

TEXTE

01/2014

Ökologische Innovationspolitik – Mehr Ressourcen- effizienz und Klima- schutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse

Anlage: Lebenszyklusanalysen für ausgewählte
bio-basierte Produkte

Langfassung des AP 4-Berichts

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3710 93 109
UBA-FB 0001865

Ökologische Innovationspolitik – Mehr Ressourceneffizienz und Klimaschutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse

**Anlage: Lebenszyklusanalyse für
ausgewählte bio-basierte Produkte
Langfassung des AP 4-Berichts**

von

Nils Rettenmaier, Andreas Detzel, Heiko Keller, Benedikt Kauertz,
Sven Gärtner, Joachim Reinhardt

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

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/oekologische-innovationspolitik-mehr> verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie IFEU- Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
Wilckensstraße 3
69120 Heidelberg

Abschlussdatum: Januar 2013

Herausgeber: Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>
<http://fuer-mensch-und-umwelt.de/>

Redaktion: Fachgebiet I 1.1
Grundsatzfragen, Nachhaltigkeitsstrategien und -szenarien, Ressourcenschonung
Almut Jehring

Dessau-Roßlau, Februar 2014

Inhalt

1	Einleitung	2
2	Methodik, Festlegungen und Datengrundlage	4
2.1	Methodische Vorgehensweise	4
2.2	Allgemeine Festlegungen	5
2.3	Umgang mit Koppelprodukten	6
2.4	Untersuchte Umweltwirkungen und Darstellung	8
3	Lebenszyklusanalysen	11
3.1	1,3-Propandiol (PDO)	12
3.2	Polylactid (PLA)	20
3.3	Hanffaser-Verbundwerkstoff	30
3.4	Verpackungspapier	35
3.5	Holzfaserdämmstoff	42
3.6	Holzkaskade	46
3.7	Ergebnissynopse: Flächeneffizienz	53
4	Fazit, Schlussfolgerungen und Empfehlungen	55
4.1	Fazit	55
4.2	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	57
5	Literaturverzeichnis	60
6	Anhang	63
6.1	1,3-Propandiol (PDO)	64
6.2	Polylactide (PLA)	67
6.3	Verpackungspapier	71
6.4	Holzfaserdämmstoff	75
6.5	Hanffaser-Verbundwerkstoff	78
6.6	Holzkaskade	81

1 Einleitung

Hintergrund

Nachdem die energetische Biomassenutzung im letzten Jahrzehnt massiv zunahm, steigt seit einiger Zeit das Interesse an der stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Im Vordergrund steht hierbei – neben dem großen Innovationspotenzial – insbesondere die Versorgungssicherheit der Industrie, die heute größtenteils noch von fossilen Ressourcen abhängig ist. Zukünftig sollen fossile Rohstoffe verstärkt durch biogene Rohstoffe, d. h. durch regenerative Kohlenstoffquellen, ersetzt werden. Dadurch soll in erster Linie die Versorgungssicherheit erhöht und nebenbei auch einen Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ökologische Innovationspolitik – Mehr Ressourceneffizienz und Klimaschutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse“ soll u. a. geklärt werden, welchen Beitrag bio-basierte Produkte zur Versorgungssicherheit und zum Klimaschutz leisten können. Dieser Frage geht das ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (kurz: IFEU) im Arbeitspaket 4 (AP 4) „Lebenszyklusanalyse“ nach, in welchem die Umweltwirkungen der stofflichen Biomassenutzung analysiert werden sollen.

Aufgrund der beinahe unbegrenzten Anzahl von Möglichkeiten, Biomasse für stoffliche Zwecke zu nutzen, wurden in AP 2 des Forschungsvorhabens („Substitutionspotenziale abiotischer Rohstoffe“) geeignete Fallbeispiele ausgewählt. Dazu wurde ein Screening aller abiotischen Produkte durchgeführt, um diejenigen zu identifizieren, deren Substitution durch bio-basierte Produkte eine signifikante Umweltentlastung darstellen würde. Durch Kombination von Massenrelevanz und ökologischer Relevanz (spezifische Treibhausgasbilanz) wurde für die abiotischen Produkte die jeweils verursachte Jahresfracht an Treibhausgasemissionen ermittelt. Ziel war es, für die hoch relevanten Produkte in verschiedenen Produktlinien-Gruppen geeignete bio-basierte Substitute zu finden, welche a) bereits hergestellt werden und für welche b) bereits (Übersichts-)Ökobilanzen vorliegen. Auf diese Weise wurden insgesamt sechs Fallbeispiele ausgewählt, die in der folgenden Tabelle 1-1 aufgelistet sind.

Tabelle 1-1 Auswahl der bio-basierten Produkte

Produktlinien-Gruppe	Rohstoff	Bio-basiertes Produkt	Substitutionspartner
Alkohole	Zucker, Stärke, Lignozellulose	1,3-Propandiol	1,3-Propandiol (petrochemisch)
Kunststoffe	Zucker, Stärke, Lignozellulose	Poly lactid (PLA)	Polystyrol
Zellstoff & Papier	Holz	Verpackungspapier	Polyethylen-Folie
Dämmstoffe	Holz	Holzfaserdämmstoff	Mineralwolle
Verbundwerkstoffe	Hanf	Hanffaser-Verbundwerkstoff	Glasfaser-Kunststoff
Holzkaskade	Holz	Vollholz – Holzwerkstoffe – thermische Nutzung	Stahlträger – Stahlblech – Strom- und Wärmemix

Grundsätzliche Vorgehensweise

Für die in AP 2 ausgewählten Fallbeispiele wurden in AP 4 so genannte Übersichts-Ökobilanzen (übersichtsartige Lebenszyklusanalysen) in Anlehnung an die ISO-Normen 14040 und 14044 durchgeführt /ISO 2006/. Die Bilanzierung der bio-basierten Produkte erfolgte im Rahmen dieses Forschungsvorhabens grundsätzlich im Vergleich zu den jeweiligen abiotischen Substituten (konventionellen Referenzprodukten), jeweils unter Berücksichtigung des vollständigen Lebenswegs (siehe Abb. 1-1).

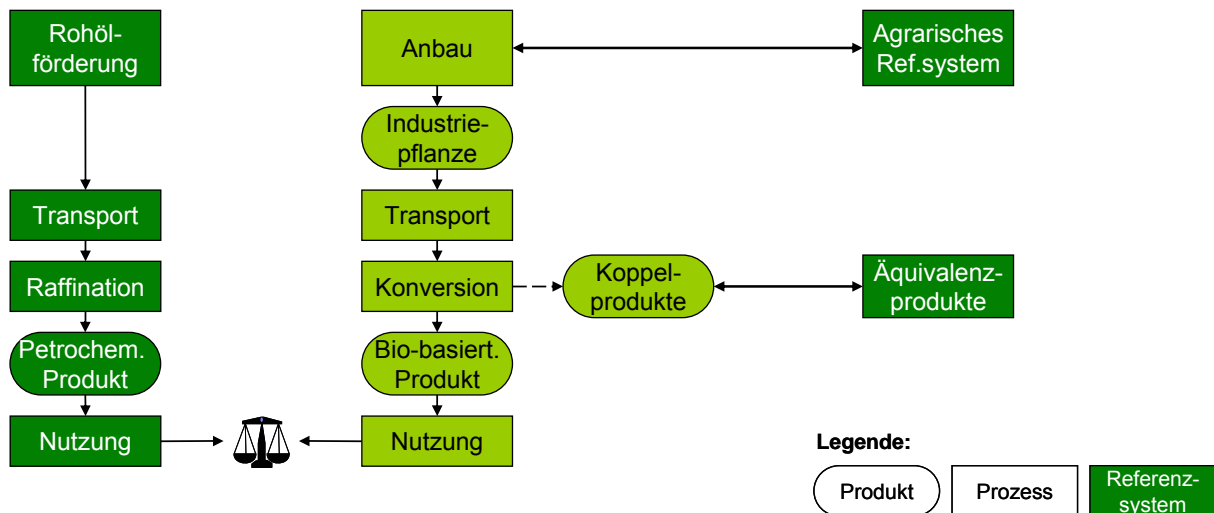


Abb. 1-1 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen einem bio-basierten und einem konventionellen (petrochemischen) Produkt. (© IFEU 2013)

Ziel der Untersuchung

Im Rahmen dieser Untersuchung sollen die **Umweltwirkungen** der stofflichen Biomassennutzung anhand einiger ausgewählter Fallbeispiele **quantifiziert** werden. Der Schwerpunkt der Analyse liegt dabei weniger auf der Ermittlung nachkommastellengenauer Ökobilanzergebnisse als vielmehr auf

- den methodischen Besonderheiten bei der stofflichen Nutzung von Biomasse und
- der Identifikation der Ergebnis bestimmenden Parameter, deren Einfluss mittels Sensitivitätsanalysen bestimmt werden sollte.

Aus diesem Grund wird für jedes bio-basierte Produkt eine Reihe von Varianten untersucht. Im Gegenzug wird die Anzahl der untersuchten Fallbeispiele auf sechs begrenzt.

Mit Hilfe der o. g. Elemente sollen nach Möglichkeit eine ökologische Einschätzung der stofflichen Biomassennutzung getroffen und Empfehlungen für Entscheidungsträger gegeben werden.

Ursprünglich sollte im Rahmen dieser Untersuchung auch geprüft werden, inwiefern die methodischen Vorgaben zur Treibhausgas-Bilanzierung in Anhang V der Europäischen Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EE-RL, 2009/28/EG) /EU 2009/ auch auf stofflich genutzte Biomasse (bio-basierte Produkte) anwendbar sind. Aufgrund inhaltlicher Überschneidungen wurde jedoch beschlossen, die Ergebnisse dieser Analyse in den Bericht zu AP 6 (Ableitung eines Systems zur Nachhaltigkeitsbewertung) aufzunehmen.

2 Methodik, Festlegungen und Datengrundlage

2.1 Methodische Vorgehensweise

Die Untersuchung der ökologischen Auswirkungen bio-basierter Produkte mittels Lebenszyklusanalysen wird in Anlehnung an die Vorgehensweise bei Produkt-Ökobilanzen nach ISO 14040 und 14044 /ISO 2006/ durchgeführt. Aufgrund der Art des Erkenntnisinteresses werden nur übersichtsartige Bilanzen angefertigt, die sich sehr eng an die Vorgehensweise zur Erstellung von Produkt-Ökobilanzen nach den internationalen Normen anlehnen, im strengen Sinn aber keine solche darstellen. Sie werden beispielsweise keiner – wie in den Normen vorgeschriebenen – externen Begutachtung unterzogen werden, können aber nach Auffassung der Bearbeiter dennoch aufgrund der engen Orientierung an den Normen als belastbar angesehen werden.

Die beiden o. g. internationalen Normen beschreiben die Grundsätze und Rahmenbedingungen bzw. Anforderungen und Anleitungen für die Durchführung von Ökobilanzstudien. Sie umfassen vier Bestandteile (siehe Abb. 2-1).

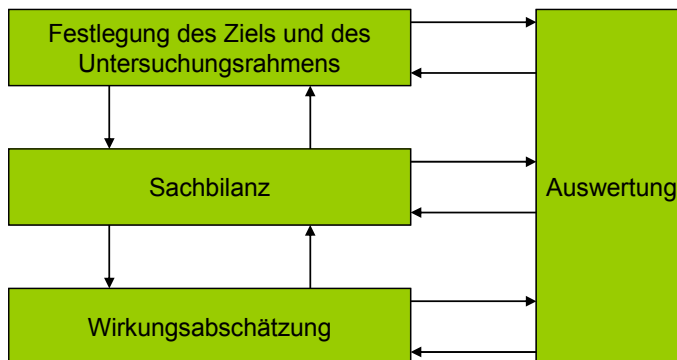


Abb. 2-1 Bestandteile einer Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 (© IFEU 2013)

Betrachtet werden insbesondere:

- die Input- und Outputflüsse (Roh- und Werkstoffe, Energie bzw. Abfälle, Abwasser, Emissionen etc.) und die damit verbundenen
- potenziellen Umweltwirkungen (z. B. Treibhauseffekt, Versauerung) des betrachteten Produktsystems (Produkt oder Dienstleistung)
- entlang des gesamten Lebensweges („Wiege bis zur Bahre“, von der Rohstoffförderung bis zur Entsorgung).

Damit liefern die Übersichtsökobilanzen umfassende Informationen über die ökologischen Wirkungen einzelner Produktionsschritte von Produkten und Dienstleistungen wie auch des gesamten Lebenswegs. Somit können die wesentlichen ökologischen Zusammenhänge der stofflichen Nutzung von Biomasse aufgezeigt und bewertet werden sowie Optimierungspotenziale identifiziert werden.

2.2 Allgemeine Festlegungen

Bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens müssen laut ISO 14040 und 14044 eine Reihe von Punkten berücksichtigt und eindeutig beschrieben werden /ISO 2006/. Dazu zählen insbesondere die folgenden Punkte:

- **Funktionelle Einheit:** Die funktionelle Einheit ist die spezifische Produktmenge oder -dienstleistung, die zur Erzeugung des betrachteten Produktnutzens benötigt wird. Sie muss für jede vergleichende Ökobilanz in Abhängigkeit der zugrunde liegenden Fragestellung eigens festgelegt werden. Bei der energetischen Nutzung von Biomasse kann beispielsweise ein Kilometer Fahrleistung übergreifend für alle Biokraftstoff-Produkte (Biodiesel, Bioethanol etc.) als einheitliche funktionelle Einheit gewählt werden. Im Gegensatz dazu ist es bei der stofflichen Nutzung von Biomasse aufgrund der Vielzahl von Produkten und damit verbundenen Nutzen nicht möglich, eine einheitliche funktionelle Einheit zu bestimmen. Je nach zugrunde liegender Fragestellung sind Quervergleiche zwischen unterschiedlichen Produkten jedoch nach Umrechnung auf eine einheitliche Bezugsgröße möglich:
 - Für alle bio-basierten Produkte aus **Anbaubiomasse** kann der Nutzen aus einem Hektar Ackerfläche in einem Durchschnittsjahr betrachtet werden. Damit wird die Frage beantwortet, wie die in begrenztem Umfang zur Verfügung stehende Fläche möglichst effizient genutzt werden kann. Ein sinnvoller Quervergleich wäre aber nur zwischen unterschiedlichen Arten von Anbaubiomasse möglich, nicht jedoch zwischen Anbaubiomasse und Reststoffen.
 - Für alle bio-basierten Produkte aus **Reststoffen** können die Ergebnisse auf eine Tonne (trockene) Biomasse bezogen werden. Damit wird die Frage beantwortet, wie die in begrenztem Umfang zur Verfügung stehende Biomasse möglichst effizient genutzt werden kann. Auch hier wäre ein sinnvoller Quervergleich nur zwischen unterschiedlichen Arten von Reststoffen möglich.
- **Geographischer und zeitlicher Bezug:** Der Bezugsraum für die Produktion und Nutzung der bio-basierten Produkte ist die Bundesrepublik Deutschland. Für Rohstoffe aus anderen Ländern (z. B. Import von Düngemitteln und Erdöl) wird der Bezugsraum entsprechend erweitert. Informationen zum Bezugsraum der in den Lebenszyklusanalysen untersuchten Produkte finden sich in den jeweiligen Kapiteln.

Der Bezugszeitraum ist das Jahr 2010. Grundsätzliche Ausführungen zu Bezugsraum und -zeitraum finden sich in /Borken et al. 1999/.

- **Bilanzierungstiefe:** Sämtliche stofflichen und energetischen Inputs und Outputs sowie die potenziellen Umweltwirkungen des betrachteten Produktsystems werden entlang des gesamten Lebenswegs bilanziert. Lediglich die Infrastruktur (Bau von Konversionsanlagen, Fahrzeugen und Verkehrswegen) wird nicht berücksichtigt. Die dadurch möglicherweise entstehende Unsicherheit ist u. E. marginal, da diese Infrastrukturelemente im Regelfall bei fossilen und biogenen Systemen gleichermaßen auftreten.

2.3 Umgang mit Koppelprodukten

In den betrachteten Produktlebenswegen kann es sowohl bei der Herstellung bio-basierter Produkte als auch konventioneller Referenzprodukte zur so genannten Koppelproduktion kommen. Dies bedeutet, dass in einem Prozess zwei oder mehr Produkte zwangsläufig und gleichzeitig anfallen (siehe dazu auch Abb. 2-2). Die ISO-Normen für Produkt-Ökobilanzen 14040 und 14044 /ISO 2006/ machen dabei keinen Unterschied zwischen Haupt- und Nebenprodukten sondern bezeichnen die Gesamtheit aller Produkte als Koppelprodukte.

Die Inputs und Outputs eines Prozesses (oder auch Systems) müssen in geeigneter Weise zwischen ihren unterschiedlichen (Koppel-)Produkten oder Funktionen zugeordnet werden. Diesbezüglich benennen die ISO-Normen folgende Verfahren, die alle in der ökobilanziellen Praxis zur Anwendung kommen:

- Aufteilung des Herstellungsaufwands zwischen den Koppelprodukten nach deren **Masse**
- Aufteilung des Herstellungsaufwands zwischen den Koppelprodukten nach deren **Energiegehalt** (Heizwert)
- Aufteilung des Herstellungsaufwands zwischen den Koppelprodukten nach deren **ökonomischem Wert** (i.d.R. wird hier der Marktpreis herangezogen)
- Gutschriftenverfahren

Allen Verfahren liegt gewissermaßen eine Bewertung des Nutzens zugrunde, wobei die Zuordnung der Inputs und Outputs bei den ersten beiden Verfahren auf Basis von zugrunde liegenden physikalischen Beziehungen erfolgt und beim dritten Verfahren andere Beziehungen (beispielsweise oder ökonomische Zusammenhänge) widerspiegelt.

Beim Gutschriftenverfahren erfolgt keine Aufteilung der Herstellungsaufwendungen auf die Koppelprodukte. Hier geht man vielmehr davon aus, dass die Nebenprodukte in anderen Produktsystemen als Rohmaterial verwendet werden können und damit andere, etwa primäre Rohstoffe eingespart werden können. Der Nutzen wird hier also über die erwartete Substitutionsleistung und des damit eingesparten Herstellungsaufwand abgebildet. Der eingesparte Herstellungsaufwand wird dem bio-basierten komplett (d. h. zu 100%) oder teilweise (d. h. mit einem Faktor <100%) als **Gutschrift** (per Subtraktion) angerechnet. Faktoren <100% kommen dann zustande, wenn dem Produktsystem, in dem das Nebenprodukt zur Anwendung kommt, ebenfalls ein Teil der Substitutionsleistung zugeordnet wird.

Abb. 2-2 stellt zur Verdeutlichung der unterschiedlichen Verfahren das Gutschriftenverfahren („Substitution“) und den Ansatz zur Aufteilung des Herstellungsaufwands („Allokation“) nebeneinander dar.

Obwohl die ISO-Norm 14044 empfiehlt, wo auch immer möglich eine Allokation zu vermeiden, kann jedoch aus rein wissenschaftlicher Sicht keinem der vier zuvor genannten Verfahren ein Vorrang eingeräumt werden. Entscheidend bei der Wahl des Verfahrens ist, dass es mit dem festgelegten Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz-Studie im Einklang steht. Da aber diese Wahl erfahrungsgemäß große Auswirkungen auf die Ergebnisse haben kann, sollte unabhängig von der Wahl des Hauptverfahrens immer auch ein zweites Verfahren im Rahmen von Sensitivitätsanalysen zur Anwendung kommen. Im vorliegenden Forschungsvorhaben wird daher für einige ausgewählte Fallbeispiele untersucht, wie sich unterschiedliche Verfahren auf die Ergebnisse auswirken.

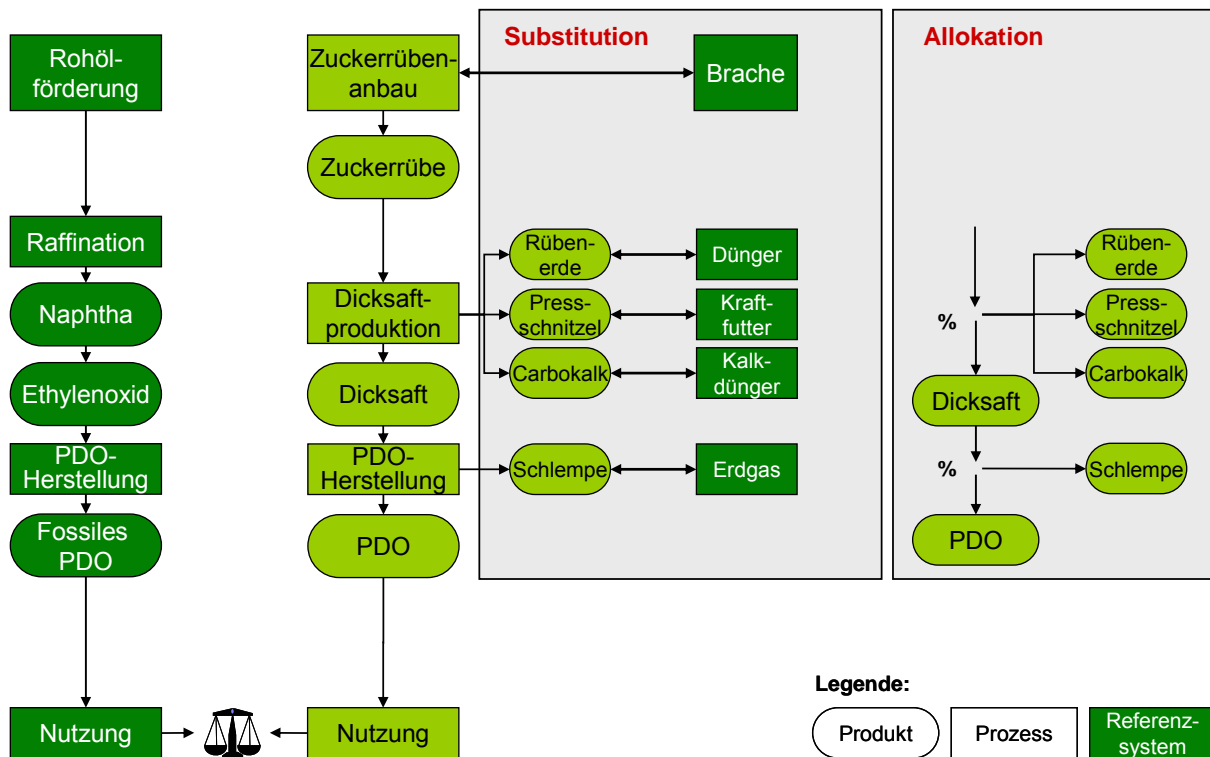


Abb. 2-2 Lebenswegvergleich mit unterschiedlicher Berücksichtigung der Koppelprodukte (© IFEU 2013)

Anmerkung:

Für die Erstellung von Treibhausgasbilanzen im Rahmen der Europäischen Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EE-RL, 2009/28/EG) /EU 2009/ bzw. der deutschen Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV) /BReg 2009/ wurde festgelegt, dass der Herstellungsaufwand zwischen den Koppelprodukten¹ nach deren Energiegehalt (Heizwert) aufgeteilt werden muss. Ausschlaggebend hierfür war, dass der Nachweis des Treibhausgas-Minderungspotenzials des Biokraftstoffs transparent und nachvollziehbar geführt werden kann und damit rechtssicher ist. Daher wurde der Heizwert als physikalische Größe gewählt.

¹ Im Gegensatz zu den ISO-Normen wird in der EE-RL zwischen echten Koppelprodukten und Reststoffen unterschieden, jedoch ohne letztere genauer zu definieren. Im Unterschied zu Koppelprodukten dürfen Reststoffe bei der Aufteilung der Inputs und Outputs nicht berücksichtigt werden.

2.4 Untersuchte Umweltwirkungen und Darstellung

Die betrachteten Umweltwirkungen sind in Tabelle 2-1 beschrieben und lehnen sich an die in der Ökobilanzpraxis betrachteten Wirkungen an. In Tabelle 2-2 sind für diese Wirkungen die Indikatoren, Sachbilanzgrößen und Äquivalenzfaktoren zusammengestellt.

Tabelle 2-1 Untersuchte Umweltwirkungen

Umweltwirkung	Beschreibung
Energieaufwand (Ressourcenverbrauch)	Energieeinsatz bzw. -einsparung ist ein Indikator der Ressourcenbeanspruchung. In dieser Studie werden die folgenden nicht-erneuerbaren Energieträger bilanziert: die fossilen Brennstoffe Erdöl, Erdgas und Kohle sowie Uranerz. Im Folgenden wird diese Umweltwirkungskategorie der besseren Begrifflichkeit wegen mit „Energieaufwand“ bezeichnet.
Treibhauseffekt (Klimaänderung)	Bezeichnet die Erwärmung der Atmosphäre in Folge der vom Menschen verursachten Freisetzung von klimawirksamen Gasen. Wichtigstes Treibhausgas: Kohlenstoffdioxid (CO ₂) aus der Verbrennung von fossilen Energieträgern. Daneben werden Methan (CH ₄) und Lachgas (N ₂ O) berücksichtigt.
Stratosphärischer Ozonabbau	Zerstörung des schützenden Ozons in der Stratosphäre durch bestimmte Gase wie FCKW oder Lachgas (Stichwort „Ozonloch“).
Versauerung	Verschiebung des Säuregleichgewichts in Böden und Gewässern durch den Eintrag Säure bildender Luftschadstoffe wie Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, Ammoniak und Chlorwasserstoff in Böden und Gewässer (Stichwort „saurer Regen“).
Eutrophierung (terrestrisch)	Einbringung von einem Übermaß an Nährstoffen in Böden über atmosphärische Deposition von Ammoniak und Stickoxiden.
Eutrophierung (aquatisch)	Einbringung von einem Übermaß an Nährstoffen in Gewässer (Stichwort „Algenblüte“) durch Auswaschung von Nitrat und Phosphaten aus landwirtschaftlichen Flächen und Abwässer.
Sommersmog (Fotosmog)	Bildung von so genannten Fotooxidantien wie u. a. Ozon unter dem Einfluss von Sonnenstrahlung in der bodennahen Atmosphäre (Stichwort „Ozonalarm“) durch Zusammenwirken mehrerer Faktoren, zu denen Sonneneinstrahlung, Stickoxide und Kohlenwasserstoffe gehören.
Humantoxizität: Feinstaubbelastung	Emission von Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm (PM ₁₀). Schwebstaubpartikel dieser Größe sind atemwegsgängig und können zu Gesundheitsschäden führen. Die Feinstaubbelastung ist damit eine Subkategorie der Humantoxizität.
Naturraumbeanspruchung	Oftmals nur als Flächenbedarf bezeichnet werden hier flächenbezogene Umweltwirkungen erfasst, die sich negativ auf die Naturnähe und Größe von Flächen auswirken.

© IFEU 2012

Neben den oben aufgeführten Umweltwirkungskategorien ist auch die Bewertung von Öko- und Humantoxizität wichtig für die Gesamteinschätzung der ökologischen Auswirkungen von bio-basierten Produkten. Allerdings fehlen hier belastbare Einschätzungen zu den einzelnen Größen (wie z. B. Formaldehyd, Benzol, Partikel) über den gesamten Lebensweg hinweg. Damit ist eine einheitliche und aussagekräftige Bewertung dieser Kategorie nicht möglich. Stattdessen wird die Feinstaubbelastung als Einzelparameter ausgewiesen.

Tabelle 2-2 Indikatoren, Sachbilanzgrößen und Äquivalenzfaktoren zu den untersuchten Umweltwirkungen (/CML 2004/, /IPCC 2007/, /Klöpffer & Renner 1995/, /Leeuw 2002/, /Ravishankara et al. 2009/, /IFEU 2011/ auf der Basis von /IPCC 2007/)

Umweltwirkung	Indikator	Sachbilanzgröße	Formel	Äquivalenzfaktor
Energieaufwand (Ressourcenverbrauch)	Kumulierter Primärenergieaufwand aus nicht-erneuerbaren Quellen	Erdöl Erdgas Steinkohle Braunkohle Uranerz	—	—
Treibhauseffekt (Klimaänderung)	CO ₂ -Äquivalent (Kohlenstoffdioxid-Äquivalent)	Kohlendioxid fossil	CO ₂	1
		Lachgas (Distickstoffoxid)	N ₂ O	298
		Methan biogen	CH ₄	25
		Methan fossil	CH ₄	27,75
Stratosphärischer Ozonabbau	R-11-Äquivalent (CFC ₁₃ -Äquivalent)	Trichlorfluormethan	CFC ₁₃	1
		Lachgas (Distickstoffoxid)	N ₂ O	0,017
		andere FCKWs, H-FCKWs, FKWs, ...	Diverse	Diverse
Versauerung	SO ₂ -Äquivalent (Schwefeldioxid-Äquivalent)	Schwefeldioxid	SO ₂	1
		Stickoxide	NO _x	0,7
		Ammoniak	NH ₃	1,88
		Chlorwasserstoff	HCl	0,88
Eutrophierung (terrestrisch)	PO ₄ ³⁻ -Äquivalent (Phosphat-Äquivalent)	Stickoxide	NO _x	0,13
		Ammoniak	NH ₃	0,346
Eutrophierung (aquatisch)	PO ₄ ³⁻ -Äquivalent (Phosphat-Äquivalent)	Nitrate	NO ₃ ⁻	0,13
Sommersmog (Fotosmog)	C ₂ H ₄ -Äquivalent (Ethen-Äquivalent)	Phosphate	PO ₄ ³⁻	1
		Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe	NMHC	1
		Methan	CH ₄	0,006
Humantoxizität: Feinstaubbelastung	PM ₁₀ -Äquivalente	Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von < 10 µm	Diverse	Diverse
Naturraumbeanspruchung	m ² · a	Flächenkategorie I-VII	—	—

© IFEU 2012

Treibhauseffekt: Kohlenstoffbestandsänderungen

Kohlenstoffbestandsänderungen müssen gemäß der in der europäischen Erneuerbare-Energien-Richtlinie (EE-RL) bzw. der deutschen Biokraft-NachV vorgeschriebenen Vorgehensweise für die Berechnung von Treibhausgasemissionen durch direkte **Landnutzungsänderung** berücksichtigt werden (siehe Anhang V der EE-RL Teil C Nr. 7). Darüber hinaus hat die EU-Kommission Leitlinien für die Berechnung des Kohlenstoffbestands im Boden beschlossen, die bei den Berechnungen verwendet werden müssen /EU 2010/. Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wird festgelegt, dass die Biomasse nicht auf Flächen erzeugt wird, die erst nach Januar 2008 zu Anbauflächen umgewandelt wurden, d. h. dass keine Kohlenstoffbestandsänderungen auftreten.

Naturraumbeanspruchung

Die Umweltwirkung Naturraumbeanspruchung wird nur auf der Ebene der Sachbilanz analysiert, d. h. es wird lediglich der Flächenbedarf ermittelt. Eine Bewertung auf der Ebene der Wirkungsabschätzung war im Rahmen dieses Arbeitspakets nicht möglich.

Normierung

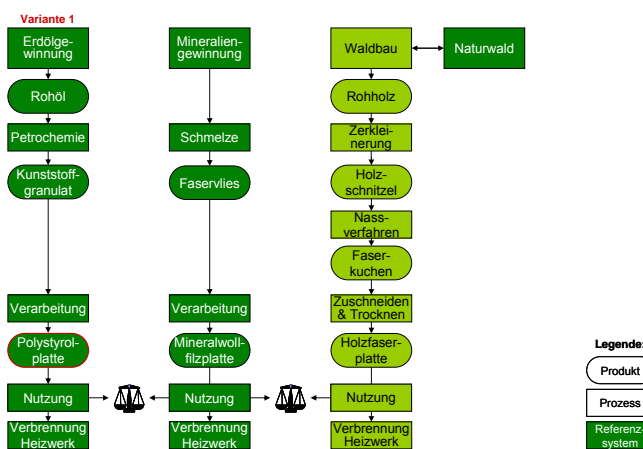
Die meisten in der Studie ermittelten Ergebnisse bezüglich des Energieaufwandes bzw. der Emissionen in den anderen Umweltwirkungskategorien werden als so genannte Einwohnerwerte dargestellt. Dabei werden die ökologischen Vor- und Nachteile der bio-basierten Produkte der Gesamtsituation in Deutschland gegenübergestellt, was die Ableitung ihrer relativen Bedeutung ermöglicht. Als Vergleichsgröße dienen die Einwohnerwerte, die den durchschnittlichen Pro-Kopf-Energiebedarf bzw. die entsprechenden Emissionen eines Bundesbürgers pro Jahr beschreiben. Die Werte sind in Tabelle 2-3 dargestellt. Als abschließender Schritt werden die im Rahmen der Ökobilanz ermittelten Ergebnisse in den einzelnen Umweltwirkungskategorien auf die jeweiligen Einwohnerwerte bezogen.

Tabelle 2-3 Gesamtemissionen in den einzelnen Umweltwirkungskategorien sowie die daraus resultierenden Einwohnerwerte (EW) bezogen auf Einwohner und Jahr (Bezugsjahr: 2007 – 2008) (/IFEU 2011/ auf der Basis von /UBA 2009a/, /UBA 2009b/ und /AGEB 2009/). Bevölkerung Deutschland 2008: 82.002.400 /DESTATIS 2009/.

Umweltwirkung	Einheit	Verbrauch / Emissionen / Nutzung in Deutschland pro Jahr	EDW
Energieaufwand (Ressourcenverbrauch)	GJ kumulierter Primärenergieaufwand aus nicht-erneuerbaren Quellen	12.968.000.000	158
Treibhauseffekt (Klimaänderung)	t CO ₂ -Äquivalent	896.195.500	10,9
Ozonabbau	g R-11-Äquivalent	3.321.290.000	40
Versauerung	kg SO ₂ -Äquivalent	2.576.660.000	31
Eutrophierung (terrestrisch)	kg PO ₄ -Äquivalent	386.540.000	4,7
Eutrophierung (aquatisch)	kg PO ₄ -Äquivalent	408.863.000	5,0
Sommersmog (Fotomog)	kg C ₂ H ₄ -Äquivalent	1.280.644.000	16
Humantoxizität: Feinstaubbelastung	kg PM10-Äquivalent	2.088.644.000	25
Naturraumbeanspruchung Ackerfläche	ha	18.932.400	0,23
Naturraumbeanspruchung Waldfläche	ha	11.076.000	0,13

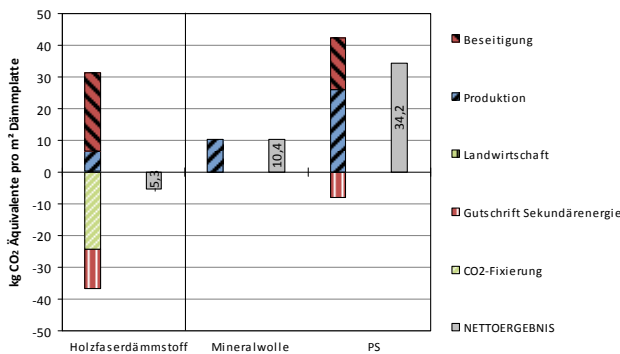
3 Lebenszyklusanalysen

Die Ergebnisdarstellung der Übersichts-Ökobilanzen erfolgt nach einem einheitlichen Muster. Nach einer Darstellung des schematischen Lebenswegvergleichs und kurzen Beschreibung der Lebenswege werden zunächst die Ergebnisse für die Wirkungskategorie Klimawandel für die jeweils untersuchten Einzellebenswege in Form von Sektoralgrafiken präsentiert. Die Ergebnisse für alle weiteren Wirkungskategorien werden im Anhang (Kapitel 6) gezeigt. Im Anschluss daran werden die Ergebnisse für die Lebenswegvergleiche mittels T-Diagrammen dargestellt und abschließend ein kurzes Fazit für jedes Fallbeispiel gezogen.



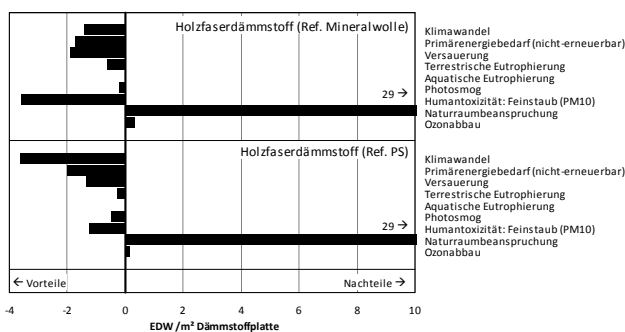
1. Schematischer Lebenswegvergleich

Darstellung des Lebenswegvergleichs zwischen dem bio-basierten Produkt und einem oder mehreren konventionellen (fossilen / petrochemischen) Referenzprodukten.



2. Sektoralgrafik

Darstellung der Umweltwirkungen getrennt nach Lebenswegabschnitten (sektoral). Die farbigen Balken zeigen die Emissionen (positive Werte) und Gutschriften (für vermiedene Emissionen, negative Werte). Die grauen Balken zeigen das Nettoergebnis (saldierte Emissionen u. Gutschriften).



3. T-Diagramm

Darstellung der Nettoergebnisse (Salden) für den Vergleich der bio-basierten Lebenswege mit den fossilen Lebensweg.

3.1 1,3-Propandiol (PDO)

In Form einer Übersichtsökobilanz wird 1,3-Propandiol (PDO) aus regenerativen Quellen mit chemisch identischem PDO aus fossilen Quellen verglichen. Die Ergebnisse beziehen sich auf eine funktionelle Einheit von einer Tonne reinem PDO.

PDO ist ein Diol, das vor allem als Grundstoff für die Herstellung von Kunststoffen verwendet wird. Das Besondere an PDO ist, dass es sowohl durch chemische Synthese als auch relativ leicht durch verschiedene biotechnologische Herstellungsverfahren produzierbar ist. Hier ist bezüglich der Herstellungskapazität vor allem der Prozess von DuPont zur Herstellung von PDO aus Maisstärke zu nennen. Bei DuPont wird das bio-basierte PDO mit Terephthalsäure zu Polytrimethylenterephthalat (PTT) copolymerisiert, das dem gebräuchlicheren Polyethylenterephthalat (PET) ähnlich ist, aber teils bessere Eigenschaften aufweist. PTT wird von DuPont unter dem Markennamen Sorona® für verschiedene Anwendungsbereiche (Teppiche, Bekleidung, Stoffbezüge und thermoplastische Bauteile im Automobilbau) vertrieben.

3.1.1 Lebenswegvergleich und Varianten

Abb. 3-1 zeigt den Lebenswegvergleich zwischen der Herstellung von bio-basiertem und petrochemischem 1,3-Propandiol (PDO). In der Basisvariante wird PDO aus Zuckerrüben produziert, in den Varianten 1 und 2 dagegen aus Weizen(-korn) bzw. (Kurzumtriebs-)Pappelholz hergestellt. Variante 3 beinhaltet verschiedene Anrechnungsverfahren zwischen den Koppelprodukten (Substitutions- und Allokationsmethode).

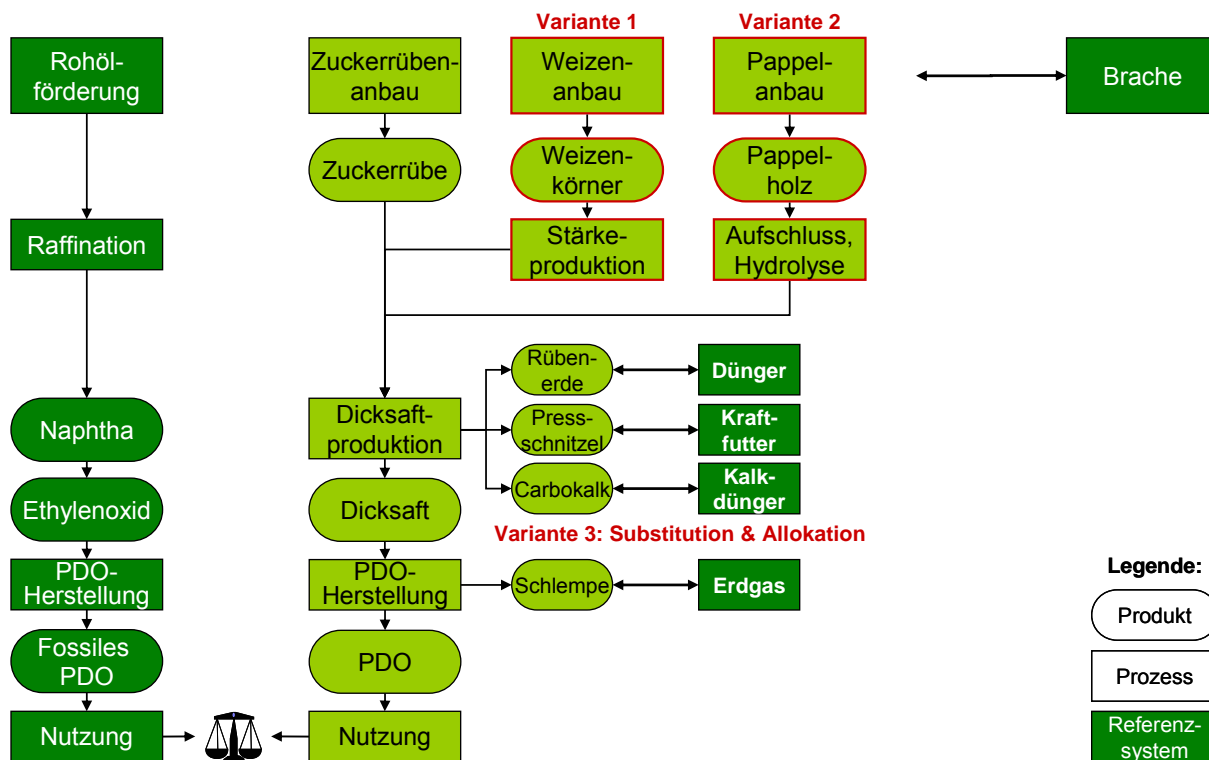


Abb. 3-1 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen der Herstellung von bio-basiertem und petrochemischem 1,3-Propandiol (PDO). Hinweis: Bei den Varianten 2 und 3 treten teilweise andere, hier nicht dargestellte Koppelprodukte auf (© IFEU 2013)

Betrachtete Varianten

Basisvariante	Herstellung von PDO aus Zuckerrüben. Die beim Zuckerrübenaufschluss entstehenden Koppelprodukte Rübenerde, Pressschnitzel und Carbokalk werden anstelle von Dünger, Kraftfutter und Kalkdünger eingesetzt. In der Basisvariante wird die Substitutionsmethode angewandt. Diese beruht darauf, dass – aufgrund des Vorhandenseins der Koppelprodukte – Emissionen für die Herstellung nutzenäquivalenter Produkte vermieden werden, welche dem PDO (zu 100 %) gutgeschrieben werden.
Variante 1	Herstellung von PDO aus Weizen(-korn) (anstelle von Zuckerrüben)
Variante 2	Herstellung von PDO aus (Kurzumtriebs-)Pappelholz (anstelle von Zuckerrüben)
Variante 3	Für den Rohstoff Zuckerrübe wird das Anrechnungsverfahren der Emissionen variiert: In der Basisvariante werden vermiedene Emissionen zu 100 % dem PDO gutgeschrieben, während sie in der Variation des Substitutionsverfahrens nur zu 50 % dem PDO gutgeschrieben werden. Die anderen 50 % werden den Prozessen, die die Koppelprodukte nutzen, gutgeschrieben (UBA-Methode). Bei Anwendung der Allokation werden die Emissionen des Herstellungsprozesses auf der Basis von Masse oder Heizwert auf alle Koppelprodukte aufgeteilt.

Details zu den Lebenswegen

Anbau:

Der landwirtschaftliche Anbau der nachwachsenden Rohstoffe wird für in Deutschland typische, durchschnittliche Verhältnisse bei guter fachlicher Praxis bilanziert. Als landwirtschaftliches Referenzsystem wird eine Brache angesetzt (vgl. hierzu /Jungk & Reinhardt 2000/).

Produktion und Verarbeitung:

Aus den zucker-, stärke- und lignozellulosehaltigen Rohstoffen wird Dicksaft (bei Zuckerrübe) bzw. eine dextrosehaltige Maische (Weizenkorn und Pappelholz) produziert. Mittels biotechnologischer Verfahren (Fermentation) wird daraus PDO hergestellt. Die Prozessdaten zur PDO-Herstellung entstammen der IFEU-internen Datenbank und wurden basierend auf /Reinhardt et al. 2007/ fortgeschrieben.

Das PDO aus fossilen Quellen wird über ein petrochemisches Syntheseverfahren über die Zwischenstufe Ethylenoxid aus Erdöl hergestellt. Die Daten zur petrochemischen Produktion von PDO wurden anhand von Literaturdaten und Abschätzungen durch das IFEU abgeleitet.

Nutzung:

PDO aus nachwachsenden Rohstoffen und petrochemischen Quellen ist chemisch äquivalent und kann daher für identische Zwecke eingesetzt werden. Aufgrund der Vielzahl von möglichen Anwendungen und in Ermangelung geeigneter Daten für die PTT-Herstellung wird die Nutzungsphase hier nicht betrachtet.

Entsorgung:

Aufgrund der nicht betrachteten Nutzungsphase kann keine spezifische Entsorgung bilanziert werden. Um dennoch dem Lebenszyklusgedanken Rechnung zu tragen, wird näherungsweise eine einfache Verbrennung des PDO angesetzt, bei der es zur Freisetzung des im Produkt gespeicherten Kohlenstoffs sowie zu weiteren Schadstoffemissionen kommt. Dieser Prozess stellt explizit keine thermische Verwertung dar (für die entsprechende Gutschriften vergeben würden), d. h. die realen Umweltwirkungen der Entsorgung weichen ggf. deutlich von den präsentierten Werten ab.

3.1.2 Ergebnisse

Einzellebenswege: Basisvariante, Variante 1 und 2

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Übersichtsökobilanz für bio-basiertes und petrochemisches 1,3-Propandiol (PDO) präsentiert. Abb. 3-2 zeigt die Ergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel in sektoraler Darstellung, welche Aussagen über die Relevanz einzelner Lebenswegabschnitte ermöglicht (wichtiger Hinweis: Die Nutzung des PDO wurde hier nicht betrachtet!). Die Ergebnisse für alle weiteren untersuchten Umweltwirkungen sind – analog zu Abb. 3-2 – im Anhang (Kapitel 6.1) abgebildet.

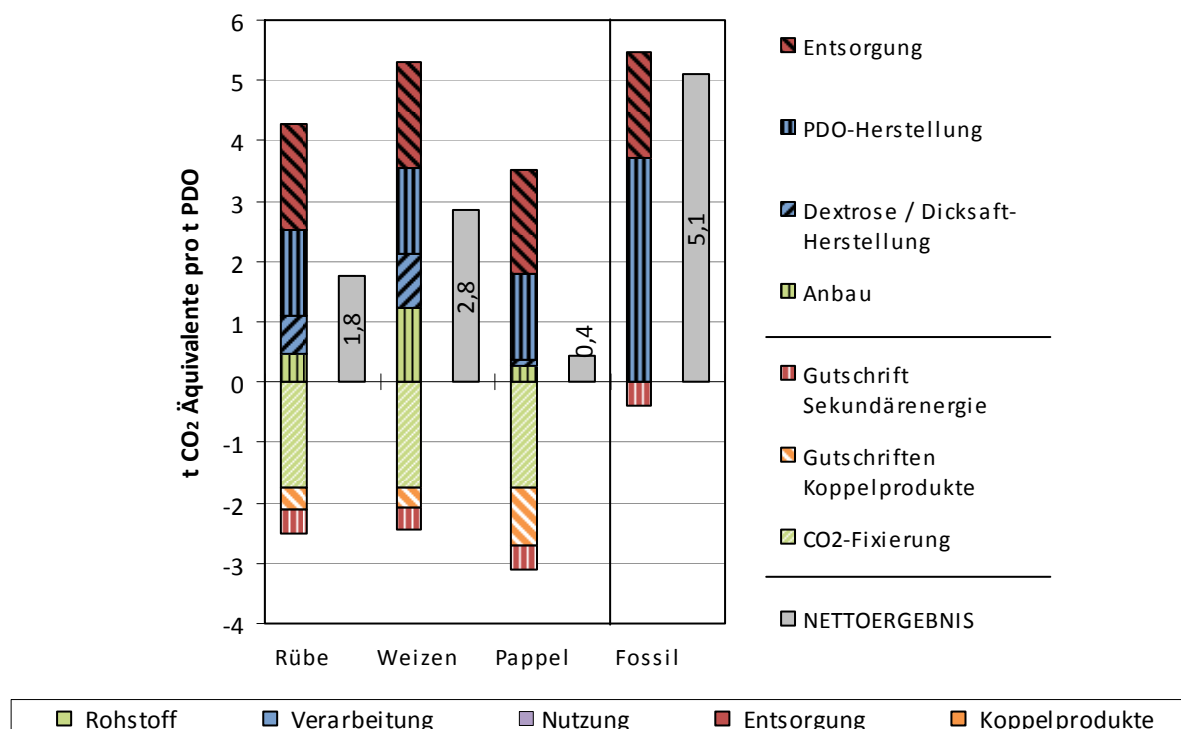


Abb. 3-2 Sektoriale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel für 1,3-Propandiol (PDO) aus Zuckerrübe, Weizen(-korn) und Pappelholz sowie für fossiles PDO in kg CO₂-Äquivalenten pro t PDO (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für die ersten beiden Balken

Der erste, farbige Balken zeigt die Treibhausgasmissionen (positive Werte) und Gutschriften (für vermiedene THG-Emissionen, negative Werte) entlang des Lebenswegs von PDO aus Zuckerrüben. Der zweite, graue Balken zeigt das Nettoergebnis (Saldo aus Emissionen und Gutschriften): pro Tonne PDO werden 1,8 t CO₂-Äquivalente emittiert.

Die Analyse der Ergebnisse zeigt folgendes Bild:

- Sowohl bei bio-basiertem als auch bei petrochemischem PDO bestimmen in erster Linie die Energieaufwendungen für die PDO-Produktion (Dextrose- bzw. Dicksaft-Herstellung sowie eigentliche PDO-Herstellung) die Ergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel. Gleiches gilt für die Umweltwirkungen Energiebedarf und Sommersmog (siehe Anhang).

- Beim Vergleich der bio-basierten Systeme untereinander zeigen sich die größten Unterschiede hinsichtlich der Treibhausgasemissionen beim Anbau der Biomasse und bei den Gutschriften für die Nutzung der Koppelprodukte. PDO aus Pappelholz verursacht aufgrund der geringeren Energieaufwendungen für die Dextrose-Herstellung deutlich geringere Treibhausgasemissionen als PDO aus Zuckerrübe bzw. Weizen.
- Die Gutschriften für die (rezente) CO₂-Fixierung der Pflanzen und die Lasten für die Entsorgung des bio-basierten PDO halten sich die Waage, da der aufgenommene Kohlenstoff am Lebenswegende wieder als (biogenes) CO₂ freigesetzt wird. Beim petrochemischen PDO dagegen handelt es sich um fossiles CO₂.
- Im Gegensatz zu den drei o. g. Umweltwirkungen dominiert der Anbau der nachwachsenden Rohstoffe die Ergebnisse in allen anderen Umweltwirkungen: Versauerung, terrestrische und aquatische Eutrophierung, Feinstaubbelastung, Ozonabbau und Naturraumbeanspruchung werden maßgeblich durch die Landwirtschaft beeinflusst (siehe Anhang).

Lebenswegvergleiche: Basisvariante, Variante 1 und 2

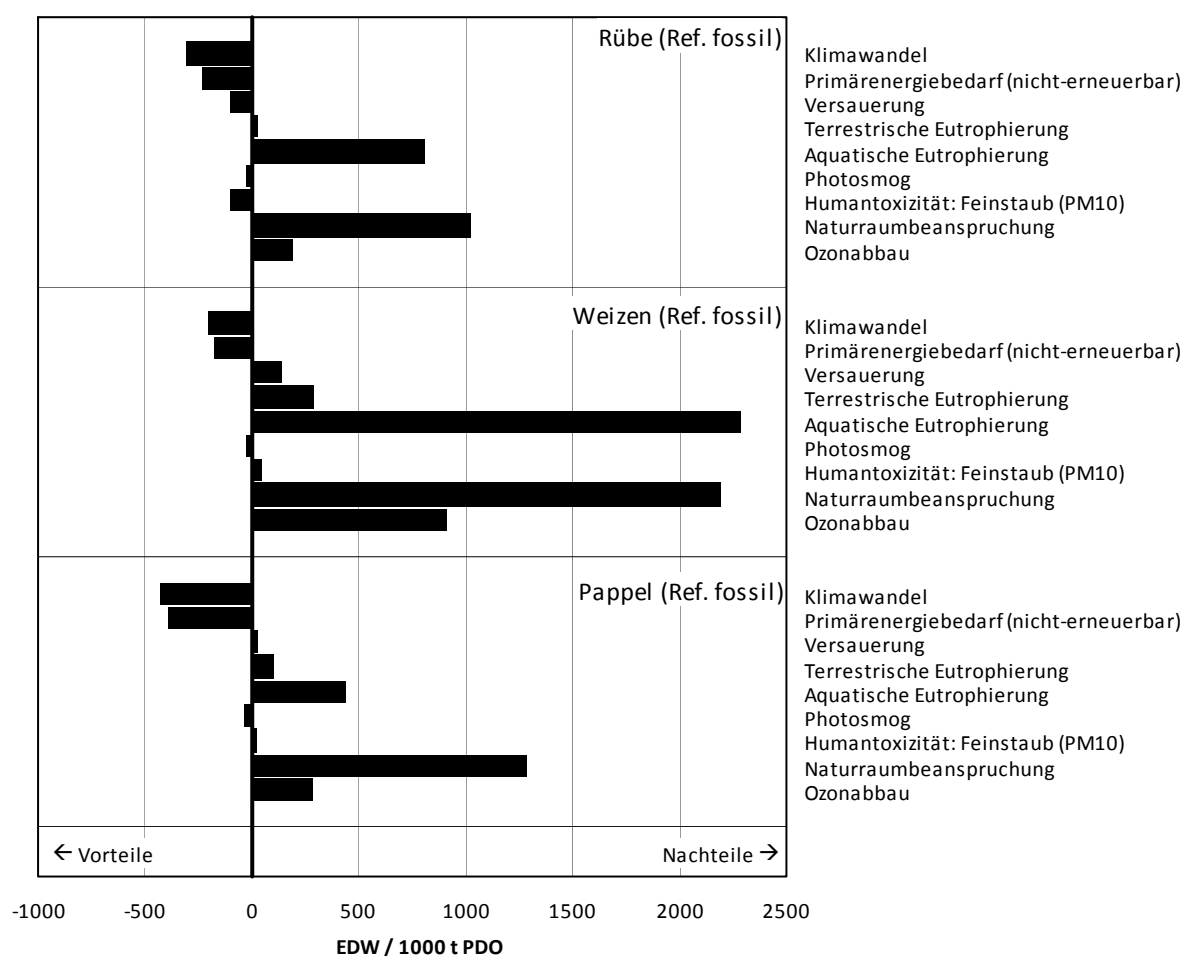


Abb. 3-3 Ökobilanzergebnisse für PDO aus Zuckerrübe, Weizen(-korn) und Pappelholz im Vergleich zu petrochemischem PDO unter Anwendung der Substitutionsmethode (AF 100%). Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Durch die Herstellung von 1000 t PDO aus Zuckerrüben anstelle von 1000 t PDO aus Erdöl werden im Saldo die Emissionen von so vielen Klimagasen eingespart, wie sie von 305 Bundesbürgern jährlich im Durchschnitt verursacht werden.

Abb. 3-3 stellt die Nettoergebnisse (Salden) für den Vergleich der drei bio-basierten Lebenswege (PDO aus Zuckerrübe, Weizen und Pappelholz) mit dem fossilen Lebensweg (petrochemisches PDO) in Form eines T-Diagramms dar. Es zeigt sich ein differenziertes Bild mit Vorteilen für die bio-basierten Lebenswege in einigen Umweltwirkungskategorien und Nachteilen in anderen. Da keine Wirkungszusammenhänge zwischen den Kategorien bestehen, können diese nicht direkt quantitativ miteinander verglichen werden. Sie können dennoch miteinander in Beziehung gesetzt werden, indem die Ergebnisse des betrachteten Lebenswegvergleichs auf die jährlichen Pro-Kopf-Emissionen eines Bundesbürgers normiert werden. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- PDO aus nachwachsenden Rohstoffen weist im Vergleich zu PDO aus Erdöl Vorteile in den Umweltwirkungskategorien Klimawandel und Primärenergiebedarf auf.
- Dagegen zeigen sich Nachteile für bio-basiertes PDO in den Umweltwirkungskategorien aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung und Ozonabbau.
- Uneinheitliche Tendenzen ergeben sich für die Umweltwirkungskategorien Versauerung, terrestrische Eutrophierung, Sommersmog und Humantoxizität (Feinstaub).
- Beim Vergleich der bio-basierten Systeme untereinander schneiden PDO aus Zuckerrübe (v. a. bei Versauerung und Naturraumbeanspruchung) sowie PDO aus Pappel (v. a. bei Klimawandel und Primärenergiebedarf) deutlich besser ab als PDO aus Weizen. Die deutlichen Nachteile bei aquatischer Eutrophierung und Ozonabbau sind auf den Weizenanbau zurückzuführen.

Einzel Lebenswege: Variante 3

Wie in Kapitel 2.3 beschrieben, existieren mehrere Anrechnungsverfahren zum ökobilanziellen Umgang mit Koppelprodukten. Im Basisszenario wird die so genannte Substitutionsmethode angewandt, bei der Gutschriften für vermiedene Umweltwirkungen dem Hauptprodukt zu 100 % angerechnet werden.

Im Folgenden soll der Einfluss dieser methodischen Festlegung untersucht werden. Dazu wurden am Beispiel von PDO aus Zuckerrübe verschiedene Anrechnungsverfahren angewandt. In Abb. 3-4 sind die dafür ermittelten Ergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel sektoral dargestellt.

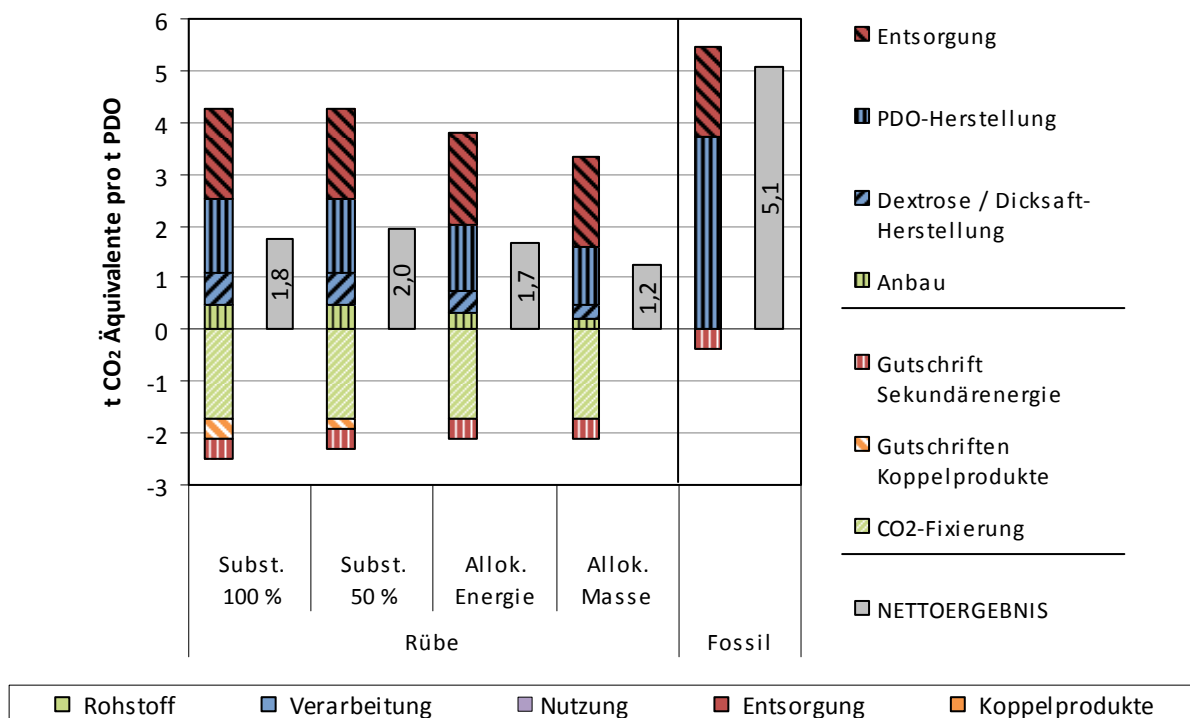


Abb. 3-4 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel für 1,3-Propandiol (PDO) aus Zuckerrübe sowie petrochemisches PDO in kg CO₂-Äquivalenten pro t PDO. Die Ergebnisse der bio-basierten Lebenswege sind für verschiedene Anrechnungsverfahren dargestellt (Substitution 100 % und 50 %, Allokation nach Energiegehalt und Masse) (© IFEU 2013)

Folgende Ergebnisse können festgehalten werden:

- PDO aus Zuckerrüben schneidet in allen betrachteten Fällen hinsichtlich der Treibhausgasemissionen besser ab als petrochemisches PDO.
- Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Anrechnungsverfahren gering – zumindest in Bezug auf die Wirkungskategorie Treibhauseffekt.
- Werden die Emissionen nach Masse oder Energiegehalt alloziert, fallen die Bilanzen von PDO aus Zuckerrüben etwas günstiger aus als bei Anwendung der Substitutionsmethode.

Lebenswegvergleiche: Variante 3

Abb. 3-5 stellt die Nettoergebnisse (Salden) für den Vergleich zwischen PDO aus Zuckerrübe und petrochemischem PDO in Form eines T-Diagramms dar. Es zeigt sich ein differenziertes Bild mit Vorteilen für den bio-basierten Lebensweg in einigen Umweltwirkungskategorien und Nachteilen in anderen. Dabei kann Folgendes beobachtet werden:

- Das grundsätzliche Muster aus Vorteilen (v. a. bei Klimawandel und Energiebedarf) und Nachteilen (v. a. bei aquatischer Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung und Ozonabbau) bleibt in allen Fällen gleich.

- Bei Anwendung der Substitutionsmethode werden die Ergebnisse kaum von der Wahl des Allokationsfaktors (AF) beeinflusst: Ein AF von 50 % (UBA-Methode) liefert nahezu dieselben Ergebnisse wie ein AF von 100 %.
- In fast allen Umweltwirkungskategorien ist es für das Hauptprodukt PDO jedoch günstiger, wenn anstelle der Substitutionsmethode die Allokationsmethode (insbesondere Allokation nach Masse) angewendet wird.
- Besonders deutlich wirkt sich die Wahl des Anrechnungsverfahrens auf die Ergebnisse in den Wirkungskategorien aquatische Eutrophierung, Ozonabbau und Naturraumbeanspruchung aus. Letztere kann sich bei Anwendung der Allokation halbieren.

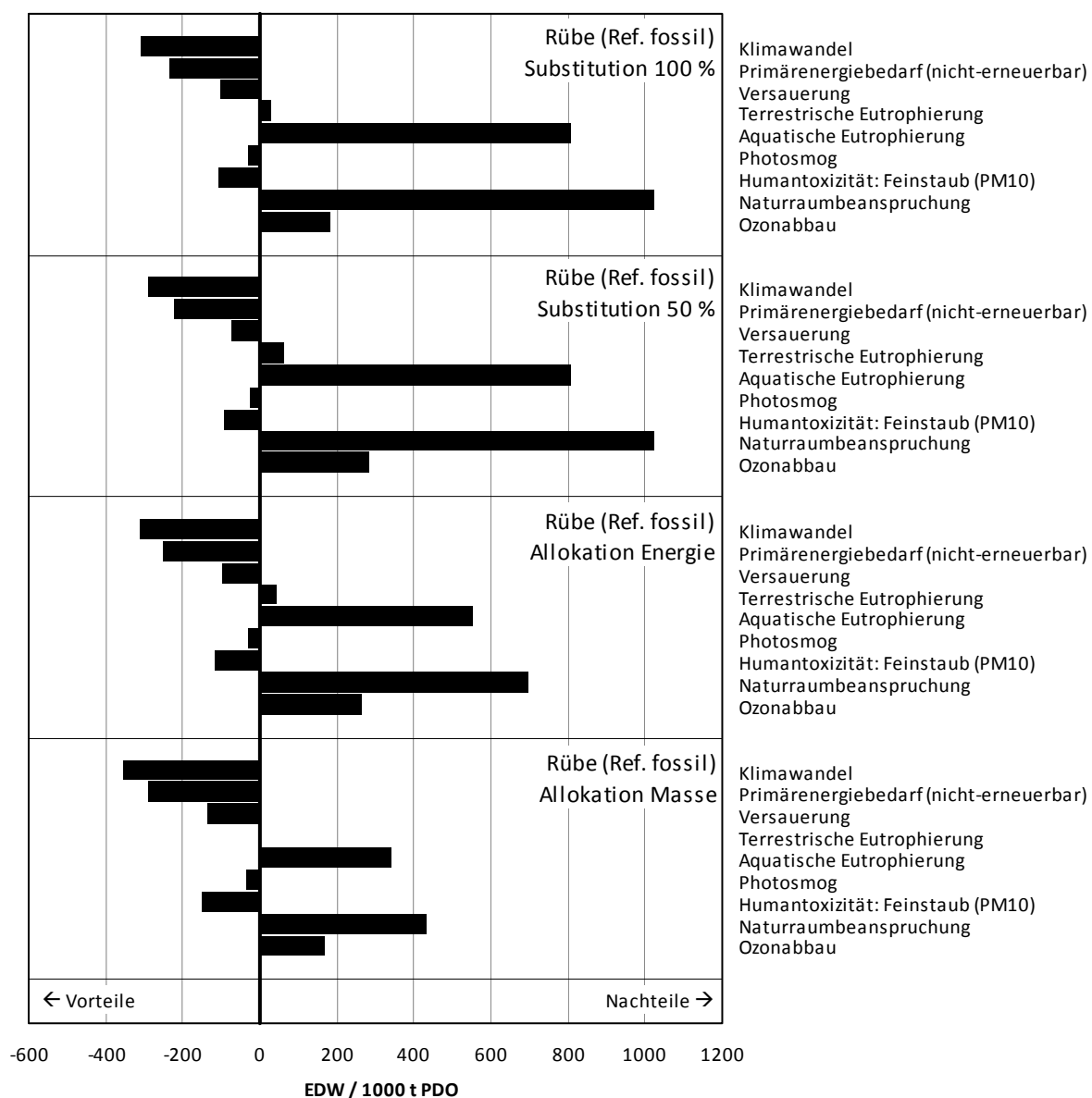


Abb. 3-5 Ökobilanzergebnisse für PDO aus Zuckerrübe im Vergleich zu petrochemischem PDO unter Anwendung der Substitutionsmethode (AF 100 % und 50 %) sowie der Allokationsmethode (Energie und Masse). Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

3.1.3 Zwischenfazit

Der Vergleich von 1,3-Propandiol (PDO) aus nachwachsenden Rohstoffen und petrochemischem PDO führt zu folgendem Zwischenfazit:

- Bio-basiertes PDO weist im Vergleich zu PDO aus Erdöl sowohl Vorteile (z. B. in den Umweltwirkungskategorien Klimawandel und Primärenergiebedarf) als auch Nachteile (z. B. in den Umweltwirkungskategorien aquatische Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung und Ozonabbau) als auch uneinheitliche Tendenzen (z. B. in den Umweltwirkungskategorien Versauerung, terrestrische Eutrophierung, Sommersmog und Humantoxizität (Feinstaub)) auf. Daher kann keine objektive, wissenschaftlich begründbare Entscheidung für oder gegen PDO aus nachwachsenden Rohstoffen erfolgen. Erst mit zusätzlichen Kriterien ist eine zusammenfassende Gesamtbewertung möglich. Sowohl diese Kriterien wie auch die Gesamtbewertung sind unvermeidlich subjektiv, da keine Wirkzusammenhänge zwischen verschiedenen Wirkungskategorien bestehen und daher Werthaltungen angewendet werden müssten.
- Die Art des biogenen Rohstoffs (Basisvariante, Variante 1 und 2) wirkt sich sichtbar auf die Ergebnisse aus: Beim Vergleich der bio-basierten Systeme untereinander schneiden PDO aus Zuckerrübe (v. a. bei Versauerung und Naturraumbeanspruchung) sowie PDO aus Pappel (v. a. bei Klimawandel und Primärenergiebedarf) deutlich besser ab als PDO aus Weizen.
- Dagegen sind die Auswirkungen des Anrechnungsverfahrens für Koppelprodukte (Variante 3) im Fall von PDO aus nachwachsenden Rohstoffen eher gering, wird mit Ausnahme der Wirkungskategorien aquatische Eutrophierung, Ozonabbau und Naturraumbeanspruchung. Das o. g. Muster aus Vorteilen und Nachteilen bleibt erhalten. In fast allen Umweltwirkungskategorien ist es für das Hauptprodukt PDO jedoch günstiger, wenn anstelle der Substitutionsmethode die Allokationsmethode (insbesondere Allokation nach Masse) angewendet.

3.2 Polylactid (PLA)

In Form einer Übersichtökobilanz werden Klappdeckelschalen aus PLA mit Klappdeckelschalen aus fossil basierten Standardkunststoffen mit einem Füllvolumen von jeweils 500 ml verglichen (Abb. 3-6). Die Ergebnisse beziehen sich auf eine funktionelle Einheit von 1.000 Klappdeckelschalen.

Anmerkung: die hier verwendeten Daten für die PLA-Herstellung beziehen sich **nicht** auf die Herstellungskette von Natureworks LLC und das von Natureworks LLC veröffentlichte Ökoinventar, sondern stellen eine Modellierung zur Abbildung eines Szenarios unter Annahme einer Herstellung in Deutschland dar.

3.2.1 Lebenswegvergleich und Varianten

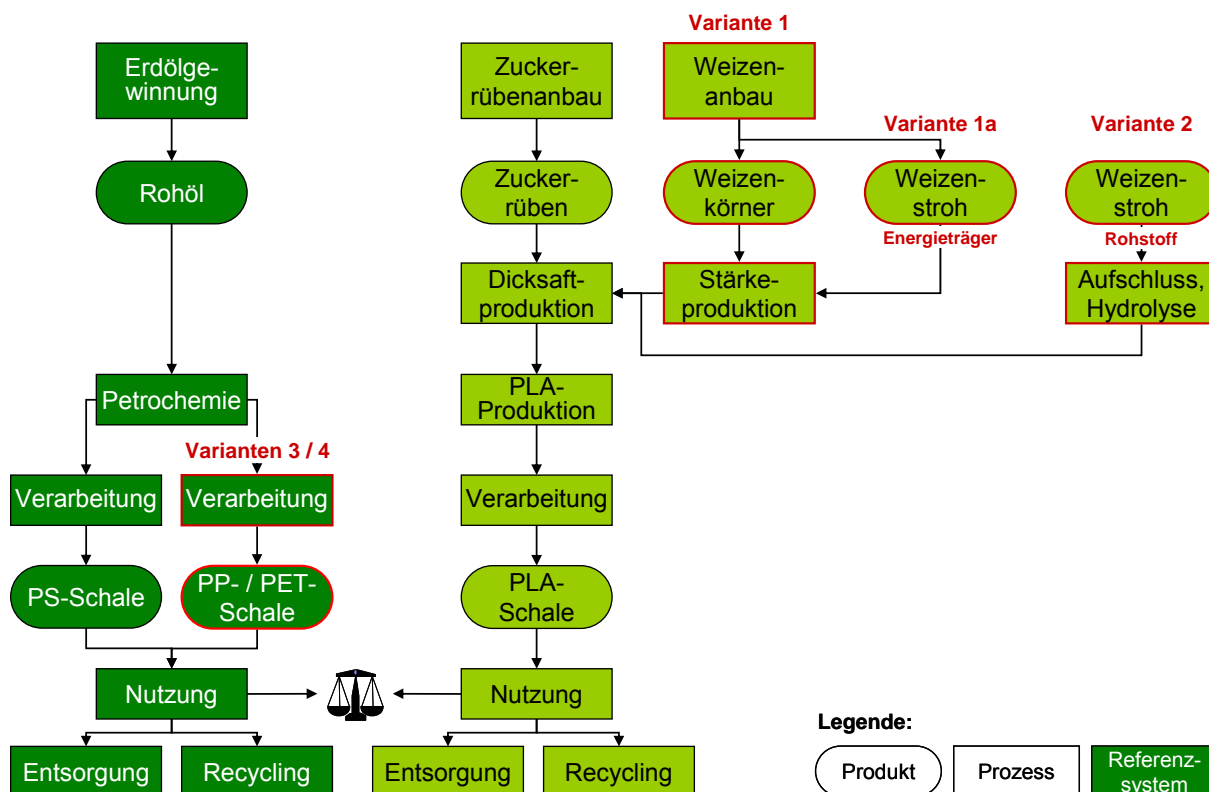


Abb. 3-6 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen Klappdeckelschalen aus Polylactid (PLA) und Klappdeckelschalen aus Polystyrol (PS), Polypropylen (PP) bzw. Polyethylenterephthalat (PET) (© IFEU 2013)

Als Basisfall für die ökobilanzielle Analyse wird der Vergleich von 15 g Klappdeckelschalen (ClamShell) aus Polystyrol versus Klappdeckelschalen aus PLA definiert. Für die PLA-Herstellung werden unterschiedliche Agrarprodukte als Ausgangsstoff und unterschiedliche Prozessdaten zur Zucker- und Milchsäureproduktion bilanziert. Insgesamt ergeben sich daraus acht verschiedene PLA-Szenarien, die in der Übersichtsökobilanz berücksichtigt werden. Eine detaillierte Übersicht zeigt die nachfolgende Tabelle 3-1. In einem weiteren Schritt werden die 15 g Klappdeckelschalen aus PLA auch mit 16,9 g Klappdeckelschalen aus PP und 19,9 g Klappdeckelschalen aus PET verglichen.

Tabelle 3-1 Übersicht über die bilanzierten Klappdeckelschalen aus PLA

Szenario (Kürzel)	PLA-Rohstoff	Energie bis Zuckerproduktion		Prozessdaten Milchsäure-Produktion
		Stärkeproduktion	Zuckerproduktion	
Schale PLA, 15 g ZRübe „heute“	Zuckerrübe	-	Elektr. Energie aus Netzstrom D (2009)	Datensatz „heute“ (2011)
Schale PLA, 15 g ZRübe „Zukunft“			Therm. Energie aus Heizöl/Gas	Datensatz „Zukunft“
Schale PLA, 15 g WStroh „heute“	Weizen (Stroh)	-	Therm. Energie aus HW Weizenstrohrückständen und Erdgas	Datensatz „heute“ (2011)
Schale PLA, 15 g WStroh „Zukunft“				Datensatz „Zukunft“
Schale PLA, 15 g WStärke „heute“	Weizen (Korn)	-	Elektr. Energie aus Netzstrom D (2009) Therm. Energie aus Heizöl/Gas	Datensatz „heute“ (2011)
Schale PLA, 15 g WStärke „Zukunft“				Datensatz „Zukunft“
Schale PLA, 15 g WStä. Var. „heute“	Weizen (Korn)	-	Elektr. und therm. Energie aus HKW Weizenstroh	Datensatz „heute“ (2011)
Schale PLA, 15 g WStä. Var. „Zukunft“				Datensatz „Zukunft“

Details zu den Lebenswegen

Anbau:

Der Anbau wird für in Deutschland typische, durchschnittliche Verhältnisse bei guter fachlicher Praxis bilanziert.

Produktion und Verarbeitung:

Die Daten zur Produktion des PLA aus den jeweiligen Agrarrohstoffen wurden anhand von Literaturdaten und ingenieurtechnischen Schätzungen durch das IFEU abgeleitet. Die Prozessdaten zur Milchsäureherstellung entstammen der IFEU-internen Datenbank, bei den Zukunftsdaten handelt es sich um eine technische Prognose.

Die Gewichte der Klappdeckelschalen und die Daten zur Klappdeckelschalenproduktion sind /Detzel & Krüger 2006/ entnommen.

Nutzung:

Klappdeckelschalen (ClamShells) sind kleinvolumige Container, bestehend aus einem Körper und einem Deckel (siehe auch nebenstehende Abb. 3-7). Die in dieser Studie untersuchten Klappdeckelschalen sind starr thermogeformt, transparent und haben ein Volumen von 500 ml. Sie dienen in der Regel dazu, in Supermärkten so genannte „take-away food“ Produkte (z. B. Salate) oder Gemüse zu verpacken.



Abb. 3-7: Produktbeispiel einer Klappdeckelschale

Entsorgung:

Nach Gebrauch werden die Klappdeckelschalen in Deutschland via Wertstoffsammlung entsorgt. Die Erfassungsquote für Verpackungen dieser Art liegt statistisch bei 80 %. Der Anteil der erfassten Schalen, die einem Recycling zugeführt werden, variiert dabei nach Art des Werkstoffes. Für die Standardkunststoffe PS, PP und PET findet in Deutschland eine materialspezifische Sortierung statt, Schalen aus PLA werden derzeit den Sortierresten oder der Mischkunststofffraktion (MKS) zugeschlagen, da dieses Material in den Sortieranlagen des Dualen Systems nicht erkannt wird. Dies liegt nicht an fehlenden technischen Detektionsmöglichkeiten für PLA, sondern ist lediglich in der Tatsache eines derzeit noch zu geringen Mengenstromes von PLA in der Wertstofffraktion begründet.

Tabelle 3-2 Verwertungswege der bilanzierten Klappdeckelschalen

	PS	PP	PET	PLA
Erfassungsquote	80 %	80 %	80 %	80 %
Anteil Polymerfraktion	64 %	12,4 %	0 %	0 %
	Zielprodukt: PS-Ersatz	Zielprodukt: PP-Ersatz		
Anteil Mischkunststofffraktion	26 %	73,4 %	85,8 %	20 %
	vornehmlich therm. Verwertung im Zementwerk	vornehmlich therm. Verwertung im Zementwerk	vornehmlich therm. Verwertung im Zementwerk	vornehmlich Agglomeration zu Kunststoffersatz
Anteil Sortierreste	10 %	14,2 %	14,2 %	80 %
	25 % MVA und 75 % Zementwerk	25 % MVA und 75 % Zementwerk	25 % MVA und 75 % Zementwerk	25 % MVA und 75 % Zementwerk

Für die Bilanzierung der Verwertungswege der Klappdeckelschalen wurden die aktuellsten verfügbaren Datenquellen für den jeweiligen Werkstoff herangezogen. Die Daten für die PS- und PLA-Systeme bilden dabei einen sehr aktuellen /Kauertz et. al 2011/, die Daten für die PP- und PET-Systeme einen eher älteren (> 5 Jahre) Sachstand /Detzel & Krüger 2006/ ab.

3.2.2 Ergebnisse**Einzel Lebenswege**

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Übersichtsökobilanz zu den Klappdeckelschalen PLA im Vergleich zu Klappdeckelschalen aus den Standardkunststoffen PS, PP und PET gezeigt (Abb. 3-8). Für die Wirkungskategorie „Klimawandel“ werden die Ergebnisse aller untersuchten Produktsysteme sektoral (d. h. getrennt nach den jeweiligen Lebenswegabschnitten) dargestellt.

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. Für die Zuordnung der Gutschriften wurde ein Allokationsfaktor von 50% (AF 50) gewählt. Die Gutschrift erfolgt für die Substitution primärer Rohstoffe bzw. die vermiedenen Emissionen. Das Nettoergebnis ergibt sich aus der Summe der Systemlasten und der Gutschrift. Der entsprechende Balken ist grau dargestellt. Der Vergleich unterschiedlicher Verpackungssysteme erfolgt auf Basis der Nettoergebnisse.

Im Anhang (Kapitel 6.2) findet sich die sektorale Darstellung aller im Rahmen der Übersichtsökobilanz ausgewerteten Wirkungskategorien sowie – als weitere Verdichtung der Ergebnisse farbig hinterlegte Übersichtstabellen zum ökobilanziellen Vergleich der untersuchten Systeme unter Anwendung des vom UBA entwickelten Bewertungsmodells „Bewertung 99“ /UBA 1999/. Auf diese weiteren Darstellungen wird bei der Beschreibung und Interpretation der Ergebnisse ggf. Bezug genommen.

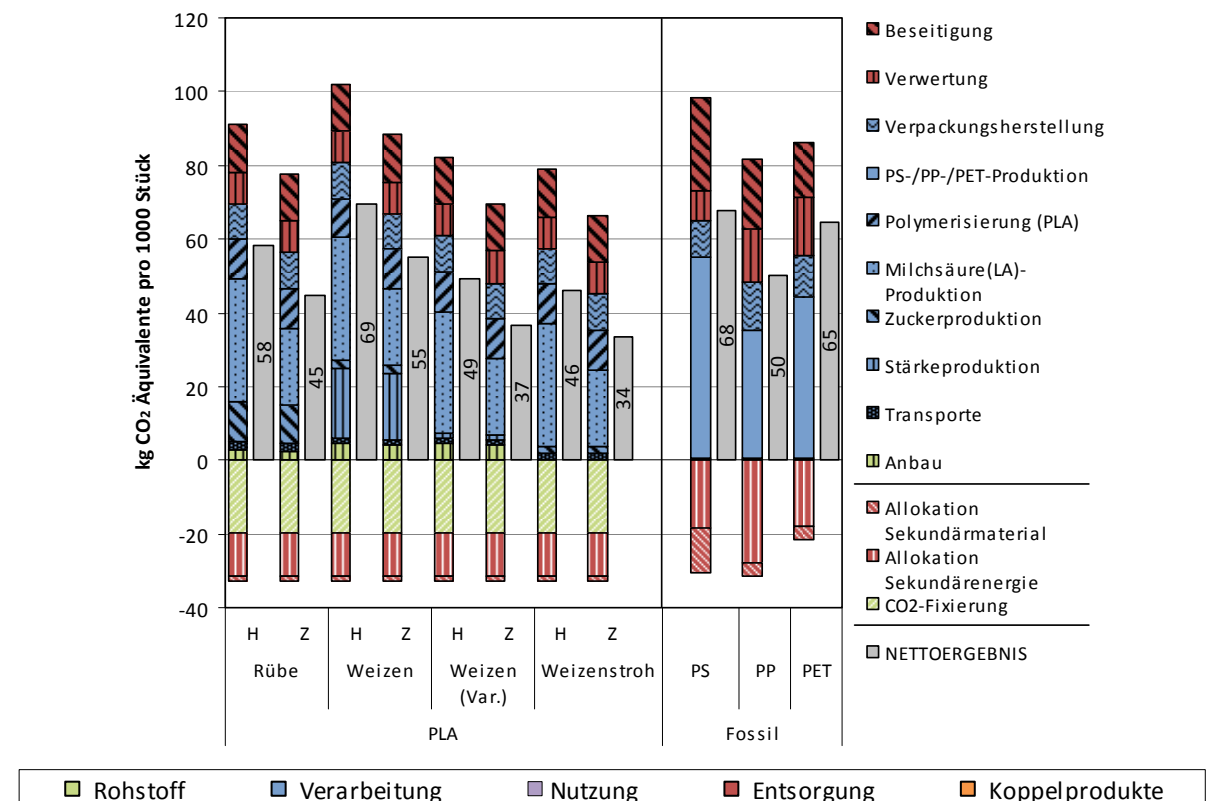


Abb. 3-8 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel für 1.000 Klappdeckelschalen in kg CO₂-Äquivalenten (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für die ersten beiden Balken

Der erste, farbige Balken zeigt die Treibhausgasmissionen (positive Werte) und Gutschriften (für vermiedene THG-Emissionen, negative Werte) entlang des Lebenswegs der Klappdeckelschalen aus PLA auf Basis von Rübenzucker. Der zweite, graue Balken zeigt das Nettoergebnis: pro 1.000 Schalen werden 0,58 t CO₂-Äquivalente emittiert.

Die sektorale Ergebnisdarstellung ermöglicht Aussagen über die Relevanz der einzelnen Lebenswegabschnitte der untersuchten Schalen. Die Analyse der gezeigten Ergebnisse zeigt sowohl für die Klappdeckelschalen aus PLA als auch für die Klappdeckelschalen aus fossilem Material (PS, PP und PET) das folgende Bild:

1. Die Herstellung des Rohmaterials dominiert die Lebensweglasten aller Systeme. Dieser Lebenswegabschnitt kann für die Systeme aus fossilen Werkstoffen nicht weiter aufgeschlüsselt werden, da hier für die ökobilanzielle Untersuchung aggregierte Datensätze genutzt wurden, die von der europäischen Kunststoff produzierenden Industrie veröffentlicht werden (Datenquelle jeweils /PlasticsEurope/, im Falle von PS und PP ist das Bezugsjahr 1999, im Falle von PET 2009).

In den PLA-Systemen zeigt sowohl in der Status-quo-Analyse als auch in der Zukunftsbetrachtung die Milchsäureproduktion den größten Einzelbeitrag innerhalb des Lebenswegabschnittes Rohmaterialproduktion.

2. Die Verwertung und Beseitigung der gebrauchten Klappdeckelschalen zeigt ebenso relevante Beiträge zur Wirkungskategorie Klimawandel. Die Lasten variieren zwischen den Systemen in Abhängigkeit der jeweiligen Materialeigenschaften und Verwertungswege.
3. Die dritte relevante Einflussgröße ist die Allokation des Nutzens von Sekundärmaterialien und Sekundärenergie aus den Verwertungs- und Beseitigungsprozessen in Form von Gutschriften. Der Umfang der Allokation ist abhängig von den gewählten Verwertungswegen und dem Faktor für die Systemallokation (im vorliegenden Fall wurde die 50 % Allokation bilanziert). Auffällig ist, dass die Klappdeckelschalen aus fossilen Werkstoffen deutlich mehr Gutschriften erzielen. Eine Erklärung für diesen Sachverhalt findet sich in der etablierten Verwertungsstruktur für die Standardkunststoffe, die für die PLA-Systeme keine Anwendung findet.
4. Die eigentliche Produktion der Klappdeckelschalen und die in den Systemen stattfindenden Transporte haben nur geringe Anteile an den Gesamtlebensweglasten der Systeme.

Für die PLA-Systeme lassen sich noch zwei weitere Erkenntnisse aus der sektoralen Darstellung ableiten:

1. Die als CO₂-Gutschrift bilanzierte Bindung von biogenen Kohlenstoff im Material trägt innerhalb der Wirkungskategorie Klimawandel in relevantem Umfang zum Ergebnis der Systeme bei. Diese CO₂-Fixierung wird nur in der Wirkungskategorie Klimawandel sichtbar.
2. Die Beiträge des eigentlichen Anbaus der Agrarprodukte spielen bei den Ergebnissen der Wirkungskategorie Klimawandel nur eine untergeordnete Rolle. Diese Aussage gilt speziell nur für die Betrachtung der Ergebnisse dieses Indikators, in anderen Wirkungskategorien wie bspw. terrestrische und aquatische Eutrophierung oder Versauerungspotenzial sind gerade die Feldemissionen die Ergebnis bestimmende Einflussgröße.
Im Falle des PLA-Materials aus Weizenstroh werden die Feldemissionen aus der Weizenproduktion gemäß der EE-RL-Vorgaben zu 100 % auf das Korn alloziert, d. h. das Stroh geht ohne CO₂-Rucksack in die Berechnungen ein.

Im Anhang (Kapitel 6.2) sind auch die Ergebnisse der anderen untersuchten Wirkungskategorien sektoral dargestellt. Die Analyse der Ergebnisse zeigt, dass die Lasten aus der Herstellung des Rohmaterials für die allermeisten Indikatoren die Ergebnis bestimmende Einflussgröße sind.

Lebenswegvergleiche: Basisvariante, Varianten 1, 1a und 2

Abb. 3-9 zeigt die Ergebnisse der Klappdeckelschalen aus PLA im Vergleich zu den Ergebnissen der Klappdeckelschalen aus PS im Form einer Schwebebalkengrafik.

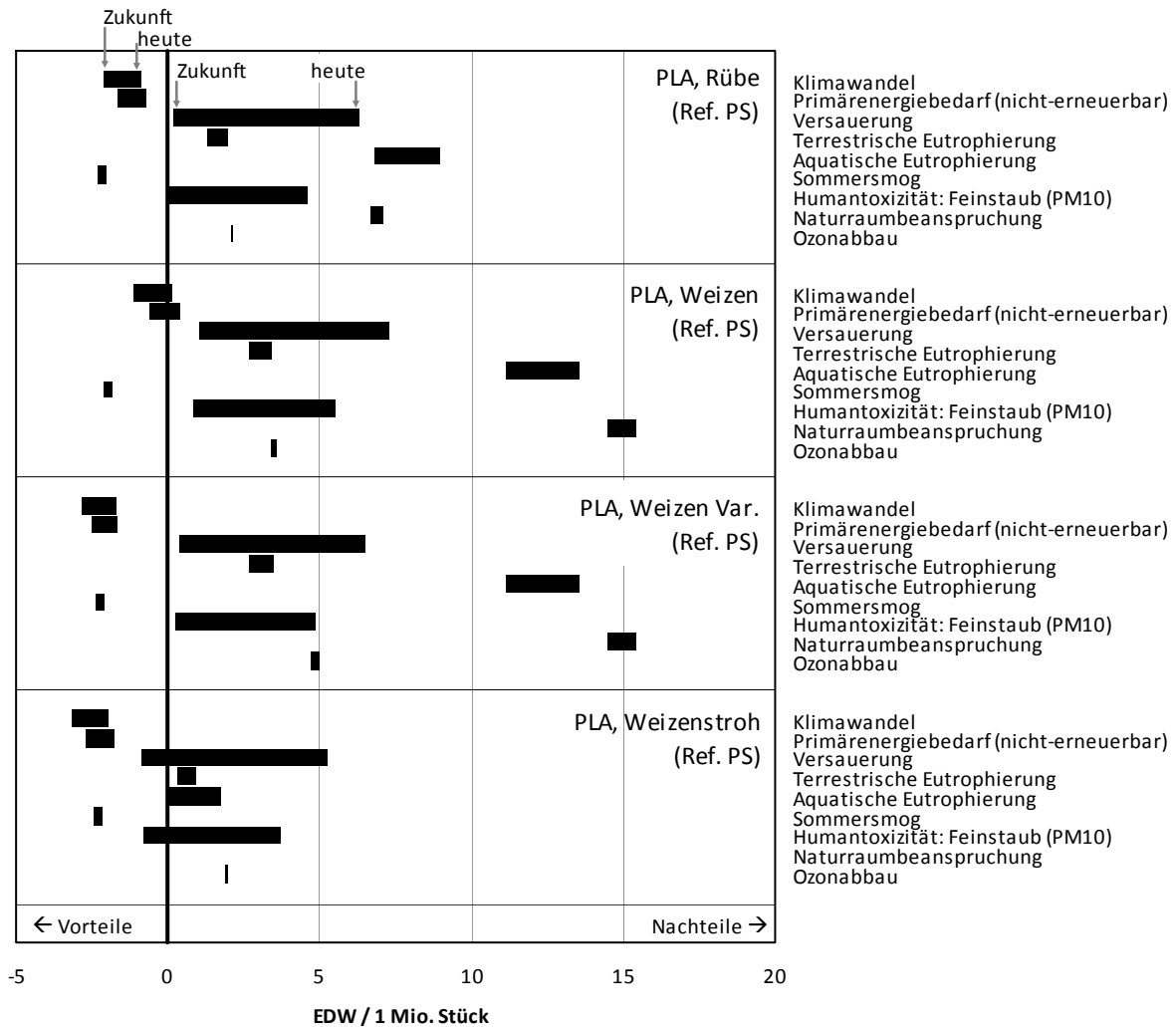


Abb. 3-9 Ökobilanzergebnisse für 15 g Klappdeckelschalen aus PLA im Vergleich zu den 15 g Klappdeckelschalen aus PS. Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Durch die Herstellung von 1 Mio. Klappdeckelschalen aus PLA anstelle von 1 Mio. Klappdeckelschalen aus PS werden maximal die Emissionen von so vielen Klimagasen eingespart, wie sie von maximal 3,15 Bundesbürgern jährlich im Durchschnitt verursacht werden. Dabei zeigt der linke Rand des Balkens die Ergebnisse der Zukunftsszenarien und der rechte Rand des Balkens die Ergebnisse des heutigen Standes.

Generell zeigen die Zukunftsszenarien erwartungsgemäß bessere Ergebnisse in allen Wirkungskategorien als die Status-quo-Szenarien. Unter Berücksichtigung einer Signifikanzschwelle von 30 %² lassen sich die Ergebnisse wie folgt verdichten:

15 g Klappdeckelschalen aus PLA zeigen geringere oder vergleichbare Ergebnisse als 15 g Klappdeckelschalen aus PS in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- KEA nicht-erneuerbar
- Sommersog

15 g Klappdeckelschalen aus PLA zeigen höhere oder vergleichbare Ergebnisse als 15 g Klappdeckelschalen aus PS in den Wirkungskategorien:

- Versauerungspotenzial
- Terrestrische Eutrophierung
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraumbeanspruchung: Ackerfläche
- Ozonabbau
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraumbeanspruchung: Ackerfläche
- Ozonabbau

² Unterschiede im Ergebnisvergleich, die kleiner als 30 % sind, fallen unter die Signifikanzschwelle und werden nicht als Unterschiede gewertet. Dieser Ansatz soll eine Orientierung darüber geben, wann Unterschiede zwischen den Systemen als relevant anzusehen sind. Üblicherweise wird in den Verpackungsökobilanzen des IFEUs eine Signifikanzschwelle von 10 % verwendet. Diese wurde jedoch im Rahmen der vorliegenden Übersichtsökobilanzen mit reduzierten Ansprüchen an die Datenqualität auf 30 % erweitert.

Lebenswegvergleiche: Varianten 3 und 4

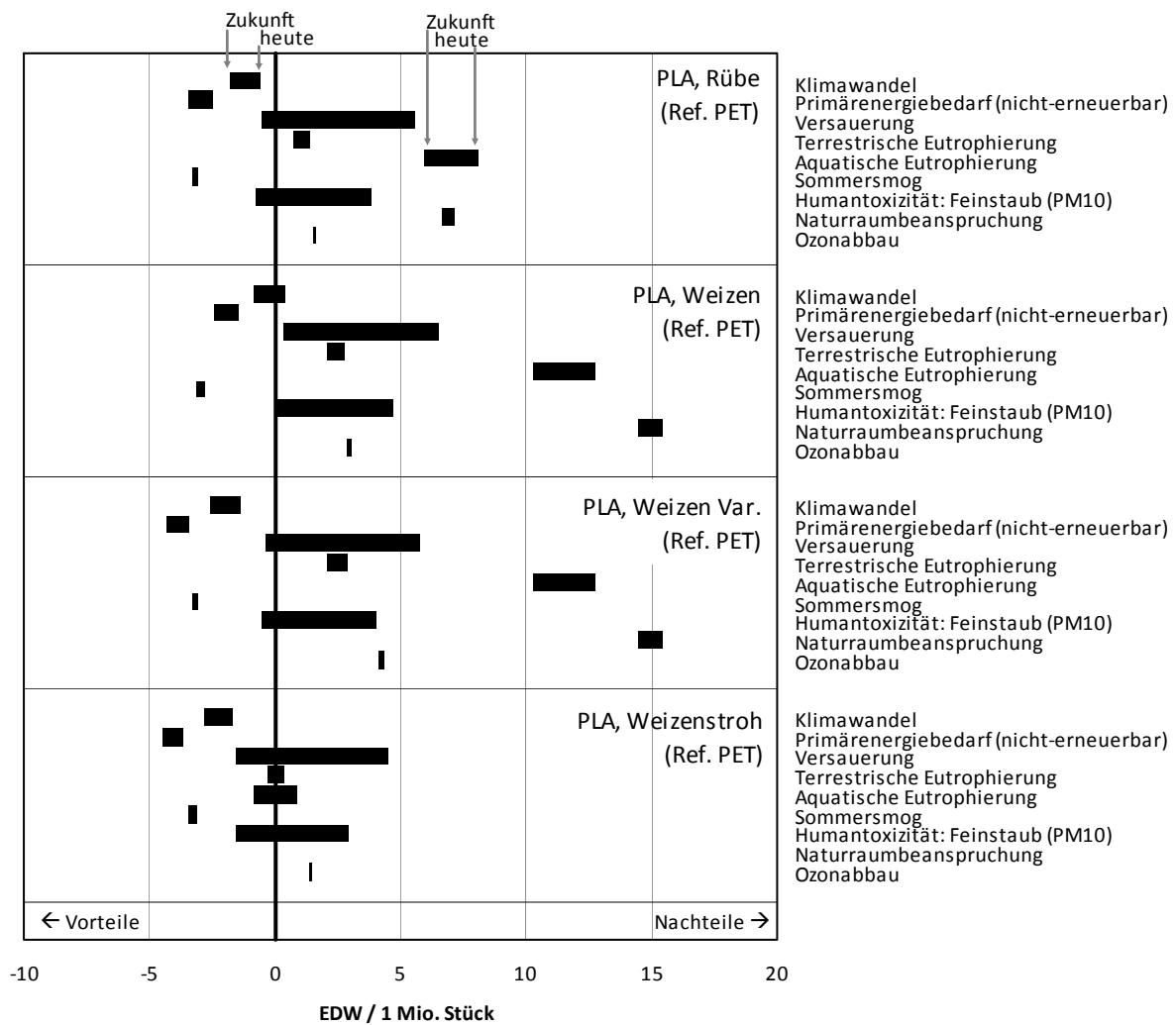


Abb. 3-10 Normierte Ökobilanzergebnisse für 15 g Klappdeckelschalen aus PLA im Vergleich zu den 16,9 g Klappdeckelschalen aus PP (© IFEU 2013)

In ähnlicher Form wie Abb. 3-9 zeigt Abb. 3-10 die Ergebnisse der Klappdeckelschalen aus PLA im Vergleich zu den Ergebnissen der Klappdeckelschalen aus PP in verdichteter Form:

15 g Klappdeckelschalen aus PLA zeigen geringere oder vergleichbare Ergebnisse als 16,9 g Klappdeckelschalen aus PP in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel (außer PLA aus Weizenstärke heute)
- KEA nicht-erneuerbar
- Sommersog

15 g Klappdeckelschalen aus PLA zeigen höhere oder vergleichbare Ergebnisse als 16,9 g Klappdeckelschalen aus PP in den Wirkungskategorien:

- Versauerungspotenzial
- Terrestrische Eutrophierung
- Aquatische Eutrophierung (außer PLA aus Weizenstroh Zukunft)
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)

- Naturraumbeanspruchung: Ackerfläche
- Ozonabbau

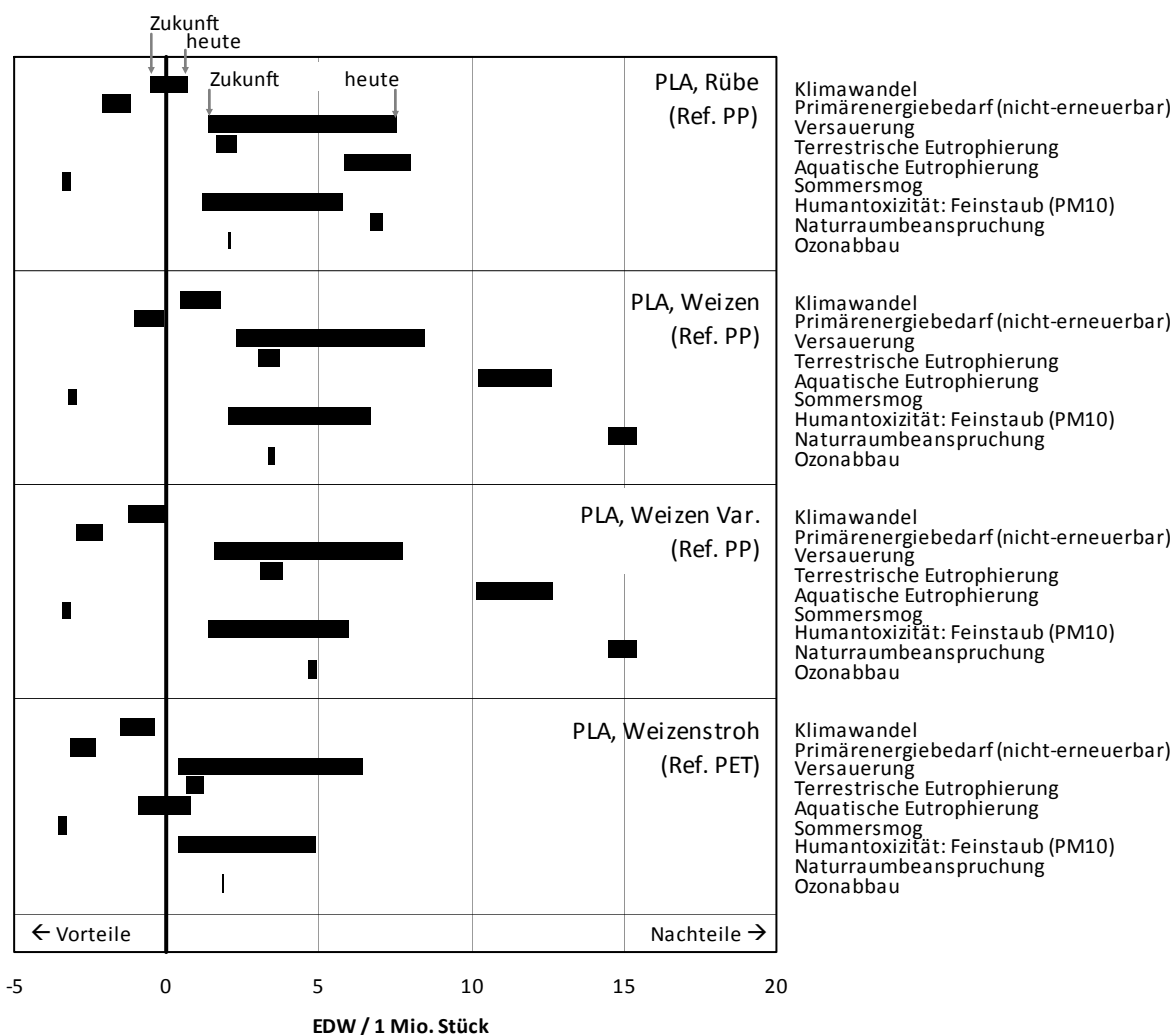


Abb. 3-11 Normierte Ökobilanzergebnisse für 15 g Klappdeckelschalen aus PLA im Vergleich zu den 19,9 g Klappdeckelschalen aus PET (© IFEU 2013)

In ähnlicher Form wie Abb. 3-9 zeigt Abb. 3-11 die Ergebnisse der Klappdeckelschalen aus PLA im Vergleich zu den Ergebnissen der Klappdeckelschalen aus PET in verdichteter Form:

15 g Klappdeckelschalen aus PLA zeigen geringere oder vergleichbare Ergebnisse als 19,9 g Klappdeckelschalen aus PET in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- KEA nicht-erneuerbar
- Sommersog

15 g Klappdeckelschalen aus PLA zeigen höhere oder vergleichbare Ergebnisse als 19,9 g Klappdeckelschalen aus PET in den Wirkungskategorien:

- Versauerungspotenzial
- Terrestrische Eutrophierung

- Aquatische Eutrophierung (außer PLA aus Weizenstroh Zukunft)
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)
- Naturraumbeanspruchung: Ackerfläche
- Ozonabbau

3.2.3 Zwischenfazit

Der Vergleich der Klappdeckelschalen aus PLA mit Klappdeckelschalen aus verschiedenen Standardkunststoffen (PS, PP und PET) zeigt - von kleinen Ausnahmen abgesehen – stets folgendes Bild:

- Klappdeckelschalen aus PLA zeigen Vorteile oder zumindest ein gleichwertiges Ergebnis gegenüber Klappdeckelschalen aus Standardkunststoffen in den Wirkungskategorien *Klimawandel*, *KEA nicht-erneuerbar* und *Sommersmog*.
- In den übrigen Wirkungskategorien *Versauerungspotenzial*, *terrestrische und aquatische Eutrophierung*, *Humantoxizität: Feinstaub PM10*, *Naturraumbeanspruchung: Agrarfläche* und *Ozonabbau* zeigen die Klappdeckelschalen aus PLA keine signifikanten Vorteile gegenüber Klappdeckelschalen aus Standardkunststoffen

Für ein abschließendes, einheitliches Ergebnis des ökobilanziellen Vergleichs wäre eine weitere Ordnung und Priorisierung der untersuchten Wirkungskategorien notwendig. In Anlehnung an die UBA Methode zur Bewertung der Ergebnisse von Ökobilanzen würde sich kein ökobilanzieller Vor- oder Nachteil für die PLA-Systeme unter heutigem Gesichtspunkten ableiten lassen.

Die bilanzierten Zukunftsoptionen zeigen das vorhandene Entwicklungspotenzial der PLA-Systeme mit zum Teil großen Reduktionseffekten. Das größte Optimierungspotenzial zeigt sich dabei für die Klappdeckelschalen aus PLA unter Annahme von Weizenstroh als Biomasserohstoff.

Generell zeigen die Systeme aus PLA, welches aus Agrarreststoffen hergestellt wurden, das günstigste ökobilanzielle Profil aller untersuchten PLA-Systeme, da in diesem Falle die Feldemissionen aus der Weizenproduktion gemäß der EE-RL-Vorgaben zu 100 % auf das Korn alloziert werden und das Stroh demnach ohne CO₂-Rucksack in die Berechnungen eingeht.

Der Indikator *Naturraumbeanspruchung Agrarfläche* wird anhand des Flächenbedarfs dargestellt. Es handelt sich dabei lediglich um eine Information aus der Sachbilanz. Eine Bewertung auf der Ebene der Wirkungsabschätzung war im Rahmen der Übersichtsökobilanzen nicht möglich.

Anmerkung:

Im Rahmen der vorliegenden Übersichtsökobilanz wurde **nicht** das IngeoTM-PLA der Firma Natureworks LLC bilanziert, da einheimische Biomasserohstoffe und die damit verbundenen Konversionspfade untersucht werden sollten. Im Quervergleich würde sich IngeoTM-PLA gegenüber dem hier bilanzierten PLA aus Zuckerrübe (heute) und Weizen (heute) in der gesamtökologischen Bewertung deutlich besser darstellen.

3.3 Hanffaser-Verbundwerkstoff

In Form einer Übersichtskobilanz werden Auto-Innenverkleidungen aus einem Hanffaser-Verbundwerkstoff mit gleichwertigen Bauteilen aus fossil basierten Werkstoffen verglichen (Abb. 3-12). Diese Werkstoffe sind im Basisszenario ein glasfaserverstärkter Kunststoff (GFK) und in einem Alternativszenario Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS). Die Ergebnisse beziehen sich auf eine funktionelle Einheit von einer Auto-Innenverkleidung.

3.3.1 Lebenswegvergleich und Varianten

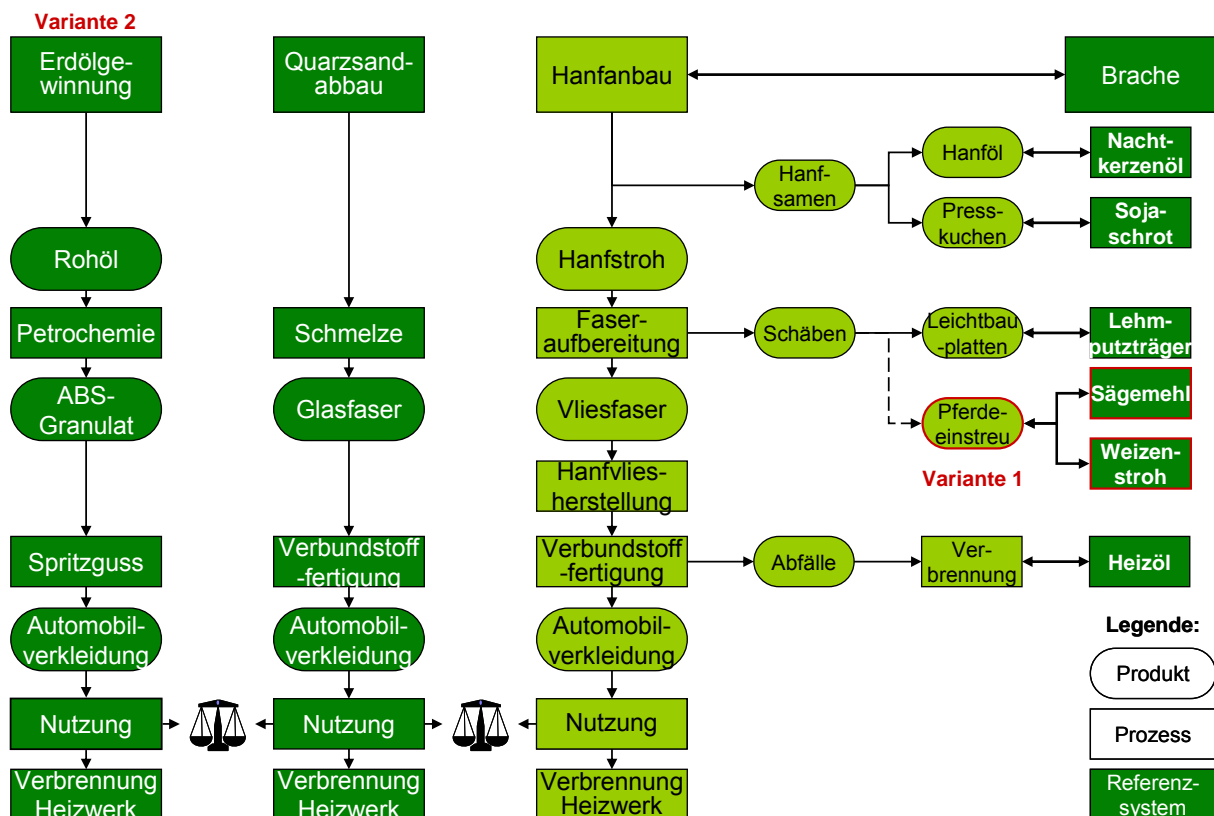


Abb. 3-12 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff und Auto-Innenverkleidungen aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) bzw. Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS) (© IFEU 2013)

Die Basisvariante umfasst den Lebenswegvergleich zwischen einer Auto-Innenverkleidung aus Hanffaser-Verbundwerkstoff (820 g) und einem gleich schweren Bauteil aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK). In der Basisvariante wird das Koppelprodukt Hanfschäben zur Herstellung von Leichtbauplatten verwendet, in Variante 1 als Pferdeeinstreu. In Variante 2 besteht fossil basierte Bauteil aus Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS) und wiegt 1.120 g.

Betrachtete Varianten

Basisvariante	Nutzung von Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff in Ottomotor-Pkw mit Nutzung der Hanfschäben zur Leichtbauplatten-Herstellung, Trocknung der Platten unter Einsatz von schwerem Heizöl und Entsorgung des Verbundwerkstoffs sowie der Platten unter Substitution von Heizöl.
Variante 1	Wie Basisvariante, aber Nutzung der Hanfschäben als Pferdeeinstreu (anstelle von Leichtbauplatten)
Variante 2	Hanffaser-Verbundwerkstoff ersetzt ein ABS-Bauteil (anstelle von GFK). Nutzung der Hanfschäben zur Leichtbauplatten-Herstellung
Variante 3	Wie Variante 2, aber Nutzung der Hanfschäben als Pferdeeinstreu

Details zu den Lebenswegen

Anbau:

Der Anbau wird für in Deutschland typische, durchschnittliche Verhältnisse bei guter fachlicher Praxis bilanziert. Als landwirtschaftliches Referenzsystem wird eine Brache angesetzt (vgl. hierzu /Jungk & Reinhardt 2000/).

Produktion u. Verarbeitung:

Das Koppelprodukt Hanfsamen wird zu Hanföl verarbeitet, welches Nachtkerzenöl ersetzt. Der hierbei anfallende Presskuchen ersetzt Sojaschrot. Das Hanfstroh wird in der zentralen Faseraufbereitung in Fasern und Schäben getrennt. Die Fasern werden vervliest und mit Epoxidharz zu Auto-Innenverkleidungen verarbeitet. Die bei der Fertigung entstehenden Abfälle werden zur Energiegewinnung unter Ersetzung von Heizöl verbrannt. Die Schäben des Hanfstrohs werden in der Basisvariante zu Leichtbauplatten verarbeitet, die konventionelle Lehmputzträgerplatten ersetzen. Durch die Nutzung der Koppelprodukte anstelle von alternativ herzustellenden Produkten werden Emissionen vermieden. Diese werden nach der Substitutionsmethode dem Produktionsprozess der Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff zu 100 % gutgeschrieben.

Die Prozessdaten zur Herstellung des Hanffaser-Verbundwerkstoffs entstammen der IFEU-internen Datenbank und wurden basierend auf /Müller-Sämann et al. 2003/ und /Oertel 2007/ fortgeschrieben. Die Daten für die Referenzprodukte GFK bzw. ABS wurden durch das IFEU basierend auf /ecoinvent 2010/ abgeleitet.

Nutzung:

Die Verbundwerkstoffe werden als Auto-Innenverkleidungen in einem Ottomotor-Pkw genutzt. Hierbei ist zu beachten, dass das Gewicht der Bauteile aus dem Hanffaser-Verbundwerkstoff und GFK (jeweils 820 g) bei vergleichbarer Stabilität um ungefähr ein Viertel geringer ist als das der Bauteile aus ABS (1.120 g).

Entsorgung:

Nach der Nutzungsphase werden die Verbundwerkstoffe unter Gewinnung von Energie in Heizwerken verbrannt. Hierdurch wird Heizöl ersetzt.

3.3.2 Ergebnisse

Einzel Lebenswege

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Übersichtsökobilanz für Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff, GFK bzw. ABS präsentiert. Abb. 3-13 zeigt die Ergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel in sektoraler Darstellung. Die Ergebnisse für alle weiteren untersuchten Umweltwirkungen sind im Anhang (Kapitel 6.5) abgebildet.

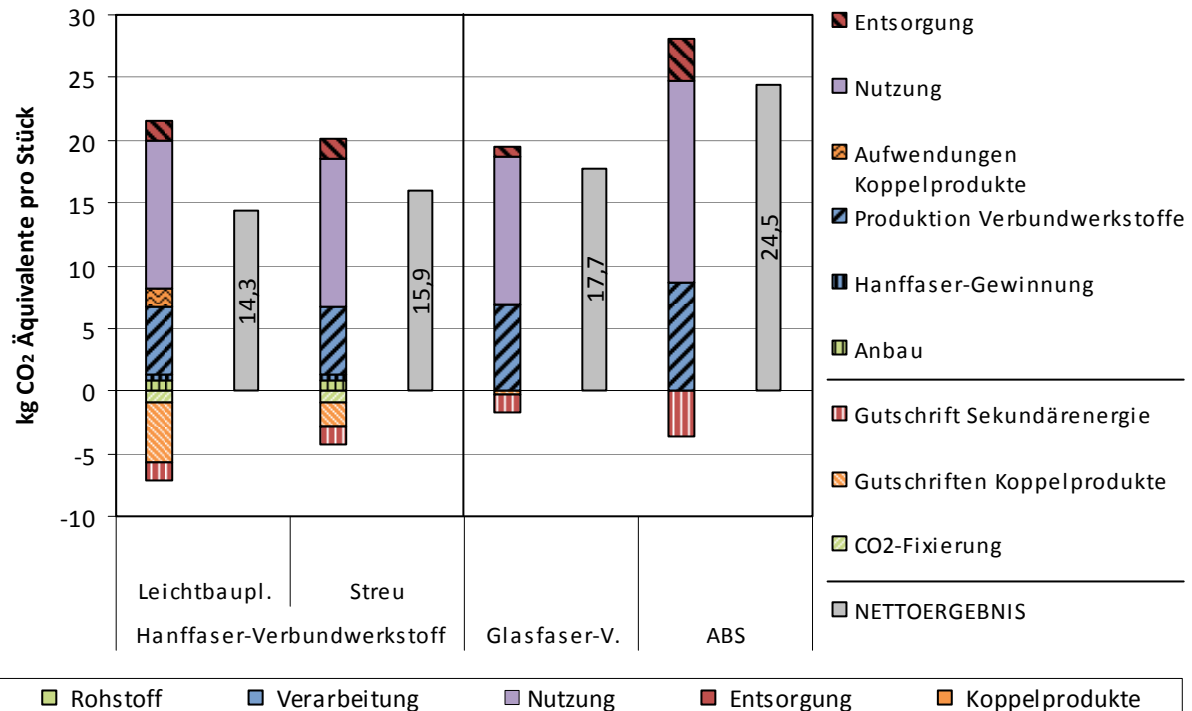


Abb. 3-13 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel für Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff, GFK bzw. ABS in kg CO₂-Äquivalenten pro Auto-Innenverkleidung (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Der erste, farbige Balken zeigt die Treibhausgasmissionen (positive Werte) und Gutschriften (negative Werte) entlang des Lebenswegs von Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff. Der zweite, graue Balken zeigt das Nettoergebnis (Saldo aus Emissionen und Gutschriften): pro Stück werden 14,3 kg CO₂-Äquivalente emittiert.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Der Vergleich Treibhausgasemissionen von Hanffaser-Verbundwerkstoff mit GFK zeigt, dass der größte Unterschied durch die Nutzung der Koppelprodukte der Hanffasergewinnung verursacht wird. Hier stehen relativ kleinen Aufwendungen größeren Gutschriften gegenüber. Dagegen sind die Nettoaufwendungen für den gesamten Lebensweg der Hauptprodukte ähnlich groß.

- Hinsichtlich der Nutzungsvarianten des Koppelproduktes Schäben (Pferdeestreu oder Leichtbauplatten) zeigen sich aus Umweltschutzsicht deutliche Unterschiede. In allen untersuchten Umweltwirkungen ist es vorteilhaft, die Schäben zu Leichtbauplatten zu verarbeiten, welche herkömmliche magnesitgebundene Holzwolle-Leichtbauplatten ersetzen.
- Bei der Betrachtung der Lebenswegabschnitte fällt auf, dass die größten Treibhausgasemissionen durch die Nutzung des Produktes im Pkw und nicht durch die Produktion anfallen. Hier führt ein geringeres Gewicht zu einem verringerten Kraftstoffverbrauch. Auf die Lebenszeit des Fahrzeugs gerechnet wird dies zum stärksten Faktor in der Bilanz. Im Vergleich der drei verschiedenen Werkstoffe ist daher festzustellen, dass ein Vorteil für die leichteren Bauteile aus Hanffaser-Verbundwerkstoff und GFK gegenüber den schwereren aus ABS besteht.

Lebenswegvergleiche: Basisvariante und Varianten 1, 2 und 3

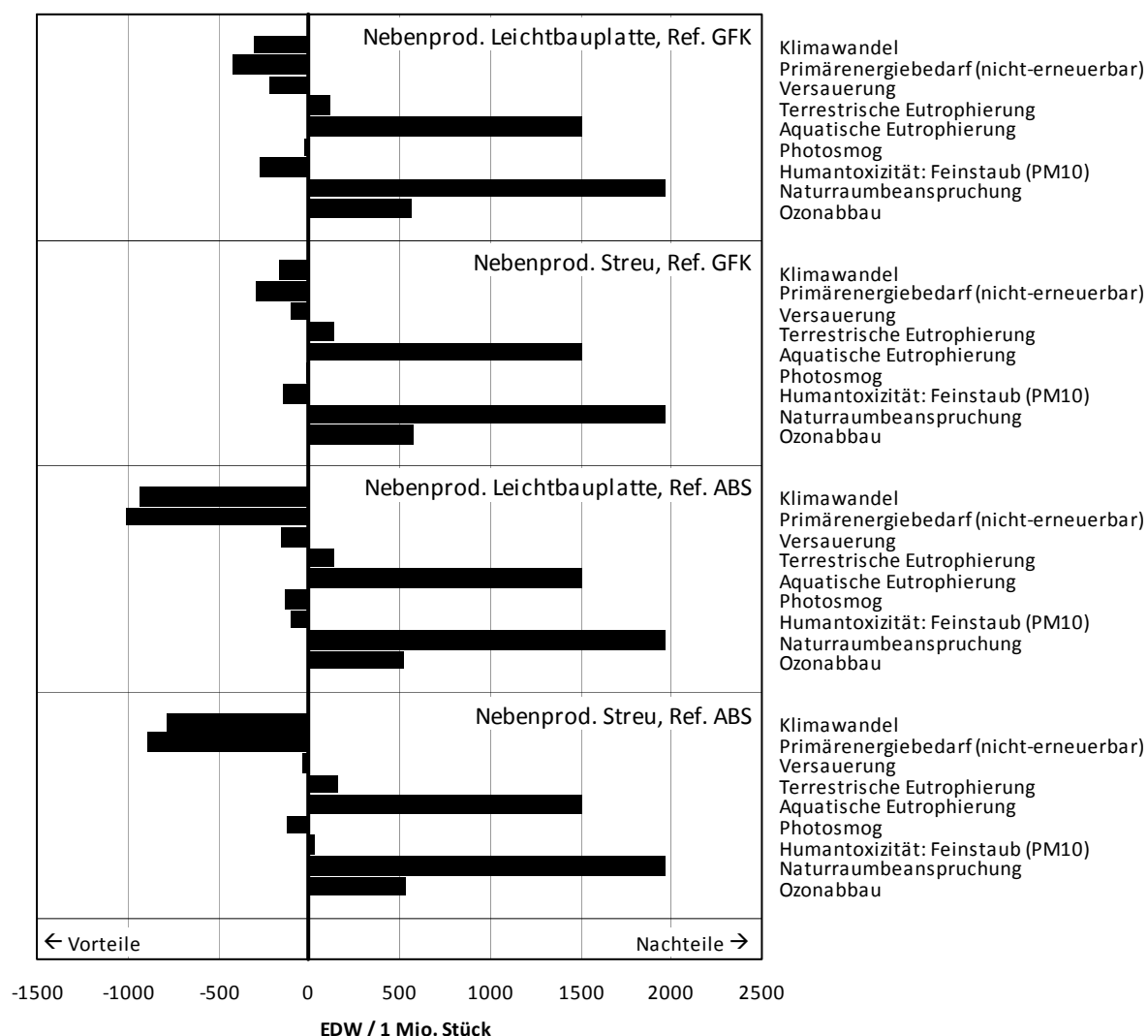


Abb. 3-14 Ökobilanzergebnisse für Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff im Vergleich zu Bauteilen aus GFK und ABS bei verschiedener Nutzung des Koppelproduktes Schäben. Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Durch die Nutzung von Hanffaser-Verbundwerkstoffen als Auto-Innenverkleidung anstelle eines GFK-basierten Bauteils werden pro 1 Mio. Stück im Saldo die Emissionen von so vielen Klimagasen vermieden, wie von 305 Bundesbürgern jährlich im Durchschnitt verursacht werden.

Abb. 3-14 stellt die Nettoergebnisse (Salden) für den Vergleich der beiden bio-basierten Lebenswege (Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff bei verschiedener Nutzung des Koppelproduktes Schäben) mit den beiden fossilen Lebenswegen (vergleichbare Bauteile aus GFK bzw. ABS) in Form eines T-Diagramms dar. Die Ergebnisse sehen wie folgt aus:

- Hanffaser-Verbundwerkstoff zeigt in den Wirkungskategorien Klimawandel und Energiebedarf Vorteile gegenüber GFK und ABS. Dieser Vorteil ist besonders groß, wenn die schwereren Auto-Innenverkleidungen aus ABS ersetzt werden.
- Dagegen treten Nachteile hinsichtlich terrestrischer und aquatischer Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung und Ozonabbau auf. Diese sind überwiegend auf den landwirtschaftlichen Anbau des Hanfs zurückzuführen und daher in jedem Vergleich ähnlich groß.
- Keine klaren Tendenzen ergeben sich für die Umweltwirkungskategorien Versauerung, Sommersmog und Humantoxizität (Feinstaub).

3.3.3 Zwischenfazit

Die Untersuchung der Umweltwirkungen von Auto-Innenverkleidungen aus verschiedenen Materialien über ihre gesamten Lebenswege führt zu folgendem Zwischenfazit:

- Es zeigt sich ein differenziertes Bild mit Vorteilen für die bio-basierten Lebenswege in einigen Umweltwirkungskategorien und Nachteilen in anderen. Aus diesen Ergebnissen heraus kann keine objektive, wissenschaftlich begründbare Entscheidung für oder gegen Autoverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff erfolgen. Erst mit zusätzlichen Kriterien ist eine zusammenfassende Gesamtbewertung möglich. Sowohl diese Kriterien wie auch die Gesamtbewertung sind unvermeidlich subjektiv, da keine Wirkzusammenhänge zwischen verschiedenen Wirkungskategorien bestehen und daher Werthaltungen angewendet werden müssten.
- In vielen Umweltwirkungen wird der größte Unterschied zwischen den Bauteilen nicht durch die Herstellung des Produktes selbst verursacht, sondern durch die Nutzung landwirtschaftlicher Koppelprodukte (Leichtbauplatten bzw. Pferdeeinstreu) sowie durch die Nutzungsphase der Auto-Innenverkleidungen, bei der die Gewichtsunterschiede zwischen den Bauteilen zum Tragen kommen.
- Wenn anstelle der Substitutionsmethode die Allokationsmethode angewandt worden wäre, wären die Unterschiede hinsichtlich der Koppelproduktnutzung nicht zu Tage getreten, da die konkrete Koppelproduktnutzung bei einer Allokation keine Rolle spielt.

3.4 Verpackungspapier

In Form einer Übersichtkobilanz werden Spaghettiverpackungen aus Karton oder Bio-PE mit Spaghettiverpackungen aus fossil basierten LDPE mit einem Füllvolumen von jeweils 500 g Spaghetti verglichen (Abb. 3-15). Die Ergebnisse beziehen sich auf eine funktionelle Einheit von 1.000 Spaghettiverpackungen.

3.4.1 Lebenswegvergleich und Varianten

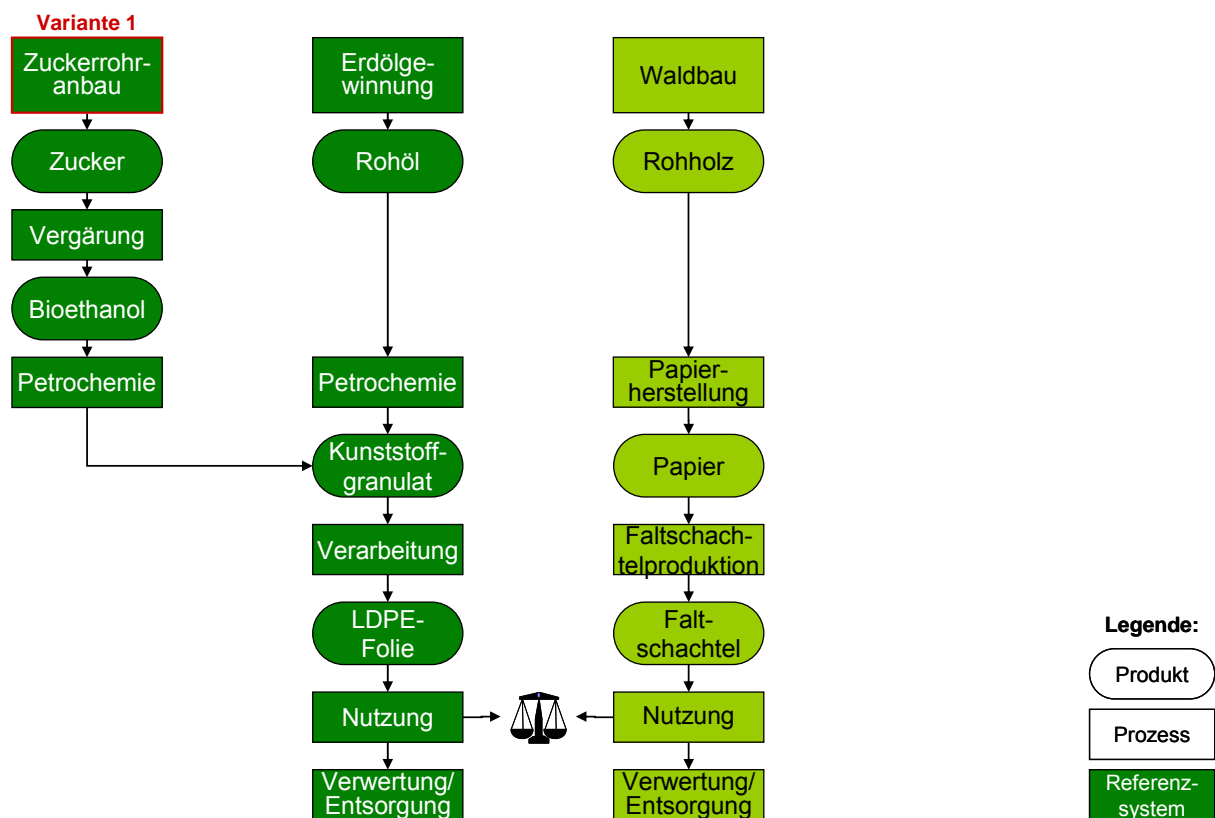


Abb. 3-15 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen Verpackungspapier und LDPE-Folie (© IFEU 2013)

Tabelle 3-3 Übersicht über die bilanzierten Spaghettiverpackungen

Szenario (Name)	Werkstoff	Gewicht	Allokationsfaktor
Karton	Primärfaserkarton	20,42 g	50% (Basisszenario) und 100% (Sensitivität)
Bio PE	Polyethylen auf Basis von Zuckerrohr	3,5 g	50% (Basisszenario) und 100% (Sensitivität)
fossil PE	Polyethylen auf Basis von Erdöl	3,5 g	50% (Basisszenario) und 100% (Sensitivität)

Details zu den Lebenswegen

Anbau und Produktion der Rohmaterialien:

Das Holz als Rohstoff für die Kartonverpackung entstammt der nordischen Produktion. In der Bilanz wird ein Datensatz aus der IFEU-internen Datenbank verwendet, der die Primärfaserherstellung für den Zweck der Übersichtökobilanz hinreichend genau abbildet. Bezugsjahr ist 2009.

Grundstoff für die Bio-PE Herstellung ist brasilianisches Zuckerrohr. Zur Bilanzierung des Zuckerrohranbaus in Brasilien wurde auf Literaturquellen zurückgegriffen. Das Bio-PE wird in Brasilien durch Braskem gefertigt und dann als fertiges Granulat nach Deutschland verschifft. Für die Bilanzierung der Bio-PE Herstellung wurden zum Teil Literaturdaten und zum Teil ingenieurtechnische Schätzungen herangezogen.

Das fossile LDPE entstammt der europäischen Produktion und wird in der Bilanz durch einen mittleren europäischen Datensatz abgebildet, der von /PlasticsEurope/ veröffentlicht wird. Bezugsjahr ist 1999.

Verarbeitung:

Die Herstellung der Faltschachtel und die Extrusion und Konfektionierung der Kunststofffolien findet in Deutschland statt. Für die Bilanzierung wurde auf intern vorhandene Prozessdaten zu den jeweiligen Verarbeitungsschritten zurückgegriffen.

Nutzung:

Die bilanzierte Verpackung dient dem Schutz, Transport und Verkauf von 500 g Nudeln aus Hartweizen mit rundem Querschnitt, ca. zwei Millimeter Durchmesser und etwa 25 cm Länge. Die genannten Funktionen werden sowohl durch Karton- als auch durch die Kunststoffverpackungen erfüllt.

Entsorgung:

Die Spaghettiverpackungen aus Karton werden zu 80 % mit der Altpapiersammlung erfasst und einer Altpapieraufbereitung zugeführt. Die in dieser Aufbereitung gewonnene Recyclingfaser ersetzt in der Ökobilanz Primärfaser mit einem Substitutionsfaktor von 90 %

Die Spaghettiverpackungen aus Bio-PE und LDPE werden zu 50 % mit der Wertstoffsammlung erfasst und werden einer vornehmlich thermischen Verwertung als Ersatzbrennstoff im Zementwerk zugeführt. Die Verpackungen substituieren an dieser Stelle Steinkohle als Brennstoff.

Die nicht erfassten Verpackungen werden zusammen mit dem Restmüll in einer MVA mit Energierückgewinnung verbrannt.

Betrachtete Varianten

Die Basisszenarien werden unter Anwendung des paritätischen Modells zur Systemallokation (AF 50 %) bilanziert. Diese Festlegung wird mittels einer Sensitivitätsanalyse zur Systemallokation auf ihre Ergebnisrelevanz überprüft. Dafür werden die drei Basisszenarien auch mit einer Systemallokation von 100 % bilanziert.

3.4.2 Ergebnisse

Einzel Lebenswege

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Übersichtsökobilanz zu den Spaghettiverpackungen aus Karton und Bio-PE im Vergleich zu Spaghettiverpackungen aus LDPE gezeigt. Für die Wirkungskategorie „Klimawandel“ werden die Ergebnisse aller untersuchten Produktsysteme in Abb. 3-16 wieder sektoral dargestellt.

Im Anhang zu diesem Bericht findet sich die sektorale Darstellung aller im Rahmen der Übersichtsökobilanz ausgewerteten Wirkungskategorien sowie – als weitere Verdichtung der Ergebnisse farbige hinterlegte Übersichtstabellen zum ökobilanziellen Vergleich der untersuchten Systeme unter Anwendung des vom UBA entwickelten Bewertungsmodells „Bewertung 99“ /UBA 1999/. Auf diese weiteren Darstellungen wird bei der Beschreibung und Interpretation der Ergebnisse ggf. Bezug genommen.

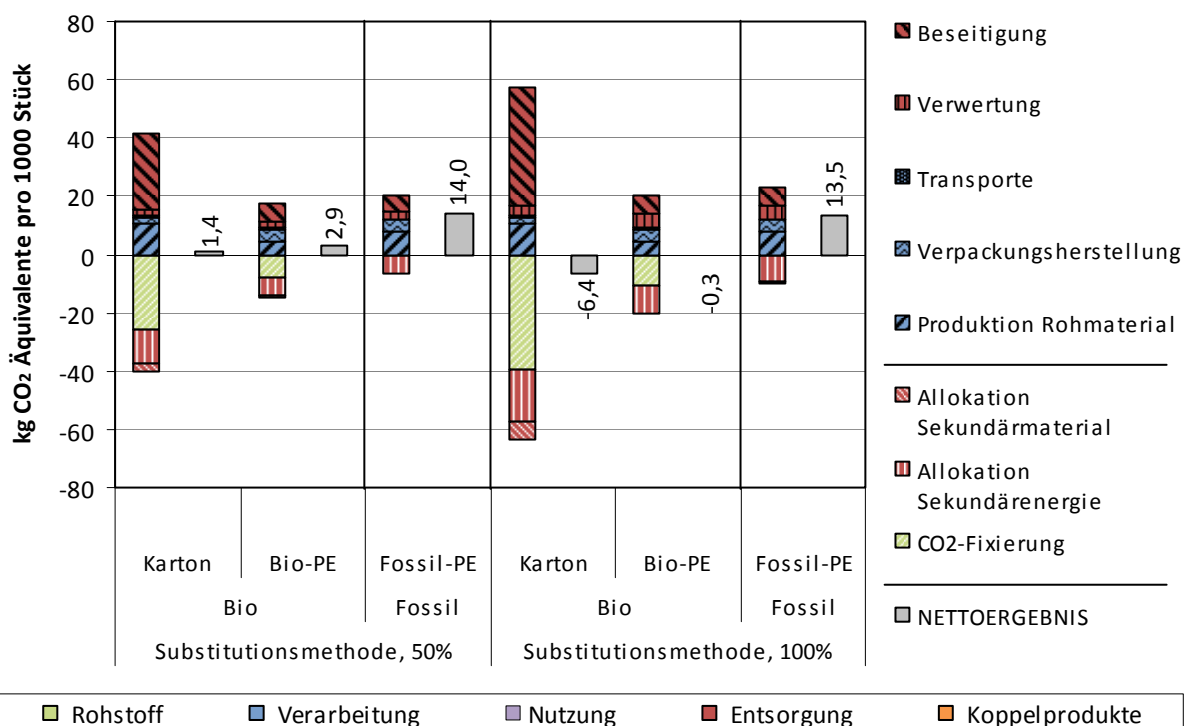


Abb. 3-16 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel für 1.000 Spaghettiverpackungen in kg CO₂-Äquivalenten (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für die ersten beiden Balken

Der erste, farbige Balken zeigt die Treibhausgasmissionen (positive Werte) und Gutschriften (für vermiedene THG-Emissionen, negative Werte) entlang des Lebenswegs der Spaghettiverpackungen aus Karton. Der zweite, graue Balken zeigt das Nettoergebnis: pro 1.000 Verpackungen werden 0,014 t CO₂-Äquivalente emittiert.

Die Auswertung der sektoralen Ergebnisdarstellung für den Indikator Klimawandel ermöglicht folgende Aussagen:

1. Die Beiträge aus der Verwertung und Beseitigung bestimmen die Systemlasten, insbesondere für die Verpackungen aus Karton.
2. Die Lasten aus der Herstellung der Rohmaterialien sind eine wesentliche Einflussgröße für die Ergebnisse aller untersuchten Systeme.
3. Die bio-basierten Produktsysteme erhalten eine Gutschrift für das biogene, im Material fixierte CO₂, das die Pflanzen während der Wachstumsphase aufgenommen haben. Diese Gutschrift wird nur im Indikator Klimawandel sichtbar, trägt dort jedoch deutlich zum Ergebnis der Verpackungssysteme aus Karton und Bio-PE bei. Die Größe der Gutschrift ist dabei Abhängig von der eingesetzten Materialmenge und dem spezifischen C-Gehalt des Materials.
4. Lediglich den Verpackungen aus Karton wird Sekundärmaterial alloziert, da nur in diesem Produktsystem ein werkstoffliches Recycling stattfindet. Die Höhe der vergebenen Gutschriften für Sekundärmaterial und Sekundärenergie sind ebenso ein wesentlicher Einflussfaktor auf das Nettoergebnis der untersuchten Produktsysteme.

Die sektorale Auswertung der übrigen untersuchten Wirkungskategorien zeigt eine verstärkte Ergebnisrelevanz der Herstellung der Rohmaterialien. So kommen bspw. im Bio-PE System nennenswerte Beiträge zu den Wirkungskategorien *Versauerungspotenzial*, *terrestrische und aquatische Eutrophierung* aus dem Zuckerrohranbau. In der Wirkungskategorie *Feinstaub* resultieren die hohen Beiträge des Lebenswegabschnitts der Rohmaterialherstellung im Bio-PE System aus der Zuckerrohrkonversion, insbesondere den Emissionen der Bagasseverbrennung.

Dieser Befund ist durchaus typisch für Produktlinien aus agrarischer Biomasse. Andererseits ist darauf hinzuweisen, dass im Bio-PE System bezüglich der direkten Emissionen aus den Prozessschritten Anbau (Feldemissionen Zuckerrohranbau) und Verarbeitung (v. a. Emissionen der Bagasseverbrennung) nur wenige Daten öffentlich verfügbar sind, die sich auf die brasilianischen Randbedingungen beziehen. Die Belastbarkeit der Daten zu den direkten Emissionen kann daher nur schwer eingeschätzt werden.

Lebenswegvergleiche

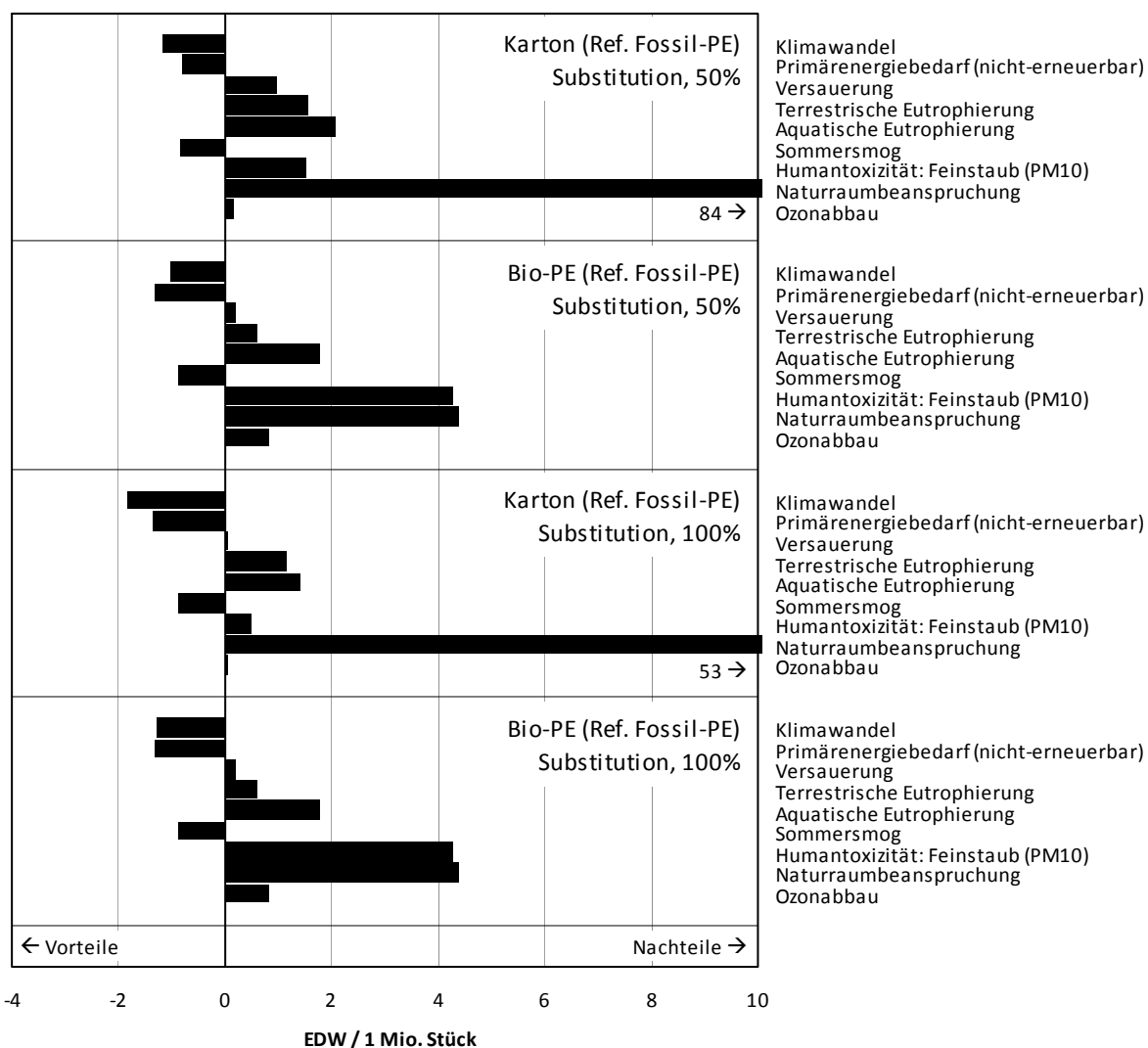


Abb. 3-17 Ökobilanzergebnisse für Spaghettiverpackungen aus Karton und Bio-PE im Vergleich zu Spaghettiverpackungen aus fossilem LDPE. Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Durch die Herstellung von 1.000 Spaghettiverpackungen aus Karton anstelle von 1.000 Spaghettiverpackungen aus Erdöl werden im Saldo die Emissionen von so vielen Klimagasen eingespart, wie sie von gut 1,15 Bundesbürgern jährlich im Durchschnitt verursacht werden.

Abb. 3-17 zeigt die Ergebnisse der Spaghettiverpackungen aus Karton und Bio-PE im Vergleich zu den Ergebnissen der Spaghettiverpackungen aus LDPE im Form eines T-Diagramms. Unter Berücksichtigung einer Signifikanzschwelle von 30 % lassen sich die Ergebnisse der Basisszenarien (AF 50 %) wie folgt verdichten:

Spaghettiverpackungen aus Karton zeigen geringere Ergebnisse als 3,5 g Spaghettiverpackungen aus LDPE in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- KEA nicht-erneuerbar
- Sommersog

Spaghettiverpackungen aus Karton zeigen höhere Ergebnisse als 3,5 g Spaghettiverpackungen aus LDPE in den Wirkungskategorien:

- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraumbeanspruchung
- Ozonabbau

3,5 g Spaghettiverpackungen aus Bio-PE zeigen geringere Ergebnisse als 3,5 g Spaghettiverpackungen aus LDPE in den Wirkungskategorien:

- Klimawandel
- KEA nicht-erneuerbar
- Sommersog

3,5 g Spaghettiverpackungen aus Bio-PE zeigen höhere Ergebnisse als 3,5 g Spaghettiverpackungen aus LDPE in den Wirkungskategorien:

- Terrestrische Eutrophierung
- Humantoxizität: Feinstaub (PM10)
- Aquatische Eutrophierung
- Naturraumbeanspruchung
- Ozonabbau

3,5 g Spaghettiverpackungen aus Bio-PE zeigen vergleichbare Ergebnisse mit 3,5 g Spaghettiverpackungen aus LDPE in der Wirkungskategorie:

- Versauerung

Bei einer Änderung des Faktors der Systemallokation von 50 % (Basisszenarien) auf 100 % verändern sich die Ergebnisse für den Vergleich Karton vs. LDPE geringfügig. Durch die Vergrößerung der Gutschriften entfällt der Nachteil des Kartons in der Wirkungskategorie *Versauerung*. Unter Anwendung der Signifikanzschwelle von 30 % zeigen die Ergebnisse dieser Wirkungskategorie nun keinen signifikanten Unterschied mehr.

Bei Änderung des Systemallokationsfaktors für den Vergleich Karton vs. Bio-PE bleibt der nicht signifikante Unterschied in der Wirkungskategorie *Versauerung* bestehen.

3.4.3 Zwischenfazit

Der Vergleich der Spaghettiverpackungen aus biogenen Rohstoffen (Karton und Bio-PE) mit Spaghettiverpackungen aus fossilbasierten LDPE zeigt – von kleinen Ausnahmen abgesehen – folgendes einheitliches Bild:

- Spaghettiverpackungen aus biogenen Rohstoffen zeigen Vorteile gegenüber Spaghettiverpackungen aus LDPE in den Wirkungskategorien *Klimawandel*, *KEA nicht-erneuerbar* und *Sommersmog*.
- In den übrigen Wirkungskategorien *Versauerungspotenzial*, *terrestrische und aquatische Eutrophierung*, *Humantoxizität: Feinstaub PM10*, *Naturraumbeanspruchung: Agrarfläche* und *Ozonabbau* zeigen die Spaghettiverpackungen aus biogenen Rohstoffen keine signifikanten Vorteile.

Für ein abschließendes, einheitliches Ergebnis des ökobilanziellen Vergleichs wäre eine weitere Ordnung und Priorisierung der untersuchten Wirkungskategorien notwendig. In Anlehnung an die UBA-Methode zur Bewertung der Ergebnisse von Ökobilanzen würde sich unter den Randbedingungen des Basisszenarien (AF 50 %) kein ökobilanzieller Vor- oder Nachteil für die ableiten lassen.

Unter den Randbedingungen einer Systemallokation von 100 % kann ein Vorteil für die Spaghettiverpackungen aus biogenen Rohstoffen im Vergleich zu Spaghettiverpackungen aus LDPE festgestellt werden. Dieses Ergebnis ist jedoch aufgrund der Qualität der in die Bilanzierung eingegangenen Daten kritisch zu hinterfragen.

Der Indikator *Naturraumbeanspruchung Agrarfläche* wird anhand des Flächenbedarfs dargestellt. Es handelt sich dabei lediglich um eine Information aus der Sachbilanz. Eine Bewertung auf der Ebene der Wirkungsabschätzung war im Rahmen der Übersichtsökobilanzen nicht möglich.

3.5 Holzfaserdämmstoff

Dämmstoffplatten aus Holzfasern für die Wärmedämmung von Gebäuden werden in Form einer Übersichtskobalanz mit Dämmstoffplatten aus den fossil basierten Werkstoffen Steinwolle bzw. Polystyrol verglichen (Abb. 3-18). Die Ergebnisse beziehen sich auf die funktionelle Einheit von einem m² Dämmstoffplatte mit gleichem Wärmedurchgangskoeffizienten.

3.5.1 Lebenswegvergleich und Varianten

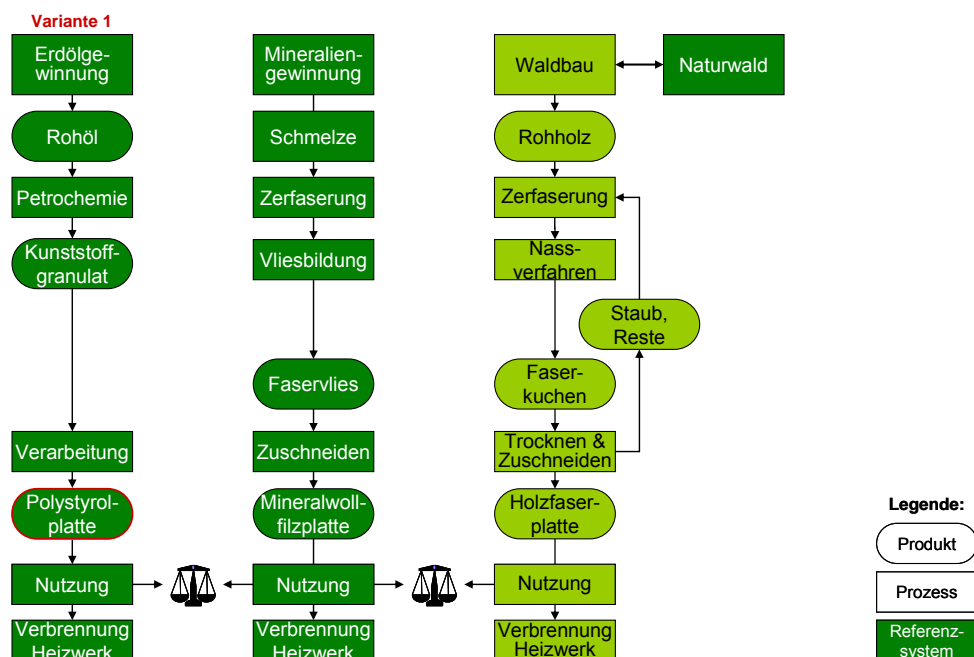


Abb. 3-18 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen Holzfaserdämmstoffplatten und Dämmstoffplatten aus Mineralwolle bzw. Polystyrol. (© IFEU 2013)

Details zu den Lebenswegen

Anbau:

Die Forstwirtschaft wird für in Deutschland typische, durchschnittliche Verhältnisse bilanziert. Als forstwirtschaftliches Referenzsystem wird Naturwald angesetzt.

Produktion u. Verarbeitung:

Das Rohholz wird zerkleinert und im Nassverfahren zu Fasern verarbeitet. Daraus wird eine Holzfaserdämmstoffplatte hergestellt. Die Prozessdaten wurden im Rahmen des BMU-Projektes „Holzkaskade“ durch das IFEU erhoben /Gärtner et al. 2012/. Die Referenzprodukte Mineralwollfilzplatte und Polystyrolplatte werden aus eingeschmolzenen mineralischen Rohstoffen bzw. Erdöl gewonnen. Koppelprodukte werden nicht gesondert ausgewiesen, sondern sind ggf. im Lebenswegabschnitt Produktion enthalten (Quelle: /ecoinvent 2010/).

Nutzung:

Die Dämmstoffplatten werden zur Gebäudedämmung genutzt. Die Dicke ist jeweils so gewählt, dass sich ein identischer Wärmedurchgangskoeffizient ergibt.

Entsorgung:

Am Ende des Lebensweges werden die Dämmstoffplatten in einem Heizwerk thermisch verwertet. Emissionen des dadurch ersetzten Heizöls werden den Dämmplatten zu 100 % gutgeschrieben.

Betrachtete Varianten

- Basisvariante Nutzung von Holzfaser-Dämmstoffplatten anstelle von Mineralwollefilzplatten, Entsorgung des Dämmstoffs unter Ersetzung von Heizöl
- Variante 1 Polystyrolplatten als fossiles Referenzprodukt (statt Mineralwollefilzplatten)

3.5.2 Ergebnisse

Einzellebenswege

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Übersichtsökobilanz für Dämmstoffplatten aus Holzfasern, Mineralwolle bzw. Polystyrol (PS) präsentiert. Abb. 3-19 zeigt die Ergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel in sektoraler Darstellung. Die Ergebnisse für alle weiteren untersuchten Umweltwirkungen sind im Anhang (Kapitel 6.4) abgebildet. Aufgrund des für alle Produkte identischen Wärmedurchgangskoeffizienten entstehen in der Nutzungsphase gleich hohe Umweltwirkungen. Diese wurden Abb. 3-19 nicht dargestellt.

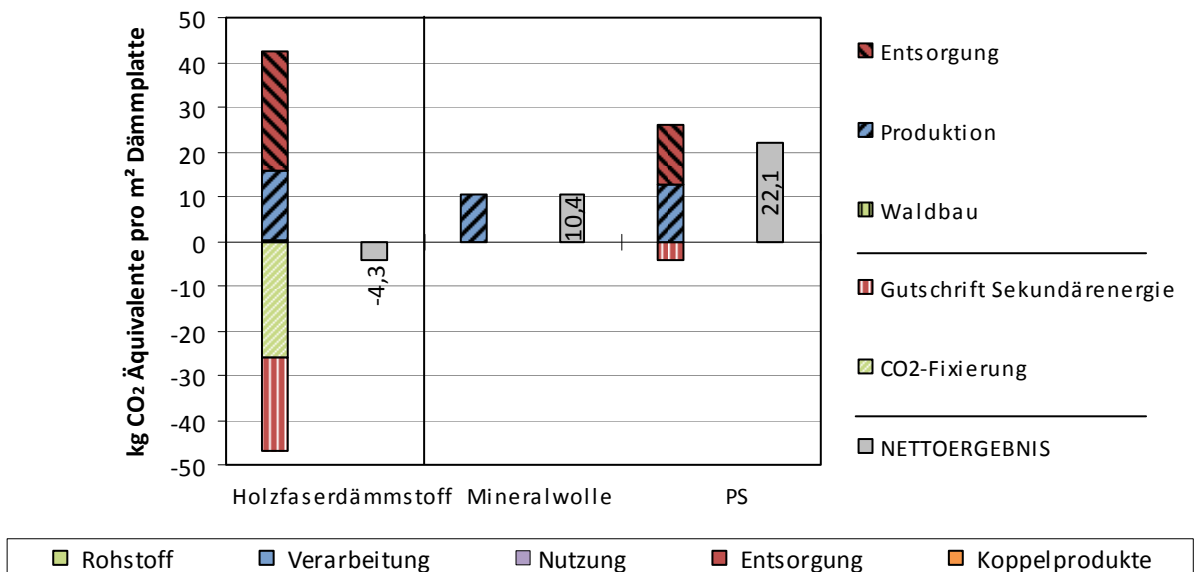


Abb. 3-19 Sektoriale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel für die Dämmstoffplatten aus Holzfasern, Mineralwolle bzw. Polystyrol (PS) in kg CO₂-Äquivalenten pro m² Dämmstoffplatte (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Der erste, farbige Balken zeigt die Treibhausgasmissionen (positive Werte) und Gutschriften (für vermiedene THG-Emissionen, negative Werte) entlang des Lebenswegs von Holzfaser-Dämmstoffplatten. Der zweite, graue Balken zeigt das Nettoergebnis: pro m² Dämmplatte werden 4,3 kg CO₂-Äquivalente eingespart.

Die Auswertung der Übersichtsökobilanzen ergibt folgendes Bild:

- Die Produktion und Nutzung von Holzfaser-Dämmstoffplatten führt zu Netto-Treibhausgas einsparungen. Diese kommen durch die Gutschrift für die thermische Verwertung am Lebenswegende zustande.
- Sowohl bei Holzfaserdämmstoff als auch bei Polystyrol (PS) dominieren in erster Linie die Verarbeitung (Energieeinsatz) sowie Entsorgung (Emissionen aus der Entsorgung bzw. Gutschriften für Sekundärenergie) die Ergebnisse (siehe auch Anhang). Dies gilt für alle Umweltwirkungen. Die Rohstoffgewinnung (Waldbau) spielt dagegen kaum eine Rolle – mit Ausnahme der Naturraumbeanspruchung.
- Mineralwolle, die gänzlich aus unbrennbaren Bestandteilen besteht, verursacht dagegen bei der Entsorgung keine Emissionen, erzielt aber auch keine Energiegutschriften.
- Der Vergleich der beiden konventionellen Systeme (Mineralwolle und PS) zeigt deutliche Unterschiede: Aus Klimaschutzsicht ist Mineralwolle deutlich günstiger als PS.

Lebenswegvergleiche

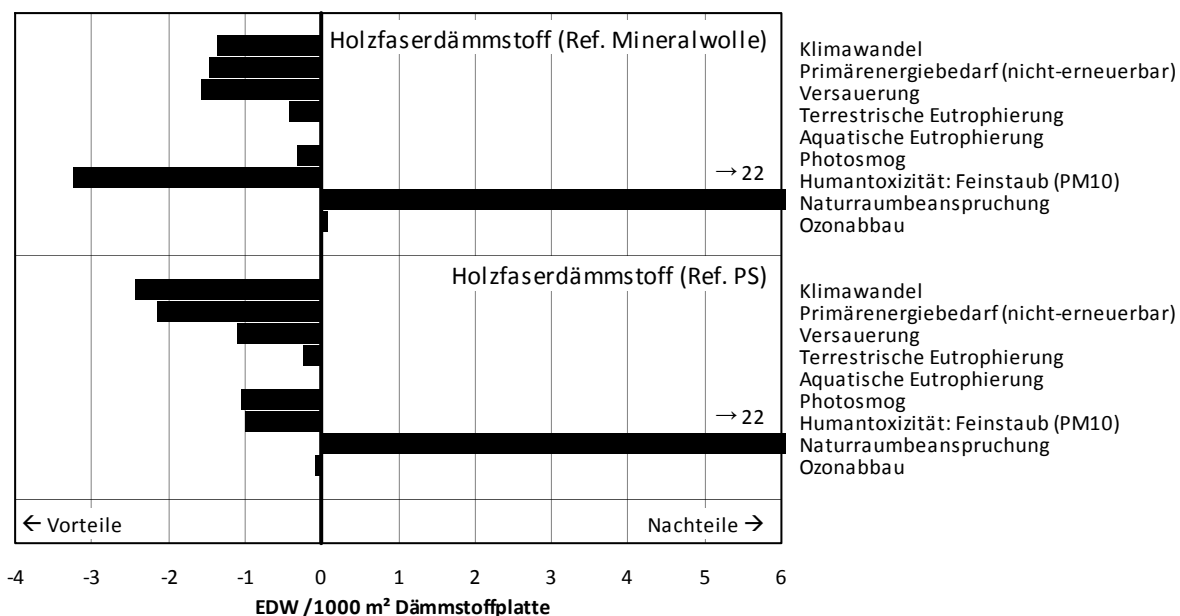


Abb. 3-20 Ökobilanzergebnisse für Holzfaser-Dämmstoffplatten im Vergleich zu Dämmstoffplatten aus Mineralwolle bzw. Polystyrol (PS). Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Durch die Nutzung von 1000 m² Dämmstoffplatten aus Holzfasern anstelle von Mineralwolle wird im Saldo die Emission von so vielen Treibhausgasen vermieden, wie sie von ungefähr 1,4 Bundesbürgern jährlich im Durchschnitt verursacht werden.

Abb. 3-20 zeigt die Nettoergebnisse (Salden) für den Vergleich des bio-basierten Lebenswegs (Holzfaserdämmstoff) mit den beiden fossilen Lebenswegen (Dämmstoffplatten aus Mineralwolle bzw. PS) in Form eines T-Diagramms. Die Ergebnisse sehen wie folgt aus:

- Holzfaser-Dämmstoffplatten zeigen gegenüber ihren konventionellen Referenzprodukten in allen Umweltwirkungen mit Ausnahme von Naturraumbeanspruchung und Ozonabbau deutliche Vorteile. Die Vorteile hinsichtlich Klimawandel sind besonders ausgeprägt, wenn Dämmstoffplatten aus Polystyrol (PS) ersetzt werden, deren Herstellung hohe Treibhausgasemissionen verursachen. Aus Sicht der Wirkungskategorie Humantoxizität (Feinstaub) wäre es jedoch vorteilhafter, Dämmstoffplatten aus Mineralwolle zu ersetzen.
- Bei der Naturraumbeanspruchung sind sehr hohe Werte zu verzeichnen. Diese kommen dadurch zustande, dass pro Bundesbürger nur 0,13 ha Waldfläche zur Verfügung stehen.
- Keine klare Tendenz ergibt sich für die Umweltwirkungskategorie Ozonabbau. Die aquatische Eutrophierung konnte wegen fehlender Daten zu den ersetzten Produkten nicht bewertet werden.

3.5.3 Zwischenfazit

Folgendes Zwischenfazit kann aus der Untersuchung der Umweltwirkungen von Dämmstoffplatten aus verschiedenen Materialien abgeleitet werden:

- Es zeigt sich ein differenziertes Bild mit (vielen) Vorteilen und (wenigen) Nachteilen für die bio-basierten Dämmstoffplatten. Da sich jedoch zumindest für alle Wirkungskategorien mit sehr großer bzw. großer ökologischer Priorität Umweltvorteile ergeben, lässt sich insgesamt für die Holzfaser-Dämmstoffplatten ein ökobilanzieller Vorteil gegenüber ihren konventionellen Referenzprodukten ableiten.
- In vielen Umweltwirkungen wird der größte Unterschied zwischen den Dämmstoffplatten nicht durch die Herstellung des Produktes selbst verursacht, sondern durch dessen Entsorgung, bei der einerseits Emissionen zu Buche schlagen, andererseits aber auch Gutschriften für Sekundärenergie vergeben werden.

3.6 Holzkaskade

Eine Kaskadennutzung ist die sequenzielle Nutzung von biogenen Rohstoffen für stoffliche und energetische Anwendungen /Arnold et al. 2009/, d. h. eine Strategie, Rohstoffe oder daraus hergestellte Produkte in zeitlich aufeinander folgenden Schritten mit abnehmendem Wertschöpfungsniveau so lange, so häufig und so effizient wie möglich stofflich zu nutzen und erst am Ende des Lebenszyklus energetisch zu verwerten. Dies wird anhand einer beispielhaften Holzkaskade untersucht, bei der eine Tonne Rohholz sequenziell genutzt und der dabei entstehende Warenkorb an Produkten mit nutzenäquivalenten konventionellen Referenzprodukten verglichen wird (Abb. 3-21).

3.6.1 Lebenswegvergleich und Varianten

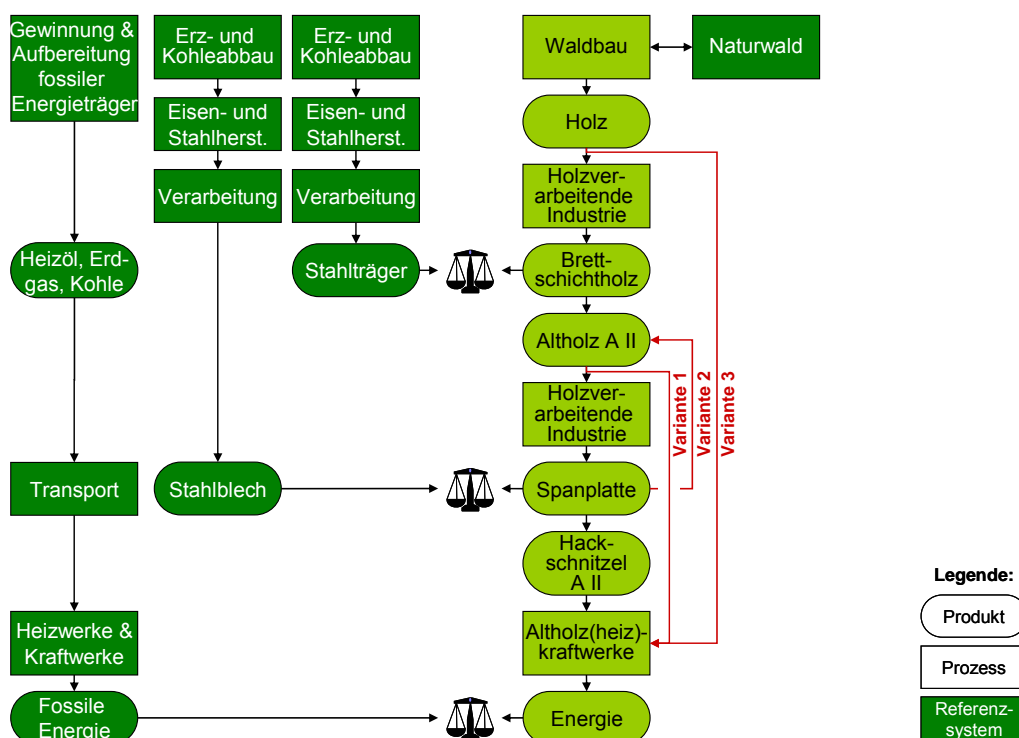


Abb. 3-21 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen einem Warenkorb aus Holzprodukten (Brettschichtholz, ggf. Spanplatte sowie ggf. Energie) und den jeweiligen konventionellen Referenzprodukten (© IFEU 2013)

Details zu den Lebenswegen

Anbau:

Der Waldbau wird für durchschnittliche deutsche Verhältnisse bilanziert. Es wird zu Grunde gelegt, dass der Wald andernfalls nicht genutzt würde und als Naturwald erhalten bliebe.

Produktion, Verarbeitung und Nutzung:

Die Holz verarbeitende Industrie stellt aus dem Rohholz zunächst Brettschichtholz her, welches anstelle von Stahlträgern für Dachkonstruktionen verwendet wird. Nach Abriss des

Gebäudes gelangt das Altholz wiederum in die holzverarbeitende Industrie, welche daraus Spanplatten produziert. Diese werden im Möbelbau, z. B. für Regale, verwendet und ersetzt Metallregale. Die Spanplatten können bis zu 75 % aus recycelten Spanplatten bestehen. Dies entspricht durchschnittlich drei Recyclingschritten, bis sämtliche Holzspäne soweit zerkleinert wurden, dass sie nicht mehr für die Spanplattenproduktion geeignet sind und durch Frischholz ersetzt werden müssen. Typischerweise liegt der Anteil an recycelten Spanplatten jedoch nur bei ca. 5 %. Die Prozessdaten wurden innerhalb des BMU-Projekts „Holzkaskade“ erhoben /Gärtner et al. 2012/.

Entsorgung:

Am Ende des Lebensweges werden die Spanplatten typischerweise in bestehenden Heizkraftwerken und Kraftwerken thermisch verwertet, weshalb Gutschriften für ersetzten Strom und ersetzte Wärme aus Erdgas und Kohle bzw. Erdgas und Heizöl gegeben werden. Im Falle des maximalen Spanplattenrecyclings fällt sämtliches Holz letztendlich als Ausschuss in der Produktion an. Dieser gegenüber der Spanplattenproduktion aus Frischholz erhöhte Ausschussanteil wird in der holzverarbeitenden Industrie energetisch genutzt, um einen Teil der benötigten Prozessenergie bereitzustellen. Daher findet kein abschließender externer Entsorgungsschritt statt (siehe Variante 2).

Betrachtete Varianten

	Abbildungs- beschriftung	Beschreibung
Basisvariante:	Kaskade, typ. (Basis), typ. Recycl.	Die „typische“ Kaskadennutzung: Nutzung von Holzprodukten anstelle von konventionellen Referenzprodukten mit typischem Recycling der Spanplatten (Recyclinganteil: 5%)
Variante 1	Kaskade, kurz (V1), o. Spanpl.	Eine verkürzte Kaskadennutzung: Zuerst wird das Holz als Brettschichtholz genutzt und dann thermisch verwertet.
Variante 2	Kaskade, lang (V2), max. Recycl.	Eine verlängerte Kaskadennutzung: Die Spanplatten werden so oft wie möglich recycelt, bevor sie als Ausschuss in der holzverarbeitenden Industrie energetisch genutzt werden (s.o.).
Variante 3	Direkte energet. Nutz. (V3)	Keine Kaskadennutzung: Das Holz wird direkt energetisch genutzt

3.6.2 Ergebnisse

Einzel Lebenswege

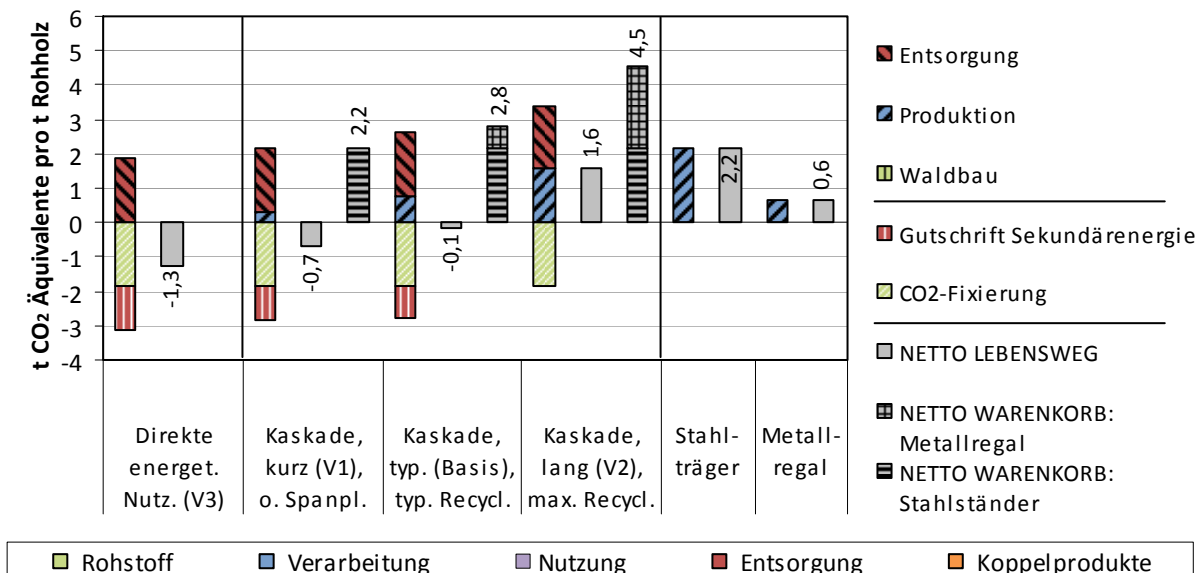


Abb. 3-22 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel für die Holznutzung in t CO₂-Äquivalenten pro t Rohholz (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für die ersten drei Balken

Der erste, farbige Balken zeigt Treibhausgasemissionen (positive Werte) sowie die CO₂-Fixierung während des Wachstums und Treibhausgaseinsparungen durch die energetische Nutzung (negative Werte) entlang des Lebensweges der direkten energetischen Nutzung von Holz. Der zweite, graue Balken zeigt das Nettoergebnis für den biogenen Lebensweg: pro Tonne Rohholz werden 1,3 t CO₂-Äquivalente eingespart. Da das Holz in diesem Fall nicht stofflich genutzt wird, ersetzt es keine Nicht-Holz-Produkte (kein 3. Balken).

Abb. 3-22 zeigt die Ergebnisse für die Umweltwirkung Klimawandel in sektoraler Darstellung. Die Ergebnisse für alle weiteren untersuchten Umweltwirkungen sind im Anhang (Kapitel 6.6) dargestellt. Folgendes Bild ergibt sich aus der Analyse:

- Bei der Holzkaskade bestimmen die Verarbeitung (Energieeinsatz) sowie die Entsorgung (Emissionen aus der Entsorgung bzw. Gutschriften für Sekundärenergie) die Ergebnisse. Dies gilt für alle Umweltwirkungen (siehe Kapitel 6.6). Die Rohstoffgewinnung (Waldbau) spielt dagegen kaum eine Rolle – mit Ausnahme der Naturraumbeanspruchung.
- Mit der Anzahl der stofflichen Nutzungsschritte nehmen die meisten Umweltvorteile zu (Ergebnisse für Klimawandel bleiben nahezu unverändert), da die Aufwendungen für die Herstellung der Holzprodukte jeweils geringer sind als jene für die Produktion der Referenzprodukte. Lediglich die Naturraumbeanspruchung bleibt gleich, da die Ergebnisse bezogen auf den Rohholz-Input dargestellt werden. Große Vorteile erzielt hier die Nutzung als Brettschichtholz, während die Nutzung als Spanplatte in vielen Umweltwirkungskategorien nur noch geringfügige zusätzliche Vorteile erreicht.

Lebenswegvergleiche: Basisvariante, Varianten 1 und 2

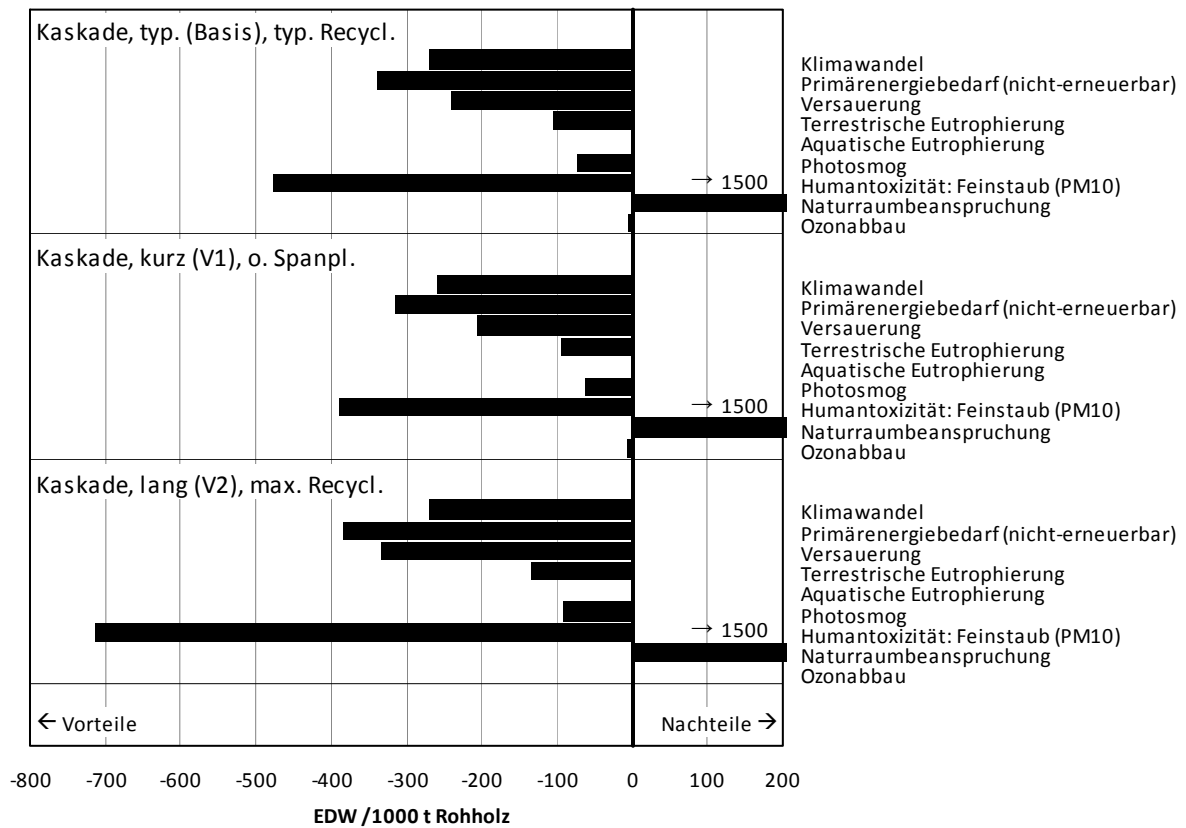


Abb. 3-23 Ökobilanzergebnisse für unterschiedliche Warenkörbe an Holzprodukten (Brett-schichtholz, ggf. Spanplatte sowie ggf. Energie) im Vergleich zu den jeweiligen konventionellen Referenzprodukten. Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

Lesebeispiel für den ersten Balken

Durch die Nutzung von 1.000 t Rohholz für Holzprodukte anstelle ihrer konventionellen Referenzprodukte wird im Saldo die Emission von so vielen Treibhausgasen vermieden, wie sie von ca. 260 Bundesbürgern jährlich im Durchschnitt verursacht werden.

Abb. 3-23 zeigt die Nettoergebnisse (Salden) für den Vergleich unterschiedlicher Warenkörbe aus Holzprodukten mit den jeweiligen konventionellen Referenzprodukten in Form eines T-Diagramms. Folgende Ergebnisse lassen sich ableiten:

- Der Warenkorb aus Holzprodukten zeigt gegenüber den konventionellen Referenzprodukten in allen Umweltwirkungskategorien deutliche Vorteile – mit Ausnahme von Naturraumbeanspruchung und Ozonabbau. Bei letzterer ergibt sich keine klare Tendenz.
- Bei der Naturraumbeanspruchung sind sehr hohe Werte zu verzeichnen. Diese kommen dadurch zustande, dass pro Bundesbürger nur 0,13 ha Waldfläche zur Verfügung stehen.
- Die aquatische Eutrophierung konnte wegen fehlender Daten zu den ersetzten Produkten nicht bewertet werden.

3.6.3 Exkurs: Stoffliche vs. energetische Holznutzung

Holz ist ein begrenzter Rohstoff, dessen Produktion nicht ohne Weiteres erhöht werden kann. Daher ist nicht nur die Frage von Interesse, ob durch den Einsatz von Holz anstelle von Nicht-Holz-Produkten Umweltvorteile erzielt werden können (Hauptfragestellung in diesem Bericht: „biogener Lebensweg versus fossiler Lebensweg“), sondern auch, welche Holznutzungsform die größten Umweltvorteile mit sich bringt. Diese Spezialfrage („biogen versus biogen“) wird daher mittels eines Exkurses untersucht, bei dem die betrachteten stofflichen Nutzungsformen mit der direkten energetischen Nutzung (Variante 3) verglichen werden.

Lebenswegvergleich und Varianten

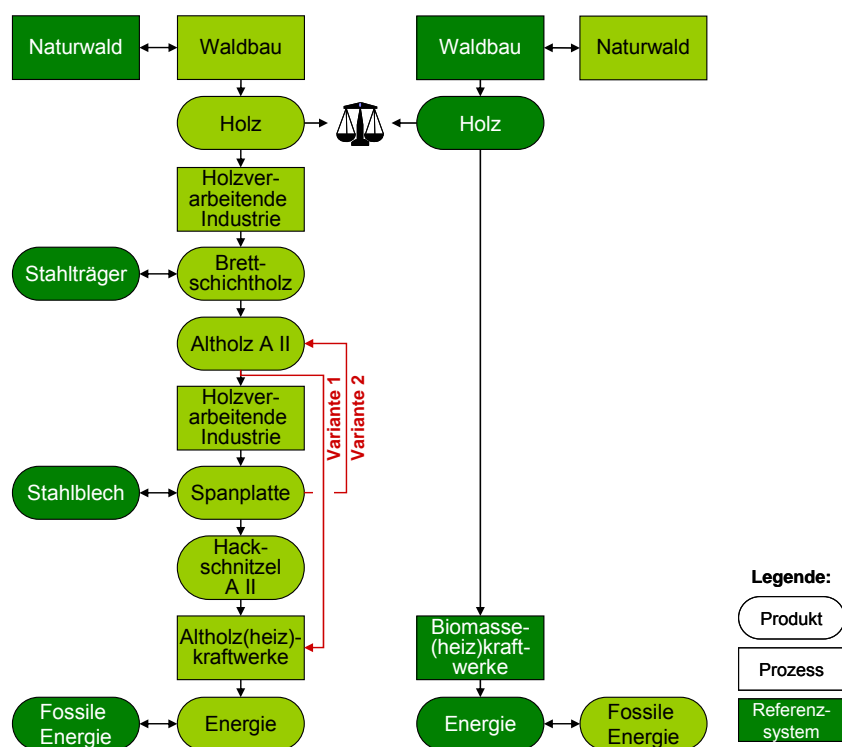


Abb. 3-24 Schematischer Lebenswegvergleich zwischen einer Kaskadennutzung von Holz und einer direkten energetischen Nutzung. Bio-basierte stoffliche und energetische Produkte ersetzen jeweils konventionelle Referenzprodukte. (© IFEU 2013)

Ergebnisse für die Lebensvergleiche: Basisvariante, Varianten 1 und 2

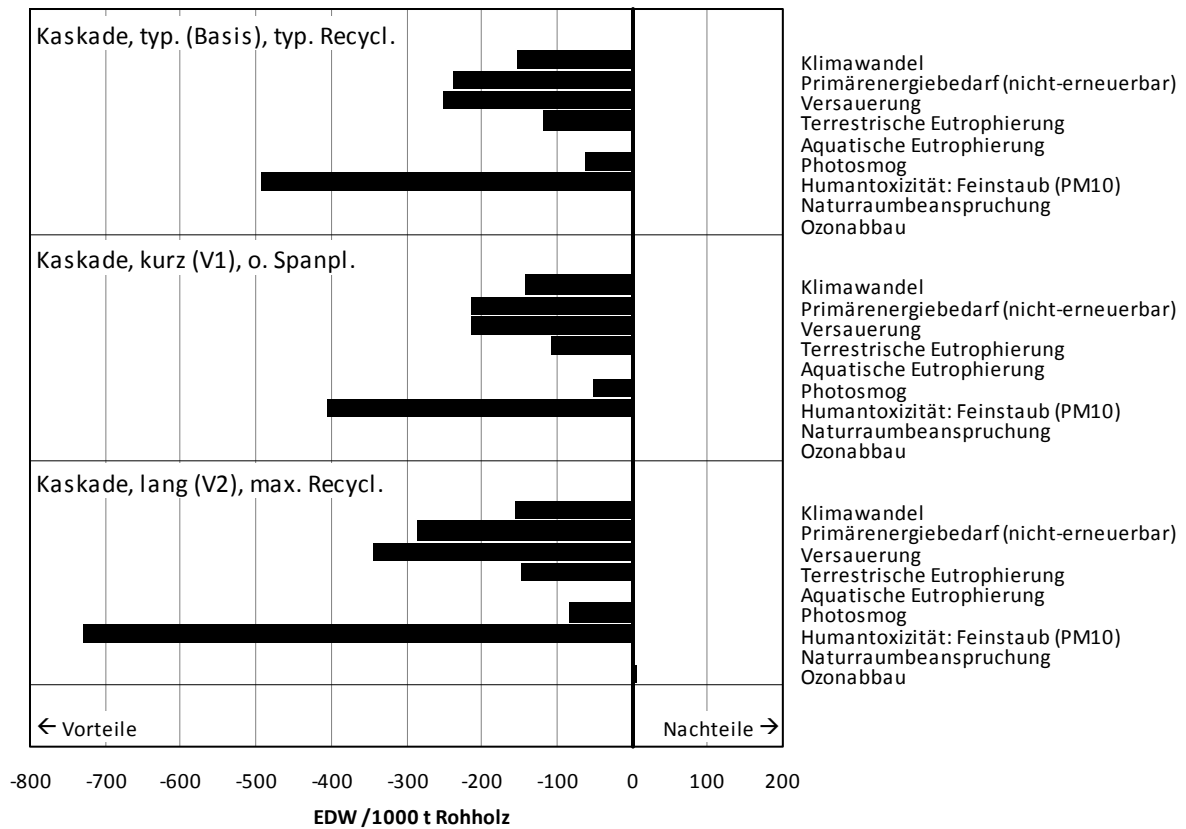


Abb. 3-25 Ökobilanzergebnisse für unterschiedliche Warenkörbe an Holzprodukten (Brett-schichtholz, ggf. Spanplatte sowie ggf. Energie) im Vergleich zur direkten energetischen Nutzung in bestehenden Heiz(kraft)werken. Die Ergebnisse wurden auf die jeweiligen Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert (© IFEU 2013)

Abb. 3-25 zeigt die Nettoergebnisse (Salden) für den Vergleich der in Abb. 3-24 betrachteten Lebenswege mit der direkten energetischen Nutzung des Holzes. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die betrachteten stofflichen Nutzungsformen von Holz zeigen nicht nur Vorteile gegenüber den Nicht-Holz-Referenzprodukten, sondern auch gegenüber der direkten energetischen Nutzung. Dies gilt für alle Umweltwirkungskategorien außer der Naturraumbeanspruchung und dem Ozonabbau.
- Der Unterschied in der Naturraumbeanspruchung ist null, da die gleiche Menge Holz verwendet wird. Für den Ozonabbau ergibt sich keine klare Tendenz.
- Die aquatische Eutrophierung konnte wegen fehlender Daten zu den ersetzten Produkten nicht bewertet werden.

3.6.4 Zwischenfazit

Eine Kaskadennutzung von Biomasse kann – wie am Beispiel der Holzkaskade gezeigt – zu Umweltvorteilen gegenüber konventionellen Produkten führen. Diese nehmen mit der Anzahl der stofflichen Nutzungsschritte zu. Lediglich in Bezug auf die Naturraumbeanspruchung sind auf Seiten des Warenkorbs aus Holzprodukten eindeutige Nachteile zu verzeichnen³. Da sich jedoch zumindest für alle Wirkungskategorien mit sehr großer bzw. großer ökologischer Priorität Umweltvorteile ergeben, lässt sich insgesamt für den betrachteten Warenkorb aus Holzprodukten ein ökobilanzieller Vorteil gegenüber seinen konventionellen Referenzprodukten ableiten.

Die hier präsentierten stofflichen Holznutzungsformen stellen allerdings nur einen sehr kleinen Ausschnitt aller gebräuchlichen stofflichen Holznutzungsformen dar. Weitere Nutzungsformen werden ausführlich im BMU-Projekt „Holzkaskade“ untersucht /Gärtner et al. 2012/. Dabei zählt die Nutzung als Brettschichtholz zu den aus Umweltschutzsicht vorteilhaftesten Nutzungsformen, welche aber auf hochwertiges Stammholz als Rohstoff angewiesen ist, während die Spanplatte zu den Nutzungsformen mit relativ geringen Umweltvorteilen zählt, welche aber aus minderwertigeren Holzsortimenten hergestellt werden kann.

Insgesamt ist festzustellen, dass jegliche stoffliche Holznutzung – über alle Produkte hinweg und bei durchschnittlicher Energieeffizienz – verglichen mit der direkten energetischen Nutzung viel größere bis ähnliche Umweltvorteile erzielt – unabhängig von der Länge der Kaskade. Wesentlich geringere Umweltvorteile durch die stoffliche Nutzung konnten in keiner technisch ausgereiften Art der stofflichen Nutzung festgestellt werden. Hohe Vorteile können dabei nicht nur durch Vollholzprodukte mit geringem Produktionsaufwand wie das Brettschichtholz, sondern auch z. B. durch MDF-Platten (mitteldichte Faserplatten) mit ähnlich hohem Produktionsaufwand wie Spanplatten erreicht werden – es kommt ganz darauf an, welche konventionellen Produkte ersetzt werden.

³ Eine Bewertung auf der Ebene der Wirkungsabschätzung wurde nicht durchgeführt (Kapitel 2.4). Waldflächen weisen jedoch i.d.R. einen geringeren Grad der menschlichen Beeinflussung und damit einen höheren Natürlichkeitsgrad (Hemerobiestufe) auf als landwirtschaftliche Flächen /Baitz et al. 2000/.

3.7 Ergebnissynopse: Flächeneffizienz

Aufgrund der unterschiedlichen funktionellen Einheiten ist es nicht möglich, die Ergebnisse der Übersichtsökobilanzen direkt miteinander zu vergleichen (siehe Kapitel 2.2). Für alle bio-basierten Produkte aus Anbaubiomasse kann jedoch beispielsweise der Nutzen aus einem Hektar Ackerfläche in einem Durchschnittsjahr betrachtet werden. Abb. 3-26 zeigt die flächenbezogenen Ergebnisse für die Wirkungskategorien Klimawandel und Versauerung. Analog dazu zeigt Abb. 3-27 die Ergebnisse für alle bio-basierten Produkte aus Holzbiomasse bezogen auf einen Hektar Waldfläche.

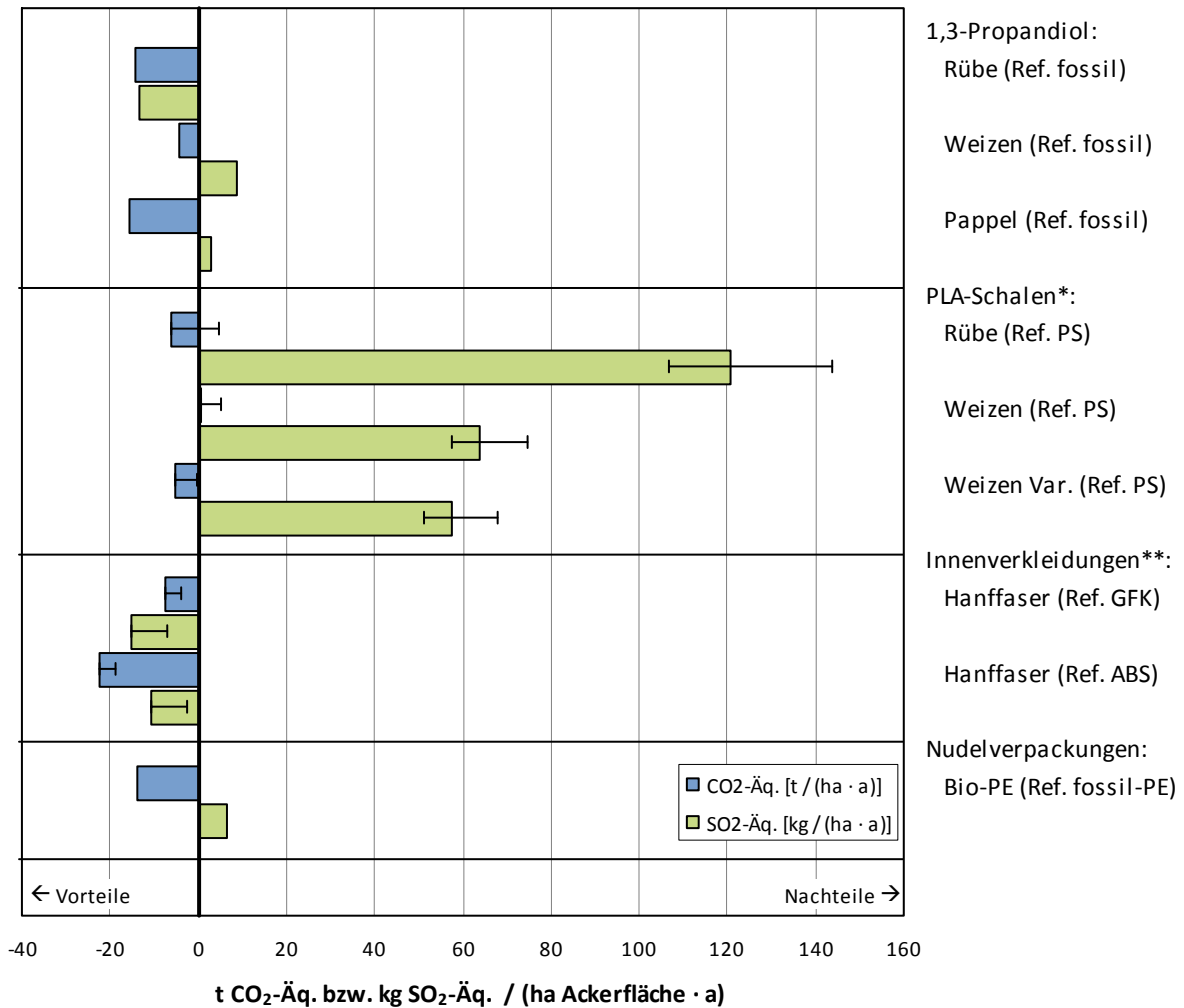


Abb. 3-26 Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel und Versauerung für bio-basierte Produkte aus Anbaubiomasse im Vergleich zu ihren konventionellen Referenzprodukten, dargestellt in t CO₂-Äquivalenten bzw. kg SO₂-Äquivalenten pro Hektar Ackerfläche und Jahr (© IFEU 2013)
 * : Die angegebene Bandbreite umfasst die Referenzprodukte PP und PET
 **: Die angegebene Bandbreite stellt die Nutzung der Schäben als Streu dar

Lesebeispiel für den ersten Balken
 Wird ein Hektar Zuckerrüben zur Produktion von 1,3-Propandiol verwendet, werden entlang des gesamten Lebenswegs rund 14 t CO₂-Äquivalente pro Jahr eingespart.

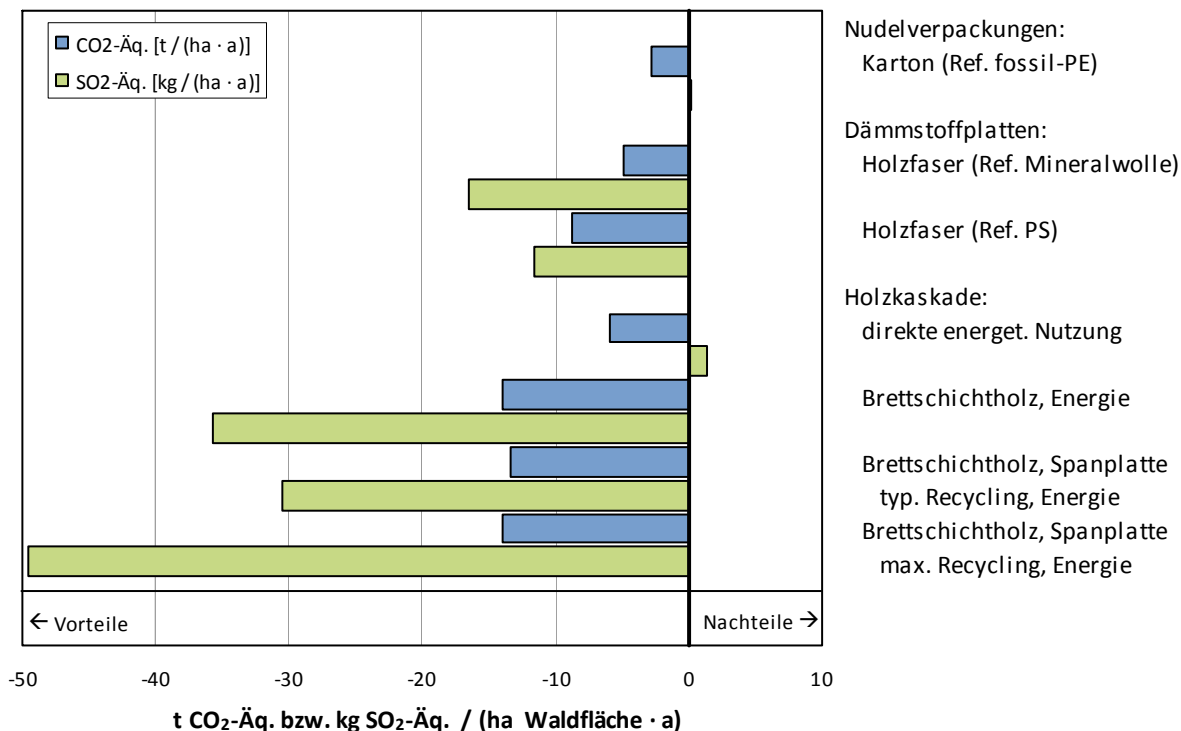


Abb. 3-27 Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel und Versauerung für bio-basierte Produkte aus Holzbiomasse im Vergleich zu ihren konventionellen Referenzprodukten. Einheiten siehe Abb. 3-26 (© IFEU 2013)

Beide Darstellungen zielen auf das Thema Flächeneffizienz ab und beantworten die Frage, wie die begrenzten Wald- und Ackerflächen aus Umweltschutzsicht genutzt werden sollten:

- Aus Sicht der Wirkungskategorien Klimawandel und Versauerung wäre es günstiger, anstelle der PLA-Klappdeckelschalen (aus deutscher Agrarbiomasse) z. B. 1,3-Propandiol oder Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundstoff zu produzieren.
- Bei der Holznutzung schneidet die „verlängerte Holzskade“ in Bezug auf die dargestellten Umweltwirkungen am günstigsten ab. Mit Ausnahme der Wirkungskategorie Klimawandel nehmen die Umweltvorteile bei den hier betrachteten Lebenswegen mit der Kaskadenlänge zu, da sich bei flächenbezogener Darstellung wie in Abb. 3-27 insbesondere die größere Ressourceneffizienz (mehr Produktnutzen pro t Rohholz) bemerkbar macht.

Allerdings ist diese Gegenüberstellung teilweise fragwürdig, da:

- es sich im Gegensatz zu ähnlichen Darstellungen aus dem Bereich Bioenergie (z. B. Biodiesel oder Bioethanol aus unterschiedlichen Rohstoffen) nicht um echte Alternativen sondern um Produkte mit ganz unterschiedlicher Funktion handelt, d. h. es werden sowohl Chemikalien (z. B. 1,3-Propandiol) als auch Verpackungen nachgefragt.
- je nach agroökologischer Zone unterschiedliche Pflanzen angebaut werden können, welche ganz unterschiedliche Flächenproduktivitäten aufweisen. So ist ein Vergleich von Nudelverpackungen aus brasilianischem Bio-PE aus Zuckerrohr (Ackerfläche) mit Nudelverpackungen aus nordischem Holz (Waldfläche) auf Basis eines Flächenbezugs (Fläche als funktionelle Einheit) nicht zielführend. Ein Vergleich anhand der Produkthanwendung (verpackte Nudelmenge als funktionelle Einheit) ist jedoch sehr wohl möglich.

4 Fazit, Schlussfolgerungen und Empfehlungen

4.1 Fazit

Quantifizierung der Umweltwirkungen

Alle ausgewählten bio-basierten Produkte weisen im Vergleich zu ihren jeweiligen konventionellen Referenzprodukten **sowohl ökologische Vorteile als auch Nachteile** auf. Vorteile ergeben sich in der Regel bei der Schonung nicht-erneuerbarer Energieträger und bei der Verringerung des Treibhauseffekts⁴, teilweise auch beim Sommersmog. Wird zur Herstellung der bio-basierten Produkte Anbaubiomasse landwirtschaftlichen Ursprungs verwendet, treten in den meisten anderen Wirkungskategorien tendenziell Nachteile auf. Dieses **Muster** ist bereits von vielen Ökobilanzen für Biokraftstoffe **bekannt** und unterstreicht die Notwendigkeit, für eine gesamtökologische Beurteilung neben Treibhauseffekt und nicht-erneuerbarem Energieaufwand eine Reihe weiterer aussagekräftiger Wirkungskategorien einzubeziehen. Wird dagegen Holz verwendet, schneiden die bio-basierten Produkte – mit Ausnahme von Verpackungspapier – auch in den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung vergleichbar mit oder besser als die konventionellen Referenzprodukte ab. Unabhängig von der Art des biogenen Rohstoffs weisen bio-basierte Produkte im Vergleich zu den konventionellen Referenzprodukten eine **hohe Naturraumbanspruchung**⁵ auf. Letztere könnte ggf. durch eine Kaskadennutzung verringert werden, da auf diese Weise mehr Produktnutzen pro Einheit Biomasse bzw. pro Flächeneinheit erzielt wird. Eine Einzelfallprüfung ist hier jedoch unerlässlich.

Für ein abschließendes Ergebnis des ökobilanziellen Vergleichs wäre nach ISO eine weitergehende Auswertung erforderlich. Dies kann – wie bei der UBA-Methode zur Bewertung von Ökobilanzen – eine auf Werthaltungen basierte Ordnung und Priorisierung der untersuchten Wirkungskategorien notwendig machen. So würde sich in Anlehnung an die UBA-Methode für die meisten der betrachteten Fallbeispiele insgesamt **kein eindeutiger ökobilanzieller Vor- oder Nachteil** ableiten lassen. Diese Aussage gilt jedoch nicht für die Fallbeispiele Klappdeckelschalen aus Weizenstroh-basiertem PLA (Szenario „Zukunft“) sowie Holzfaserdämmstoff und die Holzkaskade, bei denen sich – zumindest für die Wirkungskategorien mit sehr großer bzw. großer ökologischer Priorität – ökologische Vorteile ergeben.

Ein Vergleich zwischen stofflicher und energetischer Biomassennutzung wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nur mittels eines Exkurses vorgenommen, da sich die Hauptfragestellung in AP 4 auf den Ökobilanzvergleich von bio-basierten und konventionellen Produkten bezog. Der Exkurs zum Fallbeispiel Holzkaskade zeigt, dass die stoffliche Nutzung besser abschneidet als die energetische. Ähnliche Ergebnisse finden sich in der Literatur: die

⁴ Gilt nur unter der Prämisse, dass keine Kohlenstoffbestandsänderungen als Folge von Landnutzungsänderungen (z. B. Umwandlung von Grünland in Ackerland) auftreten (Kapitel 2.4).

⁵ Eine Bewertung auf der Ebene der Wirkungsabschätzung wurde nicht durchgeführt (Kapitel 2.4).

Netto-Treibhausgaseinsparungen bezogen auf die Fläche **liegen** bei stofflicher Biomasse-nutzung **in einer ähnlichen Bandbreite wie bei energetischer Nutzung**, in einigen Fällen deutlich darüber /Dornburg et al. 2003/, /Reinhardt et al. 2007/, /Rettenmaier et al. 2010/.

Ergebnis bestimmende Parameter

Abhängig vom jeweiligen bio-basierten Produkt und der betrachteten Wirkungskategorie bestimmen unterschiedliche Parameter das Ergebnis der Ökobilanz. Die nachfolgend aufgeführten Parameter können sich in unterschiedlichem Maß auf das Ergebnis auswirken.

Erfahrungsgemäß spielt die **Gewinnung der Biomasse** bei vielen bio-basierten Produkten eine maßgebliche Rolle, v. a. im Hinblick auf diejenigen Wirkungskategorien, die durch land- und forstwirtschaftliche Prozesse dominiert werden (z. B. Versauerung und Eutrophierung).

Neben der Gewinnung der Biomasse sind die **Aufwendungen für das anvisierte bio-basierte Produkt** sowie **die mit dem konventionellen Referenzprodukt verbundenen Umweltlasten** von großer Bedeutung. Die Kombination aus beiden beeinflusst die Höhe der gesamten Umweltwirkungen oft in entscheidendem Maß. Dies stellt einen großen Unterschied zu den Biokraftstoffpfaden dar, bei denen die Art der Biomasse sowohl den Bioenergie-träger (d. h. das Produkt) als auch das konventionelle Referenzprodukt quasi vorzeichnet (aus Zucker- und Stärkepflanzen wird Bioethanol hergestellt, welches Ottokraftstoff ersetzt, aus Ölpflanzen wird Biodiesel produziert, welcher Dieselkraftstoff ersetzt).

Darüber hinaus haben die **Nutzungsphase** sowie – bei Verwendung der Gutschriftenmethode – die **Art der Koppelproduktnutzung** (z. B. bei Auto-Innenverkleidungen aus Hanffaser-Verbundwerkstoff) meist einen deutlichen Einfluss auf die Ergebnisse.

Die Einbeziehung des Lebenswegabschnitts **Entsorgung** (Verwertung und/oder Beseitigung) ist für biobasierten Produkte häufig unabdingbar. Anhand der Klappdeckelschalen aus Polylactid (PLA) konnte beispielsweise gezeigt werden, dass sie derzeit nicht durch die etablierte Verwertungs- bzw. Recyclingstruktur für Standardkunststoffe erfasst werden, da der PLA-Massenstrom (noch) zu klein ist, um eine eigene Sortierfraktion zu rechtfertigen. Daher erzielen Klappdeckelschalen aus PLA deutlich geringere Gutschriften für die Verwertung und Beseitigung (Nutzung von Sekundärmaterialien und Sekundärenergie) als solche aus fossilen Kunststoffen.

Methodische Besonderheiten

Im Gegensatz zur energetischen Nutzung von Biomasse⁶ ist es bei der stofflichen Nutzung von Biomasse aufgrund der Vielzahl von Produkten und damit verbundenen Nutzen **nicht möglich, eine einheitliche funktionelle Einheit zu bestimmen**. Die funktionelle Einheit muss folglich für jede vergleichende Ökobilanz in Abhängigkeit der zugrunde liegenden Fragestellung eigens festgelegt werden. Je nach Fragestellung sind Quervergleiche zwischen unterschiedlichen Produkten jedoch nach Umrechnung auf eine einheitliche Bezugsgröße möglich, beispielsweise der Nutzen aus einem Hektar Ackerfläche (bei Fokus auf die Flächeneffizienz unterschiedlicher Produkte).

⁶ Bei der energetischen Nutzung von Biomasse kann beispielsweise ein Kilometer Fahrleistung übergreifend für alle Biokraftstoff-Produkte (Biodiesel, Bioethanol etc.) als einheitliche funktionelle Einheit gewählt werden.

Ebenso müssen für jede Ökobilanz **spezifische Festlegungen hinsichtlich des Lebenswegendes** (End-of-Life, z. B. Entsorgung) getroffen werden, die bei bio-basierte Produkten wesentlich komplexer als bei Bioenergieträgern (End-of-Life: Nutzung in Verbrennungskraftmaschinen) ist.

Hinsichtlich des Umgangs mit Koppelprodukten bestehen bei bio-basierten Produkten prinzipiell dieselben Herausforderungen wie bei Bioenergieträgern: Aus wissenschaftlicher Sicht lassen sich Gutschriftenmethode und Allokation des Herstellungsaufwands gleichermaßen rechtfertigen. Die Wahl des Verfahrens beeinflusste bei den ausgewählten Fallbeispielen zwar nicht die Richtung der Ergebnisse (Umweltvorteile bzw. -nachteile), jedoch die absolute Höhe der Einsparungen bzw. Mehremissionen. In anderen Fällen könnte eben eine solche Veränderung der absoluten Ergebnisse durchaus auch zu unterschiedlichen Vergleichsergebnissen führen.

Aufgrund der obigen Ausführungen (jeweils unterschiedliche Ergebnis bestimmende Parameter sowie methodische Besonderheiten) ist eine Standardisierung von Ökobilanzen für bio-basierte Produkte bzw. eine Definition von Konventionen sehr viel komplexer als beispielsweise bei Bioenergieträgern. Dieser Herausforderung widmet sich derzeit eine Arbeitsgruppe des Europäischen Komitees für Normung (CEN/TC 411/WG 4). Ausgehend von den ISO-Normen der 14000er-Reihe (u. a. den Ökobilanz-Normen 14040 und 14044) ist es das Ziel der Arbeitsgruppe, konkrete Empfehlungen oder – sofern ohne Konflikte mit den genannten ISO-Normen überhaupt möglich – weitergehende Festlegungen für die ökobilanzielle Bewertung von bio-basierten Produkten zu erarbeiten. Hinsichtlich der Wirkungskategorie Treibhauseffekt (Klimaänderung) ist abzusehen, dass eine 1:1-Übertragung der (nicht ISO-konformen) Rechenregeln aus der Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU (2009/28/EG) weder sinnvoll noch möglich sein wird. Ergebnisse sind im Jahr 2014 zu erwarten.

4.2 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die vorliegende Studie zeigt, dass Ökobilanzen (Lebenszyklusanalysen) ein geeignetes Instrument sind, um die Umweltwirkungen bio-basierter Produkte zu quantifizieren. Eine grundsätzliche Übertragung der Ergebnisse für die hier untersuchten auf andere bio-basierte Produkte ist jedoch nicht zulässig, da die Ergebnisse im Einzelfall davon abweichen können. Die ausgewählten Fallbeispiele decken zwar verschiedene Anwendungsbereiche der stofflichen Biomassenutzung ab, reichen jedoch bei Weitem nicht für eine generelle ökologische Einschätzung aus. Ebenso wenig können vom Abschneiden eines einzelnen Produktes Rückschlüsse auf das generelle Abschneiden des biogenen Rohstoffs geschlossen werden, aus dem es hergestellt wird.

Im Gegensatz zu Ökobilanzen für Bioenergieträger lassen sich Lebenszyklusanalysen für bio-basierte Produkte weniger bis kaum standardisieren, da insbesondere die Nutzungs- und Entsorgungsphase sehr unterschiedlich ausfallen können. Am Beispiel der Klappdeckelschalen konnte gezeigt werden, dass **von einer verkürzten Betrachtung des bio-basierten Lebenswegs** – z. B. so genannte cradle-to-gate Betrachtungen, die mit der Herstellung des Polymers enden – **dringend abzuraten** ist, da für die ökobilanzielle Bewertung der PLA-Klappdeckelschalen sowohl die Wahl des konventionellen Referenzprodukts (konventionelle Klappdeckelschalen aus PS, PP oder PET kommen hier in Abhängigkeit von der Nutzung in Frage) als auch die sich dadurch ergebenden Unterschiede im Entsorgungsweg von erheblicher Relevanz ist.

Hinsichtlich der Ökobilanzergebnisse lässt sich festhalten, dass bio-basierte Produkte sowohl ökologische Vorteile als auch Nachteile und damit viele Parallelen zur energetischen Nutzung von Biomasse aufweisen. In beiden Fällen lässt sich meist insgesamt **kein eindeutiger ökobilanzieller Vor- oder Nachteil** ableiten. Positive Ausnahmen hiervon bilden einige holzbasierte Lebenswege, bei denen sich – zumindest für die Wirkungskategorien mit sehr großer bzw. großer ökologischer Priorität – derzeit ökologische Vorteile ergeben. Bei zukünftig steigender Holznachfrage und damit verbundenen Änderungen des Forstmanagements müsste hier ggf. eine Neubewertung erfolgen. Aus diesen Gründen ist eine Beschränkung auf die Indikatoren Klimawandel und nicht-erneuerbarer Energieverbrauch nur in Ausnahmefällen zulässig. Für eine ganzheitliche Ökobilanz ist ein möglichst umfangreicher und aussagekräftiger Satz von Wirkungskategorien einzubeziehen, wie er auch in der ISO-Norm 14044 eingefordert wird.

Der Vergleich der Umweltwirkungen von stofflicher und energetischer Biomassenutzung zeigt, dass **bio-basierte Produkte den Bioenergieträgern ebenbürtig** sind: beispielsweise liegen die Netto-Treibhausgaseinsparungen bezogen auf die Fläche bei stofflicher Biomassenutzung in einer ähnlichen Bandbreite wie bei energetischer Nutzung, in einigen Fällen deutlich darüber. Aus Umweltschutzsicht gibt daher keinen Grund, die Bioenergienutzung gegenüber der stofflichen Biomassenutzung zu bevorzugen⁷. Aus Sicht der Versorgungssicherheit wäre es sogar sinnvoller, die Biomasse zukünftig verstärkt in Richtung stoffliche Nutzung zu lenken und die **Rolle der Biomasse als derzeit einziger regenerativer Kohlenstoffquelle**⁸ zu betonen, z. B. für die chemische Industrie. Hohe spezifische Energie- und Treibhausgasemissions-Einsparungen (im Vergleich zu petrochemischen Referenzprodukten) lassen sich beispielsweise durch die Nutzung der Synthesevorleistung der Natur für die Herstellung höherwertiger Verbindungen erzielen /Reinhardt et al. 2007/.

Die Bundesregierung setzt mit dem Aktionsplan zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe /BMELV 2009/ und der Roadmap Bioraffinerien /BReg 2012/ auf einen Ausbau der stofflichen Biomassenutzung. Im Gegensatz zur Bioenergie gibt es allerdings für die stoffliche Nutzung weder quantitative politische Ziele noch finanzielle Förderinstrumente. Trotz dieser Ungleichbehandlung kann aus den zuvor genannten Gründen (insbesondere Versorgungssicherheit) davon ausgegangen werden, dass die stoffliche Biomassenutzung zukünftig ansteigen wird /Detzel et al. 2012/. Erfolgt dieser Zuwachs additiv zur bereits umfangreichen energetischen Biomassenutzung, ist mit einer Zunahme von bereits heute auftretenden Flächen- und Biomassenutzungskonkurrenzen und den damit verbundenen indirekten Effekten zu rechnen. Aus diesem Grund ist die Politik gefragt, statt unzureichenden *Aktionsplänen* und Zielen (getrennt für die Sektoren Bioenergie und bio-basierte Produkte) einen **nationalen Biomasseallokationsplan bzw. Flächennutzungsplan** zu entwickeln, welcher für eine weniger verzerrte Verteilung der Biomasse auf die nachfragenden Sektoren (Industrie, Mineralöl- und Energiewirtschaft) sorgt, ggf. die Rolle der Biomasse im Energiesystem neu definiert und gleichzeitig auch andere flächenrelevante Ansprüche (z. B. Naturschutz) adäquat berücksichtigt.

⁷ Aufgrund einschlägiger Förderinstrumente wird heute der weit überwiegende Teil der nachwachsenden Rohstoffe für die Gewinnung erneuerbarer Energie verwendet, obwohl für diesen Zweck auch andere, allerdings weniger gut speicherbare Alternativen zur Biomasse zur Verfügung stünden, wie etwa die Sonnenenergie, Wind- und Wasserkraft.

⁸ Abgesehen von der Power-to-Gas-Technologie, mit der zukünftig überschüssiger Ökostrom in Wasserstoff und Methan umgewandelt werden könnte (beide stofflich und energetisch nutzbar).

Solange dies nicht der Fall ist, sollten vorsorgende Maßnahmen getroffen werden. Da auch bei bio-basierten Produkten die Gewinnung der Biomasse für viele Wirkungskategorien von zentraler Bedeutung ist und sie mit einer hohen Naturraumbeanspruchung verbunden sind, ist es aus Sicht der Autoren dringend geboten, insbesondere die flächen- und anbaubezogenen **Nachhaltigkeitskriterien**, welche bereits für die energetische Biomassenutzung gelten, in verbindlicher Form auch **auf bio-basierte Produkte auszuweiten**. Eine freiwillige Selbstverpflichtung der Industrie, wie derzeit innerhalb der „Initiative Nachhaltige Rohstoffbereitstellung für die stoffliche Biomassenutzung“ (INRO) diskutiert, reicht u. E. bei Weitem nicht aus.

5 Literaturverzeichnis

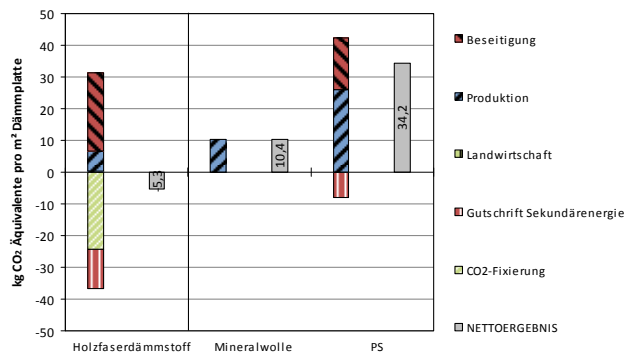
- AGEB (2009): AG Energiebilanzen: Primärenergieverbrauch in der Bundesrepublik Deutschland, Stand 2/2009. download von <http://www.ag-energiebilanzen.de>.
- Arnold, K., von Geibler, J., Bienge, K., Stachura, C., Borbonus, S., Kristof, K. (2009): Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen: Ein Konzept zur Verbesserung der Rohstoffeffizienz und Optimierung der Landnutzung. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal
- Baitz, M., Fehrenbach, H., Giegrich, J., Kreißig, J., Schweinle, J. (2000): Verifizierung verschiedener Methoden zur Wirkungsabschätzung des Wirkkriteriums Naturrauminanspruchnahme / Landnutzung / Landverbrauch. Im Auftrag der Deutschen Gesellschaft für Holzforschung (DGfH), München
- BMELV (2009): Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Aktionsplan zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Berlin, 2012
- BReg (2009): Deutsche Bundesregierung: Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraft-NachV – Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung). Berlin, 30.09.2009.
- BReg (2012): Deutsche Bundesregierung: Roadmap Bioraffinerien im Rahmen der Aktionspläne der Bundesregierung zur stofflichen und energetischen Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Berlin, 2012
- Borken, J., Patyk, A., Reinhardt, G.A. (1999): Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau. Vieweg, Braunschweig/ Wiesbaden.
- CML (2004) Institute of Environmental Sciences (CML): CML's impact assessment methods and characterisation factors. Department of Industrial Ecology, Leiden, 2004.
- DESTATIS (2009): Statistisches Bundesamt: Bevölkerungsstand 2008. download von <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Navigation/Statistiken/Bevoelkerung/Bevoelkerungsstand/Bevoelkerungsstand.psml>.
- Detzel, A., Krüger, M. (2006): Life Cycle Assessment of POLYLACTIDE (PLA). A comparison of food packaging made from NatureWorks® PLA and alternative materials. IFEU, Heidelberg. 2006.
- Detzel, A., Kauertz, B., Derreza-Greeven, C. (2012): Untersuchung der Umweltwirkungen von Verpackungen aus biologisch abbaubaren Kunststoffen. IFEU, Heidelberg. Erschienen unter UBA-Texte 52/2012.
- Dornburg, V., Lewandowski, I., Patel, M. (2003): Comparing the land requirements, energy savings, and greenhouse gas emissions reduction of biobased polymers and bioenergy – An analysis and system extension of life cycle assessment studies. *Journal of Industrial Ecology* 7 (3-4): 93–116.
- ecoinvent (Frischknecht, R. et al.): ecoinvent data v2.2 – Ökoinventare für Energiesysteme. ESU-services, Uster (Schweiz), 2010
- EU (2009) 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 Ände-

- ung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG. Amtsblatt der Europäischen Union L 140/16, Brüssel, 07.06.2009.
- EU (2010): Beschluss der Kommission vom 10. Juni 2010 über Leitlinien für die Berechnung des Kohlenstoffbestands im Boden für die Zwecke des Anhang V der Richtlinie 2009/28/EG (bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2010) 3751) (2010/335/EU). Amtsblatt der Europäischen Union L 151/19, Brüssel, 17.6.2010
- Fehrenbach, H., Giegrich, J., Reinhardt, G.A., Schmitz, J., Sayer, U., Gretz, M., Seizinger, E., Lanje, K. (2008): Criteria for a Sustainable Use of Bioenergy on a Global Scale [Kriterien einer nachhaltigen Bioenergienutzung im globalen Maßstab]. Im Auftrag des Umweltbundesamts (UBA), FKZ 20641112. IFEU, FSC Arbeitsgruppe Deutschland & Germanwatch, Heidelberg / Freiburg / Bonn.
- Gärtner, S.O., Hienz, G., Keller, H., Müller-Lindenlauf, M. (2012): Gesamtökologische Bewertung der Kaskadennutzung von Holz. Umweltauswirkungen stofflicher und energetischer Holznutzungssysteme im Vergleich. Gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), FKZ 03KB016. IFEU, Heidelberg.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge.
- ISO (2006): DIN EN ISO 14040 (Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen) & DIN EN ISO 14044 (Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen). Deutsches Institut für Normung e.V.(DIN). Beuth, Berlin.
- Jungk, N., Reinhardt, G.A. (2000): Landwirtschaftliche Referenzsysteme in ökologischen Bilanzierungen. Eine Basisanalyse. Gefördert durch das Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (BML), FKZ 99NR009. IFEU, Heidelberg.
- Klöpffer, W., Renner, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. In: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. Umweltbundesamt (UBA), Berlin, 1995.
- Leeuw, F.D. (2002): A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Bilthoven, 2002.
- Müller-Sämann, K.M., Reinhardt, G.A., Vetter, R., Gärtner, S.O. (2003): Nachwachsende Rohstoffe in Baden-Württemberg: Identifizierung vorteilhafter Produktlinien zur stofflichen Nutzung unter besonderer Berücksichtigung umweltgerechter Anbauverfahren. Institut für umweltgerechte Landbewirtschaftung Müllheim & IFEU, Müllheim / Heidelberg, 2002
- Kauertz, B., Detzel, A., Volz, S. (2011): Ökobilanz von Danone Activia-Verpackungen aus Polystyrol und Polylactid. IFEU, Heidelberg. 2011.
- Oertel, D. (2007): Industrielle stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag, Berlin / Karlsruhe, 2007.
- PlasticsEurope (2004): Für eine nachhaltige Zukunft, Factsheet, PlasticsEurope, Brüssel, 2004.
- 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 (LDPE), 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 (2009): Boustead, I.: Eco-profiles of the European Plastics Industry – Bottle Grade Polyethylene Terephthalate (PET), data last calculated 2009, report prepared for PlasticsEurope, Brussels, 2009.
- Ravishankara, A.R., Daniel, J.S., Portmann, R.W. (2009): Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science* 326 (5949), 123-125
- Reinhardt, G.A., Detzel, A., Gärtner, S.O., Rettenmaier, N., Krüger, M. (2007): *Nachwachsende Rohstoffe für die chemische Industrie: Optionen und Potenziale für die Zukunft*. IFEU, Heidelberg, 2007
- Rettenmaier, N., Köppen, S., Gärtner, S.O., Reinhardt, G.A. (2010): *Life cycle analyses (LCA) – Final report on Tasks 4.2 & 4.3*. Prepared for the 4F CROPS project (“Future Crops for Food, Feed, Fiber and Fuel”), supported by EC’s FP7 programme. IFEU, Heidelberg, 2010.
- 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
- UBA (2009a): *Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen, Emissionsentwicklung 1990-2007 (Endstand 20.02.2009)*. download von www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm.
- UBA (2009b): *Klimaschutz: Treibhausgasemissionen 2008 auf tiefstem Stand seit 1990*. Presseinformation Nr. 16 / 2009, Dessau-Roßlau, 2009.

6 Anhang

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die jeweils untersuchten Einzellebenswege für alle Umweltwirkungen in Form von Sektoralgrafiken präsentiert.



2. Sektoralgrafik

Darstellung der Umweltwirkungen getrennt nach Lebenswegabschnitten (sektoral). Die farbigen Balken zeigen die Emissionen (positive Werte) und Gutschriften (für vermiedene Emissionen, negative Werte). Die grauen Balken zeigen das Nettoergebnis (saldierte Emissionen u. Gutschriften).

6.1 1,3-Propandiol (PDO)

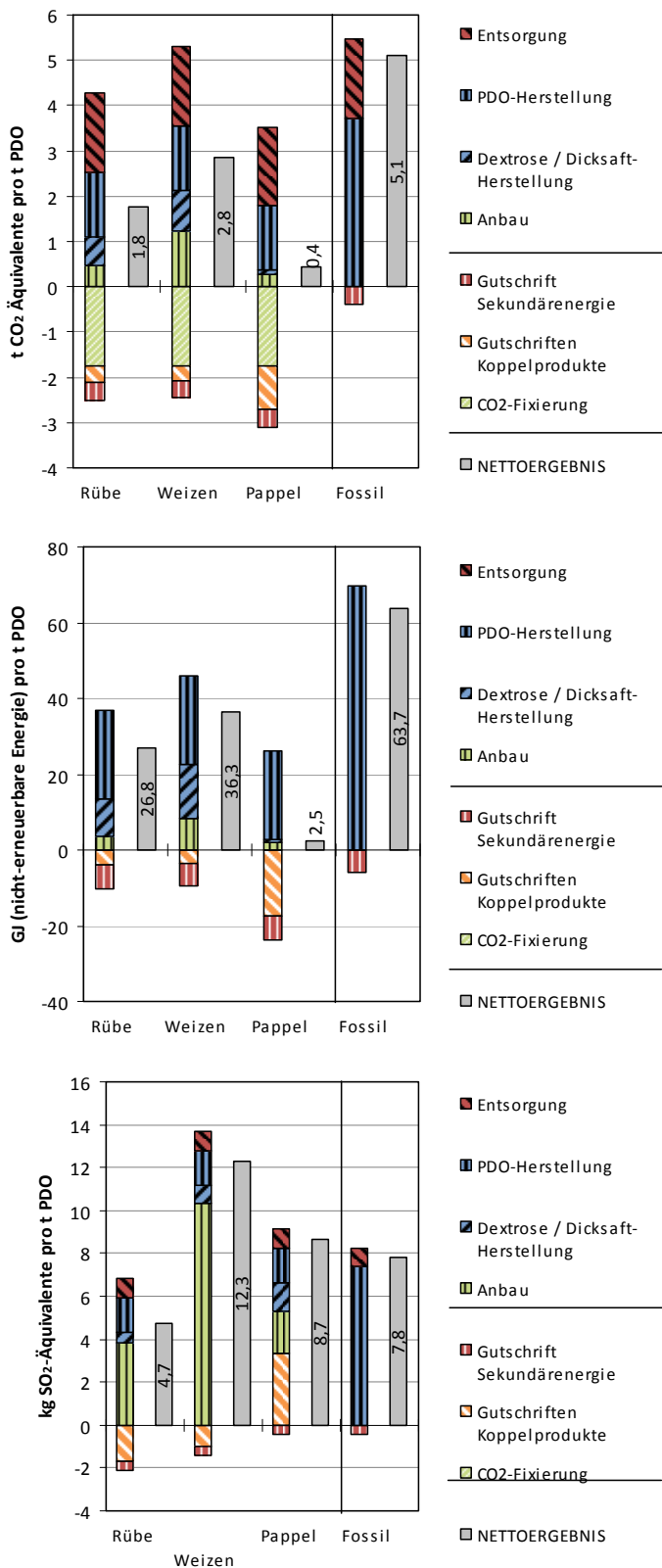


Abb. 6-1 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel, Energiebedarf und Versauerung (© IFEU 2013)

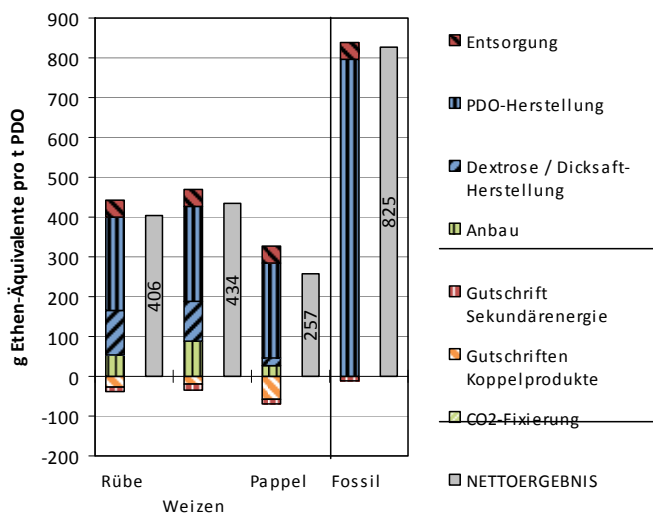
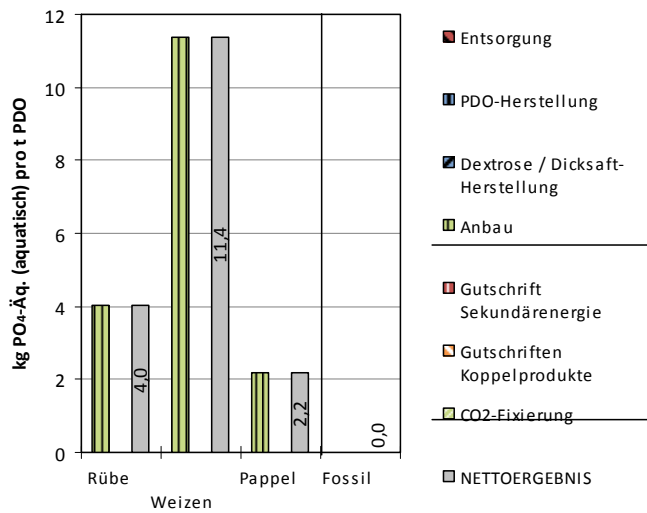
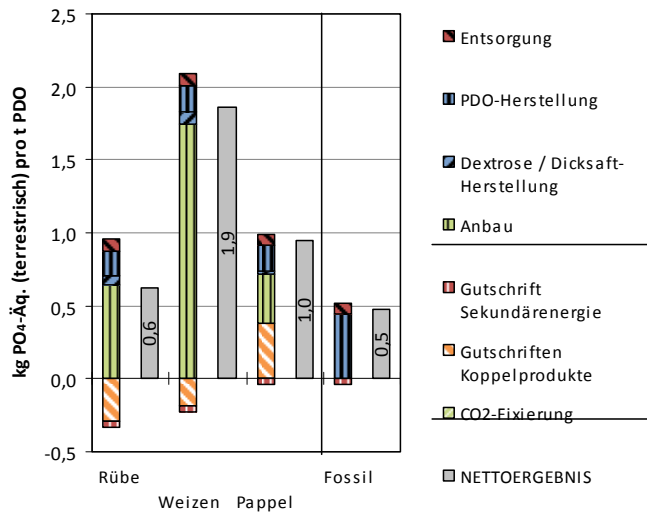


Abb. 6-2 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen terrestrische und aquatische Eutrophierung sowie Sommersmog (© IFEU 2013)

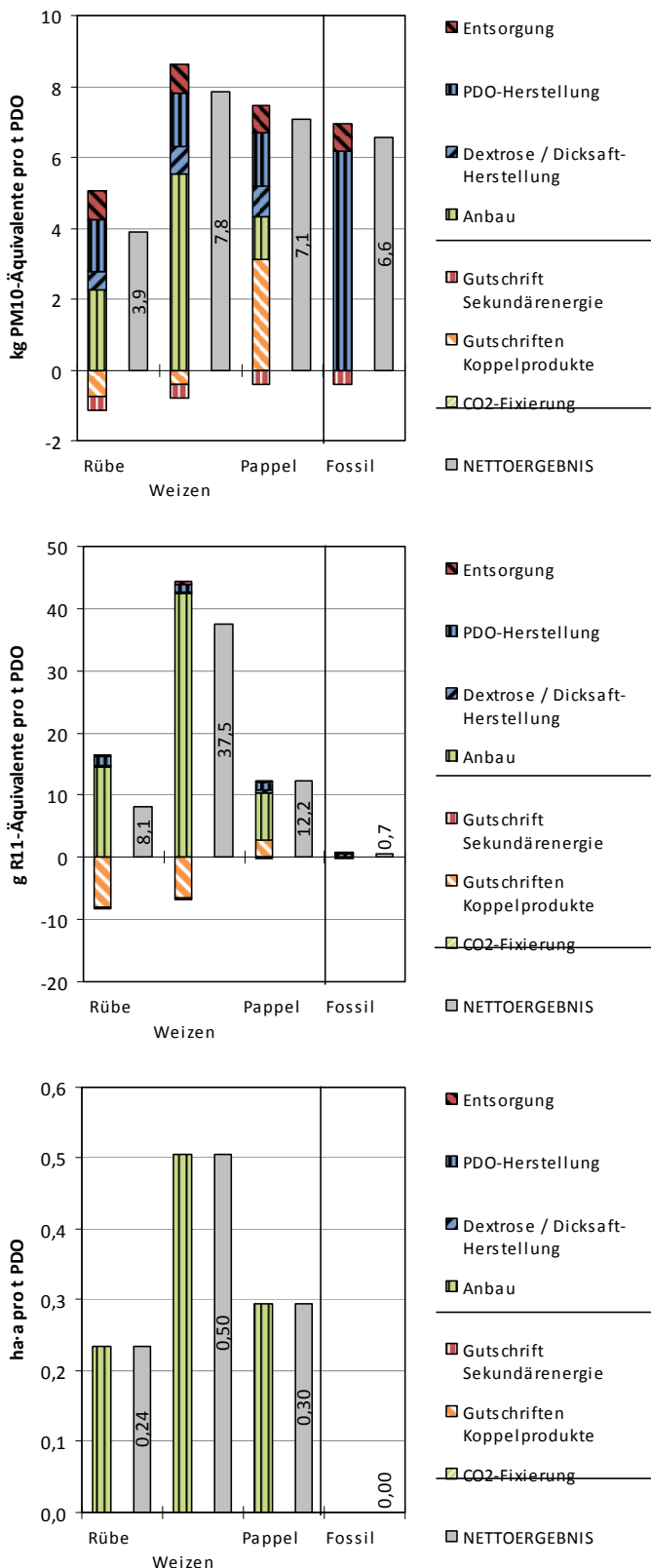


Abb. 6-3 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Human-toxizität (Feinstaub), Ozonabbau und Naturraumbeanspruchung (© IFEU 2013)

6.2 Polylactide (PLA)

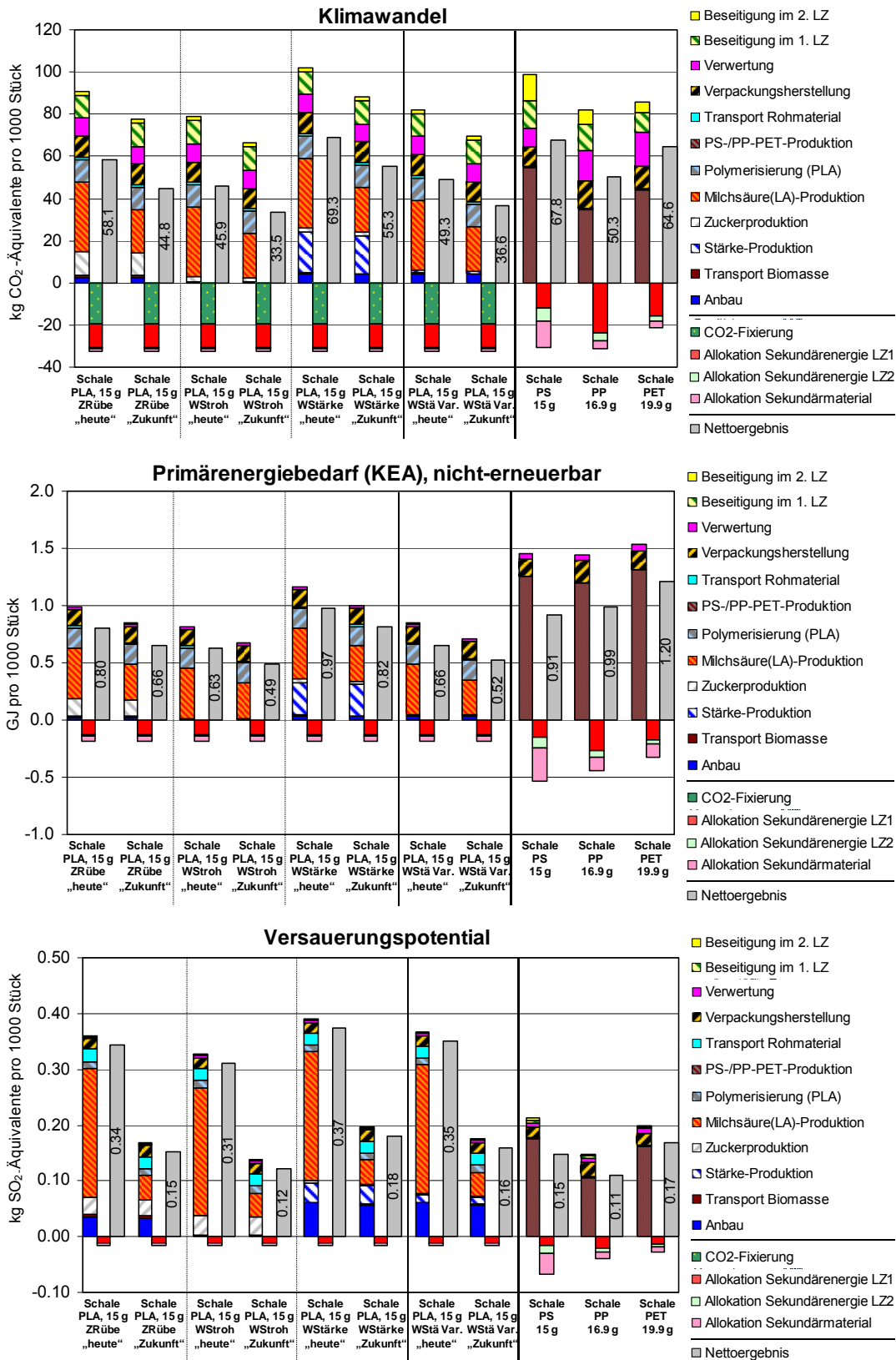


Abb. 6-4 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel, Energiebedarf und Versauerung (© IFEU 2013)

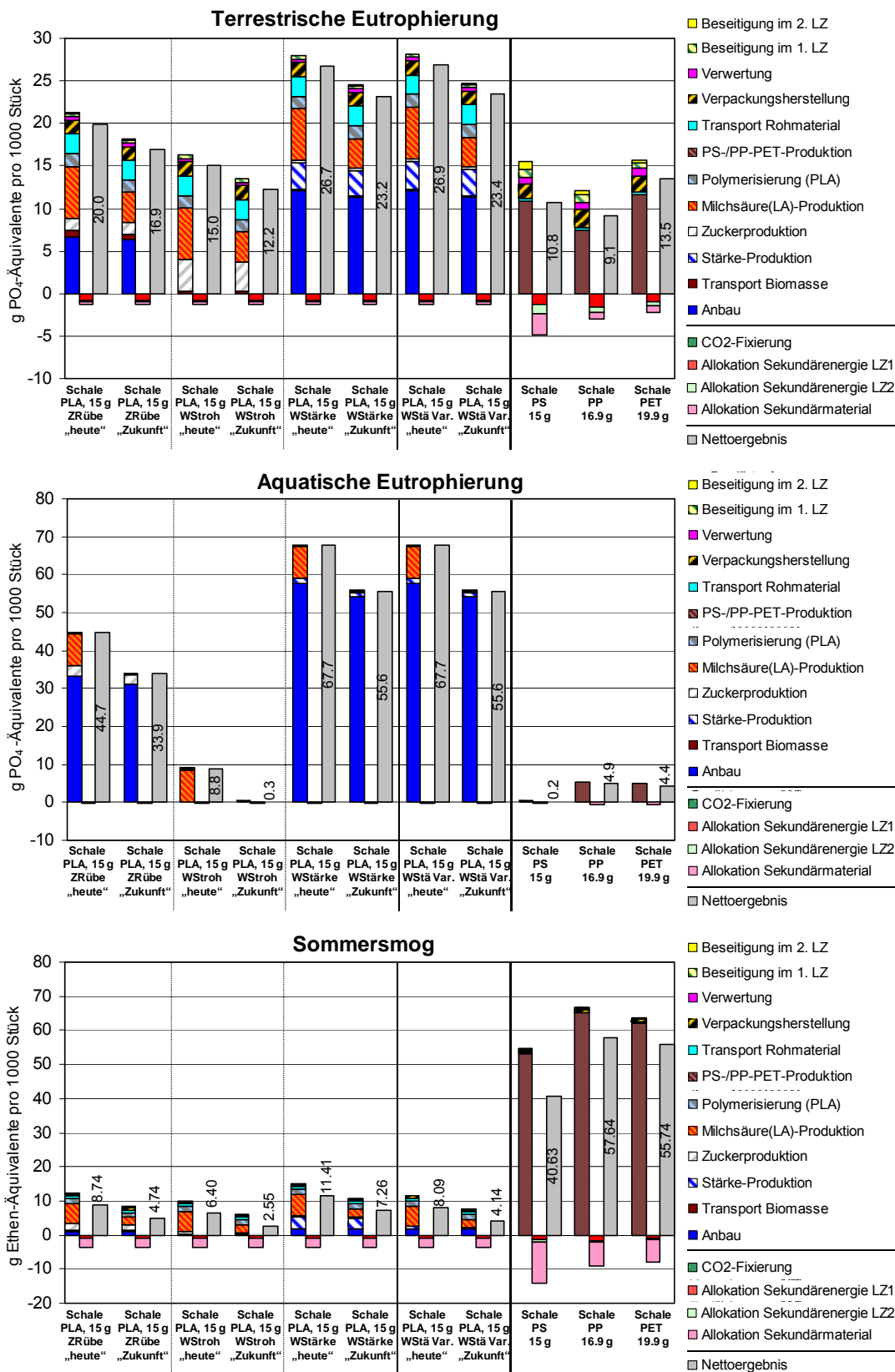


Abb. 6-5 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen terrestrische und aquatische Eutrophierung sowie Sommersmog (© IFEU 2013)

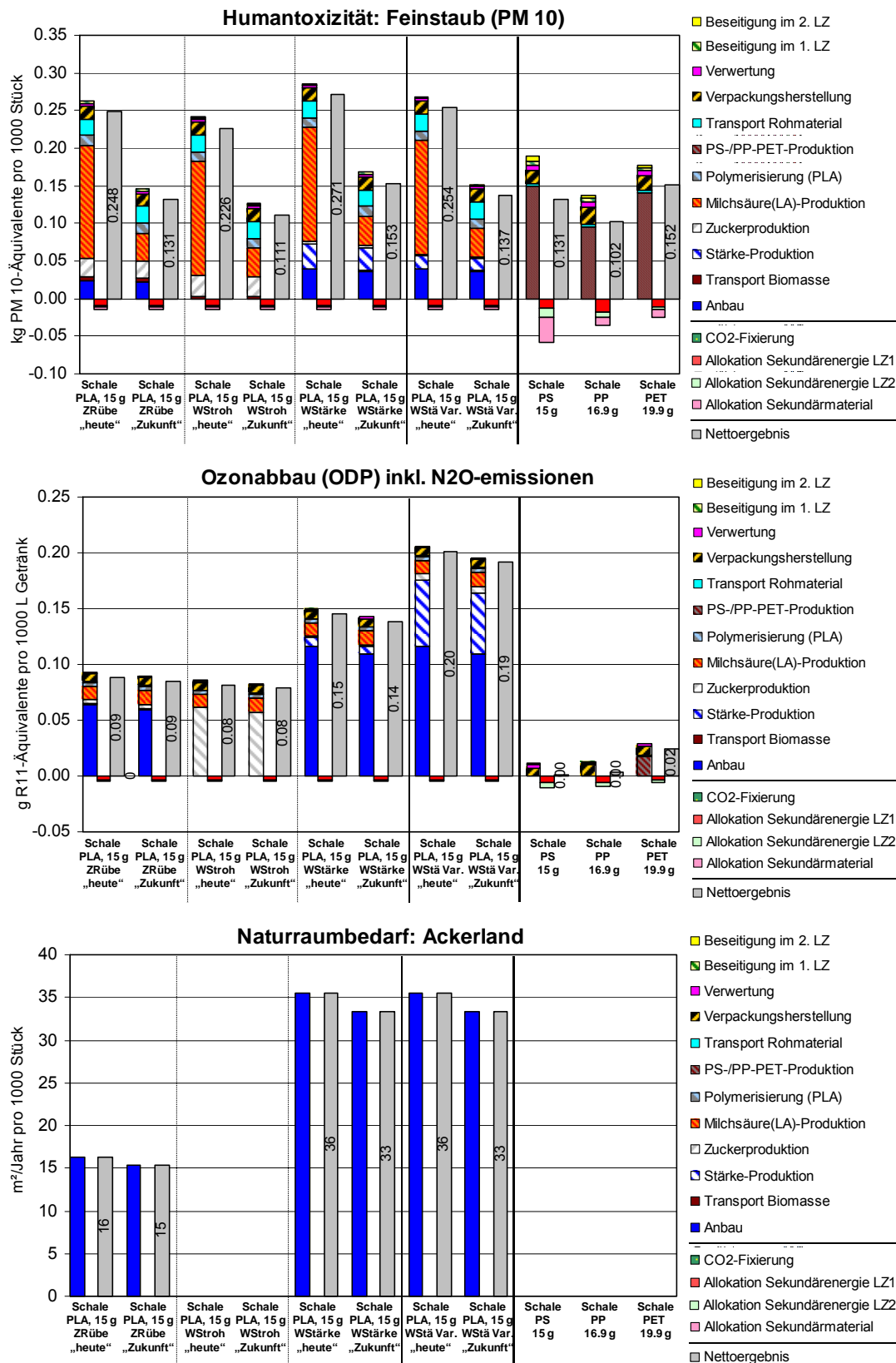


Abb. 6-6 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Humantoxizität (Feinstaub), Ozonabbau und Naturraumbedarf (© IFEU 2013)

Tabelle 6-3 Nettoergebnisse der untersuchten PLA-Systeme im Vergleich zum PET-System

	15g Klappdeckelschalen aus Polylactid (PLA) in verschiedenen Varianten vs. 19,9g Klappdeckelschalen aus Polyethylenterephthalat (PET)							
	PLAtoday ZRuebe_15g	PLAfuture ZRuebe_15g	PLAtoday Wstroh_15g	PLAfuture Wstroh_15g	PLAtoday Staerke_15g	PLAfuture Staerke_15g	PLAtoday Staerke_15g Var	PLAfuture Staerke_15g
sehr große ökologische Priorität								
Klimawandel	kein Unterschied	geringer	kein Unterschied	geringer	kein Unterschied	kein Unterschied	kein Unterschied	geringer
große ökologische Priorität								
KEA -nicht-erneuerbar	geringer	geringer	geringer	geringer	kein Unterschied	geringer	geringer	geringer
Sommersmog	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer
Versauerungspotenzial	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied
terrestrische Eutrophierung	höher	kein Unterschied	kein Unterschied	kein Unterschied	höher	höher	höher	höher
Humantoxizität (Feinstaub PM10)	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied
mittlere ökologische Priorität								
aquatische Eutrophierung	höher	höher	höher	geringer	höher	höher	höher	höher
stratosphärischer Ozonabbau incl. N ₂ O	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher
ohne ökologische Priorität im Sinne einer Rangbildung								
Naturraumbedarf Ackerland	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher

6.3 Verpackungspapier

Tabelle 6-4 Nettoergebnisse der untersuchten Karton- bzw. bio PE-Systeme im Vergleich zum LDPE-System

	Spaghettiverpackungen aus Frischfaserkarton vs. Spaghettiverpackungen aus LDPE		Spaghettiverpackungen aus bio PE vs. Spaghettiverpackungen aus LDPE	
	AF 50	AF100	AF 50	AF100
sehr große ökologische Priorität				
Klimawandel	geringer	geringer	geringer	geringer
große ökologische Priorität				
KEA (nicht-erneuerbar)	geringer	geringer	geringer	geringer
Sommersmog	geringer	geringer	geringer	geringer
Versauerungspotenzial	höher	kein Unterschied	kein Unterschied	kein Unterschied
terrestrische Eutrophierung	höher	höher	höher	höher
Humantoxizität (Feinstaub PM10)	höher	höher	höher	höher
mittlere ökologische Priorität				
aquatische Eutrophierung	höher	höher	höher	höher
stratosphärischer Ozonabbau incl. N ₂ O	höher	höher	höher	höher
ohne ökologische Priorität im Sinne einer Rangbildung				
Naturraumbedarf Ackerland	höher	höher	höher	höher

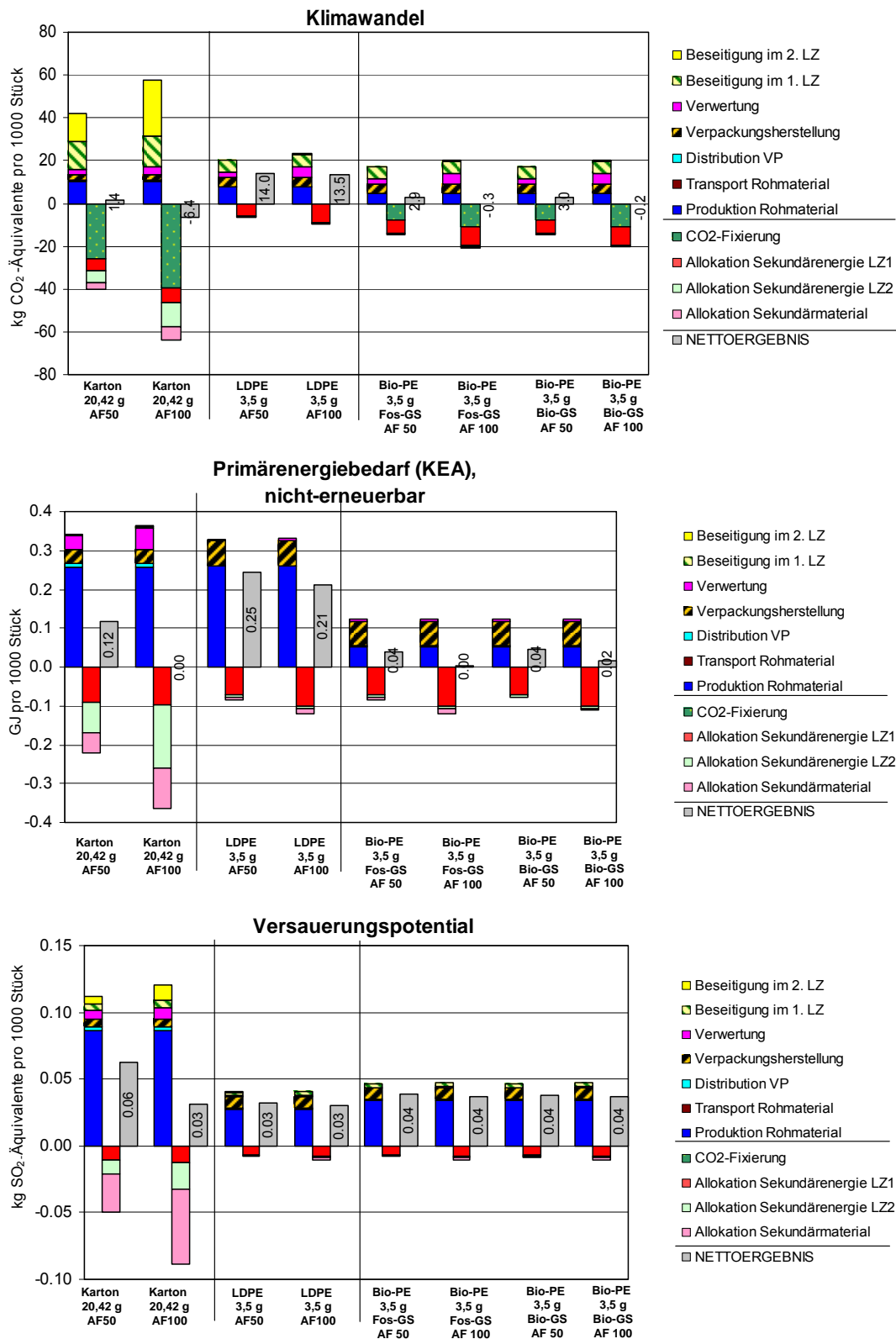


Abb. 6-7 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel, Energiebedarf und Versauerung (© IFEU 2013)

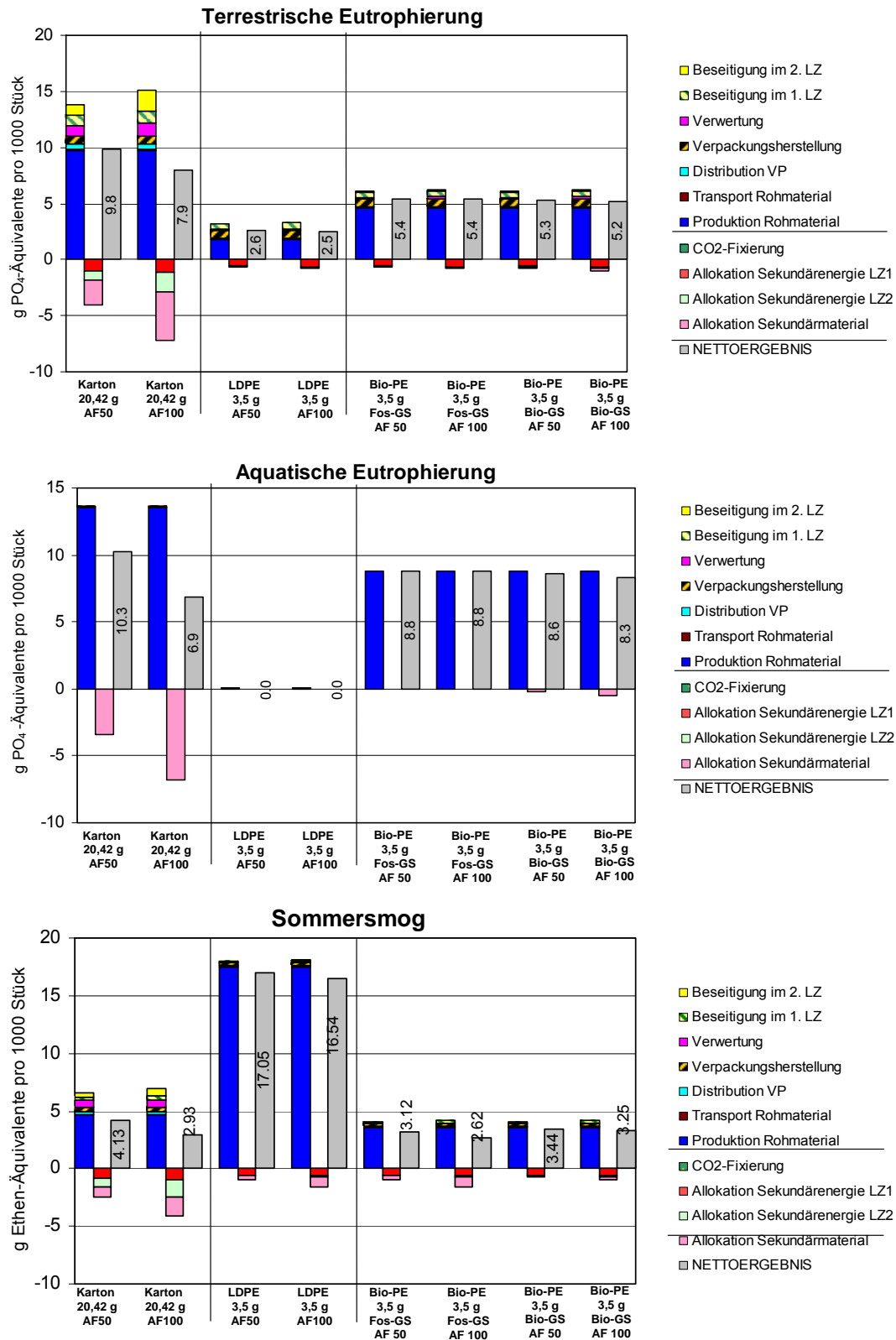


Abb. 6-8 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen terrestrische und aquatische Eutrophierung sowie Sommersmog (© IFEU 2013)

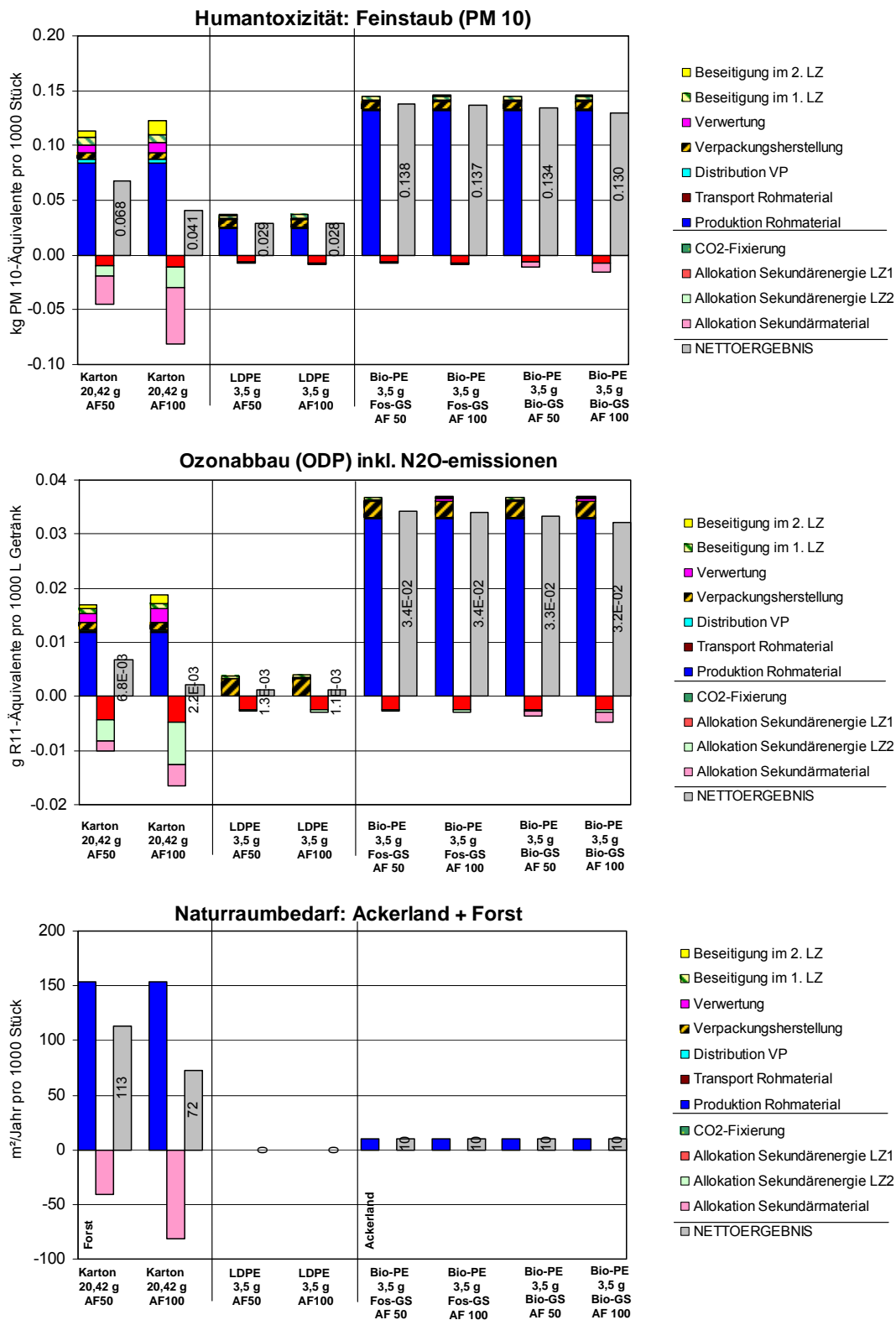


Abb. 6-9 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Humantoxizität (Feinstaub), Ozonabbau und Naturraumbedarf (© IFEU 2013)

6.4 Holzfaserdämmstoff

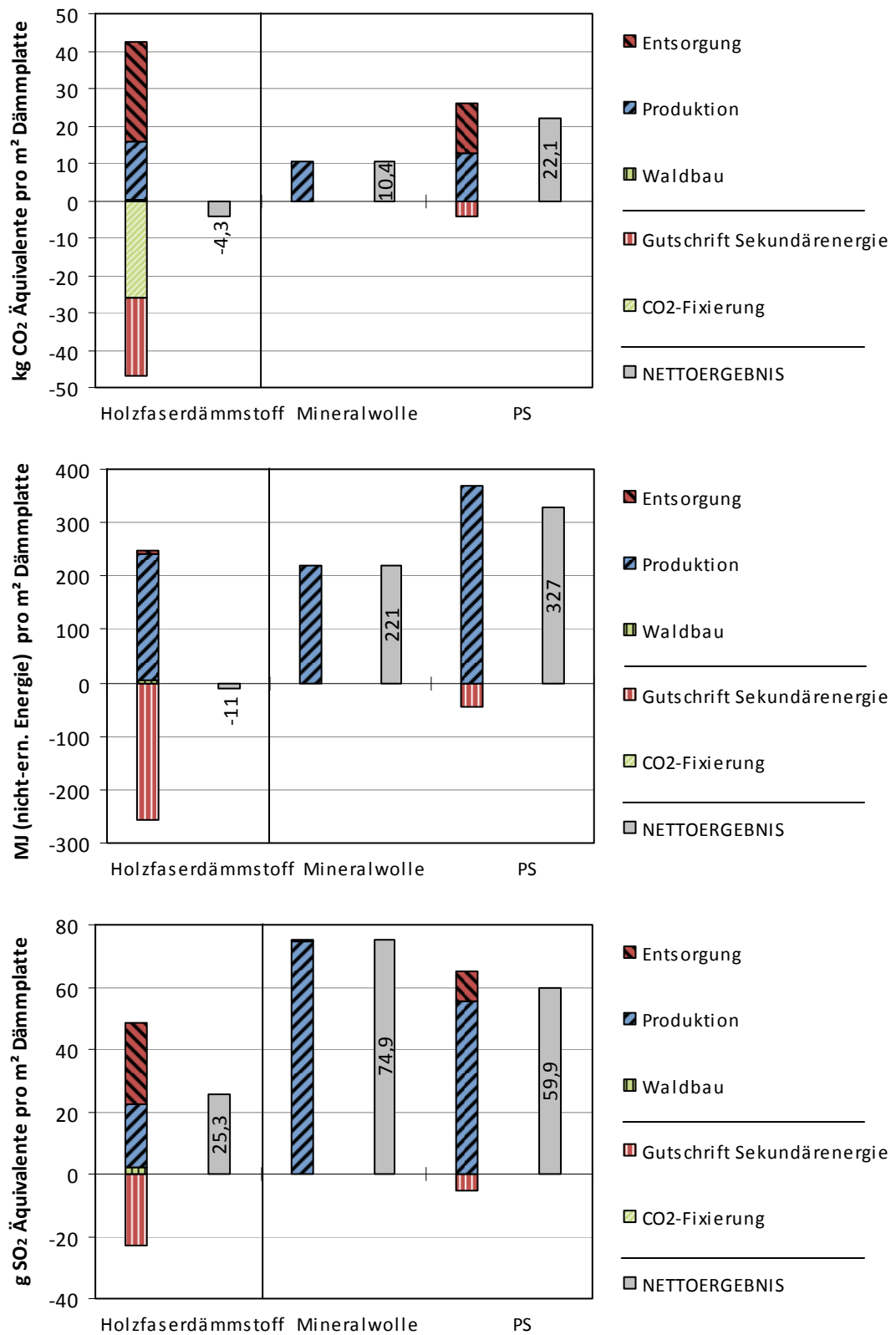


Abb. 6-10 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel, Energiebedarf und Versauerung (© IFEU 2013)

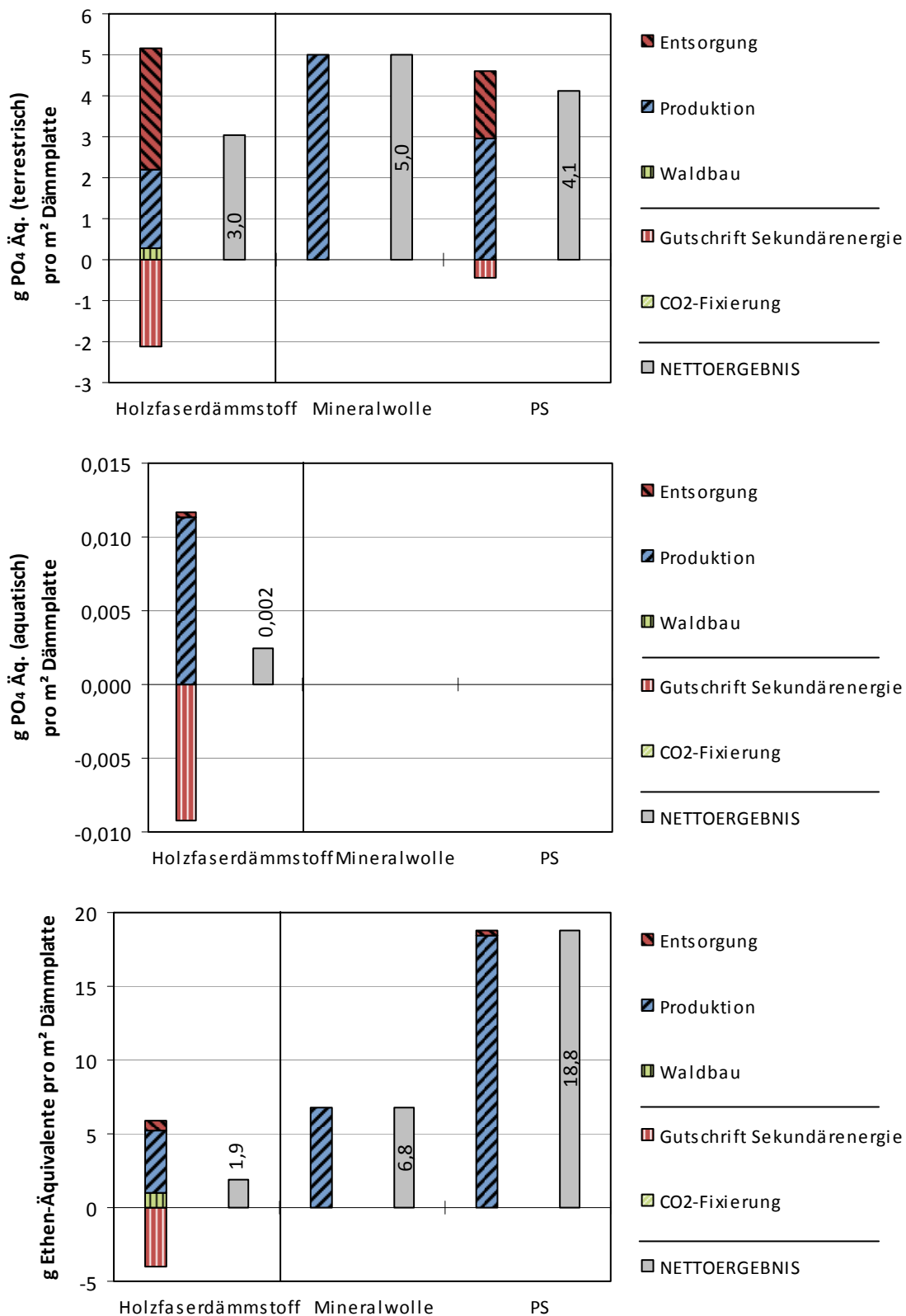


Abb. 6-11 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen terrestrische und aquatische Eutrophierung sowie Sommersmog (© IFEU 2013)

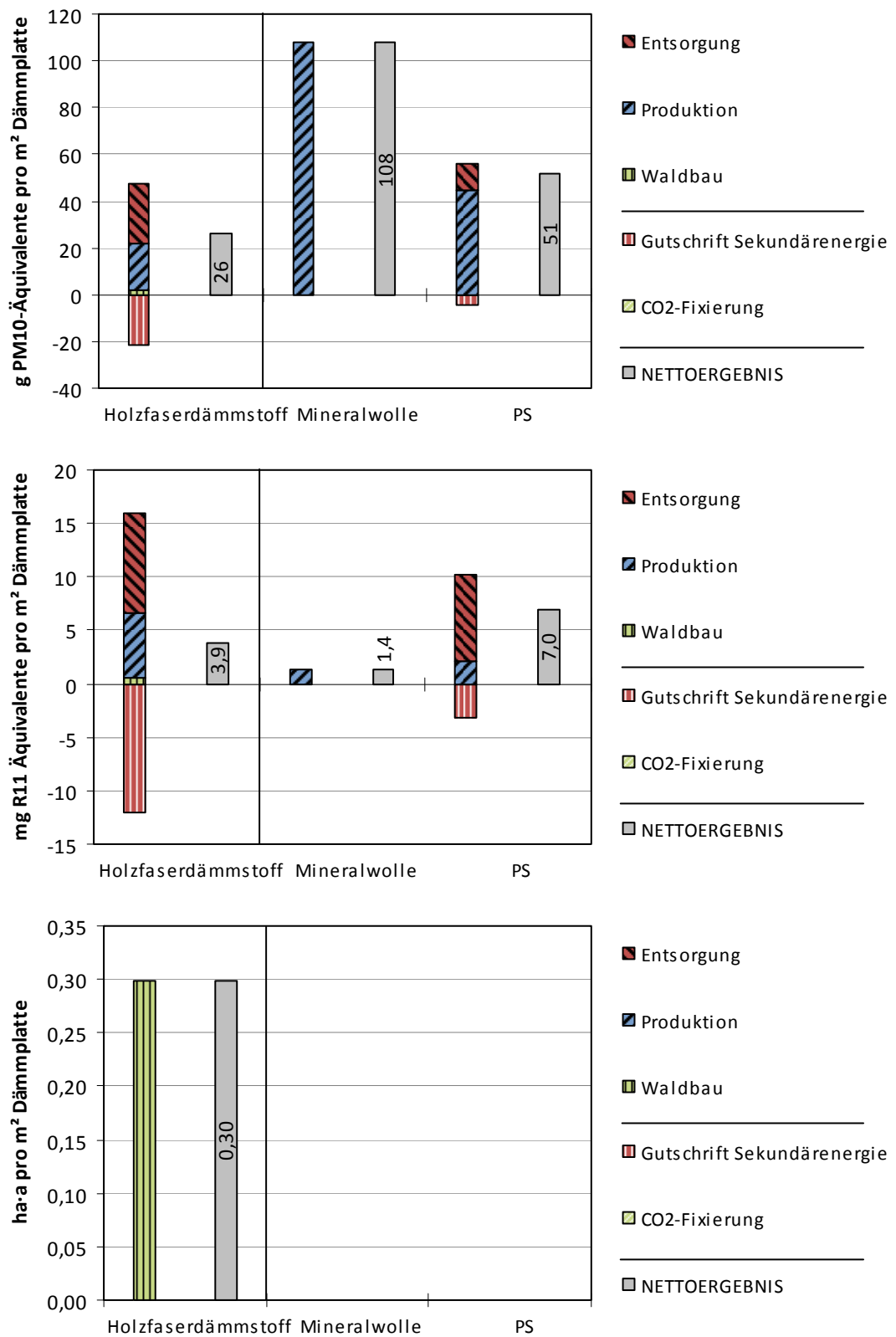


Abb. 6-12 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Human-toxizität (Feinstaub), Ozonabbau und Naturraumbeanspruchung (© IFEU 2013)

6.5 Hanffaser-Verbundwerkstoff

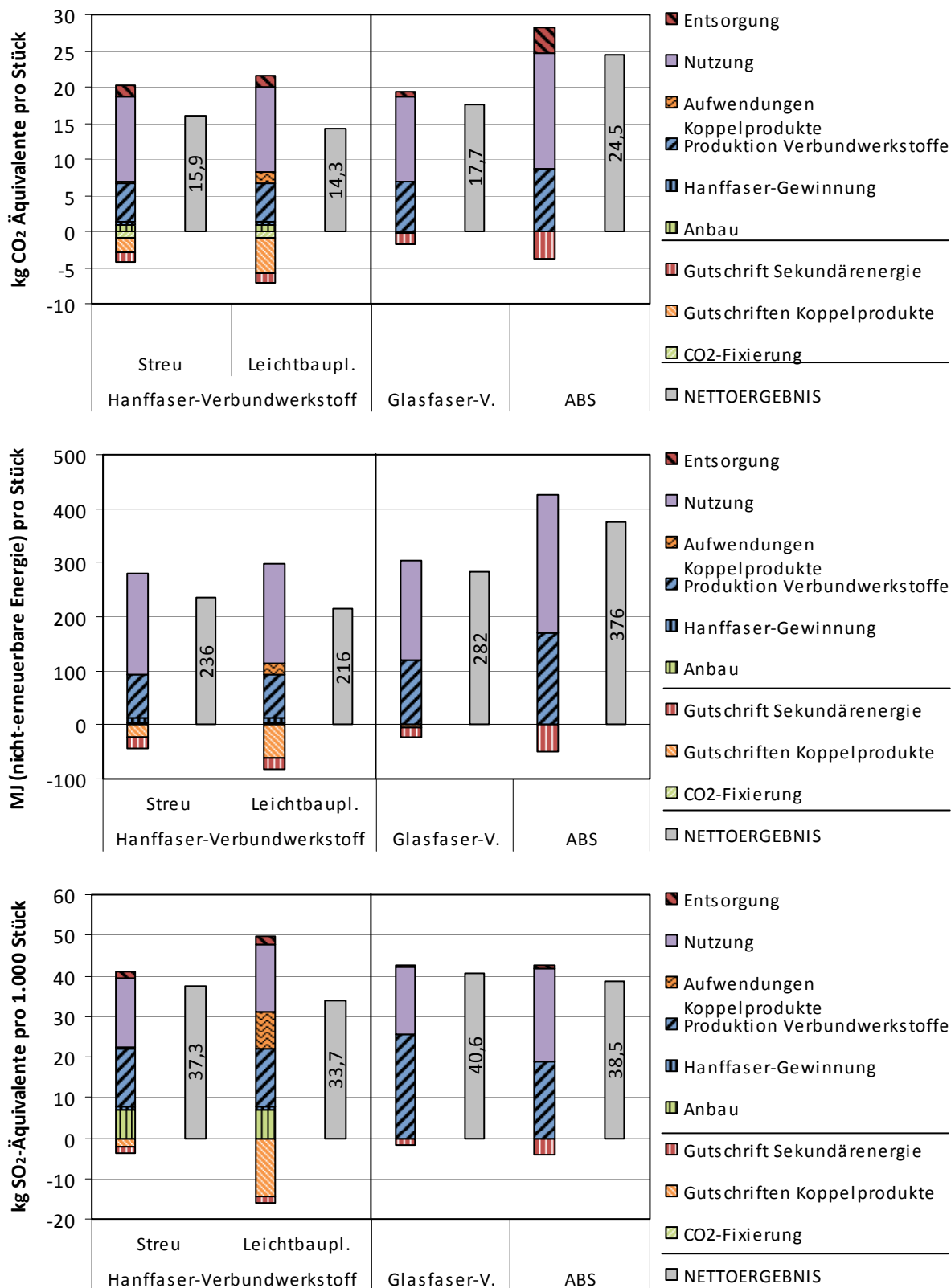


Abb. 6-13 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel, Energiebedarf und Versauerung (© IFEU 2013)

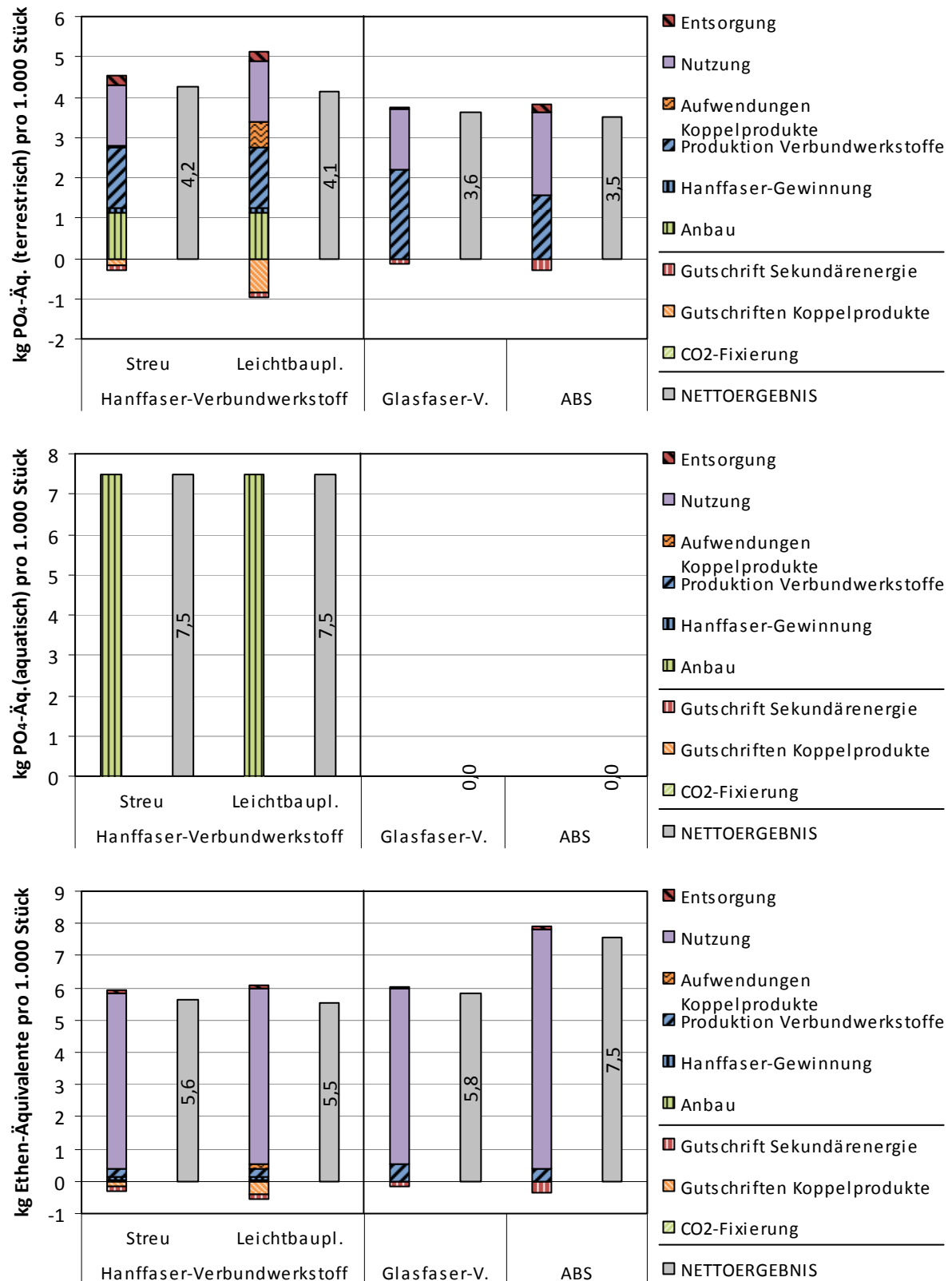


Abb. 6-14 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen terrestrische und aquatische Eutrophierung sowie Sommersmog (© IFEU 2013)

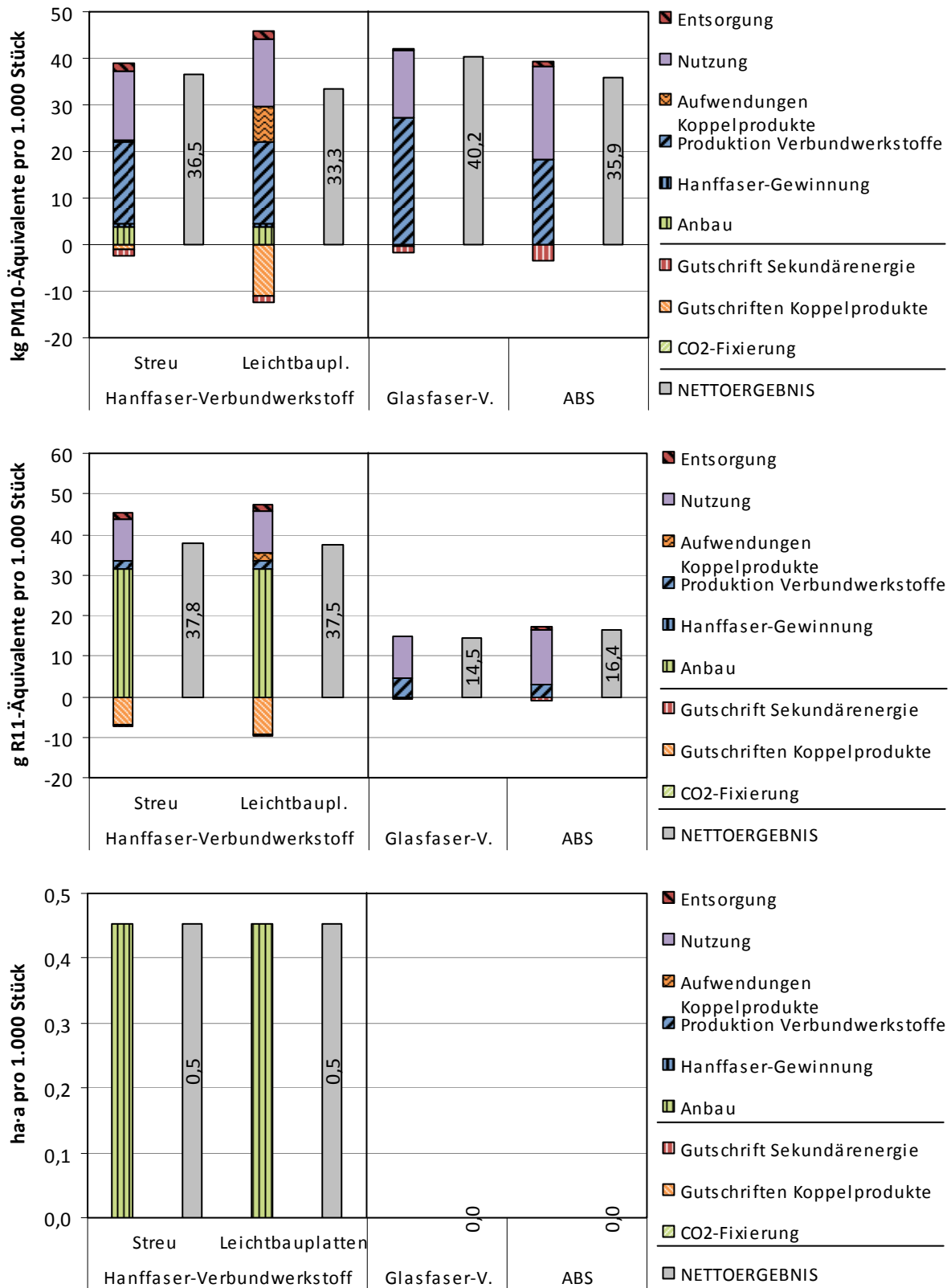


Abb. 6-15 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Human-toxizität (Feinstaub), Ozonabbau und Naturraumbeanspruchung (© IFEU 2013)

6.6 Holzkaskade

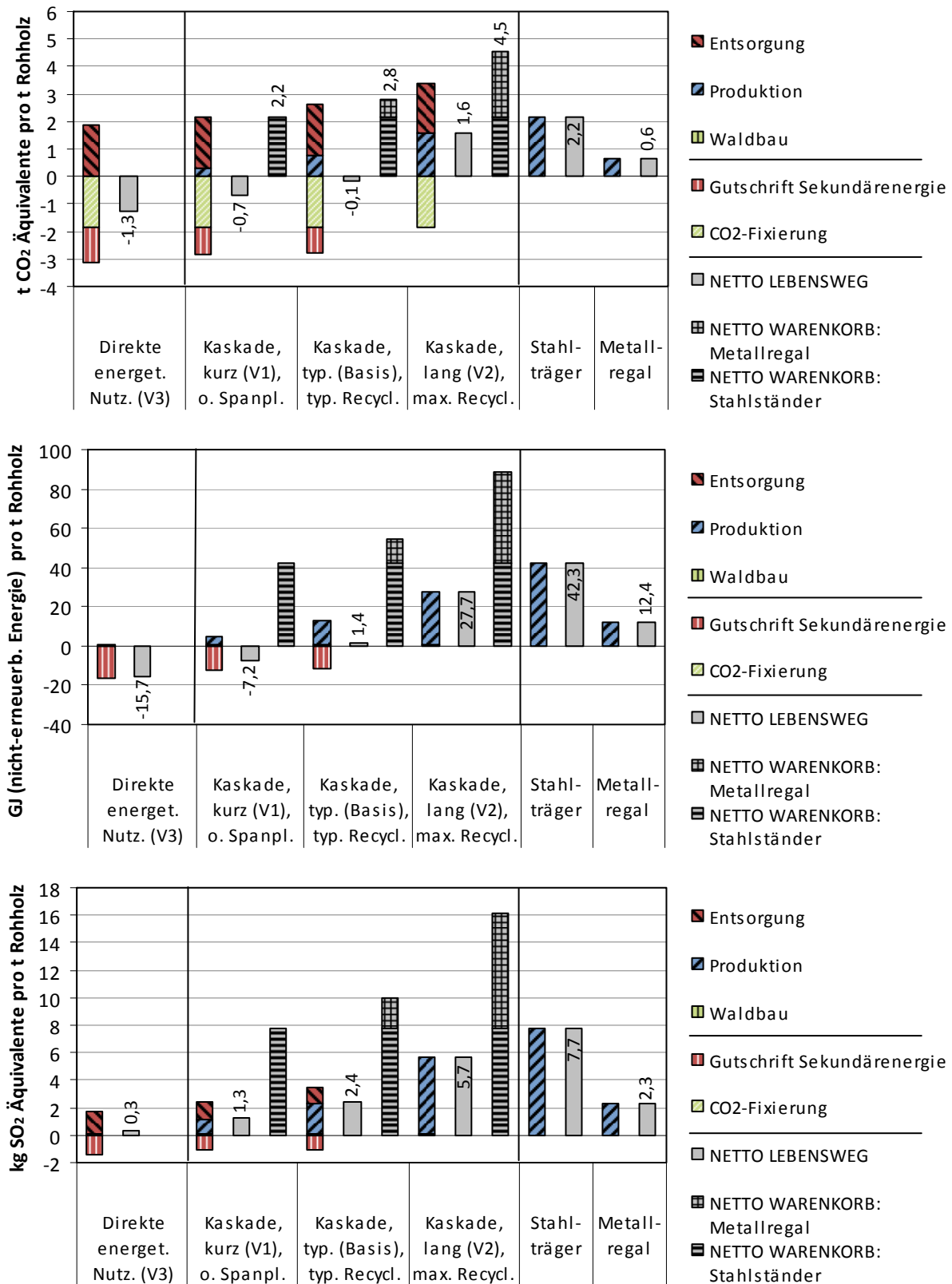


Abb. 6-16 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Klimawandel, Energiebedarf und Versauerung (© IFEU 2013)

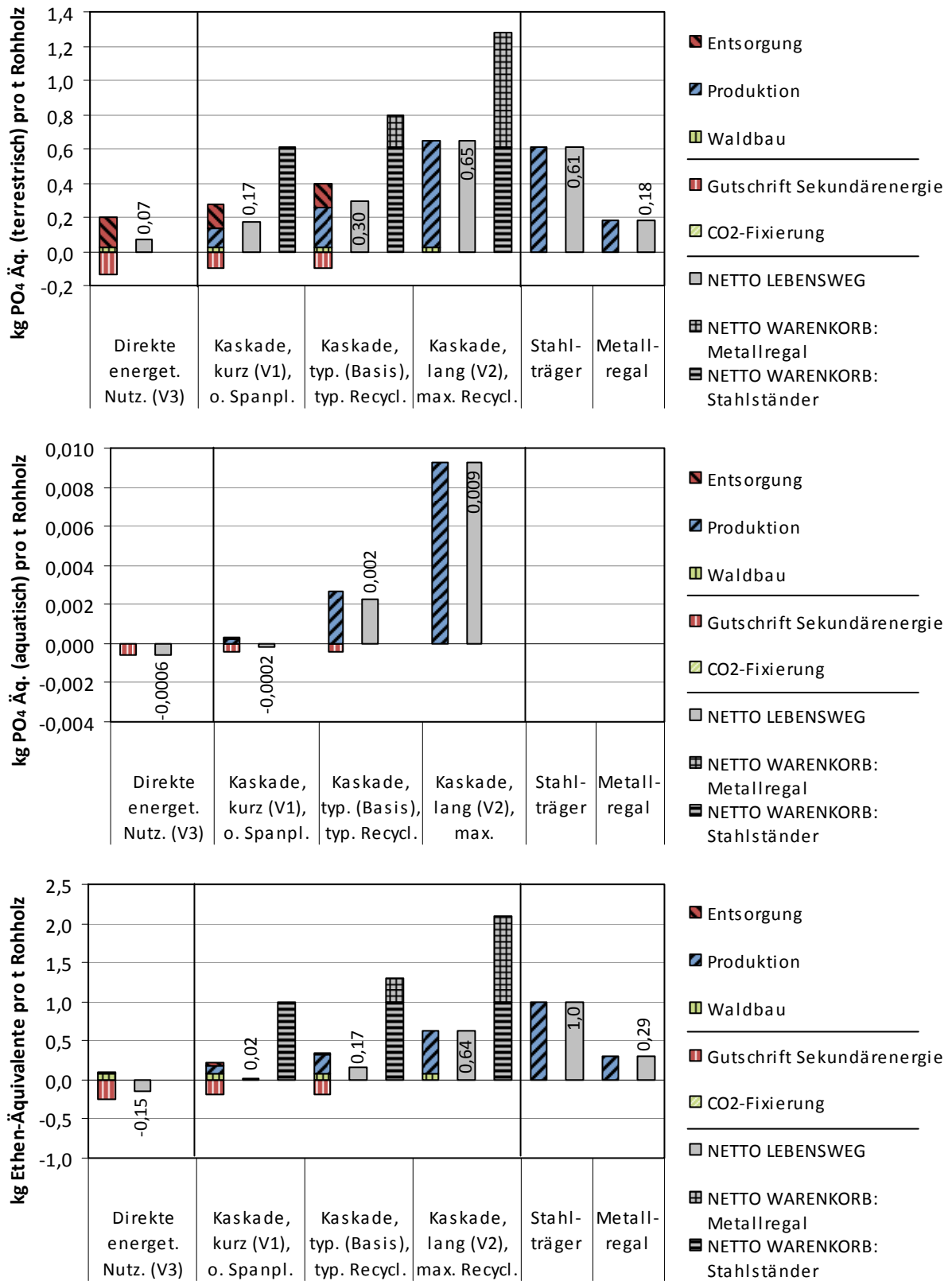


Abb. 6-17 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen terrestrische und aquatische Eutrophierung sowie Sommersmog (© IFEU 2013)

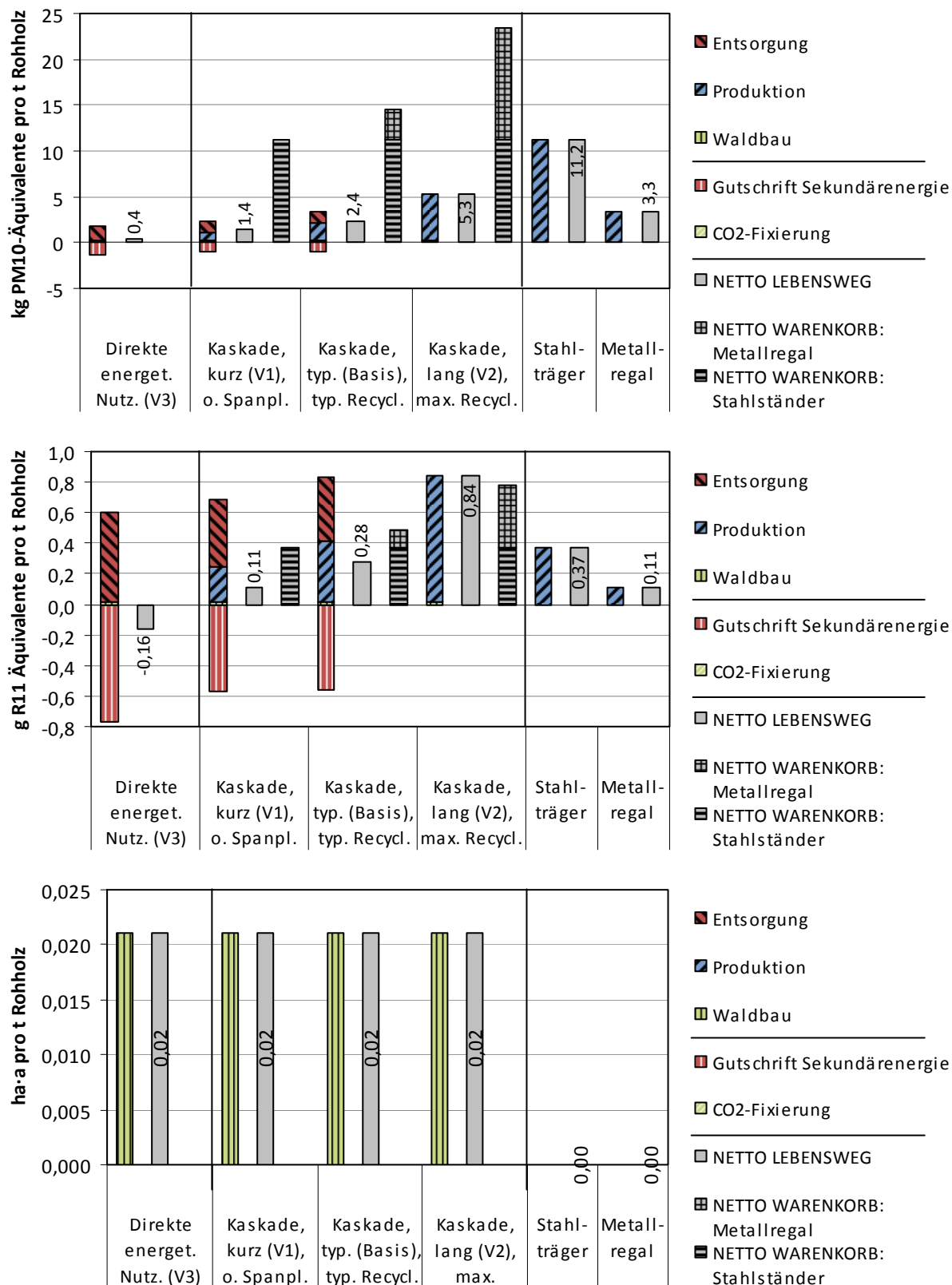


Abb. 6-18 Sektorale Darstellung der Ökobilanzergebnisse für die Umweltwirkungen Human-toxizität (Feinstaub), Ozonabbau und Naturraumbeanspruchung (© IFEU 2013)