

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

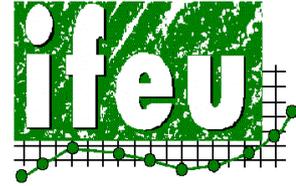


**Ökobilanz von
Getränkeverpackungen in Österreich
Sachstand 2010**

Endbericht

**im Auftrag der ARA AG (Wien),
des Ministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft sowie
des Fachverband der Nahrungs- und Genussmittelindustrie**

Heidelberg, 11. Februar 2011



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

Ökobilanz von Getränkeverpackungen in Österreich Sachstand 2010

Endbericht

Auftraggeber:

Altstoff Recycling Austria AG (ARA)

Mariahilfer Straße 123
1062 Wien

Ministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Stubenring 1
1010 Wien

Fachverband der Nahrungs-und Genussmittelindustrie

Zaunergasse 1-3
1030 Wien

Autoren:

Benedikt Kauertz
Andrea Döhner
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: ifeu@ifeu.de, Website: www.ifeu.de

Heidelberg, 11. Februar 2011

Ökobilanz von Getränkeverpackungen in Österreich - Sachstand 2010

IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Executive Summary

Im Auftrag des Ministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) sowie der Altstoff Recycling Austria AG (ARA) und des Fachverbands der Nahrungs- und Genussmittelindustrie führte das Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg (IFEU) eine Ökobilanz von Mineralwasser- und Limonadenverpackungen unter den Rahmenbedingungen des Österreichischen Marktes durch. Das Bezugsjahr der Studie ist das Jahr 2010. Die folgenden Aspekte standen im Vordergrund der Untersuchung:

1. der ökobilanzielle Vergleich zwischen den marktdominanten PET Einwegflaschen und der Glas Mehrwegflasche, und zwar
 - A. unter den Randbedingungen eines österreichweiten Vertriebs der Flaschen sowie
 - B. unter den Randbedingungen eines regionalen Vertriebs der Flaschen (Distributionsentfernung von 60 km, Direktvertrieb)
2. die ökobilanzielle Position der nicht mehr am Markt erhältlichen PET Mehrwegflasche

Das Ziel der Untersuchung war es, wissenschaftliche fundierte Grundlagen zur Versachlichung der aktuell in Österreich geführten Einweg-/Mehrwegdiskussion zu erarbeiten. Dafür wurden in der Ökobilanzstudie verschiedene Ressourcen- und Emissionsbezogene Wirkungskategorien ausgewertet. Auf Wunsch der Auftraggeber wurden insbesondere Plausibilität und Gültigkeit der Eingangsparameter Transportdistanzen, stoffliche Verwertungsquoten, Gebindegewichte, Umlaufzahlen sowie eingesetzte Verpackungsgrößen und -materialien geprüft.

Da die Studie vergleichende Aussagen enthält und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden soll, wurde sie nach Maßgabe der ISO Norm für vergleichende Ökobilanzen (ISO 14040 – 14044) einer begleitenden kritischen Begutachtung durch Prof. Dr. W. Klöpffer (LCA Consult & Review Frankfurt), Prof. Dr. H. Rechberger (TU Wien) und Dipl.-Umweltwiss. U. Eickhoff (Friends of the Earth, Global 2000) unterzogen. Das Gutachten bestätigte die Übereinstimmung mit der internationalen Norm sowie dem Stand der Ökobilanztechnik. Zum Projekt wurde zusätzlich ein fachlicher Begleitkreis eingerichtet, dem außer den schon genannten Auftraggebern und Auftragnehmern Vertreter der Getränkeabfüller, der Wirtschaftskammer und des österreichischen Ökologieinstitutes angehörten.

Folgende Verpackungssysteme wurden in der Studie untersucht

- 1,0L Glas Mehrwegflaschen für Mineralwasser und Limonade
- 1,5L PET Einwegflasche für Mineralwasser
- 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen für Limonade; sowie ergänzend
- 1,5L PET Mehrwegflasche für Mineralwasser und Limonade

Die 1,5L PET Mehrwegflasche befindet sich in Österreich nicht mehr im Handel, sie wurde daher in der Studie als „hypothetisches“ Verpackungssystem bilanziert. Die anderen genannten Verpackungen repräsentieren die derzeit mengenmäßig wichtigsten Getränkeflaschen für Mineralwasser und Limonade in Österreich.

In der Studie fand eine umfangreiche Erhebung von Primärdaten sowie eine Prüfung existierender Daten bezüglich ihrer Anwendbarkeit in der aktuellen Studie statt:

Getränkedistribution

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde ein neues, für Österreich repräsentatives Modell für die nationale Getränkedistribution erarbeitet, welches auf folgenden, im Begleitkreis zur Studie diskutierten Annahmen basiert:

- Die Getränke werden unabhängig von der jeweiligen Verpackungsart gleich weit distribuiert.
- Die Distribution erfolgt ausschließlich über die Zentrallager des Handels.
- Die Distanz der unvermeidbaren Leerfahrt in den PET Einwegsystemen beträgt nur einen Teil der Distanz vom Abfüller zum Zentrallager des Handels.

Ausgehend von diesen Festlegungen und den Ergebnissen der Datenaufnahme lassen sich für die untersuchten Verpackungssysteme die in Tabelle 1 dargestellten durchschnittlichen österreichweiten Distributionsdistanzen ableiten.

Tabelle 1 Transportparameter für die Distribution von Mineralwasser und Limonade im Rahmen der aktuellen Ökobilanzstudie

| System | | 1. Distributionsstufe | 2. Distributionsstufe | Mittelwert Gesamtdistanz |
|---------------------------------------|-------------------|-------------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | | vom Abfüller zum Zentrallager | vom Zentrallager zum POS | |
| Distribution von Mineralwasser | | | | |
| Mehrweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 472 km |
| | Distanz voll (km) | 189 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 189 km | 47 km | |
| Einweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 340 km |
| | Distanz voll (km) | 189 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 57 km | 47 km | |
| Distribution von Limonaden | | | | |
| Mehrweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 462 km |
| | Distanz voll (km) | 184 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 184 km | 47 km | |
| Einweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 333 km |
| | Distanz voll (km) | 184 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 55 km | 47 km | |

Stoffliche Verwertungsquoten (wichtig für Einwegsysteme) und Umlaufzahl (wichtig bei Mehrweg)

82% der in Österreich verkauften 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen werden zur Verwertung erfasst. Mehr als 75% der Marktmenge werden einer stofflichen Verwertung zugeführt und immerhin mehr als 50% aller Flaschen werden wieder zu lebensmittelverpackungstauglichem PET Material recycelt. Die durchschnittlichen Rezyklatanteile in den Österreichischen Flaschen liegen derzeit zw. 20% und 35% - in Einzelfällen auch höher.

Für die Berechnung der ökobilanziellen Ergebnisse der Glas Mehrwegflaschen wurde angesetzt, dass diese 30 mal wiederbefüllt werden. Dadurch werden die durch Herstellung und der Entsorgung der Flaschen entstehenden Systemlasten erheblich reduziert. Rechnerisch wird dadurch je Füllung jeweils nur ein 30stel des Flaschengewichts als neue Glasflasche benötigt.

Gebindegewichte

Die im Rahmen der Studie angesetzten Flaschengewichte stellen das Marktmittel mit hoher Repräsentanz dar. Insgesamt zeigte die Datenerhebung eine hohe Bandbreite der eingesetzten Flaschengewichte und weist somit auf die hier noch bestehenden Optimierungspotenziale hin.

Daten der Verpackungsmaterialien

Sowohl für die PET-Herstellung als auch für die Glas-Herstellung kamen aktuelle Prozessdaten zur Anwendung. Die Glasdaten wurden eigens für die vorliegende Ökobilanz bei Vetropack erhoben.

Der ökobilanzielle Vergleich zwischen den PET Einwegflaschen und den Glas Mehrwegflaschen zeigt folgendes Bild (vgl. Tabelle 2):

- Unter den Randbedingungen eines österreichweiten Vertriebs zeigen die PET Einwegflaschen für Mineralwasser und Limonaden in der Summe keinen Vor- oder Nachteil gegenüber den Glas Mehrwegflaschen. Diese untersuchte Variante bildet die heutigen Marktgegebenheiten in Österreich bestmöglich ab.
- Unter den Randbedingungen eines regionalen Vertriebs (Direktvertrieb, 60 km) zeigen die Glas Mehrwegflaschen für Mineralwässer einen Vorteil gegenüber den PET Einwegflaschen. Für das Füllgutsegment Limonade wurde der ökobilanzielle Vergleich unter den Randbedingungen eines regionalen Vertriebs nicht eigens bilanziert, die Ergebnisse sind jedoch übertragbar.

Wesentlich für das Ergebnis ist das hohe Recyclingniveau einschließlich der Bottle-to-bottle-Verwertung der Kunststoffflaschen in Österreich. Bei PET-Einwegflaschen sind die Prozesse der Verpackungsherstellung und Verwertung die systemrelevanten Einflussparameter. Optimierungspotenziale zeigen sich beim Flaschengewicht sowie beim verwendeten Anteil von PET Recyclat, deren Auswirkungen allerdings im Ergebnis dieser Studie nicht berücksichtigt wurden.

Positiv für die Glas Mehrwegflasche wirkt sich der niedrige Ressourcenverbrauch durch die angesetzte Zahl von 30 Umläufen aus. Nachteilig auf das ökobilanzielle Ergebnis von Glas Mehrwegflaschen ist vor allem die Distribution, weil sich durch die Notwendigkeit einer Hin- und Rückfahrtlogistik im Vergleich mit den PET Einwegsystemen längere Fahrtstrecken ergeben. Ein weiterer Faktor ist die erforderliche Reinigung der Flaschen und Kisten, die im Vergleich zu den PET Einwegsystemen zu höheren Umweltlasten bei der Abfüllung führen. Auch bei Mehrwegsystemen bestehen technische Optimierungspotenziale, die jedoch im Markt nicht umgesetzt sind und daher keinen Eingang in diese Studie gefunden haben.

Die im Rahmen der Studie „hypothetisch“ betrachtete PET Mehrwegflasche zeigt in der Gesamtschau aller Ergebnisse das beste ökobilanzielle Profil, da diese Verpackung das - insbesondere bei der Distribution - vorteilhafte geringe Gewicht der PET Einwegsysteme mit den aufgrund der mehrfachen Nutzung der Flaschen geringen Herstellungs- und Entsorgungslasten der Glas Mehrwegsysteme vereint (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 2: Synopse der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs PET Einweg vs. Glas Mehrweg

| Wirkungskategorie | Füllgut Mineralwasser | | Füllgut Limonade | |
|---|---|---|--|--|
| | 1,5L PET-EW im Vergleich zu 1,0L Glas-MW (nationaler Vertrieb) | 1,5L PET-EW im Vergleich zu 1,0L Glas-MW (regionaler Vertrieb) | 1,5L PET-EW/ im Vergleich zu 1,0L Glas-MW (nationaler Vertrieb) | 2,0L PET-EW/ im Vergleich zu 1,0L Glas-MW (nationaler Vertrieb) |
| Sehr große ökologische Priorität | | | | |
| Klimawandel | Kein signifikanter Unterschied | Höher | Kein signifikanter Unterschied | Kein signifikanter Unterschied |
| große ökologische Priorität | | | | |
| Versauerung | Geringer | Höher | Geringer | Geringer |
| Terrestrische Eutrophierung | Geringer | Kein signifikanter Unterschied | Geringer | Geringer |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | Geringer | Kein signifikanter Unterschied | Geringer | Geringer |
| mittlere ökologische Priorität | | | | |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | Kein signifikanter Unterschied | Höher | Höher | Höher |
| Sommersmog | Höher | Höher | Höher | Höher |
| Aquatische Eutrophierung | Höher | Höher | Höher | Höher |
| ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung | | | | |
| Naturraum: versiegelte Fläche | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| Naturraum: Forstfläche | Höher | Höher | Höher | Höher |

Rote Felder: höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Vorteil für das Referenzsystem Glas Mehrweg
Grüne Felder: geringere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Nachteil für das Referenzsystem Glas Mehrweg
Anmerkung: Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Tabelle 3: Synopse der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs PET Mehrweg vs. Glas Mehrweg und PET Einweg

| Wirkungskategorie | Füllgut Mineralwasser | | Füllgut Limonade | |
|---|--|---|--|---|
| | 1,5L PET-MW im Vergleich zu 1,0L Glas-MW | 1,5L PET-MW im Vergleich zu 1,5L PET-EW | 1,5L PET-MW im Vergleich zu 1,0L Glas-MW | 1,5L PET-MW im Vergleich zu 1,5L PET-EW |
| Sehr große ökologische Priorität | | | | |
| Klimawandel | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| große ökologische Priorität | | | | |
| Versauerung | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| Terrestrische Eutrophierung | Geringer | Kein signifikanter Unterschied | Geringer | Kein signifikanter Unterschied |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | Geringer | Geringer | Geringer | Kein signifikanter Unterschied |
| mittlere ökologische Priorität | | | | |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| Sommersmog | Geringer | Geringer | Kein signifikanter Unterschied | Geringer |
| Aquatische Eutrophierung | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung | | | | |
| Naturraum: versiegelte Fläche | Geringer | Höher | Geringer | Höher |
| Naturraum: Forstfläche | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |

Rote Felder: höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg bzw. PET Einweg -> Vorteil für das Referenzsystem Glas Mehrweg bzw. PET Einweg
Grüne Felder: geringere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg bzw. PET Einweg -> Nachteil für das Referenzsystem Glas Mehrweg bzw. PET Einweg
Anmerkung: Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Exkurs Antimon

Bezüglich der immer wieder in den Medien diskutierten Migration von Antimon (Sb) in die Getränke wurde die aktuell verfügbare Literatur ausgewertet. Demnach hat insbesondere die Lagertemperatur einen Einfluss auf das Migrationsverhalten. Bei einer Lagerung bei Raumtemperatur wird der Trinkwassergrenzwert nicht erreicht. Jedoch sind längere Lagerzeiten bei Temperaturen über 40°C zu vermeiden. Die Lagerung einer 500 ml Flasche bei 40°C würde nach ca. 6 Monaten (Sb-Gehalt 224 ppm im PET) bzw. ca. 2 Monaten (Sb-Gehalt 350 ppm im PET) zur Überschreitung des Trinkwassergrenzwerts führen. Insbesondere im Sommer müssen PET-Getränkeflaschen daher vor direkter Sonneneinstrahlung geschützt werden.

Ergänzende Anmerkungen

Die Ergebnisse der Studie gelten für die hier untersuchten Verpackungssysteme und dürfen nicht ohne weiteres für den Vergleich Einweg/Mehrweg verallgemeinert werden, sondern betreffen nur die in dieser Studie untersuchten Gebindegrößen.

Aspekte des Nachfrageverhaltens, der Akzeptanz einzelner Verpackungssysteme durch KonsumentInnen oder betriebswirtschaftliche Effekte waren nicht Gegenstand der Studie.

Inhalt

| | |
|---|------|
| Inhalt..... | I |
| Abbildungsverzeichnis..... | V |
| Abkürzungsverzeichnis..... | VIII |
| 1 Ziel und Rahmen der Studie | 1 |
| 1.1 Hintergrund und Zielsetzung..... | 1 |
| 1.2 Organisation der Studie..... | 2 |
| 1.3 Critical Review Verfahren..... | 3 |
| 1.4 Anwendung und Zielgruppe der Studie..... | 3 |
| 1.5 Betrachtete Produktsysteme..... | 3 |
| 1.6 Funktionelle Einheit..... | 4 |
| 1.7 Lebensweg und Systemgrenzen | 4 |
| 1.8 Datenerhebung und Datenqualität | 5 |
| 1.8.1 Zeitlicher Bezug..... | 6 |
| 1.8.2 Geographischer Bezug | 6 |
| 1.8.3 Technologischer Bezug..... | 6 |
| 1.9 Allokation..... | 7 |
| 1.9.1 Allokation auf Prozessebene..... | 7 |
| 1.9.2 Allokation auf Systemebene..... | 8 |
| 1.10 Vorgehen bei Wirkungsabschätzung und Auswertung | 13 |
| 1.10.1 Wirkungskategorien und -indikatoren..... | 13 |
| 1.10.2 Optionale Elemente | 16 |
| 2 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien..... | 18 |
| 2.1 Auswahl der untersuchten Verpackungssysteme | 18 |
| 2.2 Beschreibung der untersuchten Verpackungssysteme | 22 |
| 2.2.1 Glas Mehrwegflaschen..... | 22 |
| 2.2.2 PET Einwegflaschen..... | 24 |
| 2.2.3 PET Mehrwegflaschen („hypothetisch“ bilanziertes Verpackungssystem) | 27 |
| 2.3 Umfasste Szenarien | 30 |
| 2.3.1 Basisszenarien..... | 30 |
| 2.3.2 Sensitivitätsanalyse..... | 30 |
| 3 Ausgewählte Daten zur Sachbilanz | 33 |
| 3.1 Grundstoffherstellung | 34 |
| 3.1.1 Kunststoffherstellung..... | 34 |
| 3.1.2 Herstellung von Aluminiumbarren und -bändern | 36 |
| 3.1.3 Zellstoffherstellung..... | 37 |
| 3.2 Verpackungsherstellung..... | 37 |
| 3.2.1 Herstellung von Glas und Glasflaschen..... | 37 |
| 3.2.2 Herstellung von PET Flaschen..... | 38 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 3.3 | Abfülldaten | 39 |
| 3.4 | Annahmen zur Getränkedistribution | 39 |
| 3.4.1 | <i>Funktionsweise der Distributionsmodelle</i> | 40 |
| 3.4.2 | <i>Ableitung der Transportentfernungen</i> | 42 |
| 3.5 | Sortierung, Verwertung und Beseitigung gebrauchter Flaschen | 43 |
| 3.5.1 | <i>Sortierung der erfassten PET Einwegflaschen</i> | 45 |
| 3.5.2 | <i>Recycling der PET-Einwegflaschen</i> | 45 |
| 3.5.3 | <i>Verwertung der Mischkunststoff-Fraktion</i> | 47 |
| 3.6 | Hintergrunddaten | 48 |
| 3.6.1 | <i>LKW-Transporte</i> | 48 |
| 3.6.2 | <i>Strombereitstellung</i> | 49 |
| 4 | Ergebnisse der Wirkungsabschätzung | 51 |
| 4.1 | Ergebnisse der Basisszenarien | 54 |
| 4.1.1 | <i>Ergebnisgrafiken</i> | 55 |
| 4.1.2 | <i>Beschreibung der Ergebnisse</i> | 58 |
| 4.1.3 | <i>Systemvergleich</i> | 61 |
| 4.2 | Ergebnisse der Basisszenarien unter Anwendung einer alternativen Bewertungsmethode (USEtox) | 64 |
| 4.2.1 | <i>Ergebnisgrafiken</i> | 65 |
| 4.2.2 | <i>Beschreibung der Ergebnisse</i> | 66 |
| 4.2.3 | <i>Beschreibung der Schadstoffbeiträge</i> | 67 |
| 4.2.4 | <i>Systemvergleich</i> | 72 |
| 4.3 | Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen | 73 |
| 4.3.1 | <i>Sensitivitätsanalyse hinsichtlich PET Mehrwegflaschen</i> | 73 |
| 4.3.2 | <i>Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte der PET Einwegflaschen</i> | 81 |
| 4.3.3 | <i>Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distributionsentfernungen</i> | 87 |
| 4.3.4 | <i>Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokationsentscheidung</i> | 98 |
| 5 | Normierung | 105 |
| 5.1.1 | <i>Normierte Ergebnisse der Basisszenarien</i> | 107 |
| 5.1.2 | <i>Normierte Ergebnisse ausgewählter Sensitivitäten</i> | 109 |
| 6 | Auswertung | 113 |
| 6.1 | Vollständigkeit, Konsistenz und Datenqualität | 113 |
| 6.2 | Signifikanz der Unterschiede | 113 |
| 6.3 | Auswertestrategie | 114 |
| 6.4 | Bewertung der Ergebnisse der Basisszenarien | 121 |
| 6.4.1 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche</i> | 122 |
| 6.4.2 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:</i> | 122 |
| 6.4.3 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 2,0L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:</i> | 123 |
| 6.4.4 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung einer alternativen Bewertungsmethode (USEtox)</i> | 124 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 6.5 | Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen | 125 |
| 6.5.1 | <i>Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich PET Mehrwegflaschen</i> 125 | |
| 6.5.2 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:...</i> | 126 |
| 6.5.3 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:.....</i> | 127 |
| 6.5.4 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,5L PET Einwegflasche:</i> | 128 |
| 6.5.5 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit der 1,5L PET Einwegflasche:</i> | 129 |
| 6.5.6 | <i>Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte der PET Einwegflaschen.....</i> | 129 |
| 6.5.7 | <i>Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distributionsentfernungen.....</i> | 130 |
| 6.5.8 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Annahme einer regionalen Distribution:.....</i> | 131 |
| 6.5.9 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Annahme einer überregionalen Distribution:.....</i> | 132 |
| 6.5.10 | <i>Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokationsentscheidung.....</i> | 133 |
| 6.5.11 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung der 0% Allokation:.....</i> | 133 |
| 6.5.12 | <i>Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung der 100% Allokation:.....</i> | 134 |
| 6.6 | Abschließende Bewertung des ökobilanziellen Vergleiches der untersuchten Verpackungssysteme..... | 136 |
| 6.6.1 | <i>Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs.....</i> | 136 |
| 6.6.2 | <i>Ergebnisrelevante Einflussfaktoren PET Einweg.....</i> | 136 |
| 6.6.3 | <i>Ergebnisrelevante Einflussfaktoren Glas Mehrweg.....</i> | 137 |
| 6.6.4 | <i>Ergebnisrelevante Einflussfaktoren PET Mehrweg („hypothetisch“ bilanziertes System)</i> 137 | |
| 6.6.5 | <i>Einfluss der Distribution auf die Ergebnisse der Verpackungssysteme und des ökobilanziellen Vergleichs.....</i> | 138 |
| 6.6.6 | <i>Einfluss der Allokation auf die Ergebnisse der Verpackungssysteme und des ökobilanziellen Vergleichs.....</i> | 139 |
| 6.7 | Einschränkungen | 140 |
| 6.7.1 | <i>Einschränkungen durch die Auswahl der Marktsegmente</i> | 140 |
| 6.7.2 | <i>Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der Verpackungssysteme</i> | 140 |
| 6.7.3 | <i>Einschränkungen hinsichtlich der Verpackungsspezifikationen</i> | 140 |
| 6.7.4 | <i>Einschränkungen bezüglich zukünftiger Entwicklungen</i> | 141 |
| 6.7.5 | <i>Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode.....</i> | 141 |
| 6.7.6 | <i>Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse.....</i> | 141 |
| 6.7.7 | <i>Einschränkungen bezüglich der verwendeten Daten.....</i> | 141 |
| 6.8 | Diskussion zum Thema Antimon aus PET-Flaschen..... | 142 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 6.8.1 | <i>Antimonemissionen im Lebenszyklus von PET-Getränkeflaschen</i> | 142 |
| 6.8.2 | <i>Antimonmigration aus dem Flaschenmaterial ins Getränk</i> | 146 |
| 6.8.3 | <i>Bewertung</i> | 148 |
| 7 | Schlussfolgerungen und Empfehlungen | 150 |
| 7.1 | Schlussfolgerungen und Erkenntnisgewinne | 150 |
| 7.2 | Zielgruppenspezifische Empfehlungen..... | 152 |
| 8 | Literaturverzeichnis..... | 155 |
| | Anhang I. Erläuterung der Wirkungskategorien..... | 159 |
| | Anhang II. Sensitivitätsanalyse zur Strombereitstellung..... | 171 |
| | Anhang III. Vergleich der verschiedenen Datensätze für PET und Glas | 177 |
| | Anhang IV. Nettoergebnisse der untersuchten Szenarien | 178 |
| | Anhang V. Schlussbericht zur kritischen Prüfung nach ISO 14040 + 14044..... | 181 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|-----------------|--|----|
| Abbildung 1-1: | Schema für nicht gekoppelte Systeme | 10 |
| Abbildung 1-2: | Schema für gekoppelte Systeme..... | 11 |
| Abbildung 1-3: | Schema für gekoppelte Systeme 50% Allokation..... | 11 |
| Abbildung 1-4: | Schema für gekoppelte Systeme 100% Allokation..... | 12 |
| Abbildung 1-5: | Schema für gekoppelte Systeme 0% Allokation..... | 12 |
| Abbildung 2-1: | Wasser und Limonadenmarkt in Österreich 2009 | 19 |
| Abbildung 2-2: | Verpackungsportfolio kohlenensäurehaltiger Mineralwässer in Österreich 2009 | 20 |
| Abbildung 2-3: | Verpackungsportfolio kohlenensäurehaltiger Limonaden in Österreich 2009 .. | 20 |
| Abbildung 2-4: | Stoffflußbild 1,0L Glas Mehrwegflasche (Mineralwasser) | 29 |
| Abbildung 2-5: | Stoffflußbild 1,5L PET Einwegflasche (Mineralwasser)..... | 29 |
| Abbildung 3-1: | Funktionsweise der Mehrwegdistribution | 41 |
| Abbildung 3-2: | Funktionsweise der Einwegdistribution | 42 |
| Abbildung 3-3: | Verwertungswege gebrauchter 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen | 45 |
| Abbildung 3-4: | Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad..... | 49 |
| Abbildung 4-1: | Lesehilfe für die Sektoralgrafiken | 53 |
| Abbildung 4-2: | Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Versauerung und terrestrische Eutrophierung..... | 55 |
| Abbildung 4-3: | Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche, Humantoxizität Feinstaub (PM 10) und Fahrleistung (LKW) | 56 |
| Abbildung 4-4: | Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren kumulierter Prozesswasserverbrauch und kumulierter Energieaufwand (gesamt) | 57 |
| Abbildung 4-5: | Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht-carcinogen | 65 |
| Abbildung 4-6: | Schadstoffbeiträge der 1,0L Glas Mehrwegflasche für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht- carcinogen..... | 68 |
| Abbildung 4-7: | Schadstoffbeiträge der 1,5L PET Einwegflasche für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht- carcinogen..... | 69 |
| Abbildung 4-8: | Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog | 74 |
| Abbildung 4-9: | Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Versauerung sowie terrestrische und aquatische Eutrophierung | 75 |
| Abbildung 4-10: | Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche und Humantoxizität Feinstaub (PM 10)..... | 76 |
| Abbildung 4-11: | Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Fahrleistung (LKW), Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt)..... | 77 |

| | |
|---|-----|
| Abbildung 4-12: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog..... | 82 |
| Abbildung 4-13: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Versauerung sowie terrestrische und aquatische Eutrophierung..... | 83 |
| Abbildung 4-14: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche und Humantoxizität Feinstaub (PM 10)..... | 84 |
| Abbildung 4-15: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Fahrleistung (LKW), Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt)..... | 85 |
| Abbildung 4-16: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zur Distribution für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog | 89 |
| Abbildung 4-17: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution für die Indikatoren Versauerung und terrestrische sowie aquatische Eutrophierung | 90 |
| Abbildung 4-18: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution für die Indikatoren Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche und Humantoxizität Feinstaub (PM 10)..... | 91 |
| Abbildung 4-19: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution für die Indikatoren Fahrleistung LKW, Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | 92 |
| Abbildung 4-20: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokation für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch, Versauerung und Sommersmog..... | 99 |
| Abbildung 4-21: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokation für die Indikatoren terrestrische und aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche | 100 |
| Abbildung 4-22: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokation für die Indikatoren Humantoxizität :Feinstaub (PM 10), Fahrleistung LKW, Kumulierter Prozesswasserbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt)..... | 101 |
| Abbildung 5-1: Einwohnerwerte Untersuchungsgruppe kohlenstoffhaltige Mineralwässer für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut | 108 |
| Abbildung 5-2: Einwohnerwerte Untersuchungsgruppe kohlenstoffhaltige Limonaden für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut | 109 |
| Abbildung 5-3: Einwohnerwerte Untersuchungsgruppe kohlenstoffhaltige Limonaden für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut | 110 |
| Abbildung 5-4: Einwohnerwerte Sensitivität PET Mehrweg kohlenstoffhaltige Limonaden für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut | 111 |
| Abbildung 5-5: Einwohnerwerte Sensitivität regionale Distribution kohlenstoffhaltiger Mineralwässer für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut..... | 112 |
| Abbildung 6-1: Verteilung der Antimonemissionen zwischen Herstellung und Entsorgung von PET-Flaschen..... | 144 |
| Abbildung 6-2: Verteilung der Antimonemissionen zwischen den verschiedenen Bereichen der Entsorgung von PET-Flaschen | 144 |

Abbildung 6-3: Migration von Antimon aus der Flasche in das Füllgut [Welle 2010] 147

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------|--|
| APME | Association of Plastic Manufacturers in Europe |
| ARA | Altstoff Recycling Austria AG |
| ARGEV | ARGEV Verpackungsverwertungs-Ges.m.b.H |
| AzB | Abfall zur Beseitigung |
| AzV | Abfall zur Verwertung |
| BMLFUW | Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft |
| CO ₂ | Kohlendioxid |
| CSD | Carbonated Soft Drinks (kohlenensäurehaltige Erfrischungsgetränke) |
| EBS | Ersatzbrennstoff |
| EDW | Einwohnerdurchschnittswert |
| ELCD | European Life Cycle Database |
| EVA | Ethylenvinylacetat |
| EW | Einweg |
| GAM | Getränkeabholmarkt |
| GDB | Genossenschaft Deutscher Brunnen |
| GFGH | Getränkefachgroßhandel |
| GS | Gutschrift |
| GVM | Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung |
| HDPE | High Density Polyethylene (Polyethylen hoher Dichte) |
| IK | Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. |
| LDPE | Low Density Polyethylene (Polyethylen geringer Dichte) |
| LEH | Lebensmitteleinzelhandel |
| MBA | mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage |
| MKS | Mischkunststoffe |
| MSWI | Municipal Solid Waste Incineration (Müllverbrennung) |
| MVA | Müllverbrennungsanlage |
| MW | Mehrweg |
| MöVE | Mehrweg- und ökologisch vorteilhafte Verpackung |
| NO _x | Stickoxide |
| NMVOC | non methane volatile organic compounds (nicht methanhaltige Flüchtige organische |

| | |
|----------|--|
| | Verbindungen) |
| ÖKK | Österreichischer Kunststoff Kreislauf AG |
| PE | Polyethylen |
| PET | Polyethylenterephthalat |
| POCP | Photooxidantienbildungspotential |
| PP | Polypropylen |
| PTA | Terephthalsäure |
| ROE | Rohöl-Ressourcen-Äquivalenzwert |
| rPET | PET-Rezyklat |
| SBM | Stretch Blow Molding (Streckblas-Verfahren) |
| SBW | Selbstbedienungswarenhaus |
| SSP | Solid State Polycondensation |
| UBA-II | Phase 1 und Phase 2 der 2. Ökobilanz des UBA zu Getränkeverpackungen |
| UBA-II/1 | Phase 1 der 2. Ökobilanz des UBA zu Getränkeverpackungen |
| UBA-II/2 | Phase 2 der 2. Ökobilanz des UBA zu Getränkeverpackungen |
| URRC | Recyclingverfahren für PET-Flaschen zum B-t-B-Einsatz der Fa. United Resource Recovery Corp.'s |
| VACUREMA | PET-Recyclingverfahren der Firma EREMA |
| VM | Verbrauchermarkt |
| VOC | flüchtige organische Verbindungen |

1 Ziel und Rahmen der Studie

1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Getränkeverpackungen für Mineralwasser und Erfrischungsgetränke waren in Österreich in den letzten Jahren wiederholt Gegenstand von Ökobilanzen u.a.:

- ISO-konforme „Ökobilanz zur PET-Einwegflasche in Österreich“ [IFEU 2004] und
- interne Ökobilanz „Aktuelle Ökobilanz zur 1,5L-PET-Einwegflasche in Österreich“ [IFEU 2007].

Die Studie aus dem Jahre 2004 bildete erstmalig die ökobilanzielle Position der PET-Einwegflasche im Vergleich mit der Glas-Mehrwegflasche für den Geltungsbereich der österreichischen Verhältnisse ab. Neben der Analyse des damaligen Status-Quo wurden in der PET Ökobilanz 2004 verschiedene abfallwirtschaftliche Varianten untersucht. Dabei zeigte es sich, dass im Besonderen das Bottle-to-Bottle (B-t-B) Recycling sowie die optimierte Flaschensammlung erhebliche Optimierungspotenziale für das Umweltwirkungsprofil der PET-Einwegflasche versprachen.

Die Ergebnisse der Studie fanden Berücksichtigung bei der Erstellung der Nachhaltigkeitsagenda der österreichischen Getränkewirtschaft, die im Januar 2005 verabschiedet wurde und die für den Zeitraum 2005 bis 2007 galt. Die Nachhaltigkeitsagenda enthielt unter anderem die Verpflichtung zur Etablierung eines B-t-B Recyclings mit jährlich steigenden Erfüllungsquoten. Durch die zwischenzeitliche Inbetriebnahme der Anlage in Müllendorf (AT) wurden die Weichen für ein funktionierendes Bottle-to-Bottle in Österreich gestellt.

Im Vorfeld der Fortschreibung dieser Nachhaltigkeitsagenda im Jahr 2007 beauftragte der Verband der Getränkehersteller Österreichs (Getränkeverband) das IFEU, das ökologische Profil der PET Einwegsysteme in Österreich bei Annahme einer kompletten Umsetzung der vereinbarten Mengenströme zu bilanzieren und im Vergleich zum Glas-Mehrwegsystem darzustellen. Die Erkenntnisse dienten der österreichischen Verpackungs- und Getränkeindustrie als Hilfestellung für die Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsagenda im Zuge der nächsten Verpflichtungsperiode. Die Studie aus dem Jahre 2007 war dabei als interne Aktualisierung der Studie von 2004 ausgelegt und wurde deshalb keiner kritischen Begutachtung entsprechend der ISO Norm unterzogen.

Im Rahmen der Neudefinition der Nachhaltigkeitsagenda des Getränkeverbandes in der Verpflichtungsperiode 2008 bis 2017 verspricht die Wirtschaft entlang der gesamten Wertschöpfungskette der Getränkeverpackungen eine Reduktion von CO₂ und anderen treibhausrelevanten Gasen um insgesamt 10% gegenüber dem Ausgangswert von 2007. Auch in diesem Zusammenhang besteht seitens der Auftraggeber ein Interesse an der hier vorgelegten Studie.

Die aktuelle Einweg vs. Mehrweg Diskussion in Österreich ist nicht zuletzt auch geprägt durch das Sinken der Mehrweganteile im Füllgutbereich Mineralwässer und dem Verschwinden der PET Mehrwegflasche vom Markt sowie durch zwei Studien, welche in den letzten Monaten erneut für Diskussionspotenzial gesorgt haben.

Dabei handelt es sich zum einen um die Ausarbeitung „Mehrweg hat Zukunft!“ des österreichischen Ökologie Institutes [ÖÖI 2009], in der – unter Analyse der verschiedenen Bepfandungs- und sonstigen Steuerinstrumente im europäischen Ausland - Modelle und Modellbausteine ausgearbeitet wurden,

die eine umweltpolitische Maßnahme zur Steigerung von Mehrweggetränkeverpackungen in Österreich darstellen sollen.

Zum anderen sind die Ergebnisse der im April 2010 veröffentlichten Ökobilanz für PET Einwegflaschen in Deutschland, die im Auftrag des deutschen Industrieverbandes Kunststoffverpackungen erstellt wurde, zu betrachten [IFEU 2010]. Im Rahmen dieser normkonformen Ökobilanz zeigte sich, dass aktuell beim ökobilanziellen Vergleich der in Deutschland verbreiteten 0,7L Glas Mehrwegflasche für karbonisierte Getränke und der 1,5L PET Einwegflasche für karbonisierte Getränke unter den Rahmenbedingungen des deutschen Getränkemarktes insgesamt kein eindeutiger ökologischer Vor- oder Nachteil für eines der beiden Verpackungssysteme zu erkennen ist.

Ziel der Auftraggeber des Projektes ist es nun, diese Einweg/Mehrweg Diskussion zu versachlichen. Vor diesem Hintergrund sollen mit Hilfe der aktuellen Studie die in den vorherigen Studien getroffenen Annahmen erneut grundlegend überprüft und ggf. angepasst werden. Die Studie soll sachbasierte Informationen zur ökologischen Bewertung von Wasser- und Limonadenverpackungen unter den Randbedingungen des österreichischen Marktes liefern. Daher soll sie auch erneut den Anforderungen der ISO 14040/14044 für vergleichende und der Öffentlichkeit zugängliche Ökobilanzen genügen. Dabei kann auf die bereits in früheren Ökobilanzstudien ([IFEU 2004] und [IFEU 2007]) erarbeiteten Datengrundlagen und Verpackungsmodelle zurückgegriffen werden.

Auf Anregung des kritischen Gutachterkreises wird auch ein Stoffflussbild für Antimon Emissionen im System der PET Flaschen dargestellt. Weiterhin werden in diesem Zusammenhang aktuelle Informationen zur Thematik der Migration von Antimon aus der Verpackung in das Füllgut diskutiert. Das letztgenannte Thema ist eigentlich nicht Bestandteil einer Ökobilanz, sondern gehört in das Themenfeld der Lebensmittelsicherheit und ist lediglich als thematische Ergänzung zu der eigentlichen Ökobilanz zu verstehen.

1.2 Organisation der Studie

Auftraggeber der Studie sind die Altstoff Recycling Austria AG (ARA), das Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) und der Fachverband der Nahrungs- und Genussmittelindustrie. Die Koordination obliegt wie bereits in der Studie aus dem Jahre 2004 der ARA. Die ARA ist Systemträger für die Sammlung und Verwertung von Verpackungsabfällen in ganz Österreich und wird im Projekt durch Dieter Schuch (Leiter Technische Services) repräsentiert. Das BMLFUW wird im Projekt durch Dr. Christian Keri und der Fachverband der Nahrungs- und Genussmittelindustrie durch Dr. Johann Brunner vertreten.

Das Projekt wird vom Institut für Energie und Umweltforschung GmbH (IFEU) in Heidelberg durchgeführt. Projektbearbeiter auf Seiten des IFEU sind Benedikt Kauertz, Andrea Döhner und Andreas Detzel.

Zum Projekt wird ein fachlicher Begleitkreis eingerichtet, dem außer den schon genannten Auftraggebern und Auftragnehmern zusätzlich Susanne Lontzen (Coca Cola), Prof. Dr. Christoph Scharff (ARA), Herbert Schlossnikl (Vöslauer), Christian Pladerer (österreichisches Ökologieinstitut), Roman Seeliger und Irmgrad Poschacher (WKO) angehören.

1.3 Critical Review Verfahren

Die Studie wird einem *Critical Review* nach [ISO 14040 und 14044 (2006)] unterzogen. Die Gutachter sind:

- Prof. Dr. Walter Klöpffer (Vorsitzender),
Editor-in-Chief, Int. Journal of life Cycle Assessment, LCA CONSULT & REVIEW, Am Dachsberg
56E, D-60435 Frankfurt/M
- Univ. Prof. DI Dr. techn. Helmut Rechberger
Technische Universität Wien, Karlsplatz 13/226.4, A-1040 Wien
- Dipl. Umweltwiss. Ulrike Eickhoff
GLOBAL 2000 Umweltforschungsinstitut, Neustiftgasse 36, A-1070 Wien

Das *Critical Review* wird studienbegleitend durchgeführt.

1.4 Anwendung und Zielgruppe der Studie

Die Studie richtet sich in erster Linie an die Auftraggeber und die von ihnen vertretenen Personenkreise. Die Erkenntnisse aus der vorliegenden Studie sollen zudem einen sachorientierten Dialog über die ökologische Bewertung der untersuchten Getränkeverpackungen ausgehend von einer aktuellen Datengrundlage fördern. Weitere Zielgruppen sind daher sowohl die interessierte Öffentlichkeit als auch die politischen Entscheidungsträger.

1.5 Betrachtete Produktsysteme

Der Fokus der vorliegenden Studie liegt auf dem Marktsegment Vorratshaltung kohlenensäurehaltiger Mineralwässer und Erfrischungsgetränke, da dieses den größten Anteil im Markt der Mineralwässer und Erfrischungsgetränke einnimmt. Der Anteil des Füllgutbereichs der stillen Mineralwässer und das Marktsegment Sofortverzehr sind mengenmäßig deutlich geringer (vgl. Kap. 2.1).

Seitens der Auftragnehmer wird vorgeschlagen im Rahmen der ökobilanziellen Systemanalyse Wässer und die Erfrischungsgetränke als getrennte Untersuchungsbereiche zu betrachten, um mögliche systembedingte Unterschiede zwischen den beiden Füllgütern sachgerecht abbilden zu können. Die systembedingten Unterschiede können ggf. aus der gesetzlichen Verpflichtung resultieren Wässer grundsätzlich an der Mineralquelle abzufüllen. Diese Standortbindung besteht bei den Erfrischungsgetränken nicht. In der Vergangenheit zeigten sich hier prinzipielle Unterschiede bezüglich der Distributions- und Handelsstruktur.

Für beide Füllgüter finden sich derzeit für das Marktsegment Vorratshaltung in Österreich Glas-Mehrwegflaschen mit vornehmlich 1,0L Füllvolumen und PET Einwegflaschen mit vornehmlich 1,5L und 2,0L Füllvolumen. Demnach werden die nachfolgend aufgelisteten Verpackungssysteme für Wasser und Erfrischungsgetränke betrachtet:

- Füllgut Wasser:
 - 1,0L Glas-MW
 - 1,5L PET-EW
- Füllgut Erfrischungsgetränke:
 - 1,0L Glas-MW
 - 1,5L PET-EW
 - 2,0L PET-EW

PET Mehrwegflaschen sind derzeit im österreichischen Handel nicht mehr erhältlich. Daher wird, aufbauend auf den Daten aus [IFEU 2004] und aktualisiert mit den Erkenntnissen aus dem deutschen Kontext aus [IFEU 2010] ein hypothetisches PET Mehrwegsystem als Sensitivitätsanalyse in die Studie integriert.

1.6 Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit wird die Menge Verpackungsmaterial definiert, die zur Bereitstellung von 1.000 L Getränk benötigt wird.

Zum Referenzfluss eines Produktsystems gehört die eigentliche Getränkeverpackung, also Glas- bzw. PET-Flasche, die Etiketten und Verschlüsse sowie die Transportverpackungen (Kästen für Mehrweg- und Stoffkreislaufgebilde, Wellpappe-Trays und Schrumpffolie für Einweggebilde, Paletten), die zum Befüllen und zur Auslieferung von 1000 L Füllgut erforderlich sind.

1.7 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 des Lebensweges 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 Holzpaletten
- Herstellung und Entsorgung von Betriebs- und Hilfsstoffen, soweit sie nicht unter das Abschneidekriterium (s.u.) fallen
- Abfüllen des Getränks
- Distribution vom Abfüller zum Verkaufsort („Point of Sale“)
- Redistribution des Leergutes vom Verkaufsort (Point of Sale) zum Abfüller (Mehrweg und Stoffkreislauf) bzw. zum Recycling (Einweg).

Nicht berücksichtigt werden all jene Lebenswegabschnitte, die nicht primär der Verpackung zuzuordnen sind (bspw. Getränkeherstellung) bzw. wo sich keine Unterschiede zwischen den untersuchten Verpackungssystemen ableiten lassen (Infrastruktur). In der vorliegenden Studie werden daher explizit folgende Stufen der Produktlinie nicht berücksichtigt:

- Herstellung und Entsorgung der Infrastruktur (Maschinen, Aggregate, Transportmittel) und deren Unterhalt
- Herstellung des jeweiligen Füllguts
- 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). Es stehen im Rahmen dieser Studie keine belastbaren Daten zu Getränkeverlusten zu Verfügung.

Die „Lebenswege“ der Produktsysteme mit den verschiedenen Stufen von der Rohstoffgewinnung bis zur Abfallentsorgung werden als Prozessketten mit bestimmten Prozess-Spezifikationen 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 möglichst vollständig berücksichtigt. Stoffflüsse, die bekannte toxische Substanzen enthalten werden auch dann nicht vernachlässigt, wenn sie weniger als 1% der Masse darstellen.

Insgesamt umfasst der Bilanzraum auch die Sammlung und Aufbereitung gebrauchter Verpackungen. Für die dabei entstehenden Sekundärmaterialien und Nutzenergie aus der thermischen Abfallverwertung erfolgen Gutschriften. Die jeweiligen Systemgrenzen der untersuchten Verpackungssysteme sind in vereinfachter Form in den Stoffflussbildern in Abbildung 2-4 und Abbildung 2-5 ersichtlich.

1.8 Datenerhebung und Datenqualität

Die betrachteten Datenkategorien umfassen jene Input- und Outputflüsse der Produktsysteme, die einen relevanten Beitrag zu den betrachteten ökologischen Wirkungskategorien (s. Kap. 1.9) 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 wurden die Daten für alle untersuchten Verpackungssysteme aktualisiert, im Bereich der Verpackungszusammensetzung und Verpackungsgewichte sowie die Abfüll- und Distributionsprozesse wurde eine vollständige Neuerhebung durchgeführt.

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

Eine Schwierigkeit ist die Beurteilung der Genauigkeit von Datensätzen, da die Prozessdaten meist nicht mit Streu- bzw. Fehlerbreiten oder Standardabweichungen verfügbar sind. Die Beurteilung basiert damit im Wesentlichen auf qualitativem Expertenwissen. Zur deskriptiven Beurteilung der Daten sollen daher verfügbare Informationen wie etwa der Durchschnitt einer verwendeten

Technologie, das Bezugsjahr usw. herangezogen werden. Man erhält damit vor allem Auskunft zur Repräsentativität der Daten.

Eine ausführlichere Beschreibung der in dieser Studie speziell bearbeiteten bzw. besonders relevanten Daten und Datensätze befindet sich im Kapitel 2 (Verpackungsspezifikationen) und Kapitel 3 (insbesondere Prozessdatensatz Abfüllung und Daten zur Distributionsstruktur).

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

1.8.1 Zeitlicher Bezug

Für den Verpackungsvergleich sollen die Verpackungen herangezogen werden, die im Jahre 2009 auf dem österreichischen Markt waren. Die verwendeten Gewichte und die Materialzusammensetzung der untersuchten Verpackungen soll dies angemessen widerspiegeln.

Für Prozessdaten gilt ein Bezugszeitraum zwischen den Jahren 2004 und 2009 – in Einzelfällen können auch ältere Prozessdaten Anwendung finden, sofern keinen neueren verfügbar sind. Das heißt, es wird angestrebt, dass die Gültigkeit der verwendeten Daten auf den genannten Zeitraum zutrifft bzw. möglichst nahe an diesen Zeitraum heranreicht.

1.8.2 Geographischer Bezug

Der geographische Rahmen dieser Studie ist die Verpackungsherstellung, Distribution und Verpackungsentsorgung in Österreich.

Einige der in den betrachteten Verpackungssystemen verwendeten Rohmaterialien werden auf einem europaweiten Markt produziert, gehandelt und von dort auch durch die österreichische Industrie bezogen. Für solche Materialien werden europäische Durchschnittsdaten verwendet. Beispiele dafür sind insbesondere die Rohstoffe Aluminiumbarren- bzw. Aluminiumband und Kunststoffe (Polyolefine, PET).

Bezüglich der Herstellung der PET Einweg- und PET Mehrwegflaschen sowie der Glas-Mehrwegflaschen sowie hinsichtlich der Befüllung und der Distribution werden die Prozessdaten so modelliert, als wären die entsprechenden Prozesse ausschließlich in Österreich angesiedelt (z.B.: Für die Verpackungsherstellung wird ein österreichischer Strommix angesetzt).

Der in der Realität zu einem gewissen Maß stattfindende Getränkeimport und -export wird in den Basisszenarien nicht berücksichtigt. Dies betrifft insbesondere die Importwässer aus Frankreich (Evian, Volvic und Vittel) und Italien (San Pellegrino). Die französischen Wässer erreichen einen sichtbaren Marktanteil ohnehin nur im Marktsegment der stillen Mineralwässer, das in dieser Studie nicht betrachtet wird. Um Aussagen zu diesem Aspekt treffen zu können wird die vorliegende Studie um eine Sensitivität hinsichtlich der ökobilanziellen Performance von PET Einwegflaschen aus einer hypothetischen Importsituation erweitert.

1.8.3 Technologischer Bezug

Die verwendeten Daten sollen nach Möglichkeit den mittleren im Markt implementierten 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.

1.9 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.

Für den Fall, dass innerhalb der untersuchten Flaschensysteme rezykliertes PET verwendet wird, findet ein so genanntes *closed-loop* Recycling statt. Der Materialstrom verlässt also nicht die gewählte Systemgrenze, es muss demnach für den Hauptteil des Primärverpackungsmaterials keine Allokationsentscheidung getroffen werden. Die Allokationsentscheidung hat einen direkten Einfluss auf das Endergebnis der Ökobilanz. Je höher der Anteil des Rezyklateinsatzes im Verpackungssystem ist, desto geringer ist der Einfluss der Allokationsentscheidung auf die Ergebnisse.

Eine Alternative zur Allokation stellt die Systemraumerweiterung dar. In diesem Fall werden die Umweltlasten nicht aufgeteilt oder für Koppelprodukte Gutschriften vergeben, sondern eben diese Koppelprodukte in den Systemraum der Untersuchung integriert. Aufgrund der Vergleichssymmetrie muss der Systemrahmen eines jeden untersuchten Systems den gleichen Umfang haben. Im Rahmen der PETCORE Ökobilanz (2004) wurde bspw. eine Systemraumerweiterung bzgl. der Sekundärprodukte durchgeführt

Aufgrund der Vielzahl der im Lebensweg einer Getränkeverpackung stattfindenden Prozesse und der daraus resultieren Koppelprodukte wird der Systemraum jedoch schnell unübersichtlich und kann unter Umständen in der Auswertung und Interpretation der Ergebnisse den Fokus vom eigentlichen Untersuchungsgegenstand der Ökobilanz ablenken. Daher hat sich in der Praxis bei der Bilanzierung komplexer Systeme die Methode der Allokation bewährt.

1.9.1 Allokation auf Prozessebene

Multi-Output-Prozesse

Diese Form der Allokation ist erforderlich, wenn in einem Prozess Koppelprodukte entstehen, von denen jedoch nur eines im betrachteten Produktsystem verwendet wird. Ein viel zitiertes Beispiel ist die Chloralkalielektrolyse mit den Koppelprodukten Natriumhydroxid, Chlorgas und Wasserstoff. Natriumhydroxid wird etwa beim Recycling von PET-Flaschen eingesetzt. Würde das Koppelprodukt 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.

Bei 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 in Einzelfällen 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 einzelne 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 verwendet¹.

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.

1.9.2 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 nach der „50:50“-Methode, die auch als Standardverfahren in [UBA 2002] angewendet wurde. Dabei wird der Nutzen für Sekundärmaterialien 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

¹ für eine detaillierte Beschreibung der Zuordnung von Input/Output am Beispiel der Abfallverbrennung siehe [UBA 2000], S. 82

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.

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. Zur Beurteilung der Ergebnisrelevanz des gewählten Standardverfahrens wird in einem Sensitivitätsszenario eine 100% Allokation nach der 100:0-Methode angewendet, d.h. dass die Gutschriften für Sekundärmaterialien vollständig dem abgebenden System zugeordnet werden.

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 100:0-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 Ergebnisrelevanz der Auswahl der Allokationsverfahren wird innerhalb der Studie anhand ausgewählter Szenarien überprüft.

In der vorliegenden Studie wird der ursprüngliche UBA-Ansatz 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 1-1 bis 1-5 kurz skizziert.

Generelle Anmerkungen bzgl. der Abbildungen 1-1 bis 1-5

Die folgenden Abbildungen 1-1 bis 1-5 dienen dem generellen Verständnis der Allokationsprozesse und stellen eine Vereinfachung des tatsächlichen Sachverhaltes dar. Die Abbildungen dienen dazu:

- den Unterschied zwischen der 0% Allokation, der 50% Allokation und der 100% Allokation zu verdeutlichen und
- darzustellen, welche Prozesse der Allokation unterliegen ²:
 - 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 realen Recyclingströme und die reale Recyclingeffizienz modelliert. Zudem werden in Abhängigkeit des substituierten Materials verschiedene Substitutionsfaktoren angesetzt.

Aus Gründen der Vereinfachung und der Übersichtlichkeit sind folgende Aspekte nicht explizit in den Abbildungen 1-1 bis 1-5 dokumentiert:

- Materialverluste in den Systemen A und B. Für die dargestellten Produktsysteme werden die Materialverluste (z.B. Produktionsabfall oder Feinabrieb beim PET-Recycling) und deren Verwertung und/ oder Beseitigung bilanziert.

2 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"

- 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 zu geführt 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. Holz statt Plastik).
- Die Restabfallbehandlung in System B ist ausschließlich als Beseitigung in der MVA dargestellt.

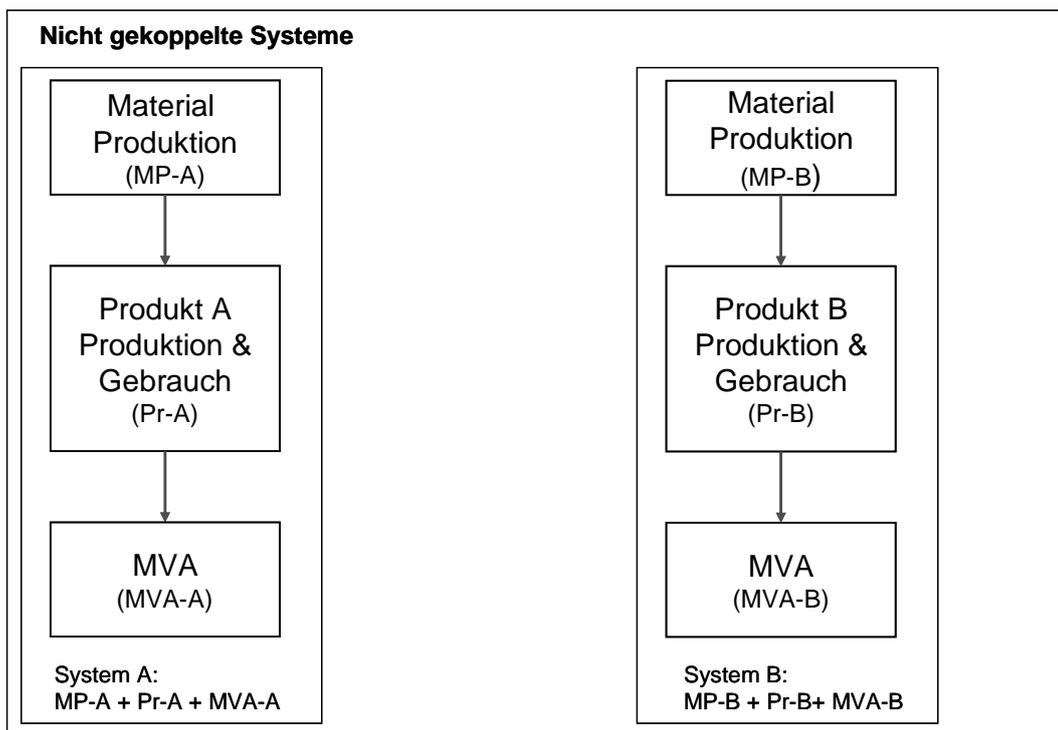


Abbildung 1-1: Schema für nicht gekoppelte Systeme

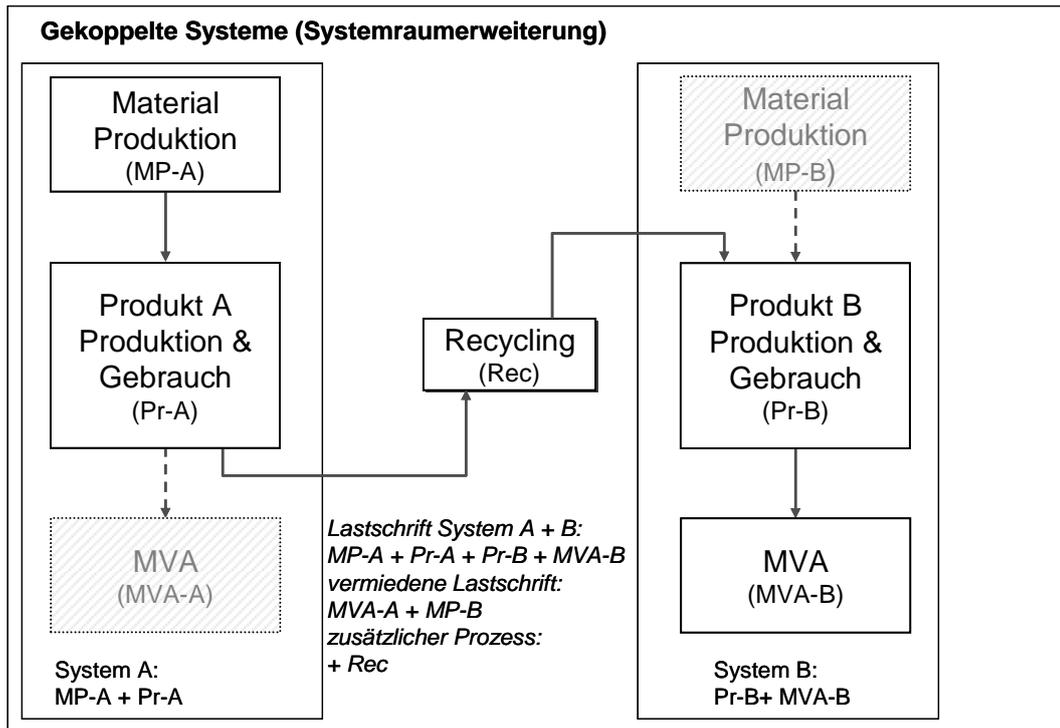


Abbildung 1-2: Schema für gekoppelte Systeme

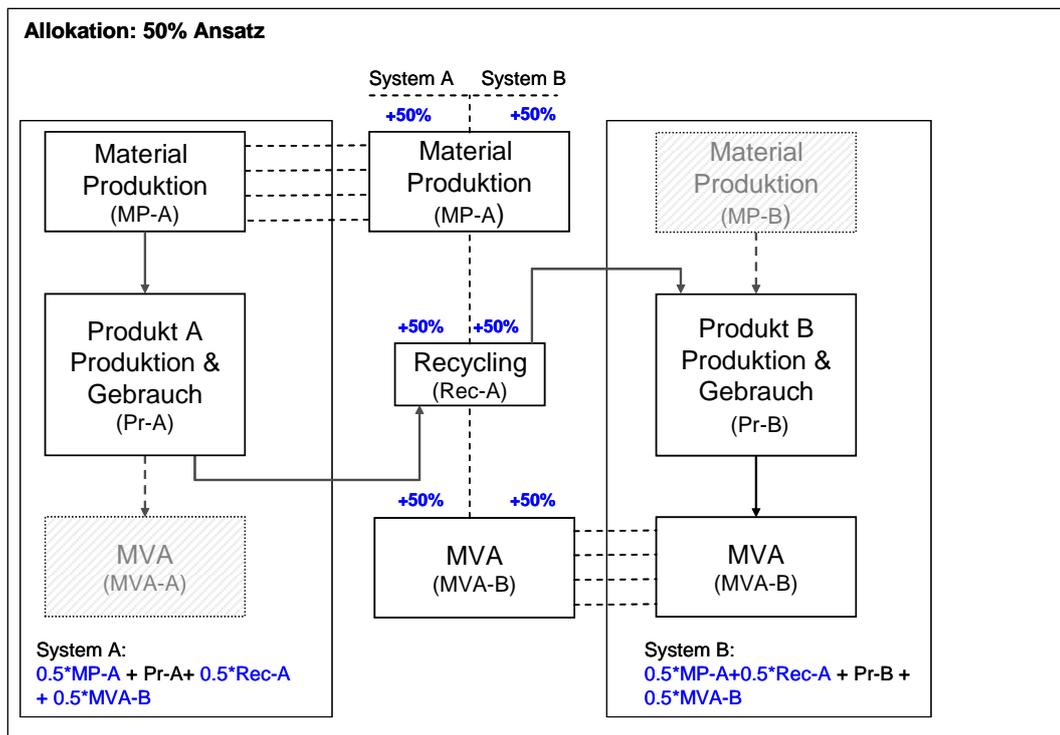


Abbildung 1-3: Schema für gekoppelte Systeme 50% Allokation
Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)

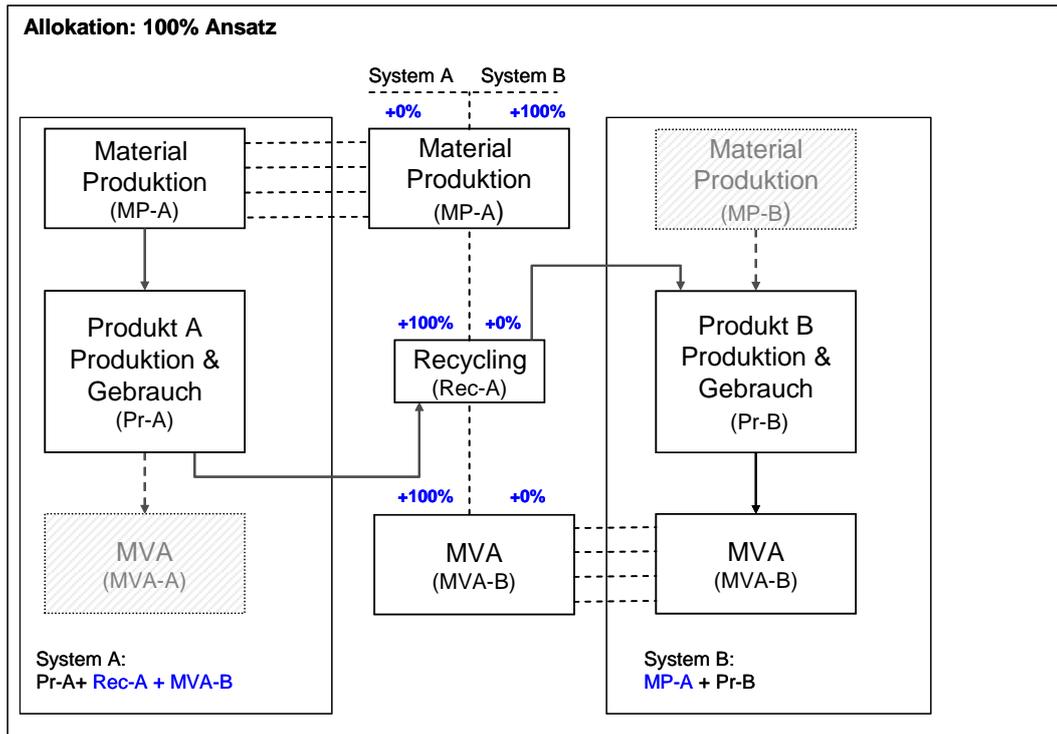


Abbildung 1-4: Schema für gekoppelte Systeme 100% Allokation
Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)

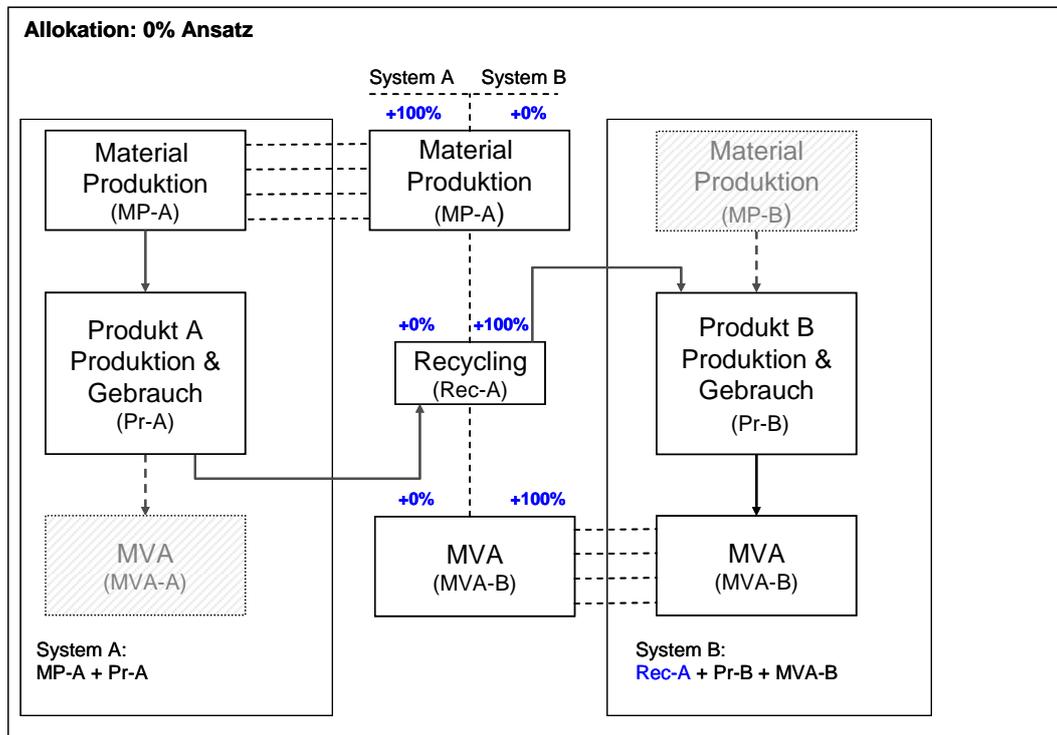


Abbildung 1-5: Schema für gekoppelte Systeme 0% Allokation
Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)

Wie in Abb. 1-1 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. 1-2 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 früheren Ökobilanzen geschah dies aus Aufwandsgründen nicht. Es galt das so genannte „one-step-forward/one-step-back“ Prinzip. 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. 1-3 bis 1-5 schematisch dargestellt.

1.10 Vorgehen bei Wirkungsabschätzung und Auswertung

1.10.1 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

C) Sachbilanzgrößen

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

- Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)

Abgesehen von der Wirkungskategorie *Humantoxizität Feinstaub PM10* und den betrachteten Sachbilanzgrößen entspricht die Auswahl der Wirkungskategorien dem bereits in [IFEU 2004] verfolgten Ansatz.

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 einer allgemeinen Akzeptanz dieser Wirkungskategorien gesprochen werden³. 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. Im Rahmen der vorliegenden Studie wird für die Auswertung die Wirkungskategorie Humantoxizität: Feinstaub (PM10) betrachtet, die bereits seit einigen Jahren Eingang in die ökobilanzielle Praxis gefunden hat.

Das von der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative entwickelte USEtox Modell stellt eine Harmonisierung der Modelle hinsichtlich der Bewertung der Wirkungskategorien Human- Ökotoxizität dar. Bei USEtox handelt es sich nicht um eine völlig neue Wirkungsabschätzungs-Methodik oder um ein grundlegend alternatives Bewertungssystem, sondern um ein Indikatorsystem mit Charakterisierungsfaktoren für eine große Anzahl von Schadstoffen bei Exposition über die Umwelt. Zielsysteme sind die menschliche Gesundheit und aquatische Ökosysteme (human toxicity and aquatic ecotoxicity).

Da das USEtox Modell jedoch noch sehr neu ist und große Anforderungen an die Datenqualität und die Anzahl der zu betrachtenden Stoffe auf der Ebene der Sachbilanz stellt, können unvollständige Inventardaten letztlich zu Fehlinterpretationen der Ergebnisse führen. Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz werden drei USEtox Indikatoren daher im Rahmen eines alternativen Bewertungssystems (zusätzlich neben dem Standard-Bewertungssystem) ausgewertet:

- Ökotoxizität (gesamt),
- Humantoxizität: carcinogen sowie
- Humantoxizität: nicht-carcinogen

³ 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.

Die mit dem alternativen Bewertungssystem USEtox erzielten Ergebnisse werden, aufgrund der oben kurz angesprochenen Problemstellungen, in der Auswertung besonders kritisch zu betrachten sein.

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 I ausführlich beschrieben. 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.

Die Aggregation der Ressource Energie erfolgt neben der oben genannten „Beanspruchung fossiler Ressourcen“, die auch die Endlichkeit der einzelnen Primärenergieträger berücksichtigt, auch über die primärenergetische Bewertung des Energieaufwandes in Form des KEA. Der Begriff KEA (Kumulierter Energieaufwand) drückt dabei die Summe der Energieinhalte aller bis an die Systemgrenzen zurückverfolgten Primärenergieträger aus. Der KEA ist dabei als Informationsgröße zu verstehen, die Auskunft über die Energieintensität eines Systems gibt. Das gleiche gilt für die LKW-Fahrleistung, die wie der KEA eine Sachbilanzgröße darstellt, die als geeigneter Indikator für die Transportintensität - und somit als Indikator für die Lärmentwicklung - der einzelnen Verpackungssysteme herangezogen wird.

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 ² * a |
| Klimawandel | CO ₂ fossil, CH ₄ , CH ₄ regenerativ, N ₂ O, C ₂ F ₆ , C ₂ F ₂ H ₄ , CF ₄ , CCl ₄ | kg CO ₂ -Äquivalente |
| Sommersmog (POCP) ~ Ozonbildung (bodennah) | NMVOC, VOC, Benzol, CH ₄ , C-ges., Acetylen, Ethanol, Formaldehyd, Hexan, Toluol, Xylol, Aldehyde un spez. | kg Ethen-Äquivalente |
| Versauerung | NO _x , SO ₂ , H ₂ S, HCl, HF, NH ₃ , TRS | kg SO ₂ -Äquivalente |
| Eutrophierung (terrestrisch) | NO _x , NH ₃ | kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalente |
| Eutrophierung (aquatisch) | P-ges., CSB, N-ges., NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , N un spez. | kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalente |
| Humantoxizität Feinstaub PM10 | PM10, SO ₂ , NO _x , NH ₃ , NMVOC | kg PM10-Äquivalente |
| Fahrleistung LKW | Entfernungen LKW | LKW km |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | Grundwasser, Oberflächenwasser, Prozesswasser, Wasser (entsalzt), Wasser (Kesselspeise) | m ³ H ₂ O |
| Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt) | Steinkohle, Braunkohle, Rohöl, Erdgas, Kernkraft, Wasserkraft, andere Erneuerbare Energien | GJ |

1.10.2 Optionale Elemente

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

1. Normierung
2. Ordnung
3. Gewichtung

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden die Elemente Normierung und Ordnung angewendet.

Bei der hier durchgeführten Normierung werden die wirkungsbezogenen, aggregierten Umweltbelastungen über ihren „spezifischen Beitrag“ in Form von so genannten Einwohnerdurchschnittswerten dargestellt (vgl. Kapitel 5). 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 vollends eigenständig umgesetzt. Alternativ wird auf die in der Ökobilanz aus dem Jahre 2004 [IFEU 2004] erfolgte Einstufung der Wirkungskategorien Bezug genommen, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der vorliegenden Studie mit den Ergebnissen der älteren Studie zu ermöglichen. Diese Ordnung wird unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Normierung und neuester methodischer und fachlich gebotener Erkenntnisse adaptiert.

Für die drei USEtox Indikatoren werden die optionalen Elemente nicht umgesetzt, da derzeit keine Normierungswerte auf nationaler Ebene für Österreich verfügbar sind. Ohne die spezifischen Beiträge ist auch eine zu [IFEU 2004] und [UBA 1999] äquivalente Ableitung einer Ordnung nicht durchführbar. Daher werden diese Kategorien im Rahmen der Auswertung zwar untereinander

gleichrangig betrachtet, können jedoch nicht mit den übrigen Ergebnissen der Wirkungsabschätzung ins Verhältnis gesetzt werden.

2 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien

Im Rahmen dieser Studie werden PET-Einweg Verpackungssysteme mit Glas- und im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse auch mit PET-Mehrwegsystemen zur Bereitstellung von Mineralwasser und kohlesäurehaltigen Erfrischungsgetränken beim Verbraucher verglichen. Die untersuchten Flaschen unterscheiden sich durch Verpackungsmaterial, Gebindegröße und Verwertung bzw. Wiederverwendung der Flaschen nach dem Gebrauch.

In Österreich werden Mineralwässer und Limonaden vornehmlich in Glas Mehrwegflaschen und PET Einwegflaschen sowie in Getränkedosen (vornehmlich Limonaden) abgefüllt. PET Mehrwegflaschen finden sich, laut Aussage der an der Studie beteiligten Abfüllunternehmen und diverser Presseartikel (bspw. Kurier vom 14.04.2010) derzeit nicht mehr im österreichischen Handel.

Fokus der vorliegenden Studie sind die PET Einwegflaschen, in die 80% aller Mineralwässer und 71% der Limonaden in Österreich abgefüllt werden. Zusätzlich werden Glas Mehrwegflaschen als Benchmark in den ökobilanziellen Vergleich eingestellt. Zu den spezifischen Marktanteilen der Glas Mehrwegflaschen und der Getränkedosen sowie anderen Gebinden lagen im Rahmen der Studie keine Daten vor. Die Auswahl der zu untersuchenden PET Einwegflaschen ist in Kapitel 2.1 beschreiben.

2.1 Auswahl der untersuchten Verpackungssysteme

Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz sollen PET Einweg Getränkeverpackungen untersucht und vergleichbaren Glas Mehrwegflaschen gegenüber gestellt werden. Im Einwegbereich lassen sich im Vergleich zu den Mehrwegsystemen mit verhältnismäßig geringem Aufwand unterschiedliche Füllvolumina realisieren, was dazu führt, dass sich die PET Einwegfraktion in Österreich in mehrere verschiedene Flaschengrößen teilt. Die in diesem Kapitel analysierten Marktdaten sollen daher helfen, die PET Einwegflaschen für Mineralwässer und Limonaden auszuwählen, die in Österreich repräsentativ für die marktrelevanten Getränkeverpackungen stehen. Dafür werden im Folgenden die Marktanteile der PET EW Flaschen am österreichischen Verpackungsportfolio sowie die Verteilung der unterschiedlichen Gebindegrößen innerhalb der Fraktion der PET Einwegflaschen untersucht.

Übersicht über die im Jahr 2009 verkauften Mengen Mineralwasser und Limonaden

In Österreich wurden im Jahr 2009 nach Angaben des österreichischen Getränkeverbandes ca. 1,47 Mrd. Liter kohlesäurehaltiger Mineralwässer und Limonaden verkauft und konsumiert. Der Anteil der karbonisierten Getränke, deren Verpackungen Gegenstand der vorliegenden Ökobilanz sind, beträgt über beide Getränkesegmente gemittelt 95% der Gesamtmenge aller Wässer und Limonaden. Im Bereich der Mineralwässer beträgt der Anteil der nicht karbonisierten Wässer 10%, im Bereich der Limonaden ist der Anteil der nicht karbonisierten Getränke kleiner als 1% (vgl. Abbildung 2-1).

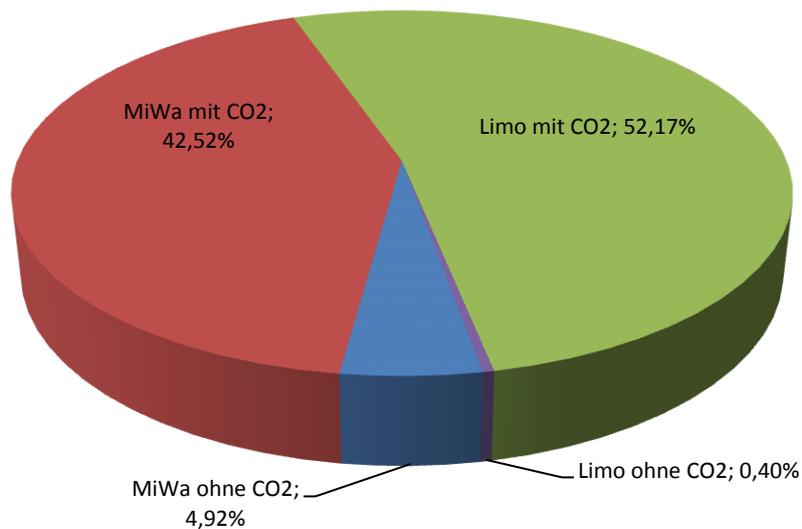


Abbildung 2-1: Wasser und Limonadenmarkt in Österreich 2009

Schlussfolgerungen für die Auswahl in der Ökobilanz:

Kohlensäurehaltige Getränke stellen andere Anforderungen an ihre Verpackung – bspw. hinsichtlich der Gasdichte der Flaschen - als nicht karbonisierte Getränke. Die Verpackungen sind daher nur begrenzt miteinander vergleichbar. Um im Rahmen der vorliegenden Studie die Untersuchungsgruppen Mineralwasser und Limonade nicht in karbonisiert und nicht karbonisiert unterscheiden zu müssen, werden nur die mengenmäßig dominierenden Füllgüter mit Kohlensäure untersucht.

Herkunft der Getränke/ Importstruktur

Durchschnittlich 80% bis 85% der in Österreich konsumierten Mineralwässer und Erfrischungsgetränke entstammen der inländischen Produktion. Der Anteil der importierten Ware beträgt in beiden Füllgutbereichen (Mineralwasser und Limonade) ca. 15% bis 20%. Eine Analyse der Herkunftsländer der Getränkeimporte und der verwendeten Gebindeformen ist auf Grundlage der hier ausgewerteten Daten nicht möglich. Weiterhin geben die Daten keine Auskunft darüber, welcher Anteil der in Österreich abgefüllten Mengen für den Export in andere Länder bestimmt ist. In Kapitel 4.3.3 werden Daten von Statistik Austria bzgl. der Herkunft der Getränkeimporte ausgewertet. Hinsichtlich der Mineralwässer zeigt sich dabei, dass der größte Anteil aus Italien importiert wird.

Schlussfolgerungen für die Auswahl in der Ökobilanz:

Die Berücksichtigung von Getränkeimporten in der Ökobilanz erscheint auf Grundlage der gegebenen Daten schwierig, zumal der Erkenntnisgewinn aufgrund des vergleichsweise geringen Anteils der Importe am Binnenmarkt begrenzt scheint und die Repräsentativität der Studie nur geringfügig erhöht würde. Fraglich ist außerdem, ob die ausländischen Getränkehersteller Daten für die Studie

bereitstellen würden, die in Aktualität und Detaillierungsgrad mit den übrigen neu erhobenen Daten korrelieren. Von daher bleibt der Getränkeimport in der vorliegenden Ökobilanz im Rahmen der Basisszenarien unberücksichtigt, wird jedoch in Form einer Sensitivitätsanalyse ergänzend betrachtet.

Marktanteile PET Einweg

Der Marktanteil der PET Einwegflaschen liegt in den untersuchten Füllgutsegmenten im Mittel bei 75%, wobei der Anteil der PET Einweggebinde im Füllgutsegment Mineralwasser mit 80% höher ist als im Füllgutsegment Limonaden mit 71%. Abbildung 2-2 zeigt die Verteilung der gängigen Verpackungsgrößen in Österreich für die beiden untersuchten Füllgüter und den gewichteten Mittelwert.

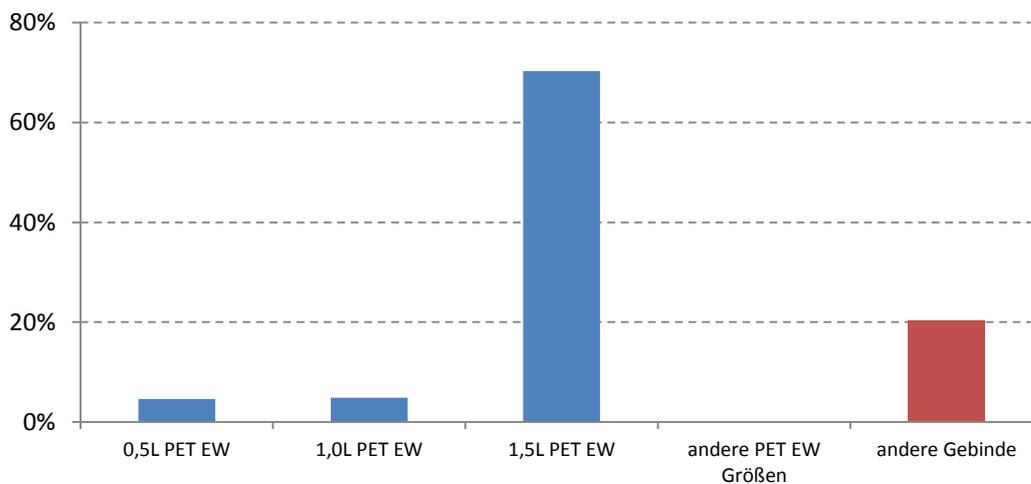


Abbildung 2-2: Verpackungsportfolio kohlenensäurehaltiger Mineralwässer in Österreich 2009⁴

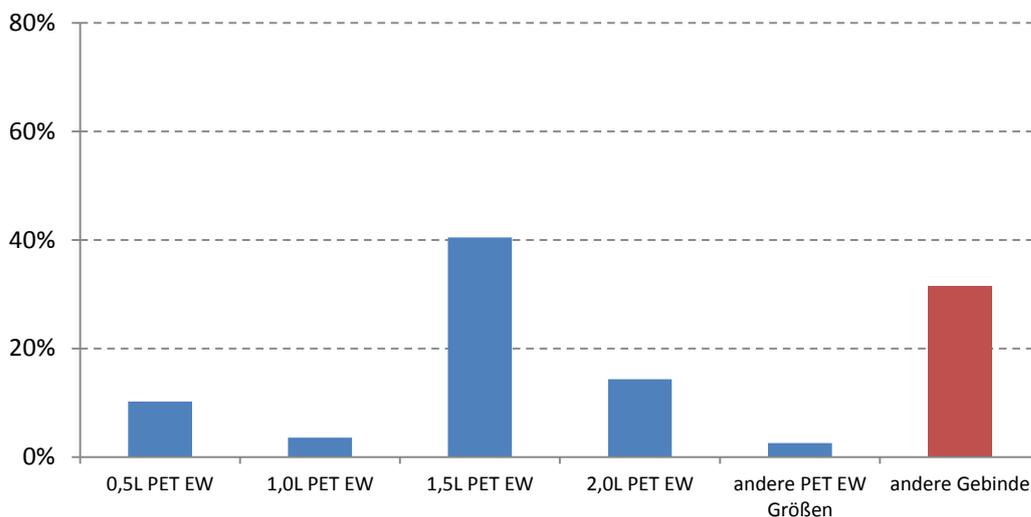


Abbildung 2-3: Verpackungsportfolio kohlenensäurehaltiger Limonaden in Österreich 2009⁵

⁴ Anmerkung zur Abbildung 2-2

Bei Mineralwasser ist in der 1,5 l Flasche auch die Menge der 2,0 l Flasche enthalten

⁵ Anmerkung zur Abbildung 2-3

Bei Limonaden ist die 2,5 l Flasche in der 2,0 l Flasche enthalten und die 0,75 l Flasche bei anderen Größen

Für das Füllgutsegment Mineralwasser mit Kohlensäure zeigt die Abbildung 2-2 deutlich die Dominanz der 1,5L PET Einwegflasche innerhalb der PET Einwegfraktion. Bezogen auf den gesamten Sprudelwassermarkt in Österreich werden 70% der gesamten Abfüllmenge in die 1,5L PET Einwegflaschen gefüllt. Die übrigen Verpackungsgrößen spielen innerhalb der PET Einwegfraktion nur eine untergeordnete Rolle. In die dem Marktsegment Sofortverzehr (Flaschen mit einem Füllvolumen unter 0,5L) zuzuordnende 0,5L PET Einwegflasche werden lediglich 6% aller Mineralwässer in PET Einweg abgefüllt.

Für das Füllgutsegment Limonaden mit Kohlensäure zeigt die Abbildung 2-3 ein etwas differenzierteres Bild: der Anteil der 1,5L PET Einwegflasche an der PET Einwegfraktion beträgt hier nur 57%, damit ist 1,5 Liter zwar immer noch die häufigste Flaschengröße, jedoch verzeichnen auch die 2,0L PET Einwegflasche (20% Anteil an der PET Einwegfraktion) und die 0,5L PET Einwegflasche (14% Anteil an der PET Einwegfraktion) nennenswerte Anteile.

Schlussfolgerungen für die Auswahl in der Ökobilanz:

Die Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3 zu Grunde liegenden Daten zeigen, dass bei den Mineralwässern 94% aller PET EW Flaschen dem Marktsegment Vorratshaltung (Flaschen größer 0,5L Füllvolumen) zuzuordnen sind. Im Füllgutsegment Limonaden liegt der Anteil der Flaschen mit einem Füllvolumen von 0,5L oder kleiner generell etwas höher als bei den Mineralwässern bei einem Anteil zwischen 14% bis 18%⁶.

Wegen Unterschieden in der Distributionslogistik, der Verkaufskanäle und des Anteils der verkauften Flaschen, die einer geordneten Entsorgung zugeführt werden, können die beiden Marktsegmente Vorratshaltung und Sofortverzehr in der ökobilanziellen Betrachtung nicht zusammengefasst werden. Aufgrund der mengenmäßig größeren Bedeutung des Marktsegmentes Vorratshaltung fokussiert sich die vorliegende Studie daher nur auf das Marktsegment der Flaschen mit einem Füllvolumen von über 0,5L.

Im Rahmen der Ökobilanz werden somit folgende PET Einwegflaschen untersucht:

- für kohlenstoffhaltige Mineralwässer wird die 1,5L PET Einwegflasche untersucht, da diese das mit Abstand am häufigsten eingesetzte Gebinde ist
- für kohlenstoffhaltige Limonaden wird neben der 1,5L PET Einwegflasche auch die 2,0L PET Einwegflaschen betrachtet, da auf diese beiden Gebindegrößen insgesamt 77% aller Limonaden Füllungen entfallen.

Diesen Einwegflaschen werden im Rahmen des ökobilanziellen Vergleichs folgenden Mehrwegflaschen gegenübergestellt:

- 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer
-> Referenzszenario für den ökologischen Vergleich
- 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Limonaden
-> Referenzszenario für den ökologischen Vergleich

⁶ Die Bandbreite resultiert aus der Annahme, dass der Anteil der Flaschen nicht näher bezeichneten Größen einmal dem Marktsegment Vorratshaltung und einmal dem Marktsegment Sofortverzehr zugeordnet wird, da nicht bekannt ist, welche Füllvolumina sich exakt hinter dieser Sammelgröße verbergen.

Im Rahmen einer hypothetischen Untersuchung wird auch die ökobilanzielle Performance eines PET Mehrwegsystems untersucht. Dafür werden die im Rahmen der Studie von 2004 verwendeten Modelle hinsichtlich der Energie- und (wo verfügbar) der Rohstoffdaten aktualisiert:

- 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer
-> hypothetische Abschätzung auf Basis der Studie aus dem Jahre 2004
- 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden
-> hypothetische Abschätzung auf Basis der Studie aus dem Jahre 2004

Zudem wird das neue, im Rahmen dieser Studie abgeleitete Distributionsmodell auch für die hypothetische PET Mehrwegflasche Anwendung finden.

2.2 Beschreibung der untersuchten Verpackungssysteme

2.2.1 Glas Mehrwegflaschen

Zur Abfüllung von Mineralwasser kommen in Österreich verschiedene Glas-MW-Flaschen mit einem Füllvolumen von 1,0L zum Einsatz. Ihr Gewicht liegt nach Angaben von Vetropack, dem größten österreichischen Hersteller von Glasflaschen zwischen 590 und 630 g. Typischerweise bestehen diese Flaschen aus grünem Glas. Der hier verwendete Rechenwert für das Gewicht dieser Verpackung beträgt 630g zzgl. Deckel und Etikett (vgl. Tabelle 2-1), da dieses Gewicht die Mehrzahl aller bei Vetropack produzierten Glas Mehrwegflaschen für Mineralwässer in Österreich repräsentiert (mündliche Aussage Vetropack im Rahmen der Datenerhebung).

Die im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz durchgeführte Datenaufnahme zeigt, dass für die Abfüllung von Erfrischungsgetränken in Glas-MW fast ausschließlich die AF-Normflasche mit einem Gewicht von 640 g (Tabelle 2-1) verwendet wird. Diese Flasche kann sowohl aus Weißglas als auch Grünglas bestehen. Eine Abschätzung des jeweiligen Anteils war nicht möglich. Für die Berechnungen in dieser Studie wurde äquivalent zur Ökobilanz aus dem Jahre 2004 angenommen, dass die Flasche aus Weißglas besteht. Dies hat Einfluss auf den Altglasanteil und den Energieverbrauch bei der Flaschenproduktion, der mit sinkendem Scherbeneinsatz größer wird. Der den Berechnungen zugrunde liegende Altglaseinsatz für die Weißglasherstellung beträgt 50%, gegenüber 72% für die Grünglasflasche (Angaben Vetropack).

Im Rahmen der Studie aus dem Jahre 2004 wurden noch beide Systeme mit einem Verschluss aus Kunststoff bilanziert. Die aktuelle Datenaufnahme zeigt, dass Mineralwasserflaschen mit einem Kunststoffverschluss, die Limonadenflaschen jedoch mit einem Aluminiumrollverschluss versehen werden. In wie weit diese Momentaufnahme für die untersuchten Füllgutsegmente charakteristisch ist, kann zwar an dieser Stelle aufgrund der vorliegenden Daten nicht beurteilt werden. In der vorliegenden Studie werden die Systeme aber entsprechend den Ergebnissen der Datenaufnahme mit unterschiedlichen Verschlüssen bilanziert.

Beide Glasflaschen werden in MW-Kisten aus HDPE ausgeliefert. Die verwendeten Etiketten bestehen aus Papier. In der Studie aus dem Jahre 2004 wurde noch davon ausgegangen, dass für die Flaschen der Erfrischungsgetränke aus Gründen des Marketings meist größere Etiketten verwendet werden. Diese Aussage wird durch die aktuelle Datenaufnahme nicht mehr gedeckt. Insofern werden beide Flaschen mit dem jeweils aus der aktuellen Datenaufnahme hervorgehenden Etikettengewicht bilanziert.

Die Bestimmung der Umlaufzahlen von Mehrweggebinden ist immer mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Erfahrungsgemäß ist die Ergebnisrelevanz von +/- 5 Umläufen jedoch stark limitiert, sofern ein Mindestwert überschritten ist, der bei Glasflaschen bei ca. 20 Umläufen liegt. Für die Wiederbefüllungsrate der hier untersuchten Flaschentypen wurde auf Daten aus der Studie des Jahres 2004 zurückgegriffen. In dieser Studie wurde mit 30 Mehrwegzyklen gerechnet. Für die Umlaufzahl der HDPE Kästen machten damals zwei Abfüller Angaben (30 und 60 Umläufe). Als Rechenwert wird der Mittelwert von 45 Umläufen verwendet. Diese Festlegungen wurden vom Projektbeirat bestätigt.

Tabelle 2-1: Verpackungsspezifikationen der Glas Mehrwegflaschen

| Verpackungsspezifikationen: | 1,0L Glas MW Mineralwasser | 1,0L Glas MW Limonade |
|--|-------------------------------|--------------------------|
| Füllvolumen | 1,0L | 1,0L |
| Primärverpackung [g] | 635,2 | 642,7 |
| Flasche Glas [g] | 630 | 640 |
| Flasche PET [g] | - | - |
| R-PET Anteil in Flasche [%] | - | - |
| Verschlüsse (HDPE) [g] | 3,4 | - |
| Verschlüsse (Alu) [g] | - | 1,6 |
| Etikett (Papier) [g] | 1,8 | 1,11 |
| Umverpackung | | |
| Kasten (HDPE) [g] | 1856 | 1856 |
| Schrumpffolie (LDPE) [g] | - | - |
| Zwischenlagen (Graukarton, pro Zwischenlage)/Wellpappetray [g] | - | - |
| Transportverpackung | | |
| Palette [g] | 24000 | 24000 |
| Stretchfolie pro Palette (LDPE) | - | - |
| Palettensicherung PE-Band [g] | 16,8 | 16,8 |
| Art der Palette (Euro, GDB, DHP) | Euro | Euro |
| Palettenschema | | |
| Flaschen pro Kasten/Schrumpfpack bzw Kartons pro Wellpappetray | 12 | 12 |
| Kasten/Schrumpfpack pro Lage | 8 | 8 |
| Lage pro Palette | 4 | 4 |
| Flaschen pro Palette | 384 | 384 |
| Liter pro Palette | 384 | 384 |
| Rücklaufquote leerer Glas Mehrwegflaschen | | |
| EW-Flaschen/ MW-Flaschen | 99% | 99% |
| Umlaufzahlen | | |
| Flaschen | 30 | 30 |
| Kasten | 45 | 45 |
| Palette | 25 | 25 |

Abbildung 2-4 zeigt ein detailliertes Stoffflußbild des Untersuchungssystems Glas Mehrwegflasche. Das Bild illustriert die Herstellung und Verarbeitung der Rohmaterialien zu den einzelnen Verpackungskomponenten und gibt Aufschluss darüber, welche Wege die Verpackungskomponenten am Ende ihrer Lebenszyklen einschlagen.

Generell werden die Mehrwegflaschen, wie bereits erwähnt, durchschnittlich 30-mal wiederbefüllt. Insofern muss nur ein kleiner Teil der für die Distribution von 1000L Getränk notwendigen Flaschen

neu hergestellt bzw. beseitigt werden. 99% der Flaschen werden vom Verbraucher auch wieder an den Handel zurückgegeben, die verbleibenden ein Prozent werden vom Verbraucher selbst entsorgt, entweder mit dem Restmüll (bspw. bei Glasbruch) oder mit der Wertstoffsammlung. Weitere Flaschen und alle Deckel werden durch den Abfüller aussortiert. Diese Mengen liegen direkt als sortenreine Fraktion zur Verwertung vor. Der Anteil der Glas Mehrwegflaschen, die der Konsument mit dem Restmüll entsorgt, wird im Rahmen der vorliegenden Studie zu 100% in der Müllverbrennungsanlage behandelt. Diese vereinfachte Annahme resultiert einerseits aus der geringen Relevanz des Mengenstroms (kleiner als 1%) und zum anderen auch aus der Unkenntnis des tatsächlichen Stoffflusses. Während die Deckel- und Etikettfraktion tatsächlich brennbar ist und somit in der MVA verwertet werden kann, erzielt Glas als inertes Material keine Energiegutschriften aus dem Verbrennungsprozess, sondern wird als Asche und/oder Schlacke aus der MVA auf eine Aschen und Schlackendeponie verbracht.

2.2.2 PET Einwegflaschen

In dieser Studie werden PET-Einwegsysteme mit einem Füllvolumen von 1,5 L und 2,0 L (nur Erfrischungsgetränke) untersucht. Die für die Bilanzierung der PET-Einwegsysteme angesetzten Verpackungsdefinitionen und Palettenschemata sind in Tabelle 2-2 zusammengestellt. Die Rechenwerte der einzelnen Verpackungsbestandteile für das Jahr 2010 beruhen auf den Angaben der im Rahmen der Datenaufnahme befragten Abfüllunternehmen.

Sieben Abfüllunternehmen haben für die Studie Daten bzgl. der Verpackungsspezifikationen, der Prozesse im Rahmen der Abfüllung (Streckblasen der Preforms, Befüllung, Etikettierung und Verpackung der Flaschen) sowie der Distribution bereitgestellt. Drei der Unternehmen konnten Daten für das Untersuchungssystem Mineralwasser bereitstellen, das Untersuchungssystem Erfrischungsgetränke wird durch die Daten von sechs Unternehmen beschrieben. Dabei handelt es sich überwiegend um große bis sehr große Abfüllunternehmen sowie einen kleineren, im Bereich der hier untersuchten Füllgüter eher regional agierenden Abfüller.

Im Rahmen der Datenerfassung wurden sowohl die großen als auch die kleineren und mittleren Abfüllunternehmen angefragt. Besonders die letzteren beiden konnten jedoch keine Daten zur Verfügung stellen, dafür wurde für beide Füllgutsegmente jeweils der Marktführer für die Datenaufnahme gewonnen. Somit ist die Repräsentativität der Daten ist aufgrund der involvierten Unternehmen als hoch einzuschätzen, der verwendete Datenstock bildet aber nur einen kleinen Teil der österreichischen Abfüllunternehmen ab.

Daher wurde entschieden, im Rahmen der vorliegenden Studie auf die Bildung von gewichteten Mittelwerten für die Verpackungsspezifikationen, Prozessdaten und Distributionsentfernungen zu verzichten und stattdessen arithmetische Mittel über die jeweiligen vorliegenden Datensätze zu verwenden.

Die Gewichte der Flaschen wurden im Rahmen der Datenaufnahme ermittelt. Als Mittelwert für Wasser in 1,5L PET-Einwegflaschen wird mit einem Gewicht von 33g für den PET Anteil gerechnet, für Erfrischungsgetränke liegt dieser Wert bei 37,7g für die 1,5L PET-Einwegflasche. Einzelne Flaschentypen können z.T. deutlich von diesen Gewichten abweichen. Der im Markt zu findende Wertebereich liegt für Wasser bei 32 - 34 g und für Erfrischungsgetränke bei 32 - 42 g. Das Gewicht der 2,0L PET-Einwegflasche liegt bei 46,0g für den PET Anteil.

Die Datenaufnahme weist darauf hin, dass derzeit in Österreich in allen untersuchten PET-Einwegflaschen recyceltes PET eingesetzt wird, jedoch in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen. Die durchgeführte Mittelwertbildung zeigt, dass in den 1,5L PET-Einwegflaschen für Mineralwasser durchschnittlich 35% rPET, in den 1,5L PET-Einwegflaschen für Limonade durchschnittlich 25% rPET und in den 2,0L PET-Einwegflaschen für Limonade durchschnittlich 20% rPET eingesetzt werden.

Als Material für die Etiketten wird fast ausschließlich Papier verwendet. Kunststoffetiketten, die in der Regel deutlich leichter sind, kommen nur selten zum Einsatz. Für den hier verfolgten Ansatz, *typische* Flaschen abzubilden, erscheint es zweckmäßig, mit Papieretiketten zu rechnen. Das Gewicht der Etiketten liegt gemittelt über alle 1,5L Flaschen für Mineralwasser und Limonade bei 1,7 g für die 1,5L PET-Einwegflasche und 2,4g für die 2,0L PET-Einwegflasche. Die Verschlüsse bestehen aus Polyethylen (HDPE) oder Polypropylen (PP) und wiegen typischerweise 2,8 g.

Beim Abfüller werden die 1,5L PET-Einwegflaschen nach Befüllung üblicherweise in Einheiten zu 6 Flaschen in LDPE-Folie eingeschweißt, die als Versandeinheit auf Euro-Paletten gepackt werden. Nach den vorliegenden Informationen von Abfüllbetrieben liegt das Gewicht dieser Folie im Mittel bei 22,7g (Angaben im Wertebereich zwischen 16,6 und 30g). Die Folienumverpackung für die 2,0L PET-Einwegflaschen muss aufgrund des höheren Gewichts der Verkaufseinheiten stärker dimensioniert werden. Das Gewicht dieser Folie liegt im Mittel bei 30g.

Zur Transportverpackung der Einwegflaschen gehören neben der Palette Zwischenlagen aus Wellkarton und eine Schrumpffolie aus LDPE zur Stabilisierung des Transportguts.

Tabelle 2-2: Verpackungsspezifikationen der PET Einwegflaschen

| Verpackungsspezifikationen: | 1,5L PET EW Mineralwasser | 1,5L PET EW Limonade | 2,0L PET EW Limonade |
|---|------------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Füllvolumen | 1,5L | 1,5L | 2,0L |
| Primärverpackung [g] | 37,5 | 42,2 | 51,2 |
| Flasche Glas [g] | - | - | - |
| Flasche PET [g] | 33 | 37,7 | 46 |
| R-PET Anteil in Flasche [%] | 35% | 25% | 20% |
| Verschlüsse (HDPE) [g] | 2,8 | 2,8 | 2,8 |
| Verschlüsse (Alu) [g] | - | - | - |
| Etikett (Papier) [g] | 1,7 | 1,7 | 2,4 |
| Umverpackung | | | |
| Kasten (HDPE) [g] | - | - | - |
| Schrumpffolie (LDPE) [g] | 22,7 | 22,7 | 30 |
| Zwischenlagen (Graukarton, pro Zwischenlage)/Wellpappetray [g] | 322 | 322 | 322 |
| Transportverpackung | | | |
| Palette [g] | 24000 | 24000 | 24000 |
| Stretchfolie pro Palette (LDPE) | 318 | 318 | 318 |
| Palettensicherung PE-Band [g] | - | - | - |
| Art der Palette (Euro, GDB, DHP) | Euro | Euro | Euro |
| Palettenschema | | | |
| Flaschen pro Kasten/Schrumpfpack bzw. Kartons pro Wellpappetray | 6 | 6 | 6 |
| Kasten/Schrumpfpack pro Lage | 21 | 21 | 16 |
| Lage pro Palette | 4 | 4 | 4 |
| Flaschen pro Palette | 504 | 504 | 384 |
| Liter pro Palette | 756 | 756 | 768 |
| Erfassungsquote gebrauchter PET Einwegflaschen | | | |
| EW-Flaschen/ MW-Flaschen | 82% | 82% | 82% |
| Umlaufzahlen | | | |
| Flaschen | 1 | 1 | 1 |
| Kasten | - | - | - |
| Palette | 25 | 25 | 25 |

Abbildung 2-5 zeigt ein detailliertes Stoffflußbild des Untersuchungssystems PET-Einwegflasche. Das Bild illustriert die Herstellung und Verarbeitung der Rohmaterialien zu den einzelnen Verpackungskomponenten und gibt Aufschluss darüber, welche Wege die Verpackungskomponenten am Ende ihrer Lebenszyklen einschlagen.

Die in Österreich anfallenden leeren PET-Getränkeflaschen werden über das ARA-System flächendeckend gesammelt, sortiert, zu Ballen verpresst und mehrheitlich einem Bottle recycling zugeführt⁷. Das dadurch entstehende PET Rezyklat wird zum Teil wieder in neuen PET-Einwegflaschen verwendet. Ein kleinerer Teil der PET-Einwegflaschen wird einer

⁷ Bereits im Jahr 2005 wurde die gezielte Sammlung von stofflich besonders gut verwertbaren Kunststoff- und insbesondere PET-Flaschen über „Kermits“ in Wien und Salzburg sowie großen Teilen Niederösterreichs und Kärntens eingeführt. Dadurch hat sich die Sammelmenge von PET-Einwegflaschen erhöht, wobei gleichzeitig der Anteil an Verunreinigungen im Sammelmateriale deutlich zurückgegangen ist. Damit wird das Sammelgut wesentlich besser sortier- und verwertbar.

Mischkunststofffraktion zugeordnet und entweder stofflich oder energetisch verwertet. In Kapitel 3.5 werden die Verwertungswege gebrauchter PET Flaschen detailliert beschrieben.

Der Anteil an gebrauchten PET-Einwegflaschen, der nicht zur Verwertung erfasst wird, wird zusammen mit anderem Hausmüll einer Beseitigung zugeführt. Als Beseitigungsoptionen stehen hier prinzipiell Müllverbrennungsanlagen (MVA) oder eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) zur Verfügung.

Die übrigen Um- und Transportverpackungsmaterialien werden entweder vom Handel oder vom Konsumenten einer Verwertung zugeführt. Für die Schrumpffolien um die Flaschen wird angenommen, dass ein geringer Teil dieser Verpackungsmaterialien vom Konsumenten auch mit der Hausmüllfraktion entsorgt wird und entsprechend den PET-Einwegflaschen entweder in einer MVA oder einer MBA beseitigt werden.

2.2.3 PET Mehrwegflaschen („hypothetisch“ bilanziertes Verpackungssystem)

PET Mehrwegflaschen werden in Österreich derzeit nicht mehr vertrieben. Daher wird im Rahmen der vorliegenden Studie auf die Systemspezifikationen der 2004er Ökobilanz verwiesen.

PET-Mehrwegflaschen für Wasser und Limonaden mit einem Füllvolumen von 1,5L wurden damals in Österreich von jeweils einem Unternehmen eingesetzt. Die grüne PET-MW-Flasche für Mineralwasser vom Typ Römerquelle hatte ein Gewicht von 86 g. Die von Coca Cola verwendete Flasche wog 106 g (vgl. Tabelle 2-3). Die Flaschen hatten ein Papier-Etikett und wurden in HDPE-Mehrwegkästen ausgeliefert.

Die Umlaufzahl wurde von den Unternehmen mit durchschnittlich 20 Wiederbefüllungszyklen für die Mineralwasserflasche und 15 Umläufen für die Limonadenflasche angegeben. Nach Auskunft des Flaschenherstellers, konnten die Flaschen aus technischer Sicht mindestens 25 Mal wiederbefüllt werden.

Um eine Vergleichbarkeit dieses Verpackungssystems mit den untersuchten Verpackungssystemen der Basisszenarien herzustellen, werden alle verwendeten Rohstoffdatensätze und Hintergrunddaten aktualisiert. Auch das im Rahmen der Datenaufnahme neu erarbeitete Distributionsmodell für Mineralwasser und Limonaden wird für die in der vorliegenden Studie betrachteten PET Mehrwegflaschen zur Anwendung kommen.

Bei der in dieser Studie untersuchten PET Mehrwegflasche handelt es sich also um ein „hypothetisch“ bilanziertes Verpackungssystem, da eine Form von Getränkeverpackungen betrachtet wird, die es in der Realität zwar gibt, derzeit jedoch auf dem österreichischen Markt aber nicht angeboten wird.

Tabelle 2-3: Verpackungsspezifikationen der PET Mehrwegflaschen (hypothetisches Verpackungssystem)

| Verpackungsspezifikationen: | 1,5L PET MW Mineralwasser | 1,5L PET MW Limonade |
|---|--------------------------------------|---------------------------------|
| Füllvolumen | 1,5L | 1,5L |
| Primärverpackung [g] | 91 | 111 |
| Flasche Glas [g] | - | - |
| Flasche PET [g] | 86 | 106 |
| R-PET Anteil in Flasche [%] | 0% | 0% |
| Verschlüsse (HDPE) [g] | 3 | 3 |
| Verschlüsse (Alu) [g] | - | - |
| Etikett (Papier) [g] | 2 | 2 |
| Umverpackung | | |
| Kasten (HDPE) [g] | 2210 | 2210 |
| Schrumpffolie (LDPE) [g] | - | - |
| Zwischenlagen (Graukarton, pro Zwischenlage)/Wellpappetray [g] | - | - |
| Transportverpackung | | |
| Palette [g] | 24000 | 24000 |
| Stretchfolie pro Palette (LDPE) | - | - |
| Palettensicherung PE-Band [g] | 16,8 | 16,8 |
| Art der Palette (Euro, GDB, DHP) | Euro | Euro |
| Palettenschema | | |
| Flaschen pro Kasten/Schrumpfpack bzw. Kartons pro Wellpappetray | 12 | 10 |
| Kasten/Schrumpfpack pro Lage | 8 | 10 |
| Lage pro Palette | 4 | 4 |
| Flaschen pro Palette | 384 | 400 |
| Liter pro Palette | 576 | 600 |
| Rücklauf | | |
| EW-Flaschen/ MW-Flaschen | 99% | 99% |
| Umlaufzahlen | | |
| Flaschen | 20 | 15 |
| Kasten | 60 | 60 |
| Palette | 25 | 25 |

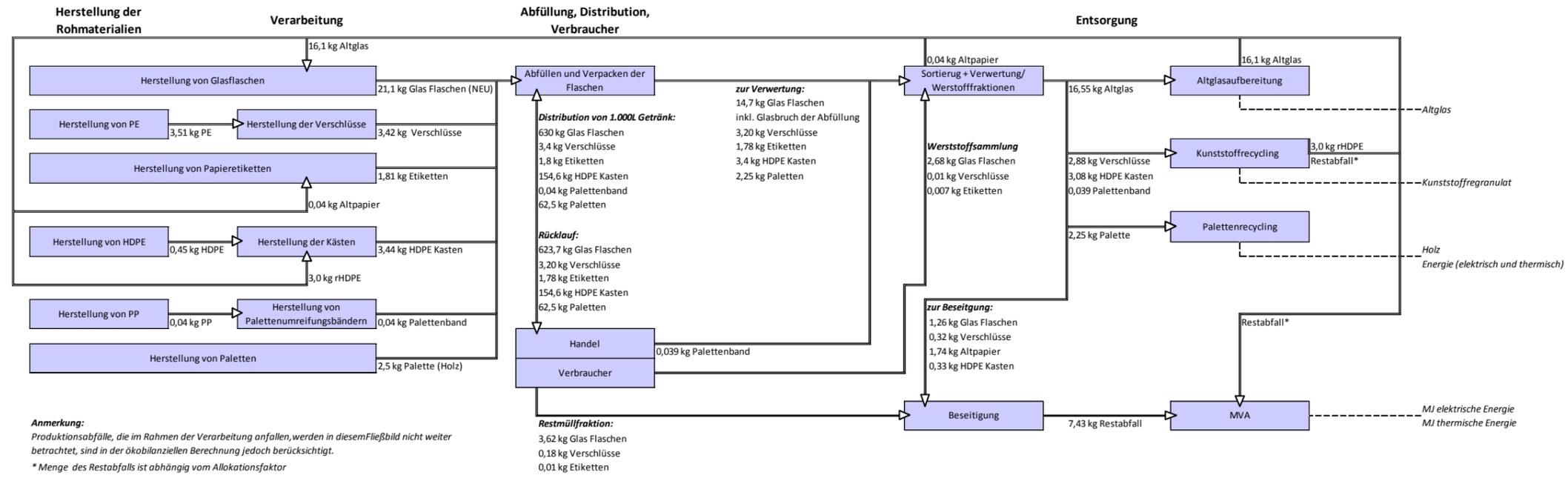


Abbildung 2-4: Stoffflußbild 1,0L Glas Mehrwegflasche (Mineralwasser)

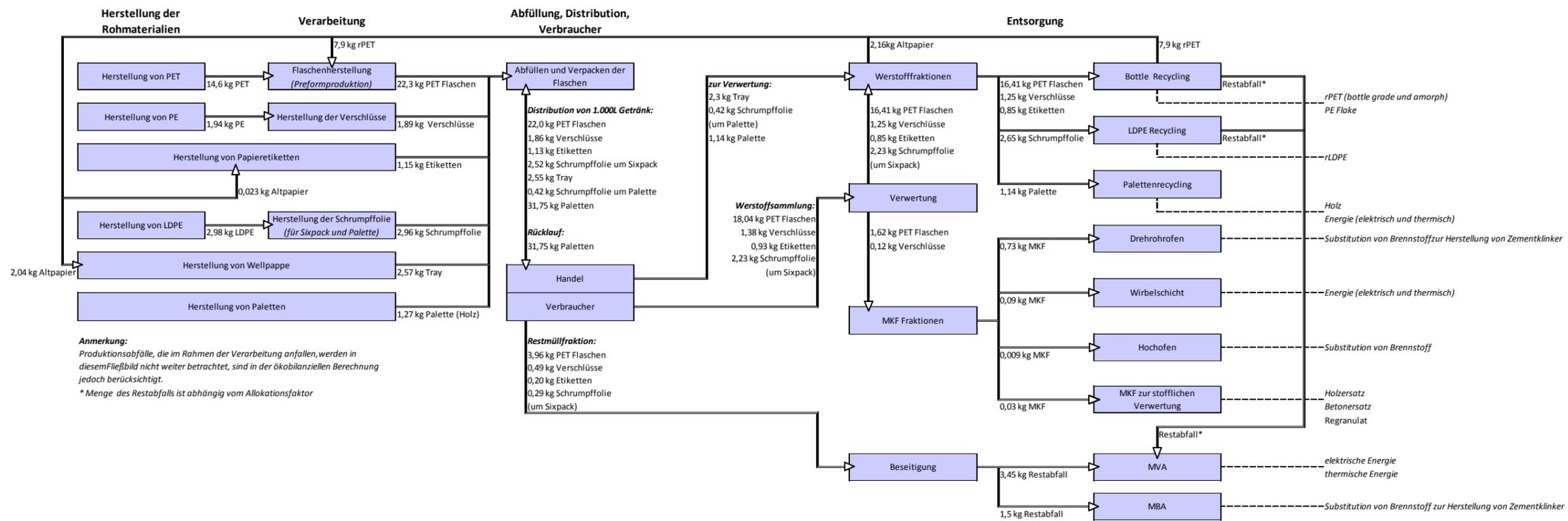


Abbildung 2-5: Stoffflußbild 1,5L PET Einwegflasche (Mineralwasser)

2.3 Umfasste Szenarien

Für jedes der untersuchten Produktsysteme wurden Basisszenarien bilanziert, mit dem die jeweilige Situation im definierten Bezugsraum möglichst repräsentativ abgebildet werden soll. Diese Basisszenarien werden durch die in den Kapiteln 2.2 beschriebenen Festlegungen definiert. Darüber hinaus werden Sensitivitäten zu ausgewählten Basisszenarien betrachtet. Sensitivitätsanalysen dienen dazu, die Ergebnisrelevanz von Datensätzen und Annahmen in den Basisszenarien zu überprüfen.

2.3.1 Basisszenarien

Tabelle 2-4: Szenarienübersicht der untersuchten Getränkeverpackungssysteme

| Szenarienmerkmale - Basisszenarien | Kürzel |
|--|------------------------|
| Basisszenarien | |
| Füllgut Wasser („W“) | |
| Glas-Mehrwegflasche, 635,2g Grünglas, 1,0L, Wasser, Umlaufzahl 30 Nationale Distribution (379 km + 94 km) | 1,0L Glas MW W_2010 |
| PET-Einwegflasche, 37,5g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Nationale Distribution (246 km + 94 km) | 1,5L PET EW W_2010 |
| Füllgut Erfrischungsgetränke („E“) | |
| Glas-Mehrwegflasche, 642,7g Weißglas, 1,0L, Limo, Umlaufzahl 30 Nationale Distribution (368 km + 94 km) | 1,0L Glas MW E_2010 |
| PET-Einwegflasche, 42,2g, 1,5L, Limo, 75% V-PET 25% R-PET Nationale Distribution (239 km + 94 km) | 1,5L PET EW E_2010 |
| PET-Einwegflasche, 51,2g, 2,0L, Limo, 80% V-PET 20% R-PET Nationale Distribution (239 km + 94 km) | 2,0L PET EW E_2010 |

2.3.2 Sensitivitätsanalyse

Sensitivitätsanalysen dienen dazu, die Ergebnisrelevanz von Systemannahmen und Datenunsicherheiten zu überprüfen. Folgende Aspekte wurden ausgehend von den Basisszenarien (Bezug 2010) untersucht. Aus Sicht der Auftragnehmer ist dabei die Analyse der nachfolgend aufgelisteten Aspekte erforderlich (Tabelle 2-5):

- **PET Mehrwegflaschen als hypothetisches Verpackungssystem**

Wie erwähnt sind derzeit in Österreich keine PET Mehrwegflaschen erhältlich (siehe Kapitel 2.2.3). Um deren ökobilanzielle Performance dennoch im Rahmen dieser Studie abbilden zu können wurden die Szenarien aus der Ökobilanz von 2004 fortgeschrieben und in die aktuelle Arbeit als Sensitivität zu den Glas Mehrwegflaschen aber auch zu den PET Einwegflaschen implementiert.

- **Unsicherheiten bezüglich der Gewichte von PET-EW-Flaschen**

Das Flaschengewicht der PET-Einwegsysteme hat generell einen großen Einfluss auf die meisten Wirkungsindikatoren, da unter anderem die Aufwendungen für die primäre PET-Produktion und für die Distribution von diesem Gewicht abhängen. Da die Mittelwerte der Flaschengewichte näher bei den Minima liegen, erscheint es sinnvoll, den Effekt der größeren Abweichungen der Maximalgewichte zu überprüfen. Als zusätzlicher

Erkenntnisgewinn hinsichtlich möglicher Optimierungspotenziale in den PET Einwegsystemen (Gewichtsreduktion) werden auch die unteren im Rahmen der Datenerhebung ermittelten Verpackungsgewichte in Form von Sensitivitätsanalysen umgesetzt.

- **Unsicherheiten bezüglich der Distributionslogistik**

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden vom Auftragnehmer Daten im Handel und bei den Abfüllern recherchiert die in ein aktuelles Distributionsmodell für Österreich integriert wurden, welches unter dem gegebenen Rahmen als bestmögliche Annäherung an die reale Situation gewertet wurde (s. Kap.3.4). Diese Daten wurden zur Berechnung der Basisszenarien für den Bezugsraum 2010 verwendet.

Die bestehenden Unsicherheiten sollen jedoch mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen bewertet und weiter eingeschränkt werden. Dazu wird der Einfluss von alternativen Distributionsstrukturen – jeweils eine ausschließlich regionale sowie eine überregionale Distribution - überprüft. Zusätzlich wird für PET-EW-Flaschen eine Ferndistribution untersucht, wie sie sich beim Import von Getränken darstellt. Die Szenarienannahmen sind im Kapitel 4.3.3 näher erläutert.

- **Einfluss der Allokationsvorschrift**

Durch Berechnung der Basisszenarien mit zwei alternativen Allokationsverfahren (Cut-off und 100% Gutschrift) wird der Einfluss dieser Systemfestlegung auf die Ergebnisse bestimmt (s. Kap. 4.3.4).

Tabelle 2-5: Szenarien zur Durchführung von Sensitivitätsanalysen

| Szenarienmerkmale - Sensitivitäten | Kürzel |
|---|----------------------------|
| Sensitivitätsanalyse PET Mehrwegflaschen | |
| PET-Mehrwegflasche, 91g, 1,5L Wasser, 100% V-PET, Umlaufzahl 20 Nationale Distribution (379 km + 94 km) | 1,5L PET MW W_Hypo |
| PET-Mehrwegflasche, 111g, 1,5L, Limo, 100% V-PET, Umlaufzahl 15 Nationale Distribution (368 km + 94 km) | 1,5L PET MW E_Hypo |
| Sensitivitätsanalyse Flaschengewicht | |
| PET-Einwegflasche, 36,1g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Nationale Distribution (246 km + 94 km) | 1,5L PET EW W_Min |
| PET-Einwegflasche, 39,3g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Nationale Distribution (246 km + 94 km) | 1,5L PET EW W_Max |
| PET-Einwegflasche, 35,0g, 1,5L, Limo, 75% V-PET 25% R-PET Nationale Distribution (239 km + 94 km) | 1,5L PET EW E_Min |
| PET-Einwegflasche, 48,3g, 1,5L, Limo, 75% V-PET 25% R-PET Nationale Distribution (239 km + 94 km) | 1,5L PET EW E_Max |
| Sensitivitätsanalyse: Distributionsentfernung | |
| Regionale Distribution | |
| Glas-Mehrwegflasche, 635,2g Grünglas, 1,0L, Wasser, Umlaufzahl 30 Regionale Distribution (60 km Direktvertrieb -> 120 km Hin- + Rückfahrt) | 1,0L Glas MW W_regional |
| PET-Einwegflasche, 37,5g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Regionale Distribution (60 km Direktvertrieb -> 80 km Hin- + Rückfahrt) | 1,5L PET EW W_regional |
| Überregionale Distribution | |

| Szenarienmerkmale - Sensitivitäten | Kürzel |
|--|--------------------------------|
| Glas-Mehrwegflasche, 635,2g Grünglas, 1,0L, Wasser, Umlaufzahl 30 Überregionale Distribution (420 km + 94 km) | 1,0L Glas MW W_überregional |
| PET-Einwegflasche, 37,5g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Überregionale Distribution (273 km + 94 km) | 1,5L PET EW W_überregional |
| Import | |
| PET-Einwegflasche, 37,5g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Importsituation (759 km + 94 km) | 1,5L PET EW W_Import |
| Aspekt der Systemallokation | |
| 0% Gutschrift („Cut-Off“) | |
| Glas-Mehrwegflasche, 635,2g Grünglas, 1,0L, Wasser, Umlaufzahl 30 Regionale Distribution (379 km + 94 km) | 1,0L Glas MW W_0% |
| PET-Einwegflasche, 37,5g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Regionale Distribution (246 km + 94 km) | 1,5L PET EW W_0% |
| 100% Gutschrift | |
| Glas-Mehrwegflasche, 635,2g Grünglas, 1,0L, Wasser, Umlaufzahl 30 Überregionale Distribution (379 km + 94 km) | 1,0L Glas MW W_100% |
| PET-Einwegflasche, 37,5g, 1,5L, Wasser, 65% V-PET 35% R-PET Überregionale Distribution (246 km + 94 km) | 1,5L PET EW W_100% |

Fortsetzung der Tabelle 2-5

3 Ausgewählte Daten zur Sachbilanz

Die folgende Tabelle listet die in der Studie verwendeten Datensätze auf. Im folgenden Kapitel werden dann kurz die wichtigsten verwendeten Inventardaten und Prozessschritte beschrieben, die für die Modellierung verwendet wurden.

Tabelle 3-1 Übersicht über die in der Studie verwendeten Datensätze

| Name des Datensatzes | umfasste Prozessschritte | Bezugsjahr | Quelle/ Jahr der Veröffentlichung | Beschreibung/ Bemerkung |
|--|---|---|---|--|
| Grundstoffherstellung | | | | |
| PET Herstellung (bottle grade) | Cradle to Factory Gate | 2008 | PlasticsEurope 2010 | beschreibt die PET Herstellung in Europa |
| LDPE Herstellung | Cradle to Factory Gate | 1999 | PlasticsEurope 2005 | beschreibt die LDPE Herstellung in Europa |
| HDPE Herstellung | Cradle to Factory Gate | 1999 | PlasticsEurope 2005 | beschreibt die HDPE Herstellung in Europa |
| PP Herstellung | Cradle to Factory Gate | 1999 | PlasticsEurope 2005 | beschreibt die PP Herstellung in Europa |
| Aluminiumherstellung | Herstellung von Aluminiumbarren und -bändern | 2005 | European Aluminium Association (EAA), Brüssel [EAA 2008] | Umweltprofil von Aluminium in Europa |
| Zellstoffherstellung | Cradle to Factory Gate | 1995 | [UBA 1998] (UBA-SBB: 5.3) sowie [UBA 2002] | Nordische Zellstoffproduktion |
| Verpackungsherstellung | | | | |
| Herstellung von Glasflaschen | Glashütte | 2004 - 2010 | BVE/ Energieeinsatz und Fremdscherbenanteile aktuelle Daten von Vetropack (AT) | Das Grundmodell der deutschen Glashütte (BVE) wurde soweit verfügbar durch aktuelle Daten von Vetropack (AT) und die österreichische Strombereitstellung auf die österreichische Situation angepasst |
| Herstellung von PET Einwegflaschen | Preformherstellung und Streckblasprozess | 2010 | unveröffentlicht | eigene Datenerhebung bei Preformherstellern und Abfüllunternehmen 2010 |
| Herstellung von PET-Mehrwegflaschen | Preformherstellung und Streckblasprozess | 2004 | unveröffentlicht | eigene Datenerhebung im Rahmen von [IFEU 2004] |
| Herstellung von Kunststoffverschlüssen | Spritzgußprozess | <i>Daten entstammen der ifeu internen Datenbank und beruhen einerseits auf Literaturdaten, andererseits auf realen Messwerten</i> | | |
| Herstellung von Aluminium Anrollverschlüssen | Verarbeitung von Aluminiumbändern zu Verschlüssen | 1998 | [Ökoinstitut Freiburg 1996] basierend auf [Hexel 1992] | Nach internen Rückfragen des Verbandes bei den deutschen Verschlussherstellern hatten die Daten auch 1998 noch ihre Gültigkeit |
| Herstellung von Papieretiketten | Etikettenpapierherstellung in Papiermaschine | 1995-1997 | [UBA 1998] (UBA-SBB: 5.3) sowie [UBA 2002] | Gewichtete Mittelwerte der deutschen und nordischen Papierindustrie |
| Herstellung von HDPE Kästen | Spritzgußprozess | [UBA 1998] (UBA-SBB: 4.2), Bezugsjahr 1997, Daten sind Herstellerangaben | | |
| Herstellung von LDPE Folie | Blasfolienextrusion | <i>Daten entstammen der ifeu internen Datenbank und beruhen einerseits auf Literaturdaten, andererseits auf Herstellerangaben</i> | | |
| Herstellung von Wellpappetrays | Herstellung von Wellpappe-Rohpapieren und Wellpappe-Verpackungen ⁸ | 2008 | FEFCO 2009 | Mittelwerte europäischer Rohpapier- und Wellpappenwerke |
| Herstellung von Palettenumreifungsbändern | Herstellungsprozess | <i>Daten entstammen der ifeu internen Datenbank und beruhen einerseits auf Literaturdaten, andererseits auf Herstellerangaben</i> | | |
| Herstellung von Paletten | Holzerzeugung und Sägewerk | <i>Daten entstammen der ifeu internen Datenbank und beruhen einerseits auf Literaturdaten, andererseits auf realen Messwerten</i> | | |
| Abfüllung | | | | |

⁸ 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 2008.

| Name des Datensatzes | umfasste Prozessschritte | Bezugsjahr | Quelle/ Jahr der Veröffentlichung | Beschreibung/ Bemerkung |
|---|---|--|-----------------------------------|--|
| Abfüllung von Glas Mehrwegflaschen | Reinigung der Flaschen und Kästen, Abfüllung und Verpackung der Flaschen | 2004 bis 2010 | unveröffentlicht | eigener Datenbestand, plausibilisiert mit den Ergebnissen der eigenen Datenerhebung 2010 |
| Abfüllung von PET-Einwegflaschen | Abfüllung und Verpackung der Flaschen | 2004 bis 2010 | unveröffentlicht | |
| Abfüllung von PET Mehrwegflaschen | Reinigung der Flaschen und Kästen, Abfüllung und Verpackung der Flaschen | 2004 bis 2010 | unveröffentlicht | |
| Distribution | | | | |
| Distribution von Mineralwasser in Österreich | Distribution vom Abfüller zum Zentrallager Distribution vom Zentrallager zur Filiale | 2010 | unveröffentlicht | eigene Datenerhebung bei Abfüllunternehmen und Handelsketten 2010 |
| Distribution von Limonaden in Österreich | Distribution vom Abfüller zum Zentrallager Distribution vom Zentrallager zur Filiale | 2010 | unveröffentlicht | eigene Datenerhebung bei Abfüllunternehmen und Handelsketten 2010 |
| Sortierung, Verwertung und Beseitigung gebrauchter Packstoffe | | | | |
| Verwertungswege gebrauchter 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen in Österreich | | 2010 | unveröffentlicht | Daten wurden im Rahmen des Projektes von der ARA zusammengestellt |
| Sortierung | manuelle und automatische Sortieranlagen in Österreich | 2010 | unveröffentlicht | eigene Datenerhebung bei der ARA 2010 |
| Recycling der PET Einwegflaschen | Waschen und Mahlen der gebrauchten Flaschen Aufbereitung der PET Flakes zu lebensmitteltauglichen Regranulat | 2010 | unveröffentlicht | eigene Datenerhebung bei Recyclinganlagenbetreibern 2010 |
| Recycling anderer Verpackungskomponenten aus Kunststoff (LDPE Folien oder Kunststoffdeckel im Glas MW System) | Regranulation | <i>Daten entstammen der ifeu internen Datenbank und beruhen einerseits auf Literaturdaten, andererseits auf Herstellerangaben</i> | | |
| MKF Verwertung | Drehrohren, Wirbelschichtverbrennung, Hochofen und stoffliche MKF Verwertung | <i>Der Split zwischen den einzelnen genannten Verwertungswegen wurde im aktuellen Projekt von der ARA übermittelt (Bezugsjahr 2009), die Prozessdaten der verschiedenen Verwertungsarten entstammen größtenteils dem ifeu vorliegende Betriebsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland sowie Daten aus der 2004er Ökobilanz für Österreich [IFEU 2004]</i> | | |
| Müllverbrennungsanlage (MVA) | Verbrennung von Abfällen | <i>dem ifeu vorliegende Betriebsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland verschiedener Altersstufen</i> | | |
| Mechanisch Biologische Aufbereitung (MBA) | Sortierung in heizwertreiche Fraktion | <i>ifeu interne Datenbank, Literatur und Betreiberangaben deutscher MBAs</i> | | |
| Hintergrunddaten | | | | |
| Energiebereitstellung | Energievorketten, Kraftwerke und Stromnetz | 2008 | Eurostat 2010 | Netzstrom Österreich 2008 |
| LKW Transporte | Fahrten der LKWs | 2008 | HBEFA 3.1. | Österreichischer LKW-Flottenmix |

Fortsetzung der Tabelle 3-1

3.1 Grundstoffherstellung

3.1.1 Kunststoffherstellung

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
- Polypropylen (PP) als Material für Sicherungsbänder für Transportverpackungen
- Polyethylenterephthalat (PET) als Rohstoff für die PET Flaschen.

Die Grundlage für die verwendeten Ökobilanzdaten bilden die Berichte 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 3-2 Verwendete Kunststoffdatensätze

| Kunststoffart | Datum der Veröffentlichung | Bezugszeitraum | Umfasste Anlagen |
|---------------|----------------------------|----------------|--------------------------------------|
| LDPE | 2005 | 1999 | 27 |
| HDPE | 2005 | 1999 | 24 |
| PP | 2005 | 1999 | 29 |
| PET | 2010 | 2008 | 5 PTA Anlagen und 14 PET Anlagen. |

3.1.1.1 Datensatz 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 2005b].

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.

3.1.1.2 Datensatz 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 2005c].

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.

3.1.1.3 Datensatz PP

Polypropylen entsteht durch die katalytische Polymerisation von Propen zu langkettigem Polypropylen. Die beiden wichtigen Verfahren sind die Niederdruck-Fällungs- und die Gasphasen-Polymerisation. In einem abschließenden Schritt wird das Polymerpulver im Extruder zu Granulat verarbeitet.

In der vorliegenden Ökobilanz wurde das von PlasticsEurope (ehemals APME) veröffentlichte Ecoprofile für PP verwendet [PlasticsEurope 2005a]. Der Datensatz umfasst die Produktion von PP-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 29 Polymerisationsanlagen erhoben. Die betrachteten Anlagen umfassen eine Jahresproduktion von 5.690.000 Tonnen. Die europäische Gesamtproduktion lag 1999 bei 7.395.000 Tonnen. Der PlasticsEurope Datensatz repräsentiert 76,9% der westeuropäischen PP-Produktion.

3.1.1.4 Datensatz PET

Reinst-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 Poly-ethylenterephthalat (PET) polykondensiert.

In der vorliegenden Studie findet ein im Auftrag von PlasticsEurope 2010 neu veröffentlichtes Umweltprofil für die europäische PET Herstellung Anwendung. Dieses Umweltprofil trägt der Forderung nach Vereinheitlichung der konkurrierenden europäischen PET Datensätzen (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 2,1 Mio. Tonnen PTA ein. Dies entspricht, gemessen an der absoluten innereuropäischen 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 Mio. Tonnen (2008) bilden diese Daten 72% der europäischen PET bottle grade Produktion (2,4 Mio. Tonnen) ab.

3.1.2 Herstellung von Aluminiumbarren und -bändern

Innerhalb der betrachteten Verpackungssysteme wird für die Glas Mehrwegsysteme zum Teil Aluminium in Form von Aluminiumband (Stärkebereich: 20 μ - 200 μ) zur Herstellung von Anrollverschlüssen eingesetzt.

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 an das Ifeu gelieferte Daten für das Aluminiumdosenband und das Aluminiumdosendeckelband.

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 bezieht [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 UCPTD 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 sind.

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 Vorkette vollständig aggregiert.

3.1.3 Zellstoffherstellung

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden Daten der nordischen Zellstoffherstellung verwendet. Der tatsächlich in Österreich eingesetzte Zellstoff als Rohstoff für die Etikettenproduktion und Produktion der Wellpappen wird mit hoher Wahrscheinlichkeit der einheimischen Produktion entstammen. Von daher werden die Daten der nordischen Produktion hier als Proxywerte verwendet.

Es war im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich Daten zur österreichischen Zellstoffherstellung zu erheben. Da in allen untersuchten Verpackungssystemen Papieretiketten verwendet werden bestehen keine Asymmetrien hinsichtlich der verwendeten Rohstoffdaten.

3.2 Verpackungsherstellung

3.2.1 Herstellung von Glas und Glasflaschen

Die verwendeten Daten für die Herstellung von Hohlglas entsprechen weitestgehend dem Datensatz der im Rahmen von UBA-II/1 [UBA 2000] erhoben und dokumentiert wurde. Im Rahmen der aktuellen Ökobilanz wurden bei einem großen Hersteller von Glasverpackungen neu Prozessdaten angefragt. Im Rahmen der Datenaufnahme konnten jedoch nur Angaben bzgl. des Energieeinsatzes und der verwendeten Energieträger übermittelt werden.

Der von der Glasindustrie zur Verwendung in der UBA-Studie bereitgestellte Datensatz gab einen repräsentativen Querschnitt der eingesetzten Technologien und Energieträger wieder⁹. Der

⁹ Siehe [UBA 2000], S. 57

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.

Bei der Fachvereinigung Behälterglas e.V. (FVB) wurden im Februar 2003 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.

Der Eigen- und Fremdscherbenanteil bei der Herstellung von Weißglas liegt nach Angaben des Herstellers in Österreich bei 50% bzw. 72% bei Grünglas.

3.2.2 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 Einwegflaschen findet das Flaschenblasen direkt beim Abfüller statt, während im Falle von PET Mehrwegflaschen die fertigen Flaschen beim Abfüller angeliefert werden.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden neue Daten zur Preformherstellung von PET Einwegflaschen aufgenommen, welche die technische Weiterentwicklung berücksichtigen. Demnach ergibt sich ein um 5% geringere Energieverbrauchs bei der Preformherstellung gegenüber dem für Studie aus dem Jahr 2004 letztmalig erhobenen Stand.

Auch innerhalb des Streckblasprozesses der PET Einwegflaschen haben technische Innovationen zu einer Senkung des Energieverbrauchs um 29% beigetragen. Technische Neuerungen im Streckblasprozess sind vor allem:

- Der Einsatz neuerer, effizienterer Druckluftkompressoren,
- die Reduktion des Drucks beim Flaschenblasen und
- die Wiederaufbereitung der hochkompressierten Druckluft aus dem Blasprozess zur Niederdruckluft im Abfüllprozess, das so genannte „Air-Recycling“ .

Im Gegensatz zu den PET Einweg Flaschen werden PET Mehrwegflaschen in der Regel direkt beim Preformhersteller geblasen und dann als fertige Flasche zum Abfüller transportiert. Die für die PET Einweg beschriebenen technischen Neuerungen im Produktionsprozess würden prinzipiell auch die Herstellung der PET Mehrwegflaschen betreffen. Da diese Gebinde in Österreich derzeit nicht verfügbar sind, liegen keine im Rahmen dieser Studie verwendbaren Daten vor. Daher wurde die Herstellung der PET Mehrwegflaschen mit dem Datensatz aus der Studie von 2004 bilanziert. Aufgrund der Mehrfachverwendung der Flaschen kommt diesen Prozessschritt im PET Mehrwegsystem nur eine geringere Bedeutung in den Ergebnissen der Ökobilanz zu.

Die in der Studie verwendeten Daten zur Preformherstellung wurden bei den österreichischen Preformherstellern erhoben, bei denen die involvierten Abfüllunternehmen ihre Preforms beziehen. Der Prozessschritt Flaschenblasen findet wie erwähnt beim Abfüller statt, für die Repräsentativität dieser Daten gelten die Ausführungen in Kapitel 2.2.2.

Alle erhobenen Daten zur Flaschenherstellung wurden durch das Ifeu validiert.

3.3 Abfülldaten

Zur Modellierung der Abfüllvorgänge kamen interne Daten des IFEU zur Anwendung. Sie beruhen auf Datenerhebungen im Zusammenhang mit verschiedenen Ökobilanzen zur Bewertung von Mehrweg- und Einweggetränkeflaschen (s.a. Kap. 1.1).

In Verbindung mit dem aktuellen Vorhaben wurden durch den Auftragnehmer Daten bei österreichischen Abfüllern erhoben. Dabei wurden insbesondere Daten für den Verbrauch von Wasser und Energie für die Befüllung von Einweg- und Mehrwegflaschen bei den erwähnten Abfüllbetrieben erhoben. Die Angaben weisen jeweils unterschiedliche Lücken auf. Sie wurden daher nicht vorrangig für die Ableitung von Rechenwerten sondern zur Prüfung des hier eingesetzten Zahlenmaterials herangezogen.

Die Herstellung der PET-Einwegflaschen aus Preforms erfolgt beim Abfüllbetrieb. Aus systematischen Gründen wird der entsprechende Energieeinsatz in den Ergebnisgrafiken dem Sektor „Flaschenherstellung“ zugewiesen. Der Sektor „Abfüllung“ enthält nur die Aufwendungen für die Befüllung der Flaschen und deren Verpackung.

Bei den Mehrwegsystemen enthält der Bereich zudem die Energie- und Wasserverbräuche für die Flaschen- und Kistenwäsche.

3.4 Annahmen zur Getränkedistribution

Im Rahmen der Ökobilanzstudie von 2004 wurde ein Distributionsmodell für den Vertrieb von Mineralwasser und Limonaden in Einweg und Mehrwegverpackungen in Österreich abgeleitet. Die verwendeten Rechenparameter sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.

Tabelle 3-3 Transportparameter für die Distribution von Mineralwasser und Limonade im Rahmen der Ökobilanzstudie von 2004 [IFEU2004]

| System | | 1. Distributionsstufe | | 2. Distributionsstufe | Mittelwert Gesamtdistanz |
|---------------------------------------|-------------------|-----------------------|------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | | Direktvertrieb | zum Zentrallager | vom Zentrallager zum POS | |
| Distribution von Mineralwasser | | | | | |
| Mehrweg | <i>Split (%)</i> | 22% | 78% | 78% | 394 km |
| | Distanz voll (km) | 60 km | 179 km | 57 km | |
| | Distanz leer (km) | 60 km | 179 km | 57 km | |
| Einweg | <i>Split (%)</i> | 22% | 78% | 78% | 311 km |
| | Distanz voll (km) | 60 km | 179 km | 57 km | |
| | Distanz leer (km) | 50 km | 92 km | 40 km | |
| Distribution von Limonaden | | | | | |
| Mehrweg | <i>Split (%)</i> | 21% | 79% | 79% | 406 km |
| | Distanz voll (km) | 125 km | 167 km | 57 km | |
| | Distanz leer (km) | 125 km | 167 km | 57 km | |
| Einweg | <i>Split (%)</i> | 21% | 79% | 79% | 361 km |
| | Distanz voll (km) | 125 km | 198 km | 57 km | |
| | Distanz leer (km) | 102 km | 101 km | 40 km | |

Das 2004 verwendete Distributionsmodell ging von der Annahme aus, dass Mehrwegverpackungen mehr regional und Einwegverpackungen verstärkt überregional distribuiert würden.

Im Rahmen der aktuellen Studie wurde dieses Transportmodell unter Berücksichtigung der Ergebnisse der durchgeführten Datenaufnahme erneut diskutiert. Nach Aussage der im Projektbegleitkreis vertretenen Abfüller bildet eine Unterscheidung der Distributionsstrukturen

zwischen Einweg- und Mehrwegverpackungen nicht die Realität ab. Die Abfüller, die beide Verpackungssysteme einsetzen gaben an, dass die meisten LKWs mit gemischter Ladung das Werk verließen, also sowohl Einweg- als auch Mehrwegverpackungen geladen hatten.

Unstrittig ist, dass eine Unterscheidung der Distributionsstruktur der beiden untersuchten Füllgüter Sinn macht. Während Mineralwässer per Gesetz am Quellort abgefüllt werden müssen, können die Erfrischungsgetränke prinzipiell näher am Konsumenten produziert werden.

Im Rahmen der aktuellen Studie werden daher zwei unterschiedliche Distributionsmodelle auf Basis der im Projektbeirat diskutierten Informationen und den Ergebnissen der Datenaufnahme abgeleitet:

- Distributionsmodell für Mineralwässer
- Distributionsmodell für Limonaden

Diese Distributionsmodelle finden jeweils für alle untersuchten Verpackungssysteme (Glas- und PET-Mehrweg sowie PET-Einweg) in den jeweiligen Untersuchungsgruppen (Mineralwässer und Erfrischungsgetränke) Anwendung.

3.4.1 Funktionsweise der Distributionsmodelle

Die Distribution von Getränkeverpackungen wird grundsätzlich unterschieden in die erste und zweite Distributionsstufe:

- Erste Distributionsstufe:
vom Abfüller zum Zentrallager
- Zweite Distributionsstufe:
vom Zentrallager zum Point of Sale, also in die Filiale.

Daneben gibt es noch die Möglichkeit des Direktvertriebs, wenn die gefüllten Flaschen vom Abfüller direkt in die Filiale transportiert werden. Dieser Transportweg war im Rahmen des Distributionsmodells aus der 2004er Studie noch für 21% - 22% aller Mehrweg- und Einwegflaschen angenommen worden. Die aktuelle Datenaufnahme zeigt, dass nur noch ein sehr geringer Teil der Flaschen (im Mittelwert unter 1%) über den Direktvertrieb distribuiert werden. Daher ist die Distributionsroute „Direktvertrieb“ nicht mehr Bestandteil des Distributionsmodells für die Basisszenarien.

Die Distribution von Einweg und Mehrwegflaschen unterscheidet sich wie erwähnt nicht hinsichtlich der Distanzen, über welche die gefüllten Flaschen vom Abfüller zum Zentrallager transportiert werden. Auch die Verteilung der Flaschen in der so genannten 2. Distributionsstufe ist für alle Gebindearten gleich.

Es besteht jedoch ein Unterschied in der Logistik der Einweg- und Mehrwegflaschen hinsichtlich der notwendigen Rücktransporte bzw. unvermeidbaren Leerfahrten. Die Mehrwegflaschen müssen zurück zum Abfüller transportiert werden um dort gereinigt und wiederbefüllt zu werden. Die Einwegflaschen jedoch werden vom Verbraucher entsorgt.

Abbildung 3-1 zeigt die Funktionsweise der Mehrwegdistribution. Es werden im Rahmen der Mehrwegdistribution vier verschiedenen Transportstrecken berücksichtigt:

1. Die gefüllten Flaschen werden vom Ort der Abfüllung in die Zentrallager des Handels transportiert.
2. Im Zentrallager werden die ankommenden Waren und somit auch die vollen Flaschen für die Filialen konfektioniert und an diese ausgeliefert.
3. Der Konsument bringt die leeren Pfandflaschen zurück in die Filialen, dort nimmt sie der LKW der 2. Distributionsstufe wieder auf und transportiert das Leergut zurück in ein Zentrallager.
4. Vom Zentrallager werden die leeren Flaschen zurück zum Abfüller transportiert.

Da die leeren Flaschen zurück zum jeweiligen Abfüller transportiert werden müssen, ist die Entfernung der Redistribution im Rahmen der vorliegenden Studie gleich lang wie die Distributionsentfernung. Dieses Rechenmodell entspricht nicht exakt der Realität, wo es zu Pfandsammelfahrten und Pfandaustauschfahrten kommen kann, entspricht aber der logischen Grundüberlegung, dass jede Mehrwegflasche zum jeweiligen Abfüller zurückfinden muss.

Funktion der Mehrwegdistribution:

Entfernung Mehrwegdistribution = 2 * Distanz A + 2 * Distanz B

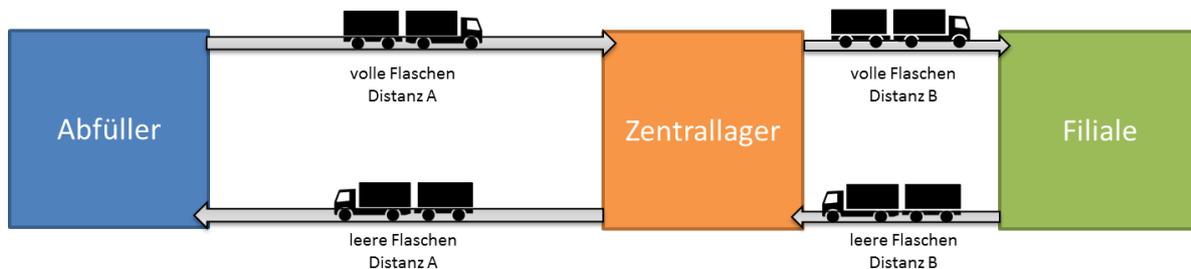


Abbildung 3-1: Funktionsweise der Mehrwegdistribution

Abbildung 3-2 zeigt die Funktionsweise der Einwegdistribution. Es werden im Rahmen der Einwegdistribution vier verschiedenen Transportstrecken berücksichtigt:

1. Die gefüllten Flaschen werden vom Ort der Abfüllung in die Zentrallager des Handels transportiert.
2. Der anliefernde LKW verlässt leer das Zentrallager und hat eine unvermeidbare Leerfahrt bis zur neuen Warenaufnahme. Die Länge dieser unvermeidbaren Leerfahrt ist im Distributionsmodell mit 30% der Hinfahrt angesetzt. Dabei handelt es sich um einen Erfahrungswert zur mittleren Leerfahrtdistanz, der dem IFEU wiederholt im Rahmen verschiedener Studien von Logistikexperten mitgeteilt wurde.
3. Im Zentrallager werden die ankommenden Waren und somit auch die vollen Flaschen für die Filialen konfektioniert und an diese ausgeliefert.
4. Der Konsument entsorgt die leeren Einwegflaschen mit der Abfallsammlung (entweder Wertstoffsammlung oder Restabfall). Die Rückfahrt im Rahmen der 2. Distributionsstufe ist im Modell der Einwegdistribution eine Leerfahrt von der Länge der Hinfahrt, da die 2. Distributionsstufe in der Regel von Handel als Routenlogistik zur Belieferung mehrerer Filialen angelegt ist, der LKW also keine neue Warenaufnahme anfahren kann.

Die Anfahrt des LKW zum Abfüller, um dort volle Einwegflaschen aufzunehmen, wird nach der oben beschriebenen Systematik zur Anrechnung der unvermeidbaren Leerfahrten, dem System der neu zugeladenen Ware angelastet.

Funktion der Einwegdistribution:

Entfernung Einwegdistribution = Distanz A + 2 * Distanz B + Distanz A * 0,3

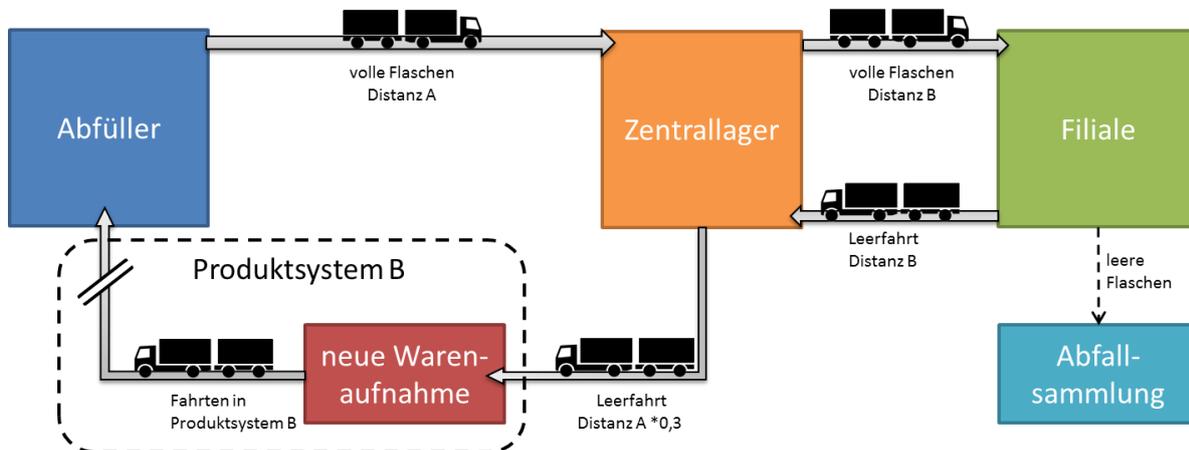


Abbildung 3-2: Funktionsweise der Einwegdistribution

3.4.2 Ableitung der Transportentfernungen

Die Ableitung der Distanz A, also der Entfernung innerhalb der ersten Distributionsstufe erfolgte anhand der Angaben der im Rahmen der Studie befragten Abfüllunternehmen. Von diesen wurden zum Teil sehr detaillierte Informationen zu den Fahrten angegeben. Die Bandbreite der ermittelten Distanzen der ersten Distributionsstufe war dabei sehr groß, der Mittelwert wurde erneut ungewichtet über alle vorliegenden Daten durchgeführt:

- Bandbreite Distanz A Mineralwasser: zwischen 93 km und 295 km
- Mittelwert Distanz A Mineralwasser: 189 km
- Bandbreite Distanz A Limonade: zwischen 105 km und 280 km
- Mittelwert Distanz A Limonade: 184 km

Die Ableitung der Distanz B erfolgt durch Informationen seitens des Einzelhandels. Die Auslieferung der Waren innerhalb der 2. Distributionsstufe erfolgt per Routenlogistik, das heißt, dass pro Lieferfahrt eine gewisse Anzahl Fialen auf einer festgelegten Route beliefert werden. Die mittlere durchschnittliche Tourlänge variiert je Handelskette zwischen 118 km und 65 km mit durchschnittlich 3,8 Filialanfahrten pro Tour.

Die Entfernung innerhalb der zweiten Distributionsstufe sind 50% der durchschnittlichen Tourlänge (ab da beginnt rechnerisch die Rückfahrt), der zwischen den involvierten Handelsketten gewichtete Mittelwert für die zweite Distributionsstufe liegt bei 47 km.

Das Distributionsmodell für die aktuelle Studie ist in Tabelle 3-4 zusammengefasst. Im Vergleich mit dem Distributionsmodell der Studie von 2004 fällt auf, dass sich die Transportdistanzen, außer bei Mineralwasser in PET Einweg höher ausfallen. Dieser Unterschied ist auf die methodischen

Unterschiede zwischen den beiden Modellen zurückzuführen und bildet nicht notwendigerweise eine reale Entwicklung der Transportdistanzen in Österreich im betrachteten Zeitraum ab. Im Rahmen des Distributionsmodells in [IFEU 2004] wurde angenommen, dass Mehrwegflaschen verstärkt regional und Einwegflaschen verstärkt überregional distribuiert werden. Die Diskussionen im Projektbeirat zu dieser Studie zeigen, dass diese Annahme heute nicht mehr belegt werden kann, daher geht das im Rahmen dieser Studie neu abgeleitete Modell von gleichen Distributionsräumen für Einweg und Mehrwegverpackungen aus.

Das im Rahmen dieser Studie abgeleitete Distributionsmodell basiert auf den Ergebnissen der Datenaufnahme und wird als repräsentativ für die österreichische Situation im Bezugszeitraum eingeschätzt.

Tabelle 3-4 Transportparameter für die Distribution von Mineralwasser und Limonade im Rahmen der aktuellen Ökobilanzstudie

| System | | 1. Distributionsstufe | 2. Distributionsstufe | Mittelwert Gesamtdistanz |
|---------------------------------------|-------------------|-------------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | | vom Abfüller zum Zentrallager | vom Zentrallager zum POS | |
| Distribution von Mineralwasser | | | | |
| Mehrweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 472 km |
| | Distanz voll (km) | 189 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 189 km | 47 km | |
| Einweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 340 km |
| | Distanz voll (km) | 189 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 57 km | 47 km | |
| Distribution von Limonaden | | | | |
| Mehrweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 462 km |
| | Distanz voll (km) | 184 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 184 km | 47 km | |
| Einweg | <i>Split (%)</i> | 100% | 100% | 333 km |
| | Distanz voll (km) | 184 km | 47 km | |
| | Distanz leer (km) | 55 km | 47 km | |

3.5 Sortierung, Verwertung und Beseitigung gebrauchter Flaschen

In diesem Kapitel werden vornehmlich die Verwertungswege der gebrauchten PET Einwegflaschen beschrieben, da in den Mehrwegsystemen aufgrund der Wiederverwendung der Flaschen nur vergleichsweise geringe Abfallmengen anfallen.

Abbildung 3-3 zeigt die Verwertungswege der gebrauchten 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen, wobei die Daten die Gesamtheit aller PET-Einwegflaschen dieser Größen umfassen, da auf Grundlage der verfügbaren Daten keine Unterscheidung zwischen den unterschiedlichen Füllgutbereichen wie Mineralwasser, Limonaden oder aber auch Eistee und Saft möglich war.

Folgende für die Betrachtung der PET Einwegflaschen wesentlichen Erkenntnisse sind in der folgenden Abbildung graphisch dargestellt. Alle Angaben beruhen auf Werten die von der ARA im Rahmen der aktuellen Studie übermittelt wurden, Bezugsjahr der Angaben ist das Jahr 2009:

- 82% aller gebrauchter 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen in Österreich wurden im Jahr 2009 zur Verwertung erfasst.
- 91% aller zur Verwertung erfassten PET Einwegflaschen (74,6% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) werden in den Sortieranlagen in die PET Reinfraction sortiert,
- die übrigen 9% der erfassten PET Einwegflaschen (7,8% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) wurden der Mischkunststoffraction (MKF) zugeordnet.

- 97% der PET Reinfraction (72,4% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) liegt farbsortiert vor,
- 3% der PET Reinfraction (1,97% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) liegt nicht farbsortiert vor und geht in Anwendungen für nicht lebensmitteltaugliches Material (downgrade)
- 73% der farbsortierten PET Reinfraction (52,6% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) wird einem Bottle-to-Bottle Recycling zugeführt und wieder zu lebensmittelkontaktfähigen PET aufbereitet.
- 27% der farbsortierten PET Reinfraction (19,8% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) wird zu gereinigten PET Flakes aufbereitet und steht Anwendungen für nicht lebensmitteltaugliches Material zur Verfügung (downgrade)
- 82% der in die MKF-Fraktion sortierten PET Einwegflaschen (6,4% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) substituieren fossile Brennstoffe im Zementwerk.
- 10% der in die MKF-Fraktion sortierten PET Einwegflaschen (0,78% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) werden in einer MKF-Verbrennung zur Gewinnung von thermischer Energie verbrannt.
- 2% der in die MKF-Fraktion sortierten PET Einwegflaschen (0,08% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) substituieren fossile Brennstoffe im Hochofen.
- 7% der in die MKF-Fraktion sortierten PET Einwegflaschen (0,56% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) werden zu Sekundärprodukten verarbeitet.
- 18% der gebrauchten PET Einwegflaschen in Österreich werden mit der Restmüllfraktion erfasst.
- 68% der PET Einwegflaschen im Restmüll (12,1% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) werden in einer MVA verbrannt,
- 32% der PET Einwegflaschen im Restmüll (5,7% aller gebrauchten PET Einwegflaschen) werden in einer MBA zu Ersatzbrennstoff zur Substitution anderer Energieträger aufbereitet.

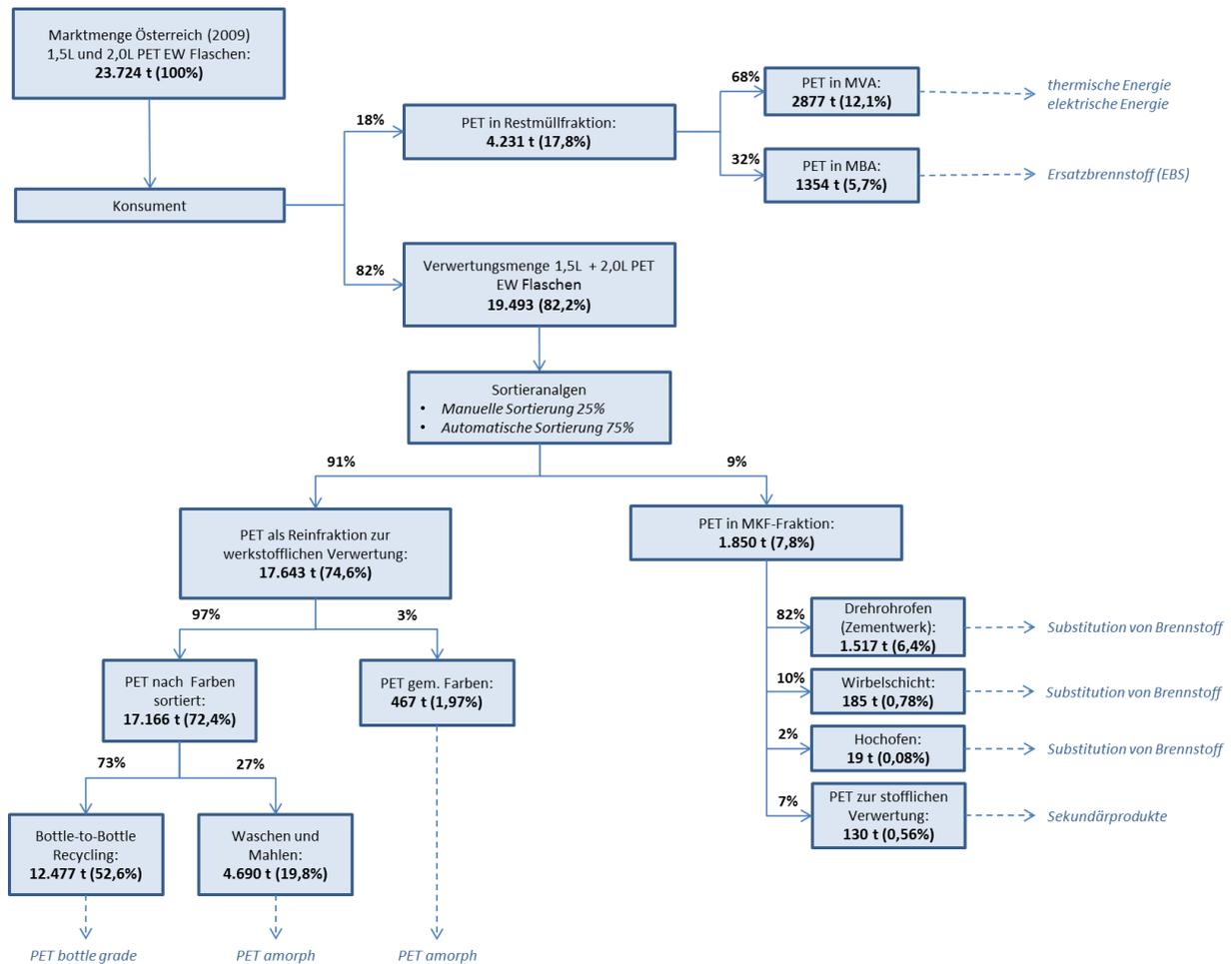


Abbildung 3-3: Verwertungswege gebrauchter 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen

3.5.1 Sortierung der erfassten PET Einwegflaschen

Die über das ARA System gesammelten Getränkeflaschen müssen nach der Erfassung zunächst eine Sortierung zusammen mit den anderen Leichtverpackungen durchlaufen, bei der die PET-Flaschen aus dem LVP-Abfallstrom separiert werden. Die Zusammensetzung der entstehenden Sortierfraktionen hängt dabei von der technischen Konfiguration der Anlage ab. Vereinfachend kann dabei unterschieden werden zwischen einer Ausstattung, die eine weitgehend manuelle Sortierung der PET-Getränkeflaschen erfordert und einer technischen Ausstattung, die eine weitgehend automatisierte Sortierung ermöglicht. Für den mittleren Energieverbrauch beider Sortierverfahren wurden im Rahmen des Projektes aktuelle Energieverbrauchsdaten erhoben

3.5.2 Recycling der PET-Einwegflaschen

Der Anteil der PET Einwegflaschen die nach der Sortierung in der PET Reifraktion vorliegen, werden einem Recycling zugeführt. Je nach gewünschtem Endergebnis des Recyclingprozesses kommt ein ein-oder zweistufiges Verfahren zur Anwendung. Die in der vorliegenden Studie verwendeten Prozessdaten wurden im Rahmen der Datenaufnahme bei zwei großen PET Recyclingunternehmen in Österreich erhoben und anhand anderer dem IFEU vorliegenden Datensätzen plausibilisiert.

Bottle-to-Flake:

Ausgangsmaterial für den Recyclingprozess sind leere PET Flaschen, die zerkleinert und in die verschiedenen Materialfraktionen (PET, PO, Etiketten, Metall, sonstiges) zerlegt werden. Dieser Mahl und Sortierprozess findet sich in allen PET Recyclingverfahren. Oft ist auch eine Wäsche (in der Regel Heißwäsche) zur ersten Vorreinigung des Mahlgutes integriert.

Staub und Etiketten werden in der Regel mittels eines Windsichters aus dem Mahlgut geblasen, ggf. könne Papieretiketten auch während der Wäsche im Wasser gelöst und abgeschwemmt werden.

Die Trennung zwischen der PET Fraktion und den PO Fraktionen (Deckelfraktion) findet durch einen Schwimm-Sink-Prozess statt, während die schwereren PET Flakes sedimentiert werden schwimmt die leichte PO Fraktion im Wasser auf und kann maschinell abgeschöpft werden. Als Problematisch stellen sich dabei Flaschen aus PVC Material dar. Dieses gehört ebenfalls zur Sinkfraktion, führt jedoch zu Problemen bei der Weiterverwendung der PET Flakes und ist daher im Recyclingprozess unerwünscht. Wird Inputmaterial verwendet, das einen Anteil von PVC Flaschen enthält, empfiehlt sich daher vor dem eigentlichen Wasch- und Zerkleinerungsprozess eine weitere gezielt auf PVC Fraktionen gerichtete Sortierung.

Um eine einheitliche Körnung der Flakes zu erhalten wird in einigen Verfahren das dichtere und dickere Material aus dem Flaschenhals und dem Flaschenboden von den Flakes aus den Flaschenwänden separiert und erneut gemahlen.

Tiefenreinigung der Flakes (Bottle-to-Bottle Recycling):

Outputmaterial der Prozessstufe Flasche zu Flake sind oberflächengereinigte PET Flakes. Jedoch bedürfen Verunreinigungen, die während der Nutzungsphase der Flasche oder der Lagerung vor dem Recyclingprozess in das Material migriert sind, einer weitergehenden Reinigung, der so genannten Tiefenreinigung.

Für die Tiefenreinigung der gewaschenen PET Flakes stehen Zwei Verfahren zur Auswahl, die sich hinsichtlich der Prozesstechnik und dem Endmaterial grundlegend unterscheiden:

- **Schmelzfiltration:**

PET Recycling mittels Schmelzfiltration wird von verschiedenen Anlagenherstellern angeboten. Allen Schmelzfiltrationsverfahren gemeinsam sind die folgenden Prozessschritte:

- Trocknung der Flakes
- Tiefenreinigung im Vakuumreaktor
- Extrusion (Schmelze) zur Entgasung und Filtration zur Abtrennung nicht schmelzender Stoffe
- Granulierung
- Kristallisation

Die Reihenfolge der Prozessschritte ist Abhängig vom jeweiligen Anlagenhersteller und der vom Betreiber der Anlage gewählten Anlagenkonfiguration.

Die den Prozess bestimmenden Faktoren bei der Schmelzfiltration sind die Parameter Temperatur während der Schmelze und die Verweildauer im Vakuumreaktor. Eine wirksame Kontrolle dieser Parameter ist die Voraussetzung für vorhersehbare Ergebnisse von gleich bleibender Qualität.

Endprodukt der Schmelzfiltration ist ein lebensmittelkontaktfähiges PET (Re)Granulat.

Die Vorteile der Schmelzfiltration sind die definierte Partikelgröße und Schüttdichte des rPET Granulats sowie die Abfiltration nicht schmelzender Stoffe. Hinsichtlich seiner Weiterverarbeitbarkeit ist das rPET vergleichbar mit der Qualität von Neuware.

Der größte Nachteil des PET Recyclings durch Schmelzfiltration ist sicherlich der damit verbundene Abbau der intrinsischen Viskosität des Materials durch die Verkürzung der Molekülketten. Ein weiterer Nachteil der Schmelzfiltration ist, dass Additive in den Flaschen das Material während der Schmelze gelb färben. An den Flakes haftende Klebereste können als Fremdkörper im Material bleiben und bei der Weiterverarbeitung zu schwarzen, punktförmigen Verunreinigungen führen. Weiterhin kann durch die thermische Behandlung des Materials Acetaldehyd entstehen und das Material kontaminieren. Ein technischer Nachteil des Verfahrens ist, dass das Material zur Lagerung und/ oder zum Transport regranuliert werden muss.

- **Chemische Oberflächenbehandlung - URRC Prozess:**

Bei der chemischen Oberflächenbehandlung nach dem URRC Prozess (URRC steht für United Resource Recovery Corporation) handelt es sich um Verfahren, an dessen Ende ein flaschenfähiges PET Flake steht, eine abschließende Regranulierung ist im Standard nicht vorgesehen. Das Verfahren kann in drei Prozessschritte gegliedert werden:

Nach einem Sortier-, Wasch- und Mahlschritt, wie er im Kapitel Verarbeitungsstufe Flasche zu Flake beschrieben ist werden die gewaschenen PET Flake durch kontinuierlichen Weitertransport dem eigentlichen URRC Hauptprozess zugeführt. Dort beginnt die Veredelung des PET-Rezyklats für den Einsatz in der Lebensmittelindustrie: In einer Mischschnecke (Drehofen) wird das PET-Mahlgut mit Natronlauge benetzt. Hierdurch löst sich die Oberfläche des Materials (durch Verseifung und Entfernung der entstehenden Monomere) ab, und anhaftende Verunreinigungen werden entfernt. Als Nebenprodukt entsteht bei dieser Reaktion ein Salz. Im hinteren Bereich des Drehrohrofens werden durch optimale Luft- und Temperaturführung auch die letzten in das PET diffundierten Fremdstoffe entfernt.

Die Salze werden in einer Nachbehandlung vom PET-Mahlgut entfernt. Nach einem Durchlauf im Mahlgutsortierer mit Farbzeilenkamera gelangt das Rezyklat zur Qualitätskontrolle.

Endprodukt des Prozesses ist ein lebensmittelkontaktfähiges PET Flake. Vorteil des URRC Verfahrens ist, dass die foodgrade Qualität der recycelten Flakes ohne Abbau von Kristallinität und Reduktion der intrinsischen Viskosität erreicht werden kann.

Nachteile des Verfahrens ist, dass die chemische Reaktion, auf welcher der Recyclingprozess basiert Beiprodukte wie Ethylenglykol und Salz produziert, das in einem zweiten Wasch- und Trocknungsschritt von den PET Flakes entfernt und beseitigt werden muss. Auch findet keine Abfiltration nicht schmelzender Stoffe statt, die ggf. im Inneren der PET Flakes zu finden sind. Zudem erfordern Flakes bei der Weiterverarbeitung ein anderes Handling als Material, das in Form von Pellets vorliegt (bspw. Neuware).

3.5.3 Verwertung der Mischkunststoff-Fraktion

Ein Teil der über das ARA System erfassten PET-Flaschen fällt in den Sortieranlagen als Mischkunststoff an. Im Zuge der Weiterverarbeitung wird dieser zunächst zerkleinert, per Windsichtung gereinigt und dann in einem Thermoreaktor (Agglomerator) angeschmolzen und pelletiert.

Bei dem Verfahren handelt es sich um eine Trockenaufbereitung. Das heißt, es fällt kein direktes Abwasser an, da mit der Wertstofffraktion eingetragenes Wasser im Agglomerator verdampft und – je nach Konfiguration der Anlage - entweder in die Atmosphäre abgegeben oder über Abluftbehandlung wieder aufgefangen wird. Daten zu Abluft- bzw. Abwasseremissionen waren nicht verfügbar.

Thermische Verwertung

Mit 93,0% wurde 2009 der bei weitem größte Anteil der MKF thermisch verwertet. Dabei wurde das Material als Ersatzbrennstoff in Zementwerken bzw. in industriellen Verbrennungsanlagen eingesetzt. Bilanztechnisch wurde angenommen, dass dabei fossile Energieträger (Steinkohle) ersetzt werden.

Werkstoffliche Verwertung

Ein kleiner Teil des MKF (7,0%) wurde 2009 werkstofflich zu dickwandigen Produkten verwertet, die am Ende ihrer Nutzungsphase wiederum überwiegend thermisch verwertet werden.

3.6 Hintergrunddaten

Die in der Ökobilanzstudie des Jahres 2004 für die Bilanzierung der Bereitstellung von Netzstrom und LKW-Transporten verwendeten Daten (Emissionsfaktoren, Energiemix) bezogen sich auf den Zeitraum 2001 bis 2003. Mittlerweile wurden aufgrund von gesetzlichen Rahmenbedingungen insbesondere der EU (LKW-EURO-Normen, EU-Verordnung zu Großfeuerungsanlagen) erhebliche technische Veränderungen implementiert.

Die entsprechenden Daten wurden vom IFEU-Institut auf den durchschnittlichen Stand des Zeitraums 2008-2009 aktualisiert.

3.6.1 LKW-Transporte

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

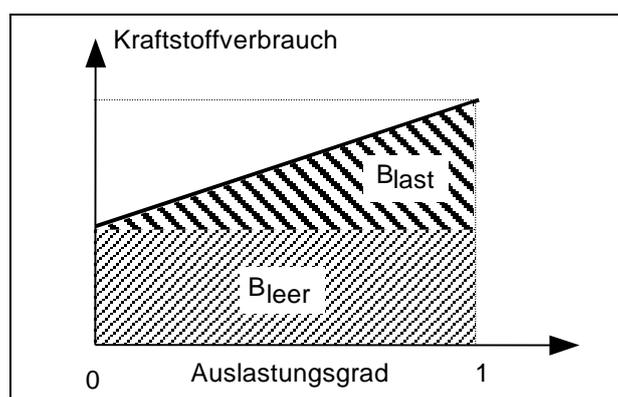
Der Datensatz beruht auf Standardemissionsdaten, die für das Umweltbundesamt Berlin, Umweltbundesamt Wien und das Bundesamt für Umweltschutz (BUWAL) Bern in dem „Handbuch für Emissionsfaktoren 3.1“ [HBEFA 2010] zusammengestellt, validiert, fortgeschrieben und ausgewertet wurden. Alle Faktoren berücksichtigen die entsprechenden Zusammensetzungen des Kfz-Bestandes und ggf. Fahrleistungsanteile in Österreich. 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 3-5 dargestellten Größenklassen gebildet (Hinweis: Innerhalb der Größenklasse > 32t werden LKWs mit Anhänger und Sattelzug getrennt betrachtet).

Tabelle 3-5: LKW-Fahrzeugklassen mit den zugehörigen zulässigen Gesamtgewichten und maximalen Nutzlasten

| Klasse | Zulässiges Gesamtgewicht | 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 | 25 t |

Der Auslastungsgrad – das Verhältnis von tatsächlicher Zuladung zu maximaler Nutzlast – beeinflusst die spezifischen Transportaufwendungen wesentlich und wurde in dem Modell berücksichtigt. Der Dieselverbrauch teilt sich in den lastunabhängigen Teil B_{leer} , den der leere LKW bereits benötigt, und den zuladungsabhängigen Verbrauch B_{last} , der linear mit dem Transportgutgewicht und dem Auslastungsgrad zunimmt, auf (Abbildung 3-4). Da B_{leer} auf das gesamte Transportgut aufgeteilt wird, nehmen die spezifischen Verbräuche bzw. Emissionen (bezogen auf das Transportgewicht) mit zunehmendem Auslastungsgrad ab.

**Abbildung 3-4:** 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 2008.

3.6.2 Strombereitstellung

Die Strombereitstellung für Prozesse, die innerhalb des österreichischen Bezugsraums angesiedelt sind, wurde mit dem österreichischen Mix an Energieträgern bilanziert. Vorprodukte, deren Herstellung auch im Ausland erfolgt, wurden mit dem entsprechenden regionalen Energieträger-Mix berechnet, sofern das Aggregationsniveau der jeweiligen Datensätze eine separate Modellierung der Strombereitstellung ermöglichte.

Das Vorgehen bei der Modellierung der Strombereitstellung erfolgt - unabhängig von der regionalen Zuordnung – nach dem gleichen Prinzip. Der Mix an Energieträgern im österreichischen Netzstrom wurde gemäß der Angaben von Eurostat [Eurostat 2009] auf den Stand 2008 aktualisiert (siehe Tabelle 3-6).

Tabelle 3-6: Kraftwerkssplit im Modell Netzstrom Österreich 2008

| Energieträger | Österreich 2008 Anteile [%] |
|-----------------------------------|--------------------------------|
| Steinkohle | 7,7 |
| Braunkohle | 0,0 |
| Heizöl | 1,7 |
| Gas | 18,9 |
| Kernenergie | 0,0 |
| Wasserkraft | 61,9 |
| Windkraft/Solar/Erdwärme/Biomasse | 9,4 |
| Sonstige | 0,4 |
| Quelle [Eurostat 2009] | |

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, besonders [GEMIS 2001], [Ecoinvent 2003], ergänzt.

4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der untersuchten Verpackungssysteme dargestellt. Die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse stützt sich auf die in Kapitel 1.10.1 beschriebenen Wirkungskategorien und Sachbilanzgrößen. Die betrachteten Wirkungskategorien sind im Einzelnen:

- A) Ressourcenbezogene Kategorien
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche
 - Naturraumbeanspruchung Forstfläche
- B) Emissionsbezogene Kategorien
 - Klimawandel
 - Sommersmog (POCP)
 - Versauerung
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Aquatische Eutrophierung
 - Humantoxizität Feinstaub PM10
- C) Sachbilanzgrößen
 - Fahrleistung (LKW)
 - Kumulierter Prozesswasserverbrauch
 - Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)

Für die graphische Darstellung der Indikatorergebnisse wird die Gesamtumweltwirkung der untersuchten Verpackungssysteme in die nachfolgend aufgeführten Prozessgruppen (Sektoren) unterteilt. Die unten stehende Tabelle 4-1 gibt eine Übersicht über die den verschiedenen Sektoren zugeordneten Prozesse sowie die in den Grafiken verwendeten Kurzbezeichnungen der Sektoren.

Tabelle 4-1: In den 14 Sektoren enthaltene Lebenswegabschnitte

| Sektor | Glas Systeme | PET Systeme |
|---|---|---|
| Hohlglasherstellung | <ul style="list-style-type: none"> Glasschmelze Flaschenherstellung | - |
| PET-Herstellung | - | <ul style="list-style-type: none"> Produktion von PET bottle grade-Granulat (aus Rohstoffen) |
| Herstellung Flaschen/Verbund | - | <ul style="list-style-type: none"> Preformherstellung Flaschenblasen |
| Herstellung Etiketten und Verschlüsse | <ul style="list-style-type: none"> Herstellung der HDPE- und Aluminiumverschlüsse Herstellung der Etiketten (Papier) | <ul style="list-style-type: none"> Herstellung der HDPE-Verschlüsse Herstellung der Etiketten (Papier) |
| Herstellung Um- und Transportverpackung | <ul style="list-style-type: none"> Kastenproduktion (HDPE) Palettenproduktion | <ul style="list-style-type: none"> Wellpappeproduktion Schrumpffolienherstellung (LDPE) Kastenproduktion (HDPE) Palettenproduktion |
| Abfüllung | <ul style="list-style-type: none"> Abfüllung und Verpackung Flaschen- und Kastenwäsche | <ul style="list-style-type: none"> Abfüllung und Verpackung Flaschen- und Kastenwäsche (Mehrweg) |
| Distribution | <ul style="list-style-type: none"> Transporte vom Abfüller zum Händler | <ul style="list-style-type: none"> Transporte vom Abfüller zum Händler |
| Recycling Primärverpackung | <ul style="list-style-type: none"> Kunststoff-Aufbereitung (Verschlüsse) | <ul style="list-style-type: none"> Sammlung Kunststoff-Aufbereitung (Verschlüsse) mechanische PET-Aufbereitung zu Flakes (inklusive nachfolgenden Aufbereitungsschritten für Anwendungen mit höherer Viskosität) |
| Recycling sonstiges und Entsorgung im 1. Lebenszyklus | <ul style="list-style-type: none"> Recycling/ Entsorgung der Kästen und Paletten Recycling/ Entsorgung von Produktionsabfällen Entsorgung (des nicht zur Verwertung erfassten Anteils) der Primärverpackung Entsorgung von Aufbereitungs- und Sortierresten Entsorgung von Produktionsabfällen | <ul style="list-style-type: none"> Recycling/ Entsorgung der Um- und Transportverpackung Recycling/ Entsorgung von Produktionsabfällen Entsorgung (des nicht zur Verwertung erfassten Anteils) der Primärverpackung Entsorgung von Aufbereitungs- und Sortierresten Entsorgung von Produktionsabfällen |
| Entsorgung im 2. Lebenszyklus | <ul style="list-style-type: none"> Endgültige Entsorgung von Sekundärprodukten | <ul style="list-style-type: none"> Endgültige Entsorgung von Sekundärprodukten |
| GUTSCHRIFT Energie Lebenszyklus 1 | <ul style="list-style-type: none"> Nutzenergie aus Abfallverbrennung und thermischer Verwertung | <ul style="list-style-type: none"> Nutzenergie aus Abfallverbrennung und thermischer Verwertung |
| GUTSCHRIFT Energie Lebenszyklus 2 | <ul style="list-style-type: none"> Nutzenergie aus Abfallverbrennung und thermischer Verwertung von Sekundärprodukten | <ul style="list-style-type: none"> Nutzenergie aus Abfallverbrennung und thermischer Verwertung von Sekundärprodukten |
| GUTSCHRIFT Sekundärmaterial | <ul style="list-style-type: none"> Gutschrift auf recycelte Materialien für die Substitution von Primärmaterialien | <ul style="list-style-type: none"> Gutschrift auf recycelte Materialien für die Substitution von Primärmaterialien |

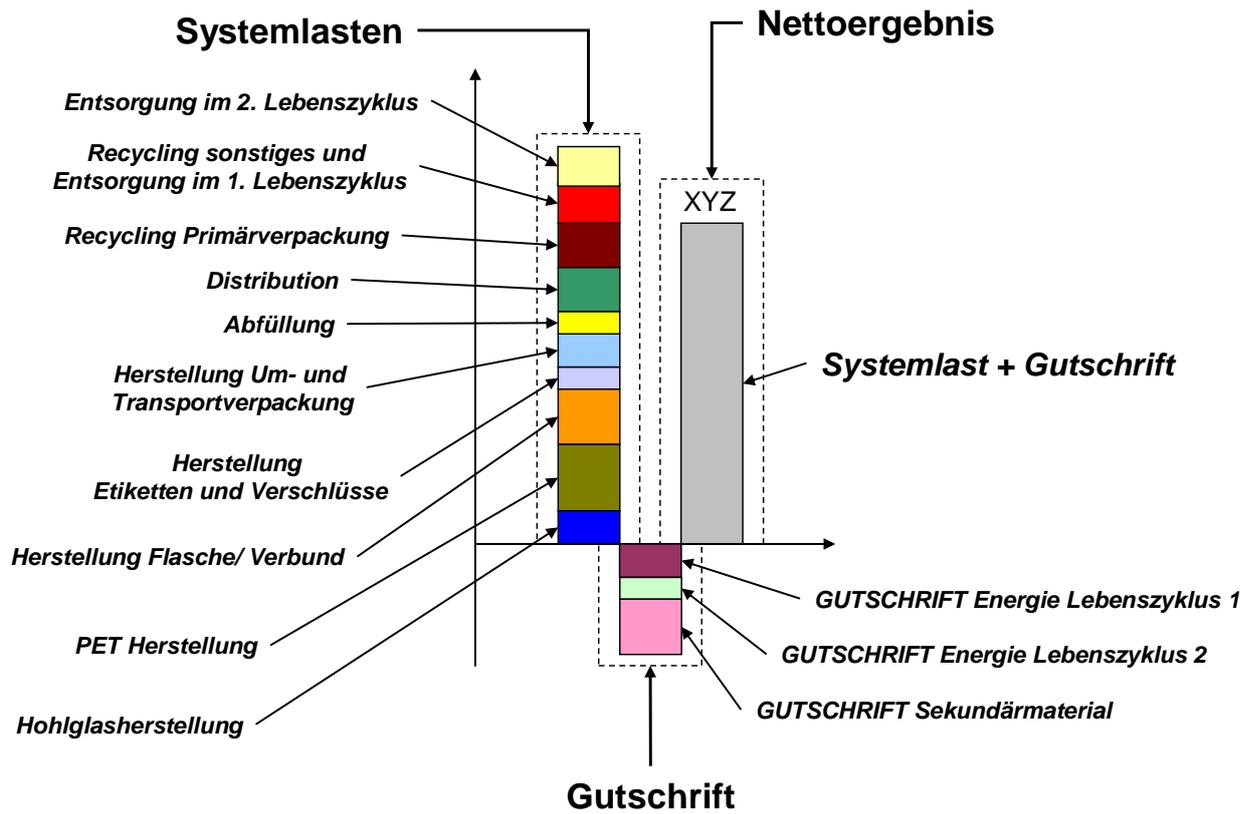


Abbildung 4-1: Lesehilfe für die Sektoralgrafiken

In der ersten (gestaffelten) Säule der Ergebnisgrafiken werden die Aufwendungen des jeweiligen Systems (ohne Gutschriften) dargestellt. Die Beträge der Gutschriften werden als negative Balkenabschnitte abgebildet. Dabei handelt es sich um Materialströme bzw. Energieflüsse, die im *open-loop* die Systemgrenze überschreiten und für andere Produktsysteme bereit stehen. Im Falle der PET-Stoffkreislaufflaschen ist dies beispielsweise PET-Rezyklat, welches über die innerhalb des Systems wieder eingesetzte Menge (*closed-loop*) hinausgeht. Die Gutschrift erfolgt für die Substitution primärer Rohstoffe bzw. die vermiedenen Emissionen.

Das Nettoergebnis ergibt sich aus System minus Gutschrift. Der entsprechende Balken ist grau dargestellt, auf eine sektorale Untergliederung wird hierbei verzichtet. Der Vergleich unterschiedlicher Verpackungssysteme erfolgt auf Basis der Nettoergebnisse.

Alle Ergebnisse beziehen sich auf die funktionelle Einheit: Bereitstellung von 1000 L Getränk im Handel.

4.1 Ergebnisse der Basisszenarien

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Basisszenarien für kohlenstoffhaltige Mineralwässer und Limonaden dargestellt. Mit der Festlegung der Basisszenarien soll die jeweilige Situation im definierten Bezugszeitraum möglichst repräsentativ abgebildet werden. Die vorliegende Studie zeigt Ergebnisse für 1,5L PET Einwegflaschen für kohlenstoffhaltige Mineralwässer und Limonaden sowie für 2,0L PET Einwegflaschen für kohlenstoffhaltige Limonaden. Als Referenzszenario für den ökobilanziellen Vergleich wird die 1,0L Glas Mehrwegflasche für beide Füllgutsegmente herangezogen.

4.1.1 Ergebnisgrafiken

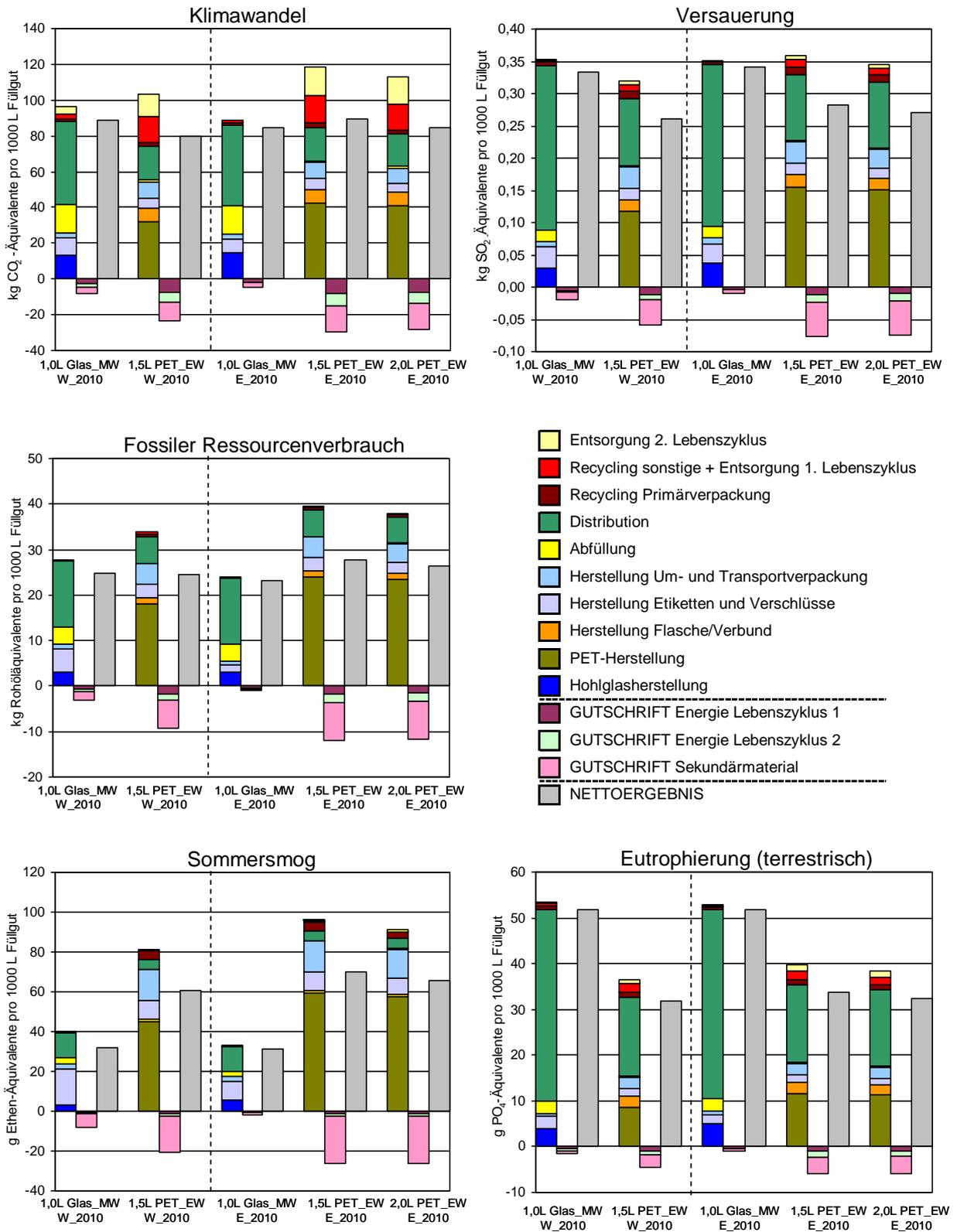


Abbildung 4-2: Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Versauerung und terrestrische Eutrophierung

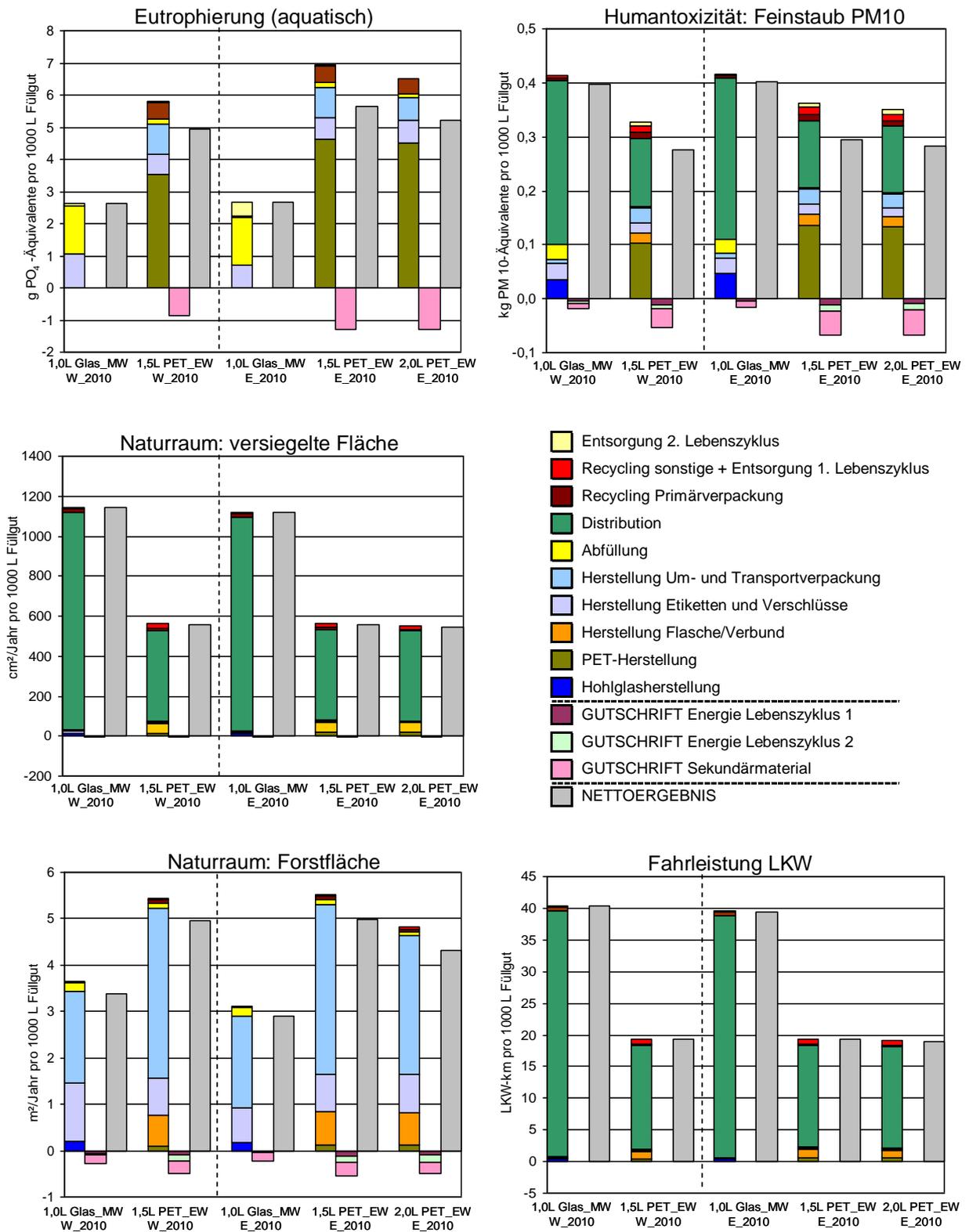


Abbildung 4-3: Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche, Humantoxizität Feinstaub (PM 10) und Fahrleistung (LKW)

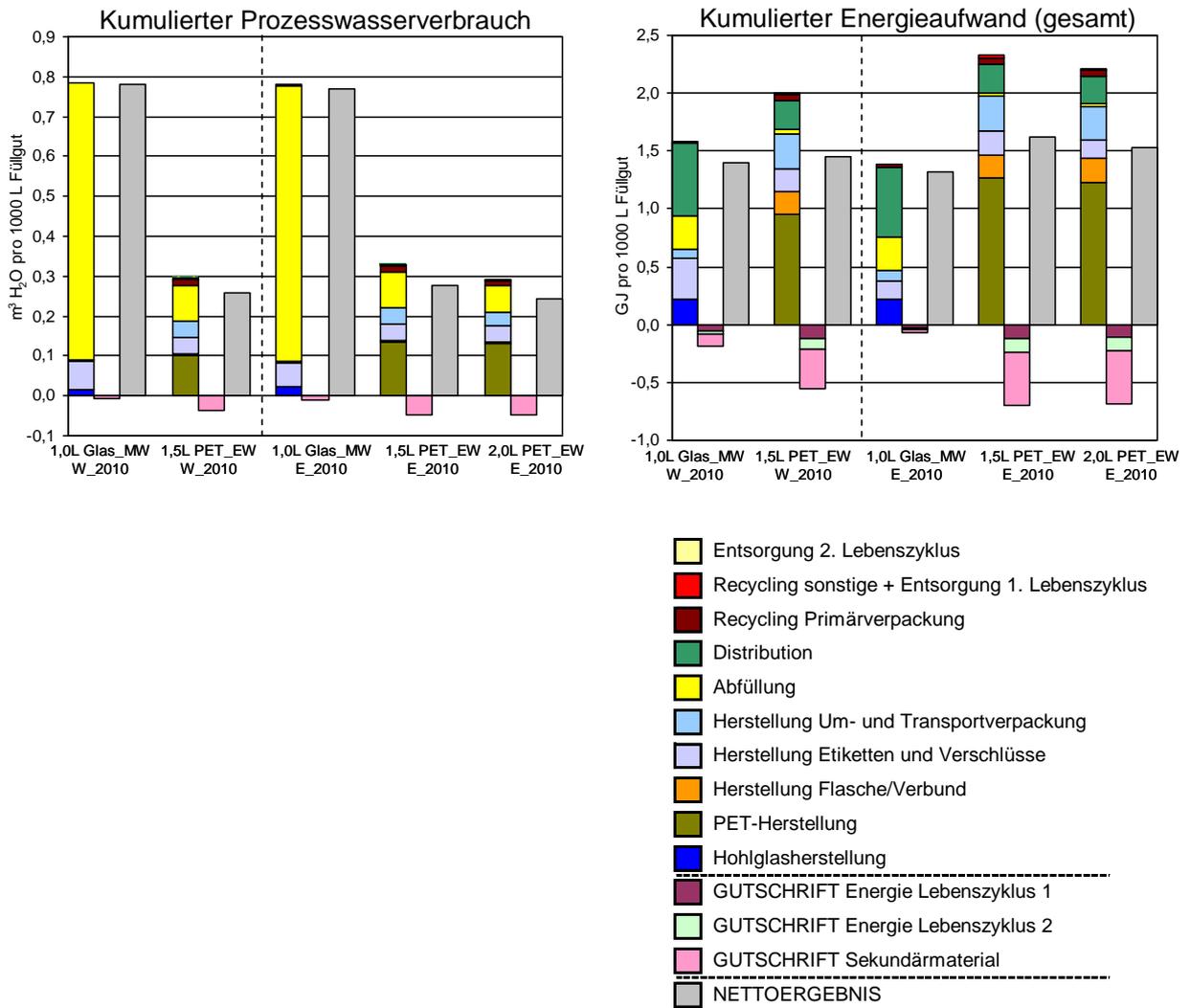


Abbildung 4-4: Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren kumulierter Prozesswasserverbrauch und kumulierter Energieaufwand (gesamt)

4.1.2 Beschreibung der Ergebnisse

Im nachfolgenden Text werden die grafischen Ergebnisse der Basisszenarien kurz beschrieben. Dabei soll die unten stehende Tabelle 4-2 für jede der 12 betrachteten Wirkungskategorien bzw. Sachbilanzgrößen zeigen, welche Sektoren das ökobilanzielle Ergebnis des untersuchten Verpackungssystems besonders beeinflussen.

Tabelle 4-2: Einfluss der Sektoren auf die betrachteten Wirkungskategorien bzw. Sachbilanzgrößen für die Verpackungssysteme Glas Mehrweg und PET Einweg

| Wirkungskategorien | Glas Mehrweg | PET Einweg |
|---|--|--|
| Klimawandel | - Distribution - Abfüllung - Hohlglassherstellung | - PET Herstellung - Distribution - Recycling + Entsorgung |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | - Distribution - Herst. Etiketten und Verschlüsse - Abfüllung | - PET Herstellung - Distribution - Herst. Um- und Transportverpackung |
| Sommersmog | - Herst. Etiketten und Verschlüsse - Distribution - Hohlglassherstellung | - PET Herstellung - Herst. Um- und Transportverpackung - Herst. Etiketten und Verschlüsse |
| Versauerung | - Distribution | - PET Herstellung - Distribution |
| Terrestrische Eutrophierung | - Distribution | - Distribution - PET Herstellung |
| Aquatische Eutrophierung | - Abfüllung - Herst. Etiketten und Verschlüsse - Entsorgung | - PET Herstellung - Herst. Um- und Transportverpackung |
| Naturraum: versiegelte Fläche | - Distribution | - Distribution |
| Naturraum: Forstfläche | - Herst. Um- und Transportverpackung - Herst. Etiketten und Verschlüsse | - Herst. Um- und Transportverpackung - Herst. Etiketten und Verschlüsse - Herstellung Flasche |
| Humantoxizität: Feinstaub PM10 | - Distribution | - PET Herstellung - Distribution |
| Sachbilanzgrößen | | |
| Fahrleistung LKW | - Distribution | - Distribution |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | - Abfüllung | - PET Herstellung - Abfüllung - Herst. Um- und Transportverpackung - Herst. Etiketten und Verschlüsse |
| Kumulierter Energieaufwand | - Distribution - Abfüllung - Herst. Etiketten und Verschlüsse | - PET Herstellung - Herst. Um- und Transportverpackung - Distribution |

Glas Mehrweg:

Wie aus Tabelle 4-3 ersichtlich, sind die Haupteinflussfaktoren auf die Glas Mehrwegsysteme die Sektoren Abfüllung und Distribution. Diese beiden Sektoren sind bei Betrachtung der meisten Wirkungskategorien für mehr als 50% der Systemlasten verantwortlich. Die im Vergleich zu den anderen Systemen höheren Beiträge des Sektors Distribution resultieren aus dem hohen spezifischen Eigengewicht der Glasflaschen. Die Beiträge des Sektors Abfüllung sind größtenteils auf die Notwendigkeit der Flaschen- und Kastenwäsche zurückzuführen.

Die Herstellung der Flaschen (Sektor Hohlglasherstellung) zeigt in nahezu allen Indikatoren sichtbare Beiträge ohne jedoch ausschlaggebend für die ökologische Performance der Glas Mehrwegsysteme zu sein, was in der Umlaufzahl der Glasflaschen von 30 Umläufen begründet ist. Weitere relevante Einflussfaktoren sind die Herstellung der Etiketten und Verschlüsse und die Herstellung der Um- und Transportverpackung. Diese beiden Sektoren zeigen sichtbare Beiträge bei der Betrachtung der Wirkungskategorie Naturraum: Forstfläche, was auf den Holzbedarf für die Papieretiketten und die Paletten zurückzuführen ist. In der Wirkungskategorie Sommersmog zeigt sich für die 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer noch ein relevanter Beitrag des Sektors Herstellung der Etiketten und Verschlüsse, der vornehmlich auf die Herstellung der HDPE Verschlüsse für die Glasflasche zurückzuführen ist.

Die Sektoren Recycling Primärverpackung, Recycling sonstiges und Entsorgung im 1. Lebenszyklus sowie Entsorgung im 2. Lebenszyklus haben aufgrund der Rücklaufquote der Flaschen in Verbindung mit der hohen Flaschenumlaufzahl keine ergebnisrelevante Bedeutung für die Glas Mehrwegsysteme, da nur geringe Massenströme in Recycling- oder Entsorgungsprozessen anfallen. In der Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung liefert der Sektor Entsorgung im 2. Lebenszyklus einen sichtbaren Beitrag für die 1,0L Glas Mehrwegflasche für Limonaden, der vornehmlich auf die Verwendung von Aluminiumverschlüssen für die Glasflasche zurückzuführen ist.

PET Einweg:

Der größte Einflussfaktor auf die Ergebnisse der PET Einwegsysteme sind die Beiträge aus dem Sektor PET Herstellung. Weitere relevante Einflussgrößen sind die Distribution sowie die Herstellung der Um- und Transportverpackung. Einen sichtbaren Beitrag liefert der Sektor Herstellung Flasche bei der Betrachtung der Wirkungskategorie Naturraum: Forstfläche, was auf den regenerativen Anteil des österreichischen Netzstroms zurückzuführen ist.

Für die Einwegsysteme sind auch die Beiträge aus den Sektoren Recycling Primärverpackung, Recycling sonstiges und Entsorgung im 1. Lebenszyklus sowie Entsorgung im 2. Lebenszyklus bedeutsamer als bei den Mehrwegsystemen. Diese Beiträge zeigen sich bspw. sehr deutlich in der Wirkungskategorie Klimawandel.

Beim Vergleich der PET Einwegflaschen für Limonaden fällt auf, dass die 2,0L PET Einwegflasche in allen Wirkungskategorien niedrigere Beiträge als die 1,5L PET Einwegflasche aufweist. Da einer der Bilanz bestimmenden Faktoren das Verhältnis zwischen Verpackungsgewicht und Füllvolumen ist schneiden System mit großen Füllvolumina beim direkten Vergleich mit kleineren Füllvolumina tendenziell besser ab. Unterschiede ergeben sich vor allem in den Sektoren Herstellung Flasche sowie beim Recycling und der Entsorgung aber auch die Sektoren für die Herstellung der Sekundär- und Tertiärverpackung sowie die Sektoren Abfüllung und Distribution sind betroffen.

Tabelle 4-3: Dominanzanalyse

| Wirkungskategorie/ System | | Hohglas-herstellung | PET-Herstellung | Herstellung Flasche | Herstellung Etiketten/ Verschlüsse | Herstellung Um-/Transport-Verpackung | Abfüllung | Distribution | Recycling Primärverpackung | Recycling sonstige/ Entsorgung LC 1 | Entsorgung LC 2 |
|-------------------------------------|---------|---------------------|-----------------|---------------------|------------------------------------|--------------------------------------|-------------|--------------|----------------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Klimawandel | Glas MW | 13,8%–16,2% | – | – | 8,7%–10,4% | 2,9%–3,1% | 16,4%–1,7% | 47,9%–51,1% | 1,1%–1,4% | 1,7%–3,1% | 0,1%–4,5% |
| | PET EW | – | 30,9%–36,4% | 6,8%–7,2% | 4,2%–5,6% | 7,5%–8,8% | 0,7%–1,0% | 15,5%–18,1% | 2,0%–2,5% | 12,3%–14,0% | 12,0%–14,0% |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | Glas MW | 10,7%–12,5% | – | – | 7,1%–19,1% | 3,3%–3,8% | 13,3%–15,4% | 52,4%–59,8% | 0,9%–1,1% | 0,27% | 0,03%–0,04% |
| | PET EW | – | 53,6%–61,3% | 3,8%–4,1% | 6,2%–8,8% | 11,0%–12,1% | 0,3%–0,5% | 14,6%–17,4% | 1,3%–1,7% | 0,9%–1,0% | 0,1%–0,1% |
| Sommersmog | Glas MW | 8,5%–17,0% | – | – | 27,3%–44,6% | 6,3%–7,5% | 7,4%–8,8% | 32,2%–38% | 0,7%–0,7% | 0,31%– | 0,14%–0,14% |
| | PET EW | – | 55,0%–63,0% | 1,4%–1,5% | 8,4%–12,1% | 15,8%–18,6% | 0,1%–0,2% | 5,5%–6,6% | 3,7%–4,7% | 0,9%–1,0% | 0,4%–0,5% |
| Versauerung | Glas MW | 8,6%–10,5% | – | – | 8,7%–8,9% | 2,4%–2,4% | 5,3%–5,3% | 71,0%–72,2% | 1,4%–1,4% | 0,7%–0,7% | 0,6%–0,6% |
| | PET EW | – | 36,9%–43,9% | 5,0%–5,2% | 4,5%–6,0% | 8,7%–10,0% | 0,4%–0,6% | 28,6%–32,7% | 3,0%–3,7% | 2,9%–3,2% | 1,8%–2,0% |
| Terrestrische Eutrophierung | Glas MW | 7,4%–9,7% | – | – | 3,7%–4,8% | 1,3%–1,4% | 5,2%–5,3% | 78,3%–78,3% | 1,5%–1,5 | 0,8%–0,8% | 0,66%–1,0% |
| | PET EW | – | 23,8%–29,2% | 6,4%–6,5% | 3,5%–4,3% | 6,3%–7,2% | 0,5%–0,7% | 42,7%–47,1% | 2,4%–3,0% | 4,4%–4,7% | 2,8%–3,3% |
| Aquatische Eutrophierung | Glas MW | 0,6%–0,6% | – | – | 26,1%–39,5% | 0,23%–0,23% | 55,7%–56,6% | 0% | 0% | 0,56% | 2,5%–17,0% |
| | PET EW | – | 60,5%–69,3% | 0,1%–0,1% | 9,4%–11,3% | 10,8%–16,0% | 1,8%–2,7% | 0% | 7,0%–8,9% | 0,4%–0,4% | 0% |
| Naturraum: versiegelte Fläche | Glas MW | 1,2%–1,2% | – | – | 0,3%–0,8% | 0,5%–0,5% | 0,3%–0,3% | 95,0%–96,0% | 1,6%–2,0% | 0,6%–2,0% | 0,02%–0,02% |
| | PET EW | – | 2,8%–3,7% | 7,8%–8,7% | 0,9%–1,0% | 1,0%–1,1% | 0,3%–0,4% | 80,8%–81,4% | 1,7%–2,1% | 3,6%–3,8% | 0% |
| Naturraum: Forstfläche | Glas MW | 5,3%–5,5% | – | – | 24,1%–34,3% | 54,0%–63,2% | 5,2%–6,2% | 0% | 0,9%–1,1% | 0,01% | 0% |
| | PET EW | – | 1,9%–2,7% | 12,3%–14,5% | 14,3%–17,0% | 62,0%–67,3% | 1,7%–2,0% | 0% | 1,3%–1,4% | 0,7%–0,8% | 0% |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | Glas MW | 8,7%–11,5% | – | – | 6,6%–7,1% | 1,9%–1,9% | 6,4%–6,4% | 71,9%–73,3% | 1,2%–1,3% | 0,5%–0,7% | 0,1%–0,55% |
| | PET EW | – | 31,7%–38,2% | 5,5%–5,6% | 4,2%–5,4% | 7,8%–8,9% | 0,6%–0,8% | 33,9%–38,2% | 3,0%–3,7% | 3,3%–3,7% | 2,1%–2,4% |
| Fahrleistung (LKW) | Glas MW | 1,0%–1,0% | – | – | 0,2%–0,5% | 0,4%–0,4% | 0% | 96,0%–96,5% | 1,4%–1,5% | 0,5%–0,5% | 0% |
| | PET EW | – | 2,5%–3,3% | 6,0%–6,8% | 0,6%–0,7% | 0,9%–1,1% | 0% | 82,6%–83,8% | 1,5%–1,9% | 3,5%–3,8% | 0% |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | Glas MW | 2,1%–3,0% | – | – | 7,4%–8,8% | 0,5%–0,5% | 88,4%–89,0% | 0% | 0,07%–0,09% | 0,02%–0,03% | 0,01%–0,04% |
| | PET EW | – | 34,6%–44,8% | 0,9%–1,0% | 13,0%–14,8% | 11,5%–14,2% | 22,5%–29,8% | 0% | 4,4%–4,6% | 0,5%–0,6% | 0,4%–0,5% |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | Glas MW | 13,7%–15,5% | – | – | 12,1%–22,3% | 5,5%–6,3% | 18,0%–20,7% | 39,1%–44,1% | 1,2%–1,2% | 0,19%–0,22% | 0,02%–0,02% |
| | PET EW | – | 47,7%–55,5% | 8,9%–9,6% | 8,7%–10,0% | 12,9%–15,1% | 1,0%–1,5% | 10,6%–12,5% | 2,0%–2,6% | 1,0%–1,1% | 0,05%–0,06% |

Anmerkung: die Prozentwerte geben den Anteil der jeweiligen Lebenswegabschnitte an der Gesamt-Systemlast der untersuchten Systeme an Lebenswegabschnitte, die mehr als 25% Beitrag der Gesamtlebensweglasten hervorrufen sind farblich markiert (hellblau für die Glas-Mehrwegsysteme, Hellorange für die PET Einwegsysteme)

4.1.3 Systemvergleich

Durch den Systemvergleich werden die Ergebnisse der PET Einwegflasche mit dem Glas Mehrwegsystem, welches als Referenz für die ökologische Vorteilhaftigkeit heranzuziehen ist, verglichen.

Untersuchungsgruppe kohlenstoffhaltige Mineralwässer:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:

- Sommersmog
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraum: Forstfläche

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung
- Naturraum: versiegelte Fläche
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Untersuchungsgruppe kohlenstoffhaltige Limonaden:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Sommersmog
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraum: Forstfläche

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:

- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung

- Naturraum: versiegelte Fläche
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Fahrleistung LKW
 - Kumulierter Prozesswasserverbrauch
- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 2,0L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Klimawandel
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Sommersmog
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraum: Forstfläche

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)
- Die 2,0L PET Einwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Versauerung
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Naturraum: versiegelte Fläche
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Fahrleistung LKW
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Tabelle 4-4: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten PET Einwegsysteme im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_EW_W_2010 | | 1,5L PET_EW_E_2010 | | 2,0L PET_EW_E_2010 | |
|-------------------------------------|-----------------------|-------------------|-----------------------|-------------------|-----------------------|-------------------|
| | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW |
| Klimawandel | -9,8% | – | – | +5,7% | – | +0,3% |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | -0,6% | – | – | +20,7% | – | +14,7% |
| Sommersmog | – | +90,5% | – | +123,1% | – | +109,7% |
| Versauerung | -21,7% | – | -16,95 | – | -20,5% | – |
| Terrestrische Eutrophierung | -38,4% | – | -34,9 | – | -37,3% | – |
| Aquatische Eutrophierung | – | +89,0% | – | +112,1% | – | +95,6% |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -51,3% | – | -50,0% | – | -50,9% | – |
| Naturraum: Forstfläche | – | +46,3% | – | +71,5% | – | +48,7% |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -30,6% | – | -26,5% | – | -29,6% | – |
| Fahrleistung (LKW) | -52,2% | – | -51,0% | – | -51,8% | – |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | -68,8% | – | -66,3% | – | -70,0% | – |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | – | +4,1% | – | +23,2% | – | +16,4% |

4.2 Ergebnisse der Basisszenarien unter Anwendung einer alternativen Bewertungsmethode (USEtox)

Aufgrund des wachsenden Bewusstseins für die Bedeutung von freigesetzten Luft- und Wassersschadstoffen für die menschliche Gesundheit als auch für die Umwelt werden in vorliegender Studie die Basisszenarien einer alternativen Bewertungsmethode (USEtox) unterzogen. Dieser Ansatz soll ermöglichen Rückschlüsse auf deren Relevanz in den drei Wirkungskategorien *Ökotoxizität (gesamt)*, *Humantoxizität: carcinogen* sowie *Humantoxizität: nicht-carcinogen* ziehen zu können.

4.2.1 Ergebnisgrafiken

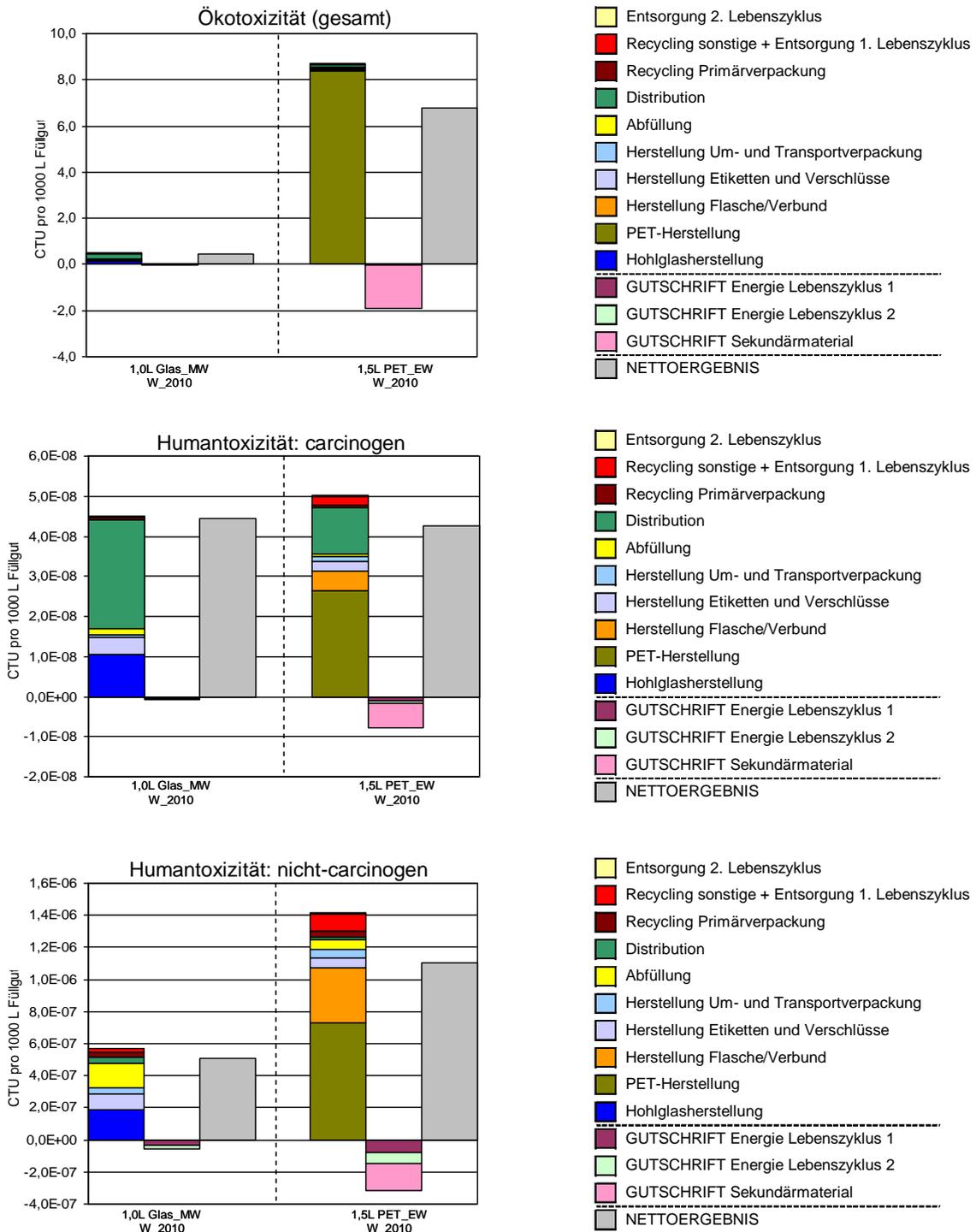


Abbildung 4-5: Ergebnisse der Basisszenarien für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht-carcinogen

4.2.2 Beschreibung der Ergebnisse

In der Wirkungskategorie *Ökotoxizität (gesamt)* weist die Glas Mehrwegflasche im Vergleich mit der PET Einwegflasche über den in der Ökobilanz betrachteten Lebenswegabschnitt keinerlei relevanten Beiträge auf. Lediglich die Sektoren Hohlglasherstellung und Distribution tragen hier minimale Anteile. Die das Ergebnis bestimmenden Luftschadstoffe sind: Nickel, Chrom, Vanadium, Formaldehyd, Zink, Quecksilber sowie Cadmium und Arsen.

Für die Bilanz der Wirkungskategorie *Humantoxizität: carcinogen* ist sowohl der Sektor Distribution, als auch die Hohlglasherstellung bestimmend. Weitere Beiträge liefern die Sektoren Herstellung Etiketten und Verschlüsse sowie die Abfüllung. Das Ergebnis in dieser Wirkungskategorie resultiert zum größten Teil aus den Emissionen der Luftschadstoffe Formaldehyd, Chrom, Quecksilber Nickel, Arsen und Cadmium. Für die dritte betrachtete Wirkungskategorie *Humantoxizität: nicht-carcinogen* sind vor allem Beiträge aus den Sektoren Hohlglasherstellung und Abfüllung entscheidend. Einen sichtbaren, aber geringen Beitrag liefert noch der Sektor Herstellung Etiketten und Verschlüsse zum Ergebnis der Glas Mehrwegflasche. Die für das Ergebnis der Wirkungsabschätzung relevanten Luftschadstoffe für die Wirkungskategorie *Humantoxizität: nicht-carcinogen* sind: Quecksilber, Cadmium, Blei und Arsen.

Für das Glas Mehrwegsystem haben die Sektoren Recycling Primärverpackung, Recycling sonstiges und Entsorgung im 1. Lebenszyklus sowie Entsorgung im 2. Lebenszyklus keine ergebnisrelevante Bedeutung.

Ausschlaggebend für die Ergebnisse der PET Einwegsysteme entlang der drei betrachteten Wirkungskategorien sind die Beiträge aus dem Sektor PET Herstellung. Die Herstellung der Flasche liefert einen relevanten Beitrag in den Wirkungskategorien *Humantoxizität: carcinogen* und *Humantoxizität: nicht-carcinogen*. Weitere Einflussgrößen für das Ergebnis sind die Sektoren Herstellung Etiketten und Verschlüsse sowie die Herstellung der Um- und Transportverpackung. Die für das Ergebnis der beiden Wirkungskategorien relevanten Luftschadstoffe sind, ähnlich wie beim Glas Mehrwegsystem: Formaldehyd, Chrom, Quecksilber, Nickel, Arsen sowie Cadmium und Zink. Für das Ergebnis der PET Einwegflasche in der Wirkungskategorie *Ökotoxizität (gesamt)* sind vor allem die Luftschadstoffe Vanadium, Nickel, Chrom, Kobalt und Kupfer verantwortlich.

Die Beiträge aus den Sektoren Recycling Primärverpackung und Recycling sonstiges und Entsorgung im 1. Lebenszyklus sind auch hier für das PET Einwegsystem relevant. Diese Beiträge zeigen sich deutlich in der Wirkungskategorie *Humantoxizität: nicht-carcinogen*.

4.2.3 Beschreibung der Schadstoffbeiträge

In das Ergebnis der beiden betrachteten Verpackungssysteme sind, unter Anwendung der alternativen Bewertungsmethode USEtox, sowohl anorganische als auch organische Schadstoffe eingegangen. In den Abbildungen 4-6 und 4-7 sind die Hauptbeiträge als Einzelkomponenten dargestellt. In der Gruppe „Sonstige“ sind die Beiträge der restlichen Schadstoffe, welche jeweils nur einen minimalen Beitrag liefern zusammengefasst. Wie aus den Abbildungen 4-6 und 4-7 hervorgeht ist die Relevanz organischer Schadstoffe für das Ergebnis aufgrund der minimalen Beiträge geringer als die der anorganischen Schadstoffe. Mit einem Anteil von 54% am Ergebnis des Glas Mehrwegsystems in der Wirkungskategorie *Humantoxizität: carcinogen* und 6% Anteil im Indikator *Ökotoxizität (gesamt)* ist Formaldehyd der wichtigste Vertreter aus dem Bereich der organischen Schadstoffe.

Ähnlich wichtig, mit einem Anteil von 37%, ist Formaldehyd für das Ergebnis des PET Einwegsystems in der Wirkungskategorie *Humantoxizität: carcinogen*. Außerdem liefert Benzol als ein weiterer Vertreter aus der organischen Stoffklasse einen relevanten Beitrag zum Ergebnis der 1,5L PET Einwegflasche.

In den Tabellen 4-5 und 4-6 sind für beide Verpackungssysteme alle Schadstoffe aufgelistet, die einen Beitrag zu dem Ergebnis der drei betrachteten Wirkungskategorien leisten. Dabei kennzeichnet die blaue Hinterlegung Schadstoffe die organischen Stoffklassen entstammen.

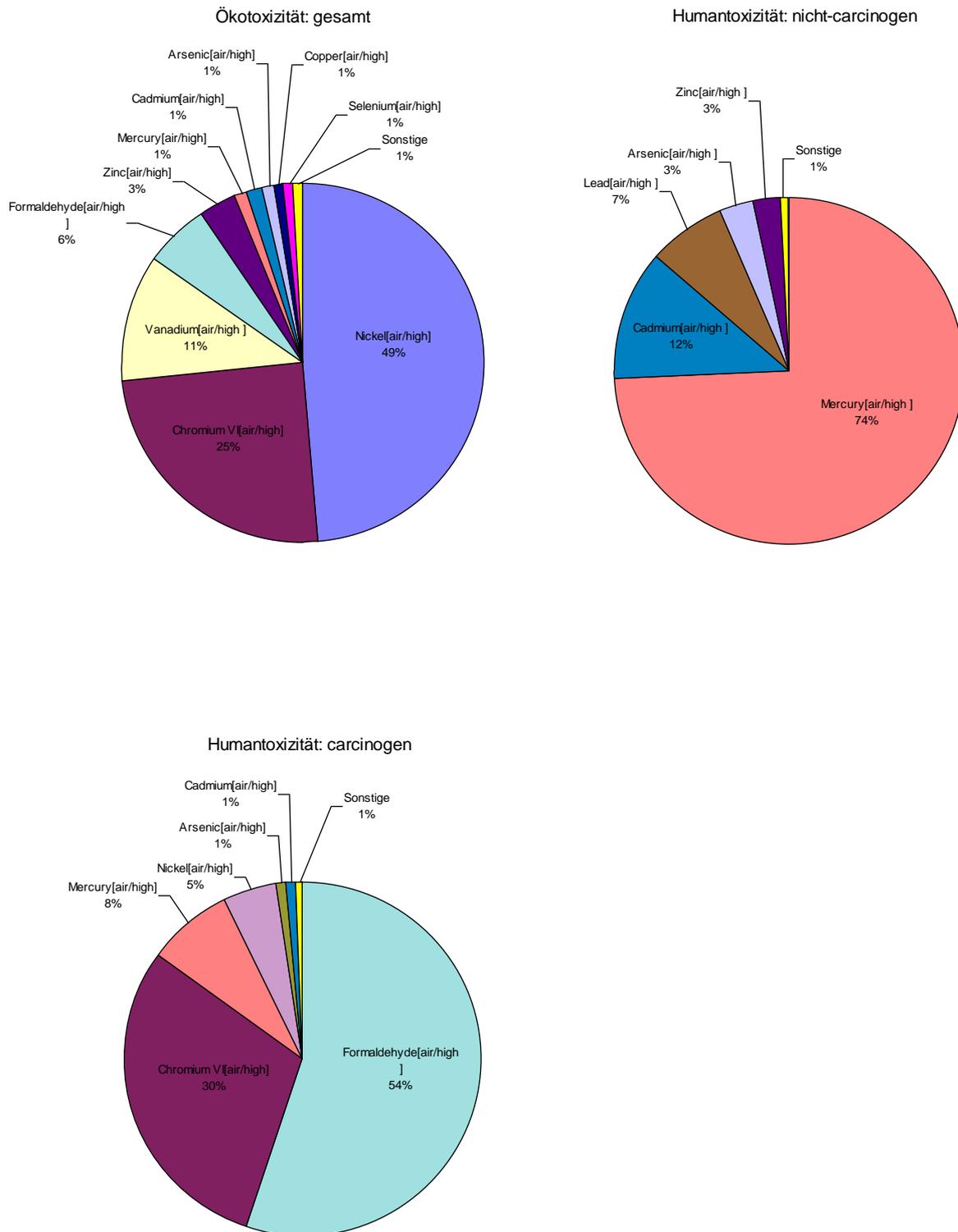


Abbildung 4-6: Schadstoffbeiträge der 1,0L Glas Mehrwegflasche für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht-carcinogen

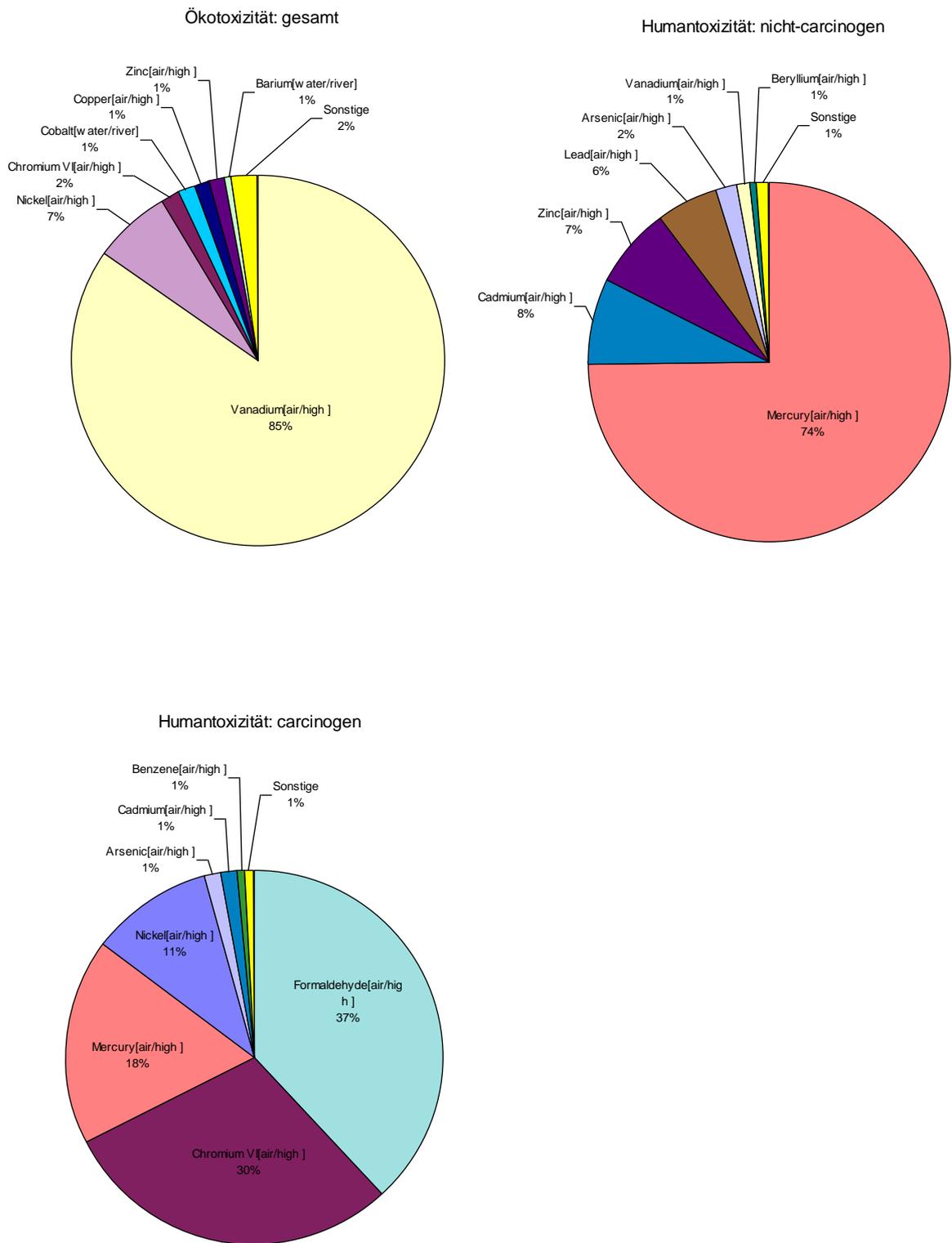


Abbildung 4-7: Schadstoffbeiträge der 1,5L PET Einwegflasche für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht-carcinogen

Tabelle 4-5: Schadstoffbeiträge zum Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht-carcinogen

| Ökotoxizität (gesamt) | | Humantoxizität: carcinogen | | Humantoxizität: nicht-carcinogen | |
|--------------------------------|----------|--------------------------------|----------|----------------------------------|----------|
| Nickel[air/high] | 2,37E-01 | Formaldehyde[air/high] | 2,49E-08 | Mercury[air/high] | 4,24E-07 |
| Chromium VI[air/high] | 1,20E-01 | Chromium VI[air/high] | 1,35E-08 | Cadmium[air/high] | 6,87E-08 |
| Vanadium[air/high] | 5,58E-02 | Mercury[air/high] | 3,58E-09 | Lead[air/high] | 4,20E-08 |
| Formaldehyde[air/high] | 2,70E-02 | Nickel[air/high] | 2,19E-09 | Arsenic[air/high] | 1,61E-08 |
| Zinc[air/high] | 1,64E-02 | Arsenic[air/high] | 3,99E-10 | Zinc[air/high] | 1,50E-08 |
| Mercury[air/high] | 6,27E-03 | Cadmium[air/high] | 3,89E-10 | Chromium VI[air/high] | 2,15E-09 |
| Cadmium[air/high] | 6,06E-03 | Lead[air/high] | 1,20E-10 | Beryllium[air/high] | 1,45E-09 |
| Arsenic[air/high] | 6,00E-03 | Benzene[air/high] | 1,16E-10 | Mercury[water/river] | 3,12E-10 |
| Copper[air/high] | 4,30E-03 | Mercury[water/river] | 2,64E-12 | Lead[water/river] | 2,66E-10 |
| Selenium[air/high] | 3,86E-03 | Beryllium[air/high] | 1,96E-12 | Formaldehyde[air/high] | 2,61E-10 |
| Cobalt[air/high] | 9,02E-04 | Benzo(a)pyrene[air/high] | 1,74E-12 | Nickel[air/high] | 1,23E-10 |
| Lead[water/river] | 8,33E-04 | Lead[water/river] | 7,60E-13 | Vanadium[air/high] | 1,17E-10 |
| Lead[air/high] | 7,82E-04 | Benzene, ethyl-[air/high] | 1,67E-13 | Benzene[air/high] | 2,94E-11 |
| Mercury[water/river] | 4,85E-04 | Benzene, hexachlo[air/high] | 8,35E-14 | Antimony[air/high] | 1,24E-11 |
| Tin[air/high] | 3,05E-04 | Chromium VI[water/river] | 7,05E-14 | Thallium[air/high] | 6,43E-12 |
| Thallium[air/high] | 1,26E-04 | Phenol, pentachlo[air/high] | 2,86E-14 | Barium[water/river] | 4,41E-12 |
| Barium[water/river] | 6,86E-05 | Ethene, chloro-[air/high] | 1,14E-14 | Copper[air/high] | 2,46E-12 |
| Antimony[air/high] | 3,25E-05 | Benzene[water/river] | 1,04E-14 | Silver[air/high] | 1,17E-12 |
| Phenol, pentachlo[air/high] | 3,03E-05 | Polychlorinated b[air/high] | 3,13E-15 | Phenol, pentachlo[air/high] | 6,24E-14 |
| Beryllium[air/high] | 2,73E-05 | Xylene[air/high] | 1,04E-15 | Benzene, hexachlo[air/high] | 2,86E-14 |
| Benzene[air/high] | 1,57E-05 | Dioxins, measured[air/high] | 1,86E-16 | Benzene, pentachlo[air/high] | 2,73E-14 |
| Benzo(a)pyrene[air/high] | 6,60E-06 | Ethane, 1,2-dichl[air/high] | 6,20E-17 | Xylene[air/high] | 2,42E-14 |
| Silver[air/high] | 3,71E-06 | Ethanol[air/high] | 5,39E-17 | Toluene[air/high] | 1,89E-14 |
| Benzene[water/river] | 2,82E-06 | Methane, dichloro[air/high] | 2,93E-17 | Ethene, chloro-[air/high] | 3,93E-15 |
| Beryllium[water/river] | 2,21E-06 | Ethene, chloro-[water/lake] | 7,51E-18 | Benzene, ethyl-[air/high] | 2,74E-15 |
| Trimethylamine[water/river] | 1,27E-06 | Ethane, 1,2-dichl[water/river] | 2,76E-18 | Beryllium[water/river] | 2,64E-15 |
| Benzene, hexachlo[air/high] | 6,95E-07 | Toluene[air/high] | 6,22E-19 | Benzene[water/river] | 2,63E-15 |
| Chromium VI[water/river] | 6,93E-07 | Chloroform[air/high] | 2,87E-19 | Antimony[water/river] | 1,03E-15 |
| Benzene, pentachlo[air/high] | 3,79E-07 | Styrene[air/high] | 2,53E-20 | Methane, dichloro[air/high] | 3,43E-16 |
| Benzene, ethyl-[air/high] | 8,07E-09 | Beryllium[water/river] | 1,15E-34 | Chromium VI[water/river] | 1,59E-16 |
| Polychlorinated b[air/high] | 7,89E-09 | | | Benzene, dichloro[air/high] | 6,37E-17 |
| Antimony[water/river] | 3,47E-09 | | | Ethene, chloro-[water/lake] | 3,07E-17 |
| Benzene, dichloro[air/high] | 3,05E-09 | | | Chloroform[air/high] | 1,65E-18 |
| Toluene[air/high] | 2,57E-09 | | | Carbon disulfide[air/high] | 2,36E-20 |
| Ethanol[air/high] | 2,29E-09 | | | Styrene[air/high] | 5,06E-21 |
| Xylene[air/high] | 1,30E-09 | | | | |
| Methane, dichloro[air/high] | 3,19E-11 | | | | |
| Ethane, 1,2-dichl[water/river] | 2,56E-11 | | | | |
| Ethane, 1,2-dichl[air/high] | 1,60E-11 | | | | |
| Dioxins, measured[air/high] | 8,99E-13 | | | | |
| Chloroform[air/high] | 2,71E-13 | | | | |
| Carbon disulfide[air/high] | 1,03E-15 | | | | |
| Cobalt[water/river] | 7,06E-16 | | | | |
| Styrene[air/high] | 5,00E-16 | | | | |
| Ethane thiol[air/high] | 1,09E-22 | | | | |

Tabelle 4-6: Schadstoffbeiträge zum Basisszenario der 1,5L PET Einwegflasche für die Indikatoren Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht-carcinogen

| Ökotoxizität: gesamt | Humantoxizität: carcinogen | Humantoxizität: nicht-carcinogen | |
|---------------------------------|----------------------------|----------------------------------|----------|
| Vanadium[air/high] | 7,38E+00 | Mercury[air/high] | 1,06E-06 |
| Nickel[air/high] | 5,74E-01 | Chromium VI[air/high] | 1,12E-07 |
| Chromium VI[air/high] | 1,32E-01 | Mercury[air/high] | 1,03E-07 |
| Cobalt[water/river] | 1,29E-01 | Nickel[air/high] | 7,91E-08 |
| Copper[air/high] | 1,28E-01 | Arsenic[air/high] | 2,77E-08 |
| Zinc[air/high] | 1,13E-01 | Cadmium[air/high] | 1,55E-08 |
| Barium[water/river] | 4,77E-02 | Benzene[air/high] | 7,23E-09 |
| Acetic acid[air/high] | 4,19E-02 | Lead[air/high] | 3,07E-09 |
| Thallium[water/unspe] | 3,67E-02 | Ethylene oxide[air/high] | 2,37E-09 |
| Formaldehyde[air/high] | 2,08E-02 | Acetaldehyde[air/high] | 2,37E-09 |
| Mercury[air/high] | 1,57E-02 | Mercury[water/river] | 2,17E-09 |
| Arsenic[air/high] | 1,03E-02 | Beryllium[air/high] | 1,85E-09 |
| Cadmium[air/high] | 9,84E-03 | Lead[water/river] | 1,48E-09 |
| Formaldehyde[water/unspe] | 9,06E-03 | Antimony[air/high] | 5,53E-10 |
| Beryllium[water/river] | 8,68E-03 | Thallium[air/high] | 3,82E-10 |
| Thallium[air/high] | 7,49E-03 | Nickel[air/high] | 2,98E-10 |
| Lead[water/river] | 7,40E-03 | Formaldehyde[air/high] | 2,01E-10 |
| Antimony[water/river] | 7,27E-03 | Xylene[air/high] | 1,40E-10 |
| Cobalt[air/high] | 5,61E-03 | Benzene, ethyl-[air/high] | 8,50E-11 |
| Selenium[air/high] | 3,88E-03 | Acetaldehyde[air/high] | 7,74E-11 |
| Tin[air/high] | 2,82E-03 | Copper[air/high] | 7,34E-11 |
| Mercury[water/river] | 2,29E-03 | Molybdenum[air/high] | 4,65E-11 |
| Lead[air/high] | 1,47E-03 | Methanol[air/high] | 3,26E-11 |
| Antimony[air/high] | 1,45E-03 | Toluene[air/high] | 1,75E-11 |
| Benzene[water/river] | 4,60E-04 | Beryllium[water/river] | 1,04E-11 |
| Methanol[air/high] | 4,50E-04 | Formaldehyde[water/unspe] | 9,86E-12 |
| Beryllium[air/high] | 1,36E-04 | Barium[air/high] | 8,49E-12 |
| Barium[air/high] | 1,14E-04 | Arsenic[soil/agric] | 6,38E-12 |
| Phenol, pentachl[air/high] | 7,90E-05 | Methane, tetrachl[air/high] | 6,24E-12 |
| Ethylene oxide[air/high] | 7,66E-05 | Butadiene[air/high] | 4,54E-12 |
| Benzene[air/high] | 4,54E-05 | Silver[air/high] | 7,80E-13 |
| Vanadium[soil/unspe] | 4,07E-05 | Benzene[water/river] | 4,28E-13 |
| Acetaldehyde[air/high] | 2,40E-05 | Phenol, pentachl[air/high] | 1,63E-13 |
| Chromium VI[water/river] | 8,25E-06 | Vanadium[soil/unspe] | 9,74E-14 |
| Xylene[air/high] | 7,52E-06 | Acrolein[air/unspe] | 8,15E-14 |
| Benzo(a)pyrene[air/high] | 7,41E-06 | Benzene, hexachl[air/high] | 5,66E-14 |
| Molybdenum[air/high] | 3,34E-06 | Benzene, pentachl[air/high] | 5,40E-14 |
| Silver[air/high] | 2,47E-06 | Benzene, ethyl-[air/high] | 2,80E-14 |
| Toluene[air/high] | 2,39E-06 | t-Butyl methyl et[air/high] | 2,40E-14 |
| Arsenic[soil/agric] | 1,77E-06 | Molybdenum[soil/unspe] | 1,20E-14 |
| Cobalt[soil/unspe] | 1,58E-06 | Ethene, chloro-[air/high] | 4,87E-15 |
| Benzene, hexachl[air/high] | 1,37E-06 | Propylene oxide[water/unspe] | 4,84E-15 |
| Trimethylamine[water/river] | 1,08E-06 | Propylene oxide[air/unspe] | 3,75E-15 |
| Propionic acid[air/unspe] | 9,62E-07 | Chromium VI[water/river] | 1,89E-15 |
| Benzene, pentachl[air/high] | 7,50E-07 | Acetone[air/unspe] | 1,34E-15 |
| Ethane, 1,2-dichl[water/river] | 2,39E-07 | Barium[soil/unspe] | 1,18E-15 |
| Pentane[air/unspe] | 2,32E-07 | Methane, dichloro[air/high] | 9,40E-16 |
| Phenol[air/unspe] | 8,32E-08 | Cumene[air/unspe] | 5,87E-16 |
| Benzene, ethyl-[air/high] | 8,25E-08 | Methane, chlorod[air/high] | 4,20E-16 |
| Ethanol[air/high] | 5,32E-08 | Ethene, chloro-[water/lake] | 2,16E-16 |
| Molybdenum[soil/unspe] | 4,59E-08 | Phenol[air/unspe] | 2,07E-16 |
| Methane, tetrachl[air/high] | 4,18E-08 | Benzene, dichloro[air/high] | 1,26E-16 |
| t-Butyl methyl et[air/high] | 3,54E-08 | Methane, dichloro[air/high] | 1,25E-16 |
| Propylene oxide[water/unspe] | 3,40E-08 | Molybdenum[water/river] | 1,01E-16 |
| Barium[soil/unspe] | 1,83E-08 | Chloroform[air/high] | 9,72E-17 |
| Polychlorinated b[air/high] | 1,72E-08 | Ethane, 1,1,2-trj[air/high] | 3,23E-18 |
| Acetone[air/unspe] | 1,70E-08 | Carbon disulfide[air/high] | 1,37E-18 |
| Acrolein[air/unspe] | 1,19E-08 | Antimony[soil/unspe] | 1,19E-18 |
| Benzene, dichloro[air/high] | 6,04E-09 | Styrene[air/high] | 3,40E-19 |
| Monoethanolamine[air/unspe] | 5,16E-09 | Ethane, 1,1,1-trj[air/high] | 1,30E-20 |
| Cumene[air/unspe] | 4,35E-09 | Methane, bromo-, [air/unspe] | 4,37E-23 |
| Ethane, 1,2-dichl[air/high] | 1,43E-09 | Benzene, chloro-[water/unspe] | 2,79E-23 |
| Propylene oxide[air/unspe] | 6,36E-10 | o-Dichlorobenzene[water/unspe] | 1,11E-24 |
| Molybdenum[water/river] | 3,87E-10 | Ethane, 1,1,2-trj[air/high] | 1,08E-25 |
| Heptane[air/high] | 5,35E-11 | Methane, trichloro[air/high] | 7,29E-30 |
| Chloroform[air/high] | 1,60E-11 | Copper[soil/agric] | 1,16E-34 |
| Methane, dichloro[air/high] | 1,16E-11 | | |
| Dioxins, measured[air/high] | 6,57E-12 | | |
| Antimony[soil/unspe] | 3,51E-12 | | |
| Ethane, 1,1,2-trj[air/high] | 3,94E-13 | | |
| Ethane, 1,1,1-trj[air/high] | 1,40E-13 | | |
| Benzene, chloro-[water/unspe] | 1,26E-13 | | |
| Carbon disulfide[air/high] | 5,97E-14 | | |
| Styrene[air/high] | 3,36E-14 | | |
| o-Dichlorobenzene[water/unspe] | 9,10E-15 | | |
| Methane, bromo-, [air/unspe] | 5,33E-18 | | |
| Ethane thio[air/high] | 6,31E-21 | | |
| Copper[soil/agric] | 9,03E-26 | | |

4.2.4 Systemvergleich

Untersuchungsgruppe kohlenensäurehaltige Mineralwässer:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Ökotoxizität (gesamt)
 - Humantoxizität: nicht-carcinogen
- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in der Wirkungskategorien:
 - Humantoxizität: carcinogen

Tabelle 4-7: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse des Basisszenario PET Einweg im Vergleich zum Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_EW_W_2010 | |
|----------------------------------|-----------------------|-------------------|
| | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW |
| Ökotoxizität (gesamt) | – | +1337% |
| Humantoxizität: carcinogen | -4,16% | – |
| Humantoxizität: nicht-carcinogen | – | +116% |

4.3 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

4.3.1 Sensitivitätsanalyse hinsichtlich PET Mehrwegflaschen

Im Rahmen einer hypothetischen Untersuchung wurde auch die ökobilanzielle Performance eines PET Mehrwegsystems für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Limonaden untersucht. Da PET Mehrwegflaschen in Österreich derzeit nicht mehr vertrieben werden, wurde im Rahmen der vorliegenden Studie auf die Systemspezifikationen der 2004er Ökobilanz verwiesen.

Um eine Vergleichbarkeit dieses Verpackungssystems mit den Basisszenarien herzustellen wurden alle verwendeten Rohstoffdatensätze und Hintergrunddaten aktualisiert. Auch das im Rahmen der Datenaufnahme neu erarbeitete Distributionsmodell für Mineralwasser und Limonaden wurde für die betrachteten PET Mehrwegflaschen übernommen.

4.3.1.1 Ergebnisgrafiken

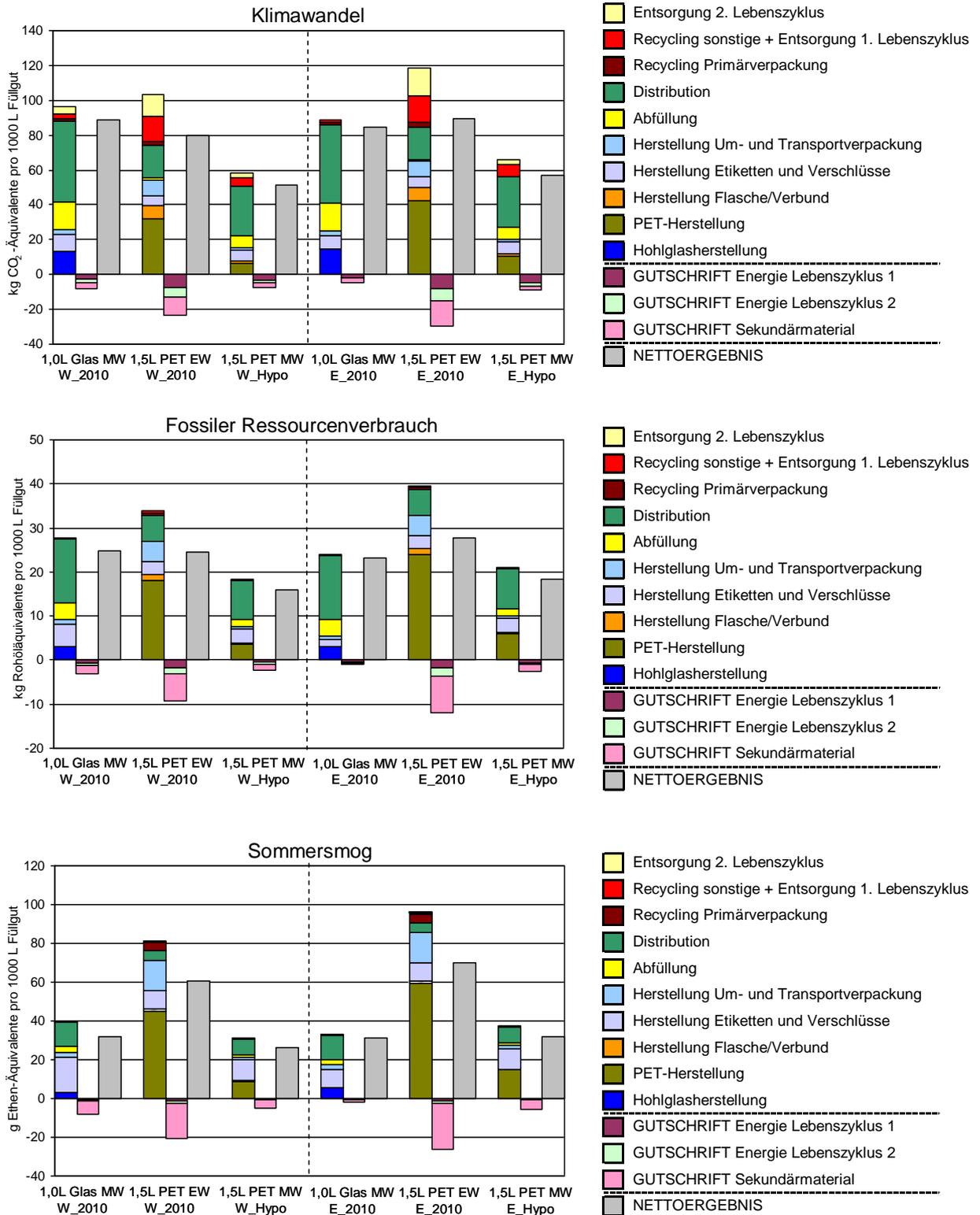


Abbildung 4-8: Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog

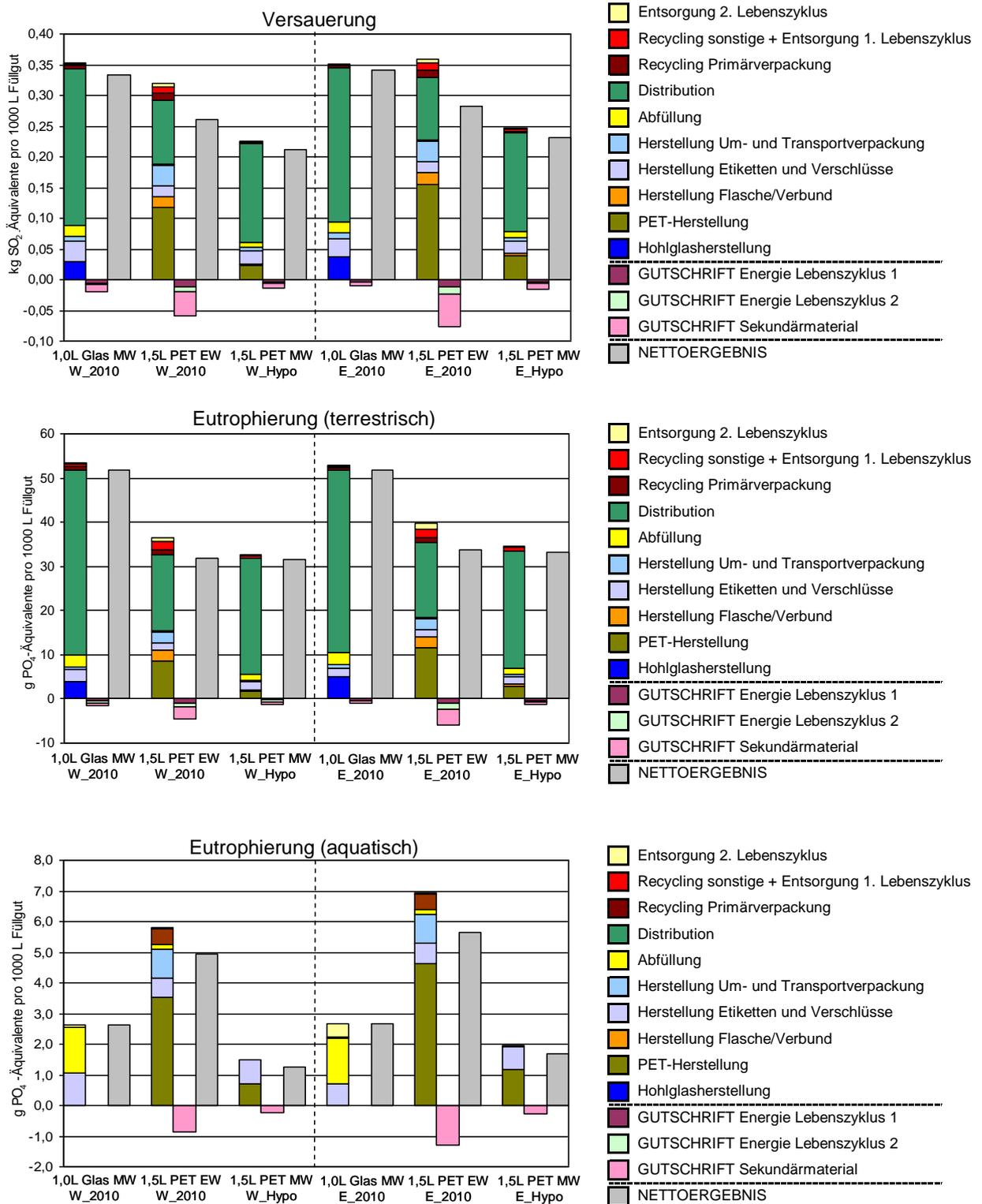


Abbildung 4-9: Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Versauerung sowie terrestrische und aquatische Eutrophierung

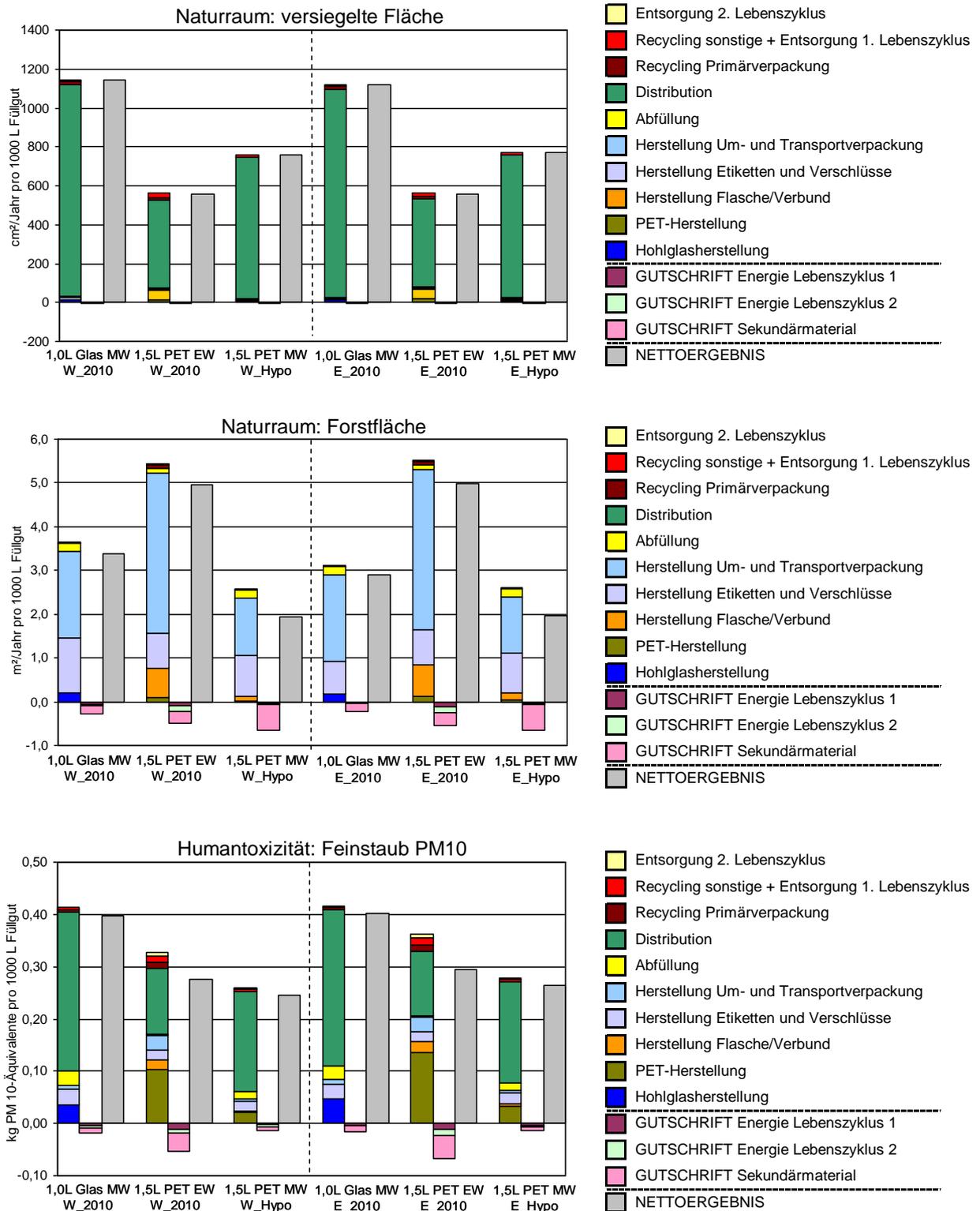


Abbildung 4-10: Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche und Humantoxizität Feinstaub (PM 10)

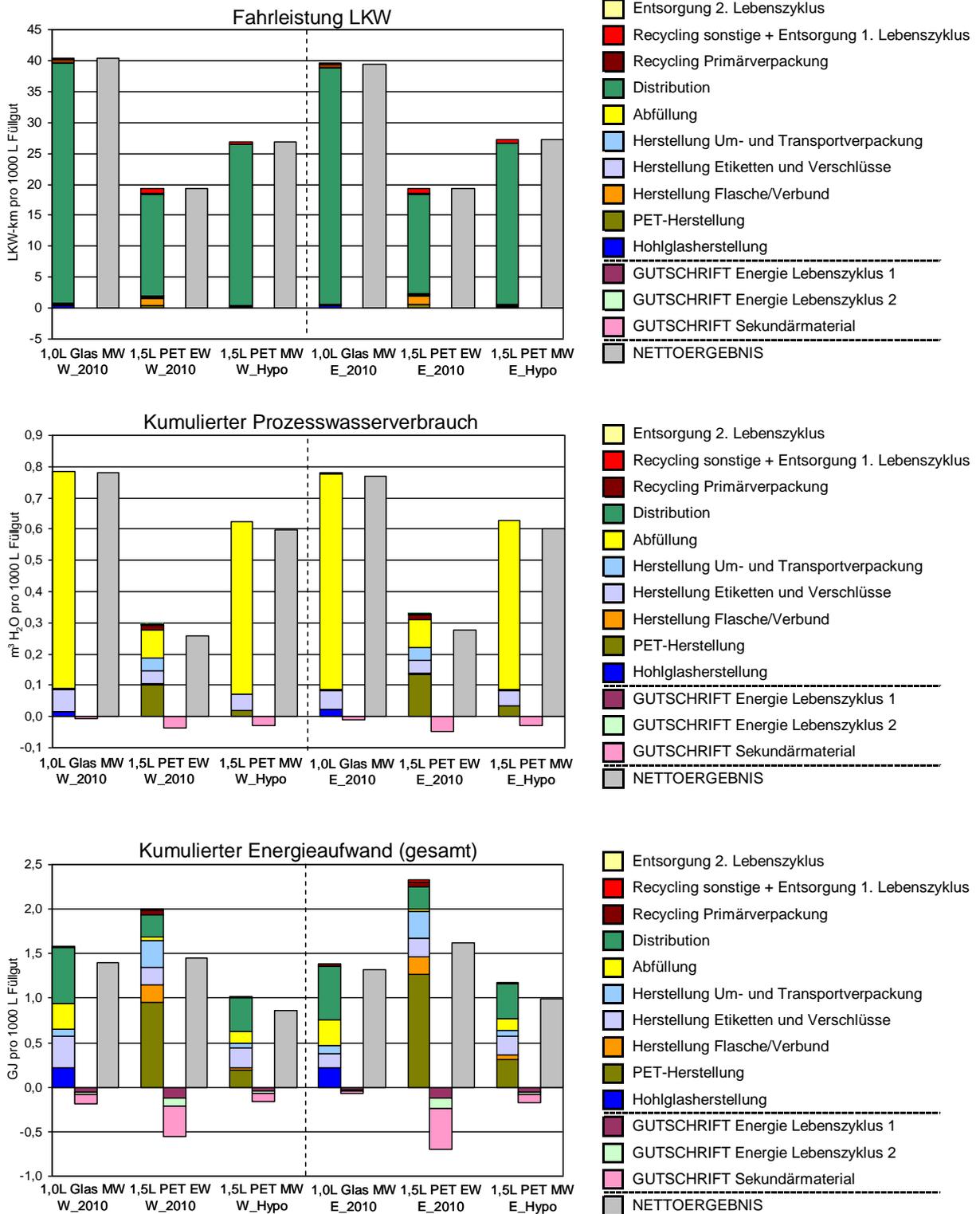


Abbildung 4-11: Ergebnisse der Sensitivität PET Mehrweg für die Indikatoren Fahrleistung (LKW), Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

4.3.1.2 Beschreibung der Ergebnisse

Wie bei den Glas Mehrwegsystemen ist der Einfluss des Sektors Distribution auf das ökobilanzielle Ergebnis auch bei den PET Mehrwegsystemen dominierend. Aufgrund des niedrigeren Gewichtes der PET Mehrwegflaschen im Vergleich zur Glas Mehrwegflasche fällt der Beitrag des Sektors Distribution dennoch kleiner aus als bei diesen. Auch der Sektor Abfüllung weist aufgrund der Notwendigkeit der Flaschen- und Kastenwäsche einen sichtbaren Anteil auf. Als drittes ergebnisrelevantes Kriterium ist noch die PET Herstellung zu nennen. Der Beitrag des Sektors PET Herstellung ist im Vergleich zu den PET Einwegsystemen auf Grund einer Flaschenumlaufzahl von 20 im Falle der kohlenstoffhaltigen Mineralwässer und 15 in der Untersuchungsgruppe Limonaden von geringer Bedeutung. Auch die Herstellung der Etiketten und Verschlüsse zeigt zumindest für die Wirkungskategorien Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung und Naturraum: Forstfläche sowie für die Sachbilanzgröße Kumulierter Energieaufwand deutlich sichtbare Beiträge, die zumeist aus der HDPE Herstellung resultieren. Die Kategorie Naturraum: Forstfläche wird allerdings primär durch die Ergebnisse des Sektors Herstellung der Um- und Transportverpackung bestimmt.

Die Sektoren Recycling Primärverpackung, Recycling sonstiges und Entsorgung im 1. Lebenszyklus sowie Entsorgung im 2. Lebenszyklus haben, äquivalent der Glas Mehrwegsystemen, aufgrund der Rücklaufquote der Flaschen in Verbindung mit der hohen Flaschenumlaufzahl keine ergebnisrelevante Bedeutung für die PET Mehrwegsysteme, da auch hier nur geringe Massenströme in Recycling- oder Entsorgungsprozessen anfallen.

4.3.1.3 Systemvergleich

Der Vergleich des PET Mehrwegsystems mit dem Glas Mehrwegsystem stellt sich folgendermaßen dar:

Untersuchungsgruppe kohlenstoffhaltige Mineralwässer:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt in keiner Wirkungskategorie oder Sachbilanzgröße niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Mehrwegflasche.
- Die 1,5L PET Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Klimawandel
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Sommersmog
 - Versauerung
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraum: versiegelte Fläche
 - Naturraum: Forstfläche
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch
- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

Untersuchungsgruppe Limonaden:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Mehrwegflasche in der Wirkungskategorie:
 - Sommersmog

- Die 1,5L PET Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Klimawandel
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Versauerung
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraum: versiegelte Fläche
 - Naturraum: Forstfläche
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch
- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

Tabelle 4-8: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten PET Mehrwegsysteme im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_MW_W_Hypo | | 1,5L PET_MW_E_Hypo | |
|-------------------------------------|-----------------------|-------------------|-----------------------|-------------------|
| | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW |
| Klimawandel | -41,84% | – | -32,48% | – |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | -35,57% | – | -19,93% | – |
| Sommersmog | -18,79% | – | – | +2,46% |
| Versauerung | -36,30% | – | -32,25% | – |
| Terrestrische Eutrophierung | -39,09% | – | -35,75% | – |
| Aquatische Eutrophierung | -52,28% | – | -36,52% | – |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -33,74% | – | -31,09% | – |
| Naturraum: Forstfläche | -42,72% | – | -32,61% | – |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -37,93% | – | -34,39% | – |
| Fahrleistung (LKW) | -33,76% | – | -31,19% | – |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | -23,47% | – | -22,12% | – |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | -38,11% | – | -24,34% | – |

Der Vergleich PET Mehrweg und PET Einweg führt zu folgendem Ergebnis:

Untersuchungsgruppe Kohlensäurehaltige Mineralwässer:

- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:

- Naturraum: versiegelte Fläche

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

- Die 1,5L PET Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Sommersmog
- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraum: Forstfläche
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

Untersuchungsgruppe Limonaden:

- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Mehrwegflasche in der Wirkungskategorie:

- Terrestrische Eutrophierung
- Naturraum: versiegelte Fläche

Sowie den Sachbilanzgrößen:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

- Die 1,5L PET Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- Fossiler Ressourcenverbrauch
- Sommersmog
- Versauerung
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraum: Forstfläche

- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

Tabelle 4-9: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten PET Mehrwegsysteme im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario der 1,5L PET Einwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET MW W Hypo | | 1,5L PET MW E Hypo | |
|-------------------------------------|----------------------|------------------|----------------------|------------------|
| | niedriger als PET EW | höher als PET EW | niedriger als PET EW | höher als PET EW |
| Klimawandel | -35,54% | – | -28,33% | – |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | -35,17% | – | -25,01% | – |
| Sommersmog | -57,37% | – | -47,45% | – |
| Versauerung | -18,65% | – | -11,41% | – |
| Terrestrische Eutrophierung | -1,10% | – | – | +4,29% |
| Aquatische Eutrophierung | -74,75% | – | -65,76% | – |
| Naturraum: versiegelte Fläche | – | +36,13% | – | +38,29% |
| Naturraum: Forstfläche | -60,84% | – | -60,42% | – |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -10,55% | – | -4,11% | – |
| Fahrleistung (LKW) | – | +38,69% | – | +40,69% |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | – | +132,85% | – | +116,81% |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | -40,52% | – | -31,32% | – |

4.3.2 Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte der PET Einwegflaschen

Das Flaschengewicht der PET Einwegsysteme hat generell Einfluss auf die meisten Wirkungsindikatoren, da unter anderem die Aufwendungen für die primäre PET-Produktion und für die Distribution von diesem Gewicht abhängen. Um die Bandbreite der sich auf dem Markt befindenden Verpackungssysteme abbilden zu können, wurde eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte der Primärverpackung bilanziert. Ausgehend von den Basisszenarien wurden für die Untersuchungsgruppen kohlesäurehaltige Mineralwässer und Limonaden jeweils zwei Szenarien abgebildet bei welchen die im Rahmen der Datenaufnahme erhobenen Min- und Max-Werte der Primärverpackung zur Anwendung gekommen. Um den Einfluss der Variante der Flaschengewichte bestimmen zu können bleiben die R-PET Quoten in dieser Analyse unverändert.

Tabelle 4-10: Verpackungsparameter für die Sensitivitätsanalyse des PET Einwegsystems

| | 1,5L PET EW W_Min | 1,5L PET EW W_Max | 1,5L PET EW E_Min | 1,5L PET EW E_Max |
|-----------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Füllvolumen | 1,5L | 1,5L | 1,5L | 1,5L |
| Primärverpackung [g] | 35,0 | 40,8 | 35,0 | 48,8 |
| Flasche PET [g] | 32,0 | 34,0 | 32,0 | 42,0 |
| R-PET Anteil in Flasche [%] | 35% | 35% | 25% | 25% |
| Verschlüsse (HDPE) [g] | 2,3 | 3,8 | 2,3 | 3,8 |
| Etikett (Papier) [g] | 0,7 | 3,0 | 0,7 | 3,0 |

4.3.2.1 Ergebnisgrafiken

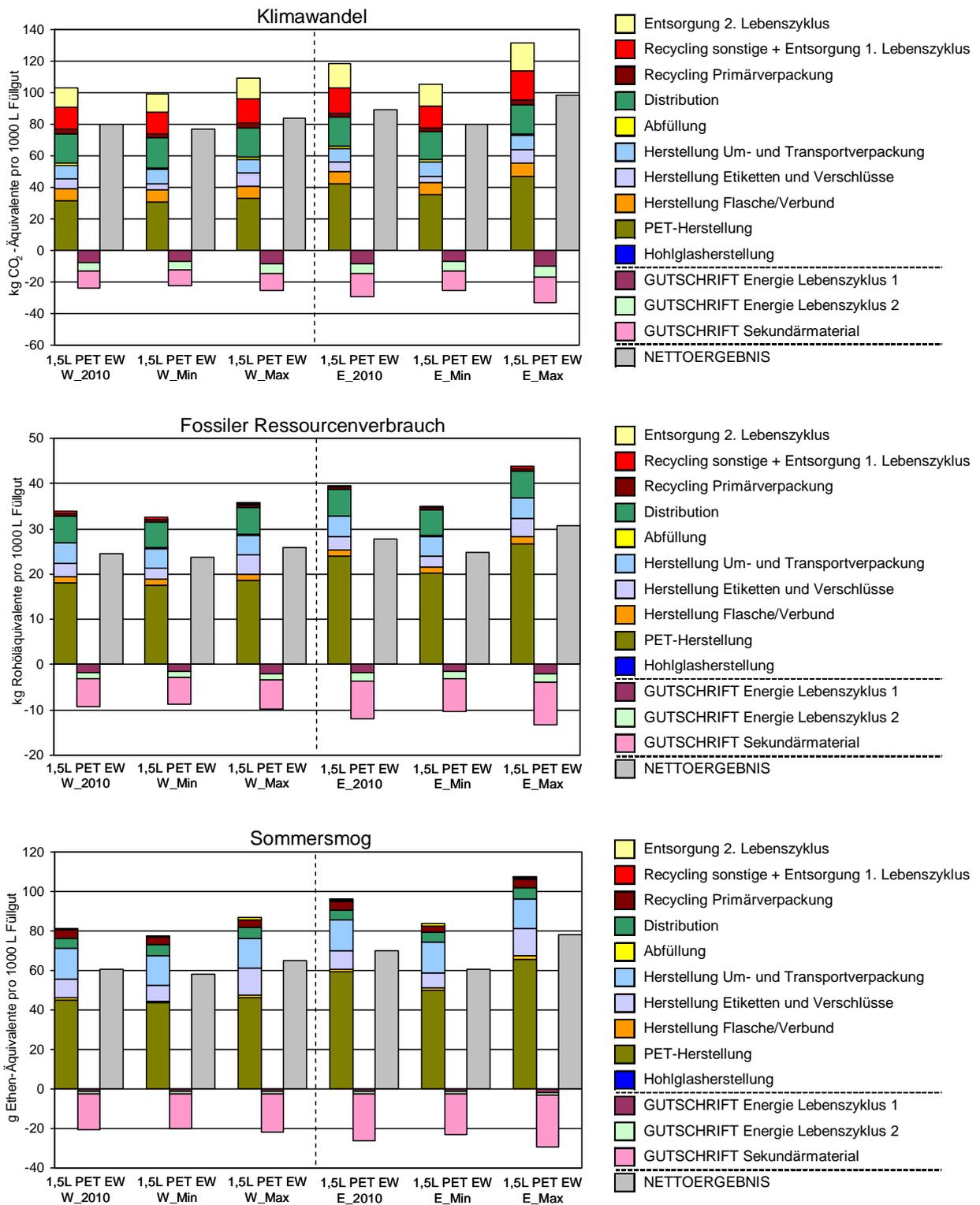


Abbildung 4-12: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog

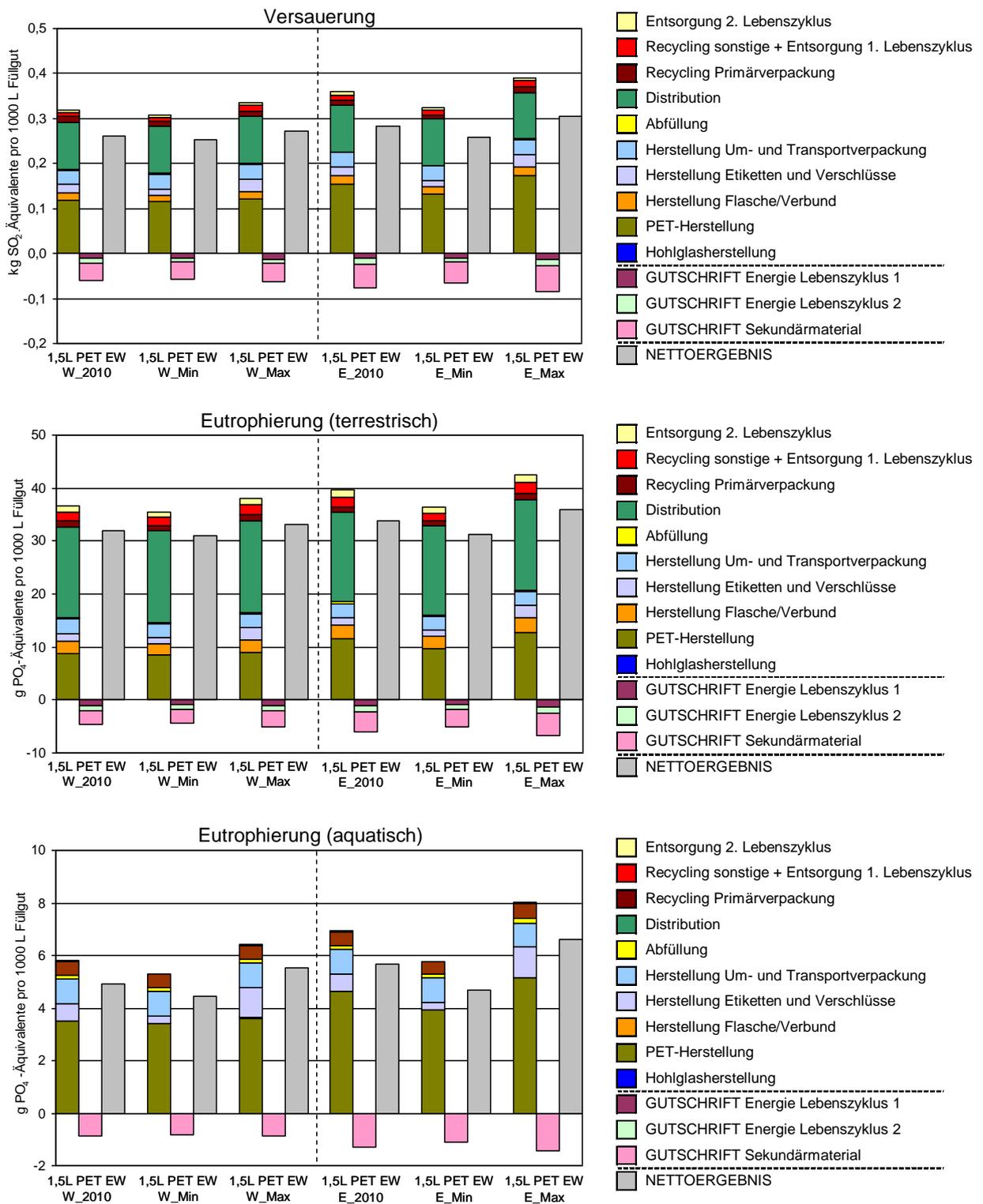


Abbildung 4-13: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Versauerung sowie terrestrische und aquatische Eutrophierung

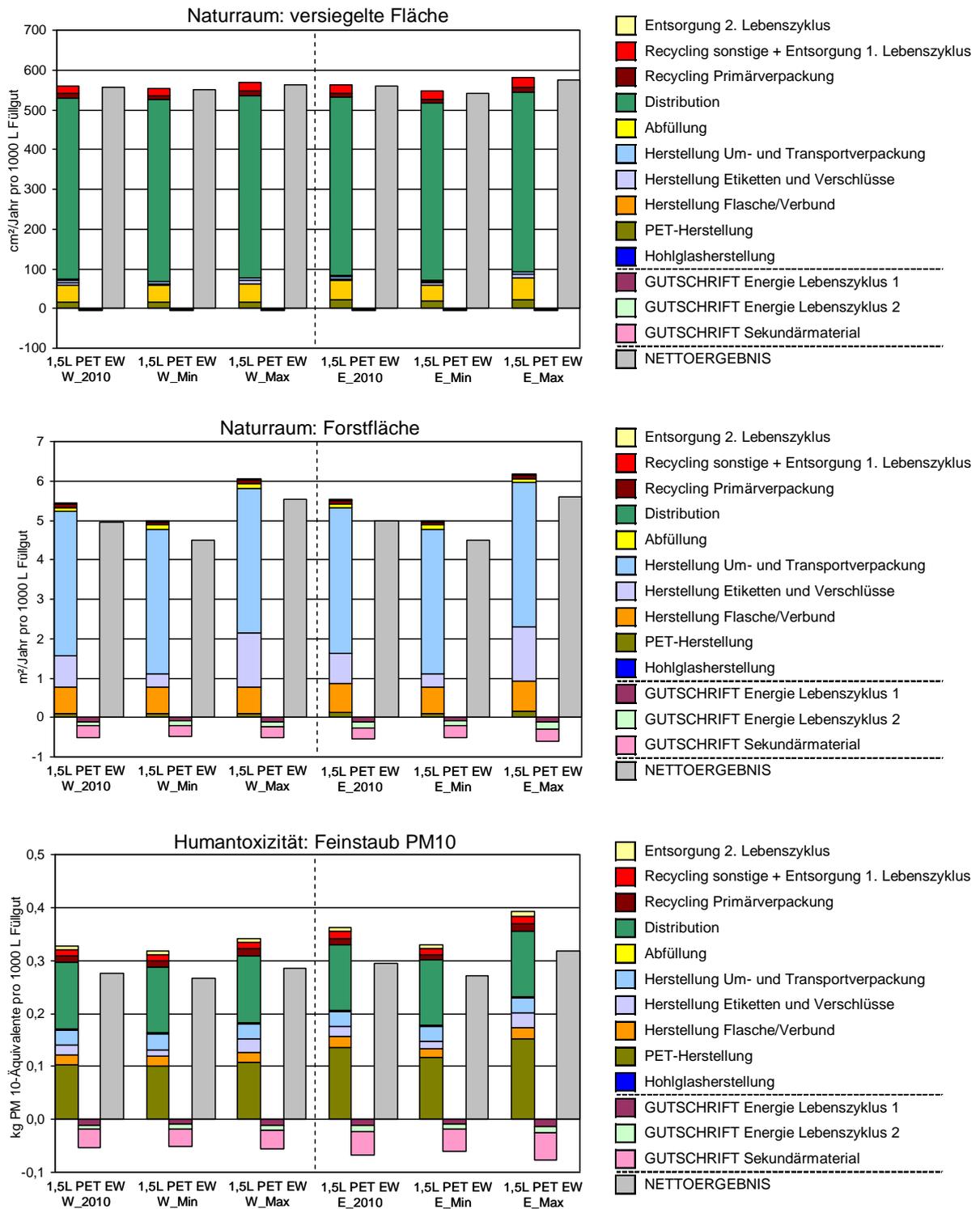


Abbildung 4-14: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche und Humantoxizität Feinstaub (PM 10)

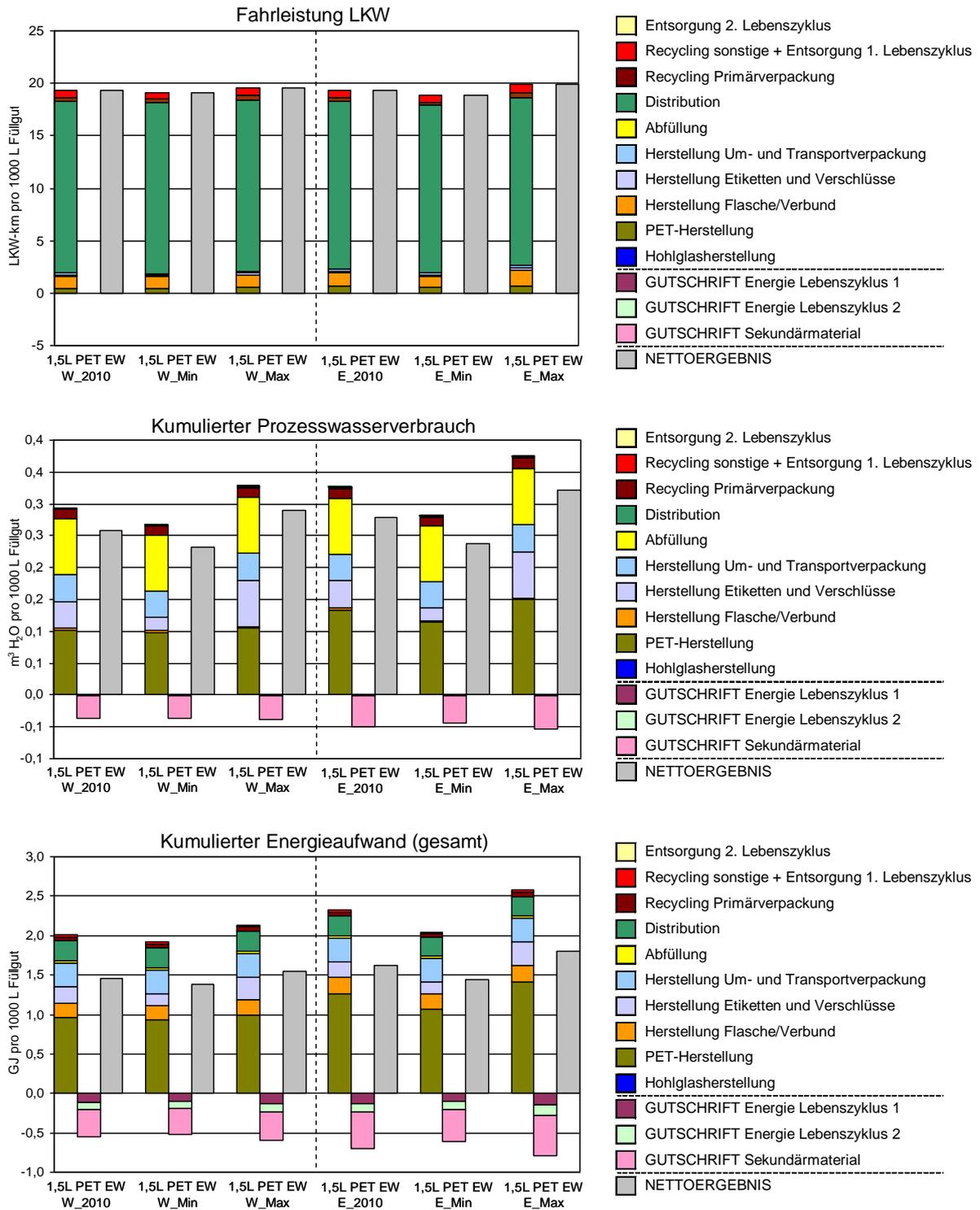


Abbildung 4-15: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse PET Einweg hinsichtlich der Gewichte für die Indikatoren Fahrleistung (LKW), Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

4.3.2.2 Beschreibung der Ergebnisse

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte sind die im Rahmen der Datenaufnahme erhobenen Min- und Max-Werte der Primärverpackung zur Anwendung gekommen. Diese Änderungen gegenüber den Basisszenarien wirken sich, mal mehr, mal weniger auf alle relevanten Lebenswegabschnitte in der Ökobilanz der PET Einwegflasche aus.

Im Einzelnen ergeben sich im Vergleich mit den jeweiligen Basisszenarien folgende Bandbreiten innerhalb der Ergebnisse:

- 1,5L PET Einweg für kohlenensäurehaltige Mineralwässer:
 - Ergebnisse zwischen 0,9% bis 10,2% unter den Ergebnissen des Basisszenarios
 - Ergebnisse zwischen 1,3% bis 12,5% über den Ergebnissen des Basisszenarios
- 1,5L PET Einweg für kohlenensäurehaltige Limonaden:
 - Ergebnisse zwischen 2,8% bis 17,4% unter den Ergebnissen des Basisszenarios
 - Ergebnisse zwischen 2,5% bis 16,8% über den Ergebnissen des Basisszenarios

Eine genaue Aufschlüsselung der Änderungen im Vergleich für die einzelnen Indikatoren zeigt die Tabelle 4-11.

Tabelle 4-11: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivität PET Einweg hinsichtlich der Gewichte im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario der 1,5L PET Einwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET EW W_Min | 1,5L PET EW W_Max | 1,5L PET EW E_Min | 1,5L PET EW E_Max |
|-------------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Klimawandel | -3,55% | +4,97% | -10,56% | +9,66% |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | -3,51% | +4,86% | -11,04% | +9,92% |
| Sommersmog | -4,86% | +7,05% | -12,90% | +12,28% |
| Versauerung | -3,08% | +4,14% | -8,99% | +8,16% |
| Terrestrische Eutrophierung | -2,59% | +3,45% | -7,07% | +6,52% |
| Aquatische Eutrophierung | -9,72% | +12,06% | -17,37% | +16,81% |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -0,99% | +1,27% | -3,04% | +2,71% |
| Naturraum: Forstfläche | -9,01% | +11,69% | -9,99% | +12,34% |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -2,89% | +3,88% | -8,24% | +7,53% |
| Fahrleistung (LKW) | -0,90% | +1,15% | -2,83% | +2,50% |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | -10,16% | +12,50% | -14,50% | +15,57% |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | -4,37% | +5,99% | -11,47% | +10,71% |

4.3.3 Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distributionsentfernungen

Das im Rahmen dieser Studie abgeleitete Distributionsmodell basiert auf den Ergebnissen der Datenaufnahme und der im Projektbeirat diskutierten Informationen und wird damit als repräsentativ für die österreichische Situation im Bezugszeitraum eingeschätzt.

Allerdings ist, anders als bei den PET Einwegsystemen die Distribution für das ökobilanzielle Ergebnis der Glas Mehrwegsysteme ausschlaggebend. Aus den in Kapitel 3.4 genannten Gründen ist die Gesamtdistributionsentfernung der Glas Mehrwegsysteme höher als die der PET Einwegsysteme. Da eine lineare Abhängigkeit zwischen der Transportentfernung und der ökobilanziellen Performance besteht, wird in einer Sensitivität der unterschiedliche Einfluss der Distributionsstruktur auf die Verpackungssysteme Glas Mehrweg und PET Einweg untersucht. Dieses Vorgehen soll helfen die getroffenen Festlegungen besser bewerten und weiter einschränken zu können.

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Untersuchungsgruppe kohlenensäurehaltige Mineralwässer hinsichtlich alternativer Distributionsstrukturen – jeweils eine ausschließlich regionale sowie eine überregionale Distribution - überprüft. Zusätzlich wird für PET Einwegflaschen eine Ferndistribution untersucht, wie sie sich durch den Import von Getränken ergibt. Dabei folgt die grafische Darstellung der Ergebnisse der bisherigen Logik (1. Balken=Lasten aus Lebenswegabschnitten; 2. Balken=Gutschriften; 3. Balken=Nettoergebnis). Aus Gründen der Anschaulichkeit wird allerdings darauf verzichtet, die Lasten der restlichen Lebenswegabschnitte sowie die erhaltenen Gutschriften farblich abzuheben.

Eine tabellarische Zusammenfassung der für Österreich abgeleiteten Parameter für folgende Optionen gibt Tabelle 4-13 wieder:

- **Regionale Distribution:** Hierbei erfolgt die Getränkedistribution ausschließlich über eine regionale Direktbelieferung. Dabei wird für beide Verpackungssysteme eine Distributionsentfernung von 60 km einfache Strecke angesetzt.
- **Überregionale Distribution:** Hierbei erfolgt die Getränkedistribution ausschließlich über die Zentrallagerstruktur des Handels. Dabei wird für beide Verpackungssysteme eine Distributionsentfernung von 210 km auf der ersten Distributionsstufe (Abfüller => Zentrallager) und 47 km auf der 2. Distributionsstufe (Zentrallager => PoS) jeweils als einfache Strecke angesetzt.
- **Import von Mineralwässern in PET Einwegflaschen:** Zur Ableitung einer Importstruktur für Mineralwässer wurden die vier größten Lieferanten anhand der Marktanteile ermittelt. Damit wurde eine Marktabdeckung von 99% erreicht. Von diesen Ländern ausgehend wurden die Entfernungen nach Österreich abgeleitet und anhand der Marktanteile gewichtet. Hierbei wurde angenommen, dass die Mineralwässer inklusive der Distribution von der ausländischen Quelle eine Strecke von 583 km bis zum Zentrallager zurücklegen. Für die 2. Distributionsstufe (Zentrallager => POS) wurde wieder die Strecke von 47 km angesetzt.

Tabelle 4-12: Abgeleitete Importstruktur und Marktanteile für kohlenensäurehaltige Mineralwässer

| | hl | %-Marktanteil | Entfernung |
|-------------|--------|---------------|------------|
| Italien | 845624 | 69,5% | 587 km |
| Deutschland | 233384 | 19,2% | 580 km |
| Slowenien | 80775 | 6,6% | 458 km |
| Frankreich | 44838 | 3,7% | 912 km |

^{a)} Quelle: [Statistik Austria, Bezugsjahr 2009]

Tabelle 4-13: Transportentfernungen für die Distribution der untersuchten Basisszenarien und ausgewählter Sensitivitäten

| | 1,0L Glas MW W 2010 | 1,5L PET EW W 2010 | 1,0L Glas MW W regional | 1,5L PET EW W regional | 1,0L Glas MW W überregio. | 1,5L PET EW W überregio. | 1,5L PET EW W Import |
|--------------------------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|----------------------------|
| Distribution: gesamt | 472 | 340 | 120 | 80 | 514 | 367 | 852 |
| 1. Distributionsstufe: gesamt | 378 | 246 | 120 | 80 | 420 | 273 | 758 |
| Abfüller: Direktvertrieb | – | – | 60 | 60 | – | – | – |
| Abfüller zum Zentrallager | 189 | 189 | – | – | 210 | 210 | 583 |
| Leerfahrt (Zentrallager -> neue | 189 | 57 | 60 | 20 | 210 | 63 | 175 |
| 2. Distributionsstufe: gesamt | 94 | 94 | – | – | 94 | 94 | 94 |
| Zentrallager zum POS | 47 | 47 | – | – | 47 | 47 | 47 |
| POS zum Zentrallager | 47 | 47 | – | – | 47 | 47 | 47 |

4.3.3.1 Ergebnisgrafiken

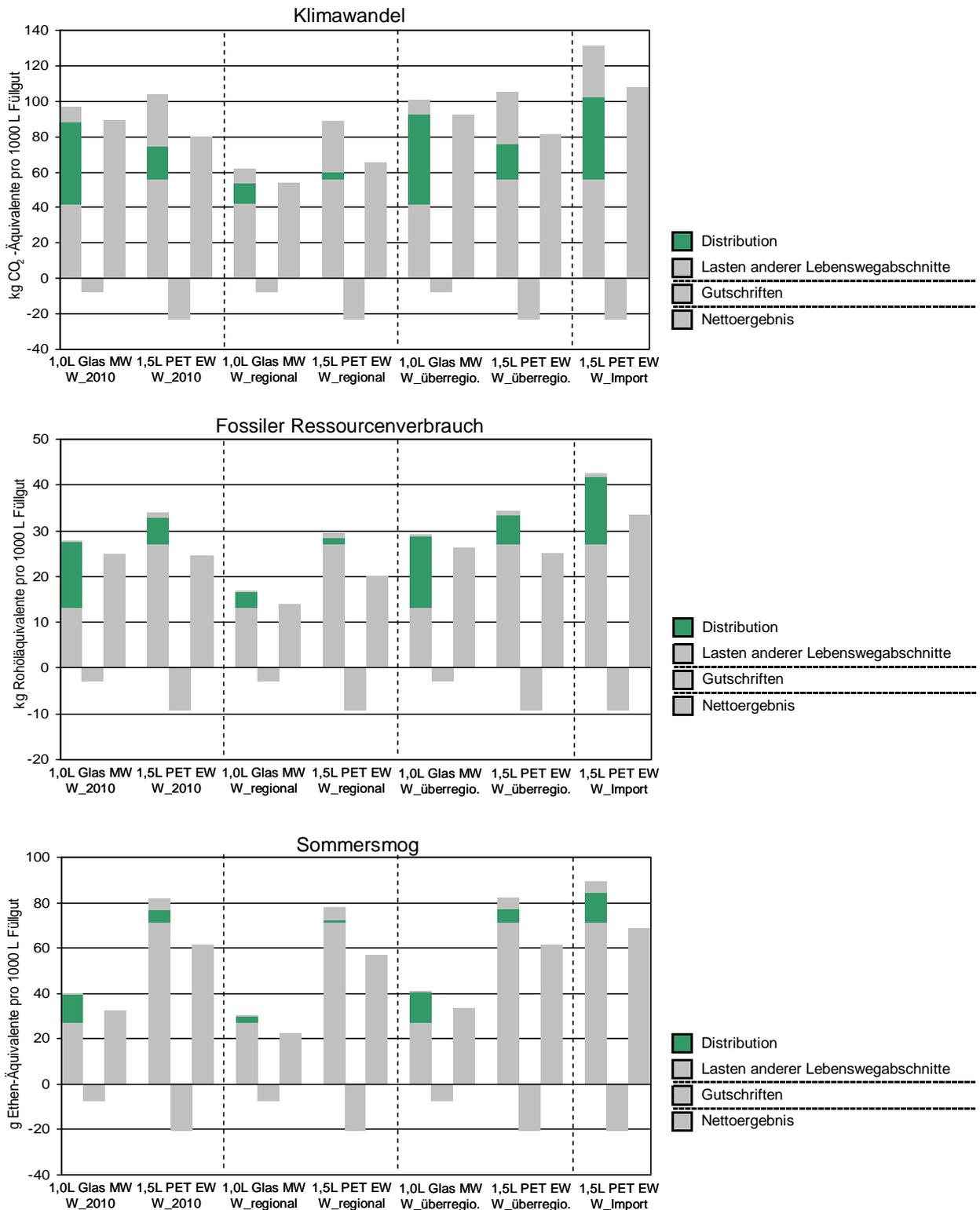


Abbildung 4-16: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zur Distribution für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog

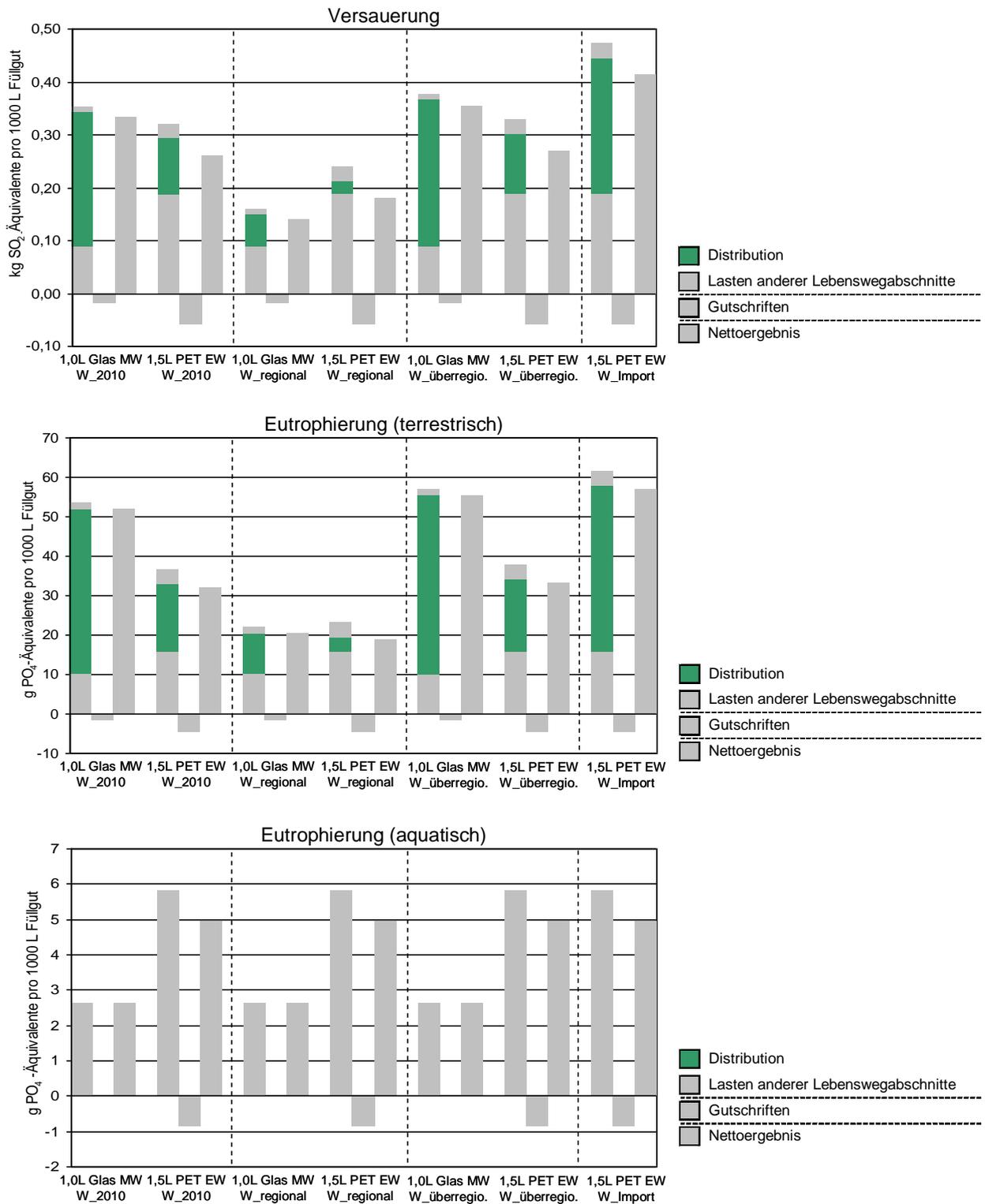


Abbildung 4-17: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution für die Indikatoren Versauerung und terrestrische sowie aquatische Eutrophierung

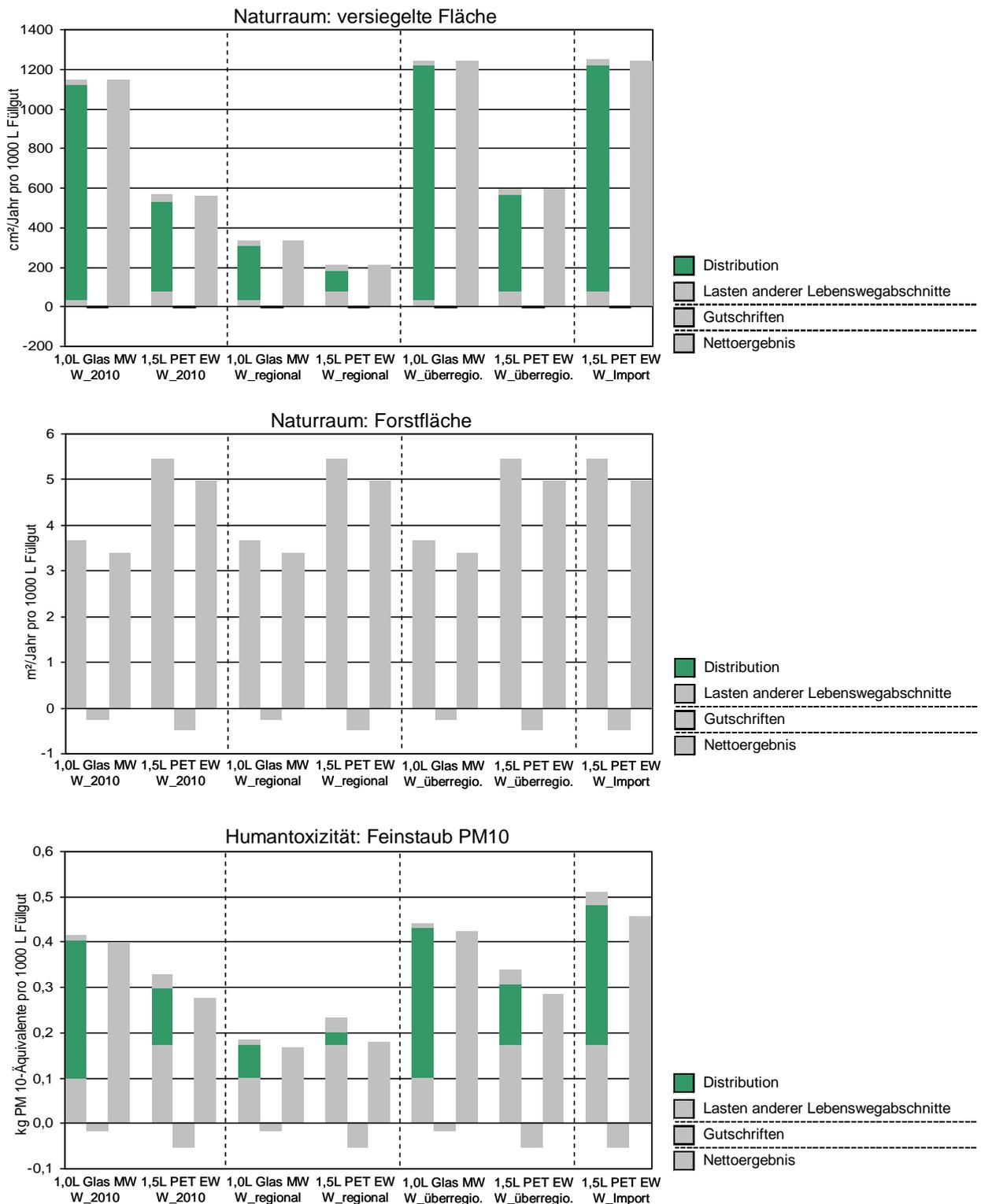


Abbildung 4-18: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution für die Indikatoren Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche und Humantoxizität Feinstaub (PM 10)

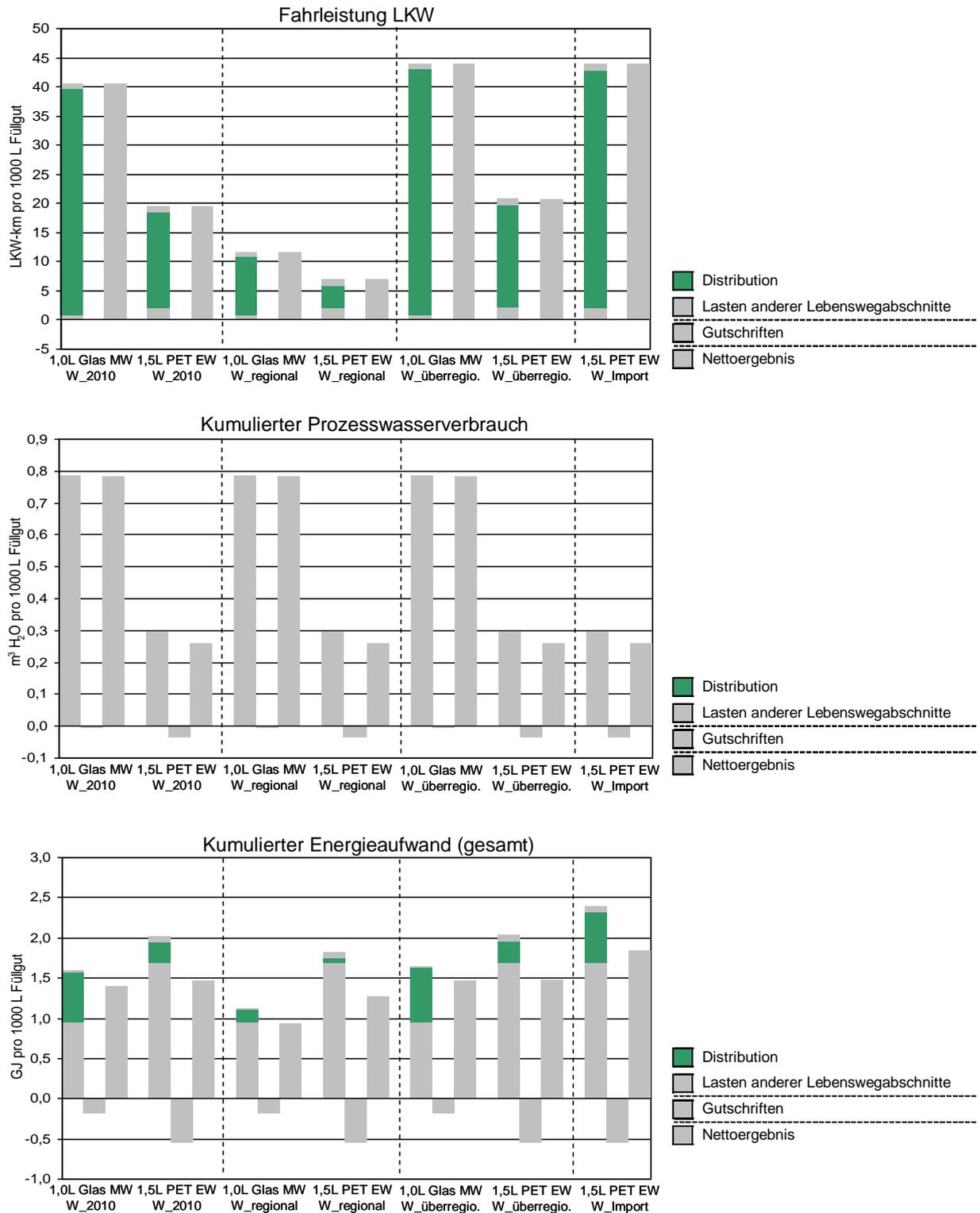


Abbildung 4-19: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution für die Indikatoren Fahrleistung LKW, Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

4.3.3.2 Beschreibung der Ergebnisse

Die Änderungen in der ökobilanziellen Performance der Sensitivitätsszenarien zur Distributionsentfernung im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario resultieren ausschließlich aus dem Sektor Distribution.

Der Sektor Distribution ist für die Glas Mehrwegflasche in 7 der 12 betrachteten Indikatoren der das Ergebnis bestimmende Lebenswegabschnitt, häufig mit einem Anteil von über 50%. Unter Annahme einer regionalen Distribution verliert sich dieser Einfluss für die Indikatoren *Klimawandel*, *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Versauerung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)*. Für die stark Fahrleistungsabhängigen Indikatoren *Terrestrische Eutrophierung*, *Naturraum: versiegelte Fläche* sowie *Fahrleistung: LKW* bleibt der Sektor Distribution trotz regionaler Annahme der Haupteinflussfaktor für das Ergebnis. In den Indikatoren *Sommersmog* sowie *Kumulierter Energieaufwand (gesamt)* verringert sich der Anteil der Distribution um über zwei Drittel. Die drei Wirkungskategorien *Aquatische Eutrophierung*, *Naturraum: Forstfläche* und *Kumulierter Prozesswasserverbrauch* werden durch die Annahme einer alternativen Distributionsstruktur im Ergebnis nicht beeinflusst, da der Sektor Distribution keinen Beitrag liefert.

Zusammenfassend ergeben sich folgenden %-Änderungen im Vergleich zum Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlen säurehaltige Mineralwässer:

Indikatoren, in welchen der Sektor Distribution unter Annahme einer regionalen Distribution nicht mehr der das Ergebnis bestimmende Lebenswegabschnitt ist:

- Klimawandel:
 - Regionale Distribution: Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 48% auf 18%
- Fossiler Ressourcenverbrauch:
 - Regionale Distribution: Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 52% auf 21%
- Versauerung:
 - Regionale Distribution: Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 72% auf 39%
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10):
 - Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 73% auf 40%

Indikatoren, in welchen der Sektor Distribution unter Annahme einer regionalen Distribution weiterhin der das Ergebnis bestimmende Lebenswegabschnitt ist:

- Terrestrische Eutrophierung:
 - Regionale Distribution: Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 78% auf 47%

- Naturraum: versiegelte Fläche:
 - Regionale Distribution: Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 95% auf 83%
- Fahrleistung LKW:
 - Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 96% auf 86%

Indikatoren, in welchen der Sektor Distribution unter Annahme einer regionalen Distribution im Vergleich zum Basisszenario stark verringert ist:

- Sommersmog:
 - Regionale Distribution: Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 32% auf 10%
- Kumulierter Energieaufwand (gesamt):
 - Minderung des Beitrags aus dem Sektor Distribution von 39% auf 14%

Die Annahme einer überregionalen Distribution ändert das Ergebnis der Glas Mehrwegflasche im Vergleich zum Basisszenario weniger stark. Der Anteil des Sektors Distribution erhöht sich entlang aller durch die Distribution beeinflussten Indikatoren um ca. 2%. Damit fallen die Auswirkungen auf das Nettoergebnis der Glas Mehrwegflasche ebenfalls gering aus und erhöhen dieses nur um 3,4% bis 8,5%.

Tabelle 4-14: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivität Glas Mehrweg hinsichtlich der Transportentfernung im Vergleich zum Basisszenario

| Wirkungskategorie | 1,0L Glas MW W_regional | 1,0L Glas MW W_überregio. |
|-------------------------------------|--|---------------------------|
| Klimawandel | -39,46% | +4,49% |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | -44,36% | +5,04% |
| Sommersmog | -30,46% | +3,37% |
| Versauerung | -57,95% | +6,49% |
| Terrestrische Eutrophierung | -61,13% | +6,84% |
| Aquatische Eutrophierung | Keine Änderung gegenüber dem Basisszenario | |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -70,98% | +8,47% |
| Naturraum: Forstfläche | Keine Änderung gegenüber dem Basisszenario | |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -58,18% | +6,51% |
| Fahrleistung (LKW) | -71,60% | +8,54% |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | Keine Änderung gegenüber dem Basisszenario | |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | -33,52% | +3,81% |

Wie schon erwähnt ist der Einfluss der Distributionsentfernung auf das PET Einwegsystem nicht so groß wie auf das im Vergleich schwerere Glas Mehrwegsystem. Auch hier lässt sich aber erkennen, dass die Annahmen zur Distribution insbesondere in den Wirkungskategorien *terrestrische Eutrophierung*, *Versauerung*, *Naturraum: versiegelte Fläche*, *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* und *Fahrleistung: LKW* eine hohe Ergebnisrelevanz aufweisen.

Eine regionale Distributionsstruktur hat vor allem Auswirkungen auf den Indikator *terrestrische Eutrophierung*. Hier sinkt der Beitrag der Distribution im Vergleich zum Basisfall von 47% auf 17% und ist somit nicht mehr einer der relevantesten Anteile am Ergebnis.

Für das relative leichte PET Einwegsystem hat eine leichte Erhöhung der Transportentfernung, wie es der überregionale Fall darstellt nur eine geringe Auswirkung. Das Nettoergebnis der PET Einwegflasche erhöht sich im Vergleich zum Basisszenario nur um 0,66% bis 6,70%. Der Grund für die geringe Erhöhung liegt vor allem daran, dass es sich hierbei um ein Einwegsystem handelt, welches nach Gebrauch nicht mehr zurück zum Abfüllstandort transportiert werden muss. In keinem der betrachteten Indikatoren wird der Sektor Distribution alleine durch die Annahme einer überregionalen Distributionsstruktur der Haupteinflussfaktor.

Für die PET Einwegflasche wurde noch eine weitere Sensitivität bilanziert, welche die Situation von aus dem Ausland importierte Mineralwässer wiedergibt. Aus der Tabelle 4-13 wird ersichtlich, dass sich beim Import von Mineralwässern in PET Einwegflaschen dessen Ergebnis entlang aller durch die Distribution beeinflussten Indikatoren durchweg sehr erhöht. Besonders interessant sind vor allem die Auswirkungen auf die Indikatoren *Versauerung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)*. Hier führt die Annahme einer Importstruktur dazu, dass der Sektor Distribution zu dem das Ergebnis bestimmenden Lebenswegabschnitt wird. In den Indikatoren *terrestrische Eutrophierung*, *Naturraum: versiegelte Fläche* und *Fahrleistung: LKW* bleibt der Sektor Distribution weiterhin der relevanteste Faktor für das Ergebnis der PET Einwegflasche.

Indikatoren, in welchen der Sektor Distribution unter Annahme einer Importstruktur der bestimmende Lebenswegabschnitt wird:

- *Versauerung*:
 - Import: Erhöhung des Anteils des Sektor Distribution von 33% auf 54%
- *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)*:
 - Import: Erhöhung des Anteils des Sektor Distribution von 38% auf 60%

Eine Übersicht über die %-Änderungen des Sektors Distribution im Vergleich zum Basisszenario der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer gibt Tabelle 4-15.

Tabelle 4-15: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivität PET Einweg hinsichtlich der Transportentfernung im Vergleich zum Basisszenario PET Einweg

| Wirkungskategorie | 1,5L PET EW W_regional | 1,5L PET EW W_überregio. | 1,5L PET EW W_Import |
|-------------------------------------|--|-----------------------------|-------------------------|
| Klimawandel | -18,01% | +1,84% | +34,86% |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | -18,38% | +1,88% | +35,58% |
| Sommersmog | -6,87% | +0,66% | +12,53% |
| Versauerung | -31,04% | +3,09% | +58,48% |
| Terrestrische Eutrophierung | -41,74% | +4,14% | +78,37% |
| Aquatische Eutrophierung | Keine Änderung gegenüber dem Basisszenario | | |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -62,73% | +6,51% | +123,54% |
| Naturraum: Forstfläche | Keine Änderung gegenüber dem Basisszenario | | |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -35,22% | +3,50% | +66,20% |
| Fahrleistung (LKW) | -64,50% | +6,70% | +127,02% |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | Keine Änderung gegenüber dem Basisszenario | | |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | -13,27% | +1,36% | +25,68% |

4.3.3.3 Systemvergleich

Besonders interessant ist der Systemvergleich zwischen den Sensitivitätsanalysen der beiden Verpackungssysteme. Innerhalb des Systemvergleichs der Basisszenarien waren die Ergebnisse der 1,5L PET Einwegflasche für die Indikatoren *Klimawandel*, *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Versauerung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* niedriger als die Ergebnisse der Glas Mehrwegflasche. Beim Systemvergleich der 1,5L PET Einwegflasche mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Annahme einer regionalen Distribution ändert sich der Vergleich zu Gunsten der Glas Mehrwegflasche folgendermaßen:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt unter der Annahme einer regionalen Distribution niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Klimawandel
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Sommersmog
 - Versauerung
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraum: Forstfläche
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt unter der Annahme einer regionalen Distribution niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Naturraum: versiegelte Fläche

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Tabelle 4-16: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivität PET Einweg hinsichtlich der Transportentfernung im Vergleich zur jeweiligen Sensitivität Glas MW

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_EW_W_regional | | 1,5L PET_EW_W_überregio. | |
|-------------------------------------|--------------------------------|----------------------------|------------------------------------|--------------------------------|
| | niedriger als Glas MW regional | höher als Glas MW regional | niedriger als Glas MW überregional | höher als Glas MW überregional |
| Klimawandel | – | +22,20% | -12,04% | – |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | – | +45,75% | -3,62% | – |
| Sommersmog | – | +155,09% | – | +85,49% |
| Versauerung | – | +28,42% | -24,19% | – |
| Terrestrische Eutrophierung | -7,70% | – | -39,97% | – |
| Aquatische Eutrophierung | – | +89,02% | – | +89,02% |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -37,48% | – | -52,20% | |
| Naturraum: Forstfläche | – | +46,28% | – | +46,28% |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | – | +7,49% | -32,57% | – |
| Fahrleistung (LKW) | -40,30% | – | -53,05% | – |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | -67,14% | | -67,14% | – |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | – | +35,74% | – | +1,59% |

4.3.4 Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokationsentscheidung

Die Ergebnisse der Basisszenarien gelten nur unter den Rahmenbedingungen der 50% Allokation. Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Basisszenarien der Untersuchungsgruppe kohlenensäurehaltige Mineralwässer unter Anwendung einer alternativen Allokationsfestlegung (0%; 100%) dargestellt. Ziel der durchgeführten Sensitivitätsanalyse ist es, zu prüfen wie robust die Ergebnisse unter Anwendung einer alternativen Allokationsentscheidung sind. Zur Verdeutlichung der Unterschiede sind die bereits aus Kapitel 4.1 bekannten Ergebnisse der Basisszenarien erneut mit in den Grafiken aufgeführt.

4.3.4.1 Ergebnisgrafiken

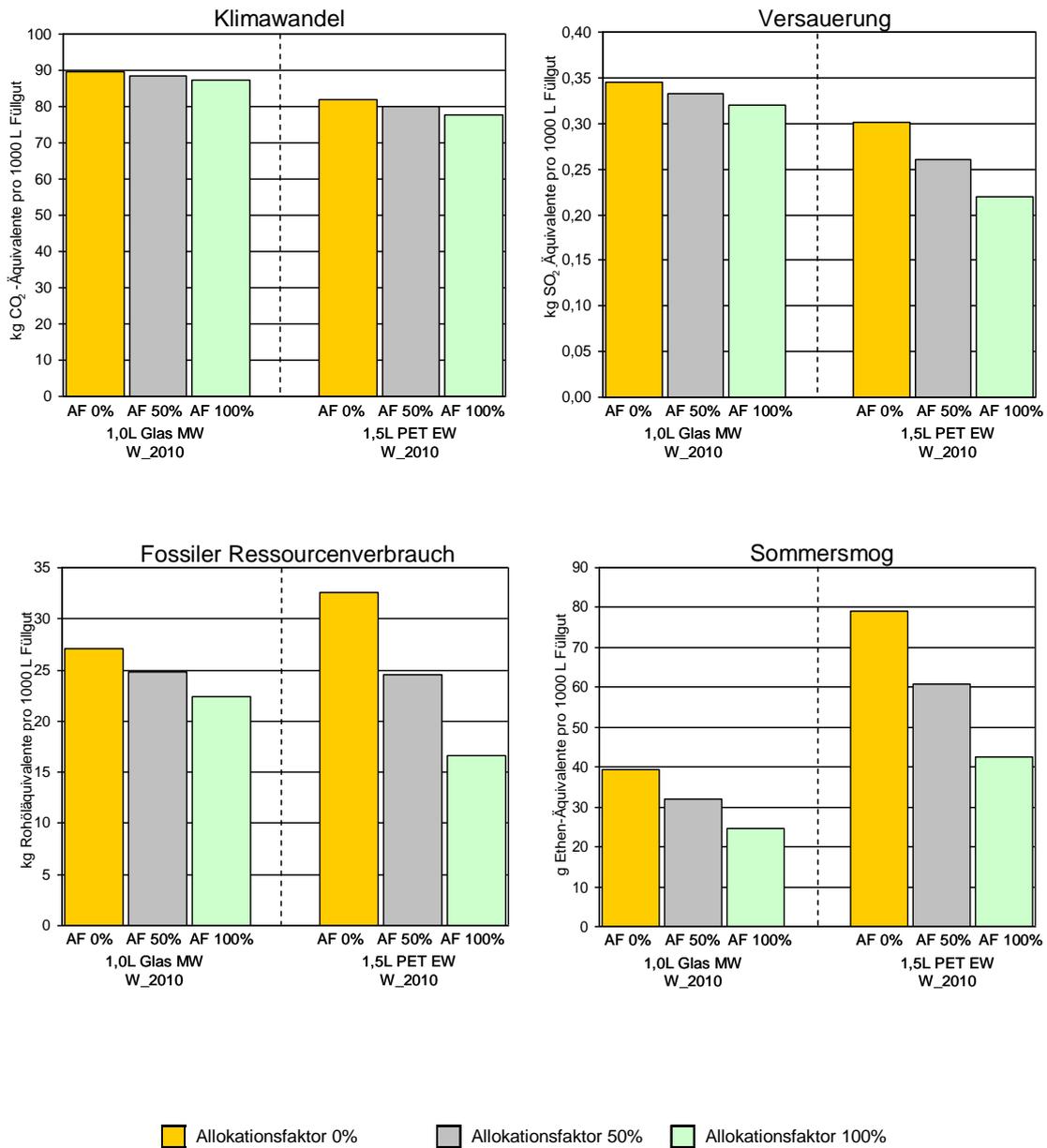


Abbildung 4-20: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokation für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch, Versauerung und Sommersmog

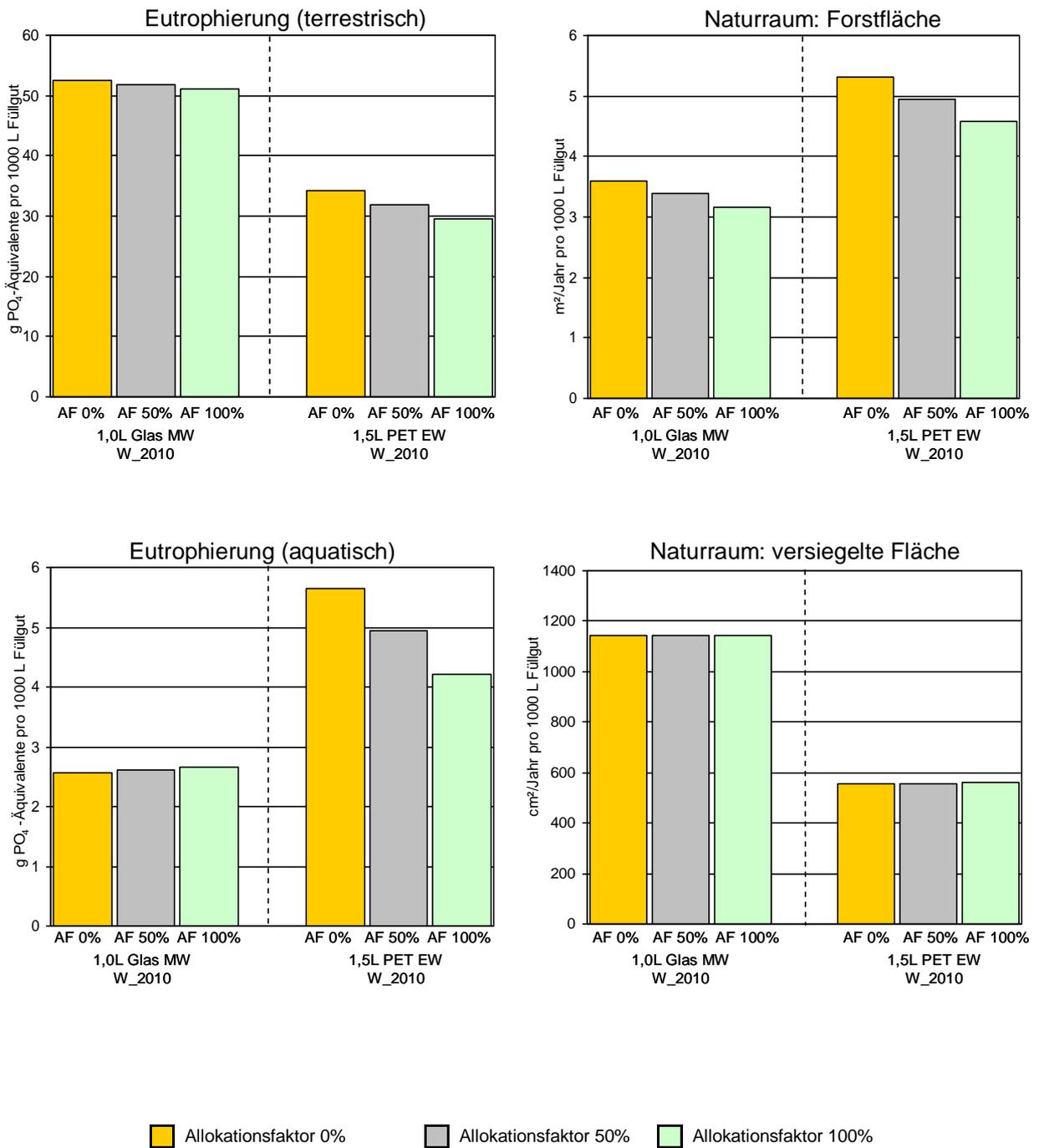


Abbildung 4-21: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokation für die Indikatoren terrestrische und aquatische Eutrophierung und Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche

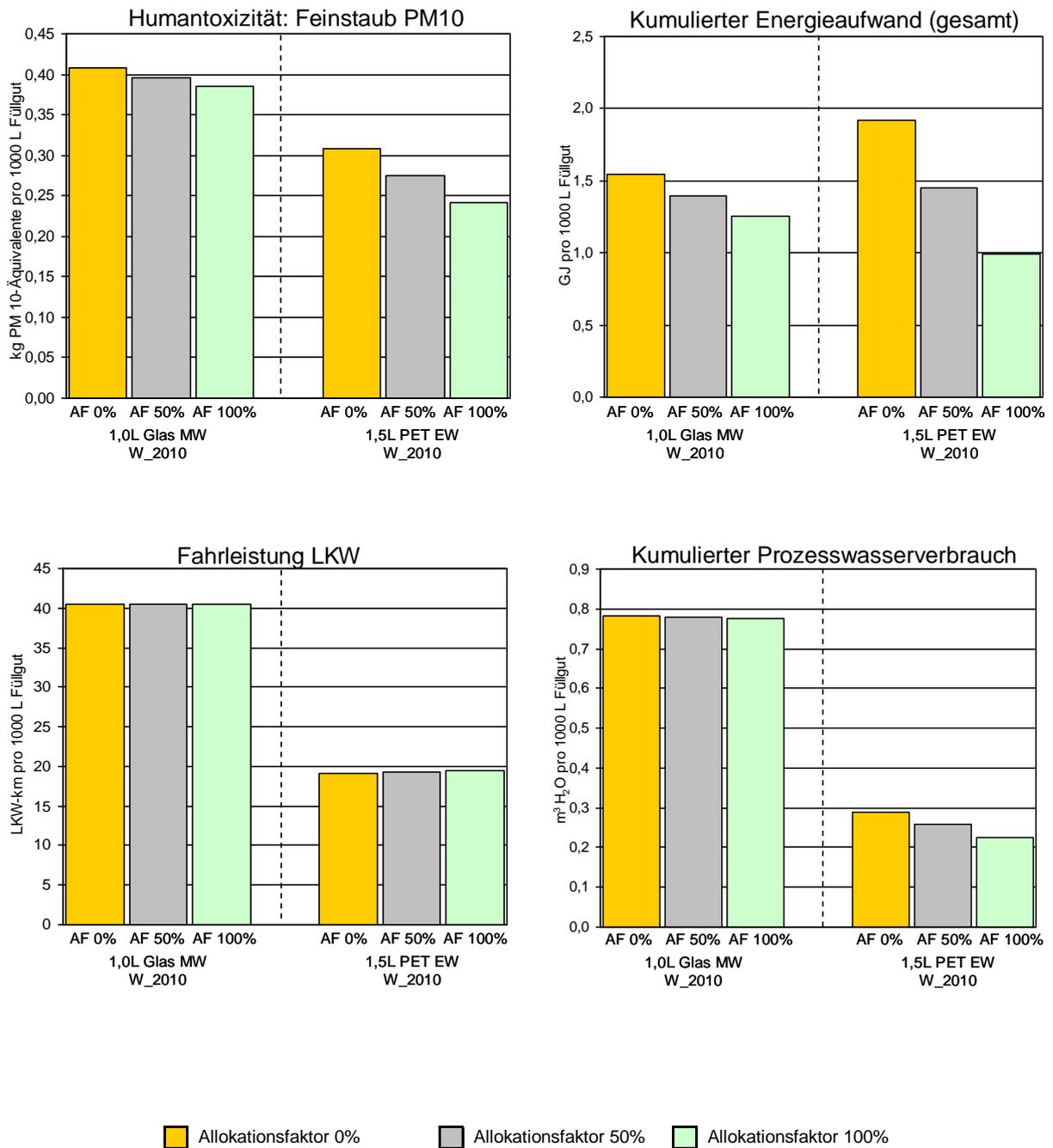


Abbildung 4-22: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokation für die Indikatoren Humantoxizität :Feinstaub (PM 10), Fahrleistung LKW, Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

4.3.4.2 Beschreibung der Ergebnisse

Zur Überprüfung der Resistenz der Ergebnisse der Basisszenarien unter Anwendung einer alternativen Allokationsentscheidung wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Abbildung 4-20 bis 4-22 zeigen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse mit 0%, 50% und 100% Allokation. Der Einfluss der Allokation wirkt sich auf die betrachteten Systeme (PET Einweg versus Glas Mehrweg) auf unterschiedliche Weise aus.

Bei Anwendung eines Allokationsfaktors von 100% werden alle erzielbaren Gutschriften dem untersuchten System zugerechnet. Dementsprechend wirkt sich die Allokationsentscheidung in den Systemen, die viel Sekundärmaterial abgeben oder durch Verbrennungsprozesse Energiegutschriften erhalten stärker aus. Systembedingt erhalten die PET Einwegflaschen in der Regel mehr Gutschriften als die Mehrwegsysteme, daher werden diese Systeme auch die größten Unterschiede im Vergleich zu den Basisszenarien aufzeigen.

Auch der Einfluss einer alternativen Allokationsfestlegung auf die verschiedenen Indikatoren ist sehr unterschiedlich.

Die Auswirkungen der Allokationsänderung zeigen bei fast allen Indikatoren die gleiche Tendenz, das heißt eine Verringerung der Werte mit zunehmender Allokation. Im Vergleich zur Sekundärmaterialgutschrift erhalten Aufwendungen im Bereich der Verwertung (z.B. Transportaufwendungen) eine größere Bedeutung, da sie bei höheren Allokationsfaktoren stärker steigen als die Gutschriften. Damit geht eine Erhöhung der Nettoergebnisse einher.

Die stärksten Auswirkungen durch die Variation der Allokation zeigen sich bei den Indikatorergebnissen bezüglich *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Sommersmog*, *Versauerung*, *aquatische Eutrophierung*, *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)*, bei der *Naturraumbeanspruchung Forstfläche* und der Sachbilanzgröße *Kumulierter Energieaufwand (gesamt)*.

Die Änderung der Allokation hat auf die Indikatorergebnisse der Kategorien *Klimawandel*, *terrestrischen Eutrophierung*, *Naturraum: Versiegelte Fläche*, *Fahrleistung LKW* und *Kumulierter Prozesswasserverbrauch* fast keine Auswirkungen, da diese Indikatoren nur in sehr geringem Maße durch die Verwertung beeinflusst werden.

4.3.4.3 Systemvergleich

Der Vergleich der Sensitivitäten untereinander stellt sich folgendermaßen dar:

Sensitivität Allokationsfaktor 0%:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt unter der Annahme eines Allokationsfaktors von 0% niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Sommersmog
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraum: Forstfläche

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt unter der Annahme eines Allokationsfaktors von 0% niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Klimawandel
 - Versauerung
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Naturraum: versiegelte Fläche
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Sensitivität Allokationsfaktor 100%:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt unter der Annahme eines Allokationsfaktors von 100% niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Sommersmog
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraum: Forstfläche
- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt unter der Annahme eines Allokationsfaktors von 100% niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Klimawandel
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Versauerung
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Naturraum: versiegelte Fläche
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch
- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

Tabelle 4-17: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivitäten bzgl. der Allokation im Vergleich zur jeweiligen Sensitivität Glas MW

| Wirkungskategorie | 1,5L PET EW W 2010 AF 0% | | 1,5L PET EW W 2010 AF 100% | |
|-------------------------------------|-----------------------------|----------------------|-------------------------------|----------------------|
| | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW |
| Klimawandel | -8,69% | – | -10,86% | – |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | – | +20,08% | -25,69% | – |
| Sommersmog | – | +101,52% | – | +72,89% |
| Versauerung | -12,67% | – | -31,44% | – |
| Terrestrische Eutrophierung | -34,87% | – | -42,06% | – |
| Aquatische Eutrophierung | – | +121,14% | – | +58,21% |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -51,56% | | -51,09% | – |
| Naturraum: Forstfläche | – | +47,91% | – | +44,42% |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -24,25% | – | -37,35% | – |
| Fahrleistung (LKW) | -52,65% | – | -51,84% | – |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | -63,40% | – | -70,90% | – |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | – | +24,38% | -20,97% | – |

5 Normierung

In diesem Kapitel werden als ergänzende Darstellung alle Ergebnisse in normiertem Format, d.h. als Einwohnerdurchschnittswerte, 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 Österreichs als Referenzwert herangezogen. Man berechnet dazu, wie groß z.B. das Treibhauspotential ist, das durch die derzeitigen Emissionen in Österreich innerhalb eines Referenzjahres verursacht wird. Das berechnete Treibhauspotential wird durch die Anzahl der Einwohner Österreichs dividiert und man erhält so das Treibhauspotential, das im Mittel durch einen Einwohner Österreichs 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 5-1 sind die als Bezug herangezogenen Gesamtbelastungswerte Österreichs 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 an Getränken in der betrachteten Untersuchungsgruppe in Österreich skaliert. Der vorliegenden Studie wurde der für das Jahr 2009 ermittelte Getränkeverbrauch in Österreich zugrunde gelegt. Dabei wurde zwischen den beiden hier betrachteten Untersuchungsgruppen kohlenensäurehaltiges Mineralwasser und Limonaden unterschieden.

Tabelle 5-1: Verbrauch an kohlenensäurehaltigen Mineralwässern und Limonaden in Österreich (2009)

| Füllgut | (Angabe in Liter) ^{a)} |
|------------------------------------|---------------------------------|
| Kohlenensäurehaltige Mineralwässer | 662.640.000 |
| Kohlenensäurehaltige Limonaden | 813.070.000 |

^{a)} Quelle: [Mitteilung ARA/Verband der Getränkehersteller Österreichs]

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.

Tabelle 5-2: Daten zur Ermittlung des spezifischen Beitrags (EDW) Österreichs
EDW = Einwohnerdurchschnittswert Österreich

| | Fracht pro Jahr | | EDW |
|----------------------------------|----------------------------------|----|----------------------|
| Einwohner | | | |
| Einwohner | 8337000 | a) | |
| Ressourcen | | | |
| Braunkohle | 3139 TJ | a) | 377 MJ |
| Erdgas | 300804 TJ | a) | 36081 MJ |
| Rohöl | 583755 TJ | a) | 70020 MJ |
| Steinkohle | 159535 TJ | a) | 19136 MJ |
| Fläche, gesamt | 83871 km ² | a) | 10060 m ² |
| Emissionen (Luft) | | | |
| Ammoniak | 62830 t | b) | 7,54 kg |
| Kohlendioxid, fossil | 73630000 t | b) | 8832 kg |
| Kohlenmonoxid | 696100 t | b) | 83,5 kg |
| Methan | 272220 t | b) | 32,65 kg |
| NMVO | 163370 t | b) | 19,6 kg |
| Stickoxid (als NO ₂) | 206900 t | b) | 24,82 kg |
| Schwefeldioxid | 22440 t | b) | 2,69 kg |
| Staub (PM10) | 35600 t | b) | 4,27 kg |
| Emissionen (Wasser) | | | |
| CSB | 83325 t | c) | 9,99 kg |
| Phosphor | 1227 t | c) | 0,15 kg |
| Stickstoff | 14895 t | c) | 1,79 kg |
| Aggregierte Werte | | | |
| Rohöläquivalente | 18 843 858 t ROE-Eq | | 2260 kg |
| Klimawandel | 86 646 445 t CO ₂ -Eq | | 10393 kg |
| Versauerung | 285 390 t SO ₂ -Eq | | 34,23 kg |
| Eutrophierung (terr.) | 48 888 t PO ₄ -Eq | | 5,86 kg |
| Eutrophierung (aqu.) | 11 844 t PO ₄ -Eq | | 1,42 kg |
| Humantoxizität (PM 10) | 236 361 t PM10-Eq | | 28,35 kg |
| Sommersmog (POCP) | 165 003 t Eth-Eq | | 19,79 kg |
| Gesamtfläche Österreich* | 83871 km ² | a) | 10060 m ² |

Quellen:

- a) Statistik Austria; Statistisches Jahrbuch 2010
 - b) Umweltbundesamt, Emissionstrends 1990-2008; Datenstand 2010
 - c) [BMLFUW 2003]
- Fracht CSB (S. 194): 48.744 t/a kommunale Kläranlagen und 34.581 t/a industrielle Direkteinleiter
 Fracht N (S. 196): 14.003 t/a kommunale Kläranlagen und 892 t/a industrielle Direkteinleiter
 Fracht P (S. 196): 1.164 t/a kommunale Kläranlagen und 63 t/a industrielle Direkteinleiter
- *) verwendet für Versiegelte Fläche und Forstfläche

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

Die normierten Indikatorergebnisse für die ausgewählten Szenarien in den Abbildungen 5-1 bis 5-5 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 Umweltverbesserung beitragen.

Betrachtet man die in der vorliegenden Studie untersuchten Indikatoren, dann zeigen *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Klimawandel*, *Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* die größten Beiträge mit tendenziell höheren Werten beim *Fossilen Ressourcenverbrauch* und beim *Feinstaub (PM10)*.

5.1.1 Normierte Ergebnisse der Basisszenarien

In Abbildung 5-1 und 5-2 sind die normierten Ergebnisse der ausgewählten Wirkungskategorien für die Basisszenarien kohlenstoffhaltige Mineralwässern und Limonaden dargestellt.

Die höchsten normierten Indikatorergebnisse weisen in allen betrachteten Szenarien die Wirkungskategorien *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Klimawandel*, *Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* auf. Die Werte für den Indikator *Sommersmog (POCP)* sind vornehmlich für die PET Einwegflasche von Relevanz, die spezifischen Beiträge der Kategorien *Aquatische Eutrophierung* und *Naturraumbeanspruchung Forstfläche* sind erheblich geringer als die der bereits oben erwähnten Kategorien. Bzgl. der Wirkungskategorie *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* ergeben sich keine relevanten Beiträge.

Der Vergleich der PET Einwegflasche mit der Glas Mehrwegflasche fällt in den beiden betrachteten Untersuchungsgruppen kohlenstoffhaltige Mineralwässer und Limonaden für die zwei Indikatoren *Fossiler Ressourcenverbrauch* und *Klimawandel* unterschiedlich aus. Zeigt die 1,5L PET Einwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer in den Indikatoren *Fossiler Ressourcenverbrauch* und *Klimawandel* niedrigere Ergebnisse als die Glas Mehrwegflasche, liegen die Ergebnisse für die 1,5L PET Einwegflasche in der Untersuchungsgruppe Limonaden über den der Glas Mehrwegflasche. Aufgrund des für die Bilanz besseren Verhältnisses zwischen Verpackungsgewicht und Füllvolumen weist die 2,0L PET Einwegflasche für Limonaden prinzipiell niedrigere Ergebnisse als die entsprechende 1,5L PET Einwegflasche auf.

Für die drei USEtox Indikatoren wird, wie bereits in Kapitel 1.10.2 angesprochen das optionale Element Normierung nicht umgesetzt, da derzeit keine Normierungswerte auf nationaler Ebene für Österreich verfügbar sind.

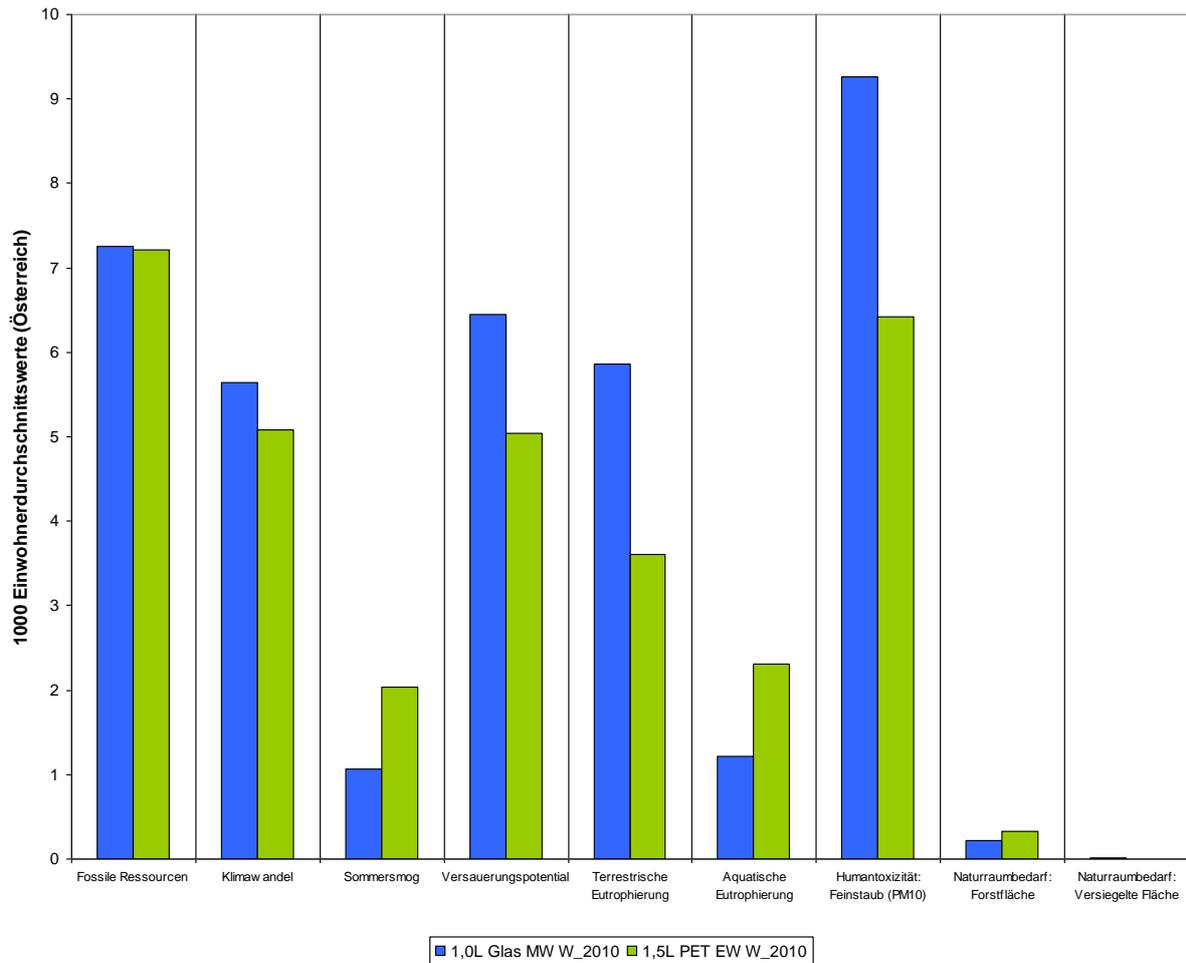


Abbildung 5-1: Einwohnerwerte Untersuchungsgruppe Kohlensäurehaltige Mineralwässer für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut

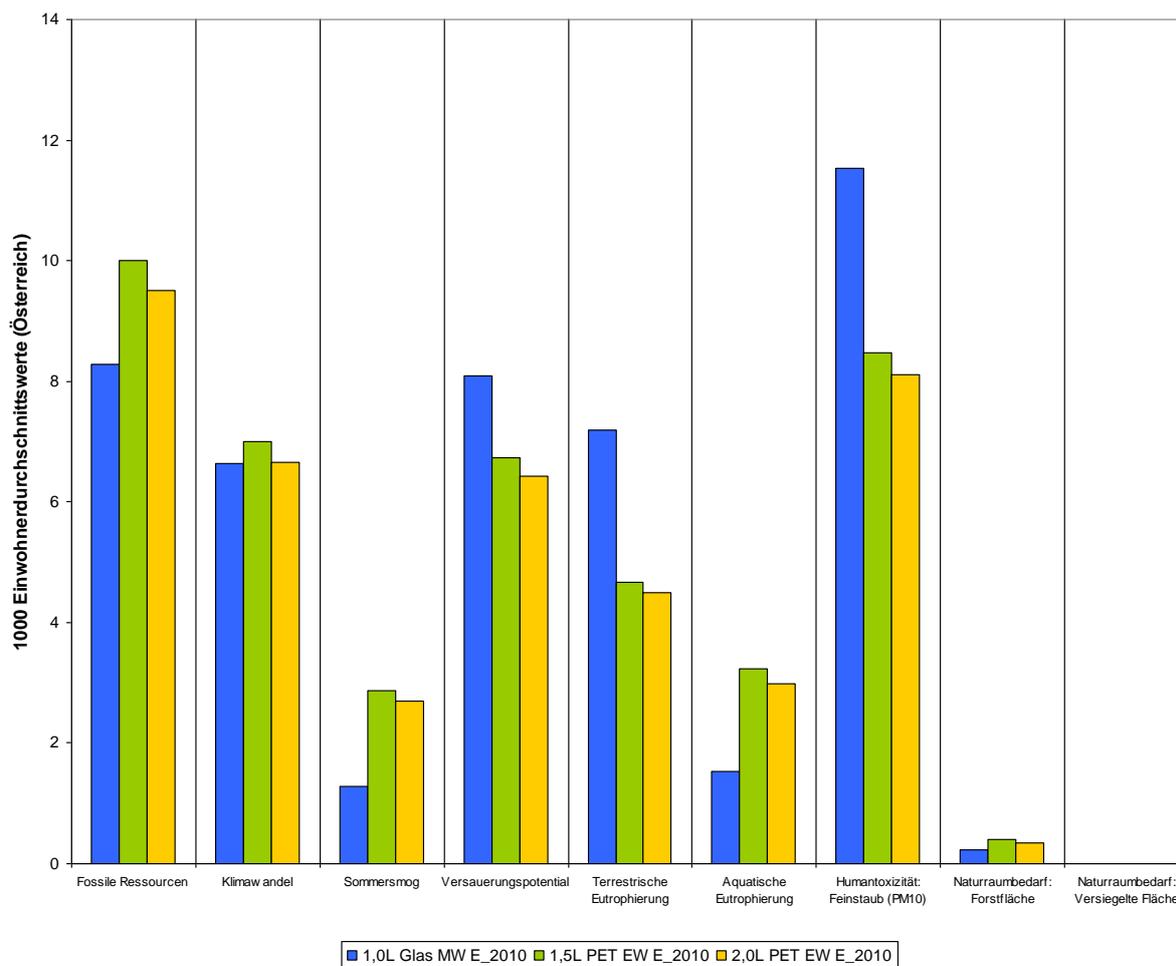


Abbildung 5-2: Einwohnerwerte Untersuchungsgruppe Kohlensäurehaltige Limonaden für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut

5.1.2 Normierte Ergebnisse ausgewählter Sensitivitäten

Der Systemvergleich der PET Mehrwegflasche in Kapitel 4.3 hat gezeigt, dass das hypothetische PET Mehrwegsystem in der Untersuchungsgruppe Kohlensäurehaltige Mineralwässer in allen betrachteten Indikatoren niedrigere Ergebnisse aufweist als das Glas Mehrwegsystem. Ein ähnliches Bild gab der Vergleich in der Untersuchungsgruppe Limonaden. Auch im Vergleich mit PET Einweg weist PET Mehrweg mit nur wenigen Ausnahmen in beiden Untersuchungsgruppen niedrigere Ergebnisse in den betrachteten Wirkungskategorien auf. Aus diesen Gründen bietet sich, obwohl es sich beim PET Mehrwegsystem um ein hypothetisches Szenario handelt, der erneute Vergleich der Systeme, diesmal in normierter Form an (siehe Abbildung 5-3 und 5-4).

Wie sich gezeigt hat, ist die Distribution für das Glas Mehrwegsystem der das Ergebnis bestimmende Faktor und in einigen Indikatoren sogar ausschlaggebend für die im Vergleich zum PET Einwegsystem höheren Ergebnisse. Aus diesem Grund wurden auch die Ergebnisse der Sensitivitätsszenarien zur regionalen Distribution normiert und verglichen.

Normierte Ergebnisse hinsichtlich der Sensitivität PET Mehrweg:

Die PET Mehrwegflasche zeigt in beiden Untersuchungsgruppen für nahezu alle Indikatoren niedrigere Ergebnisse als die Glas Mehrwegflasche. Einzig für den Indikator *Sommersmog* sind die Ergebnisse im Vergleich zur Glas Mehrwegflasche höher. Im Vergleich zur PET Einwegflasche weist die PET Mehrwegflasche in beiden Untersuchungsgruppen niedrigere Ergebnisse in den relevanten Indikatoren *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Klimawandel*, *Sommersmog (POCP)*, und *Versauerung* auf. Für den Indikator *Humantoxizität: Feinstaub PM10* fällt das Ergebnis äußerst knapp zu Gunsten des PET Mehrwegsystems aus. Hingegen sind die Ergebnisse für den Indikator *Terrestrische Eutrophierung* für die PET Einwegflasche im Vergleich niedriger.

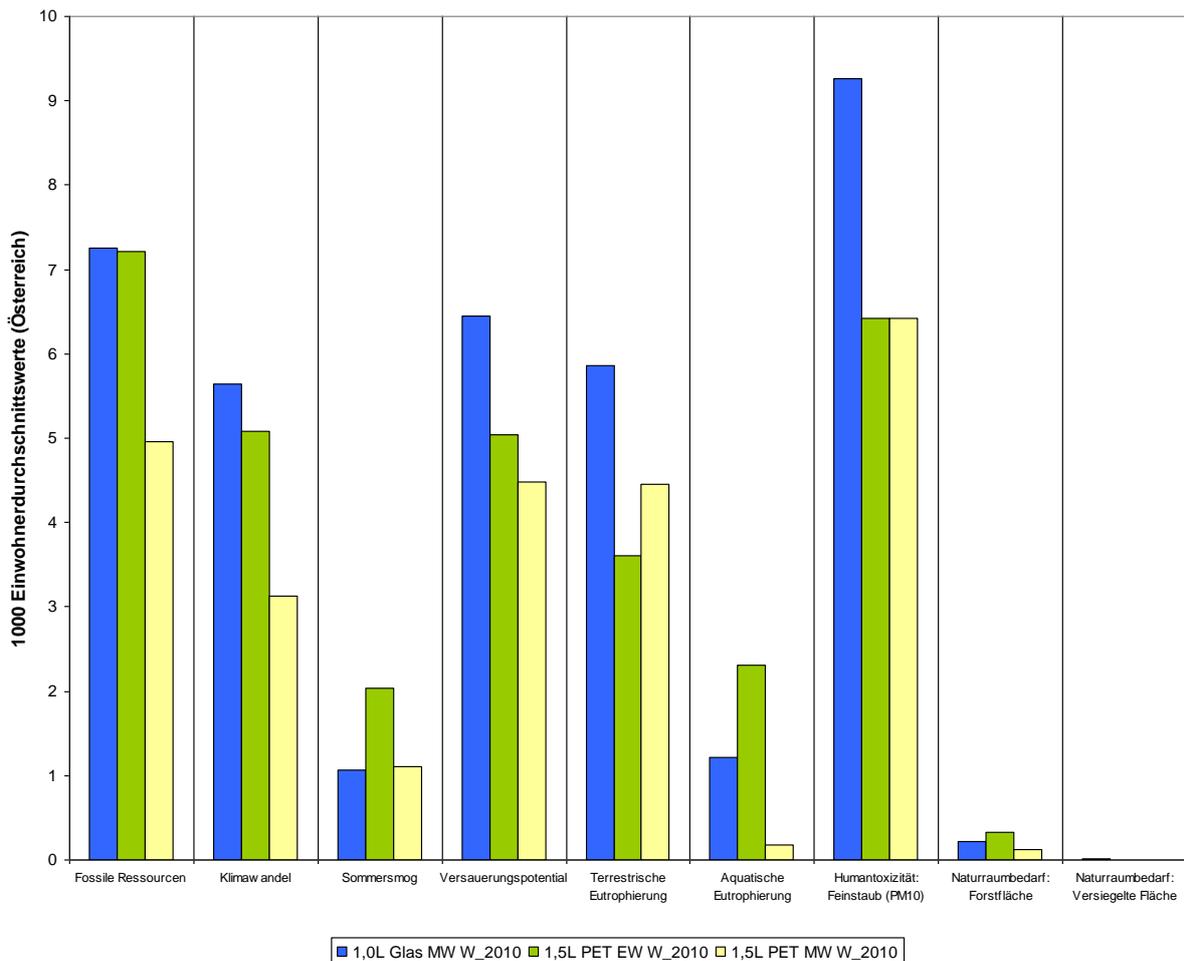


Abbildung 5-3: Einwohnerwerte Untersuchungsgruppe kohlenensäurehaltige Limonaden für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut

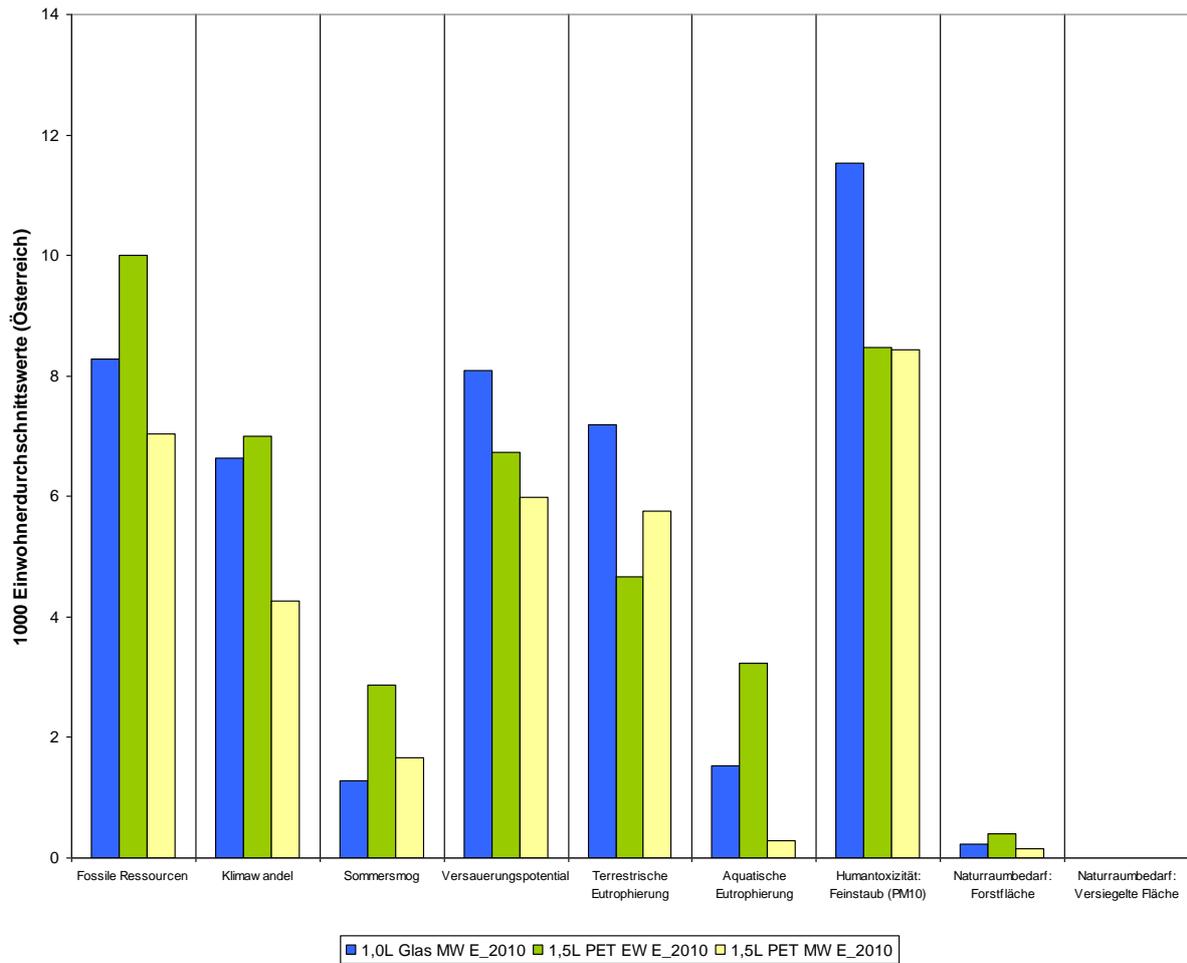


Abbildung 5-4: Einwohnerwerte Sensitivität PET Mehrweg kohlenensäurehaltige Limonaden für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut

Normierte Ergebnisse hinsichtlich der Sensitivität regionale Distribution:

Die 1,0L Glas Mehrwegflasche weist unter Annahme einer regionalen Distribution – im Gegensatz zum normierten Ergebnis der Basisszenarien – nun geringere Beiträge als die 1,5L PET Einwegflasche in den Indikatoren *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Klimawandel*, *Sommersmog (POCP)*, *Versauerung* und *Humantoxizität: Feinstaub PM10* auf.

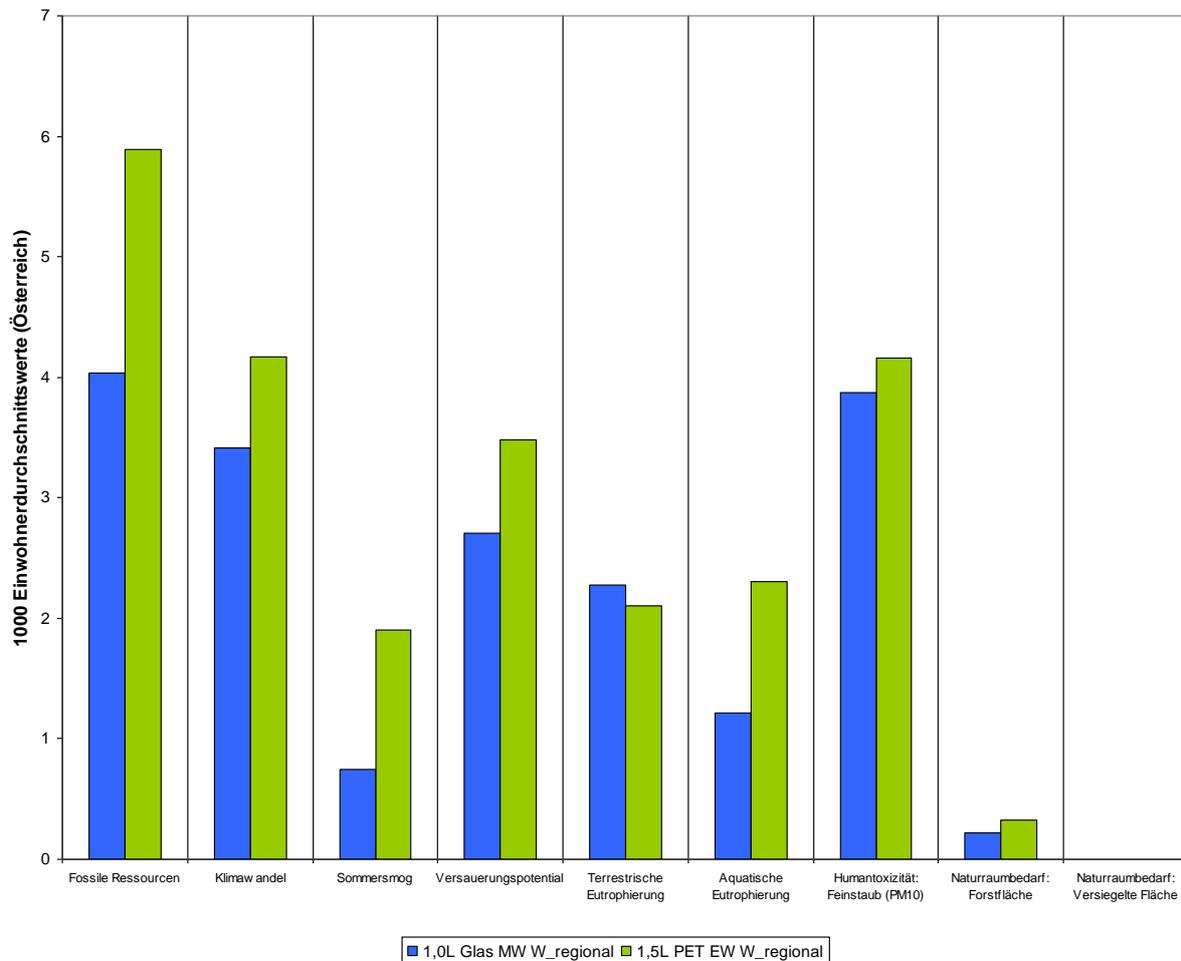


Abbildung 5-5: Einwohnerwerte Sensitivität regionale Distribution kohlenensäurehaltiger Mineralwässer für die Verpackung und Distribution von 1000L Füllgut

6 Auswertung

Ausgehend von der Zielsetzung der Untersuchung und den in den Kap. 4 und 5 vorgestellten Ergebnissen, sollen im vorliegenden Kapitel Auswertungen vorgenommen werden, die schließlich im nachfolgenden Kapitel in Schlussfolgerungen und Empfehlungen münden.

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.

6.1 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 untersuchten Verpackungssysteme wurde jeweils der gesamte Lebenszyklus betrachtet.

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 in den Basisszenarien angewandten 50% Allokation wurde mittels Sensitivitätsanalysen für die 100% Allokation und die 0% Allokation symmetrisch über die Untersuchungssysteme geprüft.

Insgesamt werden die Datenqualität und die Datensymmetrie dieser Ökobilanz aus Sicht des Auftragnehmers als gut bis sehr gut und der Zielstellung der Studie angemessen eingestuft.

6.2 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, um eine Über-

interpretation kleiner Unterschiede zu vermeiden, der Systemvergleich von Glas Mehrwegflaschen und PET-Verpackungen behelfsweise unter Anwendung einer Signifikanzschwelle geprüft.

Das IFEU verwendet 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.

6.3 Auswertestrategie

Bereits die in Kapitel 4 gezeigten Ergebnisse lassen erkennen, dass in keiner der Untersuchungsgruppen die Indikatorergebnisse bei allen Wirkungskategorien nur in eine Richtung, d.h. zugunsten des einen oder anderen Systems, weisen. Weitere Bewertungshilfen sind somit erforderlich.

Zur Interpretation der Ergebnisse sind die einzelnen Wirkungskategorien zu ordnen. Die im Rahmen der Studie ausgewerteten Wirkungskategorien werden anhand folgender Kriterien geordnet:

- Im Rahmen der Ökobilanz aus dem Jahre 2004 [IFEU 2004] durchgeführte Ordnung (um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten)
- Ergebnisse der im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Normierung (Kapitel 6)
- mögliche Asymmetrien bzgl. der Emissionsparameter innerhalb der verwendeten Datensätze.

Im Folgenden soll der für die vorliegende Studie durchgeführte Ordnungsprozess kurz beschrieben werden.

Im Rahmen von [IFEU 2004] durchgeführte Ordnung:

Im Rahmen der Ökobilanz für PET Einwegflaschen in Österreich aus dem Jahre 2004 [IFEU 2004] wurde eine Ordnung der damals untersuchten Wirkungskategorien abgeleitet. Die Auswahl der untersuchten Wirkungskategorien ist mit denen der vorliegenden Studie nahezu deckungsgleich, lediglich die Wirkungskategorien Humantoxizität: Feinstaub (PM10) und Naturraumbeanspruchung: Forstfläche wurden in [IFEU 2004] nicht betrachtet. Für diese Kategorien gilt es, das durchgeführte Ordnungsverfahren bestmöglich nachzuvollziehen. Dabei sollen auch die Ergebnisse anderer aktueller Ökobilanzen für Getränkeverpackungen (bspw. [IFEU 2010]) berücksichtigt werden.

In [IFEU 2004] war es möglich für 6 der 7 verwendeten Kategorien eine Prioritätsstufe abzuleiten. Für die Naturraumbeanspruchung durch Siedlungsflächen erfolgte keine Einordnung in eine Prioritätsstufe. Sie wurde ohne ökologische Wertung getrennt verwendet. Somit ließen sich 3 Gruppen auf jeweils einheitlichem Einstufungsniveau und eine vierte nicht eingeordnete Gruppe definieren. Die ökologische Priorität nahm dabei mit zunehmender Ordnungszahl ab:

1. Klimawandel
2. Versauerung und terrestrische Eutrophierung
3. Aquatische Eutrophierung, fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmogbildung
- Naturraumbeanspruchung (versiegelte Fläche)

Das Verfahren, welches der Ableitung der ökologischen Prioritätsstufen zugrunde liegt ist in [IFEU 2004] umfassend beschrieben und soll an dieser Stelle nur kurz in seinen wesentlichen Grundzügen erläutert werden:

- Schritt 1: Definition der ökologischen Bedeutung der einzelnen Wirkungskategorien:
Für die einzelnen Wirkungskategorien wurde seitens des deutschen Umweltbundesamtes bereits 1999 eine so genannte ökologische Bedeutung abgeleitet. Mit Hilfe der ökologischen Bedeutung sollen verschiedene Umweltwirkungen und Umweltqualitätsziele in Beziehung zueinander gestellt werden. Dies geschieht, indem man die untersuchten Wirkungskategorien hinsichtlich der Tragweite der Wirkungen für die Umwelt hierarchisiert. Aus wissenschaftlicher Sicht waren (und sind) die daraus resultierenden Einstufungen nach Auffassung der Autoren grundsätzlich auch für die österreichischen Verhältnisse anwendbar.
- Schritt 2: Ermittlung des Abstands zum Zielwert
Die Bewertungsgröße „Abstand zum Umweltziel“ drückt aus, wie weit wir von den politisch gesteckten Zielen derzeit noch entfernt sind. Je größer der Abstand ist, desto schwerer ist eine zusätzliche erhöhte Umweltlast durch eine Option des Ökobilanzvergleichs zu werten. Als Zielwert wurden in erster Präferenz umweltpolitische Zielvorgaben herangezogen. Bei Fehlen spezifisch österreichischer Vorgaben wurden behelfsweise die Werte zum kritischen Fluss in der Schweiz [BUWAL 1997] als Referenz verwendet. Das Umweltziel zur Reduktion der CO₂-Äquivalente (Stichwort Treibhausgase) wurde im Kyoto-Protokoll niedergelegt. Die Zielwerte für NO_x, NMVOC, SO₂ und NH₃ sind in der europäischen NEC-Richtlinie fixiert. Nach Diskussion im Projektbeirat war dieser der Auffassung, dass sich die in [IFEU 2004] abgeleiteten Abstände zu den jeweiligen Zielwerten im Großen und Ganzen für die einzelnen Wirkungskategorien auch heute noch so darstellen wie vor 6 Jahren.
- Schritt 3: Kombination Schritt 1 und 2 sowie Einstufung
Die Einstufung für die ökologische Bedeutung wurde, wie bereits erwähnt, gemäß den Vorgaben in [UBA 1999] übernommen.
Die Einstufung in der Rubrik „Abstand zum Umweltziel“ wurde für die Situation in Österreich abgeleitet.
Die Überschreitung des Zielwerts wurde prinzipiell mit der Stufe A belegt. B wurde bei einem Verhältnis zum Zielwert zwischen 75% - 100% vergeben. Für die weitere Einstufung galt 50%-75% => C; 25%-50% => D und 1%-25% => E (siehe auch Tabelle 6-1).

Tabelle 6-1: Bewertungsvorschlag in [IFEU 2004]

| | Ökologische Bedeutung | Abstand zum Umweltziel | Kombinierte Einstufung | Prioritäts-Stufe |
|---|-----------------------|------------------------|------------------------|--------------------|
| Ressourcenbezogene Indikatoren | | | | |
| Beanspruchung fossiler Ressourcen | C | B | B/C | 3 |
| Naturraumbeanspruchung (Siedlungsfläche) | -- | -- | -- | Keine Stufenangabe |
| Emissionsbezogene Indikatoren | | | | |
| Klimawandel | A | A | A/A | 1 |
| Terrestrisches Eutrophierungspotential | B | A | A/B | 2 |
| Versauerung | B | A | B/A | 2 |
| Photochemische Oxidantienbildung | D | A | D/A | 3 |
| Aquatisches Eutrophierungspotential | B | C | B/C | 3 |
| Kriterien zur Einstufung in der Rubrik „Abstands zum Umweltziel“: A: > 100%; B: 75%- 100%; C: 50%-75%; D: <50% (siehe auch Tabelle 5.2) Kriterien zur Einstufung in der Rubrik „Ökologische Bedeutung“; Alle Einstufungen nach [UBA 1999], | | | | |

Ergebnisse der im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Normierung:

Die in Kapitel 6 der vorliegenden Studie durchgeführte Normierung zeigt die spezifischen Beiträge der Systeme in den einzelnen Wirkungskategorien. Im Folgenden werden die spezifischen Beiträge grob gemittelt über alle betrachteten Basisszenarien sortiert:

- Untersuchungsgruppe Mineralwasser
 - Über 7.000 Einwohnerdurchschnittswerten
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)
 - Zwischen 3.000 und 7.000 Einwohnerdurchschnittswerten
 - Klimawandel
 - Versauerungspotenzial
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Unter 3.000 Einwohnerdurchschnittswerten
 - Sommersmog
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraumbeanspruchung: Forstfläche
 - Naturraumbeanspruchung: versiegelte Fläche
- Untersuchungsgruppe Limonaden
 - Über 7.000 Einwohnerdurchschnittswerten
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

- Versauerungspotenzial
- Zwischen 3.000 und 7.000 Einwohnerdurchschnittswerten
 - Klimawandel
 - Terrestrische Eutrophierung
- Unter 3.000 Einwohnerdurchschnittswerten
 - Sommersmog
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraumbeanspruchung: Forstfläche
 - 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 gesamtösterreichischen 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 Unsicherheiten bzgl. der Emissionsparameter innerhalb der verwendeten Datensätze:

Hinsichtlich der Belastbarkeit der Ergebnisse der Indikatoren *Aquatische Eutrophierung* und *Sommersmog* sind einige Besonderheiten zu beachten. Gründe hierfür sind, dass methodische Unsicherheiten in den verwendeten Rohmaterialdatensätzen bestehen. So wurde z.B. je nach verwendetem Primärdatensatz für die PET und die Hohlglasherstellung unterschiedliche Summenparameter bzgl. der POCP-relevanten Emissionen für die Wirkungskategorie *Sommersmog* mit einbezogen. Unsicherheiten bei dem Indikator *Aquatische Eutrophierung* treten durch den verwendeten Datensatz für Antimon im Rahmen der PET Rohmaterialherstellung auf. Dieser stammt aus Ecoinvent als alleiniger Quelle und wurde dort wiederum anhand eines einzigen Datensatzes abgeleitet.

Die Ergebnisse dieser beiden 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 im Rahmen dieser Studie ausgewerteten Wirkungskategorien kurz diskutiert und hinsichtlich ihrer Einstufung im Rahmen einer belastbaren Auswertestrategie beurteilt; die Sachbilanzgrößen Fahrleitung LKW, Kumulierter Prozesswasserverbrauch und Kumulierter Energieverbrauch (gesamt) werden nicht mit in die Auswertestrategie einbezogen:

- **Klimawandel**

Im Rahmen der Priorisierung in [IFEU 2004] als einzige Wirkungskategorie mit einer ökologischen Priorität der Stufe 1 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 bisherigen Einstufung zu folgen.

FAZIT: Stufe 1 – sehr große ökologische Priorität

- **Fossiler Ressourcenverbrauch**

Die Wirkungskategorie *Fossiler Ressourcenverbrauch* zeigt neben der Kategorie *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* mit die höchsten Einwohnerdurchschnittswerte bei der Normierung. Auch ist das Ressourcenthema fester Bestandteil der Umweltpolitik geworden. Das deutsche UBA hatte 1999 die ökologische Gefährdung jedoch nur mit C (mittel) bewertet und auch heute kann in Österreich keine akute ökologische Gefährdungslage konstatiert werden, insofern scheint es auch gerechtfertigt der bisherigen Einstufung zu folgen.

FAZIT: Stufe 3 – mittlere ökologische Priorität, da die Wirkungskategorie *Fossiler Ressourcenverbrauch* jedoch wie erwähnt im Rahmen der Normierung mit die höchsten spezifischen Beiträge liefert, erfolgt eine kritische Würdigung der Ergebnisse dieser Kategorie im Rahmen der Auswertung.

- **Sommersmog**

In [IFEU 2004] ist die Wirkungskategorie *Sommersmog* mit einer mittleren ökologischen Priorität eingestuft. Die im Rahmen der vorliegenden Studie erstellten Normierungsergebnisse zeigen, dass die spezifischen Beiträge der untersuchten Verpackungssysteme zu diesem Indikator nur gering sind. Die Ergebnisse der in dieser Studie untersuchten PET Einwegflaschen werden für den Indikator *Sommersmog* zu über 50% durch die Beiträge aus der PET Herstellung bestimmt. Die hohen Beiträge resultieren dabei zu über 90% (genau: 92,3%) 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 gewertet¹⁰.

Insofern stehen die Ergebnisse der Wirkungskategorie *Sommersmog* in ihrer Belastbarkeit hinter denen der anderen Wirkungskategorien zurück. Im Sinne einer konservativen Betrachtung der PET Einwegsysteeme behält die Wirkungskategorie ihre ursprüngliche Einstufung, im Rahmen der Auswertung werden die Ergebnisse jedoch kritisch beleuchtet, da die Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Glas und PET Systemen durch die konservative Bewertung der unspezifizierten NMVOC Emissionen ggf. überschätzt werden.

FAZIT: Stufe 3 – mittlere ökologische Priorität jedoch aufgrund möglicher Asymmetrien bzgl. der Emissionsparameter erfolgt eine kritische Betrachtung der Ergebnisse im Rahmen der Auswertung.

- **Versauerungspotenzial**

Der Indikator *Versauerungspotenzial* ist seither [IFEU 2004] mit einer großen ökologischen Priorität bedacht worden. Auch die Normierungsergebnisse zeigen relevante spezifische

¹⁰ 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).

Beiträge der untersuchten Verpackungssysteme zu dieser Wirkungskategorie. Daher folgt die vorliegende Studie der ursprünglichen Einstufung.

FAZIT: Stufe 2 – 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 Priorisierung.

FAZIT: Stufe 2 – große ökologische Priorität

- **Aquatische Eutrophierung**

Die Priorisierung in [IFEU 2004] 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 nur geringe spezifische Beiträge zu diesem Indikator.

Die Ergebnisse der in dieser Studie untersuchten PET Einwegflaschen werden für den Indikator *Aquatische Eutrophierung* zu über 60% durch die Beiträge aus der PET Herstellung bestimmt. Diese hohen Beiträge gehen auf den verwendeten Datensatz für Antimon zurück, das als Katalysator in der Polykondensation eingesetzt wird. 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 von PlasticEurope 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. Im Sinne einer konservativen Betrachtung der PET Einwegsysteme behält die Wirkungskategorie jedoch ihre ursprüngliche Einstufung, wird aber im Rahmen der Auswertung kritisch hinterfragt.

FAZIT: Stufe 3 – mittlere ökologische Priorität jedoch wegen möglicher Überschätzungen der Unterschiede zwischen den Vergleichssystemen aufgrund der Unsicherheiten bzgl. des verwendeten Datensatzes für Antimon erfolgt eine kritische Würdigung der Ergebnisse im Rahmen der Auswertung

- **Naturraumbeanspruchung: versiegelte Fläche und Forstfläche**

Die untersuchten Verpackungssysteme zeigen nur geringe bzw. kaum sichtbare spezifische Beiträge für den Indikator *Naturraumbeanspruchung: versiegelte Fläche und Forstfläche*. Das UBA bestimmte die ökologische Gefährdung dieser Kategorie in seiner Bewertung aus dem Jahre 1999 als D (gering). Diese Einstufung bezieht sich jedoch nur auf die Kategorie Forstfläche, die versiegelte Fläche als Einzelkategorie wurde durch die Bewertung 1999 nicht erfasst. Im Rahmen von [IFEU 2004] wurde keine ökologische Priorität bestimmt, da für Österreich keine verbindlichen Flächensparziele existierten, der Abstand zum Zielwert somit nicht äquivalent zu den anderen Wirkungskategorien bestimmt werden konnte. Auch heute sind keine verbindlichen Flächensparziele in Form von gesetzlichen Regelungen definiert, daher sollen die Indikatoren zur Naturraumbeanspruchung erneut ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleiben.

FAZIT: ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung

- **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 feinstaubbedingte Geschwindigkeitsreduktionen). 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 (Stufe 2) zu belegen. Zu dieser Einschätzung gelangen auch andere Ökobilanzen für Getränkeverpackungen im deutschsprachigen Raum (u.a. [IFEU 2010]), in denen ebenfalls versucht wurde eine Priorisierung der einzelnen Wirkungskategorien - in Anlehnung an die durch das deutsche UBA durchgeführte Bewertung aus dem Jahre 1999 – umzusetzen.

FAZIT: Stufe 2 – große ökologische Priorität

Die in [IFEU 2004] erarbeitete Einteilung in die drei ökologischen Gefährdungsklassen wird im Rahmen der Bewertung der Ergebnisse der vorliegenden Studie beibehalten. Hinsichtlich der beiden Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* ist die Aussagekraft bezüglich der tatsächlichen Größe des Unterschieds zwischen den Vergleichssystemen als weniger belastbar als bei den anderen Wirkungskategorien einzuschätzen. Im Sinne einer konservativen Betrachtung der PET Einwegsysteme werden diese Wirkungskategorien aber in die Bewertung der Ergebnisse einbezogen, müssen jedoch hinsichtlich ihrer Ergebnisrelevanz kritisch geprüft werden.

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

1. sehr große ökologische Priorität
 - Klimawandel
 2. große ökologische Priorität
 - Versauerungspotenzial
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)
 3. mittlere ökologische Priorität
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Sommersmog
 - Aquatische Eutrophierung
- ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung
- Naturraumbeanspruchung: versiegelte Fläche
 - Naturraumbeanspruchung: Forstfläche

Eine mathematische Gewichtung der Kategorien ist mit der ISO Norm nicht vereinbar.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Basisszenarien und der durchgeführten Sensitivitätsanalysen jeweils in getrennten Unterkapiteln betrachtet, wobei aber Querbezüge zwischen den Untergruppen hergestellt werden. Die Auswertung erfolgt entlang der bereits angesprochenen ökologischen Prioritätenbildung.

Für die drei USEtox Indikatoren konnten, wie bereits in Kapitel 1.10.2 angesprochen die optionalen Elemente Normierung und Ordnung nicht umgesetzt werden. Daher lassen sich die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung nach dem USEtox Modell nicht in die vorliegende Auswertestrategie einflechten. In Kapitel 6.4.4 werden die Ergebnisse daher eigenständig diskutiert und kritisch hinterfragt.

6.4 Bewertung der Ergebnisse der Basisszenarien

Im Kapitel 4.1.1 wurde bereits der Vergleich zwischen der 1,0L Glas Mehrwegflasche und der 1,5L PET Einwegflasche für Kohlensäurehaltige Mineralwässer sowie der Vergleich zwischen der 1,0L Glas Mehrwegflasche und der 1,5L PET Einwegflasche bzw. der 2,0L PET Einwegflasche für Kohlensäurehaltige Limonaden durchgeführt, ohne jedoch auf die Signifikanz der Unterschiede einzugehen oder eine Ordnung zwischen den untersuchten Wirkungskategorien und Sachbilanzgrößen durchzuführen. Im Folgenden wird dieser Vergleich nunmehr unter Anwendung der in Kapitel 6.2 beschriebenen Signifikanzschwelle und der in Kapitel 6.3 erarbeiteten Auswertestrategie bewertet. Tabelle 6-2 zeigt die Ergebnisse des durchgeführten ökobilanziellen Vergleichs der PET Einwegflaschen mit dem jeweils als Referenzsystem herangezogenen Glas Mehrwegsystem. Die Tabelle ist mit einem farblichen Muster versehen, welches wie folgt zu lesen ist: „Grün“ bedeutet geringere, „rot“ höhere Indikatorergebnisse als das Glas Mehrwegsystem im Systemvergleich. „Grau“ bedeutet, dass der prozentuale Unterschied unterhalb der Signifikanzschwelle liegt.

Tabelle 6-2: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten PET Einwegsysteme im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_EW_W_2010 im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_W_2010 | 1,5L PET_EW_E_2010 im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_E_2010 | 2,0L PET_EW_E_2010 im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_E_2010 |
|----------------------------------|--|--|--|
| Klimawandel | Kein signifikanter Unterschied | Kein signifikanter Unterschied | Kein signifikanter Unterschied |
| Versauerung | Geringer | Geringer | Geringer |
| Terrestrische Eutrophierung | Geringer | Geringer | Geringer |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | Geringer | Geringer | Geringer |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | Kein signifikanter Unterschied | Höher | Höher |
| Sommersmog | Höher | Höher | Höher |
| Aquatische Eutrophierung | Höher | Höher | Höher |
| Naturraum: versiegelte Fläche | Geringer | Geringer | Geringer |
| Naturraum: Forstfläche | Höher | Höher | Höher |

Rote Felder: höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Vorteil für das Referenzsystem
Grüne Felder: geringere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Nachteil für das Referenzsystem
Anmerkung: Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

6.4.1 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für Kohlensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche

Die Betrachtung der 1,5L PET Einwegflasche für Kohlensäurehaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Einwegflasche für Kohlensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche keinen eindeutigen Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch* – zeigt die PET Einwegflasche nunmehr keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.4.2 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für Kohlensäurehaltige Limonaden mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:

Die Betrachtung der 1,5L PET Einwegflasche für Kohlensäurehaltige Limonaden im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche keinen eindeutigen Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.4.3 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 2,0L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:

Die Betrachtung der 2,0L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 2,0L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche kein eindeutigen Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.4.4 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung einer alternativen Bewertungsmethode (USEtox)

Die Diskussion der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der drei USEtox Kategorien Ökotoxizität (gesamt), Humantoxizität: carcinogen und Humantoxizität: nicht-carcinogen erfolgt ohne Anwendung der in Kapitel 6.3 erarbeiteten Auswertestrategie, da die nach der ISO Norm optionalen Elemente Normierung und Ordnung für diese drei Wirkungskategorien nicht umgesetzt werden konnte. Daher werden diese Kategorien gleichrangig betrachtet.

Die Betrachtung der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt folgendes Bild:

- In den Wirkungskategorien *Ökotoxizität (gesamt)* und *Humantoxizität: nicht-carcinogen* zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In der Wirkungskategorie *Humantoxizität: carcinogen* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche einen Nachteil für das PET Einwegsystem.

Tabelle 6-3: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten PET Einwegsysteme im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_MW_W_Hypo im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_W_2010 |
|----------------------------------|--|
| Ökotoxizität (gesamt) | Höher |
| Humantoxizität: carcinogen | kein signifikanter Unterschied |
| Humantoxizität: nicht carcinogen | Höher |

Rote Felder: höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Vorteil für das Referenzsystem
Grüne Felder: geringere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Nachteil für das Referenzsystem
Anmerkung: Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

Bei der kritischen Betrachtung der Ergebnisse der drei Wirkungskategorien fallen folgende Punkte auf:

- Einige wenige Emissionen bestimmen derzeit die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung
 - Ökotoxizität (gesamt): Nickel für das Glas Mehrwegsystem und Vanadium für das PET Einwegsystem
 - Humantoxizität: carcinogen: Formaldehyd für das Glas Mehrwegsystem und das PET Einwegsystem
 - Humantoxizität: nicht-carcinogen: Quecksilber für das Glas Mehrwegsystem und das PET Einwegsystem
- In den Sachbilanzdaten nicht berücksichtigte oder nicht berichtete Emissionen können die Ergebnisse signifikant verändern oder sogar umkehren. Eine Quantifizierung der Unsicherheit der Ergebnisse kann an dieser Stelle nicht durchgeführt werden.
- Gerade bei der Verwendung von älteren Sachbilanzdaten ist mit einem unvollständigen und somit für die USEtox Auswertung unbrauchbaren Emissionsinventar zu rechnen.

Aus diesem Grunde werden die Ergebnisse der drei USEtox Kategorien bei der abschließenden Bewertung der Ergebnisse nicht weiter berücksichtigt.

Für zukünftige valide Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dieser Kategorien ist es notwendig einen Katalog mit den Mindestanforderungen an die zu berichtenden Emissionen im Rahmen von Datensätzen für die Sachbilanz zu erarbeiten.

6.5 Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

Äquivalent zum Vorgehen der Bewertung der Ergebnisse der Basisszenarien wird auch für die Sensitivitätsanalysen der Vergleich unter Anwendung der in Kapitel 6.2 beschriebenen Signifikanzschwelle und der in Kapitel 6.3 erarbeiteten Auswertestrategie bewertet.

6.5.1 Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich PET Mehrwegflaschen

Obwohl in der vorliegenden Ökobilanz der Systemvergleich zwischen den PET Einwegsystemen und den entsprechenden Glas Mehrwegflaschen als Referenzsystem im Vordergrund steht, ist auch die Analyse der 1,5L PET Mehrwegflasche von Interesse. Tabelle 6-4 zeigt die Ergebnisse des durchgeführten ökobilanziellen Vergleichs der PET Mehrwegsysteme in den Untersuchungsgruppen kohlenstoffhaltige Mineralwässer und Limonaden mit dem jeweils als Referenzsystem herangezogenen Glas Mehrwegsystem.

Tabelle 6-4: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten PET Mehrwegsysteme im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario der 1,0L Glas Mehrwegflasche bzw. der 1,5L PET Einwegflasche

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_MW_W_Hypo im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_W_2010 | 1,5L PET_MW_E_Hypo im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_E_2010 | 1,5L PET_MW_W_Hypo im Vergleich zu 1,5L PET_EW_W_2010 | 1,5L PET_MW_E_Hypo im Vergleich zu 1,5L PET_EW_E_2010 |
|----------------------------------|--|--|---|---|
| Klimawandel | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| Versauerung | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| Terrestrische Eutrophierung | Geringer | Geringer | Kein signifikanter Unterschied | Kein signifikanter Unterschied |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | Geringer | Geringer | Geringer | Kein signifikanter Unterschied |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| Sommersmog | Geringer | Kein signifikanter Unterschied | Geringer | Geringer |
| Aquatische Eutrophierung | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |
| Naturraum: versiegelte Fläche | Geringer | Geringer | Höher | Höher |
| Naturraum: Forstfläche | Geringer | Geringer | Geringer | Geringer |

Rote Felder: höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Vorteil für das Referenzsystem

Grüne Felder: geringere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Nachteil für das Referenzsystem

Anmerkung: Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

6.5.2 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:

Die Betrachtung der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Sommersmog*, *Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche über alle Wirkungskategorien betrachtet eindeutige Vorteile für das PET Mehrwegsystem.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.

2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.5.3 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche:

Die Betrachtung der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche über alle Wirkungskategorien betrachtet eindeutige Vorteile für das PET Mehrwegsystem

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.
2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

Äquivalent zum Vorgehen der Bewertung der Ergebnisse der PET Mehrwegflaschen im Vergleich zu den Glas Mehrwegflaschen wird an dieser Stelle der Vergleich zwischen den PET Einwegflaschen und den PET Mehrwegflaschen gezogen. Tabelle 6-4 zeigt die Ergebnisse des durchgeführten ökobilanziellen Vergleichs der PET Mehrwegsysteme in den Untersuchungsgruppen kohlenstoffhaltige Mineralwässer und Limonaden mit dem jeweils als Referenzsystem herangezogenen PET Einwegsystem.

6.5.4 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer mit der 1,5L PET Einwegflasche:

Die Betrachtung der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,5L PET Einwegflasche ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der PET Einwegflasche.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der PET Einwegflasche.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der PET Einwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Mehrwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der PET Einwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,5L PET Einwegflasche über alle Wirkungskategorien betrachtet eindeutige Vorteile für das PET Mehrwegsystem

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.5.5 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Mehrwegflasche für Kohlensäurehaltige Limonaden mit der 1,5L PET Einwegflasche:

Die Betrachtung der 1,5L PET Mehrwegflasche für Kohlensäurehaltige Limonaden im Vergleich zur 1,5L PET Einwegflasche ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der PET Einwegflasche.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der PET Einwegflasche.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Mehrwegflasche einen Vorteil gegenüber der PET Einwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Mehrwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der PET Einwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Mehrwegflasche für Kohlensäurehaltige Limonaden und der entsprechenden 1,5L PET Einwegflasche über alle Wirkungskategorien betrachtet eindeutige Vorteile für das PET Mehrwegsystem

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Mehrwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.5.6 Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte der PET Einwegflaschen

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde, um die Bandbreite der sich auf dem Markt befindenden Verpackungssysteme abbilden zu können, eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte der Primärverpackung für das PET Einwegsystem bilanziert. Ausgehend von den Basisszenarien wurden für die Untersuchungsgruppen Kohlensäurehaltige Mineralwässer und Limonaden jeweils zwei Szenarien abgebildet bei welchen die im Rahmen der Datenaufnahme erhobenen Min- und Max-Werte der Primärverpackung zur Anwendung gekommen. Um den Einfluss der Variante der Flaschengewichte bestimmen zu können bleiben die R-PET Quoten in dieser Analyse unverändert.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte für die PET Einwegflaschen befinden sich in Kapitel 4.3.2.

Die Ergebnisse zeigen in beiden Untersuchungsgruppen durchweg für alle betrachteten Wirkungskategorien Verbesserungen der Nettoergebnisse im Falle des minimalen Primärverpackungsgewichts und Verschlechterung der Nettoergebnisse im Falle des maximalen Primärverpackungsgewichts. Prinzipiell sind die Änderungen in der Untersuchungsgruppe Limonaden größer als in der Untersuchungsgruppe kohlenensäurehaltige Mineralwässer, was sich durch die größere Bandbreite des im Rahmen der Datenaufnahme erhobenen Primärverpackungsgewichtes für die erst genannte Untersuchungsgruppe erklären lässt. Im Folgenden werden die größten Einflussfaktoren für die Änderungen in den Ergebnissen der im Rahmen dieser Studie ausgewerteten Wirkungskategorien im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario diskutiert.

Hauptinflussfaktoren für die Änderungen in den Ergebnissen im Falle des minimalen Primärverpackungsgewichts sind:

- Die Einsparung von Primärmaterial durch die Reduktion des Primärverpackungsgewichtes
- Und im Zusammenhang damit die Reduktion der Emissionen aus den Sektoren Recycling sonstiges und Entsorgung sowie Entsorgung im 2. Lebenszyklus durch Reduktion des Primärverpackungsgewichtes.

Die Einsparung von Primärmaterial bewirkt, dass die Beiträge der Sektoren PET Herstellung und Herstellung Etiketten und Verschlüsse sich im Vergleich zum Basisszenario vermindert. Gleichzeitig werden die Beiträge aus den Sektoren Recycling und Entsorgung geringer, was zwar mit einer Reduktion der Systemgutschriften einher geht, aber durch die gleichzeitige Verminderung der Systemlasten zu einem geringeren Nettoergebnis im Vergleich zum Basisszenario führt.

Hauptinflussfaktoren für die Änderungen in den Ergebnissen im Falle des maximalen Primärverpackungsgewichts sind:

- Der gesteigerte Verbrauch an Primärmaterial durch die Erhöhung des Primärverpackungsgewichtes
- Und im Zusammenhang damit die Steigerung der Emissionen aus den Sektoren Recycling sonstiges und Entsorgung sowie Entsorgung im 2. Lebenszyklus durch Erhöhung des Primärverpackungsgewichtes.

Der gesteigerte Verbrauch an Primärmaterial bewirkt, dass die Beiträge der Sektoren PET Herstellung und Herstellung Etiketten und Verschlüsse sich im Vergleich zum Basisszenario erhöhen. Gleichzeitig werden auch die Beiträge aus den Sektoren Recycling und Entsorgung höher, was zwar auch mit einer Erhöhung der Systemgutschriften einher geht, aber durch die gleichzeitige Erhöhung der Systemlasten zu einem höheren Nettoergebnis im Vergleich zum Basisszenario führt.

6.5.7 Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distributionsentfernungen

Da sich der Lebenswegabschnitt Distribution für das Glas Mehrwegsystem als der die Bilanz bestimmende Faktor herausgestellt hat, wurde eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distributionsentfernung durchgeführt. Tabelle 6-5 zeigt die Ergebnisse der PET Einwegflasche für

kohlensäurehaltige Mineralwässer unter der Annahme einer regionalen sowie einer überregionalen Distribution im ökobilanziellen Vergleich mit dem als Referenzsystem herangezogenen Glas Mehrwegsystem.

Tabelle 6-5: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivität PET Einweg hinsichtlich der Transportentfernung im Vergleich zur jeweiligen Sensitivität Glas MW

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_EW_W_regional im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_W_regional | 1,5L PET_EW_W_überregio. im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_W_überregio. |
|----------------------------------|--|--|
| Klimawandel | Höher | Geringer |
| Versauerung | Höher | Geringer |
| Terrestrische Eutrophierung | Kein signifikanter Unterschied | Geringer |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | Kein signifikanter Unterschied | Geringer |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | Höher | Kein signifikanter Unterschied |
| Sommersmog | Höher | Höher |
| Aquatische Eutrophierung | Höher | Höher |
| Naturraum: versiegelte Fläche | Geringer | Geringer |
| Naturraum: Forstfläche | Höher | Höher |

Rote Felder: höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Vorteil für das Referenzsystem

Grüne Felder: geringere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Nachteil für das Referenzsystem

Anmerkung: Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

6.5.8 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Annahme einer regionalen Distribution:

Die Betrachtung der 1,5L PET Einwegflasche für kohlensäurehaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Annahme einer regionalen Distribution ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
 - In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Einwegflasche für kohlensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche einen eindeutigen Nachteil für das PET Einwegsystem.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* – zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.5.9 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Annahme einer überregionalen Distribution:

Die Betrachtung der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Annahme einer überregionalen Distribution ergibt folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Versauerung*, *Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch*, *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche einen Vorteil für das PET Einwegsysteme.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

4. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
5. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
6. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.5.10 Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokationsentscheidung

Die Ergebnisse der Basisszenarien gelten nur unter den Rahmenbedingungen der 50% Allokation. Ziel der durchgeführten Sensitivitätsanalyse ist die Überprüfung der Resistenz der Ergebnisse unter Anwendung einer alternativen Allokationsentscheidung. Zur Überprüfung der Allokationsentscheidung wurde sowohl die 0% Allokation also auch die 100% Allokation ausgewählt, da diese erfahrungsgemäß die Einwegsysteme begünstigt. Dies liegt an der ausgeprägten allokationsbedingten Zunahme der Recyclinggutschriften. Die Mehrwegsysteme sind davon systembedingt weit weniger betroffen und zeigen damit Umweltwirkungsprofile die nur sehr begrenzt auf die gewählte Allokationsmethode reagieren. Die Ergebnisse der Sensitivität bzgl. der Allokationsentscheidung finden sich in Kapitel 4.3.4. Zur Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs zwischen der 1,5L PET Einwegflasche und der 1,0L Glas Mehrwegflasche wird auch hier wieder die Signifikanzschwelle und die Ordnung der Wirkungskategorien herangezogen.

Tabelle 6-6: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivitäten bzgl. der Allokation im Vergleich zur jeweiligen Sensitivität Glas MW

| Wirkungskategorie | 1,5L PET_EW_W_2010_AF 0% im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_W_AF 0% | 1,5L PET_EW_W_2010_AF 100% im Vergleich zu 1,0L Glas_MW_W_AF 100% |
|----------------------------------|---|---|
| Klimawandel | Kein signifikanter Unterschied | Geringer |
| Versauerung | Geringer | Geringer |
| Terrestrische Eutrophierung | Geringer | Geringer |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | Geringer | Geringer |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | Höher | Geringer |
| Sommersmog | Höher | Höher |
| Aquatische Eutrophierung | Höher | Höher |
| Naturraum: versiegelte Fläche | Geringer | Geringer |
| Naturraum: Forstfläche | Höher | Höher |

Rote Felder: höhere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Vorteil für das Referenzsystem
Grüne Felder: geringere Indikatorergebnisse als Glas Mehrweg -> Nachteil für das Referenzsystem
Anmerkung: Darstellung unter Anwendung einer Signifikanzschwelle von 10%

6.5.11 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung der 0% Allokation:

Die Betrachtung der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt unter Anwendung der 0% Allokation folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung der 0% Allokation keinen eindeutigen Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.5.12 Bewertung der Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung der 100% Allokation:

Die Betrachtung der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer im Vergleich zur 1,0L Glas Mehrwegflasche ergibt unter Anwendung der 100% Allokation folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung –*Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Einwegflasche einen Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche* sowie *Forstfläche* zeigt die PET Einwegflasche keinen Vor- oder Nachteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.

Insgesamt ergibt der Vergleich zwischen der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche unter Anwendung der 100% Allokation einen Vorteil für das PET Einwegsystem.

Werden die beiden Wirkungskategorien, die aufgrund der möglichen Überschätzung der Unterschiede kritisch zu hinterfragen sind aus dem ökobilanziellen Vergleich ausgeklammert, sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.
 3. In den Kategorien mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Aquatische Eutrophierung*, – zeigt die PET Einwegflasche einen Vorteil gegenüber der Glas Mehrwegflasche.
- In den Kategorien ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung bleibt das Ergebnis für die PET Einwegflasche unverändert.

Hier ergibt sich auch ohne Berücksichtigung der Wirkungskategorien *Sommersmog* und *Aquatische Eutrophierung* keine Veränderung in der Gesamteinschätzung des Systemvergleichs.

6.6 Abschließende Bewertung des ökobilanziellen Vergleiches der untersuchten Verpackungssysteme

Im nachfolgenden Kapitel soll eine abschließende Bewertung der in vorliegender Studie untersuchten Verpackungssysteme stattfinden. Dazu werden die Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs der untersuchten Basisszenarien sowie der durchgeführten Sensitivitätsanalysen herangezogen.

6.6.1 Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs

Die Auswertung der Basisszenarien für die Untersuchungsgruppen kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Limonaden zeigt, dass bei dem Vergleich PET Einweg versus Glas Mehrweg, welches als Referenzsystem herangezogen wurde, für keines der beiden betrachteten Systeme ein eindeutiger Vor- oder Nachteil erkennbar ist:

- Der Vergleich der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer zeigt insgesamt keinen Vor- oder Nachteil für eines der betrachteten Systeme
- Der Vergleich der 1,5L und 2,0L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden zeigt insgesamt keinen Vor- oder Nachteil für eines der betrachteten Systeme

6.6.2 Ergebnisrelevante Einflussfaktoren PET Einweg

Das ökobilanzielle Ergebnis der PET Einwegflaschen wird in den meisten der ausgewerteten Wirkungskategorien durch die Lasten der Herstellung der Verpackungskomponenten bestimmt¹¹. Die weitaus größten Beiträge liefern dazu in der Regel die Lebenswegabschnitte PET Herstellung und Herstellung der Flasche. Diese beiden Lebenswegabschnitte werden hauptsächlich durch zwei relevante Faktoren bestimmt, das Gewicht der Flasche und die eingesetzte R-PET-Quote.

Die Ergebnisse der durchgeführten Sensitivitätsanalyse hinsichtlich des Primärverpackungsgewichts der 1,5L PET Einwegflasche für Mineralwässer belegen die Bedeutung des erst genannten Faktors für das ökobilanzielle Abschneiden der Systeme. Die Verringerung des Verpackungsgewichts führt zu einer besseren ökobilanziellen Performance aufgrund der damit einhergehenden Reduktion des Rohmaterialbedarfs und des Energiebedarfs bei der Flaschenherstellung als Folge des reduzierten Materialdurchsatzes. Umgekehrt führt ein hohes Primärverpackungsgewicht zu einem deutlich ungünstigeren Umweltwirkungsprofil im Vergleich zum Basisszenario der PET Einwegflaschen.

Der Einsatz von rezykliertem Material bestimmt das ökobilanzielle Abschneiden einer Verpackung. Dies zeigt bspw. der Vergleich der Ergebnisse der Basisszenarien der 1,5L PET Einwegflasche für Mineralwässer und Limonaden. Durch den Einsatz von R-PET wird in den untersuchten Systemen direkt und ohne Anwendung einer Allokationsentscheidung Primärmaterial substituiert (so genanntes Closed-Loop Recycling). Dies führt über eine Reduktion der Lasten der

¹¹ •In der vorliegenden Studie wurde für die Strombereitstellung für Prozesse, die innerhalb des österreichischen Bezugsraums angesiedelt sind, mit dem österreichischen Mix an Energieträgern bilanziert. Die Wahl der Strombereitstellung hat einen großen Einfluss auf das Ergebnis von Systemen die sehr energieaufwändig in ihrer Herstellung sind, wie z.B. das PET System. Aus diesem Grund werden im Anhang II die Ergebnisse der Basisszenarien der Untersuchungsgruppe kohlenensäurehaltige Mineralwässer einer Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Strombereitstellung unterzogen. Als alternative Strombereitstellung kommt der UCTE-Strommix (2007) zum Einsatz.

Materialbereitstellung direkt zu einer besseren ökobilanziellen Performance. Demnach sind für die Einwegsysteme auch die Beiträge aus den Sektoren Recycling Primärverpackung, Recycling sonstiges und Entsorgung im 1. Lebenszyklus sowie Entsorgung im 2. Lebenszyklus bedeutsamer als bei den Mehrwegsystemen. Die Lasten des Lebenswegabschnitts Distribution hingegen sind für das im Vergleich zu Glas Mehrweg leichtere PET Einwegsystem in deutlich weniger Wirkungskategorien ausschlaggebend für dessen ökobilanzielle Performance. Das liegt auch daran, dass leere PET Einwegflaschen nicht wieder die ganze Rückfahrt zum Abfüller antreten müssen und damit der LKW in der 1. Distributionsstufe nur einen Teil der Rückfahrt bis zur Aufnahme eines neuen Transportgutes angelastet bekommt (Leerfahrtanteil von 30%). Die Transportlasten, die sich aus der Abfallsammellogistik des PET Einwegsystems ergeben werden dem Recycling und der Entsorgung angelastet. Generell haben diese aber keinen relevanten Einfluss auf das Ergebnis.

Der Lebenswegabschnitt Abfüllung ist bei den PET Einwegsystemen in Gegensatz zu den Mehrwegsystemen von weitaus geringerer Bedeutung, da die Aufwendungen für die Flaschen- und Kastenwäsche entfallen.

6.6.3 Ergebnisrelevante Einflussfaktoren Glas Mehrweg

Die Ergebnisse der Glas Mehrwegflaschen werden vor allem durch die Lasten des Lebenswegabschnittes Distribution bestimmt und zeigen aus folgenden Gründen gegenüber den PET Einwegsystemen Nachteile im Lebenswegabschnitt Distribution:

- Als Mehrwegsystem müssen die leeren Glas Mehrwegflaschen im Gegensatz zum PET Einwegsystem wieder zum Abfüller zurück transportiert werden und haben damit trotz eigentlich gleicher Distributionsdistanzen einen höheren Anteil des Sektors Distribution am Nettoergebnis.
- Hinzu kommt, dass das spezifische Verhältnis Verpackungsgewicht zu Füllgut bei den Glasverpackungen ungünstiger ist als bei den im Vergleich leichteren Kunststoffverpackungen. Dadurch sinkt der Netto- Auslastungsgrad der LKWs und es müssen mehr LKWs für die gleiche Menge Füllgut fahren als dies bspw. bei einer leichteren PET-Flasche notwendig wäre.

Weiterhin ist der Sektor der Abfüllung für das Glas Mehrwegsystem aufgrund der notwendigen Flaschen- und Kastenwäsche, im Gegensatz zu den PET Einwegsystemen, für das ökobilanzielle Ergebnis relevant. Hinzu kommt, dass für die bestehenden Abfüll- und Reinigungsanlagen in der Regel einem älteren Stand der Technik entsprechen als die Abfüllanlagen der PET Einwegsysteme. Dass der Lebenswegabschnitt Hohlglasherstellung nicht ausschlaggebend für das Ergebnis der Glas Mehrwegflaschen ist durch eine relativ hohe Umlaufzahl der Flaschen begründet.

6.6.4 Ergebnisrelevante Einflussfaktoren PET Mehrweg („hypothetisch“ bilanziertes System)

Die im Rahmen der Studie als „hypothetisch“ bilanziertes System betrachtete PET Mehrwegflasche zeigt in der Gesamtschau aller Ergebnisse das beste ökobilanzielle Profil:

- Der Vergleich der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer ergibt einen Vorteil für die 1,5L PET Mehrwegflasche.

- Der Vergleich der 1,5L PET Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Limonaden ergibt einen Vorteil für die 1,5L PET Mehrwegflasche.

Ausschlaggebend für das ökobilanziell bessere Abschneiden der PET Mehrwegsysteme im Vergleich mit den entsprechenden Glas Mehrwegsystemen ist, dass das „hypothetisch“ bilanzierte PET Mehrwegsystem die Vorteile einer Kunststoffverpackung mit den Vorteilen eines Mehrwegsystems vereint. Aufgrund der Mehrfachverwendung sind die Herstellungslasten der PET Mehrwegflaschen niedriger als bei den PET Einwegsystemen was sich sowohl im Sektor Herstellung Flasche als auch im Sektor PET Herstellung niederschlägt. Denn für ein System das mehrfach verwendet wird, reduzieren sich der Rohmaterialbedarf und damit der Energiebedarfs bei der Flaschenherstellung als Folge des reduzierten Materialdurchsatzes.

Im Vergleich zu den Glas Mehrwegflaschen profitiert das PET Mehrwegsystem zusätzlich von dem vorteilhafteren Netto- Auslastungsgrad der Distributions-LKWs aufgrund eines günstigeren Gewichtsverhältnisses von Verpackung und Füllgut. Somit ist der Sektor Distribution, obwohl es sich um ein Mehrwegsystem mit Hin- und Rückfahrt-Logistik handelt, bei PET Mehrweg weniger relevant für das ökobilanzielle Abschneiden als bei Glas Mehrweg.

Auch der Vergleich des 1,5L PET Mehrwegsystems mit einer 1,5L PET Einwegflasche ergibt für beide betrachteten Untersuchungsgruppen einen Vorteil für das PET Mehrwegsystem. Ursache hierfür ist, dass die oben genannten Vorteile in der gesamten Lebenswegbetrachtung die folgenden Nachteile der PET Mehrwegflasche gegenüber der PET Einwegflaschen überwiegen:

- Höhere Systemlasten als PET Einwegflaschen im Sektor Abfüllung aufgrund der Notwendigkeit die leeren Flaschen zu Waschen.
- Höhere Systemlasten als PET Einwegflaschen im Sektor Distribution aufgrund der Hin- und Rückfahrt Logistik.

6.6.5 Einfluss der Distribution auf die Ergebnisse der Verpackungssysteme und des ökobilanziellen Vergleichs

Die durchgeführte Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution stützt die schon aus den Basisszenarien der Glas Mehrwegsysteme gewonnene Erkenntnis, dass die Distribution der die Bilanz bestimmende Faktor für das Ergebnis der Glas Mehrwegflasche ist. Unter Annahme alternativer Distributionsstrukturen verändert sich die aus dem Vergleich der Basisszenarien bekannte Ergebnisausrichtung:

- Unter Annahme einer regionalen Distribution ergibt sich eine Änderung der aus den Basisszenarien bekannten Ergebnisausrichtung zu Gunsten des Glas Mehrwegsystems. Der Vergleich der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt nun einen Nachteil für das PET Einwegsystem.
- Unter Annahme einer überregionalen Distribution ergibt sich ebenfalls eine Änderung der aus den Basisszenarien bekannten Ergebnisausrichtung, jedoch jetzt zu Gunsten der Einwegsysteme. Der Vergleich der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und der entsprechenden 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt nun einen Vorteil für das PET Einwegsystem.

Fällt also die Bedeutung des Sektors Distribution als der die Bilanz der Glas Mehrwegsysteme bestimmende Faktor weg, oder wird zu mindestens minimiert, wie im Falle der regionalen Distribution, so kann der Vorsprung in der ökobilanziellen Performance des PET Einwegsystems gegenüber dem Glas Mehrwegsystem nicht mehr aufrecht erhalten werden. Aus dem Szenario zur überregionalen Distribution bestätigt sich, dass die Auswirkungen langer Transportentfernungen aufgrund der oben aufgeführten Gründe für das Umweltwirkungsprofil der Glas Mehrwegsysteme bedeutender sind als für die PET Einwegsysteme.

Für die PET Einwegflasche wurde eine weitere Sensitivität bilanziert, welche die Situation importierter Mineralwässer wiedergibt. Die Ergebnisse zeigen entlang aller durch die Distribution beeinflussten Indikatoren höher Beträge im Vergleich zum Basisszenario. In den Indikatoren *Versauerung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* wird der Sektor Distribution zu dem das Ergebnis bestimmenden Lebenswegabschnitt.

6.6.6 Einfluss der Allokation auf die Ergebnisse der Verpackungssysteme und des ökobilanziellen Vergleichs

Die Auswertung der Sensitivitätsanalyse zur Allokation zeigt, dass die getroffene Allokationsentscheidung eine Veränderung in der Ergebnisausrichtung bewirkt. Die Veränderung findet dabei wesentlich im Umweltwirkungsprofil des PET Einwegsystems statt. Ursache hierfür ist, dass PET Einwegflaschen in der Regel systembedingt mehr Gutschriften erhalten als die Mehrwegsysteme und daher auch stärker auf die gewählte Allokationsmethode reagieren. Insgesamt stellt sich der Vergleich der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit der 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer unter Anwendung einer alternativen Allokationsentscheidung wie folgt dar:

- Unter Anwendung des Allokationsfaktors 0% ergibt sich keine Änderung in der schon aus den Basisszenarien bekannten Ergebnisausrichtung. Der Vergleich der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer zeigt keinen eindeutigen Vor- oder Nachteil für eines der betrachteten Systeme.
- Unter Anwendung des Allokationsfaktors 100% ergibt sich eine Änderung der aus den Basisszenarien bekannten Ergebnisausrichtung. Der Vergleich der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenensäurehaltige Mineralwässer zeigt nun einen Vorteil für das PET Einwegsystem.

Allgemein gilt, dass die Festlegung der Allokation bei fast allen Indikatoren zu in der Tendenz gleichen Änderungen führt, das heißt also zu einer Verringerung der Werte mit zunehmender Allokation und umgekehrt. So ergibt sich unter der Anwendung der 100% Allokation tendenziell ein günstigeres Umweltwirkungsprofi, während die Anwendung der 0% Allokation im Vergleich zum Basisszenario zu einem ungünstigeren Umweltwirkungsprofi führt.

Durch die Anwendung der 0% Allokation verschlechtert sich das ökobilanzielle Ergebnis der PET Einwegflasche in den einzelnen Wirkungskategorien stärker als das des Glas Mehrwegsystems im Verhältnis zum jeweiligen Basisszenario. Trotzdem reicht das schlechtere Abschneiden des PET Einwegsystems unter der getroffenen Allokationsentscheidung insgesamt nicht aus um die aus den Basisszenarien bekannte Ergebnisausrichtung zu ändern. Bei der Anwendung der Allokation 100% allerdings verbessert sich das ökobilanzielle Ergebnis des PET Einwegsystems in einem höheren Maße

als das des Glas Mehrwegsystems und führt damit zu einer Änderung der ursprünglichen Ergebnisausrichtung zu Gunsten des PET Einwegsystems.

6.7 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.

6.7.1 Einschränkungen durch die Auswahl der Marktsegmente

Die Auswahl der untersuchten Verpackungssysteme war orientiert an deren Marktbedeutung (siehe Kap. 2). Die Ergebnisse dieser Studie gelten nur für die untersuchten Marktsegmente. Eine Übertragung von Ergebnissen auf andere Füllgüter oder Verpackungsgrößen ist aufgrund der komplexen Zusammenhänge nicht ohne weiteres möglich.

6.7.2 Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der Verpackungssysteme

Die Auswahl der untersuchten Verpackungssysteme erfolgte anhand von Marktdaten für das Jahr 2009, die der Verband der Getränkehersteller Österreichs und die ARA im Rahmen der Studie zusammengetragen haben.

Die vorliegende Studie zeigt Ergebnisse für 1,5L PET Einwegflaschen für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Limonaden sowie für 2,0L PET Einwegflaschen für kohlenensäurehaltige Limonaden.

Die Erfahrungen zeigen, dass der Größenunterschied zwischen den untersuchten Verpackungen eine wichtige Rolle spielt. Mit der 2,0L PET Einwegflasche für Limonaden wird im Rahmen der vorliegenden Studie ein besonders größenoptimiertes System mit einer im Verhältnis um den Faktor 2 kleineren 1,0L Glas Mehrwegflasche verglichen. Die Ergebnisse aus [IFEU 2010] zeigen jedoch deutlich, dass beim ökobilanziellen Vergleich zw. Glas Mehrwegflaschen und PET Einwegflaschen mit dem gleichen Füllvolumen in der Regel das Glas Mehrwegsystem positiver abschneidet. Von daher können die gezeigten Ergebnisse nicht auf andere Gebindegrößen oder andere Füllgutsegmente übertragen werden.

Die untersuchten Getränkeverpackungen repräsentieren die inländische Produktion, die ökobilanzielle Performance von PET Einwegflaschen die für den österreichischen Markt importiert werden, ist aus den in der vorliegenden Studie gezeigten Ergebnissen der Basisszenarien nicht ableitbar.

6.7.3 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 Gebinde im Bezugszeitraum. Eine Übertragung auf einzelne und/oder abweichende Flaschentypen ist daher nicht ohne weiteres möglich.

6.7.4 Einschränkungen bezüglich zukünftiger Entwicklungen

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

An dieser Stelle soll noch einmal der Hinweis gebracht werden, dass die Bestandsanlagen bei der Abfüllung und Reinigung der Glas Mehrwegflaschen in der Regel einem älteren Stand der Technik entsprechen. Neuinvestitionen in die Anlagentechnik könnten das ökobilanzielle Abschneiden dieser Verpackungssysteme demnach verbessern. Mögliche Optimierungspotenziale hinsichtlich der Prozesstechnik bei der Abfüllung von Glas Mehrweg waren jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

6.7.5 Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode

Die in der vorliegenden Studie angewandte Indikatorenauswahl erfolgte im Konsens mit den kritischen Gutachtern. Die durchgeführte Auswertung ist – wie schon in der Ökobilanzstudie aus dem Jahre 2004 zwar an die Vorgehensweise gemäß der vom UBA veröffentlichten Bewertungsmethode für Ökobilanzen [UBA 1999] angelehnt ohne ihr jedoch im Detail zu folgen. Vielmehr wurde die Bewertungsmethodik unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Normierung und neuster methodischer und fachlich gebotener Erkenntnisse adaptiert.

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

6.7.6 Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Studie gelten für die Situation in Österreich. Es ist nicht ohne weiteres möglich den vorliegenden Bericht zum Vergleich von Verpackungssystemen unter abweichenden geographischen Rahmenbedingungen zu verwenden.

6.7.7 Einschränkungen bezüglich der verwendeten Daten

Die vorgestellten Ergebnisse gelten unter Verwendung der in Kapitel 3 beschriebenen Datensätze. Sofern für einzelne Prozesse andere Datengrundlagen herangezogen werden, könnte dies Einfluss auf die Vergleichsergebnisse der untersuchten Verpackungssysteme haben.

6.8 Diskussion zum Thema Antimon aus PET-Flaschen

Im Zuge der PET Herstellung ist bei der Veresterung von Terephthalsäure und Ehtylenglycol der Einsatz eines Katalysators erforderlich. Weltweit werden dabei zu 97% Katalysatoren auf der Basis von Antimon (Sb) verwendet [Thiele 2006]. Im Prozessverlauf gelangen gewisse Mengen von Antimon in das am Ende der Herstellungskette vorliegende PET Granulat. Bei einer Stichprobe von PET-Getränkeflaschen aus dem europäischen Markt wurde ein mittlerer Sb-Gehalt von 224 mg/kg PET ermittelt [Welle 2010].

Antimon gehört zu den Schwermetallen und die vorliegenden Toxizitätsbeurteilungen geben Hinweise darauf, dass sowohl bei oraler Aufnahme (über Lebensmittel) als auch inhalatorischer Aufnahme (über Luftbelastung) ein Risikopotenzial vorhanden ist (siehe Tabelle 6-7).

Tabelle 6-7: Ausgewählte Referenzwerte zur Beurteilung der Toxizität
(die Tabelle wurde direkt aus [IFEU 2004] übernommen)

| | LKS, kanz. [Kühling/Peters] (ng/m ³) | Unit Risk [US-EPA] (µg/m ³) ⁻¹ | RfD [US-EPA] µg/(kg*d) | TA-Luft, BRD [TA Luft] µg/(m ² *d) | LRV, Schweiz [LRV CH] µg/(m ² *d) |
|----|--|---|------------------------------|---|--|
| | <i>Inhalation</i> | <i>Inhalation</i> | <i>Ingestion</i> | <i>Deposition</i> | <i>Deposition</i> |
| As | <1 | 4,3 * 10 ⁻³ | 0,3 | 4 | |
| Cd | <0,0005 | 1,8 * 10 ⁻³ | 0,5 | 2 | 2 |
| Hg | -- | -- | 0,3 | 1 | |
| Sb | 0,03 | -- | 0,0004 | -- | |
| Zn | -- | -- | 300 | -- | 400 |

[Kühling/Peters] ist eine der Standardreferenzen in der deutschen Anlagenehmigungspraxis. Die Einstufung von Sb erfolgte wohl anhand der Ergebnisse einer singulären Studie

Unit Risk: Risikofaktoren für Krebsrisiko, angegeben als *Einheitsrisiko* mit Bezug auf eine lebenslange Immissionsbelastung. Lesart für das Bsp. As: wird eine Population lebenslang mit einer As-Konzentration von 1 µg/m³ belastet, so muss mit zusätzlichen 4,3 Krebsfällen pro 1000 exponierten Personen gerechnet werden.

RfD (Reference Dose): ein Indikator für chronische Effekte. Die Einheit dieses Wertes ist als „mg Stoff pro kg Körpergewicht und Tag“ zu lesen. Als Ausgangspunkt zur Herleitung des RfD wird ein NOAEL-Wert (no observed adverse effect level) benutzt, der mit einem Unsicherheitsfaktor von 100 dividiert wird.

TA-Luft: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
LRV: Luftreinhalteverordnung

In diesem Kontext sind Informationen bezüglich der Antimonfracht, die im Lebenszyklus einer PET-Getränkeflasche freigesetzt wird, ebenso von Interesse wie Informationen zur möglichen Migration von Antimon in die in PET-Flaschen verpackten Getränke.

6.8.1 Antimonemissionen im Lebenszyklus von PET-Getränkeflaschen

Bereits in der Ökobilanzstudie zu PET-Flaschen in Österreich aus dem Jahr 2004 [IFEU 2004] wurde eine Beitragsanalyse für Antimon (und andere Schwermetalle) erstellt. Demnach waren die Hauptquellen für Antimonemissionen im PET-Flaschensystem die PET-Herstellung sowie die Entsorgung der PET-Flaschen.

In der vorliegenden Studie wurde die Bestimmung der Emissionsbeiträge aus diesen beiden Lebenswegbereichen aktualisiert. Das zugrunde liegende Mengengerüst ist in Tabelle 6-8 dargestellt.

Tabelle 6-8: Sb-Emissionsbilanz für PET Herstellung und Entsorgung von PET-Flaschen

| Berechnung der jährlichen Fracht (insgesamt) | Wert | Einheit |
|---|-------------|----------------|
| Marktmenge 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen in Österreich [ARA 2010] | 23725 | Tonnen |
| durchschnittlicher Sb Gehalt in einem kg PET [Welle 2010] | 224 | mg |
| gebundene Sb-Menge in der Marktmenge 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen in Österreich | 5314 | kg |
| Quellort | Wert | Einheit |
| Herstellung von PET | | |
| Primär-PET in Marktmenge (R-PET Gehalt 28,75%) | 16904 | Tonnen |
| Emissionsfaktor (mg Sb je kg Primär-PET) | 0,0292 | mg/kg |
| Antimonemissionen aus der Herstellung von primärem PET | 0,494 | kg |
| Entsorgung von PET | | |
| PET-Menge zur Entsorgung (wird auf 100% gesetzt); davon: | 100% | |
| • PET Flaschen in der MVA | 12,10% | |
| Fracht Sb im Materialstrom | 643 | kg |
| Emissionsfaktor (auf Basis von Transferkoeffizienten) [IFEU 2004] | 0,002% | |
| errechnete Sb Emission | 1,35E-02 | kg |
| Verbleib in Asche und/oder Filterkuchen | 6,43E+02 | kg |
| • PET Flaschen als EBS (aus der MBA) in der Wirbelschichtverbrennung | 5,70% | |
| Fracht Sb im Materialstrom | 303 | kg |
| Emissionsfaktor (auf Basis von Transferkoeffizienten) [IFEU 2004] | 0,002% | |
| errechnete Sb Emissionsfracht | 6,06E-03 | kg |
| Verbleib in Asche und/oder Filterkuchen | 3,03E+02 | kg |
| • PET Flaschen als MKF im Zementwerk | 6,40% | |
| Fracht Sb im Materialstrom | 340 | kg |
| Emissionsfaktor (auf Basis von Transferkoeffizienten) [IFEU 2004] | 0,02% | |
| errechnete Sb Emissionsfracht | 6,80E-02 | kg |
| Verbleib in Asche und/oder Filterkuchen | 3,40E+02 | kg |
| • PET Flaschen als MKF in der Wirbelschichtverbrennung | 0,78% | |
| Fracht Sb im Materialstrom | 41 | kg |
| Emissionsfaktor (auf Basis von Transferkoeffizienten) [IFEU 2004] | 0,002% | |
| errechnete Sb Emissionsfracht | 8,29E-04 | kg |
| Verbleib in Asche und/oder Filterkuchen | 4,15E+01 | kg |
| • PET Flaschen als MKF im Hochofen | 0,08% | |
| Fracht Sb im Materialstrom | 4,3 | kg |
| Emissionsfaktor (auf Basis von Transferkoeffizienten) [IFEU 2004] | 0,020% | |
| errechnete Sb Emissionsfracht | 8,50E-04 | kg |
| Verbleib in Asche und/oder Filterkuchen | 4,25E+00 | kg |
| • PET aus Open-Loop Recyclingmaterial zur Verbrennung (MVA) im 2. Lebenszyklus | 46,19% | |
| Fracht Sb im Materialstrom | 2455 | kg |
| Emissionsfaktor (auf Basis von Transferkoeffizienten) [IFEU 2004] | 0,002% | |
| errechnete Sb Emissionsfracht | 4,91E-02 | kg |
| Verbleib in Asche und/oder Filterkuchen | 2,45E+03 | kg |
| • PET Rückführung im Closed-Loop | 28,75% | |

Ausgangspunkt ist die Marktmenge an 1,5L und 2,0L PET Einwegflaschen in Österreich im Jahr 2009. Die darin gebundene Antimonmenge liegt bei 5 314 kg. Im Abschnitt „Entsorgung“ von Tabelle 6-8 ist dargestellt, welche Entsorgungswege die PET-Flaschen anteilig nehmen. Über die Transferfaktoren der Abfallbehandlungsprozesse wird dann die Emissionsfracht je Entsorgungsweg ermittelt. Die Transferfaktoren wurden aus [IFEU 2004] entnommen.

Wie Abbildung 6-1 zeigt, stammen die Sb-Emissionen in die Luft überwiegend aus der PET-Herstellung. Die Aufteilung stellt sich somit ähnlich wie schon in [IFEU 2004] dar.

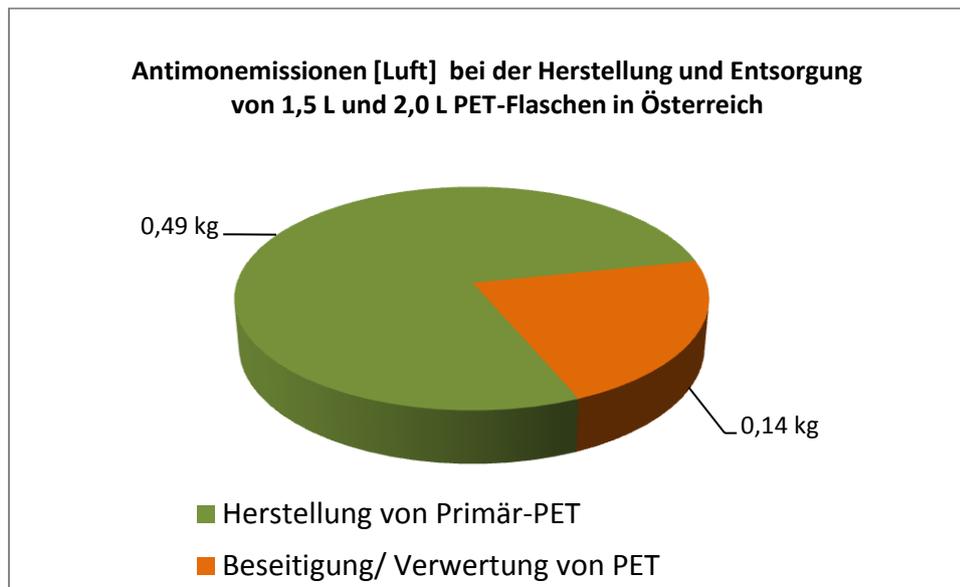


Abbildung 6-1: Verteilung der Antimonemissionen zwischen Herstellung und Entsorgung von PET-Flaschen

In Abbildung 6-2 sind die relativen Beiträge aus dem Bereich der Entsorgung unter Verwendung der Daten aus Tabelle 6-8 quellgruppenspezifisch dargestellt.

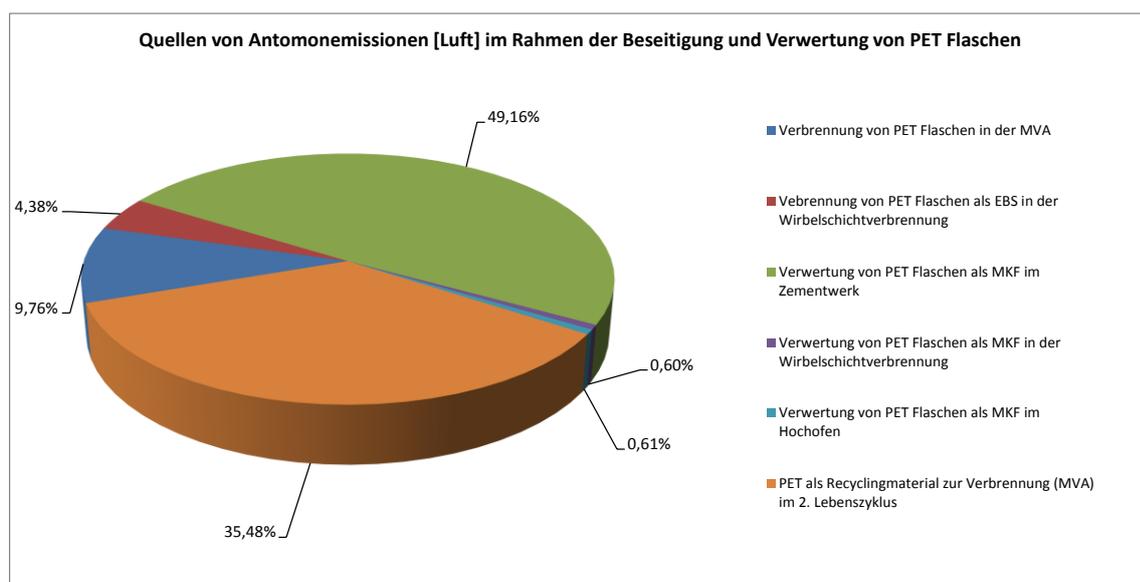


Abbildung 6-2: Verteilung der Antimonemissionen zwischen den verschiedenen Bereichen der Entsorgung von PET-Flaschen

Der größte Beitrag kommt aus der Verwertung der PET-Flaschen in den Zementwerken. Die österreichische Zementindustrie berichtet für das Jahr 2002 Antimon-Emissionen von 40 kg pro Jahr aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie [Hackl und Mauschwitz 2003]. Mit 0,068 kg Antimon hätte die Verwertung von 1,5L und 2,0L PET-Flaschen einen geringen Anteil (weniger als 1%).

Der Emissionsfaktor für Antimon aus der PET-Herstellung beruht auf dem aktuellen Datensatz zur PET Herstellung von Plastics Europe aus dem Jahr 2010. Die Emissionsquellen innerhalb der PET-Herstellungskette sind allerdings anhand der veröffentlichten Daten nicht ableitbar.

Weiter gehender Stofffluss des Antimons via Zement bzw. Verbrennungsrückständen

Mit dem Einbau in den Zement verbleibt das Antimon zwar weiterhin in der Technosphäre, verlässt aber die Systemgrenze des PET-Verpackungssystems und damit den Bilanzraum der vorliegenden Ökobilanz. Auf Wunsch der Reviewer wird hier dennoch eine kurze Anmerkung zum möglichen weiteren Schicksal von Antimon in Zement sowie über die Verbrennungsrückstände in der Müllverbrennungsanlage gemacht.

Eine Untersuchung der „Eigenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt“ (EMPA) im Jahre 2006 beschäftigte sich mit der Thematik der Schadstoffauswaschung aus Beton [EMPA 2006]. Die Herstellung von Beton stellt eine der Hauptanwendung für Zement dar.

Die Untersuchung enthielt einen Vergleich zwischen einer jeweils 100% Verwendung von Betonbruchgranulat, Mischbruchgranulat sowie als Referenz einem natürlichen Sand-Kies-Gemisch. Es wurde dabei absichtlich ein Mischungsverhältnis (Magerbeton) verwendet, um den ungünstigsten Fall für die Elution der Schadstoffe darzustellen. So ist bei einem Magerbeton die Gesteinskörnung weniger dicht in der Zementsteinmatrix eingebunden. Die damit höhere spezifische Oberfläche der Gesteinskörnung kann so zu einer höheren möglichen Freisetzung von umweltrelevanten Bestandteilen führen.

Die Untersuchung der Prüfkörper beinhaltete einen Eluattest gemäß der „Technische Verordnung über Abfälle“ (TVA) der Schweiz. Die bei den Tests gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Eluat der Prüfkörper lagen bei den untersuchten Schwermetallen unterhalb der Nachweisgrenze.

Resultate des Ellutionstests nach [EMPA 2006]:

| | | Probenbezeichnung | | | Nachweisgrenze |
|-------------------|------|------------------------------------|---|-------------------------------------|----------------|
| | | RC-Magerbeton aus Betongranulat | RC-Magerbeton aus Mischabbruchgranulat | RC-Magerbeton aus Primärmaterial | |
| Al | | 0,09 | 0,13 | 0,11 | 0,01 |
| As | mg/L | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Ba | mg/L | 0,04 | 0,06 | 0,02 | 0,01 |
| Cd | mg/L | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Co | mg/L | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Cr _{tot} | mg/L | 0,004 | 0,011 | 0,003 | 0,001 |
| Cu | mg/L | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Ni | mg/L | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Pb | mg/L | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Sn | mg/L | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |
| Zn | mg/L | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Hg | mg/L | < 0,00001 | < 0,00001 | < 0,00001 | < 0,00001 |

Pressrückstände und Filterkuchen aus der MVA landen in der Regel auf einer Inertdeponie zur Ablagerung von Schadstoffen bzw. dienen je nach Schadstoffbelastung als Einbaumaterial in der freien Landschaft unter Auflage von definierten technischen Sicherungsmaßnahmen [LAGA 2003]. Beispiele dafür sind Straßen- und Wegebau, die Anlage von befestigten Industrie- und Gewerbegebieten sowie bei sonstigen Verkehrsflächen als Tragschicht unter einer wasserundurchlässigen Schicht (Beton, Asphalt, Pflaster). Antimon ist kein nach [LAGA 2003] geregelter Stoff, dort sind eher nur die "normalen" Schwermetalle erfasst.

Geht man davon aus, dass sich Antimon annähernd vergleichbar zu den geregelten Schwermetallen verhält, lässt sich insgesamt schlussfolgern, dass bei einer vorschriftsgemäßen Handhabung der Einbau des Antimon in Zement bzw. MVA-Rückständen zu keiner erheblichen weiteren Verbreitung in der Umwelt führen dürfte.

6.8.2 Antimonmigration aus dem Flaschenmaterial ins Getränk

Wegen des eingangs angesprochenen ingestiven Risikopotenzials von Antimon, stellt sich die Frage ob, und wenn ja, in welchem Ausmaß und unter welchen Voraussetzungen Antimon aus dem Verpackungsmaterial in den Inhalt gelangt. Dieser Frage wurde in [Welle 2010] systematisch nachgegangen.

[Welle 2010] untersuchte dazu 67 Flaschen aus dem europäischen Markt. Die Flaschen wurden unbefüllt bei Herstellern bzw. Abfüllern bezogen. Die Analyse auf ihren Antimongehalt ergab ein arithmetisches Mittel von 224 +/- 32 ppm (mg/kg) Antimon im PET-Flaschenmaterial. Die Bandbreite aller Flaschen wies Antimongehalte zwischen 70 ppm und 290 ppm auf.

Zur Ergänzung: Messungen an 2 Flaschen aus dem österreichischen Markt, die von Prof. Rechberger - kritischer Gutachter der vorliegenden Studie - im Universitätslabor veranlasst wurden, ergaben ca. 250 mg Sb/kg PET bzw. ca. 330 mg Sb/kg PET.

[Welle 2010] führte Migrationsanalysen unter definierten Randbedingungen (Antimongehalt, Temperatur, Migrationsmedium) durch und ermittelte daraus eine Migrationsgleichung mit der das Migrationsverhalten von Antimon in Abhängigkeit von Temperatur, Zeit und Antimongehalt bestimmt werden kann. Das Verhältnis von Volumen und Wandfläche stellt einen zusätzlichen Einflussfaktor dar. Die daraus resultierenden Ergebnisse sind in Abbildung 6-3 dargestellt, die direkt bei [Welle 2010] entnommen wurde.

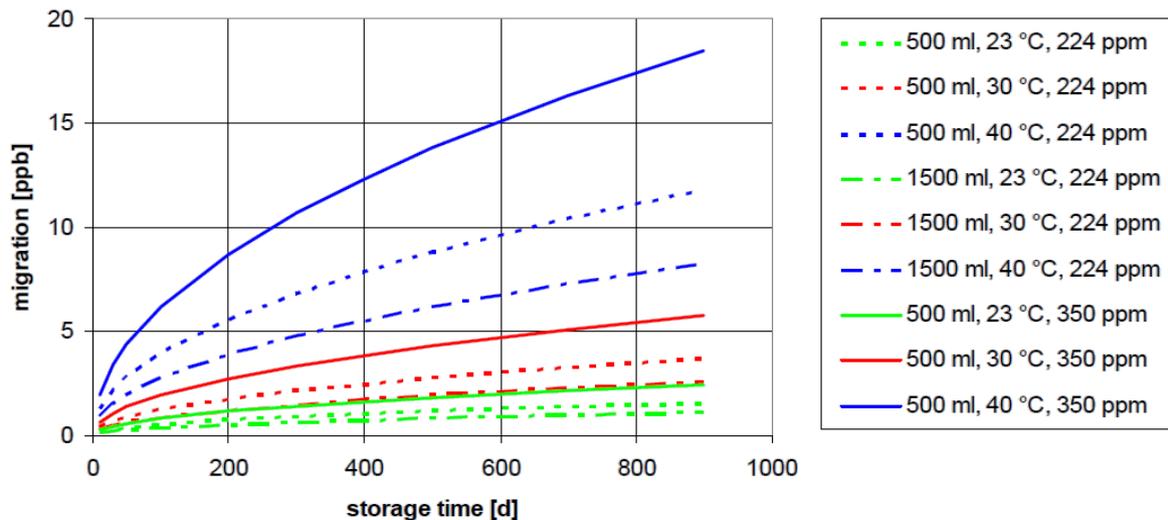


Abbildung 6-3: Migration von Antimon aus der Flasche in das Füllgut [Welle 2010]

Zur Einordnung dieser Ergebnisse ist es erforderlich, sie zu den vorhandenen Richt- und Grenzwerten in Bezug zu setzen:

Grenzwerte für Sb in Trinkwasser:

- Europa: 5 ppb
- Deutschen Trinkwasserverordnung: 5 ppb
- USA und Kanada: 6 ppb
- Japan: 15 ppb (früher 2 ppb)
- WHO: 20 ppb [WHO/SDE/WSH/03.04/74]

Grenzwerte für Sb in verpackten Lebensmitteln:

- Europa: 40 ppb [2002/72/EC]
- Japan: 50 ppb

Die PET-Flaschenhersteller verweisen häufig darauf, dass die gesetzlichen Grenzwerte eingehalten werden, Getränke aus PET Flaschen also nicht höhere Antimongehalte aufweisen als es nach der EU Richtlinie (RL 2002/72/EG) über Materialien und Gegenstände aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen zulässig wäre.

Erlaubte Maximalkonzentration von SB im PET Material:

- Empfehlung des Bundesamts für Risikoabschätzung: 350 ppm / kg PET

WHO Empfehlung für die maximale Tägliche Einnahme (TDI) von Antimon:

- 6 µg/kg Körpergewicht
- d.h. 360 µg bei einem durchschnittlichen Körpergewicht von 60 kg

Mit Blick auf die Ergebnisse der Migrationsberechnung nach [Welle 2010] lässt sich feststellen, dass der europäische Grenzwert für Trinkwasser (5 ppb) bei Lagerung mit Raumtemperatur und durchschnittlicher Antimon-Konzentration auch bei sehr langen Lagerzeiträumen nicht erreicht wird. Die Lagerung einer 500 ml Flasche bei 40°C würde nach ca. 6 Monaten (Sb-Gehalt 224 ppm im PET) bzw. ca. 2 Monaten (Sb-Gehalt 350 ppm im PET) zur Überschreitung des Trinkwassergrenzwerts führen.

Andererseits ist aus Sicht des Lebensmittelrechts nicht der Grenzwert für Trinkwasser, sondern der EU-Grenzwert von 40 ppb für verpackte Lebensmittel relevant. Die Lagerhaltung einer 500 ml Flasche selbst bei 40°C und einem Sb-Gehalt von 350 ppm im PET würde erst nach ca. 3 Jahren zur Überschreitung dieses Grenzwerts führen.

Bei höheren Lagertemperaturen kommt es jedoch zu einer deutlichen Beschleunigung der Migration. So weist [Welle 2010] darauf hin, dass bei einer Lagertemperatur von 80°C der Lebensmittelgrenzwert 40 µg Sb/L bereits nach 33 Stunden erreicht wird.

[Sax 2010] berichtet von Migrationsexperimenten, bei denen PET Flaschen bei 70°C inkubiert wurden, wobei die Konzentration im Getränk bereits nach 12 Tagen auf 6 ppb anstieg. Bei 80°C Inkubationstemperatur stieg die Konzentration im Getränk nach 2,3 Tagen auf 6 ppb und erreichte nach 7 Tagen 14,4 ppb. Bei Raumtemperatur war im selben Experiment während eines Versuchszeitraums von 3 Monaten nur eine extrem geringe Migration festgestellt worden. Zur Sb-Konzentration in dem in der Untersuchung verwendeten Flaschenmaterial macht [Sax 2010] keine Angaben.

6.8.3 Bewertung

Im Lebenszyklus von PET-Flaschen kommt es zur Freisetzung von Antimon an die Luft. Die Emissionsfracht stammt dabei hauptsächlich aus der PET-Herstellung. Allerdings ist anhand der von PlasticsEurope veröffentlichten Zahlen nicht zu erkennen, welches die Antimonquellen innerhalb der Prozesskette von der Ölförderung bis zum fertigen PET Granulat sind. Eine vertiefte Quellanalyse und –bewertung ist hinsichtlich dieses Lebenswegbereichs daher nicht möglich.

Bezüglich der Antimonemissionen aus der Entsorgung von PET-Flaschen lässt sich anhand des verfügbaren Datenmaterials vermuten, dass die thermische Behandlung der PET-Flaschen eher einen geringen Beitrag zur Gesamtemissionsfracht von Antimon aus diesem Bereich beisteuert. Dennoch ist angesichts des Toxizitätsverdachts von Antimon – allein schon aus Vorsorgegründen – zu erwägen, welche Möglichkeiten sich zur Emissionsreduktion bieten. Die Möglichkeiten zur Reduktion des Antimongehalts von PET-Flaschen sollten daher unbedingt weiter erforscht werden. Hier stehen die Produzenten in der Verantwortung.

Der letztgenannte Aspekt ist auch hinsichtlich der Migration von Antimon in das Getränk von Bedeutung. Hier zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit von der Antimon-Konzentration in der PET-Flaschenwand und insbesondere von der Lagertemperatur. Einerseits lässt sich festhalten, dass gemäß der Migrationsberechnungen von [Welle 2010] bei einer Lagerung unter Raumtemperatur weder der Migrationsgrenzwert von 40 ppb noch der Trinkwassergrenzwert von 5 ppb erreicht werden.

Bei konservativer Herangehensweise müsste man für Getränke denselben Grenzwert ansetzen, der für Trinkwasser gilt. Unter dieser Randbedingung wären dann längere Lagerzeiten bei Temperaturen

über 40°C zu vermeiden. Insbesondere im Sommer müssen PET-Getränkeflaschen vor direkter Sonneneinstrahlung geschützt werden. Dies gilt sowohl für die potenzielle Lagerung im Freien beim Abfüller oder an der Verkaufsstelle.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Als letzter Schritt der Studie stellt sich die Frage, welche Schlussfolgerungen und Empfehlungen sich aus den Ergebnissen für verschiedene in der Zieldefinition genannte Zielgruppen:

- Akteure in der Prozesskette von Getränkeverpackungen (Hersteller, Abfüller und Handel sowie Verwertung von Verpackungen)
- Politische Kreise
- Verbraucher- und Umweltorganisationen als interessierte Öffentlichkeit

ableiten lassen.

7.1 Schlussfolgerungen und Erkenntnisgewinne

Folgende Schlussfolgerungen lassen sich aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie ziehen:

1. Die Auswertung der Basisszenarien für die Untersuchungsgruppen Mineralwasser und Limonaden zeigen, dass die untersuchten PET Einwegflaschen, welche als repräsentativ für die Situation in Österreich angesehen werden, eine der jeweiligen als Referenz herangezogenen Glas Mehrwegflasche vergleichbares ökobilanzielles Ergebnis aufweisen:
 - Der Vergleich der 1,5L PET Einwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Mineralwässer zeigt keinen Vor- oder Nachteil für eines der betrachteten Systeme
 - Der Vergleich der 1,5L und 2,0L PET Einwegflasche für kohlenstoffhaltige Limonaden mit einer 1,0L Glas Mehrwegflasche für kohlenstoffhaltige Limonaden zeigt keinen Vor- oder Nachteil für eines der betrachteten Systeme
2. Das ökobilanzielle Ergebnis der PET Einwegflaschen wird in den meisten der ausgewerteten Wirkungskategorien durch die Lasten der Herstellung der Verpackungskomponenten bestimmt. Die weitaus größten Beiträge liefert dazu in der Regel die Lebenswegabschnitte PET Herstellung und Herstellung der Flasche.

Als die größten Einflussfaktoren auf das ökobilanzielle Ergebnis der PET Einwegflaschen können daher die folgenden beiden Stellschrauben abgeleitet werden:

- Flaschengewichte
Wie die Sensitivitätsanalyse zeigt, besteht ein durchaus linearer Zusammenhang zw. dem Gewicht der Flaschen und dem ökobilanziellen Ergebnis des Verpackungssystems. Ein niedrigeres Verpackungsgewicht führt demnach auch zu niedrigeren Systemlasten. Die Begründung dafür liegt zum einen in der Reduktion des Rohmaterialbedarfs und zum anderen in der Reduktion des Energiebedarfs bei der Flaschenherstellung als Folge des reduzierten Materialdurchsatzes.
- R-PET Anteile (aus Closed-loop Aufbereitung)
Der Vergleich zw. den verschiedenen Basisszenarien für die PET Einwegflaschen offenbart, dass der in den Flaschen verwendete R-PET Anteil einen großen Einfluss auf das ökobilanzielle Ergebnis der Verpackungssysteme hat, wenn das Material in Form eines Closed-Loop Recycling gewonnen wird. In den untersuchten Systemen substituiert das recycelte Material auf direktem Wege Primärmaterial (also ohne die Notwendigkeit eine Allokationsentscheidung treffen zu müssen) und führt somit zu einer signifikanten Reduktion der Lasten der Materialbereitstellung.

3. Die Lasten des Lebenswegabschnittes Distribution bestimmen das Ergebnis der Glas Mehrwegflaschen.

Die Glas Mehrwegsysteme zeigen gegenüber den PET Einwegsystemen Nachteile im Lebenswegabschnitt Distribution aus zwei Gründen:

- Längere Fahrstrecke aufgrund der Hin- und Rückfahrt Logistik
Da die leeren Flaschen zwingend zurück zum Abfüller transportiert werden müssen ergeben sich trotz eigentlich gleicher Distributionsdistanzen für alle Verpackungssysteme Nachteile für die Mehrwegsysteme (auch für die PET Mehrwegsysteme siehe Punkt 4). Während bei den Einwegsystemen der LKW in der 1. Distributionsstufe nur einen Teil der Rückfahrt angelastet bekommt (den zwingenden Leerfahrtanteil von 30% bevor er den Systemraum verlässt) trägt das Mehrwegsystem die Lasten für den Rücktransport der leeren Flaschen zum Abfüller für die gesamte Fahrstrecke.
- Nachteiliges Auslastungsverhältnis aufgrund der schwereren Verpackung
Im Verhältnis zu den Kunststoffverpackungen ist das spezifische Verhältnis Verpackung/ Füllgut bei den Glasverpackungen schlechter. Dadurch transportieren die LKWs neben dem eigentlichen Transportgut (dem Getränk) auch sehr viel Verpackung. Dadurch sinkt der Netto- Auslastungsgrad der LKWs, es müssen mehr LKWs für die gleiche Menge Füllgut fahren als dies bspw. bei einer leichteren PET- Flasche notwendig wäre.

4. Die im Rahmen der Studie als hypothetisches System betrachtete PET Mehrwegflasche zeigt in der Gesamtschau aller Ergebnisse das beste ökobilanzielle Profil. Die Ergebnisse resultieren aus den folgenden Schlüsselfaktoren:

- Niedrige Herstellungslasten aufgrund der Mehrfachverwendung der Flaschen.
- Im Vergleich zu den Glas-Mehrwegflaschen vorteilhafterer Netto- Auslastungsgrad der Distributions-LKWs aufgrund eines günstigeren Gewichtsverhältnis von Verpackung und Füllgut.

Diese Vorteile überwiegen in der gesamten Lebenswegbetrachtung die folgenden Nachteile der PET Mehrwegflasche gegenüber der PET Einwegflaschen:

- Höhere Systemlasten als PET Einwegflaschen im Sektor Abfüllung aufgrund der Notwendigkeit die leeren Flaschen zu Waschen.
- Höhere Systemlasten als PET Einwegflaschen im Sektor Distribution aufgrund der Hin- und Rückfahrt Logistik (vgl. Punkt 3).

5. Bezüglich der Antimonemissionen aus der Entsorgung von PET-Flaschen lässt sich anhand des verfügbaren Datenmaterials vermuten, dass die thermische Behandlung der PET-Flaschen in Österreich eher einen geringen Beitrag zur Gesamtemissionsfracht von Antimon aus diesem Bereich beisteuert. Dennoch ist angesichts des Toxizitätsverdachts von Antimon – allein schon aus Vorsorgegründen – eine weitere Emissionsreduktion zu empfehlen. Die Möglichkeiten zur Reduktion des Antimongehalts von PET-Flaschen sollten daher unbedingt weiter erforscht werden. Hier stehen insbesondere die PET-Produzenten in der Verantwortung.

Der letztgenannte Aspekt ist aufgrund der Abhängigkeit von der Antimon-Konzentration in der PET-Flaschenwand auch hinsichtlich der Migration von Antimon in das Getränk von Bedeutung. Hier besteht insbesondere bei längeren Lagerzeiten bei Temperaturen über 40°C die Gefahr einer erhöhten Antimon-Migration. Insbesondere im Sommer müssen PET-

Getränkeflaschen vor direkter Sonneneinstrahlung geschützt werden. Dies gilt sowohl für die potenzielle Lagerung im Freien beim Abfüller oder an der Verkaufsstelle.

- Die Ergebnisse der in dieser Studie erstmals ausgewerteten drei USEtox Kategorien bleiben aufgrund der hohen Unsicherheiten mit denen die Ergebnisse in diesen Kategorien der Wirkungsabschätzung behaftet sind bei der endgültigen Ergebnisfindung unberücksichtigt. Für zukünftige valide Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dieser Kategorien ist es notwendig einen Katalog mit den Mindestanforderungen an die zu berichtenden Emissionen im Rahmen von Datensätzen für die Sachbilanz zu erarbeiten.

7.2 Zielgruppenspezifische Empfehlungen

Aus den in Kapitel 7.1 ausgeführten Schlussfolgerungen lassen sich folgende Empfehlungen für die unterschiedlichen Akteure ableiten.

Empfehlungen an Akteure in der Prozesskette von Getränkeverpackungen:

Die Abfüller und Flaschenhersteller sind dazu aufgerufen das ökobilanzielle Ergebnis der PET Einwegflaschen weiter zu verbessern, indem sie die technisch möglichen Potentiale hinsichtlich der Reduktion der Flaschengewichte und maximalen R-PET Einsatzquoten ausschöpfen. Die im Rahmen dieser Studie durchgeführte Datenaufnahme zeigt bezüglich dieser beiden Aspekte eine große Bandbreite. Von daher besteht nach Ansicht der Verfasser noch ein großer Optimierungspotential für die untersuchten Einwegverpackungen, welches es in naher Zukunft zu heben gilt.

Den Abfüllern und dem Handel sei empfohlen Getränke in Glas Mehrwegverpackungen stärker als regionale Produkte zu vermarkten, so dass diese Verpackungssysteme den Markt abdecken, auf dem sie ihre ökobilanziellen Vorteile ausspielen können. Weiterhin richtet sich die Empfehlung an die Abfüller und den Handel, die Potenziale einer Wiedereinführung von PET Mehrweggebinden zu prüfen.

Den Betreibern des Sammelsystems und den Verwertern von PET Einwegflaschen sei empfohlen, die Sammlung und das Recycling von leeren PET Einwegflaschen weiterhin forciert zu betreiben, um der Verpackungsindustrie flaschenfähiges Recyclingmaterial in ausreichenden Mengen zur Verfügung stellen zu können.

Die Empfehlungen an die Akteure in der Wertschöpfungskette der Getränkeverpackungen sollen so verstanden werden, dass hier Handlungsfelder aufgezeigt werden, in denen es möglich sein sollte, das in der aktuellen Nachhaltigkeitsagenda vereinbarte Reduktionsziele der Treibhausgasrelevanten Emissionen von 10% gegenüber dem Ausgangswert von 2007 zu erreichen.

Empfehlungen an die politischen Entscheidungsträger und die Akteure der Mehrwegdiskussion:

Die Ergebnisse der Basisszenarien zeigen, dass Glas Mehrweg- und PET Einweggetränkeverpackungen ein äquivalentes ökobilanzielles Ergebnis aufweisen. Für keines der im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz untersuchten Verpackungssysteme kann ein Vor- oder Nachteil gegenüber einem anderen System konstatiert werden. Die Ergebnisse der ergänzend durchgeführten Sensitivitätsanalysen zeigen allerdings, dass

- a) PET Mehrweg das Verpackungssystem mit dem besten ökobilanziellen Ergebnis wäre – wenn es denn am Markt verfügbar wäre,
- b) hinsichtlich der PET Einwegflaschen noch weitere Optimierungspotenziale bestehen (Flaschengewicht und R-PET Einsatz), welche das ökobilanzielle Ergebnis der PET Einweggebinde positiv beeinflussen können und
- c) Glas Mehrweg in der regionalen Distribution Vorteile gegenüber den PET Einwegflaschen aufweist.
- d) Aus anderen Studien ist bekannt, dass auch bei Glas-Mehrweg durch Verwendung moderner Abfüllanlagen und Anlagen zur Flaschenwäsche noch eine erhebliche Minderung der Umweltlasten erreicht werden könnte.

Den politischen Entscheidungsträgern und übrigen Akteuren der Einweg/ Mehrwegdiskussion in Österreich sei empfohlen die Ergebnisse der vorliegenden Studie zur Kenntnis zu nehmen und ergebnisorientiert zu diskutieren.

Die Ergebnisse der in dieser Studie erstmals ausgewerteten drei USEtox Kategorien bleiben aufgrund der hohen Unsicherheiten mit denen die Ergebnisse in diesen Kategorien der Wirkungsabschätzung behaftet sind bei der endgültigen Ergebnisfindung unberücksichtigt. Für zukünftige valide Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dieser Kategorien ist es notwendig einen Katalog mit den Mindestanforderungen an die zu berichtenden Emissionen im Rahmen von Datensätzen für die Sachbilanz zu erarbeiten. Aufgabe der Politik muss es sein, auf die Akteure in der Industrie einzuwirken einen verbindlichen Standard für die Erarbeitung von Sachbilanzdaten zu schaffen und umzusetzen.

Empfehlungen an die interessierte Öffentlichkeit:

Zielgruppe der hier aufgeführten Schlussfolgerungen für die interessierte Öffentlichkeit sind vor allem die Umwelt- und Verbraucherverbände. Für diese sind die folgenden vier Erkenntnisse relevant:

1. Das ökobilanzielle Profil von Glas Mehrweg- und PET Einwegflaschen zeigt in den hier untersuchten Getränkesegmenten (Mineralwasser und Limonade) keine signifikanten Unterschiede.
2. PET Mehrwegflaschen wären das Verpackungssystem mit dem besten ökobilanziellen Ergebnis, sofern die österreichische Getränkewirtschaft und der Handel diese wieder einführen würden. Dies kann jedoch nur gelingen, wenn eine entsprechende Nachfrage seitens der Konsumenten sichergestellt wird.
3. PET Einwegflaschen besitzen noch weite Optimierungspotenziale, vor allem hinsichtlich der Flaschengewichte aber auch hinsichtlich der R-PET Einsatzquoten
4. Glas Mehrwegflaschen weisen, wenn sie regional distribuiert werden (bis ca. 60 km) Vorteile gegenüber den PET Einwegflaschen auf.
5. Getränke in PET-Flaschen sollten nicht längere Zeit bei Temperaturen über 40°C gelagert werden, da es sonst zu einer gesteigerten Migration von Antimon ins Getränk kommen kann. Lagertemperaturen über 70°C sollten vermieden werden. Der Kauf von PET-Flaschen, die vor der Verkaufsstelle (oder in deren Hinterhof) im Sommer dem direkten Sonnenlicht ausgesetzt sind, ist aus gesundheitlichen Vorsorgegründen nicht zu empfehlen.

Den Umwelt- und Verbraucherverbänden soll empfohlen werden, die hier dargestellten Ergebnisse nicht nur zur Kenntnis zu nehmen, sondern in der Öffentlichkeitsarbeit im gebotenen Differenzierungsgrad aufzubereiten und in konkreten Empfehlungen für den Endverbraucher münden zu lassen.

8 Literaturverzeichnis

- A. Hackl / G. Mauschwitz Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Jahresreihe 2000-2002.
www.zement.at/file_upl/Hackl4_Web_Fertig2.pdf
- [BGR 2004]: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe: Reserven, Ressourcen und Verfügbarkeit von Energierohstoffen 2004 - Kurzstudie. Hannover, 2004.
- [Borken 1999]: Borken, J.: „Entwicklungen der Fahrleistungen und Emissionen des Straßengüterverkehrs 1990 bis 2015“, Verband der Automobilindustrie e.V., Frankfurt a. M., 1999.
- [BUWAL 1998]: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: Ökoinventare für Verpackungen; Schriftenreihe Umwelt 250/II; Bern, 1998.
- [DIN EN ISO 14040] International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Principles and framework. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. ISO EN 14040 (1997).
- [DIN EN ISO 14041]: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Goal and scope definition and inventory analysis. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. ISO EN 14041 (1998).
- [DIN EN ISO 14042]: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Life cycle impact assessment. Wirkungsabschätzung. ISO EN 14042 (2000).
- [DIN EN ISO 14043]: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Interpretation. Auswertung. ISO EN 14043 (2000).
- [DIW 2007]: Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, DIW-Wochenberichte, Nr. 8/2007 74. Jahrgang/21. Februar 2007, Berlin
- [EAA 2000]: European Aluminium Association: Ecological Profile Report for the European Aluminium Industry. Brussels, 2000.
- [EAA 2006]: European Aluminium Association: Update of Ecological Profile Report for the European Aluminium Industry. Brussels, 2006. Bezugsquelle <http://www.eaa.net>
- [Ecoinvent 2003]: ecoinvent Centre 2003, ecoinvent data v1.01, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2003. Download unter www.ecoinvent.ch
- [EMPA 2006]: Untersuchung der Grundwasserverträglichkeit von Magerbeton aus RC-Material, Eigenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Bericht-Nr. 203600.1 vom 10.02.2006.
- [ErsatzbaustoffV 2011]: Arbeitsentwurf (Ersatzbaustoffverordnung – ErsatzbaustoffV) Verordnung über Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken vom 06.01.2011
- [ETH 1996]: ETH-Zürich: Ökoinventare für Energiesysteme. 3. Auflage. Zürich, 1996.
- [EurObserv'ER]: http://www.observ-er.org/observ-er/stat_baro/observ/baro164.pdf
- [FEFCO 2003]: European Database for Corrugated Board Live Cycle Studies. Brüssel, 2003.
- [Hartwig 2006]: Hartwig, K.: Barrier technologies for PET bottles. In: PETplanet insider Vol. 7, No. 04/06, S. 20-23.
- [GEMIS 1997]: Hessisches Ministerium für Wirtschaft und Technik (Hrsg.): Fritsche, U. et al. Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme(GEMIS), Version 3.0, Wiesbaden, 1997.

- [GEMIS 2001]: Fritsche, U. et al.: Gesamt-Emissions-Modell integrierter Systeme, Darmstadt/Kassel, Version 4.1: <http://www.oeko.de/service/gemis/deutsch/index.htm>.
- [HASLER 2004]: Hasler, A.: Die Auswirkungen des Ökostromgesetzes auf den heimischen Biomasserohstoffmarkt. Diplomarbeit an der Karl-Franzens-Universität Graz, Österreich, 2004.
- [IFEU 1997]: ifeu-Institut (Hrsg.), Knörr, W. et al.: „Daten- und Rechenmodell – Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1980 -2020. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UFOPLAN-Nr. 105 06 057. Berlin, Heidelberg, 1997.
- [IFEU 1999]: Knörr, W., Höpfner, U., Lambrecht, U., Nagel, H-J., Patyk, A. (IFEU): Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1980 bis 2020 – Beschreibung der Software TREMOD: Bedienungsanleitung, Rechenabläufe und Datendokumentation. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1999.
- [IFEU 2004]: Detzel, A. et al. (IFEU): Ökobilanz zur PET-Einwegflasche in Österreich. Im Auftrag der ARA AG, Wien, Oktober 2004.
- [IFEU 2007]: Krüger, M. et al. (IFEU): Aktuelle Ökobilanz zur 1,5L PET Einwegflasche in Österreich. Im Auftrag des Verbands der Getränkehersteller Österreichs, Wien, Oktober 2007.
- [IFEU 2010]: Kauertz, B et al. (IFEU): Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke sowie stille Mineralwässer. Im Auftrag der Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. Bad Homburg, IFEU-Heidelberg, April 2010
- [INFRAS 1995] INFRAS: „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“, im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA), Berlin und Bundesamts für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL), Bern, 1995.
- [INFRAS 2004] INFRAS: „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs Version 2.1“, im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA), Berlin und Bundesamts für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL), Bern, 2004.
- [IVV 1999]: Heyde, M. und Kremer, M.: Recycling and Recovery of Plastics from Packagings in Domestic Waste (Appendix 1, S. 5). LCA Documents, ecomed publishers, Landsberg, 1999.
- [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
- [Klöpffer, Grahl 2009]: Klöpffer, W. und Grahl, B.: Ökobilanz (LCA) Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim, 2009
- [LAGA 2003]: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen, 2003. Veröffentlicht unter <http://www.laga-online.de>
- [Mathys et al. 2007]: Renata Mathys, Jessica Dittmar und C. Annette Johnson: Antimony in Switzerland: A substance flow analysis. Environmental studies no. 0724. Federal Office for the Environment, Bern.
- [Öko-Institut 2009]: Dehoust, G. et al.: Steuern oder Sonderabgaben für Getränkeverpackungen und ihre Lenkungswirkung. Im Auftrag des Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU). Darmstadt/ Berlin 2009.
- [ÖKOINVENT 1994]. Frischknecht, R., P. Hofstetter, I. Knoepfel: Ökoinventare für Energiesysteme, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Zürich 1994.

- [ÖÖI 2009]: Pladerer, C. (Österreichisches Ökologie-Institut) und Dr. Vogel, G. (Institut für Technologie und Nachhaltiges Produktmanagement der Wirtschaftsuniversität Wien): Mehrweg hat Zukunft! Modelle und Modellbausteine zur Steigerung des Einsatzes von Mehrweggetränkeverpackungen in Österreich, basierend auf einer Analyse von internationalen Erfahrungen. Abschlussbericht, Wien 2009
- [Petcycle 2007]: Ökobilanzielle Berechnung zur PET-Stoffkreislaufflasche (Sachstand 2007) Heidelberg, April 2007, Unveröffentlicht
- [Petcycle 2008]: Ökobilanzielle Optimierungsanalyse zur PET-Stoffkreislaufflasche Heidelberg, April 2008, Unveröffentlicht
- [PlasticsEurope 2004]: Für eine nachhaltige Zukunft, Factsheet, PlasticsEurope, Brüssel, 2004. www.plasticseurope.org
- [PlasticsEurope 2005a]: 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)
- [PlasticsEurope 2005b]: 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)
- [PlasticsEurope 2005c]: 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)
- [PlasticsEurope 2005d]: Boustead, I.: Eco-profiles of the European Plastics Industry – Polyethylenterephthalat (PET), data last calculated March 2005, report prepared for PlasticsEurope, Brussels, 2005. (download August 2005 von: <http://www.lca.plasticseurope.org/index.htm>)
- [Sax 2010] Leonard Sax: Polyethylene Terephthalate May Yield Endocrine Disruptors. Environmental Health Perspectives, Volume 118, No 4, April 2010
- [Rosenbaum et al. 2008]: Rosenbaum, R.K. et al.: USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. Int J Life Cycle Assess (2008) 13:532–546, October 2008
- [Schmidt 1998]: Schmidt, M. et al.: Evaluierung gängiger Datenmodelle zur Ermittlung verkehrlicher Umweltbelastung. In: Umweltinformatik 98. Marburg.
- [Tremod 4.1.7]: Transport Emission Model: "Daten- und Rechenmodell Schadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland 1960-2030"; im Auftrag des Umweltbundesamtes, BMVBS/BAST; Kooperationsabkommen mit VDA, MWV, DB, Lufthansa/TUI, VDV.
- [Thiele 2006]: Ulrich k. Thiele: "Polyester Catalysts: A Critical Analysis of Current Technology and Available Alternatives" Konferenzpapier im Rahmen der The European PET Conference Barcelona 11.-12.10.2006
- [UBA 1995]: Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Datengrundlagen. Berlin, 1995. Unveröffentlicht.
- [UBA 1999]: Umweltbundesamt: Bewertung in Ökobilanzen. UBA-Texte 92/99, Berlin, 1999.
- [UBA 2000]: Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.
- [UBA 2000a]: Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanzen für graphische Papiere. UBA-Texte 22/00, Berlin, 2000.

- [UBA 2000b]: Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökologische Bilanzierung von Altölverwertungswegen. UBA-Texte 20/00, Berlin, 2000.
- [UBA 2001]: Umweltbundesamt (Hrsg.): Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen; Berlin, 2001.
- [UBA 2002]: Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/2. UBA-Texte 51/02, Berlin, 2002.
- [VDEW 2004]: Verband der Elektrizitätswirtschaft: Energiepolitik und Stromwirtschaft für das Jahr 2003, Berlin 2004
- [Wagner und Oehlmann 2009] Martin Wagner & Jörg Oehlmann. Endocrine disruptors in bottled mineral water: total estrogenic burden and migration from plastic bottles
- [Welle 2010]: Frank Welle: Migration of antimony from PET bottles into beverages - a systematic approach; Konferenzpapier im Rahmen der PETnology Europe 2010. XIII. Strategy and Technology Conference for the PET Packaging Industry: Nürnberg, 08.-09.11.2010
- [WHO 2003]: World Health Organisation: Antimony in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality

Anhang I. 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 1.1 Klimawandel

Diese, früher auch Treibhauseffekt genannte Wirkungskategorie steht für die negative Umweltwirkung der anthropogen bedingten Erwärmung der Erdatmosphäre und ist in entsprechenden Referenzen bereits eingehend beschrieben worden [IPCC 1995, IPCC 2001]. Der bisher in Ökobilanzen meist angewandte Indikator ist das Strahlungspotential (radiative forcing) [CML 1992, Klöpffer 1995] und wird in CO₂-Äquivalenten angegeben. Die Charakterisierungsmethode gilt als allgemein anerkannt.

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

In den stofflich genutzten Pflanzen ist Kohlenstoff aus der Atmosphäre gebunden, der im Laufe der Zeit, sei es bei Verrottung oder Verbrennung, wieder freigesetzt wird. Diese CO₂-Emissionen werden per Konvention des IPCC *nicht* dem Treibhauseffekt zugerechnet, da hierbei genau soviel CO₂ freigesetzt wird, wie zuvor der Atmosphäre beim Wachstum der Pflanze entzogen wurde. Die zeitweilige Bindung von CO₂ in der Pflanze bzw. dem daraus produzierten Stoff ist in der Regel auf maximal einige Jahrzehnte beschränkt und erfordert aufgrund der langen Integrationszeiträume beim Treibhauseffekt keine Berücksichtigung. Selbstverständlich werden die CO₂-Emissionen, die während der landwirtschaftlichen Produktion etwa beim Maschineneinsatz oder für die Produktion von Düngemitteln durch den Einsatz fossiler Energieträger entstehen, auf den Lebensweg angerechnet.

Bei der Berechnung von CO₂-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, 50 und 100 Jahre. Die Modellrechnungen für 20 Jahre beruhen auf der sichersten Prognosebasis. Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahresbasis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Sie wurde in diesem Projekt verwendet.

Nachfolgend werden die in den Berechnungen des Treibhauspotentials angetroffenen Substanzen mit ihren CO₂-Äquivalenzwerten - ausgedrückt als „Global Warming Potential (GWP) - aufgelistet:

Tabelle A1-1: Treibhauspotential der im Rahmen dieses Projekts berücksichtigten Stoffe

| Treibhausgas | CO ₂ -Äquivalente (GWP _i) |
|--|--|
| Kohlendioxid (CO ₂) | 1 |
| Methan (CH ₄) | 25,75 |
| Methan (CH ₄), regenerativ | 25 |
| Distickstoffmonoxid (N ₂ O) | 298 |
| Tetrachlormethan | 1.400 |
| Tetrafluormethan | 7.390 |
| Hexafluorethan | 12.200 |
| Quelle: [IPCC 2007] | |

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 1.2 Photooxidantienbildung (Photosmog oder Sommersmog)

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

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des UBA [UBA 1998] wurde versucht ein verbessertes Berechnungsmodell zu entwickeln. Dabei war zunächst beabsichtigt, die relevanten Bildungsreaktionen für Photooxidantien vor dem Hintergrund real existierender Konzentrationen und Mischungsverhältnisse unter Berücksichtigung der Stickoxide für eine solche Modellbildung heranzuziehen. Die Atmosphäre über einer gegebenen Fläche - z.B. Deutschlands - wäre als ein Ein-Box-Modell angenommen und mit den zusätzlichen ozonbildenden Agenzien neu berechnet worden. Dieser Ansatz erwies sich jedoch orientiert an der schlechten Datenlage der ozonbildenden Substanzen im Rahmen einer Sachbilanz als zu aufwendig im Vergleich zu seinem möglichen Nutzen.

Um dennoch die Stickoxide in die Modellierung der Photooxidantienbildung mit einbeziehen zu können, wurde von [Stern 1997] eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide vorgeschlagen. Dies bedeutet, dass aufbauend auf das POCP-Modell in Ethenäquivalenten jeweils die pro System emittierten Stickoxide zu dem berechneten POCP-Wert multipliziert werden. Es ergibt sich daraus ein neuer Indikator – das Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential – NCPOCP, das eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide ermöglicht. Das Modell wurde bisher vor allem im

deutschen Kontext angewendet und es muss noch diskutiert werden, mit welcher wissenschaftlichen Belastbarkeit der gewählte lineare Ansatz die Wechselwirkung zwischen NOx und den in Tabelle A1-2 genannten Schadgasen hinsichtlich des Ozonbildungspotentials abzubilden vermag.

Nachfolgend sind die Gase mit ihren photochemischen Ozonbildungspotentialen (POCP) aufgelistet, die im Rahmen dieser Ökobilanz erhoben werden konnten.

Tabelle A1-2: Ozonbildungspotential der im Rahmen dieses Projekts berücksichtigten Stoffe

| Schadgas | POCP _i |
|--|-------------------|
| Ethen | 1 |
| Methan | 0,006 |
| Formaldehyd | 0,52 |
| Benzol | 0,22 |
| Kohlenwasserstoffe | |
| · NMVOC aus Dieselemissionen | 0,7 |
| · NMVOC (Durchschnitt) | 1 |
| VOC (Durchschnitt) | 0,377 |
| Quellen: [Jenkin+Hayman 1999, Derwent et al. 1998] in [CML Dec 2007] | |

Dabei wurden nur Einzelsubstanzen mit einem definierten Äquivalenzwert zu Ethen berücksichtigt. Für die stofflich nicht präzise spezifizierten Kohlenwasserstoffe, die in Literaturdatensätzen häufig angegeben werden, wird ein aus CML [1992] entnommener mittlerer Äquivalenzwert verwendet.

Das POCP wurde nach folgender Formel ermittelt:

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

A 1.3 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

¹³ Der CSB ist (abhängig vom Abbaugrad) höher als der BSB₅, weshalb der Äquivalenzfaktor als relativ unsicher einzuschätzen ist und tendenziell zu hoch liegt.

quasi das gesamte zur Verfügung stehende Potential zur Sauerstoffzehrung umfasst, wird der CSB als konservative Abschätzung¹³ 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 1995] angegeben. Nachfolgend sind die im Rahmen dieses Projektes vorkommenden verschiedenen Schadstoffe bzw. Nährstoffe mit ihrem jeweiligen Charakterisierungsfaktor aufgeführt:

Tabelle A1-3: Eutrophierungspotential der im Rahmen dieses Projekts berücksichtigten Stoffe

| Schadstoff | PO ₄ ³⁻ Äquivalente (NP _i) |
|---|--|
| Eutrophierungspotential (Boden) | |
| Stickoxide (NO _x als NO ₂) | 0,13 |
| Ammoniak (NH ₃) | 0,35 |
| Eutrophierungspotential (Wasser) | |
| Gesamtphosphor | 3,06 |
| Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) | 0,022 |
| Ammonium (NH ₄ ⁺) | 0,327 |
| Nitrat (NO ₃ ²⁻) | 0,128 |
| 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:

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

¹³ Der CSB ist (abhängig vom Abbaugrad) höher als der BSB₅, weshalb der Äquivalenzfaktor als relativ unsicher einzuschätzen ist und tendenziell zu hoch liegt.

A 1.4 Versauerung

Eine Versauerung kann sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich sind die Emissionen säurebildender Substanzen.

Der in [CML 1992, Klöpffer 1995] 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 SO₂-Äquivalente. Nachfolgend sind die in dieser Studie erfassten Schadstoffe mit ihren Versauerungspotentialen, engl. „Acidification Potential (AP)“, in Form von SO₂-Äquivalenten aufgelistet:

Tabelle A1-4: Versauerungspotential der im Rahmen dieses Projekts erhobenen Stoffe

| Schadstoff | SO ₂ -Äquivalente (AP _i) |
|--|---|
| Schwefeldioxid (SO ₂) | 1 |
| Stickoxide (NO _x) | 0,7 |
| Chlorwasserstoff (HCl) | 0,88 |
| Schwefelwasserstoff (H ₂ S) | 1,88 |
| Fluorwasserstoff (HF) | 1,6 |
| Ammoniak | 1,88 |
| Quelle: [Hauschild und Wenzel 1998] in [CML Dez. 2007] | |

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 1.5 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 1.5.1 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 einzubeziehen. Umgekehrt stellen andere Arbeiten sowohl stofflich als auch energetisch einsetzbare Materialien durch deren Energieinhalt dar. Daraus folgt unweigerlich das Problem, dass diese Materialien mit nicht-energetischen Materialien nicht in Beziehung gesetzt werden können. Beispielsweise kann bei einer Substitution von Glas durch Kunststoff die eingesetzte Masse nicht mit der Energiemenge verglichen werden. Anstelle des Bezugs auf den Energieinhalt des Kunststoffes ist eine Rückübersetzung in eine gewichtsbezogene Darstellung erforderlich.

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 Gesamtener-

giemenge¹⁴ 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 Brennstoffe¹⁵. 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.

Tabelle A1-5: Energieinhalte und Rohöläquivalente der im Rahmen dieses Projekts erhobenen Stoffe

| INPUT | Statische Reichweite | Energieinhalt fossil | Rohöl-Äquivalenzfaktor (ROE _i) |
|-----------------------------------|----------------------|----------------------|--|
| Rohstoffe in d. Lagerstätte (RiL) | [a] | in kJ/kg | in kg Rohöl-Äq./kg |
| Braunkohle | 200 | 8.303 | 0,0409 |
| Erdgas | 60 | 37.718 | 0,6205 |
| Rohöl | 42 | 42.622 | 1 |
| Steinkohle | 160 | 29.809 | 0,1836 |
| Quelle: [UBA 1995] | | | |

Es gilt für die Berechnung des Rohöl-Äquivalenzfaktors:

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

¹⁴ 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.

¹⁵ Die Verlässlichkeit der statischen Reichweite als Knappheitsindikator wird durch die Unsicherheiten zum Stand der bekannten und wirtschaftlich erschließbaren Ressourcenvorräte beeinträchtigt.

A 1.5.2 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 [Klöpffer, Renner 1995] 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 einordbar 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.

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.

A 1.6 Toxische Schädigung des Menschen und von Organismen

A 1.6.1 Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub (PM10)

Als Feinstaub wird die Fraktion des Staubs bezeichnet, deren Partikel einen aerodynamischen Durchmesser $< 10 \mu\text{m}$ aufweisen. Eine Reihe von internationalen Studien erfasst den Zusammenhang der Partikelbelastung und der Mortalität bzw. Morbidität. Im Ergebnis zeigte sich, dass bei Erhöhung der Immissionskonzentration von PM10 die Mortalität infolge von Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen stark zunimmt. Neue Studien international anerkannter Organisationen - aktuell der WHO - haben ein hohes Mortalitätsrisiko durch Feinstäube bestätigt.

In Langzeitstudien werden Sterberaten und Beeinträchtigungen der Gesundheit sowie die Luftverschmutzung über einen möglichst langen Zeitraum beobachtet. Dabei wird eine möglichst große Population untersucht. Es zeigte sich in einigen Studien eine Zunahme der Todesfälle durch

Atemwegs- sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen. Die Faktoren zum relativen Risiko weisen eine große Bandbreite auf. Nach dem aktuellsten Update der WHO (Air Quality Guidelines global update 2005) ergibt sich der Zahlenwert des relativen Risikos zu 1,03/10 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ (Bandbreite 1,01/10 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ bis 1,055/10 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$). Das bedeutet, dass bei einer um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ höheren Belastung der Außenluft mit PM_{10} das Risiko für Todesfälle durch Atemwegs- sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen um den Faktor 1,03 bzw. um 3% ansteigt.

Die großräumige PM_{10} -Belastung der Außenluft wird durch direkte Staubemissionen und Sekundärpartikel verursacht, die sich aus Vorläufersubstanzen wie NO_2 , SO_2 , NH_3 und NMVOC bilden. So verbindet sich z.B. SO_2 in der Luft mit NH_3 und H_2O zu partikelförmigem $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Die Zuordnung erfolgt mit aerosol formation factors, die in der Berichterstattung der EU [EEA 2002] angewendet und auch von der WHO als Indikator für die Luftqualität empfohlen werden [WHO 2002]. Die in Tabelle. A1- aufgeführten Faktoren wurden aus den Arbeiten von [De Leeuw 2002] abgeleitet und werden von diesem als repräsentativ für die Bedingungen in Europa eingestuft. Sie setzen sich zusammen aus dem Anteil der Vorläufersubstanz, der in Aerosolform umgewandelt wird, und aus einem Massenkorrekturfaktor, der die Umwandlung des gasförmigen Schadstoffs in den Aerosolanteil beschreibt ($\text{SO}_2 \rightarrow \text{SO}_4$; $\text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$; $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_4$). Für PM_{10} beträgt der Faktor 1. 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 PM_{10} -Potenzials beträgt 0,012.

Tabelle. A1-6: PM_{10} -Risikopotenzial von Luftschadstoffen

| Partikel PM_{10} und Vorläufersubstanzen | PM_{10} -Äquivalente in kg PM_{10} -Äq./kg |
|---|---|
| Partikel PM_{10} | 1 |
| Partikel aus Dieselemissionen | 1 |
| Sekundäraerosolbildner | |
| NO_x (als NO_2) | 0,88 |
| SO_2 | 0,54 |
| NH_3 | 0,64 |
| NMVOC | 0,012 |

Source: [Leeuw 2002]; [Heldstab et al. 2003],

Der Beitrag zum Potenzial wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen PM_{10} -Potenzial nach folgender Formel berechnet:

$$PM10 = \sum_i (m_i \times PM10_i)$$

PM_{10} -Äquivalente stellen ein Wirkungspotenzial ohne direkten lokalen Bezug dar. Ein individuelles Mortalitätsrisiko ist daraus nicht ableitbar. Es sind zunächst nur die möglichen Gesundheitsgefahren durch PM_{10} berücksichtigt.

A 1.6.2 Toxische Schädigung von Organismen und Ökosystemen

Für dieses Themenfeld fand im Rahmen der vorliegenden Ökobilanzstudie erstmalig das USEtox-Modell Anwendung. Es wurden die folgenden drei USEtox-Wirkungskategorien ausgewertet:

- Ökotoxizität gesamt
- Humantoxizität: carcinogen
- Humantoxizität: nicht-carcinogen

An dieser Stelle sei auf die Literatur [Rosenbaum et al. 2008] verwiesen.

A 1.6.3 Lärm

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 Emissionsangaben 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 Lärmminderungskonzepten 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 1.7 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".
- [IFEU 1997]: (Description carcinogenic risk)
- [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
- [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.
- [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.
- [Klopffer 1995]: Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien, UBA-Texte 23/95, Berlin, 1995
- [Leeuw 2002]: Leeuw, F.D.: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution, Bilthoven 2002

[Stern 1997]: (NCPOCP method description)

[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.

Anhang II. Sensitivitätsanalyse zur Strombereitstellung

A1. Sensitivitätsanalyse hinsichtlich des verwendeten Stroms

In der vorliegenden Studie wurde für die Strombereitstellung für Prozesse, die innerhalb des österreichischen Bezugsraums angesiedelt sind, mit dem österreichischen Mix an Energieträgern bilanziert. Der Mix an Energieträgern im österreichischen Netzstrom zeichnet sich durch einen hohen Anteil an auf regenerativen Energiequellen beruhenden Kraftwerke aus, hier ist vor allem die Wasserkraft zu nennen (siehe Tabelle A2-1). Die Wahl der Strombereitstellung hat einen großen Einfluss auf das Ergebnis von Systemen die sehr energieaufwändig in ihrer Herstellung sind, wie z.B. das PET System. Aus diesem Grund werden im folgenden Kapitel die Ergebnisse der Basisszenarien der Untersuchungsgruppe kohlenstoffhaltige Mineralwässer einer Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Strombereitstellung unterzogen. Als alternative Strombereitstellung kommt der UCTE-Strommix (2007) zum Einsatz. Zur Verdeutlichung der Unterschiede sind die bereits aus Kapitel 4.1 bekannten Ergebnisse der Basisszenarien erneut mit in den Grafiken aufgeführt.

Tabelle A2-1: Kraftwerkssplit im Modell Netzstrom Österreich 2008 und UCTE 2007

| Energieträger | Österreich 2008 Anteile [%] | UCTE 2007 Anteile [%] |
|-----------------------------------|--------------------------------|--------------------------|
| Steinkohle | 7,7 | 15,8 |
| Braunkohle | 0,0 | 12,8 |
| Heizöl | 1,7 | 3,3 |
| Gas | 18,9 | 21,2 |
| Kernenergie | 0,0 | 29,3 |
| Wasserkraft | 61,9 | 10,2 |
| Windkraft/Solar/Erdwärme/Biomasse | 9,4 | 7,3 |
| Sonstige | 0,4 | 0,1 |
| Quelle: Eurostat 2008/09 | | |

A.1.1 Ergebnisgrafiken

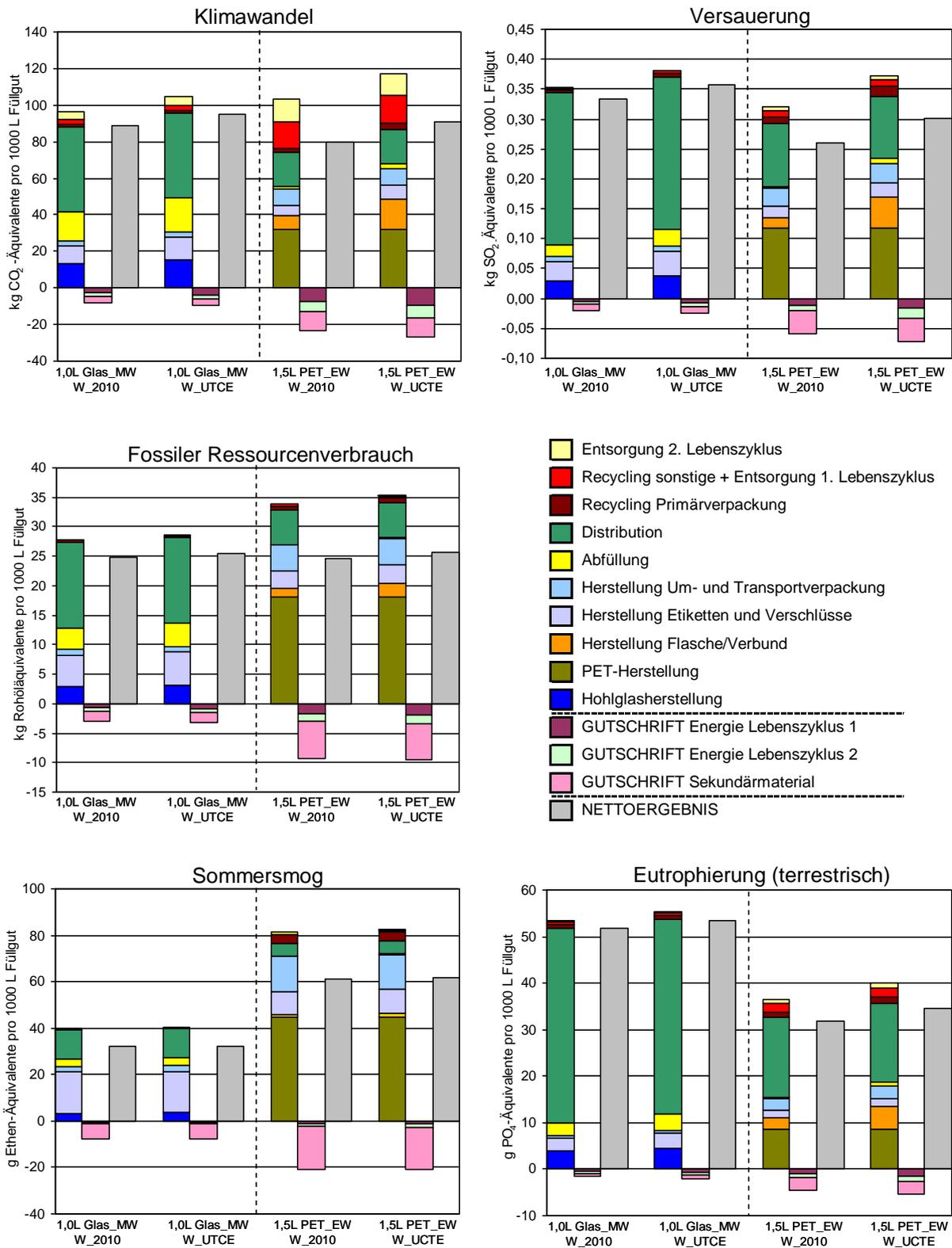


Abbildung A2-1: Ergebnisse der Sensitivität bzgl. des verwendeten Stroms für die Indikatoren Klimawandel, Fossiler Ressourcenverbrauch, Sommersmog, Versauerung und terrestrische Eutrophierung

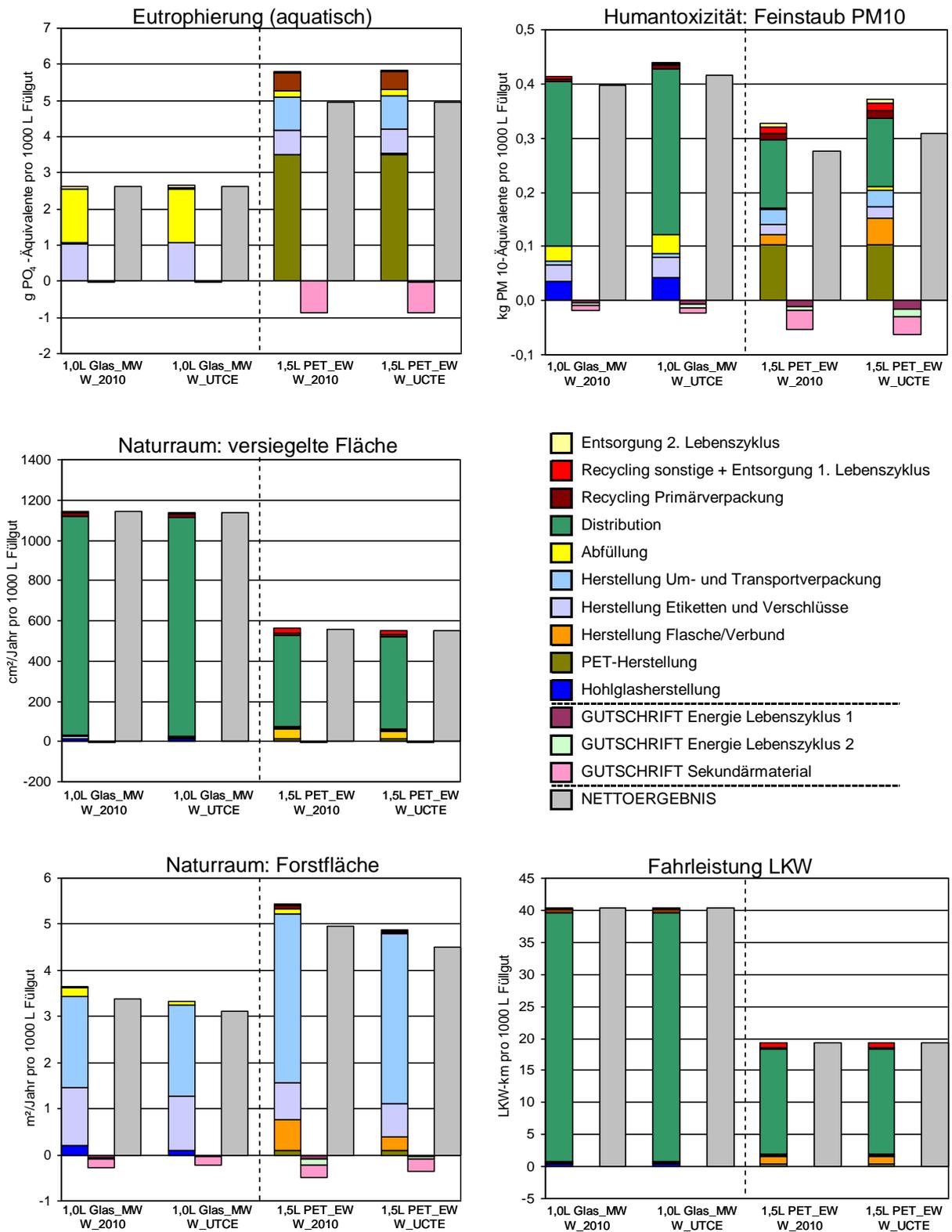


Abbildung A2-2: Ergebnisse der Sensitivität bzgl. des verwendeten Stroms für die Indikatoren aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung versiegelte Fläche und Forstfläche, Humantoxizität Feinstaub (PM 10) und Fahrleistung (LKW)

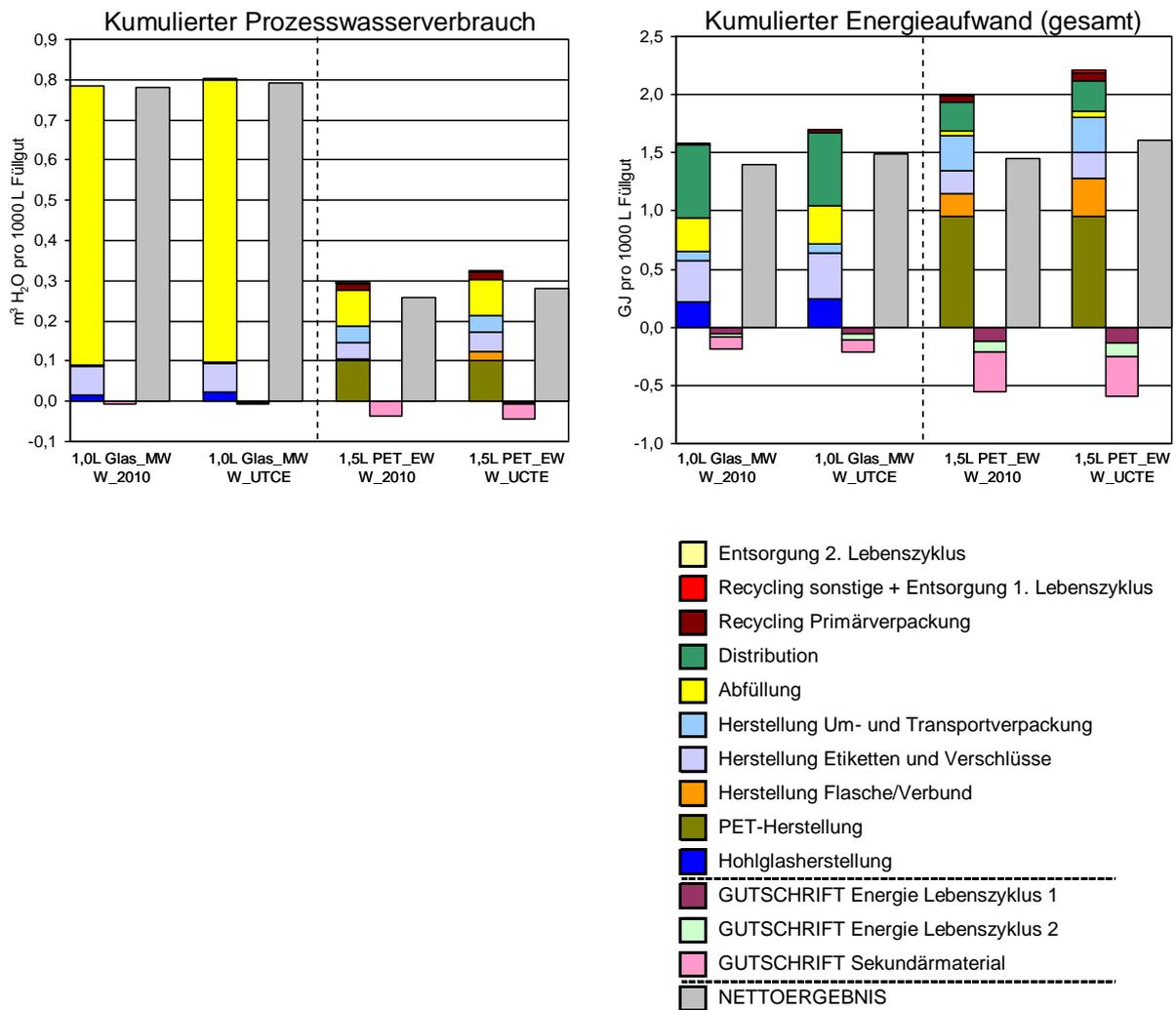


Abbildung A2-3: Ergebnisse der Sensitivität bzgl. des verwendeten Stroms für die Indikatoren kumulierter Prozesswasserverbrauch und kumulierter Energieaufwand (gesamt)

A.1.1.1 Beschreibung der Ergebnisse

Wie schon erwähnt und aus Tabelle A2-2 ersichtlich beeinflusst die Wahl der Strombereitstellung das Ergebnis der PET Einwegflasche stärker als das des Glas Mehrwegsystems. In fast allen der betrachteten Wirkungskategorien und Sachbilanzgrößen erhöht sich das Nettoergebnis im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario.

Bei dem PET Einwegsystem sind die Auswirkungen vor allem für die Indikatoren Klimawandel, Versauerung, Humantoxizität: Feinstaub (PM10) und Kumulierter Energieaufwand (gesamt) sichtbar. Die Erhöhung ist dort hauptsächlich auf den Beitrag des Sektors Herstellung Flasche zurückzuführen, da dieser besonders energieintensiv ist und somit durch die Wahl der Strombereitstellung stark beeinflusst wird. Aber auch der Sektor Abfüllung liefert einen höheren Beitrag als zum Nettoergebnis des Basisszenarios der PET Einwegflasche. Weitere Beiträge liefern die Sektoren Herstellung Etiketten und Verschlüsse sowie Recycling Primärverpackung und Recycling sonstige und Entsorgung.

Auf die drei Wirkungskategorien Sommersmog, Aquatische Eutrophierung und Naturraum: versiegelte Fläche hat die Wahl der Strombereitstellung wenig Wirkung. Der Indikator Fahrleistung: LKW weist keine Änderung im Vergleich zum Basisszenario der PET Einwegflasche auf da der Sektor Distribution von der Wahl der Strombereitstellung unbeeinflusst bleibt.

Auch für das Glas Mehrwegsystem sind vor allem die Nettoergebnisse für die Indikatoren Klimawandel, Versauerung, Humantoxizität: Feinstaub (PM10) und Kumulierter Energieaufwand (gesamt) erhöht. Hier ist vor allem die Beiträge aus den Sektoren Hohlglasherstellung und Abfüllung im Vergleich zum Basisszenario erhöht. Einen weiteren Beitrag zur Erhöhung des Nettoergebnisses liefert der Sektor Herstellung Etiketten und Verschlüsse.

Für beide betrachteten Systeme verringert sich das Nettoergebnis im Vergleich zum Basisszenario in der Wirkungskategorie Naturraum: Forstfläche, da der Strommix UCTE im Gegensatz zum österreichischen Energiemix, bei welchem es sich bei den eingesetzten Biomassen im Wesentlichen um Holz handelt, einen geringeren Anteil an regenerativen Energiequellen enthält.

Eine genaue Aufschlüsselung der Änderungen für die einzelnen Indikatoren zeigt die Tabelle A2-2.

Tabelle A2-2: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivität bzgl. des verwendeten Stroms im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario

| Wirkungskategorie | 1,0L Glas MW W UCTE | 1,5L PET EW UCTE |
|-------------------------------------|--|---------------------|
| Klimawandel | +7,28% | +13,62% |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | +2,70% | +4,59% |
| Sommersmog | +1,33% | +1,18% |
| Versauerung | +7,19% | +15,52% |
| Terrestrische Eutrophierung | +3,07% | +8,43% |
| Aquatische Eutrophierung | +0,63% | +0,56% |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -0,38% | -1,30% |
| Naturraum: Forstfläche | -7,75% | -8,95% |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | +5,04% | +12,28% |
| Fahrleistung (LKW) | Keine Änderung gegenüber dem Basisszenario | |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | +1,73% | +8,85% |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | +6,74% | +10,94% |

A.1.1.2 Systemvergleich

Der Vergleich der Sensitivitäten bzgl. des alternativen Stroms untereinander stellt sich folgendermaßen dar:

- Die 1,0L Glas Mehrwegflasche zeigt niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,5L PET Einwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Fossiler Ressourcenverbrauch
 - Sommersmog
 - Aquatische Eutrophierung
 - Naturraum: Forstfläche

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Kumulierter Energieaufwand (gesamt)

- Die 1,5L PET Einwegflasche zeigt unter niedrigere Indikatorergebnisse als die 1,0L Glas Mehrwegflasche in den Wirkungskategorien:
 - Klimawandel
 - Versauerung
 - Terrestrische Eutrophierung
 - Naturraum: versiegelte Fläche
 - Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Sowie der Sachbilanzgröße:

- Fahrleistung (LKW)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Tabelle A2-3: prozentuale Änderung der Nettoergebnisse der untersuchten Sensitivitäten bzgl. des Stroms zur Sensitivität Glas MW

| Wirkungskategorie | 1,5L PET EW_W UCTE | |
|-------------------------------------|-----------------------|-------------------|
| | niedriger als Glas MW | höher als Glas MW |
| Klimawandel | -4,42% | – |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | – | +1,20% |
| Sommersmog | – | +90,19% |
| Versauerung | -15,61% | – |
| Terrestrische Eutrophierung | -35,21% | – |
| Aquatische Eutrophierung | – | +88,90% |
| Naturraum: versiegelte Fläche | -51,77% | – |
| Naturraum: Forstfläche | – | +44,37% |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | -25,83% | – |
| Fahrleistung (LKW) | -52,24% | – |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | -64,83% | – |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | – | +8,14% |

Anhang III. Vergleich der verschiedenen Datensätze für PET und Glas

Tabelle A3-1: Vergleich der Glasdatensätze für 1 kg Material

| Wirkungskategorie | Einheit | Europäischer Glasdatensatz | Deutscher Glasdatensatz | Vetropack 2010 ^{a)} |
|-------------------------------------|-------------------------|----------------------------|-------------------------|------------------------------|
| Klimawandel | kg CO ₂ -Äq. | 7,8E-01 | 3,9E-01 | 6,1E-01 |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | kg Rohöl-Äq. | 1,4E-01 | 9,1E-02 | 1,3E-01 |
| Sommersmog | kg Ethen-Äq. | 5,5E-05 | 1,5E-04 | 1,5E-04 |
| Versauerung | kg SO ₂ -Äq. | 4,2E-03 | 1,6E-03 | 1,3E-03 |
| Terrestrische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 2,9E-04 | 1,5E-04 | 1,7E-04 |
| Aquatische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 1,9E-05 | 1,8E-07 | 2,2E-08 |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | kg PM10-Äq. | 3,4E-03 | 1,8E-03 | 1,6E-03 |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | m ³ | 8,1E-04 | 5,6E-04 | 7,7E-04 |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | kJ | 11370 | 6036 | 9954 |

a) Werte für die Herstellung von 1 kg Grünglas mit einem Altglasscherbenanteil von 72%

Tabelle A3-2: Vergleich der PET-Datensätze für 1 kg Material

| Wirkungskategorie | Einheit | APME 2002 | APME 2005 | Petcore 2004 | Plastics Europe 2010 |
|-------------------------------------|-------------------------|-----------|-----------|--------------|----------------------|
| Klimawandel | kg CO ₂ -Äq. | 3,4 | 3,5 | 2,7 | 2,2 |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | kg Rohöl-Äq. | 1,3 | 1,2 | 1,2 | 1,2 |
| Sommersmog | g Ethen-Äq. | 13,3 | 10,2 | 1,0 | 3,1 |
| Versauerung | g SO ₂ -Äq. | 34,8 | 15,6 | 6,1 | 7,9 |
| Terrestrische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 2,1 | 0,9 | 0,5 | 0,6 |
| Aquatische Eutrophierung | g PO ₄ -Äq. | 0,04 | 0,03 | 0,2 | 0,2 |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | g PM10-Äq. | 30,9 | 13,9 | 5,4 | 6,9 |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | L | 44,5 | 4,8 | 6,9 | 3,5 |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | MJ | 74,0 | 77 | 68,8 | 65,0 |

Anhang IV. Nettoergebnisse der untersuchten Szenarien

Tabelle A4-1: Nettoergebnisse der Basisszenarien für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Limonaden

| Wirkungskategorie | Einheit | 1,0L Glas MW W_2010 | 1,5L PET EW W_2010 | 1,0L Glas MW E_2010 | 1,5L PET EW E_2010 | 2,0L PET EW E_2010 |
|-------------------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Klimawandel | kg CO ₂ -Äq. | 88,44 | 79,81 | 84,72 | 89,51 | 84,95 |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | kg Rohöl-Äq. | 24,76 | 24,61 | 23,05 | 27,81 | 26,43 |
| Sommersmog | kg Ethen-Äq. | 31,98 | 60,92 | 31,25 | 69,72 | 65,52 |
| Versauerung | kg SO ₂ -Äq. | 332,82 | 260,63 | 340,83 | 283,18 | 270,89 |
| Terrestrische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 51,86 | 31,93 | 51,83 | 33,72 | 32,48 |
| Aquatische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 2,61 | 4,94 | 2,66 | 5,65 | 5,21 |
| Naturraum: versiegelte Fläche | cm ² | 1142,42 | 556,12 | 1116,04 | 558,36 | 547,80 |
| Naturraum: Forstfläche | m ² | 3,38 | 4,95 | 2,91 | 4,98 | 4,32 |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | g PM10-Äq. | 396,22 | 274,94 | 401,82 | 295,21 | 283,01 |
| Fahrleistung (LKW) | km | 40,45 | 19,32 | 39,50 | 19,37 | 19,03 |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | m ³ | 0,78 | 0,26 | 0,77 | 0,28 | 0,24 |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | kJ | 1396408,29 | 1452960,12 | 1318794,67 | 1624496,44 | 1534410,69 |

Tabelle A4-2: Nettoergebnisse der Basisszenarien unter Anwendung einer alternativen Bewertungsmethode (USEtox)

| Wirkungskategorie | Einheit | 1,0L Glas_MW_W_2010 | 1,5L PET_EW_W_2010 |
|----------------------------------|---------|---------------------|--------------------|
| Ökotoxizität (gesamt) | CTU | 4,7E-01 | 6,78E+01 |
| Humantoxizität: carcinogen | CTU | 4,44E-08 | 4,25E-08 |
| Humantoxizität: nicht-carcinogen | CTU | 5,11E-07 | 1,10E-06 |

Tabelle A4-3: Nettoergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich PET Mehrweg für kohlenensäurehaltige Mineralwässer und Limonaden

| Wirkungskategorie | Einheit | 1,5L PET_MW_W_Hypo | 1,5L PET_MW_E_Hypo |
|-------------------------------------|-------------------------|--------------------|--------------------|
| Klimawandel | kg CO ₂ -Äq. | 51,44 | 57,20 |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | kg Rohöl-Äq. | 15,95 | 18,45 |
| Sommersmog | kg Ethen-Äq. | 25,97 | 32,01 |
| Versauerung | kg SO ₂ -Äq. | 212,01 | 230,90 |
| Terrestrische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 31,58 | 33,30 |
| Aquatische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 1,25 | 1,69 |
| Naturraum: versiegelte Fläche | cm ² | 757,0243286 | 769,070888 |
| Naturraum: Forstfläche | m ² | 1,937292493 | 1,95797293 |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | g PM10-Äq. | 246 | 264 |
| Fahrleistung (LKW) | km | 26,79 | 27,18 |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | m ³ | 0,60 | 0,60 |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | kJ | 864237,95 | 997836,53 |

Tabelle A4-4: Nettoergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gewichte der PET Einwegflaschen für kohlenensäurehaltige Mineralwässer

| Wirkungskategorie | Einheit | 1,5L PET EW W_Min | 1,5L PET EW W_Max | 1,5L PET EW E_Min | 1,5L PET EW E_Max |
|-------------------------------------|-------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Klimawandel | kg CO ₂ -Äq. | 76,97 | 83,77 | 80,06 | 98,16 |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | kg Rohöl-Äq. | 23,74 | 25,80 | 24,74 | 30,57 |
| Sommersmog | kg Ethen-Äq. | 57,96 | 65,21 | 60,72 | 78,28 |
| Versauerung | kg SO ₂ -Äq. | 252,60 | 271,41 | 257,71 | 306,272 |
| Terrestrische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 31,11 | 33,04 | 31,34 | 35,922 |
| Aquatische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 4,46 | 5,53 | 4,67 | 6,601 |
| Naturraum: versiegelte Fläche | cm ² | 550,62 | 563,20 | 541,36 | 573,479 |
| Naturraum: Forstfläche | m ² | 4,50 | 5,53 | 4,49 | 5,598 |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | g PM10-Äq. | 267,00 | 285,60 | 270,89 | 317,432 |
| Fahrleistung (LKW) | km | 19,14 | 19,54 | 18,82 | 19,855 |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | m ³ | 0,23 | 0,29 | 0,24 | 0,320 |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | kJ | 1389490,38 | 1540035,96 | 1438146,08 | 1798539,818 |

Tabelle A4-5: Nettoergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Distribution für kohlenensäurehaltige Mineralwässer

| Wirkungskategorie | Einheit | 1,0L Glas MW W_regional | 1,5L PET EW W_regional | 1,0L Glas MW W_überregio. | 1,5L PET EW W_überregio. | 1,5L PET EW W_Import |
|-------------------------------------|-------------------------|----------------------------|---------------------------|------------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| Klimawandel | kg CO ₂ -Äq. | 53,55 | 65,43 | 92,41 | 81,28 | 107,63 |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | kg Rohöl-Äq. | 13,78 | 20,08 | 26,01 | 25,07 | 33,36 |
| Sommersmog | kg Ethen-Äq. | 22,24 | 56,73 | 33,06 | 61,32 | 68,55 |
| Versauerung | kg SO ₂ -Äq. | 139,96 | 179,73 | 354,43 | 268,69 | 413,04 |
| Terrestrische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 20,16 | 18,60 | 55,40 | 33,26 | 56,96 |
| Aquatische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 2,61 | 4,94 | 2,61 | 4,94 | 4,94 |
| Naturraum: versiegelte Fläche | cm ² | 331,49 | 207,24 | 1239,18 | 592,35 | 1243,15 |
| Naturraum: Forstfläche | m ² | 3,38 | 4,95 | 3,38 | 4,95 | 4,95 |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | g PM10-Äq. | 165,70 | 178,11 | 422,01 | 284,56 | 456,93 |
| Fahrleistung (LKW) | km | 11,49 | 6,86 | 43,90 | 20,61 | 43,85 |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | m ³ | 0,78 | 0,26 | 0,78 | 0,26 | 0,26 |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | kJ | 928382,38 | 1260198,28 | 1449610,51 | 1472703,47 | 1826047,24 |

Tabelle A4-6: Nettoergebnisse der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Allokationsentscheidung für kohlenensäurehaltige Mineralwässer

| Wirkungskategorie | Einheit | 1,0L Glas MW W_AF 0% | 1,0L Glas MW W_AF 100% | 1,5L PET EW W_AF 0% | 1,5L PET EW W_AF 100% |
|-------------------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------|--------------------------|
| Klimawandel | kg CO ₂ -Äq. | 89,57 | 87,31 | 81,79 | 77,83 |
| Fossiler Ressourcenverbrauch | kg Rohöl-Äq. | 27,12 | 22,41 | 32,56 | 16,65 |
| Sommersmog | kg Ethen-Äq. | 39,29 | 24,68 | 79,17 | 42,66 |
| Versauerung | kg SO ₂ -Äq. | 345,70 | 319,94 | 301,90 | 219,35 |
| Terrestrische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 52,55 | 51,16 | 34,23 | 29,64 |
| Aquatische Eutrophierung | kg PO ₄ -Äq. | 2,56 | 2,67 | 5,66 | 4,22 |
| Naturraum: versiegelte Fläche | cm ² | 1142,92 | 1141,93 | 553,68 | 558,56 |
| Naturraum: Forstfläche | m ² | 3,60 | 3,17 | 5,32 | 4,57 |
| Humantoxizität: Feinstaub (PM10) | g PM10-Äq. | 407,7 | 385 | 309 | 241 |
| Fahrleistung (LKW) | km | 40,45 | 40,45 | 19,15 | 19,48 |
| Kumulierter Prozesswasserverbrauch | m ³ | 0,78 | 0,77 | 0,29 | 0,23 |
| Kumulierter Energieaufwand (gesamt) | KJ | 1540843,89 | 1251972,68 | 1916475,05 | 989445,18 |

Anhang V. Schlussbericht zur kritischen Prüfung nach ISO 14040 + 14044

**Ökobilanz von
Getränkeverpackungen in Österreich
Sachstand 2010**

**Schlussbericht
zur kritischen Prüfung nach ISO 14040 + 14044**

von

**Walter Klöpffer
Frankfurt am Main**

**Helmut Rechberger
Wien**

**Ulrike Eickhoff
Wien**

an

**das Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
die Altstoff Recycling Austria AG (ARA), und
den Fachverband der Nahrungs-und Genussmittelindustrie**

Februar 2011

1. Einleitung

Die zu prüfende Ökobilanzstudie wurde vom IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg ("Ersteller") im Rahmen des Projekts

Ökobilanz von Getränkeverpackungen in Österreich - Sachstand 2010

für das Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Wien), die Altstoff Recycling Austria AG (ARA), und den Fachverband der Nahrungs- und Genussmittelindustrie durchgeführt. Die Koordination oblag der ARA („Auftraggeber“).

Da diese Studie den Anspruch erhebt, mit den internationalen Normen ISO EN 14040 + 14044 [1,2] überein zu stimmen und vergleichende Aussagen¹ zum Umweltverhalten der untersuchten Systeme enthält, die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden sollen, ist nach der internationalen Norm eine „kritische Prüfung“ zwingend erforderlich. Diese hat nach [1], Abschnitt 7.3.3 bzw. [2] Abschnitt 6.2 als „*Kritische Prüfung durch interessierte Kreise*“ durch einen Prüfungsausschuss von mindestens drei Personen [2] zu erfolgen.

2. Veranlassung und Ablauf des kritischen Gutachtens

Die Beauftragung zur Durchführung des kritischen Gutachtens erfolgte bereits zu Projektbeginn im Juni 2010. Die kritische Prüfung erfolgte daher projektbegleitend oder „interaktiv“, wie bereits von SETAC vorgeschlagen [3], was als optimales Vorgehen bezeichnet werden kann (die internationale Norm schließt die alternative Prüfung „a posteriori“ nicht aus).

Vom „Auftraggeber“ wurden insgesamt 4 Projektsitzungen im Beisein von Vertretern und Vertreterinnen aller Auftraggeber, der Gutachter, des Projekt-Begleitkreises und des „Erstellers“ durchgeführt. Diese fanden am 14. Juli 2010, 29. Oktober 2010, 2. Dezember 2010 und 17. Februar 2011 statt. Der Gutachterkreis traf sich jeweils vor der Sitzung zu einer separaten Besprechung. Der ersten Sitzung folgte eine Besichtigung der modernen PET-Recyclinganlage in Müllendorf, Burgenland (PET to PET Recycling Österreich GmbH). Nach der Führung erfolgte eine Diskussion mit dem Geschäftsführer.

¹ Eine vergleichend Aussage im Sinne der Normen [1,2] ist z.B.: „Produktsystem A ist unter Umweltgesichtspunkten vorteilhafter als (oder gleich gut wie) Produktsystem B“

Der Projekt-Begleitkreis bestand neben den Auftraggebern und Auftragnehmern aus Vertretern von Vöslauer, Coca Cola, der Wirtschaftskammer Österreich (WKO) und dem Ökologieinstitut Österreich.

Die ersten Sitzungen dienten der Diskussion des Kapitels „Zielsetzung und Festlegung des Untersuchungsrahmens“ und der Aufnahme weiterer, zunächst nicht vorgesehener Punkte in das Arbeitsprogramm. Von Seiten der Prüfer wurde eine eingehende Diskussion der möglichen toxikologischen Auswirkungen von Inhaltsstoffen der PET-Flaschen angefordert.

Der erste Berichtsentwurf, der bereits vorläufige Ergebnisse der Wirkungsabschätzung enthielt, ist mit 26. November 2010 datiert. Er wurde in der 3. Sitzung ausführlich diskutiert. Der Schlussbericht (letzter Entwurf) wurde am 21. Jänner 2011 fertig gestellt und den Gutachtern per E-Mail übermittelt. Die folgende Begutachtung beruht auf diesem Bericht.

Die Zusammenarbeit mit Auftraggeber, Ersteller und Begleitkreis erfolgte in sachlicher und freundlicher Atmosphäre.

Das vorliegende Gutachten beruht auf Konsens zwischen den Gutachtern. Es wurde vorab als Entwurf an Auftraggeber und Ersteller zur Kommentierung verschickt.

3. Normen und Prüfkriterien

In der Ökobilanz-Rahmennorm [1] werden an das kritische Prüfungsverfahren folgende Anforderungen gerichtet:

"Das kritische Prüfungsverfahren muss sicherstellen, dass:

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit dieser internationalen Norm übereinstimmen;
- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen;
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Ökobilanz berücksichtigen;

- der Bericht transparent und in sich stimmig ist."

In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass die Rahmennorm [1] nicht für sich allein verwendet werden darf; sie ist nur gemeinsam mit ISO 14044 [2] gültig, das heißt, die Ausführungsbestimmungen gehören untrennbar dazu.

Im hier geprüften Bericht wird oft auf die erste Studie dieser Art aus dem Jahr 2004 [4] Bezug genommen und manche Grundlagen sind seit damals unverändert geblieben. Die damalige Ökobilanz erhob den Anspruch, dass die Erstellung nach den internationalen und europäischen Normen ISO EN 14040 (LCA-Rahmennorm 1997), 14041 (Zielsetzung und Festlegung des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz 1998), 14042 (Wirkungsabschätzung, 2000) und 14043 (Auswertung, 2000) erfolgte. Für die Beurteilung der Kontinuität ist es wichtig zu wissen, dass sich die neuen Normen von 2006 [1,2] inhaltlich nur unwesentlich von den älteren unterscheiden [5]. Für die kritische Prüfung nach der Panelmethode änderte sich allerdings die Mindestgröße von zwei auf drei Gutachter/innen.

4. Ergebnisse der kritischen Prüfung

4.1 Methodische Übereinstimmung mit der Norm

Die geprüfte Studie trägt unserer Einschätzung nach allen wesentlichen Forderungen der zitierten Normen Rechnung. Die Struktur der zugrunde gelegten Regelwerke

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung

ist in der Studie erkennbar. Den in den genannten Normen festgelegten verschärften Bedingungen für vergleichende Ökobilanzen, deren Ergebnisse der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden sollen, wurde voll Rechnung getragen. Dies wird nicht nur durch die ausführliche Dokumentation und Auswertung, sondern auch durch die Zuziehung „betroffener Kreise“ im Gutachterkreis und im Begleitkreis sichtbar. Die Auswirkungen der Allokation im „open-loop recycling“ wurde mit zwei von 50:50 abweichenden Regeln geprüft, während die Norm eine zweite Allokation als Minimum vorschreibt. Es ist der Studie anzumerken, dass man die an sich schon strengen Bestimmungen – offensichtlich in Abstimmung mit dem Auftraggeber - eher übertreffen als restriktiv auslegen wollte.

4.2 Sind die Methoden wissenschaftlich begründet und entsprechen sie dem Stand der Ökobilanz-Technik?

Die in dieser Ökobilanz angewendeten Methoden haben ihre Wurzel in einer vom deutschen Umweltbundesamt begründeten Tradition, die bis in die frühen 1990er Jahre zurückgeht und seither kontinuierlich aktualisiert, den internationalen Normen (siehe 4.1) angepasst und ausgestaltet wurde. Die ursprünglich oft ad hoc getroffenen Entscheidungen wurden im Laufe der Zeit immer „wissenschaftlicher“, ohne den Stand einer harten Wissenschaft, z.B. der Physik oder Chemie, erreichen zu können. Die verbleibenden Lücken – und solche wird es bei angewandten Wissenschaften immer geben – werden durch Konventionen überbrückt und durch die internationalen Publikationen, durch die zahllosen „reviews“ (peer reviews bei Zeitschriften, critical reviews nach ISO), internationalen Arbeitsgruppen, Dissertationen etc. ständig verfeinert [6]. Alle diese Entwicklungen wurden vom Ersteller berücksichtigt, allerdings ohne solche mit zu vollziehen, die einen völligen Bruch mit der oben angesprochenen Tradition bedeuten würden. Studien dieser Art sind keine (rein) wissenschaftlichen Publikationen, sondern erfüllen ihre Aufgabe im Wechselspiel wirtschaftlicher und ökologischer Erfordernisse; sie sollen Wegweiser zu einer nachhaltig(er)en Wirtschaftsform sein.

Das wichtigste Beispiel, eine ganz neue Wirkungsabschätzungsmethode für human- und ökotoxikologische Schadwirkungen einzuführen, ist die USEtox² Methodik [7]. Die zentralen Toxizitätskriterien waren bisher nur unzureichend mit Methoden umgesetzt, denen eine internationale Absicherung fehlte. Aber auch für USEtox läuft noch die Evaluierung bei UNEP/SETAC und die detaillierten wissenschaftlichen Publikationen werden erst Mitte 2011 im Int. J. Life Cycle Assess. erscheinen. Das größte Problem, auf das die Autoren dieser Studie hinweisen, liegt im Mangel an konkreten Anweisungen, welche Sachbilanzdaten (Emissionen) eingesetzt werden sollen, vor allem um bei vergleichenden Ökobilanzen (wie hier) Daten-Asymmetrien zu vermeiden. Wir stimmen daher der Entscheidung zu, wegen der genannten Schwierigkeiten die mit USEtox erzielten und dokumentierten Ergebnisse nicht in die Schlussergebnisse einzubeziehen.

² USE steht für die UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, in deren Rahmen die Methodik entwickelt wurde (SETAC steht für: Society of Environmental Toxicology and Chemistry)

Bei der Allokation stimmen wir der Wahl der – intuitiv als gerecht empfundenen - 50:50 Regel als Hauptallokation zu. Zwei weitere Regeln wurden als Sensitivitäten gerechnet, wobei die PET EW Systeme erwartungsgemäß stärker reagierten, als die MW Verpackungen.

Die vom Umweltbundesamt Berlin entwickelte Methode der „Bewertung“ [8] von Ökobilanzen wurde, soweit wie möglich, für österreichische Rahmenbedingungen adaptiert. Dabei wurde auch, wie bereits bei der Vorläuferstudie von 2004, die anschauliche Ergebnisdarstellung der Normierung "Einwohnerdurchschnittswerte" übernommen und auf die Einwohnerzahl Österreichs bezogen. Auch weitere Konventionen wurden aus der UBA (Berlin) Studie von 1999 [8] übernommen, um zu einer Rangbildung zu gelangen. Diese Konvention wurde seither nicht aktualisiert und auch nicht, was sinnvoll wäre, auf ein neues, Europäisches Fundament gestellt. Es ist auch im Gutachterkreis kritisiert worden, dass die 10% Abschneideregeln zu schematisch angewendet wird, für flexible, den einzelnen Kategorien angepasste Abschneideregeln gibt es keine belastbare Daten.

Wir können daher der Studie attestieren, dass die Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanztechnik entsprechen.

4.3 Sind die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig?

Die in dieser Studie verwendeten Daten sind aktuell und für den österreichischen Raum angepasst worden. Viele Daten wurden neu erhoben und stellen daher eine sehr gute Basis für die Sachbilanz dar. Dies gilt nicht für die Daten, die für die drei neuen Wirkungskategorien (Humantoxizität carcinogen und nicht-carcinogen, sowie aquatische Ökotoxizität (nicht Ökotoxizität schlechthin), die unter der Bezeichnung USEtox laufen (siehe 4.2), benötigt werden. Darauf war die Datenerhebung nicht vorbereitet. Das wird von den Autoren auch klar angesprochen. Hier besteht ein klares Verbesserungspotential, wobei die grundsätzlichen Probleme mit dem Dateneinsatz bei USEtox (4.2) nicht in einer speziellen Studie gelöst werden können.

Die nicht spezifischen (generischen) Daten wurden aus den Datenbeständen bei IFEU gedeckt. Hier ist besonders der neue Europäische PET Datensatz zu nennen, der erst seit 2010 zur Verfügung steht.

Das generelle Problem zur Validität und zu den Unsicherheiten von Datensätzen wurde im Prüferkreis diskutiert. Dieses stellt sich infolge der langen Pflege und kontinuierlichen Anpassung für den Input in die „traditionellen“ Wirkungskategorien viel weniger kritisch dar, als im Falle von neuen Wirkungskategorien (hier: USEtox) dar. Es ist daraus zu lernen, dass eine solche Neuerung mehr Vorarbeit auf der Ebene der Sachbilanz braucht!

Ein spezielles Datenproblem liegt auch der vom Prüfausschuss angeregten Analyse des Antimonproblems zugrunde. Hier konnte einer von uns (HR) durch zwei Stichproben einen Mittelwert der Konzentration von Sb in PET-Flaschen plausibel machen. Sb liegt als Rest (unbekannter Speziation) eines Katalysators zur Polykondensation von Terephthalsäure mit Glykol zu PET vor. Die Autoren haben zahlreiche Daten zur möglichen Freisetzung des wahrscheinlich toxischen Sb bei verschiedenen Beseitigungsmaßnahmen zusammengestellt und konnten zeigen, dass PET nur einen relativ kleinen Beitrag zur Gesamtbelastung von Österreich mit Antimon liefert. Dies gilt zumindest für den Eintrag in die Atmosphäre. Das weitere Schicksal der relativ großen Mengen Antimon in den Pressrückständen und Filterkuchen der MVAs wird plausibel gemacht, ebenso der mögliche Einbau in den Zement beim wichtigsten Ende der Entsorgung über den thermischen Weg. Dort wird durch einen Analogieschluss zum Auslaugen von Metallen aus Beton angenommen, dass durch Antimon in Beton keine Umweltgefährdung besteht.

Die Auslaugung von Sb aus den PET-Flaschen spielt nach einer neueren Studie bei höherer Temperatur sehr wohl eine Rolle. Es wird empfohlen, Mineralwasser in PET-Flaschen nicht in der Sonne stehen zu lassen. Ob sich CO₂-haltige Limonaden ebenso verhalten, scheint unbekannt zu sein. Wir anerkennen, dass das Thema aufgegriffen und gründlich diskutiert wurde.

Das ebenso – möglicherweise, aber viel unsicherer – relevante Problem der Hormon-ähnlichen Substanzen, die als Inhaltstoffe postuliert werden [9,10], wurde in der Studie nicht angesprochen. Ebenfalls fehlt der Hinweis auf die Problematik der (unbekannten) sonstigen Additive hinsichtlich toxikologischen oder ökotoxikologischen Risiken, die zur Zeit aufgrund fehlender Daten nicht abgeschätzt werden können.

Wenn wir diese Studie als Fortführung der 2004 begonnen Ökobilanzierung des PET-Einwegsystems sehen – mit Glas-Mehrweg als Referenz und PET-Mehrweg als derzeit hypothetische Konkurrenz zu beiden anderen Systemen – können wir bestätigen, dass die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind.

4.4 Berücksichtigung der Einschränkungen und des Ziels der Studie bei der Auswertung

Zu diesem Punkt wurde im Gutachterkreis vor allem die bereits erwähnte 10% Abschneideregul als zu starr diskutiert. Dies wäre z.B. bei Messergebnissen und anderen Daten, die mit Fehlergrenzen angegeben werden können, eine mögliche Art mit Unsicherheiten umzugehen. Bei den Sachbilanzen muss man leider zugestehen, dass es sich oft um Angaben ohne, oder mit mehr oder weniger willkürlich geschätzten Fehlergrenzen handelt. Damit Fehlerfortpflanzungen zu berechnen würde möglicherweise klare Aussagen völlig verhindern. Andererseits muss man sich im Klaren sein, dass die Anwendung der 10%-Regel eine recht hohe Genauigkeit (in etwa 95%-Konfidenzintervalle von $\pm 5\%$ für jede Wirkungskategorie) und damit Aussagekraft der Resultat suggeriert, die im konkreten Fall zwar gewünscht, aber nicht garantiert ist. Auch hier müsste, wie oben bei USEtox diskutiert, das Problem bereits bei der Sachbilanz gepackt werden: wesentlich größere Datensätze und sorgfältigste mathematische Aufbereitung der Daten. Es fragt sich, ob die Gesellschaft bereit ist, die dafür erforderlichen Mittel zur Verfügung zu stellen. Im konkreten Fall PET EW vs. Glas MW, wo sich die Ergebnisse seit einigen Jahren (in verschiedenen Ländern) immer mehr annähern, sollte das Ergebnis auch mit der angreifbaren, starren 10% Regel belastbar sein.

Zahlreiche Einschränkungen wurden von den Autoren genannt, vor allem was die untersuchten Verpackungssysteme (Flaschenvolumen, zusätzliche Elemente, Sekundärverpackungen etc.) und die geographischen Rahmenbedingungen betrifft. Unzulässige Verallgemeinerungen sollen damit verhindert werden. Einige Verallgemeinerungen, die sicherlich erlaubt sind, werden in der Zusammenfassung und in den daraus abgeleiteten Empfehlungen für verschiedene Akteure gemacht und werden sicherlich aufgenommen werden.

Die wichtigsten Einschränkungen wurden mit Hilfe der zahlreichen Sensitivitätsanalysen quantifiziert. Da die Anzahl der untersuchten Systeme in dieser Studie überschaubar ist, konnten auch die Ergebnisse der Sensitivitäten in voller Klarheit rezipiert werden. Dazu trägt auch die ausführliche Diskussion der Ergebnisse bei.

Die erkannten Einschränkungen wurden mithin weitgehend dargestellt und ausführlich diskutiert.

4.5 Transparenz und Stimmigkeit des Berichts

Die Ergebnisse sind sehr übersichtlich dargestellt und werden auch akteursbezogen erläutert und diskutiert. Bezüglich Transparenz ist anzumerken, dass für die meisten Wirkungskategorien auch die dazugehörigen Sachbilanz-Datensätze angegeben sind. Da diese Datensätze kleiner sind, als die insgesamt zur Verfügung stehenden Daten erlauben würden, ist die Gefahr von Asymmetrien im Produktvergleich überschaubar. Die Wirkungskategorien Sommersmog und aquatischen Eutrophierung werden hinsichtlich der Gefahr von Asymmetrien ebenfalls näher diskutiert, dies wird auch in der Auswertung berücksichtigt. Der Sonderfall USEtox wurde schon ausführlich gewürdigt.

Die graphische Gestaltung ist sehr gut, besonders die farbige Darstellung der Sektoranalysen erlaubt die rasche Zuordnung der Wirkungen zu den Lebenswegabschnitten, von denen sie ihren Ausgang nehmen. Damit ist gleichzeitig eine im internationalen Standard [2] empfohlene Dominanzanalyse verbunden.

Die Darstellung der wichtigsten Ergebnisse mit Hilfe der Einwohnerdurchschnittswerte erlaubt eine Ermittlung der relativen Bedeutung der Ergebnisse der verschiedenen Wirkungskategorien ohne die Benützung subjektiver Gewichtungsfaktoren. Die weitergehende Gruppenbildung nach UBA Berlin bedeutet eine nicht-numerische Gewichtung der Ergebnisse, die der strengen Bestimmung der Norm entspricht (keine Aggregation zu Ökopunkten oder dgl., wenn vergleichende Aussagen zur ökologischen Vorteilhaftigkeit der Systeme der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden). Die Gewichtung des UBA Berlin kann jedoch als „emissionslastig“ bezeichnet werden; der Verbrauch an Ressourcen wird nur mit einer mittleren Relevanz gewichtet. Hier würde man unter Anwendung der Einwohnerdurchschnittswerte auf eine andere Gewichtung der Wirkungskategorien kommen. Die Toxizität und Ökotoxizität wurde von UBA Berlin nicht in die Gruppenbildung aufgenommen.

Das Literaturverzeichnis ist ausreichend. In der Methodenbeschreibung im Anhang kommt USEtox zu kurz, es wird aber die bisher wichtigste Quelle zitiert.

Die „Executive Summary“ gibt die wesentlichen Rahmenbedingungen und Ergebnisse der Studie korrekt wieder.

Insgesamt ist der Bericht gut lesbar und in sich stimmig.

5. Resümee und Empfehlungen

Die Ergebnisse der kritischen Prüfung können wie folgt zusammengefasst werden:

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden stimmen mit der internationalen Norm überein;
- die verwendeten Methoden sind wissenschaftlich begründet und entsprechen dem Stand der Ökobilanztechnik;
- die verwendeten Daten sind in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig;
- die erkannten Einschränkungen wurden weitgehend dargestellt und ausführlich diskutiert;
- der Bericht ist transparent und in sich stimmig.
- die „Executive Summary“ gibt die wesentlichen Ergebnisse korrekt wieder

Die Gutachter empfehlen, die Studie in gekürzter Form in einer wissenschaftlichen Zeitschrift zu publizieren und die ungekürzte Version über eine Website allen Interessierten zugänglich zu machen.

Literatur:

- [1] International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Principles and framework. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. ISO EN 14040 (2006)
- [2] International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Requirements and Guidelines. ISO EN 14044 (2006)
- [3] Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): Guidelines for Life Cycle Assessment: A "Code of Practice". Edition 1. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April 1993. Brussels, Belgium, and Pensacola, Florida, USA, August 1993
- [4] Detzel et al. (IFEU): Ökobilanz zur PET-Einwegflasche in Österreich. Im Auftrag der ARA AG, Wien. Oktober 2004
- [5] Finkbeiner, M.; Inaba, A.; Tan, R.B.H.; Christiansen, K.; Klüppel, H.-J. (2006): The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int. J. Life Cycle Assess.* 11, 80-85
- [6] Klöpffer, W.; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. ISBN 978-3-527-32043-1. Wiley-VCH, Weinheim
- [7] Rosenbaum, R.K.; Bachmann, T.M.; Gold, L.S.; Huijbregts, M.A.; Jolliet, O.; Juraske, R.; Köhler, A.; Larsen, H.F.; MacLeod, M.; Margni, M.; McKone, T.E.; Payet, J.; Schuhmacher, M.; van der Ment, D.; Hauschild, M.Z. (2008): USEtox – The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13 (7) 532-546
- [8] UBA (1999): Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version `99. UBA Texte 92/99, Berlin
- [9] Wagner, M.; Oehlmann, J. (2009): Endocrine disruptors in bottled mineral water: total estrogenic burden and migration from phthalate bottles. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 278-286
- [10] Sax, L. (2010): Polyethylene Terephthalate May Yield Endocrine Disruptors. *Environ. Health Perspectives* 118 (4) 445-448

Frankfurt am Main, am 10.02.2011

A handwritten signature in black ink, reading "Walter Klöpffer". The signature is written in a cursive style with a prominent initial 'W' and a long, sweeping tail.

.....
Prof. Dr. Walter Klöpffer
für den Gutachterkreis

Adressen der Gutachter:

Univ.-Prof. Dr. Walter Klöpffer
Editor-in-chief, Int. Journal of
Life Cycle Assessment
LCA Consult & Review
Am Dachsberg 56E
D-60435 Frankfurt/M

Tel.: (+49-(0)69) 54 80 19 35
E-Mail: walter.kloepffer@t-online.de

Univ.-Prof. Dr. Helmut Rechberger
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
Professur für Ressourcenmanagement
Karlsplatz 13
A-1040 Wien

Tel.: (+43-(0) 1) 58801-22645
Fax: (+43-(0) 1) 5042234
E-Mail: helmut.rechberger@tuwien.ac.at

Dipl.-Umweltwiss. Ulrike Eickhoff
Friends of the Earth, Global 2000
Neustiftgasse 36
A-1070 Wien

Tel.: (+43-(0) 720) 702164
Fax: (+43-(0) 1) 812 57 28
E-Mail: u.eickhoff@gmx.at

Der hier vorliegende Schlussbericht zur kritischen Prüfung ist Bestandteil des Schlussberichts des Erstellers an den Auftraggeber. Ersteller und Auftraggeber haben nach der Norm ISO EN 14040 das Recht, schriftliche Kommentare zur kritischen Prüfung abzugeben, die dann ebenfalls Bestandteil des Berichts sind.