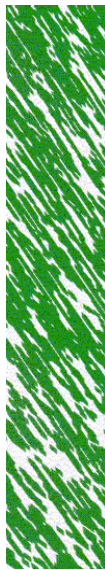


**ifeu -
Institut für Energie-
und Umweltforschung
Heidelberg GmbH**

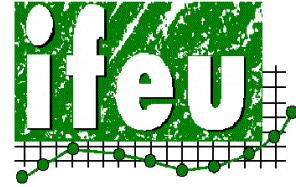


**Ökobilanz von
Danone Activia-Verpackungen
aus Polystyrol und Polylactid**

Endbericht

im Auftrag der Danone GmbH, Deutschland

Heidelberg, 29. März 2011



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

**Ökobilanz von
Danone Activia-Verpackungen
aus Polystyrol und Polylactid**

Endbericht

Auftraggeber:

Danone GmbH, Deutschland

Autoren:

Benedikt Kauertz

Andreas Detzel

Susanne Volz

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, 29. März 2011

Inhalt

1	Ziel und Rahmen der Studie	9
1.1	Hintergrund und Zielsetzung.....	9
1.2	Organisation der Studie	9
1.3	Critical Review Verfahren	9
1.4	Anwendung und Zielgruppe der Studie	10
1.5	Betrachtete Produktsysteme	10
1.6	Funktionelle Einheit.....	11
1.7	Lebensweg und Systemgrenzen	11
1.8	Datenerhebung und Datenqualität	12
1.8.1	<i>Zeitlicher Bezug</i>	13
1.8.2	<i>Geographischer Bezug</i>	13
1.8.3	<i>Technologischer Bezug</i>	13
1.9	Allokation	14
1.9.1	<i>Allokation auf Prozessebene</i>	14
1.9.2	<i>Allokation auf Systemebene</i>	15
1.10	Vorgehen bei Wirkungsabschätzung und Auswertung.....	20
1.10.1	<i>Wirkungskategorien und -indikatoren</i>	20
1.10.2	<i>Optionale Elemente</i>	22
2	Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien.....	24
2.1	Danone Activia Verpackungen aus Polystyrol (PS).....	24
2.2	Danone Activia Verpackung aus Polylactidacid (PLA).....	26
2.3	Stoffflussbilder	27
2.4	Umfasste Szenarien	29
2.4.1	<i>Basisszenarien</i>	29
2.4.2	<i>Sensitivitätsanalysen</i>	30
3	Ausgewählte Daten zur Sachbilanz	33
3.1	Grundstoffherstellung	34
3.1.1	<i>Datensätze PS</i>	34
3.1.2	<i>Datensatz HDPE</i>	35
3.1.3	<i>Datensatz PP</i>	36
3.1.4	<i>Datensatz PLA</i>	36
3.2	Verpackungsherstellung	39
3.3	Sortierung, Verwertung und Beseitigung gebrauchter Packstoffe.....	40
3.3.1	<i>Sortierung von Abfällen</i>	41
3.3.2	<i>Polymeraufbereitung</i>	41
3.3.3	<i>MKF-Verwertung</i>	41
3.3.4	<i>Müllverbrennung (MVA)</i>	41
3.4	Hintergrunddaten.....	42

3.4.1	<i>Energiebereitstellung</i>	42
3.4.2	<i>Transporte</i>	43
4	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung.....	45
4.1	Grafische Darstellung der Ergebnisse.....	46
4.2	Ergebnisse der Basisszenarien	54
4.2.1	<i>Beschreibung der Ergebnisse</i>	54
4.2.2	<i>Dominanzanalyse</i>	62
4.2.3	<i>Systemvergleich</i>	65
4.3	Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen.....	66
4.3.1	<i>Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors der Basisszenarien</i>	66
4.3.2	<i>Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe</i>	67
4.3.3	<i>Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors der Szenarien zur Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe</i>	69
5	Normierung.....	71
6	Auswertung.....	77
6.1	Vollständigkeit, Konsistenz und Datenqualität	77
6.2	Signifikanz der Unterschiede.....	77
6.3	Auswertestrategie	78
6.3.1	<i>Auswertestrategie A - Strategie zur Bewertung der Ergebnisse für die politischen Entscheidungsträger und –gremien</i>	79
6.3.2	<i>Auswertestrategie B - Strategie zur Bewertung der Ergebnisse im Hinblick auf die Umweltziele von Danone</i>	81
6.4	Bewertung der Ergebnisse	81
6.4.1	<i>Bewertung der Ergebnisse der Basisszenarien</i>	83
6.4.2	<i>Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen</i>	84
6.5	Diskussion agrarische Landnutzung zum Maisanbau für PLA	84
6.5.1	<i>Landnutzungsänderung</i>	85
6.5.2	<i>Kohlenstoff-Speicherung im Boden</i>	87
6.5.3	<i>Naturnähe des Maisanbaus</i>	89
6.5.4	<i>Die Verwendung gentechnisch veränderter („hybrider“) Maisarten</i>	93
6.6	Einschränkungen	94
6.6.1	<i>Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der Verpackungssysteme</i>	94
6.6.2	<i>Einschränkungen hinsichtlich der Verpackungsspezifikationen</i>	94
6.6.3	<i>Einschränkungen hinsichtlich zukünftiger Entwicklungen</i>	94
6.6.4	<i>Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode</i>	94
6.6.5	<i>Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse</i>	95
6.6.6	<i>Einschränkungen hinsichtlich der verwendeten Daten</i>	95
7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	96
7.1	Schlussfolgerungen und Empfehlungen an den Auftraggeber	99
7.2	Schlussfolgerungen und Empfehlungen an die politischen Kreise.....	100
7.3	Schlussfolgerungen und Empfehlungen an die interessierte Öffentlichkeit	100
7.4	Exkurs PLA Herstellung und Landnutzung	101
7.5	Ausblick.....	102

8	Literaturverzeichnis.....	103
	Anhang I. Erläuterung der Wirkungskategorien	107
	Anhang II Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen.	120
	Anhang III. Soil Carbon sequestration during corn production	148
	Anhang IV. Hintergrund zur Auswahl der Verpackungsalternativen für die Ökobilanz zur Activia Verpackung.....	154
	Anhang V. Vergleich von PLA und PS Datensätzen	155
	Anhang VI. Bericht der kritischen Gutachter.....	156

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Schema für nicht gekoppelte Systeme	17
Abbildung 1-2:	Schema für gekoppelte Systeme	17
Abbildung 1-3:	Schema für gekoppelte Systeme 50% Allokation	18
Abbildung 1-4:	Schema für gekoppelte Systeme 100% Allokation	18
Abbildung 1-5:	Schema für gekoppelte Systeme 0% Allokation	19
Abbildung 2-1:	Stoffflussbild 115 g Danone Activia Verpackung aus PS	28
Abbildung 2-2:	Stoffflussbild 115 g Danone Activia Verpackung aus PLA	28
Abbildung 3-1:	relativer Energieverbrauch ($E_{el_{ges}}$) bei der Herstellung der Becher pro kg Material (Output)	39
Abbildung 3-2:	Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad	44
Abbildung 4-1:	Lesehilfe für die Sektoralgrafiken	47
Abbildung 4-2:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Fossiler Ressourcenverbrauch	48
Abbildung 4-3:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (Agrarfläche)	48
Abbildung 4-4:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Klimawandel	49
Abbildung 4-5:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Sommersmog (POCP)	49
Abbildung 4-6:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Versauerung	50
Abbildung 4-7:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung	50
Abbildung 4-8:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung	51
Abbildung 4-9:	Ergebnisse für die Wirkungskategorie Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	51
Abbildung 4-10:	Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Energieverbrauch (gesamt)	52
Abbildung 4-11:	Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Energieverbrauch (nicht erneuerbar)	52
Abbildung 4-12:	Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Energieverbrauch (erneuerbar)	53
Abbildung 4-13:	Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Prozesswasserverbrauch	53
Abbildung 4-14:	Beitragsanalyse Systemlasten Fossiler Ressourcenverbrauch	55
Abbildung 4-15:	Beitragsanalyse Systemlasten Flächenverbrauch	56
Abbildung 4-16:	Beitragsanalyse Systemlasten Klimawandel	57
Abbildung 4-17:	Beitragsanalyse Systemlasten Sommersmog (POCP)	58
Abbildung 4-18:	Beitragsanalyse Systemlasten Versauerung	59
Abbildung 4-19:	Beitragsanalyse Systemlasten Eutrophierung	60
Abbildung 4-20:	Beitragsanalyse Systemlasten Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	61
Abbildung 4-21:	Beitragsanalyse Systemlasten KEA	62
Abbildung 5-1:	Einwohnerdurchschnittswerte Deutschland	73
Abbildung 5-2:	Einwohnerdurchschnittswerte Europa	74
Abbildung 6-1:	Flächennutzung für Maisanbau (links) und Maisernte (rechts) in den USA [NCGA- b]	86
Abbildung 6-2:	Veränderungen im Maisanbau in den USA [NCGA-c]	90
Abbildung 6-3:	Zunahme des Anbaus hybrider Maispflanzen in den USA [NCGA-c]	93

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1: Ableitung des Referenzflusses für die Berechnung	11
Tabelle 1-2: Zuordnung der im Projekt erhobenen Sachbilanzparameter (zur Erläuterung der Wirkungskategorien siehe auch Anhang 1).....	22
Tabelle 1-3: Definition der ökologischen Gefährdung und des Abstandes zum Zielwert durch das deutsche Umweltbundesamtes [UBA 1999]	23
Tabelle 2-1: Materialkomposition der untersuchten Danone Activia Verpackungen aus PS.....	25
Tabelle 2-2: Materialkomposition der untersuchten Danone Activia Verpackungen aus PLA.....	26
Tabelle 2-3: Übersicht über die Basisszenarien.....	30
Tabelle 2-4: Übersicht über die Szenarien zur Sensitivitätsanalyse	31
Tabelle 3-1 Übersicht über die in der Studie verwendeten Datensätze	33
Tabelle 3-2: Übersicht über den Material- und Energiebedarf für die Produktion von 1000 Bechern.....	40
Tabelle 3-3: Heizwerte verschiedener Kunststoffe.....	42
Tabelle 3-4: Übersicht über den Kraftwerkssplit in den verwendeten Strommodulen	42
Tabelle 3-5: LKW-Fahrzeugklassen mit den zugehörigen zulässigen Gesamtgewichten und maximalen Nutzlasten.....	43
Tabelle 4-1: In den 12 Sektoren enthaltene Lebenswegabschnitte	46
Tabelle 4-2: Nettoergebnisse der untersuchten Szenarien.....	54
Tabelle 4-3: Dominanzanalyse <i>Anmerkung: die Prozentwerte geben den Anteil der jeweiligen Lebenswegabschnitte an der Gesamt-Systemlast der untersuchten Systeme (PS und PLA) an</i>	63
Tabelle 4-4: Wirkungsabschätzung Polymerdatensätze pro kg Material.....	64
Tabelle 4-5: Systemvergleich B_PLA_3,90g gegen B_PS_4,05g	66
Tabelle 4-6: Systemvergleich S_PLA_3,90g_AF50 gegen S_PS_4,05g_AF50.....	67
Tabelle 4-7: Systemvergleich S_PLA_3,90g_PO-GS gegen S_PS_4,05g_PO-GS.....	69
Tabelle 4-8: Systemvergleich S_PLA_3,90g_PO-GS_AF50 gegen S_PS_4,05g_PO-GS_AF50	70
Tabelle 5-1: Daten zur Ermittlung der spezifischen Beiträge (EDW) Deutschland und Europa.....	72
Tabelle 5-2: Kategorisierung der spezifischen Beiträge Deutschland.....	75
Tabelle 5-3: Kategorisierung der spezifischen Beiträge Europa	75
Tabelle 5-4: abschließende Kategorisierung der spezifischen Beiträge Deutschland und Europa	76
Tabelle 6-1: Priorisierung der untersuchten Wirkungskategorien	80
Tabelle 6-2: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten PLA Systeme im Vergleich zu den jeweiligen PS Systemen unter Berücksichtigung der Auswertestrategie A.....	82
Tabelle 6-3: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten PLA Systeme im Vergleich zu den jeweiligen PS Systemen unter Berücksichtigung der Auswertestrategie B.....	83
Tabelle 6-4: US Produktion und Anwendung von Mais (Bil.Bu. = Billion Bushels) gemäß [RFA]	86
Tabelle 6-5: Fallgruppen zur Bodenbearbeitung nach [Vink 2006]	87

Abkürzungsverzeichnis

APME	Association of Plastic Manufacturers in Europe (heute PlasticsEurope)
AzB	Abfall zur Beseitigung
AzV	Abfall zur Verwertung
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
CO ₂	Kohlendioxid
CSB	Chemical Oxygen Demand (Chemischer Sauerstoffbedarf)
DKR	Deutsche Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH
EBS	Ersatzbrennstoff
EDW	Einwohnerdurchschnittswert
Eel	Energie elektrisch
ELCD	European Life Cycle Database
FFS	Form, Fill and Seal
FS	Fill and Seal
FU	Functional Unit (Funktionelle Einheit)
GHT	Green Harvest Technology
GPPS	General Purpose Polystyrene
GS	Gutschrift
HDPE	High Density Polyethylene (Polyethylen hoher Dichte)
HIPS	High Impact Polystyrene
IATP	Institute for Agriculture and Trade Policy
IEA	International Energy Agency
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LDPE	Low Density Polyethylene (Polyethylen geringer Dichte)
MBA	mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage
MHKW	Müllheizkraftwerk
MJ	Mega Joule
MKF	Mischkunststoff Fraktion
MKS	Mischkunststoffe
MPa	Megapascal
MSWI	Municipal Solid Waste Incineration (Müllverbrennung)

MVA	Müllverbrennungsanlage
MVB	Müllverwertung Borsigstraße GmbH
NIR-Geräte	Nahinfrarot-SpektroskopieGerät
NMVOG	non methane volatile organic compounds (nicht methanhaltige Flüchtige organische Verbindungen)
NOx	Stickoxide
PE	Polyethylen
PLA	Polylactid, auch Polylactid acid
PO	Polyolefine
POCP	Photooxidantienbildungspotential
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PTA	Terephthalsäure
ROE	Rohöl-Ressourcen-Äquivalenzwert
UBA	Umweltbundesamt
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
VOC	flüchtige organische Verbindungen
WLC	Working Landscapes Certificate

1 Ziel und Rahmen der Studie

1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Danone hat sich mit der Verabschiedung einer Umwelt Charta dem Schutz der Umwelt verpflichtet. Zudem gibt es bei Danone ein internes Monitoring der eigenen Umwelleistung, bei der auch die erreichte Klimagasreduktion einfließt.

Das Wissen um das ökologische Profil von Verpackungsmaterialien und Komponenten ist ein Bestandteil einer ökologisch orientierten Produktpolitik der Danone GmbH Deutschland und damit eine Voraussetzung dafür, die Verpackungsgestaltung an den vorgegebenen Umweltzielen auszurichten. Mit der hier vorgelegten Ökobilanz sollen dazu vertiefte Kenntnisse gewonnen werden. Ziel des Projektes ist

1. die Analyse und der Vergleich der ökologischen Vor- und Nachteile der Verwendung von Polylactid (PLA) als Alternative für Polystyrol (PS) zur Verpackung von 115g Activia.
2. Die Ermittlung der ergebnisrelevanten Faktoren in der Lebenswegbetrachtung
3. Die Bewertung der Ergebnisse des Systemvergleichs unter Berücksichtigung:
 - der Umweltziele des Auftraggebers und
 - der für die politische Diskussion der Studie relevanten Auswahl und Ordnung der Wirkungskategorien.

Über die Ökobilanz hinaus strebt Danone zudem eine Nachhaltigkeitszertifizierung nach dem ISCC¹ Standard für die 115g Danone Activia Verpackung aus PLA an. Dazu hat Danone eine eigene Studie beim ISCC beauftragt. Die dort genannten Zertifizierungskriterien umfassen auch eine Bilanzierung und Zertifizierung der Treibhausgasbilanz auf Basis der Europäischen Richtlinie für Erneuerbaren Energien². Die in der vorliegenden Ökobilanz erarbeitete Treibhausgasbilanz soll auch Eingang in das Danone/ ISCC Projekt finden. Der Schwerpunkt des Danone/ISCC Projektes liegt auf der Nachhaltigkeitsbewertung und -zertifizierung der landwirtschaftlichen Bereitstellungskette von Mais und Dextrose für die Herstellung des PLA durch Natureworks. Dieser Aspekt wird in der vorliegenden Studie durchaus diskutiert, für eine vertiefte Betrachtung wird jedoch auf das parallel durchgeführte Danone/ISCC Projekt verwiesen.

1.2 Organisation der Studie

Auftraggeber der Studie ist die Danone GmbH Deutschland. Projektleiter auftraggeberseitig ist Rainer Barthel.

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

1.3 Critical Review Verfahren

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

¹ International Sustainability & Carbon Certification; www.iscc-system.org/

² RICHTLINIE 2009/28/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG; insbesondere Artikels 19 und Anhang V.

- Hans-Jürgen Garvens (Vorsitzender),
LCA Consult and Review
- Prof. Dr. Birgit Grahl
Industrielle Ökologie, Heidekamp
- Daniela Kölsch,
TÜV Rheinland LGA Products GmbH

Das Critical Review wird studienbegleitend durchgeführt.

1.4 Anwendung und Zielgruppe der Studie

Die Studie richtet sich in erster Linie an die Auftraggeber, der sich von den Ergebnissen der Studie für die firmeneigenen Umweltziele verwertbare Aussagen erhofft. Die Erkenntnisse aus der vorliegenden Studie sollen zudem einen sachorientierten Dialog über die ökologische Bewertung der untersuchten Verpackungen, ausgehend von einer aktuellen Datengrundlage fördern. Zielgruppen sind daher sowohl die interessierte Öffentlichkeit als auch die politischen Entscheidungsträger.

1.5 Betrachtete Produktsysteme

Gegenstand der Studie ist die Verpackung des Produktes „Danone Activia“ mit einem Füllvolumen von 115 g. Die Verpackungen bestehen aus den folgenden Bestandteilen (wovon in der vorliegenden Studie allein der Kunststoffbecher betrachtet wird):

- Kunststoffbecher
- Papierbanderole um den Becher
- Aluminiumplatte als Deckel

Im Rahmen der Ökobilanz werden nur die Kunststoffbecher untersucht, mit folgenden Materialalternativen:

- 115 g Activia, Becher aus Polystyrol (PS) mit Kartenhülle
 - Gewicht (nur Polymer): 4,05 g pro Becher
- 115 g Activia, Becher aus Polylactidacid (PLA) mit Kartenhülle
 - Gewicht (nur Polymer): 3,90 g pro Becher

Die untersuchten PLA Becher bestehen ausschließlich aus Natureworks Ingeo™. Aufgrund der gegebenen Materialeigenschaften lassen sich bei Bechern aus PLA niedrigere Verpackungsgewichte als bei Bechern aus PS realisieren, ohne dass es dabei zu qualitativen Unterschieden bei der Anwendbarkeit der Verpackungen kommt.

Die Papierbanderole und Aluminiumplatte sowie die sekundäre und tertiäre Verpackung (Kartontrays, Paletten etc.) werden im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz nicht betrachtet, da diese Bestandteile - unabhängig vom Polymer des Bechers - gleich bleiben und somit keine Asymmetrie im Vergleich der beiden untersuchten Verpackungen auftreten.

Die auf dem deutschen Markt befindlichen Joghurtbecher decken überwiegend eine Bandbreite von 80 g bis 500 g verpacktem Joghurt ab. Die Größe der Verpackungseinheit hat einen entscheidenden Einfluss auf das ökobilanzielle Ergebnis, da bei kleinvolumigen Verpackungen das Verhältnis Verpackungsgewicht zu Füllvolumen deutlich schlechter ist als bei großvolumigen Verpackungen.

Daher bedarf es bei kleinen Verpackungsgrößen mehr Material um die funktionelle Einheit bereitzustellen als bei großen Verpackungsgrößen.

Die Auswahl der untersuchten Produktsysteme obliegt dem Auftraggeber. Seitens Danone wird kommuniziert, dass die in der vorliegenden Studie untersuchte Bechergöße dem Bedarf der Zielgruppe des Produktes gerecht wird und daher die in dem betrachteten Produktsegment am meisten nachgefragte Verpackungsgröße ist (vgl. Anhang IV. Hintergrund zur Auswahl der Verpackungsalternativen für die Ökobilanz zur Activia Verpackung).

Danone hat sich in einem internen Auswahlprozess für PLA als Alternativmaterial für PS entschieden. Ein Grund dafür ist der Sachverhalt, dass PLA derzeit das einzige aus Biomasse hergestellte Material ist, das die Produkt- und Verarbeitungsanforderungen für Joghurtbecher erfüllt und in den für Danone benötigten Mengen zur Verfügung gestellt werden kann.

1.6 Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit wird die Menge Verpackungsmaterial definiert, die zur Bereitstellung von 1.000 kg Fertigprodukt benötigt wird.

Der Referenzfluss eines Produktsystems besteht aus der Menge Kunststoff, die für die Herstellung der Primärverpackung benötigt wird.

Tabelle 1-1: Ableitung des Referenzflusses für die Berechnung

	PS-System	PLA System
A Bechergewicht (Polymeranteil)	4,05 g	3,90 g
B Füllvolumen des Bechers	115 g	115 g
C Funktionelle Einheit	1 Tonne Produkt	1 Tonne Produkt
D Referenzfluss in den Systemen <i>Formel: $D = A * (C/B) * 1000$</i>	35,2 kg	33,9 kg

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:

- Polymerherstellung
- Transport der Polymere zur Verarbeitung bei den Zulieferbetrieben
- Herstellung der Becher bzw. der Becherfolien bei den Zulieferbetrieben
- Transport der Vorprodukte zum Danone Werk in Ochsenfurth
- Endproduktion des Fertigproduktes im Danone Werk in Ochsenfurth
- Entsorgung der gebrauchten Packstoffe in Deutschland

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

- Herstellung und Entsorgung der Pappbänderolen und Deckel der Primärverpackung, sowie der Um- und Transportverpackung
- Herstellung des jeweiligen Füllguts
- Distribution von der Abfüllung zum Point-of-Sale (Filiale des Handels)
- Herstellung und Entsorgung der Infrastruktur (Maschinen, Aggregate, Transportmittel) und deren Unterhalt
- Umweltwirkungen, die sich aus Aktivitäten des Verbrauchers ergeben (Transportfahrten zum Handel, Kühlprozesse)
- Umweltwirkungen, die sich aus Kühlprozessen ergeben
- Umweltwirkungen durch Produktverlust als Folge von beschädigten Verpackungen
- Umweltwirkungen durch Unfälle

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 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% bezogen auf den Referenzfluss des Produktsystems 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 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. 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 Datendurchschnitt einer verwendeten Technologie, das Bezugsjahr usw. herangezogen werden. Dabei soll vor allem Auskunft zur Repräsentativität der Daten gegeben werden.

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 zum Zeitpunkt der Studie von Danone im Rahmen des Produktionsstarts hergestellt werden. Die verwendeten Gewichte und die Materialzusammensetzung der untersuchten Verpackungen beruht auf Messwerten von Danone.

Für Prozessdaten gilt ein Bezugszeitraum zwischen den Jahren 2008 und 2010 – 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 bestimmt durch die Verwendung der Becher am Danone Standort in Ochsenfurth und den damit verknüpften Lieferketten:

- Herstellung von PLA-Granulat -> USA
- Herstellung fossil basierter Polymere -> Europa
- Herstellung der vorgeformten Becher -> Polen
- Herstellung der Folien für die Form, Fill and Seal Linie (FFS-Linie)-> Italien
- Becherherstellung (nur FFS-Linie) und Abfüllung -> Deutschland
- Entsorgung -> Deutschland

Es wird für die unterschiedlichen Verarbeitungsstandorte jeweils der zutreffende nationale Strommix verwendet.

Die in den betrachteten Verpackungssystemen verwendeten Kunststoffe, u.a. Polystyrol, werden auf einem europaweiten bzw. internationalen Markt produziert, gehandelt und von dort auch durch die verarbeitende Industrie bezogen. Für solche Materialien werden europäische bzw. internationale Durchschnittsdaten verwendet.

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.

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 Verpackung stattfindenden Prozesse und der daraus resultierenden 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 Koppelprodukten 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 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 verwendet³.

1.9.2 Allokation auf Systemebene

Die Notwendigkeit einer systembezogenen Allokation stellt sich, wenn das ursprünglich betrachtete Produkt, nach dem Gebrauch einen Zusatznutzen erbringt, der über den in der funktionellen Einheit abgebildeten Nutzen hinaus geht. So wird bei der Aufbereitung gebrauchter Kunststoffverpackungen ein Kunststoffregranulat gewonnen, welches für andere Produktsysteme bereitgestellt wird. Da das Sekundärmaterial in einem anderen als dem ursprünglichen Produktsystem verwendet wird, spricht man von *open-loop* Recycling (offener Kreislauf).

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. In dieser Studie erfolgt die Allokation von systembedingten Kuppelprodukten nach der „100:0“ und der „50:50“-Methode, die auch als Standardverfahren in [UBA 2002] angewendet wurde (siehe auch Kap. 2.4.1).

- Bei der „100:0“ Methode (auch 100% Allokation genannt) wird der Nutzen für die Sekundärmaterialien vollständig dem abgebenden System zugeordnet
- Bei der 50% Allokation wird der Nutzen für Sekundärmaterialien im Verhältnis 50:50, also paritätisch, zwischen dem abgebenden und dem aufnehmenden System aufgeteilt.

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 der 50% Allokation jedoch dahingehend 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 1-2 bis 1-6 kurz skizziert.

Generelle Anmerkungen bzgl. der Abbildungen 1-2 bis 1-6

³ für eine detaillierte Beschreibung der Zuordnung von Input/Output am Beispiel der Abfallverbrennung siehe [UBA 2000], S. 82

Die folgenden Abbildungen 1-2 bis 1-6 dienen dem generellen Verständnis der Allokationsprozesse und stellen eine Vereinfachung des tatsächlichen Sachverhaltes dar. Die Abbildungen dienen dazu:

- den Unterschied zwischen der 0% Allokation, der 50% Allokation und der 100% Allokation zu verdeutlichen und
- darzustellen, welche Prozesse der Allokation unterliegen⁴:
 - 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 1-2 bis 1-6 dokumentiert:

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

⁴ 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"

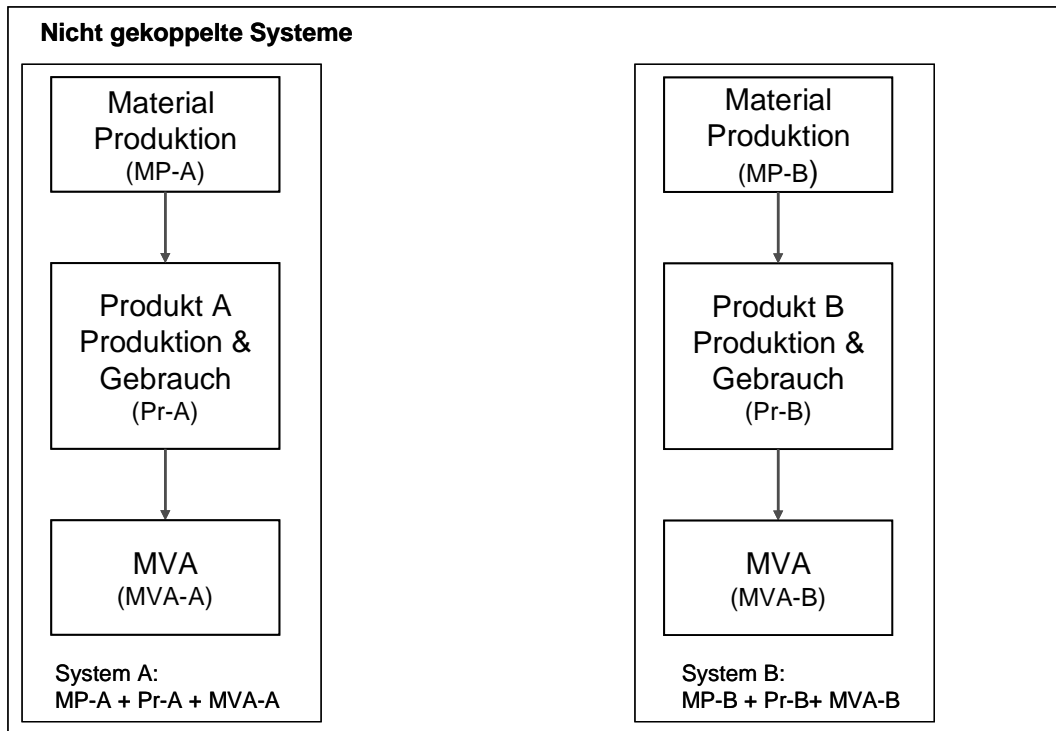


Abbildung 1-1: Schema für nicht gekoppelte Systeme

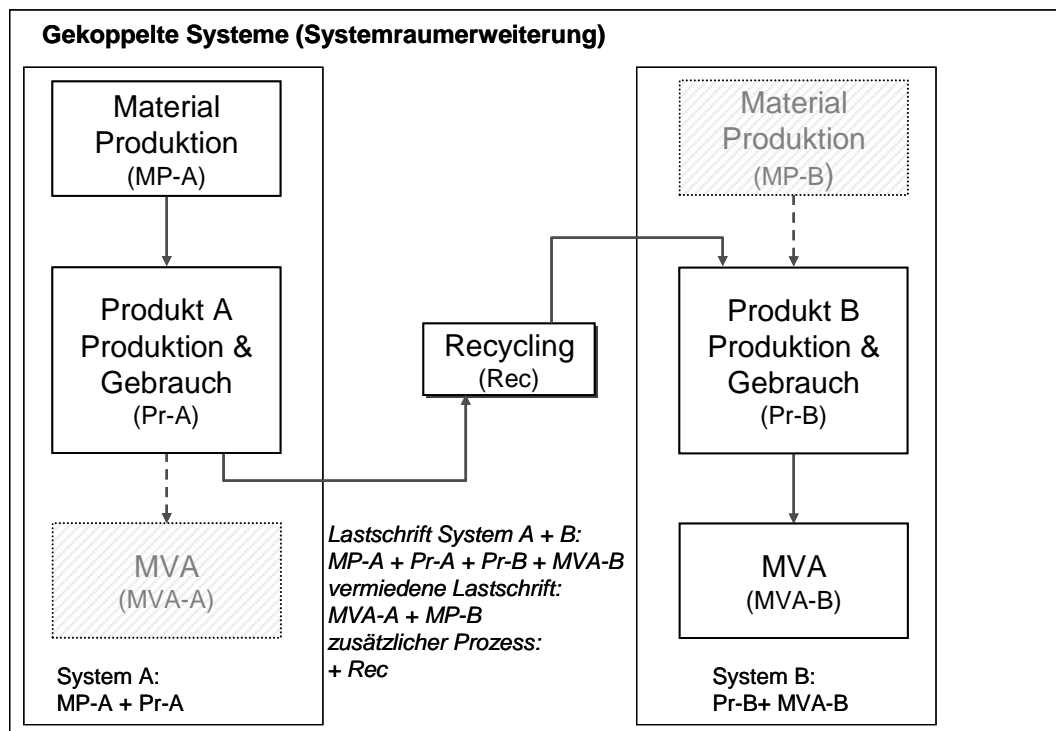


Abbildung 1-2: Schema für gekoppelte Systeme

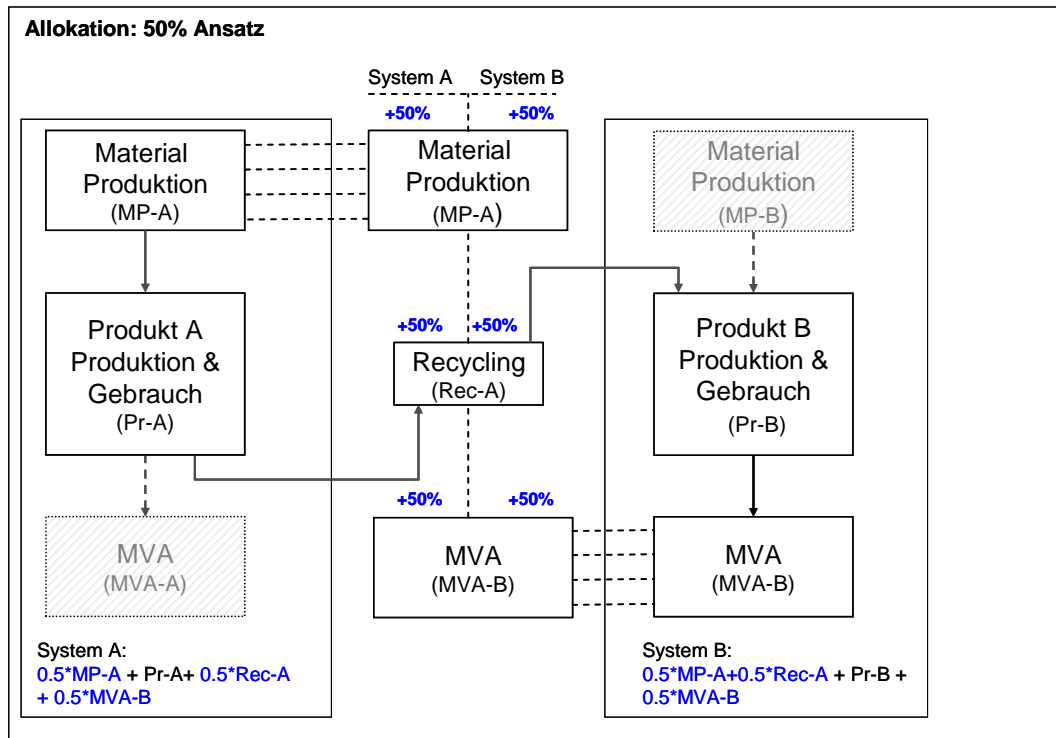


Abbildung 1-3: Schema für gekoppelte Systeme 50% Allokation
 Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)

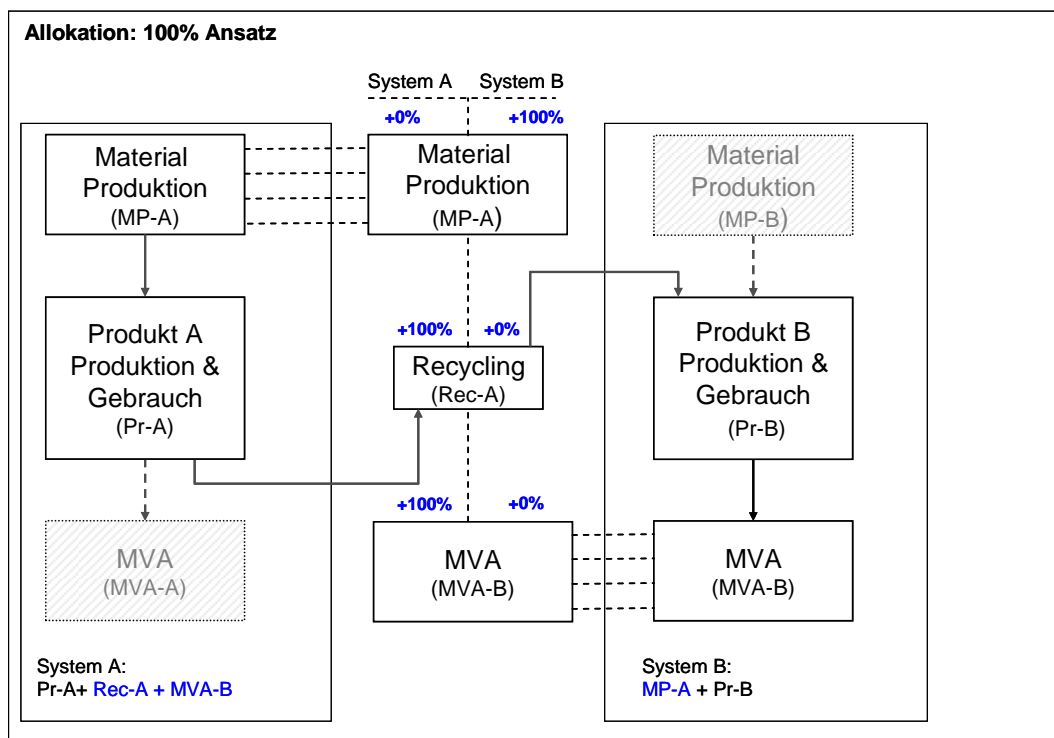


Abbildung 1-4: Schema für gekoppelte Systeme 100% Allokation
 Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)

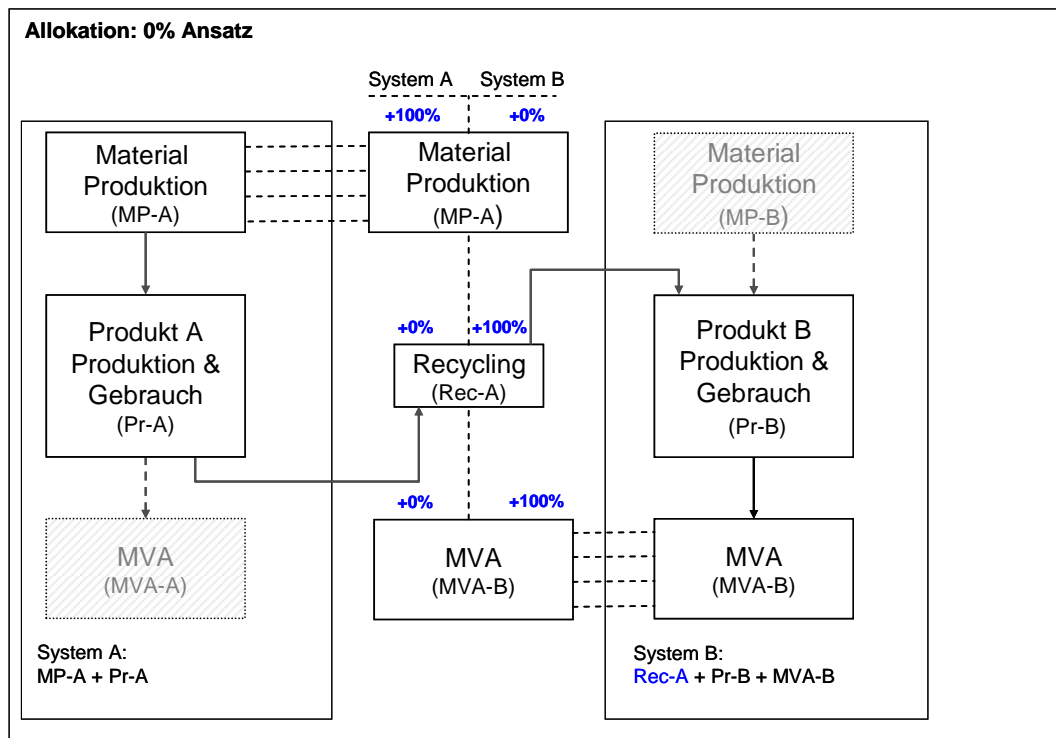


Abbildung 1-5: Schema für gekoppelte Systeme 0% Allokation
Modellierung: Allokation; inkl. Entsorgung im 2. Lebenszyklus („System B“)

Wie in Abb. 1-2 dargestellt, wird zunächst von zwei jeweils voneinander unabhängigen Systemen A und B ausgegangen. Jedes System hat für sich die Lasten von 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. 1-3 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 zurückgewonnenen 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, könnte dieser Ansatz unter Umständen zu kurz greifen und zu Asymmetrien, besonders in der Kohlenstoff-Bilanz, führen.

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

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 Agrarfläche

B) Emissionsbezogene Kategorien

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

C) Sachbilanzgrößen

- Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, nicht erneuerbar)
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, erneuerbar)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

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 werden⁵. 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.

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 1-2 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.

⁵ In der ökobilanziellen Praxis ist es kaum möglich, eine vollständige Einschätzung aller Umweltthemen vorzunehmen. In der vorliegenden Studie findet allein schon durch die Vorauswahl einzelner Umweltthemen eine diesbezügliche Einschränkung statt. Die wünschenswerte breite Betrachtung möglichst vieler Umweltthemen scheitert häufig an der unterschiedlichen Qualität der verfügbaren Sachbilanzdaten und der ebenso unterschiedlichen wissenschaftlichen Akzeptanz der einzelnen Wirkmodelle.

Tabelle 1-2: 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)	NMVOG, VOC, Benzol, CH ₄ , C-ges., Acetylen, Ethanol, Formaldehyd, Hexan, Toluol, Xylol, Aldehyde unspez.	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 unspez.	kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalente
Humantoxizität Feinstaub PM10	PM10, SO ₂ , NO _x , NH ₃ , NMVOG	kg PM10-Äquivalente
Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)	Steinkohle, Braunkohle, Rohöl, Erdgas, Kernkraft, Wasserkraft, andere Erneuerbare Energien	GJ
Kumulierter Energieaufwand (KEA, nicht erneuerbare)	Steinkohle, Braunkohle, Rohöl, Erdgas, Kernkraft,	GJ
Kumulierter Energieaufwand (KEA, erneuerbare)	Wasserkraft, andere erneuerbare Energien	GJ
Kumulierter Prozesswasserverbrauch	Grundwasser, Oberflächenwasser, Prozesswasser, Wasser (entsalzt), Wasser (Kesselspeise)	m ³ H ₂ O

1.10.2 Optionale Elemente

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

1. Normierung
2. Ordnung
3. Gewichtung

In der vorliegenden Studie werden lediglich die Elemente Normierung und Ordnung durchgeführt. Aus Aufwandsgründen kann dies im gegebenen Projektrahmen nur exemplarisch erfolgen.

Bei der hier durchgeführten Normierung werden die wirkungsbezogenen, aggregierten Umweltbelastungen über ihren „spezifischen Beitrag“ in Form von so genannten Einwohnerdurchschnittswerten dargestellt (vgl. Kapitel 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 den Getränkeökobilanzen des Umweltbundesamts erfolgte Einstufung der Wirkungskategorien Bezug genommen. Diese Ordnung wird unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Normierung und neuester methodischer und fachlich gebotener Erkenntnisse adaptiert.

Tabelle 1-3: Definition der ökologischen Gefährdung und des Abstandes zum Zielwert durch das deutsche Umweltbundesamtes [UBA 1999]

Wirkungskategorie	ökologische Gefährdung	Abstand zum Zielwert
Klimawandel	A (sehr groß)	A (sehr groß)
Fossile Ressourcenbeanspruchung	C (mittel)	B (groß)
Eutrophierung (terrestrisch)	B (groß)	B (groß)
Versauerung	B (groß)	B (groß)
Sommersmog (~ bodennahe Ozonbildung)	D (gering)	B (groß)
Eutrophierung (aquatisch)	B (groß)	C (mittel)
Naturraumbeanspruchung*		

* in [UBA 1999] waren die Flächennutzungskategorien *Deponiefläche* und *Forstfläche* bewertet. Im Kontext der vorliegenden Studie wird die Flächennutzungs-kategorie *Agrarfläche* untersucht. In wie weit die Ergebnisse von [UBA 1999] übertragbar sind, wird im Rahmen der Auswertung (Kapitel 6) diskutiert.

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

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

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

Eine „Gewichtung“ ist für vergleichende, der Öffentlichkeit zugängliche Ökobilanzen gemäß ISO 14040/44 nicht zulässig und verbietet sich daher für die vorliegende Ökobilanz.

2 Untersuchte Verpackungssysteme und Szenarien

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden Danone Activia Verpackungen aus verschiedenen Polymeren miteinander verglichen. In der vorliegenden Fassung sind Verpackungen aus primärem Polystyrol und primärem Polylactidacid berücksichtigt.

Die untersuchten Danone Activia Verpackungen bestehen, wie im Kapitel 1.5 bereits erwähnt, aus den folgenden Bestandteilen:

- Kunststoffbecher
- Papierbanderole um den Becher
- Aluminiumplattine als Deckel

Der im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführte ökobilanzielle Vergleich fokussiert sich auf die Kunststoffbestandteile der Verpackung, also den eigentlichen Becher.

In den folgenden Kapiteln 2.1 und 2.2 werden die grundlegenden Festsetzungen für diese Systeme kurz beschrieben. Eine Beschreibung der für die Bilanzierung verwendeten Daten erfolgt dann in *Kapitel 3 Ausgewählte Daten zur Sachbilanz*.

2.1 Danone Activia Verpackungen aus Polystyrol (PS)

Abbildung 2-1 zeigt ein detailliertes Stoffflussbild der Danone Activia Verpackungen aus Polystyrol. Im Danone Werk in Ochsenfurth werden die PS Becher auf zwei unterschiedlichen Linien produziert:

1. Einer so genannten „Fill and Seal“ (FS) Linie, in der vorgeformte Becher befüllt und verschlossen werden und
2. Einer so genannten „Form, Fill and Seal“ (FFS) Linie, in der extrudierte Polymerfolien zu einem Becher geformt und direkt im Anschluss befüllt und verschlossen werden.

Dies hat sowohl Auswirkungen auf die Zulieferkette der Vorprodukte als auch auf das Gewicht und die Materialkomposition der Becher:

- Fill and Seal Linie:
 - Die vorgeformten PS Becher werden von Lieferant A in Polen produziert und dann als fertige Becher per LKW nach Ochsenfurth transportiert
 - Die vorgeformten PS Becher wiegen 4,1 g
 - Tabelle 2-1 zeigt die Materialkomposition der vorgeformten Becher
- Form, Fill and Seal Linie:
 - Die Becher werden in Ochsenfurth direkt aus angelieferten PS Folien hergestellt
 - Die PS Folien werden von Lieferant B in Italien produziert und ebenfalls per LKW nach Ochsenfurth transportiert
 - Die in der FFS Linie hergestellten Becher wiegen 4,0 g
 - Tabelle 2-1 zeigt die Materialkomposition der extrudierten PS Folien
 - Bei der Becherproduktion auf der FFS Linie fallen Prozessabfälle in der Größenordnung von 30% bezogen auf den Input an

Die Gewichtunterschiede zwischen den Bechern sind in der unterschiedlichen Herstellungsweise und im Falle der vorgeformten Becher aus den Ansprüchen an die Handhabbarkeit und die Stabilität der Becher im ungefüllten Zustand begründet. Der Anteil der Becher aus der FFS Linie beträgt 50% -

damit ergibt sich ein mittleres Gewicht der Becher für die Berechnung im Rahmen der Ökobilanz von 4,05 g.

Tabelle 2-1: Materialkomposition der untersuchten Danone Activia Verpackungen aus PS

Zulieferer	Anteil GPPS	Anteil HIPS	Anteil Masterbatch
PS Becher (Lieferant A)	59,5%	39,5%	1,0%
PS Becher (Lieferant B)	59,1%	39,4%	1,5%

Die Materialkomposition beider Becher unterscheidet sich lediglich in Nuancen hinsichtlich der Zusammensetzung von GPPS (General Purpose Polystyrene) und HIPS (High Impact Polystyrene). Das Masterbatch wird dem PS zur Einfärbung beige setzt. Dabei handelt es sich wiederum um GPPS Granulat in dem zu einem gewissen Prozentsatz (~1%) Titandioxid (TiO₂) zur Färbung enthalten ist.

Die bei der Produktion der Becher auf der FFS Linie im Danone Werk Ochsenfurth anfallenden Prozessabfälle werden zu einem Regranulat aufbereitet. Über die weitere Verwendung der in den Zulieferbetrieben anfallenden Prozessabfälle liegen keine Informationen vor. Für diese wird eine Verbrennung in einer Müllverbrennungsanlage mit Energierückgewinnung (thermisch und elektrisch) angenommen.

Die Stoffströme des PS Bechers im Lebenswegabschnitt Recycling und Entsorgung beruhen auf Daten die seitens der Deutsche Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH (DKR) bereitgestellt wurden. Grundlagen der Ableitungen der Stoffströme in der Wertstofffraktion sind einerseits die jahrelangen Erfahrungen und Analysen bundesweit, die in der von DKR jährlich erstellten DSD Umweltbilanz einfließen, andererseits die Erkenntnisse aus einem singulären Sortierversuch mit Danone Activia Joghurtbechern aus PS und PLA, jeweils mit Papierbänderole in einer automatisierten Sortieranlage. Bei diesem Sortierversuch zeigte sich, dass sich die Papierbänderole negativ auf die Detektierbarkeit der Becher auswirkt und tendenziell weniger Becher in die Polymerreinfraction sortiert werden konnten, die stoffliche Verwertungsquote der PS Becher mit Papierbänderole also unter denen „reiner“ Polystyrolverpackungen liegt [DKR 2011].

Die Modellierung der Stoffströme der Becher im Lebenswegabschnitt Recycling Becher erfolgte unter der Annahme, dass die Becher vom Verbraucher inklusive der Papierbänderole in die Wertstoffsammlung gegeben werden. Die Erfassungsquote der Becher liegt nach Angaben der DKR bei 80%, die verbleibenden 20% werden mit dem Restmüll in einer MVA mit Energierückgewinnung (thermisch und elektrisch) verbrannt.

Die Stoffströme der Becher im Lebenswegabschnitt Recycling Becher werden wie folgt angenommen:

- 64% der Becher gelangen in eine Polymerreinfraction
- 16% der Becher werden der Mischkunststofffraktion zugeordnet
- 10% der Becher werden (aufgrund der Papierbänderole) in die Papier, Pappen und Kartonfraktion sortiert und weitere
- 10% sind nicht detektierbar und werden als Sortierreste ausgeschleust

Im Rahmen der werkstofflichen Verwertung der Polymerfraktion werden 75% der Becher zu einem Regranulat weiterverarbeitet, die verbleibenden 25% werden als Aufbereitungsreste im Zementwerk energetisch verwertet.

Von der Mischkunststofffraktion werden 64% im Zementwerk und 5% im Hochofen verwertet. Die Becher substituieren in diesem Fall fossile Brennstoffe (Steinkohle). Die verbleibenden 31% werden zu einem PO angereicherten Produkt werkstofflich aufbereitet (Nass-Trockenaufbereitung). Im Zuge der Nassaufbereitung wird PS als Rest abgeschieden und in einer MVA thermisch verwertet. Zusammen mit den Resten der Trockenaufbereitung werden somit 60% der Becher in der werkstofflichen Aufbereitung verbrannt.

84% der Becher in der Papier, Pappe und Kartonfraktion werden einer werkstofflichen Verwertung zugeführt und zu einem PO angereicherten Produkt werkstofflich aufbereitet (vgl. MKF-Fraktion). Die verbleibenden 16% werden im Zementwerk verwertet und ersetzen wiederum Steinkohle als fossilen Energieträger.

Die Sortierreste gelangen zu 75% ins Zementwerk zur Substitution fossiler Energieträger und zu 25% in eine MVA mit Energierückgewinnung.

Die hier beschriebenen Stoffströme der PS Becher, die mit der Wertstofffraktion erfasst werden, beruhen wie erwähnt auf Daten und Analysen der DKR. Die Verfasser der Studie halten die Daten der DKR zur Beantwortung der in dieser Studie untersuchten Fragestellungen geeignet. Die DKR ist nach eigener Aussage der Marktführer unter den Dualen Systembetreibern und hat die meiste Erfahrung bei der Ableitung von Mengenströmen.

2.2 Danone Activia Verpackung aus Polylactidacid (PLA)

Abbildung 2-2 zeigt ein detailliertes Stoffflussbild der Danone Activia Verpackungen aus Polylactidacid. Die Produktion der Danone Activia Verpackungen aus PLA gleicht prinzipiell dem Schema der PS Verpackungen. Auch die PLA Becher werden auf der FS und der FFS Linie produziert, die eingesetzten Vorprodukte werden von denselben Zulieferern bezogen. Unterschiede bestehen hinsichtlich der Bechergewichte und natürlich der Materialkomposition.

Der vorgeformte Becher aus PLA hat mit 4,1 g das gleiche Gewicht wie der vorgeformte Becher aus PS. Der in der FFS Linie geformte Becher lässt sich aber, aufgrund der anderen Materialeigenschaften des PLAs, mit einem geringeren Gewicht von 3,7 g statt 4,0 g realisieren. Der Anteil der PLA Becher aus der FFS Linie beträgt 50% - damit ergibt sich ein mittleres Gewicht der Becher für die Berechnung im Rahmen der Ökobilanz von 3,90 g.

Tabelle 2-2: Materialkomposition der untersuchten Danone Activia Verpackungen aus PLA

Zulieferer	Anteil PLA	Anteil Impact Modifier	Anteil Masterbatch
PLA Lieferant A	■%	■%	■%
PLA Lieferant B	■%	■%	■%

Die Materialkomposition der beiden Becher zeigt Unterschiede zwischen den beiden Zulieferern. Die Becher von Lieferant A haben einen um 4% höheren PLA Anteil als die Folien von Lieferant B. Auch hinsichtlich des Bedarfs an Impact Modifier zeigen sich Unterschiede, so enthalten die Folien von Lieferant B einen höheren Anteil als die die Becher von Lieferant A. Dies ist insofern relevant, als dass der Impact Modifier zu einem gewissen Prozentsatz (Annahme: 30%) fossil basierte PE Wachse enthält. Insgesamt ist der fossile Anteil in den PLA Bechern der FS Line als auch in den PLA Bechern der FFS Line minimal. Das Masterbatch wird dem PLA zur Einfärbung beigegeben. Dabei handelt es sich

um PLA Granulat in dem zu einem gewissen Prozentsatz (etwa 1%) Titandioxid (TiO₂) zur Färbung enthalten ist.

Die bei der Produktion der Becher auf der FFS Linie im Danone Werk Ochsenfurth anfallenden Prozessabfälle werden zu einem Regranulat aufbereitet. Über die weitere Verwendung der in den Zulieferbetrieben anfallenden Prozessabfälle liegen keine Informationen vor. Für diese wird eine Verbrennung in einer Müllverbrennungsanlage mit Energierückgewinnung (thermisch und elektrisch) angenommen.

Die Stoffströme des PLA Bechers im Lebenswegabschnitt Recycling und Entsorgung beruhen auf Daten die seitens der Deutsche Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH (DKR) bereitgestellt wurden.

Die Modellierung der Stoffströme der Becher im Lebenswegabschnitt Recycling Becher erfolgte unter der Annahme, dass die Becher vom Verbraucher inklusive der Papierbanderole in die Wertstoffsammlung gegeben werden. Die Erfassungsquote der Becher liegt nach Angaben der DKR bei 80%, die verbleibenden 20% werden mit dem Restmüll in einer MVA mit Energierückgewinnung (thermisch und elektrisch) verbrannt. Laut Aussage der DKR wird PLA derzeit nach Stand der Technik von den NIR-Geräten nicht als Kunststoff erkannt. Somit gelangen diese Becher zurzeit in den Strom der Nicht-Kunststoffe und werden entweder als Papier detektiert und gelangen so als Störstoff in die Papieraufbereitung oder werden über die Sortierreste einem thermischen Weg zugeführt [DKR 2011]. Die Stoffströme der Becher im Lebenswegabschnitt Recycling Becher werden wie folgt angenommen:

- 20% der Becher werden (aufgrund der Papierbanderole) in die Papier, Pappen und Kartonfraktion sortiert und weitere
- 80% sind nicht detektierbar und werden als Sortierreste ausgeschleust

84% der Becher in der Papier, Pappen und Kartonfraktion werden einer werkstofflichen Verwertung zugeführt und zu einem PO angereicherten Produkt werkstofflich aufbereitet. Die verbleibenden 16% werden im Zementwerk verwertet und ersetzen wiederum Steinkohle als fossilen Energieträger.

Die Sortierreste gelangen zu 75% ins Zementwerk zur Substitution fossiler Energieträger und zu 25% in eine MVA mit Energierückgewinnung.

Die hier beschriebenen Stoffströme der PLA Becher die mit der Wertstofffraktion erfasst werden beruhen - wie erwähnt - auf Daten und Analysen der DKR.

2.3 Stoffflussbilder

Abbildung 2-1 und 2-2 zeigen die Stoffflüsse in den untersuchten Systemen. Zusätzlich sind zur Dokumentation die Energieverbräuche und Transportkilometer im Rahmen der Herstellung der Verpackung integriert.

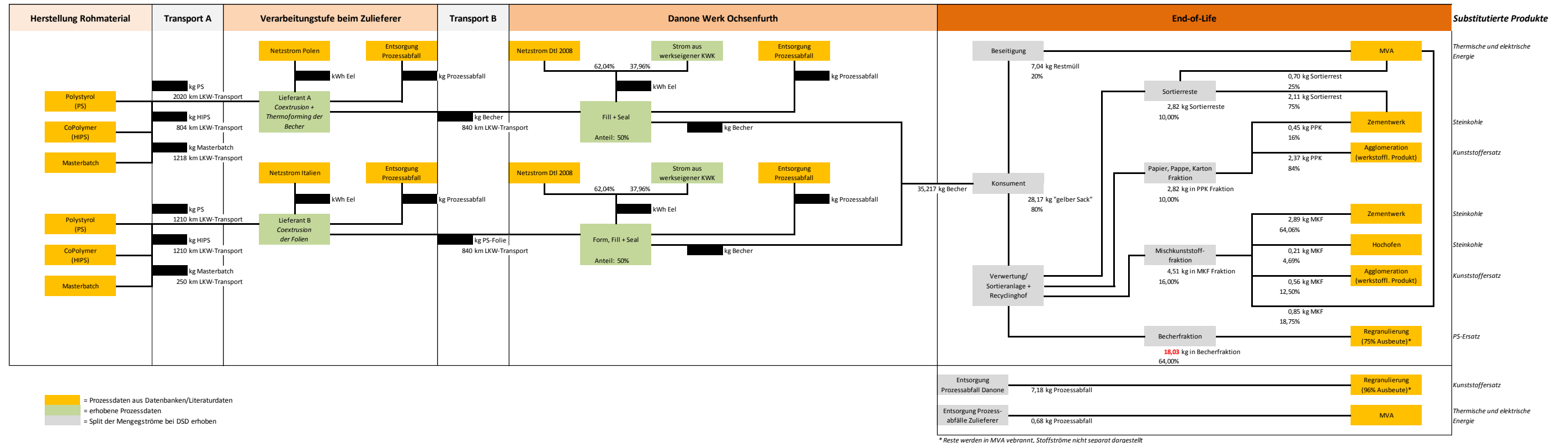


Abbildung 2-1: Stoffflussbild 115 g Danone Activia Verpackung aus PS

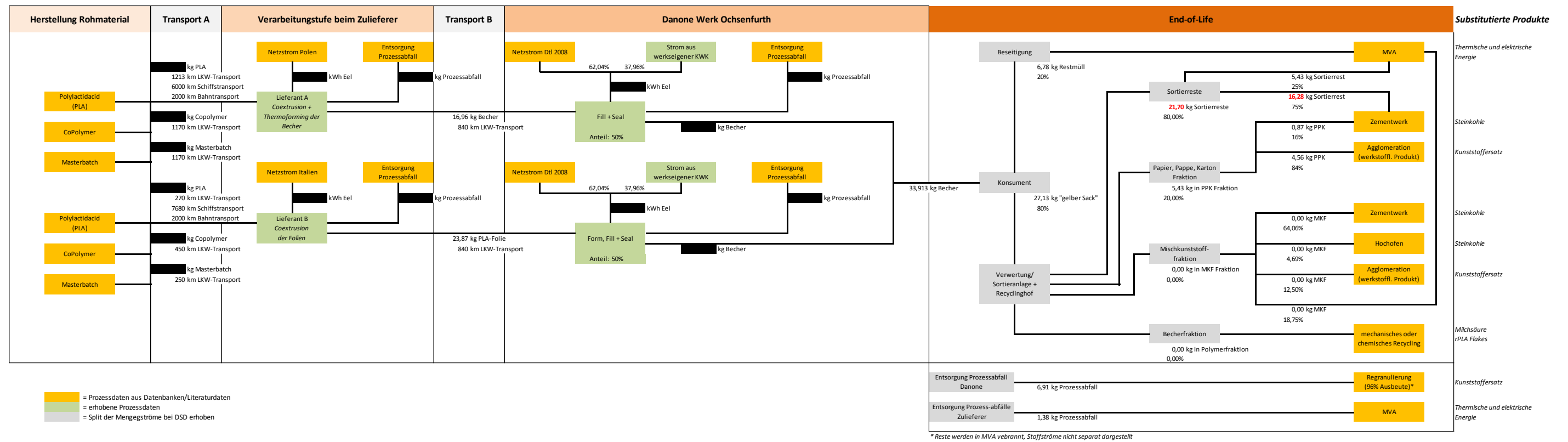


Abbildung 2-2: Stoffflussbild 115 g Danone Activia Verpackung aus PLA

2.4 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 2.1 und 2.2 beschriebenen Festlegungen definiert. Darüber hinaus werden Sensitivitäten und Varianten zu ausgewählten Basisszenarien betrachtet. Sensitivitätsanalysen dienen dazu, die Ergebnisrelevanz von Datensätzen und Annahmen in den Basisszenarien zu überprüfen. Bei der Variantenbetrachtung besteht ein zusätzliches, über die Basisszenarien herausgehendes Erkenntnisinteresse bzgl. der Auswirkungen bei der Veränderung bestimmter Systemparameter.

2.4.1 Basisszenarien

Die Basisszenarien beruhen auf den in Kapitel 2.1 und 2.2 beschriebenen Festlegungen. Für die Systemallokation wird sowohl der Allokationsfaktor von 100% berechnet als auch ein Allokationsfaktor von 50% bilanziert.

Zwar werden die Szenarien mit 100% Allokation in der vorliegenden Studie als „Basisszenarien“ bezeichnet. Dies geschieht aber vor allem, um eine Konsistenz mit der Szenariengestaltung in der PLA Clam Shell Studie [Krüger und Detzel 2006] herzustellen. Mit der 50% Allokation wird aber der UBA Methodik Rechnung getragen. Daher wird auch schon an dieser Stelle die Empfehlung ausgesprochen, für die öffentliche Kommunikation bevorzugt auf die Ergebnisse der Szenarien mit 50% Allokation Bezug zu nehmen.

Daher werden die Ergebnisse der alternativen Systemallokation (50% Allokation) in der grafischen Aufbereitung der Ergebnisse direkt neben den Ergebnissen der Szenarien unter Annahme der 100% Allokation gestellt.

Tabelle 2-3: Übersicht über die Basisszenarien

Szenarienmerkmale - Basisszenarien	Kürzel
Basisszenarien	
115g Danone Activia Verpackung aus PS; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 4,05g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PS Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ PS Gutschrift für regranulierte PS Becher aus der post consumer Polymerfraktion • Allokationsfaktor: 100% 	B_PS_4,05g
115g Danone Activia Verpackung aus PLA; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 3,90g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PLA Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ Steinkohle Gutschriften im Zementwerk für post consumer PLA Abfälle • Allokationsfaktor: 100% 	B_PLA_3,90g

2.4.2 Sensitivitätsanalysen

Ausgehend von den Basisszenarien werden Sensitivitäten hinsichtlich der folgenden Aspekte in der Studie untersucht:

- Sensitivität hinsichtlich der Allokationsmethode
Die Allokationsmethode kann auf Einwegsysteme, wie die hier untersuchten Danone Activia Verpackungen, einen ergebnisrelevanten Einfluss ausüben. Mit Hilfe der hier durchgeführten Sensitivitätsanalyse soll untersucht werden wie robust die Ergebnisse hinsichtlich der in den Basisszenarien getroffenen Entscheidung zur Systemallokation sind. Dafür werden die Ergebnisse der Basisszenarien unter Anwendung der 50% Allokation abgebildet.
- Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe
In den Basisszenarien werden die bei der Produktion in Ochsenfurth anfallenden Polymer-Prozessabfälle materialspezifisch gutgeschrieben. Über die genaue Produktherstellung aus den Regranulaten liegen jedoch keine Daten vor. Daher erzielen im Rahmen dieser Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gutschriftenvergabe die Regranulate in beiden Systemen eine Polyolefin-Gutschrift.
- Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors der Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe
Auch die Ergebnisse der Gutschriftenvergabe in der Sensitivitätsberechnung sollen auf

ihre Sensitivität bezüglich der getroffenen Entscheidung hinsichtlich der Systemallokation untersucht werden.

Tabelle 2-4: Übersicht über die Szenarien zur Sensitivitätsanalyse

Szenarienmerkmale - Sensitivitäten	Kürzel
Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors der Basisszenarien	
115g Danone Activia Verpackung aus PS; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 4,05g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PS Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ PS Gutschrift für regranulierte PS Becher aus der post consumer Polymerfraktion • Allokationsfaktor: 50% 	S_PS_4,05g_AF50
115g Danone Activia Verpackung aus PLA; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 3,90g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PLA Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ Steinkohle Gutschriften im Zementwerk für post consumer PLA Abfälle • Allokationsfaktor: 50% 	S_PLA_3,90g_AF50

Szenarienmerkmale - Sensitivitäten	Kürzel
Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe	
115g Danone Activia Verpackung aus PS; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 4,05g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PO Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ PS Gutschrift für regranulierte PS Becher aus der post consumer Polymerfraktion • Allokationsfaktor: 100% 	S_PS_4,05g_PO-GS
115g Danone Activia Verpackung aus PLA; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 3,90g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PO Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ Steinkohle Gutschriften im Zementwerk für post consumer PLA Abfälle • Allokationsfaktor: 100% 	S_PLA_3,90g_PO-GS
Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors der Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe	
115g Danone Activia Verpackung aus PS; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 4,05g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PO Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ PS Gutschrift für regranulierte PS Becher aus der post consumer Polymerfraktion • Allokationsfaktor: 50% 	S_PS_4,05g_PO-GS_AF50
115g Danone Activia Verpackung aus PLA; <ul style="list-style-type: none"> • Bechergewicht: 3,90g • Verwertungswege: Status Quo 2011 • Gutschriften relevanter Massenströme: <ul style="list-style-type: none"> ○ PO Gutschrift für Stanzabfälle aus dem Danone Werk ○ Steinkohle Gutschriften im Zementwerk für post consumer PLA Abfälle • Allokationsfaktor: 50% 	S_PLA_3,90g_PO-GS_AF50

Fortsetzung Tabelle 2-4

3 Ausgewählte Daten zur Sachbilanz

Die folgende Tabelle listet die in der Studie für die Modellierung verwendeten Datensätze auf. Es werden Angaben zum Namen des Datensatzes sowie zu den umfassten Prozessschritten und dem jeweiligen Bezugsjahr gemacht. Zudem wird soweit verfügbar die Quelle bzw. das Jahr der Veröffentlichung angegeben. In der Spalte Beschreibung/ Bemerkung finden zusätzliche relevante Informationen bspw. zur Repräsentativität o.ä. Platz.

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

Name des Datensatzes	umfasste Prozessschritte	Bezugsjahr	Quelle/ Jahr der Veröffentlichung	Beschreibung/ Bemerkung
Grundstoffherstellung				
GPPS Herstellung	Cradle to Factory Gate	1999	PlaticsEurope 2006	beschreibt die GPPS Herstellung in Europa
HIPS Herstellung	Cradle to Factory Gate	1999	PlaticsEurope 2005	beschreibt die HIPS Herstellung in Europa
HDPE Herstellung	Cradle to Factory Gate	1999	PlaticsEurope 2005	beschreibt die HDPE Herstellung in Europa HDPE wird hier als Proxy für die fossil-basierte Komponente des <i>Impact Modifiers</i> bei der PLA Extrusion verwendet
PP Herstellung	Cradle to Factory Gate	1999	PlaticsEurope 2005	beschreibt die PP Herstellung in Europa PP wird hier als Datensatz für die Gesamtheit aller Polyolefine im Rahmen der Gutschrift verwendet
PLA Herstellung	Cradle to Factory Gate	2009	NatureWorks 2010 ¹	beschreibt die PLA Herstellung in den USA
Titandioxid Herstellung	Cradle to Factory Gate	1999		Basierend auf Daten eines finnischen Herstellers, der norwegisches Ilmenit im so genannten "Schwefel-Prozess" verwendet (zwei mögliche Prozesse: Schwefel- oder Chlor-Prozess). Aus: 'Environmental impact of coated exterior wooden cladding' der VTT building Technology, Finnland (1999). Datensatz erscheint am vollständigsten und aktuellsten.
Verpackungsherstellung				
Produktion vorgeformter Becher bei Lieferant A in Polen	Folienextrusion und Thermoforming der Becher	2010		Erhebung von Verbrauchsdaten im Rahmen der Studie
Produktion von PS und PLA Folie bei Lieferant B in Italien	Folienextrusion	2010		Erhebung von Verbrauchsdaten im Rahmen der Studie
Endproduktion der Verpackung im Danone Werk Ochsenfurth	Fill + Seal vorgeformter Becher, Form, Fill + Seal auf Basis extrudierter Polymerfolien	2010		Erhebung von Verbrauchsdaten im Rahmen der Studie
Sortierung, Verwertung und Beseitigung gebrauchter Packstoffe				
Sortieranlage/ Wertstoffhof	Sortierung von Abfällen	2002		<i>dem ifeu vorliegende Betriebsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland Die Daten sind nach unserer Kenntnis weiterhin gültig</i>

¹ Eco-Profile veröffentlicht in Industrial Biotechnology, August 2010, 212-224

Name des Datensatzes	umfasste Prozessschritte	Bezugsjahr	Quelle/ Jahr der Veröffentlichung	Beschreibung/ Bemerkung
Polymeraufbereitung	Granulierung	2002		dem ifeu vorliegende Betriebsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland Die Daten sind nach unserer Kenntnis weiterhin gültig
MKF-Verwertung	MKF-Agglomerator, Verbrennung im Zementwerk, Verbrennung im Hochofen, Granulierung	2002		dem ifeu vorliegende Betriebsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland Die Daten sind nach unserer Kenntnis weiterhin gültig
Müllverbrennungsanlage (MVA)	Verbrennung von Abfällen	2002		dem ifeu vorliegende Betriebsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland Die Daten sind nach unserer Kenntnis weiterhin gültig
Hintergrunddaten				
Energiebereitstellung Deutschland	Energievorketten, Kraftwerke und Stromnetz	2007	IEA 2009	durchschnittlicher Energieträgermix 2007
Energiebereitstellung Italien	Energievorketten, Kraftwerke und Stromnetz	2007	IEA 2009	durchschnittlicher Energieträgermix 2007
Energiebereitstellung Polen	Energievorketten, Kraftwerke und Stromnetz	2007	IEA 2009	durchschnittlicher Energieträgermix 2007
Energiebereitstellung Europa	Energievorketten, Kraftwerke und Stromnetz	2007	IEA 2009	durchschnittlicher Energieträgermix 2007
KWK Strom im Werk Ochsenfurth	Energievorkette und Kraftwerk	2010	Erhebung im Rahmen der Studie	Anteile Energieträger: Gas (Erdgas): 100%
LKW Transporte	Fahrten der LKWs	2010	HBEFA 3.1.	LKW- Flottenmix 2010
Schifftransporte	Seeschiff	2010	Ecotransit (www.ecotransit.org) 2010	

Fortsetzung der Tabelle 3-1

3.1 Grundstoffherstellung

Anmerkung:

Bei allen im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz verwendeten Rohmaterialdatensätzen (PS, HDPE, PP und PLA) wurde im Zuge der Bilanzierung eine Heizwertkorrektur auf den unteren Heizwert durchgeführt.

3.1.1 Datensätze PS

Für die Herstellung von Kunststoffbechern aus Polystyrol wird kristallines PS (General Purpose Polystyrene, GPPS) und High Impact Polystyrene (HIPS) in den in Kapitel 2.1 beschriebenen Mischungsverhältnissen verwendet.

Polystyrol wird aus dem Monomer Styrol in unterschiedlichen Verfahren hergestellt. GPPS ist nur mit wenigen Zusatzstoffen beaufschlagt und wird eingesetzt wenn Reinheit benötigt wird, obwohl es sehr brüchig ist. HIPS beinhaltet Gummianteile, die die Ausbreitung von Rissen verhindern und die Sprödigkeit vermindern.

3.1.1.1 Datensatz GPPS

Das Standardverfahren für GPPS-Herstellung ist die Block-Polymerisation. Dazu wird Styrol mit geringen Mengen Lösemittel (Toluol, Ethylbenzol) im Reaktor versetzt. Die Reaktionsbedingungen liegen bei 100-170°C und 0,05-0,2 MPa. Nach der Reaktion werden über eine Entgasungsanlage Lösungsmittel und Restmonomere entfernt. In weiteren Schritten

können Additive und Hilfsstoffe zugesetzt werden. Anschließend wird die Polymerschmelze unter Wasser im Extruder granuliert

In der vorliegenden Ökobilanz wurde das von PlasticsEurope veröffentlichte Ecoprofile für GPPS verwendet [PlasticsEurope 2006]. Die Daten umfassen den Herstellungsprozess cradle-to-gate, also „von der Wiege bis zum Werkstor“. Damit sind alle Prozesse von der Extraktion natürlicher Ressourcen aus der Umwelt bis zu dem Punkt erfasst, an dem das fertige Produkt bereit ist zum Transport zum Kunden. Die Verpackung des Produktes, die Nutzenphase und das End-of-Life Management sind nicht erfasst. Nicht erfasst sind außerdem alle Prozesse zur Herstellung und Wartung von Produktionsanlagen, Betriebsmittel oder Maschinen. Die Daten beziehen sich auf 1 kg GPPS.

3.1.1.2 Datensatz HIPS

Polystyrol (HIPS) wird aus dem Monomer Styrol in unterschiedlichen Verfahren hergestellt. Neben der Block-Polymerisation wird HIPS auch in einer Kombination von Block- und nachgeschalteter Suspensions-Polymerisation hergestellt. Dabei wird zunächst eine disperse Polybutadien-Phase hergestellt, die anschließend im Suspensionsverfahren weiterverarbeitet werden kann.

In der vorliegenden Ökobilanz wurde das von PlasticsEurope veröffentlichte Ecoprofile für HIPS verwendet [PlasticsEurope 2005b]. Die Daten umfassen den Herstellungsprozess cradle-to-gate, also „von der Wiege bis zum Werkstor“. Damit sind alle Prozesse von der Extraktion natürlicher Ressourcen aus der Umwelt bis zu dem Punkt erfasst, an dem das fertige Produkt bereit ist zum Transport zum Kunden. Die Verpackung des Produktes, die Nutzenphase und das End-of-Life Management sind nicht erfasst. Nicht erfasst sind außerdem alle Prozesse zur Herstellung und Wartung von Produktionsanlagen, Betriebsmittel oder Maschinen. Die Daten beziehen sich auf 1 kg HIPS.

3.1.2 Datensatz HDPE

HDPE wird in der vorliegenden Studie als Proxy für PE Wachs verwendet, welcher den fossilen Bestandteil des für die PLA Extrusion notwendigen Impact Modifiers darstellt. PE Wachse werden auf die gleiche Weise wie PE Granulate hergestellt, sind jedoch durch kürzere Polymerketten gekennzeichnet.

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.

3.1.3 Datensatz PP

Polypropylen wird in der vorliegenden Studie als Proxy für alle unbestimmten Polyolefinprodukte (vornehmlich dickwandige Produkte aus der werkstofflichen MKF Verwertung) verwendet.

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.

3.1.4 Datensatz PLA

Polymilchsäure (Polylactid: PLA) wird durch Polymerisation von Milchsäure hergestellt. Bei diesem chemischen Verfahren reagieren die vorhandenen Monomere unter Auflösung ihrer Mehrfachbindungen zu Polymeren. Der von *NatureWorks* zur Verfügung gestellte PLA-Datensatz umfasst den Anbau und die Nassvermahlung von Mais (inklusive der Transporte), die Produktion der Milchsäure sowie die Herstellung des Zwischenproduktes Lactid und die abschließende Produktion der Polymilchsäure bzw. der PLA-Pellets.

Die Angaben des Datensatzes sind auf eine jährliche Produktionskapazität von 140.000 t PLA bezogen.

Die Inventardaten beziehen sich auf das Jahr 2009 und wurden von *NatureWorks* als komplett aggregierte Input/Output Daten zur Verfügung gestellt [Vink et al. 2010]. Die Daten bilden den Herstellungsprozess „von der Wiege bis zum Pellet“ – und damit bis zum Werkstor der Polymer-Fertigungsanlage von *NatureWorks* – ab.

Detaillierte Informationen zur Herstellung von PLA und dessen Bestandteile [Vink et al. 2003, Vink et al. 2004a, Gruber 2002] sowie über den Anbau und das Nassvermahlen von Mais [Vink et al. 2004b,c] wurden von *NatureWorks* dokumentiert.

3.1.4.1 Die Maisherstellung

Der im Datensatz dargestellte Prozess der Maisherstellung umfasst den Anbau des Mais, dessen Ernte, die Trocknung und den Transport zu einer Nassvermahlungsanlage. Damit bildet der Datensatz nicht nur die prozessbezogenen Daten der Maisherstellung ab, sondern außerdem die Vorketten für die Energiebereitstellung (z.B. Kraftstoffe) und der verwendeten Betriebsstoffe (z.B. Saatgut, Düngemittel oder Kalk). Die Aufwendungen zur Herstellung der landwirtschaftlichen Geräte wie z.B. Erntemaschinen wurden untersucht, aber deren Beiträge wurden als vernachlässigbar eingeschätzt.

Der von *NatureWorks* für den Maisanbau generierte Datensatz basiert auf Datenerhebungen aus dem Jahr 2004, bei auf den Maisanbau spezialisierten landwirtschaftlichen Betrieben (Maisfarmer) in 26 Bezirken der Bundesstaaten Nebraska und Iowa.

Typische Materialien und Stoffe, die der Ökosphäre entnommen wurden sind: Erdöl, Erdgas und Kohle für die Energiebereitstellung sowie Wasser, Kohlendioxid und Solarenergie für den Photosynthese Prozess. Neben den mit dem Energieverbrauch verbundenen Emissionen wurden insbesondere landwirtschaftsspezifische Emissionen in die Luft (z.B. N_2O) und in das Wasser (z.B. NO_3^-) berücksichtigt.

Gemäß den Angaben von *NatureWorks* wurden die meisten der im Datensatz berücksichtigten, auf dem Maisfeld entstehenden Emissionen (z.B. N_2O and NO_x) auf Grundlage des DAYCENT Modells abgeschätzt. Dieses Modell ist eine Version des CENTURY² Modells, jedoch mit einem Ein-Tages-Bezug. Allerdings werden aus der Landwirtschaft entstehende Emissionen wesentlich durch die umliegenden Bedingungen beeinflusst, wie zum Beispiel die Bodenbeschaffenheit und Wetterbedingungen, und können daher beträchtlich abweichen. Dies ist der Grund, weshalb Emissionsfaktoren für landwirtschaftliche Emissionen eine recht große Spannweite aufweisen. Für die Erstellung des PLA-Datensatzes wurden die Emissionsfaktoren von *NatureWorks* ausgewählt.

3.1.4.2 Die Nassvermahlung

Bei der Nassvermahlung des Mais, wie sie für die Berechnung des PLA-Datensatz modelliert wurde, werden fünf Produkte hergestellt. Neben Dextrose (Traubenzucker), welche das Rohmaterial für die anschließende Fermentation der Milchsäure darstellt, werden außerdem Maiskeime, Maiskleber, Maiskleberfutter und Maisquellwasser hergestellt, welche die Mühle als eigenständige Produkte verlassen. Die Allokation zwischen diesen Produkten wurde auf Basis der Trockenmasse der Zwischen- und Endprodukte durchgeführt.

Die Daten wurden im Jahr 2006 in einer repräsentativen Nassvermahlungsanlage zusammengestellt.

² Das CENTURY Modell ist ein allgemeines Modell zur Vorhersage von Langzeitdynamiken von Bodenkohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Schwefel in Landwirtschafts-, Pflanzen- und Bodensystemen.

Zu bemerken ist, dass die Dextrose für die PLA-Herstellung eine unraffinierte, 32-%ige Lösung ist. Im Gegensatz dazu ist die handelsübliche Dextrose typischerweise eine auf bis zu 71% Feststoffe konzentrierte, für den Transport geeignete, Lösung.

3.1.4.3 Die Milchsäuregärung

Die Dextrose wird durch Fermentation in Milchsäure umgewandelt und nachfolgend purifiziert.

Bei der früher üblichen Fermentierungsmethode fiel in größeren Mengen Gips als Nebenprodukt an. Um den pH Wert auf ein fast neutrales Niveau zu senken wurde zunächst Calciumhydroxid zugeführt. Später wurde der Milchsäurelösung in einem dem Calciumhydroxid nahezu stöchiometrischen Verhältnis Schwefelsäure beigemischt, um die Fermentationsbrühe wieder anzusäuern. Dadurch entstand Gips, der durch Filtration entfernt werden musste. Zusätzlich musste die Milchsäure durch Evaporation konzentriert werden. Durch ein neues Fermentationsverfahren findet die Fermentation gleich auf einem deutlich niedrigeren pH-Niveau statt, sodass der Einsatz von Calciumhydroxid und Schwefelsäure signifikant gesenkt werden konnte. Dadurch wird wesentlich weniger Gips als Nebenprodukt hergestellt.

Der noch immer in geringer Menge entstehende Gips wird als Bodenverbesserungsmittel eingesetzt und ersetzt so einen Teil des abgebauten Gipses. Für den vermiedenen Gipsabbau werden im Datensatz Gutschriften gewährt, die jedoch kaum ins Gewicht fallen.

Nach der abschließenden Purifikation wird die Milchsäure im nächsten Schritt zu PLA weiterverarbeitet.

Daten zum Energieverbrauch und der Verwendung von Prozesschemikalien wurden von *NatureWorks* in der eigenen Milchsäure-Fermentationsanlage gesammelt und beziehen sich auf das Jahr 2009. Die Fermentation benötigt Prozessenergie wie Dampf und Strom und trägt damit entscheidend zum Bedarf des PLA an fossiler Energie bei³.

Insgesamt benötigt der Prozess durch die beschriebene Neuerung im Fermentationsverfahren weit weniger Energie als zuvor.

3.1.4.4 Lactid-Herstellung und PLA-Polymerisationsprozess

Die Herstellung des PLA aus der Milchsäure wird in zwei Schritten durchgeführt:

Zunächst wird der wässrigen Milchsäurelösung das Wasser durch Kondensation entzogen, um niedermolekulares Vorpolymer zu gewinnen. Danach wird das Vorpolymer in einem katalytischen Verfahren in den zyklischen Dimeren der Milchsäure und in Lactid zerlegt und bedampft. Anschließend wird das Lactid-Gemisch destilliert. Zuletzt wird durch eine Ringöffnungs-Polymerisation hochmolekulares PLA hergestellt. Im diesem Prozess werden

³ Gemäß Vink et al. (2003) in einem Bereich um ca. 50%

keine Lösemittel verwendet. Nach dem abgeschlossenen Prozess noch verbliebene Lactid-Monomere werden zurückgeführt und innerhalb des Prozesses recycelt.

3.2 Verpackungsherstellung

Wie bereits in Kapitel 2 thematisiert erfolgt die Endproduktion der Danone Activia Verpackungen im Werk Ochsenfurth auf zwei unterschiedlichen Linien aus unterschiedlichen Vorprodukten (Vorgeformte Becher und extrudierte Polymerfolien). Entsprechend wurde im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz eine Datenaufnahme entlang der jeweiligen Lieferketten durchgeführt. An folgende Stellen wurden dazu Verbrauchs- und Anlagendaten erhoben:

- Folienextrusion bei Lieferant A in Polen und Lieferant B in Italien
- Thermoforming der Becher bei Lieferant A in Polen
- Befüllung und Verschluss vorgeformter Becher (von Lieferant A) bei Danone in Ochsenfurth (FS Linie)
- Herstellung der Becher aus extrudierter Polymerfolie (von Lieferant B), Befüllung und Verschluss bei Danone in Ochsenfurth (FFS Linie)

Generell zeigt sich, dass die Verarbeitung von PLA Material bei den Zulieferern zu höheren Energieverbräuchen als PS führt, da PLA im Gegensatz zu PS vor der Verarbeitung getrocknet werden muss. Abbildung 3-1 zeigt einen relativen Vergleich der Energieverbräuche der Verpackungsherstellung für Becher aus PS und PLA.

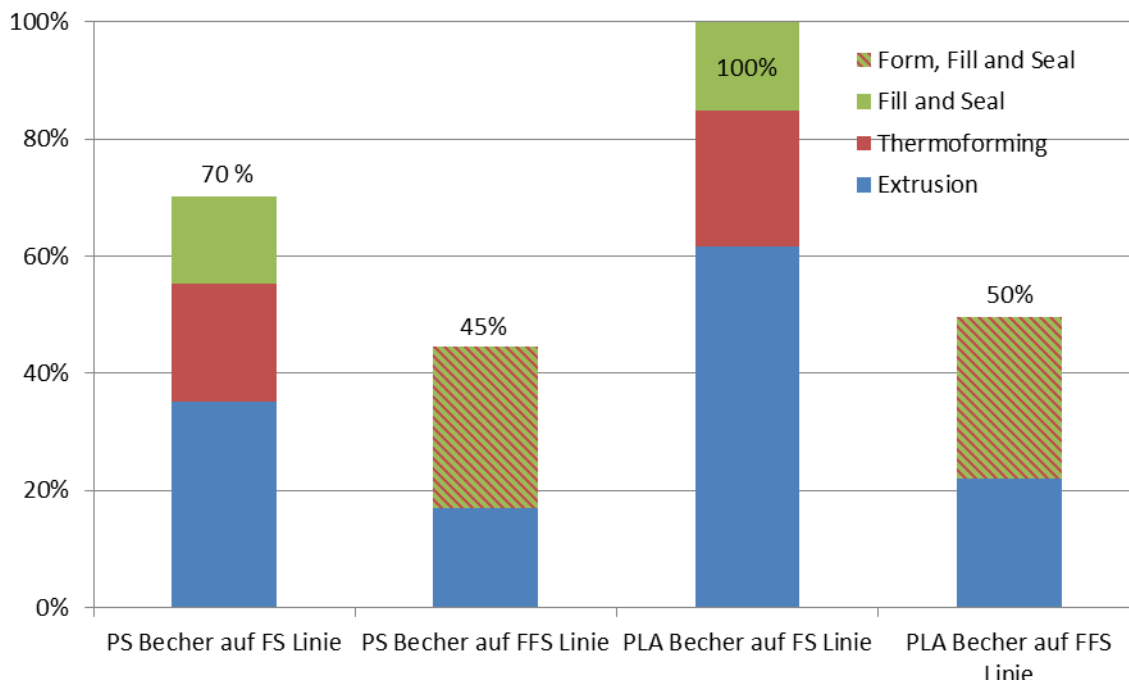


Abbildung 3-1: relativer Energieverbrauch ($E_{el,ges.}$) bei der Herstellung der Becher pro kg Material (Output)

Es zeigt sich, dass die Produktion der PS Verpackung (vom Rohmaterial bis zum fertigen Becher) auf der FFS Linie in der Summe um 37% weniger Energie verbraucht, als die Produktion auf der FS Linie (verhältnismäßige Differenz zwischen 70% und 45%). Die Differenz zwischen der FFS Linie und der FS Linie bei PLA Verpackungen liegt sogar bei 50% zugunsten der FFS Linie. Auffällig sind dabei vor allem die großen Unterschiede in den Energieverbräuchen bei der Folienextrusion. Eine mögliche Erklärung dieser Unterschiede findet sich im Alter des Maschinenparks bzw. bei der Anlagengröße.

Neben den Verbrauchsdaten wurden auch Daten hinsichtlich der Ausschussquote bei der Produktion abgefragt. Bei der Extrusion der PS Folien liegt die Ausschussquote zwischen 1% und 2,4%, bei der Extrusion der PLA Folien liegt die Ausschussquote zw. 2,4% und 3,9%. Beim Thermoforming der Becher wird keine Ausschussquote angegeben, da die Prozessabfälle regranuliert und erneut extrudiert werden. Ein deutlich größerer Unterschied zeigt sich beim Vergleich der FS und FFS Linie. In der FS Linie fällt kein Ausschuss an, da die fertigen Becher lediglich befüllt und verschlossen werden. In der FFS Linie wird aus der Folien erst ein Becher hergestellt der dann befüllt und verschlossen wird. Daher fallen bei der Produktion auf der FFS Linie Stanzabfälle in einer Größenordnung von 29% bezogen auf den Input an. Diese Abfälle können nicht wie im Lieferant A Werk direkt in die Produktion zurückfließen, da am Standort Ochsenfurth keine Polymerfolienextrusion stattfindet. Die Stanzabfälle werden aber einer externen Verwertung zugeführt.

Die unten stehende Tabelle 3-2 verdeutlicht noch einmal die oben bereits thematisierten Aspekte bzgl. Energieverbrauch und Ausschussquote und stellt diese in den Zusammenhang. Dafür werden der Bedarf an Rohmaterial und der spezifische Energiebedarf für die Produktion von 1000 Bechern aus PS und PLA auf den verscheiden Linien miteinander verglichen.

Tabelle 3-2: Übersicht über den Material- und Energiebedarf für die Produktion von 1000 Bechern

Bechermaterial	Produktionslinie	Bechergewicht	Bedarf Rohmaterial (für 1000 Becher)	Bedarf Eel _{ges.} (vom Rohmaterial bis zum fertigen Becher)
Polystyrol (PS)	FS Linie	4,1 g	4,2 kg	kWh
	FFS Linie	4,0 g	5,7 kg	kWh
Polylactidacid (PLA)	FS Linie	4,1 g	4,2 kg	kWh
	FFS Linie	3,7 g	5,4 kg	kWh

Abschließend lässt sich festhalten, dass die Produktion der Becher auf den FS Linien im Vergleich mit der Produktion der Becher auf den FFS Linien mehr Energie verbrauchen, dafür aber weniger Rohmaterial einsetzen – obwohl die Becher ein höheres Gewicht haben.

3.3 Sortierung, Verwertung und Beseitigung gebrauchter Packstoffe

Die jeweiligen Verwertungswege der PS und PLA Verpackungen wurden bereits in den Kapitel 2.1 und 2.2 thematisiert und dargestellt. An dieser Stelle wird daher auf die Prozesse in den Lebenswegabschnitten Recycling und Entsorgung eingegangen.

3.3.1 Sortierung von Abfällen

Nach Angaben der DKR werden 80% der Becher mit der Wertstoffsammlung erfasst. Diese Wertstofffraktion wird in Sortieranlagen und auf Wertstoffhöfen sortiert. Der größte Anteil (59,5%) wird in automatisierten Anlagen sortiert, weitere 36,5% werden in manuellen Anlagen sortiert, die verbleibenden 4% werden manuell auf den deutschen Wertstoffhöfen in Polymer- und Mischkunststofffraktion getrennt. Für die automatischen Sortieranlagen liegen dem IFEU interne Betriebs- und Verbrauchsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland vor – für die manuell durchgeführten Sortierungen liegen die jeweiligen Sortierquoten vor.

3.3.2 Polymeraufbereitung

Die Becher aus Polystyrol, die in die Polymerfraktion sortiert wurden, werden zu einem Regranulat zermahlen und ersetzen primäres GPPS mit einem Substitutionsfaktor von 0,98 [DKR 2011]. Für die Polymeraufbereitung liegen dem IFEU interne Betriebs- und Verbrauchsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland vor.

3.3.3 MKF-Verwertung

Becher, die in die Mischkunststofffraktion sortiert wurden, werden entweder thermisch oder werkstofflich verwertet. Eine thermische Verwertung meint im vorliegenden Fall die Verbrennung in einem Zementwerk zur Substitution von Steinkohle oder die Verbrennung in einem Hochofen zur Substitution von schwerem Heizöl.

Eine werkstoffliche Verwertung meint im vorliegenden Fall die Aufbereitung der Becher zu einem PO angereichertem Produkt, welches mit einem Substitutionsfaktor von 0,69 als Polyolefin (bilanziert als Polypropylen PP) dem System gutgeschrieben wird.

Für die MKF Verwertung liegen dem IFEU interne Betriebs- und Verbrauchsdaten verschiedener Anlagen in Deutschland vor.

3.3.4 Müllverbrennung (MVA)

Der für die Bilanzierung verwendete MVA Prozess beschreibt die Verbrennung von Hausmüll bzw. hausmüll-ähnlichen Abfälle in einer Anlage neuerer Bauart vom Typ der Rostfeuerung mit einem hohen Standard der Abgasreinigung (Baujahr Anfang bis Mitte der 90er Jahre; Bsp.: MVA Mannheim, 4. Kessel, MVB Hamburg, MHKW Böblingen, MHKW Iserlohn). Die Rauchgasreinigungsanlage ist so konzipiert, dass einerseits eine hocheffiziente Schadstoffabreinigung gewährleistet und andererseits dabei differenzierte und damit weitgehend verwertbare Abfallströme erzeugt werden. Darüber hinaus dient die Anlage einer möglichst optimierten Wärmenutzung.

Der Hauptemissionspfad ist folglich die Abgasfreisetzung über den Schornstein, Nebenstoffströme bestehen in den Verbrennungsrückständen und Rauchgasreinigungsprodukten. Die Anlage arbeitet ohne Prozessabwasser.

Basis der Bilanzierung sind dem IFEU vorliegende Betriebsdaten verschiedener neuer Anlagen.

Überall dort, wo Kunststoffe verbrannt werden (MVA, Zementwerk, Hochofen) ist für die Erteilung der Energiegutschriften die Angabe eines materialspezifischen Heizwertes notwendig. Die Berechnung erfolgt im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz grundsätzlich auf Basis der unteren Heizwerte. Die unten stehende Tabelle 3-3 zeigt eine Übersicht über die unteren Heizwerte der im Projekt verwendeten Materialien.

Tabelle 3-3: Heizwerte verschiedener Kunststoffe

	PLA	PS	PE
Heizwert (unterer Heizwert)	18,2 MJ/kg	38,67 MJ/kg	42,47 MJ/kg

3.4 Hintergrunddaten

3.4.1 Energiebereitstellung

Die Strombereitstellung wurde jeweils mit dem länderspezifischen Mix an Energieträgern bilanziert, in dem die betrachteten Prozesse angesiedelt sind (vgl. Kap. 1.8.2). Der für die Endproduktion der Verpackungen im Danone Werk Ochsenfurth verwendete Strom entstammt zu 38% einem werkseigenen Heizkraftwerk mit Erdgasbefeuerung und Kraft-Wärme-Kopplung (KWK).

Das Vorgehen bei der Modellierung der Strombereitstellung erfolgt - unabhängig von der regionalen Zuordnung – nach dem gleichen Prinzip. Der Mix an Energieträgern im jeweiligen Netzstrom wurde gemäß der Angaben der International Energy Agency (IEA) auf den Stand 2007 aktualisiert.

Tabelle 3-4: Übersicht über den Kraftwerkssplit in den verwendeten Strommodulen

	Netzstrom Deutschland	Netzstrom Italien	Netzstrom Polen	Netzstrom Europa	Strom aus werkseigener KWK in Ochsenfurth
Steinkohle	20,57%;	13,97%;	56,90%;	16,39%;	
Braunkohle	26,06%;	0%;	34,32%;	10,27%;	
Öl	1,51%;	10,55%;	1,32%;	2,77%;	
Gas	13,14%;	57,13%;	3,33%;	23,08%;	100%
Kernkraft	22,09%;	0%;	0%;	25,53%;	
Wasser	4,71%;	12,98%;	1,96%;	15,51%;	
Wind	6,64%;	1,37%;	0,35%;	3,09%;	
Solar	0,48%	0,01%	0%	0,10%	
<i>zusätzliche Informationsgrößen:</i>					
<i>KEA (gesamt pro kWh)</i>	<i>10068 kJ</i>	<i>7605 kJ</i>	<i>11797 kJ</i>	<i>9238 kJ</i>	<i>8483 kJ</i>
<i>kg CO₂ Äq. pro kWh</i>	<i>0,652 kg</i>	<i>0,513 kg</i>	<i>1,233 kg</i>	<i>0,454 kg</i>	<i>0,549 kg</i>

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.

3.4.2 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“ [INFRAS 2010] zusammengestellt, validiert, fortgeschrieben und ausgewertet wurden. Alle Faktoren berücksichtigen die entsprechenden Zusammensetzungen des Kfz-Bestandes und ggf. Fahrleistungsanteile in Deutschland. Das „Handbuch“ ist eine Datenbankanwendung und liefert als Ergebnis den fahrleistungsbezogenen Kraftstoffverbrauch und die Emissionen differenziert nach LKW-Klassen, Straßenkategorien und in gesonderten Berechnungen auch nach Auslastungsgraden.

Um die gebräuchlichsten LKW-Typen abbilden zu können, wurden die sechs in der folgenden Tabelle 3-4 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 3-2). Da B_{leer} auf das gesamte Transportgut aufgeteilt wird, nehmen die spezifischen Verbräuche bzw. Emissionen (bezogen auf das Transportgewicht) mit zunehmendem Auslastungsgrad ab.

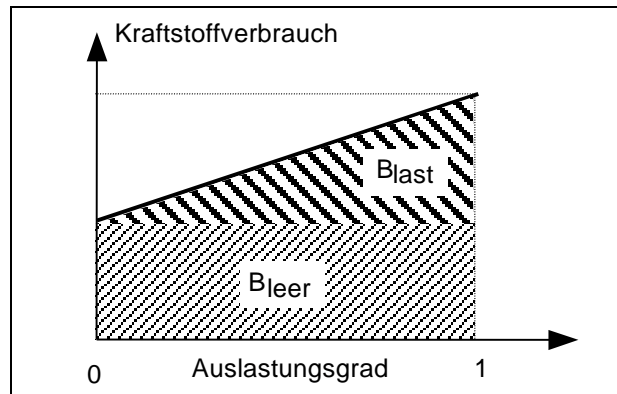


Abbildung 3-2: Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit vom Auslastungsgrad

Auf Basis der oben genannten Parameter LKW-Klasse, Straßenkategorie und Auslastungsgrad wurden der Kraftstoffeinsatz und die Emissionen in Abhängigkeit von Transportgewicht und -entfernung bestimmt. Der in dieser Studie verwendete Datensatz bezieht sich auf das Jahr 2010.

Für die Transporte mittels Seeschiff und Dieselizeg (USA) wurde auf Daten von www.ecotransit.org zurückgegriffen.

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 Forstfläche

B) Emissionsbezogene Kategorien

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

C) Sachbilanzgrößen

- Kumulierter Energieaufwand (KEA, gesamt)
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, nicht erneuerbar)
- Kumulierter Energieaufwand (KEA, erneuerbar)
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Die Ergebnisse der untersuchten Szenarien werden in Kapitel 4.1 durch die Darstellung von Systemlasten, Gutschriften und Nettowerten (s.a. Abb. 4.1) grafisch aufbereitet. In den Kapiteln 4.2 bis 4.3 werden diese Ergebnisse - ergänzt durch vertiefende Analysen – erläutert.

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

Tabelle 4-1: In den 12 Sektoren enthaltene Lebenswegabschnitte

Sektor	untersuchte Verpackungssysteme
<ul style="list-style-type: none"> Herstellung Rohmaterial 	<ul style="list-style-type: none"> Herstellung der Polymere und CoPolymere
<ul style="list-style-type: none"> Transport A 	<ul style="list-style-type: none"> Transport der Polymere, Impact Modifier und des Masterbatch zum Zulieferbetrieb
<ul style="list-style-type: none"> Verarbeitungsstufe Zulieferer 	<ul style="list-style-type: none"> Produktion der vorgeformten PS und PLA Becher bei Lieferant A (Polen) Produktion der PS und PLA Folien bei Lieferant B (Italien)
<ul style="list-style-type: none"> Transport B 	<ul style="list-style-type: none"> Transport der Vorprodukte von den Werken der Zulieferbetriebe zum Danone Werk nach Ochsenfurth
<ul style="list-style-type: none"> Verarbeitungsstufe Danone 	<ul style="list-style-type: none"> Fill + Seal der vorgeformten Becher Form, Fill + Seal der Verpackung auf Basis der Polymerfolien
<ul style="list-style-type: none"> Verwertung Becher 	<ul style="list-style-type: none"> Sammlung der Verpackung Sortierung der Verpackung Aufbereitung der Polymere Aufbereitung der MKF Fraktion
<ul style="list-style-type: none"> Verwertung Prozessabfälle 	<ul style="list-style-type: none"> Verwertung der Prozessabfälle die im Rahmen der Becher und Folienproduktion sowie des Form, Fill + Seal Prozesses anfallen
<ul style="list-style-type: none"> Beseitigung 	<ul style="list-style-type: none"> Verbrennung (MVA) der Becher, die nicht zur Verwertung erfasst werden Verbrennung (MVA) der Prozessabfälle die keiner Verwertung zugeführt werden Verbrennung (MVA) der Sortierreste und sonstiger Abfälle aus der Verwertung
<ul style="list-style-type: none"> Beseitigung im Lebenszyklus 2 	<ul style="list-style-type: none"> Endgültige Entsorgung von Sekundärprodukten
<ul style="list-style-type: none"> GUTSCHRIFT Energie Lebenszyklus 1 	<ul style="list-style-type: none"> Nutzenergie aus Abfallverbrennung und thermischer Verwertung
<ul style="list-style-type: none"> GUTSCHRIFT Energie Lebenszyklus 2 	<ul style="list-style-type: none"> Nutzenergie aus Abfallverbrennung und thermischer Verwertung von Sekundärprodukten
<ul style="list-style-type: none"> GUTSCHRIFT Sekundärmaterial 	<ul style="list-style-type: none"> Gutschrift auf recycelte Materialien für die Substitution von Primärmaterialien

4.1 Grafische Darstellung der Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Form so genannter Sektoralgrafiken. Die nachfolgende Abbildung 4-1 zeigt eine Lesehilfe für diese Form der Ergebnisdarstellung. 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. Die Gutschrift erfolgt für die Substitution primärer Rohstoffe bzw. die vermiedenen Emissionen.

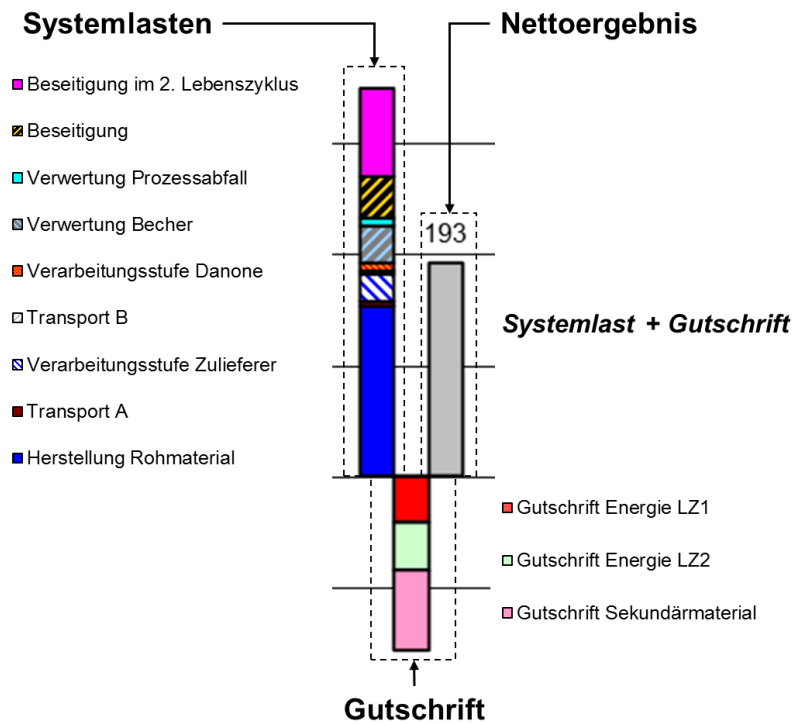


Abbildung 4-1: Lesehilfe für die Sektoralgrafiken

Das Nettoergebnis ergibt sich aus der Summe der Systemlasten und der 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. Die funktionelle Einheit (FU) ist die Menge Verpackung die benötigt wird, um 1 Tonne Danone Activia Fertigprodukt zu verpacken.

Fossiler Ressourcenverbrauch [in kg ROE pro FU]

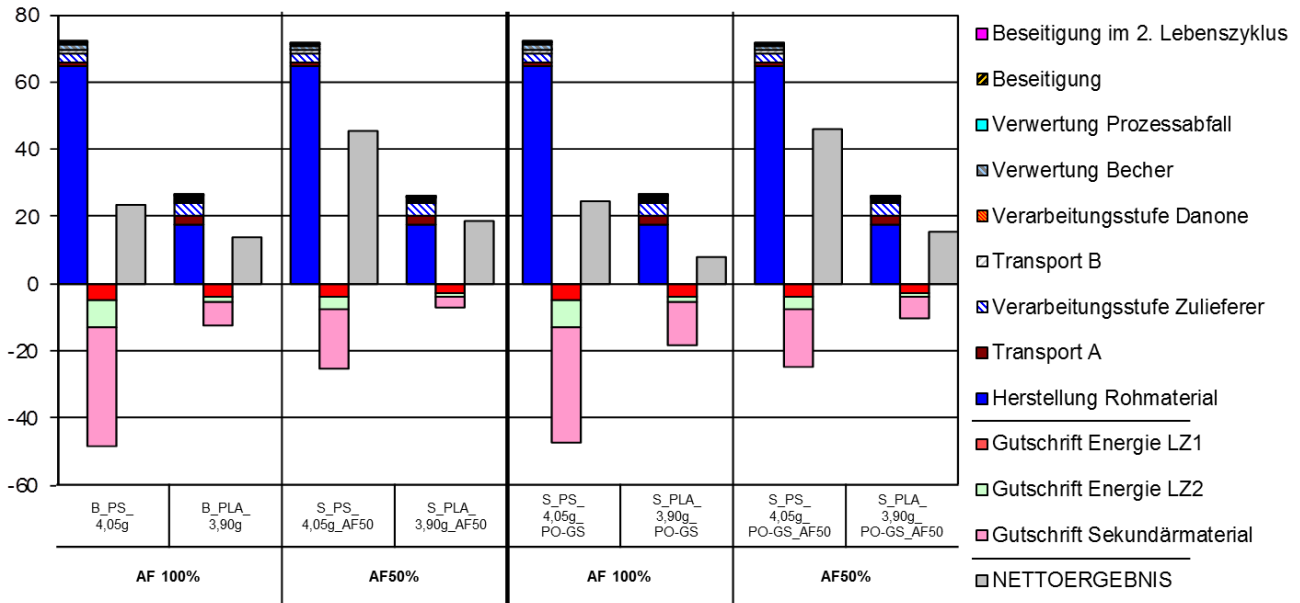


Abbildung 4-2: Ergebnisse für die Wirkungskategorie Fossiler Ressourcenverbrauch

Agrarfläche [in m²/Jahr pro FU]

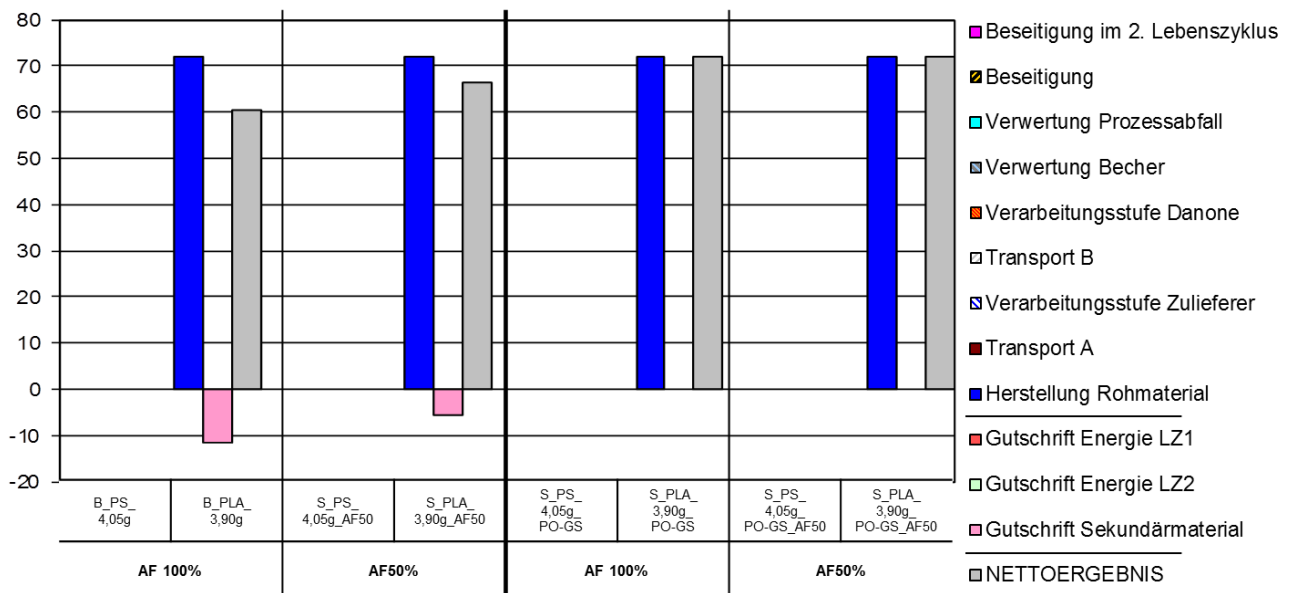


Abbildung 4-3: Ergebnisse für die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (Agrarfläche)

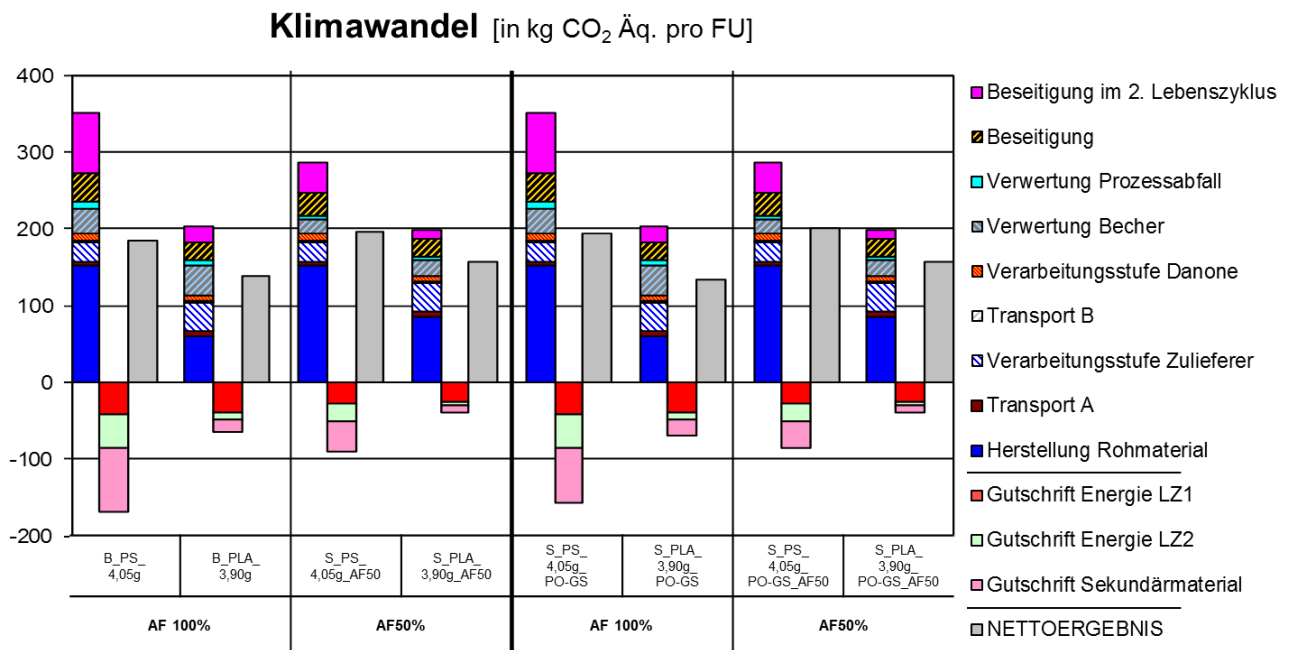


Abbildung 4-4: Ergebnisse für die Wirkungskategorie Klimawandel

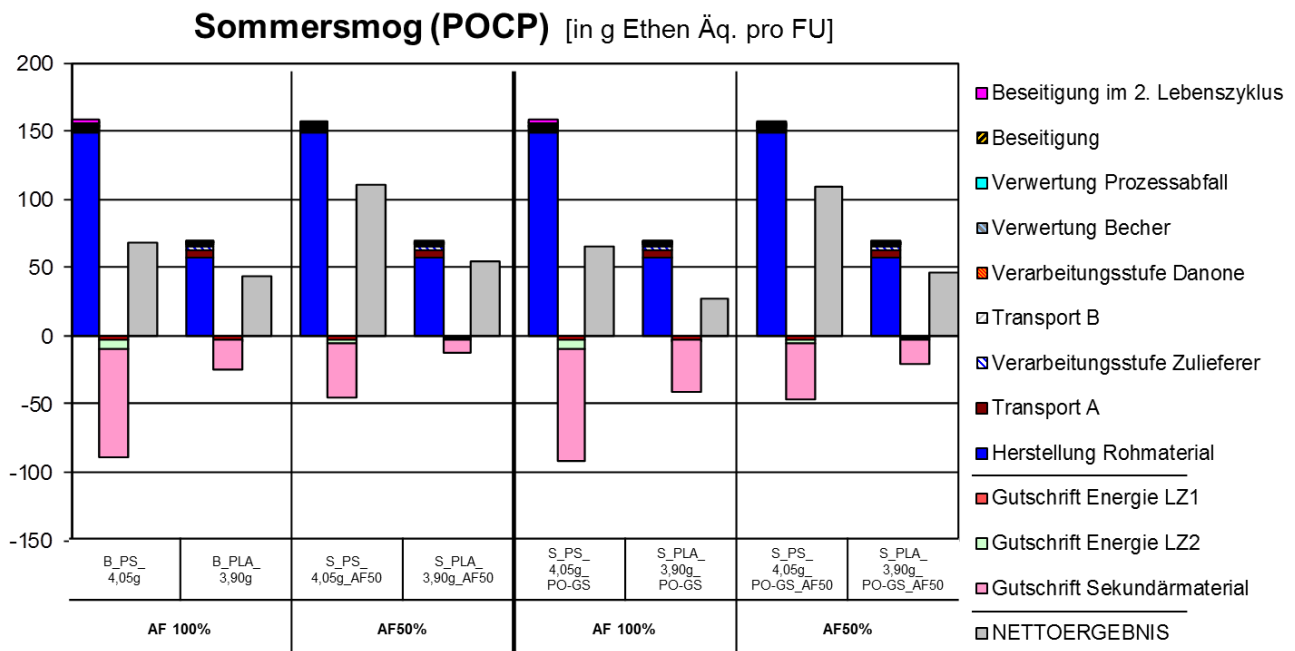


Abbildung 4-5: Ergebnisse für die Wirkungskategorie Sommersmog (POCP)

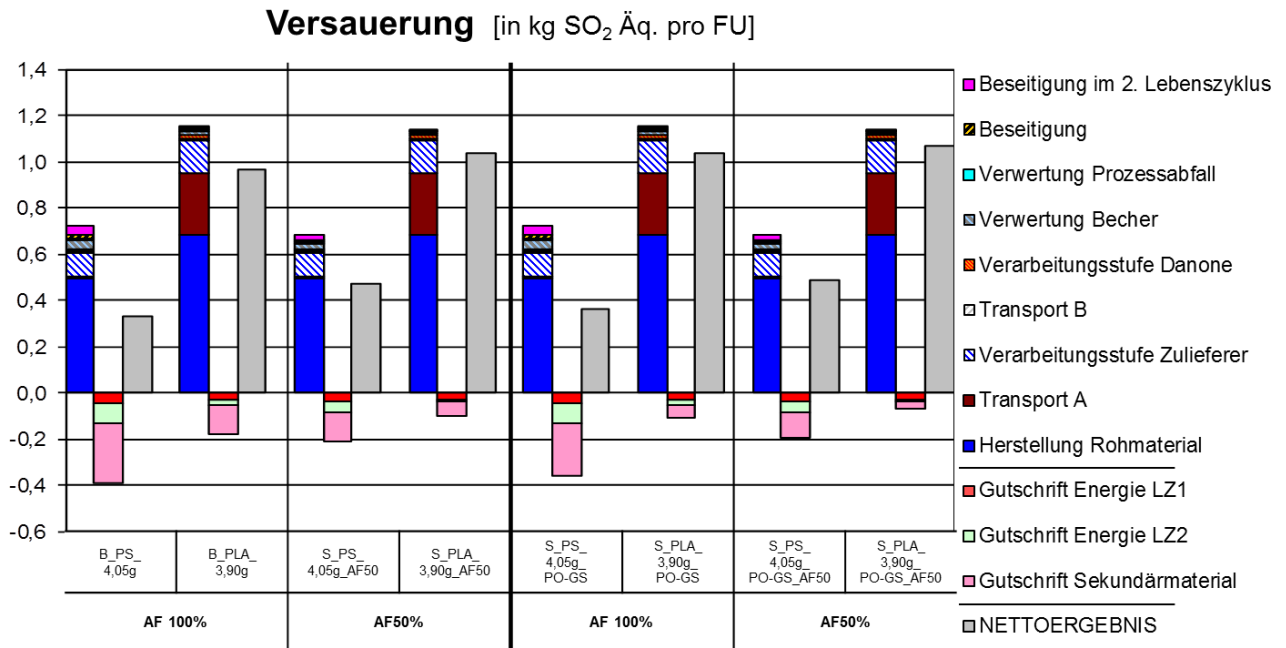


Abbildung 4-6: Ergebnisse für die Wirkungskategorie Versauerung

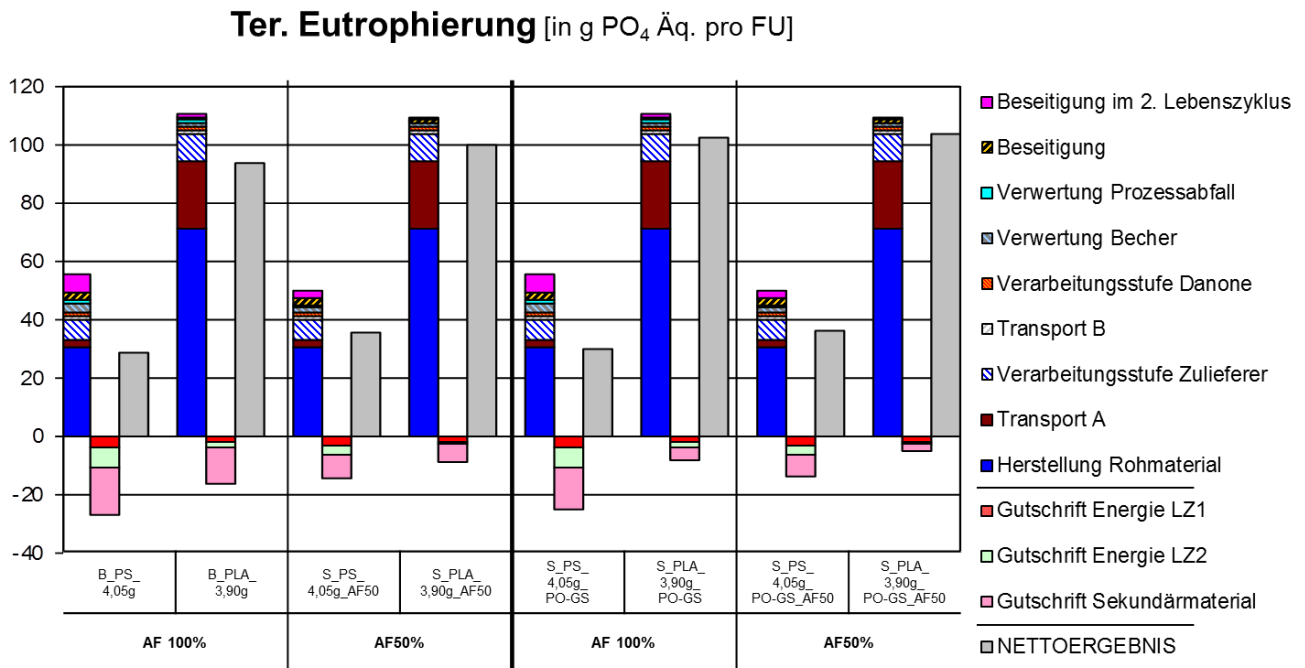


Abbildung 4-7: Ergebnisse für die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung

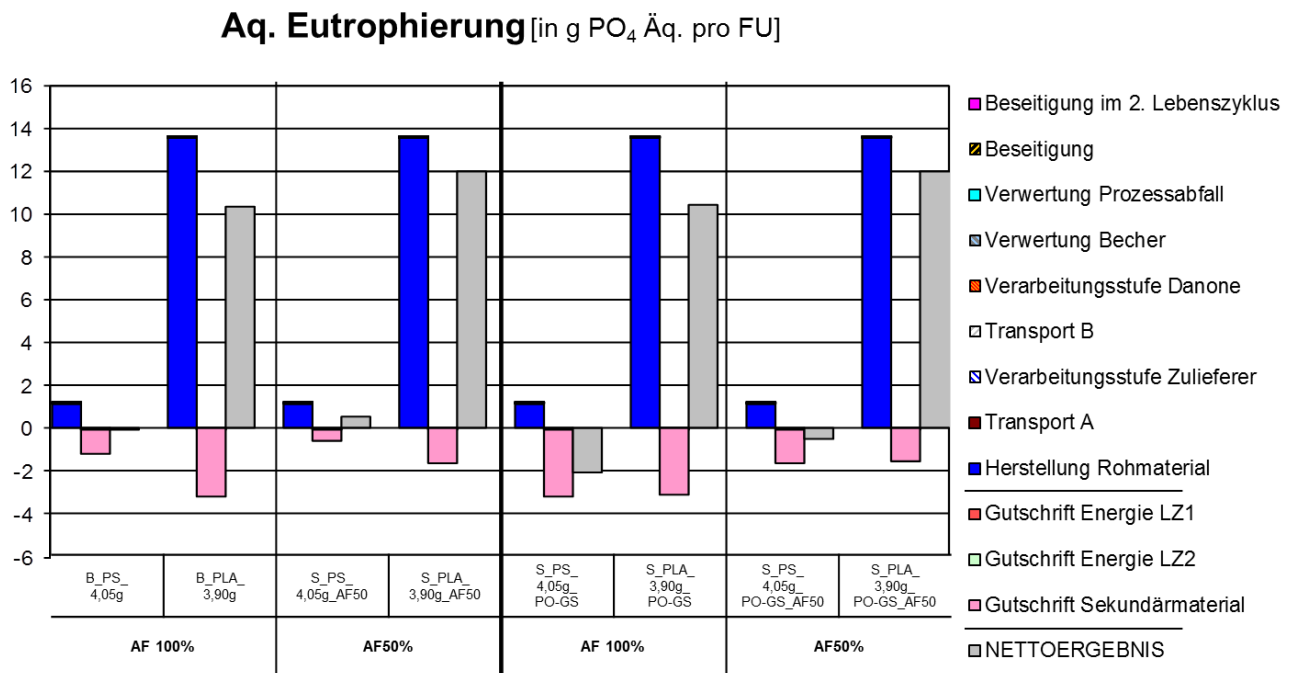


Abbildung 4-8: Ergebnisse für die Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung

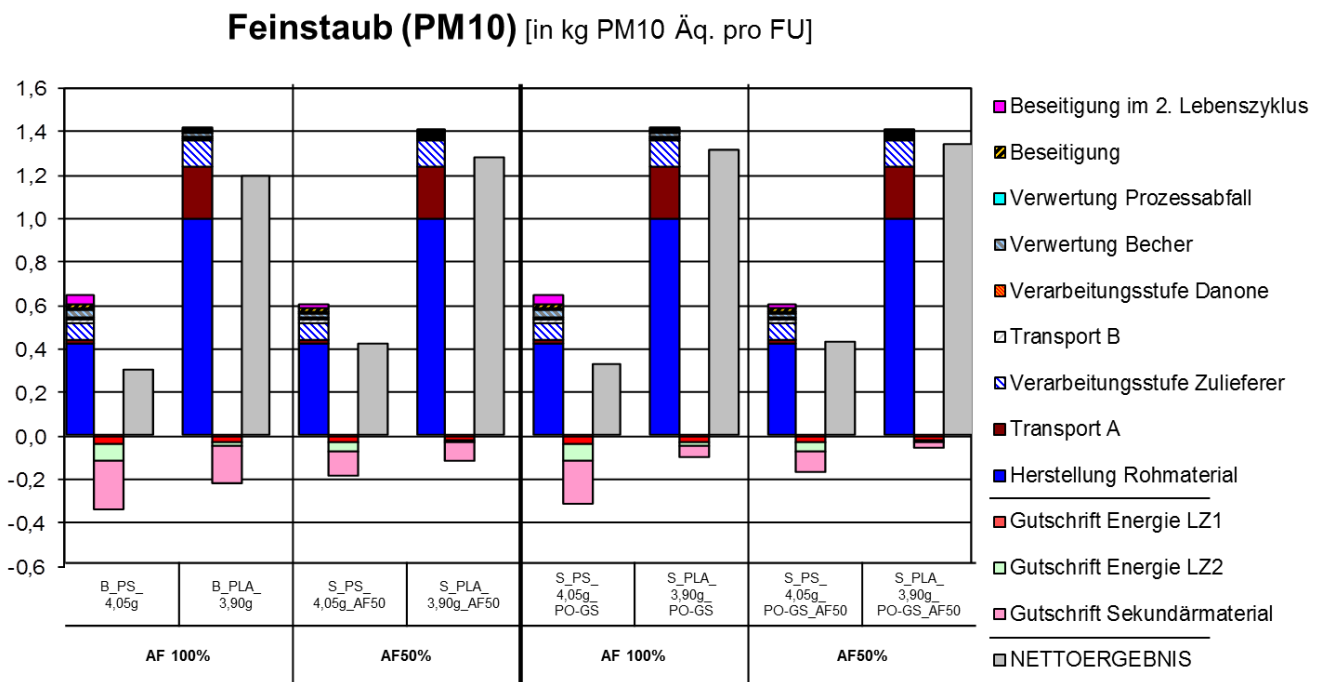


Abbildung 4-9: Ergebnisse für die Wirkungskategorie Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

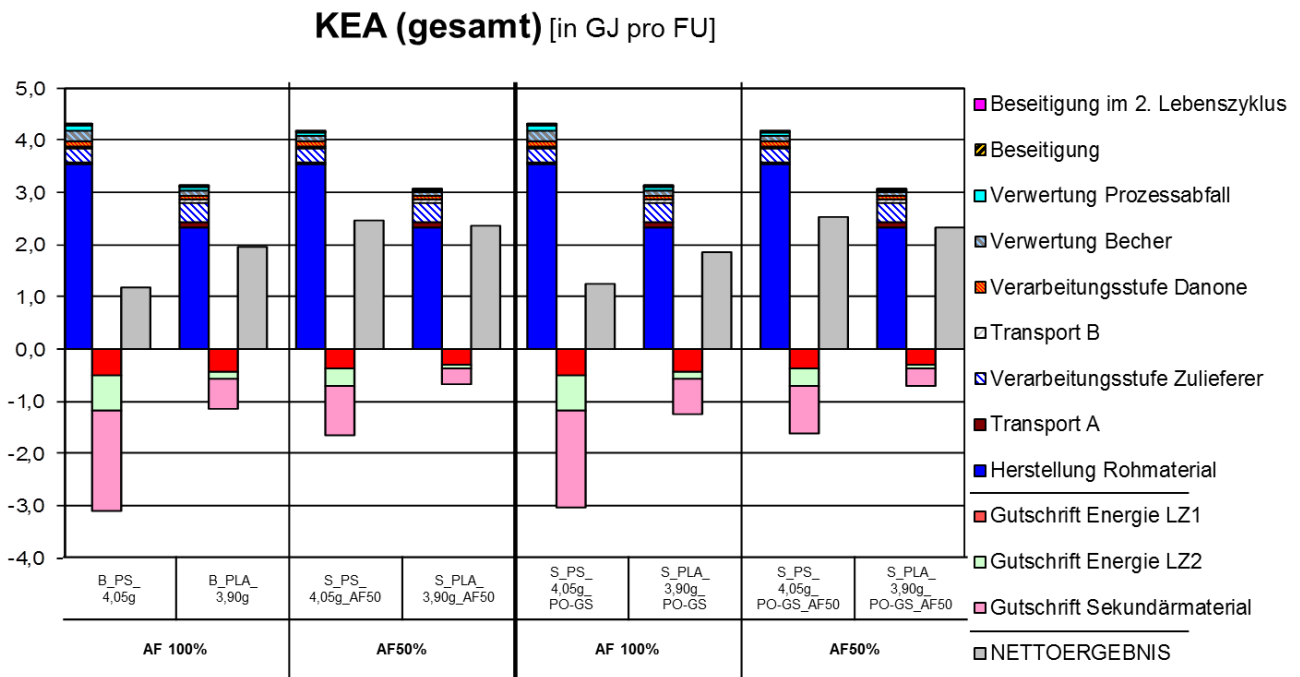


Abbildung 4-10: Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Energieverbrauch (gesamt)

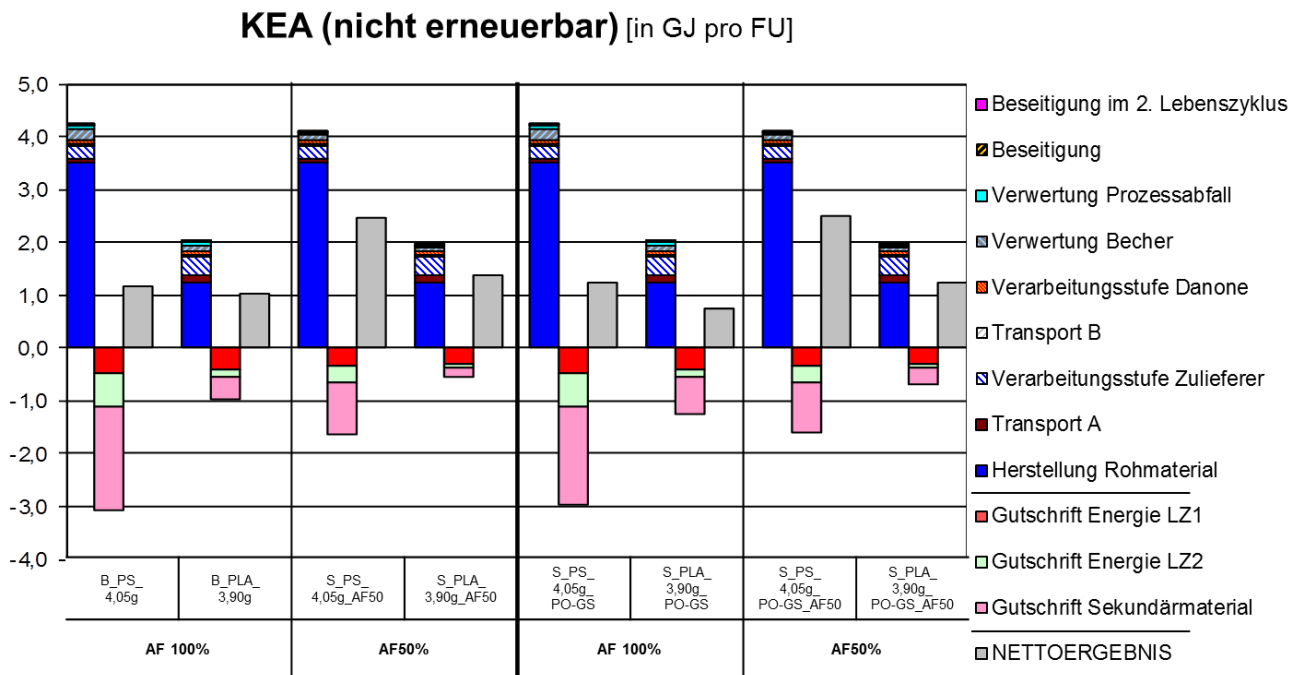


Abbildung 4-11: Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Energieverbrauch (nicht erneuerbar)

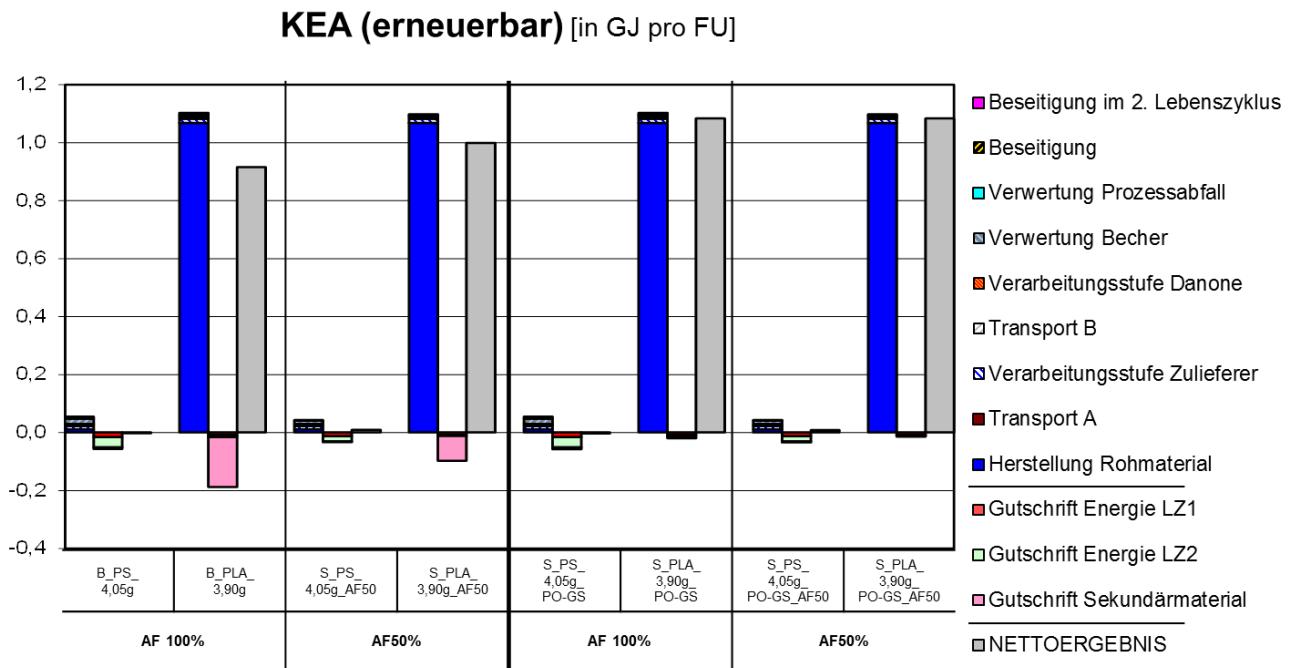


Abbildung 4-12: Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Energieverbrauch (erneuerbar)

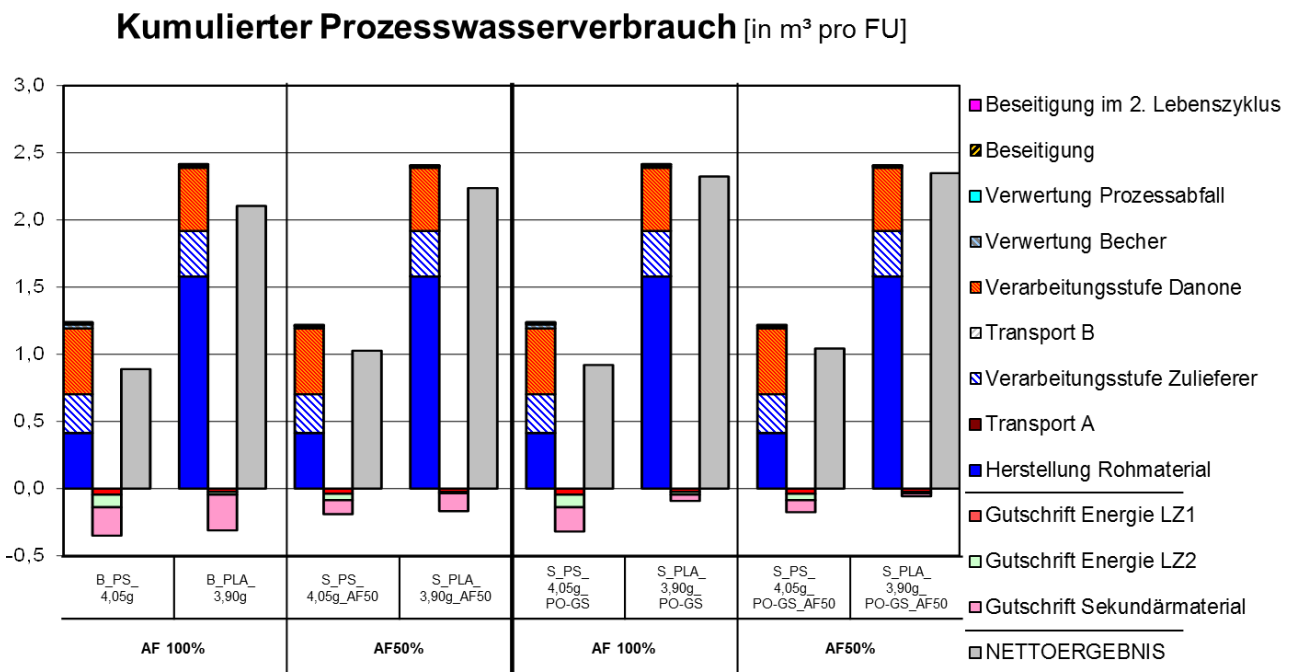


Abbildung 4-13: Ergebnisse für die Sachbilanzgröße kumulierter Prozesswasserverbrauch

Tabelle 4-2: Nettoergebnisse der untersuchten Szenarien

		B_PS_4,05g	B_PLA_3,90g	SB2_PS_4,05 g_AF50	SB2_PLA_3,9 0g_AF50	SB1_PS_4,05 g_PO-GS	SB1_PLA_3,9 0g_PO-GS	SB2_PS_4,05 g_PO- GS_AF50	SB2_PLA_3,9 0g_PO- GS_AF50
Fossiler Ressourcenverbrauch	in kg ROE /FU	24,06	13,75	25,28	7,64	46,02	18,41	46,63	15,35
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	in m ² /FU	0,00	60,49	0,00	71,97	0,00	66,23	0,00	71,97
Klimawandel	in kg CO ₂ -Äq. /FU	183,56	137,10	194,32	133,20	195,58	156,57	200,96	156,64
Sommersmog	in kg Eth.-Äq. /FU	69,01	45,20	65,77	28,78	110,97	56,10	109,35	47,89
Versauerung	in kg SO ₂ -Äq. /FU	327,73	795,43	361,97	863,39	469,69	861,13	486,81	895,11
Eutrophierung (terrestrisch)	in g PO ₄ -Äq. /FU	28,42	83,14	30,24	91,62	35,43	89,13	36,35	93,37
Eutrophierung (aquatisch)	in g PO ₄ -Äq. /FU	-0,09	10,36	-2,09	10,42	0,51	11,93	-0,49	11,97
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	in kg PM10-Äq. /FU	305,69	1050,61	333,35	1171,73	421,06	1138,26	434,88	1198,82
KEA gesamt	in kJ /FU	1201356	1941859	1287748	1843340	2505723	2366089	2548919	2316829
KEA nicht erneuerbar	in kJ /FU	1204607	1026607	1291980	760271	2497441	1366846	2541127	1233678
KEA erneuerbar	in kJ /FU	-3251	915252	-4232	1083068	8282	999243	7792	1083151
kumulierter Prozesswasserverbrauch	in m ³ /FU	0,89	2,10	0,92	2,32	1,03	2,24	1,04	2,35

4.2 Ergebnisse der Basisszenarien

Im diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Basisszenarien dargestellt und aufbereitet. Dabei gliedert sich das Kapitel in die folgenden Unterkapitel:

- Beschreibung der Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien für die untersuchten Systeme inkl. einer weitergehenden Beitragsanalyse (Kap. 4.2.1)
- Durchführung einer Dominanzanalyse, um die relevanten Lebenswegabschnitte in der Bilanz zu eruieren (Kap. 4.2.2)
- Vergleich der Ergebnisse der beiden untersuchten Verpackungssysteme (Kap. 4.2.3)

4.2.1 Beschreibung der Ergebnisse

Die in diesem Kapitel durchgeführte ausführliche Beschreibung der Ergebnisse der untersuchten Indikatoren dient vorrangig dem Verständnis der untersuchten Wirkungskategorien und liefert für die untersuchten Kategorien eine detaillierte Beitragsanalyse. Zur besseren Übersicht werden die ausgewerteten Indikatoren wieder in ressourcenbezogene und emissionsbezogene Kategorien sowie Sachbilanzgrößen zusammengefasst.

4.2.1.1 Ressourcenbezogene Kategorien

4.2.1.1.1 Fossiler Ressourcenverbrauch

Der *fossile Ressourcenverbrauch* ist dargestellt als Rohöl-Ressourcen-Äquivalenzwert und wird in kg angegeben. Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.5.

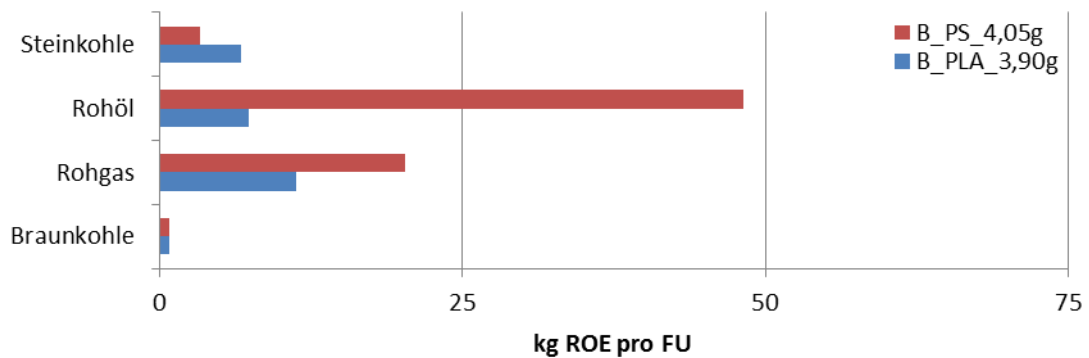


Abbildung 4-14: Beitragsanalyse Systemlasten Fossiler Ressourcenverbrauch

Die Beitragsanalyse zeigt, dass für das PS System vornehmlich Rohöl und Rohgas beansprucht werden, da diese das Ausgangsmaterial für den Rohstoff PS sind. Braun- und Steinkohle werden in beiden Systemen nur im Rahmen der Energieerzeugung genutzt. Durch das PLA System werden vornehmlich Gas, Rohöl und Steinkohle im Rahmen der Energiebereitstellung beansprucht.

4.2.1.1.2 Naturraumbeanspruchung

Fläche kann im Zusammenhang der wirkungsorientierten Bewertung als eine endliche Ressource verstanden werden. Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.5.

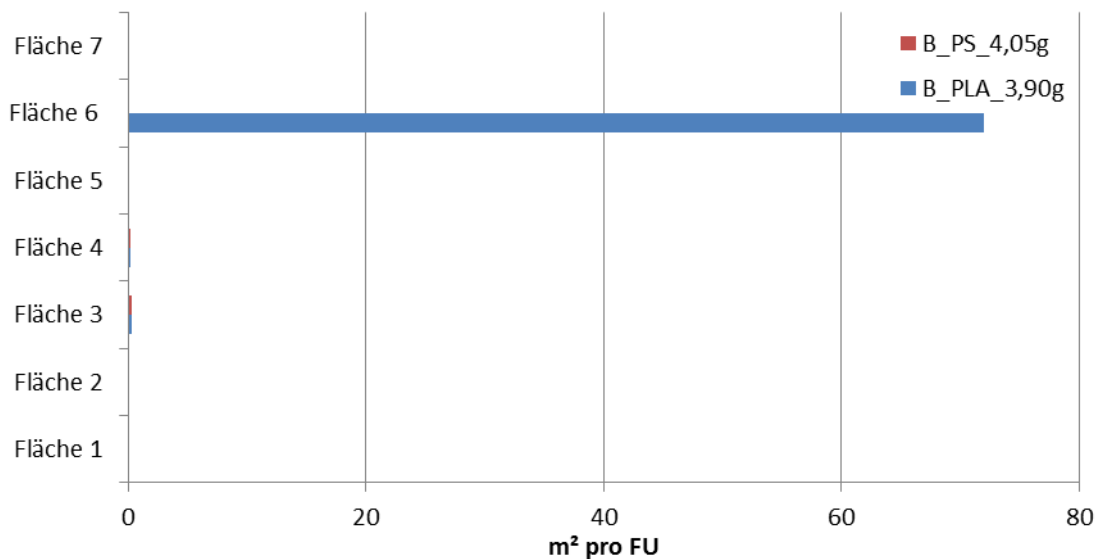


Abbildung 4-15: Beitragsanalyse Systemlasten Flächenverbrauch

Die Grafik zeigt deutlich, dass es sich bei dem weitaus größten Teil der in Anspruch genommenen Flächen um naturferne Flächen mit naturferner landwirtschaftlicher Nutzung handelt. Diese Flächen werden im Rahmen des Mais Anbaus für das PLA beansprucht. Weitere - in der Grafik sichtbare - Flächenverbräuche sind für beide Systeme für Flächen die als bedingt naturnah und halbnatürlich gekennzeichnet sind erkennbar. Diese werden im Rahmen der Energiebereitstellung in Anspruch genommen.

4.2.1.2 Emissionsbezogene Kategorien

Bei den emissionsbezogenen Kategorien werden die in den beiden Systemen PS und PLA auftretenden Emissionen in die Luft und in das Wasser den einzelnen Wirkungskategorien zugeordnet. Teilweise kommt es dabei zu Überschneidungen, d.h. eine Schadstoffemission wird in verschiedenen Wirkungskategorien angerechnet (bspw. NO_x als NO₂ wird in den Indikatoren Versauerung, terrestrische Eutrophierung und Humantoxizität: Feinstaub PM₁₀ angerechnet) wobei jedoch jeweils unterschiedliche Charakterisierungsfaktoren verwendet werden. Rein numerisch handelt es sich dabei um eine Doppelzählung, entscheidend für die Ökobilanz sind aber die unterschiedlichen Schadenspotenziale die durch die jeweilige Wirkungskategorie ausgedrückt werden. Auch sei an dieser Stelle erwähnt, dass es sich bei den Ergebnissen der unterschiedlichen Wirkungskategorien um potenzielle Umweltauswirkungen handelt.

4.2.1.2.1 Klimawandel

Unter der Kategorie *Klimawandel* werden alle treibhausrelevanten Emissionen – umgerechnet als CO₂-Äquivalente – beschrieben. Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.1.

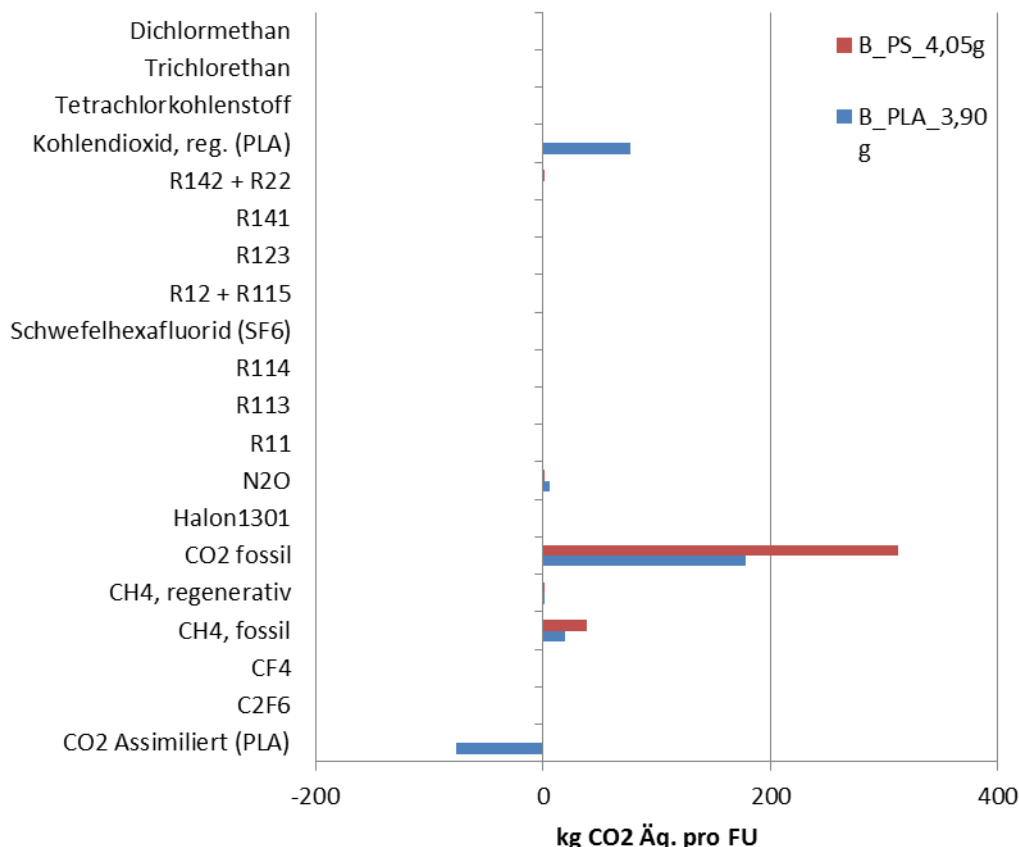


Abbildung 4-16: Beitragsanalyse Systemlasten Klimawandel

Die Hauptbeiträge zum Indikator Klimawandel sind für das PS-System die fossilen Kohlendioxid und die fossilen Methan Emissionen. Die Beträge für das PLA-System werden ebenfalls bestimmt durch die fossilen Kohlendioxid und die fossilen Methan Emissionen sowie den Distickstoffoxid Emissionen (Lachgas). Die Beiträge mit der Bezeichnung „Kohlendioxid regenerativ“ und „Methan regenerativ“ entstammen den Verbrennungsprozessen in den Lebenswegabschnitten Recycling und Entsorgung (Lebenszyklus 1 und 2) und der Energiebereitstellung. Der regenerative Kohlenstoff im PLA wurde zuvor durch die Maispflanzen der Atmosphäre entzogen und ist daher als negativer Balken in der Grafik ersichtlich.

4.2.1.2.2 Sommersmog (POCP)

Sommersmog oder bodennahes Ozon wird ausgedrückt als POCP (Photochemical Ozone Creation Potential, Photooxidantienbildung). Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.2.

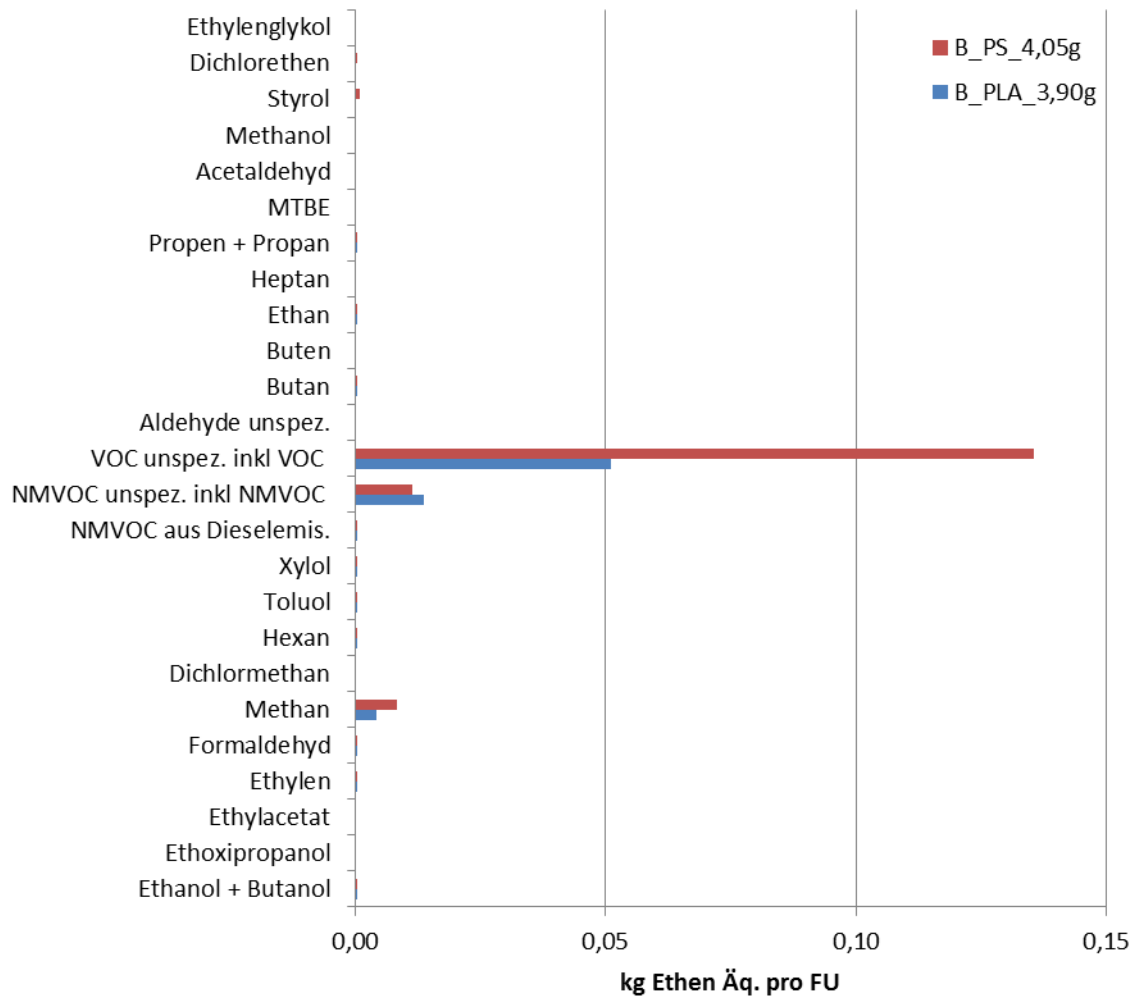


Abbildung 4-17: Beitragsanalyse Systemlasten Sommersmog (POCP)

Relevante Beitragslieferanten zum Indikator Sommersmog sind für beide Systeme die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) sowie die Emissionen nicht-methanhaltiger flüchtiger organischer Verbindungen. Ein weiterer relevanter Beitrag entstammt den Methanemissionen.

4.2.1.2.3 Versauerung

Die Umweltwirkungskategorie *Versauerung* beinhaltet unter anderem die Emissionen von Salzsäure, Schwefeloxiden, Schwefelwasserstoffen, Stickoxiden und Ammoniak. Sie werden angegeben als SO₂-Äquivalente (Schwefeldioxid). Versauerung kann sowohl in Gewässern, als auch in Böden (saurer Regen) auftreten. Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.4.

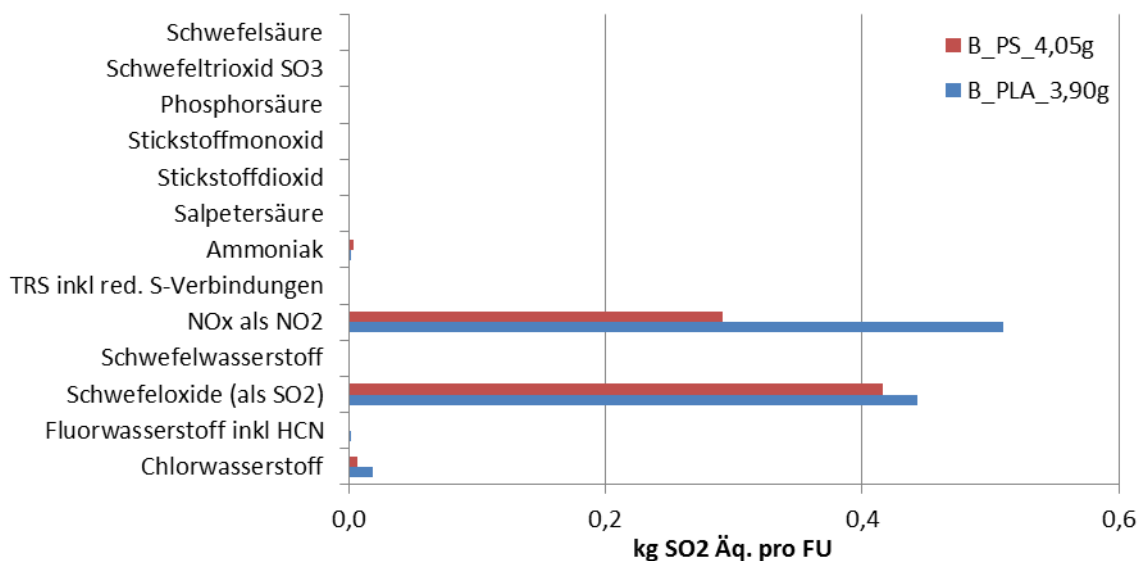


Abbildung 4-18: Beitragsanalyse Systemlasten Versauerung

Die Ergebnisse für den Indikator Versauerung werden für beide Systeme durch die Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid Emissionen bestimmt. Im Falle der PS Verpackung sind noch Ammoniak- und Chlorwasserstoffemissionen relevant, die beide der Energiebereitstellung zuzuordnen sind. Ein ähnliches Bild zeigt auch die Analyse der Beiträge für das PLA System: die im Vergleich zum PS System deutlich höheren Chlorwasserstoffemissionen entstammen der Rohmaterialherstellung.

4.2.1.2.4 Eutrophierung (terrestrisch und aquatisch)

Terrestrische und Aquatische Eutrophierung stehen für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.3.

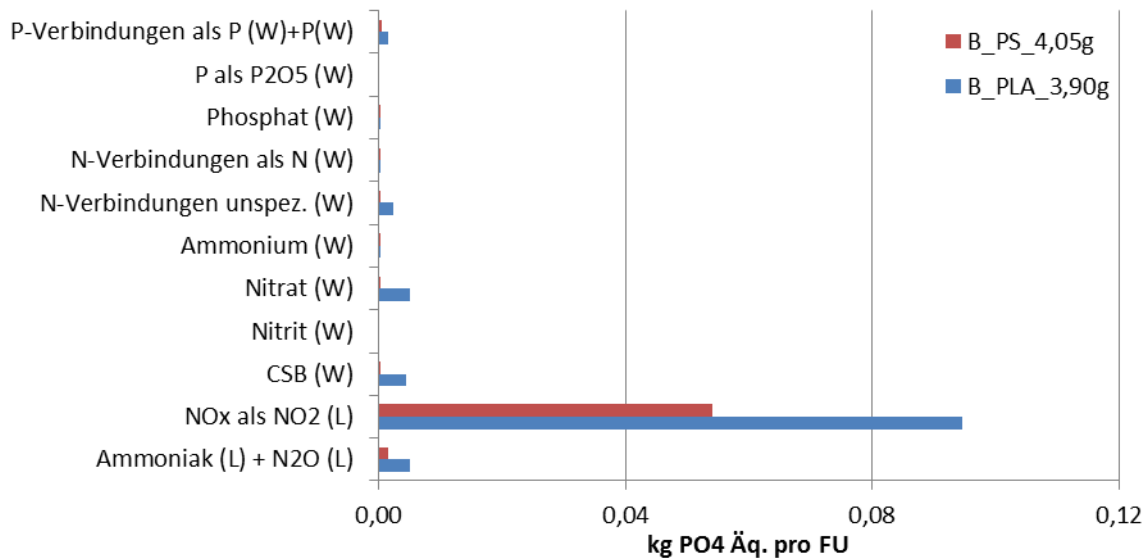


Abbildung 4-19: Beitragsanalyse Systemlasten Eutrophierung

Aufgrund der Landwirtschaft zeigt das PLA System deutlich höhere, eutrophierend wirkende Emissionen ins Wasser als das PS System. Als beitragsbestimmend sind dabei vornehmlich CSB (der chemische Sauerstoffbedarf) und Nitratemissionen zu nennen. Das terrestrische Eutrophierungspotenzial wird bestimmt durch die Stickstoffoxidemissionen, angegeben als Stickstoffdioxid und im Falle der PLA Systeme, durch luftseitige Ammoniak- und Lachgasemissionen.

4.2.1.2.5 Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Als Feinstaub wird die Fraktion des Staubs bezeichnet, deren Partikel einen aerodynamischen Durchmesser $< 10 \mu\text{m}$ aufweisen. Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.6.

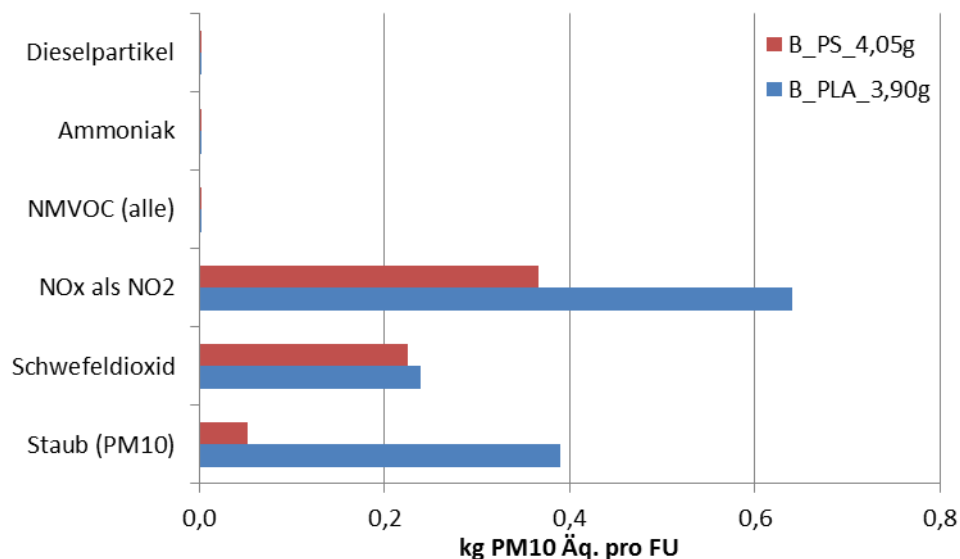


Abbildung 4-20: Beitragsanalyse Systemlasten Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Relevante Beitragslieferanten für die Wirkungskategorie Humantoxizität: Feinstaub (PM10) sind einerseits die direkten Staubemissionen und andererseits die Sekundärpartikel NO_x (als NO_2), SO_x . Hinsichtlich der direkten Staubemissionen und den NO_x -Emissionen fällt ein deutlicher Unterschied zw. dem PS System und dem PLA System auf. Da die Beiträge für die beiden untersuchten Systeme zu großen Teilen aus der Rohmaterialherstellung resultieren (vgl. auch Tabelle 4-3), können die genauen Emissionsquellen, aufgrund der verwendeten *cradle-to-gate* Datensätze nicht exakt nachvollzogen werden. In [Vink et al. 2010] ist angegeben, dass 98% der direkten PM10 Emissionen dem Sektor *fuel production* entstammen, beim GPPS Datensatz sind es 44% [PlasticsEurope 2006].

4.2.1.3 Sachbilanzgrößen

Sachbilanzgrößen geben keine Umweltwirkungen an, sondern dienen vornehmlich der grundlegenden Systembetrachtung. So gibt der KEA gesamt bspw. an, wie energieintensiv ein System ist, ohne dadurch zu einer Wertung zu kommen.

4.2.1.3.1 Kumulierter Energieaufwand

Mit der Sachbilanzgröße KEA (gesamt) wird die gesamte zur Erzeugung von Prozessenergie benötigte Primärenergie – nicht zu verwechseln mit der Endenergie – als KEA (kumulierter Primärenergieaufwand) ausgedrückt, dargestellt und in MJ angegeben. Der KEA gesamt umfasst sowohl den nicht erneuerbaren (fossile Energieträger, Uranerz) wie auch den erneuerbaren (Wind, Holz, etc.) Gesamtenergiebedarf. Eine Beschreibung der Wirkungskategorie findet sich in Anhang 1, Kapitel A 1.5.

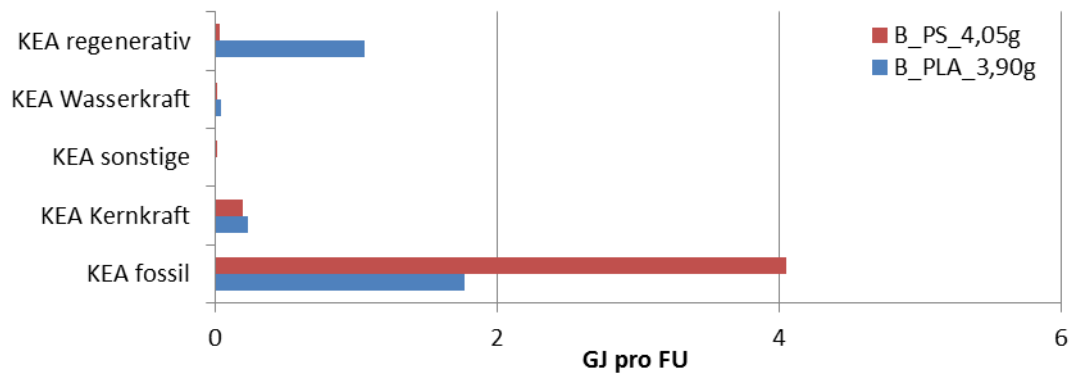


Abbildung 4-21: Beitragsanalyse Systemlasten KEA

Die Differenzierung in die einzelnen Beitragslieferanten zum KEA gesamt zeigt, dass es sich im PLA System zu 36% um regenerativ erzeugte Energie (KEA reg, KEA Wasser, KEA sonstige) handelt. Der KEA gesamt des PS Systems wird zu über 90% durch die Beiträge des KEA fossil bestimmt.

4.2.1.3.2 Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Der kumulierte Prozesswasserverbrauch erlaubt Aussagen über die Wasserintensivität eines Systems. Eine Beitragsanalyse erübrigt sich, da diese Kategorie nur den Prozesswasserverbrauch in den Systemen aufweist und sich daher nicht in unterschiedliche Beitragslieferanten differenzieren lässt.

4.2.2 Dominanzanalyse

Die in diesem Kapitel durchgeführte Dominanzanalyse dient dem Ziel, die für die einzelnen untersuchten Indikatoren relevanten Lebenswegabschnitte zu ermitteln. In Verbindung mit der im vorherigen Kapitel durchgeführten Beitragsanalyse lassen sich durch die Erkenntnisse der Dominanzanalyse die relevanten Informationen für die Interpretation des im folgenden Kapitel durchgeführten Systemvergleichs ableiten.

Tabelle 4-3: Dominanzanalyse

Anmerkung: die Prozentwerte geben den Anteil der jeweiligen Lebenswegabschnitte an der Gesamt-Systemlast der untersuchten Systeme (PS und PLA) an

Wirkungskategorie/ Sachbilanzgröße		Herstellung Rohmaterial	Transport A	Verarbeitungsstufe Zulieferer	Transport B	Verarbeitungsstufe Danone	Verwertung Becher	Verwertung Prozessabfall	Beseitigung	Beseitigung im 2. Lebenszyklus
Fossiler Ressourcenverbrauch	B_PS_4,05g	89,0%	1,8%	3,4%	1,2%	1,4%	2,2%	0,7%	0,1%	0,1%
	B_PLA_3,90g	66,7%	8,0%	13,1%	3,3%	3,8%	3,0%	1,9%	0,1%	0,1%
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	B_PS_4,05g	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	B_PLA_3,90g	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Klimawandel	B_PS_4,05g	43,5%	1,2%	7,2%	0,8%	2,3%	9,4%	2,2%	10,5%	22,9%
	B_PLA_3,90g	29,5%	3,2%	17,9%	1,4%	3,9%	18,5%	3,8%	11,4%	10,3%
Sommersmog	B_PS_4,05g	94,3%	0,7%	1,0%	0,5%	0,7%	0,9%	0,3%	0,5%	1,1%
	B_PLA_3,90g	81,5%	10,4%	3,2%	1,1%	1,6%	1,1%	0,5%	0,3%	0,3%
Versauerung	B_PS_4,05g	68,1%	2,1%	13,2%	1,4%	1,9%	4,8%	1,8%	2,1%	4,6%
	B_PLA_3,90g	70,2%	9,6%	14,1%	1,0%	1,3%	1,5%	1,2%	0,5%	0,4%
Eutrophierung (terrestrisch)	B_PS_4,05g	54,8%	4,2%	11,7%	2,9%	2,4%	5,8%	2,2%	5,0%	10,9%
	B_PLA_3,90g	71,2%	12,2%	9,4%	1,6%	1,3%	1,6%	1,1%	0,9%	0,8%
Eutrophierung (aquatisch)	B_PS_4,05g	97,0%	0,0%	0,6%	0,0%	0,5%	1,3%	0,5%	0,0%	0,0%
	B_PLA_3,90g	99,8%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	B_PS_4,05g	65,3%	2,7%	12,4%	1,9%	2,0%	4,9%	1,8%	2,8%	6,2%
	B_PLA_3,90g	78,1%	8,1%	9,1%	0,9%	1,0%	1,1%	0,9%	0,4%	0,4%
KEA gesamt	B_PS_4,05g	81,6%	1,3%	6,0%	0,9%	2,9%	5,3%	1,9%	0,0%	0,1%
	B_PLA_3,90g	74,5%	2,8%	12,0%	1,2%	3,9%	3,0%	2,6%	0,0%	0,0%
KEA nicht erneuerbar	B_PS_4,05g	82,3%	1,3%	5,9%	0,9%	2,8%	4,9%	1,8%	0,0%	0,1%
	B_PLA_3,90g	62,2%	4,3%	17,9%	1,8%	5,7%	4,3%	3,6%	0,1%	0,1%
KEA erneuerbar	B_PS_4,05g	20,1%	0,0%	20,0%	0,0%	13,5%	33,6%	12,9%	0,0%	0,0%
	B_PLA_3,90g	96,8%	0,0%	1,3%	0,0%	0,6%	0,6%	0,6%	0,0%	0,0%
kumulierter Prozesswasserverbrauch	B_PS_4,05g	33,4%	0,0%	23,3%	0,0%	39,4%	2,3%	0,9%	0,2%	0,4%
	B_PLA_3,90g	65,4%	0,0%	14,0%	0,0%	19,5%	0,4%	0,4%	0,1%	0,1%

Rot: Werte über 30%

Gelb: Werte zwischen 10% und 30%

Die Tabelle 4-3 macht deutlich, dass die in Kapitel 4.1 gezeigten Ergebnisse in nahezu allen Wirkungskategorien und Sachbilanzgrößen durch die Lasten der Rohmaterialherstellung bestimmt werden. Daher zeigt die unten stehende Tabelle 4-4 zum Vergleich und zur Einordnung der Ergebnisse noch einmal die Umweltauswirkungen der Herstellung von einem kg Polymer für die im Projekt verwendeten Kunststoffe. Da die Datensätze für PS und PLA nur

in aggregierter Form vorliegen, ist eine weitere Analyse der Prozessschritte innerhalb der Polymerherstellungsketten nicht möglich.

Weitere relevante Lebenswegabschnitte sind beim PLA System noch der Transport des Rohmaterials zu den Zulieferbetrieben von Danone, sowie die Herstellung der Becher bzw. der Folien durch die Zulieferer. Hinsichtlich des Indikators Klimawandel fällt auf, dass auch die Lebenswegabschnitte Beseitigung und Beseitigung im Lebenszyklus 2 relevante Beiträge zu den Systemlasten hervorruft.

Tabelle 4-4: Wirkungsabschätzung Polymerdatensätze pro kg Material

Wirkungskategorie/ Sachbilanzgröße		PLA	HIPS	GPPS	HDPE	PP
Fossiler Ressourcenverbrauch	kg ROE/kg	0,40	1,51	1,50	1,29	1,32
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	m ² /kg	1,73	0,00	0,00	0,00	0,00
Klimawandel	kg CO ₂ /kg	1,41	3,54	3,56	1,96	2,00
Sommersmog	kg Eth. /kg	0,001	0,004	0,003	0,005	0,004
Versauerung	kg SO ₂ /kg	0,016	0,012	0,011	0,006	0,006
Eutrophierung (terrestrisch)	kg PO ₄ /kg	0,00170	0,00073	0,00069	0,00042	0,00043
Eutrophierung (aquatisch)	kg PO ₄ /kg	0,00032 4	0,00002 6	0,00002 5	0,00000 7	0,00031 4
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	kg PM10/kg	0,024	0,010	0,010	0,006	0,006
KEA gesamt	kJ/kg	54561	81387	81891	72306	69379
KEA nicht erneuerbar	kJ/kg	29590	81309	81819	72151	69285
KEA erneuerbar	kJ/kg	24971	78	72	155	93
kumulierter Prozesswasserverbrauch	m ³ /kg	0,038	0,010	0,009	0,003	0,005

Einen weiteren relevanten Einfluss auf das Nettoergebnis der untersuchten Becher haben die erteilten Gutschriften. Es wird unterschieden zwischen den Energiegutschriften für die Verbrennung und thermischen Verwertung der Verpackungsmaterialien, der Materialgutschrift für Regranulate aus der Polymerfraktion sowie die PO angereicherten Produkte aus der werkstofflichen Verwertung. Für die PO angereicherten Produkte wird eine Polyolefin Gutschrift (gerechnet als Polypropylen) Gutschrift erzielt. Da sich die Inventare – und somit auch die Wirkungsabschätzung - der PS und PP Datensätze unterscheiden, kommt es im Falle der Wirkungskategorie *aquatische Eutrophierung* und der Sachbilanzgröße *KEA erneuerbar* zu negativen Systemlasten, da die vergebenen Gutschriften aufgrund der Substitution von PP durch PS größer sind als die Systemlasten.

Hinsichtlich der Wirkungskategorie *Klimawandel* fällt auf, dass die vergebenen Gutschriften annähernd so groß sind wie die Lasten der Rohmaterialherstellung. Die weitere Differenzierung der Gutschriften zeigt, dass davon in etwa die H Materialgutschriften für Regranulate sind. Die übrigen Gutschriften sind Energiegutschriften für die Substitution fossiler Energieträger im Zementwerk bzw. im deutschen Netzstrom. Der Vergleich mit einer Wirkungskategorie deren Beiträge weniger durch die Emissionen aus Verbrennungsprozessen

beeinflusst werden – wie bspw. die Kategorie *Sommersmog (POCP)*- zeigt, dass die, auch bei der 100% Allokation vergebenen Gutschriften nicht die Größenordnung der Rohmaterialherstellung erreichen (bzgl. Auswirkungen der Allokationsentscheidung: vgl. auch Kapitel 4.3.1 und 4.3.3).

4.2.3 Systemvergleich

Danone Activia Verpackungen aus PS mit einem Gewicht von 4,05 g zeigen niedrigere Ergebnisse als Danone Activia Verpackungen aus PLA mit einem Gewicht von 3,90 g in fünf der acht untersuchten Wirkungskategorien:

- Naturraumbeanspruchung: Forstfläche
- Versauerung
- terrestrische Eutrophierung
- aquatische Eutrophierung
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

Danone Activia Verpackungen aus PLA mit einem Gewicht von 3,90 g zeigen niedrigere Ergebnisse als Danone Activia Verpackungen aus PS mit einem Gewicht von 4,05 g in drei der acht untersuchten Wirkungskategorien:

- fossiler Ressourcenverbrauch
- Klimawandel
- Sommersmog (POCP)

Danone Activia Verpackungen aus PS mit einem Gewicht von 4,05 g zeigen niedrigere Ergebnisse als Danone Activia Verpackungen aus PLA mit einem Gewicht von 3,90 g in den Sachbilanzgrößen:

- KEA, gesamt
- KEA, erneuerbar
- Kumulierter Prozesswasserverbrauch

Danone Activia Verpackungen aus PLA mit einem Gewicht von 3,90 g zeigen niedrigere Ergebnisse als Danone Activia Verpackungen aus PS mit einem Gewicht von 4,05 g in der Sachbilanzgröße:

- KEA, nicht erneuerbar

Die folgende Tabelle 4-5 zeigt Prozentwerte, welche die Größe des Unterschiedes der Nettoergebnisse beim Vergleich B_PLA_3,90g gegen B_PS_4,05g angeben. Die Werte in der linken Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der PLA Verpackung unter den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt. Die Werte in der rechten Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der PLA Verpackung über den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt.

Tabelle 4-5: Systemvergleich B_PLA_3,90g gegen B_PS_4,05g

	B_PLA_3,90g	
	geringer als B_PS_4,05g	höher als B_PS_4,05g
Fossiler Ressourcenverbrauch	-43%	-
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	-	>100%
Klimawandel	-25%	-
Sommersmog	-35%	-
Versauerung	-	>100%
Eutrophierung (terrestrisch)	-	>100%
Eutrophierung (aquatisch)	-	>100%
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	-	>100%
KEA gesamt	-	62%
KEA nicht erneuerbar	-15%	
KEA erneuerbar	-	>100%
kumulierter Prozesswasserverbrauch	-	>100%

4.3 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

4.3.1 Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors der Basisszenarien

Im Rahmen der Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors wurden die Basisszenarien unter der Annahme eines Allokationsfaktors von 50% berechnet. Bei der 50% Allokation wird der Nutzen für Sekundärmaterialien im Verhältnis 50:50, also paritätisch, zwischen dem abgebenden und dem aufnehmenden System aufgeteilt. Dadurch fallen die Gutschriften für alle untersuchten Systeme geringer aus und der ergebnisrelevante Einfluss der Gutschriften wird minimiert.

Es ist daher zu erwarten, dass in den Indikatoren, in denen die Danone Activia Verpackungen aus PLA bisher höhere Ergebnisse zeigten als die Danone Activia Verpackungen aus PS, die Abstände zwischen den Ergebnissen geringer werden und es evtl. zu einer Ergebnisumkehr kommt. Für die Indikatoren in denen Danone Activia Verpackungen aus PLA bisher niedrigere Ergebnisse zeigten als die Danone Activia Verpackungen aus PS ist zu erwarten, dass die Abstände zwischen den Ergebnissen größer werden.

Die in Kapitel 4.1 gezeigten Ergebnisse für die Szenarien S_PLA_3,90g_AF50 und S_PS_4,05g_AF50 stützen die an diese Sensitivitätsanalyse gestellten Erwartungen, zeigen jedoch hinsichtlich der Ergebnisse des Indikators Klimawandel ein auf den ersten Blick überraschendes Bild: Der Abstand zwischen S_PLA_3,90g_AF50 und S_PS_4,05g_AF50 wurde nicht größer sondern geringer, ohne jedoch die grundlegende Ausrichtung des Ergebnisses zu verändern. Die Begründung dafür findet sich in den unterschiedlichen Verwertungswegen der untersuchten Verpackungen. Während der PS Becher für Regranulat aus dem Recycling Materialgutschriften erhält, erzielt der PLA Becher vornehmlich Energiegutschriften, da kein

post-consumer Material recycelt wird. Aufgrund der Materialgutschriften trägt der PS Becher allerdings auch Lasten für die Verbrennung des Materials im zweiten Lebenszyklus. Diese Lasten sind abhängig von der Menge Material, für die eine Materialgutschrift erzielt wird. Dadurch reagieren die Ergebnisse des Indikators Klimawandel für ein System, dem vergleichsweise viel Sekundärmaterial gutgeschrieben wird, weniger sensitiv hinsichtlich der Wahl der Systemallokation, als Systeme, die vorrangig Gutschriften aus thermischen Verwertungsprozessen erzielen.

Der Abstand zwischen den Ergebnissen der PLA Becher und der PS Becher in den Wirkungskategorien Fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog wurde erwartungsgemäß aufgrund der geringeren Gutschriften größer, die Abstände in den übrigen Kategorien geringer. Bei den Ergebnissen der Sachbilanzgrößen zeigt die Betrachtung des KEA gesamt eine Ergebnisumkehr zu Gunsten der Danone Activia Verpackungen aus PLA.

Die folgende Tabelle 4-6 zeigt Prozentwerte, welche die die Größe des Unterschiedes der Nettoergebnisse beim Vergleich S_PLA_3,90g_AF50 gegen S_PS_4,05g_AF50 angeben. Die Werte in der linken Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der PLA Verpackung unter den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt. Die Werte in der rechten Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der PLA Verpackung über den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt.

Tabelle 4-6: Systemvergleich S_PLA_3,90g_AF50 gegen S_PS_4,05g_AF50

	<i>B_PLA_3,90g (Basisszenario)</i>		<i>S_PLA_3,90g_AF50</i>	
	<i>geringer als B_PS_4,05g</i>	<i>höher als B_PS_4,05g</i>	<i>geringer als S_PS_4,05g_AF50</i>	<i>höher als S_PS_4,05g_AF50</i>
Fossiler Ressourcenverbrauch	-43%	-	-60%	-
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	-	>100%	-	>100%
Klimawandel	-25%	-	-20%	-
Sommersmog	-35%	-	-49%	-
Versauerung	-	>100%	-	83%
Eutrophierung (terrestrisch)	-	>100%	-	>100%
Eutrophierung (aquatisch)	-	>100%	-	>100%
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	-	>100%	-	>100%
KEA gesamt	-	62%	-6%	-
KEA nicht erneuerbar	-15%		-45%	-
KEA erneuerbar	-	>100%	-	>100%
kumulierter Prozesswasserverbrauch	-	>100%	-	>100%

4.3.2 Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Gutschriftenvergabe wurden die Regranulate aus der Prozessabfallaufbereitung nicht wie in den Basisszenarien

polymerspezifisch gutgeschrieben, sondern erzielen eine Polyolefin-Gutschrift. Mit dieser zusätzlichen Untersuchung sollen die Unterschiede zwischen den verwendeten Rohmaterialdatensätzen nivelliert werden, indem sowohl die Danone Activia Verpackungen aus PS als auch die Danone Activia Verpackungen Materialgutschriften auf Basis des gleichen Datensatzes erhalten.

Die in Kapitel 4.1 gezeigten Ergebnisse für die Szenarien S_PLA_3,90g_PO-GS und S_PS_4,05g_PO-GS zeigen im Systemvergleich keine von den Basisszenarien abweichende Ergebnisausrichtung. Da der für die Bilanzierung der Polyolefine verwendete Polypropylen Datensatz für die meisten Indikatoren höhere Umweltlasten hervorruft, vergrößern sich die relativen Abstände für die Kategorien, in denen das PLA System in den Basisszenarien niedrigere Ergebnisse gezeigt hat als das PS System. Für die Kategorien, in denen das PS System in den Basisszenarien niedriger Indikatorergebnisse aufweist, kommt es in der Regel zu kleinen Verringerungen in den Abständen zwischen den Ergebnissen der beiden Systeme, ohne dabei jedoch die Ausrichtung des Systemvergleichs zu verändern.

Die folgende Tabelle 4-7 zeigt Prozentwerte, welche die Größe des Unterschiedes der Nettoergebnisse beim Vergleich S_PLA_3,90g_PO-GS gegen S_PS_4,05g_PO-GS angeben. Die Werte in der linken Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der PLA Verpackung unter den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt. Die Werte in der rechten Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der PLA Verpackung über den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt.

Tabelle 4-7: Systemvergleich S_PLA_3,90g_PO-GS gegen S_PS_4,05g_PO-GS

	<i>B_PLA_3,90g (Basisszenario)</i>		<i>S_PLA_3,90g_AF50</i>		<i>S_PLA_3,90g_PO-GS</i>	
	<i>geringer als B_PS_4,05g</i>	<i>höher als B_PS_4,05g</i>	<i>geringer als S_PS_4,05g_ AF50</i>	<i>höher als S_PS_4,05g_ AF50</i>	<i>geringer als S_PS_4,05g_ PO-GS</i>	<i>höher als S_PS_4,05g_ PO-GS</i>
Fossiler Ressourcenverbrauch	-43%	-	-60%	-	-70%	-
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	-	>100%	-	>100%	-	>100%
Klimawandel	-25%	-	-20%	-	-31%	-
Sommersmog	-35%	-	-49%	-	-56%	-
Versauerung	-	>100%	-	83%	-	>100%
Eutrophierung (terrestrisch)	-	>100%	-	>100%	-	>100%
Eutrophierung (aquatisch)	-	>100%	-	>100%	-	>100%
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	-	>100%	-	>100%	-	>100%
KEA gesamt	-	62%	-6%	-	-	43%
KEA nicht erneuerbar	-15%		-45%	-	-41%	-
KEA erneuerbar	-	>100%	-	>100%	-	>100%
kumulierter Prozesswasserverbrauch	-	>100%	-	>100%	-	>100%

4.3.3 Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors der Szenarien zur Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe

Auch die Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe wurde hinsichtlich der Auswirkungen der Wahl der Systemallokation untersucht. Die Erwartungen an die Erkenntnisgewinne dieser Sensitivität decken sich mit denen aus Kapitel 4.3.1.

Die in Kapitel 4.1 gezeigten Ergebnisse für die Szenarien S_PLA_3,90g_PO-GS_AF50 und S_PS_4,05g_PO-GS_AF50 wiederholen auch weitestgehend die bereits aus Kapitel 4.3.1 bekannte Ergebnisausrichtung, jedoch mit einem großen Unterschied: Die in Kapitel 4.3.2 gezeigten Abstände des Danone Activia Bechers aus PLA auf das Vergleichssystem aus PS verringern sich nunmehr - neben dem Indikator Klimawandel - auch für die übrigen Kategorien, in denen das PLA System niedrigere Ergebnisse zeigt (fossiler Ressourcenverbrauch und Sommersmog). Dies ist dem Einfluss der PO Gutschrift für alle Regranulate geschuldet. Die Ergebnisveränderung liegt dabei im unteren Prozentbereich, es kommt zu keiner Umkehr der Resultate. Wie schon in Kapitel 4.3.1 Sachbilanzgrößen zeigt die Betrachtung des KEA gesamt eine Ergebnisumkehr zu Gunsten der Danone Activia Verpackungen aus PLA.

Die folgende Tabelle 4-8 zeigt Prozentwerte, welche die Größe des Unterschiedes der Nettoergebnisse beim Vergleich S_PLA_3,90g_PO-GS_AF50 gegen S_PS_4,05g_PO-GS_AF50 angeben. Die Werte in der linken Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der

PLA Verpackung unter den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt. Die Werte in der rechten Spalte geben an, um wie viel Prozent das Nettoergebnis der PLA Verpackung über den Nettoergebnissen der PS Verpackung liegt.

Tabelle 4-8: Systemvergleich S_PLA_3,90g_PO-GS_AF50 gegen S_PS_4,05g_PO-GS_AF50

	<i>B_PLA_3,90g (Basisszenario)</i>		<i>S_PLA_3,90g_AF50</i>		<i>S_PLA_3,90g_PO-GS</i>		<i>S_PLA_3,90g_PO-GS_AF50</i>	
	<i>geringer als B_PS_4,05g</i>	<i>höher als B_PS_4,05g</i>	<i>geringer als S_PS_4,05g _AF50</i>	<i>höher als S_PS_4,05g _AF50</i>	<i>geringer als S_PS_4,05g _PO-GS</i>	<i>höher als S_PS_4,05g _PO-GS</i>	<i>geringer als S_PS_4,05g _PO- GS_AF50</i>	<i>höher als S_PS_4,05g _PO- GS_AF50</i>
Fossiler Ressourcenverbrauch	-43%	-	-60%	-	-70%	-	-67%	-
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	-	>100%	-	>100%	-	>100%	-	>100%
Klimawandel	-25%	-	-20%	-	-31%	-	-22%	-
Sommersmog	-35%	-	-49%	-	-56%	-	-56%	-
Versauerung	-	>100%	-	83%	-	>100%	-	84%
Eutrophierung (terrestrisch)	-	>100%	-	>100%	-	>100%	-	>100%
Eutrophierung (aquatisch)	-	>100%	-	>100%	-	>100%	-	>100%
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	-	>100%	-	>100%	-	>100%	-	>100%
KEA gesamt	-	62%	-6%	-	-	43%	-9%	-
KEA nicht erneuerbar	-15%		-45%	-	-41%	-	-51%	-
KEA erneuerbar	-	>100%	-	>100%	-	>100%	-	>100%
kumulierter Prozesswasserverbrauch	-	>100%	-	>100%	-	>100%	-	>100%

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 Deutschlands bzw. Europas als Referenzwert herangezogen. Dazu wird berechnet, wie groß z.B. das Treibhauspotential ist, das durch die derzeitigen Emissionen in Deutschland und Europa innerhalb eines Referenzjahres verursacht wird. Das berechnete Treibhauspotential wird durch die Anzahl der Einwohner Deutschlands bzw. Europas dividiert, wobei sich das Treibhauspotential ergibt, das im Mittel durch einen Einwohner Deutschlands bzw. Europas verursacht wird. Dieser Wert entspricht also einem Einwohnerdurchschnittswert (EDW).

Zu diesem Wert wird in einem nachfolgenden Schritt das Treibhauspotential einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis gesetzt. Dabei ergibt sich der spezifische Beitrag der gewählten Option, ausgedrückt als eine bestimmte Anzahl von EDW. Diese sind also in erster Linie 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 Deutschlands und Europas sowie die jeweils 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 Danone Activia Produkten in Deutschland und Europa skaliert.

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 5-1: Daten zur Ermittlung der spezifischen Beiträge (EDW) Deutschland und Europa

	Deutschland				Europa			
	Fracht pro Jahr		EDW		Fracht pro Jahr		EDW	
Einwohner								
Einwohner	82.002.400,00	StBA)			464.036.294,00	am)		
Ressourcen								
Braunkohle	1.554.345	TJ s1)	18.955	MJ	3.255.816	TJ am)	7.016	MJ
Erdgas	3.633.960	TJ s1)	44.315	MJ	10.148.626	TJ am)	21.870	MJ
Erdöl	4.611.719	TJ s1)	56.239	MJ	13.718.989	TJ am)	29.564	MJ
Steinkohle	1.800.164	TJ s1)	21.953	MJ	3.668.310	TJ am)	7.905	MJ
Gesamtfläche BRD/Europa/USA/Welt	357.050	km² q)	4.354	m²	4.440.298	km² al)	9.569	m²
Landwirtschaftl. Fläche BRD/Europa/Welt	189.324	km² u)	2.309	m²	1.924.195	km² al)	4.147	m²
Emissionen (Luft)								
Ammoniak	587.000	t a1)	7,16	kg	252.810	t ac)	0,54	kg
Arsen	5	t b1)	0,00	kg	370	t ac)	0,00	kg
Benzol	3.400	t	0,04	kg	4.254.651	t ac)	9,17	kg
Benzo(a)pyren	37	t b2)	0,00	kg	405	t ac)	0,00	kg
Blei	116	t a1)	0,00	kg	4.413	t ac)	0,01	kg
Cadmium	3	t a1)	0,00	kg	226	t ac)	0,00	kg
Chrom	31	t b1)	380,48	kg	1.290	t ac)	0,00	kg
Kohlendioxid, fossil	833.092.000	t	10.159,36	kg	4.020.760.000	t ac)	8.664,75	kg
Kohlenmonoxid	3.755.000	t a1)	45,79	kg	37.681.000	t ac)	81,20	kg
Kupfer	2.081	t b1)	0,03	kg	1.436	t ac)	0,00	kg
Methan	2.274.000	t b4)	27,73	kg	21.552.724	t ac)	46,45	kg
Nickel	118	t b1)	0,00	kg	1.930	t ac)	0,00	kg
NMVOG	1.267.000	t a1)	15,45	kg	11.674.700	t ac)	25,16	kg
NOx (als NO2)	1.393.000	t a1)	16,99	kg	11.845.199	t ac)	25,53	kg
PCB	0,02	t a1)	0,00	kg	3	t ac)	-	kg
Quecksilber	4,00	t a1)	0,00	kg	133	t ac)	0,00	kg
Schwefeldioxid	498.000	t a1)	6,07	kg	8.751.480	t ac)	18,86	kg
Schwefelstaub als PM10	203.000	t a1)	2,48	kg	2.499.512	t ac)	5,39	kg
Zink	1.841	t b1)	0,02	kg	10.041	t ac)	0,02	kg
Emissionen (Wasser)								
Arsen	-	t	-	kg	32,43	t ac)	0,00	kg
Blei	-	t	-	kg	145,25	t ac)	0,00	kg
Cadmium	-	t	-	kg	16,99	t ac)	0,00	kg
Chrom	-	t	-	kg	1.459,08	t ac)	0,00	kg
Kupfer	-	t	-	kg	281,75	t ac)	0,00	kg
Lindan	-	t	-	kg	29,50	t ad)	0,00	kg
Nickel	-	t	-	kg	230,02	t ac)	0,00	kg
Phosphoreinträge in Fließgewässer	33.164	t u1)	0,40	kg	-	t	-	kg
Quecksilber	-	t	-	kg	2,71	t ac)	0,00	kg
Stickstoffeinträge in Fließgewässer	687.960	t u1)	8,39	kg	2.704.925,84	t	5,83	kg
Aggregierte Werte								
Rohöläquivalente	177.076.236	t ROE-Äq	2.159	kg	500.511.056	t ROE-Äq	1.079	kg
Klimawandel	896.195.500	t CO2-Äq	10.929	kg	5.017.944.690	t CO2-Äq	10.814	kg
Versauerung	2.576.660	t SO2-Äq	31,42	kg	18.160.803	t SO2-Äq	39,14	kg
Sommersmog (POCP)	1.280.644	t Eth-Äq	15,62	kg	11.804.016	t Eth-Äq	25,44	kg
Eutrophierung terrestrisch	386.540	t PO4-Äq	4,71	kg	1.989.957	t PO4-Äq	4,29	kg
Eutrophierung aquatisch	390.425	t PO4-Äq	4,76	kg	1.136.069	t PO4-Äq	2,45	kg
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	2.088.644	t PM10-Äq	25,47	kg	17.950.982	t PM10-Äq	38,68	kg
KEA, gesamt	14.258.188	TJ s)	173.875	MJ	49.285.966	TJ am)	106.211	GJ
KEA, fossil	11.600.188	TJ s)	141.462	MJ	30.791.741	TJ am)	66.356	GJ
KEA, nuklear	1.623.000	TJ s)	19.792	MJ	11.772.244	TJ am)	25.369	GJ
KEA, nicht erneuerbar	13.223.188	TJ s)	161.254	MJ	42.563.985	TJ am)	91.726	GJ
KEA, erneuerbar	1.035.000	TJ s)	12.622	MJ	6.721.991	TJ am)	14.486	GJ

Quellen:

- a1) European Union emission inventory report 1990–2008 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP)
- ac) Reference normalization emissions "EU25+3 2000" aus CML Dec 2007
- ad) Reference normalization emissions "Western Europe 1995" aus CML Dec 2007
- a) EAA report 2007 Europes Environment the fourth assessment
- am) Datenbank Eurostat, Stand 2008, Datenbezugsjahr 2000
- b1) Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Schwermetalle) (Stand: 15.2.2010). Dessau, Februar 2010
- b2) Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (POP) (Stand 15.2.2010). Desau, Februar 2010
- s) AGEBA AG Energiebilanzen e.V.: Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2008; <http://www.age-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=118>
- s1) AGEBA AG Energiebilanzen e.V.: Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2008; <http://www.age-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=216>
- StBa) Statistisches Bundesamt Deutschland
- u) www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public/theme.do?nodend=2276
- u1) Umweltbundesamt, UBA-Texte 82/03, Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens
- q) StBA FS 3 R 5.1, erschienen am 20. Dez. 2005: Flächennutzung in D 2004

Für die Normierung des Wirkungsindikators *Naturraumbeanspruchung Agrarfläche* wurden einmal die Gesamtfläche und einmal nur die landwirtschaftliche Nutzfläche Deutschlands bzw. Europas herangezogen. Je nachdem, welche Fläche für die Normierung verwendet wird, fällt das Normierungsergebnis für den Wirkungsindikator *Naturraumbeanspruchung Agrarfläche* entsprechend hoch aus. Da die Umweltbedeutung dieser Kategorie jedoch schwer einzuschätzen ist, werden die Ergebnisse im folgenden Kapitel 6 entsprechend diskutiert.

Die normierten Indikatorergebnisse für die ausgewählten Szenarien in den Abbildungen 5-1 bis 5-2 zeigen, welche Wirkungskategorien relativ höhere bzw. niedrigere spezifische Beiträge zu den Gesamtwerten beitragen. Anders ausgedrückt: in den Wirkungskategorien mit den höchsten spezifischen Beiträgen könnte eine Reduktion der Umweltlasten der betrachteten Verpackungssysteme besonders wirkungsvoll zur Umweltverbesserung beitragen.

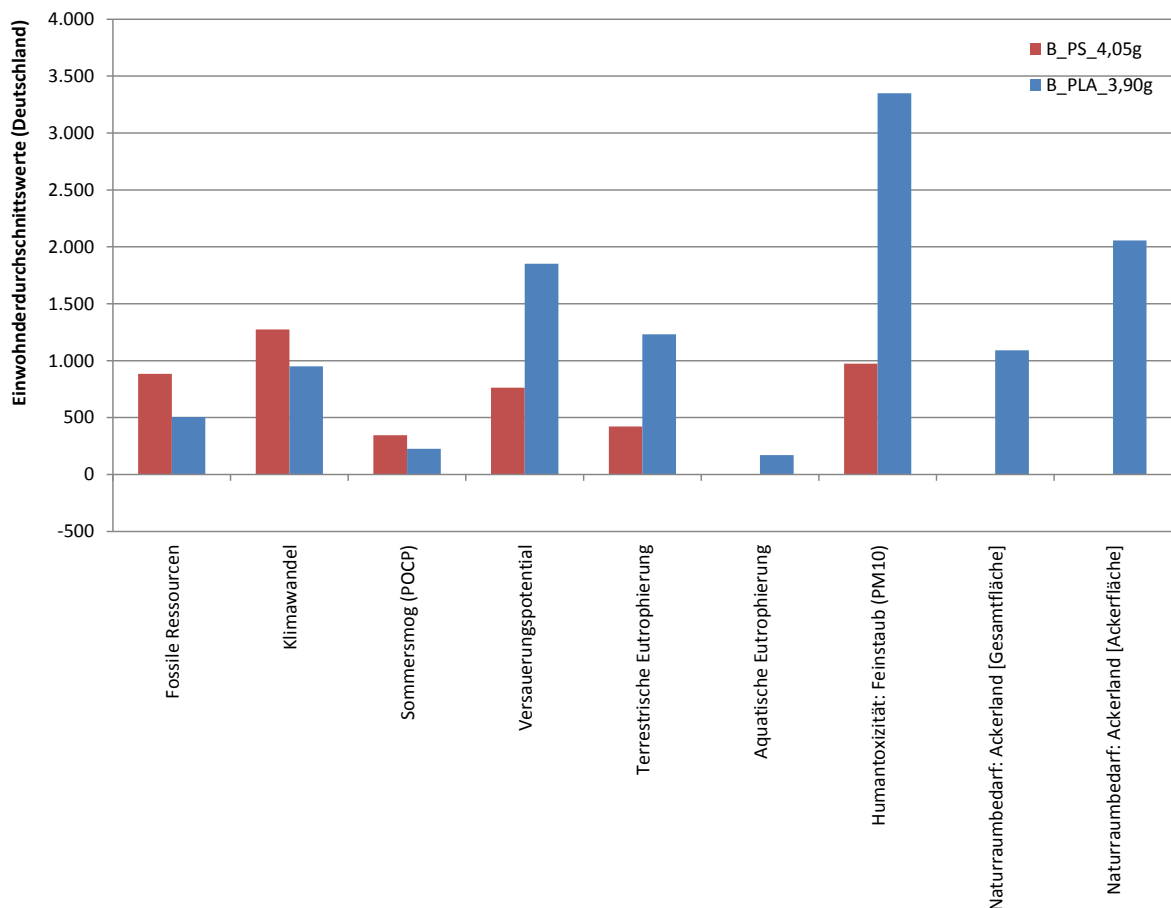


Abbildung 5-1: Einwohnerdurchschnittswerte Deutschland

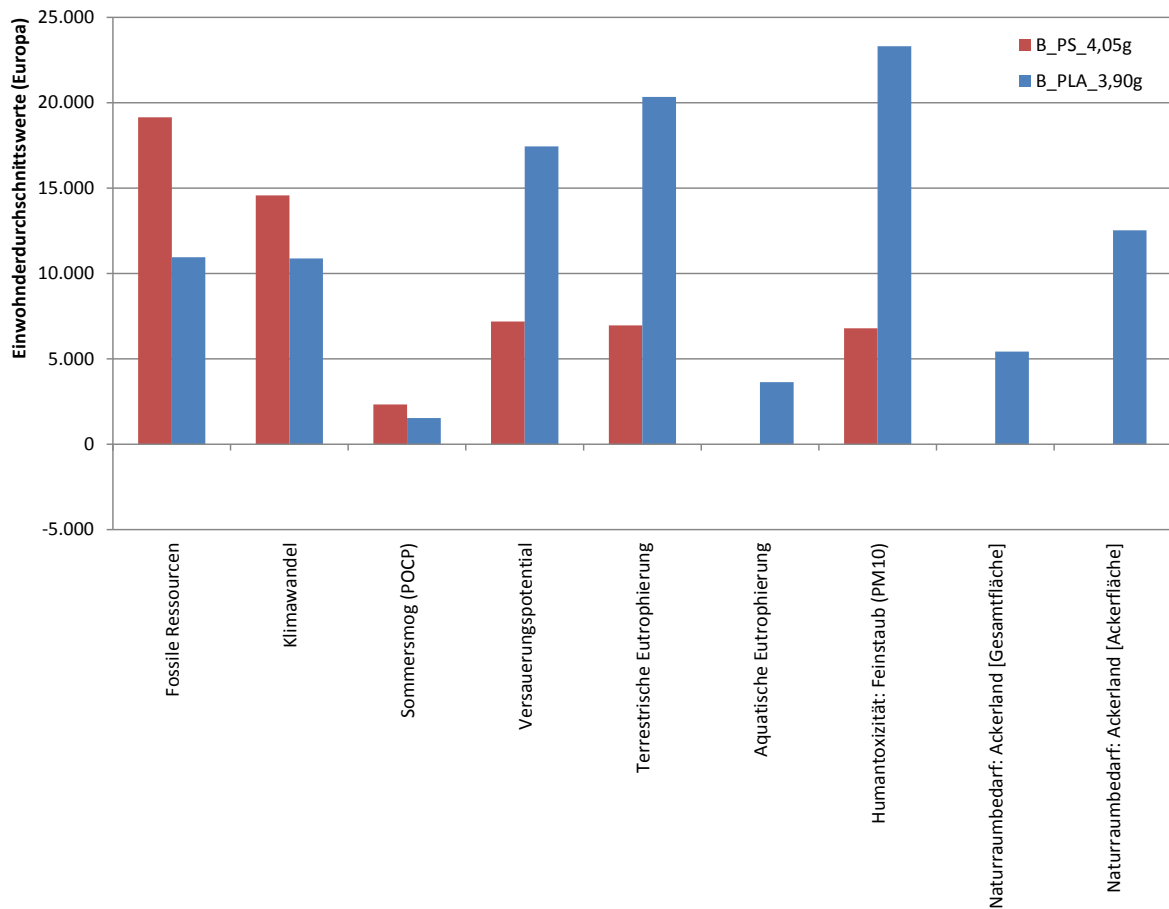


Abbildung 5-2: Einwohnerdurchschnittswerte Europa

Im Folgenden soll nun versucht werden, die Normierungsergebnisse für Deutschland und Europa so aufzubereiten und zusammenzuführen, dass diese im Rahmen der Auswertung entsprechend berücksichtigt werden können. Dafür bietet sich eine Kategorisierung der gezeigten Ergebnisse in die Stufen *sehr großer spezifischer Beitrag*, *großer spezifischer Beitrag*, *mittlerer spezifischer Beitrag* und *geringer spezifischer Beitrag* an. Für die beiden Normierungsfälle müssen dafür natürlich unterschiedliche Grenzen gesetzt werden:

- sehr großer spezifischer Beitrag
 - Deutschland: über 2.500 EDW
 - Europa: über 20.000 EDW
- großer spezifischer Beitrag
 - Deutschland: zwischen 1.500 und 2.500 EDW
 - Europa: zwischen 15.000 und 20.000 EDW
- mittlerer spezifischer Beitrag
 - Deutschland: zwischen 500 und 1.500 EDW
 - Europa: zwischen 10.000 und 15.000 EDW

- geringer spezifischer Beitrag
 - Deutschland: unter 500 EDW
 - Europa: unter 10.000 EDW

Für die Einordnung der berücksichtigten Wirkungsindikatoren in die Kategorien gilt immer der höchste Beitrag eines Systems (siehe Tabelle 5-2 und 5-3).

Tabelle 5-2: Kategorisierung der spezifischen Beiträge Deutschland

Wirkungskategorie	B_PS_4,05g	B_PLA_3,90g	MAX-Wert	Einstufung
Fossiler Ressourcenverbrauch	883	505	883	C <i>mittel</i>
Klimawandel	1.273	951	1.273	C <i>mittel</i>
Sommersmog (POCP)	345	226	345	D <i>gering</i>
Versauerungspotential	763	1.852	1.852	B <i>groß</i>
Terrestrische Eutrophierung	421	1.232	1.232	C <i>mittel</i>
Aquatische Eutrophierung	-2	171	171	D <i>gering</i>
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	975	3.349	3.349	A <i>sehr groß</i>
Naturraumbedarf: Ackerland [Gesamtfläche]	-	1.090	1.090	C <i>mittel</i>
Naturraumbedarf: Ackerland [Ackerfläche]	-	2.057	2.057	B <i>groß</i>

Tabelle 5-3: Kategorisierung der spezifischen Beiträge Europa

Wirkungskategorie	B_PS_4,05g	B_PLA_3,90g	MAX-Wert	Einstufung
Fossiler Ressourcenverbrauch	19.148	10.946	19.148	B <i>groß</i>
Klimawandel	14.571	10.883	14.571	C <i>mittel</i>
Sommersmog (POCP)	2.329	1.525	2.329	D <i>gering</i>
Versauerungspotential	7.188	17.446	17.446	B <i>groß</i>
Terrestrische Eutrophierung	6.952	20.338	20.338	A <i>sehr groß</i>
Aquatische Eutrophierung	-32	3.632	3.632	D <i>gering</i>
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	6.783	23.313	23.313	A <i>sehr groß</i>
Naturraumbedarf: Ackerland [Gesamtfläche]	-	5.426	5.426	D <i>gering</i>
Naturraumbedarf: Ackerland [Ackerfläche]	-	12.521	12.521	C <i>mittel</i>

Für die Summenbildung der kategorisierten spezifischen Beiträge werden Mittelwerte gebildet. Wo dies nicht möglich ist, bspw. wenn bei einem Indikator die Ergebnisse der Normierung für Deutschland in die *Kategorie B* für Europa aber in die *Kategorie C* fallen, gilt die höhere Kategorisierung – also im Beispielfall die *Kategorie B = hoher spezifischer Beitrag*. Somit lassen sich die Ergebnisse der Normierung wie in Tabelle 5-4 gezeigt zusammenfassen.

Tabelle 5-4: abschließende Kategorisierung der spezifischen Beiträge Deutschland und Europa

Wirkungskategorie	Deutschland		Europa		Summe	
Fossiler Ressourcenverbrauch	C	<i>mittel</i>	B	<i>groß</i>	B	<i>groß</i>
Klimawandel	C	<i>mittel</i>	C	<i>mittel</i>	C	<i>mittel</i>
Sommersmog (POCP)	D	<i>gering</i>	D	<i>gering</i>	D	<i>gering</i>
Versauerungspotential	B	<i>groß</i>	B	<i>groß</i>	B	<i>groß</i>
Terrestrische Eutrophierung	C	<i>mittel</i>	A	<i>sehr groß</i>	B	<i>groß</i>
Aquatische Eutrophierung	D	<i>gering</i>	D	<i>gering</i>	D	<i>gering</i>
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	A	<i>sehr groß</i>	A	<i>sehr groß</i>	A	<i>sehr groß</i>
Naturraumbedarf: Ackerland [Gesamtfläche]	C	<i>mittel</i>	D	<i>gering</i>	C	<i>mittel</i>
Naturraumbedarf: Ackerland [Ackerfläche]	B	<i>groß</i>	C	<i>mittel</i>	B	<i>groß</i>

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. Bezüglich der Produktion der Verpackungen wurden Daten entlang der gesamten Lieferkette aufgenommen, hinsichtlich der Verwertungswege der Verpackungen wurde auf Daten der DKR zurückgegriffen. Die Verfasser der Studie halten die Daten der DKR zur Beantwortung der in dieser Studie untersuchten Fragestellungen geeignet. Die DKR ist nach eigener Aussage der Marktführer unter den Dualen Systembetreibern und hat die meiste Erfahrung bei der Ableitung von Mengenströmen.

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 100% Allokation wurde mittels Sensitivitätsanalysen für die 50% 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.

Eine Signifikanzprüfung anhand einer Fehlerrechnung mit Fehlerfortpflanzung im streng mathematischen Sinne ist nur dann sinnvoll und belastbar durchführbar, wenn entsprechende statisch verwertbare Einzeldaten vorliegen. Aufgrund der Datenstruktur in Ökobilanzen ist dies daher in der Regel nicht möglich. „Die Grenzen der Methodik liegen in der Verfügbarkeit bzw.

Nichtverfügbarkeit der statistischen Angaben für die Eingabedaten (die auch oft nur Schätzungen sind)..." [Klöpffer und Grahl 2007].

Daher 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 Überinterpretation kleiner Unterschiede zu vermeiden, der Systemvergleich 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

Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz werden für die Bewertung der Ergebnisse zwei Auswertestrategien verfolgt, um die in der Ziel- und Rahmendefinition genannten Ziele bzw. Zielgruppen der Studie zu erreichen.

Die erste Zielgruppe der Ökobilanz sind die (umwelt-)politischen Entscheidungsträger und –gremien in Deutschland. Für diese Zielgruppe werden die Ergebnisse der Studie in ihrer Gesamtperspektive unter Anlehnung des Bewertungsvorschlages des deutschen Umweltbundesamtes geordnet und priorisiert.

Der zweite Anwendungsfall für die Ergebnisse der Studie ist die Verwendung in der Danone Umweltpolitik. Hier stehen die Aspekte Klimaschutz und Schutz der nicht erneuerbaren Ressourcen im Vordergrund.

6.3.1 Auswertestrategie A - Strategie zur Bewertung der Ergebnisse für die politischen Entscheidungsträger und –gremien

Diese übergreifende Bewertungsstrategie verfolgt das Ziel, eine Bewertung der Ergebnisse unter Berücksichtigung aller in der Ökobilanz untersuchten Wirkungskategorien zu erreichen. Dafür werden die untersuchten Wirkungskategorien anhand der folgenden drei Kriterien:

- Ökologische Gefährdung
- Abstand zum Zielwert
- Spezifischer Beitrag

in die folgenden drei Rangstufen priorisiert:

1. sehr große ökologische Priorität
2. große ökologische Priorität
3. mittlere ökologische Priorität

Die ersten beiden Kriterien sind durch das deutsche Umweltbundesamt vorgegeben. Das Verfahren, welches der Ableitung der ökologischen Bedeutung und des Abstandes zum Zielwert zugrunde liegt, ist in [UBA 1999] umfassend beschrieben und soll an dieser Stelle nur kurz in seinen wesentlichen Grundzügen erläutert werden:

- 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.
- 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.

Ob dieser Bewertungsvorschlag heute noch die aktuelle Situation repräsentiert, soll an dieser Stelle nicht weiter thematisiert werden. Solange keine Neubewertung der Auswahl und Priorisierung der Wirkungskategoriein auf nationaler Ebene diskutiert wird, ist für die Praxis das bisherige Modell weiterhin die relevante Referenz.

Tabelle 6-1: Priorisierung der untersuchten Wirkungskategorien

Wirkungskategorie	Ökologische Gefährdung	Abstand zum Zielwert	Spezifischer Beitrag	SUMME/ ökologische Priorität
Fossiler Ressourcenverbrauch	C <i>mittel</i>	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>
Klimawandel	A <i>sehr groß</i>	A <i>sehr groß</i>	C <i>mittel</i>	A <i>sehr groß</i>
Sommersmog (POCP)	D <i>gering</i>	B <i>groß</i>	D <i>gering</i>	D <i>gering</i>
Versauerungspotential	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>
Terrestrische Eutrophierung	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>	B <i>groß</i>
Aquatische Eutrophierung	B <i>groß</i>	C <i>mittel</i>	D <i>gering</i>	C <i>mittel</i>
Humantoxizität: Feinstaub (PM10)	<i>nicht bewertet</i>		A <i>sehr groß</i>	
Naturraumbedarf: Ackerland [Gesamtfläche]	<i>siehe Diskussion in Kap. 6.5.3</i>		C <i>mittel</i>	
Naturraumbedarf: Ackerland [Ackerfläche]			B <i>groß</i>	

Die Einstufung des Indikators Klimawandel in die Kategorie mit sehr großer ökologischer Priorität ist aufgrund des nur mittleren spezifischen Beitrags durchaus diskutabel. Aufgrund der Tatsache, dass im Rahmen der UBA Ökobilanzen diese Wirkungskategorie als sehr große ökologische Priorität eingestuft wurde, folgt die vorliegende Studie, mit Blick auf die Zielgruppe „Politik“ dieses Bewertungsvorschlages der ursprünglichen Einstufung des deutschen Umweltbundesamtes.

An dieser Stelle ist auch zu diskutieren in wie weit die von [UBA 1999] nicht hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials und des Abstandes zum Zielwert bewerteten Wirkungskategorien *Humantoxizität: Feinstaub (PM 10)* und *Naturraumbedarf: Ackerland* in der Auswertung berücksichtigt werden können:

- Die Wirkungskategorie *Humantoxizität: Feinstaub (PM 10)* erzielt im Rahmen der durchgeführten Normierung die höchsten spezifischen Beiträge aller untersuchten Indikatoren. Die Feinstaubproblematik birgt zudem ein großes ökologisches Gefährdungspotenzial. Die von Seiten des Gesetzgebers festgelegten Grenz- und Vorsorgewerte sind zum Teil nur unter großen Anstrengungen zu erreichen (Diskussion um Umweltzonen und Dieselpartikelfilter). Der Abstand zum Zielwert kann daher derzeit ebenfalls als groß angesehen werden. Insofern scheint es geboten, die Wirkungskategorie *Humantoxizität: Feinstaub PM10* mit einer großen ökologischen Priorität (B) zu belegen.
- Die Wirkungskategorie *Naturraumbedarf: Ackerland* erzielt – je nach Bezugsgröße (Gesamtfläche oder Ackerfläche) – im Rahmen der durchgeführten Normierung mittlere bis große Beiträge. In [UBA 1999] wurden mit den Flächenklassen *versiegelte Fläche* und *Forstfläche* zwei grundlegend andere Nutzungsarten bewertet, eine Adaption dieser Bewertung erscheint nicht ohne weiteres möglich, auch weil die

Agrarflächennutzung im vorliegenden Fall ausschließlich in den USA angesiedelt ist. Im Rahmen der Auswertestrategie bleibt die Wirkungskategorie *Naturraumbedarf: Ackerland* daher ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung. Eine Diskussion der Agrarflächennutzung erfolgt in Kapitel 6.5.

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

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

An dieser Stelle sei noch angemerkt, dass die Thematik Globalität oder Regionalität der durch die Wirkungskategorien ausgedrückten Schäden bereits bei der Definition des ökologischen Gefährdungspotenzials im Bewertungsvorschlag des deutschen Umweltbundesamtes [UBA 1999] berücksichtigt wurde. Hinsichtlich der nachträglich integrierten Wirkungskategorie Humantoxizität: Feinstaub (PM10) wurde versucht eine Einstufung äquivalent zur UBA Methodik durchzuführen. Der Aspekt Globalität oder Regionalität wurde daher auch bei der Einstufung der Wirkungskategorie Humantoxizität: Feinstaub (PM10) als Kategorie mit großem ökologischen Gefährdungspotenzial berücksichtigt.

6.3.2 Auswertestrategie B - Strategie zur Bewertung der Ergebnisse im Hinblick auf die Umweltziele von Danone

Wie erwähnt liegt der Fokus der Umweltziele des Unternehmens Danone auf den Aspekten Klimaschutz und dem Schutz der nicht erneuerbaren Ressourcen. Zur Diskussion dieser Aspekte bietet sich eine Bewertung auf Basis der folgenden Wirkungskategorien an:

- Klimawandel
- Fossiler Ressourcenverbrauch

6.4 Bewertung der Ergebnisse

Im Kapitel 4.2.3 und Kapitel 4.3.1 bis 4.3.3 wurde bereits der Vergleich zwischen der Danone Activia Verpackung aus PS und der Danone Activia Verpackung aus PLA für die Basisszenarien

und die untersuchten Sensitivitätsanalysen durchgeführt, ohne jedoch auf die Signifikanz der Unterschiede einzugehen oder eine Ordnung zwischen den untersuchten Wirkungskategorien durchzuführen. Im Folgenden wird dieser Vergleich nunmehr unter Anwendung der in Kapitel 6.2 beschriebenen Signifikanzschwelle und der in Kapitel 6.3 erarbeiteten Auswertestrategien bewertet. Tabelle 6-2 zeigt die Ergebnisse des durchgeführten ökobilanziellen Vergleichs der Danone Activia Verpackungen aus PLA mit dem als Referenzsystem herangezogenen Danone Activia Verpackungen aus PS unter Berücksichtigung der Auswertestrategie A. Tabelle 6-3 zeigt die Ergebnisse des durchgeführten ökobilanziellen Vergleichs der Danone Activia Verpackungen aus PLA mit dem als Referenzsystem herangezogenen Danone Activia Verpackungen aus PS unter Berücksichtigung der Auswertestrategie B. Die Tabellen sind mit einem farblichen Muster versehen, welches wie folgt zu lesen ist: „Grün“ bedeutet geringere, „rot“ höhere Indikatorergebnisse als der PS Becher im Systemvergleich. „Grau“ bedeutet, dass der prozentuale Unterschied unterhalb der Signifikanzschwelle liegt.

Tabelle 6-2: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten PLA Systeme im Vergleich zu den jeweiligen PS Systemen unter Berücksichtigung der Auswertestrategie A

	B_PLA_3,90g vs. B_PS_4,05g	S_PLA_3,90g_AF50 vs. S_PS_4,05g_AF50	S_PLA_3,90g_PO- GS vs. S_PS_4,05g_PO-GS	S_PLA_3,90g_PO- GS_AF50 vs. S_PS_4,05g_PO- GS_AF50
sehr große ökologische Priorität:				
Klimawandel	Geringer	Geringer	Geringer	Geringer
große ökologische Priorität:				
Fossiler Ressourcenverbrauch	Geringer	Geringer	Geringer	Geringer
Versauerung	Höher	Höher	Höher	Höher
Terrestrische Eutrophierung	Höher	Höher	Höher	Höher
Humantoxizität: Feinstaub (PM 10)	Höher	Höher	Höher	Höher
mittlere ökologische Priorität:				
Aquatische Eutrophierung	Höher	Höher	Höher	Höher
geringe ökologische Priorität:				
Sommersmog	Geringer	Geringer	Geringer	Geringer
ohne ökologische Priorität im Sinne einer Rangliste:				
Naturraumbeanspruchung Agrarfläche	Höher	Höher	Höher	Höher

Tabelle 6-3: Vergleich der Nettoergebnisse der untersuchten PLA Systeme im Vergleich zu den jeweiligen PS Systemen unter Berücksichtigung der Auswertestrategie B

	B_PLA_3,90g vs. B_PS_4,05g	S_PLA_3,90g_AF50 vs. S_PS_4,05g_AF50	S_PLA_3,90g_PO- GS vs. S_PS_4,05g_PO-GS	S_PLA_3,90g_PO- GS_AF50 vs. S_PS_4,05g_PO- GS_AF50
Klimawandel	Geringer	Geringer	Geringer	Geringer
Fossiler Ressourcenverbrauch	Geringer	Geringer	Geringer	Geringer

6.4.1 Bewertung der Ergebnisse der Basisszenarien

Die Betrachtung der Ergebnisse des Basisszenarios B_PLA_3,90g im Vergleich zu den Ergebnissen des Basisszenarios B_PS_4,05g ergibt unter Anwendung der **Auswertestrategie A** folgendes Bild:

1. In der Kategorie mit sehr großer ökologischer Bedeutung – *Klimawandel* - zeigt das PLA System einen Vorteil gegenüber dem PS System.
 2. In den Kategorien mit großer ökologischer Bedeutung – *Fossiler Ressourcenverbrauch, Versauerung, Terrestrische Eutrophierung* und *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)* – zeigt das PLA System in der Summe einen Nachteil gegenüber dem PS System.
 3. In der Kategorie mit mittlerer ökologischer Bedeutung – *Aquatische Eutrophierung*, – zeigt das PLA System einen Nachteil gegenüber dem PS System.
 4. In der Kategorie mit geringer ökologischer Bedeutung – *Sommersmog (POCP)*, – zeigt das PLA System einen Vorteil gegenüber dem PS System.
- In der Kategorie ohne ökologische Einstufung im Sinne einer Rangbildung *Naturraumbeanspruchung Agrarfläche* zeigt das PLA System einen Nachteil gegenüber dem PS System.

Insgesamt ergibt der Vergleich der Ergebnisse des Basisszenarios B_PLA_3,90g im Vergleich zu den Ergebnissen des Basisszenarios B_PS_4,05g keinen eindeutigen Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme.

Die Betrachtung der Ergebnisse des Basisszenarios B_PLA_3,90g im Vergleich zu den Ergebnissen des Basisszenarios B_PS_4,05g ergibt unter Anwendung der **Auswertestrategie B** folgendes Bild:

- In der Kategorie *Klimawandel* zeigt das PLA System einen Vorteil gegenüber dem PS System.
- In der Kategorie *Fossiler Ressourcenverbrauch* zeigt das PLA System einen Vorteil gegenüber dem PS System.

Insgesamt ergibt der Vergleich der Ergebnisse des Basisszenarios B_PLA_3,90g im Vergleich zu den Ergebnissen des Basisszenarios B_PS_4,05g einen Vorteil für das PLA System.

6.4.2 Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz wurden verschiedene Festlegungen der Basisszenarien mittels einer Sensitivitätsanalyse überprüft:

1. Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors in den Basisszenarien
2. Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe für Regranulate aus der Aufbereitung der Prozessabfälle im Danone Werk Ochsenfurth
3. Sensitivität hinsichtlich des Allokationsfaktors in den Szenarien zur Sensitivität hinsichtlich der Gutschriftenvergabe für Regranulate aus der Aufbereitung der Prozessabfälle im Danone Werk Ochsenfurth

Die in Kapitel 4.3 dargestellten Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen zeigen, dass sich die Ergebnisse - im erwarteten Rahmen – von denen der Basisszenarien unterscheiden.

Die Betrachtung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen für die PLA Systeme im Vergleich zu den Ergebnissen der Sensitivitätsanalysen für die PS Systeme stützt unter Anwendung der **Auswertestrategie A** das von den Basisszenarien her bekannte Bild, dass insgesamt kein eindeutiger Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme abgeleitet werden kann.

Die Betrachtung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen für die PLA Systeme im Vergleich zu den Ergebnissen der Sensitivitätsanalysen für die PS Systeme stützt unter Anwendung der **Auswertestrategie B** das von den Basisszenarien her bekannte Bild, dass insgesamt ein Vorteil für das PLA System besteht.

6.5 Diskussion agrarische Landnutzung zum Maisanbau für PLA

Der Nettoflächenverbrauch für 1 kg PLA (Ingeo) beträgt 1,7 m² [Vink 2010]. „Netto“ bezeichnet hier den Flächenverbrauch, der auf das PLA alloziert wurde. Die Allokation erfolgte auf Basis der Masse der in der Maismühle entstehenden Produkte Dextrose (zur PLA-Herstellung) und der anfallenden Nebenprodukte, wie z.B. Maisproteine und Fasern [Vink 2010].

Dem PLA Ökopprofil, und damit auch den Daten zum Flächenverbrauch, liegen durchschnittliche Daten zum Maisanbau in 26 Bezirken (engl. counties) in Nebraska und Iowa zu Grunde, welche von [Vink 2010] als die wahrscheinlichsten Herkunftsgebiete der Maiskörner eingeschätzt werden, die für die PLA-Herstellung zum Einsatz kommen.

Angesichts der Diskussion um den nachhaltigen Anbau von Biomasse für Produktlinien, die nicht der menschlichen Ernährung dienen, wird in diesem Kapitel der Maisanbau für PLA unter den folgenden Aspekten betrachtet:

1. Direkte und indirekte Landnutzungsänderung
2. Kohlenstoffspeicherung im Boden
3. Naturnähe des Maisanbaus (in den USA)

6.5.1 Landnutzungsänderung

Hier wird üblicherweise unterschieden zwischen der:

- a. direkten Landnutzungsänderung, und
- b. indirekten Landnutzungsänderung.

Direkte Landnutzungsänderung

In der Regel geht es dabei um die Frage, ob die betrachtete agrarische Nutzung durch Umwandlung einer zuvor anderweitigen Flächennutzung zu einer Veränderung der flächenbezogenen Kohlenstoffspeicher führt. So würde beispielsweise die Umwandlung von Flächen mit einem höheren Kohlestoffspeichervermögen, zum Beispiel Savanne oder Grünland, in Agrarfläche zur Netto-Emission von Kohlendioxid führen. Hierbei würde es sich um eine direkte Landnutzungsänderung handeln.

Allerdings wird in den existierenden Methodenstandards ein Zeitraum vorgegeben, ab dem eine solche Nutzungsänderung zu berücksichtigen ist. So ist gemäß der Europäischen Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (2009/28/EG) „die Landnutzung im Januar 2008 oder 20 Jahre vor der Gewinnung des Rohstoffs, je nachdem, welcher Zeitpunkt der spätere ist“ als Kriterium für eine Landnutzungsänderung zu berücksichtigen.

Nach PAS 2050, dem britischen Standard für die Erstellung von sogenannten Product Carbon Footprints gilt: „The assessment of the impact of land use change shall include all direct land use change occurring on or after 1 January 1990.“ und weiter „One-twentieth (5%) of the total emissions arising from the land use change shall be included in the GHG emissions of these products in each year over the 20 years following the change in land use.“

Die Ansetzung eines Abschreibungszeitraums von 20 Jahren scheint auf relativ breite Zustimmung zu stoßen und könnte zukünftig wohl als Default-Wert Anerkennung finden. Man sollte dabei aber bedenken, dass es sich dabei lediglich um eine Konvention handelt und im Einzelfall auch andere Zeiträume adäquat sein können.

Aus den Informationen des amerikanischen Verbands der Maisbauern [NCGA-b] lässt sich schließen, dass sich die aktuellen landwirtschaftlichen Flächen für Maisanbau in den USA schon seit vielen Jahrzehnten in einer agrarischen Nutzung befinden (s. Abb. 6-1, linke Grafik). Im zeitlichen Verlauf schwankt die Gesamtfläche um einen Bereich von ca. 15%. Insgesamt lässt sich daraus keine Kausalität für eine direkte Landnutzungsänderung für den US-Maisanbau in den vergangenen 20 Jahren ableiten.

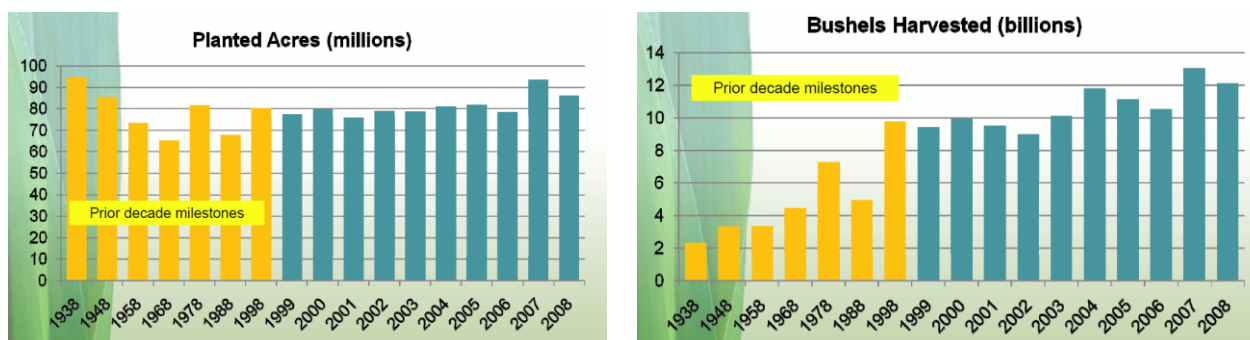


Abbildung 6-1: Flächennutzung für Maisanbau (links) und Maisernte (rechts) in den USA [NCGA-b]

Indirekte Landnutzungsänderung

Die indirekte Landnutzungsänderung findet nicht auf der eigentlich betrachteten Agrarfläche statt, sondern wird durch Verlagerungseffekte auf anderen Flächen verursacht. Bezüglich des US-Maisanbaus könnte dies etwa der Fall sein, wenn durch eine zunehmende Verwendung bestehender Maisanbauflächen für die Herstellung von Biokraftstoffen und Biopolymeren der Anbau von Nahrungsmais auf bisher anderweitig genutzte Flächen, z.B. Grünland, ausweichen würde.

Die Angaben aus [NCGA-b] zeigen, dass die gesamte Erntemenge an Mais auch in den letzten 12 Jahren bei etwa gleichbleibender Flächennutzung in einem gewissen Ausmaß zugenommen hat. Angaben zur Maisverwendung finden sich bei [RFA], sie sind in Tabelle 6-4 zusammengefasst.

Tabelle 6-4: US Produktion und Anwendung von Mais (Bil.Bu. = Billion Bushels) gemäß [RFA]

Usage	Bezugsjahr 2002/03		Bezugsjahr 2007/08	
	Bil. Bu.	Percentage of Total Use	Bil. Bu.	Percentage of Total Use
Feed/residual	5.6	59.0%	6.1	48%
Export	1.6	17%	2.4	19%
Ethanol	1.1	11.5%	3.0	23%
Other	1.2	12.5%	1.3	10%

Anhand dieser Zahlen weisen der Verband der Maisbauern [NCGA] sowie der Erneuerbare Kraftstoff Verband [RFA] der USA darauf hin, dass trotz der Zunahme der Ethanolproduktion parallel auch eine Zunahme der Futtermittelproduktion und des Exports stattfand. Auch die anderweitigen Anwendungen (vermutlich für Lebensmittelzusatzstoffe und technische Anwendungen, z.B. Papierherstellung) haben geringfügig zugenommen.

NCGA sowie RFA leiten daraus ab, dass der US-Maisanbau für Biokraftstoffe derzeit nicht für eine indirekte Landnutzungsänderung verantwortlich gemacht werden sollte und auch eine Konkurrenz zur Futter- und Lebensmittelnutzung nicht stattfindet.

An dieser Stelle ist auch zu erwähnen, dass es derzeit noch keinen wissenschaftlichen Konsens zur Quantifizierung von indirekten Landnutzungsänderungen gibt. In den bestehenden Standards [(2009/28/EG)] und [PAS 2050] oder auch dem gerade in Entwicklung befindlichen ISO-Standard 14067 für die Bilanzierung und Kommunikation von CO₂-Fußabdrücken von Produkten (PCF) wird zwar auf die grundsätzliche Notwendigkeit zur Einbeziehung von indirekten Landnutzungsänderungen hingewiesen. Bis zum Vorhandensein von international akzeptierten Methoden ist diese jedoch in der Berechnung von PCFs ausgesetzt.

Nutzung von US-Mais für die PLA-Herstellung

Gemäß den Angaben von Natureworks (persönliche Kommunikation durch Erwin Vink) werden 25% des US-Maises für die Ethanolherstellung und 0,2% für die Herstellung von Natureworks-PLA (Ingeo) verwendet. Dieser aktuell sehr geringe Anteil legt nahe, dass sich derzeit praktisch kein Zusammenhang zwischen der Herstellung von Natureworks-PLA (Ingeo) und einer direkten bzw. indirekten Landnutzungsänderung zum benötigten Maisanbau feststellen lässt.

Dies lässt jedoch keine Schlussfolgerungen für die zukünftige Situation zu. Die absehbare weitere Zunahme der Weltbevölkerung und des Lebensstandards in Entwicklungs- und Schwellenländern wird zu einer verstärkten Nachfrage nach Lebensmitteln führen. Dazu kommen politische Vorgaben und Unternehmensstrategien, mit dem Ziel einer zunehmenden Verwendung von Biomasse für die energetische bzw. stoffliche Nutzung. Damit dürfte durchaus auch ein Nutzungsdruck auf bislang nicht agrarisch (oder auch forstlich) genutzte Flächen einhergehen.

6.5.2 Kohlenstoff-Speicherung im Boden

Gemäß [Vink 2010] werden je 1 kg PLA (Ingeo) 1,94 kg CO₂-Äquivalente aus der Atmosphäre aufgenommen. Davon sind 95% über das Kohlenstoffgerüst im PLA selbst gespeichert. Die restlichen 5% (d.h. rund 0,1 kg CO₂-Äquivalente) Speicherung werden anhand einer Veränderung des Bodenkohlenstoffs berechnet.

Nach [Vink 2006], siehe Anhang III, können dem Maisanbau im Mittleren Westen der USA eine Kohlenstoffspeicherung von 16 g C/m²/Jahr (dies entspricht 59 g CO₂/m²/Jahr) angerechnet werden. Dieser Wert wird aus einer 8 Jahre (1991-1998) dauernden Studie (Robertson 2000, zitiert in [Vink 2006]) abgeleitet, nach der in Abhängigkeit der Bodenbearbeitung verschieden Werte für die CO₂-Speicherung angesetzt wurden (s. Tabelle 6-5, Spalten 1 und 2).

Tabelle 6-5: Fallgruppen zur Bodenbearbeitung nach [Vink 2006]

Corn-soybean-wheat rotations	CO ₂ Soil C	Assumed case distributions according to [Vink 2006]
I. Conventional inputs + tillage	0	35,8%
II. Conventional inputs + No-till	-110	15,4%
III. Reduced inputs + legume cover + (<i>reducing</i>) tillage	-40	48,7%
IV. Organic inputs + legume cover + tillage	-29	--

Darüber hinaus trifft [Vink 2006] Annahmen zur relativen Aufteilung der jeweiligen Fallgruppen (s. Tabelle 6-5, Spalte 3) und leitet daraus den zuvor genannten Mittelwert ab. In Vink werden noch weitere Studien zitiert, in denen noch höhere C-Speicherungsrate für landwirtschaftlich genutzte Böden in den USA ermittelt wurden.

Bei der Bestimmung und Zuordnung von C-Speicherungsrate für landwirtschaftlich genutzte Böden gilt es zu beachten, dass eine ganze Reihe von Faktoren zum Tragen kommen. So lag den in [Vink 2006] zitierten Untersuchungen von Robertson ein Fruchtwechsel in der Abfolge Mais – Weizen – Soja zugrunde. Anhand der Informationen zum PLA Ökoprotokoll in [Vink 2010] bleibt jedoch unklar, ob ein solcher Fruchtwechsel auch für den Maisanbau ansetzbar ist, der der Produktionskette von PLA zugrunde liegt.

In der IFEU-Studie zu PLA Clam Shells [Detzel und Krüger 2006] findet sich zur selben Thematik ein Zitat der US-EPA:

“On the other hand, agriculture activities can also release CO₂ to the atmosphere. Therefore, a carbon sink occurs when carbon sequestration is greater than carbon releases over some time period [US EPA]. Carbon accumulation in soils eventually reaches a saturation point, beyond which additional sequestration is no longer possible. This happens, for example, when the organic matter in soils builds back up to original levels before losses occurred [US EPA]. The degree / velocity of this process depends on the agricultural activities. Increasing carbon storage is a consequence of e.g. conversion from conventional to conservation tillage practices on agricultural lands. Even after saturation, the agricultural practices would need to be sustained to maintain the accumulated carbon and prevent subsequent losses of carbon back to the atmosphere.....Carbon sequestration is obviously a temporal effect.”

[Hülsbergen K.-J. 2011] weist darauf hin, dass Dauerfeldversuche, d.h. Feldexperimente mit mehr als 20 Jahren Versuchsdauer, nötig sind, um „die Zusammenhänge zwischen langjähriger Bewirtschaftung, Humushaushalt, Bodenparametern und der Ertragsbildung“ analysieren zu können.

Die Potentiale der Kohlenstoff-Bindung durch „reduzierte Bodenbearbeitung (pfluglos, Direktsaat)“ gibt er mit 0 bis 0,25 metrischen Tonnen je ha und Jahr an; und zwar „abhängig von der Vorbewirtschaftung (dem Humus-Ausgangsgesamt) sowie der Art des.....Landbaus (Struktur, Intensität, Anbauverfahren)“. Des Weiteren führt [Hülsbergen K.-J. 2011] aus:

„Die Möglichkeiten der Humusanreicherung durch reduzierte Bodenbearbeitung wurden in der Vergangenheit überschätzt. Die Umstellung auf pfluglose Bearbeitung bzw. auf Direktsaat bewirkt eine Umverteilung der organischen Substanz im Bodenprofil. Es kommt zu einer C-Anreicherung in den oberflächennahen Schichten, zumeist begleitet von einer C-Abreicherung in tieferen Schichten, so dass der Nettoeffekt auf die Humusmenge gering ist.....“

„.....Bei der Berücksichtigung der Kohlenstoffspeicherung in Böden als Klimaschutzleistung besteht eine grundsätzliche Schwierigkeit in der Nachweisführung, weil Humusanreicherungen oftmals erst nach Jahrzehnten analytisch bestimmbar sind. Die räumliche und zeitliche

Variabilität der Humus- und Corg-Gehalte auf Nutzflächen erschwert den sicheren Nachweis einer Kohlenstoff-Akkumulation.....“

„.....Ferner ist zu beachten, dass die Humusanreicherung immer zeitlich limitiert ist; die Böden haben eine begrenzte Speicherkapazität. Dennoch könnte mit der C-Sequestrierung von Ackerböden für die kommenden 20 bis 30 Jahre ein bedeutsames Minderungspotential erschlossen werden.“

Die Kohlenstoff-Speicherung in Böden wird also von [Hülsbergen K.-J. 2011] einerseits als ein „bedeutsames Minderungspotential“ anerkannt, andererseits wird die Nachweisführung als schwierig bewertet.

Bei [IPCC 2006] sowie der EU Richtlinie [2009/28/EG] bzw. [2010/335/EU] finden sich Vorgaben und Default-Werte, wie die Veränderung der Kohlenstoffspeicherung berechnet werden kann. Allerdings gilt die Anrechnung nur im Falle einer Kohlenstoff-Speicherung in Verbindung mit einer Landnutzungsänderung (z.B. Savanne zu Agrarfläche). Veränderungen der Landbearbeitung („till to no-till“) bei gleichbleibendem Landnutzungstyp sind dennoch nicht anrechenbar.

Die Anrechenbarkeit der C-Speicherung im Boden auf das Ökopprofil von PLA kann derzeit noch nicht als ein allgemein akzeptiertes Vorgehen eingestuft werden. Zudem ist zu beachten, dass die Übertragung von Untersuchungen bestimmter eng abgesteckter Agrarflächen auf großräumig hergestellte landwirtschaftliche Erzeugnisse wie Mais, streng genommen nur dann zulässig ist, wenn die gleichen Randbedingungen wie bei den zugrunde liegenden Untersuchungen unterstellt werden können. Auch der sich in den Methodenstandards zunehmend herauskristallisierende Referenzzeitraum von 20 Jahren sollte dabei Berücksichtigung finden.

Die Bilanzierung der Speicherung von Bodenkohlenstoff im Ökopprofil von PLA sollte daher zukünftig vor dem Hintergrund der sich Entwicklung befindlichen Methoden und Standards belegt und abgesichert werden.

In der vorliegenden Studie wurde im Sinne einer konservativen Betrachtung die Kohlenstoffspeicherung im Boden nicht in der Bilanz der PLA-Becher berücksichtigt. Dies entspricht auch dem Vorgehen in [Krüger und Detzel 2006].

6.5.3 Naturnähe des Maisanbaus

Die Einstufung der Naturnähe des Maisanbaus in den USA in der vorliegenden Studie ist großen Einschränkungen unterworfen, da diese nur unter einer ausreichenden Berücksichtigung der regionalen Gegebenheiten erfolgen kann.

Ein Bewertungsvorschlag für den mitteleuropäischen Maisanbau wurde von [Fehrenbach 2001] (siehe Anhang II) hergeleitet. Folgende Kriterien kamen dabei zur Anwendung:

- Diversität der Begleitflora

- Strukturdiversität
- Bodenschutz
- Stoffeinträge

Für eine genaue Belegung der dafür herangezogenen Indikatoren bräuchte es detaillierte Kenntnisse der US-Landwirtschaft oder gar eine eigene Studie, die den vorgegebenen Rahmen der vorliegenden Ökobilanz weit überschritten hätte. So konnten lediglich die Informationen des US-Verbands der Maisbauern [NCGA] ausgewertet werden.

Für den NCGA schlägt sich eine nachhaltige Landwirtschaft in folgenden Zielen nieder [NCGA 2011a]:

- *Decreased use of pesticides and fertilizers*
- *Decreased erosion*
- *Decreased water and fuel use*
- *Decreased emissions*
- *Yields continue to increase*

Die Angaben und Grafiken in [NCGA 2011a] zeigen, dass eine entsprechende Abnahme der Stoffein- und -austräge über die letzten 15 Jahre festzustellen ist (s.a. Abb. 6-2, linke Grafik). Allerdings finden sich in den Publikationen der NCGA keine konkreten Nachhaltigkeitszielwerte, z.B. Menge und Art von Pestizid pro Hektar und Jahr.

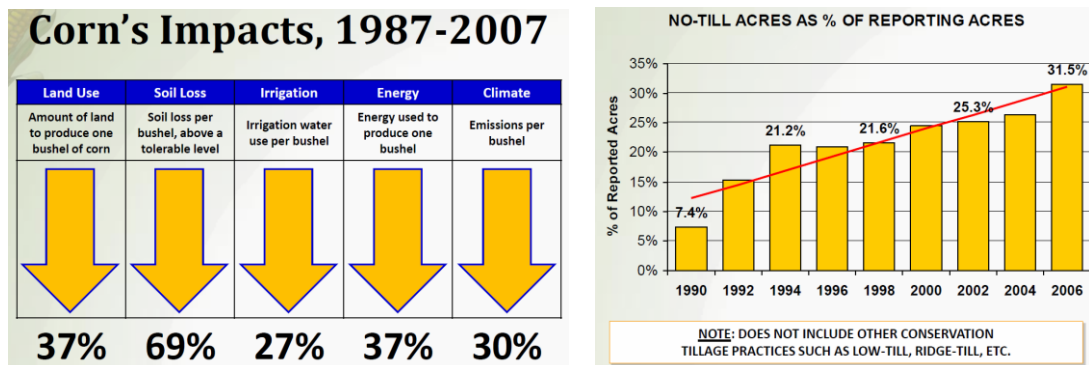


Abbildung 6-2: Veränderungen im Maisanbau in den USA [NCGA-c]

Für die Verminderung der Erosion („soil loss“) spielt der Verzicht auf bzw. die Reduktion der Bodenbearbeitung durch Pflügen eine wichtige Rolle. Dies gilt im Übrigen auch für die Frage der Kohlenstoffspeicherung. Wie in Abbildung 6-2 ersichtlich (rechte Grafik) hat der Anteil von Landwirtschaftsfläche, die ohne Pflug bearbeitet wird, in den vergangenen 20 Jahren deutlich zugenommen.

Nach Angaben von Danone (mündliche Mitteilung durch Herrn Barthel) wird die komplette Maismenge, die für die Jahresproduktion an PLA-Bechern für Activia in Deutschland benötigt wird, mit einem sogenannten WLC Zertifikat (Working Landscapes Certificate) hinterlegt. Dies ist auf Vertragsbasis zwischen WLC und Danone geregelt. Das WLC Zertifikat wird seit 2010

durch die Institutionen "Institute for Agriculture and Trade Policy (IATP)" und "Green Harvest Technology (GHT)" zur Förderung einer nachhaltigeren landwirtschaftlichen Produktion für den derzeit entstehenden Marktsektor Biomaterialien, inklusive der Biokunststoffindustrie vergeben.

Die wichtigsten WLC-Kriterien sind folgende [WLC 2011]:

- *Use of non-Genetically Modified (GM) crop varieties to protect biodiversity*
- *No continuous annual crop production on same acreage*
- *Soil testing on contracted acres and fertilization according to test results and state agronomic recommendations to assure that nutrients are used efficiently and are not likely to leach or run-off*
- *No use of chemicals that are known human or animal carcinogens, including atrazine*
- *Use of cover crops or assurance that at least 70 percent of crop residues remain on the entire field to minimize soil erosion*
- *Creation of farm plan that includes information on biodiversity, energy use and greenhouse gas emissions to help identify and encourage improvements in sustainability areas not currently addressed by WLCs.*

Aus den im Internet recherchierbaren Informationen zum WLC-Zertifikat sind aber ebenfalls keine konkreten quantifizierten Zielvorgaben ersichtlich. Selbst für den Fruchtwechsel wird außer der Forderung diskontinuierlichen jährlichen Anbaus von Mais keine weitere Vorgabe für Anzahl und Art des Fruchtwechsels gemacht.

Auf Basis der vorliegenden Informationen lässt sich nicht erkennen, dass für den Maisanbau in den USA eine andere Einstufung zu erwarten wäre, als die von [Fehrenbach 2001] für Mitteleuropa vorgenommen Einstufung in die Natürlichkeitsklasse VI. Trotz der eingangs genannten Unsicherheiten bzgl. detaillierterer Informationen zu den landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen in den USA halten wir diese Einstufung aufgrund der in diesem Kapitel geführten Diskussion für sachgerecht⁴.

Auch die WLC Zertifizierung für den bei Danone eingesetzten Mais ändert aufgrund fehlender quantifizierter Mindestanforderungen bzgl. Stoffeinträgen und Stoffausträgen nichts an dieser Einstufung. Diese Einschätzung könnte sich nach erfolgter ISCC Zertifizierung verändern. Eine entsprechende Überprüfung kann jedoch erst auf Basis des Endberichts der ISCC/Danone Studie erfolgen.

⁴ Bei der Einstufung nach [Fehrenbach 2001] wird die Verwendung von GMO-Mais nicht als Kriterium berücksichtigt, da dessen Verwendung in Europa im Gegensatz zu den USA derzeit marginal ist. Die Verwendung von GMO-Mais würde z.B. beim Kriterium „Artenvielfalt“ negativ zu Buche schlagen. Der hohe Anteil an GMO-Mais in den USA unterstreicht daher die hier vorgeschlagene Einstufung.

Einstufung der Naturnähe im Kontext des UBA-Bewertungssystems

Nach [UBA 1999] wird die Naturraumbeanspruchung in Fläche VI in die ökologische Gefährdungsstufe A, d.h. „sehr groß“, eingeordnet. Eine Einstufung für das Bewertungskriterium „Distance to Target“ seitens des UBA liegt für landwirtschaftliche Fläche nicht vor. Die politische Zielsetzung in diesem Bereich ist zudem umstritten, wie anhand folgender Aussage des Nachhaltigkeitsrats ersichtlich wird [Nachhaltigkeitsrat 2010]:

„... (es) war in der Strategie vorgesehen, den Flächenanteil des Ökolandbaus auf 20 Prozent der Landwirtschaftsfläche zu steigern, und zwar bis 2010. Im Jahre 2008 wurde diese Zeitvorgabe jedoch von der damaligen Bundesregierung gestrichen. Das 20-Prozent-Ziel soll seitdem „in den nächsten Jahren“ erreicht werden. Damit, kritisieren die Parlamentarier, habe die Bundesregierung „zum ersten Mal faktisch ein konkretes Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie aufgegeben“. Denn was das Ziel ohne Zeitvorgabe „wirklich bedeutet, bleibt unklar“.

Im Grunde kann deshalb nur die ökologische Gefährdungsstufe für die weitere Bewertung herangezogen werden. Es lässt sich somit feststellen, dass eine Flächennutzung in der Stufe VI durchaus als eine erhebliche potentielle negative Umweltwirkung anzusehen ist.

Allerdings würde die Einstufung in die Flächenkategorien V oder IV veränderte Anbaubedingungen und damit letztendlich auch eine Extensivierung der Flächennutzung voraussetzen. Eine solche Extensivierung des Maisanbaus in den USA würde vermutlich den spezifischen Flächenertrag reduzieren und ggf. zu einer Ausdehnung der landwirtschaftlich Nutzfläche führen, um die produzierte Maismenge wenigstens auf dem gleichen Niveau zu halten. Dies wiederum könnte dann indirekte Landnutzungsänderungen bewirken.

Die vorhandenen Potenzialanalysen zur Projektion der zukünftig praktisch bzw. theoretisch verfügbaren landwirtschaftlich erzeugten Biomassen gehen häufig implizit von einer weiteren Ertragssteigerung pro Flächeneinheit aus. Dies wird durchaus auch als entscheidender Faktor zur Sicherung einer global ausreichenden Lebensmittelversorgung angesehen. Es ist aber umstritten, ob solche Ertragssteigerungen in Industrieländern noch möglich sind, ohne dass dies auf Kosten des Schutzguts „Naturraum „ ginge.

Bei einer zunehmenden Nutzungskonkurrenz um die letztlich doch begrenzte Ressource „Agrarfläche“ wird es zu diskutieren sein, ob der Einsatz von Agrarprodukten für die stoffliche Verwertung nicht sinnvoller ist, als der für die Produktion von Biokraftstoffen.

Die genannten Zielkonflikte und Fragestellungen sind Gegenstand der aktuellen wissenschaftlichen Debatte. Schlussfolgerungen für die Bewertung der Inanspruchnahme von Naturraum durch den Maisanbau für PLA sind hier nicht abschließend möglich.

Danone sei empfohlen, über Anforderungen zum nachhaltigen Anbau von Mais für die Danone Activia Verpackungen aus PLA auf die Produzenten einzuwirken. Ggf. ist durch die Anforderungen zur Zertifizierung im Zusammenhang mit dem Danone/ ISCC Projekt bereits der

Schritt in die richtige Richtung erfolgt. Entsprechende Informationen sollen durch das parallel zur vorliegenden Studie durchgeführte Danone/ ISCC Projekt geliefert werden.

6.5.4 Die Verwendung gentechnisch veränderter („hybrider“) Maisarten

Die Anbauflächen mit hybriden Maisarten haben in den USA in den vergangenen 10 Jahren deutlich zugenommen, wie auch in Abbildung 6-3 deutlich wird.

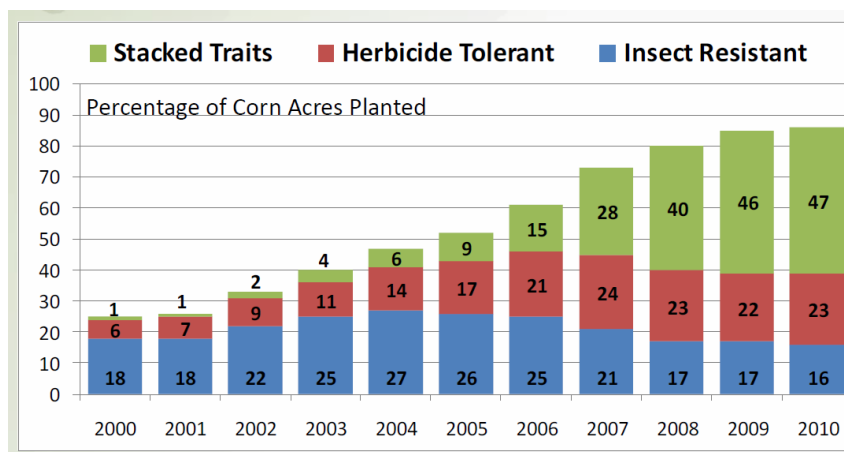


Abbildung 6-3: Zunahme des Anbaus hybrider Maispflanzen in den USA [NCGA-c]

Es scheint sogar so zu sein, dass die weiter oben angeführte Reduktion der mechanischen Bodenbearbeitung nur mit einem zunehmenden Anbau von gentechnisch verändertem Mais möglich wird:

„Elimination of tillage means farmers must rely on herbicides to control weeds. Without herbicide use, no-till agriculture becomes impossible“ [NCGAc, p. 5] and “The introduction of herbicidetolerant corn hybrids in the late 1990s has resulted in better weed control, higher yields, and the introduction of minimum and no-till practices.“ [NCGAc, p. 22].

Ein Aspekt ist hier noch interessant: WLC-Flächen sind per Definitionem GMO frei. Andererseits wurde zuvor der Anbau von GMO-Mais als eine Voraussetzung für die reduzierte Bodenbearbeitung formuliert. Es wäre daher hilfreich, weitere Informationen bezüglich der Bodenbearbeitungspraxis auf WLC-Flächen zu erhalten. Auch stellt sich hier dann die Frage, ob die angenommene C-Speicherung im Boden für WLC-Flächen zutreffen kann.

Es stellt sich zudem die Frage, inwiefern die in Abbildung 6-1 dargestellte Ertragssteigerung des US-Maisanbaus auch ursächlich mit der Zunahme hybrider Maispflanzungen in Verbindung steht. Gegebenenfalls weisen die für die WLC-zertifizierten Maisanbau geringer Erträge als der durchschnittliche Maisanbau auf. Hier sollte also seitens Natureworks zukünftig geprüft werden, inwiefern die im PLA-Ökopprofil verwendeten Durchschnittszahlen auf die WLC Flächen anwendbar sind.

6.6 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.

6.6.1 Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der Verpackungssysteme

Die Auswahl der in der Ökobilanz untersuchten Verpackungssysteme und untersuchten Polymeralternativen für die Verpackungen wurde vom Auftraggeber vorgegeben.

An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass die gezeigten Ergebnisse der Ökobilanz lediglich für den Polymeranteil der Danone Activia Verpackungen gelten. Die Umweltwirkungen durch die Herstellung, den Transport und die Verwertung der übrigen Komponenten der Primärverpackung - Papierbanderole um den Becher und Aluminiumplatte als Deckel – sowie der Sekundär- und Tertiärverpackung bleiben unberücksichtigt. Dies ist bei der Kommunikation der Studienergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

6.6.2 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 Danone Activia Becher im Bezugszeitraum. Eine Übertragung auf einzelne und/oder abweichende Verpackungsspezifikationen ist daher nicht ohne weiteres möglich.

6.6.3 Einschränkungen hinsichtlich 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.

6.6.4 Einschränkungen durch die Wahl der Bewertungsmethode

Die in der vorliegenden Studie angewandte Indikatorenauswahl erfolgte im Konsens mit den kritischen Gutachtern. Die durchgeführte Auswertung ist in Teilen zwar an die Vorgehensweise 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 neuester 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.

6.6.5 Einschränkungen hinsichtlich der länderspezifischen Gültigkeit der Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Studie gelten für die Situation der in Deutschland hergestellten und in Verkehr gebrachten Danone Activia Verpackungen. Es ist nicht ohne weiteres möglich, den vorliegenden Bericht zum Vergleich von Verpackungssystemen unter abweichenden geographischen Rahmenbedingungen zu verwenden.

6.6.6 Einschränkungen hinsichtlich 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. Hinsichtlich der Verpackungsmaterialien ist erneut anzumerken, dass es sich bei dem verwendeten PLA ausschließlich um Ingeo Material von Natureworks handelt. Die in der vorliegenden Studie gezeigten Ergebnisse sind nicht auf andere PLA Materialien übertragbar.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

An dieser Stelle wird noch einmal in komprimierter Form auf die besonderen Aspekte der vorliegenden Studie eingegangen und diskutiert welche Erkenntnisgewinne sich aus den gezeigten und bewerteten Ergebnissen ableiten lassen. Folgende Aspekte sollen vorab noch einmal hervorgehoben werden:

1. In der vorliegenden Studie wird ein etabliertes Verpackungssystem aus Polystyrol (PS) mit einem neu entwickelten Verpackungssystem aus Polylactidacid (PLA) verglichen.
2. Der Datensatz, der die PLA Herstellung beschreibt, bezieht sich auf das Jahr 2009. Der Datensatz, der die PS Herstellung beschreibt ist deutlich älter. Die grundlegenden Daten entstammen dem Jahr 1999, im Jahre 2005 wurde lediglich eine Neuberechnung und Aktualisierung durchgeführt.
3. Ausgangsmaterial für das PLA ist Mais. Im Falle des Ingeo PLA Materials, das für die Danone Produkte verwendet wird, wird der Mais zu 100% in den USA angebaut. Nach Angaben von Danone⁵ wird die komplette Maismenge, die für die Jahresproduktion an PLA-Bechern für Activia in Deutschland benötigt wird, mit einem sogenannten WLC Zertifikat hinterlegt. Eine Zertifizierung nach ISCC wird von Danone ebenfalls angestrebt.
4. Für die Bilanzierung der Entsorgungswege der untersuchten Verpackungen mussten aufgrund fehlender statistischer bzw. öffentlich verfügbarer Mengenstromdaten auf folgende Datengrundlagen zurückgegriffen werden:
 - a. Für die Verwertungswege der PS Verpackungen wurden Daten von DKR bereitgestellt.

Es gibt in Deutschland verschiedene Duale Systeme, für die vorliegende Studie liegen jedoch nur Daten eines Systembetreibers vor. Die Verfasser der Studie halten die Daten der DKR zur Beantwortung der in dieser Studie untersuchten Fragestellungen geeignet. Die DKR ist nach eigener Aussage der Marktführer unter den Dualen Systembetreibern und hat langjährige Erfahrung bei der Ermittlung von Mengenströmen. Nach Aussage der DKR wurde der Sachverhalt, dass die Kunststoffbecher mit Papierbänderolen ausgestattet sind, in den DKR-Einschätzungen des Mengenstroms für die Entsorgung gebrauchter Activia-Becher berücksichtigt.
 - b. Von Seiten der kritischen Gutachter wurde angemerkt, dass die Papierbänderolen einer hohen Sortierate in die PS-Kunststofffraktion entgegenwirken könnten. Der relativ hohe Anteil an werkstofflicher Verwertung der PS-Becher könnte nach Auffassung der Kritischen Gutachter zu hoch eingeschätzt worden sein. Die vergleichende Betrachtung wäre dann aus Sicht des PLA Bechers eher als konservativ einzustufen.

⁵ (mündliche Mitteilung durch Herrn Barthel)

- c. Für die Verwertungswege der PLA Verpackungen wurde auf eine Expertenschätzung seitens der DKR zurückgegriffen.
- Verpackungen aus PLA sind derzeit in Deutschland noch nicht in nennenswerten Mengen auf dem Markt verfügbar. Laut Aussage von Experten muss jedoch eine gewisse jährliche Marge (~ 20.000 T/a) an Verpackungsmaterial vorliegen, damit eine Positivsortierung (in eine Polymerreinfraktion) für die Betreiber der Dualen Systeme wirtschaftlich realisierbar ist.
5. Die in der vorliegenden Studie angewendeten Auswertestrategien würdigen die unterschiedlichen Zielgruppen der Studie:
- Auswertestrategie A ist angelehnt an die UBA Methodik und berücksichtigt die Ressourcen- und Emissionsbezogenen Wirkungskategorien, die für die politische Einordnung der Ergebnisse durch das deutsche Umweltbundesamt relevant sind. Das als UBA-Indikatoren bekannte Set an und Wirkungskategorien wird dabei durch die nachträgliche Integration des Indikators Humantoxizität: Feinstaub PM10 ergänzt. Die ursprüngliche Priorisierung der Wirkungskategorien wird unter Berücksichtigung der spezifischen Beiträge adaptiert.
 - Auswertestrategie B berücksichtigt die Wirkungskategorien, auf denen der Fokus der firmeneigenen Umweltziele des Auftraggebers liegt.

Die Ergebnisse des in der Studie durchgeführten ökobilanziellen Vergleichs lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die untersuchten Danone Activia Verpackungen aus PLA zeigen im ökobilanziellen Vergleich zu den Danone Activia Verpackungen aus PS Vorteile in den Wirkungskategorien:
 - *Klimawandel*
 - *Fossiler Ressourcenverbrauch*
 - *Sommersmog (POCP)*
2. Die untersuchten Danone Activia Verpackungen aus PLA zeigen im ökobilanziellen Vergleich zu den Danone Activia Verpackungen aus PS Nachteile in den Wirkungskategorien:
 - *Versauerung*
 - *Terrestrische und aquatische Eutrophierung*
 - *Humantoxizität: Feinstaub (PM10)*
 - *Naturraumbeanspruchung: Agrarfläche*
3. Auf Grundlage der Ergebnisse der Basisszenarien sowie der durchgeführten Sensitivitätsanalysen lässt sich unter Anwendung der **Auswertestrategie A (umfassende Bewertung in Anlehnung an UBA)** kein ökobilanzieller Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme ableiten.
4. Auf Grundlage der Ergebnisse der Basisszenarien sowie der durchgeführten Sensitivitätsanalysen lässt sich unter Anwendung der **Auswertestrategie B**

(Umweltziele Danone) ein Vorteil für die untersuchten Danone Activia Verpackungen aus PLA hinsichtlich der Wirkungskategorien *Klimawandel* und *Fossile Ressourcenbeanspruchung* ableiten. Diese Ergebnisse können aber keinesfalls für gesamtökologische Aussagen herangezogen werden

5. Die Diskussion der Wirkungskategorie *Naturraumbeanspruchung: Agrarfläche*, welche die agrarische Landnutzung zum Maisanbau für PLA zeigt, führt zu keinem eindeutigen Ergebnis. Der Maisanbau in den USA lässt sich aufgrund der vorliegenden Informationen unter Zuhilfenahme der vorhandenen Modelle und Methoden in die Flächenklasse VI einstufen. Damit ist eine ökologische Gefährdung entsprechend der UBA Methodik ableitbar. Aufgrund fehlender Zielwertvorgaben lässt sich jedoch kein Abstand zum Zielwert ermitteln. Dadurch kann die Wirkungskategorie *Naturraumbeanspruchung: Agrarfläche* nicht adäquat in der Gesamtschau der für die politischen Diskussion erforderlichen Wirkungskategorien eingeordnet werden.

Die im Rahmen vorliegenden Studie durchgeführte Systemanalyse, zeigt die für die beiden untersuchten Verpackungssysteme folgende ergebnisrelevante Faktoren auf:

- Die Herstellung der Rohmaterialien (beschrieben durch die verwendeten *cradle-to-pellet* Datensätze) bestimmt die Systemlasten der untersuchten Verpackungssysteme. Einflussfaktoren auf die Menge an benötigten Rohmaterial haben dabei die beiden Stellschrauben:
 - Verpackungsgewicht und
 - Höhe der Ausschussrate der eingesetzten Produktionsmaschinen
- Die Verwertungswege und die daraus resultierenden Gutschriften haben großen Einfluss auf das Gesamtergebnis der untersuchten Verpackungssysteme. Einflussfaktoren auf die Verwertungswege haben dabei die Stellschrauben:
 - Anteil der Verpackungen die zur Verwertung erfasst werden
 - Sortierquoten
 - Detektierbarkeit der Verpackung in den automatisierten SortieranlagenEinflussfaktoren auf die Gutschriften haben dabei die Stellschrauben:
 - Anteil der Verpackungen die einer werkstofflichen Verwertung zugeführt werden
 - Anteil der Verpackungen die einem sortenreinen Recycling zugeführt werden
 - Der Faktor für die Systemallokation

Unter Beachtung der für die Interpretation zu berücksichtigen Aspekte werden nachfolgend aus den Ergebnissen des ökobilanziellen Vergleichs und der Systemanalyse Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die verschiedenen in der Zieldefinition genannte Zielgruppen:

- Auftraggeber und die Akteure in der Prozesskette der Verpackungsherstellung
- Politische Kreise sowie
- Verbraucher- und Umweltorganisationen als interessierte Öffentlichkeit

abgeleitet.

7.1 Schlussfolgerungen und Empfehlungen an den Auftraggeber

Die Umweltziele der Firma Danone sind insbesondere der Klimaschutz und der Schutz der fossilen Ressourcen. Auf Grundlage der Ergebnisse der in der Studie bilanzierten Basisszenarien und Sensitivitätsanalysen lässt sich unter Anwendung der auf die Umweltziele der Firma Danone abgestimmten Auswertestrategie ein ökobilanzieller Vorteil für die untersuchten 115 g Danone Activia Verpackungen aus PLA ableiten.

Die Fokussierung auf die beiden Umweltziele entspricht jedoch nicht dem ganzheitlichen Ansatz der Ökobilanznorm. Dem Auftraggeber ist daher an dieser Stelle eine entsprechende Differenzierung bei der Kommunikation der Ergebnisse der Studie und der daraus gewonnenen Erkenntnisse empfohlen.

Die in der vorliegenden Studie durchgeführte Systemanalyse zeigt, dass die Herstellung der benötigten Rohmaterialien (cradle-to-pellet) und die Verwertung der gebrauchten Becher einen großen Einfluss auf das ökobilanzielle Ergebnis der untersuchten Verpackungen hat.

Hinsichtlich der Stellschrauben bzgl. des Rohmaterialverbrauchs sei dem Auftraggeber empfohlen:

1. Weiterhin konsequent an der Reduktion der Verpackungsgewichte zu arbeiten und
2. Sich um eine effiziente und im Materialeinsatz sparsame Maschinentechologie zu bemühen:
 - Vorteil der FFS Technologie sind die geringen Verbrauchswerte und die Möglichkeit volumenlastige Transporte vom Becherhersteller in die Produktionsstätten zu vermeiden.
 - Nachteil der FFS Technologie ist die große Menge an Prozessabfall die bei der Verarbeitung der Polymerfolien im Danone Werk in Ochsenfurth anfällt.
 - Vorteil der FS Technologie (und Zulieferkette) ist der sparsame Materialeinsatz bei der Becherherstellung. Dieser wird ermöglicht durch eine Kreislaufführung (Regranulation und Wiedereinspeisung in die Extrusion) des Verschnittmaterials beim Thermoforming der Becher.
 - Nachteil der FS Technologie ist der im Vergleich zur FFS Technologie höhere Energieaufwand bei der Produktherstellung sowie die volumenlastigen Transporte vom Becherhersteller in die Produktionsstätten.
 - Im vorliegenden Fall besteht zudem noch ein Unterschied hinsichtlich des verwendeten länderspezifischen Mix an Energieträgern, welcher den Vergleich der beiden Technologien bzw. Zulieferketten zusätzlich erschwert.

Hinsichtlich der Stellschrauben bzgl. der Verwertungswege sei dem Auftraggeber empfohlen:

1. Den Informationsaustausch mit den Dualen Systemen über die Marktentwicklung von PLA-Verpackungen weiterhin intensiv zu betreiben mit dem Ziel, die Entsorgungswege für PLA-Verpackungen im Allgemeinen und PLA-Becher im Besonderen zu optimieren.

2. Die Möglichkeiten des PLA Recyclings und Anwendungsfälle für recyceltes PLA oder potentielle Folgeprodukte des PLA Recyclings weiterhin im Auge zu haben und an einer entsprechenden Umsetzung mitzuwirken .

Kommunikation der Ergebnisse:

Bezüglich der Kommunikation der Ergebnisse sei dem Auftraggeber empfohlen, die Ergebnisse, die auf der Basis der 50:50 Allokation errechnet wurden, ausreichend zu würdigen, da diese im deutschen Kontext die Grundlage für die politischen Entscheidungsträger bilden. Zwar wurden die Szenarien mit 100% Allokation in der vorliegenden Studie als „Basisszenarien“ bezeichnet. Dies geschah aber vor allem, um eine Konsistenz mit der Szenariengestaltung in der PLA Clam Shell Studie [Krüger und Detzel 2006] herzustellen. Für die öffentliche Kommunikation sollten aber die 50:50 Allokationsszenarien im Vordergrund stehen.

7.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen an die politischen Kreise

Auf Grundlage der Ergebnisse der Basisszenarien sowie der durchgeführten Sensitivitätsanalysen lässt sich unter Anwendung der in Anlehnung an die UBA Methodik durchgeführten Auswertung unter Einbeziehung aller untersuchten Wirkungskategorien kein ökobilanzieller Vor- oder Nachteil für eines der beiden Systeme ableiten. Den in der Ziel- und Rahmendefinition genannten politischen Kreisen sei empfohlen die Ergebnisse der vorliegenden Studie zur Kenntnis zu nehmen und unter Beachtung der für die Interpretation zu berücksichtigenden Aspekte zu diskutieren.

Des Weiteren sei den Akteuren der politischen Diskussion empfohlen, sich der Diskussion um die Naturraumbeanspruchung insbesondere durch Agrarflächennutzung zu stellen und ggf. „Distance to Target“ Werte für die verschiedenen Flächennutzungsklassen zu erstellen bzw. zu aktualisieren.

7.3 Schlussfolgerungen und Empfehlungen an die interessierte Öffentlichkeit

Auf Grundlage der Ergebnisse der Basisszenarien sowie der durchgeführten Sensitivitätsanalysen lassen sich folgende Aussagen bzgl. der Vor- und Nachteile von 115 g Danone Activia Verpackungen aus PLA ableiten. Die abschließende Bewertung der Ergebnisse ist nicht zuletzt eine Frage der Werthaltung der unterschiedlichen untersuchten Indikatoren. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde mit der Auswertestrategie A der Versuch unternommen die Ergebnisse anhand definierter Kriterien (vgl. Kap 6.3.1) zu ordnen und in ökologische Prioritätsstufen zu klassifizieren. Dieses Vorgehen ist angelehnt an die Methodik des deutschen Umweltbundesamtes und steht für eine objektive Gesamtschau der Umweltauswirkungen der untersuchten Produkte. Eine weitere Fokussierung der Ergebnisse auf einzelne Wirkungskategorien, wie bspw. den *Klimawandel* oder den *Fossilen Ressourcenverbrauch* entspricht nicht dem ganzheitlichen Ansatz der Ökobilanznorm und

bedarf daher einer entsprechenden Differenzierung bei der Kommunikation der Ergebnisse der Studie.

Den Akteuren der öffentlichen Diskussion sei bei der Gestaltung von Informationen an die Endverbraucher empfohlen, die durch die Ökobilanz aufgezeigten Vorteile der 115 g Danone Activia Verpackungen aus PLA hervorzuheben, ohne dabei jedoch Nachteile zu verschweigen.

7.4 Exkurs PLA Herstellung und Landnutzung

In der vorliegenden Studie wurde ein neuer, im Jahr 2010 veröffentlichter Datensatz [Vink et al. 2010] für die PLA Herstellung herangezogen. Dieser zeigt im Vergleich zum PLA Ökopprofil aus dem Jahr 2005 zum Teil stark reduzierte Umweltlasten (s.a. Anhang V), die hauptsächlich auf einen verbesserten Fermentationsprozess zurückzuführen sind.

Laut Aussage von Natureworks sind für die (nicht näher datierte) Zukunft zwei weitere Veränderungen bei der Herstellung des Ingeo™ Materials geplant, die sich auch positiv auf die ökobilanziellen Ergebnisse von Produkten aus PLA auswirken würden:

1. Der Einsatz von landwirtschaftlichen Reststoffen als Rohstoff für die PLA Produktion, und
2. Der Aufbau einer Produktionslinie in Europa (bei entsprechender Nachfrage), so dass der Schiffstransport zwischen USA und Europa zukünftig wegfällt.

Bei einer Verwendung von landwirtschaftlichen Reststoffen würde sich nicht nur die in Kap. 6.5. diskutierte Problematik um die Nutzungskonkurrenz der Maisanbauflächen erübrigen. Auch die Umweltwirkungen des Maisanbaus würden im Prinzip wegfallen. Dies ist deshalb wichtig, weil die landwirtschaftlichen Emissionen relevante Beiträge zu den Wirkungskategorien Versauerung sowie aquatische und terrestrische Eutrophierung liefern.

Derzeit ist jedoch davon auszugehen, dass mit der Flächennutzung durch Maisanbau eine erhebliche potentielle negative Umweltwirkung verbunden sein kann. Andererseits gehen die Potenzialanalysen zur Projektion der zukünftigen globalen Bereitstellung von agrarischen Biomassen für die menschliche Nahrung, Futtermittel, Bioenergie und stoffliche Nutzung häufig von einer weiteren Ertragssteigerung pro Flächeneinheit aus. Dies könnte letztlich durchaus auf eine Intensivnutzung hinauslaufen.

Bei einer zunehmenden Nutzungskonkurrenz um die letztlich doch begrenzte Ressource „Agrarfläche“ wird auch zu diskutieren sein, ob der Einsatz von Agrarprodukten für die stoffliche Verwertung nicht sinnvoller ist, als der für die Produktion von Biokraftstoffen. Die genannten Zielkonflikte und Fragestellungen sind Gegenstand der aktuellen wissenschaftlichen Debatte. Schlussfolgerungen für die Bewertung der Inanspruchnahme von Naturraum durch den Maisanbau für PLA sind in der vorliegenden Studie nicht abschließend möglich.

Aufgrund der dargestellten Problematik wurde darauf verzichtet, den Aspekt *Naturraumbeanspruchung: Agrarfläche* gegenüber den restlichen untersuchten

Wirkungskategorien abzuwägen. Nicht zuletzt aufgrund fehlender politischer Zielwertvorgaben zum Landbau (z.B. Anteile Ökolandbau, Extensivlandbau, Intensivlandbau, etc.) konnte der Aspekt *Naturraumbeanspruchung: Agrarfläche* nicht adäquat in der Gesamtschau der für die politischen Diskussion erforderlichen Wirkungskategorien eingeordnet werden und blieb im Rahmen der Auswertestrategie ohne ökologische Priorisierung.

Dennoch besteht hier akuter Handlungsbedarf, etwa um der fortschreitenden Verringerung der Artenvielfalt Einhalt zu gebieten. Danone sei daher empfohlen, über Anforderungen zum nachhaltigen Anbau von Mais – und dessen Monitoring - auf die Produzenten einzuwirken. Nur so lässt sich unseres Erachtens der Stoffeintrag und –austrag in die Landwirtschaftsflächen nachweislich reduzieren. Hilfreich wäre es, wenn man dafür einen Kriterienkatalog entwickeln würde und dessen Erfüllung regelmäßig überprüfen würde.

7.5 Ausblick

Die PS-Becher werden bei Danone schon seit langer Zeit verwendet; die entsprechende Verarbeitungskette wurde daher schon weitgehend optimiert. Die Herstellung von PLA-Bechern für Activia stellt ein komplett neu entwickeltes Verpackungssystem dar. Zukünftig sind verschiedene Optimierungsaktivitäten geplant:

- In den nächsten 12 Monaten ist eine weitere Gewichtsreduktion der PLA Becher geplant
- PLA Becher können über chemisches Recycling stofflich verwertet werden. Derzeit fehlen noch die entsprechenden PLA-Mengenströme im Verpackungsabfall, um eine entsprechende PLA Sortierfraktion zu erzeugen. Danone steht daher sowohl mit den Dualen Systembetreibern in Deutschland in Kontakt als auch mit der Firma Galactic, die in Belgien eine Anlage zum chemischen Recycling von PLA Abfällen betreibt.
- Danone strebt eine ISCC Zertifizierung ihrer PLA Becherprodukte an, die zeitnah zur Fertigstellung der vorliegenden Studie erfolgen soll.

Es ist zudem geplant, die genannten Optimierungsoptionen nach Abschluss der vorliegenden Studie durch ergänzende ökobilanzielle Berechnungen auf ihre Umweltrelevanz untersuchen zu lassen.

8 Literaturverzeichnis

- [2009/28/EG] RICHTLINIE 2009/28/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen.
- [2010/335/EU] BESCHLUSS DER KOMMISSION vom 10. Juni 2010 über Leitlinien für die Berechnung des Kohlenstoffbestands im Boden für die Zwecke des Anhangs V der Richtlinie 2009/28/EG (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2010) 3751) (2010/335/EU)
- [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.
- [Detzel und Krüger 2006] Life Cycle Assessment of POLYLACTIDE (PLA). A comparison of food packaging made from NatureWorks® PLA and alternative materials. Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg. 2006.
- [DGfH 1999] Giegrich, Jürgen; Fehrenbach, Horst: Methode zur Integration der Naturrauminanspruchnahme in Ökobilanzen. - In: Verifizierung verschiedener Methoden zur Wirkungsabschätzung des Wirkkriteriums Naturrauminanspruchnahme / Landnutzung / Landverbrauch. Im Auftrag der DGfH -Deutsche Gesellschaft für Holzforschung (Hrsg.). München 1999.
- [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).
- [DKR 2011]: Gerke, G: Übersicht Sortier- und Verwertungsquoten – Ergebnisbericht im Auftrag der Central Europe DANONE GmbH. Köln, 2011 (unveröffentlicht)
- [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.

- [ETH 1996]: ETH-Zürich: Ökoinventare für Energiesysteme. 3. Auflage. Zürich, 1996.
- [Fehrenbach H. 2001] Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen.
- [Fehrenbach und Giegrich 2000] Fehrenbach, Horst; Giegrich, Jürgen: An Approach for the Integration of Land-use into Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Submitted to the Journal of Cleaner Production.
- [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>.
- [Hülsbergen K.-J. 2011] Kurt-Jürgen Hülsbergen: C-Sequestrierung in landwirtschaftlich genutzten Böden. In Humuswirtschaft & Kompost aktuell 1/2 11.
- [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.
- [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.
- [IPCC 2006] Intergovernmental Panel on Climate Change - Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. www.unfccc.org
- [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
- [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.
- [Klöpffer, Grahl 2009]: Klöpffer, W. und Grahl, B.: Ökobilanz (LCA) Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim, 2009
- [Nachhaltigkeitsrat 2010] Mitteilung des Nachhaltigkeitsrats.
<http://www.nachhaltigkeitsrat.de/news-nachhaltigkeit/2010/2010-12-22/parlamentarischer-beirat-mahnt-aenderungen-in-nachhaltigkeitsstrategie-an/>

- [NCGAa] Presentation by National Corn Growers Association on Sustainability.
<http://ncga.com/files/pdf/Sustainability.pdf>
- [NCGAb] Presentation by National Corn Growers Association on Land Use and Sustainability.
<http://ncga.com/files/pdf/LandUseandSustainability4-09.pdf>
- [NCGAc] National Corn Growers Association Sustainability Report.
http://ncga.com/files/pdf/071107_SustainabilityFinal.pdf
- [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.
- [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 – High Impact Polystyrene (HIPS), data last calculated June 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 2006]: Boustead, I.: Eco-profiles of the European Plastics Industry – General Purpose Polystyrene (GPPS), data last calculated June 2006, report prepared for PlasticsEurope, Brussels, 2006. (Zugriff im August 2006 auf www.lca.plasticseurope.org)
- [PlasticsEurope 2004]: Für eine nachhaltige Zukunft, Factsheet, PlasticsEurope, Brüssel, 2004.
www.plasticseurope.org
- [RFA] Renewable Fuels Association: Ethanol and the US Corn Crop.
http://www.ethanolrfa.org/page/-/objects/documents/1898/corn_use_facts.pdf
- [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.
- [UBA 1999] 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. www.uba.de
- [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.
- [US EPA] Global Warming Website of US Environment Protection Agency, Subsection: Carbon Sequestration in Agriculture and Forestry.
<http://www.epa.gov/sequestration/rates.html>; <http://www.epa.gov/sequestration/faq.html>
- [VDEW 2004]: Verband der Elektrizitätswirtschaft: Energiepolitik und Stromwirtschaft für das Jahr 2003, Berlin 2004
- [Vink et al. 2003]: Vink, E.T.H., Rabago, K.R., Glassner, D.A. and Gruber, P.R. (2003) Applications of life cycle assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production. *Polymer Degradation and Stability* 2003, 80, 403-419.
- [Vink et al. 2004a]: Vink, E.T.H., Rabago, K.R., Glassner, D.A., Springs, B., O'Connor, R.P., Kolstad, J. and Gruber, P.R. (2004) The Sustainability of NatureWorks™ Polylactide Polymers and Ingeo™ Polylactide Fibers: an Update of the Future. *Macromolecular Bioscience* 2004, 4, 551-564.
- [Vink et al. 2004b]: Vink, E.T.H., Hettenhaus, J.R., Dale, B.E., Kim, S. and Fairchild, D.: The Life Cycle of NatureWorks® Polylactide 1. Corn Production Inventory Data and Corn Production Eco-profile. (unpublished)
- [Vink et al 2004c]: Vink, E.T.H., Hettenhaus, J., O'Connor, R.P., Dale, B.E., Tsobanakis, P. and Stover, D.: The Life Cycle of NatureWorks® Polylactide 2. The Production of Dextrose via Corn Wet Milling. (unpublished)
- [Vink 2005/2006]: personal communication by email with Erwin Vink, NatureWorks, between August 2005 and February 2006.
- [Vink 2006a]: personal communication with Erwin Vink, NatureWorks: data on process chemicals were generated by Five Winds International, March 2006.
- [Vink 2006b]: Vink, E.T.H, Glassner, D.A., Kolstad, J., Wooley, B., O'Connor, R.P.: Applications of life cycle assessment to NatureWorks® polylactide (PLA) production: An Update. NatureWorks LLC, Minnetonka Boulevard, Minnetonka, Minnesota 55345, USA (in preparation).
- [Vink et al 2010]: Vink, E.T.H, Davies, S, Kolstad, J.J.: The eco-profile for current Ingeo® polylactide production in: *Industrial Biotechnology* August 2010
- [WLC 2011] Working Landscapes Certificate.
http://www.iatp.org/ruralcommunities/project_workinglandscapes.cfm

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)	27,75
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

⁷ Der CSB ist (abhängig vom Abbaugrad) höher als der BSB₅, weshalb der Äquivalenzfaktor als relativ unsicher einzuschätzen ist und tendenziell zu hoch liegt.

Die Eutrophierung steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. Da zwei unterschiedliche Umweltmedien auf sehr unterschiedliche Weise betroffen sind, soll auch eine Unterteilung in Gewässer-Eutrophierung und Boden-Eutrophierung vorgenommen werden. Dabei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass alle luftseitig emittierten Nährstoffe eine Überdüngung des Bodens darstellen und alle wasserseitig emittierten Nährstoffe zur Überdüngung der Gewässer. Da der Nährstoffeintrag in die Gewässer über Luftemissionen im Vergleich zum Nährstoffeintrag über Abwässer gering ist, stellt diese Annahme keinen nennenswerten Fehler dar.

Die Eutrophierung eines Gewässers führt sekundär zu einer Sauerstoffzehrung. Ein übermäßiges Auftreten sauerstoffzehrender Prozesse kann zu Sauerstoffmangelsituationen im Gewässer führen. Ein Maß für die mögliche Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer stellen der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) und der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) dar. Da der Biochemische Sauerstoffbedarf nur mit Hilfe einer Reaktionszeit definiert ist und der Chemische Sauerstoffbedarf quasi das gesamte zur Verfügung stehende Potential zur Sauerstoffzehrung umfasst, wird der CSB als konservative Abschätzung⁷ 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

⁷ Der CSB ist (abhängig vom Abbaugrad) höher als der BSB₅, weshalb der Äquivalenzfaktor als relativ unsicher einzuschätzen ist und tendenziell zu hoch liegt.

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:

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

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 Gesamtenergiemenge⁸ eines betrachteten Systems wichtig, da sie die grundsätzliche energetische Effizienz dieses Systems beschreibt, inklusive anderer Energieformen wie Sonnenenergie und Erdwärme.

⁸ 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.

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 Brennstoffe⁹. 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:

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

⁹ 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 Resource verstanden werden. Doch ist es nicht hilfreich, Fläche nur als eine zur freien Verfügung stehende Menge zu verstehen. Fläche steht in direktem Bezug zu einem ökologisch bewertbaren Zustand dieser Fläche.

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

Zu diesem Zweck wurde eine Methode zur Wirkungsabschätzung, die auf der Beschreibung des *Natürlichkeitsgrades* (Hemerobiestufen) von Naturräumen aufbaut, weiterentwickelt [KLÖPPFER U. RENNER 1995]. Entscheidender Punkt der Methode ist die Beschreibung der Flächenqualitäten in sieben Qualitätsklassen mit abnehmendem Natürlichkeitsgrad, wobei alle Landflächen in dieses Qualitätsraster eingeordnet werden können müssen (vgl. Tabelle 0-1). Waldflächen können den ersten fünf Natürlichkeitsklassen zugeordnet werden. Natürlichkeitsklasse I entspricht dabei *unberührter Natur*, für die über lange Zeit keinerlei Nutzung erfolgen darf. Die vier folgenden Klassen gelten der forstlichen Nutzung von naturnaher bis naturferner Waldnutzung. Die Natürlichkeitsklassen III, IV, V und VI umfassen die landwirtschaftliche Nutzung und überschneiden sich damit in drei Klassen (III, IV und V) mit der forstlichen Nutzung. Der Natürlichkeitsklasse VII entspricht versiegelten oder sehr lange Zeit degradierten Flächen wie z.B. Deponien.

Tabelle 0-1: Zuordnung von Nutzungsform und Natürlichkeitsklasse [UBA 2000a, DGFH 1999]

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

Um eine entsprechende Charakterisierung der jeweils betrachteten Flächen vornehmen zu können, werden neben Angaben zur landwirtschaftlich beanspruchten Grundfläche auch Informationen zur Klassifizierung der Fläche hinsichtlich der Kriterien *Diversität der Begleitflora*, *Strukturdiversität*, *Bodenschutz* und *Stoffeinträge* gesammelt. Für jedes dieser Kriterien existieren zwei oder drei Maßparameter (siehe auch Tabelle 0-3), denen je nach Naturnähe ein ordinal skaliertes Wert von 1 bis 5 zugewiesen wird. Dabei ist die Naturnähe mit

zunehmendem Wert weniger ausgeprägt. Aus dem Mittelwert aller Kriterien wird entsprechend der Zuordnung in Tabelle 0-2 die Natürlichkeitsklasse abgeleitet.

Tabelle 0-2: Zuordnung der Natürlichkeitsklassen bei einer landwirtschaftliche Nutzung von Flächen über die in Tabelle 0-3 ermittelten Mittelwerte der Naturnähekriterien

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

Die Einstufung der in der vorliegenden Studie betrachteten landwirtschaftlichen Flächen nach DGFH [1999] und FEHRENBACH UND GIEGRICH [2000] ist in Tabelle 0-3 dargestellt. Demnach entsprechen die Anbauflächen für Mais, Kartoffel und konventionell angebautem Weizen der Natürlichkeitsklasse VI, die der Grünbrache der Natürlichkeitsklasse V und die des extensiven Weizenanbaus der Natürlichkeitsklasse IV.

Tabelle 0-3: Ableitung der Natürlichkeitsklasse der betrachteten Landwirtschaftsflächen anhand von Naturnähekriterien und deren Maßparameter [vgl. DGFH 1999; FEHRENBACH UND GIEGRICH 2000]

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

Das Ergebnis der Wirkungsabschätzung, d.h. also das Indikatorergebnis für die Kategorie der Naturraumbeanspruchung, führt dann zu einer Flächenangabe in m² versehen mit einer Natürlichkeitsklasse; die bei der Normierung erhaltenen Einwohnerwerte beziehen sich einerseits auf die Gesamtfläche Deutschlands bzw. Europas und andererseits auf die Agrarfläche Deutschlands bzw. Europas.

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-Kreislauf-Erkrankungen 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 PM10 das Risiko für Todesfälle durch Atemwegs- sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen um den Faktor 1,03 bzw. um 3% ansteigt.

Die großräumige PM10-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 PM10 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 PM10-Potenzials beträgt 0,012.

Tabelle. A1-6: PM10-Risikopotenzial von Luftschadstoffen

Partikel PM10 und Vorläufersubstanzen	PM10-Äquivalente in kg PM10-Äq./kg
Partikel PM10	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 PM10-Potenzial nach folgender Formel berechnet:

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

PM10-Äquivalente stellen ein Wirkungspotenzial ohne direkten lokalen Bezug dar. Ein individuelles Mortalitätsrisiko ist daraus nicht ableitbar. Es sind zunächst nur die möglichen Gesundheitsgefahren durch PM10 berücksichtigt.

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.
- [Klöpffer 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 Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen.

A2-1 Methodenvorschlag für landwirtschaftliche Flächen

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ökobilanz Graphischer Papiere“ wurde ein Methodenvorschlag zur naturräumlichen Bewertung von Waldökosystemen erarbeitet [Giegrich, Sturm 1996]. Diese Arbeit hatte zum Ziel, die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“¹⁰ für die Anwendung in Ökobilanzen (LCA) operationalisierbar zu gestalten. Hierzu war es notwendig, die zu beurteilende Umweltwirkung zu präzisieren und eine „Meßvorschrift“ zu entwickeln.

Als zentrale geeignete „Meßgröße“ wurde der „Natürlichkeitsgrad“ einer Fläche ausgewählt. Damit werden Flächen entsprechend ihres Natürlichkeitsgrads sieben „Natürlichkeitsklassen“ zugeordnet.

Ausgangspunkt bei der Festlegung von Kriterien und Indikatoren ist die Formulierung eines Schutzziels. Den anders als z.B. beim Treibhaus- oder Versauerungspotential, bei welchen das Schutzziel vergleichsweise eindeutig definiert ist, nämlich Emissionsminderung, bedarf es beim Naturraumkriterium einer Auseinandersetzung mit der komplexen Fragestellung, welche Qualitätsanforderungen an die Flächen zu stellen sind.

Ist ein übergeordnetes Schutzziel formuliert, so sind Kriterien zu benennen, nach denen sich die Erfüllung des Schutzziels beschreiben läßt. Inwieweit diese Kriterien erfüllt werden wird wiederum durch geeignete Indikatoren ausgedrückt.

Beispiel: Als übergeordnetes Schutzziel für Waldökosysteme wurde der dynamische Zustand von Naturnähe und Multivariabilität identifiziert. Ein Kriterium für den Grad der Zielerfüllung ist z.B. die Naturnähe des Bodens. Ein Indikator für den Grad der Erfüllung des Kriteriums ist z.B. die Intensität mechanischer Bodenbearbeitung.

In der Vergangenheit wurde Naturschutz vorrangig im Zusammenhang mit hierzu vorgesehenen besonderen Reservaten (z.B. Naturschutzgebiete) betrachtet. In den Siebzigerjahren wurde von Ökologen das Schlagwort vom Naturschutzes auf 100 % der Fläche in die Diskussion gebracht /Erz 1978/. Diese Forderung zielte vor allem auf die sogenannten Nutzökosysteme (Land- und Forstwirtschaft), die einer Extensivierung zugeführt werden

10 „Naturraumbeanspruchung“ ist eine der zehn vom DIN/NAGUS vorgeschlagenen Kategorien zur Beschreibung negativer Umweltwirkungen

sollten. Darunter ist eine Verminderung des Bewirtschaftungsaufwands pro Fläche zu verstehen (Intensität = Kapitaleinsatz / Fläche), von der grundsätzlich eine Verbesserung der Naturschutzverhältnisse erwartet wird.

Die Meßgröße Intensität gibt somit schon eine Information über die naturschutzbezogenen Verhältnisse einer agrarisch genutzten Fläche. Sie ist jedoch für den Einzelfall zu grob und allgemein, da eine Vielzahl weiterer Faktoren die ökologische Qualität landwirtschaftlichen Nutzflächen beeinflussen.

Es bedarf daher einer Methodik, die die Vielzahl an Informationen in nachvollziehbarer Weise zu einem Bewertungsergebnis für Naturraum verknüpft. Eine solche Methodik bedarf in ihrem ersten Schritt wiederum der Formulierung des übergeordneten **ökologischen Schutzziels**, sprich eines Leitbildes für eine landwirtschaftlich genutzte Fläche, wie sie idealerweise dem Naturschutzgedanken gerecht wird.

A2-2 Ableitung eines agrarökologischen Schutzziels - ökologisches Leitbild der Landwirtschaft

Bei Waldökosystemen stellt das von menschlichen Aktivitäten unbeeinflusste Ökosystem (läßt man indirekte Einflüsse wie Immissionen außen vor) den Maßstab für einen Naturraum höchster Flächenqualität dar. Schließlich führt die Entwicklung von terrestrischen Ökosystemen in den allermeisten Fällen zu einer waldförmigen Schlußgesellschaft (Urwald). Es ist daher von in logischer Konsequenz, daß sich die Schutzzielformulierung für Waldökosysteme an einem unbeeinflussten Idealzustand orientiert /Giegrich, Sturm 1997/.

Anders ist die Situation bei landwirtschaftlich genutzten Flächen, wo durch die Nutzung der Einfluß des Menschen zwangsläufig gegeben ist. Da „unberührte Natur“ hier nicht das naturraumbezogene Schutzziel sein kann, muß dieses anhand anderer Maßstäbe formuliert werden.

Ansatzpunkte eines naturraumbezogenes Leitbild für landwirtschaftlich genutzte Flächen können folgende Rechtswerke bzw. Empfehlungen von sonstigen Institutionen liefern:

1. Die Verordnung Nr. 2078/92 EWG „für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren“.
Einzelmaßnahmen: Fruchtfolge, Bodenbedeckung, Düngeintensität, Düngerart und -ausbringung, Pflanzenschutzmittel, Schlaggröße, etc
2. Das **Bundes-Bodenschutzgesetz** (in der vom Bundestag verabschiedeten Fassung vom 12. Juni 1997) beschreibt in § 17 die Anforderungen an die „gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft“. Als Ziel wird hierbei „die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürlicher Ressource“ formuliert.

Als Kriterien werden die standortangepaßte Bodenbearbeitung, die Erhaltung bzw. Verbesserung der Bodenstruktur, Vermeidung von Verdichtung und Abtrag, Erhaltung von naturbetonten Strukturelementen, Erhaltung und Förderung von biologischer Aktivität und standorttypischem Humusgehalt.

Das Ziel liegt somit in der Bewahrung der Nutzbarkeit. Die Naturraumbewahrung ist dem eindeutig untergeordnet - auch im Falle der zu erhaltenden Strukturelemente, wie Hecken, Feldraine, da sie als Bodenschutzmaßnahmen verstanden werden. Auf der anderen Seite wird hieraus deutlich, daß beide Zielsetzungen - nachhaltige Nutzung und Naturraumbewahrung - keinesfalls Widersprüche sind, sondern im Kern durchaus konform gehen.

3. Das **Bundes-Naturschutzgesetz** hat zum Ziel die „nachhaltige Sicherung“ .. „der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, der Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, der Pflanzen- und Tierwelt sowie der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Lebensgrundlagen des Menschen“ § 1(1). In § 1(3) wird weiter ausgeführt, daß die „ordnungsgemäße Land- und Forstwirtschaft“ .. „in der Regel diesen Zielen“ .. „dient“.

Eine differenzierte Einordnung von landwirtschaftlichen Praktiken unter naturraumbezogenen Kriterien läßt das BNatSchG nicht zu. Ein Leitbild für eine naturraumschützende Landwirtschaftsweise wird nicht vorgelegt.

Ein präzises „Leitbild“ einer idealtypischen, den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft wird durch die vorangehend beschriebenen Gesetze, Verordnungen und Richtlinien nicht entworfen. Es werden jedoch zahlreiche Kriterien genannt, die einen Hinweis auf das Wesen des „Idealtypus“ geben.

Die Auseinandersetzung zwischen Naturschutz und Landwirtschaft beruht in erster Linie auf dem Vorwurf, die moderne Landwirtschaft sei der Hauptverursacher eines dramatischen Artenrückgangs der Flora und Fauna. Nach Korneck und Sukopp /1988/ sind vier von fünf nach der Roten Liste verschollenen oder gefährdeten Pflanzenarten auf Pflanzenformationen der „halblandwirtschaftlichen“ Biotope angewiesen. Die Nutzungsintensivierung und die Flächenumwidmung zerstörte dabei die Lebensgrundlage für zahlreiche Arten.

Diese Entwicklung steht im krassen Gegensatz zum Bild der mitteleuropäischen Kulturlandschaft noch um die Mitte des 19. Jahrhunderts. Vielgestaltig und kleinräumig parzelliert, führte der Strukturreichtum zu einer Biodiversität, die weit über der von reinen Waldökosysteme lag /Jedicke 1990/. Eine genaue Rekonstruktion dieser vorindustriellen Kulturlandschaft ist aufgrund der vollkommen veränderten sozialen und ökonomischen Lage unrealistisch. Sie zeigt jedoch, daß Agrarlandschaft und Naturschutz nicht zwingende Gegensätze sind. Die „ökologische Stärke“ der Landwirtschaft besteht vielmehr in ihrem Potential, landschaftsräumlichen Abwechslungsreichtum zu schaffen und damit eine maximale Vielfalt an verschiedensten Einzellebensräumen erst zu ermöglichen. Diese Strategie wird heutzutage unter dem Stichwort des „Biotopverbundes“ mit zunehmendem Erfolg verfolgt.

Vor diesem Hintergrund kann für ein agrarökologisches Schutzziel daher folgendes Leitbild gezeichnet werden:

Angestrebt wird ein struktur- und artenreiches Agrarökosystem, in welchem die Produktionsverfahren auf das für eine nachhaltige Produktivität notwendige Maß beschränkt sind.

Das Verständnis von Artenreichtum zielt hier auf die spontane Diversität. Florenfremde Arten („Exoten“) oder mit Aufwand künstlich aufrechterhaltene Vielfalt (Ein- und regelmäßige Nachsaat) sind nicht im Sinne des Schutzziels.

Es sei nochmals betont, daß dieses Leitbild ausschließlich dem Anspruch an „Naturnähe“ unterliegt. Ob es unter (derzeit) gegebenen agrarökonomischen Bedingungen „realisierbar“ ist, ist dabei ohne Bedeutung.

A2-3 Entwicklung eines Indikatorenmodells

A2-3.1 Kriterien und Indikatoren – Auswertung der Literatur

Das vorangehend erarbeitete agrarökologische Schutzziel muß nun in einem zweiten Schritt mit Hilfe geeigneter Kriterien und Indikatoren umrissen werden. Dabei muß das Maß der Erfüllung des formulierten Schutzziels im konkreten Fall erkennbar gemacht werden.

In Tabelle 4 wird eine Auswahl von Kriterien bzw. Indikatoren zusammengestellt, jeweils ausgearbeitet von verschiedenen Autoren, die sich mit der Bewertung der Flächenqualität befaßt haben. Darunter befinden sich Bewertungssysteme für landwirtschaftliche Flächen /Eckert, Breitschuh 1997/, /NÖ 1996/ wie auch auf Arten- und Biotopschutz ausgerichtete Verfahren /Biewald, Schumacher 1991/, /Fehrenbach 1991/.

In der Tabelle wurde versucht, sich entsprechende ähnliche Kriterien und Indikatoren zeilenweise anzuordnen, um Parallelitäten zu veranschaulichen. Ein grobe Einteilung erfolgt anhand zentralen Kriterien des Methodenvorschlags für Waldökosysteme / Sturm, Westphal 1997/.

Eine detaillierte Zusammenstellung von Agrar-Umweltindikatoren liefern Münchhausen und Nieberg /1996/¹¹ vom Institut für Betriebswirtschaft der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig. Sie führten hierzu eine umfassende Expertenbefragung durch. In Tabelle 5 werden die mehrheitlich als „geeignet“ und „sehr geeignet“ eingeschätzten Indikatoren einer umweltverträglichen Pflanzenproduktion zusammengefaßt.

11 Münchhausen, H. Frhr.v., Nieberg, H.: Agrar-Umweltindikatoren : Konzept, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung; Tagungsbeitrag für die Tagung „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen“ am 11./12. Juli in Wittenberg; Braunschweig 1996

Tabelle 4 Zusammenstellung von Kriterien oder Indikatoren zur Bewertung von Flächenqualität nach verschiedenen Quellen

Sturm, Westphal /1997/	Biewald, Schumacher /1991/	Fehrenbach /1991/	Eckert, Breitschuh /1996/^{a)}	NÖ /1996/^{b)}
Waldökosysteme	Biotope	Biotope	Landwirtschaft	Landwirtschaft
Naturnähe der Waldgesellschaft	Naturnähe	Naturnähe		
	Seltenheit/Gefährdung	Artenvielfalt	Landschafts-/Artenvielfalt	Landschaftselemente
	Ersetzbarkeit	Artenschutz		
	Repräsentanz	Ersetzbarkeit		
	Intaktheit	Funktionsgerechte Ausprägung		Grünlandalter
Naturnähe der Entwicklungsbedingungen		Entwicklungspotential		
	Bedeutung für Lebensraumgefüge	Bedeutung f. Naturhaushalt		Schlaggröße
Naturnähe des Bodens		Verbund, Vernetzung		
			Bodenschutz	Bodenbedeckung
				Fruchtfolge
				Schnitthäufigkeit/Bestoßung
			Nähstoffhaushalt	Düngeintensität
				Düngerart/Ausbringung
			Pflanzenschutzmitteleinsatz	Pflanzenschutzmitteleinsatz

a) Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL); dieses Verfahren bezieht auch Energieaspekte ein, die jedoch innerhalb der Ökobilanz an anderer Stelle abgedeckt werden

b) Regionalprogramm Ökopunkte Niederösterreich zur Förderung einer umweltgerechten und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft gemäß Verordnung (EWG)Nr. 2078/92

Tabelle 5 Geeignete Indikatoren einer umweltverträglichen Pflanzenproduktion nach einer Expertenbefragung von Münchhausen und Nieberg /1996/

Kategorie	Indikator
Bodennutzung /-bearbeitung	<ul style="list-style-type: none"> • Fruchtartenverhältnis auf der Ackerfläche • Anzahl der Fruchtfolgeglieder • durchschnittliche Dauer der Zwischenbrache • Anteil der Reihenfrüchte an der Ackerfläche • Durchführung von Erosionsmaßnahmen in Reihenkulturen
Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • Stickstoffsaldo • Anwendung von Maßnahmen zur Feinsteuerung der N-Düngung • durchschnittlicher N_{\min}-Gehalt des Bodens vor Winter • Anteil der nicht begrünten Ackerfläche während Herbst und Winter • Phosphat-Saldo • durchschnittliche Phosphorversorgung der Böden
Gülle- und Festmistmangement	<ul style="list-style-type: none"> • (ausgebrachte) Dungeinheiten je Fläche • mit Gülle im Spätsommer und Herbst auf unbewachsene Fläche ausgebrachte N-Menge • Lagerkapazität für Gülle • Ausbringungsverfahren für Gülle • Lagerkapazität für Jauche • Ausstattung des Festmistlagers
Pflanzenschutz	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwand an Fungizid- und Insektizidwirkstoffen pro Fläche • Anteil der nicht mit chem. Pflanzenschutzmitteln behandelten Fläche • Anteil pflanzenschutzextensiver Früchte • Anteil mech., therm. und biol. Pflanzenschutzmaßnahmen • Anteil der Teilflächen an allen chem. Pflanzenschutzbehandlungen • Anteil der Behandlungen mit nützlingsschonenden Mitteln an allen chem. Pflanzenschutzbehandlungen • Anteil der Behandlungen mit giftigen und sehr giftigen Mitteln an allen chem. Pflanzenschutzbehandlungen • Berücksichtigung von Schadensschwellen.
Biotopvielfalt und Landschaftsbild	<ul style="list-style-type: none"> • durchschnittliche Schlaggröße • Verteilungsdichte von Feldrainen mit mehr als 2 m Breite • Verteilungsdichte von Hecken • Verteilungsdichte von Feldgehölzen, Baumgruppen und Gebüsch • Flächenanteil der Landschaftselemente • Anteil der landw. genutzten Fläche, die in Naturschutz- oder Extensivierungsprogramme eingebracht wird.

Weiterhin haben Sommer und Brunotte /1996/ folgende Kriterien für eine bodenschutzorientierte Landwirtschaft herausgearbeitet.

- Vermeidung von Bodenabtrag (durch Mulchsaat, nicht wendende Bodenlockerung)
- Vermeidung von Bodenverdichtung (durch Radlasten <2 t, Zusammenlegung von Arbeitsgängen, Beetkonzepte)
- Förderung der biologischen Aktivität (durch Direktsaat, Mulchsaat)

A2-3.2 Modellvorschlag

Auf der Basis der vorangehend beschriebenen Quellen und unter Berücksichtigung der Leitgedanken des agrarökologischen Schutzziels werden in Tabelle 3 geeignete Kriterien und Indikatoren für eine Bewertung von Flächenqualität für landwirtschaftlich genutzte Flächen zusammengestellt.

Die Operationalisierung der Naturnähebestimmung erfolgt durch Klassenbildung entsprechend der Erfüllung der aufgeführten Indikatoren. Dabei werden je Indikator fünf Klassen gebildet. Mittels einer Verrechnungsvorschrift wird aus der Klassenerfüllung ein Gesamturteil über den Naturnähegrad (III bis VI) einer Agrarfläche bestimmt.

Tabelle 6 Systematische Zusammenfassung von Kriterien und Indikatoren zur Bewertung von Flächenqualität für landwirtschaftlich genutzte Flächen

	Kriterien	Indikatoren
Flächenbezogene Gegebenheiten	Diversität der Begleitflora	<ul style="list-style-type: none"> • Relative Artenvielfalt in der Flur • Anteil seltener Arten
	Strukturdiversität	<ul style="list-style-type: none"> • Schlaggröße • Strukturelemente in der Flur • Großräumige Landschaftsgliederung
Handlungsbezogene Kriterien	Bodenschutz	<ul style="list-style-type: none"> • Intensität der Bodenbearbeitung • Bodenbedeckung • Fruchtfolge • <i>Schnitthäufigkeit/Besatzdichte (GL)</i>
	Stoffeinträge	<ul style="list-style-type: none"> • Düngungsweise • Düngeintensität • Pflanzenschutzmittel

A2-3.2.1 Kriterium: Diversität der Begleitflora

Das Vorkommen und die Zusammensetzung der Ackerbegleitflora ist ein fundamentales Kriterium zur Identifizierung der Naturnähe der Agrarfläche.

A2-3.2.1.1 Indikator: Artenvielfalt in der Flur

Als repräsentative Größe für die generelle Artenvielfalt in der Flur wird die Artenzahl an Phanerogamen (Blüten- und Farnpflanzen) angesehen. Diese lässt sich mit vergleichsweise einfachen Mitteln bestimmen. In aller Regel ist dem Landwirt die Zusammensetzung seiner Ackerbegleitflora bekannt. Als Faustregel gilt, daß Floren- und Faunendiversität grundsätzlich korrelieren.

Eine Auswertung zahlreicher floristischer Erhebungen in Agrarflächen führt Koellner [1998] durch und stellt dabei Zusammenhänge zwischen Flächenqualität und Artenzahl heraus.

Klasse 1:	hohe Artenvielfalt und zahlreiche Gesellschaften vertreten über 150 Arten (auch Vertreter von Nicht-Segetal- oder Ruderalgesellschaften) pro ha
Klasse 2:	stetiges Vorkommen von Arten verschiedener Gesellschaften zwischen 100 und 150 Arten pro ha
Klasse 3:	stetiges Vorkommen von Arten verschiedener Gesellschaften zwischen 50 und 100 Arten pro ha
Klasse 4:	sporadische Ackerbegleitflora ausschließlich aus Begleitarten bis zu maximal 50 Arten pro ha, überwiegend aus der Gilde stark konkurrenzfähiger Arten
Klasse 5:	Flur nahezu frei von Ackerbegleitflora nur sporadisches Vorkommen von ausschließlich aus der Gilde stark konkurrenzfähiger Arten, wie Quecke, Melden u.ä.

A2-3.2.1.2 Indikator: Vorkommen seltener Arten in der Flur:

Neben der Artenzahl gibt auch das Vorkommen seltener bzw. bedrohter Arten eine Hinweis auf die naturräumliche Qualität der Agrarfläche. Da zahlreiche Arten der sogenannten Roten Listen Arten von klassischen Ackergemeinschaften sind, ist ein Nachweis solcher Arten zwangsläufig ein Hinweis für die „relative Naturnähe“ solcher Fundstellen.

Klasse 1:	stetiges Vorkommen verschiedener Arten der Roten Liste darunter auch solche, die zumindest als „stark gefährdet“ (3) eingestuft sind.
Klasse 2:	stetiges Vorkommen von einer bis einigen Arten der Roten Liste
Klasse 3:	sporadisches Vorkommen von Arten der Roten Liste
Klasse 4:	<i>(nicht belegt)</i>
Klasse 5:	Ausschließlich gemeine Arten vertreten nur sporadisches Vorkommen von ausschließlich aus der Gilde stark konkurrenzfähiger Arten, wie Quecke, Melden u.ä.

A2-3.2.2 Kriterium: Strukturdiversität

Neben der Artendiversität ist die Strukturdiversität im agrarischen Raum von besonderer Bedeutung. Indikatoren der Strukturdiversität begründen sich auf der Dimension der Schläge, dem Vorhandensein von Strukturelementen in der Flur wie auch auf der großräumigen Gliederung der Landschaft.

A2-3.2.2.1 Indikator: Schlaggröße

Je größer die Schläge, desto geringer zwangsläufig das Vorhandensein von Strukturen pro Flächeneinheit. Bei der Klassenbildung wurde Bezug auf die Vorgaben der Sonderrichtlinie des Bundeslandes Niederösterreich zur Förderung von besonderen Extensivnutzungsleistungen und ökologischen Leistungen von landwirtschaftlichen Betrieben in Niederösterreich /NÖ 1996/ genommen.

Klasse 1:	Schlagform durch horizontale wie vertikale Elemente aufgelöst
Klasse 2:	durchschnittliche Schlaggröße < 0,5 ha
Klasse 3:	durchschnittliche Schlaggröße 0,5 bis 1 ha
Klasse 4:	durchschnittliche Schlaggröße 1 bis 2,5 ha
Klasse 5:	durchschnittliche Schlaggröße > 2,5 ha

A2-3.2.2.2 Indikator: Strukturelemente in der Flur

Strukturbildende Elemente wie Einzelgehölze, Gehölzstreifen oder insbesondere Hecken führen in aller Regel zu einer erheblichen Erhöhung der Artenvielfalt, und zwar sowohl floristisch wie auch faunistisch. Rand- bzw. Übergangszonen zwischen unterschiedlichen Lebensräumen (Ökotope) zählen in aller Regel mehr Arten als die beiden angrenzenden Ökosysteme im Einzelnen zusammengezählt. Darüber hinaus stellen vernetzte linienförmige Biotope im Offenland einen zentralen Beitrag zum Biotopverbund dar. Einer Verinselung wird damit entgegen gewirkt und die Populationen von Tier- und Pflanzenarten erhalten durch die Vernetzung größere Areale.

Klasse 1:	Flurbild von Strukturelementen geprägt, Agroforst (mehr als 10% Anteil Hecken, Baumlinien u.ä. an der Anbaufläche)
Klasse 2:	hohe Präsenz mit punkt- und linienförmigen Strukturelementen mit hohem Vernetzungsgrad (bis zu 10% der Anbaufläche)
Klasse 3:	vereinzelte linienförmige Strukturelemente (bis zu 5% der Anbaufläche)
Klasse 4:	vereinzelte punktförmige Strukturelemente (einige wenige pro ha)
Klasse 5:	keine Strukturelemente in der Flur, keine Randstreifen

A2-3.2.2.3 Indikator: Großräumige Landschaftsgliederung

Wurde der vorangehende Indikator „Strukturelemente“ unmittelbar für den Flurbereich angewendet, so ist hier „Strukturierung“ der Landschaft im größeren Zusammenhang unter den gleichen ökologischen Gesichtspunkten zu beurteilen. Das Prinzip Abwechslungsreichtum gegen Monotonie gilt hier in gleicher Form. Die Notwendigkeit der Berücksichtigung der großräumigen Landschaftsgliederung ergibt sich aus der zwangsläufigen Wechselwirkung von Einzelbetrieben oder Schläge mit der weiteren Umgebung: ein in einer weitgehenden monotonen Landschaft isolierter Betrieb mit höherem Strukturreichtum ist durch die Insellage weniger artenreich als vergleichbare Flächen in günstigerer Lage.

Klasse 1:	Landschaftsbild durch feinträumige Gliederung geprägt, Charakter einer gehölzreichen Garten- oder Parklandschaft
Klasse 2:	Engräumige Flurenviefalt, Landschaft stark durchsetzt mit gehölzreichen Zonen und/oder anderen landschaftlichen Elementen
Klasse 3:	Regelmäßiger Wechsel von Feld, Wald, Wiese
Klasse 4:	überwiegend monotone Landschaftsstruktur, wenig gliedernde Elemente
Klasse 5:	weitflächig monoton ausgeräumte Landschaft

A2-3.2.3 Kriterium: Bodenschutz

Der Boden ist das zentrale Medium der landwirtschaftlichen Produktion. Er ist aber gleichzeitig eines der empfindlichsten Schutzgüter unserer Ökosphäre. Landwirtschaftliches Handeln greift zwangsläufig tief in die Bodenstruktur ein und führt häufig zur Entwicklung von spezifischen Bodentypen (z.B. Ackerbraunerden).

A2-3.2.3.1 Indikator: Intensität der Bodenbearbeitung

Landwirtschaft ist ohne Bodenbearbeitung nicht denkbar. Mechanische Eingriffe in den Boden stellen „revolutionierende“ Veränderungen der natürlichen Bodenstrukturen dar, wenngleich sie durchaus fördernde Effekte für das Bodenleben mit sich führen können. Die Voraussetzung einer gewissen Naturnähe des Bodens sind daher möglichst schonende Maßnahmen der Bodenbearbeitung.

Klasse 1:	Bodenbearbeitung räumlich und zeitlich nur unmittelbar auf Sä- oder Pflanzmaßnahmen begrenzt.
Klasse 2:	Bodenbearbeitung stark eingeschränkt,
Klasse 3:	Kein tiefgründiges Pflügen, Beschränkung auf Grubber oder ähnliche Maschinen
Klasse 4:	Tiefgründiges Pflügen höchstens jedes zweite Jahr
Klasse 5:	Tiefgründiges Pflügen grundsätzlich vor jeder Kultur, häufiger Einsatz schwerer Landmaschinen

A2-3.2.3.2 Indikator: Bodenbedeckung

Neben der Bearbeitung ist die Bedeckung ein wesentlicher Indikator für den Bodenschutz. Ausgehend von der Feststellung, daß unbedeckte Böden von Natur aus nur im Ökosystem Wüste vorkommen, ist das Maß Boden bedeckender Maßnahmen (von Kulturwahl über Zwischenfrucht und Wintersaat bis zu weitergehenden Maßnahmen) eine aussagekräftige Größe.

Klasse 1:	ganzjährige Bodenbedeckung mittels verschiedener überlagernder Maßnahmen (Mulch, mehrjährige Gründüngung, Alley Cropping, Baumüberbau)
Klasse 2:	Boden überwiegend vollständig bedeckt, regelmäßiger Anbau von Gründüngung und Zwischenfrucht
Klasse 3:	verschiedene bodenbedeckende Maßnahmen, Bevorzugung von überdurchschnittlich deckenden Kulturen (Futterpflanzen, Winterroggen, -gerste, -raps, kaum Hackfrucht)
Klasse 4:	Hackfruchtanbau nur mit Mulchsaat und/oder Untersaat
Klasse 5:	Keine Durchführung von bodenbedeckenden Maßnahmen, auch bei Hackfrucht

A2-3.2.3.3 Indikator: Fruchtfolge

Die Auswahl der Kultur sowie die Fruchtfolge geben einen zentralen Hinweis auf die Intensität der Bodenbeanspruchung. Ausgehend von einem Betrachtungszeitraum über sechs Jahre wird die Anzahl der Fruchtfolgen ausgewiesen. Dabei wird nicht nur die Anzahl der Fruchtwechsel sondern auch die Fruchtwahl berücksichtigt.

Klasse 1:	Mischkultur mit zahlreichen Feldfruchtarten
Klasse 2:	sechs verschiedene Fruchtfolgen ohne Hackfrucht, ausgewogenes Verhältnis zwischen Getreide und anderen Kulturen (Öl, Eiweiß, Futter)
Klasse 3:	fünf bis sechs Fruchtfolgen, wenn Hackfrüchte, dann auch Brache eingeschaltet
Klasse 4:	vier bis fünf Fruchtfolgen, dabei auch mit Hackfrüchte
Klasse 5:	keine Fruchtfolge bis maximal drei verschiedene Kulturen, häufig Hackfrüchte, ansonsten nur Getreide

A2-3.2.4 Kriterium: Stoffeinträge

Der Eintrag von düngenden oder schädlingsregulierenden Stoffen mag aus Sicht produktionstechnischer Sicht unverzichtbar sein – unter dem Primat der Naturnähe gilt jedoch grundsätzlich: je weniger desto besser.

A2-3.2.4.1 Indikator: Düngungsweise

Bei der Auswahl der Düngemittel wird eine Differenzierung zwischen extern zugesetzten Mineraldüngern und aus flächengebundener Produktion erzeugte Wirtschaftsdünger getroffen. Außerdem ist zwischen unmittelbar pflanzenverfügbaren und damit auch leicht auswaschbaren Substrate und den schwerlöslichen und langfristig eingebundenen Düngemitteln zu unterscheiden.

Klasse 1:	Düngung nur durch betriebseigene Mittel , keine Zufuhr von außen
Klasse 2:	NP ausschließlich über Mist und Mistkompost und/oder andere schwerlösliche und langfristig verfügbare Düngemittel (Stein-, Thomas-, Knochenmehl)
Klasse 3:	Dominanz von Mist und Mistkompost
Klasse 4:	Dominanz von Mineraldünger, Gülle oder Jauche , keine Ausbringung in der wachstumsfreien Zeit
Klasse 5:	ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche auch in der wachstumsfreien Zeit ausgebracht

A2-3.2.4.2 Indikator: Düngungsintensität

Die Beurteilung beschränkt sich auf den als repräsentativ für das Düngeverhalten angesehenen Parameter Stickstoff. Ausgehend von einer nach dem Düngemittelrecht maximal zulässige Applikation von 170 kg N pro ha und Jahr werden die fünf Klassen in mehr oder weniger lineare Gruppen der Düngintensität eingeteilt.

Klasse 1:	kein zusätzlicher N-Eintrag außer über Leguminosen-Gründüngung
Klasse 2:	weniger als 50 kg N pro ha sofern Ackerzahl nicht < 40 und Anbau von Schwachzehrern
Klasse 3:	50 bis 100 kg N pro ha sofern Ackerzahl nicht < 40 und Anbau von Schwachzehrern
Klasse 4:	100 bis 150 kg N pro ha
Klasse 5:	mehr als 150 kg N pro ha

A2-3.2.4.3 Indikator: Pflanzenschutzmittel

Noch klarer als bereits bei den Düngemitteln ist der Einsatz von Bioziden als grundsätzlich naturfremdes Vorgehen anzusehen. Es gilt daher auch hier grundsätzlich: je weniger desto besser.

Klasse 1:	keine aktive Schädlingsbekämpfung (indirekte Maßnahmen wie „Unkrautmanagement“)
Klasse 2:	nur biologische und mechanische Methoden der Schädlingsbekämpfung
Klasse 3:	maximal eine Spritzung pro Jahr oder bis zu drei auf weniger als 50% der Fläche
Klasse 4:	maximal drei Spritzungen pro Jahr
Klasse 5:	regelmäßiger Einsatz von Bioziden (mehrmals pro Jahr)

A2-3.3 Verrechnung der Einzelinformationen zu einem Gesamtergebnis

Ausgehend davon, daß die Auswahl der Kriterien und Indikatoren geeignet sind, einen hinreichenden und „ausgewogenen“ Informationsstand über die „Naturnähe“ eines Agrarsystems zu liefern, wird eine gleichrangige Gewichtigkeit der Einzelergebnisse der Indikatoren angenommen. Auch bei der Klassenbildung innerhalb der Indikatoren wurde auf die Plausibilität einer „Kardinalisierung“ der grundsätzlich ordinalen Klassenzuteilung (1 bis 5) geachtet. So kann unter bewußter Inkaufnahme der an sich wissenschaftlich nicht haltbaren Verrechnung von grundverschiedenen Indikatoren auf einen Index dennoch eine hinreichend tragfähige Einstufung einer Fläche erzielt werden.

Dies erfolgt anhand folgender einfacher Berechnungsvorschrift:

- Für die Erfüllung der Klasse 1 bei einem Indikator wird mit 1 Punkt versehen, Klasse 2 mit 2 Punkte usw.
- Aus den Indikatorwerten eines Kriteriums wird jeweils der arithmetische Mittelwert gebildet.
- Aus den Mittelwerten der Kriterien wird wiederum ein Gesamtmittelwert gebildet. Dieser zwischen 1 und 5 liegende Wert wird nach folgender einfach Logik auf die für landwirtschaftlichen Flächen vorgesehenen Natürlichkeitsklassen III bis VI zugeteilt.

<i>Mittelwert der Kriterien</i>	<i>Natürlichkeitsklasse</i>
1 bis <2	III bedingt naturnah
2 bis <3	IV halbnatürlich
3 bis <4	V bedingt halbnatürlich
4 bis 5	VI bedingt naturfern

A2-4 Ergebnisse der Anbausysteme nach den einzelnen Indikatoren und Kriterien

1. Mais

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	<ul style="list-style-type: none"> Relative Artenvielfalt in der Flur 	Klasse 4: max 50 Arten an Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für Betriebe Hackfruchtanbau 4,5 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Anteil seltener Arten 	Klasse 5: ausschließlich gemeine Arten allg. Schätzung für Betriebe Hackfruchtanbau
Strukturdiversität	<ul style="list-style-type: none"> Schlaggröße 	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	<ul style="list-style-type: none"> Strukturelemente in der Flur 	Klasse 5: Strukturelemente allg. im Durchschnitt eher nicht anzunehmen 4,67 Punkte Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen
	<ul style="list-style-type: none"> Großräumige Landschaftsgliederung 	
Bodenschutz	<ul style="list-style-type: none"> Intensität der Bodenbearbeitung 	Klasse 5: tiefgründige Bodenwendung
	<ul style="list-style-type: none"> Bodenbedeckung 	Klasse 5: keine bodendeckende Maßnahmen 5 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Fruchtfolge 	Klasse 5: 3 Fruchtfolgen, darunter Hackfrucht
Stoffeinträge	<ul style="list-style-type: none"> Düngungsweise 	Klasse 5: Ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche
	<ul style="list-style-type: none"> Düngeintensität 	Klasse 4: N-Einsatz 100 - 150 kg/ha 4,33 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Pflanzenschutzmittel 	Klasse 4: max. 3 Spritzungen pro Jahr

Punktzahl 4,625 -> Fläche VI

2. Mais – Referenzsystem Grünbrache

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	<ul style="list-style-type: none"> Relative Artenvielfalt in der Flur 	Klasse 3: Artenzahl 50 bis 100 Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für Betriebe mit einj. Grünbrache 3 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Anteil seltener Arten 	Klasse 3: sporadisches Vorkommen RL-Arten zu erwarten allg. Schätzung für Betriebe mit einj. Grünbrache
Strukturdiversität	<ul style="list-style-type: none"> Schlaggröße 	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	<ul style="list-style-type: none"> Strukturelemente in der Flur 	Klasse 5: Strukturelemente allg. im Durchschnitt eher nicht anzunehmen 4,67 Punkte Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen
	<ul style="list-style-type: none"> Großräumige Landschaftsgliederung 	
Bodenschutz	<ul style="list-style-type: none"> Intensität der Bodenbearbeitung 	Klasse 5: tiefgründige Bodenwendung
	<ul style="list-style-type: none"> Bodenbedeckung 	Klasse 2: regelmäßige Brache, keine Hackfrucht 3,67 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Fruchtfolge 	Klasse 4: 3 Fruchtfolgen, darunter Brache
Stoffeinträge	<ul style="list-style-type: none"> Düngungsweise 	Klasse 5: Ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche
	<ul style="list-style-type: none"> Düngeintensität 	Klasse 3: N-Einsatz 50 – 100 kg/ha 4 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Pflanzenschutzmittel 	Klasse 4: max. 3 Spritzungen pro Jahr

Punktzahl 3,833 -> Fläche V

3. Weizen, konventionell

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	<ul style="list-style-type: none"> Relative Artenvielfalt in der Flur 	Klasse 3: 50 – 100 Arten an Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für Betriebe Getreideanbau 3,5 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Anteil seltener Arten 	Klasse 4: sporadisches Vorkommen von RL-Arten gemeine Arten allg. Schätzung für Betriebe Getreideanbau
Strukturdiversität	<ul style="list-style-type: none"> Schlaggröße 	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	<ul style="list-style-type: none"> Strukturelemente in der Flur 	Klasse 5: Strukturelemente allg. im Durchschnitt eher nicht anzunehmen 4,67 Punkte Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen
	<ul style="list-style-type: none"> Großräumige Landschaftsgliederung 	
Bodenschutz	<ul style="list-style-type: none"> Intensität der Bodenbearbeitung 	Klasse 5: tiefgründige Bodenwendung
	<ul style="list-style-type: none"> Bodenbedeckung 	Klasse 4: keine bodendeckende Maßnahmen, keine Hackfrucht 4,67 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Fruchtfolge 	Klasse 5: 3 Fruchtfolgen
Stoffeinträge	<ul style="list-style-type: none"> Düngungsweise 	Klasse 5: Ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche
	<ul style="list-style-type: none"> Düngeintensität 	Klasse 4: N-Einsatz 100 - 150 kg/ha 4,33 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Pflanzenschutzmittel 	Klasse 4: max. 3 Spritzungen pro Jahr

Punktzahl 4,291 -> Fläche VI

4. Weizen, konventionell – Referenzsystem Grünbrache

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	• Relative Artenvielfalt in der Flur	Klasse 3: Artenzahl 50 bis 100 Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für Betriebe mit einj. Grünbrache 3 Punkte
	• Anteil seltener Arten	Klasse 3: sporadisches Vorkommen RL-Arten zu erwarten allg. Schätzung für Betriebe mit einj. Grünbrache
Strukturdiversität	• Schlaggröße	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	• Strukturelemente in der Flur	Klasse 5: Strukturelemente allg. im Durchschnitt eher nicht anzunehmen Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen 4,67 Punkte
	• Großräumige Landschaftsgliederung	
Bodenschutz	• Intensität der Bodenbearbeitung	Klasse 5: tiefgründige Bodenwendung
	• Bodenbedeckung	Klasse 2: regelmäßige Brache, keine Hackfrucht 3,67 Punkte
	• Fruchtfolge	Klasse 4: 3 Fruchtfolgen, darunter Brache
Stoffeinträge	• Düngungsweise	Klasse 5: Ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche
	• Düngintensität	Klasse 3: N-Einsatz 50 – 100 kg/ha 4 Punkte
	• Pflanzenschutzmittel	Klasse 4: max. 3 Spritzungen pro Jahr

Punktzahl 3,833 -> Fläche V

5. Weizen, extensiv

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	• Relative Artenvielfalt in der Flur	Klasse 3: 50 – 100 Arten an Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für Extensivbetriebe 2,5 Punkte
	• Anteil seltener Arten	Klasse 2: stetiges Vorkommen von RL-Arten gemeine Arten allg. Schätzung für Extensivbetriebe
Strukturdiversität	• Schlaggröße	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	• Strukturelemente in der Flur	Klasse 3: Vereinzelte linienförmige Strukturelemente allg. im Durchschnitt für Extensivbetriebe anzunehmen 4 Punkte
	• Großräumige Landschaftsgliederung	Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen
Bodenschutz	• Intensität der Bodenbearbeitung	Klasse 3: keine tiefgründige Bodenwendung
	• Bodenbedeckung	Klasse 2: Boden überwiegend vollständig bedeckt 2,67 Punkte
	• Fruchtfolge	Klasse 3: 5 Fruchtfolgen
Stoffeinträge	• Düngungsweise	Klasse 2: NP ausschließlich über Mist etc.
	• Düngintensität	Klasse 3: N-Einsatz 50 – 100 kg/ha 2,33 Punkte
	• Pflanzenschutzmittel	Klasse 2: nur biolog u. mech. Bekämpfung

Punktzahl 2,875 -> Fläche IV

6. Weizen, extensiv – Referenzsystem Dauerbrache

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	• Relative Artenvielfalt in der Flur	Klasse 2: Artenzahl 100 bis 150 Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für 2 Punkte
	• Anteil seltener Arten	Klasse 2: stetiges Vorkommen RL-Arten zu erwarten allg. Schätzung für Dauerbrachen e
Strukturdiversität	• Schlaggröße	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	• Strukturelemente in der Flur	Klasse 2: Hoher Wert als Vernetzungselement anzunehmen Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen 3,67 Punkte
	• Großräumige Landschaftsgliederung	
Bodenschutz	• Intensität der Bodenbearbeitung	Klasse 2: Bodenbearbeitung stark eingeschränkt
	• Bodenbedeckung	Klasse 2: Boden überwiegend vollständig bedeckt 2 Punkte
	• Fruchtfolge	Klasse 2: 5 Fruchtfolgen, aber Dauerbrache dabei
Stoffeinträge	• Düngungsweise	Klasse 2: NP ausschließlich über Mist etc.
	• Düngeintensität	Klasse 2: N-Einsatz < 50 kg/ha 2 Punkte
	• Pflanzenschutzmittel	Klasse 2: nur biolog u. mech. Bekämpfung

Punktzahl 2,417 -> Fläche IV

7. Kartoffel

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	• Relative Artenvielfalt in der Flur	Klasse 4: max 50 Arten an Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für Betriebe Hackfruchtanbau 4,5 Punkte
	• Anteil seltener Arten	Klasse 5: ausschließlich gemeine Arten allg. Schätzung für Betriebe Hackfruchtanbau
Strukturdiversität	• Schlaggröße	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	• Strukturelemente in der Flur	Klasse 5: Strukturelemente allg. im Durchschnitt eher nicht anzunehmen Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen 4,67 Punkte
	• Großräumige Landschaftsgliederung	
Bodenschutz	• Intensität der Bodenbearbeitung	Klasse 5: tiefgründige Bodenwendung
	• Bodenbedeckung	Klasse 5: keine bodendeckende Maßnahmen 5 Punkte
	• Fruchtfolge	Klasse 5: 3 Fruchtfolgen, darunter Hackfrucht
Stoffeinträge	• Düngungsweise	Klasse 5: Ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche
	• Düngeintensität	Klasse 4: N-Einsatz 100 - 150 kg/ha 4,67 Punkte
	• Pflanzenschutzmittel	Klasse 5: regelmäßiger Einsatz > 3 Spritzungen pro Jahr

Punktzahl 4,71 -> Fläche VI

8. Mais – Referenzsystem Schwarzbrache

Kriterien	Indikatoren	Ergebnis für Mais
Diversität der Begleitflora	<ul style="list-style-type: none"> Relative Artenvielfalt in der Flur 	Klasse 2: Artenzahl 100 bis 150 Phanerogamen pro ha allg. Schätzung für Betriebe mit Schwarzbrache 2,5 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Anteil seltener Arten 	Klasse 3: sporadisches Vorkommen RL-Arten zu erwarten allg. Schätzung für Betriebe mit einj. Grünbrache
Strukturdiversität	<ul style="list-style-type: none"> Schlaggröße 	Klasse 5: Schlaggröße >2,5 ha
	<ul style="list-style-type: none"> Strukturelemente in der Flur 	Klasse 4: vereinzelte Strukturelemente im Durchschnitt anzunehmen 4,33 Punkte Klasse 4: allg. wenig gliedernde Elemente anzunehmen
	<ul style="list-style-type: none"> Großräumige Landschaftsgliederung 	
Bodenschutz	<ul style="list-style-type: none"> Intensität der Bodenbearbeitung 	Klasse 5: tiefgründige Bodenwendung
	<ul style="list-style-type: none"> Bodenbedeckung 	Klasse 2: regelmäßige Brache, keine Hackfrucht 3,67 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Fruchtfolge 	Klasse 4: 3 Fruchtfolgen, darunter Brache
Stoffeinträge	<ul style="list-style-type: none"> Düngungsweise 	Klasse 5: Ausschließlich Mineraldünger, Gülle oder Jauche
	<ul style="list-style-type: none"> Düngeintensität 	Klasse 3: N-Einsatz 50 – 100 kg/ha 4 Punkte
	<ul style="list-style-type: none"> Pflanzenschutzmittel 	Klasse 4: max. 3 Spritzungen pro Jahr

Punktzahl 3,624 -> Fläche V

A2-5 Literatur

- Biewald, Gudrun; Wolfgang Schuhmacher; Kartierung und Bewertung von Mittelgebirgslandschaften im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz; Landesausschuß für landwirtschaftliche Forschung, Erziehung und Wirtschaftsberatung beim Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen; Bonner Wissenschaftliche Berichte; Forschung und Beratung; Reihe B, Heft 41; Bonn, 1991
- Blonk, Hans; Erwin Lindeijer; Joris Broers; Towards a methodology for taking physical degradation of ecosystems into account in LCA; IVAM Environmental Research, Amsterdam, 1996
- DIN; Arbeitsergebnis des Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes; Arbeitsausschuß 3; Unterausschuß 2; 1995
- Eckert, H.; G. Breitschuh; Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL): Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen; Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft; Jena, 1996
- Klöpffer, Walter; Isa Renner; Methodik der Wirkungsbilanz von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien; in: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen -Wirkungsbilanz und Bewertung-; Umweltbundesamt; UBA-Texte 23/95; Berlin, 1995
- Knoepfel, Ivo; Indikatorensystem für die ökologische Bewertung des Transports von Energie, Laboratorium für Energiesysteme, ETH Zürich, Forschungsbericht Nr. 20, Juris Druck+Verlag Dietikon, 1995
- Kaule, G.; Arten- und Biotopschutz, Stuttgart 1986
- Koellner, Thomas, Wirkungskategorie Landnutzung in Produktökobilanzen: Quantifizierung der Auswirkung auf die Biodiversität; Beitrag zum 8. Diskussionsforum Ökobilanzierung an der ETH Zürich, 6.10.1998
- Leser, H.; H.-J. Klink (Hrsg.); Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000 (KA GÖK 25). Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 228. Trier: Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, 1988
- Ludwig, B.; Methode zur ökologischen Bewertung der Biotopfunktion von Biotoptypen, Bochum, 1991
- Mayrhofer, Peter; Christian Steiner; Erika Gräber; Eva Gruber; Regionalprogramm Ökopunkte Niederösterreich zur Förderung von besonderen Extensivnutzungsleistungen und ökologischen Leistungen von landwirtschaftlichen Betrieben in Niederösterreich, NÖ Agrarbezirksbehörde, NÖ Landschaftsfonds, Wien, 1996
- Münchhausen, H. Frhr.v., Nieberg, H.: Agrar-Umweltindikatoren : Konzept, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung; Tagungsbeitrag für die Tagung „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen“ am 11./12. Juli in Wittenberg; Braunschweig 1996
- NÖ Landesregierung: Sonderrichtlinie des Bundeslandes Niederösterreich zur Förderung von besonderen Extensivnutzungsleistungen und ökologischen Leistungen von landwirtschaftlichen Betrieben in Niederösterreich „Regionalprogramm Ökopunkte“, Amt der NÖ Landesregierung, Wien, September 1996

- Peper, H.; M.-S. Rohner; A. Winkelbrandt; Grundlagen zur Beurteilung der Bedarfsplanung für Bundesfernstraßen aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege am Beispiel des Raumes Wörth-Pirmasens. Natur und Landschaft 60, 1985
- Sommer, C., Brunotte, J. : Kriterien für eine bodenschutzorientierte Landwirtschaft; Tagungsbeitrag für die Tagung „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen“ am 11./12. Juli in Wittenberg; Braunschweig 1996
- Kaltschmitt, H.; Guido Reinhardt; Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, Ökologische Bilanzen; Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, 1997
- UN Vereinte Nationen, World Population Prospects, The 1992 Revision, Vereinte Nationen, New York, 1993

Anhang III. Soil Carbon sequestration during corn production

Autor: E. Vink, NatureWorks LLC, February 05 2006

Globally, agriculture in the U.S. contributes about 2 percent of the gases that lead to the greenhouse effect. In the US, agriculture contributes about 10% of the total human-caused greenhouse gases (DOE 1999 and Snyder and Bruulsema 2002). “Agricultural intensification through adoption of scientifically proven best management practices (BMP) can solve, rather than cause, numerous environmental problems, including CO₂ emission. BMPs can improve soil organic carbon (SOC) content, enhance soil quality, restore degraded ecosystems, increase biomass production, improve crop yield, and encourage investment in soil resources for soil restoration.” (Lal 1998)

Robertson (Robertson 2000) studied the influence of tillage practices on the emissions of greenhouse gases. During the period of 1991-1999 N₂O production, CH₄ oxidation and soil carbon sequestration were studied in a replicated series of cropped and unmanaged ecosystems in the Midwest United States. Among others, four corn-wheat-soybean rotations were studied under the assumption that these plantings were managed with: (I) conventional chemical inputs and tillage, (II) conventional inputs and no tillage, (III) reduced chemical inputs, and (IV) organically with no chemical inputs. The latter one did not include manure applications, as is often the case in organic systems. Manure amendments can greatly increase the emissions of greenhouse gases (Snyder and Bruulsema 2002). The latter two treatments included a winter legume cover crop following the corn and wheat portions of the rotations to provide nitrogen and mechanical cultivation to control weeds. In both cases the cover crops were plowed back into the soil. The results are summarized in Table 1.

Table 1 Relative Global Warming Potentials for different annual crop (corn-soybean-wheat) management systems based on soil carbon sequestration, agronomic inputs and trace gas fluxes. Units are CO₂ equivalents (g/m²/year), using IPCC conversion factors. Negative values indicate global warming mitigation potential through in situ soil sequestration.

Corn-soybean-wheat rotations	CO ₂ Soil C	CO ₂ N fert.	CO ₂ Lime	CO ₂ Fuel	N ₂ O	CH ₄	Net GWP
I. Conventional inputs + tillage	0	27	23	16	52	-4	114
II. Conventional inputs + No-till	-110	27	34	12	56	-5	14
III. Reduced inputs + legume cover + tillage	-40	9	19	20	60	-5	63
IV. Organic inputs + legume cover + tillage	-29	0	0	19	56	-5	41

The study supports a conclusion that all the studied non-conventional tillage systems increased soil carbon over the decade-long period of the study. This soil carbon accumulation even characterized the low-input and organic regimes despite the use of plowing/tilling techniques. In those two cases, the sequestered carbon is likely the result of the winter cover crop adding unharvested plant biomass to the soil. None of the cropping systems provided a net reduction in greenhouse gas emissions. However, no-till conservation tillage performed best in reducing contributions to global climate change. The no-till system accumulated 30 g C or 110 g CO₂/m²/year, which is an average value for no-till rotations in the Mid-west United States.

The average accumulation of carbon in the soil in the twenty-six counties surrounding the Cargill/NatureWorks production facilities can be estimated at 16 g C/m²/year. This is equivalent to a carbon dioxide fixation of 59 g CO₂/m²/year.

In light of this data, the following assumptions were made:

- conservation no-till practices are applied on 35.8% of the corn acreage's. Soil carbon accumulation is assumed to be 30 g C/m²/year (Case II of Table 1).
- conventional till practices are applied on 15.4% of the corn acreage's. The soil carbon accumulation for these areas is assumed to be 0 g C/m²/year (Case I of Table 1).
- For the remaining acreage (48.7%), it is assumed that mulching and reducing tilling are practiced, with a soil carbon accumulation of 10.9 g C/m²/year (Case III of Table 1).

Data from the analysis of corn yield and land use reveals the relative significance of this carbon fixation in the soil through conservation tillage practices. The average corn yield in the twenty-six counties serving the corn wet mill was 0.86 kg/m^2 . The carbon dioxide fixed by the corn grain is $1,420 \text{ g/kg corn}$ or $1,420 \times 0.86 = 1,221 \text{ g/m}^2$. This means that the carbon dioxide 'fixed' by carbon sequestration in the soil is about 5% ($59/1,221 \times 100$) of the carbon dioxide fixed by the corn grain itself.

Kim (Kim 2004a) calculated soil organic carbon sequestration for continuously grown corn under no-tillage conditions for a period of 40 years in 14 counties situated in seven major corn production states. Results from the DAYCENT model showed that carbon sequestration rate range from 138 to $250 \text{ g CO}_2/\text{m}^2/\text{year}$. Sheehan (Sheehan 2003) calculated with the CENTURY model carbon sequestration over a period of 95 years in a continuous corn, no till, no residue collection production system. Results showed a carbon sequestration rates of about $131 \text{ g CO}_2/\text{m}^2/\text{year}$. Both values (Kim and Sheehan) are higher than the no-till scenario (Case II) of Table 1. However, this value is determined for a corn-wheat-soybean rotation system.

According to Dobermann (Dobermann 2004) one should be cautious about the potential for soil C sequestration in agricultural no-till systems. Most estimates come from long term experiments in which some form of conservation tillage is compared with no-till. In other words, they assume that carbon accumulates once land is changed to no-till. In most cases, the published carbon sequestration rates range from about 20 to $60 \text{ CO}_2\text{-C}/\text{m}^2/\text{y}$ (or $73\text{-}220 \text{ g CO}_2/\text{m}^2/\text{y}$). He had not seen much convincing evidence that such rates have been achieved in absolute terms over larger land areas, under normal production conditions. The preliminary results of new studies on this, started in 2001, suggest that little C sequestration may occur in irrigated no-till systems, mainly because residue on the surface is decomposed quickly rather than transformed into stable soil humus. Not much evidence was seen for significant carbon accumulation under no-till over a period of 3 years after the fields had been disked. He recommended to be cautious about the potential for soil C sequestration in agricultural no-till systems. The greatest uncertainty remains for irrigated systems, i.e. most of the literature data published come from dryland/rainfed experiments or, in other papers, are simply simulated changes in soil C with no field verification.

West (West 2002) reports that preliminary analysis suggests that, on average, conversion from conventional tillage to no-tillage in the US will result in a sequestration of $337 \pm 108 \text{ kg C/ha/yr}$ ($124 \pm 11 \text{ g CO}_2/\text{m}^2/\text{yr}$) in agricultural soils, to a depth of 30 cm. This data is based on 76 long-term soil carbon experiments assembled by the Center for Research on Enhancing Carbon Sequestration in Terrestrial Ecosystems, US Department of Energy.

Six et al. (Six 2004) compiled all available data of soil-derived GHG emission comparisons between conventional tilled and no-tillage systems for humid and dry

temperate climates. In humid climates, net soil organic C storage within the 0-30 cm soil layer averaged 222 kg C/ha/yr (81 g CO₂/m²/yr) over the first 20 years following adoption of no-tillage practices. In contrast, no-tillage adoption in dry climates was estimated to result in C emissions at years 5 and 10, whereas the trend changed to net C sequestration during the second decade and averaged 97 kg C/ha/yr (35 g CO₂/m²/yr) by year 20. Six concluded that the results indicated a strong time dependency in the GHG mitigation potential of no-tillage agriculture, demonstrating that GHG mitigation by adoption of no-tillage is much more variable and complex than previously considered.

Considering the differences in crop growing and rotation practices, locations and the methodologies used – Robertson measured the sequestration while Kim and Sheehan calculated the sequestration – the published values for no till corn production all fall in the same range (73-250 g CO₂/m²/y).

Taking into account the comments of Dobermann and the fact that the corn in the 26 counties is produced with a mix of all kind of agricultural practices (i.e. only 35.8% is no-till) the above calculated value of 59 g CO₂/m²/y is considered to be conservative and will be used in the LCI of corn.

DOE. 1999. Emission reduction of greenhouse gases from agriculture and food manufacturing. A summary white paper. December 1999. U.S. Department of Energy publication, DOE/GO-10099-646.
<http://www.oit.doe.gov/agriculture.pdfs/greenhousegasap.pdf>

Dobermann A., Department of Agronomy and Horticulture, University of Nebraska, personal communication by e-mail, May 07 and July 14 2004.

Kim S. and B. Dale. (2004a). Nonrenewable energy consumption and Greenhouse Gas Profile of Polyhydroxyalkanoates (PHA) derived from No-Tilled Corn Grains, Department of Chemical Engineering & Materials Science, Michigan State University, International Journal of Life Cycle Assessment (not published yet).

Lal, R., J.M. Kumble, R.F. Follett, and C.V. Cole. (1998). The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Ann Arbor Press. Chelsea, MI.

Robertson G.P., et al. (2000). Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere, Science, 15 September 2000, Volume 289, page 1922-1925.

Six j., S.M. Ogle, F.J. Bredt, R.T. Conant, A.R. Mosier and K. Paustian, (2004), The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term, Global Change Biology (2004) 10, 155-160.

Sheenan J. et al. (2002). Is ethanol from corn stover sustainable? Adventures in cyber-farming, National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO, Draft report for Peer review, December 2002.

Snyder, C.S. and T.W. Bruulsema. 2002. Nutrients and environmental quality. Pp. 45-68. In, Plant Nutrient Use in North American Agriculture. PPI/PPIC/FAR Technical Bulletin 2002-1. Potash and Phosphate Institute, Norcross, GA.

West T.O. and G. Marland. (2002). A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91 (200) 217-232.

Anhang IV. Hintergrund zur Auswahl der Verpackungsalternativen für die Ökobilanz zur Activia Verpackung

Autor: Rainer Barthel (Danone)

In dieser Ökobilanz vergleichen wir die derzeitige Verpackung von Activia in PS (Polystyrol) Bechern mit der zukünftigen Verpackung in PLA (Polymilchsäure). Es handelt sich bei Activia um Becher mit einem Inhalt von 115g.

Im Vorfeld des Projektes wurden weitere Material- und Verpackungsalternativen einer genauen Prüfung unterzogen. Unter Berücksichtigung aller technischen, infrastrukturellen, finanziellen und zeitlichen Aspekte haben wir uns entschlossen, diese Ökobilanz auf PLA als Alternative zu PS zu konzentrieren.

Somit stellen wir auch sicher, realistisch zeitnah eine Verpackungsalternative, die fossile Ressourcen durch nachwachsende Ressourcen ersetzt, im Markt einführen zu können Hintergrund:

1. Die Bechergröße von 115 g wird derzeit seitens des Konsumenten am meisten nachgefragt.
2. Die Wirkungsweise von Activia ist mit klinischen Studien belegt, welche auf einen Verzehr von 1-3 Portionen des Produktes pro Tag beruhen.
3. Das Produkt wurde aufgrund von Konsumentenstudien auf diese Produktgröße hin entwickelt.
4. Wir bieten Activia zwar auch in einer Großverpackung im 460g Becher (4x115g) an. Dieses Format wird jedoch, trotz Preisvorteils für den Verbraucher, vom Markt und Konsumenten rückläufig nachgefragt und macht daher nur einen geringen Anteil am Gesamtvolumen von Activia aus
5. Eine Umstellung auf ein größerformatiges Produkt wäre daher unrealistisch (da von Konsumenten nicht angenommen) und würde des weiteren auch erhebliche zeitliche, finanzielle und infrastrukturelle Komplexität mit sich bringen.
6. Andere Kunststoffalternativen wie PE, PP und PET kommen im Produktionsbereich derzeit nur bei "vorgefertigten" Bechern zum Einsatz, bzw. sind etwa beim Einsatz von PET auf sogenannter "Form Fill Seal (FFS)" Technologie nur mit erheblich mehr zeitlichen und finanziellen Aufwand möglich. FFS Technologie bietet für uns als Hersteller die Möglichkeit, stark volumenlastige Transporte vom Becherhersteller in unsere Produktionsstätten zu vermeiden. Mit FFS Technologie stellen wir die Becher selbst inline in unserer Molkerei her. Unter anderem deshalb setzen wir strategisch auf den Ausbau von FFS Technologie.

Anhang V. Vergleich von PLA und PS Datensätzen

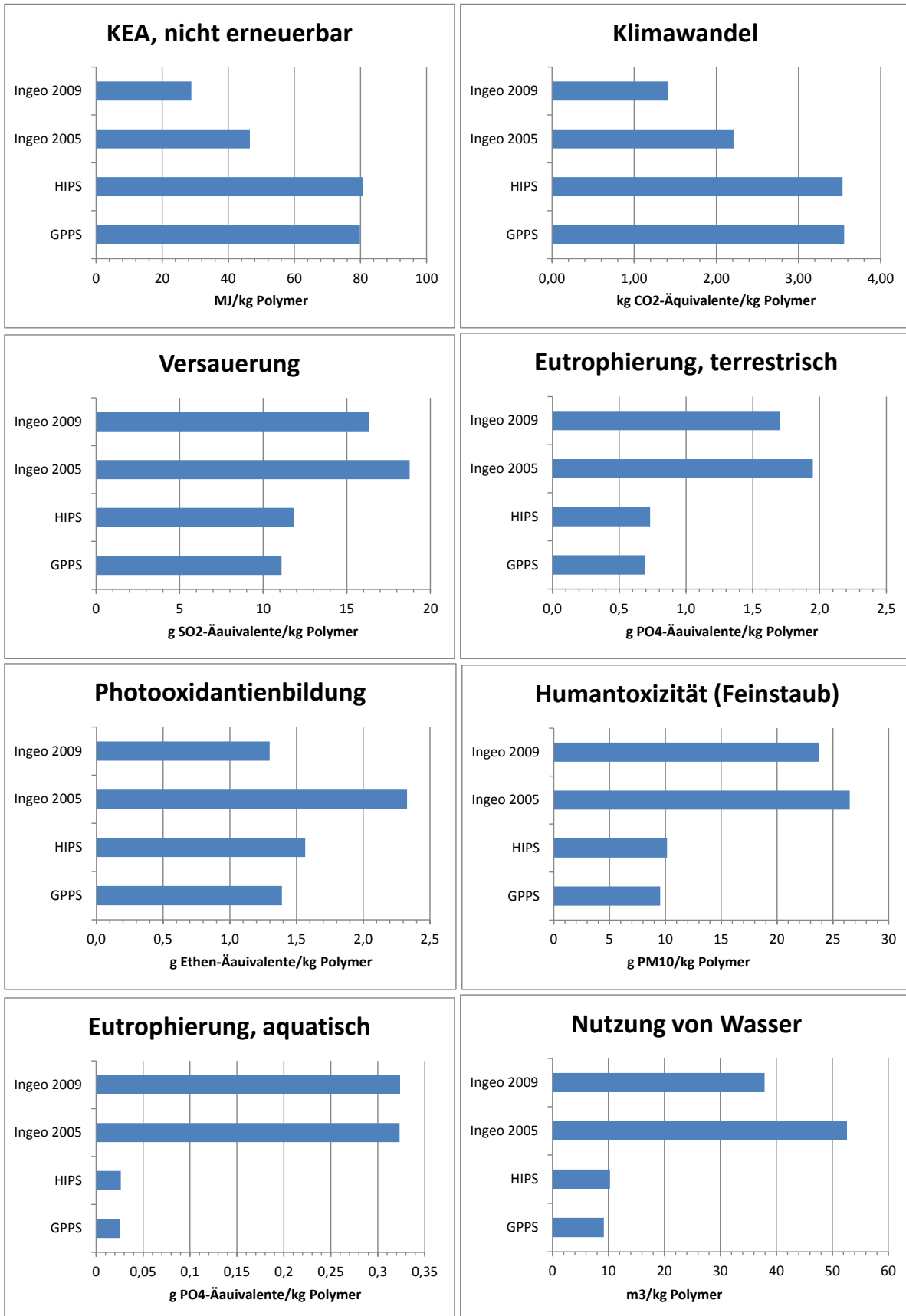


Abbildung 2: Ergebnisse für 8 Umweltindikatoren; Bezugsgröße 1 kg Polymer

Anhang VI. Bericht der kritischen Gutachter

Gutachten der kritischen Prüfung

nach ISO 14040 and 14044

für

Danone GmbH, Haar



Ökobilanz von Danone Activia-Verpackungen aus Polystyrol und Polylactid

von

Hans-Jürgen Garvens (Vorsitz)

Birgit Grahl

Daniela Kölsch

1. Einleitung

Die kritische Prüfung der Ökobilanz wurde von der Danone GmbH, Haar (der "Auftraggeber") im November 2010 beauftragt. Die Studie selbst wird vom ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (der "Ersteller") ausgeführt. Die kritische Prüfung wurde als begleitende Prüfung bereits während der Erstellung der Ökobilanzstudie durchgeführt [1, 2].

Dieses Gutachten bezieht sich auf den Abschlussbericht mit Datum vom 29.03.2011

Die genannte Ökobilanz beruft sich auf die Normen DIN ISO 14040 (2006) [3] und DIN ISO 14044 (2006) [4] und musste daher, da vergleichende Aussagen getroffen werden, die der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden sollen, einer kritischen Prüfung unterzogen werden.

Am 15.12.2010 wurde durch die Ersteller ein „Berichtsentwurf inkl. erster Ergebnisse“ vorgelegt, der durch die Gutachter am 20.12.2010 schriftlich kommentiert und in einer nachfolgenden Telefonkonferenz (21.12.2010) mit Auftraggeber und Ersteller diskutiert.

Am 09.02.2011 wurde den Gutachtern ein Foliensatz mit Stoffflussbildern und weiteren Zwischenergebnissen vorgelegt. Inhaltliche Abstimmungen und das weitere Vorgehen wurde in einer Telefonkonferenz am 11.02.2011 besprochen. Im Anschluss an die Telefonkonferenz wurden den Gutachtern weitere Unterlagen zur Verfügung gestellt: Bericht über die Sortierversuche bei DKR vom 21.01.2011; vorgelegt am 13.02.2011. Detailinformationen zur ISCC Zertifizierung am 08.03.2011

Die Gutachter kommentierten den Foliensatz und diskutierten diese Kommentare am 22.02.2011 in einer weiteren Telefonkonferenz mit dem Auftraggeber und dem Ersteller. Am 04.03.2011 wurde durch zwei der drei Gutachter (BG, HG) eine Prüfung der Richtigkeit der Übernahme der Primärdaten in die Berechnungsmodelle und korrekten Modellierung und Auswertung der Stoffflusssysteme vorgenommen.

Zum geplanten Verpackungsdesign wurde am 10.3. eine weitere Telefonkonferenz durchgeführt, an der nur der Vorsitzende des Gutachterkreises teilnahm. Die Ersteller legten am 21.03.2011 den Entwurf des Abschlussberichtes vor, der von den Gutachtern am 22.03.2011 schriftlich dem Auftraggeber und den Erstellern gegenüber kommentiert

wurde.

Der Abschlussbericht wurde am 29.03.2011 vorgelegt. Auf diese Version bezieht sich dieses Gutachten.

Der hier vorliegende Schlussbericht zur kritischen Prüfung ist Bestandteil des Ökobilanz-Schlussberichts des Erstellers an den Auftraggeber. Ersteller und Auftraggeber haben nach der Norm ISO EN DIN 14040/44 das Recht, schriftliche Kommentare zur kritischen Prüfung abzugeben, die dann ebenfalls Bestandteil des Berichts sind.

2 Normen und Prüfkriterien

Der Prüfung wurden die Normen ISO EN DIN 14040 (2006) und 14044 (2006) zu Grunde gelegt. Diese Normen lösten die ältere Serie 14040 (1997), 14041 (1998), 14042 und 14043 (2000) ab, ohne dass es dabei zu gravierenden inhaltlichen Änderungen kam [5]. Weitere methodische Vorgaben sind zu berücksichtigen, da einer der Zielgruppen die politischen Entscheidungsträger in Deutschland sind. Die vorliegende Studie musste daher die inhaltlichen Vorgaben der früheren Ökobilanzen des Umweltbundesamtes, Dessau einhalten.

Geprüft wurde nach den in der LCA-Rahmennorm 14044 vorgegebenen Kriterien, ob

- *"die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit dieser Internationalen Norm übereinstimmen;*
- *die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet und technisch gültig sind;*
- *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".*

3 Ergebnisse der kritischen Prüfung

3.1 Allgemeiner Eindruck

Die vorliegende Ökobilanz stand vor der Herausforderung zwei Kunststoffverpackungen aus sehr unterschiedlichen Materialien zu bewerten. Neben dem bisher eingesetzten "klassischen", aus fossilen Rohstoffen hergestellten Kunststoff Polystyrol, werden die Joghurt-Verpackungen der Marke "Activia" zukünftig in Polylactid-Verpackungen (PLA) in den Handel gebracht. Diese aus erneuerbaren Rohstoffen hergestellten Verpackungen sollen die begrenzten fossilen Ressourcen schonen.

Dazu wurden zwei unterschiedliche Bewertungssysteme der Ökobilanz zugrunde gelegt. Während das Bewertungssystem des deutschen Umweltbundesamtes umfassend angewendet wurde, besteht das Bewertungssystem des Auftraggebers ausschließlich aus den Wirkungsindikatoren fossile Ressourcen und Treibhauspotential.

Solche eingeschränkten Bewertungssysteme werden immer häufiger angewendet (z.B. carbon footprint), da sie "einfache" Aussagen liefern. Mit Bezug z.B. nur auf eine Umweltwirkung lässt sich "besser" oder "schlechter" vergleichsweise einfach bestimmen. Da es aber nur begrenzt sinnvoll sein kann, Verbesserungen in einem Bereich mit Verschlechterungen in anderen Bereichen zu erkaufen, besteht das Umweltbundesamt seit über zehn Jahren auf einer breiten Untersuchung verschiedener Wirkungen.

Natürlich ist es jedem Auftraggeber frei gestellt, ein eigenes Bewertungssystem anwenden zu lassen, die gesamtökologische Bewertung im Sinne des Umweltbundesamtes muss jedoch mit einer Mindestzahl von Wirkungsindikatoren durchgeführt werden, um anerkennungsfähig zu sein.

Die Studie wurde unmittelbar vor der Markteinführung der Verpackung fertiggestellt. Dabei wurden nur die derzeit vorhandenen Produktions- und Verwertungsverfahren untersucht. Aufgrund der begrenzten Zeit wurde zunächst davon abgesehen, die in naher Zukunft durch ein allseits optimiertes System für PLA-Verpackungen (einschließlich spezifischer, stofflicher Recyclingmöglichkeiten) möglichen Änderungen zu untersuchen. Auch beabsichtigt die Herstellerfirma des Materials den Übergang zu einer Produktion in Europa statt in den USA und zur Verwendung von landwirtschaftlichen Rest- oder Nebenprodukten statt des bisher eingesetzten Futtermaises. Alle diese Maßnahmen

können zu einer Verbesserung des ökologischen Profils des neu eingesetzten Verpackungsmaterials beitragen, was die in Zukunft erreichbaren Ergebnisse beeinflussen wird. Wie stark sich die Ergebnisse verändern, wurde hier leider (noch) nicht untersucht. Die in der Studie dargestellten Ergebnisse stellen somit nur einen Ausgangspunkt für die weitere Entwicklung und Optimierung des Packstoffes dar.

In den nachfolgenden Kapiteln 3.2 bis 3.6 werden die Prüfkriterien nach ISO 14040 aus der Sicht der Gutachter diskutiert.

3.2 Normkonformität der Methoden

Es ist zu prüfen, ob die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit der Internationalen Norm übereinstimmen.

Der Bericht enthält alle Teile einer Ökobilanz. Ausgehend von der Zieldefinition und der Darstellung des Untersuchungsrahmens werden die untersuchten Systeme und die funktionelle Einheit beschrieben. Die funktionelle Einheit ist für das Erreichen der in der Zieldefinition dargestellten Fragestellung sinnvoll. Da nur die Kunststoffbecher als Teil des gesamten Verpackungssystems geändert wurden, war es akzeptabel, dass die Untersuchung sich auf diesen Teil der Verpackung beschränkte. Die Aussagen der Studie beziehen sich dementsprechend auch nur auf den Kunststoffbecher als Teil des gesamten Verpackungssystems.

Hinsichtlich der Auswahl der zu untersuchenden Verpackungsmaterialien wäre es möglich gewesen, weitere Materialien zu untersuchen (Mehrweg-Glas, Polypropylen, HD-Polyethylen), wie es andere Hersteller von Joghurt verwenden. Für den Auftraggeber kamen aufgrund der individuellen Ausgangslage (vorhandener Maschinenpark) und von Marketingaspekten (Konzentration auf kleine Gebindegrößen) nur diese beiden untersuchten Materialalternativen in Betracht. Die Entscheidung ist nachvollziehbar und gut in der Studie begründet (Anhang IV).

In dem Bericht schließen sich die Darstellung der entsprechend der funktionellen Einheit verwendeten Daten (Sachbilanz) an, die anschließend hinsichtlich der Wirkung auf Mensch und Umwelt bewertet werden (Wirkungsabschätzung). Es folgt die Auswertung der Daten. In den Anhängen werden bestimmte Teilaspekt nochmals vertieft dargestellt. Die Darstellung ist vollständig und sinnvoll lesbar.

Die in der Sachbilanz angewendeten Methoden entsprechen den Vorgaben der DIN ISO 14040 und 14044. Die Anwendung des Computermodells auf der Grundlage von Umberto® vereinfacht die zielgerichtete Modellierung der untersuchten Systeme.

In der Studie wird zunächst die 100/0 Allokation angewendet und allen Ergebnissen des Basisszenarios zugrunde gelegt. Dies ist für Deutschland ein eher ungewöhnliches Vorgehen, steht aber mit einer anderen Studie in Zusammenhang, die vor einigen Jahren das gleiche Packmaterial (im damaligen Status) untersucht hat. Die Auswahl der Allokation ist üblicherweise ergebnisrelevant aber nicht auf rein wissenschaftliche Gründe aufbauend. In die Auswahlentscheidung fließen immer individuelle Werthaltungen mit ein. Die in Deutschland übliche 50/50 Allokation, die auch der methodischen Vorgabe des Umweltbundesamtes entspricht, wurde in einer Sensitivität untersucht, damit die Ergebnisrelevanz der Allokationsentscheidung deutlich wird. Eine zweite Allokation zu untersuchen ist auch Vorgabe der internationalen Normen.

Die Allokation wurde nicht entsprechend der vereinfachten Darstellung des Kapitels 1.9 des Abschlussberichtes durchgeführt. Die Abbildungen dort zeigen einen etwas vereinfachten Ansatz, um Allokation erklären zu können. Während der Modellprüfung konnten sich die Gutachter davon überzeugen, dass alle Aspekte der Allokation entsprechend dem neuesten Stand der Technik angewendet wurden. Die Gutschriften für die Materialproduktion B (das System, welches die vom Produkt A recycelten Materialien aufnimmt) wurden in der Allokation nicht entsprechend der Materialproduktion A vergeben, sondern entsprechend der individuell ersetzten Materialien. Es wurden auch Substitutionsfaktoren berücksichtigt, die den technischen Wertverlust von Material berücksichtigen, der sich beispielsweise in höheren notwendigen Wandstärken für Produkte äußert. Weitere Werthaltungen, wie Färbbarkeit, wirtschaftliche Abwertung (Recyclat ist grundsätzlich preisgünstiger als die technisch gleichwertige Menge Primärmaterial) wurden nicht berücksichtigt. Diese Betrachtung ist Stand der Technik.

Die Auswahl der untersuchten Szenarien und Sensitivitäten ist gut begründet und hinsichtlich der Antwort auf die in der Zieldefinition gestellten Fragen sinnvoll. Die Einschränkungen aufgrund der verwendeten Daten und Annahmen werden hinreichend kritisch beleuchtet und in der Auswertung berücksichtigt.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass diese Ökobilanz nach den Regeln der internationalen Normen erstellt wurde.

3.3 Gültigkeit der angewendeten Methoden

Es ist zu prüfen, ob die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen.

Für die Bewertung der Wirkungsabschätzung der Sachbilanzdaten sollte eine kurze Diskussion der angewendeten Methoden erfolgen. Die internationalen Normen machen keine Vorgaben, welche Wirkungen zu untersuchen sind. Es werden nicht einmal mindestens zu berücksichtigende Wirkungen aufgezählt.

In der vorliegenden Studie wurden zwei unterschiedliche Bewertungssysteme angewendet, die zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen. Während die umfassende Untersuchung verschiedener, aus den Vorgaben des Umweltbundesamtes abgeleiteter Wirkungskategorien zu einem neutralen Ergebnis führt (keiner der Verpackungssysteme kann ein Vor- oder Nachteil gegenüber dem anderen zugeordnet werden), führt die Bewertung anhand der von dem Auftraggeber in den Mittelpunkt gestellten Kategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Treibhauspotential zu einer positiven Bewertung der neu eingeführten Verpackung. Es wird deutlich, dass die Bewertung der einzelnen Wirkungskategorien je nach Zielgruppe sehr unterschiedlich ist.

Die Vorteile der Verpackung liegen im Ressourcenschutz insbesondere von eingespartem Rohöl, der auch einen wichtigen Beitrag zur Verringerung des dem Produkt zuzuordnenden Treibhauseffektes hat. Da die Danone GmbH diese Wirkungen in den Mittelpunkt der strategischen ökologischen Ausrichtung des Unternehmens stellt, ist die Entscheidung, das unternehmerische Risiko eines Verpackungswechsels einzugehen, nachvollziehbar. Das neutrale Ergebnis der gesamtökologischen Bewertung der Verpackung nach den Vorgaben des Umweltbundesamtes widerspricht dieser Entscheidung offensichtlich nicht.

Es gibt zwar Wirkungen, die sich verschlechtern, diese werden (im Wertungssystem des UBA) jedoch durch die Verbesserungen in anderen Wirkungen ausgeglichen. Die aus der Sicht des Unternehmens eindeutig umweltfreundlichere Verpackung stellt in der Gesamtbetrachtung zumindest keinen Rückschritt dar. Die weiteren Potentiale, die sich abzeichneten, müssen noch auf Ihre Ergebnisrelevanz hin untersucht werden.

Auch die Wieder- und Weiterverwendung von PLA im Verpackungsrecycling der Dualen Systeme wird einen positiven Einfluss auf die Gesamtergebnisse haben. Diese wird aber erst dann spezieller auf das neue Material ausgerichtet, wenn eine gewisse Marktrelevanz

erreicht ist. Dies kann durch Unternehmensverbände unterstützt werden, die für eine hinreichende, speziell auf das Material ausgerichtete Recyclingstrategie unterstützen oder selbst bereit halten, wie es das Beispiel FKN zeigt. Dieser Verband der Unternehmen, die Kartonverpackungen für Flüssigkeiten herstellen, sorgt als Garantiegeber der Dualen Systeme für eine sinnvolle Verwertung des „eigenen“ Materials, so dass eine positive gesamtökologische Bewertung sichergestellt wird.

In der vorliegenden Studie wurde ausführlich die Auswirkung der Flächennutzung durch die PLA-Herstellung diskutiert. Fläche ist ebenfalls eine endliche Ressource, die nicht beliebig ausgedehnt werden kann. Ein weiterer, sehr wesentlicher Aspekt der Flächennutzung ist eine negative Veränderung des Treibhauspotentials, wenn Flächen, die bisher naturnah waren, neu zur landwirtschaftlichen Nutzung herangezogen werden. Diese Nutzungsänderung führt regelmäßig zur Verringerung der CO₂-Aufnahme durch die Pflanzen pro Flächeneinheit, so dass das Treibhauspotential insgesamt steigt. Die Diskussion der direkten Wirkung der Flächennutzung in dieser Studie ist ein gutes Beispiel für eine umfassende und vorbehaltlose Betrachtung des Untersuchungssystems und wird von den Gutachtern ausdrücklich begrüßt. Indirekte Landnutzungsänderungen werden derzeit auch von der sich der Entwicklung befindlichen ISO 14067 nicht gefordert, da die Methodik nicht hinreichend entwickelt ist.

Die Wirkungsabschätzung der Studie untersucht nicht die Regionalität der einzelnen Wirkungen. Eine Emission, die in den USA entsteht, wird ebenso bewertet, wie eine Emission in Deutschland oder in anderen Regionen. Eine zunehmende Anzahl von Studien unterscheidet die Wirkungen nach der Region, in der sie entstehen. Wirkungskategorien wie fossile Ressourcen und Treibhauspotential sind globale Wirkungen, bei denen eine regional differenzierte Betrachtung nicht sinnvoll ist. Da in diesen Kategorien die besonderen Vorteile der neu eingeführten Verpackung liegen, werden ihre ökologischen Wirkungen somit zumindest nicht unterschätzt. Eine solche konservative Herangehensweise durch die Ersteller ist normkonform.

Die Wirkung des Abbaus des atmosphärischen Ozons (ODP) wurde mit untersucht, wovon sich die Gutachter während der Daten- und Modellprüfung überzeugen konnten. Die Wirkungen waren jedoch so klein, dass von einer Berücksichtigung in der Studie abgesehen werden konnte, ohne dass ein Verlust von wertvollen Erkenntnissen eingetreten wäre.

Die bei der Durchführung der Studie verwendeten Methoden können als wissenschaftlich begründet und dem in Deutschland für Verpackungen gültigen Stand der Technik entsprechend eingestuft werden.

3.4 Prüfung der Daten

Es ist zu prüfen, ob die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind.

Eine allumfassende Prüfung der Daten der vorliegenden Studie ist aufgrund der Menge der berücksichtigten Daten nicht möglich. Es kam daher darauf an, die Daten horizontal (allgemeine Plausibilität, Plausibilität in der Ergebnisrelevanz bestimmter Effekte) zu prüfen und vertikal (stichprobenartige, detaillierte Prüfungen an einigen zuvor zwischen den Gutachtern festgelegten Teilen des Rechenmodells).

Die allgemeine horizontale Prüfung der Daten auf der Grundlage der den Gutachtern zur Verfügung stehenden vollständigen Grunddaten der Studie wurde die Plausibilität der Ergebnisse überprüft. Es wurden keine Ergebnisse gefunden, die nicht plausibilisiert werden konnten.

Darüber hinaus wurde am 04.03.2011 durch zwei der Gutachter eine Daten- und Modellprüfung vorgenommen, bei der die den Berechnungen zugrunde liegende Modellierung geprüft wurde und stichprobenartig spezielle Fehlerquellen und Modellbereiche genauer untersucht wurden. Dabei wurden einige Probleme gefunden, die vor Übermittlung des Abschlussberichtes durch die Ersteller der Studie eliminiert wurden.

Ein wesentlicher Teil der Prüfung der Plausibilität der Daten war auch der Vergleich mit früheren Studien über Verpackungen, die das gleiche Material eingesetzt haben. Im Anhang V der vorliegenden Studie werden die hier verwendeten Datensätze für PLA mit denen verglichen, die vor 2005 in einer anderen Studie verwendet wurden. Es zeigt sich, dass in den vergangenen Jahren erhebliche Einsparungen bei der Herstellung von PLA erreicht wurden.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die in dieser Studie verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind.

3.5 Prüfung der Interpretation der Ergebnisse

Es ist zu prüfen, ob die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Ökobilanz berücksichtigen.

Die Auswertung der Ergebnisse beruht zunächst auf der Anwendung der komplexen Bewertungsmethode des Umweltbundesamtes. Durch die Produktion einiger Rohstoffe in den USA kann einer der Teilschritte der Bewertungsmethode nicht zu vollkommen konsistenten Ergebnissen führen. Da die Normierung der Ergebnisse aber ein wesentlicher Teilschritt der Bewertung nach UBA ist, wurde diese mit zwei unterschiedlichen Bezugssystemen (Deutschland und Europa) durchgeführt.

Die Auswertung und insbesondere die Beitragsanalyse sind vorbildlich ausgeführt und geben viele Hinweise, warum bestimmte Ergebnisse erreicht wurden.

Die Auswertung bezieht alle Fragestellungen der Ziel- und Rahmendefinition ein und kann diese hinreichend und mit hoher Detailtiefe beantworten.

Die Einschränkungen durch die verwendeten Daten und deren Qualität wird in dem Bericht im Kapitel 6.6 offen und mit hinreichender Transparenz diskutiert.

Aus den genannten Gründen kommt die Beurteilung zu dem Schluss, dass die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Ökobilanz berücksichtigen und damit der Norm entsprechen.

3.6 Prüfung der Transparenz

Es ist zu prüfen, ob der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

Während die den Gutachtern vorliegenden Zwischenversionen des Berichtes zur Studie ein sehr gutes Beispiel für umfassende Transparenz einer Studie darstellen, wurde im Abschlussbericht auf die Angabe mancher Daten verzichtet, die die Ergebnisse für alle Leser vollständig nachvollziehbar gemacht hätten. Diese Entscheidung beruht auf der verständlichen Notwendigkeit des Auftraggebers, bestimmte Daten geheim zu halten. Durch die Gutachter wurde ein Mindestmaß an Beschreibung der untersuchten Systeme

angemahnt, welches im Abschlussbericht enthalten ist. Die Gutachter respektieren die Entscheidung des Auftraggebers, manche Daten nicht zu veröffentlichen. Wir konnten uns von der vorbehaltlosen Transparenz gegenüber den Gutachtern überzeugen, was sich auch in der Datenprüfung zeigte. Die vorgenommenen Beschränkungen der Transparenz können daher akzeptiert werden.

Damit kann auch die Transparenz der Studie positiv beurteilt werden.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Die Studie wurde in voller Übereinstimmung mit den internationalen Normen ISO EN 14040 und 14044 durchgeführt.

Die vorliegenden Ergebnisse bilden die ökologische Bewertung der Zeit nach Einführung der Verpackung ab bis die zuvor skizzierten Optimierungen eingeführt werden können. Von daher war es für den Auftraggeber zunächst von entscheidender Bedeutung durch die Markteinführung gesamtökologisch wenigstens ein neutrales Ergebnis zu erreichen. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass dies gelungen ist.

Es ist dringend geboten, die Optimierungspotenziale der PLA-Verpackung nach Markteinführung zu nutzen und deren Wirkung zu untersuchen. Das vorliegende neutrale Ergebnis bei der Bewertung sollte nicht der Endpunkt der Entwicklung sein. Die größeren Mengen, die in Zukunft nachgefragt werden und die in der Verpackungsverwertung ankommen werden, machen viele dieser Verbesserungen erst möglich.

Dem Auftraggeber sei angeraten, die bisher erreichten Ergebnisse nicht zu positiv darzustellen, da offensichtlich noch ein Stück des Weges zu gehen ist, bis auch im Sinne einer gesamtökologischen Bewertung, die den Vorgaben des Umweltbundesamtes entspricht, ein positives Ergebnis erreicht ist.

Literatur:

[1] 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

[2] Klöpffer, W.: The Critical Review Process According to ISO 14040-43: An Analysis of the Standards and Experiences Gained in their Application. Int. J. Life Cycle Assess. 10 (2) 98-102 (2005)

[3] International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Principles and framework. ISO EN 14040 (2006)

[4] International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment: Requirements and Guidelines. ISO EN 14044 (2006)

[5] Finkbeiner, M.; Inaba, A.; Tan, R.B.H.; Christiansen, K.; Klüppel, H.-J.: The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. Int. J. Life Cycle Assess. 11 (2) 80-85 (2006)

Berlin, März 2011



Hans J. Garvens
für das Gutachter-Team

Adressen der Gutachter:

Hans-Jürgen Garvens (Vorsitz)
LCA Consultant and Review
Wolfgang-Heinz-Str. 54
D-13125 Berlin

Tel.: +49 / 176 / 83 00 31 89
E-Mail: h.garvens@lca-cr.de

Prof. Dr. Birgit Grahl
Schuhwiese 6
D-23858 Heidekamp

Tel.: +49 (0)4533 / 4110
E-Mail: integrahl@t-online.de

Daniela Kölsch
TÜV Rheinland LGA Products GmbH
Am Grauen Stein
D-51105 Köln

Tel.: +49 (0)221 / 806-4501
Email: daniela.koelsch@de.tuv.com