zuordnung. Für die Ökobilanz selbst sind dabei diejenigen In- und Outputs von Belang, die ursächlich auf die Verbrennung der Packstoffe zurückgeführt werden können. Entsprechend der einleitenden Ausführungen zur prozessbezogenen Allokation werden hier vor allem physikalische Beziehungen zwischen Input und Output verwendet<sup>4</sup>.

### Transportprozesse zur Distribution

Bei der Modellierung der Distribution gefüllter Verpackungen wurden bei den UBA-Studien [UBA 2000], [UBA 2002] die Umweltlasten zwischen Verpackung und Füllgut unter Berücksichtigung der Auslastung des Transportfahrzeugs alloziert. Das genaue Vorgehen ist in [UBA 2000] dokumentiert.

In der vorliegenden Studie jedoch wird der Transport des Füllguts mitbetrachtet. Daher entfällt hier die Notwendigkeit der Allokation.

## **1.8.2 Allokation auf Systemebene**

Die Notwendigkeit einer systembezogenen Allokation stellt sich, wenn das ursprünglich betrachtete Produkt, also beispielsweise die PET-Einweg-Flasche, nach dem Gebrauch einen Zusatznutzen erbringt, der über den in der funktionellen Einheit abgebildeten Nutzen hinaus geht. So wird bei der Aufbereitung gebrauchter PET-Flaschen PET-Rezyklat gewonnen, welches für andere Produktsysteme bereitgestellt wird, beispielsweise für die Herstellung von PET-Fasern für Bekleidung. Da das Sekundärmaterial in einem anderen als dem ursprünglichen Produktsystem verwendet wird, spricht man von „*open loop*“ Recycling (offener Kreislauf).

In dieser Studie erfolgt die Allokation von systembedingten Kuppelprodukten sowohl nach der 100:0-Methode als auch nach der „50:50“-Methode. Auf Wunsch des Auftraggebers wird in der vorliegenden Studie die 100:0-Methode als Basisansatz gewählt.

Bei Anwendung der **100:0-Allokation** werden Gutschriften für Sekundärmaterialien vollständig (also zu 100%) dem abgebenden System zugeordnet. Diese Methode wird von der Metallindustrie stark priorisiert [Atherton 2007, EAA 2005]. Die Frage, in welchem Produkt der Wiedereinsatz des Rezyklats erfolgt, spielt bei diesem Allokationsansatz keine Rolle.

Nach Auffassung des IFEU geht diese Methode davon aus, dass der Einsatz des Rezyklats keinen materialspezifischen Limitierungen unterliegt und an der jeweils passenden Stelle in den übergreifenden Metall-Stoffstrom eingespeist werden kann. Die tatsächliche Verwendung in einzelnen Produktanwendungen ist daher nicht geleitet von der Maßgabe der Kreislaufführung innerhalb bestimmter, eng definierter Produktsysteme (bspw. Aluminium-Getränkedosen), sondern betrachtet Produktsysteme als Elemente eines (größeren) Materialstoffstroms. Unter ökologischen Gesichtspunkten steht dann das Ziel im Vordergrund,

---

<sup>4</sup> für eine detaillierte Beschreibung der Zuordnung von Input/Output am Beispiel der Abfallverbrennung siehe [UBA 2000], S. 82

durch eine hohe Recyclingrate möglichst viel Sekundäraluminium wieder in diesen Materialstrom einzuspeisen.

Die „**50:50**“-Methode wurde als Standardverfahren in den Getränkeverpackungsökobilanzen Phase II [UBA 2000, UBA 2002] angewandt. Der Nutzen für Sekundärmaterialien wird bei dieser Methode im Verhältnis 50:50, also paritätisch, zwischen dem abgebenden und dem aufnehmenden System aufgeteilt. Im Fall einer werkstofflichen Verwertung von PET-Flaschen besteht der Nutzen im Ersatz von primärem PET aus Erdöl. Dem PET-Einwegsystem wird dieser Nutzen bilanztechnisch in Form einer Gutschrift angerechnet. Die Höhe der Gutschrift beträgt dabei 50% des Massenanteils der durch den Einsatz von PET-Rezyklat substituierten Primär-PET-Herstellung.

In Abhängigkeit vom Allokationsverfahren sind bestimmte Lenkungswirkungen zu erwarten. So wird bei der 50:50-Methode sowohl den abgebenden als auch aufnehmenden Systemen der gleiche ökobilanzielle Anreiz zu verstärktem Recycling gegeben. Bei der 100%-Methode liegt der Nutzen aus der Abfallverwertung fast ausschließlich beim abgebenden System. Entsprechend ergeben sich Anreize zu verstärktem Recycling auch besonders auf Seiten der abgebenden Systeme.

Die Festlegung von Allokationsfaktoren, besonders im Fall einer Systemallokation, lässt sich nicht alleine mit wissenschaftlichen Erwägungen begründen, sondern stellt eine Konvention dar, in die auch Werthaltungen einfließen. Die Ergebnisrelevanz der Auswahl der Allokationsverfahren wird daher innerhalb der Studie anhand ausgewählter Szenarien überprüft.

In der vorliegenden Studie wird der ursprüngliche UBA-Ansatz ([UBA 2000], [UBA 2002]) jedoch dahin gehend modifiziert, dass nunmehr auch der Bereich „Entsorgung“ im Lebenszyklus 2 (LZ 2) des Sekundärprodukts in der Allokationsmethode berücksichtigt wird. Zur besseren Nachvollziehbarkeit wird dies anhand der Abbildungen 1-3 bis 1-6 kurz skizziert.

#### Generelle Anmerkungen bzgl. der Abbildungen 1-3 bis 1-6

Die folgenden Abbildungen 1-3 bis 1-6 dienen dem generellen Verständnis der Allokationsprozesse und stellen eine Vereinfachung des tatsächlichen Sachverhaltes dar. Die Abbildungen dienen dazu:

- den Unterschied zwischen der 50% Allokation und der 100% Allokation zu verdeutlichen und
- darzustellen, welche Prozesse der Allokation unterliegen<sup>5</sup>:
  - Primärmaterialproduktion
  - Recycling-/ Verwertungsprozess
  - Restabfallbehandlung/ Beseitigung (hier MVA)

Über die hier gezeigten Vereinfachungen hinaus bilden jedoch die zugrunde liegenden Systemmodelle eine tatsächliche und realistische Situation ab. So sind zum Beispiel im verwendeten Berechnungsmodell die realistischen Recyclingströme und die reale Recyclingeffizienz modelliert. Zudem werden in Abhängigkeit des substituierten Materials verschiedene Substitutionsfaktoren angesetzt.

---

<sup>5</sup> vgl. ISO 14044 (2006) §4.3.4.3.2: "reuse and recycling ... may imply that the inputs and outputs associated with unit processes for final disposal of products are to be shared by more than one product system"

Aus Gründen der Vereinfachung und der Übersichtlichkeit sind folgende Aspekte nicht explizit in den Abbildungen 1-3 bis 1-6 dokumentiert:

- Materialverluste in den Systemen A und B. Für die dargestellten werden die Materialverluste (z.B. Produktionsabfall oder Feinabrieb beim PET-Recycling) und deren Verwertung und/ oder Beseitigung bilanziert.
- Nicht alle Materialströme gehen geschlossen in System B. Konsequenterweise werden nur die Aufwendungen der tatsächlich recycelten Stoffströme einer Allokation unterzogen.
- Materialströme die direkt einer Beseitigung zugeführt werden unterliegen nicht der Allokation. Diese sind in den Abbildungen nicht dargestellt
- In den Abbildungen wird aufgrund der Vereinfachung nur der Substitutionsfaktor 1 verwendet. In der Tat kann das Modell aber auch Substitutionsfaktoren kleiner 1 für die Berechnung anwenden, wenn diese vorkommen.
- Ebenfalls nicht dargestellt ist die Tatsache, dass auch ein komplett anderes Material substituiert werden kann (z.B. Roheisen statt Kunststoff).
- Die Restabfallbehandlung in System B ist ausschließlich als Beseitigung in der MVA dargestellt. Tatsächlich wäre aber auch ein Split zwischen MVA und Deponie möglich.

Wie in Abb. 1-3 dargestellt geht man zunächst von zwei jeweils voneinander unabhängigen Systemen A und B aus. Jedes System hat für sich Materialherstellung, Produktion des Produktes und Beseitigung zu tragen. Der in System A aus Abfall gewinnbare Wertstoff wird hierbei in der Bilanzierung nicht weiter berücksichtigt.

Wird der Wertstoff aus System A jedoch in System B wiederverwertet, wie in Abb. 1-4 dargestellt, so entfällt die Herstellung der entsprechenden Menge Primärmaterial („MP-B“) in System B, allerdings muss zusätzlich die Aufbereitung des Wertstoffs im Zuge des Recyclings (Rec-A) erfolgen.

Durch das Recycling entfällt ebenfalls die Beseitigung von Produkt A im System A. Eine Beseitigung des aus Produkt A zurück gewonnenen Materials wird jedoch in System B fällig (es wird hierbei vorausgesetzt, dass nach der Nutzung in System B kein weiterer Nutzungszyklus erfolgt). Zur konsistenten Betrachtung des Stoffstroms wäre also auch die Beseitigung des Materials im zweiten Lebenszyklus in die Allokation einzubeziehen.

In den UBA-Ökobilanzen geschah dies aus Aufwandsgründen nicht. Es wurde das so genannte „one-step-forward/one-step-back“ Prinzip verwendet. Dieses Prinzip meint, dass immer nur ein Schritt weiter bilanziert wird. Dies betrifft die Substitution von Primärmaterial durch Sekundärmaterial. In der Ökobilanz wird dies in Form einer Gutschrift angerechnet. Der weitere Lebensweg wird jedoch nicht berücksichtigt. Damit kann der Aufwand zur Modellierung der Allokation deutlich limitiert werden.

Enthält der Vergleich von Produkten implizit einen Vergleich von Materialien aus nachwachsenden und fossilen Rohstoffen kann dieser Ansatz unter Umständen zu kurz greifen und zu Asymmetrien, besonders in der Kohlenstoff-Bilanz, führen.

Daher wurde die Allokationsvorschrift um die Abfallverbrennung im zweiten Lebenszyklus (LZ 2) ergänzt. Das entsprechende Vorgehen und die Rechenvorschrift sind in der Abb. 1-4 bis 1-6 schematisch dargestellt

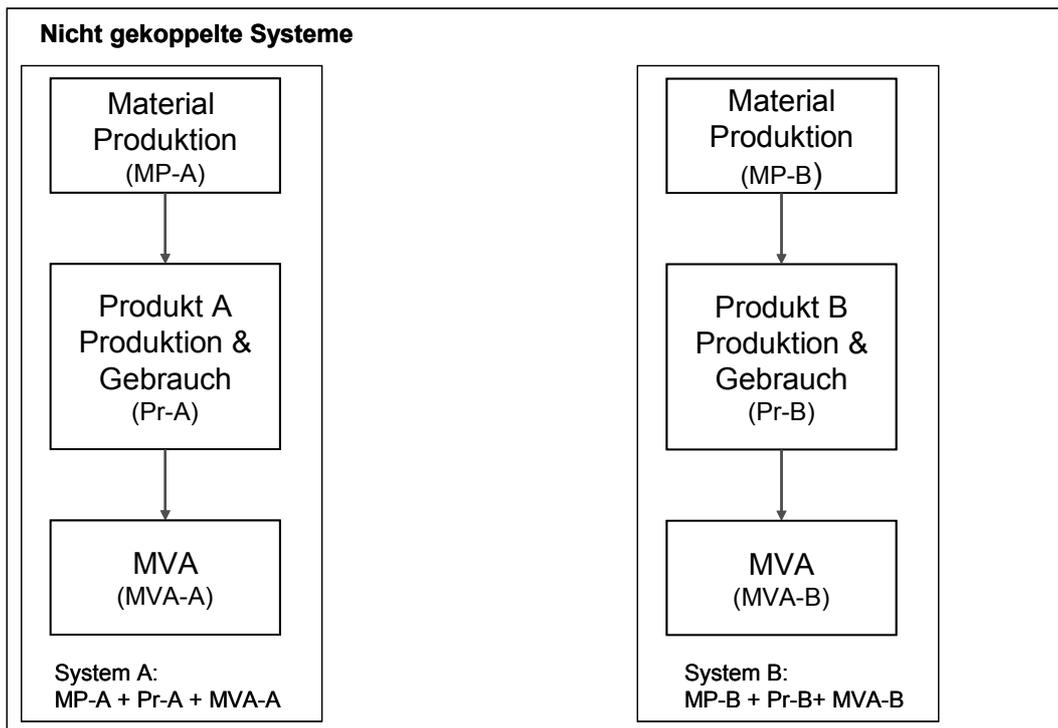


Abbildung 1-3: Schema für nicht gekoppelte Systeme

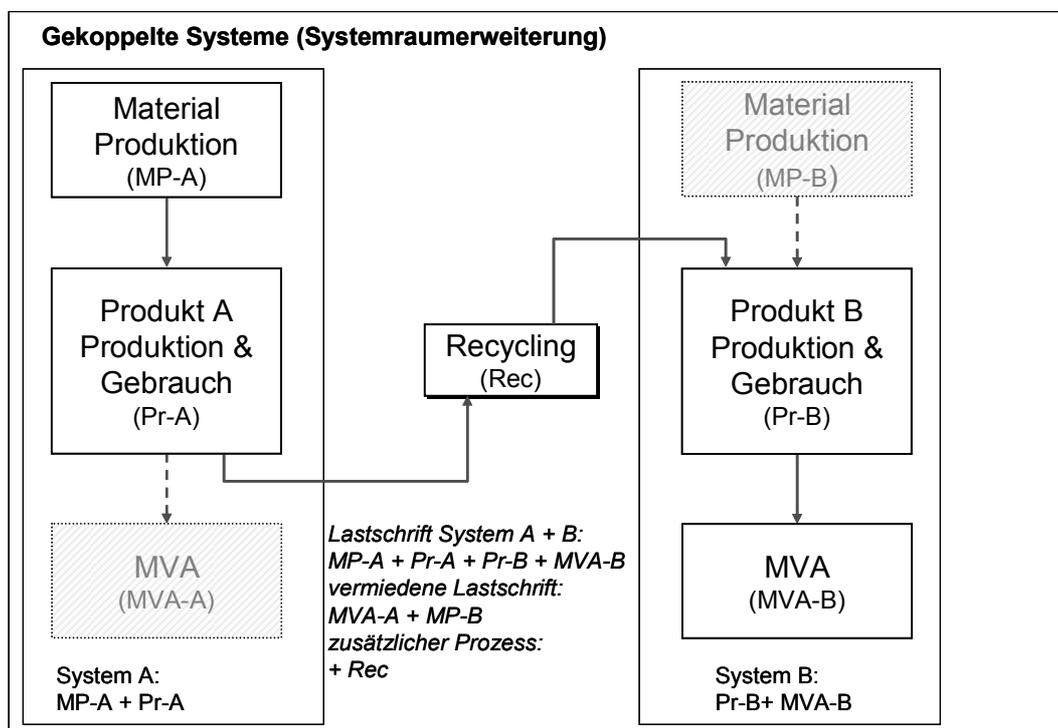
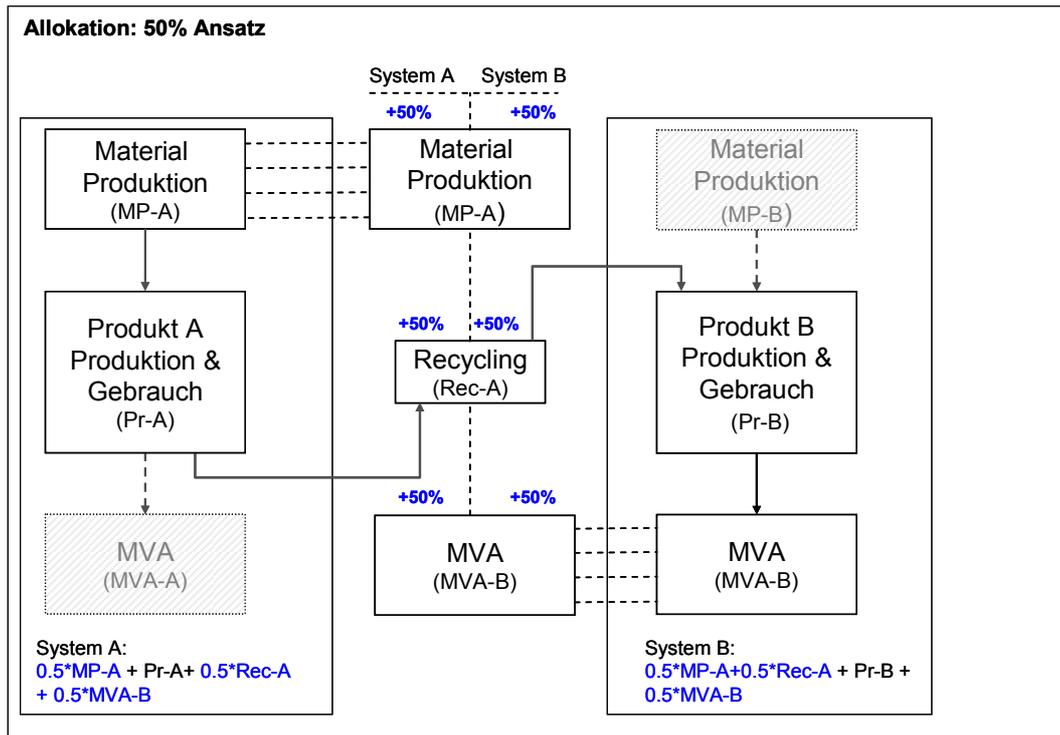
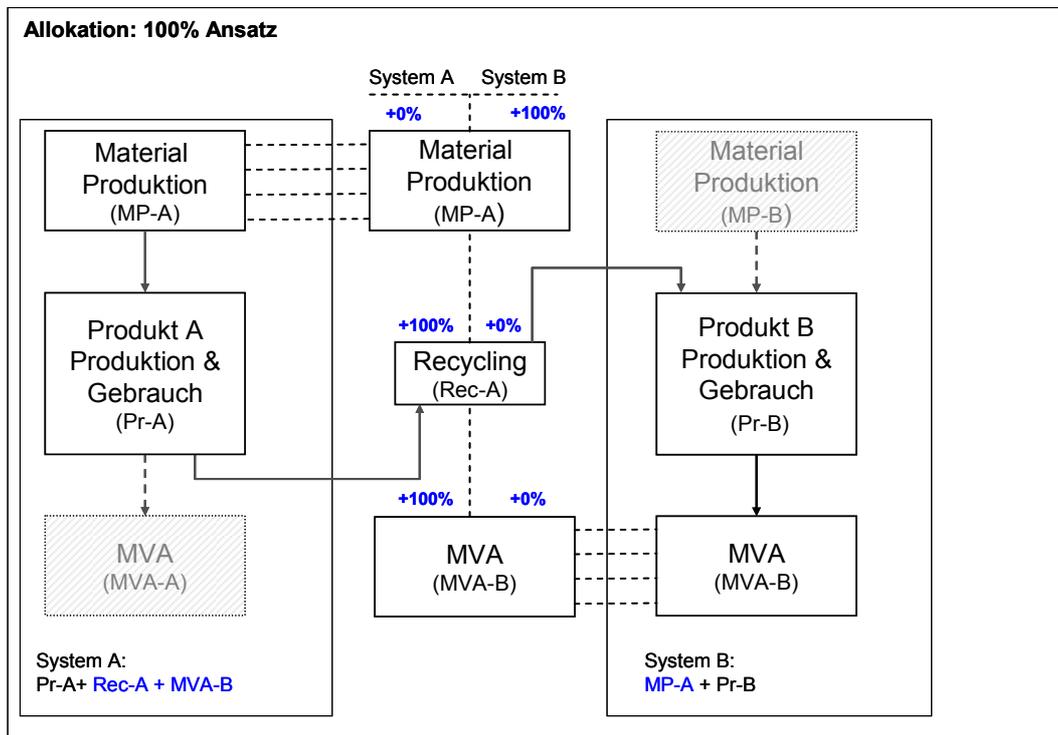


Abbildung 1-4: Schema für gekoppelte Systeme



**Abbildung 1-5:** Schema für gekoppelte Systeme 50% Allokation  
 Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)



**Abbildung 1-6:** Schema für gekoppelte Systeme 100% Allokation  
 Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)

### Generelle Anmerkungen bezüglich der Modellierung von Metallprodukten:

Da die Bilanzierung zweier Metallproduktsysteme (Aluminiumdosen, Weißblechdosen) zentraler Bestandteil der vorliegenden Studie ist, soll im Folgenden kurz die Sichtweise der Metallindustrie hinsichtlich des Umgangs mit Metallrecycling in Ökobilanzen skizziert werden:

17 internationale Metallindustrieverbände haben einen Artikel im International Journal of LCA [Atherton 2007] veröffentlicht, welcher die Konzepte „recycled content“ und „end-of-life“ Recycling aus Sicht der Metallindustrie diskutiert. Kurz gesagt werden im Artikel die folgenden Punkte diskutiert:

- Metalle sind durch eine metallische Bindung charakterisiert, welche zu speziellen Strukturen und Eigenschaften führt. Da die metallische Bindung nicht durch den Schmelzprozess beeinflusst wird, können Metalle immer wieder rezykliert werden.
- Die Primärproduktion von Metallen füllt daher die Lücke in der Verfügbarkeit zwischen vorhandenem Sekundärmetall und dem gesamten Marktbedarf (-nachfrage) des Metalls.
- Der Gesamtnutzen des „end-of-life“-Recyclings ist daher der entscheidende Faktor, welcher in der Berechnung der Umweltwirkungen eines Metallproduktsystems berücksichtigt werden sollte.

Die Folgerung seitens der Metallindustrie aus diesen Punkten ist daher, dass der „recycled content“ Ansatz für die Ökobilanzierung von Metallprodukten nicht nützlich ist. Dem zugrunde liegt die Annahme, dass ausschließlich die Verfügbarkeit von Sekundärmetallen den „recycled content“ eines Metallprodukts bestimmt und daher der „end-of-life“ Recycling-Ansatz verwendet werden sollte.

Das Basismodell der Aluminiumdose in der vorliegenden Studie kommt dieser Denkweise insofern nahe, als dass kein post-consumer Sekundäraluminium-Einsatz für die Dosenbodybandherstellung angenommen wird. In Abstimmung mit der Aluminiumindustrie [Schäfer 2009] wird jedoch die Rückführung des Prozessschrotts aus den Dosenwerken nach einer Sekundärschmelze in die Dosenbodybandproduktion im Modell berücksichtigt, um den real vorhandenen Materialströmen nahe zu kommen.

Andererseits unterliegt mit diesem Ansatz auch die komplette Materialmenge gebrauchter und für das Recycling erfasster Aluminiumdosen dem open loop Recycling und damit auch der Wahl der Allokationsmethode. Im Falle der 100% Allokation ist aber zu beachten, dass die Nettoergebnisse rechnerisch dem „recycled content“ Ansatz entsprechen, wenn angenommen würde, dass alles verfügbare Sekundärmaterial auch wieder im Aluminiumdosensystem eingesetzt wird. Im Falle der 50% Allokation hingegen ist die Auswahl einer der beiden denkbaren Ansätze als ergebnisrelevant zu sehen.

Das in der vorliegenden Studie bilanzierte Basismodell der Aluminiumdose unterscheidet sich insofern von den UBA-Getränkeverpackungsökobilanzen [UBA 2000, UBA 2002], als dass dort von insgesamt (d.h. als Summe aus Prozess- und Post-consumer-Aluminumschrotten) 90% Sekundäraluminium im Dosenbodyband ausgegangen wurde. Diese Information zum Sekundäraluminiumgehalt in Dosenbodybändern basierte damals auf Zahlen der Aluminiumindustrie, die für den Zeitraum 1999 zur Verfügung gestellt worden waren [UBA 2000]. Vergleichbare aktuelle Zahlen werden in der Zwischenzeit von der Aluminiumindustrie nicht mehr bereitgestellt und liegen den Autoren der vorliegenden Studie daher nicht vor. Daher wurde dieser Ansatz in der vorliegenden Studie nicht mehr betrachtet.

## 1.9 Vorgehen bei Wirkungsabschätzung und Auswertung

### 1.9.1 Wirkungskategorien und -indikatoren

Die Wirkungsabschätzung in der vorliegenden Studie erfolgt anhand der nachfolgend aufgelisteten Wirkungskategorien und Sachbilanzgrößen:

#### A) Ressourcenbezogene Kategorien

- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche
- Naturraumbeanspruchung Forstfläche

#### B) Emissionsbezogene Kategorien

- Klimawandel
- Sommersmog (POCP)
- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung
- Aquatische Eutrophierung
- Humantoxizität Feinstaub PM10
- Humantoxizität Krebsrisikopotential

#### C) Sachbilanzgrößen

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)<sup>6</sup>
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, nicht-erneuerbar); Summe des Anteils nicht erneuerbarer Energieträger
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, erneuerbar) ; Summe des Anteils erneuerbarer Energieträger

Mit der Aufspaltung der Wirkungskategorie Eutrophierung in eine getrennte Betrachtung der Aquatischen und Terrestrischen Eutrophierung wird den in beiden Bereichen unterschiedlichen Wirkungsmechanismen Rechnung getragen.

Die für die betrachteten Kategorien angewendeten Wirkungsmechanismen sind (mit Ausnahme der Naturraumbeanspruchung) wissenschaftlich begründet und mit Bezug aus den Sachbilanzdaten üblicherweise auch gut umsetzbar. Dies bestätigt auch ihre weit verbreitete Verwendung in nationalen und internationalen Ökobilanzen. Es kann hier also durchaus von

---

<sup>6</sup> in anderen Ländern/Kontexten wird der Kumulierte Energieaufwand auch unter Rubrik A geführt

einer allgemeinen Akzeptanz dieser Wirkungskategorien gesprochen werden<sup>7</sup>. Sie können als in der ökobilanziellen Praxis standardmäßig verwendete Umweltwirkungskategorien betrachtet werden.

Hinsichtlich der Bewertung der Naturraumbeanspruchung findet man in der Ökobilanzpraxis unterschiedliche Ansätze und Vorgehensweisen. Die wissenschaftliche Diskussion bewegt sich unter anderem um die Frage, wie eine festgestellte Flächennutzung ökologisch zu bewerten ist.

Die Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität sind ebenfalls zu den „Standard-Kategorien“ der Ökobilanzierung zu zählen. Auch hier gibt es eine Reihe von unterschiedlichen Ansätzen zu deren Berücksichtigung im Rahmen der Wirkungsabschätzung. Die Kritikpunkte an den verwendeten Modellen sind jedoch so weitgehend, dass eine Harmonisierung nicht unmittelbar zu erwarten ist. Zudem gibt es in diesem Bereich häufig auch schon auf der Sachbilanzebene Probleme wie z.B. unvollständige Inventardaten, die letztlich zu Fehlinterpretationen führen können.

An dieser Stelle wird explizit darauf hingewiesen, dass die Wirkungsabschätzung ein Analyseinstrument im Rahmen der Ökobilanz darstellt. Die Ergebnisse basieren teilweise auf Modellannahmen und bisherigen Kenntnissen über bestimmte Wirkungszusammenhänge und sind im Gesamtzusammenhang zu betrachten. Es handelt sich keinesfalls um Voraussagen z.B. über konkrete Wirkungen, Schwellenwertüberschreitungen oder Gefahren, die durch die untersuchten Produktsysteme verursacht werden.

Die genannten Wirkungskategorien werden im Anhang ausführlich beschrieben werden. Mit der Zuordnung der für die einzelnen Wirkungskategorien relevanten Indikatoren in Tabelle 1-1 soll jedoch vorab schon der Zusammenhang zwischen den Sachbilanzdaten und den im Rahmen der Wirkungsabschätzung ermittelten Wirkungspotentialen sowie den als Messgröße verwendeten Wirkungsindikatoren verdeutlicht werden.

---

<sup>7</sup> In der ökobilanziellen Praxis ist es kaum möglich, eine vollständige Einschätzung aller Umweltthemen vorzunehmen. In der vorliegenden Studie findet allein schon durch die Vorauswahl einzelner Umweltthemen eine diesbezügliche Einschränkung statt. Die wünschenswerte breite Betrachtung möglichst vieler Umweltthemen scheitert häufig an der unterschiedlichen Qualität der verfügbaren Sachbilanzdaten und der ebenso unterschiedlichen wissenschaftlichen Akzeptanz der einzelnen Wirkmodelle.

**Tabelle 1-1:** Zuordnung der im Projekt erhobenen Sachbilanzparameter (zur Erläuterung der Wirkungskategorien siehe auch Anhang 1)

Wirkungskategorie	Sachbilanzparameter	Einheit des Wirkungsindikators
Fossiler Ressourcenverbrauch	Rohöl, Rohgas, Braunkohle, Steinkohle	kg Rohöläquivalente
Naturraumbeanspruchung	Flächenkategorie I-VII	m <sup>2</sup> * a
Klimawandel	CO <sub>2</sub> fossil, CH <sub>4</sub> , CH <sub>4</sub> regenerativ, N <sub>2</sub> O, C <sub>2</sub> F <sub>6</sub> , C <sub>2</sub> F <sub>2</sub> H <sub>4</sub> , CF <sub>4</sub> , CCl <sub>4</sub>	kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente
Sommersmog (POCP) ~ Ozonbildung (bodennah)	NMVOG, VOC, Benzol, CH <sub>4</sub> , C-ges., Acetylen, Ethanol, Formaldehyd, Hexan, Toluol, Xylol, Aldehyde unspesz.	kg Ethen-Äquivalente
Versauerung	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, HCl, HF, NH <sub>3</sub> , TRS	kg SO <sub>2</sub> -Äquivalente
Eutrophierung (terrestrisch)	NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub>	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente
Eutrophierung (aquatisch)	P-ges., CSB, N-ges., NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N unspesz.	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente
Humantoxizität Feinstaub PM10	PM10, SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> , NMVOG	kg PM10-Äquivalente
Humantoxizität Krebsrisikopotential	As, B(a)P, Cd, Cr (VI), Ni, Dioxin, Benzol, PCB	kg As-Äquivalente
Fahrleistung LKW	Entfernungen LKW	LKW km
Kumulierter Prozesswasserverbrauch	Grundwasser, Oberflächenwasser, Prozesswasser, Wasser (entsalzt), Wasser (Kesselspeise)	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O
Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)	Steinkohle, Braunkohle, Rohöl, Erdgas, Kernkraft, Wasserkraft und andere Erneuerbare Energien	GJ
Kumulierter Energieaufwand, nicht-erneuerbar	Steinkohle, Braunkohle, Rohöl, Erdgas, Uran	GJ
Kumulierter Energieaufwand, erneuerbar	Wasserkraft, Windkraft, Solarenergie, Geothermie, Biomasse,...	GJ

### 1.9.2 Optionale Elemente

Nach ISO 14044 (§ 4.4.3) kann die Auswertung drei optionale Elemente enthalten:

1. Normierung
2. Ordnung
3. Gewichtung

In der vorliegenden Studie wird lediglich die Normierung durchgeführt. Aus Aufwandsgründen kann dies im gegebenen Projektrahmen nur exemplarisch erfolgen.

Bei der hier durchgeführten Normierung werden die wirkungsbezogenen, aggregierten Umweltbelastungen über ihren „spezifischen Beitrag“ in Form von so genannten Einwohnerdurchschnittswerten dargestellt (vgl. Kapitel 7). Diese geben an, welchen mittleren Beitrag ein Einwohner in einem gegebenen geographischen Bezugsraum pro Jahr an den jeweiligen Wirkungskategorien hat. Damit können Informationen zur Relevanz einzelner Kategorien gewonnen werden.

Das Element „Ordnung“ wird in dieser Studie nicht eigens umgesetzt. Alternativ wird auf die in den Getränkeökobilanzen des Umweltbundesamts erfolgte Einstufung der Wirkungskategorien Bezug genommen, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der vorliegenden Studie mit den Ergebnissen der Getränkeökobilanzen des Umweltbundesamtes zu ermöglichen.

**Tabelle 1-2:** Einstufung der ökologischen Priorität in der Getränkeökobilanz des Umweltbundesamtes [UBA 2000] sowie Einstufung der Humantoxizität (PM10) durch das IFEU

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag	ökologische Gefährdung	Abstand zum Zielwert	Einstufung der ökologischen Priorität in UBA 2000
Klimawandel	<b>wird durch die Ergebnisse der Normierung bestimmt</b>	A (sehr groß)	A (sehr groß)	sehr große ökologische Priorität
Fossile Ressourcenbeanspruchung		C (mittel)	B (groß)	große ökologische Priorität
Eutrophierung (terrestrisch)		B (groß)	B (groß)	große ökologische Priorität
Versauerung		B (groß)	B (groß)	große ökologische Priorität
Sommersmog (~ bodennahe Ozonbildung)		D (gering)	B (groß)	große ökologische Priorität
Eutrophierung (aquatisch)		B (groß)	C (mittel)	mittlere ökologische Priorität
Naturraumbeanspruchung -> Versiegelte Fläche		A (sehr groß)	B (groß)	mittlere ökologische Priorität
Naturraumbeanspruchung -> Forstfläche		D (gering)	A (sehr groß)	mittlere ökologische Priorität
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)*				große ökologische Priorität (IFEU-Einstufung*)

Das vom Umweltbundesamt entwickelte Verfahren zur Ordnung beruht auf drei Kriterien. Die ersten beiden Kriterien sind die *ökologische Gefährdung* und der *Abstand zum Zielwert* (Distance-to-Target). Die entsprechende Einstufung der Wirkungskategorien ist in [UBA 1999] beschrieben. Die Einstufungen der ökologischen Gefährdung und des Abstandes zum Zielwert können sich heute möglicherweise anders darstellen. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der vorliegenden Studie mit den Ergebnissen der Getränkeökobilanzen des Umweltbundesamtes zu erhalten, werden die vom UBA getroffenen Einstufungen in die entsprechenden Wirkungskategorien beibehalten.

Zusätzlich zur UBA Einstufung von 1999 wird in diese Studie der Indikator Humantoxizität (PM10) aufgenommen, da nach jüngeren Erkenntnissen Staubpartikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 µm zu erheblichen Gesundheitsgefahren führen und diese Gesundheitsgefahren in nationaler bzw. europäischer Gesetzgebung Eingang gefunden haben (z. B: NEC-Richtlinie). [EU 1999]

Aufgrund der fehlenden Einstufung seitens UBA für diesen Indikator wurde IFEU-intern eine Einstufung des Indikators Humantoxizität (PM 10) vorgenommen.

Das dritte Kriterium sind die Ergebnisse der *Normierung*. Sind die ersten beiden Kriterien unabhängig vom Kontext einer individuellen Ökobilanzstudie, so kann sich die Prioritätenbildung je nach Normierungsergebnis unterscheiden. Damit ist auch die ökologische Prioritätenbildung kontextabhängig.

Die Einstufung der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ durch das Umweltbundesamt zur Bewertung in Ökobilanzen [UBA 1999] beruht teilweise auf Zielvorgaben zur Schutzguterhaltung, die durch den deutschen Kontext geprägt sind.

Der noch in der UBA Studie verwendete Indikator Naturraumbeanspruchung Deponiefläche ist im Kontext dieser Studie unter dem Indikator „versiegelte Fläche“ subsumiert. Ziel des Indikators Naturraumbeanspruchung Deponiefläche war es, die Flächenversiegelung durch Abfalldeponierungen zu bewerten. Dieser Aspekt wird in der vorliegenden Studie zwar weiterhin betrachtet, jedoch verliert der Flächenverbrauch durch die Deponierung von Abfällen in Deutschland seit Erlass der Ablagerungsverordnung vom 1. Juni 2005, wonach die Deponierung unbehandelter Haushaltsabfälle nicht mehr zulässig ist, zunehmend an Bedeutung. Daher wurde diese Wirkkategorie um die Betrachtung der beanspruchten versiegelten Verkehrsfläche ergänzt, welche sich aus dem LKW-Spezifischen Flächenbedarf und der bilanzierten Gesamt-Fahrleistung errechnet.

Eine „Gewichtung“ ist für vergleichende, der Öffentlichkeit zugängliche Ökobilanzen gemäß ISO 14040ff nicht zulässig und verbietet sich daher für die vorliegende Ökobilanz.

## 2 Exkurs Biermarkt Deutschland

Dieses Kapitel beruht auf einer Arbeit des IFEU, welche für den GDA (Gesamtverband der Aluminiumindustrie e.V.) gefertigt wurde [IFEU 2006]. Das Kapitel soll einen Einblick in den deutschen Biermarkt geben. Insgesamt gibt es bei Glas-Mehrwegflaschen eine große Bandbreite an Umlaufzahlen und Entfernungen, die jeweils vom konkreten Markt und Vermarktungsmodell abhängen. Das Kapitel soll helfen, die in der hier aktuell durchgeführten Ökobilanz verwendeten Umlaufzahlen und Distributionsentfernungen in einen Marktkontext zu stellen.

Um eine Übersicht zur derzeitigen Situation am Biermarkt zu erhalten, wurden in [IFEU 2006] zuerst Internetrecherchen durchgeführt, die im Anschluss durch telefonische Nachfragen bei Brauereien und Forschungsstellen konkretisiert wurden. Zusätzlich wurde eine von der Aluminiumindustrie bei der Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Wiesbaden (GVM) beauftragte Kurzstudie berücksichtigt. Die Vorgehensweise der IFEU- und der GVM- Recherchen waren im Vorfeld miteinander abgestimmt worden.

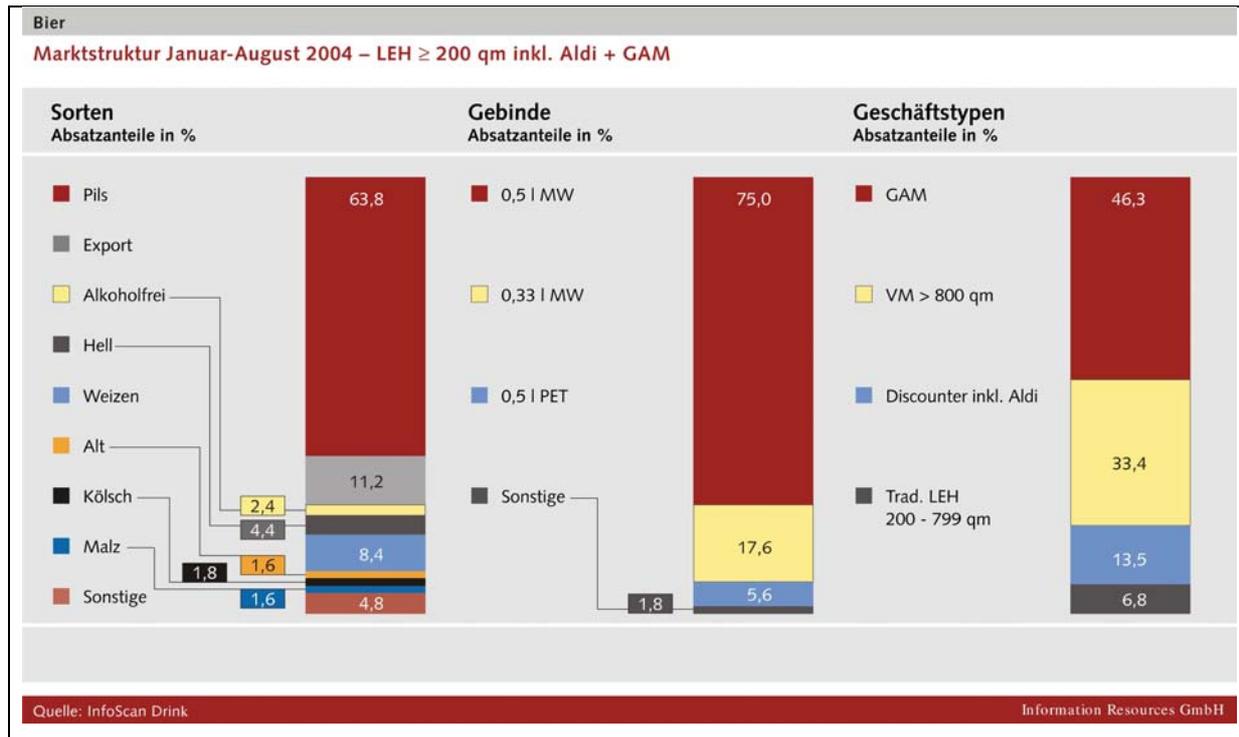
Die Erkenntnisse aus der Recherche sind im Weiteren dargestellt. Zur Veranschaulichung wurden dabei bewusst auch konkrete Beispiele herangezogen. Ein Überblick über den Biermarkt Deutschland kann über die Distributionsstruktur für Bier gewonnen werden. Nach Auskunft der VLB<sup>8</sup> Berlin waren Anteile der Distributionskanäle Bier für Mehrweg und Einweg ohne Fassbier in 2004 wie folgt verteilt:

- SB-Warenhaus: 25,9%
- Restliche Verbrauchermärkte: 12,6%
- Getränke Abholmärkte: 28,9%
- Discounter: 15,1%
- Trad. Lebensmitteleinzelhandel: 11,8%
- Restliche (z.B. Kiosk, Tankstelle): 5,8%

In Abbildung 2-1 sind die Anteile für den Lebensmitteleinzelhandel mit mehr als 200 m<sup>2</sup> Verkaufsfläche, inklusive Getränkeabholmärkte und Discounter wie z.B. Aldi dargestellt. Danach lag der Absatzanteil der 500 ml Mehrwegflaschen bei 75 %, der der 330 ml Mehrwegflaschen bei 17,6 %. Der Anteil der PET-Flaschen lag bei 5,6 %. Die Getränkedosen werden unter „sonstige“ mit 1,8 % geführt.

---

<sup>8</sup> Forschungsinstitut für Management und Getränkelogistik der Versuchs- und Lehranstalt für Brauerei in Berlin



**Abbildung 2-1:** Marktübersicht für Bier nach verschiedenen Sorten, Gebinden und Geschäftstypen. (Quelle: Information Resources Inc.)

## 2.1 Flaschenvielfalt

Der Bierkonsum in Deutschland sinkt in den letzten Jahren stetig. Um dennoch Marktanteile zu behalten, setzten viele Brauereien – sowohl große, überregionale als auch mittelgroße, regionalen Brauereien – in jüngster Zeit einerseits auf eine größere Sortenvielfalt im Getränkeangebot und andererseits auf eine Individualisierung der Verpackungen. Dies hat eine Diversifikation des Angebots zur Folge, die nachfolgend näher beschrieben wird.

Bis vor einigen Jahren beschränkten sich bei den großen Brauereien die verwendeten Mehrweg-Bierflaschen im Wesentlichen auf wenige Flaschentypen wie die braune NRW-Flasche oder die grüne Longneck-Flasche. Hierbei geht der Trend weg von der NRW-Flasche hin zur Ale-Flasche. Kleine Brauereien mit sehr lokaler Ausprägung nutzen seit jeher eine größere Flaschenvielfalt wie zum Beispiel verschiedene Bügelflaschen und andere Sonderformen.

Um die verschiedenen Produktgruppen innerhalb der eigenen Produktpalette (Premium Biere, Trend-/Lifestyle-Produkte, Biermischgetränke) deutlich voneinander abzugrenzen werden zudem verschiedene Flaschenfarben gewählt. Traditionell sind bei den norddeutschen Brauereien Becks und Jever die Premiumbiere in grünen Flaschen, während sie bei den meisten anderen in braunen Flaschen abgefüllt werden. Trendbiere wie „Gold“-Biere werden um dem Gold-Image gerecht zu werden in weißen Flaschen abgefüllt. Zusätzlich werden von einzelnen Brauereien „alte“ Flaschenformen wie z.B. die Steini-Flasche bei Veltins oder die Stubbi bei Bitburger relaunched.

Fast alle Brauereien vermarkten ihre Biere und Biermischgetränke in zwei verschiedenen Gebindegrößen (500 ml und 330 ml). Warsteiner füllt neuerdings Bier zusätzlich in 250 ml Flaschen ab. Ausnahmen bilden Spezial- und Trendbiere: Spezialbiere wie Weizenbiere werden überwiegend in 500 ml Flaschen und Trendbiere wie Gold-Biere oder Lifestyle-Biermischgetränke fast ausschließlich in 330 ml Flaschen abgefüllt.

Große Brauereien wie Becks und Veltins setzen seit Kurzem als besonderes Erkennungszeichen Reliefflaschen mit ihrem Namenszug ein. So gekennzeichnete Flaschen können ausschließlich von diesem Abfüller wiederbefüllt werden. Die Veltins-Reliefflasche wurde ursprünglich als um ca. 15 % leichtere Einwegflasche konzipiert, wurde aber im Rahmen der Pfanddiskussion leicht modifiziert, so dass sie nun den Spezifikationen einer Mehrwegflasche entspricht (Innendruckfestigkeit etc.).

Im Gastro-Bereich überwiegen die Fassbiere. Flaschen spielen daher eine untergeordnete Rolle, wenngleich hier mitunter eigene Formen/Farben eingesetzt werden. Der Flaschenrücklauf und die Sortenreinheit der zurückgegebenen Getränkekästen sind hier höher als im freien Verkauf. Schwieriger ist die Beurteilung der Event-Gastronomie. Nach Einschätzung von Veltins ist auch hier die Sortierqualität der zurückgegebenen Flaschen hoch, allerdings ist unklar, wie hoch der Verlust durch Glasbruch ist.

Der Anteil der poolfähigen Flaschen wird heutzutage auf ca. 50 verschiedene Typen geschätzt, wobei ungefähr gleich viele verschiedene Typen für die 330 ml und 500 ml Flaschen zu finden sind. (Auskunft Herr Biene, Veltins Brauerei)

Wegen des größeren Wiedererkennungseffektes beschränken sich die Brauereien in der Regel auf einen eingesetzten Flaschentyp je Gebindegröße für die gesamte Produktpalette wie z.B. ausschließlich Ale-Flaschen für das gesamte Sortiment.

## 2.2 Lebensdauer und Umlaufzahl

Die Nutzungsdauer der Mehrwegflaschen hängt einerseits von der Verfügbarkeit der benötigten Flaschentypen beim Abfüller und andererseits „vom Willen“ des Abfüllers ab, diese auch weiterhin zu verwenden. Die daraus resultierende Umlaufzahl stellt eine Kennzahl zur Effektivität des Mehrwegsystems dar. In diesem Zusammenhang sind in den letzten Jahren verstärkt die Sortierung der Flaschen und die optischen Anforderungen an diese in den Vordergrund getreten.

### Flaschensortierung

Werden 500 ml Flaschen auch weiterhin überwiegend in Kästen verkauft, so ist bei den kleineren Flaschen ein Einzelverkauf oder ein Verkauf in Six-Packs vermehrt feststellbar. Dies hat direkte Auswirkungen auf die Sortierung der zurückgegebenen Flaschen: Die 500 ml Flaschen werden tendenziell sortenrein und komplett in Kisten zurückgegeben, während die 330 ml Flaschen einzeln und in großer Sortenvielfalt im Getränkemarkt oder Lebensmittel-einzelhandel eingelöst werden, wo sie häufig nur unzureichend sortiert in leere Kisten gesetzt werden. Einen neuen Trend stellt der Einsatz von 6-er Kisten für 330 ml Flaschen dar – der Marktanteil der in diesem Gebinde verkauften Flaschen belief sich im Jahr 2005 bereits auf 3,7 % (www.infodienst.de, News – Bier vom 09.01.2006).

Zu beachten ist, dass die mechanische Beanspruchung lose zurückgegebener Flaschen höher ist als die von Kastenweise zurückgeführten Flaschen. (Auskunft Herr Heyer, VLB Berlin)

Wurden bis vor wenigen Jahren gerade bei kleineren Brauereien zurücklaufende Fremdflaschen dem Altglas zugeführt, so kommen auch diese wegen der immer größere werdenden Anteile an Fremdflaschen<sup>9</sup> aus Kostengründen nun nicht mehr umhin, diese wieder in den

---

<sup>9</sup> Dies tritt verstärkt bei den 330 ml Flaschen auf.

Pool zurück zu führen. Hierzu werden inzwischen auch Dienstleister eingesetzt, welche die Flaschen sortieren und dem Pool wieder zuführen. (Auskunft Herr Biene, Veltins Brauerei)

Große Brauereien kommen um eine Flaschenvorsortierung nicht umhin, um die Auslastung ihrer Abfüllanlagen weiterhin zu gewährleisten. Hier gibt es unterschiedliche Konzepte: Ein Teil der Brauereien wie z.B. Warsteiner lässt die Flaschen über den GFGH vorsortieren, während andere wie Veltins eigene Sortierzentren nachgerüstet haben. Auch hier werden die Fremdfaschen dem Pool über Dienstleister wieder zugeführt. (Auskunft Herr Biene, Veltins Brauerei)

## **Optische Anforderungen an Flaschen**

Die optischen Anforderungen an die Mehrweggebinde unterscheiden sich laut GVM je nach Bedeutung des Gebindes. Gerade bei biersortenspezifischen Gebinden wie „Gold“-Bieren, welche vorwiegend in 330 ml Gebinden vertrieben werden, sind die optischen Anforderungen sehr hoch. Ein Unterschied in den optischen Anforderungen an Relief-Flaschen und „normalen“ Flaschen wird nicht gesehen.

## **Umlaufzahlen**

Die kleineren 330 ml Gebinde haben im Schnitt eine geringere Umlaufzahl als 500 ml Mehrwegflaschen, nach GVM um bis zu 30 %. Hierfür können verschiedene Gründe angegeben werden: Von Bedeutung hierfür ist zum einen der Einzelverkauf und die lose Flaschenrückgabe, welche, wie bereits erwähnt, eine höhere mechanische Belastung für die Flasche bedeutet. Zum anderen ist ein höherer Verlust bei der Flaschensortierung wegen der größeren Durchmischung im Kasten (im Vergleich zur 500 ml Flasche) und des größeren Logistikaufwandes für die Nachsortierung nicht auszuschließen.

Die Umlaufzahlen über alle Flaschentypen und Größen liegen laut GVM im Durchschnitt bei unter 20. Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass einzelne Teilmärkte höhere oder niedrigere Umlaufzahlen aufweisen. Zu berücksichtigen ist laut GVM, dass durch den Systemwechsel vieler Brauereien ein überdurchschnittlicher Zukauf generiert wurde, der die Umlaufzahl zunächst niedriger erscheinen lässt, als sie sich im Anschluss an die Zukaufphase tatsächlich einstellt. Für Individualgebinde, wie sie für Trendbiere eingesetzt werden, und auch für sortimentsbezogene Individualflaschen sind GVM folgend Erhebungen in Brauereien notwendig, um die in diesem Absatz beschriebenen Thesen zu überprüfen.

Anmerkung: Die Vermutung, dass Mehrwegflaschen vermehrt wie Einwegflaschen behandelt werden, konnte anhand der recherchierten Informationen nicht bestätigt werden.

## **2.3 Distribution**

Von den über 1200 in Deutschland ansässigen Brauereien befinden sich ca. die Hälfte in Bayern. Die Zahl der Großbrauereien mit mehr als 500.000 Hektoliter beläuft sich auf 50 im Jahr 2004. ([www.gastronomie.de](http://www.gastronomie.de))

Der überregionale Vertrieb von Biersorten ist in Deutschland inzwischen weit verbreitet. Im Vordergrund stehen hierbei Premiummarken der großen Brauereien, Trendsorten wie „Gold“-Biere oder Bierspezialitäten. Gleichzeitig ist aber auch der regionale Vertrieb von einzelnen Biersorten gestiegen. [GVM 2005]

Folgende Fälle verdeutlichen das Spektrum möglicher Distributionsentfernungen: In einer Modellrechnung der GVM wurde z.B. die Transportentfernung für Becks-Bier von Bremen nach München mit 745 km abgeschätzt.

Neben den überregionalen Bieren müssen aber auch regionale Biere oder Bierspezialitäten wie z.B. Kölsch und Alt berücksichtigt werden, welche ihren Hauptumsatz in einem räumlich recht begrenztem Gebiet tätigen (Umkreis kleiner 100km).

Weiterhin gibt es auch große überregionale Brauereien mit starkem regionalem Bezug wie z.B. Veltins. Diese vertreiben ca. 70 % des Absatzes (Fass- und Flaschenbier) regional im Umkreis von bis zu 100 km. (Auskunft Herr Biene, Veltins Brauerei)

Eine weiter gehende Gewichtung der Distributionsentfernungen nach Absatzmengen wäre nur mit Hilfe vertiefter Distributions- und Marktanalysen möglich.

## 2.4 Zusammenhang Umlaufzahl und Transportentfernung

Im Rahmen einer Kurzstudie mit dem Titel „Entwicklung des Biermarktes – Auswirkungen auf wichtige Parameter der Ökobilanz von Mehrweg-Flaschen“ stellte die GVM den in der Abbildung 2-2 veranschaulichten Zusammenhang zwischen Umlaufzahl und Transportentfernung dar. Eine quantitative Zuordnung der Marktanteile ist anhand der Informationen aus der GVM-Kurzstudie nicht möglich.

Aufgeführt sind hier fünf verschiedene Fälle mit mehreren Modifikationen in qualitativer Darstellung.

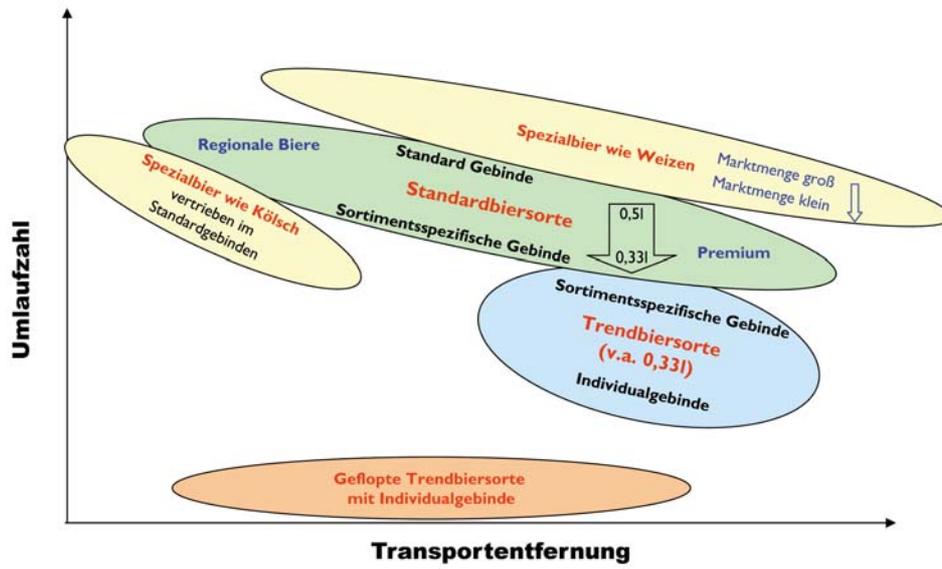
Einen Fall stellen die Standardbiersorten dar. Hier wird einerseits von der räumlichen Ausprägung her zwischen regionalen Bieren und Premiummarken und andererseits von der Gebindeart zwischen standard- und sortimentspezifischen Gebinden unterschieden. Die Transportentfernungen decken hierbei mehr oder weniger die gesamte Bandbreite ab, wobei die Schwerpunkte für die kürzeren Transportentfernungen naheliegenderweise bei den regionalen Bieren liegen, und die Premiumsorten durchaus auch höhere Transportentfernungen zurücklegen. Die Umlaufzahl wird für regionale Biere leicht höher als für die Premiumbiere angenommen, ebenso wird eine höhere Umlaufzahl für Standardgebinde als für sortimentspezifische Gebinde angenommen. Insgesamt liegt die Umlaufzahl jedoch in der oberen Hälfte der von der GVM numerisch nicht näher spezifizierten Bandbreite.

Weitere Fälle stellen die Spezialbiere dar. Hier wird unterschieden zwischen regionalen Spezialbieren wie z.B. Kölsch oder deutschlandweit vertriebenen Spezialbieren wie z.B. Weizenbier. In beiden Fällen werden vorwiegend Standardgebinde genutzt. Die regionalen Spezialbiere sind bei den Schwerpunkten der Transportdistanzen im unteren Drittel der Skala anzusiedeln, bei den deutschlandweit vertriebenen Spezialbieren ist von einer mittleren bis sehr großen Transportentfernung auszugehen. In beiden Fällen wird die Umlaufzahl als hoch eingeschätzt.

Eine neuere Entwicklung sind die Trendbiersorten. Hier werden der Grafik folgend die Absatzschwerpunkte in der zweiten Hälfte der Transportentfernungsskala gesehen (hohe bis sehr hohe Transportentfernung). Je nach Gebinde werden mittlere Umlaufzahlen für sortimentspezifische Gebinde bis eher niedrige Umlaufzahlen für Individualgebinde angenommen.

Als fünfter Fall werden geflopte Trendbiersorten in Individualgebinden dargestellt. Hierfür werden sehr niedrige Umlaufzahlen und eine große Bandbreite bei der Transportentfernung angegeben.

**Einflüsse der Biersorte, Gebinde und der Transportentfernung auf die Umlaufzahl  
GVM 2005**



**Abbildung 2-2:** Abhängigkeiten von Umlaufzahl und Transportentfernung für verschiedene Biersorten [GVM 2005].

### 3 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien

In der vorliegenden Studie werden ausgewählte Einweg- und Mehrweg-Verpackungssysteme für den Transport von 500 ml Bier mit Weißblech- und Aluminiumdosen ökobilanziell verglichen. Die untersuchten Systeme unterscheiden sich vornehmlich in Menge und Art des Primärmaterials sowie dessen Entsorgung bzw. Verwertung. Sekundär- und Tertiärverpackungen, welche für die Distribution benötigt werden, unterscheiden sich ebenfalls (siehe Tabelle 3-1).

Die Entsorgungs- bzw. Verwertungswege der untersuchten Verpackungssysteme sind materialspezifisch und werden mit für Deutschland gültigen Daten gerechnet.

Einen Überblick über die Verpackungsdefinitionen, Palettenschemata, Rücklaufquoten und Umlaufzahlen sind der Spezifikationstabellen 3-1 zu entnehmen. Die Fließbilder im Abschnitt 3-3 zeigen die Lebenszyklen der einzelnen Verpackungssysteme in schematischer Form.

Angaben zu den Basisszenarien und den durchgeführten Sensitivitätsanalysen sind den Tabellen 3-3 und 3-7 zu entnehmen.

**Tabelle 3-1:** Spezifikationen der Verpackungssysteme für den Transport befüllter Verpackungen vom Abfüller zum Verkaufsort:

	<b>Alu-Dose 500 mL</b>	<b>Weißblech- Dose 500 mL</b>	<b>PET EW- Flasche 500 mL (monolayer)</b>	<b>PET EW- Flasche 500 mL (multilayer)</b>	<b>Glas EW- Flasche 500 mL</b>	<b>Glas MW- Flasche 500 mL</b>
<b>Datenquelle</b>	[BCME 2009]	[BCME 2009]	*)	*)	*)	[UBA 1995]
<b>Primärverpackung [g]</b>	<b>16,06</b>	<b>31,33</b>	<b>27,5</b>	<b>31,3</b>	<b>262,8</b>	<b>383,4</b>
Flasche ( <i>Glas/PET</i> ) [g]	–	–	24,1	27,9	260	380
Dosenbody [g] ( <i>Alu/Weißblech</i> )	12,91	27,8	–	–	–	–
Deckel [g] ( <i>HDPE/Weißblech/Alu</i> )	2,73 ( <i>Alu</i> )	2,73 ( <i>Alu</i> )	2,90 ( <i>HDPE</i> )	2,90 ( <i>HDPE</i> )	2,20 ( <i>Weißblech</i> )	2,20 ( <i>Weißblech</i> )
Label ( <i>Papier</i> ) [g]	–	–	0,8	0,8	0,6	1,2
Lack und Farbe [g] für Dosenbody (inkl compound)	0,424	0,797	–	–	–	–
Umlaufzahl (ULZ) (Dose/ Flasche)	1	1	1	1	1	25**
<b>Umverpackung [g] (Sekundärverp.)</b>	<b>162</b>	<b>162</b>	<b>106</b>	<b>106</b>	<b>333</b>	<b>1850</b>
Kiste/Schrumpfpack						
Wellpappe [g]	162	162	106	106	302,7	–
HDPE [g]	–	–	–	–	–	1850
LDPE [g]					30,3	
<b>Transportverpackung (Tertiärverp.) [g]</b>	<b>24533</b>	<b>24533</b>	<b>24450</b>	<b>24450</b>	<b>24450</b>	<b>24008</b>
Holzpalette (Euro) [g]	24000	24000	24000	24000	24000	24000
Schrumpffolie (LDPE pro Palette) [g]	533	533	450	450	450	8
Umlaufzahl (Palette)	25	25	25	25	25	25
<b>Palettenkonfiguration</b>						
Dosen/Flaschen pro Kasten/Schrumpfpack	24	24	24	24	24	20
Kasten/Schrumpfpack pro Lage	9	9	9	9	6	8
Lagen pro Palette	7	7	6	6	6	5
Dosen/Flaschen pro Palette	1512	1512	1296	1296	864	800
Menge transportierte Verpackungen pro LKW	42336	40824	41472	41472	28512	22400
Menge transportiertes Bier [L]	21168	20412	20736	20736	14256	11200

\*) Die Spezifikationen der Primärverpackung beruhen teils auf Stichproben des deutschen Marktes und teils auf Herstellerangaben

\*\*\*) Varianten: ULZ 1, 5, 10

### 3.1 Verpackungsspezifikationen

Verpackungssysteme können generell durch ihre Zusammensetzung charakterisiert werden. Wobei die Primärverpackungszusammensetzung sowie deren Gewicht abhängig sind von der zu erfüllenden Funktion, also die Verpackung von 500 ml Bier. Sekundär- und Tertiärverpackungen werden hauptsächlich durch die für den Transport erforderlichen Anforderungen bestimmt.

Nachfolgend werden die Hauptcharakteristika der verschiedenen untersuchten Verpackungssysteme kurz beschrieben. Genauere Angaben zu Zusammensetzungen, den Verpackungsspezifikationen und der Implementierung der dem LCA Model zugrunde liegenden Stoffströme sind in Tabelle 3-1 zusammengefasst.

#### **Einwegverpackungssystem: Weißblechdose**

In dieser Ökobilanz wird eine 500 ml Weißblechdose untersucht, welche für das Füllgut Bier eingesetzt wird. Das Gewicht der Dose beträgt 27,8 g, das Deckelgewicht beträgt 2,73 g. Die Dose ist innen lackiert und außen bedruckt und lackiert, enthält also kein Label. Das Gesamtgewicht der Dose beträgt somit 31,33 g, inklusive 797 mg Lack, Druckfarbe und Compound.

Auf einem Wellpappetray finden 24 Weißblech-Dosen Platz. Die Palettierung ermöglicht 1512 Dosen pro Palette. Für die Distribution können 40824 Verpackungen auf einen 40t LKW geladen werden.

Die Primärverpackungsspezifikationen wurden durch die Mitglieder der BCME erhoben und zur Verfügung gestellt. Die Spezifikationen für die Sekundär- und Primärverpackungen stammen aus der IFEU-internen Datenbank.

#### **Einwegverpackungssystem: Aluminiumdose**

Ebenfalls wird in dieser Studie die 500 ml Aluminiumdose für den Transport von Bier untersucht. Der Dosenbody wiegt 12,91 g und der Dosendeckel wiegt wie bei der Weißblechdose 2,73 g. Die Aluminiumdose ist bedruckt, hat also kein Label aus Papier oder Kunststoff. Mit Druckfarbe, Lack und Compound (424 mg) ergibt sich ein Gesamtgewicht von 16,06 g.

Im Systemmodell der vorliegenden Studie wird angenommen, dass die Aluminiumdose aus 80% Primäraluminium und 20% Sekundäraluminium aus Prozessschrotten (in der EAA Terminologie als „clean scrap“ bezeichnet), also ohne Post-Consumer Sekundäraluminium hergestellt wird (vgl. Abbildung 3-2 und Anhang B Abbildung B-3). Dies hat methodische Gründe und stellt einen Unterschied zur Vorgehensweise in [UBA II] dar, wo von 90% Sekundäraluminium (dort die Summe aus Prozess- und Post-Consumer-Sekundäraluminium) im Dosenbodyband ausgegangen wurde. Bei der Darstellung der Ergebnisse (siehe Kapitel 6.1) wird kurz erläutert, inwieweit diese methodische Festlegung ergebnisrelevant ist.

24 Aluminiumdosen werden jeweils in Wellpappe-Trays verpackt. Das Palettenschema gibt die Möglichkeit zur Stapelung von 1512 Dosen pro Palette. Für die Distribution werden 42336 Dosen auf einem LKW transportiert (40t LKW).

Die Daten für die Primärverpackungen sowie für die Sekundär- und Tertiärverpackungen wurden von BCME geliefert.

## **Glas-Mehrwegverpackungssystem**

Die Glas-Mehrwegflasche hat bereits eine lange Tradition als Getränkeverpackung und ist die führende Verpackung in Bezug auf Bier. Die Mehrweg-Glasflasche wird aus Braunglas hergestellt und hat bei der Herstellung in Deutschland einen Recykatanteil von 65%. In dieser Studie wird eine 500 ml Glasflasche (380 g) mit einem Weißblechdeckel (2,2 g) und einem Papierlabel (1,2 g) untersucht. Alle Verpackungsspezifikationen sind angelehnt an [IFEU 2006, UBA 1995].

In einem HDPE Kasten werden 20 Glasflaschen transportiert. 800 Glasflaschen stehen auf einer Palette. Durch das relativ hohe Gewicht kann der in dieser Studie betrachtete 40t LKW nicht voll beladen werden, da ansonsten die maximale Nutzlast überschritten werden würde. Somit können ca. 22400 Glasflaschen auf einen LKW geladen werden.

Für die Basisszenarien wird die Glasflasche mit den Umlaufzahlen 25 [IFEU 2006] betrachtet. Als Sensitivitäten werden zusätzlich die Umlaufzahlen 1, 5 und 10 betrachtet.

## **Glas-Einwegverpackungssystem**

Des Weiteren wird in dieser Studie die Glas-Einwegflasche betrachtet. Sie wird, wie die Glas-Mehrwegflasche, aus Braunglas hergestellt und hat in Deutschland einen Rezyklatanteil von 65%. Die in dieser Studie betrachtete 500 ml Einwegflasche ist leichter als die Glas-Mehrwegflasche, da sie nicht den Ansprüchen einer mehrfachen Verwendung genügen muss. Das Flaschengewicht beträgt 260 g. Das Label hat ein Gewicht von 0,6 g, der Weißblech-Kronkorken eines von 2,2 g.

In einem Schrumpfpack sind 24 Glasflaschen zusammengefasst. 864 Glasflaschen stehen auf einer Palette. Aufgrund des relativ hohen Gewichts der Glasflasche kann der in dieser Studie betrachtete 40t LKW nicht voll beladen werden. Es können nur ca. 28512 Glasflaschen auf einen LKW geladen werden.

## **PET-Einweg-Verpackungssystem**

In dieser Studie werden sowohl PET-monolayer-Einweg-Flaschen als auch PET-multilayer-Einweg-Flaschen betrachtet. Da für den deutschen Markt keine belastbaren Daten über den Recyklateinsatz von braunen PET-Flaschen erhältlich waren, wurde für beide Flaschen eine Herstellung aus 100% Primärmaterial angenommen. Multilayer-Flaschen bestehen aus mehreren Schichten, wobei meist eine Materialschicht mit besseren Barriereigenschaften zwischen zwei PET-Schichten eingebettet ist. Die Schichten werden bereits bei der Preform-Herstellung im Streckblasprozess erzeugt (co-injection). Für das multilayer Flaschenmaterial, welches in dieser Studie untersucht wird, wird angenommen, dass die Schichten aus PET mit 5% Polyamidanteil (PA) bestehen. Polyamid ist ein typisches eingesetztes Barrierematerial für multilayer PET-Flaschen in Marktsegmenten mit empfindlichen Füllgütern.

Auf einem Wellpappe-Tray befinden sich 24 PET Einwegflaschen. Das Palettenschema ermöglicht den Transport von 1296 Verpackungen pro Palette. Auf einen 40 t LKW können 41472 Verpackungen geladen werden.

## Tertiäre Verpackung (Paletten)

Das Glas-Mehrwegsystem wird auf den so genannten Euro-Paletten distribuiert. PET Einwegsysteme, die für den Discount bestimmt sind, werden mit zunehmender Häufigkeit auf Düsseldorfer Halbpaletten (DHP) ausgeliefert. Die Umlaufzahlen der DHP liegen unter denen der Euro-Paletten, da diese durch das Palettenhandling in den Zentrallagern stärker beansprucht werden und sich bauartbedingt im Vergleich mit den Euro-Paletten als weniger robust erweisen. In der vorliegenden Studie wird ein Transport aller Verpackungssysteme auf Euro-Paletten angenommen.

## 3.2 Entsorgung

Die Tabelle 3-2 gibt einen Überblick über die Festlegungen im Bereich der Entsorgung der verschiedenen Verpackungssysteme. Durch die Erfassungs- bzw. Rücklaufquote wird festgelegt, welcher Anteil der Verpackungen vom Verbraucher in das System zurückgegeben wird und welcher Anteil der Verpackungen entsorgt wird. Durch die Recyclingquote wird festgelegt, welcher Anteil der Verpackungen tatsächlich einem Recyclingprozess zugeführt wird. In dieser Studie wurde als konservative Annahme für alle Einwegsysteme ein Sortierverlust von 1% in der Pfandroute angenommen.

**Tabelle 3-2:** Erfassungs- und Rücklaufquoten (bezogen auf die gesamte Marktmenge)

End-of-life settings	Alu-Dose	Weißblech-Dose	PET Einwegflasche	PET Einwegflasche	Glas Einwegflasche	Glas Mehrwegflasche
	500 mL	500 mL	500 mL (monolayer)	500 mL (multilayer)	500 mL	500 mL
Quelle	<i>GVM 2009</i>	<i>GVM 2009</i>	<i>GVM 2009</i>	<i>GVM 2009</i>	<i>Feve 2009</i>	<i>Feve 2009</i>
Erfassungsquote [%]	96*	96*	94*	94*	87,9	87,9
Recyclingquote [%]	95,04	95,04*	93,06	93,06	87*	87*

Die mit \* gekennzeichneten Daten entsprechen den Quellenangaben. Die übrigen Zahlen wurden unter Berücksichtigung der Verluste in der Recyclingkette berechnet.

Für die verbleibenden Verpackungsabfälle (Differenz zwischen Marktmenge und rezyklierten Verpackungen) wird eine Beseitigung in der Müllverbrennungsanlage angenommen.

### Anmerkungen zum Einwegpfand:

Getränkehersteller und Importeure erheben als Erstinverkehrbringer bzw. Pfandkontoführer für jede pfandpflichtige Einweggetränkeverpackung, die sie verkaufen, einen Pfandbetrag von 25 Cent zzgl. Umsatzsteuer. Einweg-Bierverpackungen fallen unter die Pfandpflicht.

Die in Tabelle 3-2 aufgeführten Erfassungsquoten für alle im Rahmen dieser Studie untersuchten Einweg- und Mehrwegverpackungen sind wesentlich durch diese Bepfandung zu begründen.

## 3.3 Stoffflussbilder

Die folgenden Abbildungen 3-1 bis 3-5 zeigen die relevanten Stoffflüsse der untersuchten Verpackungssysteme, basierend auf den in den Kapiteln 1 und 3 genannten Festlegungen. Die Fließbilder sind generell vereinfacht. Die der Bilanzierung zu Grunde liegenden Stoffstrommodelle sind jedoch an einigen Punkten detaillierter. Die multilayer PET-Einwegflasche wurde aus Vereinfachungsgründen nicht abgebildet, entspricht jedoch bis auf das in ihr ent-

haltene Polyamid und dem Flaschengewicht dem Stoffstrom der monolayer PET-Einwegflasche.

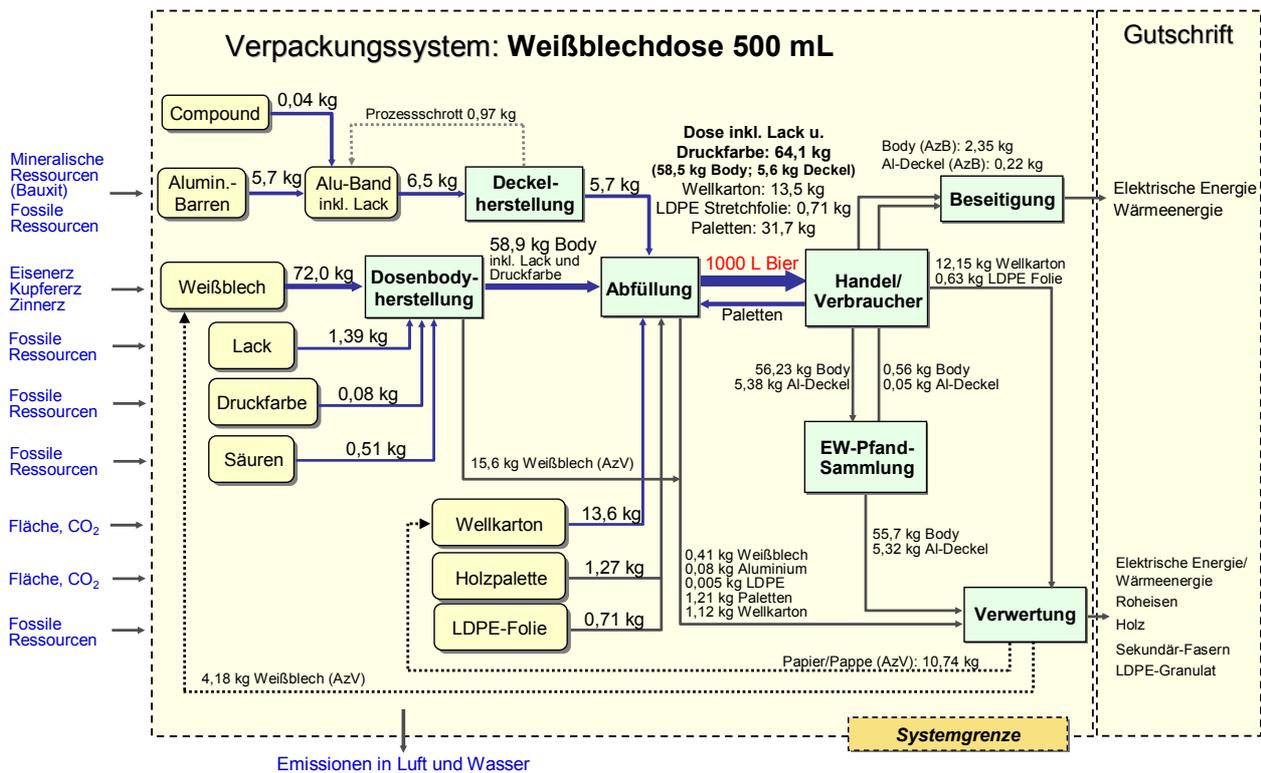


Abbildung 3-1: Fließbild Weißblechdose (Basisszenario Stahlwerk)

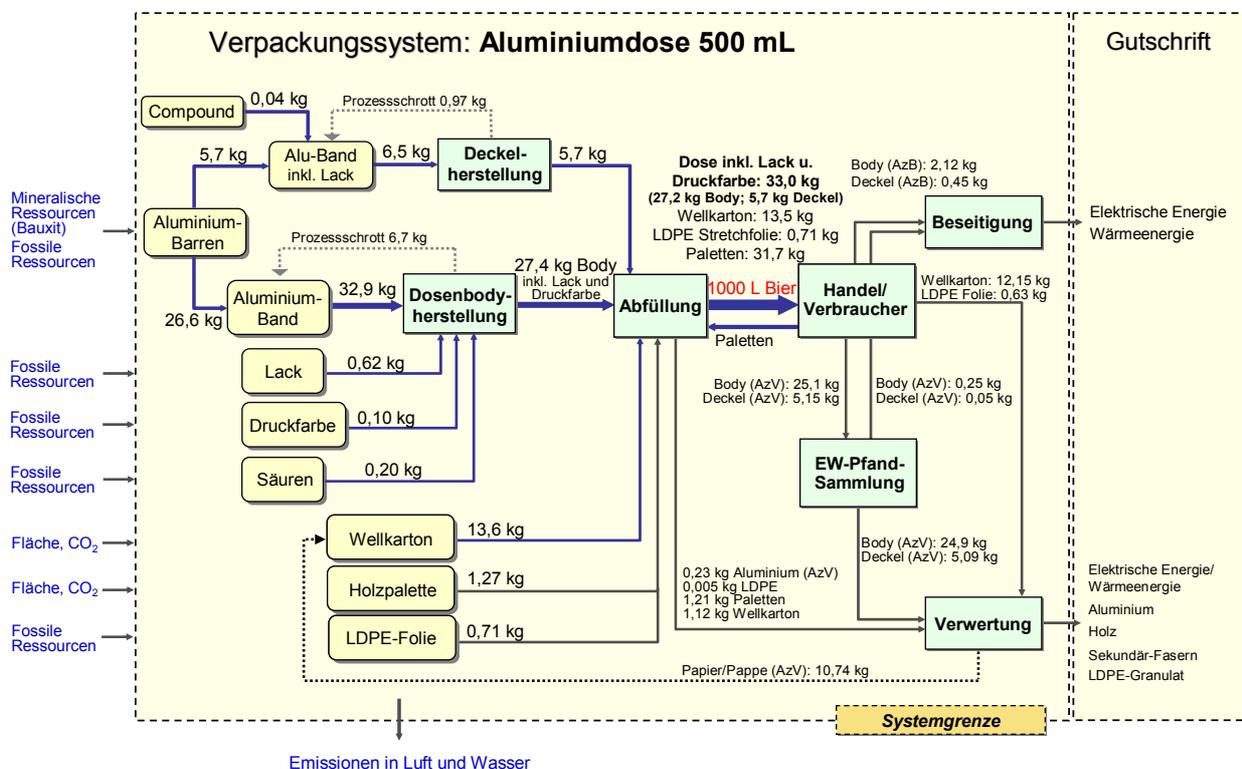


Abbildung 3-2: Fließbild Aluminiumdose

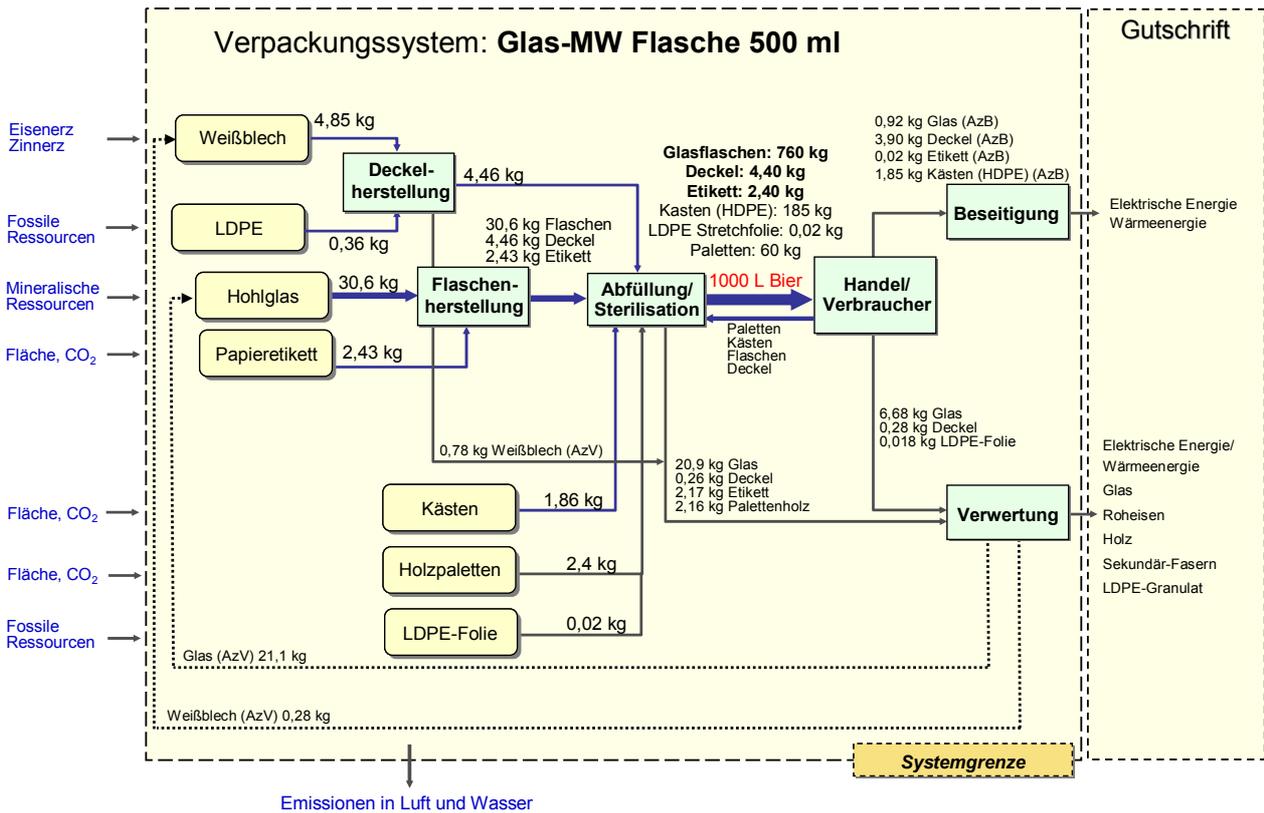


Abbildung 3-3: Fließbild Glas-Mehrweg-Flasche (Basisszenario 25 Umläufe)

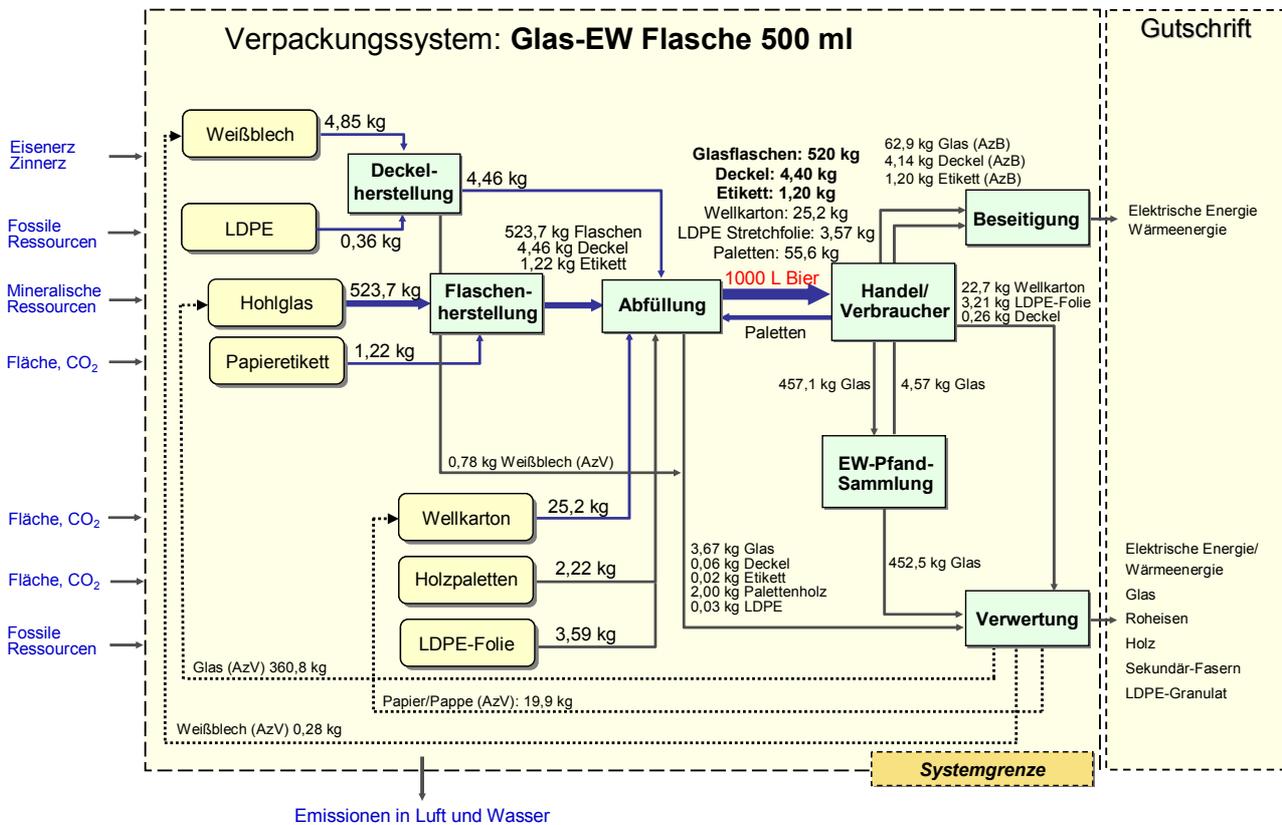
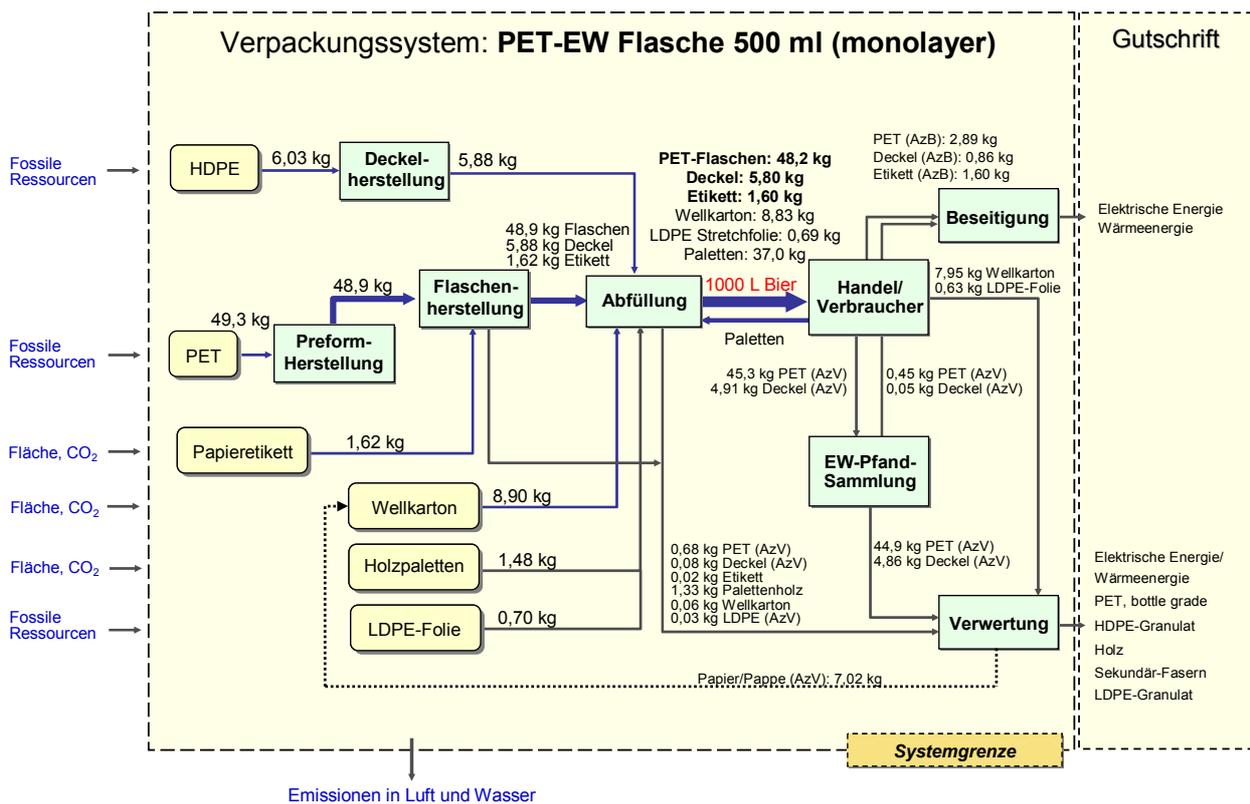


Abbildung 3-4: Fließbild Glas-Einweg-Flasche



**Abbildung 3-5:** Fließbild PET-Einweg-Flasche (monolayer)

### Anmerkungen zum Recycling der PET-Einwegflasche

Aufgrund der dunkleren Farbgebung der meisten PET-Flaschen im Marktsegment Bier (braune Flaschen), unterliegen die gebrauchten Flaschen normalerweise keinem bottle-to-bottle Recycling, sondern werden zu rPET flakes verarbeitet typischerweise in Faseranwendungen eingesetzt. Das Rezyklat ist daher eine PET amorph Qualität. Eine realitätsnahe Abbildung der Prozesse im Systemmodell wäre daher ein einfacher PET Recycling-Prozess und eine Gutschrift des vom Flaschensystem abgegebenen Sekundärrohstoffs rPET durch PET amorph.

Aus Gründen der Datenverfügbarkeit konnte dieser Ansatz in der vorliegenden Studie nicht umgesetzt werden, da kein PET amorph Inventardatensatz mit vergleichbarem zeitlichem Bezug für die Bilanzierung zur Verfügung steht. Erfahrungen verschiedener Ökobilanzen zeigen aber, dass die Entwicklung gerade in der PET-Prozesskette über die Jahre hinweg starken Optimierungen unterliegt, was bedeutet, dass durch eine Gutschrift mit einem (deutlich älteren) PET amorph Datensatz der Nutzen stark überschätzt würde. Daher wurde in der vorliegenden Studie behelfsweise eine PET bottle grade Gutschrift vergeben und behelfsweise der etwas aufwendigere lebensmitteltaugliche bottle-to-bottle-PET Recyclingprozess für die Bilanzierung herangezogen.

### Anmerkungen zum Recycling der Metallschrotte bei Aluminium- u. Weißblechdosen

Die Annahmen zum Stofffluss der Metallschrotte in den Dosenszenarien und deren modelltechnische Umsetzung sind auch in gesonderten Fließbildern im Anhang B dargestellt. Ihre Relevanz ergibt sich aus der Metallmenge die in einem geschlossenen bzw. offenen Materialkreislauf (closed loop) läuft. Die verbleibende Menge ist Teil eines offenen Materialkreislaufs (d. h. in ein anderes Produktsystem, open loop). Diese wiederum bestimmt die Höhe

des Zusatznutzens für Sekundärmetall (bilanztechnisch: Gutschrift), der gerade bei den Getränkedosen die Netto-Ergebnisse besonders stark beeinflusst. Alle Materialmengenströme, die Teil des offenen Materialkreislaufs sind, unterliegen der gewählten Allokationsmethode für die Allokation auf Systemebene (im Basisfall 100%, als Sensitivität 50%).

Im Falle des Aluminiumdosensystems, welches im Systemmodell ausschließlich (~ 20%) Sekundäraluminium aus Prozessschrotten im Dosenbodyband enthält, bedeutet dies, dass modelltechnisch der gesamte Mengenstrom gebrauchter und für das Recycling erfasster Dosen dem open loop Recycling unterliegt.

Der alternative Ansatz für das Modell der Aluminiumdose („recycled content“ Ansatz) würde nach Ansicht der Autoren der vorliegenden Studie den realen Materialströmen am nächsten kommen, konnte aber aufgrund fehlender Informationen zum Post-consumer Sekundäraluminiumgehalt in Dosenbodybändern nicht umgesetzt werden (s.a. Abschnitt 1.8.2).

### 3.4 Umfasste Szenarien

Für jedes der untersuchten Produktsysteme werden Basisszenarien bilanziert, mit dem die jeweilige Situation im definierten Bezugsraum möglichst repräsentativ abgebildet werden soll. Sensitivitätsanalysen dienen dazu, die Ergebnisrelevanz von Datensätzen und Systemannahmen in den Basisszenarien zu überprüfen. Es wird unterschieden zwischen Basis, Sensitivität und Varianten.

Abschnitt 3.4.1 und Abschnitt 3.4.2 geben einen kurzen Überblick über die Basisszenarien und Sensitivitäten dieser Studie.

#### 3.4.1 Basisszenarien

Bei den Basisszenarien wird in dieser Studie zwischen zwei Fallgruppen unterschieden, und zwar einer Bilanzierung mit einer Distributionsentfernung von 100 km und einer Distributionsentfernung von 400 km. Die genannten Entfernungen beziehen sich hierbei auf die erste Distributionsstufe. Genauere Informationen zum verwendeten Distributionsmodell finden sich in Kapitel 4.7. Auf Wunsch des Auftraggebers werden alle Basisszenarien unter Anwendung der 100% Allokation bilanziert. Die Relevanz dieser methodischen Festlegung wird anhand einer Sensitivitätsanalyse geprüft. Den Basisszenarien liegen die im Abschnitt 3.3. gezeigten Stoffstrommodelle zugrunde. Eine genauere Darstellung der Metallströme ist für die Aluminium- und Weißblechdosen im Anhang B (Abbildungen B-1 und B-3) zu finden. Tabelle 3-3 gibt eine Übersicht über die bilanzierten Basisszenarien.

**Tabelle 3-3:** Basisszenarien der untersuchten Getränkeverpackungssysteme

Basisszenarien: Allokationsfaktor 100	Kürzel
<b>Allokationsfaktor 100%; Distributionsentfernung 100 km = Fallgruppe A</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi

Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Aluminium-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	Weißblech-Dose

Allokationsfaktor 100%; Distributionsentfernung 400 km = Fallgruppe B	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Aluminium-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	Weißblech-Dose

### 3.4.2 Szenarien zur Durchführung von Sensitivitätsanalysen

Aus Sicht der Auftragnehmer ist die Analyse der Ergebnisrelevanz der nachfolgend aufgelisteten Aspekte erforderlich. Die Besonderheiten und Ergebnisse der durchgeführten Sensitivitätsanalysen werden im Kapitel 6 näher erläutert werden. Die Kurzbeschreibung zum Szenarienüberblick in diesem Kapitel dient der Orientierung des Lesers.

- Aspekt unterschiedliche Allokationsfaktoren

Wie bereits in Kapitel 1.8 erwähnt, wird für ausgewählte Szenarien die Ergebnisrelevanz der Festlegung einer 100% Allokation im Basisszenario mittels einer 50% Allokation als Sensitivitätsanalyse untersucht. (Letzteres entspricht dem Basis-Ansatz in den UBA Ökobilanzen [UBA 2002]). Die Ergebnisse werden in Kapitel 6 dargestellt.

- Aspekt Betrachtung verschiedener Umlaufzahlen für Glas-Mehrweg-Flaschen

Kapitel 2 und insbesondere Abbildung 2-2 liefern Hinweise, dass je nach Biermarke und -sorte große Bandbreiten bei der Umlaufzahl und der mittleren Transportentfernung von Glas-Mehrwegflaschen vorhanden sein könnten. Dezidierte Zahlen liegen hierzu jedoch nicht vor. Auf Wunsch des Auftraggebers wurden daher Berechnungen mit Umlaufzahlen von 10, 5 und 1 durchgeführt. Zur Marktrelevanz dieser Zahlen liegen allerdings keine Informationen vor. Insbesondere die Umlaufzahl von 1 dürfte allenfalls von erkenntnistheoretischer Bedeutung sein.

- Aspekt Wahl des Recyclingmodells für Weißblech: Recycling via Konverter

Im Basisszenario wird das Recycling der Weißblechdose via Konverter modelliert. Dabei wird für den wieder einsetzbaren Schrott der Ersatz von Roheisen gutgeschrieben (siehe hierzu auch Abbildungen im Anhang B). Alternativ wird das Recycling via Lichtbogenofen als Sensitivitätsanalyse bilanziert. Dabei werden die Lasten des Lichtbogenofens berücksichtigt und für den wieder einsetzbaren Schrott werden die Aufwendungen zur Herstellung von Stahlbrammen gutgeschrieben.

**Tabelle 3-4:** Sensitivitätsszenarien bezüglich Allokation

<b>Sensitivitäten: Allokationsfaktor 50</b>	<b>Kürzel</b>
<b>Allokationsfaktor 50%; Distributionsentfernung 100 km = Fallgruppe A</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Aluminium-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	Weißblech-Dose
<b>Allokationsfaktor 50%; Distributionsentfernung 400 km = Fallgruppe B</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Aluminium-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	Weißblech-Dose

**Tabelle 3-5:** Sensitivitätsszenarien bezüglich verschiedener Umlaufzahlen für die Glas-Mehrwegflasche

Sensitivitäten: Allokationsfaktor 100	Kürzel
<b>Allokationsfaktor 100%; Distributionsentfernung 100 km = Fallgruppe A</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 1	Glas MW ULZ 1
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 5	Glas MW ULZ 5
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 10	Glas MW ULZ 10
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Alu-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	WB-Dose
<b>Allokationsfaktor 100%; Distributionsentfernung 400 km = Fallgruppe B</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 1	Glas MW ULZ 1
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 5	Glas MW ULZ 5
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 10	Glas MW ULZ 10
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Alu-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	WB-Dose

**Tabelle 3-6:** Sensitivitätsszenarien bezüglich verschiedener Umlaufzahlen für die Glas-Mehrwegflasche

Sensitivitäten: Allokationsfaktor 50	Kürzel
<b>Allokationsfaktor 50%; Distributionsentfernung 100 km = Fallgruppe A</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 1	Glas MW ULZ 1
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 5	Glas MW ULZ 5
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 10	Glas MW ULZ 10
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Alu-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	WB-Dose
<b>Allokationsfaktor 50%; Distributionsentfernung 400 km = Fallgruppe B</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 1	Glas MW ULZ 1
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 5	Glas MW ULZ 5
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 10	Glas MW ULZ 10
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Alu-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	WB-Dose

**Tabelle 3-7:** Sensitivität bezüglich Entsorgungsrouten der Weißblechdose

Sensitivitäten Allokationsfaktor 100	Kürzel
<b>Allokationsfaktor 100%; Distributionsentfernung 100 km</b>	
Glas-Einwegflasche; 500 ml => Gewicht: 260 g; Umlaufzahl: 1	Glas EW
Glas-Mehrwegflasche; 500 ml => Gewicht: 380 g; Umlaufzahl: 25	Glas MW ULZ 25
PET-Einwegflasche (monolayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 24,1 g	PET EW mono
PET-Einwegflasche (multilayer); 500 ml => Gewicht ohne Deckel: 27,9	PET EW multi
Aluminiumdose; 500 ml => Gewicht inkl. Deckel: 16,06 g	Aluminium-Dose
Weißblechdose; 500 ml, Stahlwerk-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	WB-Dose Stahlwerk
Weißblechdose; 500 ml, Elektrolichtbogenofen-Route => Gewicht inkl. Deckel: 31,32 g	WB-Dose E-Ofen

## 4 Ausgewählte Daten zur Sachbilanz

In den folgenden Abschnitten werden kurz die verwendeten Inventardaten und Prozessschritte beschrieben, die für die Modellierung verwendet wurden. Ab Unterkapitel 4.6 wird etwas auf Hintergrunddaten bezüglich Abfüllung, Distribution und Energiebereitstellung eingegangen. Die Validierung der in dieser Studie verwendeten Industriedaten erfolgte durch Gegenprüfung mit Literaturdaten, Herstellerdaten sowie weiteren aus der IFEU-Datenbank erhältlichen Daten.

Folgende Tabelle 4-1 gibt einen Gesamtüberblick über Quellen und Bezugsjahre der verwendeten Datensätze:

**Tabelle 4-1:** Überblick über die in dieser Studie verwendeten Datensätze

Material / Prozessschritt	Quelle	Bezugsjahr
<b>Metalle</b>		
Roheisen	World Steel 2009	2005/2006
Weißblech	World Steel 2009	2005/2006
Stahlbramme	World Steel 2009	2005/2006
Elektrolichtbogenofen	World Steel 2009	2005/2006
<b>Kunststoffe</b>		
Primäraluminium	EAA 2008	2005
Aluminiumdosenbodyband	EAA 2009	2005
Aluminiumdosendeckelband	EAA 2009	2005
HDPE	PlasticsEurope, online veröffentlicht im März 2005	1999
LDPE	PlasticsEurope, online veröffentlicht im März 2005	1999
PP	PlasticsEurope, online veröffentlicht im März 2005	1999
PET	PlasticsEurope (interne Daten 2009)	2008
<b>Herstellung /Prozessdaten</b>		
Weißblechdose	BCME, 2009	2008
Aluminiumdose	BCME, 2009	2008
PET Einwegflasche	IFEU-interne Datenbank	~2008
Glasmehrwegflasche inkl. Glasherstellung	UBA 2000 (Behälterglas); Energievorketten auf 2007 aktualisiert	2000/2007
Wellpappe u. Wellpappetrays	Fefco 2006	2005
<b>Verwertung/Entsorgung</b>		
PET Recycling	IFEU interne Datenbank	2005/2006
Deponierung	IFEU Datenbank, basierend auf Statistiken und Deponiemodellen	~2005
(Hausmüll-)Verbrennung	IFEU Datenbank, basierend auf Statistiken und Müllverbrennungsanlagenmodellen	~2005
<b>Hintergrunddaten</b>		
Energiebereitstellung, Deutschlandstrom 2008	IFEU Datenbank, basierend auf Statistiken und Kraftwerksmodellen	2008
LKW Transporte	IFEU Datenbank, basierend auf Statistiken und Transportmodellen, Emissionsfaktoren basierend auf HBEFA 2.1 [INFRAS 2004].	2005

## 4.1 Verpackungsmaterialien aus Aluminium

Innerhalb der betrachteten Verpackungssysteme wird Aluminium für folgende Verpackungskomponenten eingesetzt:

- Aluminiumband zur Herstellung des Rumpfes der Aluminiumdosen (Bodyband)
- Aluminiumband zur Herstellung der Deckel von Weißblech- und Aluminiumdosen

Die Grundlage für die verwendeten Ökobilanzdaten bilden die im Jahr 2008 veröffentlichten Ökopprofile der European Aluminium Association (EAA), Brüssel [EAA 2008] sowie direkt vom EAA bereitgestellte Daten für das Aluminiumdosenband und das Aluminiumdosendeckelband. Datum der Bereitstellung und Bezugsraum der Daten sind Tabelle 4-2 zu entnehmen.

**Tabelle 4-2** Verwendete Aluminiumdatensätze

	Datum der Bereitstellung	Bezugszeitraum	Umfasste Anlagen
Primäraluminium	2008	2005	k.A.
Aluminiumdosenbodybänder	2009	2005	k.A.
Aluminiumdosendeckelbänder	2009	2005	k.A.

### 4.1.1 Herstellung von Aluminiumbarren und -bändern

#### Primäraluminium

Der Datensatz zum Primäraluminium beschreibt die Herstellung von Aluminium ausgehend von der Bauxitgewinnung über die Tonerdeherstellung bis zum fertigen Aluminiumbarren einschließlich der Anodenherstellung und der Elektrolyse. Der Datensatz bezieht sich auf 2005 und beruht auf den aktuellsten veröffentlichten Erhebungen des europäischen Aluminiumverbandes (EAA). Dieser Datensatz ist ein update der bisherigen drei Datensätze, wovon der letzte dieser Datensätze 2005 veröffentlicht wurde und sich auf das Jahr 2002 bezog [EAA 2008]. In dieser Studie wird der aktualisierte Primäraluminium-Datensatz mit Bezugsjahr 2005 verwendet.

Für den aktuellen Primäraluminium-Datensatz wurde eine Repräsentativität von 90% erreicht (EU27 + EFTA) [EAA 2008]. Nach Aggregation der Daten der verschiedenen Werke erfolgte eine horizontale Durchschnittsbildung, d. h. dass beispielsweise nach jedem Produktionsschritt eine Durchschnittsbildung erfolgte.

Da die Energiebereitstellung einer der Hauptverursacher der Umweltlasten ist, wurde ein spezifisches Energiebereitstellungsmodell entwickelt, basierend auf der europäischen Produktion und dem Import, welcher 36% des in Europa im Jahre 2005 verwendeten Primäraluminiums ausmacht. Für alle anderen Aluminiumprozesse wurde der EU 27 Energie-Mix mit Bezugsjahr 2002 verwendet. In bisherigen Modellierungen wurde der UCPTTE Datensatz mit Bezugsjahr 1998 und 2002 verwendet, wobei die Hauptunterschiede zum aktuell verwendeten Datensatz in einer Verringerung der Wasserkraft und der Kernkraft sowie einer Erhöhung des Fossilen Ressourcenverbrauchs zu verzeichnen ist (siehe Tabelle 4-3). Diese Unterschiede könnten durch Verwendung des neuen Datensatzes vor allem auch in der Dosenbandherstellung Auswirkungen zeigen.

**Tabelle 4-3** Energieträgereinsatz für die Herstellung von Primäraluminium für das Bezugsjahr 2005 sowie zum Vergleich für das Bezugsjahr 2002.

	Wasserkraft	Kernkraft	Steinkohle	Braunkohle	Erdgas	Erdöl
Referenzszenario mit Importen [EAA 2005]	58,0%	15,0%	10,9%	3,7%	9,8%	2,1%
Referenzszenario mit Importen [EAA 2002]	52,8%	13,6%	19,2%	4,6%	6,5%	3,3%

Der Strommix für die Primäraluminiumherstellung berücksichtigt, dass im europäischen Markt 64% des Primäraluminiums selbst erzeugt wird und die übrigen 36% (davon 40% Russland, 18% Mozambique und 12% Brasilien) importiert werden.

In den von der EAA bereit gestellten Inventardaten sind alle Prozesse der Primäraluminiumherstellung bis zum Aluminiumbarren inklusive Vorketten (z. B. Strombereitstellung, Transporte) vollständig aggregiert.

### **Aluminiumdosenband und Aluminiumdosendeckelband**

Der Datensatz für Aluminiumdosenband und Aluminiumdosendeckelband beruht auf Datenerhebungen des europäischen Aluminiumverbandes (EAA) für das Jahr 2005. Diese Daten wurden speziell für diese Studie zur Verfügung gestellt und sind den aktuellen Inventardaten der Aluminiumindustrie vom April 2008 nicht zu entnehmen, da alle dort ersichtlichen Halbzugsdaten lediglich in agglomerierter Form vorhanden sind.

Die Repräsentativität liegt für Europa nach Angaben der EAA bei über 95%, da alle Aluminiumdosenbandhersteller Europas an dieser Erhebung beteiligt waren.

Sowohl die Datensätze für Primäraluminium (Vorketten bis Aluminiumbarren) als auch die Datensätze für Aluminiumdosenbänder (Barren bis Dosenband) wurden von der EAA in aggregierter Form zur Verfügung gestellt.

In den 2008 veröffentlichten Ökopprofilen der European Aluminium Association (EAA), Brüssel [EAA 2008] werden Informationen über Einzelprozesse und Massenströme zur Verfügung gestellt.

### **4.1.2 Herstellung von Getränkedosen**

Der Rumpf der Getränkedosen wird aus Weißblech- bzw. Aluminiumbändern tiefgezogen und beidseitig mit einer Lackschicht versehen. Der Deckel besteht aus Aluminium und wird durch Ausstanzen von Dosendeckelbändern hergestellt. Sowohl bei der Rumpf- als auch der Deckelherstellung entstehen zwischen 17% und 28% Schnitt- und Stanzabfälle, die als Wertstoffe erfasst und wieder eingeschmolzen werden (Aluminium) bzw. als Schrotte in den Konverter rückgeführt werden (Weißblech).

In der vorliegenden Studie werden spezifische Prozessdaten verwendet, die im Rahmen dieser Studie bei den drei Mitgliedern der BCME erhoben wurden.

Die zur Verfügung gestellten Daten beziehen sich jeweils auf 1000 Dosen à 500 ml. Bezugsjahr für Energieverbrauch (für das Tiefziehen der Dosen) und Mengenströme, insbesondere der Metalle, ist 2008. Vereinzelt sind auch Mengenangaben für z. B. einzelne Chemikalien mit Bezugsjahr 2006 implementiert, wenn keine aktuelleren Daten erhältlich sind. Angaben zu den umfassten Anlagen sind Tabelle 4-4 zu entnehmen.

**Tabelle 4-4** Verwendete Produktionsdaten

	Datum der Bereitstellung	Bezugszeitraum	Umfasste Anlagen
Weißblechdosenbody	2009	2008	4 Anlagen: Deutschland, England, Frankreich
Aluminiumdosenbody	2009	2008	10 Anlagen: Deutschland, Polen, Serbien, England, Griechenland, Türkei, Schweden, Österreich
Aluminiumdosendeckel	2009	2008	5 Anlagen: Deutschland, England, Frankreich, Irland

Die Lack, Lösemittel- und Compound- Herstellung ist ebenfalls als Vorkette in der Bilanz erfasst. Informationen zu Art und Menge der für den Lackierprozess der Dosen verwendeten Lösemittel wurden im Rahmen der vorliegenden Studie von BCME zur Verfügung gestellt.

### 4.1.3 Verwertung von gebrauchtem Aluminium

Das Recycling von gebrauchtem Aluminium erfolgt über verschiedene Routen.

Prozessschrotte, die bei der Aluminiumverarbeitung (Dosenbodyherstellung, Dosendeckelherstellung) entstehen werden über das Umschmelzen wieder der Aluminiumbandherstellung zugeführt.

Die so genannten „post-consumer“ Schrotte (gebrauchte Getränkedosen, die beim Verbraucher anfallen) werden nach Sammlung und Sortierung (Pfandsystem) über einen Aufbereitungsprozess (Einschmelzen zu Sekundäraluminiumbarren) wieder dem Materialkreislauf zugeführt. Es wird angenommen, dass das Sekundäraluminium aus Aluminiumdosen Primäraluminium in einem anderen Produktsystem ersetzt (open loop Recycling).

Im in dieser Studie betrachteten Aluminiumdosenmodell wird der gesamte anfallende post-consumer Aluminiumschrott eingeschmolzen und dem System als Primäraluminium gutgeschrieben. Die durch Rücknahme, Sortierung, Kompaktierung und Einschmelzung anfallenden Umweltlasten und Energieaufwendungen werden ebenfalls im Modell berücksichtigt.

Im Modell der Weißblechdose wird das Aluminium im Weißblechdosendeckel thermisch verwertet [IEHK 1995].

## 4.2 Verpackungsmaterialien aus Weißblech

### 4.2.1 Herstellung von Weißblech

Innerhalb der betrachteten Verpackungssysteme wird Weißblech für folgende Verpackungskomponenten eingesetzt:

- Dosenband zur Herstellung des Rumpfes der Weißblechdosen
- Dosenband zur Herstellung von Kronkorken als Verschlüsse der Glas-Mehrweg-Flasche

Die Daten zur Weißblechherstellung sowie die zur Herstellung von Weißblech notwendigen Vorketten wurden von World Steel Association (worldsteel) zusammengestellt. Worldsteel vertritt weltweit ca. 180 Stahlhersteller, sowie Stahlindustrieverbände und Stahl-Forschungsinstitute. Worldsteel Mitglieder stellen etwa 85% des weltweit produzierten Stahls her.

Die Prozessdaten, die den World Steel Inventardaten zugrunde liegen, beziehen sich auf die Jahre 2005/2006 und gelten für die Produktion von 5 Werken in Europa (siehe Tabelle 4-5). Die Transparenz der Datensätze ist sehr eingeschränkt, da keine Informationen über die Relevanz von Einzelprozessen und über Massenströme verfügbar sind. Die Daten liegen vollagregiert für die Herstellung von Roheisen und für die Herstellung von Weißblech vor.

Generell umfasst der Herstellungsprozess die folgenden Prozessstufen:

- Hochofen
- Stahlwerk mit Sauerstoffaufblaskonverter zur Abtrennung von Kohlenstoff aus Rohstahl
- Stranggussanlage
- Warmbandwerk
- Kaltwalzwerk
- Verzinnung

**Tabelle 4-5** Verwendete Weißblechdatensätze

	Datum der Bereitstellung	Bezugszeitraum	Umfasste Anlagen
Weißblech	2009	2005/2006	Frankreich, Spanien, Niederlande, England, Deutschland

## 4.2.2 Herstellung von Getränkedosen

Siehe Abschnitt 4.1.2

## 4.2.3 Verwertung von gebrauchtem Weißblech

Das Recycling gebrauchter Weißblechdosen kann im Prinzip über zwei Routen erfolgen:

- a) Konverter-Route: durch direktes Einschmelzen im Konverter zusammen mit Roheisen und etwas anderem Schrott (20% Schrotteinsatz prozesstechnisch notwendig; realitätsnaher Ansatz: gebrauchte Weißblech-Dosen in Deutschland werden im Konverter eingesetzt)
- b) Elektrolichtbogenofen-Route: Zusammen mit anderen Schrotten erfolgt ein energieintensiver Einschmelzprozess (hypothetischer Ansatz).

In dieser Studie werden beide Routen betrachtet. Im Basisszenario erfolgt das Recycling über den Konverter und der im Recyclingprozess eingesetzte Schrott wird durch Roheisen substituiert, ohne dass dieses einer vorherigen Aufbereitung unterliegt. Bei dieser Route erfolgt eine Roheisengutschrift.

In einer Sensitivitätsanalyse erfolgt das Recycling über den Elektrolichtbogenofen (E-Ofen), wobei das System die Lasten des Prozessschrittes trägt und der entstehende Schrott eine Stahlbramme substituiert und so dem System gutgeschrieben wird.

Methodisch ist das Weißblechschrott-Recycling im Model teilweise als closed loop und teilweise als open loop Recycling implementiert (entsprechend des Schrottanteils im Konverter, wie er von World Steel für Weißblech angegeben wurde).

Die Recyclingrate für Weißblechdosen liegt mit ca. 96% deutlich höher als der im Stahlwerk einzusetzende Schrottanteil. In diesem Fall wird angenommen, dass die restlichen Schrotte, die nicht im Konverter eingesetzt werden, das Weißblechdosensystem verlassen und somit eine Gutschrift erhalten (siehe Fließbilder Kapitel 3).

**Tabelle 4-6** Verwendete Weißblechdatensätze

	Datum der Bereitstellung	Bezugszeitraum	Umfasste Anlagen
Roheisen	2009	2005/2006	Spanien, Deutschland, Frankreich, Belgien, Niederlande, England, Finnland, Schweden, Österreich
Elektrolichtbogenofen	2009	2005/2006	Spanien, Luxemburg, England, Deutschland, Norwegen
Stahlbramme	2009	2005/2006	Spanien, Deutschland, Frankreich, Belgien, Niederlande, England, Finnland, Schweden, Österreich

### 4.3 Verpackungsmaterialien aus Kunststoff

Innerhalb der betrachteten Verpackungssysteme werden folgende Kunststoffe eingesetzt:

- Polyethylen niederer Dichte (LDPE) für Folien von Um- und Transportverpackungen
- Polyethylen hoher Dichte (HDPE) für die Deckel der PET-Flaschen sowie die Flaschenkästen
- Polyethylenterephthalat (PET) als Rohstoff für die PET-Flaschen

Die Grundlage für die verwendeten Ökobilanzdaten bilden die Ökopprofile der Association of Plastics Manufacturers in Europa, PlasticsEurope, ehemals APME. In den Veröffentlichungen von PlasticsEurope werden für jeden Kunststoff die gewichteten Mittelwerte des In- und Outputs der jeweils in die Datenerfassung einbezogenen Kunststoffhersteller zusammengefasst.

**Tabelle 4-7** Verwendete Kunststoffdatensätze

Kunststoffart	Datum der Veröffentlichung	Bezugszeitraum	Umfasste Anlagen
LDPE	2005	1999	27
HDPE	2005	1999	24
PET*	unveröffentlicht	2008	5 PTA Anlagen und 14 PET Anlagen
PA	2005	1996	k. A.

#### 4.3.1 Datensatz Low Density Polyethylen (LDPE)

Polyethylen geringer Dichte (LDPE) wird in einem Hochdruckprozess hergestellt und enthält eine hohe Anzahl an langen Seitenketten. In der vorliegenden Ökobilanz wurde das von PlasticsEurope veröffentlichte Ecoprofile für LDPE verwendet [PlasticsEurope 2005a].

Der Datensatz umfasst die Produktion von LDPE-Granulat ab der Entnahme der Rohstoffe aus der natürlichen Lagerstätte inkl. der damit verbundenen Prozesse. Die Daten beziehen sich auf einen Zeitraum um 1999. Sie wurden in insgesamt 27 Polymerisationsanlagen erhoben. Die betrachteten Anlagen umfassen eine Jahresproduktion von 4.480.000 Tonnen. Die europäische Gesamtproduktion lag 1999 bei ca. 4.790.000 Tonnen. Der PlasticsEurope Datensatz repräsentiert somit 93,5% der westeuropäischen LDPE-Produktion.

### **4.3.2 Datensatz High Density Polyethylen (HDPE)**

Polyethylen hoher Dichte (HDPE) wird in verschiedenen Niederdruckverfahren hergestellt und enthält weniger Seitenketten als das LDPE. In der vorliegenden Ökobilanz wurde das von PlasticsEurope veröffentlichte Ecoprofile für HDPE verwendet [PlasticsEurope 2005b].

Der Datensatz umfasst die Produktion von HDPE-Granulat ab der Entnahme der Rohstoffe aus der natürlichen Lagerstätte inkl. der damit verbundenen Prozesse. Die Daten beziehen sich auf einen Zeitraum um 1999. Sie wurden in insgesamt 24 Polymerisationsanlagen erhoben. Die betrachteten Anlagen umfassen eine Jahresproduktion von 3.870.000 Tonnen. Die europäische Gesamtproduktion lag 1999 bei ca. 4.310.000 Tonnen. Der PlasticsEurope Datensatz repräsentiert 89,7% der westeuropäischen HDPE-Produktion.

### **4.3.3 Datensatz PET**

Gereinigte Terephthalsäure (Purified Terephthalic Acid, PTA) und Ethylenglykol sind die Ausgangsstoffe für die folgende Veresterung zum bis-(2-Hydroxyethyl)-Terephthalat (BHET). Dieses formale Monomer wird durch den nachfolgenden Polykondensationsschritt zu Polyethylenterephthalat (PET) polykondensiert.

In der vorliegenden Studie findet ein im Auftrag von PlasticsEurope neu erhobenes und neu berechnetes Umweltprofil für die europäische PET-Herstellung Anwendung. Dieses Umweltprofil trägt der Forderung nach Vereinheitlichung der konkurrierenden europäischen PET Datensätze (Petcore und PlasticsEurope) Rechnung und bildet nunmehr einen aktuellen Stand der innereuropäischen PET-Produktion ab.

Für die Erstellung des neuen PET-Datensatzes wurden im Jahr 2009 Primärdaten bei PTA und PET Produzenten erhoben, die das Betriebsjahr 2008 abbilden. In die Berechnung des neuen Datensatzes gehen die für das Jahr 2008 erhobenen Daten von fünf PTA-Anlagen in Belgien, Italien, den Niederlanden, Spanien und Großbritannien mit einer Gesamtproduktionsmenge von 2,1 Mio. Tonnen PTA ein. Dies entspricht, gemessen an der absoluten inner-europäischen Produktionskapazität von 2,7 Mio. Tonnen, einer Repräsentativität von 77%. Die PTA-Herstellung ist einer der wesentlichen Einflussfaktoren auf das Umweltprofil der PET-Herstellung. Für die Produktion von PET wurden Primärdaten von 14 Produktionslinien an 12 Standorten in Deutschland, Griechenland, Italien, Litauen, den Niederlanden, Spanien und Großbritannien erhoben und für die Berechnung verwendet. Mit einer Produktionsmenge von 1,7 Mi. Tonnen (2008) bilden diese Daten 72% der europäischen PET bottle grade Produktion (2,4 Mio. Tonnen) ab. Von PlasticsEurope wurde zugesichert, dass das neue Umweltprofil zur europäischen PET-Herstellung voraussichtlich ab Mitte April 2010 auf den Internetseiten von PlasticsEurope zum Download verfügbar sein wird.

#### 4.3.4 Herstellung von Polyamid (PA, Nylon 66)

Nylon wird entweder durch direkte Polymerisation von Aminosäuren hergestellt oder durch Reaktion eines Diamins mit einer zweiprotonigen Säure. Unterschiedliche Nylons (Polyamide) werden nach einem Nummerierungssystem klassifiziert, das sich auf die Anzahl von Kohlenstoffatomen zwischen aufeinander folgenden Stickstoffatomen in der Hauptkette beziehen. Polymere die sich von einem Diamin und einer zweiprotonigen Säure ableiten, werden durch zwei Ziffern charakterisiert. Die erste bezieht sich auf den Beitrag an Kohlenstoffatomen durch das Diamin, die zweite auf den Beitrag der Säure. Nylon 66 entsteht aus der Reaktion von Hexamethyldiamin und Adipinsäure.

Der Datensatz umfasst die Produktion von PA 66 ab der Entnahme der Rohstoffe aus der natürlichen Lagerstätte inkl. der damit verbundenen Prozesse. Die Daten beziehen sich auf einen Zeitraum um 1996 [PlasticsEurope 2005d]. Informationen zu den berücksichtigten Anlagen und der Repräsentativität des Datensatzes sind nicht verfügbar.

#### 4.3.5 Herstellung von PET-Flaschen

Die Produktion von PET-Flaschen erfolgt in der Regel zweistufig, d.h. es werden aus dem getrockneten PET-Granulat zunächst so genannte Preforms hergestellt und diese in einem zweiten Schritt (Flaschenblasen) zu Flaschen weiterverarbeitet. Im Falle von PET-Einweg-Flaschen findet das Flaschenblasen direkt beim Abfüller statt, während im Falle von PET-Mehrwegflaschen die fertigen Flaschen beim Abfüller angeliefert werden.

Multilayer-Flaschen bestehen aus mehreren Schichten, wobei meist eine Materialschicht mit besseren Barriereigenschaften zwischen zwei PET-Schichten eingebettet ist. Die Schichten werden bereits bei der Preform-Herstellung im Streckblasprozess erzeugt (co-injection).

Für das multilayer Flaschenmaterial, welches in dieser Studie untersucht wird, wird angenommen, dass die Barrierschicht aus Polyamid (PA) besteht. Es wird von einem gewichtsmäßigen Anteil von 5% PA an der PET Flasche ausgegangen.

Der Energieverbrauch für den Spritzguss von Preforms ist stark vom Preformgewicht abhängig. In der vorliegenden Studie wurde auf aktuelle Daten zur Preformherstellung zurückgegriffen, die dem IFEU-Institut intern aus verschiedenen Projekten vorliegen.

Der Energieverbrauch für das Flaschenblasen (SBM) wird unter anderem stark vom Flaschenvolumen bestimmt. Ebenso wie im Falle der Preformherstellung wird in der vorliegenden Studie auf dem IFEU-Institut vorliegende interne Daten zurückgegriffen.

Die Daten werden seitens IFEU als näherungsweise repräsentativ eingeschätzt. Dies kann jedoch aufgrund des relativ kleinen Stichprobenumfangs derzeit nicht belastbar dargestellt werden.

#### 4.3.6 Verwertung von PET-Flaschen

##### PET-Flaschenaufbereitung zu PET-Flakes (open loop)

Die PET-Flaschenfraktion aus dem Pfandsystem wird einer Flaschenaufbereitung zugeführt, die saubere PET-Flakes als Produkt liefert. Die Aufwendungen und die Effizienz der Aufbereitung hängen dabei wesentlich von der Qualität der Ausgangsware, der Zielqualität der Flakes und der eingesetzten Technologie ab.

Die in Deutschland derzeit eingesetzten Aufbereitungsanlagen für PET-Flaschen unterscheiden sich zwar im Alter und in den Detailverfahren, dennoch weisen die meisten Anlagen folgende Verfahrensschritte auf:

- Ballenöffnung und Vereinzelung der Flaschen  
(Manche Recycler schalten einen Warmwaschprozess für die Flaschen dazwischen, um Etiketten und Verunreinigungen bereits zu entfernen)
- Manuelle oder automatische Sortierung (Entfernung von Störstoffen und Metallen)
- Zerkleinerung der Flaschen zu Flakes
- Dichtentrennung (Separierung v. a. von PE, PP)
- Waschprozess (meist warm mit NaOH)
- Mechanische und thermische Trocknung der PET-Flakes  
(In einigen Anlagen erfolgt eine automatische Nachsortierung, die PVC-Kontaminationen und farbiges PET entfernen)
- Abfüllung der PET-Flakes

## 4.4 Glas

### 4.4.1 Glasherstellung

Die verwendeten Daten für die Herstellung von Hohlglas entsprechen dem Datensatz der im Rahmen von UBA-II/1 [UBA 2000] erhoben und dokumentiert wurde. Der von der Glasindustrie zur Verwendung in der UBA-Studie bereitgestellte Datensatz gab einen repräsentativen Querschnitt der eingesetzten Technologien und Energieträger wieder<sup>10</sup>. Der Energieverbrauch und die Emissionen der Glasherstellung werden durch die Zusammensetzung des mineralischen Rohstoffgemenges und vor allem durch die Wannentechnologie sowie die in der Direktbefeuerung verwendeten fossilen Energieträger bestimmt.

### 4.4.2 Herstellung von Glasflaschen

Der vorliegende Datensatz enthält sowohl die Glasherstellung als auch die Herstellung der Flaschen. Bei der Fachvereinigung Behälterglas e.V. (FVB) wurden aktuelle Daten nachgefragt. Dabei wurde bestätigt, dass die in der UBA II/1-Ökobilanz verwendeten Daten für die Behälterglasherstellung noch dem aktuellen Stand entsprechen. Der Innovationszyklus ist in der Glasindustrie relativ langsam, da der Invest für Glasschmelzwannen sehr hoch liegt.

Ein neuer europäischer Glasdatensatz befindet sich derzeit in Erstellung, stand aber zur Verwendung in der vorliegenden Studie noch nicht zur Verfügung.

Der Eigen- und Fremdscherbenanteil bei der Herstellung von Weißglas wurde wie auch in [UBA 2000] mit bei ca. 65% angesetzt.

---

<sup>10</sup> Siehe [UBA 2000], S. 57

## 4.5 Herstellung von Wellpappe und Wellpappetrays

In der vorliegenden Ökobilanz wurden die von der FEFCO11 im Jahr 2006 veröffentlichten Datensätze zur Herstellung von Wellpappe-Rohpapieren und Wellpappe-Verpackungen verwendet [FEFCO 2006].

**Tabelle 4-8:** Verwendete Datensätze zur Wellpappeherstellung [FEFCO 2006]

Karton-Material	Datum der Veröffentlichung	Bezugszeitraum	Repräsentativität	Umfasste Staaten
Kraftliner	2006	2005	>80%	AT, FI, FR, PL, SK, SE
Testliner	2006	2005	51%	AT, BE, CZ, FR, DE, IT, NL, ES, GB
Wellenstoff	2006	2005		
Wellpappe und Trays	2006	2005	24% (162 Werke)	AT, BE, CZ, DK, EE, FI, FR, DE, GR, HU, LV, IT, LT, NL, NO, PL, RU, ES, SE, CH, GB

Im Einzelnen wurde auf die Datensätze zur Herstellung von „Kraftliner“ (überwiegend aus Primärfasern), „Testliner“ und „Wellenstoff“ (beide aus Altpapier) sowie der Wellpappeverpackung zurückgegriffen. Die Datensätze stellen gewichtete Mittelwerte der in der Datenerhebung der FEFCO erfassten europäischen Standorte dar. Sie beziehen sich auf die Produktion im Jahr 2005.

## 4.6 Abfülldaten

Vom Auftraggeber der Studie wurden einzelne Brauereien hinsichtlich einer Mitwirkung im Projekt angefragt. Letztlich war es jedoch nicht gelungen, Primärdaten von Brauereien zu erhalten. Für die vorliegende Ökobilanz wurden daher Abfülldaten aus der IFEU-internen Datenbank für die verschiedenen Verpackungstypen verwendet.

## 4.7 Annahmen zur Bierdistribution

Auch hier konnten keine Primärdaten zur Distribution von Bier in Deutschland erhoben werden. Auf Wunsch des Auftraggebers wurden daher 2 Distributionsfälle untersucht. Wie den Szenarietabellen in Kapitel 3 zu entnehmen ist, werden dabei für alle Verpackungssysteme jeweils die gleichen Entfernungen angesetzt.

Die Distributionsentfernung von 100 km soll dabei eine Annäherung an eine regionale Distribution darstellen, während die Distributionsentfernung von 400 km im überregionalen Entfernungsbereich angesiedelt ist. Genauere Angaben sind Tabelle 4.9 zu entnehmen.

**Tabelle 4-9:** Distribution

	Verteilung [%]		Transportentfernung [km]			
	Mehrweg	Einweg	Mehrweg		Einweg	
Distributionswege			Last	Leer	Last	Leer
1. Distributionsstufe						
Direktvertrieb	0%	0%				
an GFGH	100%	0%	400/100	400/100		
an Zentralläger	0%	100%			400/100	30/30

<sup>11</sup> FEFCO: Fédération Européenne des Fabricants de Carton Ondulé, Brussels.

2. Distributionsstufe						
von GFGH	100%	0%	50	50		
von Zentrallägern	0%	100%			50	50

GFGH=Getränkefachgroßhandel

## 4.8 Hintergrunddaten

Die in der UBA-Ökobilanz für die Bilanzierung der Bereitstellung von Netzstrom und LKW-Transporten verwendeten Daten (Emissionsfaktoren, Energiemix) beziehen sich auf den Stand etwa Mitte der 1990er Jahre. Mittlerweile sind aufgrund von gesetzlichen Rahmenbedingungen insbesondere der EU (LKW-EURO-Normen, EU-Verordnung zu Großfeuerungsanlagen) erhebliche technische Veränderungen implementiert.

### 4.8.1 LKW-Transporte

Für den Gütertransport auf der Straße wurde die derzeit auf den Straßen eingesetzte (dieselbetriebene) LKW-Flotte modelliert.

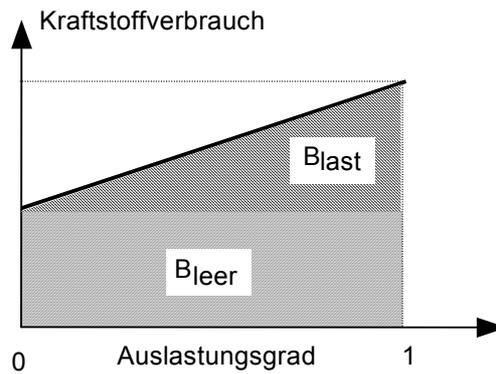
Der Datensatz beruht auf Standardemissionsdaten, die für das Umweltbundesamt Berlin, Umweltbundesamt Wien und das Bundesamt für Umweltschutz (BUWAL) Bern in dem „Handbuch für Emissionsfaktoren“ [INFRAS 2004] zusammengestellt, validiert, fortgeschrieben und ausgewertet wurden. Alle Faktoren berücksichtigen die entsprechenden Zusammensetzungen des Kfz-Bestandes und ggf. Fahrleistungsanteile in Deutschland. Das „Handbuch“ ist eine Datenbankanwendung und 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 der folgenden Tabelle 4-10 dargestellten Größenklassen gebildet (Hinweis: Innerhalb der Größenklasse > 32t werden LKWs mit Anhänger und Sattelzug getrennt betrachtet).

**Tabelle 4-10:** LKW-Fahrzeugklassen mit den zugehörigen zulässigen Gesamtgewichten und maximalen Nutzlasten

Klasse	Zulässiges Gesamt-Gewicht.	Maximale Nutzlast
1 LKW	7,5 t	3,4 t
2 Solo LKW	14 – 20 t	8 t
3 Solo LKW	über 20 t	15 t
4 Solo LKW	bis 32 t	18 t
5 LKW mit Anhänger/Sattelzug	über 32 t	23 t

Der Auslastungsgrad – das Verhältnis von tatsächlicher Zuladung zu maximaler Nutzlast – beeinflusst die spezifischen Transportaufwendungen wesentlich und wurde in dem Modell berücksichtigt. Der Dieserverbrauch 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, auf (Abbildung 4-1). 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 4-1:** Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad

Auf Basis der oben genannten Parameter LKW-Klasse, Straßenkategorie und Auslastungsgrad wurden der Kraftstoffeinsatz und die Emissionen in Abhängigkeit von Transportgewicht und -entfernung bestimmt. Der in dieser Studie verwendete Datensatz bezieht sich auf das Jahr 2010, welches aufgrund der vorzeitigen Einführung der höheren EURO Klassen (EURO 4 und EURO 5) im Zusammenhang mit der Einführung der emissionsklassenabhängigen LKW Maut auf den deutschen Autobahnen den Stand des Jahres 2008 annähernd abbildet.

#### 4.8.2 Strombereitstellung

Die Strombereitstellung für Prozesse, die innerhalb des deutschen Bezugsraums angesiedelt sind, wurde mit dem deutschen Mix an Energieträgern bilanziert. Vorprodukte, deren Herstellung auch im Ausland erfolgt, wurden mit dem entsprechenden regionalen Energieträger-Mix mit Bezugsjahr 2007 berechnet, sofern das Aggregationsniveau der jeweiligen Datensätze eine separate Modellierung der Strombereitstellung ermöglichte. Ansonsten wurde von einer Herstellung in Europa ausgegangen und diese mit dem Datensatz zur durchschnittlichen Strombereitstellung in EU 27 bilanziert.

Der Mix an Energieträgern im deutschen Netzstrom wurde gemäß der Angaben des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung (DIW) auf den Stand 2007 aktualisiert (siehe Tabelle 4-11). Die Daten für deutschen Netzstrom für das Jahr 2008 sind zwar bereits erhältlich, aus Konsistenzgründen mit der europäischen Energiebereitstellung wurde hier jedoch ebenfalls das Bezugsjahr 2007 gewählt.

**Tabelle 4-11** Kraftwerkssplit im Modell Netzstrom Deutschland und EU27 2007

Energieträger	Deutschland 2007* Anteile [%]	EU27 Strom 2007** Anteile [%]
Steinkohle	22,3	17,2
Braunkohle	24,0	11,1
Heizöl	0,8	3,2
Gas	14,0	23,3
Kernenergie	22,3	28,0
Wasser- kraft/Windkraft/Solar/Erdwärme/Biomasse	13,5	17,1
Sonstige	0,7	0,1
*AGEB 2008; **Eurostat		

Die Modellierung der Kraftwerke erfolgte auf der Basis von Messwerten, die dem IFEU von Betreibern deutscher Kraftwerke zur Verfügung gestellt wurden. Diese Daten wurden mit Hilfe von Literaturangaben ergänzt.

## 5 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der untersuchten Verpackungssysteme dargestellt. Die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse stützt sich im Wesentlichen auf die Wirkkategorien, die in der Ökobilanz für Getränkeverpackungen des Umweltbundesamt Verwendung fanden:

- Klimawandel
- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Sommersmog (POCP)<sup>12</sup>
- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung

Daneben werden in den Grafiken weitere relevante Umweltindikatoren dargestellt, die vom Umweltbundesamt bisher mit geringeren Prioritäten eingestuft wurden:

- Aquatische Eutrophierung
- Naturraumbeanspruchung (Forstfläche, Versiegelte Fläche)

Zusätzlich werden auch solche Indikatoren betrachtet, die in den Getränkeverpackungsökobilanzen des UBA noch nicht berücksichtigt wurden. Der Kumulierte Prozesswasserverbrauch, die Fahrleistung und der Kumulierte Energieaufwand sind Sachbilanzgrößen und drücken keine unmittelbar messbare Umweltwirkung aus.

- Humantoxizität (PM 10)<sup>13</sup>
- Humantoxizität (Krebsrisikopotential)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch
- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)
- Kumulierter Energieaufwand nicht-erneuerbar (KEA, nicht-erneuerbar)
- Kumulierter Energieaufwand erneuerbar (KEA, erneuerbar)

Die Aggregation der Ressource Energie erfolgt neben der oben genannten „Beanspruchung fossiler Ressourcen“, die auch die Endlichkeit der Primärenergieträger berücksichtigt, auch über die primärenergetische Bewertung des Energieaufwandes in Form des KEA. Der Begriff des KEA (Kumulierter Energieaufwand) drückt dabei die Summe der Energieinhalte aller bis an die Systemgrenzen zurückverfolgten Primärenergieträger aus. Der KEA ist eher als Informationsgröße zu verstehen, die Auskunft über die Energieintensität eines Systems gibt.

Das gleiche gilt für die LKW-Fahrleistung und den Kumulierten Prozesswasserverbrauch, die wie der KEA Sachbilanzgrößen darstellen, die als geeigneter Indikator für die Transportintensität bzw. den Wasserverbrauch der einzelnen Verpackungssysteme herangezogen werden.

---

<sup>12</sup> POCP: Photochemical Ozone Creation Potential

<sup>13</sup> PM10: Partikel mit einem Durchmesser < 10 µm („Feinstaub“)

Für jedes der untersuchten Verpackungssysteme erfolgt eine dreigeteilte Ergebnisdarstellung der einzelnen Indikatoren. Im ersten (linken) Staffelbalken werden die **Gesamtumweltwirkungen** des jeweiligen Systems (ohne Gutschriften) dargestellt.

**Gutschriften** werden daneben als negative Staffelbalkenabschnitte abgebildet. Dabei handelt es sich um Materialien bzw. Energie, die für andere Produktsysteme bereitstehen. Im Falle der Aluminiumdose ist dies beispielsweise der Nutzen, der mit der Verwendung des Aluminiums in anderen Produktsystemen verbunden ist. Das **Nettoergebnis** der einzelnen Verpackungen ergibt sich aus der Gesamtwirkung abzüglich der Gutschrift. Der entsprechende Balken ist *grau* dargestellt, auf eine sektorale Untergliederung wird hierbei verzichtet.

Für die graphische Darstellung der Indikatorergebnisse wird die Gesamtumweltwirkung der untersuchten Verpackungssysteme in die nachfolgend aufgeführten Prozessgruppen (**Sektoren**) unterteilt. Die in den Grafiken verwendeten Kurzbezeichnungen der Sektoren werden hervorgehoben aufgeführt.

System:

- Herstellung von Glas und Herstellung von Glasflaschen, sowie Transport der leeren Glasflaschen zum Abfüller [**Hohlglasherstellung**]
- Herstellung des Primäraluminiums (Aluminiumbarren) [**Primär-Alu-Herstellung**]
- Stahlherstellung (Hochofen, Konverter) inklusive Walzen [**Weißblech-Herstellung**]
- Herstellung von Kunststoffgranulat zur Produktion von Flaschen-Preforms (PET) sowie Herstellung des Polyamids (PA) für die multilayer PET-Einwegflasche [**PET-Herstellung inkl. PA-Herstellung**]
- Walzen der Aluminiumbarren zu Body- bzw. Dosenband [**Aluminiumbandherstellung**]
- Herstellung der Dosen und Herstellung der Transportverpackung sowie Transport der leeren Dosen inklusive Transportverpackung zum Abfüller [**Dosenherstellung**]
- Herstellung der PET-Preforms und der Transportverpackung und Transport der Preforms inklusive Transportverpackung zum Abfüller sowie Flaschenblasen (SBM) [**PET-Flaschenherstellung**]
- Materialbereitstellung und Herstellung der Flaschenetiketten aus Papier und Verschlussherstellung für Flaschen (HDPE, Kronkorken aus Weißblech) und Deckelherstellung für Dosen [**Verschluss und Etikett**]
- Herstellung der Sekundär- und Tertiärverpackung für den befüllten Transport (Kästen, Wellpappe, Paletten, LDPE-Folie) [**Sekundär- und Tertiärverpackung**]
- Abfüllung und Verpackung von Flaschen und Dosen; bei Mehrwegsystemen ist hier auch die Flaschen- und Kastenwäsche enthalten [**Abfüllung**]
- Distribution der befüllten Verkaufseinheiten vom Abfüllbetrieb zum Verkaufsort [**Distribution**]
- Recyclingprozesse für die Aufbereitung des in die Verwertung gegebenen Primärmaterials (Recycling der PET-Flaschen, Wiedereinschmelzen der Aludosen, Elektro-Lichtbogen-Ofen) [**Recycling Primärverpackung**]
- Sammlung, Recycling und Entsorgung der Sekundär- und Tertiärverpackung; Sammlung und Entsorgung der gebrauchten Primärverpackungen sowie der Produktionsab-

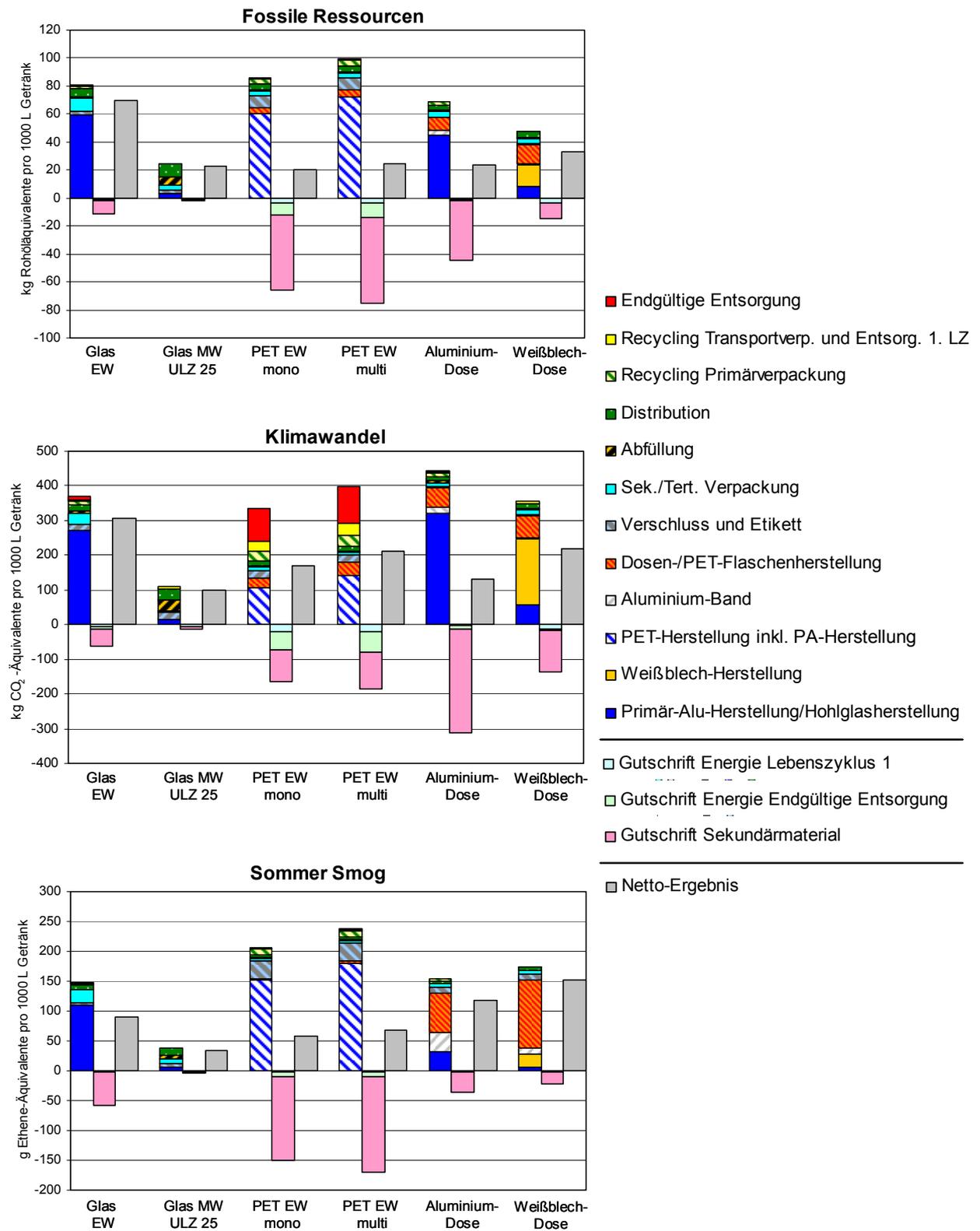
fälle über die Müllverbrennungsanlage bzw. die Deponierung **[Recycling Transportverpackung und Entsorgung 1. Lebenszyklus]**

- Endgültige Beseitigung des rezyklierten Materials über die Müllverbrennungsanlage bzw. die Deponierung nach dessen letztem Lebenszyklus (siehe hierzu auch Kapitel 1.8.2. Systemallokation) **[Endgültige Entsorgung]**

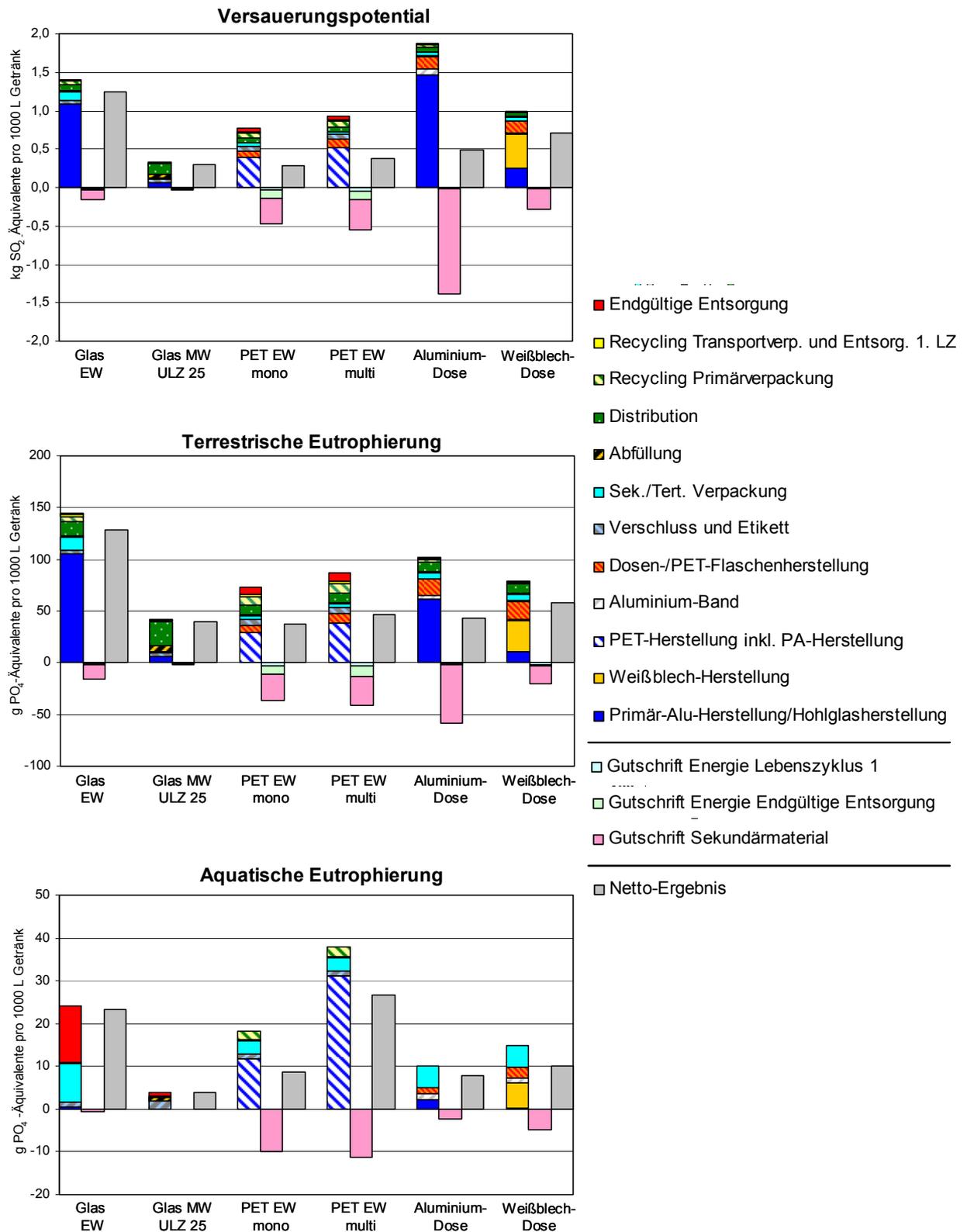
#### Gutschriften (GS)

- Rezyklierte Materialien (open loop) **[GS Sekundärmaterial]**
- Nutzenergie aus Abfallverbrennung (MVA) und thermischer Verwertung (z.B. Aludeckel der Weißblech-Dose) direkt nach der ersten Nutzungsphase **[GS Energie Lebenszyklus 1]**
- Nutzenergie aus Abfallverbrennung (MVA) der rezyklierten Materialien nach dem letzten Lebenszyklus **[GS Energie Endgültige Entsorgung]**

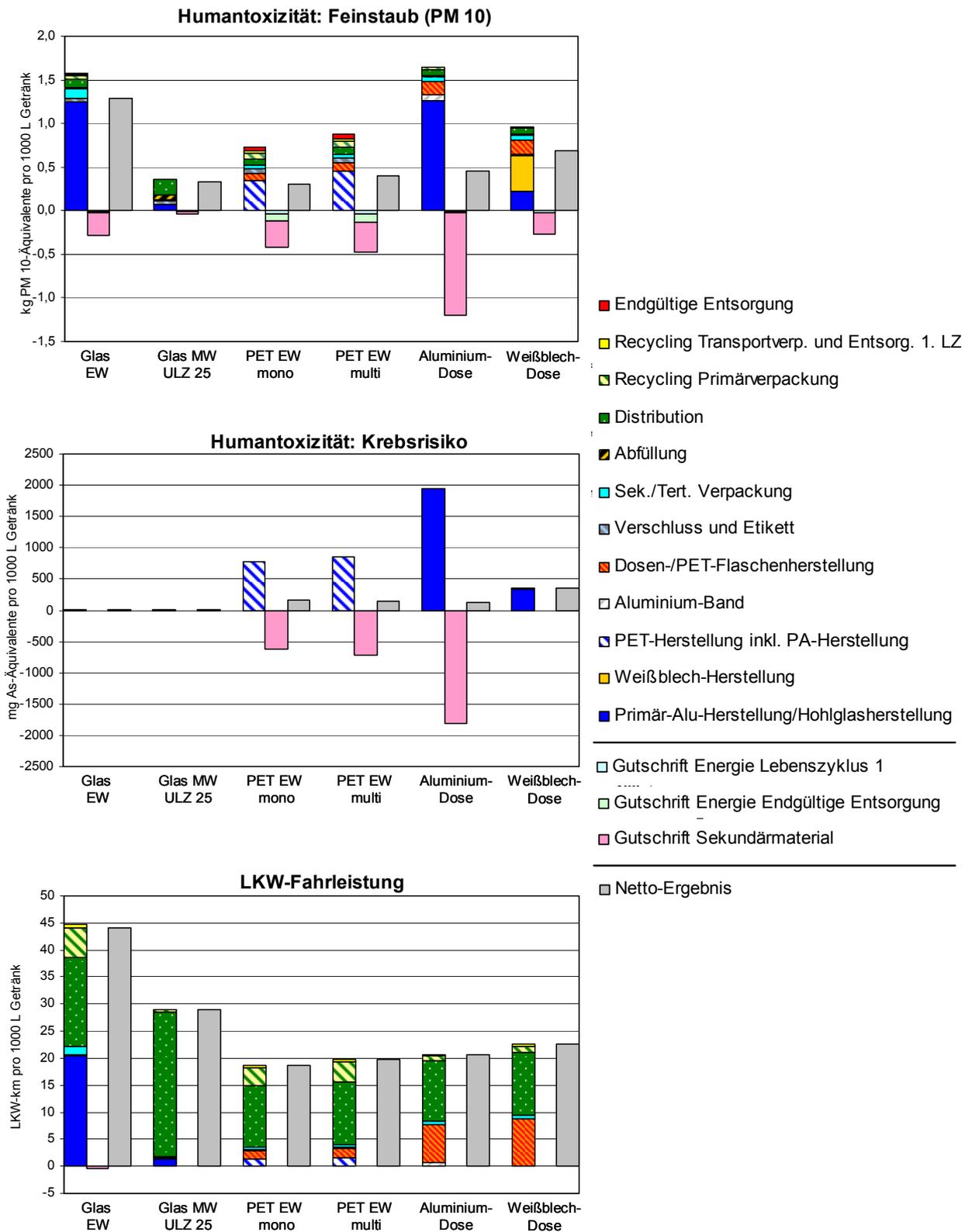
Alle Ergebnisse beziehen sich auf die funktionelle Einheit: Bereitstellung von 1000 L Bier am Verkaufsort.



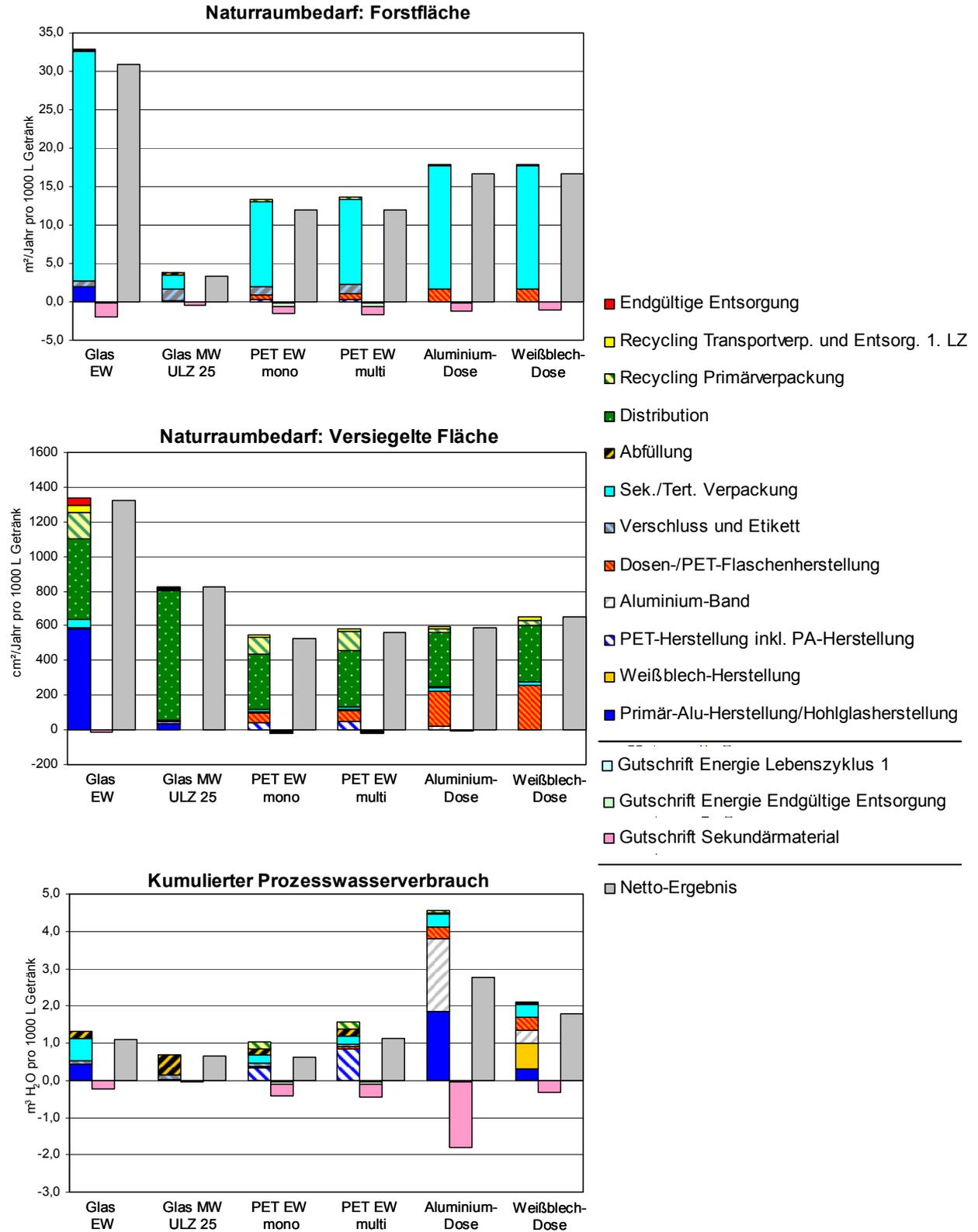
**Abbildung 5-1:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



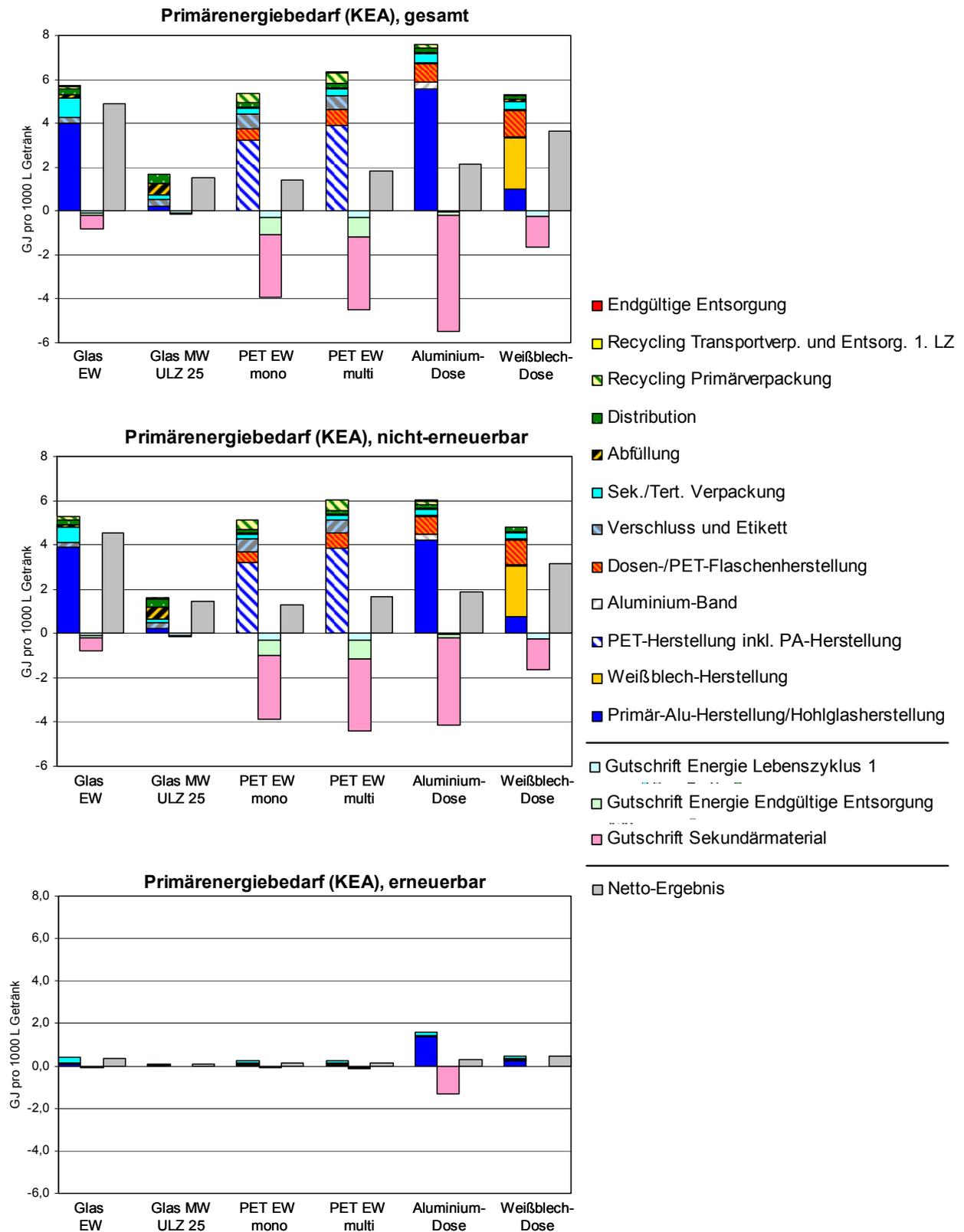
**Abbildung 5-2:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



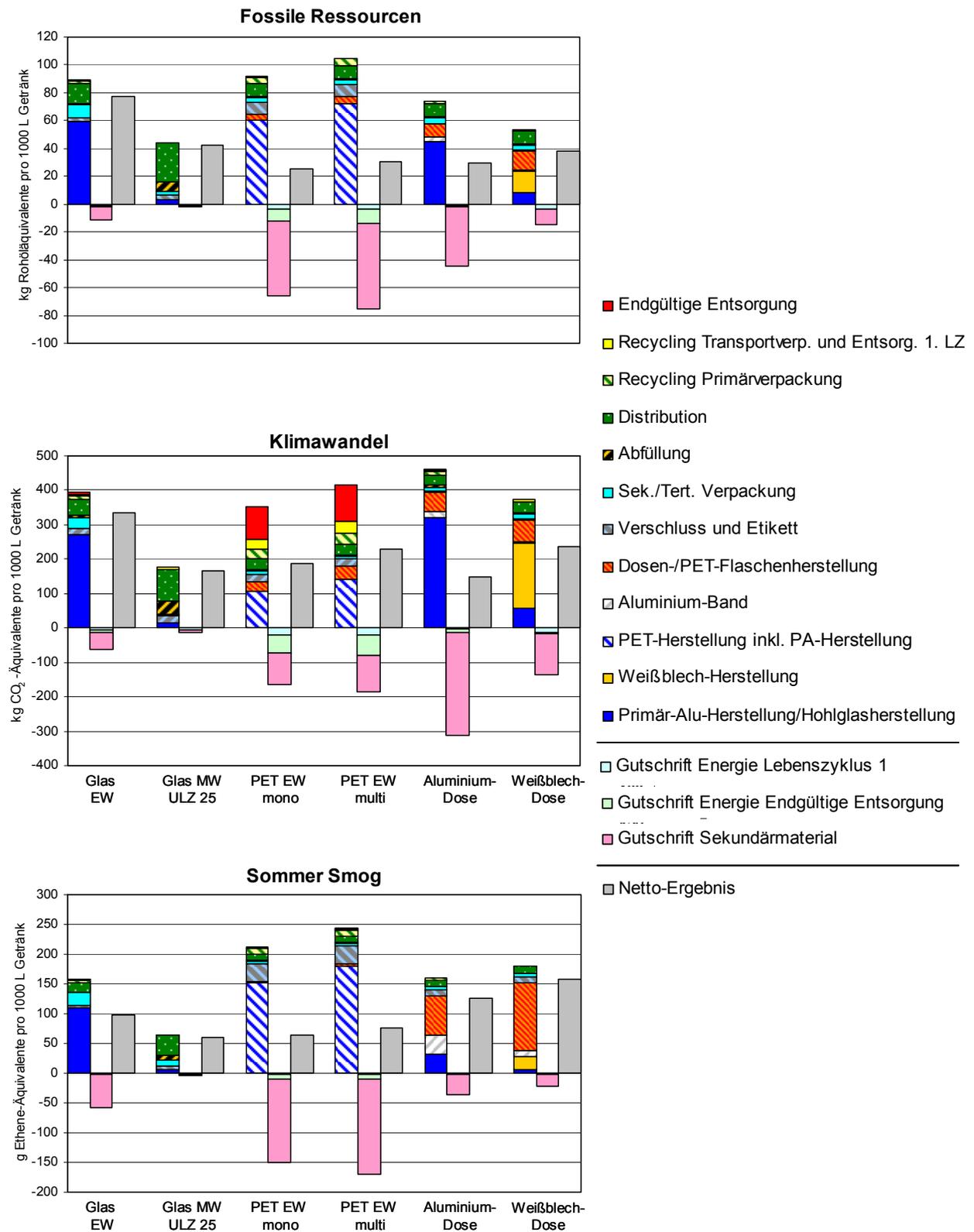
**Abbildung 5-3:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



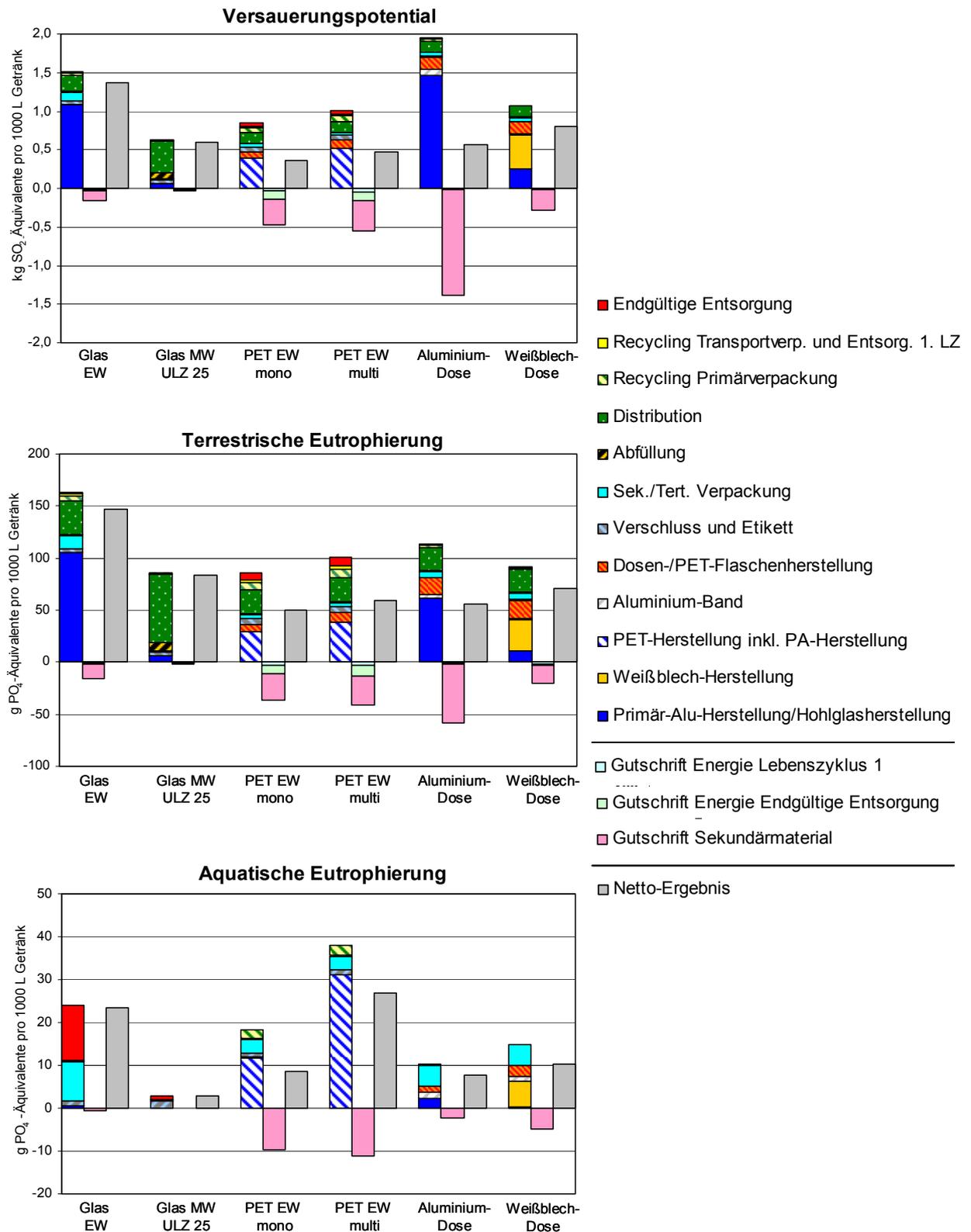
**Abbildung 5-4:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



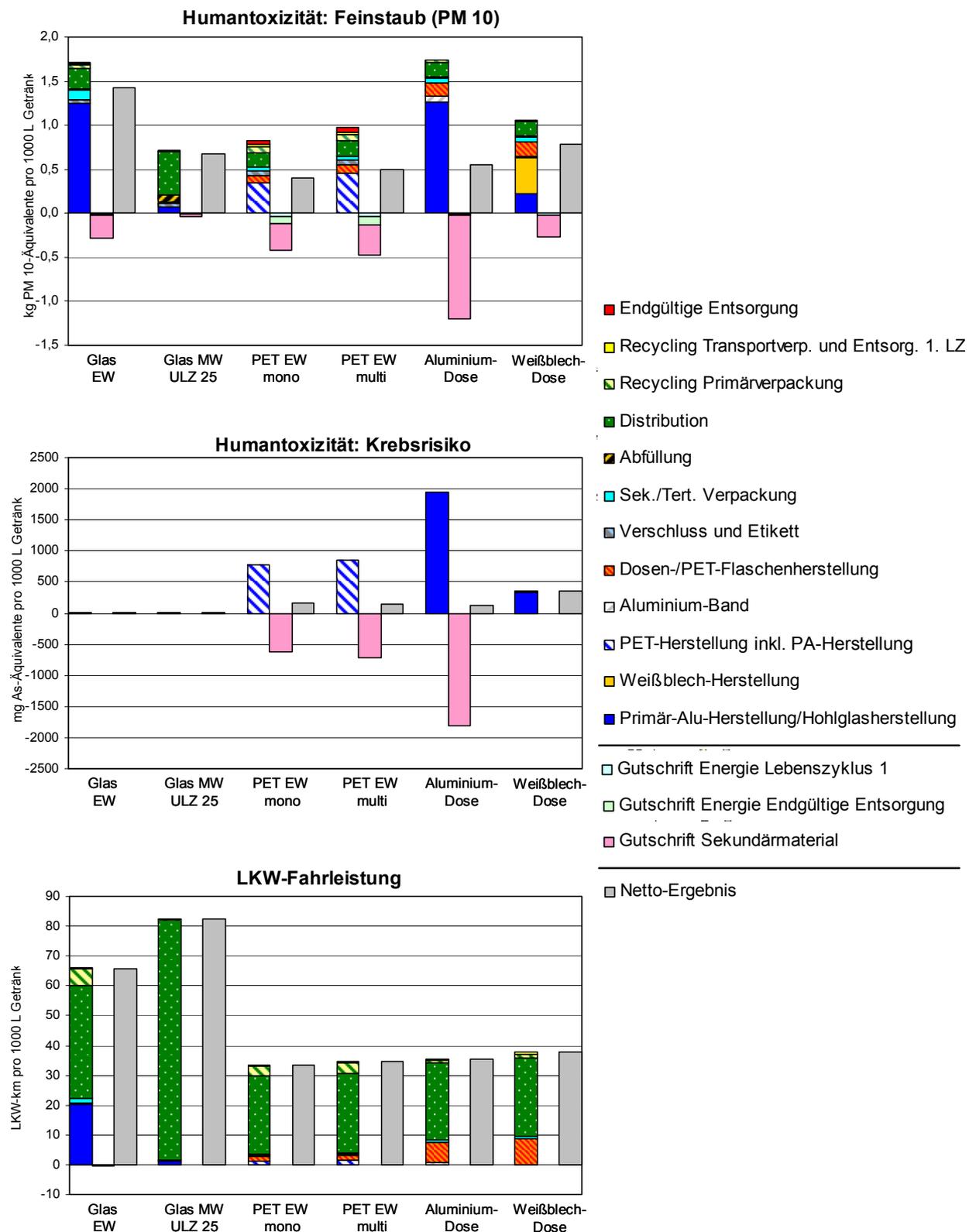
**Abbildung 5-5:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



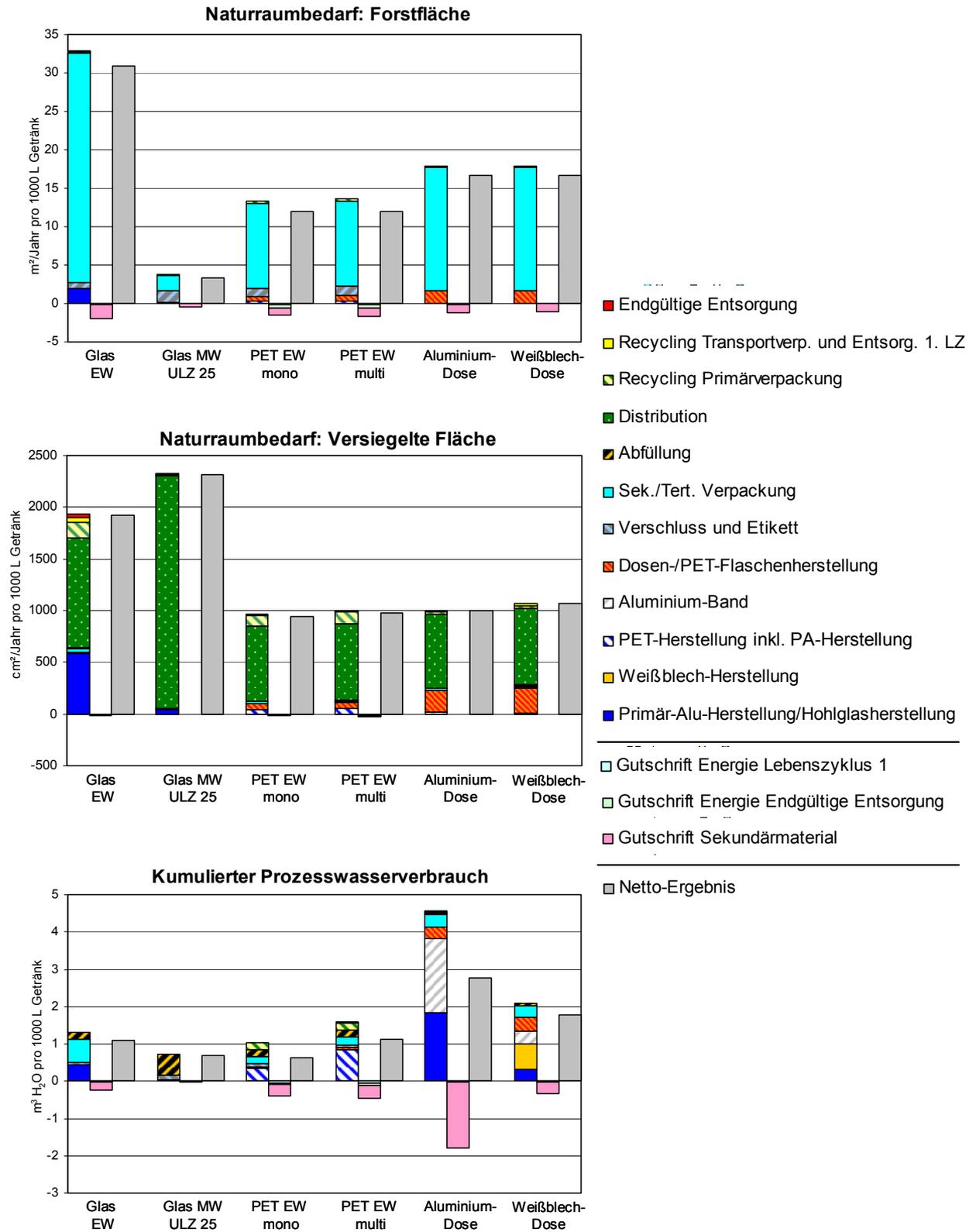
**Abbildung 5-6:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



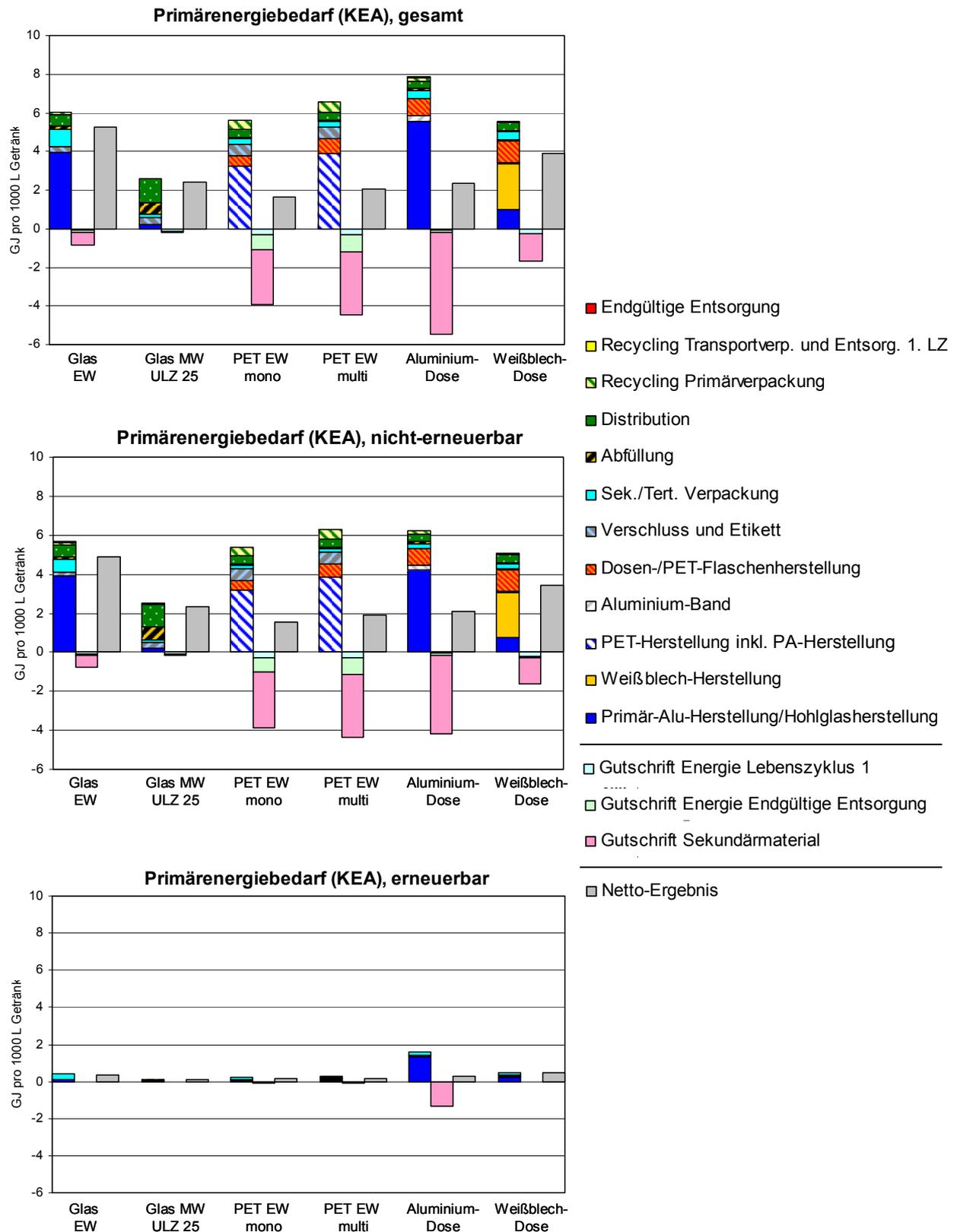
**Abbildung 5-7:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 5-8:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 5-9:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 5-10:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100;

1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km

## 5.1 Systembeschreibungen

Die Ergebnisse zeigen die potentiellen Umweltlasten der untersuchten Verpackungssysteme, aufgesplittet in die Beiträge der einzelnen materialspezifischen Prozesse: Untersucht wurden im Basisszenario Glas-Einwegflaschen, Glas-Mehrwegflaschen (ULZ 25), PET-EW-monolayer- und multilayer-Flaschen, Aluminium- und Weißblechdosen.

Die wesentlichen Systemcharakteristika werden, basierend auf der Dominanzanalyse der untersuchten Verpackungssysteme, nachfolgend kurz beschrieben. Die Beschreibung hebt die wesentlichen verpackungsspezifischen Merkmale, die durch die einzelnen Sektoren (siehe Abbildungen 5-1 bis 5-10) aufgezeigt werden, hervor.

**Basisszenario: Allokationsfaktor 100%; 1. Distributionsstufe 100 km bzw. 400 km**

### Glas-Einweg-Flasche

Die potentiellen Umweltlasten für die Hohlglasherstellung sind in den meisten Indikatoren dominant. Für die Glasflasche sind prozessbedingt die Glas- und die Flaschenherstellung in einem Sektor zusammengefasst.

Die Herstellung der Sekundär- und Tertiärverpackung wirkt sich durch den Frischfaseranteil in der Wellpappe für die Trays deutlich auf den Naturraumbedarf (Forstfläche) aus. Auch in der Aquatischen Eutrophierung und im Kumulierten Prozesswasserverbrauch sind die Umweltlasten von Sekundär- und Tertiärverpackung zu sehen, welches ebenfalls im Zusammenhang mit der Frischfaserherstellung zu sehen ist. Die Herstellung der Transportverpackungen für die leeren Flaschen ist der Flaschenproduktion zugeordnet und zeigt sich ebenfalls hauptsächlich im Naturraumbedarf (Forstfläche).

Die Umweltlasten der Distribution sind am deutlichsten in den Indikatoren LKW-Fahrleistung und dem Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zu sehen. Die LKW-Fahrleistung spiegelt die gefahrenen km wider. Im Indikator Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zeigen sich die für den Transport benötigten befestigten Flächen.

Der Sektor Recycling Primärverpackung ist hauptsächlich in den transport-dominierten Indikatoren LKW-Fahrleistung und Naturraumbeanspruchung (Forstfläche) zu sehen und spiegelt in diesen Indikatoren den Transport des Altglases zur Glashütte wider.

Die Last aus der Endgültigen Entsorgung entsteht durch Altglas, welches nach dem letzten Lebenszyklus deponiert wird. Im zugrunde liegenden Modell werden die Umweltlasten, die in der Deponie entstehen, über einen Massenbezug berechnet, da die Emissionen der Deponie datenseitig nicht materialspezifisch allozierbar sind.

Die Sekundärmaterialgutschrift entsteht durch das im Einschmelzprozess wieder eingesetzte Altglas, welches somit einem weiteren Lebensabschnitt zur Verfügung gestellt wird.

### Glas-Mehrweg-Flasche

Aufgrund der Umlaufzahl 25 reduzieren sich der Primärmaterialbedarf und damit die Umweltlast der Hohlglas-Herstellung für die Glas-Mehrwegflasche stark.

Die Abfüllung ist für das Mehrwegsystem aufgrund der Flaschen- und Kastenwäsche energieintensiv. Daher ist für die Glas-Mehrwegflasche die Abfüllung über die meisten Systeme hinweg sehr dominant.

Eine weitere entscheidende Last trägt beim Glas-Mehrweg-System die Distribution. Da die leeren Flaschen wieder zur Abfüllung zurück transportiert werden müssen und Glas ein relativ hohes spezifisches Gewicht hat, zeigt sich der Sektor Distribution in fast allen Indikatoren.

In den transport-intensiven Indikatoren LKW-Fahrleistung und Naturraumbedarf (Forstfläche), aber auch in der Terrestrischen Eutrophierung ist die Distribution dominant.

### **PET-Einweg-Flasche (monolayer und multilayer)**

Die potentiellen Umweltlasten für die PET-Flaschen werden über fast alle Indikatoren hinweg stark durch die PET-Herstellung geprägt, wobei die PET multilayer Flasche durchweg etwas höhere Werte hat als die monolayer Flaschen. Dies ist bedingt durch das leicht höhere Flaschengewicht und das in der multilayer-PET-Flasche verwendete Barrierematerial Polyamid (PA).

Für die Herstellung der PET-Einwegflaschen wurde in dieser Studie eine Herstellung aus Primär-PET angenommen, da nach der Kenntnis der Autoren der vorliegenden Studie keine belastbaren Daten hinsichtlich des PET Rezyklateinsatzes in Einweg-PET-Bierflaschen öffentlich verfügbar sind.

Die Umweltlast der PET-Einwegflasche für den Indikator Humantoxizität (Krebsrisiko) ist hauptsächlich durch Dioxine verursacht, welche der Prozesskette der PET-Herstellung entstammen.<sup>14</sup>

Die Herstellung der Sekundär- und Tertiärverpackung wirkt sich durch den Frischfaseranteil in der Wellpappe für die Trays deutlich auf den Naturraumbedarf (Forstfläche) aus. Auch in der Aquatischen Eutrophierung und im Kumulierten Prozesswasserverbrauch sind die Umweltlasten von Sekundär- und Tertiärverpackung zu sehen, welches ebenfalls im Zusammenhang mit der Frischfaserherstellung zu sehen ist. Die Herstellung der Transportverpackungen für die PET Preforms zum Abfüller ist der Flaschenproduktion zugeordnet und zeigt sich ebenfalls hauptsächlich im Naturraumbedarf (Forstfläche).

Die Umweltlasten der Distribution sind am deutlichsten in den Indikatoren LKW-Fahrleistung und dem Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zu sehen. Die LKW-Fahrleistung spiegelt die gefahrenen Fahrzeug-km wider. Im Indikator Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zeigen sich die für den Transport benötigten befestigten Flächen.

Die Beiträge des PET-Recyclingprozesses, welcher die Wiederaufbereitung der gebrauchten Flaschen zu PET-Flakes widerspiegelt, ist in fast allen Indikatoren zu sehen.

Die Lasten des Sektors Endgültige Entsorgung entstehen durch die thermische Behandlung des Kunststoffes in einer Müllverbrennungsanlage am Ende des letzten Lebenszyklus. Hierbei wird der im PET gebundene Kohlenstoff zu Kohlenstoffdioxid oxidiert und freigesetzt. Am stärksten ist dies im Klimawandel zu erkennen.

Die Materialgutschrift entsteht durch den Einsatz des PET als Sekundärmaterial in einem anderen Produktsystem.

Die teilweise stark unterschiedlichen Ergebnisse zwischen PET-monolayer- und PET-multilayer-Flasche, z. B. in der Aquatischen Eutrophierung, sind vor allem durch die Herstellung des Polyamids für die PET-multilayer-Flasche verursacht. Aber auch die unterschiedlichen Gewichte tragen zu den abweichenden Ergebnissen der beiden PET-Flaschen bei.

### **Weißblechdose**

Die potentiellen Umweltlasten für das Weißblechdosensystem werden über fast alle Indikatoren hinweg stark durch die Herstellung der Primärmaterialien geprägt (Weißblech für den Dosenbody und Aluminiumdosenband für den Dosendeckel). Die Dosenherstellung trägt

---

<sup>14</sup> Aufgrund von asymmetrischen Inventardatensätzen sind die Ergebnisse für den Indikator Humantoxizität (Krebsrisiko) nicht belastbar und gehen daher nicht in die vergleichende Auswertung im Abschlusskapitel ein.

ebenfalls stark zu den Umweltlasten des Systems bei. Der Indikator Sommer Smog sticht hierbei besonders hervor. Die Umweltlasten des Indikators Sommer Smog werden hauptsächlich durch die diffusen Lösemittlemissionen bei der Lackierung der Dosen während des Herstellungsprozesses verursacht.

Die Umweltlast der Weißblechdose für den Indikator Humantoxizität (Krebsrisiko) ist hauptsächlich durch Benzo[a]pyrene<sup>15</sup> verursacht, welche bei der Anodenherstellung für die Primäraluminiumherstellung für den Aluminiumdosendeckel entstehen.

Die Herstellung der Sekundär- und Tertiärverpackung wirkt sich durch den Frischfaseranteil in der Wellpappe für die Trays deutlich auf den Naturraumbedarf (Forstfläche) aus. Auch in der Aquatischen Eutrophierung und im Kumulierten Prozesswasserverbrauch sind die Umweltlasten von Sekundär- und Tertiärverpackung zu sehen, welches ebenfalls im Zusammenhang mit der Frischfaserherstellung zu sehen ist. Die Herstellung der Transportverpackungen für die leeren Dosen ist der Dosenproduktion zugeordnet und zeigt sich ebenfalls hauptsächlich im Naturraumbedarf (Forstfläche).

Die Umweltlasten der Distribution sind am deutlichsten in den Indikatoren LKW-Fahrleistung und Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zu sehen. Die LKW-Fahrleistung spiegelt die gefahrenen km wider. Im Indikator Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zeigen sich die für den Transport benötigten befestigten Flächen.

Die Energiegutschrift aus dem ersten Lebenszyklus entsteht durch die thermische Verwertung des Aluminiumdosendeckels.

Die Gutschrift Sekundärmaterial entsteht durch den Wiedereinsatz des Weißblechs in einem nachfolgenden Lebensabschnitt. Für die im Basisszenario betrachtete Weißblech-Konverter-Route wird Roheisen gutgeschrieben.

### **Aluminiumdose**

Die potentiellen Umweltlasten des Aluminiumdosensystems werden über fast alle Indikatoren hinweg stark durch die Herstellung des Primärmaterials Aluminium geprägt. Die Dosenherstellung trägt ebenfalls stark zu den Umweltlasten des Systems bei. Der Indikator Sommer Smog sticht hierbei besonders hervor. Die Umweltlasten des Sommer Smog Indikators werden hauptsächlich durch die diffusen Lösemittlemissionen bei der Lackierung der Dosen während des Herstellungsprozesses verursacht.

Die Herstellung des Aluminiumdosenbandes zeigt sich vor allem im Indikator Sommer Smog und im Kumulierten Prozesswasserverbrauch.

Die Umweltlast der Aluminiumdose für den Indikator Humantoxizität (Krebsrisiko) ist hauptsächlich durch Benzo[a]pyrene<sup>16</sup> verursacht, welche bei der Anodenherstellung für die Primäraluminiumherstellung entstehen.

Die Herstellung der Sekundär- und Tertiärverpackung wirkt sich durch den Frischfaseranteil in der Wellpappe für die Trays deutlich auf den Naturraumbedarf (Forstfläche) aus. Auch in der Aquatischen Eutrophierung und im Kumulierten Prozesswasserverbrauch sind die Umweltlasten von Sekundär- und Tertiärverpackung zu sehen, welches ebenfalls im Zusammenhang mit der Frischfaserherstellung zu sehen ist. Die Herstellung der Transportverpackungen für die leeren Dosen ist der Dosenproduktion zugeordnet und zeigt sich ebenfalls hauptsächlich im Naturraumbedarf (Forstfläche).

---

<sup>15</sup> Aufgrund von asymmetrischen Inventardatensätzen sind die Ergebnisse für den Indikator Humantoxizität (Krebsrisiko) nicht belastbar und gehen daher nicht in die vergleichende Auswertung im Abschlusskapitel ein.

Die Umweltlasten der Distribution sind am deutlichsten in den Indikatoren LKW-Fahrleistung und dem Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zu sehen. Die LKW-Fahrleistung spiegelt die gefahrenen km wider. Im Indikator Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zeigen sich die für den Transport benötigten befestigten Flächen.

Die Gutschrift Sekundärmaterial entsteht durch den Wiedereinsatz des Sekundäraluminiums in einem nachfolgenden Lebensabschnitt.

## 5.2 Systemvergleich

Wie in Kapitel 1 der vorliegenden Studie beschrieben, sollen die ökologische Position der Aluminiumdose und die ökologische Position der Weißblechdose im Vergleich zu anderen auf dem Markt üblichen Bierverpackungen bestimmt werden. Beim nachfolgenden Systemvergleich wird besonders auf den Vergleich zwischen Glas-Mehrwegflasche und Aluminium- bzw. Weißblechdose eingegangen, da die Glas-Mehrwegflasche eine hohe Marktrelevanz hat und für die deutsche Politik in den bisherigen Beurteilungen als Benchmark für die ökologische Vorteilhaftigkeit betrachtet wurde.

In den folgenden Abschnitten werden zur Visualisierung der vergleichenden Ergebnisse aus den Abbildungen 5-1 bis 5-10 die Unterschiede der Netto-Indikatorergebnisse zwischen den untersuchten Verpackungssystemen tabellarisch dargestellt. Als Lesehilfe ist in den Tabellen ein Farbcode hinterlegt.

Die Prozentwerte repräsentieren die rechnerische Differenz zwischen den Systemen Aluminiumdose bzw. Weißblechdose und den Konkurrenzsystemen, die jeweils als Referenzsystem dienen. Die Prozentwerte beziehen sich auf die in den Grafiken (Abb. 5-1 bis 5-10) grau dargestellten Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose, der Weißblechdose und denen der konkurrierenden Systeme.

Nach dieser Berechnungsmethode bedeuten positive Werte höhere Indikatorergebnisse und damit höhere Umweltlasten für die Dosensysteme als für die konkurrierenden Systeme (rot eingefärbt). Negative Werte hingegen bedeuten niedrigere Indikatorergebnisse für die Dosensysteme im Vergleich zu den Konkurrenzsystemen und demnach geringere Umweltlasten (grün eingefärbt). Die grau eingefärbten Prozentwerte liegen unterhalb der in dieser Studie angesetzten Signifikanzschwelle von 10% (siehe hierzu Kapitel 8.2).

Die Ergebnisse sind in zwei Fallgruppen unterteilt. Dies sind die Fallgruppe A mit Distributionsentfernung 100 km und die Fallgruppe B mit Distributionsentfernung 400 km.

### Fallgruppe A: Distributionsentfernung 100 km (Allokation 100%)

#### Glas-Mehrwegflasche versus Dosensysteme (Allokation 100%, Distribution 100 km)

Die nachfolgende Tabelle 5-1 zeigt eine Übersicht der Netto-Indikatorergebnisse der Glas-Mehrwegflasche im Vergleich zur Aluminiumdose und zur Weißblechdose. Die Prozentwerte repräsentieren die rechnerische Differenz zwischen den konkurrierenden Systemen Aluminiumdose bzw. Weißblechdose und der Glas-Mehrwegflasche, welche als Referenzsystem dient. Die Prozentwerte beziehen sich auf die in den Grafiken (Abb. 5-1 bis 5-10) grau dargestellten Netto-Ergebnisse der Glas-Mehrwegflasche, der Aluminiumdose und der Weißblechdose.

**Tabelle 5-1:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Mehrweg-Flasche (ULZ 25) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100%, Distributionsentfernung 100 km)

Indikator	Aluminiumdose	Weißblechdose
Fossile Ressourcen [%]	4	42
Klimawandel [%]	33	125
Sommer Smog [%]	250	347
Versauerungspotential [%]	61	138
Terrestrische Eutrophierung [%]	10	49
Aquatische Eutrophierung [%]	101	162
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	37	107
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	2618	7122
Fahrleistung LKW [%]	-29	-22
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	403	405
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-28	-21
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	318	168
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	42	141
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	29	121
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	295	534

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

#### Glas-Mehrwegflasche versus Aluminiumdose (Allokation 100%, Distribution 100 km)

Wie der Tabelle 5-1 und den Ergebnisgrafiken (Abbildungen 5-1 bis 5-5) zu entnehmen ist, sind die Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose im Vergleich zu den Netto-Ergebnissen der Glas-Mehrwegflasche (ULZ 25) für fast alle untersuchten Indikatoren höher.

Hier zeigt sich deutlich der Unterschied zwischen Mehrwegsystem und Einwegsystem. Durch die mehrfachen Umläufe der Glasflasche reduzieren sich die Lasten für die Rohmaterialherstellung durch deren Verteilung auf mehrere Nutzungsphasen deutlich. Lediglich die transport-bezogenen Indikatoren werden im Mehrwegsystem stärker belastet als im Einwegsystem.

Für die transport-bezogenen Indikatoren LKW-Fahrleistung und Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) liegen die Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose unter denen der Glas-Mehrwegflasche. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass das Glas-Mehrwegsystem mit einem erhöhten Transportaufkommen verbunden ist, da die leeren Flaschen wieder zum Abfüller zurück transportiert werden müssen. Außerdem hat die Glasflasche ein deutlich höheres Gewicht als die Aluminiumdose und ist zudem schlechter stapelbar für den Transport. Sie erreicht daher einen schlechteren Auslastungsgrad für die Distribution als die Aluminiumdose

und benötigt somit für die gleiche Menge zu transportierendes Bier mehr LKWs als die Aluminiumdose, wie auch in den beiden transport-bezogenen Indikatoren zu sehen ist.

Die Ergebnisse des Indikators Humantoxizität (Krebsrisikopotential) sind aufgrund von Asymmetrien der verwendeten Inventardatensätze nicht belastbar. Der Indikator Humantoxizität geht daher auch nicht in die vergleichende Auswertung im Abschlusskapitel

Für den Fossilen Ressourcenverbrauch und die Terrestrische Eutrophierung ist der Unterschied kleiner 10% und liegt damit unter der in dieser Studie angesetzten Signifikanzschwelle.

#### **Glas-Mehrwegflasche versus Weißblechdose (Allokation 100%, Distribution 100 km)**

Für diesen Vergleich zeigt sich ein ähnliches Muster wie für den Vergleich der Aluminiumdose mit der Glas-Mehrwegflasche. Die transport-bezogenen Indikatoren LKW-Fahrleistung und Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) zeigen für die Glas-Mehrwegflasche höhere Indikatorergebnisse aufgrund des erhöhten Transportaufkommens des Mehrwegsystems für den Transport der leeren Flaschen zurück zum Abfüller. Die anderen Netto-Ergebnisse des Vergleichs Weißblechdose gegen Glas-Mehrwegflasche zeigen höhere Werte für die Weißblechdose und somit höhere potentielle Umweltlasten für das Weißblechdosensystem im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche. Die Hauptursache für die höheren Indikator-Ergebnisse der Weißblechdose im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche liegt in der Einsparung des Primärmaterials des Glas-Mehrwegsystems durch die mehrfache Wiederverwendbarkeit, während die Weißblechdose alle Lasten der Herstellung in diesem Lebenszyklus tragen muss.

Die Ergebnisse des Indikators Humantoxizität (Krebsrisikopotential) sind aufgrund von Asymmetrien der verwendeten Inventardatensätze nicht belastbar. Der Indikator Humantoxizität geht daher auch nicht in die vergleichende Auswertung im Abschlusskapitel ein.

### PET-Einwegflasche versus Dosensysteme (Allokation 100%, Distribution 100 km)

Die nachfolgende Tabelle 5-2 zeigt eine Übersicht der Netto-Indikatorergebnisse der PET-Einwegflasche im Vergleich zur Aluminiumdose und zur Weißblechdose. Die Prozentwerte repräsentieren die rechnerische Differenz zwischen den konkurrierenden Systemen Aluminiumdose bzw. Weißblechdose und der PET-Einwegflasche, welche als Referenzsystem dient. Die Prozentwerte beziehen sich auf die in den Grafiken (Abbildungen 5-1 bis 5-10) grau dargestellten Netto-Ergebnisse der PET-Einwegflasche, der Aluminiumdose und der Weißblechdose.

**Tabelle 5-2:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Aluminium- und Weißblechdose mit den PET-Einwegflaschen monolayer und multilayer als Referenzsystem (Allokation 100%, Distributionsentfernung 100 km)

Indikator	Aluminium-Dose vs...		Weißblech-Dose vs...	
	PET EW monolayer	PET EW multilayer	PET EW monolayer	PET EW multilayer
Fossile Ressourcen [%]	20	-1	63	34
Klimawandel [%]	-23	-38	30	4
Sommer Smog [%]	107	73	165	120
Versauerungspotential [%]	69	25	149	85
Terrestrische Eutrophierung [%]	15	-7	56	26
Aquatische Eutrophierung [%]	-9	-71	19	-62
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	46	14	120	72
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	-14	-2	127	160
Fahrleistung LKW [%]	11	5	21	15
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	40	39	41	39
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	12	6	23	16
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	346	148	186	59
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	50	16	154	98
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	45	11	149	90
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	88	72	202	176

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als PET Einweg  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als PET Einweg  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

### PET-Einwegflaschen versus Aluminiumdose (Allokation 100%, Distribution 100 km)

Wie der Tabelle 5-2 und den Ergebnisgrafiken (Abbildungen 5-1 bis 5-5) zu entnehmen ist, sind die Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose im Vergleich zu den Netto-Ergebnissen der PET-Einwegflasche (monolayer) und der PET-Einwegflasche (multilayer) für die Mehrheit der untersuchten Indikatoren höher.

Die für das PET-System meist sehr hohen Lasten in der Primärmaterialherstellung werden durch die ebenfalls hohen Materialgutschriften für den Einsatz des recycelten PET in einem weiteren Lebenszyklus etwas ausgeglichen.

Für die Indikatoren Klimawandel und Humantoxizität (Krebsrisikopotential) liegen die Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose unter denen der PET-Einwegflaschen.

Für den Indikator Klimawandel ist der Beitrag aus dem Sektor Endgültige Entsorgung relativ hoch und gibt den Ausschlag dafür, dass die Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose für den Indikator Klimawandel unter denen der PET-Einwegflaschen liegen. Der Beitrag aus der Endgültigen Entsorgung entsteht durch die thermische Beseitigung des recycelten PET nach dessen letztem Lebenszyklus und der damit einhergehenden Freisetzung des Kohlendioxids welches als Kohlenmonoxid im PET gebunden war.

Die Ergebnisse des Indikators Humantoxizität (Krebsrisikopotential) liegen für die Aluminiumdose ebenfalls geringfügig unter denen der PET-Einwegflasche. Aufgrund von Asymmetrien der verwendeten Inventardatensätze sind die Ergebnisse des Indikators Humantoxizität

jedoch nicht belastbar. Der Indikator Humantoxizität geht daher nicht in die vergleichende Auswertung im Abschlusskapitel ein.

Für die Aquatische Eutrophierung ist der Unterschied kleiner 10% und liegt damit unter der in dieser Studie angesetzten Signifikanzschwelle.

### **PET-Einwegflaschen versus Weißblechdose (Allokation 100%, Distribution 100 km)**

Für diesen Vergleich zeigt sich ein ähnliches Muster wie für den Vergleich der Aluminiumdose mit der PET-Einwegflasche. Jedoch liegen hier alle Netto-Ergebnisse der PET-Einwegflasche unter denen der Weißblechdose, abgesehen von der Aquatischen Eutrophierung deren Netto-Ergebnis für die PET-Einwegflasche (multilayer) höher ist.

Die Ergebnisse des Indikators Humantoxizität (Krebsrisikopotential) sind aufgrund von Asymmetrien der verwendeten Inventardatensätze nicht belastbar. Der Indikator Humantoxizität geht daher auch nicht in die vergleichende Auswertung im Abschlusskapitel ein.

### **Glas-Einwegflasche versus Dosensysteme (Allokation 100%, Distribution 100 km)**

Die nachfolgende Tabelle 5-3 zeigt eine Übersicht der Netto-Indikatorergebnisse der Glas-Einwegflasche im Vergleich zur Aluminiumdose und zur Weißblechdose. Die Prozentwerte repräsentieren die rechnerische Differenz zwischen den konkurrierenden Systemen Aluminiumdose bzw. Weißblechdose und der Glas-Einwegflasche, welche als Referenzsystem dient. Die Prozentwerte beziehen sich auf die in den Grafiken (Abbildungen 5-1 bis 5-10) grau dargestellten Netto-Ergebnisse der Glas-Einwegflasche, der Aluminiumdose und der Weißblechdose.

**Tabelle 5-3:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Einweg-Flasche im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation **100%**, Distributionsentfernung **100 km**)

Indikator	Aluminium-Dose	Weißblech-Dose
Fossile Ressourcen [%]	-65	-53
Klimawandel [%]	-58	-29
Sommer Smog [%]	33	69
Versauerungspotential [%]	-61	-43
Terrestrische Eutrophierung [%]	-67	-55
Aquatische Eutrophierung [%]	-67	-56
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	-65	-47
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	1002	2828
Fahrleistung LKW [%]	-53	-49
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	-46	-46
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-55	-51
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	156	64
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	-56	-26
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	-59	-30
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	-18	31

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Einweg  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Einweg  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

### **Glas-Einwegflasche versus Aluminiumdose (Allokation 100%, Distribution 100 km)**

Wie der Tabelle 5-3 und den Ergebnisgrafiken (Abbildungen 5-1 bis 5-5) zu entnehmen ist, sind die Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose im Vergleich zu den Netto-Ergebnissen der Glas-Einwegflasche für die meisten untersuchten Indikatoren niedriger.

Für die Indikatoren Sommersmog, Humantoxizität (Krebsrisikopotential) und Kumulierter Prozesswasserverbrauch liegen die Netto-Ergebnisse der Aluminiumdose über denen der Glas-Einwegflasche.

Die diffusen Lösemittlemissionen, die bei der Lackierung der Dosen während des Herstellungsprozesses entstehen, sind die Hauptursache dafür, dass die Netto-Ergebnisse für den Indikator Sommersmog für die Aluminiumdose höher sind als für die Glas-Einwegflasche.

Aufgrund von Asymmetrien der verwendeten Inventardatensätze sind die Ergebnisse des Indikators Humantoxizität jedoch nicht belastbar. Der Indikator Humantoxizität geht daher nicht in die vergleichende Auswertung im Abschlusskapitel ein.

Der Hauptbeitrag des Indikators Kumulierter Prozesswasserbedarf für die Aluminiumdose entsteht beim Walzprozess des Aluminiumdosenbandes.

**Glas-Einwegflasche versus Weißblechdose (Allokation 100%, Distribution 100 km)**

Für diesen Vergleich zeigt sich ein ähnliches Muster wie für den Vergleich der Aluminiumdose mit der Glas-Einwegflasche.

Lediglich die Ergebnisse des Indikators Primärenergiebedarf (erneuerbar) sind für die Weißblechdose im Gegensatz zur Aluminiumdose höher als bei der Glas-Einwegflasche.

**Fallgruppe B: Distributionsentfernung 400 km (Allokation 100%)**

**Glas-Mehrwegflasche versus Dosensysteme (Allokation 100%, Distribution 400 km)**

Die nachfolgende Tabelle 5-4 zeigt eine Übersicht der Netto-Indikatorergebnisse der Glas-Mehrwegflasche im Vergleich zur Aluminiumdose und zur Weißblechdose für eine Distributionsentfernung von 400 km. Die Prozentwerte repräsentieren die rechnerische Differenz zwischen den konkurrierenden Systemen Aluminiumdose bzw. Weißblechdose und der Glas-Mehrwegflasche, welche als Referenzsystem dient. Die Prozentwerte beziehen sich auf die in den Grafiken (Abb. 5-1 bis 5-10) grau dargestellten Netto-Ergebnisse der Glas-Mehrwegflasche, der Aluminiumdose und der Weißblechdose.

**Tabelle 5-4:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Mehrweg-Flasche (ULZ 25) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100%, Distributionsentfernung 400 km)

Indikator	Aluminiumdose	Weißblechdose
Fossile Ressourcen [%]	-29	-7
Klimawandel [%]	-5	52
Sommer Smog [%]	124	183
Versauerungspotential [%]	-1	40
Terrestrische Eutrophierung [%]	-32	-12
Aquatische Eutrophierung [%]	101	162
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	-15	21
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	1181	3277
Fahrleistung LKW [%]	-57	-54
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	403	405
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-57	-54
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	318	168
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	4	69
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	-6	54
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	295	534

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Bei einer Erhöhung der Distributionsentfernung von 100 km auf 400 km (siehe Tabelle 5-4) steigen die Netto-Ergebnisse der Glas-Mehrwegflasche im Vergleich zu den Dosen, da im Glas-Mehrwegflaschensystem die leeren Flaschen wieder zurück zum Abfüller transportiert werden müssen und somit längere Transportdistanzen das Mehrwegsystem stärker belasten als die untersuchten Einwegsyste. Vor allem die Aluminiumdose zeigt bei 400 km im Ver-

gleich zu 100 km für weitere Indikatoren geringere Umweltlasten als die Glas-Mehrwegflasche.

### PET-Einwegflaschen versus Dosensysteme (Allokation 100%, Distribution 400 km)

Die nachfolgende Tabelle 5-5 zeigt eine Übersicht der Netto-Indikatorergebnisse der PET-Einwegflaschen im Vergleich zur Aluminiumdose und zur Weißblechdose für die Distributionsentfernung 400 km.

**Tabelle 5-5:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Aluminium- und der Weißblechdose mit den PET-Einwegflaschen monolayer und multilayer als Referenzsystem (Allokation 100%, Distributionsentfernung 400 km)

Indikator	Aluminium-Dose vs...		Weißblech-Dose vs...	
	PET EW monolayer	PET EW multilayer	PET EW monolayer	PET EW multilayer
Fossile Ressourcen [%]	15	-2	49	28
Klimawandel [%]	-21	-35	27	4
Sommer Smog [%]	96	66	148	110
Versauerungspotential [%]	53	21	116	70
Terrestrische Eutrophierung [%]	11	-6	42	21
Aquatische Eutrophierung [%]	-9	-71	19	-62
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	35	11	92	58
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	-14	-2	126	158
Fahrleistung LKW [%]	5	2	12	9
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	40	39	41	39
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	6	2	13	9
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	346	148	186	59
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	42	14	132	86
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	38	9	125	79
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	88	72	202	176

**Positive Werte (rot):**

höhere Indikatorergebnisse als PET Einweg

**Negative Werte (grün):**

niedrigere Indikatorergebnisse als PET Einweg

**(grau):**

Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Das Muster der Ergebnisse des Vergleiches der PET-Einwegflaschen mit den Dosensystemen bleibt bei einer Distributionsentfernung von 400 km (siehe Tabelle 5-5) fast gleich dem Muster bei 100 km Distributionsentfernung. Einige Indikatoren fallen jedoch nach der Erhöhung der Transportentfernung unter die Signifikanzschwelle von 10%.

### Glas-Einwegflasche versus Dosensysteme (Allokation 100%, Distribution 400 km)

Die nachfolgende Tabelle 5-6 zeigt eine Übersicht der Netto-Indikatorergebnisse der Glas-Einwegflasche im Vergleich zur Aluminiumdose und zur Weißblechdose für die Distributionsentfernung 400 km.

**Tabelle 5-6:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Einweg-Flasche im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation **100%**, Distributionsentfernung **400 km**)

Indikator	Aluminium-Dose	Weißblech-Dose
Fossile Ressourcen [%]	-62	-51
Klimawandel [%]	-56	-29
Sommer Smog [%]	27	60
Versauerungspotential [%]	-59	-42
Terrestrische Eutrophierung [%]	-62	-52
Aquatische Eutrophierung [%]	-67	-56
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	-62	-45
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	829	2350
Fahrleistung LKW [%]	-46	-43
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	-46	-46
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-48	-44
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	156	64
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	-55	-26
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	-57	-30
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	-18	31

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Einweg  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Einweg  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Für den Vergleich zwischen der Glas-Einwegflasche und den Dosensystemen ändert sich das generelle Muster der Ergebnisse nicht.

## 6 Sensitivitätsanalysen

Zur Überprüfung der Ergebnisrelevanz von Systemannahmen in den Basisszenarien wurden drei Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

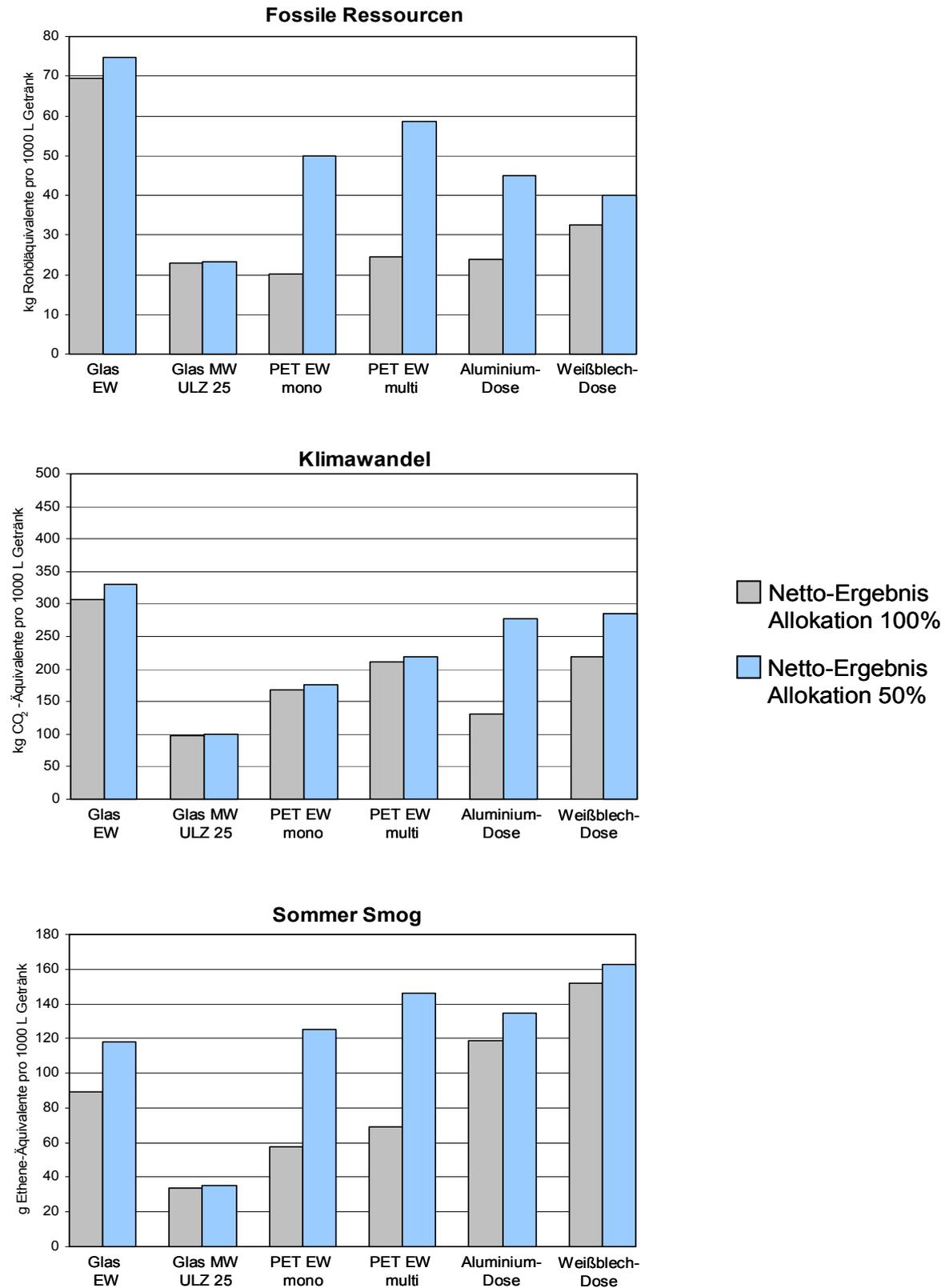
Durch die Sensitivitätsanalyse mit einer alternativen Allokationsmethode gemäß ISO, hier mit Allokationsfaktor 50%, wird die Ergebnisrelevanz des Allokationsfaktors untersucht. Die Bewertung mit Allokationsfaktor 50% ist die vom UBA üblicherweise für Basisszenarien ange-setzte Methode und soll auch aus diesem Grund Eingang in diese Studie finden.

Die Sensitivität mit geringeren Umlaufzahlen für die Glas-Mehrwegflasche soll aufzeigen, wie sich die Ergebnisse von Aluminium- bzw. Weißblechdosen im Vergleich zu den Ergebnissen der Glas-Mehrwegflaschen in Abhängigkeit der Umlaufzahlen der Glas-Mehrwegflasche verändern, da verschiedene auf dem Markt befindliche Mehrweggebindetypen bzw. Biersorten möglicherweise geringere Umläufe erreichen.

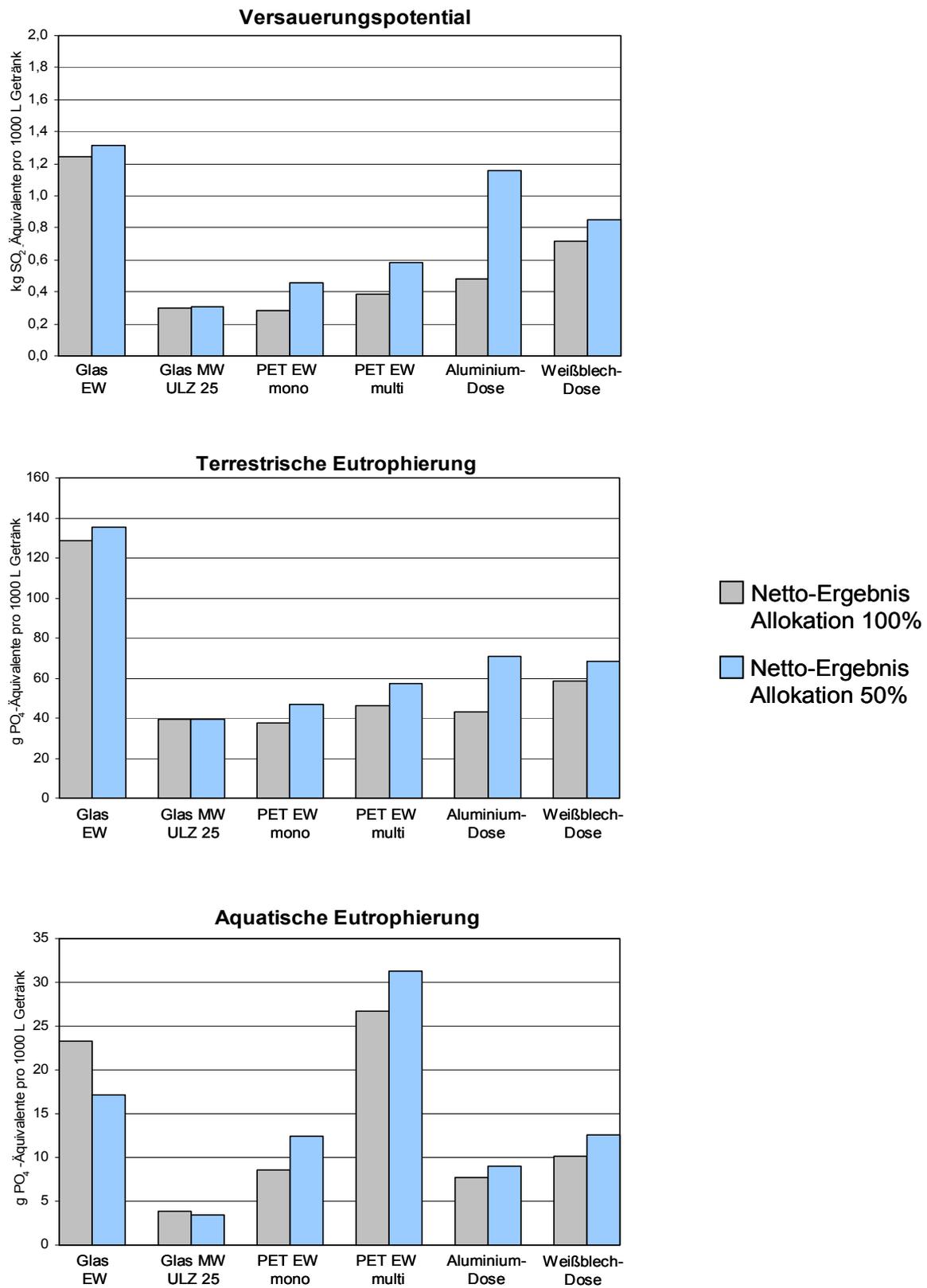
Die Sensitivität Variation der Recyclingroute für Weißblechdosen soll aufzeigen, welche Unterschiede sich für das Weißblechdosensystem mit der Wahl einer anderen Recyclingroute ergeben können.

### 6.1 Variation bezüglich der Allokationsfaktoren

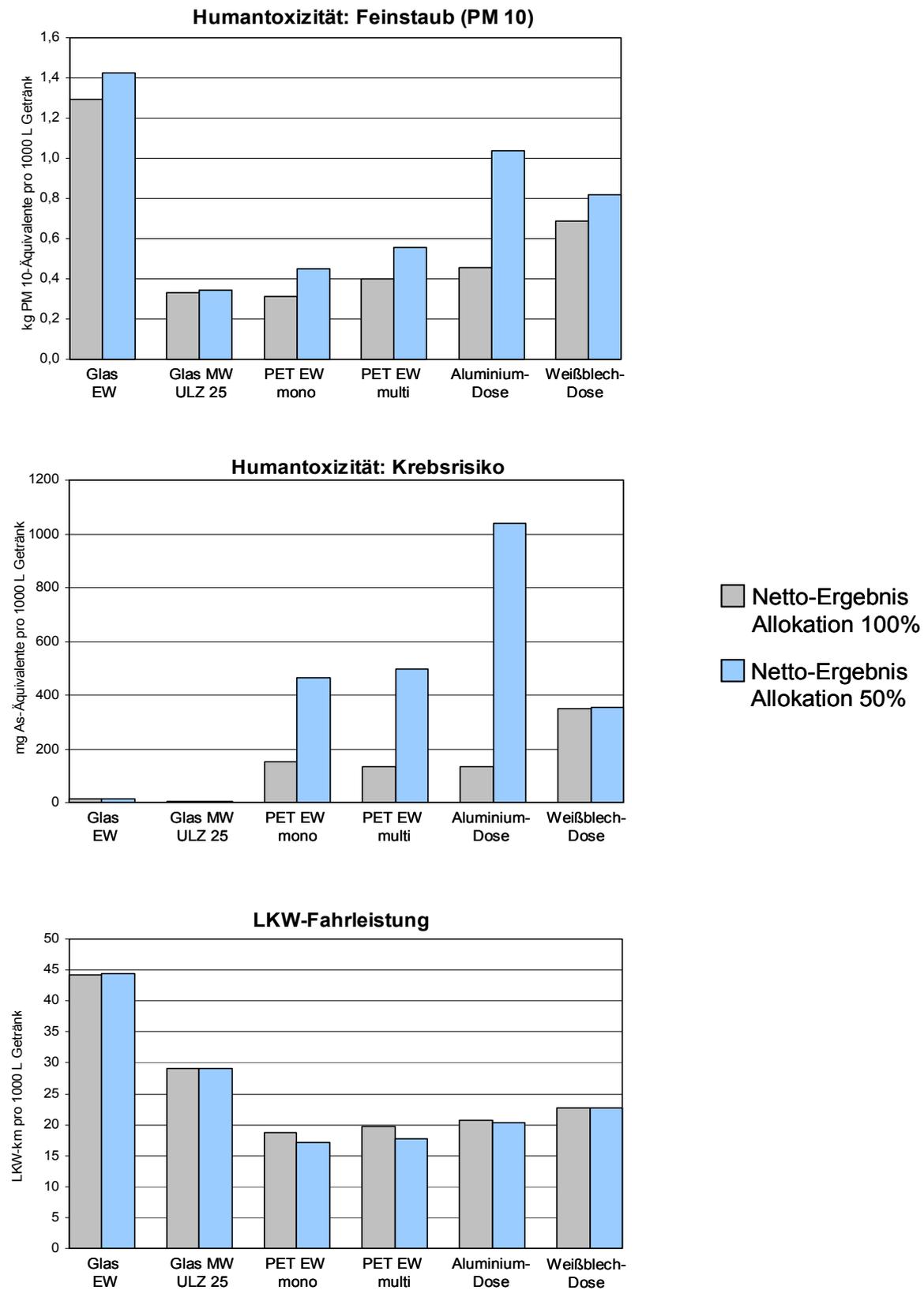
Für den Vergleich der Ergebnisse zwischen einer Anwendung der 100% Allokation und einer Anwendung der 50% Allokation wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit auf die sektorale Darstellung verzichtet. Die Ergebnisgrafiken zur Variation der Allokationsfaktoren enthalten die Netto-Ergebnisse für die 100% Allokation (grauer Balken) im Vergleich zu den Netto-Ergebnissen für die 50% Allokation (hellblauer Balken). Die Abbildungen 6-1 bis 6-5 zeigen den Vergleich für eine Distribution von 100 km in der ersten Distributionsstufe, die Abbildungen 6-6 bis 6-10 zeigen den Vergleich der Allokationen für eine Transportentfernung von 400 km.



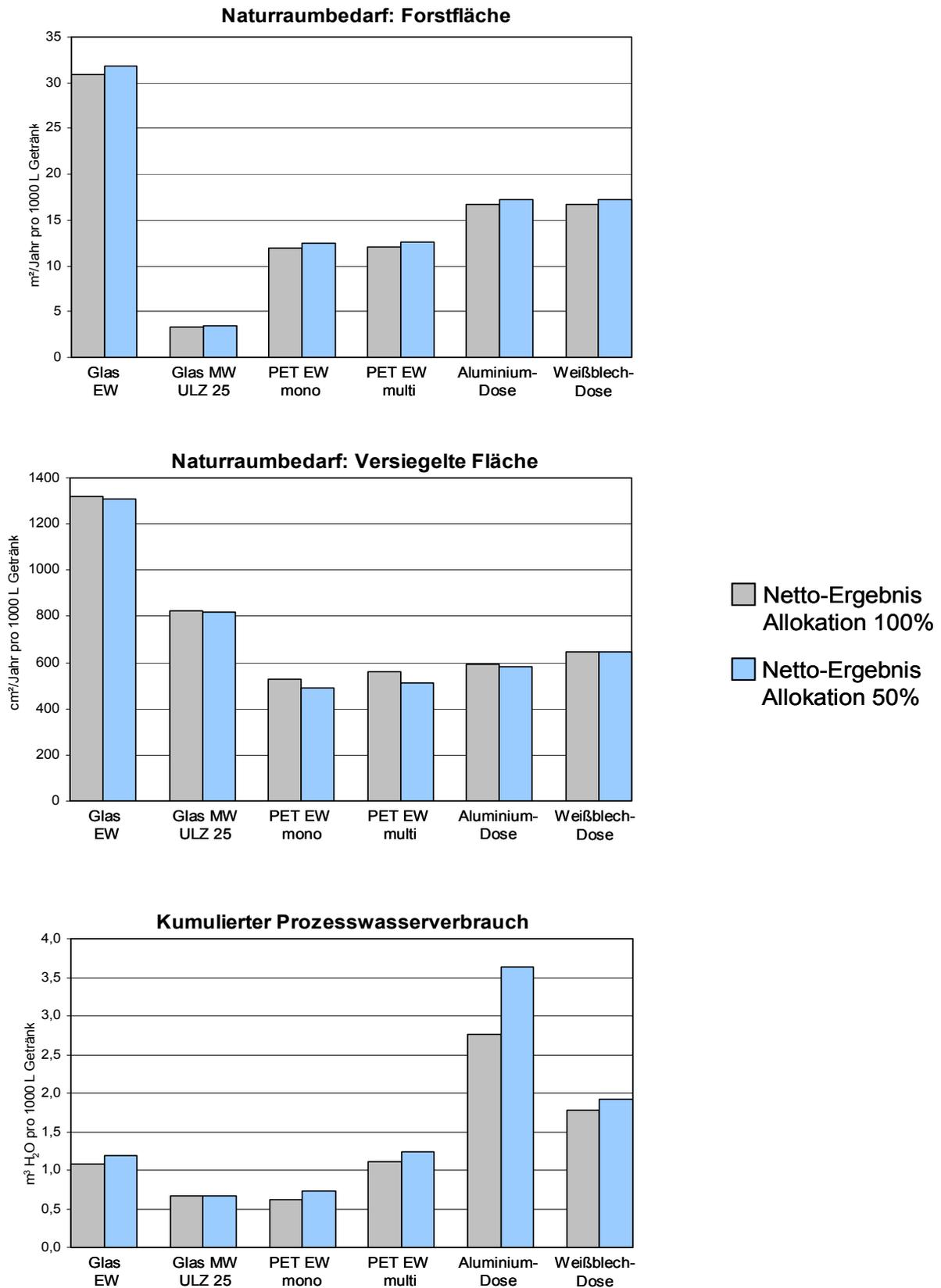
**Abbildung 6-1:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



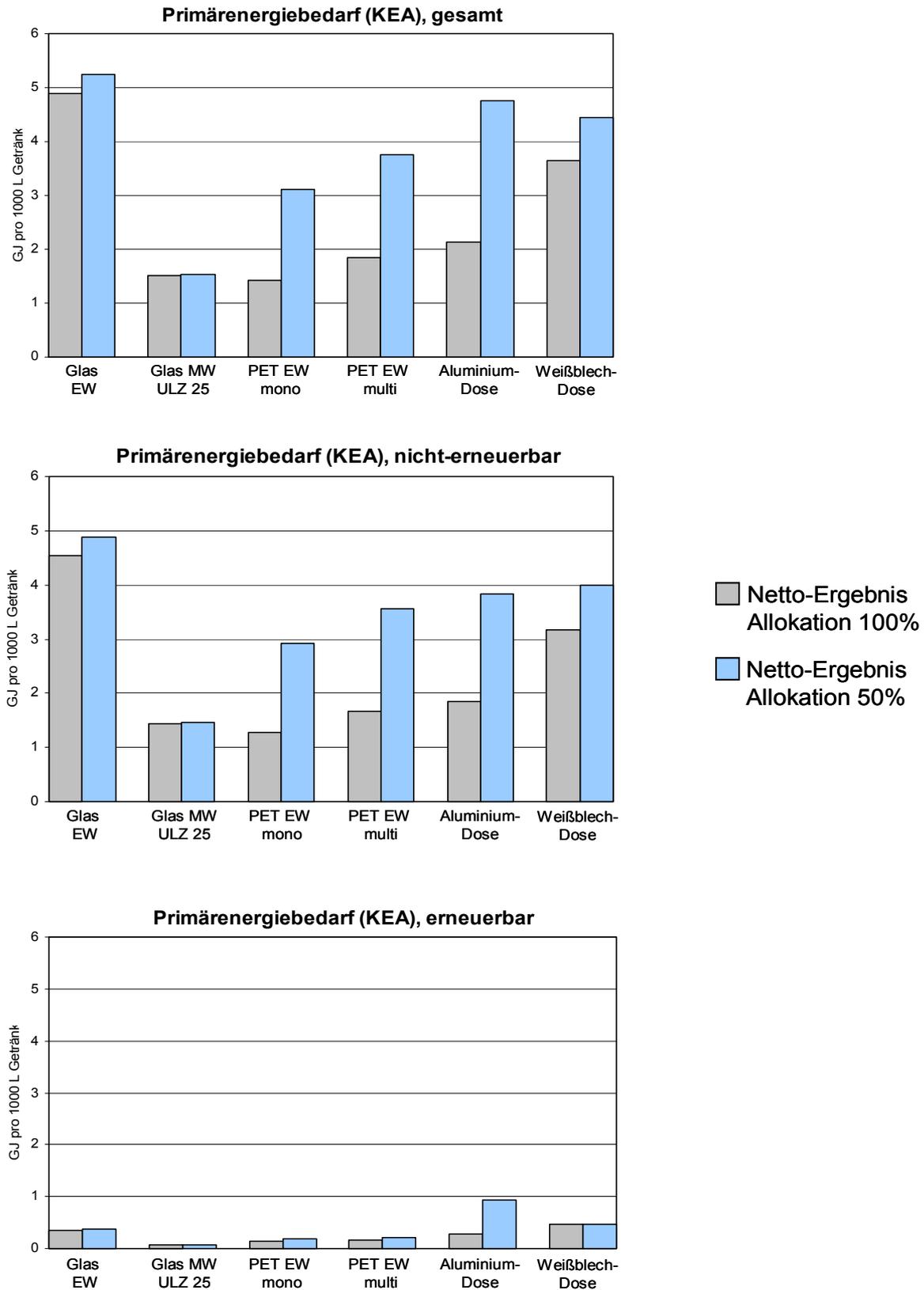
**Abbildung 6-2:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



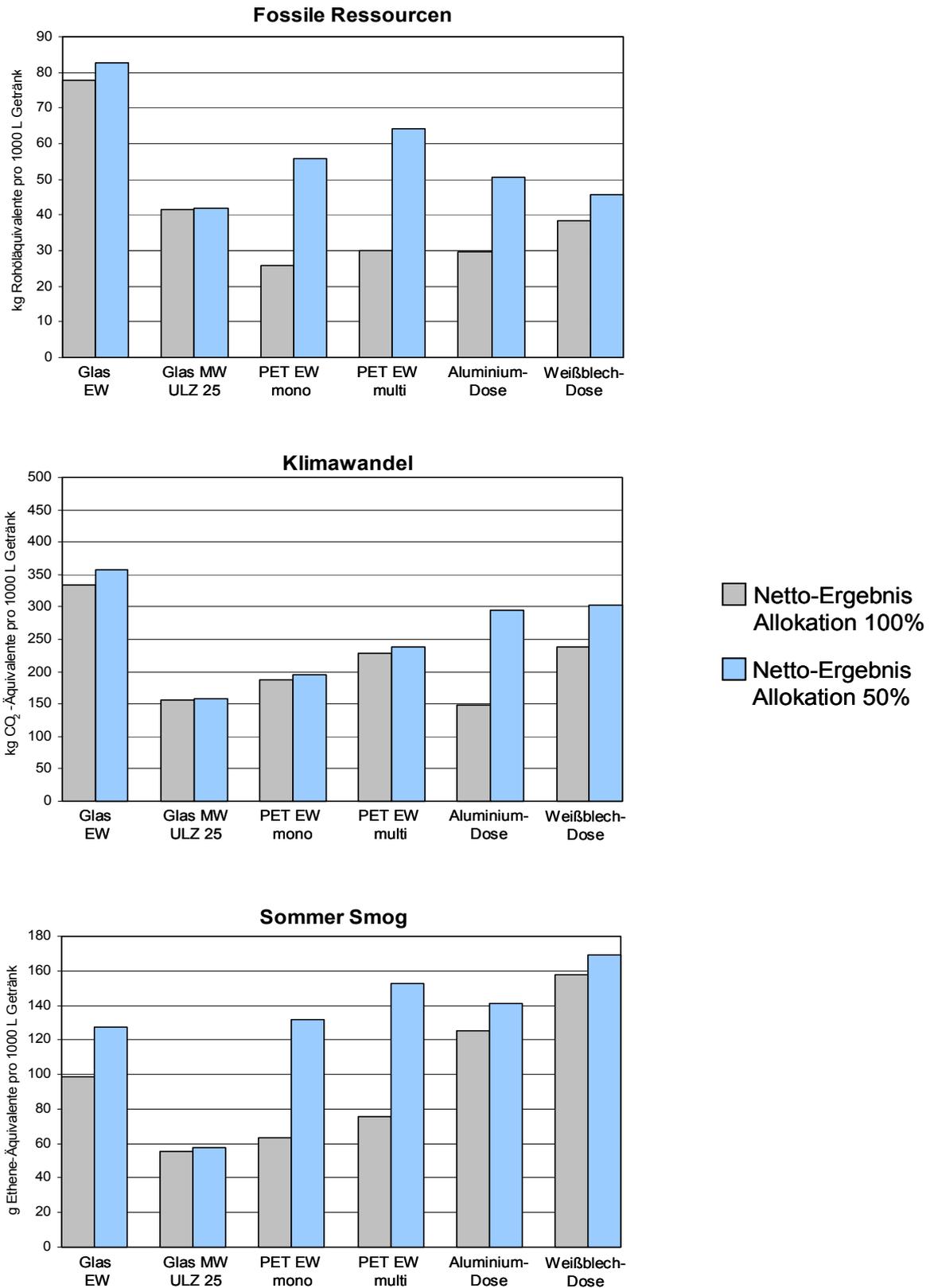
**Abbildung 6-3:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



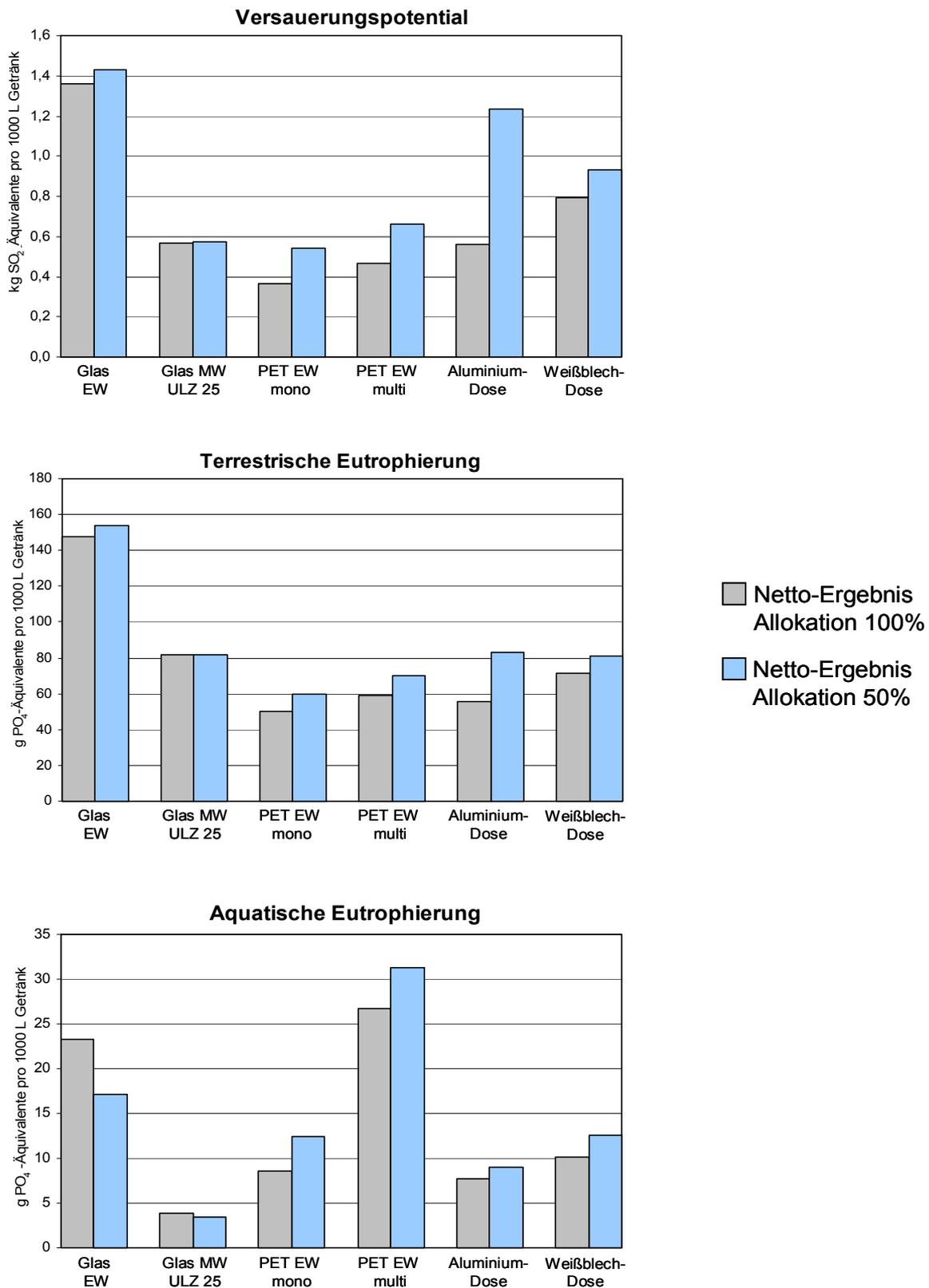
**Abbildung 6-4:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



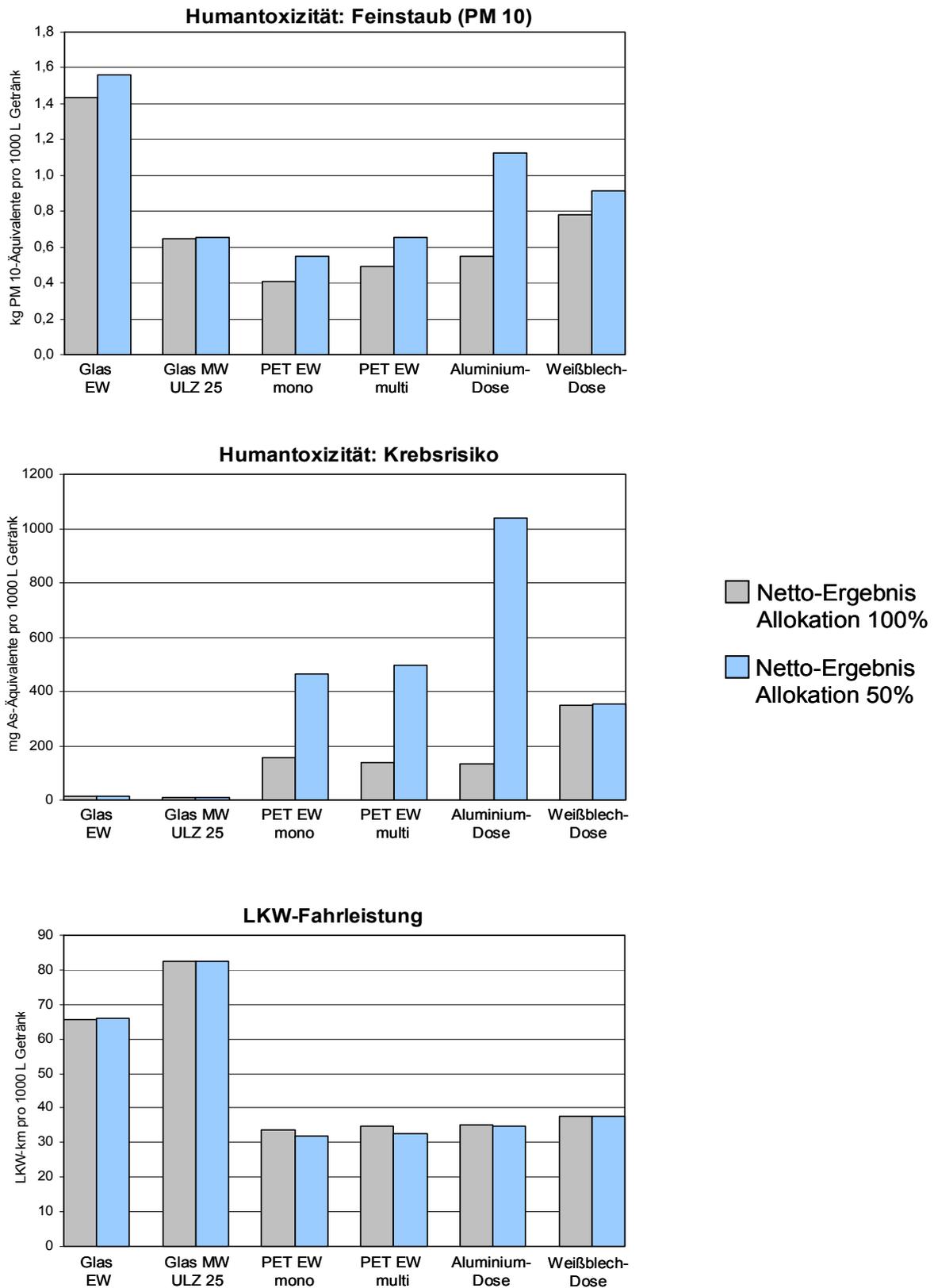
**Abbildung 6-5:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



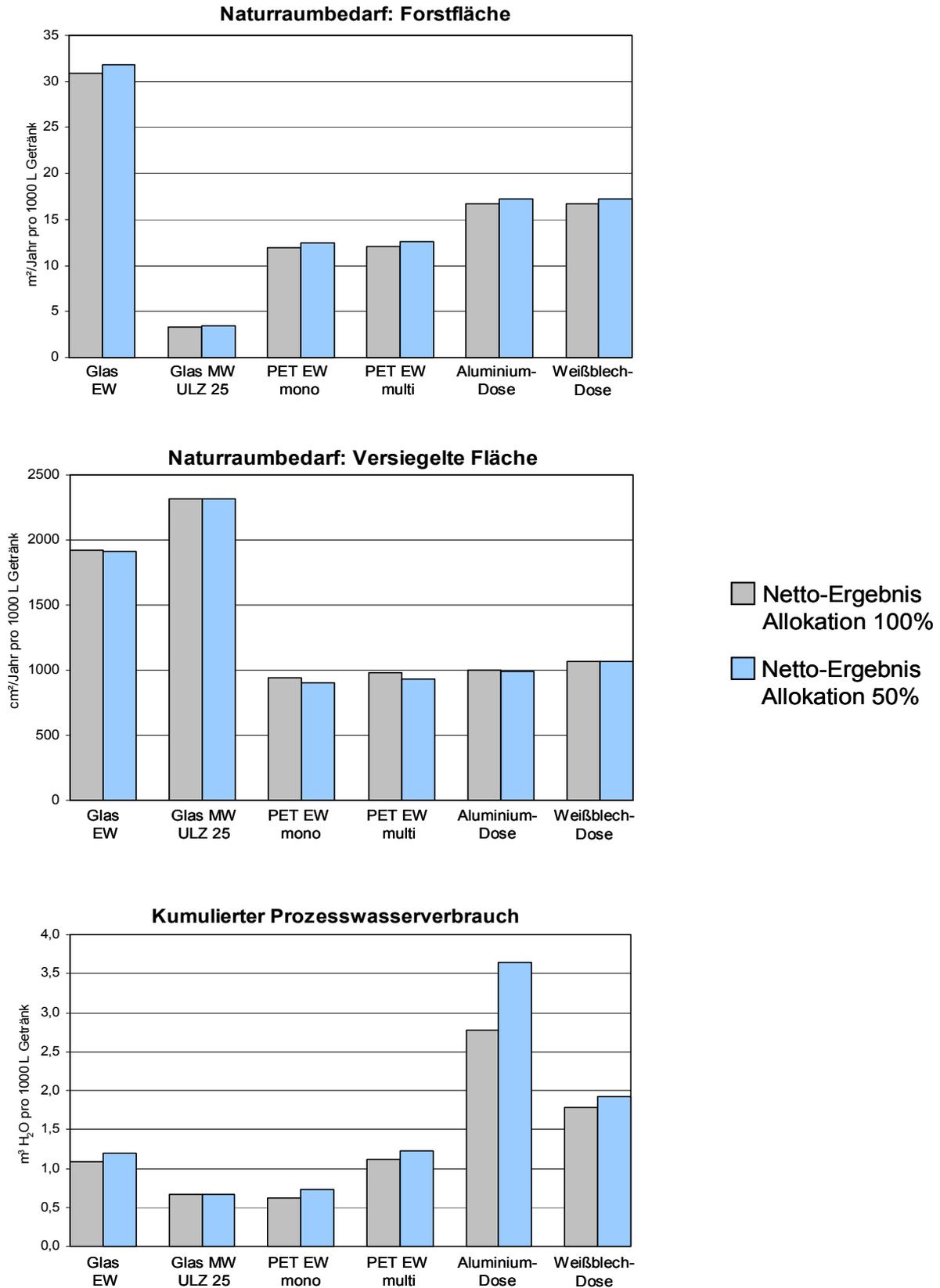
**Abbildung 6-6:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



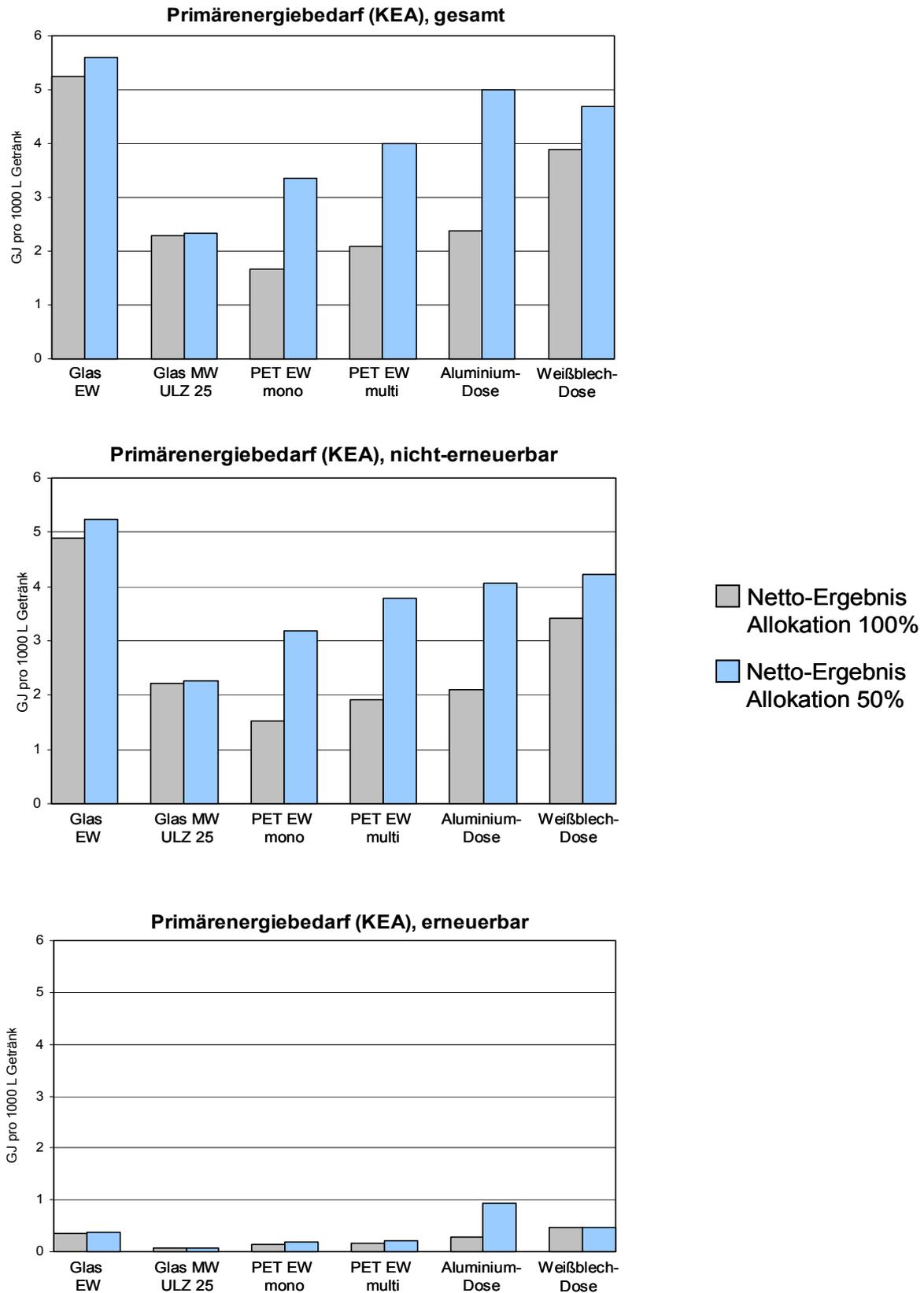
**Abbildung 6-7:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-8:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-9:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-10:** Indikatorergebnisse für Allokationsfaktor 100 und 50;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km

## Ergebnisse:

Die Ergebnisse sind in zwei Fallgruppen unterteilt. Und zwar in die Fallgruppe A mit Distributionsentfernung 100 km und die Fallgruppe B mit Distributionsentfernung 400 km.

### Fallgruppe A: Distributionsentfernung 100 km

#### Glas-Mehrwegflasche versus Dosensysteme (Distribution 100 km)

Zusätzlich zu den Abbildungen 6-1 bis 6-10 zeigt nachfolgende Tabelle 6-1 die Prozentwertunterschiede der Aluminium- und der Weißblechdose im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche (Referenzsystem) mit Allokationsfaktor 50% und 100% für die Distributionsentfernung 100 km.

**Tabelle 6-1:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Mehrweg-Flasche (ULZ 25) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung 100 km)

Indikator	Aluminiumdose		Weißblechdose-	
	AF 100%	AF 50%	AF 100%	AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	4	93	42	71
Klimawandel [%]	33	177	125	183
Sommer Smog [%]	250	278	347	357
Versauerungspotential [%]	61	277	138	178
Terrestrische Eutrophierung [%]	10	78	49	72
Aquatische Eutrophierung [%]	101	163	162	268
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	37	203	107	140
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	2618	20961	7122	7068
Fahrleistung LKW [%]	-29	-30	-22	-22
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	403	394	405	395
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-28	-29	-21	-21
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	318	444	168	188
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	42	209	141	188
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	29	160	121	171
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	295	1165	534	534

**Positive Werte (rot):**

**Negative Werte (grün):**

**(grau):**

höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Wie in Tabelle 6-1 erkennbar ist ändert sich das Ergebnis bei Anwendung der 50% Allokation anstelle der 100% Allokation nicht in Bezug auf die Ausrichtung (positiver Wert anstelle von negativem Wert und umgekehrt) der relativen Prozentwertunterschiede der Aluminium- und Weißblechdosen im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche bei einer Transportentfernung von 100 km.

Betrachtet man die Grafiken 6-1 bis 6-10 genauer, sieht man deutliche Veränderungen der Ergebnisse durch den Wechsel der Allokation 100% auf Allokation 50%. Die Änderung der Netto-Ergebnisse entsteht hauptsächlich dadurch, dass bei einer 50% Allokation die Gutschriften der Systeme stark reduziert werden und daher die Netto-Ergebnisse höher werden als bei der 100% Allokation. Des Weiteren verringern sich bei der 50% Allokation die Lasten für Recyclingprozesse und die Endgültige Entsorgung.

Für das Glas-Mehrwegsystem ändern sich die Ergebnisse bei Anwendung der 50% Allokation im Vergleich zu 100% Allokation kaum bis überhaupt nicht, da die Gutschriften im Glas-Mehrwegsystem generell von untergeordneter Bedeutung für das Netto-Ergebnis sind.

Die Dosensysteme zeigen teilweise sehr starke Abweichungen in den Netto-Ergebnissen bei Änderung der 100% Allokation auf die 50% Allokation. Dies hängt mit der Nutzung des Se-

kundärmaterials in den Einwegsystemen zusammen, den damit entstehenden Gutschriften und dem entsprechend sehr bedeutenden Einfluss auf ihr Netto-Ergebnis.

Zu beachten gilt auch, dass die Recyclingquoten in Deutschland relativ hoch sind und dadurch erst die relativ hohen Materialgutschriften entstehen. Für geringere Recyclingquoten, wie sie in anderen Ländern oft vorkommen, würden sich die Netto-Ergebnisse der Dosensysteme erhöhen und der Einfluss der Allokationsmethode wäre geringer.

Auffallend ist, dass in der Aquatischen Eutrophierung die Netto-Ergebnisse für die beiden Glassysteme im Gegensatz zu den anderen Systemen bei der 50% Allokation höher sind als bei der 100% Allokation. Dies liegt daran, dass beim Glassystem keine sehr hohen Gutschriften existieren, die sich durch die 50% Allokation verringern würden, dafür aber hohe Lasten für die Endgültige Entsorgung bestehen, die sich mit der 50% Allokation stark reduzieren. Die Lasten aus der Endgültigen Entsorgung entstehen durch Glas, welches auf der Deponie entsorgt wird.

Des Weiteren sticht hervor, dass sich für die transport-bezogenen Indikatoren LKW-Fahrleistung und Naturraumbedarf (Versiegelte Fläche) die Netto-Ergebnisse für alle Systeme bei Anwendung der 50% Allokation leicht erhöhen oder gleich bleiben im Vergleich zur 100% Allokation. Gründe hierfür sind, dass bei den transport-bezogenen Indikatoren die Lasten für Primärmaterialherstellung und Produktion nicht oder kaum erkennbar sind, somit jedoch aber auch keine Gutschriften für diese Prozesse in diesen Indikatoren erkennbar sind die sich dann wiederum bei der 50% Allokation verringern würden und damit das Netto-Ergebnis erhöhen würden. Dafür zeigt sich hier in den Ergebnissen die Reduzierung der Lasten für den Sektor Recycling Primärverpackung.

#### **PET-Einwegflaschen (monolayer) versus Dosensysteme (Distribution 100 km)**

Die PET-Flaschensysteme und auch die Dosensysteme zeigen teilweise sehr starke Abweichungen in den Netto-Ergebnissen bei Änderung der 100% Allokation auf die 50% Allokation (siehe Abbildungen 6-1 bis 6-5). Dies hängt mit der Nutzung des Sekundärmaterials in den Einwegsystemen zusammen, den damit entstehenden Gutschriften und dem entsprechend sehr bedeutenden Einfluss auf ihr Netto-Ergebnis.

Tabelle 6-2 zeigt die Prozentwertunterschiede der Aluminium- und der Weißblechdose im Vergleich zur PET-Einwegflasche (monolayer) mit Allokationsfaktor 50% und 100% für die Distributionsentfernung 100 km.

**Tabelle 6-2:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der PET-Einwegflasche (monolayer) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung **100 km**)

Indikator	Alu-Dose AF 100%	Alu-Dose AF 50%	Weißblech- Dose AF 100%	Weißblech- Dose AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	20	-10	63	-20
Klimawandel [%]	-23	57	30	61
Sommer Smog [%]	107	7	165	30
Versauerungspotential [%]	69	152	149	85
Terrestrische Eutrophierung [%]	15	51	56	46
Aquatische Eutrophierung [%]	-9	-28	19	0
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	46	130	120	82
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	-14	124	127	-24
Fahrleistung LKW [%]	11	19	21	33
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	40	39	41	39
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	12	19	23	32
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	346	403	186	166
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	50	53	154	43
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	45	31	149	36
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	88	411	202	156

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als PET-Einwegflasche (monolayer)  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als PET-Einwegflasche (monolayer)  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Wie Tabelle 6-2 zu entnehmen ist, ändert sich das generelle Muster der vergleichenden Ergebnisse zwischen den Dosensystemen und der PET-Einwegflasche (monolayer) für die meisten Indikatoren nicht bei einem Wechsel einer 100% Allokation auf eine 50% Allokation.

Nach Änderung einer 100% Allokation auf eine 50% Allokation sind für den Klimawandel und die Humantoxizität (Krebsrisiko) die Indikatorergebnisse der Aluminiumdose höher als die der PET-Einwegflasche (monolayer). Für den Indikator Fossile Ressourcen sind die Ergebnisse der Aluminiumdose nach dieser Änderung niedriger als für die PET-Einwegflasche (monolayer).

Für das Weißblechdosensystem sind nach dem Allokationswechsel die Indikatorergebnisse für den Indikator Fossile Ressourcen und die Humantoxizität (Krebsrisiko) niedriger als die der PET-Einwegflasche (monolayer).

Auch in der Abbildung 6-1 scheint für den Indikator Klimawandel auf den ersten Blick die Erhöhung der Netto-Ergebnisse von Allokation 100% auf Allokation 50% für die PET-Systeme etwas zu gering im Vergleich zu den Dosensystemen. Wie jedoch Abbildung 5-1 zu entnehmen ist, sind die Lasten für die Endgültige Entsorgung im System PET, verursacht durch die Entstehung von CO<sub>2</sub> aus dem Kohlenstoff des PET bei dessen Verbrennung, viel höher als im Dosensystem. Durch die 50% Allokation reduzieren sich diese Lasten jedoch deutlich. Dazu kommt, dass die Gutschriften im Indikator Klimawandel für die PET-Systeme geringer sind als z. B. für die Aluminiumdose, somit steigt im Aluminiumdosensystem durch die Verringerung der Gutschrift das Netto-Ergebnis relativ stark an, während für die PET-Systeme die Reduzierung der Last für die Endgültige Entsorgung und die Reduzierung der Gutschrift im Netto-Ergebnis beim Wechsel von der 100% Allokation auf die 50% Allokation eine ausgleichende Wirkung haben.

Für den Indikator Fossile Ressourcen zeichnet sich für die Dosensysteme ein ähnliches Bild wie für den Indikator Klimawandel in Bezug auf die Änderung der Allokation. Für die PET-Einwegflaschen weicht das Muster zwischen diesen beiden Indikatoren jedoch stark ab. Grund hierfür ist, dass die Herstellung des PET bei den Fossilen Ressourcen stärker ins Gewicht fällt als beim Klimawandel und somit auch höhere Materialgutschriften für das PET in den Fossilen Ressourcen erhalten werden (siehe Abbildung 5-1), die sich mit der 50% Allokation reduzieren. Des Weiteren fließen die CO<sub>2</sub>-Emissionen, die im Sektor Endgültige Entsorgung im Klimawandel gut sichtbar sind, nicht in die Ergebnisse der Fossilen Ressourcen mit ein. Der im Indikator Klimawandel ausgleichende Effekt tritt somit in den Fossilen Ressourcen für die PET-Systeme nicht auf. Es findet bei den Fossilen Ressourcen mit dem Allokationswechsel ein Sprung statt, der die Ergebnisse der PET-Systeme über die der Dosensysteme erhöht.

Die Ergebnisse des Indikators Krebsrisiko (Humantoxizität) sind aufgrund unsymmetrischer Datensätze nicht belastbar.

Zu beachten gilt auch hier, dass die Recyclingquoten in Deutschland relativ hoch sind und dadurch erst die relativ hohen Materialgutschriften entstehen. Für geringere Recyclingquoten, würden sich die Netto-Ergebnisse der Dosensysteme und auch die Netto-Ergebnisse der PET-Einwegflaschen erhöhen.

### PET-Einwegflaschen (multilayer) versus Dosensysteme (Distribution 100 km)

Tabelle 6-3 zeigt die Prozentwertunterschiede der Aluminium- und der Weißblechdose im Vergleich zur PET-Einwegflasche (multilayer) mit Allokationsfaktor 50% und 100% für die Distributionsentfernung 100 km.

**Tabelle 6-3:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der PET-Einwegflasche (multilayer) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung **100 km**)

Indikator	Alu-Dose AF 100%	Alu-Dose AF 50%	Weißblech- Dose AF 100%	Weißblech- Dose AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	-1	-23	34	-31
Klimawandel [%]	-38	27	4	30
Sommer Smog [%]	73	-8	120	11
Versauerungspotential [%]	25	99	85	46
Terrestrische Eutrophierung [%]	-7	24	26	20
Aquatische Eutrophierung [%]	-71	-71	-62	-60
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	14	85	72	47
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	-2	110	160	-28
Fahrleistung LKW [%]	5	14	15	27
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	39	37	39	37
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	6	13	16	26
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	148	195	59	56
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	16	27	98	19
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	11	8	90	12
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	72	366	176	133

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als als PET-Einwegflasche (multilayer)  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als PET-Einwegflasche (multilayer)  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Wie Tabelle 6-3 zu entnehmen ist, ändert sich das generelle Muster der vergleichenden Ergebnisse zwischen den Dosensystemen und der PET-Einwegflasche (multilayer) für die meisten Indikatoren nicht.

Nach Änderung einer 100% Allokation auf eine 50% Allokation sind für den Klimawandel, Terrestrische Eutrophierung und die Humantoxizität (Krebsrisiko) die Indikatorergebnisse der Aluminiumdose höher als die der PET-Einwegflasche (multilayer). Für den Indikator Sommersmog sind die Ergebnisse der Aluminiumdose nach dieser Änderung niedriger als für die PET-Einwegflasche (multilayer).

Für das Weißblechdosensystem sind nach dem Allokationswechsel die Indikatorergebnisse für den Indikator Fossile Ressourcen und die Humantoxizität (Krebsrisiko) niedriger als die der PET-Einwegflasche (multilayer).

Erklärungen zu diesen durch den Allokationswechsel verursachten Änderungen der Ergebnisausrichtung finden sich, bis auf den Indikator Terrestrische Eutrophierung, im vorherigen Abschnitt über den Vergleich der PET-Einwegflasche (monolayer) gegenüber den Dosensystemen. Beim Indikator Terrestrische Eutrophierung ist zu erkennen, dass die Umweltlasten der PET-Einwegflasche (multilayer) höher sind als diejenigen der monolayer PET-Einwegflasche. Ausschlaggebend ist hier das erhöhte Flaschengewicht im Vergleich zur PET-Einwegflasche (monolayer), sowie die Herstellung des Barrierematerials Polyamid (PA).

**Glas-Einwegflaschen versus Dosensysteme (Distribution 100 km)**

Tabelle 6-4 zeigt die Prozentwertunterschiede der Aluminium- und der Weißblechdose im Vergleich zur Glas-Einwegflasche (Referenzsystem) mit Allokationsfaktor 50% und 100% für die Distributionsentfernung 100 km.

**Tabelle 6-4:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Einwegflasche im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung 100 km)

Indikator	Alu-Dose AF 100%	Alu-Dose AF 50%	Weißblech-Dose AF 100%	Weißblech-Dose AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	-65	-40	-53	-46
Klimawandel [%]	-58	-16	-29	-14
Sommer Smog [%]	33	14	69	38
Versauerungspotential [%]	-61	-12	-43	-35
Terrestrische Eutrophierung [%]	-67	-48	-55	-50
Aquatische Eutrophierung [%]	-67	-48	-56	-27
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	-65	-27	-47	-42
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	1002	8399	2828	2793
Fahrleistung LKW [%]	-53	-54	-49	-49
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	-46	-46	-46	-46
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-55	-56	-51	-50
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	156	205	64	61
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	-56	-9	-26	-15
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	-59	-22	-30	-18
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	-18	151	31	26

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als die Glas-Einwegflasche  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als die Glas-Einwegflasche  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Wie Tabelle 6-4 zu entnehmen ist, ändert sich das generelle Muster der vergleichenden Ergebnisse zwischen den Dosensystemen und der Glas-Einwegflasche für die meisten Indikatoren nicht.

Lediglich die Indikatorergebnisse für den Primärenergiebedarf (KEA) aus erneuerbaren Energien werden für die Aluminiumdose beim Wechsel von der 100% Allokation zur 50% Allokation höher.

## Fallgruppe B: Distributionsentfernung 400 km

### Glas-Mehrwegflasche versus Aluminiumdose (Distribution 400 km)

Wie in Tabelle 6-5 erkennbar ist ändert sich das Ergebnis bei Anwendung der 50% Allokation anstelle der 100% Allokation an mehreren Stellen in Bezug auf die Ausrichtung (positiver Wert anstelle von negativem Wert und umgekehrt) der relativen Prozentwertunterschiede der Aluminium- und Weißblechdosen im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche bei einer Transportentfernung von 400 km.

**Tabelle 6-5:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Mehrweg-Flasche (ULZ 25) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung **400 km**)

Indikator	Aluminiumdose		Weißblechdose	
	AF 100%	AF50%	AF 100%	AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	-29	21	-7	10
Klimawandel [%]	-5	86	52	90
Sommer Smog [%]	124	145	183	194
Versauerungspotential [%]	-1	116	40	63
Terrestrische Eutrophierung [%]	-32	1	-12	-1
Aquatische Eutrophierung [%]	101	163	162	268
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	-15	72	21	40
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	1181	9827	3277	3289
Fahrleistung LKW [%]	-57	-58	-54	-54
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	403	394	405	395
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-57	-57	-54	-54
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	318	444	168	188
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	4	115	69	102
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	-6	80	54	87
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	295	1165	534	534

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Eine Erhöhung der Transportentfernungen wirkt sich hauptsächlich auf die Ergebnisse von Mehrwegsystemen aus. In den vergleichenden Ergebnissen der Tabelle 6-1 und 6-5 kann man beobachten, dass einige Ergebnisse der Dosensysteme im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche bei einer erhöhten Distributionsentfernung niedriger geworden sind, da sich die entsprechenden Indikatorwerte für das Glas-Mehrwegsystem erhöht haben. Der Sektor Distribution erhöht sich für das Glas-Mehrwegsystem für fast alle Indikatoren stärker als für die Dosensysteme, da die leeren Flaschen, im Gegensatz zu den Dosen, wieder zum Abfüller zurücktransportiert werden müssen.

### PET-Einwegflaschen (monolayer und multilayer) versus Dosensysteme (Distribution 400 km)

Die Tabellen 6-6 und 6-7 zeigen die Prozentwertunterschiede der Aluminium- und der Weißblechdose im Vergleich zu den PET-Einwegflaschen (monolayer und multilayer) mit Allokationsfaktor 50% und 100% für die Distributionsentfernung 400 km.

**Tabelle 6-6:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der PET-Einwegflasche (monolayer) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung **400 km**)

Indikator	Alu-Dose AF 100%	Alu-Dose AF 50%	Weißblech- Dose	Weißblech- Dose
-----------	---------------------	--------------------	--------------------	--------------------

			AF 100%	AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	15	-9	49	-18
Klimawandel [%]	-21	52	27	55
Sommer Smog [%]	96	7	148	28
Versauerungspotential [%]	53	129	116	73
Terrestrische Eutrophierung [%]	11	39	42	36
Aquatische Eutrophierung [%]	-9	-28	19	0
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	35	107	92	68
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	-14	123	126	-24
Fahrleistung LKW [%]	5	9	12	18
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	40	39	41	39
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	6	9	13	18
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	346	403	186	166
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	42	49	132	40
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	38	28	125	33
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	88	411	202	156

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als PET-Einwegflasche (monolayer)  
**Negative Werte (grün) :** niedrigere Indikatorergebnisse als PET-Einwegflasche (monolayer)  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

**Tabelle 6-7:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der PET-Einwegflasche (multilayer) im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung 400 km)

Indikator	Alu-Dose AF 100%	Alu-Dose AF 50%	Weißblech-Dose AF 100%	Weißblech-Dose AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	-2	-21	28	-29
Klimawandel [%]	-35	25	4	27
Sommer Smog [%]	66	-8	110	11
Versauerungspotential [%]	21	86	70	41
Terrestrische Eutrophierung [%]	-6	19	21	16
Aquatische Eutrophierung [%]	-71	-71	-62	-60
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	11	72	58	40
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	-2	110	158	-28
Fahrleistung LKW [%]	2	6	9	15
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	39	37	39	37
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	2	6	9	15
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	148	195	59	56
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	14	25	86	18
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	9	7	79	11
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	72	366	176	133

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als PET-Einwegflasche (multilayer)  
**Negative Werte (grün) :** niedrigere Indikatorergebnisse als PET-Einwegflasche (multilayer)  
**(grau):** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Das generelle Muster in den Tabellen 6-6 und 6-7 mit einer Distributionsentfernung von 400 km hat sich im Vergleich zum Muster der Tabellen 6-2 und 6-3 mit einer Distributionsentfernung von 100 km nicht verändert.

### Glas-Einwegflaschen versus Dosensysteme (Distribution 400 km)

Die Tabelle 6-8 zeigt die Prozentwertunterschiede der Aluminium- und der Weißblechdose im Vergleich zur Glas-Einwegflasche mit Allokationsfaktor 50% und 100% für die Distributionsentfernung 400 km.

**Tabelle 6-8:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Glas-Einwegflasche im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdose (Allokation 100% und 50%, Distributionsentfernung 400 km)

Indikator	Alu-Dose AF 100%	Alu-Dose AF 50%	Weißblech- Dose AF 100%	Weißblech- Dose AF 50%
Fossile Ressourcen [%]	-62	-39	-51	-45
Klimawandel [%]	-56	-17	-29	-15
Sommer Smog [%]	27	11	60	33
Versauerungspotential [%]	-59	-13	-42	-35
Terrestrische Eutrophierung [%]	-62	-46	-52	-47
Aquatische Eutrophierung [%]	-67	-48	-56	-27
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	-62	-28	-45	-41
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	829	7018	2350	2331
Fahrleistung LKW [%]	-46	-47	-43	-43
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	-46	-46	-46	-46
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-48	-48	-44	-44
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	156	205	64	61
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	-55	-11	-26	-16
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	-57	-22	-30	-19
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	-18	151	31	26

**Positive Werte (rot):**

**Negative Werte (grün):**

**(grau):**

höhere Indikatorergebnisse als Glas-Einwegflasche  
niedrigere Indikatorergebnisse als Glas-Einwegflasche  
Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Das generelle Muster in der Tabelle 6-8 mit einer Distributionsentfernung von 400 km hat sich im Vergleich zum Muster der Tabellen 6-4 mit einer Distributionsentfernung von 100 km nicht verändert.

### Anmerkung zu einem alternativen Modellansatz für das Aluminiumdosensystem

In dieser Studie wird das Aluminiumdosensystem ohne Annahme von Post-consumer Sekundäraluminium betrachtet. Würden jedoch stattdessen hohe post-consumer Sekundäraluminiumanteile im Dosenbodyband (closed loop recycling) angenommen werden, würde sich z. B. das Netto-Ergebnis des Indikators Klimawandel für die Aluminiumdose bei der 50% Allokation sichtbar verbessern.

Bei der 50% Allokation gibt es eine Gutschrift für 50% des abgegebenen Sekundärmaterials, welches in ein anderes Produktsystem abgegeben wird (open loop). Rechnerisch wäre es daher für die Aluminiumdose bei einer 50% Allokation von Vorteil einen Recyclatanteil einzusetzen (closed loop), da dadurch die Primärmateriallast sinkt, und zwar unabhängig von der Allokation. Die Gutschrift für abgegebenes Sekundärmaterial sinkt im Falle eines Recyclateinsatzes im Vergleich zum hier gewählten Basisfall ebenfalls (da nur noch ein Teil der gebrauchten Dosen ins andere Aluminiumproduktsystem abgegeben wird), sie unterliegt jedoch der Allokation. Das bedeutet für das Nettoergebnis eine Netto-Einsparung, da die eingesparte Primärmateriallast größer ist als die Verringerung der Gutschrift, rechnerisch dadurch bedingt dass nur noch ein Teil des Materials für open loop Recycling zur Verfügung steht.

Das Netto-Ergebnis der Aluminiumdose würde z. B. für den Klimawandel unter Annahme eines Recyclateinsatzes im Dosenbodyband zwischen den beiden jetzigen Ergebnissen für die Allokation 100% und die Allokation 50% liegen (siehe Abbildung 6-1). Der in dieser Studie für die Aluminiumdose gewählte Basisansatz ohne Post-consumer Sekundäraluminium im Dosenbodyband kann für die Ergebnisse der 50% Allokation daher gewissermaßen als „worst case“ Ansatz betrachtet werden.

Bei einer 100% Allokation spielt der Recyclateinsatz rechnerisch keine Rolle, da für die gesamten eingesetzten Primärmaterialien, die das System später als Sekundärmaterial wieder

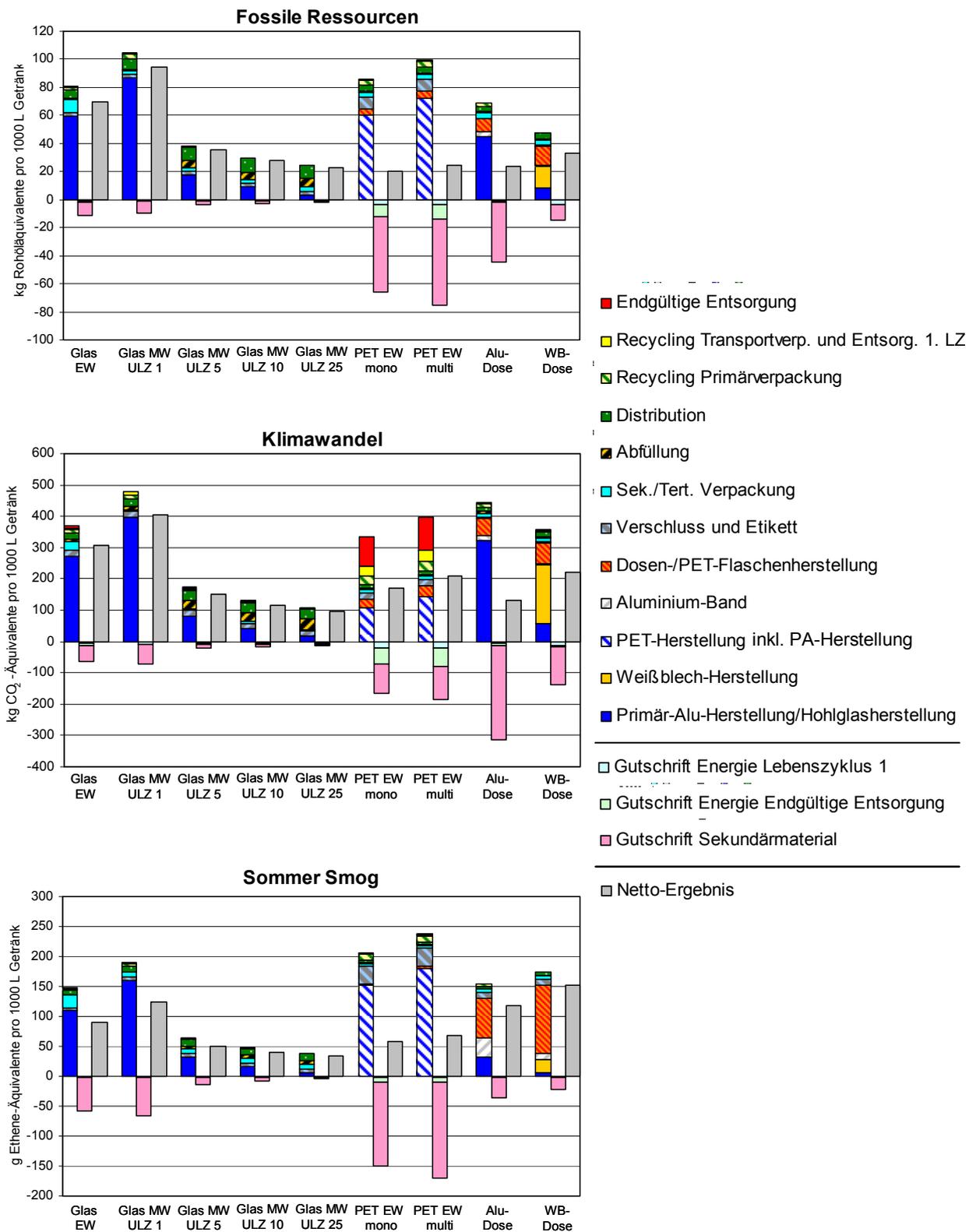
verlassen, eine volle Gutschrift bilanziert wird, die rechnerisch genau der Einsparung bei closed loop Recycling entspricht.

Für die anderen Systeme, deren Netto-Ergebnisse ebenfalls teils stark durch Gutschriften geprägt werden, spielt der Recyklateinsatz bei der 50% Allokation auch eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Allerdings stellt sich hier die Situation bei den PET-Einwegsystemen etwas anders dar, da keine Zahlen zum rPET-Anteil in braunen PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier bekannt sind. Daher wurden diese in der vorliegenden Studie ebenfalls als 100% Primärmaterial bilanziert. Im Falle von Weißblechdosen hingegen sind dies datensatzbedingt nur 5,7% Schrott im closed loop, die in den Konverterprozess rückgeführt werden (vergleiche Fließbild B-1 im Anhang B).

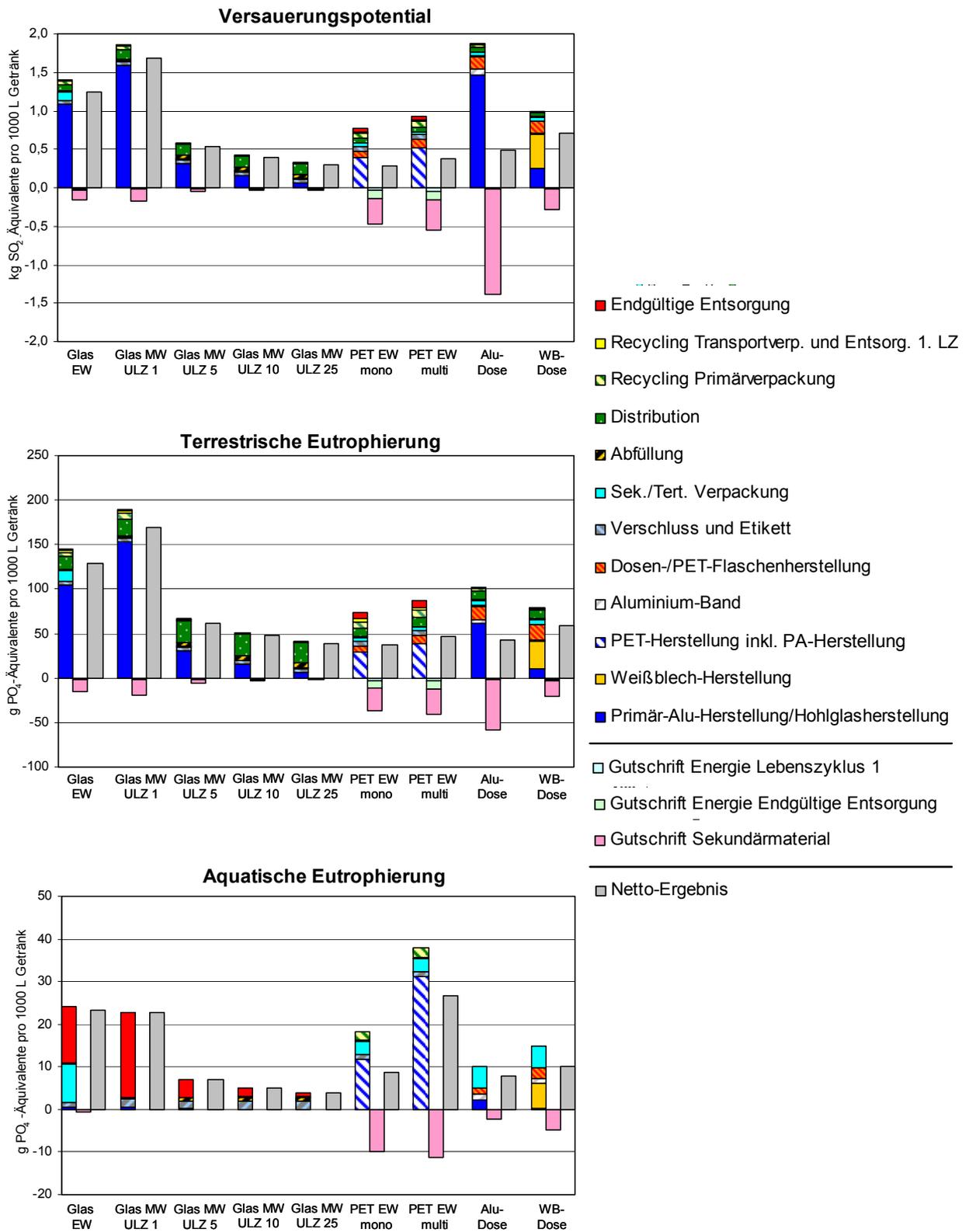
## 6.2 Variation der Umlaufzahlen für die Glasflaschen

Die Abbildungen 6-11 bis 6-15 zeigen die Ergebnisse der Basisszenarien neben den Ergebnissen der Glas-Mehrwegflasche inklusive variierender Umlaufzahlen (1, 5, 10, 25) in sektoraler Form für eine Distributionsentfernung von 100 km und Allokation 100%.

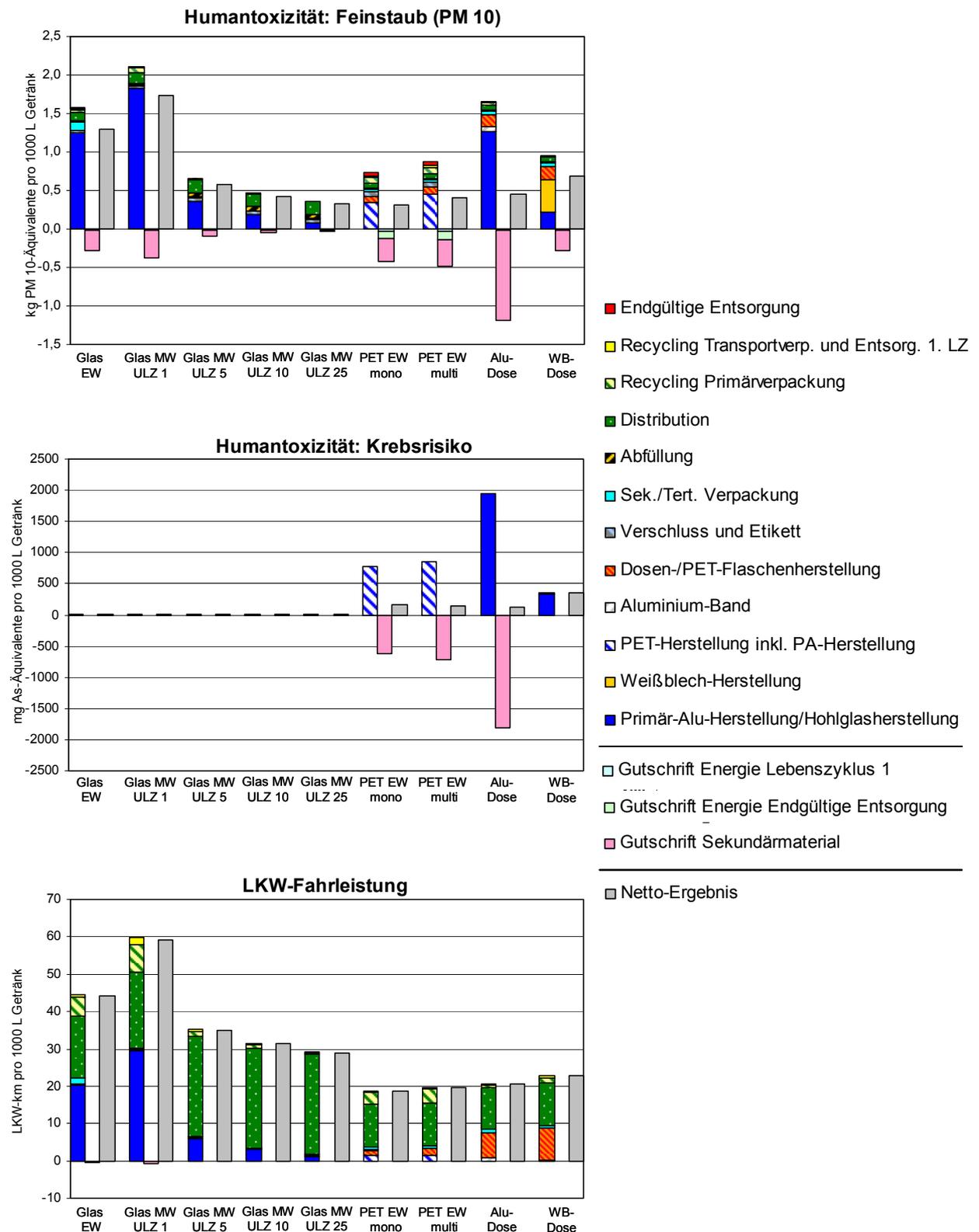
Die Abbildung 6-16 bis 6-20 zeigen aus Vereinfachungsgründen nur die Netto-Ergebnisse dieser Sensitivitätsrechnung für eine Distributionsentfernung von 400 km. Die Abbildungen 6-21 bis 6-30 zeigen die Ergebnisse dieser Sensitivitätsrechnung für die Distributionsentfernungen 100 km und 400 km für die Allokation 50%, aus Vereinfachungsgründen ebenfalls nur als Netto-Ergebnisse.



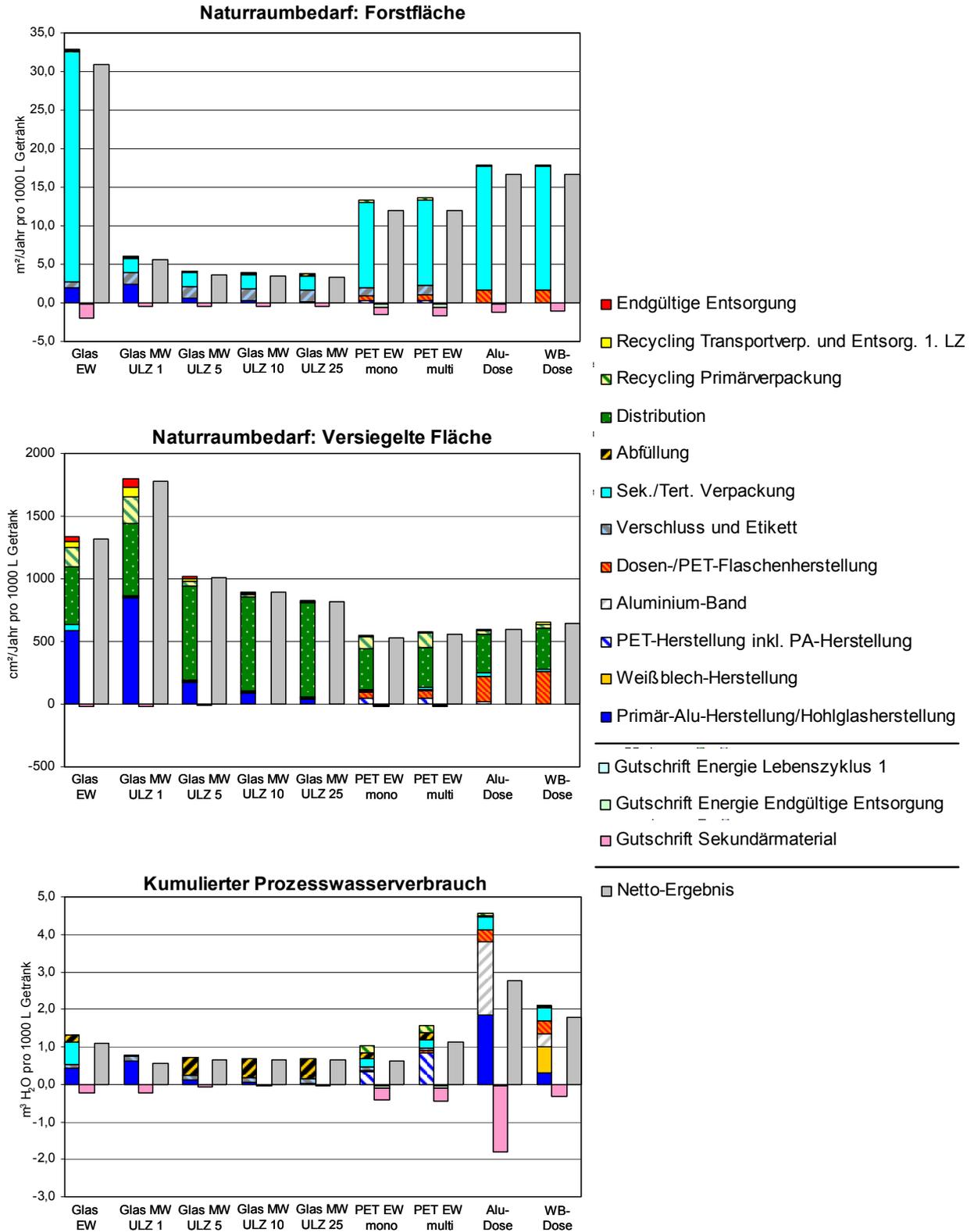
**Abbildung 6-11:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



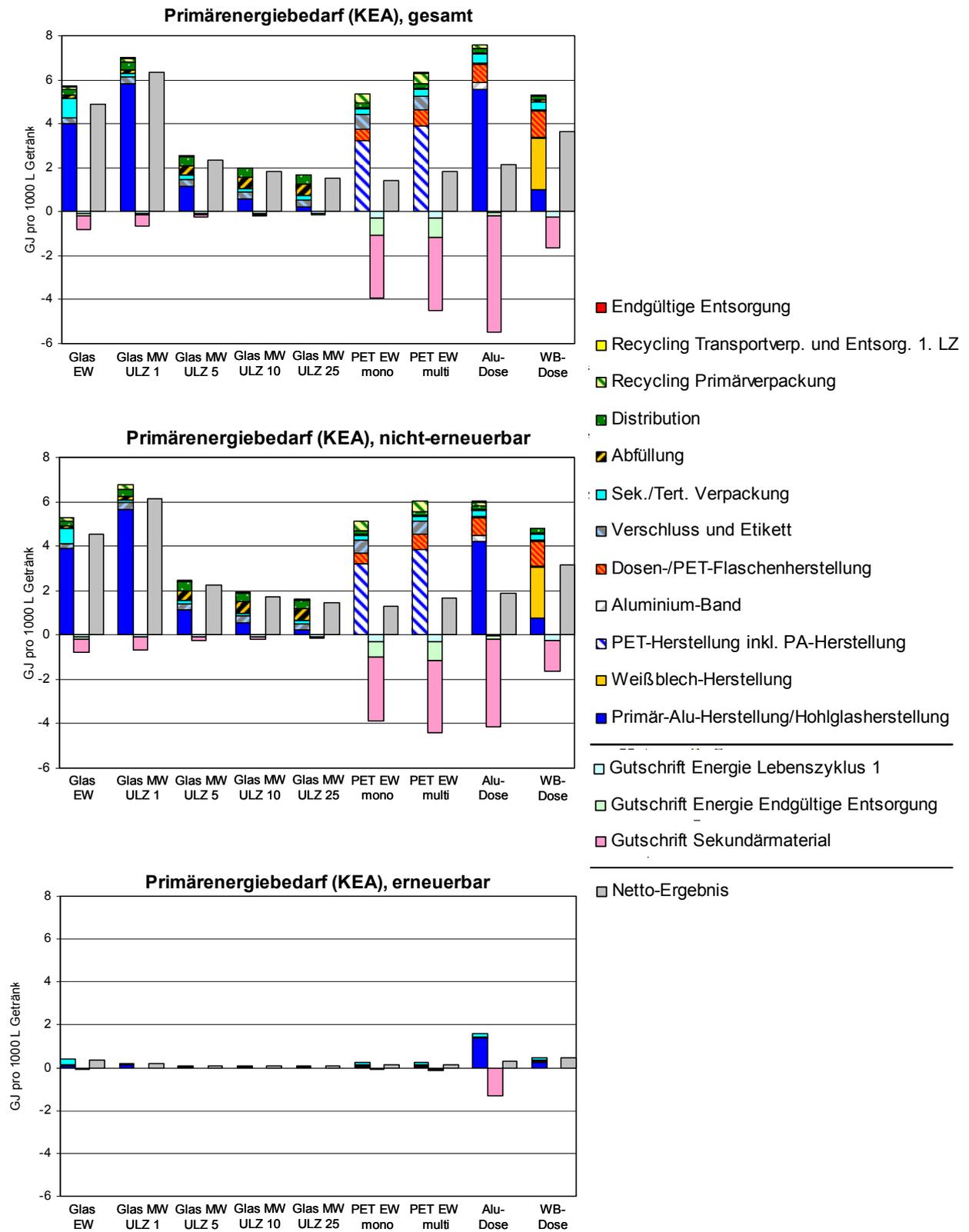
**Abbildung 6-12:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



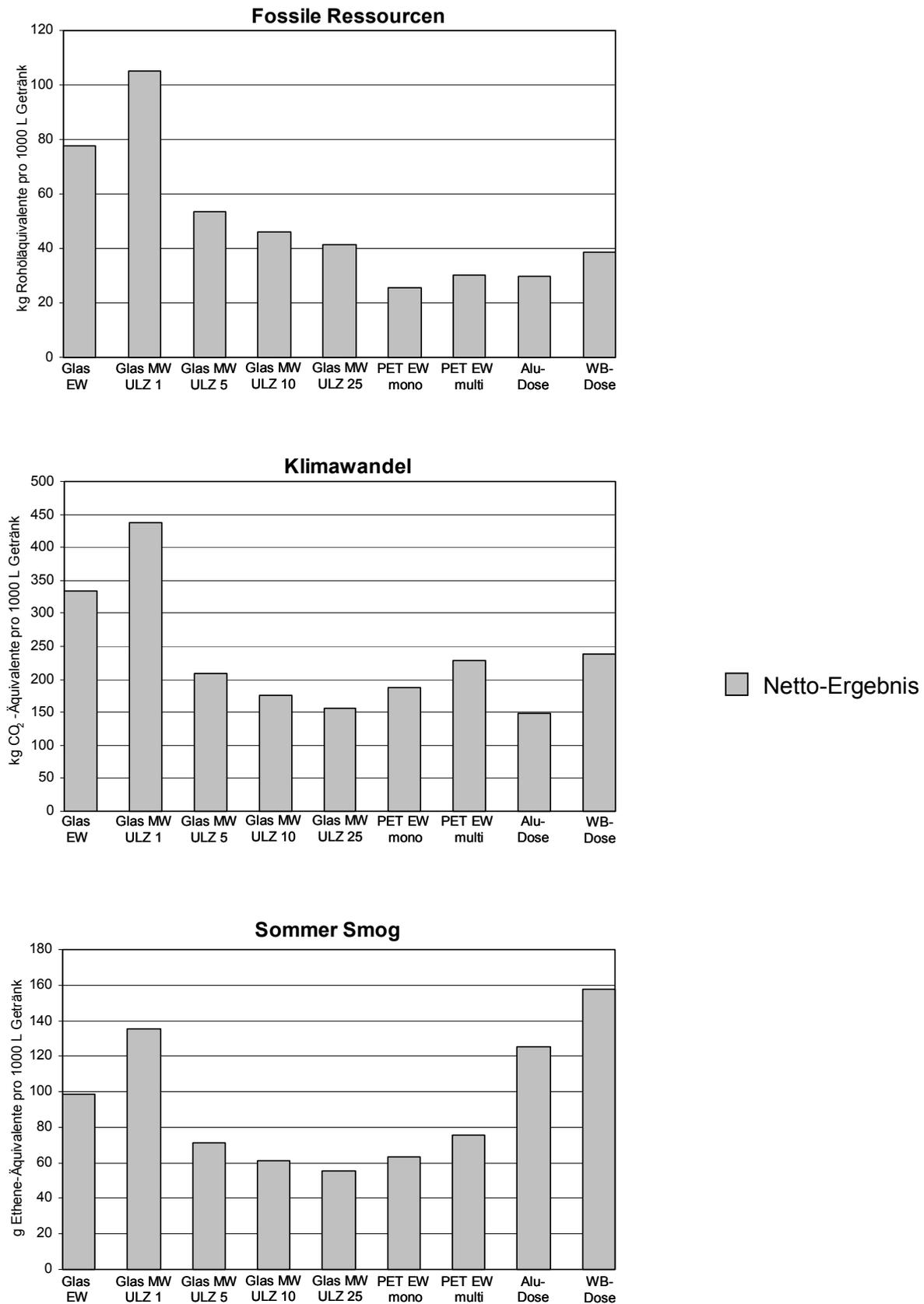
**Abbildung 6-13:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



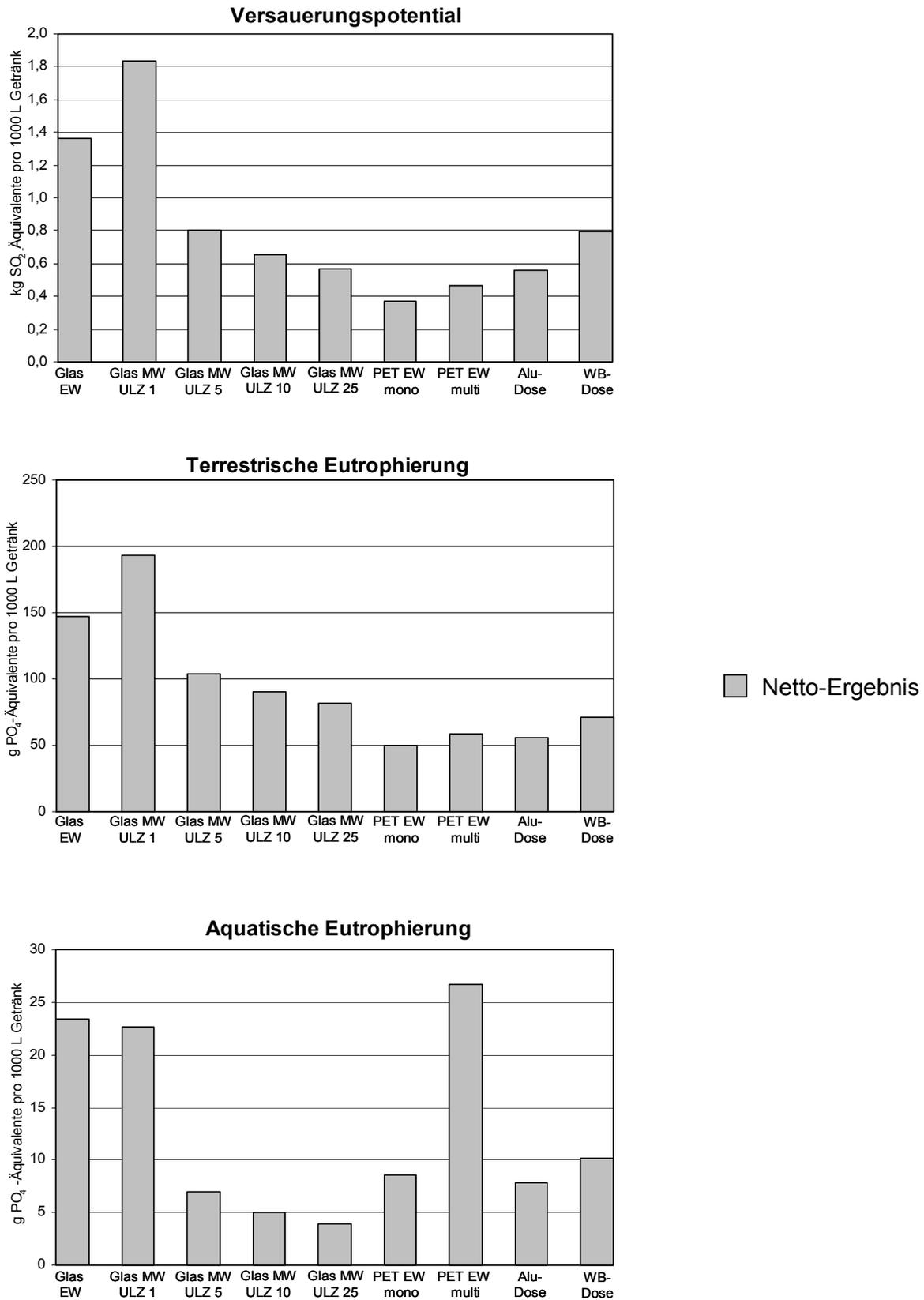
**Abbildung 6-14:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



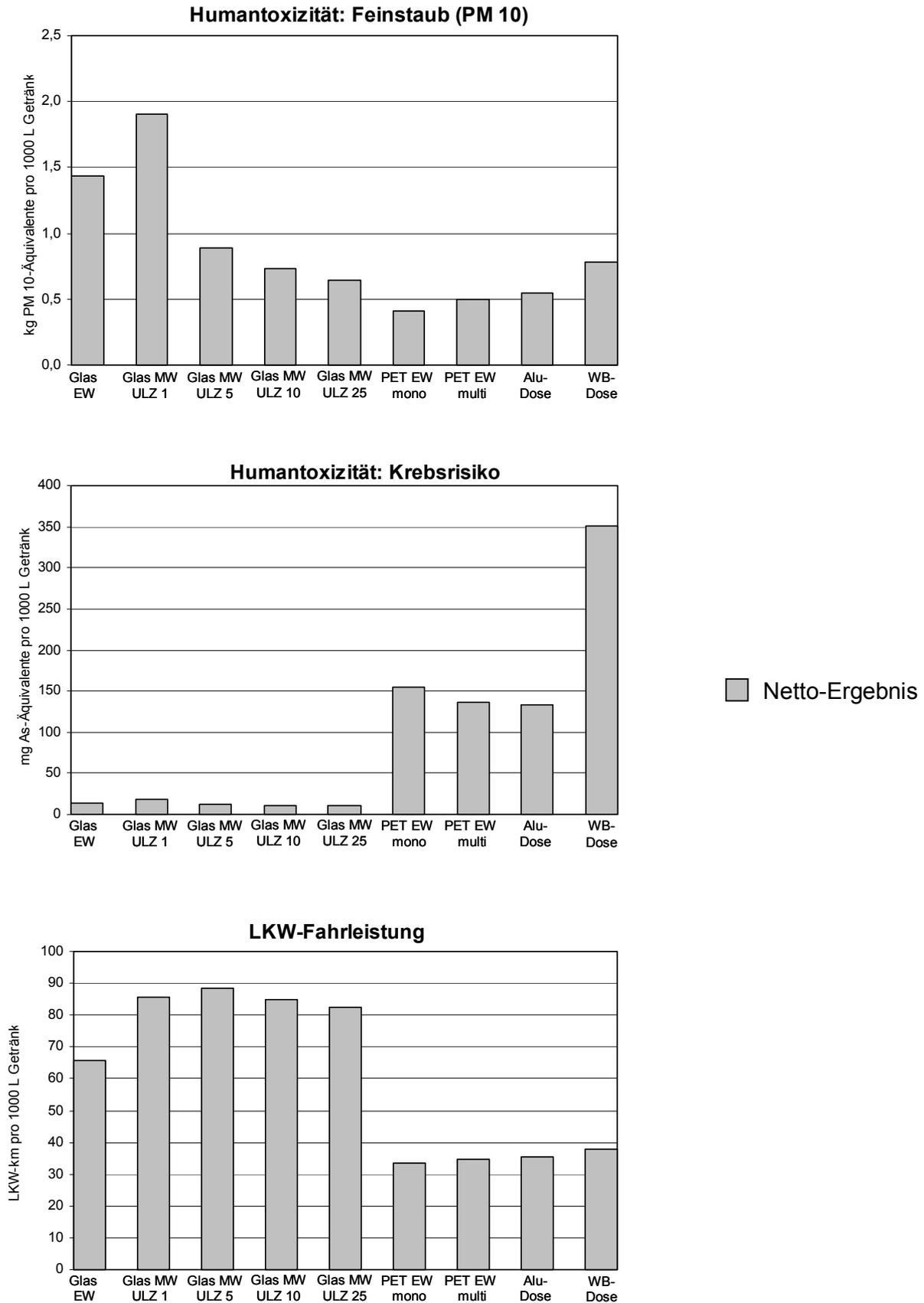
**Abbildung 6-15:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



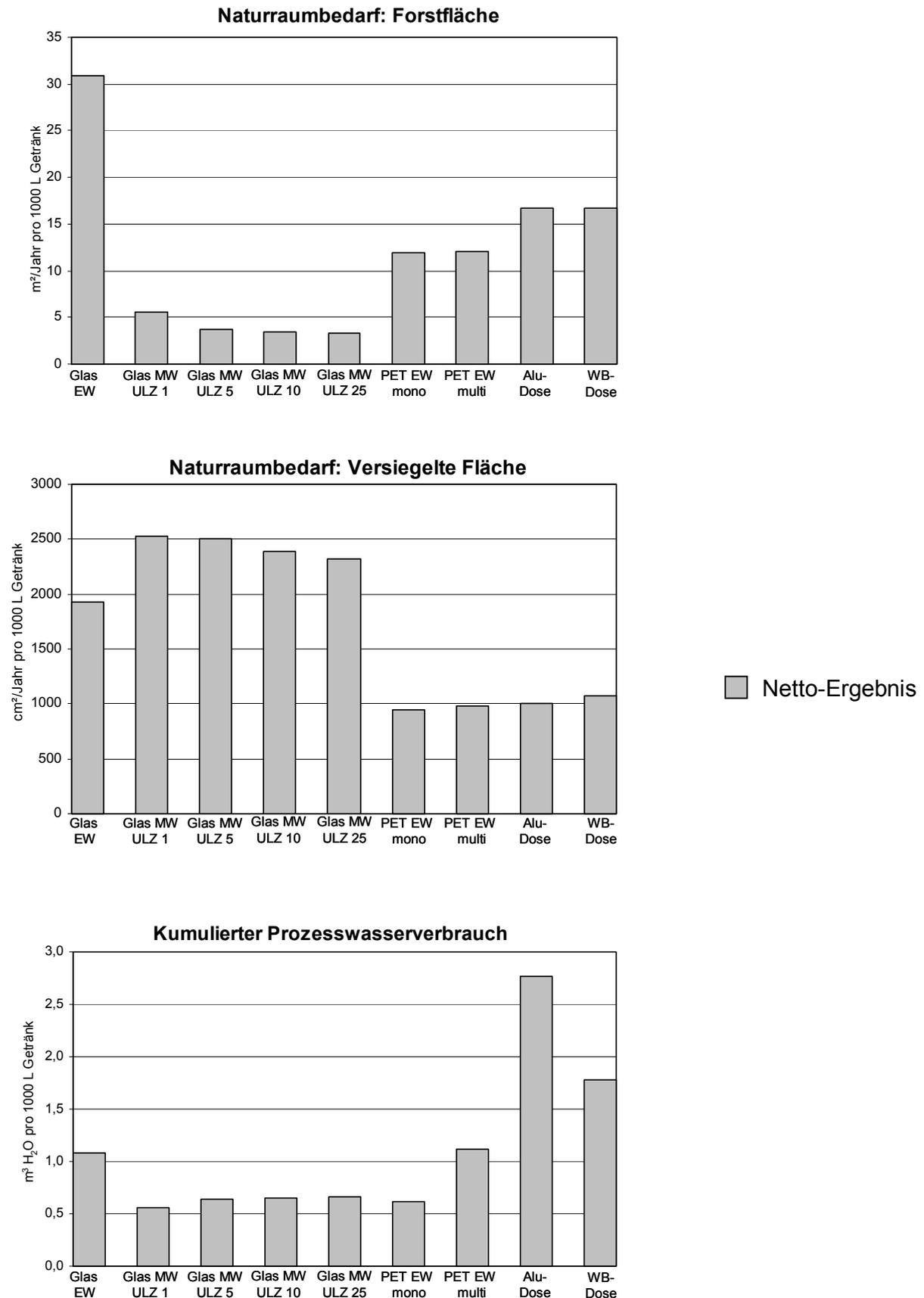
**Abbildung 6-16:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100;  
1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



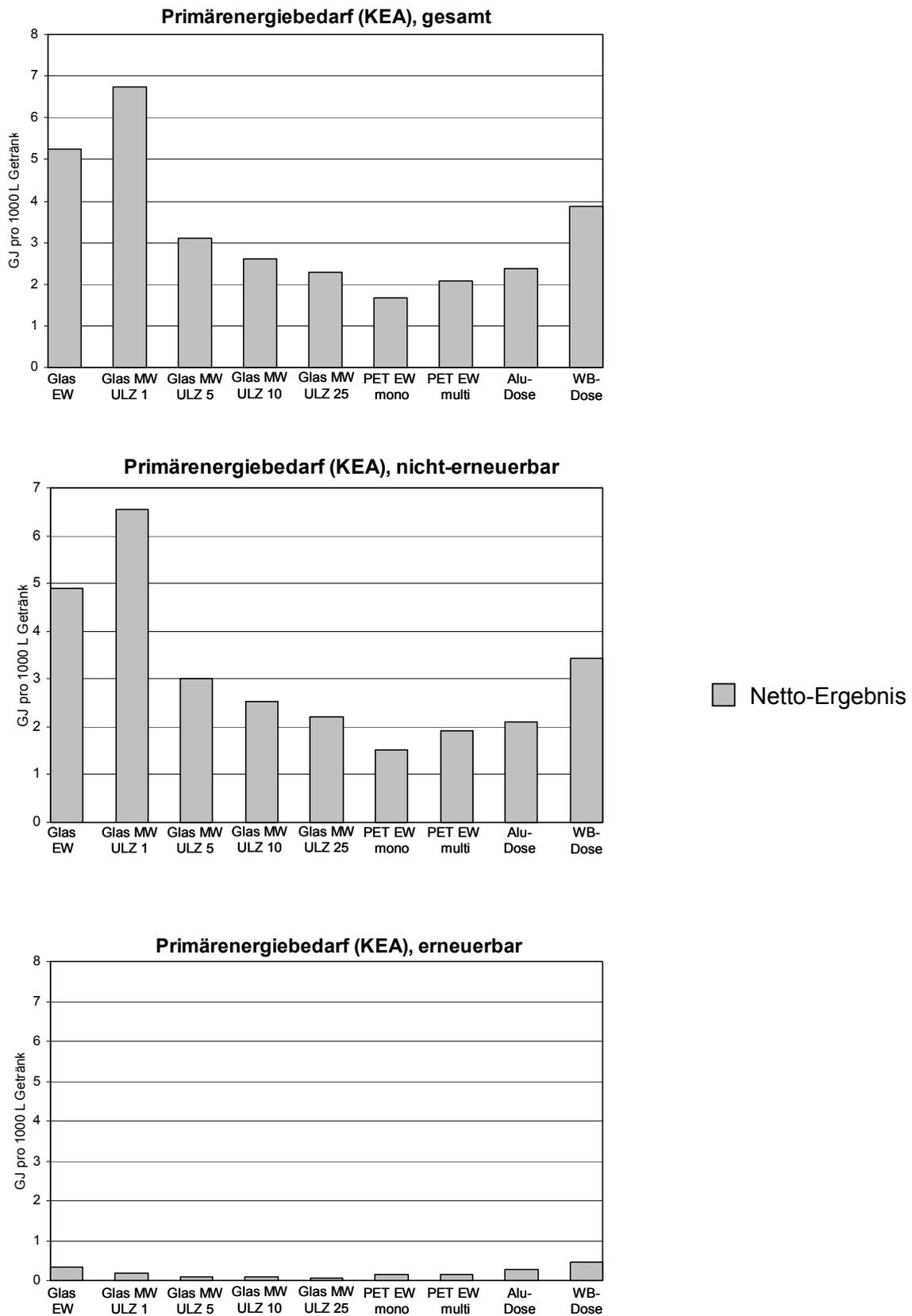
**Abbildung 6-17:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



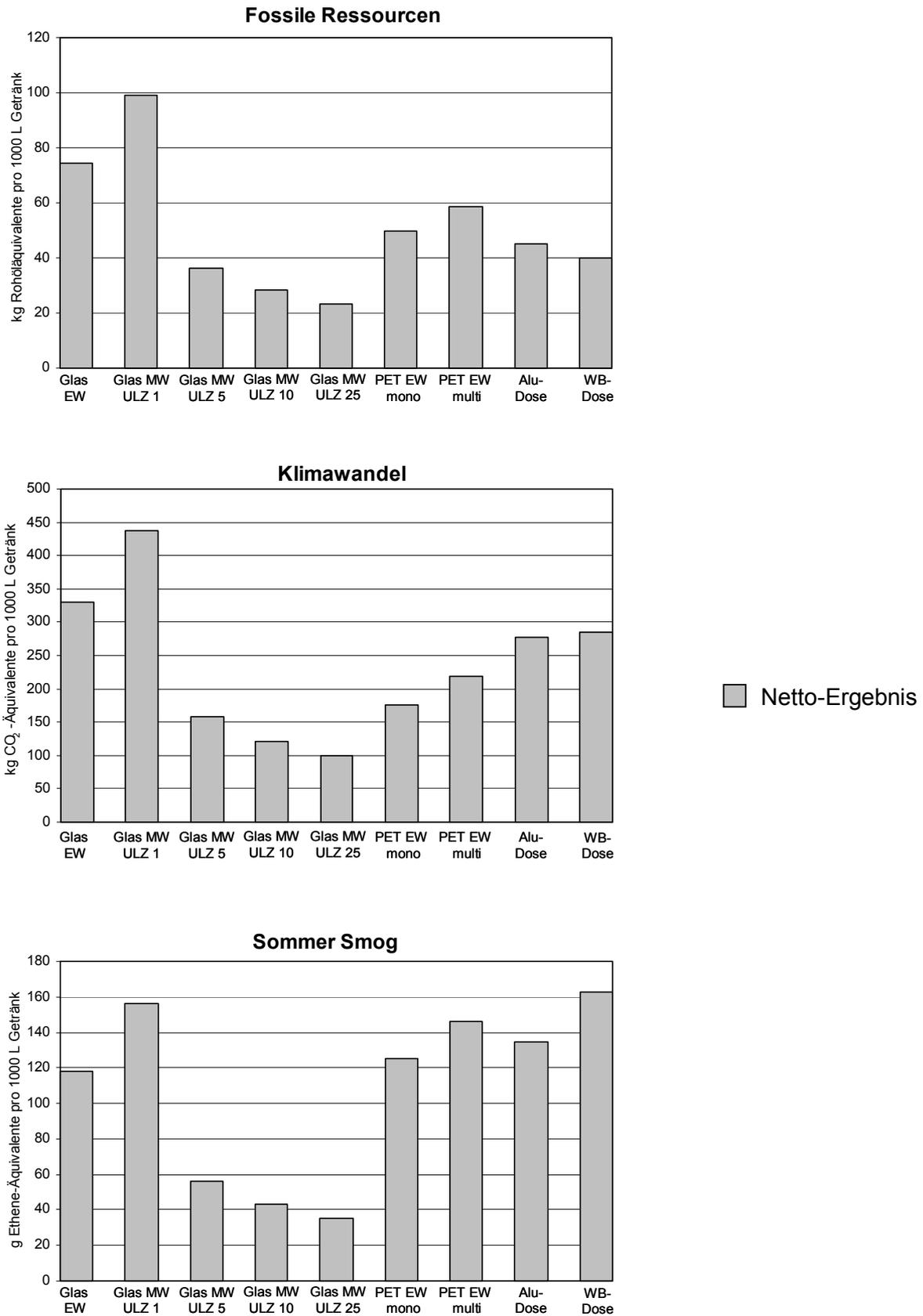
**Abbildung 6-18:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100;  
1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



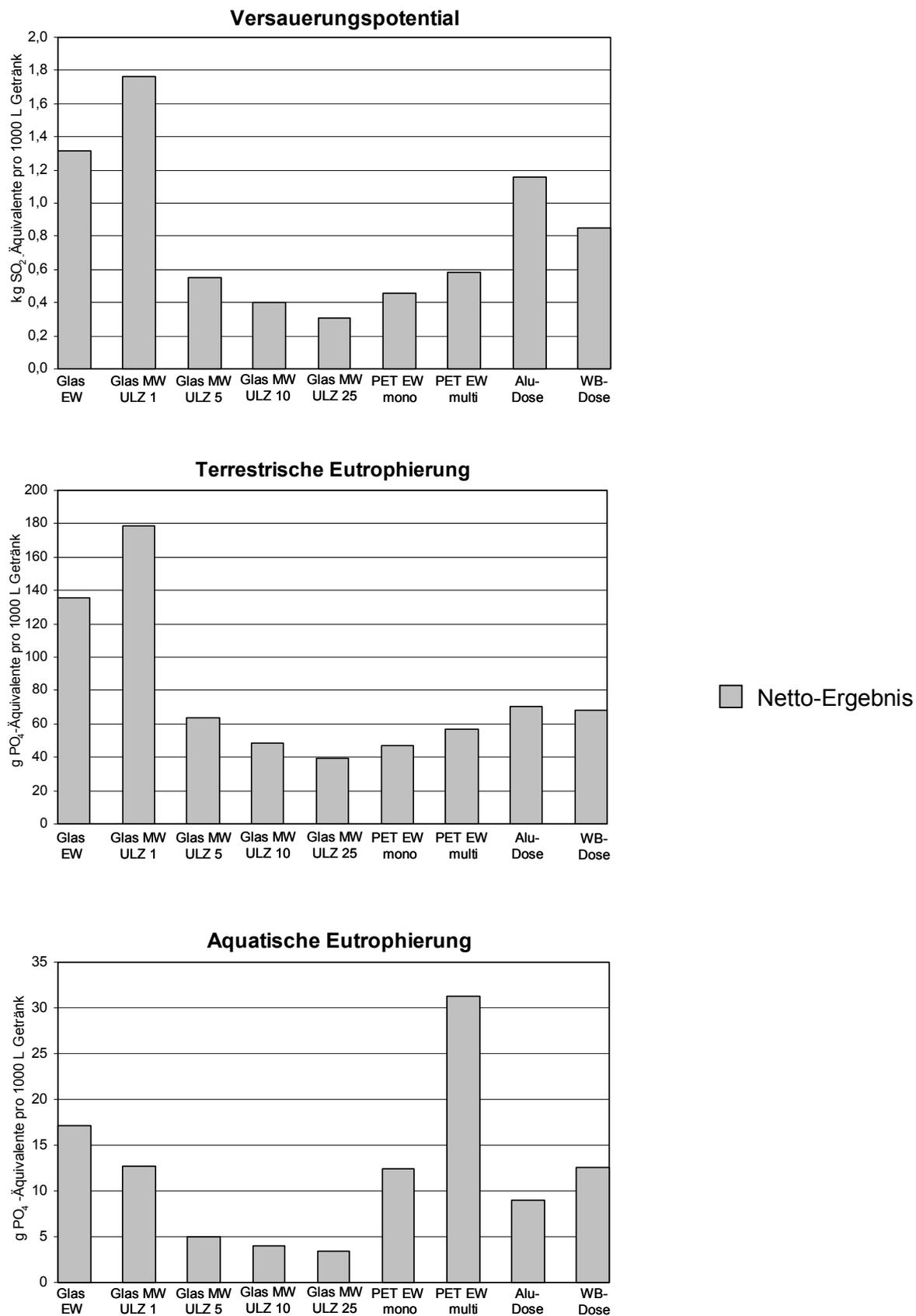
**Abbildung 6-19:** Indikatoregebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100;  
 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



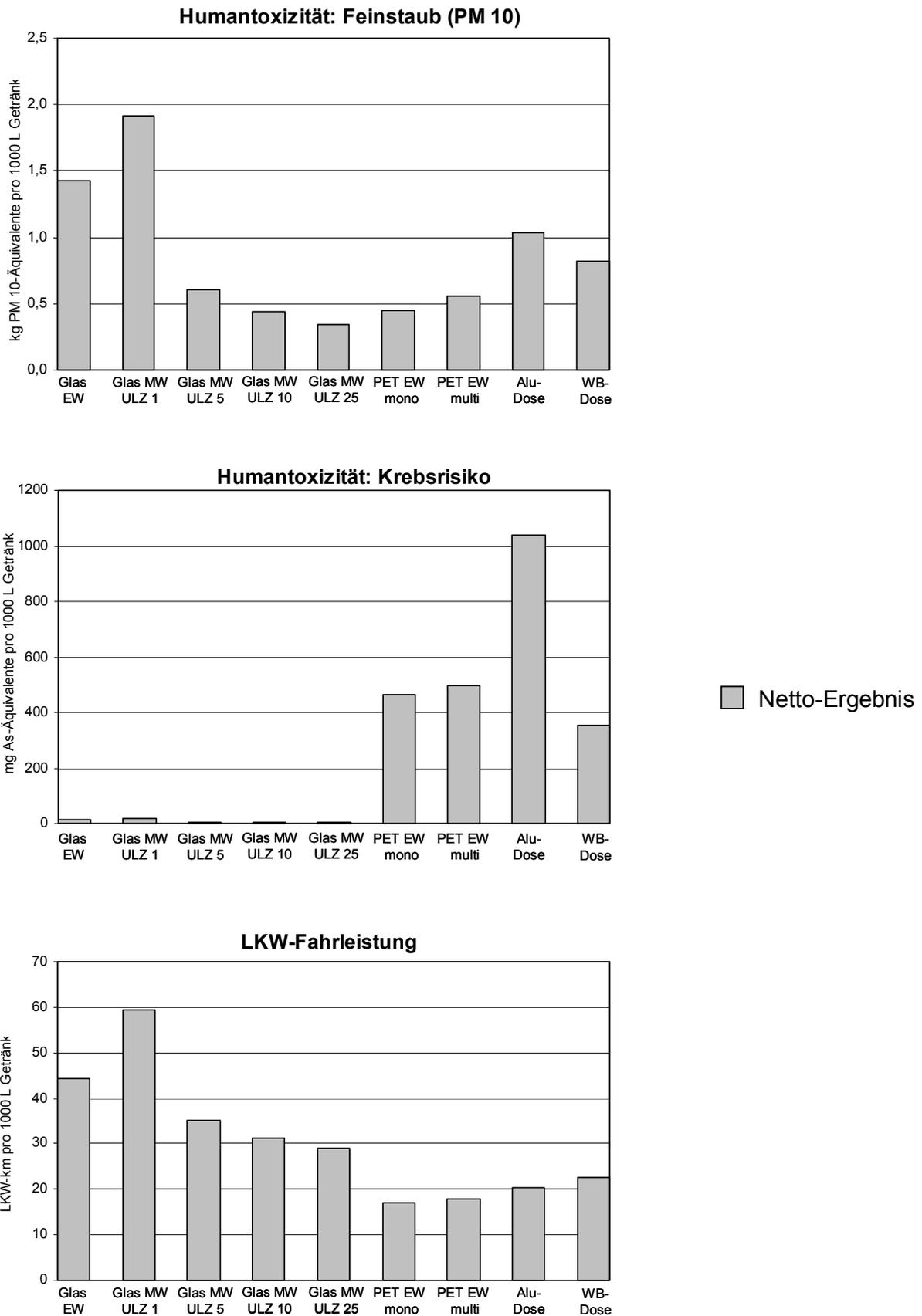
**Abbildung 6-20:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 100;  
1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



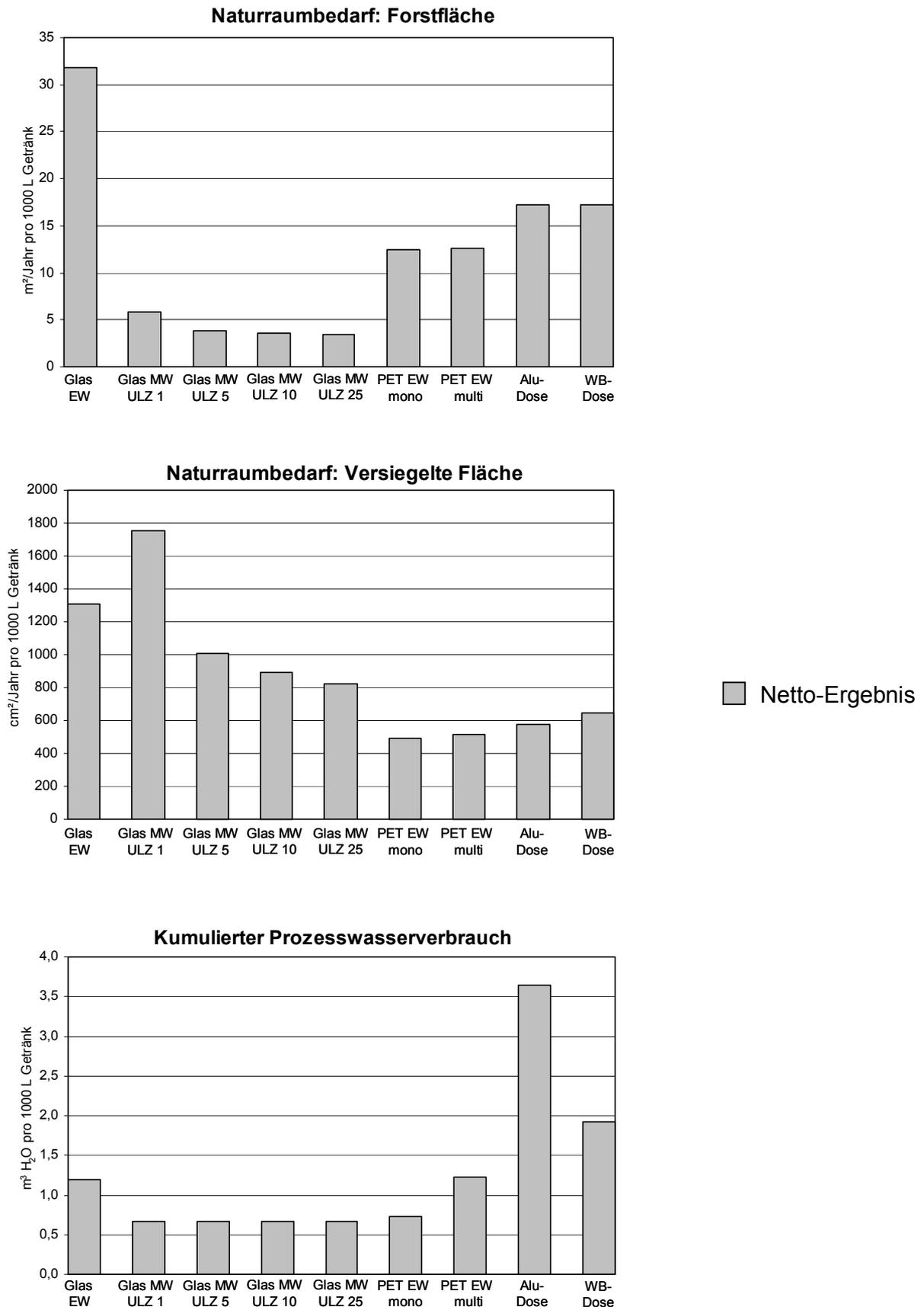
**Abbildung 6-21:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



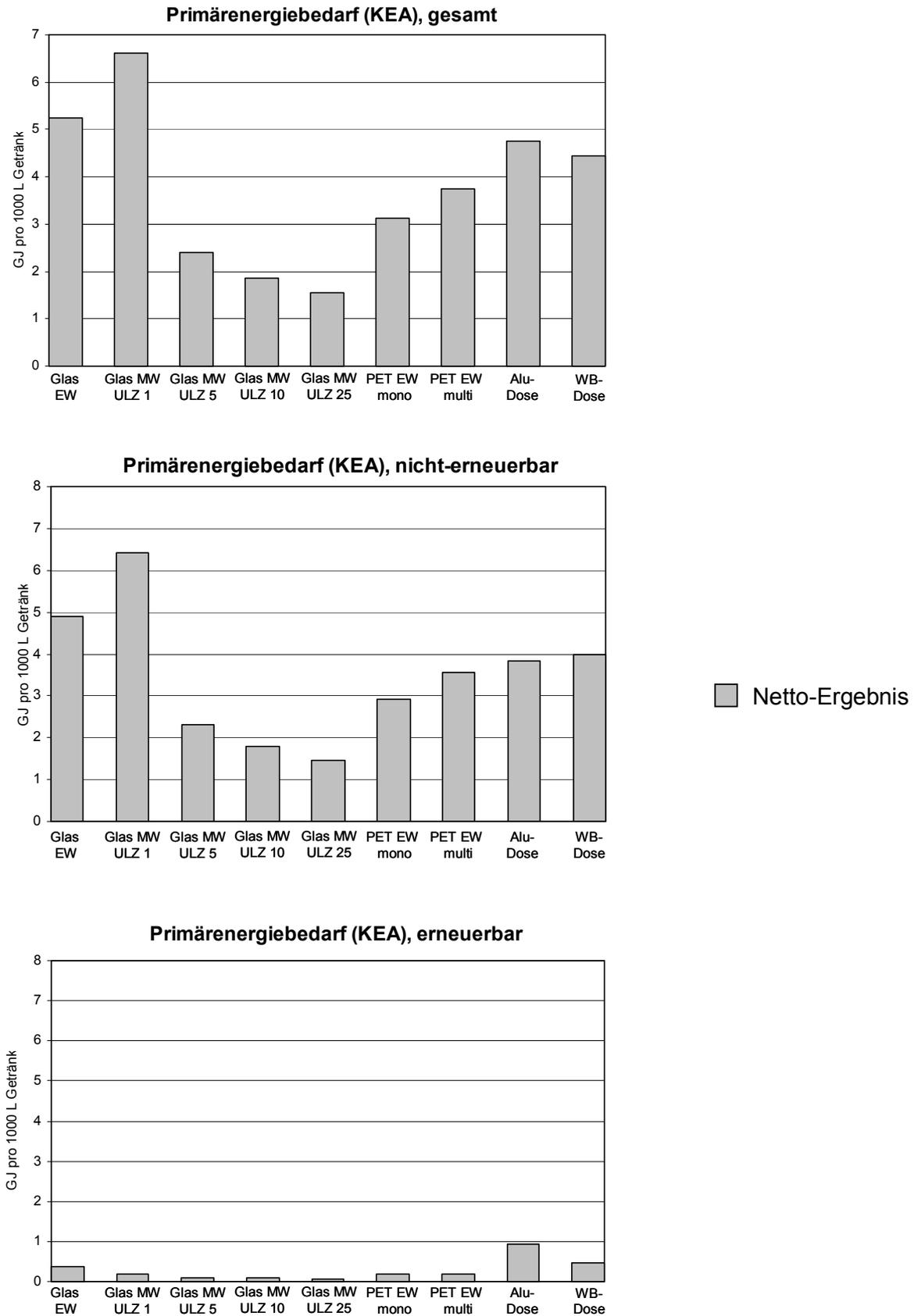
**Abbildung 6-22:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50;  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



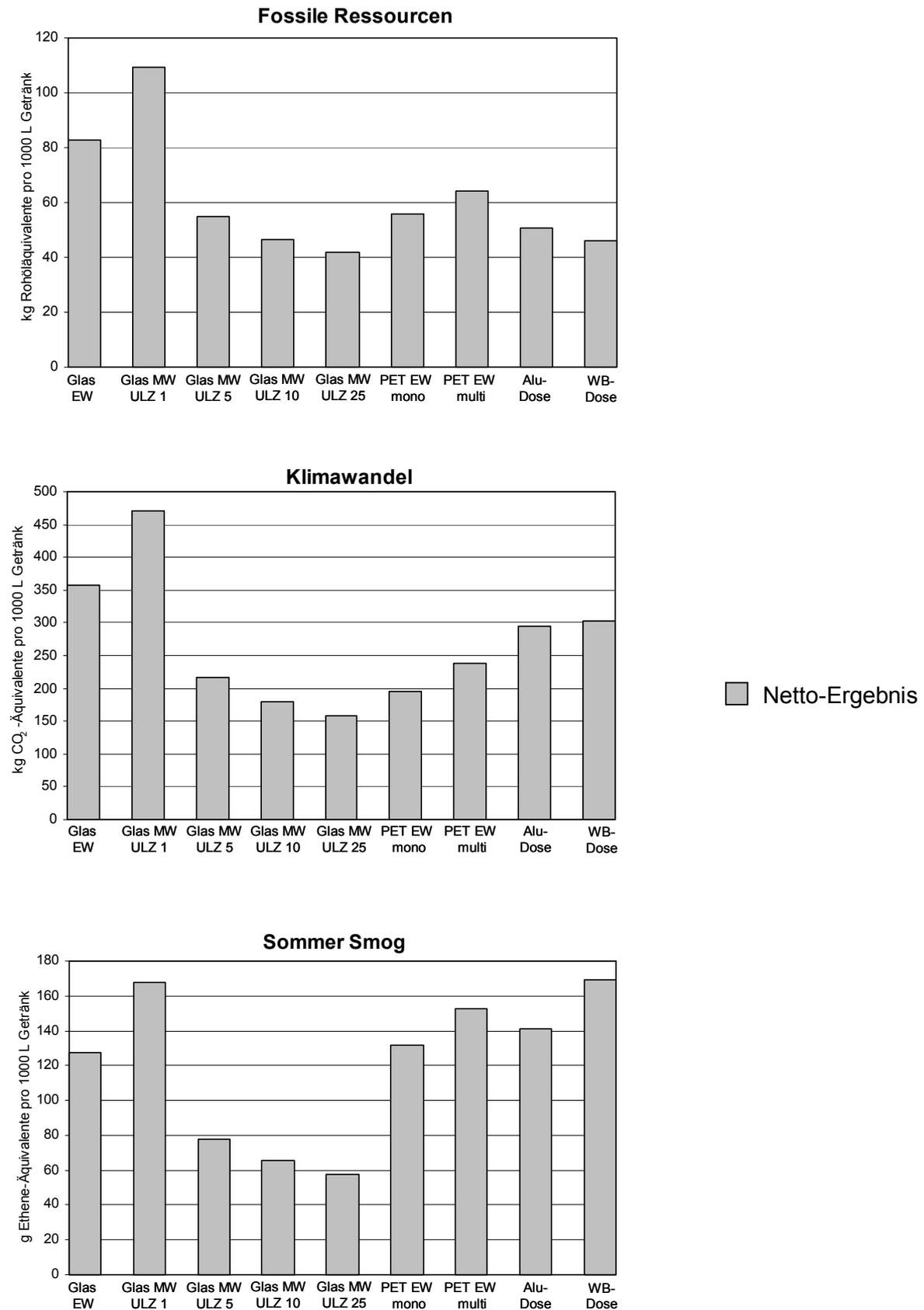
**Abbildung 6-23:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



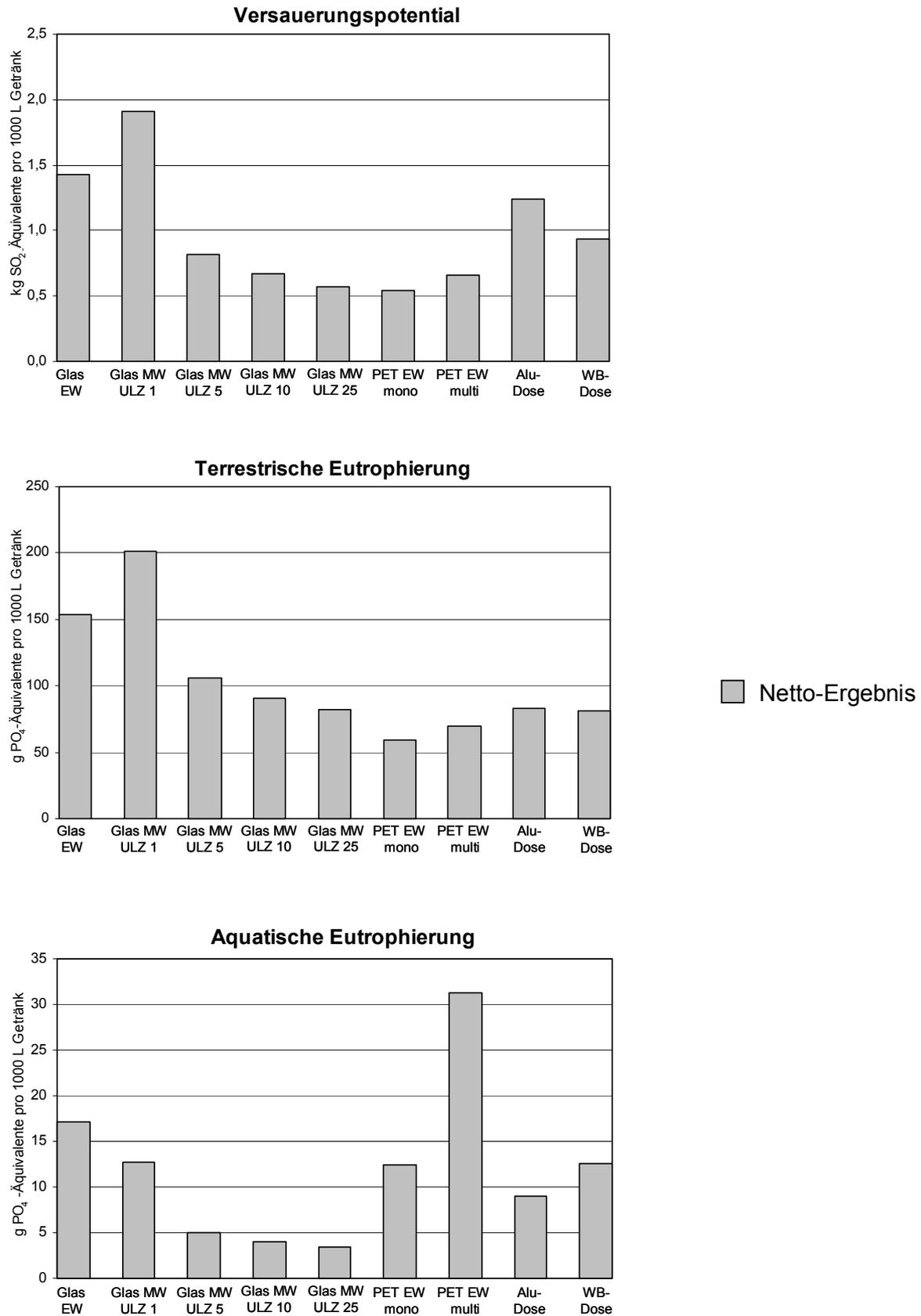
**Abbildung 6-24:** Indikatoregebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50;  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



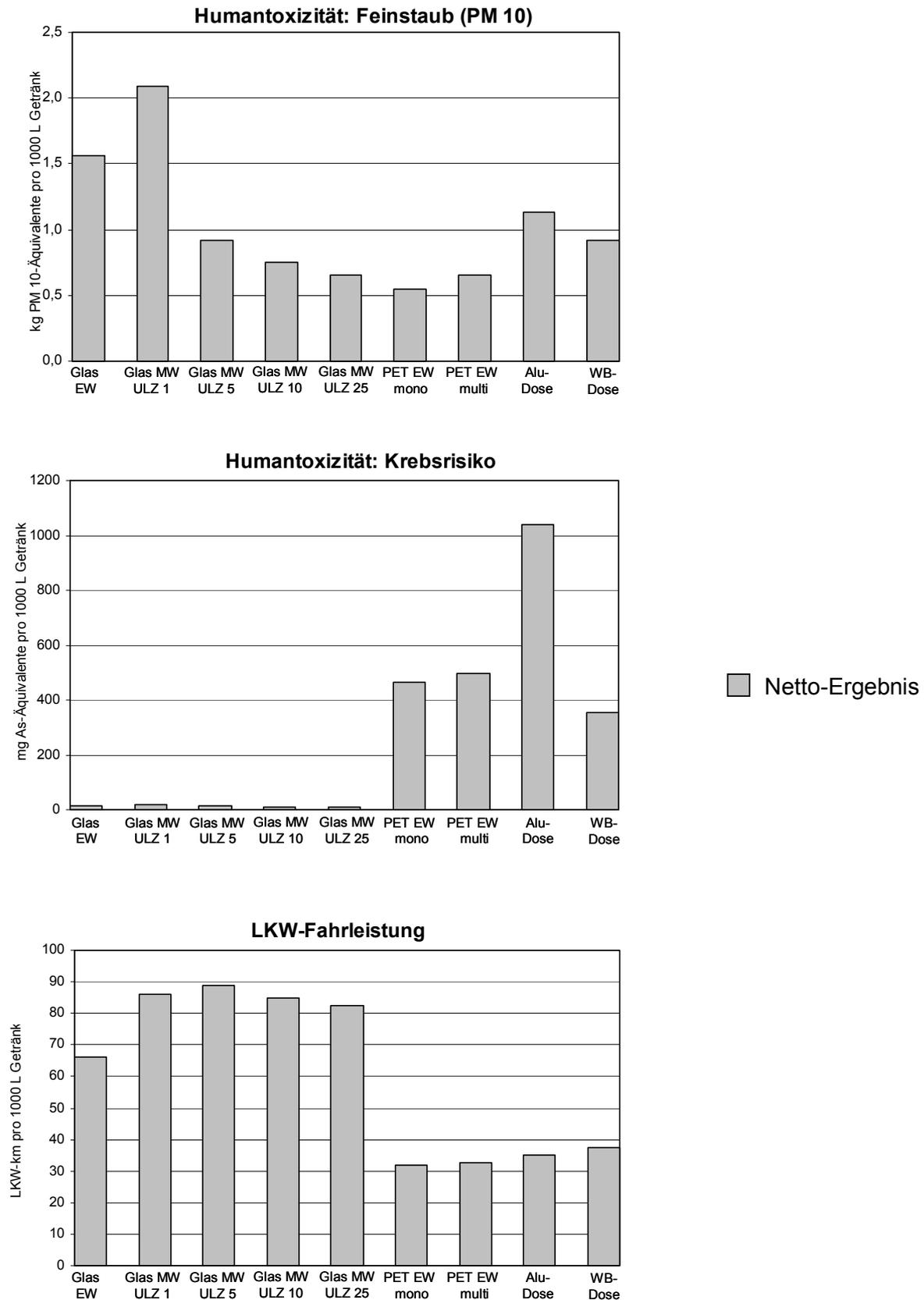
**Abbildung 6-25:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



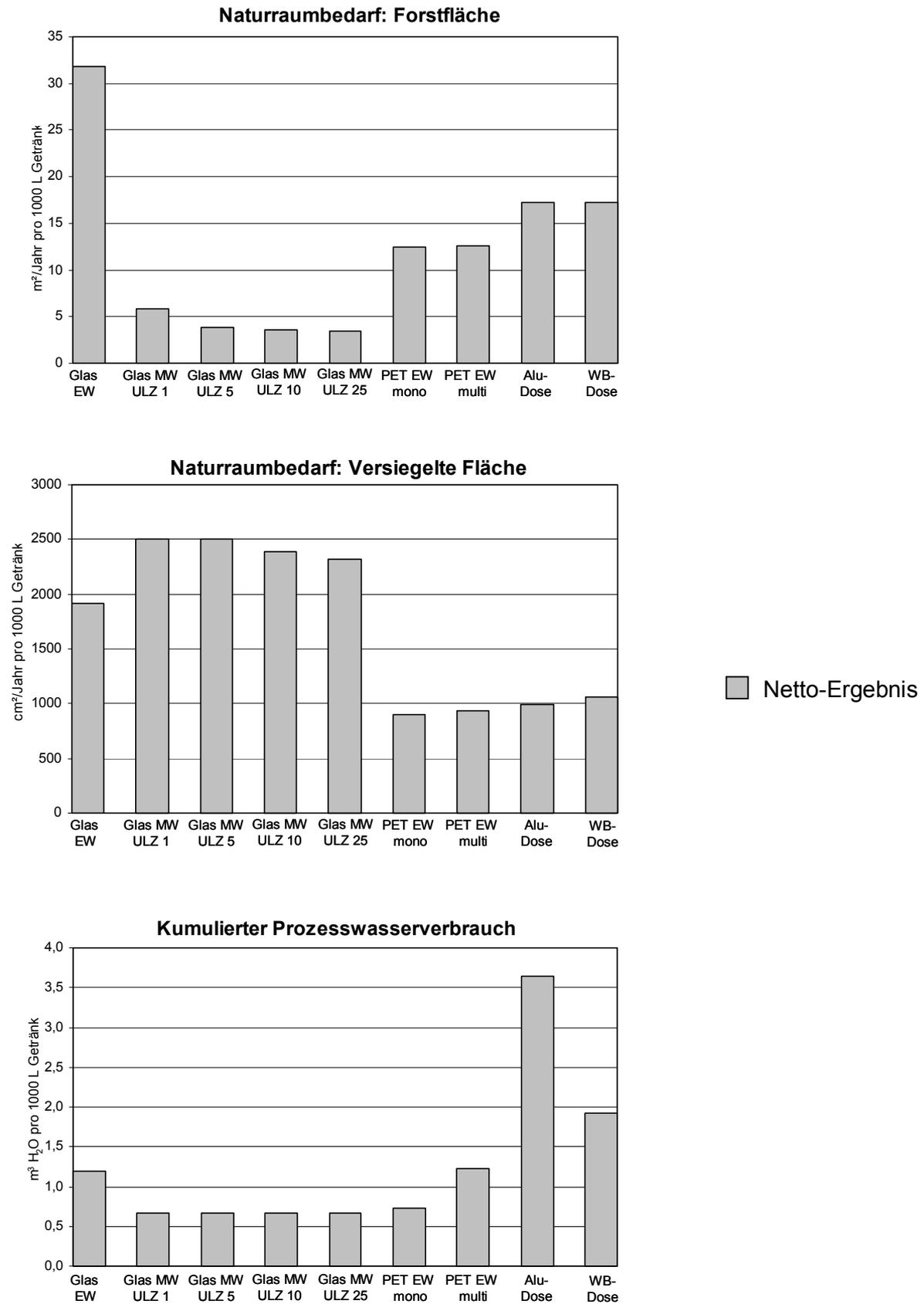
**Abbildung 6-26:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50;  
1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



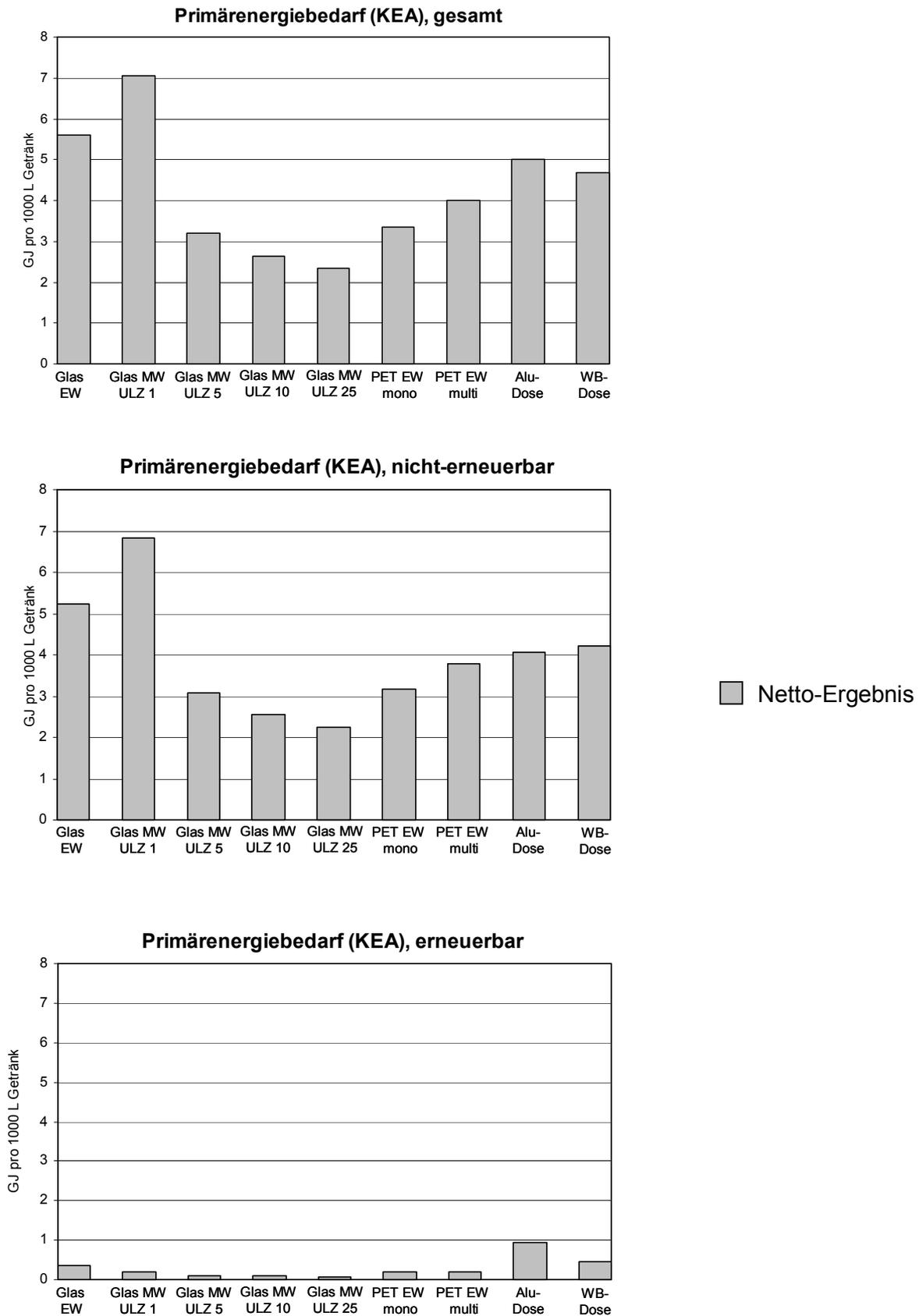
**Abbildung 6-27:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-28:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50;  
1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-29:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-30:** Indikatorergebnisse inkl. Glas-MW-Sensitivitäten für Allokationsfaktor 50;  
1. Distributionsstufe 400 km; 2. Distributionsstufe 50 km

Zusätzlich zu den Ergebnisgrafiken (Abb. 6-11 bis 6-30) sollen anhand der Tabellen 6-9 und 6-10 die Unterschiede der Aluminiumdose und in den Tabellen 6-11 und 6-12 die Unterschiede der Weißblechdose im Vergleich zu Glas mit unterschiedlichen Umlaufzahlen aufgeführt werden. Die Glas-Mehrwegszenarien dienen hier jeweils als Referenzsystem im Vergleich zur Dose. Die Prozentwerte in den Tabellen sind für die Allokation 100% und jeweils Distributionsentfernungen von 100 km und 400 km angegeben.

Das farbliche Muster der Tabelle soll das Lesen der Tabellen erleichtern. In diesem Fall (Tabellen 6-9 bis 6-12) bedeutet eine rote Einfärbung, dass die Dose höhere Indikatorergebnisse und somit höhere Umweltlasten trägt als das jeweils verglichene Glas-System. Eine grüne Einfärbung bedeutet geringere Indikatorergebnisse und somit geringere Umweltlasten für das Dosensystem als für das damit jeweils verglichene Glas-System. Eine graue Einfärbung zeigt, dass in diesem Indikator die beiden verglichenen Systeme relativ nahe beieinander liegen und daher die Signifikanzschwelle unterschritten wird (siehe hierzu auch Kapitel 8.3).

### Ergebnisse Aluminiumdose

Wie in den Prozentwerttabellen 6-9 und 6-10 und den Abbildungen 6-21 bis 6-25 gut zu erkennen ist, steigen die potentiellen Umweltlasten des Glas-Mehrwegsystems mit abnehmender Umlaufzahl, da sich die Lasten des Systems somit auf weniger Umläufe aufteilen können. Durch die Erhöhung der Netto-Ergebnisse für das Glas-Mehrwegsysteem verschieben sich die relativen Prozentwertunterschiede für die Aluminiumdose zu, im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche, geringeren Umweltlasten.

Eine Erhöhung der Distributionsentfernung von 100 km auf 400 km (Abb. 6-4) zeigt zusätzliche deutliche Vorteile für das Dosensystem im Vergleich zum Glas-Mehrwegsysteem.

**Tabelle 6-9:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Aluminiumdose mit der Glas-Mehrwegflasche mit variierenden Umlaufzahlen als Referenzsystem (Allokation 100%, Distributionsentfernung 100 km)

Indikator	Glas MW ULZ 25	Glas MW ULZ 10	Glas MW ULZ 5	Glas MW ULZ 1
Fossile Ressourcen [%]	4	-13	-32	-75
Klimawandel [%]	33	11	-13	-68
Sommer Smog [%]	250	199	141	-4
Versauerungspotential [%]	61	24	-10	-71
Terrestrische Eutrophierung [%]	10	-10	-30	-75
Aquatische Eutrophierung [%]	101	54	11	-66
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	37	8	-20	-74
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	2618	2266	1845	734
Fahrleistung LKW [%]	-29	-34	-41	-65
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	403	382	351	197
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-28	-34	-41	-67
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	318	322	329	392
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	42	18	-8	-66
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	29	7	-17	-70
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	295	257	208	46

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**Negative Werte (grün) :** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**(grau)** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

**Tabelle 6-10:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Aluminiumdose mit der Glas-Mehrwegflasche mit variierenden Umlaufzahlen als Referenzsystem (Allokation 100%, Distributionsentfernung 400 km)

Indikator	Glas MW ULZ 25	Glas MW ULZ 10	Glas MW ULZ 5	Glas MW ULZ 1
Fossile Ressourcen [%]	-29	-36	-45	-72
Klimawandel [%]	-5	-16	-29	-66
Sommer Smog [%]	124	103	76	-8
Versauerungspotential [%]	-1	-14	-30	-69
Terrestrische Eutrophierung [%]	-32	-38	-47	-71
Aquatische Eutrophierung [%]	101	54	11	-66
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	-15	-25	-38	-71
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	1181	1098	981	610
Fahrleistung LKW [%]	-57	-58	-60	-59
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	403	382	351	197
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-57	-58	-60	-60
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	318	322	329	392
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	4	-9	-24	-65
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	-6	-17	-31	-68
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	295	257	208	46

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**Negative Werte (grün):** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**(grau)** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

### Ergebnisse Weißblechdose

Wie in den Prozentwerttabellen 6-11 und 6-12 und den Abbildungen 6-21 bis 6-25 gut zu erkennen ist, steigen die potentiellen Umweltlasten des Glas-Mehrwegsystems mit abnehmender Umlaufzahl, da sich die Lasten des Systems somit auf weniger Umläufe aufteilen können. Durch die Erhöhung der Netto-Ergebnisse für das Glas-Mehrwegsystem verschieben sich die relativen Prozentwertunterschiede für die Weißblechdose zu, im Vergleich zur Glas-Mehrwegflasche, geringeren Umweltlasten.

Eine Erhöhung der Distributionsentfernung von 100 km auf 400 km (Abb. 6-4) zeigt zusätzliche deutliche Vorteile für das Dosensystem im Vergleich zum Glas-Mehrwegsystem.

**Tabelle 6-11:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Weißblechdose mit der Glas-Mehrwegflasche mit variierenden Umlaufzahlen als Referenzsystem (Allokation 100%, Distributionsentfernung 100 km)

Indikator	Glas MW ULZ 25	Glas MW ULZ 10	Glas MW ULZ 5	Glas MW ULZ 1
Fossile Ressourcen [%]	42	19	-7	-65
Klimawandel [%]	125	87	46	-46
Sommer Smog [%]	347	282	208	22
Versauerungspotential [%]	138	84	33	-58
Terrestrische Eutrophierung [%]	49	23	-5	-66
Aquatische Eutrophierung [%]	162	101	45	-55
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	107	63	20	-61
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	7122	6186	5069	2116
Fahrleistung LKW [%]	-22	-28	-35	-62
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	405	384	352	198
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-21	-27	-36	-64
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	168	171	175	215
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	141	100	56	-42
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	121	83	42	-48
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	534	473	393	134

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**Negative Werte (grün) :** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**(grau)** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

**Tabelle 6-12:** Numerischer Vergleich der Nettoergebnisse der Weißblechdose mit der Glas-Mehrwegflasche mit variierenden Umlaufzahlen als Referenzsystem (Allokation 100%, Distributionsentfernung 400 km)

Indikator	Glas MW ULZ 25	Glas MW ULZ 10	Glas MW ULZ 5	Glas MW ULZ 1
Fossile Ressourcen [%]	-7	-17	-28	-63
Klimawandel [%]	52	35	14	-46
Sommer Smog [%]	183	157	122	17
Versauerungspotential [%]	40	21	-1	-57
Terrestrische Eutrophierung [%]	-12	-21	-31	-63
Aquatische Eutrophierung [%]	162	101	45	-55
Humantoxizität: Feinstaub (PM10) [%]	21	6	-12	-59
Humantoxizität: Krebsrisiko [%]	3277	3058	2750	1773
Fahrleistung LKW [%]	-54	-56	-57	-56
Naturraumbedarf: Forstfläche [%]	405	384	352	198
Naturraumbedarf: Versiegelte Fläche [%]	-54	-55	-57	-58
Kumulierter Prozesswasserverbrauch [%]	168	171	175	215
Primärenergiebedarf (KEA), gesamt [%]	69	49	25	-43
Primärenergiebedarf (KEA), nicht-erneuerbar [%]	54	36	13	-48
Primärenergiebedarf (KEA), erneuerbar [%]	534	473	393	134

**Positive Werte (rot):** höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**Negative Werte (grün) :** niedrigere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg  
**(grau)** Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

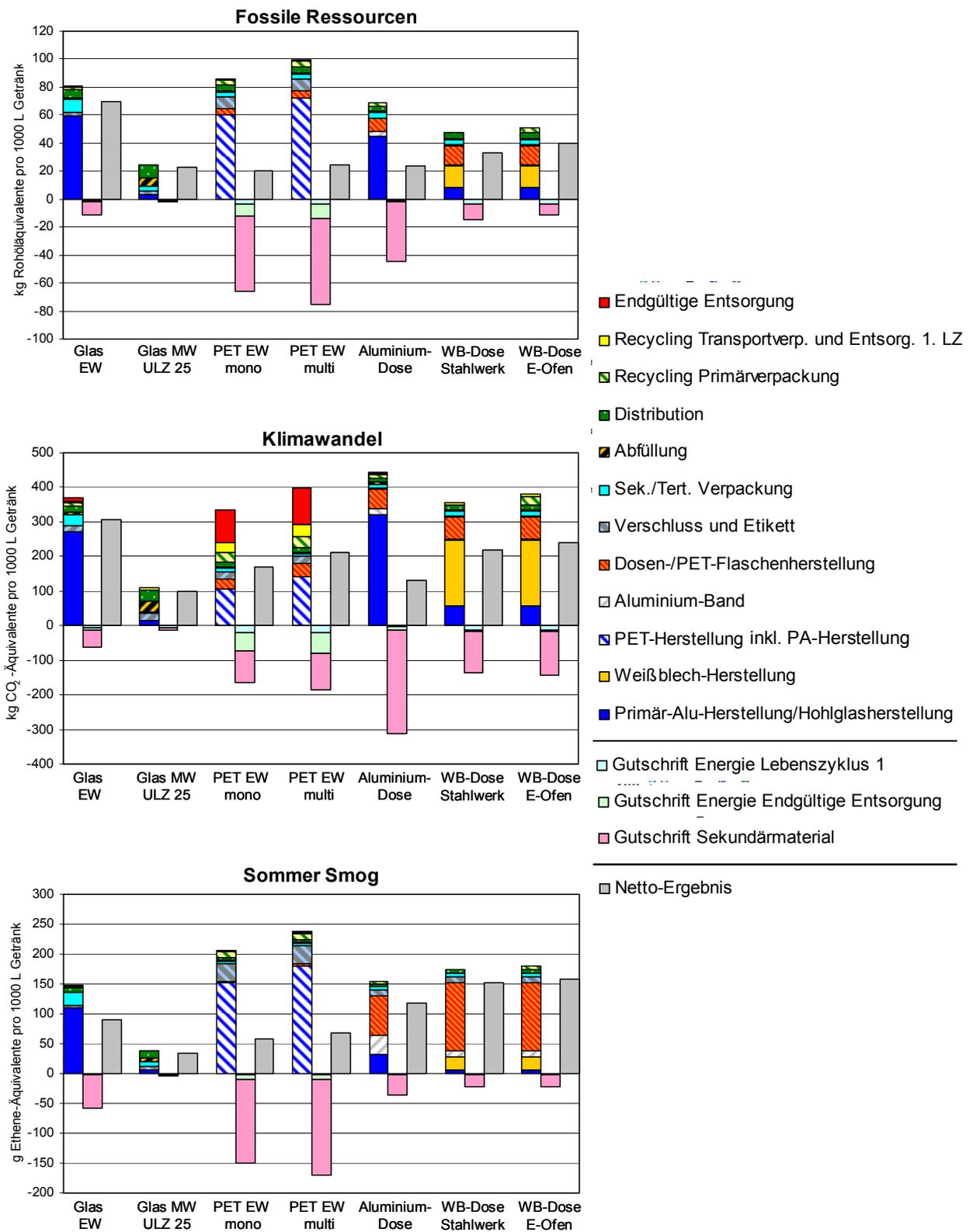
### 6.3 Variation der Recyclingroute für Weißblech

In der vorliegenden Studie werden zwei mögliche Recyclingprozesse für das System Weißblechdose betrachtet. Zum Vergleich mit den weiteren untersuchten Systemen sind die Ergebnisse des Basisszenarios (Allokation 100%; 1. Distributionsstufe 100 km) nochmals mit in diese Ergebnisgrafiken aufgenommen. Zusätzlich zu den Basisszenarien ist links in diesen Ergebnisgrafiken (Abb. 6-31 bis 6-35) ein weiterer Staffebalken eingefügt. Dieser steht für das Recycling des Weißbleches mittels Elektrolichtbogenofen (E-Ofen). Wie bereits in Kapitel 4.3.2 erwähnt, wird in den Basisszenarien die Verwertung mittels Konverter angenommen.

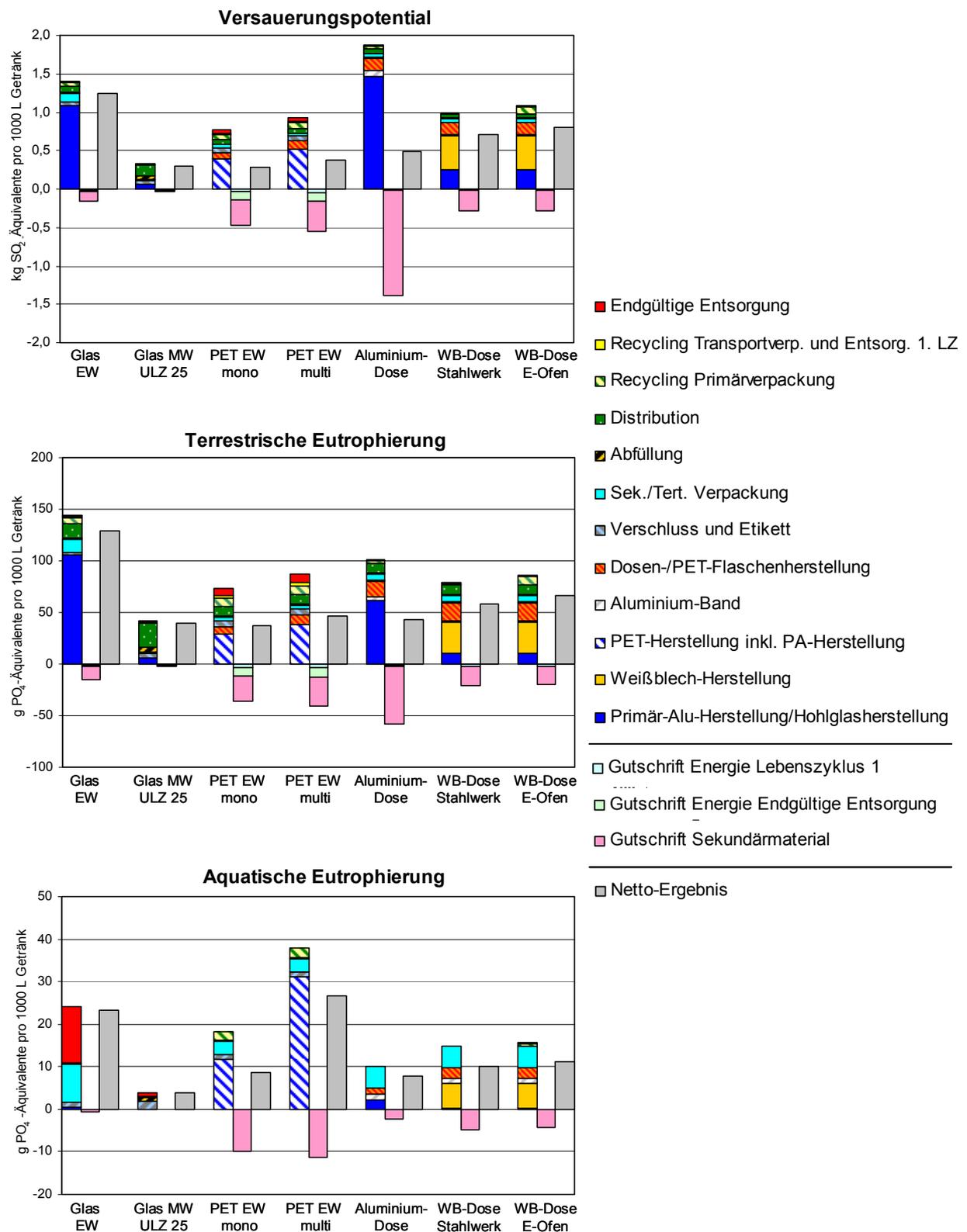
#### Ergebnisse

Die Untersuchungsergebnisse dieser beiden Weißblechsysteme unterscheiden sich im Bereich Recycling Primärverpackung, in welchem die Lasten des Recyclingprozesses im Elektrolichtbogenofen erkennbar sind sowie im Bereich der Gutschriften, die für die Konverter-Route etwas geringer ausfallen als für die E-Ofen-Route. Die Gutschrift Sekundärmaterial entsteht durch den Wiedereinsatz des Weißblechs bzw. Roheisens in einem nachfolgenden weiteren Lebensabschnitt. Für die Weißblech-Konverter-Route wird Roheisen gutgeschrieben, für die Weißblech-Elektrolichtbogen-Route wird Stahlbramme gutgeschrieben. Die Gutschrift der Stahlbramme ist zwar pro kg Material etwas höher als die Gutschrift pro kg Roheisen, da jedoch beim Elektrolichtbogenofen-Recyclingprozess etwas Materialausschuss entsteht, sind die Gutschriften für beide Routen fast gleich hoch.

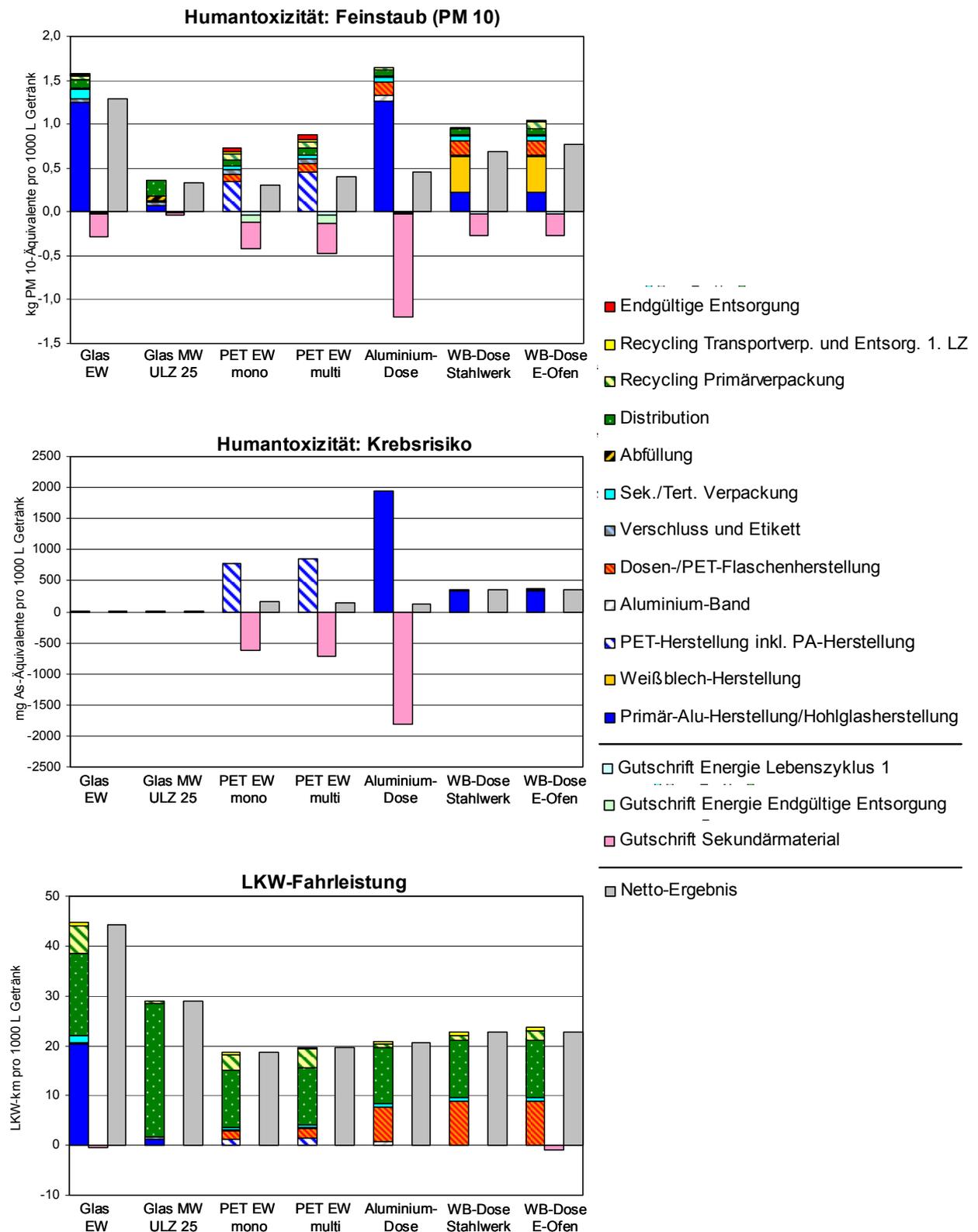
Insgesamt schneidet jedoch das Weißblechsystem mit Recycling über die Konverter-Route durchweg etwas besser oder zumindest genauso gut ab als das Weißblechsystem mit Recycling über Elektrolichtbogenroute.



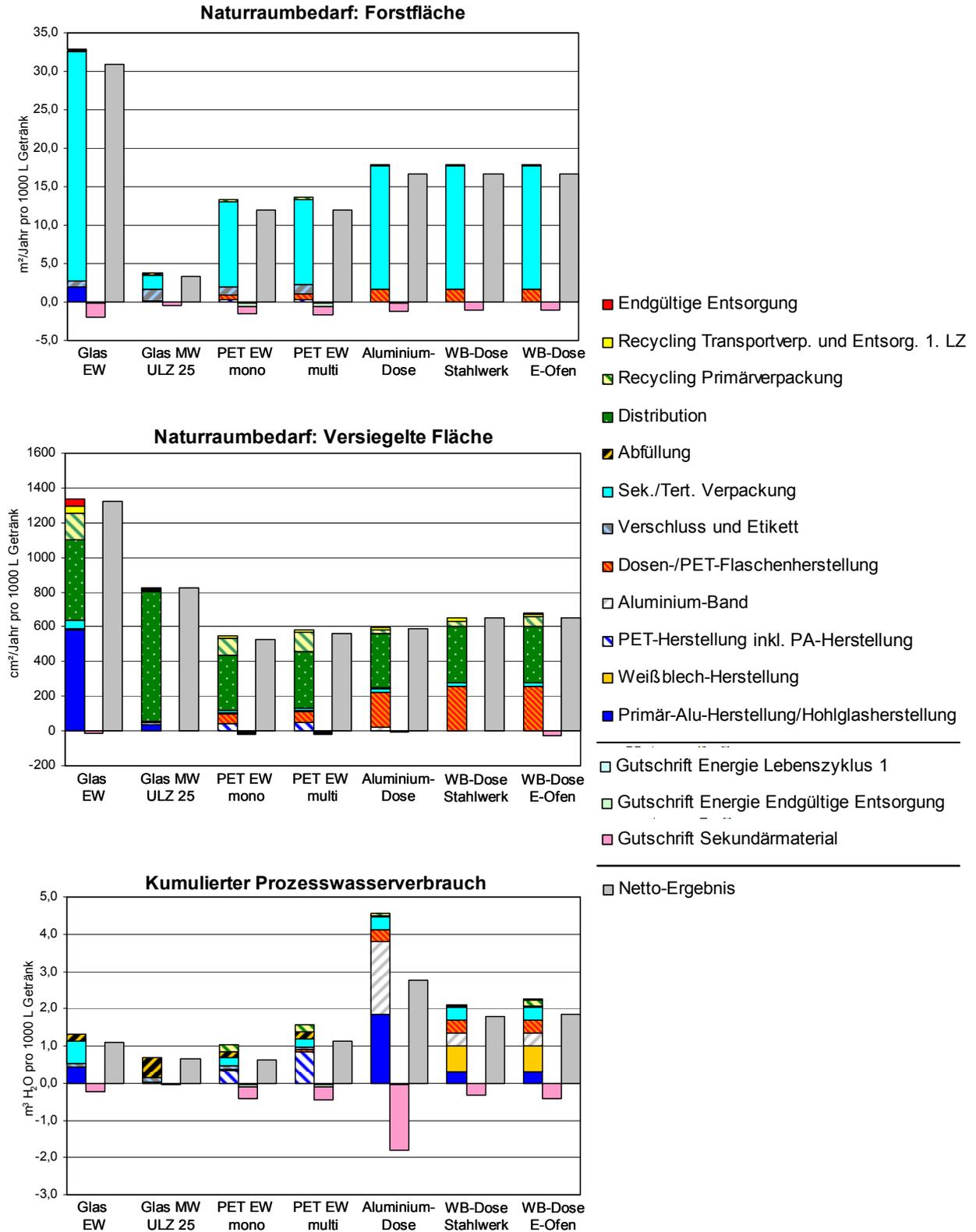
**Abbildung 6-31:** Ergebnisse inkl. Recyclingroute E-Ofen für Weißblech (Allokationsfaktor 100);  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



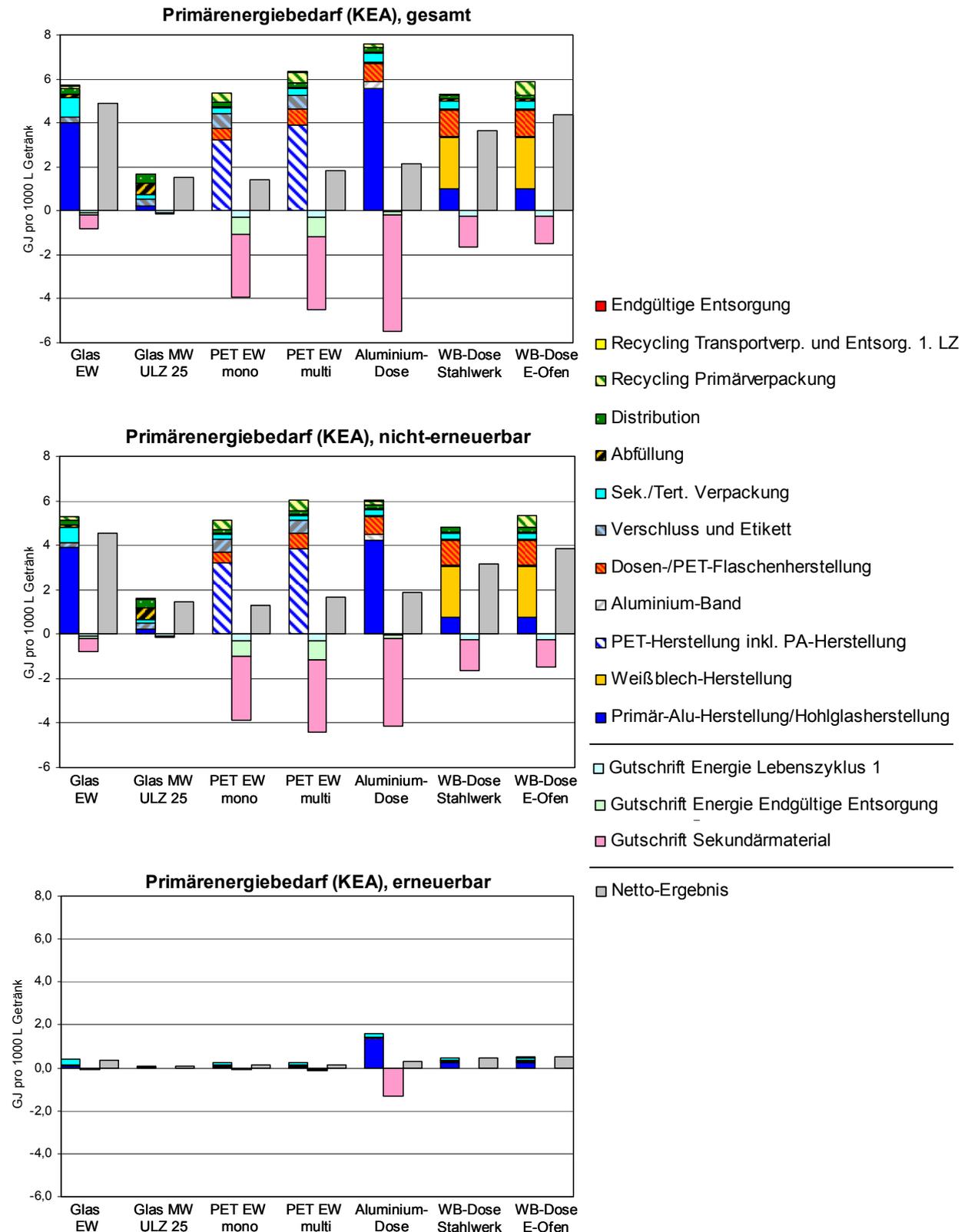
**Abbildung 6-32:** Ergebnisse inkl. Recyclingroute E-Ofen für Weißblech (Allokationsfaktor 100);  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-33:** Ergebnisse inkl. Recyclingroute E-Ofen für Weißblech (Allokationsfaktor 100);  
 1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-34:** Ergebnisse inkl. Recyclingroute E-Ofen für Weißblech (Allokationsfaktor 100);  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km



**Abbildung 6-35:** Ergebnisse inkl. Recyclingroute E-Ofen für Weißblech (Allokationsfaktor 100);  
1. Distributionsstufe 100 km; 2. Distributionsstufe 50 km

## 7 Normierung

In diesem Kapitel werden als ergänzende Darstellung alle Ergebnisse in normiertem Format, d.h. als Einwohnerwerte, dargestellt. Ein solcher Normierungsschritt erlaubt die Einschätzung der relativen Bedeutung einzelner Indikatoren und bietet zudem die Möglichkeit, Indikatorergebnisse in derselben Einheit, den Einwohnerwerten, auszudrücken.

Die Normierung bezeichnet die Berechnung der Größenordnung der Indikatorergebnisse im Verhältnis zu einem Referenzwert. Der Beitrag der durch das untersuchte Produktsystem verursachten Umweltwirkungen kann damit z.B. auf bereits existierende Umweltbelastungen bezogen werden. Ziel dieses Vorgehens ist es, ein besseres Verständnis für die relative Bedeutung der ermittelten Indikatorergebnisse zu bekommen.

In der hier anhand ausgewählter Beispiele durchgeführten Normierung wird die Umweltlast Deutschlands als Referenzwert herangezogen. Man berechnet dazu, wie groß z.B. das Treibhauspotential ist, das durch die derzeitigen Emissionen in Deutschland innerhalb eines Referenzjahres verursacht wird. Das berechnete Treibhauspotential wird durch die Anzahl der Einwohner Deutschlands dividiert und man erhält so das Treibhauspotential, das im Mittel durch einen Einwohner Deutschlands verursacht wird. Dieser Wert entspricht also einem Einwohnerdurchschnittswert (EDW).

Zu diesem Wert setzt man in einem nachfolgenden Schritt das Treibhauspotential einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis und erhält somit den spezifischen Beitrag der gewählten Option, ausgedrückt als eine bestimmte Anzahl von EDW. Diese sind also nichts anderes als eine Bezugsgröße, um die verschiedenen Indikatorergebnisse in vergleichbare Einheiten zu überführen und die Relevanz des Beitrags einer Untersuchungsoption zu den betrachteten Umweltwirkungen zu veranschaulichen.

In Tabelle 7-1 sind die als Bezug herangezogenen Gesamtbelastungswerte Deutschlands und die auf einen Einwohner skalierte Menge – entspricht einem EDW - aufgeführt.

In einem dritten Schritt werden die Ergebnisse, die sich zunächst auf die in der Zieldefinition gewählte funktionelle Einheit beziehen, auf den Gesamtverbrauch der betrachteten Getränke in Deutschland skaliert. Dabei wurde ein Bierverbrauch von 92 Mio. Hektoliter pro Jahr in Deutschland zugrunde gelegt.

Am Ende des beschriebenen Rechengangs liegen die spezifischen Beiträge der verschiedenen untersuchten Optionen bezüglich der jeweiligen Umweltindikatoren vor. Für die Darstellung von EDW werden die Ergebnisse der ausgewählten Indikatoren nicht-sektoral abgebildet, da es bei dieser Darstellungsform eher auf den Gesamtbeitrag hinsichtlich der betrachteten Umweltwirkungskategorien ankommt (s. Abb. 7-1 und 7-2).

Abbildung 7-1 zeigt alle in der vorliegenden Studie berechneten Indikatoren in normierter Form. Der leichteren Übersicht halber wurden in Abbildung 7-2 nur jene Indikatoren aufgenommen, die aufgrund der Einstufung der Umweltwirkungen in Prioritätsklassen durch das Umweltbundesamt oder aufgrund hoher Normierungswerte von besonderer Bedeutung sind. Die Vorgehensweise zur Auswahl dieser Indikatoren ist im Abschnitt 8.3. beschrieben.

**Tabelle 7-1:** Daten zur Ermittlung des spezifischen Beitrags (EDW)  
EDW = Einwohnerdurchschnittswert Deutschland

	Fracht pro Jahr		EDW
<b>Einwohner</b>			
Einwohner	82 217 800	a)	
<b>Ressourcen</b>			
Braunkohle	1 554 000 TJ	b)	18 901 MJ
Erdgas	3 091 000 TJ	b)	37 595 MJ
Rohöl	4 868 000 TJ	b)	59 209 MJ
Steinkohle	1 832 000 TJ	b)	22 282 MJ
Fläche, gesamt	357 050 km <sup>2</sup>	c)	4 343 m <sup>2</sup>
<b>Emissionen (Luft)</b>			
Ammoniak	624 230 t	d)	7,59 kg
Arsen	5 t	e)	0,00006 kg
Benzol	42 900 t	f)	0,52 kg
Benzo(a)pyren	33 t	g)	0,000401 kg
Cadmium	3 t	e)	0,000309 kg
Chrom	31 t	e)	0,0003809 kg
Dioxine (I-Teq)	0,08288 kg	g)	1,008109 µg
Distickstoffmonoxid	180 252 t	i)	2,19237 kg
Fluorwasserstoff	124 000 t	h)	1,51 kg
Kohlendioxid, fossil	824 362 350 t	i)	10 027 kg
Kohlenmonoxid	3 736 373 t	d)	45,77 kg
Methan	564 430 t	i)	6,87 kg
Methan regenerativ	1 461 877 t	i)	17,78 kg
Nickel	113 t	e)	0,001371 kg
NMVOG	1 279 742 t	d)	15,57 kg
PCB	0,018 t	g)	0,00000225 kg
Stickoxid (als NO <sub>2</sub> )	1 294 266 t	d)	15,74 kg
Schwefeldioxid	493 563 t	d)	6,00 kg
Staub (PM10)	204 076 t	d)	2,48 kg
<b>Emissionen (Wasser)</b>			
Phosphor	33 164 t	j)	0,40 kg
Stickstoff	687 960 t	j)	8,37 kg
<b>Aggregierte Werte</b>			
Rohöläquivalente	175 793 200 t COE-Eq		2 138 kg
Klimawandel	930 287 431 t CO <sub>2</sub> -Eq		11 315 kg
Versauerung	2 771 501 t SO <sub>2</sub> -Eq		33,71 kg
Eutrophierung (terr.)	435 403 t PO <sub>4</sub> -Eq		5,30 kg
Eutrophierung (aqu.)	390 425 t PO <sub>4</sub> -Eq		4,75 kg
Humantoxizität (PM 10)	2 024 417 t PM10-Eq		24,62 kg
Humantoxizität (Krebsrisikopotential)	788 t As-Eq		0,0096 kg
Sommersmog (POCP)	1 291 900 t Eth-Eq		15,71 kg
KEA, gesamt	14 003 000 TJ	b)	170 316 MJ
KEA, erneuerbar	1 035 000 TJ	b)	
KEA, nicht erneuerbar	12 968 000 TJ	b)	
Gesamt-Fahrleistung LKW	56 674 Mio. km	k)	689 km
Wasserentnahme	5 409 000 000 m <sup>3</sup>	h)	65,79 m <sup>3</sup>
Gesamtfläche BRD*	357 050 km <sup>2</sup>	c)	4 343 m <sup>2</sup>

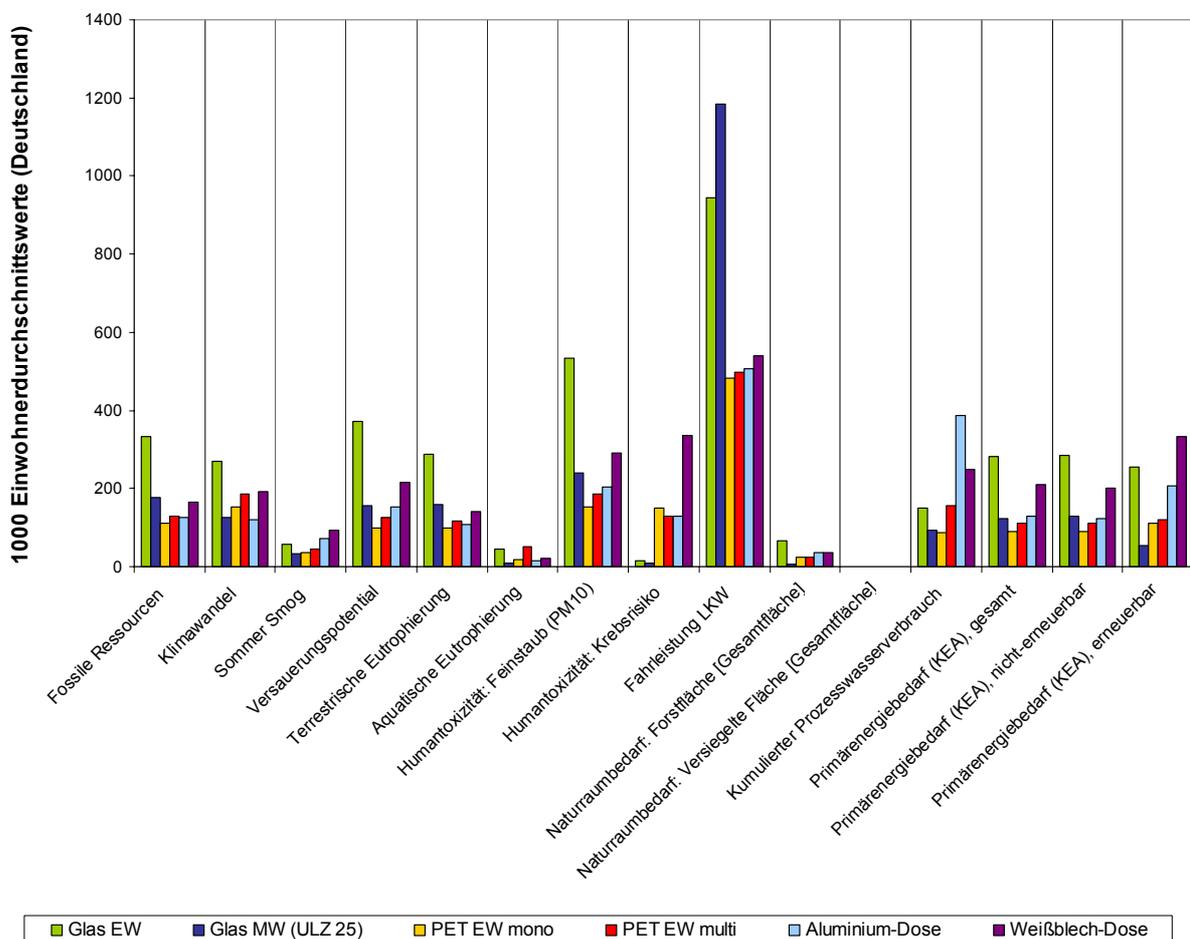
## Quellen:

- a) Stat. Bundesamt 2008 (31.12.2007)
- b) AGE B AG Energiebilanzen e.V.: Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2008
- c) Stat. Bundesamt: Flächennutzung in D 2005, Eckdaten über die Bodenfläche zum 31.12.2005
- d) UBA, Nationale Trendtabellen Emissionen 1990-2007, Februar 2009
- e) UBA, Nationale Trendtabellen Emissionen 1990-2007 (Schermetalle), November 2008
- f) Enquete Stoff- und Materialströme 1993, p. 146
- g) UBA, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atm. Emissionen (POP) 1990-2007, Februar 2009
- h) Daten zur Umwelt 2005
- i) UBA, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atm. Emissionen 1990-2007, November 2008
- j) UBA-Texte 82/03, Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens (Zahlen für 2000)
- k) Tremod 4.17
- \*) verwendet für Versiegelte Fläche und Forstfläche

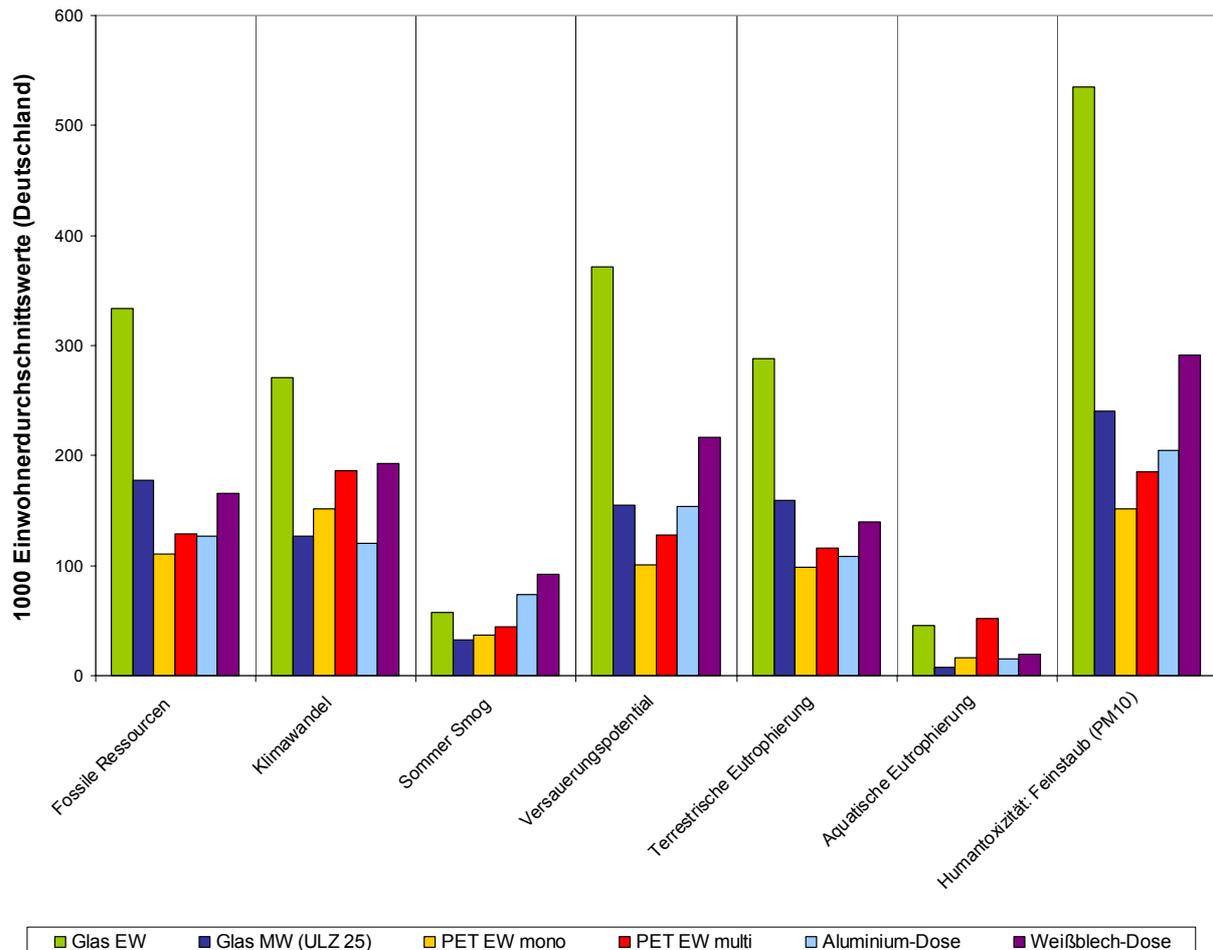
Für die Normierung des Wirkungsindikators Naturraumbeanspruchung wurde die Gesamtfläche Deutschlands herangezogen. Das entspricht dem Vorgehen bei den anderen Wirkungskategorien, wo auch jeweils die deutschen Gesamtwerte die Referenz bilden.

Einschränkend muss bemerkt werden, dass im Falle des Aquatischen Eutrophierungspotentials durch das Fehlen der EDW-Bezugsgröße für CSB die Einwohnerdurchschnittswerte etwas zu hoch berechnet sind. Bei Vernachlässigung des CSB-Wertes wäre ein etwas niedrigeres aquatisches Eutrophierungspotential in der EDW-Darstellung zu erwarten.

Zu beachten ist, dass die Fahrleistung, der Kumulierte Energieaufwand und der Prozesswasserverbrauch kein Umweltwirkungspotenzial ausdrücken. Betrachtet man nur die untersuchten Umweltwirkungskategorien, zeigen Fossiler Ressourcenverbrauch, Klimawandel, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung und Humantoxizität (PM10) die größten spezifischen Beiträge.



**Abbildung 7-1:** Einwohnerwerte für die Distribution von 1000 L Füllgut; Allokation 100% und Distributionsentfernung 400 km



**Abbildung 7-2:** Einwohnerwerte ausgewählter Umweltwirkungskategorien für die Distribution von 1000 L Füllgut; Allokation 100% und Distributionsentfernung 400 km

## Ergebnisse der Normierung

Die normierten Indikatorergebnisse für die ausgewählten Szenarien in den Abbildungen 7-1 und 7-2 zeigen, welche Wirkungskategorien relativ höhere bzw. niedrigere spezifische Beiträge zu den Gesamtwerten beitragen. Anders ausgedrückt: in den Wirkungskategorien mit den höchsten spezifischen Beiträgen, könnte eine Reduktion der Umweltlasten der betrachteten Verpackungssysteme besonders wirkungsvoll zur Umweltentlastung beitragen.

Die höchsten normierten Indikatorergebnisse der in Abbildung 7-2 dargestellten Indikatoren sind für Fossilen Ressourcenbedarf, Klimawandel, Terrestrische Eutrophierung, Humantoxizität (PM10) und Versauerung zu beobachten. Die maximalen Werte liegen hierbei zwischen knapp 300000 Einwohnerdurchschnittswerten bis hin zu über 500000 EDWs und werden vom Glas-Einwegsystem erreicht. Die Indikatorergebnisse der anderen untersuchten Verpackungssysteme liegen in den genannten Kategorien zwischen 100000 und 300000 EDWs.

Die spezifischen Beiträge zu Sommersmog und Aquatischer Eutrophierung liegen für alle untersuchten Systeme grob zwischen 20000 und 100000 EDWs.

## 8 Auswertung

Ausgehend von der Zielsetzung der Untersuchung und den in den Kap. 5 bis Kap. 7 vorgestellten Ergebnissen, sollen im Folgenden weitere Auswertungen durchgeführt werden.

Dabei sollen alle wesentlichen Festlegungen und Annahmen berücksichtigt werden, ebenso wie die Qualität und Unsicherheit von Daten und Informationen sowie die Auswahl und Methoden der Wirkungsabschätzung.

### 8.1 Vollständigkeit, Konsistenz und Datenqualität

Die für die Auswertung der in dieser Studie untersuchten Verpackungssysteme relevanten Informationen und Daten lagen vor. Ergebnisrelevante Fehlstellen sind nach Einschätzung der Auftragnehmer nicht zu verzeichnen.

Bei der Modellierung der Verpackungsarten wurde jeweils der gesamte Lebenszyklus betrachtet.

Die Güte der Daten zur Getränkedistribution ist in der vorliegenden Studie aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit begrenzt. Das Distributionsmodell beruht auf Annahmen, wobei für alle Systeme die gleichen Distributionsentfernungen angenommen wurden, um Asymmetrien zu vermeiden. Des Weiteren wurde der Transport des Biers über eine kurze (regionale) sowie eine längere Distributionsentfernung untersucht, damit der Einfluss der Transportentfernung auf Aluminiumdosen- und Weißblechdosensysteme im Vergleich zu den alternativen Einweg- und Mehrwegsystemen besser beurteilt werden kann.

Für den Indikator Humantoxizität (Krebsrisikopotential) sind die Ergebnisse aufgrund von Asymmetrien in den Inventardatensätzen nicht belastbar. Daher wird der Indikator Humantoxizität (Krebsrisikopotential) nicht in die abschließende vergleichende Bewertung mit eingehen.

Allokationsregeln, Systemgrenzen und die Berechnungen zur Wirkungsabschätzung wurden einheitlich bei allen untersuchten Verpackungssystemen und den darauf beruhenden Szenarien in gleicher Weise angewendet. Die Ergebnisrelevanz der 100% Allokation wurde mittels einer Sensitivitätsanalyse mit einer 50% Allokation geprüft.

Insgesamt können die **Datenqualität** und die **Datensymmetrie** dieser Ökobilanz als gut bis sehr gut eingestuft werden.

### 8.2 Signifikanz der Unterschiede

Nach ISO 14040/14044 können in Abhängigkeit von der Zieldefinition und dem Untersuchungsrahmen Informationen und Verfahren notwendig werden, die eine Ableitung von signifikanten Ergebnissen zulassen. Dies trifft zu, wenn, wie im vorliegenden Fall, ökobilanzielle Ergebnisse möglicherweise in marktstrategische oder politische Entscheidungen einfließen.

Da jedoch eine Signifikanzprüfung anhand einer Fehlerrechnung mit Fehlerfortpflanzung im streng mathematischen Sinne aufgrund der Datenstruktur in Ökobilanzen kritisch gesehen wird, sollen nachfolgende Hinweise eine Orientierung darüber geben, wann Unterschiede zwischen den Systemen als relevant anzusehen sind.

Die Auftragnehmer vertreten die Auffassung, dass die verwendeten Daten und Annahmen in den ergebnisrelevanten Bereichen für die betrachteten Verpackungssysteme zutreffend und in ihrem Grad an Aktualität über die Verpackungssysteme hinweg weitgehend symmetrisch

sind. Die darauf beruhenden Ergebnisse können daher als belastbar angesehen werden. Unsicherheiten bezüglich der Genauigkeit und Repräsentativität der Daten sind, wie vorher ausgeführt, dennoch in einem gewissen Maße unvermeidlich. Infolgedessen sind geringe Unterschiede der Indikatorwerte im Vergleich der Verpackungssysteme weniger signifikant als große Unterschiede.

Auch wenn diskrete Angaben für Signifikanzschwellen in Ökobilanzuntersuchungen wegen grundsätzlicher Bedenken nicht belastbar hergeleitet werden können, wurde der Systemvergleich behelfsweise unter Anwendung einer Signifikanzschwelle geprüft, um eine Überinterpretation kleiner Unterschiede zu vermeiden.

Die Auftragnehmer verwenden bei der Analyse von Verpackungssystemen i.d.R. einen Schwellenwert von 10 %. Es handelt sich dabei um einen pragmatischen und in der ökobilanziellen Praxis durchaus gängigen Ansatz, den die Autoren der Studie für ökobilanzielle Vergleiche von solchen Szenarien als zulässig erachten, deren Systemgrenze jeweils nur ein einzelnes und vergleichsweise wenig komplexes Produktsystem umfasst.

Es ist darauf hinzuweisen, dass in den Getränkeverpackungsökobilanzen des Umweltbundesamts ganz auf die Anwendung diskreter Signifikanzschwellen verzichtet wurde.

### 8.3 Vorgehen zur Ordnung der untersuchten Indikatoren

Die in Kapitel 5 gezeigten Ergebnisse lassen erkennen, dass bei den meisten verglichenen Bierverpackungssystemen die Indikatorergebnisse bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Weißblechdose versus PET monolayer) über alle Indikatoren hinweg nicht nur in eine Richtung, d.h. zugunsten des einen oder anderen Systems, weisen. Weitere Bewertungshilfen sind somit erforderlich.

Die im Rahmen der vorliegenden Studie berechneten Indikatoren werden anhand folgender Kriterien geordnet:

- bestehende Priorisierung durch das deutsche Umweltbundesamt (UBA)
- Ergebnisse der im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Normierung (Kapitel 7)
- mögliche Asymmetrien auf der Sachbilanzebene innerhalb der verwendeten Datensätze.

Im Folgenden wird der für die vorliegende Studie durchgeführte Ordnungsprozess beschrieben.

#### Priorisierung durch das Umweltbundesamt:

Das deutsche Umweltbundesamt hat im Rahmen der Getränkeökobilanzen in den Jahren 2000 bis 2002 [UBA 2000, UBA 2002] eine Priorisierung von acht Wirkungskategorien vorgenommen (vgl. auch Kap. 1.9.2). Demnach gibt es Wirkungskategorien mit sehr großer, großer und mittlerer ökologischer Priorität als da wären:

- sehr große ökologische Priorität
  - Klimawandel
- große ökologische Priorität
  - Fossiler Ressourcenverbrauch

- Sommersmog
- Versauerungspotenzial
- Terrestrische Eutrophierung
- mittlere ökologische Priorität
  - Aquatische Eutrophierung
  - Naturraumbeanspruchung

Das vom Umweltbundesamt entwickelte Verfahren zur Ordnung beruht u. a. auf den Kriterien *ökologische Gefährdung* und *Abstand zum Zielwert* (Distance-to-Target). Die entsprechende Einstufung der Wirkungskategorien ist in [UBA 1999] beschrieben. Die Einstufungen der ökologischen Gefährdung und des Abstandes zum Zielwert können sich heute möglicherweise anders darstellen.

Die UBA Priorisierung hat für Ökobilanzen im deutschen Kontext grundsätzlich eine große Bedeutung. Der Einstufung in die verschiedenen ökologischen Prioritäten wird daher bei der Ordnung der Wirkungskategorien im Rahmen der Auswertung der vorliegenden Studie ein hoher Stellenwert eingeräumt.

#### Ergebnisse der im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Normierung:

Die in Kapitel 7 der vorliegenden Studie durchgeführte Normierung (beispielhaft durchgeführt für die Ergebnisse der Fallgruppe B: überregionale Distribution) zeigt die spezifischen Beiträge der Systeme in den einzelnen Indikatoren. Im Folgenden werden die spezifischen Beiträge der untersuchten Wirkungskategorien (exklusive Sachbilanzgrößen) grob gemittelt über alle betrachteten Systeme sortiert. Hinweis: Die spezifischen Beiträge des Glas-Einwegsystems liegen in den meisten untersuchten Indikatoren noch deutlich über den Beiträgen der anderen Verpackungssysteme. Die im Folgenden angegebenen Größenordnungen beziehen sich daher im Wesentlichen auf die Ergebnisse der Aluminiumdosen, Weißblechdosen, PET-Einweg-Flaschen sowie Glas-Mehrwegsysteme.

- Über 180.000 Einwohnerdurchschnittswerten
  - Humantoxizität: Feinstaub PM10
- Zwischen 100.000 und 180.000 Einwohnerdurchschnittswerten
  - Fossile Ressourcen
  - Klimawandel
  - Versauerungspotenzial
  - Terrestrische Eutrophierung
- Zwischen 20.000 und 100.000 Einwohnerdurchschnittswerten
  - Sommersmog
  - Aquatische Eutrophierung
  - Naturraumbeanspruchung: Forstfläche
- Unter 10.000 Einwohnerdurchschnittswerten
  - Naturraumbeanspruchung: versiegelte Fläche

Die Darstellung der Indikatorergebnisse in Einwohnerdurchschnittswerte gibt dabei einen Eindruck über die relative Bedeutung der ermittelten Umweltlast. In Kategorien mit hohen Einwohnerdurchschnittswerten haben die untersuchten Getränkeverpackungen einen höheren Anteil an der gesamtdeutschen Umweltlast als in Kategorien mit niedrigen Einwohnerdurchschnittswerten. Insofern scheint es geboten, die Wirkungskategorien mit hohen spezifischen Beiträgen prioritär zu betrachten und in die Auswertung einzustellen.

#### Mögliche Asymmetrien auf der Sachbilanzebene der verwendeten Datensätze:

Die Belastbarkeit der Ergebnisse des Indikators *Humantoxizität (Krebsrisiko)* ist als sehr gering einzustufen, da die eingehenden spezifischen organischen Emissionen (z. B: Benzapyren) sowie Schwermetallemissionen (Nickel, Cadmium...) nur teilweise in den Inventardaten der Rohmaterialien (PET, Metalle, Glas...) ausgewiesen sind. Der Indikator wird daher in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt.

Hinsichtlich der Belastbarkeit der Ergebnisse der Indikatoren *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)*, *Aquatische Eutrophierung* und *Sommersmog* sind einige Besonderheiten zu beachten. Gründe hierfür sind, dass mögliche Asymmetrien in den Daten bestehen. So wurde z.B. bei der Erstellung des Glas-Datensatzes von 1997/98 im Gegensatz zum aktuellen PET Datensatz keine Erhebung bzgl. möglicher Feinstaubemissionen durchgeführt. Auch sind je nach verwendetem Primärdatensatz unterschiedliche Summenparameter bzgl. der POCP-relevanten Emissionen für die Wirkungskategorie *Sommersmog* mit einbezogen. Unsicherheiten bei dem Indikator *Aquatische Eutrophierung* treten durch den verwendeten Inventardatensatz für das in der PET Herstellung benötigte Antimon auf. Dieser stammt aus Ecoinvent als alleiniger Quelle und wurde dort wiederum anhand eines einzigen Datensatzes abgeleitet.

Die Ergebnisse dieser drei Wirkungskategorien bedürfen daher in der vergleichenden Endbewertung einer besonderen Aufmerksamkeit.

#### Zusammenführung unter Einbeziehung der berücksichtigten Ordnungskriterien:

Für eine einheitliche und belastbare Auswertestrategie müssen die oben angeführten Aspekte zusammengeführt und möglicherweise gegeneinander abgewogen werden. Zur Dokumentation des Prozesses werden daher an dieser Stelle die neun<sup>16</sup> im Rahmen dieser Studie ausgewerteten Umweltwirkungskategorien kurz diskutiert und hinsichtlich ihrer Einstufung im Rahmen einer belastbaren Auswertestrategie beurteilt; die Sachbilanzgrößen Fahrleitung LKW, Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieverbrauch werden nicht mit in die Auswertestrategie einbezogen. Anmerkung zum Primärenergiebedarf (KEA) nicht-erneuerbar: Der KEA nicht-erneuerbar wird häufig, vor allem im internationalen Kontext, auch als Indikator für knappe Ressourcen verstanden. Er ist insofern auch eng verwandt mit Fossilen Ressourcen, mit dem Unterschied dass er neben Öl, Kohlen und Gas zusätzlich die Nuklearenergie berücksichtigt. Aufgrund der engen Anlehnung an die UBA-Methodik für Getränkeverpackungsökobilanzen wird im Folgenden nur der Indikator Fossile Ressourcen für die Betrachtung herangezogen (um Doppelbewertung zu vermeiden), jedoch sind alle Ergebnisse für KEA nicht-erneuerbar in den jeweiligen Kapiteln 5 und 6 vollständig enthalten, so dass dort auch erkennbar ist, wo sich für den Vergleich abweichende Schlussfolgerungen ergeben könnten.

---

<sup>16</sup> Humantoxizität (Krebsrisiko) wird als nur sehr eingeschränkt belastbar beurteilt und daher nicht in die Auswertestrategie aufgenommen.

- **Klimawandel**  
Im Rahmen der UBA Priorisierung als einzige Wirkungskategorie mit einer sehr hohen ökologischen Priorität bedacht, ist dieser Indikator auch in der öffentlichen Diskussion derzeit überaus präsent. Auch wenn die Ergebnisse der Normierung zeigen, dass die Wirkungskategorie *Klimawandel* für die hier untersuchten Verpackungssysteme im Vergleich mit anderen Wirkungskategorien keine absolute Priorität genießt, erscheint es gerechtfertigt der UBA Einstufung zu folgen.  
FAZIT: sehr große ökologische Priorität
- **Fossiler Ressourcenverbrauch**  
Die Wirkungskategorie *Fossiler Ressourcenverbrauch* zeigt wie die Kategorien Klimawandel, Versauerungspotential und Terrestrische Eutrophierung *hohe* Einwohnerdurchschnittswerte bei der Normierung. Auch ist das Ressourcenthema fester Bestandteil der bundesdeutschen Umweltpolitik geworden. Das UBA hatte die ökologische Gefährdung jedoch nur mit C (mittel) bewertet und auch heute kann keine akute ökologische Gefährdungslage konstatiert werden, insofern scheint es auch gerechtfertigt der ursprünglichen UBA Einstufung zu folgen.  
FAZIT: große ökologische Priorität
- **Sommersmog**  
Das UBA stuft die Wirkungskategorie *Sommersmog* mit einer hohen ökologischen Priorität ein. Die im Rahmen der vorliegenden Studie erstellten Normierungsergebnisse zeigen, dass die spezifischen Beiträge der untersuchten Verpackungssysteme zu diesem Indikator nur mittel sind. Die Ergebnisse der in dieser Studie untersuchten Glas- und PET-Flaschen werden für den Indikator *Sommersmog* im Wesentlichen durch die Beiträge aus der Rohmaterialherstellung (PET, Glas) bestimmt. Die hohen Beiträge resultieren dabei z.B. für PET zu über 90% aus nicht näher spezifizierten NMVOC Emissionen die im Rahmen der Datenerhebung seitens der Anlagenbetreiber berichtet wurden. Eine Aufschlüsselung dieses Summenparameters kann auf Basis der berichteten Datenlage nicht erfolgen. Als konservativer Ansatz werden diese NMVOC Emissionen in der Wirkungsabschätzung als direktes Ethen-Äquivalent gewertet<sup>17</sup>. Im Falle der Aluminium- und Stahldosen sind ebenfalls Beiträge durch nicht weiter spezifizierte NMVOC Emissionen in der Metallherstellung erkennbar, jedoch ist die Datenlage z.B. bei der Dosenherstellung deutlich belastbarer, da hier die Art der eingesetzten Lösemittel bekannt ist. Aus Gründen eingeschränkter Datensymmetrie werden daher die Ergebnisse der Wirkungskategorie *Sommersmog* in ihrer Belastbarkeit als hinter denen der anderen Wirkungskategorien zurückliegend beurteilt. FAZIT: große ökologische Priorität, es wurden jedoch im Rahmen der vorliegenden Studie keine abweichenden vergleichenden Ergebnisse unter Berücksichtigung dieses Aspekts festgestellt.
- **Versauerungspotenzial**  
Der Indikator *Versauerungspotenzial* ist seitens des UBA mit einer großen ökologischen Priorität bedacht worden. Auch die Normierungsergebnisse zeigen relevante (große) spezifische Beiträge der untersuchten Verpackungssysteme zu dieser Wir-

---

<sup>17</sup> In älteren Literaturdaten wurde der Umrechnungsfaktor von unspez. NMVOC Emissionen zu Ethen-Äquivalenten mit 0,416 angegeben (CML 1992). Später wurde dieser Wert auf den Faktor auf 1 erhöht (CML2004), in neusten Veröffentlichungen ist er gar nicht mehr angegeben (z.B. CML 2007). Für näher spezifizierte NMVOC Emissionen sind andere Werte definiert, bspw. beträgt der Umrechnungsfaktor für NMVOC Emissionen aus Dieselpartikeln 0,7 Ethen-Äquivalente (UBA Texte 23/95 / Klöpffer 1995).

kungskategorie. Daher folgt die vorliegende Studie der ursprünglichen UBA Einstufung.

FAZIT: große ökologische Priorität

- Terrestrische Eutrophierung

Wie bereits bei der Diskussion der Kategorie *Versauerungspotenzial* bestätigen auch die Normierungsergebnisse der Wirkungskategorie *Terrestrische Eutrophierung* die Ergebnisse der ursprünglichen UBA Priorisierung.

FAZIT: große ökologische Priorität

- Aquatische Eutrophierung

Das UBA stuft die ökologische Gefährdung durch die Wirkungskategorie *Aquatische Eutrophierung* mit einer mittleren Priorität ein. Im Rahmen der Normierung zeigen die in der vorliegenden Studie untersuchten Verpackungssysteme mittlere spezifische Beiträge zu diesem Indikator.

Für die in dieser Studie untersuchten PET Einwegflaschen werden für den Indikator *Aquatische Eutrophierung* die Ergebnisse zu großen Anteilen durch die Beiträge aus der PET Herstellung bestimmt. Diese hohen Beiträge gehen auf den verwendeten Datensatz für Antimon in der PET Herstellung zurück. Der Datensatz für Antimon stammt aus Ecoinvent als alleiniger Quelle und wurde dort wiederum anhand eines einzigen Datensatzes abgeleitet. Im Vergleich mit dem PET Ecoprofil aus dem Jahre 2005 fällt auf, dass dort die Beiträge zum Indikator *Aquatische Eutrophierung* deutlich geringer ausfallen. Möglicherweise sind die Beiträge aus der PET Herstellung hinsichtlich dieser Wirkungskategorie aufgrund des Antimon Datensatzes überbewertet. Daher können Ergebnisse im Vergleich mit anderen Wirkungskategorien als weniger belastbar angesehen werden, da sie die Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Systemen ggf. überschätzen.

FAZIT: mittlere ökologische Priorität, es wurden jedoch im Rahmen der vorliegenden Studie keine abweichenden vergleichenden Ergebnisse unter Berücksichtigung dieses Aspekts festgestellt.

- Naturraumbeanspruchung: versiegelte Fläche

Obwohl die in der vorliegenden Studie untersuchten Verpackungssysteme geringe spezifische Beiträge zum Flächenverbrauch beisteuern, folgt die vorliegende Studie aufgrund des hohen ökologischen Gefährdungspotenzials der fortschreitenden Neuversiegelung der ursprünglichen UBA Einstufung. Jedoch werden die Ergebnisse aufgrund sehr geringer spezifischer Beiträge nicht in die graphische Darstellung im Folgenden aufgenommen

FAZIT: mittlere ökologische Priorität

- Naturraumbeanspruchung: Forstfläche

Die untersuchten Verpackungssysteme zeigen mittlere spezifische Beiträge für den Indikator *Naturraumbeanspruchung: Forstfläche*. Das UBA bestimmt die ökologische Gefährdung dieser Kategorie als D (gering), was jedoch auf den hohen Abstand zum Zielwert hin. Dieser Argumentation kann auch heute noch gefolgt werden, daher ist es gerechtfertigt der ursprünglichen UBA Einstufung zu folgen. Jedoch werden die Ergebnisse aufgrund nur mittlerer spezifischer Beiträge nicht in die graphische Darstellung im Folgenden aufgenommen.

FAZIT: mittlere ökologische Priorität

- Humantoxizität: Feinstaub PM10

Der Indikator *Humantoxizität: Feinstaub PM10* ist nicht durch das UBA in die ökologischen Gefährdungsklassen eingestuft worden. Die Wirkungskategorie erzielt jedoch

im Rahmen der durchgeführten Normierung durchschnittlich die höchsten spezifischen Beiträge aller untersuchten Indikatoren. Die Feinstaubproblematik birgt ein hohes ökologisches Gefährdungspotenzial. Die von Seiten des Gesetzgebers festgelegten Grenz- und Vorsorgewerte sind zum Teil nur unter großen Anstrengungen zu erreichen (Diskussion um Umweltzonen und Dieselpartikelfilter). Der Abstand zum Zielwert kann daher derzeit ebenfalls als groß angesehen werden. Insofern scheint es geboten, die Wirkungskategorie *Humantoxizität: Feinstaub PM10* mit einer großen ökologischen Priorität zu belegen.

Aufgrund der Tatsache, dass bei der Erstellung des Datensatzes zur Hohlglasherstellung keine PM10 Emissionen erhoben wurden, z.B. im verwendeten Aluminium-Datensatz diese jedoch ausgewiesen sind, ist die Datensymmetrie zwischen den Glas und Aluminium-Verpackungssystemen nicht gewährleistet. Andererseits zeigen bisherige Erfahrungen in der Tendenz, dass Ergebnisse häufig von Sekundärpartikeln bestimmt sind, für die die Datensymmetrie als ausreichend für die vorliegende Studie eingeschätzt wird. Daher können vergleichende Ergebnisse, die auf Basis der Auswertung der Wirkungskategorie *Humantoxizität: Feinstaub PM10* basieren ggf. als weniger belastbar angesehen werden, da sie die Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Systemen möglicherweise unter/überschätzen. FAZIT: große ökologische Priorität, es wurden jedoch im Rahmen der vorliegenden Studie keine abweichenden vergleichenden Ergebnisse unter Berücksichtigung dieses Aspekts festgestellt.

Die durch das Umweltbundesamt erarbeitete Einteilung in die drei ökologischen Gefährdungsklassen wird im Rahmen der Bewertung der Ergebnisse der vorliegenden Studie beibehalten. Hinsichtlich der drei Wirkungskategorien *Sommersmog*, *Humantoxizität: Feinstaub PM10* und *Aquatische Eutrophierung* ist die Aussagekraft bezüglich der tatsächlichen Größe des Unterschieds zwischen den Vergleichssystemen als weniger belastbar als bei den anderen Wirkungskategorien einzuschätzen. Diese drei Wirkungskategorien werden in die Bewertung der Ergebnisse einbezogen, es wurden aber keine abweichenden Ergebnisse aufgrund der Berücksichtigung dieses Aspekts festgestellt. Die durch das Umweltbundesamt erarbeitete Einstufung in ökologische Gefährdungsklassen bleibt dabei im Falle der Indikatoren *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* erhalten, im Falle der Kategorie *Humantoxizität: Feinstaub PM10* wird eine Einstufung hinsichtlich der ökologischen Gefährdung äquivalent zur UBA Terminologie abgeleitet.

Für die Auswertung im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz ergibt sich demnach folgende Einstufung:

- sehr große ökologische Priorität
  - Klimawandel
- große ökologische Priorität
  - Fossiler Ressourcenverbrauch
  - Sommersmog
  - Versauerungspotenzial
  - Terrestrische Eutrophierung
  - Humantoxizität: Feinstaub PM10
- mittlere ökologische Priorität

- Aquatische Eutrophierung
- Naturraumbeanspruchung: versiegelte Fläche
- Naturraumbeanspruchung: Forstfläche

## **8.4 Einschränkungen**

Die Ergebnisse der Basisszenarien der untersuchten Verpackungssysteme und der darauf basierenden Systemvergleiche sind nach Auffassung der Auftragnehmer innerhalb der definierten Randbedingungen belastbar. Bei Abweichung von diesen Randbedingungen sollten bei der Anwendung der Ergebnisse der vorliegenden Studie die nachfolgend erläuterten Einschränkungen berücksichtigt werden.

### **8.4.1 Einschränkungen hinsichtlich der Verpackungsspezifikationen**

Die Gestaltung von Verpackungen befindet sich in einem ständigen Entwicklungsprozess. Die Ergebnisse dieser Studie gelten für die verwendeten Verpackungsspezifikationen der betrachteten Verpackungssysteme. Eine Übertragung auf einzelne und/oder abweichende Verpackungstypen ist daher nicht ohne weiteres möglich.

### **8.4.2 Einschränkungen durch die Auswahl der Marktsegmente**

Eine Übertragung von Ergebnissen auf andere Füllgüter oder Verpackungsgrößen ist aufgrund der komplexen Zusammenhänge nicht ohne weiteres möglich.

### **8.4.3 Einschränkungen bezüglich zukünftiger Entwicklungen**

Die Aussagen der vorliegenden Ökobilanz gelten nur für den betrachteten Bezugszeitraum. Fragen zum zukünftigen ökobilanziellen Abschneiden der untersuchten Verpackungen sind nicht Gegenstand der Studie.

### **8.4.4 Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode**

Die in der vorliegenden Studie angewandte Indikatorenauswahl erfolgte im Konsens mit dem Auftraggeber und den kritischen Gutachtern. Die durchgeführte Auswertung ist stark an die Vorgehensweise gemäß der vom UBA veröffentlichten Bewertungsmethode für Ökobilanzen [UBA 1999] angelehnt.

Es soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die Anwendung anderer Bewertungsansätze zu einer anderen Einschätzung des Systemvergleichs führen könnte.

### **8.4.5 Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse**

Die Ergebnisse dieser Studie gelten für den in Kapitel 1 festgelegten geographischen Rahmen. Es ist nicht ohne weiteres möglich den vorliegenden Bericht zum Vergleich von Verpackungssystemen unter abweichenden geographischen Rahmenbedingungen zu verwenden.

### **8.4.6 Einschränkungen hinsichtlich der Distributionsdaten**

Die in dieser Studie verwendeten Distributionsentfernungen beruhen auf Annahmen. Die Ergebnisse der Studie gelten nur für das in dieser Studie verwendete Distributionsmodell und sind nicht ohne weiteres auf andere Distributionsmodelle übertragbar.

#### **8.4.7 Einschränkungen bezüglich der verwendeten Daten**

Die vorgestellten Ergebnisse gelten unter Verwendung der in Kapitel 4 beschriebenen Daten. Sofern für einzelne Prozesse andere Datengrundlagen herangezogen werden, könnte dies Einfluss auf die Vergleichsergebnisse der untersuchten Verpackungssysteme haben. Der für die Bilanzierung der PET multilayer Flaschen verwendete Polyamid Datensatz hat einen deutlich älteren zeitlichen Bezug (1996) als der zeitliche Rahmen der vorliegenden Studie. Bei Verwendung eines Datensatzes mit aktuellem zeitlichem Bezug könnten die Ergebnisse von denen in dieser Studie abweichen.

#### **8.4.8 Einschränkungen bezüglich des Indikators Humantoxizität (Krebsrisikopotential)**

Die wesentlichen Elementarflüsse dieses Indikators sind karzinogene organische Substanzen und Schwermetalle. Bei Betrachtung der Ergebnisse dieses Indikators sollte beachtet werden, dass es diesbezüglich Asymmetrien in den Inventardatensätzen gibt, die durch unterschiedliche Bezeichnungen und Zuordnungen der Substanzen entstehen. Daher kann dieser Indikator als nicht belastbar betrachtet werden.

#### **8.4.9 Einschränkungen bezüglich der Signifikanz der Unterschiede**

Im Rahmen der Auswertung der Ergebnisse der vorliegenden Studie wurde für vergleichende Ergebnisse eine Signifikanzschwelle von 10% angesetzt. Die Anwendung anderer Signifikanzschwellen könnte unter Umständen zu einer anderen Einschätzung des Systemvergleichs führen.

## 9 Schlussbewertung und Empfehlungen

Im Folgenden werden auf Basis der Ergebnisse der untersuchten Szenarien (Kapitel 5 und 6) und unter Einbezug der Erkenntnisse aus der Normierung und der unter Berücksichtigung der Datenqualität abgeleiteten Auswertestrategie (Kapitel 7 und 8, insbesondere 8.3) die Ergebnisse der vorliegenden Studie nach den beiden Fallgruppen (A: regionale Distribution, B: überregionale Distribution) untergliedert dargestellt und Schlussfolgerungen und Empfehlungen abgeleitet.

Die Darstellung der Ergebnisse in den folgenden Abschnitten ist untergliedert in zwei methodische Ebenen hinsichtlich der Wahl der Allokationsmethode, um eine Betrachtung innerhalb einer der beiden angewendeten Methoden (100% Allokation, 50% Allokation) zu ermöglichen. Bei der Betrachtung der Ergebnisse sollte immer berücksichtigt werden, dass die vergleichenden Ergebnisse der Aluminiumdosen bzw. Weißblechdosensysteme versus alternative Bierverpackungssysteme besonders sensitiv auf die Wahl der Allokationsmethode reagieren, da die Änderungen in den Nettoergebnissen bei den Metallsystemen generell am größten ausfallen.

Zur Veranschaulichung der verbalen Ergebnisse werden diese im Folgenden in normierter Form in zwei Abbildungen pro Fallgruppe dargestellt. Die Abbildungen entsprechen

- A) dem Vergleich der ökologischen Charakteristika von Aluminium – und Stahldosen versus anderer im Marktsegment Bier relevanter Einweg-Verpackungssysteme und
- B) dem Vergleich der beiden untersuchten Metalldosensysteme mit dem Glas-Mehrwegsystem im Marktsegment Bier, welches bisher vom deutschen Umweltbundesamt im Kontext der Einstufung von Einwegverpackungen als Referenzsystem herangezogen wurde.

Generell lässt sich über alle betrachteten Vergleiche hinweg sagen, dass das Ergebnismuster sich recht differenziert darstellt und keine eindeutigen Aussagen über ökologische Vor- oder Nachteile über alle Fallgruppen und methodischen Entscheidungen hinweg getroffen werden können. Daher werden die Erkenntnisse im Folgenden auch entsprechend differenziert dargestellt.

### 9.1 Ergebnisse unter Anwendung der Allokationsmethode 100%

Bei Anwendung der **100:0-Allokation** werden Gutschriften für Sekundärmaterialien vollständig (also zu 100%) dem abgebenden System zugeordnet. Diese Methode wird von der Metallindustrie stark priorisiert [Atherton 2007, EAA 2005]. Die Frage, in welchem Produkt der Wiedereinsatz des Rezyklats erfolgt, spielt bei diesem Allokationsansatz keine Rolle.

Nach Auffassung des IFEU geht diese Methode davon aus, dass der Einsatz des Rezyklats keinen materialspezifischen Limitierungen unterliegt und an der jeweils passenden Stelle in den übergreifenden Metall-Stoffstrom eingespeist werden kann. Die tatsächliche Verwendung in einzelnen Produktanwendungen ist daher nicht geleitet von der Maßgabe der Kreislaufführung innerhalb bestimmter, eng definierter Produktsysteme (bspw. Aluminium-Getränkedosen), sondern betrachtet Produktsysteme als Elemente eines (größeren) Materialstoffstroms. Unter ökologischen Gesichtspunkten steht dann das Ziel im Vordergrund, durch eine hohe Recyclingrate möglichst viel Sekundäraluminium wieder in diesen Materialstoffstrom einzuspeisen.

In Abhängigkeit vom Allokationsverfahren sind bestimmte Lenkungswirkungen zu erwarten. Bei der 100%-Methode liegt der Nutzen aus der Abfallverwertung fast ausschließlich beim abgebenden System. Entsprechend ergeben sich Anreize zu verstärktem Recycling auch besonders auf Seiten der abgebenden Systeme.

### **Fallgruppe A: regionale Distribution (100 km)**

#### **Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit alternativen Einwegverpackungssystemen**

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-1):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber PET-Einwegflaschen. Dies gilt sowohl für PET mono- als auch multilayer-Flaschen
- In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Sommersmog, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose in der Summe Nachteile gegenüber PET-monolayer Einwegflaschen. Wird eine PET-Einweg multilayer Flasche für den Vergleich herangezogen, ergeben sich dagegen in zwei der fünf Indikatoren (*Fossile Ressourcen, Terrestrische Eutrophierung*) keine Vor- bzw. Nachteile.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche sowie Forstfläche* – zeigen sich in einem der drei Indikatoren (*Aquatische Eutrophierung*) keine Vor- und Nachteile der Aluminiumdose, und in den flächenbezogenen Indikatoren Nachteile für die Aluminiumdose. Wird die PET-multilayer Flasche jedoch für den Vergleich herangezogen, lässt sich ein Vorteil für die Aluminiumdose in Aquatischer Eutrophierung erkennen, ein Nachteil in *Forstfläche* und keine eindeutigen Vor- oder Nachteile in der *Versiegelten Fläche*.

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-1):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche sowie Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Aluminiumdose.

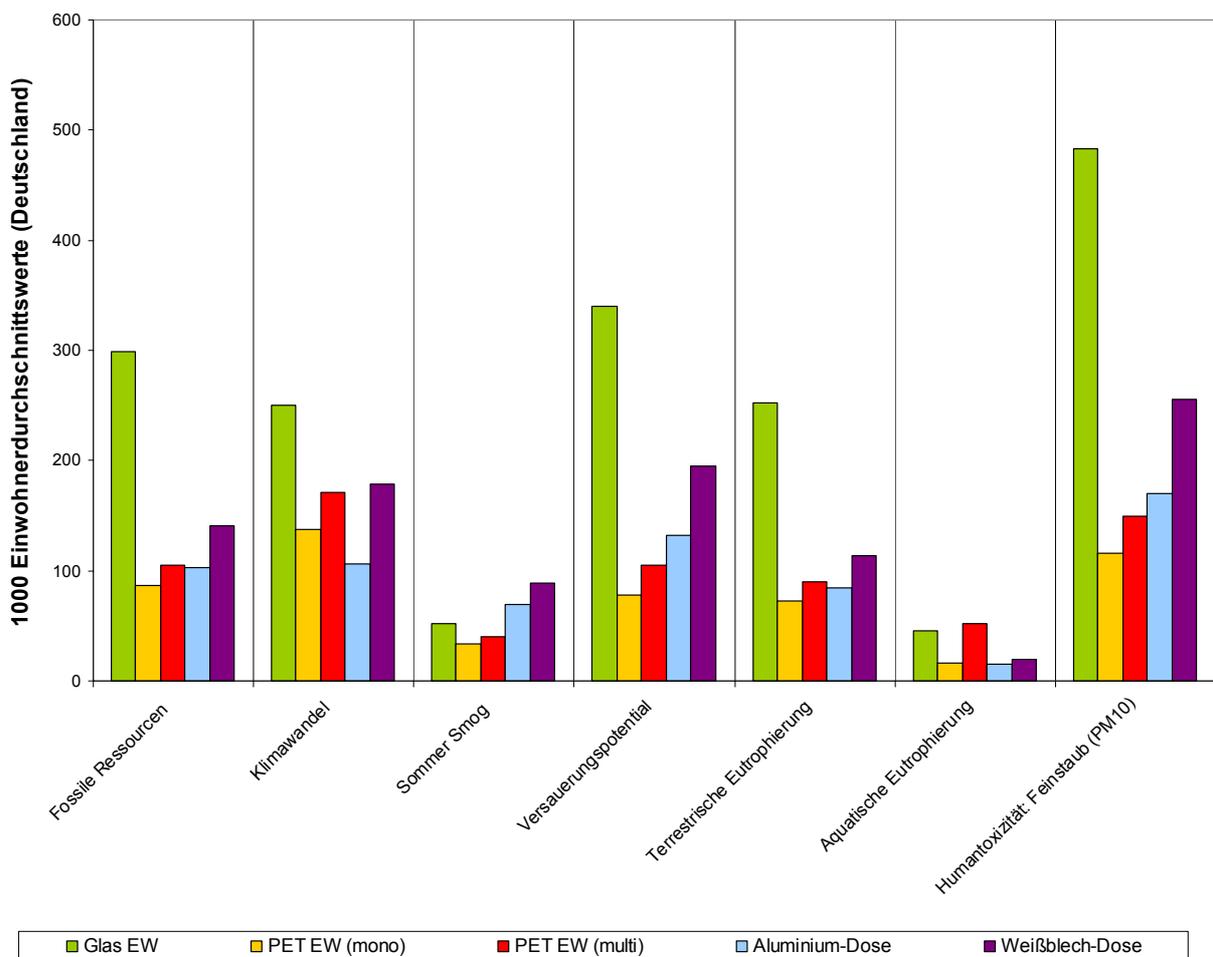
Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-1):

- Im Vergleich mit PET monolayer-Flaschen ergeben sich in allen herangezogenen Indikatoren ökologische Vorteile für die PET-Einwegflasche.

- Im Vergleich mit PET multilayer-Flaschen ergeben sich in allen herangezogenen Indikatoren mit Ausnahme der *Aquatischen Eutrophierung* (mittlere ökologische Bedeutung) ökologische Vorteile für die PET-multilayer Flasche.

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-1):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Weißblechdose.

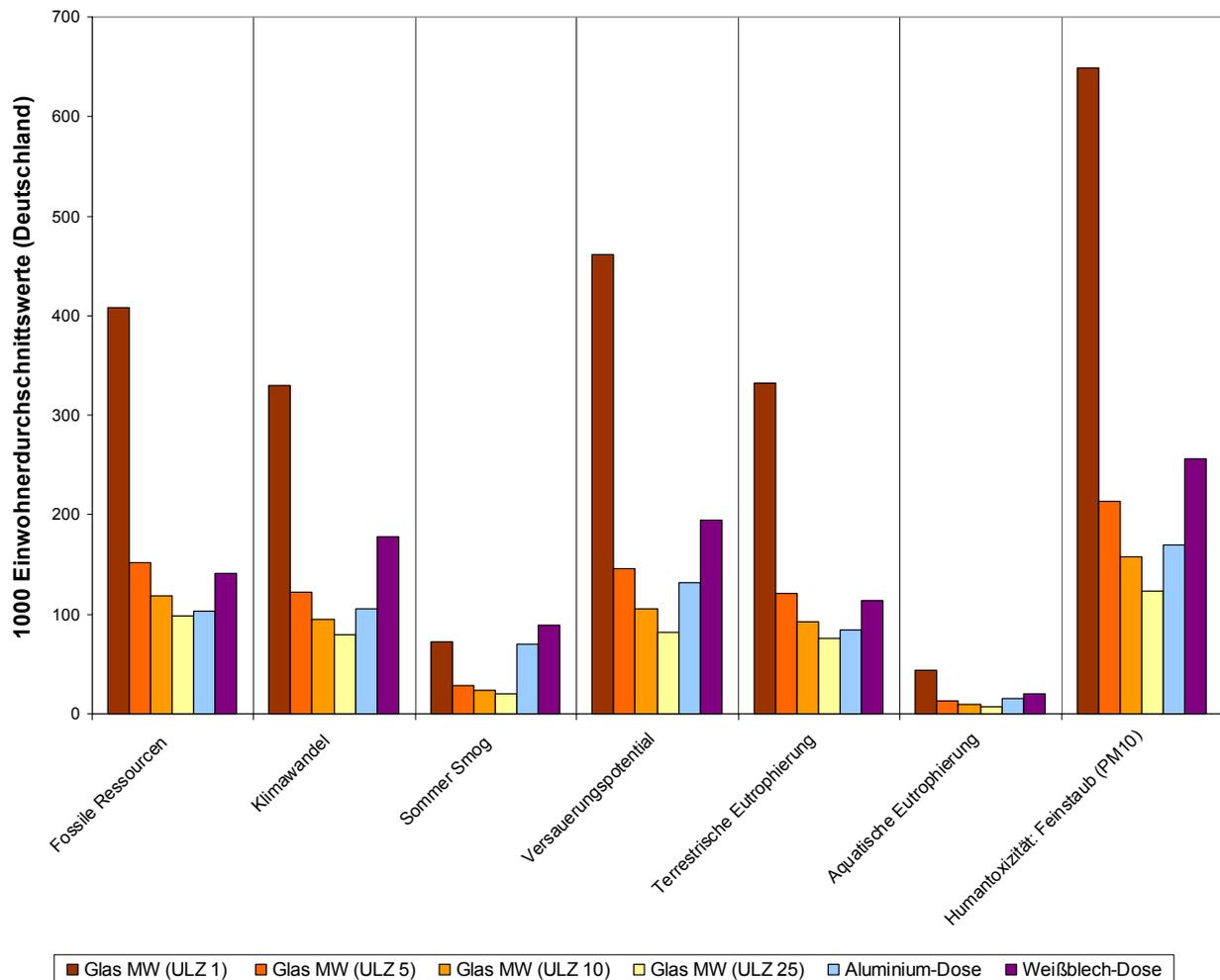


**Abbildung 9-1:** EW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km

Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit dem Referenzsystem Glas-Mehrweg:

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zur braunen 500 mL Glas-Mehrwegflasche im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-2):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose ökolog. Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Zu beachten ist jedoch, dass im Bereich von niedrigeren Umlaufzahlen, zwischen 10 und 5 Umläufen pro Flasche, sich das Ergebnis umkehrt und hier Vorteile für die Aluminiumdose erkennbar werden.
- In zwei von den fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen und Terrestrische Eutrophierung*, sind keine klaren Vor- oder Nachteile für Aluminiumdosen versus Glas-Mehrwegflaschen (UZ 25) erkennbar. Mit abnehmenden Umlaufzahlen jedoch kehren sich die Ergebnisse recht schnell in Richtung Vorteile für Aluminiumdosen ca. ab Umlaufzahlen von 10 um. *In den verbleibenden drei Kategorien großer ökologischer Bedeutung, Versauerung, Sommersmog und Human-toxizität: Feinstaub PM10* – sind im Basisfall (UZ 25) Nachteile der Aluminiumdose zu erkennen, die sich ebenfalls bei reduzierten Umlaufzahlen (zwischen 10 und 5 Umläufen) in Richtung ökologische Vorteile der Aluminiumdosen versus Glas-Mehrwegflaschen umkehren.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, sowie Forstfläche* – zeigen sich in zwei von drei Indikatoren Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem, für *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* ist für die Aluminiumdose ein Vorteil erkennbar. Diese Ergebnisse sind weitestgehend stabil mit Blick auf sinkende Umlaufzahlen.



**Abbildung 9-2:** MW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 100 km

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zur braunen 500 mL Glas-Mehrwegflasche im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-2):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose ökolog. Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Im Bereich extrem niedriger Umlaufzahlen (<5 Umläufen pro Flasche) kehrt sich das Ergebnis um und hier werden Vorteile für die Weißblechdose erkennbar.
- In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Terrestrische Eutrophierung, Versauerung, Sommersmog* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* – sind ökologische Vorteile für Glas-Mehrwegflaschen (UZ 25) erkennbar. Bei niedrigen Umlaufzahlen (< 5 Umläufen) kehren sich die Ergebnisse mit Ausnahme von *Sommersmog* in Richtung ökologische Vorteile der Weißblechdosen versus Glas-Mehrwegflaschen um.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, sowie Forstfläche* – zeigen sich in zwei von drei Indikatoren Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem, für *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* ist für die Weißblechdose ein Vorteil erkennbar. Diese Ergebnisse sind überwiegend stabil mit Blick auf sinkende Umlaufzahlen.

## **Fallgruppe B: überregionale Distribution (400 km)**

### **Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit alternativen Einwegverpackungssystemen**

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-3):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber PET-Einwegflaschen. Dies gilt sowohl für mono- als auch multilayer-PET-Einwegflaschen.
- In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Sommersmog, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose in der Summe Nachteile gegenüber PET- Einwegflaschen. Im Falle eines Vergleichs mit PET-Einweg-multilayer-Flaschen liegen jedoch die Ergebnisse für *Fossile Ressourcen* und *Sommersmog* sehr nahe beieinander, so dass keine eindeutigen Vor- oder Nachteile bestimmt werden können.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche sowie Forstfläche* – zeigen sich in einem der drei Indikatoren (*Naturraumbeanspruchung Forstfläche*) Nachteile der Aluminiumdose, für *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* und *Aquatische Eutrophierung* keine eindeutigen Vor- bzw. Nachteile. Im Vergleich mit PET multilayer Flaschen ist dagegen für *Aquatische Eutrophierung* ein ökologischer Vorteil für die Aluminiumdose zu erkennen.

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-3):

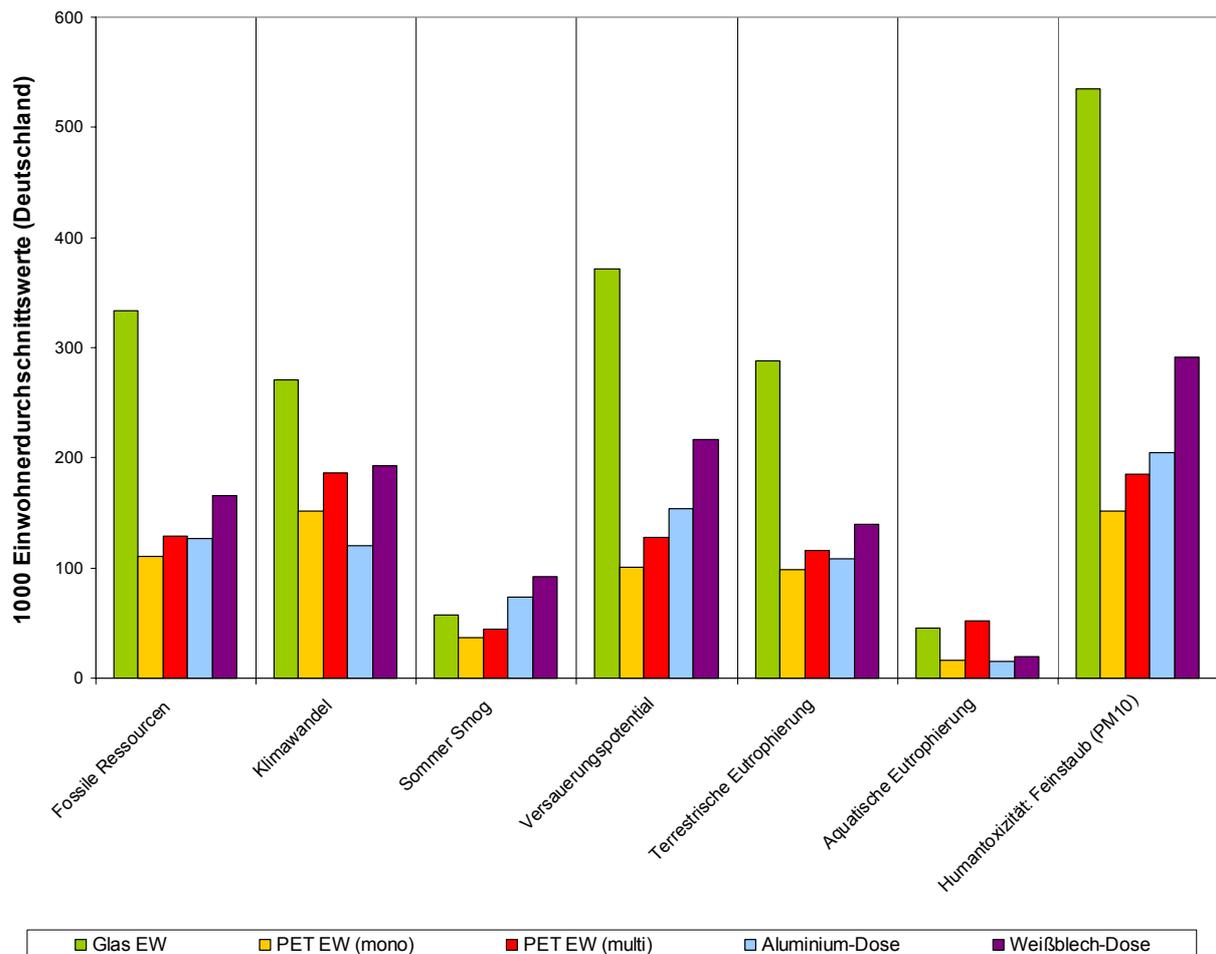
- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche sowie Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Aluminiumdose.

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-3):

- Im Vergleich mit PET Monolayer-Flaschen ergeben sich in allen herangezogenen Indikatoren ökologische Vorteile für die PET-Einwegflasche.
- Im Vergleich mit PET multilayer-Flaschen ergeben sich in allen herangezogenen Indikatoren mit Ausnahme von *Klimawandel* (sehr große ökologische Priorität), wo die Ergebnisse sehr nahe beieinander liegen und *Aquatischer Eutrophierung* (mittlere ökologische Bedeutung), wo sich ökologische Vorteile für die PET-multilayer Flasche ergeben.

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-3):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Weißblechdose.



**Abbildung 9-3:** EW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 400 km

#### Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit dem Referenzsystem Glas-Mehrweg:

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zur braunen 500 mL Glas-Mehrwegflasche im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-4):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose keine eindeutigen Vor- oder Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Zu beachten ist, dass im Bereich von niedrigeren Umlaufzahlen (<

als 25 Umläufe), sich das Ergebnis umkehrt und hier klare ökologische Vorteile für die Aluminiumdose erkennbar werden.

- In drei von den fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Terrestrische Eutrophierung, und Humantoxizität (Feinstaub PM 10)* sind ökologische Vorteile für Aluminiumdosen versus Glas-Mehrwegflaschen (UZ 25) durchweg für den Vergleich mit allen Umlaufzahlvarianten der Glas-Mehrwegflaschen erkennbar. Für das Versauerungspotenzial liegen die Ergebnisse sehr nahe beieinander, mit Tendenz zum ökologischen Vorteil der Aluminiumdosen bei sinkenden Umlaufzahlen. Im Falle von *Sommersmog* ist recht stabil ein Nachteil für Aluminiumdosen versus Glas-Mehrwegsystemen erkennbar.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, sowie Forstfläche* – zeigen sich in zwei von drei Indikatoren Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem, für *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* ist für die Aluminiumdose ein Vorteil erkennbar. Diese Ergebnisse sind weitestgehend stabil mit Blick auf sinkende Umlaufzahlen.

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Mehrwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-4):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Erst bei äußerst geringen Umlaufzahlen der Mehrweggebinde (< 5 Umläufe) geht die Tendenz in Richtung ökologischer Vorteil für Weißblechdosen.
- In drei von fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Sommersmog, Versauerung und Humantoxizität: Feinstaub PM10* – sind ökologische Nachteile der Weißblechdosen gegenüber den Mehrweggebinden (UZ 25) erkennbar. In *Versauerung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* beginnt dies jedoch relativ schnell zu kippen angesichts sinkender Umlaufzahlen (ca. 5 bzw. 10 Umläufe). In *Terrestrischer Eutrophierung* zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen aufgrund der (energie-)effizienten Distributionslogistik. Beim *Fossilen Ressourcenverbrauch*, liegen die Ergebnisse eng beieinander, jedoch bei sinkenden Umlaufzahlen mit deutlicher Tendenz zum ökologischen Vorteil der Weißblechdosen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – zeigen sich in 2 von drei Indikatoren *Aquatische Eutrophierung sowie Forstfläche* weitestgehend stabile Vorteile für Glas-Mehrweggebinde. In der *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* werden erneut die Vorteile aus der Distribution sichtbar, die zu einem Vorteil der Weißblechdosen in dieser Kategorie führen.

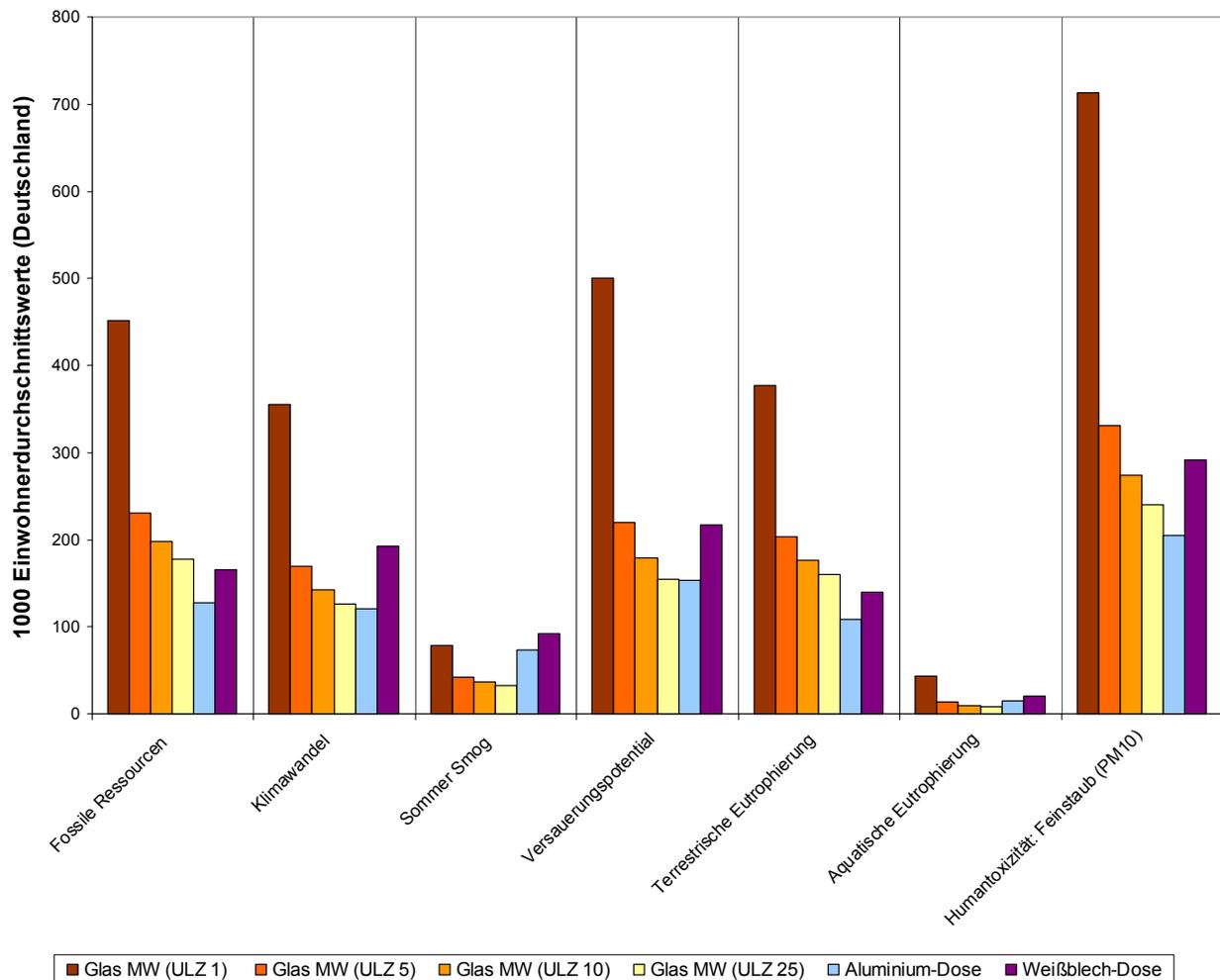


Abbildung 9-4: MW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 100; 1. Distributionsstufe 400 km

## 9.2 Ergebnisse unter Anwendung der Allokationsmethode 50%

Die „50:50“-Methode wurde als Standardverfahren in den Getränkeverpackungsökobilanzen Phase II [UBA 2000, UBA 2002] angewandt. Der Nutzen für Sekundärmaterialien wird bei dieser Methode im Verhältnis 50:50, also paritätisch, zwischen dem abgebenden und dem aufnehmenden Produktsystem aufgeteilt. Der Grundgedanke ist hier also eine gleichmäßige Aufteilung der Umweltentlastungen durch Recycling (=Nutzen) zwischen den gekoppelten Produktsystemen.

In Abhängigkeit vom Allokationsverfahren sind bestimmte Lenkungswirkungen zu erwarten. So wird bei der 50:50-Methode sowohl den abgebenden als auch aufnehmenden Systemen der gleiche ökobilanzielle Anreiz zu verstärktem Recycling gegeben.

Hinweis: Die Ergebnisse des Aluminiumdosensystems würden sich bei Anwendung des alternativen Modellierungsansatzes („recycled content“, vgl. Abschnitt 1.8.2.) zwischen den hier dargestellten Ergebnissen mit 50:50 Allokation und den oben dargestellten Ergebnissen 100% Allokation bewegen. Je höher der Rezyklateinsatz im Dosenbodyband ist, desto stärker würden sich die Ergebnisse dem 100% Allokationsergebnis annähern. Obwohl zu erwarten ist, dass ein realer Rezyklateinsatz stattfindet, stehen diesbezüglich leider keine Daten seitens der Aluminiumindustrie zur Verfügung.

### **Fallgruppe A: regionale Distribution (100 km)**

#### **Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit alternativen Einwegverpackungssystemen**

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-5):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Nachteile gegenüber PET-Einwegflaschen. Dies gilt sowohl für PET mono- als auch multilayer-Flaschen
- In drei von fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose ökolog. Nachteile gegenüber PET-monolayer Einwegflaschen. Für *Fossilen Ressourcenverbrauch* liegen die Ergebnisse nahe beieinander, mit Tendenz in Richtung Vorteil Aluminiumdosen. Im *Sommersmog* sind *keine* Vor- oder Nachteile eines der beiden Systeme erkennbar. Wird eine PET-Einweg multilayer Flasche für den Vergleich herangezogen, ergeben sich zusätzlich Vorteile im *Fossilen Ressourcenverbrauch*.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung*, *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* – zeigen sich in einem der drei Indikatoren (*Aquatische Eutrophierung*) Vorteile der Aluminiumdose, und in den flächenbezogenen Indikatoren Nachteile für die Aluminiumdose.

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-5):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen*, *Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung*, *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Aluminiumdose.

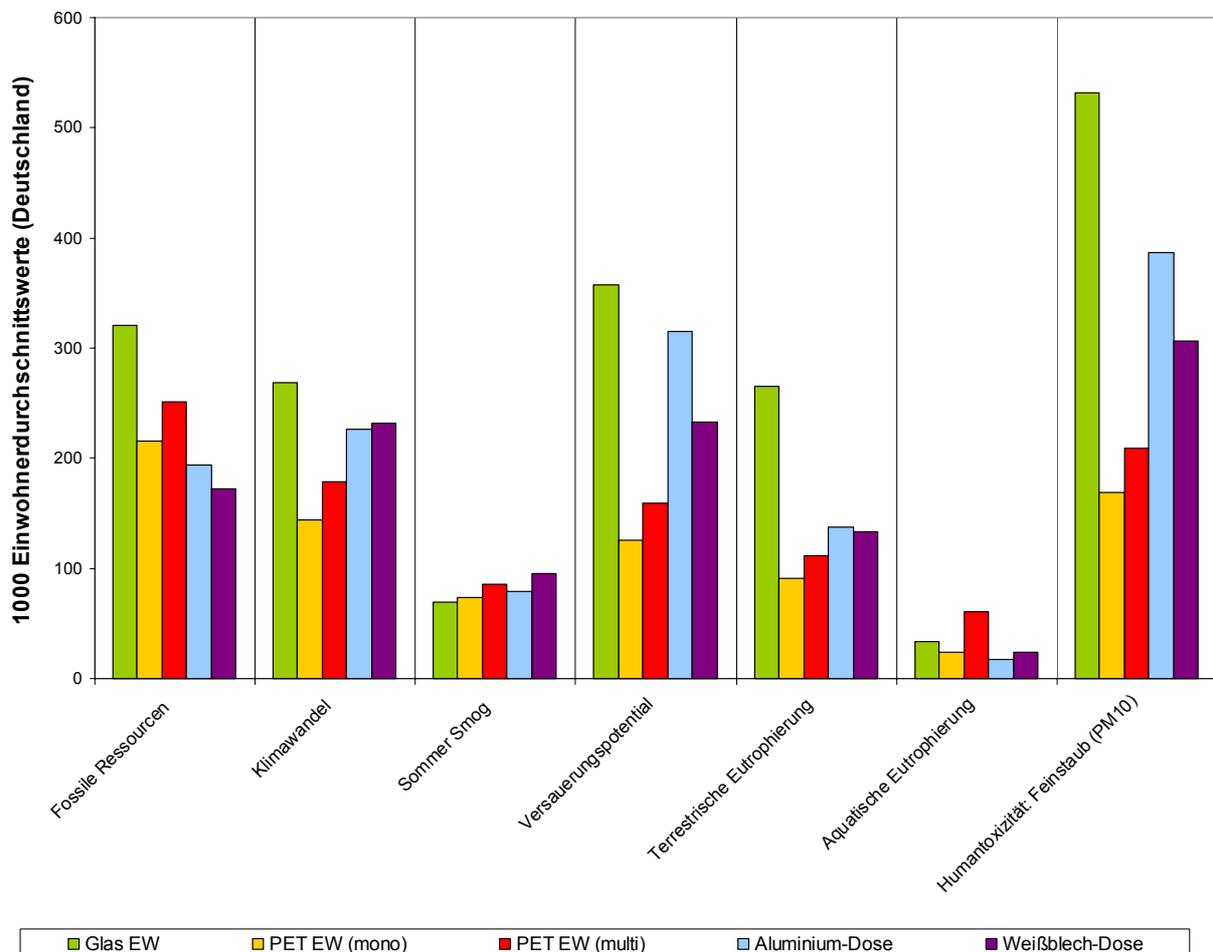
Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-5):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Nachteile gegenüber PET-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung - *Sommersmog*, *Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* – sind Nachteile für die Weißblechdose versus PET-Einwegflaschen (mono- und multilayer) erkennbar. Im *Fossilen Ressourcenverbrauch* schneidet jedoch die Weißblechdose günstiger ab.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung*, *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* – zeigen sich in *Aquatischer Eutrophierung* keine Vor- oder Nachteile, während für *Naturraumbean-*

*spruchung versiegelte Fläche sowie Forstfläche* Nachteile für die Weißblechdose erkennbar sind. Im Vergleich mit einer PET-Einweg multilayer Flasche sind jedoch in *Aquatischer Eutrophierung* Vorteile erkennbar.

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-5):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche sowie Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Weißblechdose.

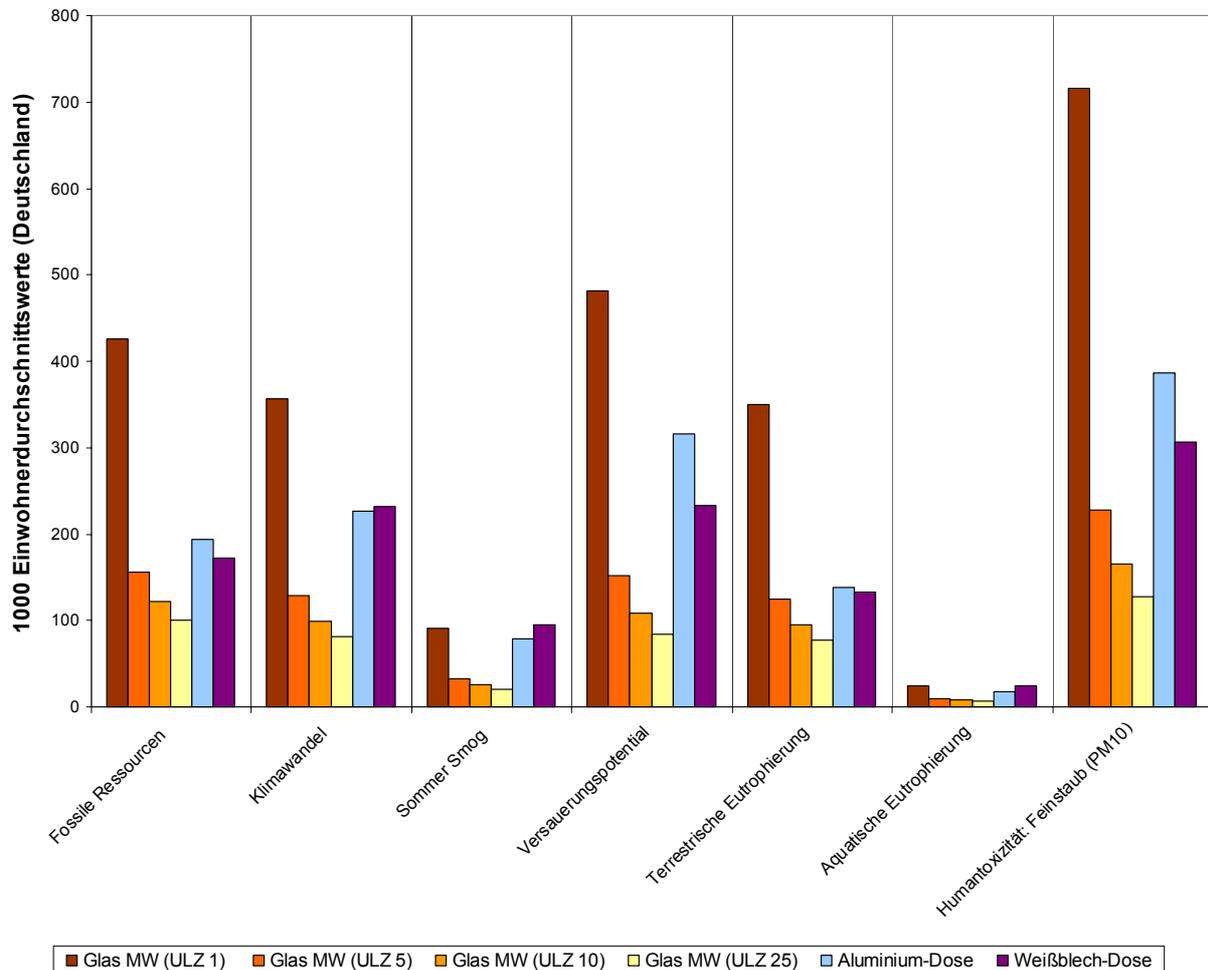


**Abbildung 9-5:** EW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 100 km

### Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit dem Referenzsystem Glas-Mehrweg:

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zur braunen 500 mL Glas-Mehrwegflasche im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-6):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose ökolog. Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Zu beachten ist jedoch, dass im Bereich von sehr niedrigeren Umlaufzahlen, weniger als 5 Umläufen pro Flasche, sich das Ergebnis umkehrt und hier Vorteile für die Aluminiumdose erkennbar werden.
- In den fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Sommersmog* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* und *Terrestrische Eutrophierung*, sind ökolog. Nachteile für Aluminiumdosen versus Glas-Mehrwegflaschen (UZ 25) erkennbar. Mit abnehmenden Umlaufzahlen jedoch kehren sich die Ergebnisse erst bei sehr geringen Umlaufzahlen (< 5 Umläufe) in Richtung Vorteile für Aluminiumdosen um.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung*, sowie *Forstfläche* – zeigen sich in zwei von drei Indikatoren Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem, für *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* ist für die Aluminiumdose ein Vorteil erkennbar. Diese Ergebnisse sind weitestgehend stabil mit Blick auf sinkende Umlaufzahlen.



**Abbildung 9-6:** MW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 100 km

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Mehrwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-6)

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Erst bei äußerst geringen Umlaufzahlen der Mehrweggebinde (< 5 Umläufe) geht die Tendenz in Richtung ökologischer Vorteil für Weißblechdosens.
- In fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Sommersmog, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung, Fossile Ressourcen* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* – sind ökologische Nachteile der Weißblechdosens gegenüber den Mehrweggebinden (UZ 25) erkennbar. In *Terrestrischer Eutrophierung* nähern sich die Ergebnisse jedoch bei Umlaufzahlen zwischen 10 und 5 an. Bei den anderen 4 Kategorien geschieht dies erst bei Umlaufzahlen < 5, zeigt dann aber auch die Tendenz der Ergebnisumkehr in Richtung ökologische Vorteile der Weißblechdosens.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – zeigen sich in 2 von drei Indikatoren *Aquatische Eutrophierung* sowie *Forstfläche* weitestgehend stabile Vorteile für Glas-Mehrweggebinde. In der *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* werden erneut die Vorteile aus der Distribution sichtbar, die zu einem Vorteil der Weißblechdosens in dieser Kategorie führen.

### **Fallgruppe B: überregionale Distribution (400 km)**

#### **Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit alternativen Einwegverpackungssystemen**

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-7):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Nachteile gegenüber PET-Einwegflaschen. Dies gilt sowohl für mono- als auch multilayer-PET-Einwegflaschen.
- In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Sommersmog, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose in drei von fünf Indikatoren - *Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - Nachteile gegenüber PET-Einwegflaschen. Für *Fossile Ressourcen* und *Sommersmog* liegen die Ergebnisse jedoch sehr nahe beieinander, so dass keine eindeutigen Vor- oder Nachteile bestimmt werden können. Im Vergleich mit PET-Einweg multilayer Flaschen sind hingegen Vorteile für Aluminiumdosens in *Fossilen Ressourcen* erkennbar.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – zeigen sich in je einem der drei Indikatoren Nachteile der Aluminiumdose (*Naturraumbeanspruchung Forstfläche*), keine Vor- oder Nachteile (*Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche*) bzw. Vorteile für Aluminiumdosens (*Aquatische Eutrophierung*).

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-7):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.

- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Aluminiumdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Aluminiumdose.

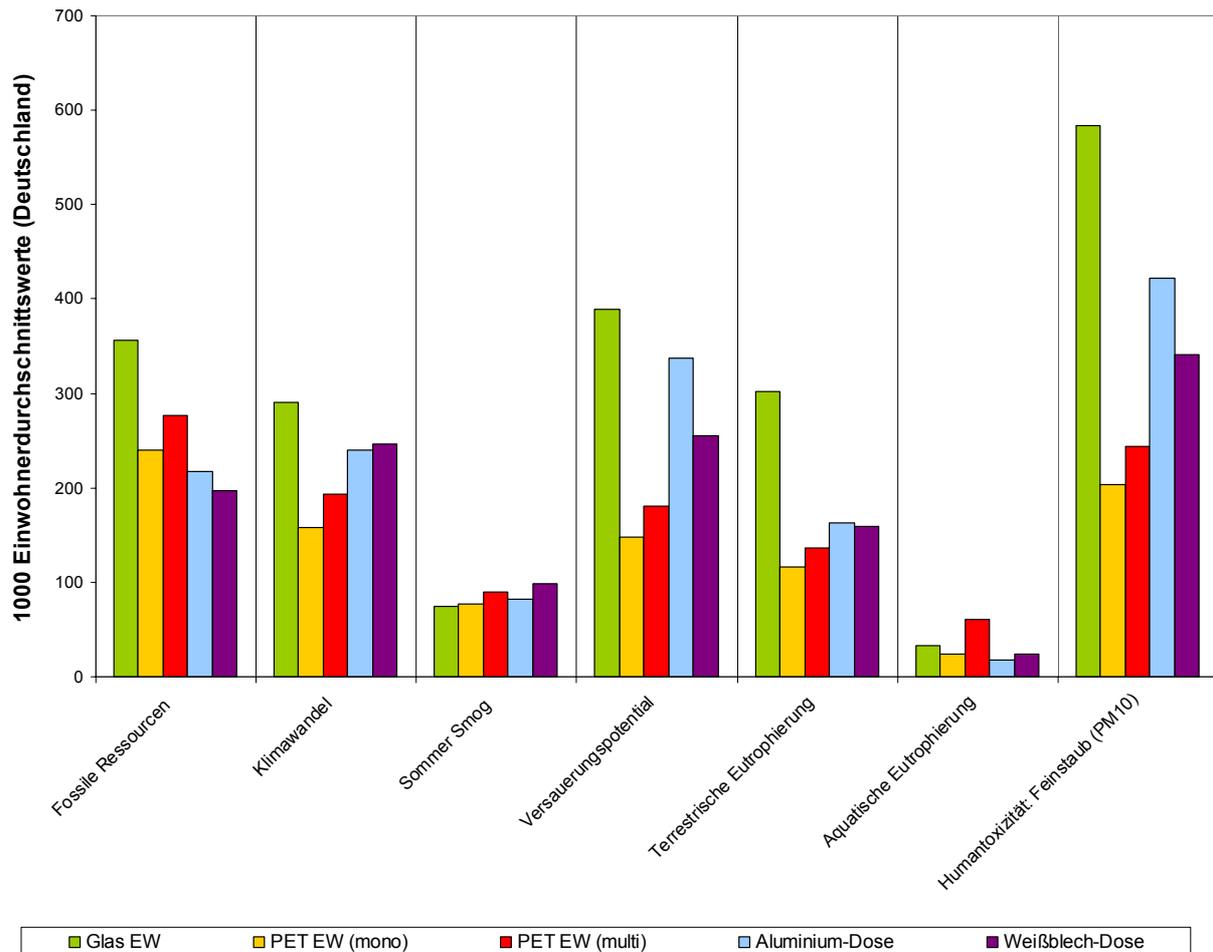
Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich 500 mL PET-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-7):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose ökologische Nachteile gegenüber PET-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Sommersmog, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Weißblechdose ökologische Nachteile gegenüber PET-Einwegflaschen. Im *Fossilen Ressourcenverbrauch* zeigen sich ökolog. Vorteile für Weißblechdosens.
- In zwei von drei Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* und *Forstfläche* – zeigen sich Nachteile für die Weißblechdose. Im Vergleich mit PET monolayer Flaschen liegen in der *Aquatischen Eutrophierung* die Ergebnisse sehr nahe beieinander, bewegen sich aber für den Vergleich der Weißblechdose mit PET Einweg multilayer Flaschen in Richtung ökologischer Vorteil Weißblechdose.

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Einwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-7):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen.
- In den meisten Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* - zeigt die Weißblechdose Vorteile gegenüber Glas-Einwegflaschen. Im *Sommersmog* zeigen sich ökolog. Vorteile für Glas-Einweg-Flaschen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* – zeigen sich in allen drei Indikatoren Vorteile für die Weißblechdose.

X



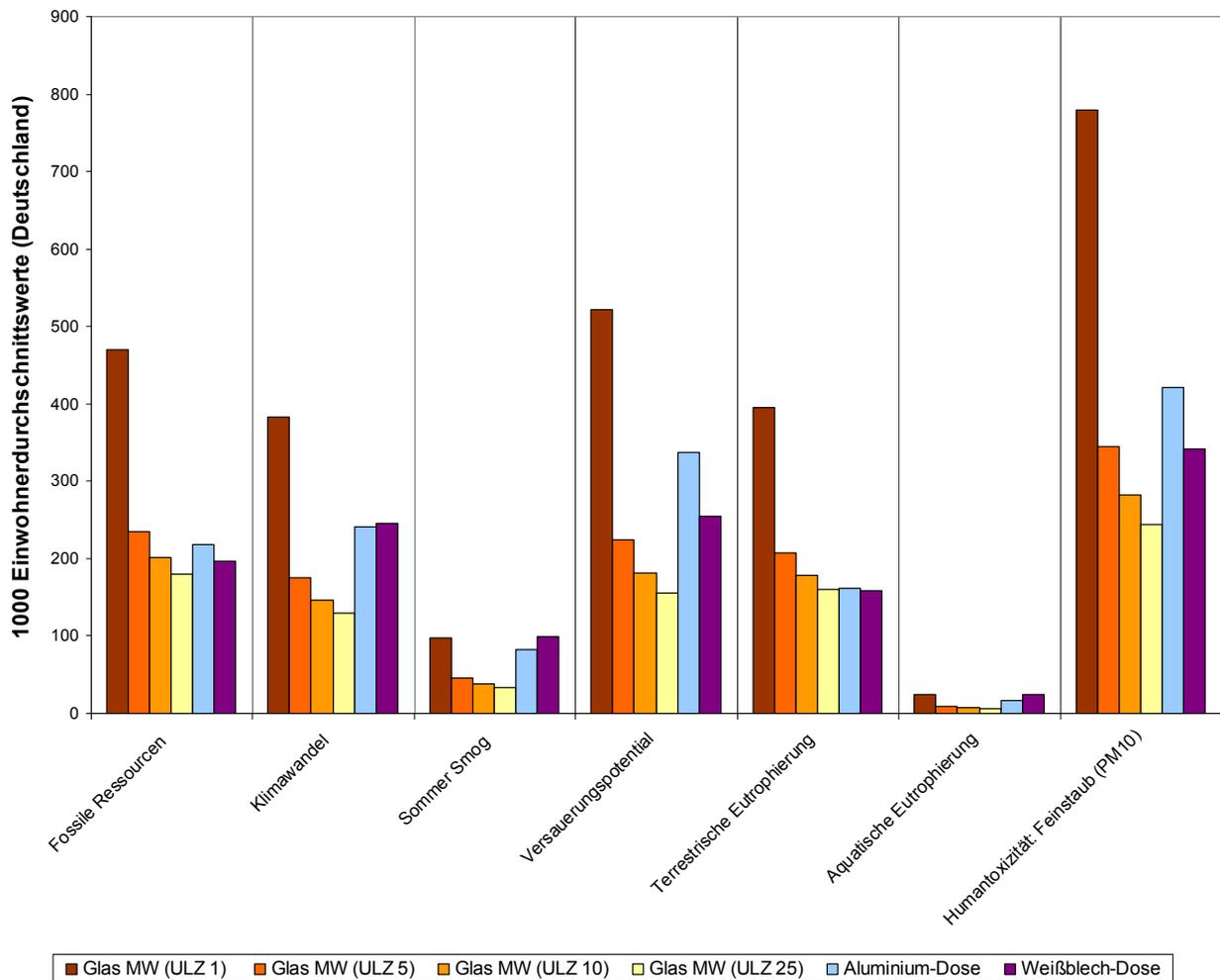
**Abbildung 9-7:** EW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 400 km

Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 500 mL Aluminium- und Weißblechdose mit dem Referenzsystem Glas-Mehrweg:

Die Betrachtung der 500 mL Aluminiumdose im Vergleich zur braunen 500 mL Glas-Mehrwegflasche im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-8):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Aluminiumdose Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Zu beachten ist, dass im Bereich von sehr niedrigeren Umlaufzahlen (<5 Umläufe), sich das Ergebnis umkehrt und hier klare ökologische Vorteile für die Aluminiumdose erkennbar werden.
- In vier von den fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen*, *Sommersmog*, *Versauerung* und *Humantoxizität (Feinstaub PM 10)* sind ökologische Nachteile für Aluminiumdosen versus Glas-Mehrwegflaschen (UZ 25) erkennbar. Für die *Terrestrische Eutrophierung* liegen die Ergebnisse sehr nahe beieinander, mit Tendenz zum ökologischen Vorteil der Aluminiumdosen bei sinkenden Umlaufzahlen. Im Falle von *Fossilen Ressourcen* ist im Bereich von Umlaufzahlen von ca. 10 eine Annäherung der beiden Systeme erkennbar, eine Ergebnisumkehr wird aber auch eher bei sehr niedrigen Umlaufzahlen (< 5 Umläufe) erreicht.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung*, sowie *Forstfläche* – zeigen sich in zwei von drei Indikatoren Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem, für *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* ist für die Aluminium-

umdose ein Vorteil erkennbar. Diese Ergebnisse sind weitestgehend stabil mit Blick auf sinkende Umlaufzahlen.



**Abbildung 9-8:** MW-Systeme versus Dosen; Allokationsfaktor 50; 1. Distributionsstufe 400 km

Die Betrachtung der 500 mL Weißblechdose im Vergleich zu 500 mL Glas-Mehrwegflaschen im Marktsegment Bier ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 9-8):

- In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die Weißblechdose Nachteile gegenüber Glas-Mehrwegflaschen. Erst bei äußerst geringen Umlaufzahlen der Mehrweggebinde (< 5 Umläufe) geht die Tendenz in Richtung ökologischer Vorteil für Weißblechdosen.
- In den fünf Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossile Ressourcen*, *Sommersmog*, *Terrestrische Eutrophierung*, *Versauerung* und *Humantoxizität (Feinstaub PM 10)* sind ökologische Nachteile für Weißblechdosen versus Glas-Mehrwegflaschen (UZ 25) erkennbar. Für zwei der genannten Kategorien - *Fossile Ressourcen* und *Terrestrische Eutrophierung* nähern sich die Ergebnisse ca. im Bereich einer Umlaufzahl von 5 an, mit Tendenz zum ökologischen Vorteil der Weißblechdosen bei noch darunter liegenden Umlaufzahlen.
- In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung –, zeigen sich in 2 von drei Indikatoren *Aquatische Eutrophierung* sowie *Forstfläche* weitestgehend stabile Vorteile für Glas-Mehrweggebinde. In der *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche*

werden erneut die Vorteile aus der Distribution sichtbar, die zu einem Vorteil der Weißblechdosen in dieser Kategorie führen.

### 9.3 Schlussbewertung und Empfehlungen für verschiedene Zielgruppen

Unter den zugrunde liegenden deutschen Randbedingungen, wie beispielsweise das Pfandsystem und damit verbundene sehr hohe Erfassungsquoten für gebrauchte Einwegverpackungen, sowie ein etabliertes Glas-Mehrweg-Poolgebindingssystem ergibt sich folgendes Bild für die untersuchten Einweg- und Mehrwegverpackungssysteme im Marktsegment Bier:

Ökologische Vor- oder Nachteile von Aluminium- und Weißblechdosensystemen im Vergleich zu Glas-Mehrwegsystemen und PET-Einwegflaschen zeigen eine starke Abhängigkeit von der Auswahl der Allokationsmethode für Recycling. So führt beispielsweise beim Vergleich einer Aluminiumdose mit einer Glas-Mehrwegflasche (Umlaufzahl 25) bei 400 km Distribution der Methodenwechsel (zwischen Allokationsmethode 50% und Allokationsmethode 100%) in vielen Umweltwirkungskategorien zur Ergebnisumkehr.

Distributionsentfernungen sind ein entscheidender Systemparameter und haben deutlichen Einfluss auf vergleichende Ergebnisse. Erkenntnisse, die für bestimmte (z.B. mittlere) Transportentfernungen abgeleitet wurden, können sich daher im konkreten Einzelfall anders darstellen. In der Tendenz führen längere Transportwege zu einer Zunahme von ökologischen Vorteilen für Aluminiumdosen und Weißblechdosen versus Glas-Mehrwegsysteme. Dies steht im Zusammenhang mit schlechterer LKW Auslastung und dem Rücktransport leerer Mehrweggebinde, welche bei längeren Entfernungen sichtbare zusätzliche Umweltlasten hervorrufen.

Die bei Mehrweggebinden erreichten Umläufe sind ebenfalls ein wesentlicher Systemparameter. So führt beispielsweise in einem Vergleich Aluminiumdose und Glas-Mehrwegflasche (bei 100 km Distribution und 100% Allokation) der Sprung von 25 Umläufen auf 10 bzw. 5 Umläufe bereits zur Annäherung oder gar Ergebnisumkehr für einige Umweltwirkungskategorien. Das heißt, z.B. für Spezialbiere, welche evtl. in individuellen Glas-Mehrweggebinden vertrieben werden, kann das ökologische Profil dieser Gebinde deutlich von einer mittleren Situation einer Umlaufzahl von 25 abweichen.

Ein vergleichsweise eindeutiges übergreifendes Ergebnis aus ökologischer Sicht lässt sich nur für den Vergleich von Aluminium- und Weißblechdosensystemen versus einem Glas-Einwegsystem ableiten: Mit Ausnahme der Umweltwirkungskategorie Sommersmog sind hier in allen für die Schlussbewertung herangezogenen Umweltwirkungen Vorteile für die Dosensysteme erkennbar.

Für Vergleiche zwischen Aluminium- und Weißblechdosensystemen mit PET-Einwegflaschen muss die Situation differenziert nach der Art der PET-Flasche hinsichtlich der Barriereigenschaften (monolayer, multilayer) beurteilt werden. Aber auch dann weisen die Ergebnisse der verschiedenen Prioritätsstufen in verschiedene Richtungen. Neben den ökologischen Aspekten sollte hier nicht vergessen werden, dass eine reduzierte Barrierewirkung z.B. Einfluss auf die Haltbarkeitsdauer des abgefüllten Bieres haben kann. Für die vorliegende Studie wurde jedoch davon ausgegangen, dass alle untersuchten Verpackungssysteme die diesbezüglichen Mindestanforderungen erfüllen.

Unter Annahme einer regionalen Distributionsstruktur (100 km) sowie eines etablierten Glas-Mehrweg-Poolgebindinges mit mindestens 25 Umläufen sind weitestgehend ökologische Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdosen erkennbar.

Als letzter Schritt der Studie stellt sich die Frage, welche Empfehlungen sich aus den Ergebnissen für die verschiedenen Zielgruppen ableiten lassen. Für die in der Zieldefinition genannten Akteure:

- der Wertschöpfungskette für Aluminium- bzw. Weißblechdosen als Verpackungssysteme für Bier inklusive den Bereichen Abfüller und Handel
- Politische Kreise
- Verbraucher- und Umweltorganisationen

sollen dazu einige Überlegungen angestellt werden.

### **Wertschöpfungskette Aluminium- und Weißblechdosen inkl. Abfüller und Handel**

In den hier untersuchten Systemen der Aluminium- und Weißblechdosen hat sich erneut der wichtige Einfluss der Rohmaterialherstellung (Aluminiumbänder, Weißblechbänder) auf die ökologischen Profile derselben gezeigt. Die in der Vergangenheit begonnene Entwicklung hin zu einer Minimierung der Dosenbody- und Deckelgewichte sollte daher in Zukunft weiter unterstützt werden.

Da neben der Rohmaterialherstellung auch die Verarbeitung der Dosen zu Dosenbodies und Dosendeckeln sichtbar zur Gesamtumweltwirkung beiträgt, wird auch eine weitere Optimierung des Prozessenergiebedarfs im Dosenwerk empfohlen. Dies würde sich insbesondere auf Klimawandel, Terrestrische Eutrophierung, und Fossile Ressourcen positiv auswirken.

Organische (Lösemittel-) Emissionen werden vor allem in Lackierungsprozesse sowie Walz- und Beschichtungsprozessen freigesetzt (deutlich sichtbar im Sommersmog). Hier sollte auf eine vollständige Ausstattung aller Produktionsanlagen mit Einrichtungen zur thermischen Nachverbrennung hingearbeitet werden.

Unter den derzeitigen Randbedingungen auf dem deutschen Markt (Einwegpfand auf Aluminium- und Weißblechdosen im Marktsegment Bier) werden vergleichsweise hohe Erfassungsquoten erreicht, was sich in einer hohen Ausbeute an abgegebenen Sekundärrohstoffen der genannten Systeme niederschlägt. Es wird daher den Akteuren des Handels sowie den weiteren an der Erfassungs- und Recyclingkette beteiligten Akteuren empfohlen, den Fortbestand hoher Erfassungsquoten für Aluminium- und Weißblechdosen zu sichern bzw. aktiv zu fördern. Letzteres kann beispielsweise in anderen europäischen Ländern notwendig sein, unter deren Randbedingungen bisher keine oder nur zum Teil Erfassungssysteme etabliert sind und daher derzeit noch niedrige Erfassungsquoten vorherrschen.

Entscheidungsprozesse innerhalb der Akteurskette zwischen verschiedenen alternativen Verpackungssystemen sollten unter Berücksichtigung der konkreten Produktsituation (Distributionsstruktur, Marktanforderungen, z.B. für Spezialbier oder Trendbier etc.) getroffen werden. Da es nur wenige eindeutig ableitbare Ergebnisse übergreifender Natur gibt (siehe erste Abschnitte in Kapitel 9.3), sollte zur Entscheidungsfindung auf die in der vorliegenden Studie bilanzierten Fallbeispiele zurückgegriffen werden.

Für eine weitergehende zukünftige ökologische Bewertung verschiedener Bierverpackungssysteme wird eine Analyse zur Übersicht über verpackungstypspezifischen Füllgutverlusten (Bierverlusten) entlang der Akteurskette empfohlen. Dies können beispielsweise Verluste aufgrund von Produktionsausschuss oder einem möglichen Überschreiten der Mindesthaltbarkeitsdauer des Füllguts am Verkaufsort sein. Dies wäre deshalb wünschenswert, da mit der Herstellung des Füllguts potentiell auch erhebliche Umweltlasten verbunden sein können

und diese, wenn verpackungsspezifische Unterschiede bestehen, in die Betrachtung mit einbezogen werden sollten.

### **Politische Kreise**

Unter den derzeitigen Randbedingungen auf dem deutschen Markt (Einwegpfand auf Aluminium- und Weißblechdosen im Marktsegment Bier) werden vergleichsweise hohe Erfassungsquoten erreicht, was sich in einer hohen Ausbeute an abgegebenen Sekundärrohstoffen der genannten Systeme niederschlägt. Es wird daher den politischen Entscheidungsträgern empfohlen, den Fortbestand hoher Erfassungsquoten für Aluminium- und Weißblechdosen zu sichern bzw. aktiv zu fördern.

Zudem stellt sich für die Politik auch die Frage, welche Empfehlungen hinsichtlich der für das Marktsegment Bier zur Verfügung stehenden Verpackungssysteme aus ökologischer Sicht in Richtung der Verbraucher gegeben werden können.

Pauschale Aussagen zugunsten der Mehrwegsysteme sind anhand der vorliegenden Ergebnisse nur noch für das Fallbeispiel regionale Distribution und unter der Bedingung etablierter Mehrweg-Poolsysteme (mit entsprechenden Umlaufzahlen von mindestens 25 Umläufen) belastbar abzuleiten. Verschiedene Gründe hierfür werden in den ersten Abschnitten des Kapitels 9.3. benannt. Die Aufgabe der Politik besteht daher nicht zuletzt darin, den Verbraucher differenziert über die Vor- und Nachteile der jeweiligen Verpackungsoption im Marktsegment Bier zu informieren, um ihn als aufgeklärten Konsumenten zu ökologisch geprägten Kaufentscheidungen zu motivieren.

Zusätzlich wird den politischen Akteuren empfohlen, Fragen bzgl. der Ökobilanzmethodik erneut auf nationalem Niveau zu diskutieren. Besonders wichtig wäre es dabei, die deutsche Vorgehensweise um die methodischen Entwicklungen der letzten 10 Jahre zu aktualisieren. Dabei sollten insbesondere die folgenden Themen - nicht zuletzt auch vor dem Hintergrund des internationalen Kontextes - aufgegriffen werden:

- Allokation (insbesondere für Recyclingprozesse)
- Auswahl der Wirkungskategorien
- Priorisierung der Wirkungskategorien

Diese Diskussion sollte nicht nur auf der wissenschaftlichen sondern auch auf der politischen Ebene stattfinden, so wie diese derzeit im europäischen Ausland geschieht. Andernfalls existiert die Gefahr, dass Deutschland von der internationalen Methodendiskussion noch weiter abgeschnitten wird. Eine aktuelle Priorisierung der Wirkungskategorien seitens der politischen Akteure könnte zudem als Handreichung für den informierten Verbraucher dienen, um die spezifischen Vor- und Nachteile alternativer Verpackungssysteme gegeneinander abzuwägen.

Eine Diskussion hinsichtlich der Allokationsmethodik für Recycling erscheint vor dem Hintergrund der vorliegenden Studie wichtig, da die Ergebnisausrichtung vergleichender Ergebnisse unter Beteiligung von Metallproduktsystemen sich in vielen Fällen als nicht robust gegenüber der Auswahl der Allokationsmethode erwiesen hat. Exemplarisch dazu siehe auch die Überlegungen zu einem alternativen „recycled content“ Ansatz für das System der Aluminiumdose (s. Kapitel 1.8.2. und 6.1)

### **Verbraucher – und Umweltorganisationen**

Für die Zielgruppe der Verbraucher und der Umweltorganisation gilt letztlich das meiste oben bereits für die anderen Zielgruppen gesagte in ähnlicher Weise. Auch hier wäre das Ziel für

Verbraucher und interessierte Öffentlichkeit die notwendigen Informationen bereitzustellen, damit eine informierte Kauf/Produktentscheidung möglich ist. Dies ist sicherlich nicht einfach, aber erscheint lohnenswert um der komplexen Wirklichkeit mit den produktspezifischen Vor- und Nachteilen aus ökologischer Sicht nahe zu kommen.

Entscheidungsprozesse in der Zielgruppe der Verbraucher und Umweltorganisationen für die Auswahl aus verschiedenen alternativen Verpackungssystemen sollten generell unter Berücksichtigung der konkreten Produktsituation und Rahmenbedingungen (Distributionsstruktur, Produktcharakteristika, z.B. für Spezialbier oder Trendbier etc.) getroffen werden. Da es nur wenige eindeutig ableitbare Ergebnisse übergreifender Natur gibt (siehe erste Abschnitte in Kapitel 9.3), sollte zur Entscheidungsfindung auf die in der vorliegenden Studie bilanzier-ten Fallbeispiele zurückgegriffen werden.

Generell lässt sich ableiten, dass bei verschiedenen Alternativen diejenigen mit kürzeren Transportwegen in der Tendenz auch zu reduzierten Umweltwirkungen führen. So lässt sich feststellen, dass unter Annahme einer regionalen Distributionsstruktur (100 km) sowie eines etablierten Glas-Mehrweg-Poolgebindes mit mindestens 25 Umläufen weitestgehend ökologische Vorteile für das Glas-Mehrwegsystem im Vergleich zu Aluminium- und Weißblechdo-sen erkennbar sind. Glas-Einwegsysteme sind in der Tendenz meistens mit ökologischen Nachteilen verbunden. Unter anderen als den genannten Randbedingungen ist aber eine fallspezifische Konsumentenentscheidung und Abwägung der Vor- und Nachteile gegenein-ander notwendig.

## Literaturverzeichnis

- [AGEB 2008] Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2007; AG Energiebilanzen e.V., 2008
- [Atherton 2007]: Declaration by the Metals Industry on Recycling Principles. Int J of LCA 12 (1) 59-60, 2007.
- [BCME 2009] Life Cycle Inventory and Impact Analysis for Beverage Cans, PE International, 2009
- [BUWAL 250] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: Ökoinventare für Verpackungen; Schriftenreihe Umwelt 250/II; Bern, 1998.
- [EAA 2005] European Aluminium Association 2005: Aluminium Recycling in LCA. Download als pdf-Dokument unter [www.aluminium.org](http://www.aluminium.org)
- [EAA 2008] European Aluminium Association: Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry. Brüssel, 2008.
- [EAA 2010] European Aluminium Association 2005: Recycled Aluminium. Download als pdf-Dokument unter [www.aluminium.org](http://www.aluminium.org)
- [EU 1999] RICHTLINIE 1999/30/EG DES RATES vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft
- [FEFCO 2003] European Database for Corrugated Board Life Cycle Studies. Brüssel, 2003.
- [FEFCO 2006] European Database for Corrugated Board Life Cycle Studies. Brüssel, 2006.
- [GVM 2005] Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung: Entwicklung des Biermarktes; Wiesbaden 2005. Unveröffentlicht.
- [IEHK 1995] Institut für Eisenhüttenkunde der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen: Stoffliche Verwertung von Aluminium-Getränkedosendeckeln im Stahlschrott aus der Sammlung der Dualen Systems Deutschland GmbH; Aachen, 1995.
- [IFEU 2003]: Screening LCA für Bierverpackungen, IFEU, August 2003
- [IFEU 2006]: Ökobilanzieller Vergleich von Aluminium-Dose und Glas-Mehrweg-Flasche anhand von Fallbeispielen zur Distribution von Bier, IFEU, April 2006
- [IFEU 2007]: Screening LCA of beer cans and competitive packs on the German market, IFEU, November
- [ISO 14040] Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework (ISO 14040:2006); German and English version EN ISO 14040:2006
- [ISO 14044] Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines (ISO 14044:2006); German and English version EN ISO 14044:2006
- [PlasticsEurope 2005a]: Boustead, I.: Eco-profiles of the European Plastics Industry – Polyethylene (LDPE), data last calculated March 2005, report prepared for PlasticsEurope, Brussels, 2005. (Zugriff im August 2005 auf [www.lca.plasticseurope.org](http://www.lca.plasticseurope.org))

- [PlasticsEurope 2005b]: Boustead, I.: Eco-profiles of the European Plastics Industry – Polyethylene (HDPE), data last calculated March 2005, report prepared for PlasticsEurope, Brussels, 2005. (Zugriff im August 2005 auf [www.lca.plasticseurope.org](http://www.lca.plasticseurope.org))
- [PlasticsEurope 2005c]: Boustead, I.: Eco-profiles of the European Plastics Industry – Polypropylene (PP), data last calculated March 2005, report prepared for PlasticsEurope, Brussels, 2005. (Zugriff im August 2005 auf [www.lca.plasticseurope.org](http://www.lca.plasticseurope.org))
- [PlasticsEurope 2005d]: Boustead, I.: Eco-profiles of the European Plastics Industry – Nylon 66, data last calculated March 2005, report prepared for PlasticsEurope, Brussels, 2005. (download August 2005 von: <http://www.lca.plasticseurope.org/index.htm>)
- [UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Datengrundlagen. Berlin, 1995. Unveröffentlicht.
- [UBA 2000] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.
- [UBA 2001] Umweltbundesamt (Hrsg.): Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen; Berlin, Juli 2001.
- [UBA 2002] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/2. UBA-Texte 51/02, Berlin, 2002.
- [UBA 2008]: Umweltbundesamt: Verbrauch von Getränken in Einweg- und Mehrweg Verpackungen, Berichtsjahr 2006; UBA-Texte 15/08; Dessau-Roßlau, 2008
- [Schäfer 2009] Persönliche Mitteilung Herr Schäfer, GDA, Oktober 2009

## Anhang A: Erläuterung der Wirkungskategorien

Die in dieser Studie umfassten Wirkungsindikatoren werden im Folgenden gegliedert nach Wirkungskategorien vorgestellt und die entsprechenden Charakterisierungsfaktoren beziffert. Der jeweilige Ursprung der Methode wird referenziert. Die Rechenvorschrift zur Berechnung des Indikatorergebnisses befindet sich am Ende jedes Unterkapitels der einzelnen Wirkungskategorien.

### A 1. Klimawandel

Der Klimawandel 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 meist angewandte Indikator ist das Strahlungspotential (radiative forcing) [CML 1992, Klöpffer 1995a] 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.

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 Modellierungen für 20, 100 und 500 Jahre. Die Modellrechnungen für 20 Jahre beruhen auf der sichersten Prognosebasis. Das Centre of Environmental Science der Leiden University (CML) empfiehlt ebenso wie das Umweltbundesamt die Modellierung auf der 100-Jahresbasis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Von der Verwendung der Modellierung auf 500-Jahresbasis wird aufgrund wachsender Unsicherheiten mit zunehmender Zeitspanne abgeraten [CML 2002]. Gemäß diesen Empfehlungen wurde in der vorliegenden Studie die Modellierung auf 100-Jahresbasis 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 A-1:** Treibhauspotential der im Rahmen dieses Projekts berücksichtigten Stoffe; CO<sub>2</sub>-Äquivalentwerte auf 100-Jahresbasis

Treibhausgas	CO <sub>2</sub> -Äquivalente (GWP <sub>i</sub> )
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ), fossil	1
Methan (CH <sub>4</sub> ), fossil <sup>18</sup>	27,75
Methan (CH <sub>4</sub> ), regenerativ <sup>19</sup>	25
Distickstoffmonoxid (N <sub>2</sub> O)	298
Tetrachlormethan	1.400
Tetrafluormethan	7.390
Hexafluorethan	12.200
Halon 1301	7.140
R22	1810
Trichlorethan	146
Quelle: [IPCC 2007]	

Nach IPCC werden viele weitere Gase für die Berechnung des GWP berücksichtigt. Diese fehlen in Tabelle A-1, weil sie nicht Teil der Inventardaten dieser Ökobilanz sind.

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:

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

## A 2. Photooxidantienbildung (Photosmog oder Sommersmog)

Aufgrund der komplexen Reaktionsvorgänge bei der Bildung von bodennahem Ozon (Photo-smog oder Sommersmog) ist die Modellierung der Zusammenhänge zwischen Emissionen ungesättigter Kohlenwasserstoffe und Stickoxide 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.

Ein weiteres Defizit ist, dass sie auf dem Ozonbildungspotential der Kohlenwasserstoffe basieren und den Beitrag der Stickoxide an den Bildungsreaktionen vollkommen ausblenden. Da es aber keinen allgemein akzeptierten Indikator gibt, der den Beitrag der Stickoxide berücksichtigt, wird in dieser Studie dennoch das POCP verwendet.

<sup>18</sup> Gemäß IPCC (2007) werden indirekte Wirkungen wie die Oxidation von CH<sub>4</sub> zu CO<sub>2</sub> nicht in den im IPCC-Bericht aufgeführten Treibhauspotenzialen berücksichtigt. Deshalb wurde ein CO<sub>2</sub>-Äquivalent pro CH<sub>4</sub>-Molekül hinzugezählt.

Die folgende Tabelle zeigt die in dieser Studie relevanten Gase und ihr Ozonbildungspotential (Photochemical Ozone Creation Potential - POCP).

**Tabelle A-2 (Teil 1):** Ozonbildungspotential der im Rahmen dieser Studie berücksichtigten Stoffe

Schadgas	POCP <sub>i</sub> (kg Ethen-Äquivalente)
Ethen	1
Methan	0,006
Formaldehyd	0,519
Benzol	0,218
Acetylen	0,085
Ethanol	0,399
Ethylbenzol	0,73
Ethylacetat	0,209
Hexan	0,482
Toluol	0,637
Dichlormethan	0,068
Xylol	1,108
Aldehyde unspez.*	0,563
Butan	0,352
Buten	1,079
Ethan	0,123
Heptan	0,494
Propen	1,123
Propan	0,176
MTBE (Methyltertiärbutylether)	0,175
Acetaldehyd	0,641
Methanol	0,14
Styrol	0,447
Dichlorethen	0,42
Ethylenglycol	0,373
iso-Propanol	0,188
iso-Butanol	0,36
Pentanol	0,36
2-Butoxyethanol	0,483
2-Dimethylaminoethanol	0,399
2-Butanon	0,373
(2-Butoxyethoxy)ethanol	0,399
Ethoxypropanol	0,463

Quellen: [Jenkin+Hayman 1999, Derwent et al. 1998] in [CML Dec 2007];  
\*[IFEU 2008], \*\*[UBA 1995]

**Tabelle A-2 (Teil 2):** Ozonbildungspotential der im Rahmen dieser Studie berücksichtigten Stoffe

Schadgas	POCP <sub>i</sub> (kg Ethen-Äquivalente)
Kohlenwasserstoffe	
· NMVOC aus Dieselemissionen**	0,7
· NMVOC (Durchschnitt)*	1,0
· VOC (Durchschnitt)*	1,0
Quellen: [Jenkin+Hayman 1999, Derwent et al. 1998] in [CML Dec 2007]; *[IFEU 2008], **[UBA 1995]	

In [CML Dec 2007] werden ausschließlich individuelle Substanzen berücksichtigt, die einen definierten Äquivalenzwert relativ zu Ethan haben. Jedoch überwiegen massenmäßig innerhalb der POCP-relevanten Emissionen häufig die Gruppenparameter (NMVOC, VOC). Da ihre Zusammensetzung in vielen Inventardaten nicht bekannt ist, werden sie wie Ethen-Emissionen behandelt (POCP = 1). Dies entspricht einem konservativen Ansatz.

Anmerkung: Ältere Publikationen von CML [CML 1992] spezifizierten Charakterisierungsfaktoren für VOC und NMVOC, die von Charakterisierungsfaktoren für individuelle Substanzen aus der gleichen Publikation [CML 1992] abgeleitet wurden. Nach Meinung der Autoren der vorliegenden Studie wäre der konsistenteste Ansatz für die Behandlung der Gruppenparameter, für diese aktuelle Charakterisierungsfaktoren abzuleiten, die auf den gängigsten Faktoren für individuelle Substanzen in [CML 2007] basieren. Jedoch konnte in Kommunikation mit Jerone Guinée [Guinée 2008] nicht geklärt werden, welche individuellen Substanzen mit welcher Gewichtung benutzt wurden, um die VOC- und NMVOC-Faktoren in [CML 1992] zu berechnen. Aus diesem Grund verwenden wir in dieser Studie für die Gruppenparameter den Charakterisierungsfaktor 1.

Das POCP wurde nach folgender Formel ermittelt:

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

### A 3. Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Die 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 wird vereinfachend davon ausgegangen, dass alle luftseitig emittierten Nährstoffe eine Überdüngung des Bodens darstellen und alle wasserseitig emittierten Nährstoffe zur Überdüngung der Gewässer. 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<sup>19</sup> in die Parameterliste der Eutrophierung aufgenommen.

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

---

<sup>19</sup> Der CSB ist (abhängig vom Abbaugrad) höher als der BSB<sub>5</sub>, weshalb der Äquivalenzfaktor als relativ unsicher einzuschätzen ist und tendenziell zu hoch liegt.

**Tabelle A-3:** Eutrophierungspotential der im Rahmen dieser Studie berücksichtigten Stoffe

Schadstoff	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquivalente (NP <sub>i</sub> ) in kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Äquiv/kg
<b>Eutrophierungspotential (Boden)</b>	
Stickoxide (NO <sub>x</sub> als NO <sub>2</sub> )	0,13
Stickstoffdioxid (NO <sub>2</sub> )	0,13
Stickstoffmonoxid (NO)	0,13
Distickstoffmonoxid (Lachgas) (N <sub>2</sub> O)	0,27
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	0,35
<b>Eutrophierungspotential (Wasser)</b>	
Phosphat (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	1
Gesamtphosphor	3,06
Phosphorverbindungen, unspez.	3,06
Phosphor als Phosphorpentoxid (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	1,34
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	0,022
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,327
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	0,1
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,128
Stickstoffverbindungen, unspez.	0,42
Quelle: [Heijungs et al 1992] in [CML Dez. 2007]	

Für die Nährstoffzufuhr in den Boden und in Gewässer getrennt wird der Beitrag zum Eutrophierungspotential 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:

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

## A 4. Versauerung

Eine Versauerung kann sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich sind die Emissionen säurebildender Substanzen.

Der in [CML 1992, Klöpffer 1995a] beschriebene ausgewählte Wirkungsindikator Säurebildungspotential wird als adäquat dafür 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 A-4:** Versauerungspotential der im Rahmen dieses Projekts erhobenen Stoffe

Schadstoff	SO <sub>2</sub> -Äquivalente (AP <sub>i</sub> )
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> )	1
Schwefeltrioxid (SO <sub>3</sub> )	0,8
Schwefeloxide (SO <sub>x</sub> als SO <sub>2</sub> )	1
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S)	1,88
Schwefelsäure (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	0,65
Schwefelkohlenstoff (CS <sub>2</sub> )	1,68
TRS (Total Reduced Sulphur), als S	2,0
Stickstoffdioxid (NO <sub>2</sub> )	0,7
Stickstoffmonoxid (NO)	1,07
Stickoxide (NO <sub>x</sub> als NO <sub>2</sub> )	0,7
Chlorwasserstoff (HCl)	0,88
Fluorwasserstoff (HF)	1,6
Cyanwasserstoff (HCN)	1,6*
Hydrogennitrat/Salpetersäure (HNO <sub>3</sub> )	0,51
Phosphorsäure (H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )	0,98
Ethanthiol/Ethylmercaptan	1,03
Mercaptane	0,84**
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	1,88

Quelle: [Hauschild und Wenzel 1998] in [CML Dez. 2007], [Klöpffer 1995b]:  
\*Annahme wie HF; \*\*Annahme Propanthiol, stöchiometrisch abgeleitet

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

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

## A 5. 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 Sachbilanz 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 z.B. dadurch, dass Materialien auch Energieträger sein können und umgekehrt, dass biotische Ressourcen unter Umständen nicht erneuerbar sind, dass Wasser ein erneuerbares Material und ein erneuerbarer Energieträger sein kann, usw. 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.

Vor diesem Hintergrund wird von drei Ressourcenkategorien ausgegangen:

- Ressource Energie
- Materialressourcen
- Ressource Naturraum

Aufgrund der in dieser Studie getroffenen Auswahl an vorrangig betrachteten Wirkungskategorien werden im Folgenden nur die beiden Ressourcenkategorien *Energie* und *Flächennutzung/Naturraumbeanspruchung* erläutert.

### A 5.1. 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 einzu-

beziehen. 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.

Energievorräte auf der Erde sind - soweit sie einer menschlichen Nutzung zugänglich sind - grundsätzlich als endlich anzusehen. Das gilt vor allem für die erschöpflichen Energieträger wie fossile Brennstoffe aber auch für Uran als Grundmaterial der Kernenergienutzung. Daher sind insbesondere die fossilen Energieträger und Uran zur Betrachtung im Rahmen der Wirkungsabschätzung von Bedeutung. Darüber hinaus ist auch die Information über die Gesamtenergiemenge<sup>20</sup> eines betrachteten Systems wichtig, da sie die grundsätzliche energetische Effizienz dieses Systems beschreibt, inklusive anderer Energieformen wie Sonnenenergie und Erdwärme.

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 ist eine Sachbilanzgröße und 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 %. Daneben wird auch der *KEA Wasserkraft*, der *KEA regenerativ* und der *KEA Sonstige* sowie der aus allen KEA-Werten gebildete *KEA-Summenwert* in den Sachbilanzergebnissen erfasst. Der *KEA Wasserkraft* wird auf der Basis eines Wirkungsgrads von 85% ermittelt.

Nach der Methode des UBA dient die statische Reichweite der Energieträger als Indikator für die Knappheit fossiler Brennstoffe<sup>21</sup>. Die statische Reichweite wird dabei aus Daten zu den vorhandenen Weltreserven und des aktuellen Verbrauchs der jeweiligen Ressource abgeleitet. Die Knappheiten werden auf Rohöl-Äquivalente (ROE) umgerechnet [UBA 1995]. Die nachfolgende Tabelle gibt die Umrechnungsfaktoren zur Berechnung der Rohöläquivalente wieder.

---

<sup>20</sup> Der Gesamtenergieverbrauch der untersuchten Systeme wird in der Sachbilanzgröße KEA als die Summe des Energieinhalts der Primärenergieträger dargestellt und als KEA gesamt in dieser Studie berücksichtigt.

<sup>21</sup> Die Verlässlichkeit der statischen Reichweite als Knappheitsindikator wird durch die Unsicherheiten zum Stand der bekannten und wirtschaftlich erschließbaren Ressourcenvorräte beeinträchtigt.

**Tabelle A-5:** Energieinhalte und Rohöläquivalente der im Rahmen dieses Projekts erhobenen Stoffe

INPUT	Statische Reichweite	Energieinhalt fossil	Rohöl-Äquivalenzfaktor (ROE <sub>i</sub> )
Rohstoffe in d. Lagerstätte (RiL)	[a]	in kJ/kg	in kg Rohöl-Äq./kg
Braunkohle	200	8.303	0,0409 (kg ROE/kg)
Erdgas	60	37.781	0,6205 (kg ROE/kg)
Rohöl	42	42.622	1 (kg ROE/kg)
Steinkohle	160	29.809	0,1836 (kg ROE/kg)
Quelle: [UBA 1995]			

Es gilt für die Berechnung des Rohöl-Äquivalenzfaktors:

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

## A 5.2 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 der ökologische Bestand einer Fläche berücksichtigt, 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 im Rahmen der UBA Ökobilanz für graphische Papiere [UBA 1998] eine Methode zur Wirkungsabschätzung weiterentwickelt, die auf der Beschreibung des „Natürlichkeitsgrades“ (Hemerobiestufen) von Naturräumen [Klopffer, Renner 1995a] aufbaut und zunächst speziell für Waldökosysteme spezifiziert wurde. Entscheidender Punkt der Methode ist die Beschreibung der Flächenqualitäten in sieben Qualitätsklassen mit abnehmendem Natürlichkeitsgrad, wobei alle Landflächen in dieses Qualitätsraster einordenbar sein müssen. Waldflächen können den ersten fünf Natürlichkeitsklassen zugeordnet werden. Klasse 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. Die Natürlichkeitsklasse VII entspricht versiegelten oder sehr lange Zeit degradierten Flächen, wie z.B. Deponien.

**Tabelle A-6:** Zuordnung von Nutzungsform und Natürlichkeitsklassen [UBA 1999]

Natürlichkeits- klasse	Natürlichkeitsgrad	Nutzungsform
I	natürlich	unbeeinflusstes Ökosystem
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

Die Methode ist in [UBA 1999] ausführlich beschrieben. Dort wird auch darauf hingewiesen, dass die Methodenentwicklung derzeit noch nicht abgeschlossen ist. Insbesondere fehlt eine über die Forstnutzung hinausgehende durchgängige Einteilung aller Ökobilanz relevanten Naturraumnutzungen in die angesprochenen Natürlichkeitsklassen. Dies liegt unter anderem auch daran, dass die verfügbaren Datensätze in aller Regel nicht die benötigten Informationen mitführen und zudem für Naturraumnutzungen außerhalb der Bundesrepublik Deutschland die Indikatoren zur Klassenbildung erst noch entwickelt werden müssen.

Im Kontext dieser Studie sind die Nutzungsformen Forst (Klasse VI bis Klasse V) und Versiegelte Fläche (Klasse VII) am relevantesten und wurden als Umweltindikatoren der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ ausgewählt.

### A 5.3 Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Bisher gibt es keinen allgemein akzeptierten Ansatz zur Bewertung des Wasserverbrauchs in Ökobilanzen. Methodischen Entwicklungen in diesem Bereich ist aber gemeinsam, dass Wasserqualität und lokale Verfügbarkeit der Ressource Süßwasser Kriterien eines Bewertungsansatzes sind. Darüber hinaus sind die verfügbaren Daten zum Wasserverbrauch meist von geringer Qualität, was quantitative Informationen betrifft und lassen Symmetrie vermissen. D.h. viele Inventardatensätze beinhalten überhaupt keine Wasserdaten, und wenn doch, sind weder Informationen über die Verwendung (z. B. als Prozesswasser) noch den Ursprung (z. B. Oberflächenwasser, Regenwasser, Trinkwasser) angegeben.

Aus diesem Grund sind im Indikator „Kumulierter Prozesswasserverbrauch“ einfach die aus den Datensätzen verfügbaren Süßwasserinputs (außer Kühlwasser) enthalten, ohne den Ursprung oder die Qualität des nach dem Gebrauch abgeleiteten Abwassers zu berücksichtigen. Der Indikator hat daher lediglich indikativen Charakter und sollte nicht für quantitative vergleichende Aussagen über ein oder mehrere Verpackungssysteme herangezogen werden.

## A 6 Toxische Schädigung des Menschen

Für die Wirkungskategorie „Toxische Schädigung des Menschen“ gibt es keinen allgemeingültigen Ansatz, der die Bandbreite toxikologischer Belange abdeckt. In dieser Ökobilanz wurden zwei Indikatoren gewählt, um Toxische Schädigungen von Menschen zu repräsentieren: krebserregende Schadstoffe und Feinpartikel (Primärpartikel und Vorläufersubstanzen).

### A 6.1. Krebsrisiko

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 Expositionsbetrachtung 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, existiert nicht. Um derartige Wirkungen in einer Ökobilanz dennoch nicht zu vernachlässigen, kann eine vereinfachte Methode, basierend auf toxischen Schadstoffen ohne Schwellenkonzentration, angewandt werden. Schadstoffe mit Schwellenkonzentration werden ohne weitere Aggregation und Zusammenfassung in einer Kategorie direkt auf Sachbilanzebene erfasst, da nur Schadstoffe ohne Schwellenkonzentration für die Charakterisierung in Ökobilanzen geeignet sind. Insbesondere Schadstoffe, die auch bei geringster Konzentration eine kanzerogene Wirkung zeigen, eignen sich zu einer vereinheitlichten Darstellung in dieser Wirkungskategorie, weil diese Wirkungen unabhängig von lokalen Verdünnungsprozessen, spezifischen Ausbreitungsmedien oder Expositionen sind.

Eine Möglichkeit zur Aggregation kanzerogener Schadstoffemissionen ist durch die Verfügbarkeit sogenannter Einheitsrisikowerte (unit risk) gegeben. Diese Werte werden u.a. durch das Integrierte Risiko Informationssystem (Integrated Risk Information System, IRIS) bereitgestellt, welches von der US-Umweltbehörde EPA herausgegeben und regelmäßig überarbeitet wird. Mit diesen Einheitsrisikowerten lassen sich alle kanzerogenen Schadstoffe als „Arsen-Äquivalente“ ausdrücken. Die verwendeten Charakterisierungsfaktoren sind in der untenstehenden Tabelle zu sehen. Im Fall des Chroms hängt das Krebsrisiko vom Grad der Oxidation ab. Da auf der Sachbilanzebene häufig nur „Chrom, unspezifiziert“ angegeben ist, wird angenommen, dass 10% des unspezifizierten Chroms tatsächlich auch kanzerogenes Chrom-VI ist.

**Tabelle A-7:** Krebsrisikopotential der im Rahmen dieses Projekts erhobenen Stoffe

Schadstoff	Kanzerozogenes Potential (CRP <sub>i</sub> ) [kg Arsen-Äquivalent/kg]
Arsen (As)	1*
Benzo(a)pyren (BaP)	20,9**
Benzol	0,0019* (Maximalwert)
Cadmium (Cd)	0,42*
Chrom als Cr(VI)	2,79*
Chrom, unspezifiziert	0,279*
Dioxine als TEQ <sup>1</sup>	3.020***
Nickel (Ni)	0,056
PCB	0,0233

<sup>1</sup> 1TEQ (Toxizitätsäquivalent) = 1TCDD (Tetrachlordibenzodioxin)  
 \*Quelle: [IRIS 2006], Annahme: 10% Chrom, unspezifiziert ist Chrom (VI)  
 \*\* Quelle: [WHO 1998]; \*\*\*Quelle: [IFEU 2006]

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

$$CRP = \sum_i (m_i \times CRP_i)$$

## A 6.2. Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub (PM10)

Unter dem Begriff Feinstaub (PM 10) sind Primärpartikel und Vorläufersubstanzen für Sekundärpartikel zusammengefasst. Sie werden in der vorliegenden Studie basierend auf einem Ansatz der Europäischen Umweltagentur (European Environment Agency, EEA) charakterisiert.

Epidemiologische Studien haben eine Korrelation zwischen der Exposition von Partikeln und der Sterberate durch Atemwegserkrankungen sowie einer Schwächung des Immunsystems nachgewiesen. Als relevant haben sich die Kleinstpartikel mit einem Durchmesser von < 10 µm und insbesondere solche mit einem Durchmesser < 2,5 µm (kurz bezeichnet als PM10 bzw. PM2,5) erwiesen. Diese Partikel können nicht durch Schutzmechanismen absorbiert werden, dringen daher tief in die Lunge ein und verursachen dort Schäden.

Feinstaub kann durch Emissionen und verschiedene Mechanismen gebildet werden: Einerseits werden Kohlenstoff-Partikel bei Verbrennungsprozessen direkt emittiert (Primärpartikel), andererseits werden die Partikel durch chemische Prozesse aus Vorläufersubstanzen wie Stickoxiden, Schwefeloxiden, Ammoniak (NH<sub>3</sub>) und NMVOC gebildet (Sekundärpartikel).

Als Indikator der Kategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub (PM10)“ wurde die absolute Menge an Staubpartikeln und Sekundärpartikeln gewählt, die einen aerodynamischen Durchmesser < 10 µm aufweisen (PM10), gemessen in kg PM10-Äquivalente. Die von der Europäischen Umweltagentur [Leeuw 2002] ermittelten Charakterisierungsfaktoren (siehe untenstehende Tabelle) werden zur Quantifizierung der Sekundärpartikel bildenden Verbindungen (z.B. SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> und NH<sub>3</sub>) herangezogen. Sie werden als re-

präsentativ für die Bedingungen in Europa eingestuft. Für NMVOC ist die Zuordnung schwierig und verlangt die Kenntnis der Einzelverbindungen. Der von [Heldstab et al. 2003] für die NMVOC-Emissionen in der Schweiz abgeleitete Mittelwert des PM10-Potenzials beträgt 0,012 und wurde für diese Studie herangezogen. Keine der beiden genannten Quellen macht Angaben über die Quantifizierung der Diesel-Partikel. Es wurde daher die (konservative) Annahme getroffen, dass Diesel-Partikel vollständig aus der Staubfraktion < 10 µm Durchmesser bestehen. Daher wurden sie mit dem Faktor 1 klassifiziert.

**Tabelle A-8:** PM10-Risikopotenzial von Luftschadstoffen

Partikel PM10 und Vorläufersubstanzen	PM10-Äquivalente in kg PM10-Äq./kg
Partikel PM10	1
Partikel aus Dieselemissionen	1**
Sekundäraerosolbildner	
NO <sub>2</sub>	0,88
NO	0,88
NO <sub>x</sub> als NO <sub>2</sub>	0,88
SO <sub>2</sub>	0,54
SO <sub>x</sub> als SO <sub>2</sub>	0,54
NH <sub>3</sub>	0,64
NMVOC (unspezifiziert, Kohlenwasserstoffe und aus Dieselemissionen)	0,012*

Quelle: [Leeuw 2002]; \*[Heldstab et al. 2003], \*\* IFEU-Annahme

Der Beitrag zum Potenzial wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen PM10-Potenzial nach folgender Formel berechnet:

$$PM10 = \sum_i (m_i \times PM10_i)$$

## A 7 Fahrleistung (LKW)

Die LKW-Fahrleistung bezeichnet die von den LKWs (Zugfahrzeug und Anhänger) zurückgelegte Distanz im Einsatz für die Herstellung, Distribution und Entsorgung des Verpackungssystems und ist angegeben in LKW-Fahrzeugkilometern. Die LKW-Fahrleistung kann auch als Indikator für Lärm verstanden werden.

Lärm ist eine Umweltbelastung, die stark ortsabhängig beurteilt werden muss. Da diese Tatsache z.T. im Widerspruch zu dem systemanalytischen Charakter der Produkt-Ökobilanz steht, können diese Belastungen nur mit Hilfe eines pragmatischen Ansatzes mit in die Wirkungscharakterisierung aufgenommen werden.

Für Lärm gilt, dass er durch technische Maßnahmen oder einen ausreichenden Abstand zu Wohnflächen in Grenzen gehalten werden kann. Dennoch wird Lärm in Umfragen als eines der größten Umweltprobleme gesehen, was hauptsächlich auf der Beeinträchtigung durch Verkehrslärm beruht. Damit stellt sich die Frage, wie Lärm als Wirkungskategorie in einer Ökobilanz quantitativ berücksichtigt werden kann. Da direkte Lärm-Immissions- oder Emissi-

Angaben ausscheiden, müssen indirekte Angaben, z.B. über lärmverursachende Transporte, herangezogen werden. In der Getränke-Ökobilanz des Umweltbundesamtes wird bspw. die Transportleistung, gemessen in t-km, als Wirkungsindikator verwendet. Die Transportleistung wird dabei als Sachbilanzgröße ermittelt.

Als ein geeigneterer Maßstab zur Beschreibung der Lärmbelastungen durch den LKW-Verkehr erscheint die Fahrleistung, gemessen in LKW-km. Sie berücksichtigt bereits die Zuladung und die Auslastung, was relevant für die Lärminderung sein kann. Die Fahrleistung wurde als zusätzliche Sachbilanzgröße eingeführt und kann als Indikator für den Lärm durch den LKW-Verkehr herangezogen werden. Ein Wirkungsmodell - wie etwa beim Treibhauseffekt - auf der Basis physikalisch messbarer Lärmparameter kann aber daraus nicht abgeleitet werden. Im Sinne einer *Wirkungsabschätzung* stellt dies natürlich einen Schwachpunkt dar. So wird der Lärm als Wirkungsgröße in der aktuellen UBA-Bewertungsmethode für Ökobilanzen [UBA 1999] auch nur am Rande behandelt.

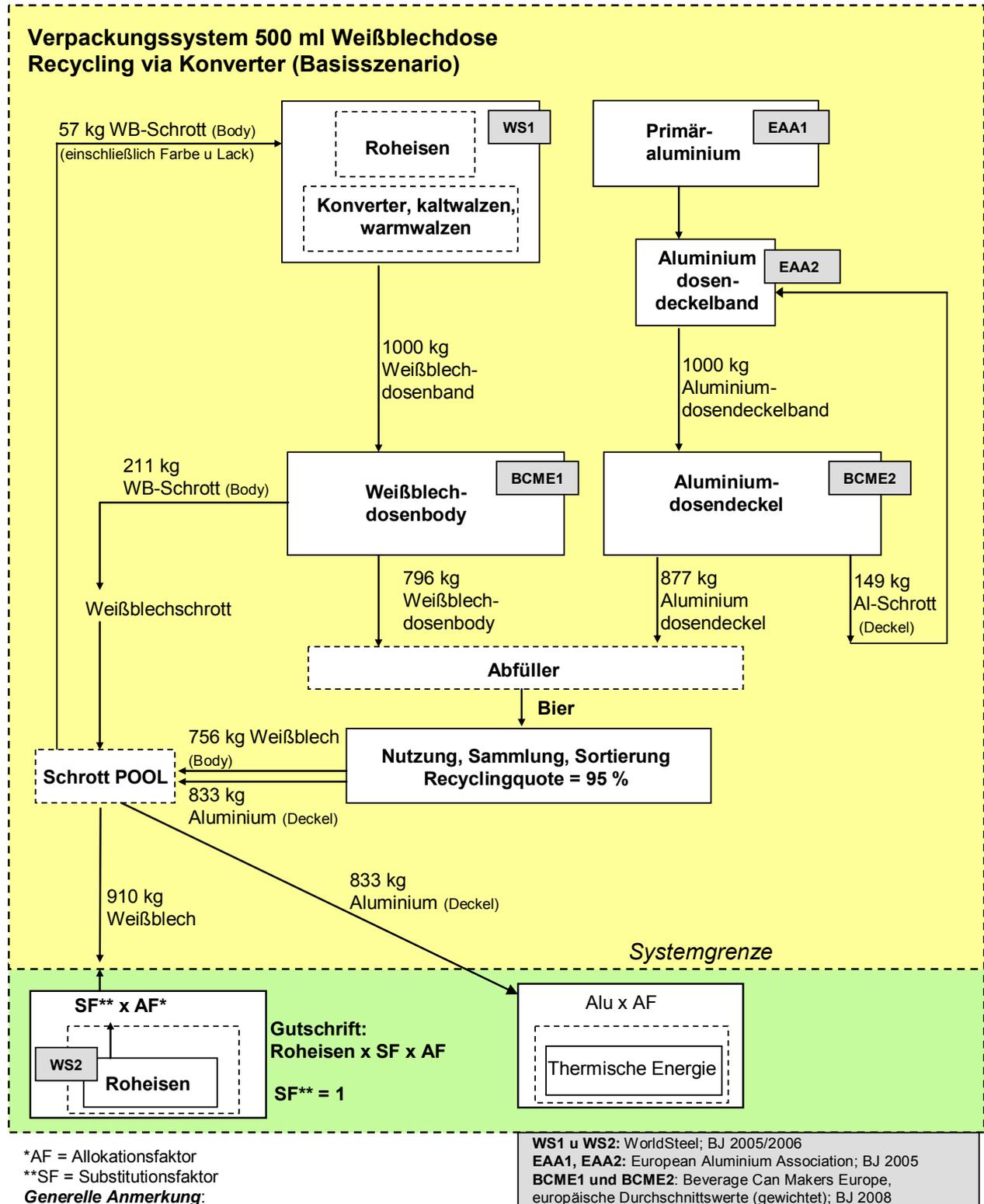
Ein Vorteil dieses Indikators besteht darin, dass die Fahrleistung auch andere Umweltwirkungen (Energieverbrauch, Emissionen) zur Folge hat. Ein noch besserer Indikator für die Lärmbelastung läge mit der Fahrleistung vor, könnte man sie nach den Lärminderungskonzepten der eingesetzten Fahrzeuge unterscheiden und anhand der verfügbaren Sachbilanzdaten nach Ortsklassen (z.B. innerörtlicher Verkehr und Überlandverkehr) unterscheiden. Zu beiden Aspekten liegen allerdings nicht in ausreichendem Maße Erhebungsdaten vor.

## A 8 Quellenverzeichnis

- [BUWAL 250]: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: Ökoinventare für Verpackungen; Schriftenreihe Umwelt 250/II; Bern, 1998
- [CML 1992]: Environmental life cycle assessment of products, Guide and backgrounds, Center of Environmental Science (CML), Netherlands Organisation for Applied Scientific Research (TNO), Fuels and Raw Materials Bureau (B&G), Leiden, 1992
- [CML et al. 2002]: Guinée, J.B. (Ed.) - Centre of Environmental Science - Leiden University (CML), de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M., Lindeijer, E., Roorda, A., van der Ven, B., Weidema, B.: Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Eco-Efficiency in Industry and Science Vol. 7. Kluwer Academic Publishers, Netherlands 2002.
- [CML 2007] CML-IA database that contains characterisation factors for life cycle impact assessment (LCIA) for all baseline characterisation methods mentioned in [CML 2002]. The version that was available at time of calculations of this project: "Last update April 2004".
- [Guinée 2008]: personal communication between Jeroen Guinée, CML and Martina Krüger, IFEU, January 2008.
- [Heijungs et al 1992]: Heijungs, R., J. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992: Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden.
- [Heldstab 2003] Heldstab, J. et al.: Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No.169. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. Bern, Switzerland, 2003.
- [IFEU 2006]: Estimation of unit risk factor for dioxins as TCDD equivalents based on unit risk factor for Hexachlorodibenzo-p-dioxin (HxCDD) taken from [IRIS 2006] (unpublished)
- [IFEU 2008]: Characterisation factors for group emissions VOC, NMVOC for the impact category Summer Smog (POCP). Heidelberg, 2008. (unpublished)
- [IPCC 1995]: IPCC (Publisher): Intergovernmental panel on the climatic change. Climatic Change, Report to the United Nations 1996, New York (USA) 1995
- [IPCC 2001]: IPCC Third Assessment Report – Climate Change 2001: Synthesis Report, 29.09.2001; <http://www.ipcc.ch/pub/SYR-text.pdf>
- [IPCC 2007]: IPCC Fourth Assessment Report – Contribution of Working Group I: Technical Summary 2007; 31.03.2008
- [IRIS 2006] Environmental Protection Agency (US-EPA): Environmental and Risk Assessment Software, Washington D.C., 1996
- [Jenkin + Hayman 1999]: Jenkin, M.E. & G.D. Hayman, 1999: Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. Atmospheric Environment 33: 1775-1293.

- [Klöpffer 1995a]: Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien, UBA-Texte 23/95, Berlin, 1995
- [Klöpffer 1995b]: Ökobilanz für Getränkeverpackungen, UBA-Texte 52/95, Berlin, 1995
- [Leeuw 2002]: Leeuw, F.D.: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution, Bilthoven 2002
- [UBA 1995]: Umweltbundesamt (Publisher): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Datengrundlagen. Berlin, 1995. (UBA-Texte 52/95)
- [UBA 1998]: Umweltbundesamt Berlin (Publisher): Ökobilanz Graphischer Papiere. Berlin, 1998
- [UBA 1999] Umweltbundesamt: Bewertung in Ökobilanzen. UBA-Texte 92/99, Berlin, 1999.
- [WHO 1998]: WHO-International Programme on chemical safety. Environmental Health Criteria 202 Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Geneva, 1998.

## Anhang B: Vereinfachte Fließbilder zum Stofffluss der Metallschrotte



\*AF = Allokationsfaktor

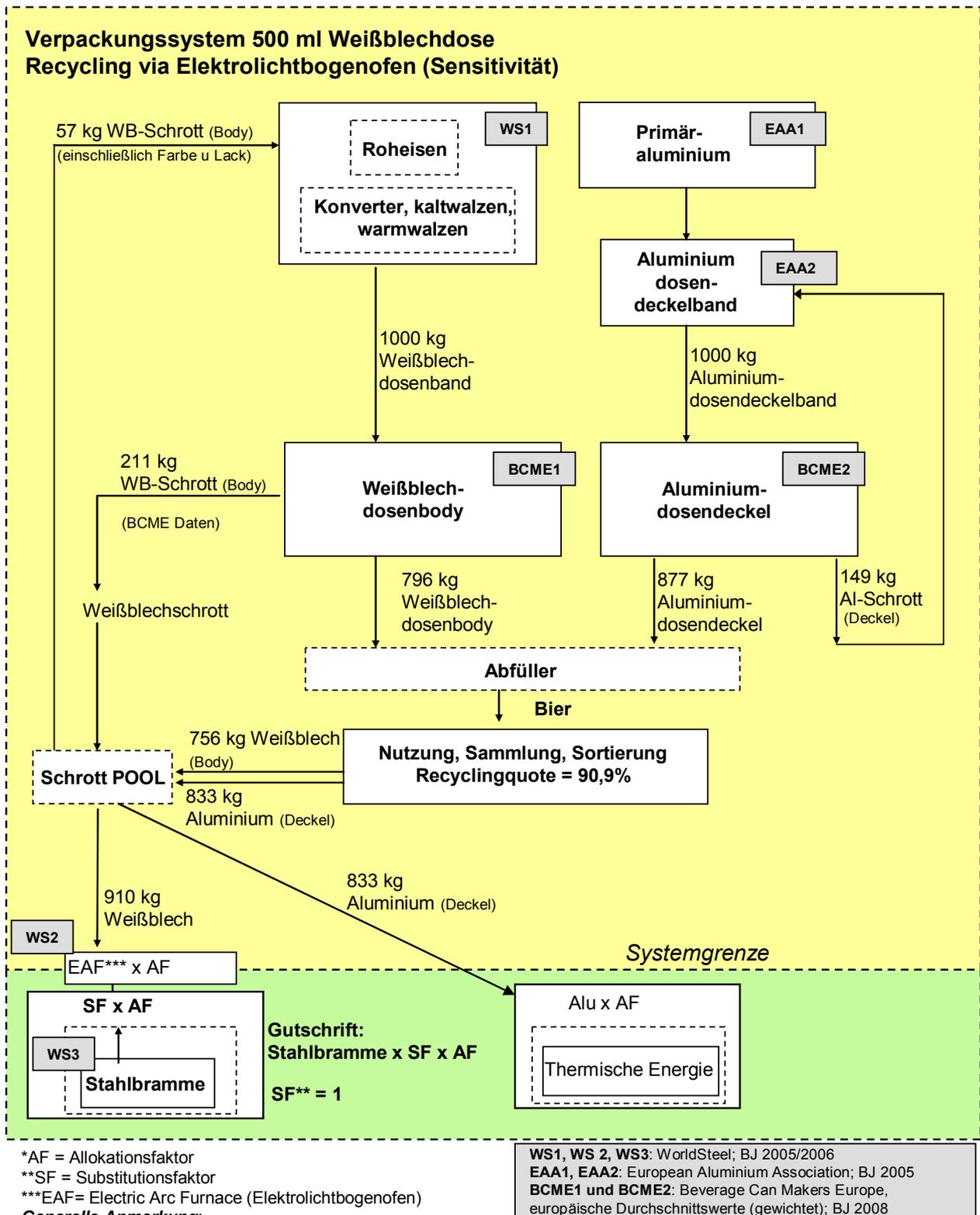
\*\*SF = Substitutionsfaktor

**Generelle Anmerkung:**

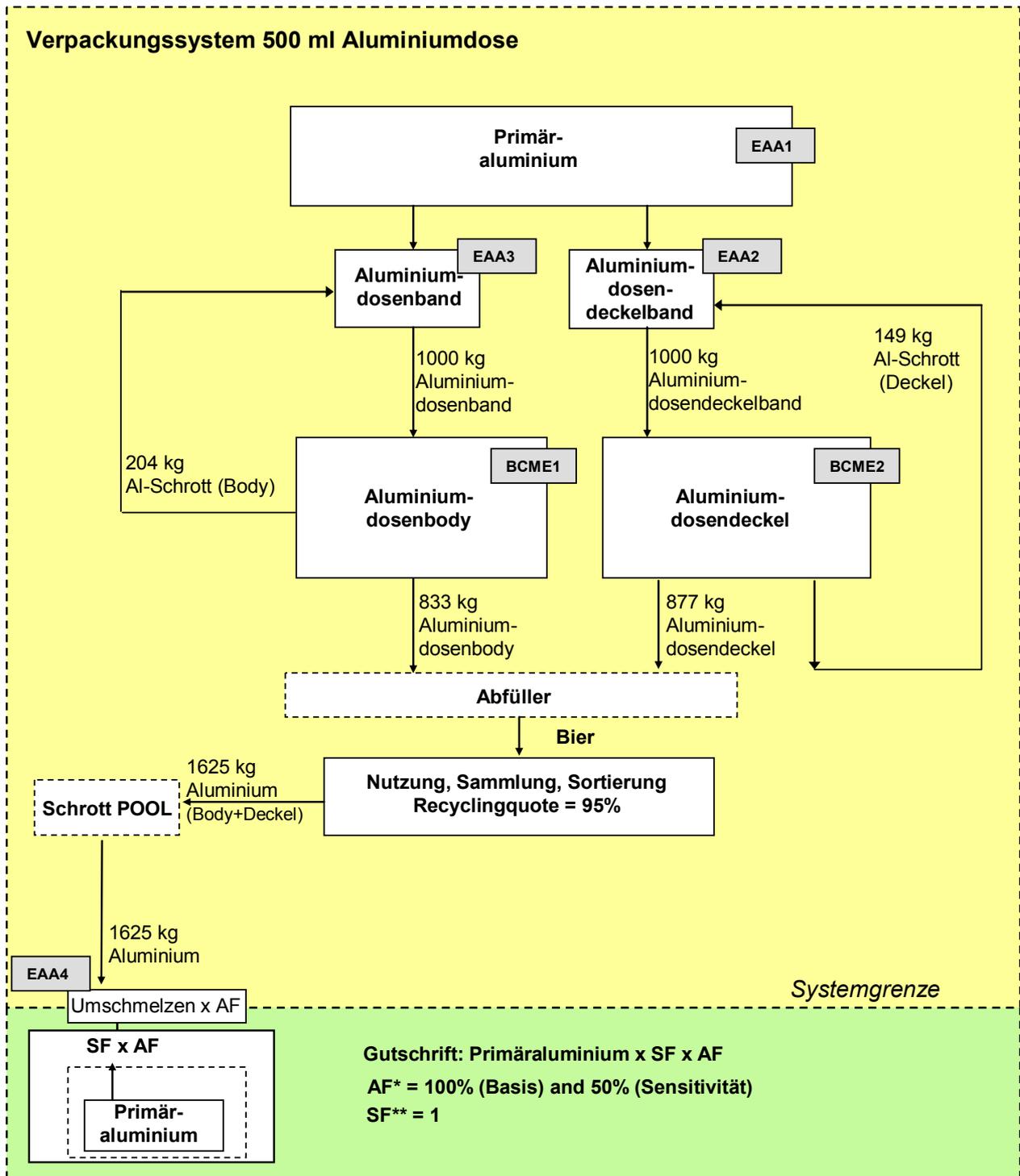
1.) Aus Vereinfachungs- und Übersichtlichkeitsgründen wurden sowohl für das Weißblechdosenband als auch das Aluminiumdosendeckelband ein Mengenstrom von 1000 kg angenommen. Das Mengenverhältnis zwischen Dose und Deckel wurde also nicht berücksichtigt.

2.) Dieser Ansatz dürfte nach unserer Erkenntnis auch dem in der BCME Studie von 2008 angewandten entsprechen

**Abbildung B-1:** Vereinfachter Stofffluss der Metallschrotte im Weißblechdosensystem (Konverter-Route)



**Abbildung B-2:** Vereinfachter Stofffluss der Metallschrotte im Weißblechdosensystem (E-Ofen-Route)



\*AF = Allokationsfaktor  
 \*\*SF = Substitutionsfaktor

**EAA1, EAA2, EAA3 u EAA4:** European Aluminium Association; BJ 2005  
**BCME1 und BCME2:** Beverage Can Makers Europe, europäische Durchschnittswerte (gewichtet), BJ 2008

**Generelle Anmerkung:**

- 1.) Aus Vereinfachungs- und Übersichtlichkeitsgründen wurden sowohl für das Aluminiumdosenband als auch das Aluminiumdosendeckelband ein Mengenstrom von 1000 kg angenommen. Das Mengenverhältnis zwischen Dose und Deckel wurde also nicht berücksichtigt.
- 2.) Dieser Ansatz dürfte nach unserer Erkenntnis auch dem in der BCME Studie von 2008 angewandten entsprechen

**Abbildung B-3:** Vereinfachter Stofffluss der Metallschrotte im Aluminiumdosensystem

## Anhang C: Kurzprofile der kritischen Gutachter

### **Fredy Dinkel**            **Dr. sc. nat. / dipl. Phys. ETH**

Studium der theoretischen Physik an der ETH Zürich,

Dissertation im Bereich Polymerphysik.

Tätigkeit im Bereich alternativer Heizsysteme. 1990 Anstellung bei der Firma Carbotech AG, Umweltberatung, in Basel. Seit 1992 Mitinhaber und Abteilungsleiter der Bereiche ökologische Bilanzierungen, Nachhaltige Entwicklung sowie Risiko und Sicherheit.

Nebenamtliche Lehraufträge am der Fachhochschule Nordwestschweiz und Ausbilder unter anderem bei SAQ, Qualicon AG und Swissmem sowie der UNIDO in verschiedenen Entwicklungs- und Schwellenländern.

Projekte im In- und Ausland im Auftrag von Industrie, öffentlicher Hand und Umweltorganisationen. Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen und Konzepten, Prozessoptimierungen, Betriebsbilanzen sowie Umweltkommunikation mit der Methode der Ökobilanzierung. Darunter eine Vielzahl von Projekten im Bereich Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen, Verkehr, Veranstaltungen, Verpackungen, Abfallwirtschaft und Recyclingsysteme, Baumaterial- und Kunststoffindustrie. Review von verschiedenen nationalen und internationalen Ökobilanzstudien.

Carbotech AG,

4002 Basel

Tel. +41 61 206 95 22,

[f.dinkel@carbotech.ch](mailto:f.dinkel@carbotech.ch),

[www.carbotech.ch](http://www.carbotech.ch)

### **Maartje Sevenster**

Maartje Sevenster (1969) studied astrophysics at the University of Leiden (NL) and subsequently obtained a PhD in that same field of science. She was introduced to LCA while working at the Centre for Environmental Science in Leiden (CML). Since 2002, she has been employed by CE Delft, an independent research and consultancy agency in the Netherlands. Focus of her work is life cycle assessment, management and policies and she leads the division of life cycle management within CE Delft. She has an extensive record of life cycle studies, covering topics in waste management, packaging, agricultural (food) products as well as non-renewable energy and materials. Her work covers both large scale sectoral studies and analyses of individual products, but focus is always on clear and practicable results. Next to applications of LCA, she also works on methodological issues such as the incorporation of risks in LCA and plays a role as an expert reviewer in ISO14040 certified LCA studies.

Oude Delft 180

2611 HH Delft, The Netherlands

Tel. +31 15 2 150 150, [sevenster@ce.nl](mailto:sevenster@ce.nl)

**Günter Dehoust**

Dipl.-Ing. Günter Dehoust, ist Umweltschutzingenieur und arbeitet seit 1990 als wissenschaftlicher Mitarbeiter im Öko-Institut. Seine Arbeitsschwerpunkte liegen in den Bereichen Abfallwirtschaft, Ökobilanzen, Luftreinhaltung und Stoffstromanalysen. Er hat in dieser Zeit zahlreiche große Forschungsvorhaben des UBA, BMU, BMBF und privaten Auftraggebern zu diesen Themen geleitet. Zudem hat er für mehrere Ökobilanzen in der Abfallwirtschaft das Critical Review durchgeführt.

Vor seiner Zeit beim Öko-Institut war er 5 Jahre lang in Umweltbehörden der Stadt Düsseldorf und dem Regierungspräsidium Darmstadt mit Altlastenbearbeitung, Grundwasserschutz sowie Genehmigung und Kontrolle von Abfallbehandlungsanlagen betraut.

Öko-Institut e.V.

Darmstadt

Tel.: 06151 8191 0

[g.dehoust@oeko.de](mailto:g.dehoust@oeko.de)

[www.oeko.de](http://www.oeko.de)

## Critical Review

### Externer kritischer Review der Studie: Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier

Verfasser:

Günter Dehoust, Öko-Institut e.V., Darmstadt  
Dr. Fredy Dinkel, Carbotech AG, Basel  
Maartje Sevenster, CE Delft

Im Auftrag von Beverage Can Makers Europe (BCME), Brüssel

### Inhaltsverzeichnis:

<b>Critical Review .....</b>	<b>1</b>
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>2</b>
<b>2 Vorgehen.....</b>	<b>3</b>
<b>3 Resultat der kritischen Überprüfung.....</b>	<b>4</b>
<b>3.1 Allgemeine Kommentare und Würdigung .....</b>	<b>4</b>
<b>3.2 Methode .....</b>	<b>5</b>
3.2.1 Ziele und Rahmenbedingungen .....	5
3.2.2 Daten.....	5
3.2.3 Modellierung.....	5
3.2.4 Auswertung und Interpretation .....	6
3.2.5 Schlussfolgerungen.....	7
3.2.6 Berichterstattung .....	7
<b>4 Zusammenfassende Beurteilung.....</b>	<b>8</b>

## 1 Einleitung

Die vorliegende Ökobilanz vergleicht für das Getränke-segment Bier die Weißblech- und die Aluminiumdose mit der Glas-Mehrwegflasche und Einwegsystemen aus PET. Die Ökobilanz wurde erforderlich weil die Rahmenbedingungen seit der letzten, für die Einstufung der Systeme nach der Verpackungs-VO maßgeblichen Bilanzen, schon 8 bis 15 Jahre alt sind und sich in der Zwischenzeit zahlreiche Rahmenbedingungen geändert haben (z.B. Einführung der Pfandpflicht).

Die vorliegende Studie soll einen sachorientierten Dialog über die ökologische Bewertung der untersuchten Getränkeverpackungen zwischen Auftraggebern und ihren Kunden, aber auch der Politik sowie der interessierten Öffentlichkeit, unterstützen.

Um eine hohe Qualität dieser Bilanz und eine Akzeptanz der Ergebnisse zu gewährleisten, wurde diese Studie durch ein externes Review überprüft. Dieses Review soll sich gemäss Auftrag an die Normenreihe ISO 14'040ff und die darin genannten Forderungen anlehnen, da in dieser Norm die heutigen Qualitätsanforderungen, die an eine Ökobilanz gestellt werden, festgelegt sind. Entsprechend wurde die Studie auch bezüglich der Kompatibilität mit dieser Norm überprüft. Jedoch wird im Folgenden nicht auf alle Details der Normforderungen eingegangen, sondern das Schwergewicht auf die wesentlichen Punkte gelegt, welche auf die folgende zentrale Frage eine Antwort geben soll:

Wurde die Studie nach dem heutigen Stand des Wissens erarbeitet, so dass die Ergebnisse einen so hohen Grad an Objektivität besitzen, dass die Schlussfolgerungen für die untersuchten Systeme aussagekräftig sind?

Entsprechend soll der kritische Review sicherstellen, dass

- Die verwendeten Methoden dem internationalen Standard entsprechen.
- Die verwendeten Methoden wissenschaftlich und technisch auf den aktuellen Kenntnisstand sind.
- Die gewählte Methode für die Fragestellung geeignet ist.
- Die verwendeten Daten im Bezug auf das Ziel der Studie angepasst und vernünftig sind.
- Die Schlussfolgerungen das Ziel und die Grenzen der Studie berücksichtigen.
- Der Bericht transparent und konsistent ist.

Die Norm wird diesbezüglich als Messlatte verwendet.

### **Aufbau des Reviewberichtes**

Das Vorgehen wird in Kapitel 2 beschrieben. In Kapitel 3.1 erfolgt eine kritische Würdigung der Arbeit sowie ein Vergleich der durchgeführten Arbeiten mit den Anforderungen der ISO Norm. Anschliessend wird im Kapitel 3.2 auf die verschiedenen Arbeitsschritte bei der Erstellung einer Ökobilanz eingegangen. In Kapitel 4 wird eine abschliessende Beurteilung abgegeben.

Im Folgenden wird der Bericht des IFEU als Bericht bezeichnet. Das vorliegende Dokument in dem die Ergebnisse des Reviews beschrieben werden, wird als Reviewbericht bezeichnet.

## 2 Vorgehen

Das Review wurde von Günter Dehoust, Dr. Fredy Dinkel und Maartje Sevenster entsprechend den Anforderungen der Norm durchgeführt, im Folgenden werden sie als Reviewer bezeichnet. Die Reviewer erfüllen auf Grund ihrer langjährigen Erfahrungen auf dem Gebiet der Ökobilanzierung, in denen sie selbst zahlreiche Ökobilanzen erstellt und verschiedene Reviews durchgeführt haben, die Bedingungen von ISO um dieses Review durchzuführen.

Es gibt zwei mögliche Vorgehensweisen der kritischen Prüfung einer LCA-Studie:

- Version I:  
kontinuierlich und parallel zur Entwicklung der Ökobilanz.
- Version II:  
separat nach Abschluss der Ökobilanz und getrennt von dieser.

Im vorliegenden Fall wurde Vorgehensweise gemäss Version I gewählt.

Das führt zum wünschenswert zeitgleichen Abschluss von Ökobilanz und kritischer Prüfung. Zudem führt die stetige Einflussnahme der Reviewer dazu, dass deren kritische Bemerkungen kontinuierlich eingearbeitet werden, so dass die Studie beim Abschluss die zu Beginn gesetzten Qualitätsansprüche erfüllt; so geschah es auch im vorliegenden Fall.

Beim Vorgehen nach Version II würden allfällige Mängel der Studie bestehen bleiben und würden danach als solche im Reviewbericht post festum kritisiert – ein Ergebnis, das eigentlich für niemanden zielführend und dienlich wäre.

### ***Begleitendes Review***

Bei der Durchführung einer Ökobilanz müssen einerseits grosse Datenmengen verarbeitet und andererseits Berechnungen der Umweltauswirkungen durchgeführt werden. Eine Überprüfung aller Berechnungen ist für die Reviewer nicht bzw. nur mit einem unverhältnismässigem Aufwand möglich. Da die ökologischen Hintergrunddaten meist aus anerkannten Datenbanken, wie ecoinvent und umberto stammen und die Berechnungen durch Softwaretools durchgeführt werden, ist eine detaillierte Überprüfung aller Daten und Rechnungen auch nicht notwendig. Soweit erforderlich wurden Daten, die speziell für die zu prüfende Ökobilanz erhoben wurden auf Validität geprüft. Zudem wurden die verwendeten Daten und die Verknüpfung mit den ökologischen Hintergrunddaten stichprobenweise geprüft.

Entscheidend für die Qualität der Bilanz ist jedoch die Überprüfung der Vergleichsbasis, der Rahmenbedingungen, des methodischen Vorgehens sowie die korrekte Verwendung und Zuordnung der Prozessdaten. Zudem wird die Plausibilität der Daten und Resultate sowie die Transparenz und damit Nachvollziehbarkeit der Studie geprüft.

Entsprechend fanden verschiedene Besprechungen der Reviewer mit den Studienverfassern statt, bei denen diese Prüfungen durchgeführt wurden. Im Wesentlichen erfolgten diese Besprechungen nach den folgenden Meilensteinen:

1. Nach der Definition der Zielsetzung, der Rahmenbedingungen und des methodischen Vorgehens
2. Nach der Auswahl der Szenarien und der ersten Berechnungen der Umweltauswirkungen
3. Nach Erstellung des Schlussberichtentwurfs.

Die dabei getroffenen Abmachungen und die Anregungen wurden bei den weiteren Arbeiten berücksichtigt und sind so auch in den Schlussbericht eingeflossen. Der vorliegende Reviewbericht beinhaltet daher nur die abschliessende Beurteilung des Schlussberichtes. Der vorliegende Reviewbericht basiert auf dem definitiven Schlussbericht vom 6. April 2010.

### **3 Resultat der kritischen Überprüfung**

In diesem Kapitel wird zuerst die Arbeit als Ganzes kritisch gewürdigt. Anschliessend wird auf die verschiedenen Schritte bei der Erstellung einer Ökobilanz detaillierter eingegangen.

#### **3.1 Allgemeine Kommentare und Würdigung**

Der Bericht als Ganzes macht einen sehr guten Eindruck. Vor allem der klare Aufbau, die saubere Definition der Systemgrenzen sowie die hohe Transparenz und Nachvollziehbarkeit lassen keine Wünsche offen. Dies trifft vor allem auch auf die Annahmen zu, welche bei jeder Studie getroffen werden müssen. Ausgehend vom Ziel der Studie wurde die konkrete Fragestellung, auf welche die Ökobilanz eine Antwort geben kann, definiert und die Grenzen der Aussagekraft dargestellt. Die gewählten funktionellen Einheiten wurden überprüft und für sinnvoll befunden. Zudem werden die offenen Punkte klar ausgewiesen.

Durch die umfassende und nachvollziehbare Beschreibung von Ziel und Rahmen, Bilanzmethode und nicht zuletzt der ausführlichen Diskussion der für die Bilanz ganz wesentlichen Vorgehensweise bezüglich der Allokation wird die Nachvollziehbarkeit der Modellierung gewährleistet.

Beachtenswert ist der Umgang mit den Unsicherheiten, welche sich aus fehlenden Grundlagen oder situativen Unterschieden ergeben. Zu den relevanten Einflussfaktoren wurden Szenarienrechnungen durchgeführt. Dadurch ergibt sich eine hohe Transparenz bezüglich der relevanten Einflussgrössen und deren Auswirkungen auf die Resultate und somit auf die Aussagekraft der Ergebnisse. Zudem konnte damit die Stabilität der Ergebnisse überprüft werden, indem untersucht wurde, ob sich die Schlussfolgerungen bei anderen Annahmen ins Gegenteil kehren oder nur zu einer unwesentlichen Änderung der Resultate führen.

Weiter ist die Angabe der verwendeten Daten und die sich daraus ergebende Transparenz hervorzuheben. Letzteres ist eines der zentralsten Anforderungen, um die Qualität einer Ökobilanz zu beurteilen. Dank dieser Transparenz und der Angabe zu Sensitivitäten ist es den Autoren gelungen, trotz der Komplexität des Themas, bei dem es immer auch Ausnahmen gibt, zu aussagekräftigen Resultaten zu gelangen, ohne die Systeme so zu vereinfachen oder zu spezifisch zu gestalten, dass diese nur für ausgewählte Spezialfälle aussagekräftig sind. Dennoch konnten naturgemäss nicht alle möglichen Entwicklungen und Szenarien berücksichtigt werden. Positiv ist, dass die Autoren auf diese Grenzen der Studie hingewiesen haben.

Zudem ist die ausführliche Diskussion der Einschränkungen der Aussagekraft der Bilanz und der Ergebnisse in Kapitel 8.4 hervorzuheben. Hierdurch wird eine Fehlinterpretation der Ergebnisse soweit möglich ausgeschlossen.

## **3.2 Methode**

Die Norm ISO 14'040 verlangt ein vierstufiges Vorgehen:

1. Festlegung der Ziele und der Rahmenbedingungen
2. Sachbilanz (Datenerhebung)
3. Wirkbilanz
4. Interpretation

Wobei die Norm dieses Vorgehen nicht als linearen Ablauf versteht, sondern als iterativen Prozess, bei dem jeweils geprüft werden muss, ob die Ergebnisse eine Anpassung der vorigen Schritte notwendig machen. Die vorliegende Studie richtete sich nach diesem Vorgehen.

### **3.2.1 Ziele und Rahmenbedingungen**

Die Vergleichsbasis, die sogenannte funktionelle Einheit, wurde mit den Autoren diskutiert und als sinnvoll für die Fragestellung erachtet. Ebenso erachtet der Reviewer die Systemgrenzen für diese Studie als korrekt gewählt. Das verwendete Kriterium zur Berücksichtigung der Detailgrenze für die Input-Materialien von 1% ist üblich, kann jedoch zu Fehlern führen, falls einerseits „unproblematische“ Materialien in grossen Mengen und „problematische“ Materialien in geringen Mengen verwendet werden. In der vorliegenden Bilanz sind nach Einschätzung der Reviewer alle relevanten Daten eingeflossen.

Die Datenqualität und die sich aus deren in Einzelfällen begrenzter Güte ergebenden Einschränkungen werden dargestellt.

### **3.2.2 Daten**

Es ist als positiv zu erwähnen, dass die erhobenen Daten und die verwendeten Grundlagedaten transparent dargestellt sind und daher eine gute Nachvollziehbarkeit über den gesamten Lebenszyklus möglich ist. Eine Überprüfung der Daten erfolgte einerseits durch Stichproben und andererseits auf Grund der Plausibilität und Relevanz der Ergebnisse. Dabei wurden keine Mängel festgestellt.

### **3.2.3 Modellierung**

Die Reviewer erachten es als wertvoll, dass die Modellierung von systembedingten Kuppelprodukten, die sich in der Bilanz im Wesentlichen auf die Gut- und Lastschriften aus dem Recycling auswirken, sowohl mit der Allokationsmethode „100:0“ als auch mit der „50:50“- Methode durchgeführt wurde.

Bei der 100:0 Allokation werden Gut- und Lastschriften für das Recycling und die Bereitstellung der Sekundärmaterialien vollständig dem abgebenden System zugeordnet, bei der 50:50 Allokation werden diese zwischen dem abgebenden und dem aufnehmenden System zu gleichen Anteilen aufgeteilt.

Bei der 100:0 Allokation richtet sich IFEU stark nach dem von der Metallindustrie priorisierten Modell, das davon ausgeht, dass bezüglich des Einsatzes der Rezyklate keine materialspezifischen Limitierungen vorliegen. Die Metalle werden einem Eisen- bzw. Aluminium-Pool zugeführt und danach hochwertig recycelt, ohne dass darauf ankommt, ob aus einer Dose wieder eine Dose wird. Wesentlich ist, dass neues Aluminium ersetzt werden kann. Da derzeit der Rezyklateinsatz noch deutlich unterhalb der Grenze der technischen Machbarkeit liegt, beispielsweise für Aluminium europaweit bei etwa 40 %, ist für die gesamte Bewertung des ökologischen Nutzen

nicht der Einsatz des Aluminiums bei der Herstellung, sondern viel mehr die Rückführung der Aluminium-Abfälle in den Verwertungspool ausschlaggebend. Deshalb schlägt der Aluminiumverband vor, bei Ökobilanzen die Herstellung immer mit Primäraluminium zu bilanzieren, dafür aber dem abgebenden System jeweils die Gutschriften aus dem Recycling zu 100 % gutzuschreiben. Dieses Vorgehen wurde in der vorliegenden Bilanz bei der 100:0 Allokation gewählt.

Bei der sensitiv durchgeführten 50:50 Allokation wurden die Gutschriften für das Aluminiumrecycling nur zu 50 % dem System gutgeschrieben. Da aber dennoch die Herstellung mit 100 % Primäraluminium gerechnet wurde, ist bei dieser Bilanz die Aluminiumdose über Gebühr benachteiligt. Geht man, wie hier geschehen, von einem open-loop-Recycling aus und das System „Dose“ erhält nur die Hälfte der Gutschriften aus dem Recycling, sind die Reviewer mit den Erstellern der Studie einig, dass die Herstellung des Aluminiums mit dem tatsächlichen Mix aus Primär- und Sekundärrohstoffen bilanziert werden sollte. Dies würde bedeuten, dass das Aluminiumrecycling bis zu dem Prozentsatz, der dem Sekundäranteil bei der Herstellung der Dose entspricht als ein „quasi-closed-loop-Recycling“ betrachtet wird. In diesem Fall würden die Aufwendungen und Gutschriften für das Recycling unabhängig von der Allokationsmethode zum größten Teil dem System zugeordnet werden. Die ggf. darüber hinaus gehenden Anteile wären als open-loop mit der 50:50 Allokation zu bilanzieren. Da die dafür notwendigen Daten nicht vorlagen, wurde diese Bilanzierung nicht entsprechend durchgeführt und die Verfasser der Studie haben die 50:50 Allokation zu Recht als „worst case“ Szenario bezeichnet. Dies führte dazu, dass das System Aludose mit dieser Allokation beim bedeutendsten Indikator „Klimawandel“ deutlich schlechter abschneidet, als bei der 100:0 Allokation. Ein ähnliches Ergebnis, weniger ausgeprägt, findet man für das System Weissblechdose. Bei den Indikatoren „Fossile Ressourcen“ und „Sommermog“ wirkt sich die Wahl der Allokationsmethode am stärksten bei den PET-Einweg-Systemen aus.

Die beiden verwendeten Allokationsmethoden zeigen somit die Spannbreiten auf, welche sich aus der Allokation ergeben. Diese Zusammenhänge wurden im Bericht dargestellt, was als sehr positiv zu erwähnen ist.

Weiter zu erwähnen ist die Modellierung des PET Recyclings. Da in der Anwendung für Bierflaschen gefärbtes PET verwendet wird, ist eine Verwendung des Regranulates für Flaschen nicht machbar. Dennoch wurde in der Modellierung des PET Recyclings ein Recycling zu „PET bottle grade“ angesetzt. Dies geschah auf Grund der Tatsache, dass keine neuen Daten für amorphes PET vorliegen, welche kompatibel sind mit dem neuen PET Datensatz, der für die Herstellung der PET Flaschen verwendet wurde. Das Flaschenrecycling wurde korrekterweise als „open loop“ bilanziert. Dies wurde im Bericht so beschrieben. Auf Grund der Datenlage ist dieses Vorgehen akzeptabel und sinnvoll, jedoch wäre es wünschenswert gewesen, den Einfluss dieser Approximation auf die Resultate besser zu beschreiben.

### 3.2.4 Auswertung und Interpretation

Die Auswertung erfolgte entsprechend der Empfehlung der Norm, durch Klassifizierung der verschiedenen Einflussfaktoren und Berechnung der Auswirkungen auf die Umwelt mit Modellen, welche auf wissenschaftlichen Grundlagen basieren. Dabei wurde speziell geprüft, ob die verwendeten Methoden der Wirkungsabschätzung dem heutigen Stand des Wissens entsprechen und die wesentlichen Auswirkungen der untersuchten Systeme umfassen. Die Reviewer erachteten die Auswahl der Auswirkungen als sinnvoll. Die Berechnungen basieren auf heute anerkannten Methoden.

Die im Bericht dokumentierte geringe Belastbarkeit der Bilanzergebnisse des Indikators Human-toxizität und der Ausschluss aus der Bewertung haben nach Einschätzung der Reviewer, die auf zahlreichen Erfahrungen mit vergleichbaren Bilanzen beruhen, keinen negativen Einfluss auf die Aussagefähigkeit der Endbewertung.

Positiv zu beurteilen ist auch die detaillierte Darstellung der relevanten Prozessbeiträge, wie Materialherstellung, Distribution oder Entsorgung.

Wünschbar wären die Berechnung der Unsicherheiten und damit der Vertrauensgrenzen der Resultate und deren Angabe z.B. mit Fehlerbalken. Damit wäre es möglich gewesen, die Signifikanz der Resultate anzugeben.

Für die Interpretation wurden entsprechend der Norm und wie in Deutschland üblich keine gesamttaggregierenden Methoden verwendet. Die Bewertungsmethode wurde umfassend und gut nachvollziehbar beschrieben.

Bezüglich der Beschreibung der Ergebnisse der Sensitivität 50:50-Allokation wäre es wünschenswert gewesen, die oben genannten Auswirkungen bezüglich der Einstufung der Metallprozesse intensiver zu diskutieren und den Einfluss der unterschiedlichen Modellierungen auf die Bilanzergebnisse darzustellen.

### **3.2.5 Schlussfolgerungen**

Die gezogenen Schlussfolgerungen sind ausgewogen und erscheinen plausibel. Entscheidend ist, dass die verschiedenen Szenarienrechnungen entweder nicht zu einer anderen Konklusion führen oder wenn doch (wie beispielsweise bei geringen Umlaufzahlen der Mehrwegsysteme), deren Auswirkungen ausführlich diskutiert werden.

Positiv ist auch, dass dabei die Einschränkungen und Unsicherheiten nicht ausser Acht gelassen, sondern klar ausgewiesen werden. Dies zeigt, dass die Autoren die Resultate sehr sorgfältig analysiert und ausgewertet haben.

Die Reviewer erachten es als positiv, dass die Autoren die komplexe Abhängigkeit der Ergebnisse von einzelnen Rahmenbedingungen, wie Umlaufzahlen der Mehrweggebilde und Transportentfernungen klar herausstellen und somit die z.T. konträren Ergebnisse klar zuordnen. Daraus werden plausible Empfehlungen für die beteiligten Akteure abgeleitet, was sehr positiv bewertet wird, da ein wesentliches Ziel einer Ökobilanz darin besteht Schwachstellen zu eruieren und Optimierungen aufzuzeigen.

### **3.2.6 Berichterstattung**

Der Bericht erfüllt alle wesentlichen Anforderungen der Norm, im Speziellen diejenigen der Transparenz und Nachvollziehbarkeit, welche als eine der wichtigsten Forderungen zu erwähnen ist. Der Bericht ist trotz des Umfangs und der Komplexität verständlich und lesbar geschrieben. Ebenfalls werden die Lücken aufgezeigt. Die Vielfalt der Ergebnisdarstellungen ist für die Transparenz sehr wichtig und daher positiv zu erwähnen. Jedoch hätte die Lesbarkeit des Berichtes gewonnen, wenn gewisse Graphiken nur im Anhang aufgeführt worden wären. Eine Zusammenfassung, welche die wesentlichen Ergebnisse für den interessierten Laien verständlich darstellt, wäre wünschenswert.

## 4 Zusammenfassende Beurteilung

Der vorliegende Bericht ist eine umfassende und transparente Arbeit zu diesem Thema. Die Schwierigkeit, trotz teilweise fehlender Grundlagen und Unsicherheiten bei den Daten und Bewertungen zu aussagekräftigen Resultaten zu gelangen, wurde sehr gut gemeistert. Damit zeigt die vorliegende Studie das heutige Wissen über die Umweltauswirkungen der untersuchten Systeme recht umfassend.

Die Prüfung der Studie hat ergeben, dass diese alle relevanten Anforderungen der Norm erfüllt. Die im Rahmen des Reviewprozesses durchgeführten Prüfungen der Rahmenbedingungen und Stichproben bezüglich Relevanz und Plausibilität lassen weiter den Schluss zu, dass die Ergebnisse im Rahmen der genannten Unsicherheiten und der aufgeführten Einschränkungen, korrekt sind, auch wenn sich ggf. in Einzelfällen oder auf Grund von neuen Entwicklungen andere Ergebnisse zeigen können.

Günter Dehoust, Maartje Sevenster, Dr. Fredy Dinkel

Darmstadt, Delft, Basel, 06. April 2010

## Anhang E: Kommentare der Autoren zum Schlussbericht der Gutachter

Die Auftragnehmer bedanken sich für faire Beurteilung der hier vorliegenden Studie durch das Kritische Gutachtergremium. Im Projektverlauf gab es eine Reihe von fruchtbaren Diskussionen zwischen den IFEU-Kollegen und den kritischen Begutachtern, die letztlich einen wichtigen Beitrag zur Qualität der vorliegenden Ökobilanzstudie geleistet haben.

Wir freuen uns über das Lob der kritischen Gutachter und können die verbliebene Kritik akzeptieren. Allerdings möchten wir von der Möglichkeit Gebrauch machen, bei einem Kritikpunkt unsere – von der der kritischen Gutachter abweichende - Sichtweise darzustellen.

### Fehlerrechnung

Im *Reviewbericht* heißt es:

„Wünschbar wären die Berechnung der Unsicherheiten und damit der Vertrauensgrenzen der Resultate und deren Angabe z.B. mit Fehlerbalken. Damit wäre es möglich gewesen, die Signifikanz der Resultate anzugeben.“

Aus Sicht der *Auftragnehmer* ist eine Signifikanzprüfung von Ökobilanzergebnissen anhand einer Fehlerrechnung mit Fehlerfortpflanzung im streng mathematischen Sinne aufgrund der Datenstruktur in Ökobilanzen problematisch (vgl. auch Kapitel 8.2). Dies hängt mit der Art der Fehler zusammen, die bei Ökoinventaren in der Regel als systematisch und nicht als zufallsverteilt einzustufen sind. Üblicherweise fehlt auch eine ausreichende Grundgesamtheit an Einzelprozessdaten, um statistisch belastbare Auswertungen (etwa Standardabweichungen) vornehmen zu können.

Erst Recht gibt es für die Gesamtheit der vielen Hundert in der vorliegenden Ökobilanz verwendeten Datensätze keine robusten Daten zu Unsicherheiten (d.h. Verteilungsfunktionen oder ähnliches). Informationen zu Unsicherheiten wie sie etwa in EcoInvent Datensätzen benannt werden wurden (bedingt durch fehlende Datengrundlagen) anhand von qualitativen oder höchstens semi-quantitativen Kriterien abgeleitet und genügen u.E. nicht den Ansprüchen statistischer Verfahren die vielmehr der Analyse einer ausreichenden Datengesamtheit bedingen.

Um weitere Unsicherheiten (z.B. durch unsichere Verteilungsfunktionen) zu vermeiden, wurde die Signifikanz der Ergebnisse in der vorliegenden Studie nicht anhand von Fehlerrechnungen, sondern z.B. durch die ergänzende Anwendung einer gewählten Signifikanzschwelle beurteilt. Den Unsicherheiten, welche über die Prozessdatenebene hinaus wichtige Randbedingungen / Parameter betreffen, wird zudem anhand durchgeführter Sensitivitätsanalysen Rechnung getragen.

Stellvertretend für das IFEU-Team:

Andreas Detzel und Martina Krüger

Heidelberg, 6. April 2010