

Die Ökobilanz im Spannungsfeld zwischen Exaktheit, Durchführbarkeit und Kommunizierbarkeit

Silke Feifel · Wolfgang Walk · Sibylle Wursthorn

Eingegangen: 25. November 2009 / Akzeptiert: 16. Dezember 2009 / Online veröffentlicht: 28. Januar 2010
© Springer-Verlag 2010

1 Einleitung

Vom 5. bis 7. Oktober 2009 trafen sich 35 Nachwuchswissenschaftler und sechs Experten mit langjähriger Erfahrung aus 26 Institutionen zur fünften Ökobilanz-Werkstatt in Freising, parallel zur 14. Jahrestagung der SETAC-GLB. Die Ökobilanz-Werkstatt 2009 wird zum Anlass genommen, Stand und Perspektiven der Ökobilanz-Szene in Österreich und Deutschland wiederzugeben. Einzelne Beiträge können in Form von Präsentationen unter <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de> heruntergeladen werden bzw. sind als ausgearbeitete Textversionen unter dem Titel „Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit“ veröffentlicht (Feifel et al. 2009).

Die Veranstaltung „Ökobilanz-Werkstatt 2009“ war einerseits von einem weiten Spektrum an Untersuchungsgegenständen, Studienadressaten und Untersuchungsebenen von betrieblich über produktbezogen bis global geprägt. Auf der anderen Seite liefen viele Diskussionen auf wenige wiederkehrende Themen hinaus, welche sich im Spannungsfeld zwischen Exaktheit, Durchführbarkeit und Kommunizierbarkeit bewegen und sich in fünf Hauptlinien zusammenfassen lassen:

- praxisorientierte Ökobilanz: Produktkennzeichnung und Vereinfachung,
- Allokation, Allokationsvermeidung und Gutschriften,

- Datenbereitstellung und Datenaustauschbarkeit,
- Regionalisierung und
- Horizontentweiterung: vom LCA zur Nachhaltigkeitsbewertung.

2 Praxisorientierte Ökobilanz: Produktkennzeichnung und Vereinfachung

Firmen und generell Anwender von Ökobilanzen fordern vereinfachte Methoden zur Umweltbewertung von Produkten, da sie grundsätzlich vor der Herausforderung stehen, dass sie ein ganzes Portfolio an Produkten produzieren und damit auch ökobilanziell zur Bewertung stehen. Außerdem werden eine einfachere Handhabbarkeit der Methodik selbst sowie eine Verbesserung der Kommunizierbarkeit der Ergebnisse gefordert. Der wissenschaftliche Anspruch auf fundierte Aussagen steht häufig im Widerspruch zur Notwendigkeit, schon in frühen Entwicklungsphasen oder mit vertretbarem Aufwand eine breite Produktpalette zu bewerten. Einem hohen Maß an Exaktheit steht damit in der Praxis oft die geringere Verbreitung oder schlechtere Kommunizierbarkeit komplexer Ergebnisse gegenüber.

2.1 Kennzeichnung und Produktdeklaration

Grundsätzlich bestehen ganz unterschiedliche Möglichkeiten, mit diesen Widersprüchen umzugehen und kundenorientiert die Ergebnisse von Umweltproduktbewertungen zu kommunizieren. Eine Möglichkeit ist das Labelling innerhalb von Produktgruppen, welches das Typ-I-Umweltzeichen (ISO 1999) umfasst. Hierbei werden unter anderem Ökobilanzen oder ökobilanzielle Analysen als Grundlage genutzt, um Produkte innerhalb von Produktgruppen zu zertifizieren. Dabei ist methodisch die Frage nach geeigneten und adäqua-

Verantwortlicher Herausgeber: Walter Klöpffer

S. Feifel (✉) · W. Walk · S. Wursthorn
Karlsruher Institut für Technologie (KIT),
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse,
Zentralabteilung für Technikbedingte Stoffströme (ITAS-ZTS),
Hermann-von-Helmholtz-Platz 1,
76344 Eggenstein-Leopoldshafen, Deutschland
E-Mail: silke.feifel@kit.edu

ten Systemgrenzen und der entsprechenden funktionellen Einheit zu klären. Es wird deutlich, dass die Wahl des geeigneten Referenzsystems in hohem Maße ergebnisrelevant sein kann (Stratmann 2009). Durch die Zusammenführung der Ergebnisse zu einem Label liegt eine einfachere Kommunizierbarkeit der Ergebnisse vor. Da aber gleichzeitig die zugrunde gelegten Annahmen nicht immer transparent gemacht werden, müssen diese methodischen Annahmen besonders sorgfältig getroffen werden. Eine weitere Möglichkeit, die Kommunizierbarkeit zu verbessern, stellt die sogenannte Typ-III-Produktdeklaration (ISO 2006b) dar. Diese verzichtet auf ein Umweltzeichen, basiert allerdings auf Ökobilanzen und ermöglicht durch eine festgelegte Methodik und Datenbasis eine bessere Kommunizierbarkeit der Ergebnisse. Viel beachtet ist in diesem Zusammenhang das von der Deutschen Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen (DGNB) vergebene Typ-II-Umweltzeichen, das allerdings im Vergleich zur klassischen Ökobilanz auf das Reviewverfahren verzichtet (Mielecke 2009).

2.2 Product Carbon Footprint (PCF)

Aufgrund der aktuellen politischen Diskussionen ist der Product Carbon Footprint (PCF) in aller Munde. Der PCF ist u. a. nach PAS 2050 (BSI 2008) konkretisiert und stellt ein weiteres Instrument dar, welches den Anspruch hat, die Kommunizierbarkeit zu verbessern (Finkbeiner 2009). Aus ökobilanzieller Sicht handelt es sich beim PCF um eine Vereinfachung, da dieser lediglich auf Klimawirkung fokussiert und dem Anspruch der Ökobilanz, vielfältige Umweltwirkungen umfassend abzubilden, nicht entspricht. Dies birgt damit die Problematik des sogenannten „burden shifting“ zwischen den Wirkungskategorien. Entsprechend wird der PCF von Kritikern auch als „Ökobilanz für Arme“ bezeichnet. Diesen Kritikpunkten stehen allerdings Vorteile hinsichtlich einer leichteren Kommunizierbarkeit der Ergebnisse im Vergleich zu einer Ökobilanz mit zahlreichen Wirkungskategorien gegenüber (Stichnothe 2009a). Die Stärken des PCF gegenüber anderen Produktdeklarationen, die nicht auf Prozesskettenanalysen beruhen, ist darin zu sehen, dass die erarbeiteten Informationen zur Verbesserung des Produktionsprozesses eingesetzt werden können. Der Carbon Footprint nach PAS 2050 wird dabei als eine Momentaufnahme des aktuellen Produktionsprozesses angesehen und kann als Bestandteil eines „green marketing“ dazu führen, dass als Nebeneffekt die Zulieferkette optimiert wird (Stichnothe 2009a). Der PCF hat bei allen Einschränkungen hinsichtlich der betrachteten Umweltwirkungen das Potenzial, ein einheitliches System für verschiedene Produkte zu etablieren, das den Endkonsumenten bei der konkreten Kaufentscheidung unterstützen kann. Dabei werden aktuell an der Effektivität von CO_{2eq}-Produktdeklarationen Zweifel geäußert, wobei für fundierte Aussagen bisher jedoch weitgehend die

Erfahrung fehlt. Deutlich wird, dass nach dem Anspruch des PAS jedoch mehr spezifische Daten notwendig sind, als sie derzeit verfügbar sind, was hinsichtlich der zur Verfügung zu stellenden spezifischen Sachbilanzdaten eine Herausforderung darstellen wird (Stichnothe 2009b, Schmidt 2009b).

2.3 Vereinfachende LCA von und für KMU

Stakeholder, die ein besonderes Interesse an vereinfachten Methoden und einer Verbesserung der Anwendbarkeit der Methodik haben, sind KMU. Diese stehen oftmals gerade aufgrund ihrer finanziellen und personellen Ressourcen vor der Herausforderung, dass Bilanzierungen mit wenig Vorwissen, methodischen Kenntnissen und Hilfsmitteln selbst durchgeführt werden müssen (Dresen 2009). Vor dem Hintergrund der Erstellung von PCF und der Nutzung der Ergebnisse, beispielsweise für ein „green marketing“, stellt sich die Frage, inwieweit die Ergebnisse soweit belastbar sind, dass sie externen Ansprüchen gerecht werden. Um die Aussagekraft von Ökobilanzen und des PCFs, welche von KMU erstellt werden, zu erhöhen und den Zugang zur Methodik zu erleichtern, werden branchenspezifische, reduzierte und explizit zugeschnittene Tools und Vorgehensweisen entwickelt, bei denen die Hoffnung besteht, dass diese zur Optimierung von Prozessen genutzt werden und nicht ausschließlich zum Zweck des Marketings (Dresen 2009; Seibert 2009; Stichnothe 2009b).

Verschiedene ganz unterschiedlich geartete Bestrebungen versuchen derzeit, die Anwenderfreundlichkeit und die Kommunizierbarkeit von Ökobilanzen zu verbessern und damit eine größere Verbreitung der Methodik und von erzielten Ergebnissen zu erreichen.

3 Allokation, Allokationsvermeidung und Gutschriften

3.1 Aktualität und Relevanz der Allokationsfrage

Die Lösung der Allokationsfrage begleitet die Entwicklung der Ökobilanzierung seit langer Zeit. Bereits 2001 erschien ein Reviewartikel von Ekvall und Finnveden, der die entsprechende Diskussion der 1990er-Jahre aufgreift (Ekvall und Finnveden 2001). Die Norm ISO 14044 (ISO 2006a) stellt eine Leitlinie zum Umgang mit Allokationsfragen dar: Demnach sind bevorzugt Allokationen durch Systemraumerweiterung oder Modelldetaillierung zu vermeiden; falls dies nicht möglich ist, sind Allokationen nach physikalischen Kriterien (häufig Massenverteilung) vorzunehmen; die drittbeste Option gemäß ISO-Norm ist schließlich eine Zurechnung nach ökonomischen oder anderen Kriterien (ISO 14044:2006, Abschn. 4.3.4.2). Dennoch gibt die Allokationsfrage bis heute immer wieder Anlass für Diskussion (Reap et al. 2008).

Allokation ist nicht ein methodisch-theoretisches Gedankenspiel, sondern hat maßgeblichen Einfluss auf die Bewertungsergebnisse und wird darum anlässlich verschiedener Produktbewertungen wie beispielsweise Product Carbon Footprint, Umweltproduktdeklaration von Bauprodukten oder Gebäudezertifikaten erneut diskutiert. Im Baubereich stellt sich die Allokationsfrage insbesondere am Ende der Nutzungsphase (Mötzl 2009): Welcher Anteil des Recyclingaufwands und der Umwelt-/Ressourcenschonung durch Verwertung ist den beiden Produktsystemen jeweils anteilig zuzurechnen einerseits dem Produktsystem, aus dem ein Recyclingprodukt hervorgeht und andererseits dem Produktsystem, in dem das Recyclingprodukt verwertet wird?

3.2 Anwendbarkeit der Gutschriftenmethode zur Allokationsvermeidung

Normkonformes Vorgehen fordert, wie bereits erwähnt, die Vermeidung von Allokation durch Systemraumerweiterung – sofern möglich (ISO 14044:2006, Abschn. 4.3.4.2). Die genannte ISO-Norm gibt jedoch keine konkreten Kriterien, an denen die Machbarkeit der Systemraumerweiterung abzuprüfen ist. Systemraumerweiterungen im Sinne von Recyclinggutschriften sind mindestens unter den folgenden Randbedingungen möglich (Walk 2009):

- Es handelt sich um eine attributive Ökobilanz.
- Es gibt ein nutzengleiches Komplementärprodukt zum Recyclingprodukt (z. B. Primär- und Sekundärkupfer) bzw. Nutzengleichheit lässt sich über Kenngrößen annähern (z. B. Sekundärbrennstoffe über den Heizwert unter Beachtung von Schadstoffgehalten und anderer Brennstoffeigenschaften).
- Es sind repräsentative Daten zur komplementären Produktion verfügbar.

Recyclinggutschriften sind auch unter dem Konzept des „consequential LCA“ möglich; in diesem Fall wird die Gutschrift als vermiedene Umweltbelastung verstanden (Frischknecht 2006). Aufgrund der zahlreich zu treffenden, hypothetischen „was-wäre-wenn“-Annahmen (Heijungs und Guinée 2007) ist dieses Vorgehen jedoch problematischer als bei rein attributiven Ökobilanzen.

Dass die Vermittlung der Gutschriftenmethode und deren Ergebnisse eine eigene Schwierigkeit darstellt, demonstriert Mielecke am Beispiel von Holzbaustoffen (Mielecke 2009). Die Interpretation, Holzbaustoffe fungierten als dauerhafte CO₂-Senke, trifft den Sachverhalt nicht, denn eine negative Bilanz der Klimawirkungsabschätzung (Global Warming Potential – GWP) über die Prozessketten des gesamten Lebenszyklus ist nicht gleichbedeutend mit einer tatsächlichen Bindung der Substanz Kohlendioxid. Da außer der eigentlich zu bewertenden stofflichen Nutzung als Holzbaustoff noch ein Zusatznutzen in Form nachgeschalteter energeti-

scher Verwertung entsteht, sind negative GWP-Ergebnisse nicht grundsätzlich unplausibel. Das Beispiel unterstreicht die Notwendigkeit bei Anwendung der Gutschriftenmethode, Interpretationshilfen bereitzustellen und die Randbedingungen der Substitution klar zu kommunizieren. Um dieses Darstellungsproblem zu umgehen, wird eine Cut-off-Allokation aufseiten des abfallerzeugenden Produktsystems vorgeschlagen (Mielecke 2009). Dies entspricht dem Ausschluss der Verwertung aus dem bewerteten System, sodass keine vollständige Produktlebenszyklusbetrachtung von Gebäuden mehr vorliegt.

3.3 Ökonomische Allokation

Einzelne Vorgaben der ISO-Normung werden grundsätzlich infrage gestellt. Schmidt argumentiert, dass Produktpreise als Ausdruck von Produktnutzen angesehen werden können. Unter dieser Annahme führt das ökonomische Gebot der Nutzenmaximierung zu einer Allokation nach Preisen. Demzufolge ist eine ökonomische Allokation auf Basis von Marktpreisen die zu bevorzugende Option, wenn Umweltlasten der Koppelproduktion gemäß dem Produktnutzen zugewiesen werden sollen (Schmidt 2009a).

Auch nach Guinée et al. (2002, S. 683) ist die ökonomische Allokation eine Methode, welche bei allen Systemgrenzen angewendet werden kann, wobei auf verschiedene Produktflüsse entsprechend ihrem Anteil am gesamten Ertrag des Prozesses alloziert wird. Hier liegt ebenfalls der Gedanke zugrunde, dass die durch Produkte erbrachten Funktionen ein angemessener Allokationsschlüssel sind und Produktpreise Ausdruck von Funktionalität seien.

Schmidt argumentiert, dass Ökobilanzierung im Allgemeinen (u. a. Definition von funktionellen Einheiten) und Allokation im Besonderen mehr Entscheidungsorientierung erfordert, um dem Anspruch der Verbesserung realer Produktsysteme gerecht zu werden. In diesem Sinne können „die reinen Natur- und Technikwissenschaften [...] dazu keine Antwort liefern. Insofern ist die Regelung in der ISO-Norm 14044 mit ihrem Vorrang für physikalische Beschreibungen bei Allokation für den Einfluss der LCA fatal.“ (Schmidt 2009a, S. 37). Ein offener Dialog mit den Wirtschaftswissenschaften sei daher angebracht.

Gegenüber der ökonomischen Allokation bestehen Bedenken, da die hohe Volatilität von Preisen mitunter als schwer handhabbar bzw. als wenig belastbar aufgefasst wird. Schmidt entgegnet dieser Kritik, dass bei einer Gegenüberstellung von zwei oder mehr Produkten das Verhältnis der Preise am Markt zueinander häufig nicht dermaßen schwanke, wie dies bei einem ersten Blick auf die absoluten Preise jeweils erscheine. Zudem sind veränderliche Preise ein Abbild schwankender Wertschätzung und die Allokation müsse einer veränderlichen Situation ebenso dynamisch folgen (Feifel et al. 2009, S. 279).

3.4 Nutzenkorbmethode zum Umgang mit Mehrproduktsystemen

Eine spezielle Fragestellung hinsichtlich von Mehrproduktsystemen ergibt sich bei konkurrierender Flächennutzung von Energiepflanzen, die den drei Produktschienen Wärme, Kraftstoffe und Elektrizität dienen kann. Im Gegensatz zu konventionellen Ökobilanzen, wo primär produktseitig eine funktionelle Einheit als Bezugsgröße definiert wird, gehen Bystricky und Weber-Blaschke zunächst von einer definierten Einheit an Produktionsmitteln (hier: Ackerfläche) aus (Bystricky und Weber-Blaschke 2009). Erst sekundär ergibt sich aus den Anbaualternativen ein Nutzenkorb der drei Produktschienen. Da die Autorinnen den Nutzenkorb aus den maximalen Produkterträgen aller Szenarien kombinieren, resultiert bei diesem Vorgehen eine nicht real umsetzbare Produktzusammenstellung.

Obwohl der angemessene Umgang mit Mehrproduktsystemen seit weit über zehn Jahren diskutiert wird, ist die Allokationsfrage nicht wirklich geklärt. Aus den Diskussionen der Ökobilanz-Werkstatt 2009 lassen sich drei kritische Hauptpunkte identifizieren:

- Bei normkonformen Vorgehensweisen ist unklar, unter welchen Randbedingungen die Möglichkeit zur Systemraumerweiterung gegeben ist. Das Fehlen konkret abprüfbarer methodischer und anwendungsorientierter Kriterien für eine Fallunterscheidung steht dem Anspruch eines reproduzierbaren und transparenten Vorgehens entgegen.
- Die Präferenzfolge gemäß ISO-Norm zum Umgang mit Allokationsfragen wird nicht allgemein als sachgerecht akzeptiert. Unter anderem erscheint der Vorrang physikalischer vor ökonomischer Allokation gemäß ISO-Norm nicht allgemein nachvollziehbar.
- Nicht nur der Umgang mit Allokation selbst, sondern auch Darstellung und Kommunizierbarkeit zeigen sich als Herausforderungen. Insbesondere bei der Allokationsvermeidung ist die methodische Transparenz für Studienadressaten nicht immer gegeben und Interpretationshilfen der Ergebnisse sind notwendig.

4 Datenbereitstellung und Datenaustauschbarkeit

Bei der Erstellung von Ökobilanzen sind die Ersteller auf das Vorhandensein von aktuellen und zuverlässigen Sachbilanzdaten angewiesen. In vielen Fällen ist es für Ökobilanzierer zentrale Aufgabe, geeignete Sachbilanzdaten zu ermitteln. Der Umgang mit Datenlücken ist dabei eine alltägliche Aufgabe, stellt jedoch insbesondere vor dem Hintergrund des hohen Bedarfs an spezifischen Daten, die im Rahmen der Erstellung des PCF benötigt werden, eine besondere Herausforderung dar. In der Praxis werden ganz

unterschiedliche Vorgehensweisen gewählt, um mit dem Problem von Datenlücken umzugehen. Je nach Akteur stehen dafür verschiedene Wege offen.

4.1 Datentransfer

Auf der Ebene von professionellen Datenbereitstellern wird die Strategie verfolgt, den Datenaustausch voranzutreiben. Hierfür wurden neue Datenformate und Austauschformate entwickelt. Laufende Entwicklungen sind beispielsweise die Formate ILCD (Wolf et al. 2008) und EcoSpold v2 (Ecoinvent 2009). Die UNEP/SETAC-Datenbankregistrierung ist ebenfalls ein weiterer Schritt in diese Richtung (Ciroth 2009).

Explizit für Austausch Zwecke ist das Datenformat ILCD (Kusche 2009) ausgelegt. Hierbei besteht aus Nutzersicht das Problem unterschiedlicher Namensräume für Prozess- und Materialbezeichnungen, wenn es um Datenaustausch geht. Die Weiterentwicklung des ILCD-Formats hat zum Ziel, mit mehreren alternativen Bezeichnungen umgehen zu können. Die Umsetzung des inhaltlichen „mapping“ zwischen verschiedenen etablierten Bezeichnungen muss allerdings erst noch erfolgen.

Datenaustausch beschränkt sich nicht nur auf den Bereich innerhalb der Ökobilanzierung, von Interesse ist auch die Nutzbarmachung andersartiger Datenquellen für das LCA. Durch die aktuellen Fragestellungen im Bereich von Biomasse besteht der Bedarf nach der Ankoppelung von Daten aus geografischen Informationssystemen (GIS) an die Ökobilanzsystematik (Urban 2009b). Hierfür sind aus Sicht eines Ökobilanz-Softwareanbieters zuallererst konzeptionelle Fragen noch weitgehend ungeklärt: So werde nicht klar spezifiziert, welche Informationen für die Wirkungsabschätzung denn zwischen den Systemen fließen sollen. Softwaretechnische Lösungen könnten somit erst als zweiter Schritt erarbeitet werden.

Es existieren auch Beispiele, bei denen der Zugang zu Daten für den Anwender erschwert ist. Dem Austausch von Daten durch Konvertierung von Daten aus dem ProBas-Bestand, einem umfangreichen und kostenlosen Datenbestand des deutschen Umweltbundesamts, in das EcoSpold-Format von gängiger LCA-Software, steht technisch nichts entgegen, fehlende Entsprechungen erschweren die Verwendung jedoch auf inhaltlicher Ebene (Jurić 2009). Außerdem stehe mitunter mangelnde Transparenz einer Nutzung entgegen.

4.2 Datenqualität

Insbesondere der Umgang mit und die Dokumentation der Datenqualität stellt für den Anwender von Sachbilanzdaten eine wichtige Information für die Nutzung von Daten dar. Verschiedene Anwender von Ökobilanzen sehen in einer Vorgabe, ausschließlich begutachtete Datensätze in einen

Datenbestand aufzunehmen, das Problem, dass der Umfang an Daten damit kleiner gehalten wird, als potenziell Daten zur Verfügung stehen. Die Abwägung zwischen Qualitätsansprüchen und dem generellen Vorhandensein von Daten stellt damit einen Widerspruch dar, der je nach Interessenslage unterschiedlich gewichtet wird. Gerade von akademischer Seite wird an Datensätze und Datenverarbeitung oft der Anspruch höchster Transparenz gestellt. Für Datenanbieter kann gerade diese Forderung mitunter hinderlich bei der Verfügbarmachung von LCI-Daten sein, was dazu führen kann, dass Daten nicht zur Verfügung gestellt werden können. Insbesondere Akteure aus der Industrie sind bereit, Informationen zur Verfügung zu stellen, sofern dies Konkurrenten keine wettbewerbsrelevanten Einblicke in innerbetriebliche Vorgänge ermöglicht. Insofern sprechen auch Argumente für die Bereitstellung aggregierter Datensätze als „Blackbox“, wenn hinreichende Datenqualität von Dritten garantiert wird.

4.3 Umgang mit Datenlücken aus Anwendersicht

Ökobilanzierer, die auch nach ausgiebiger Recherche in Literatur und Datenbanken mit dem Problem von Datenlücken konfrontiert sind, verfolgen verschiedene Ansätze, damit umzugehen. Das Problem der Datenlücken besteht hierbei nicht ausschließlich auf Sachbilanzebene, sondern auch bei der Wirkungsabschätzung. So werden bei fehlenden Charakterisierungsfaktoren mangels vorliegender spezifischer Faktoren Durchschnittswerte der Stoffgruppe bzw. Worst-Case-Szenarienrechnung angenommen (Feifel et al. 2009, S. 286). Anwender greifen bei Datenlücken ebenfalls auf statistische Daten bzw. weitere öffentlich zugängliche Daten zurück. Hierbei stehen sie vor dem Problem, dass diese Daten oft nicht in dem Detaillierungsgrad bzw. in den Systemgrenzen vorliegen, wie sie für die zu bearbeitende Fragestellung benötigt würden (Ilg 2009; Wursthorn 2009). So wird beispielsweise bei statistischen Daten keine Unterscheidung zwischen Mengen aus der Produktion und dem Postkonsumbereich vorgenommen (Ilg 2009). Durch die Differenz über die Zeit besteht hinsichtlich der Nutzung von statischen Daten ein methodisches Problem in der Differenzierung zwischen der Bestandsaufnahme, dem Import und dem Export. Gleichzeitig haben regelmäßig erhobene statistische Daten bzw. Umweltberichtsdaten den Vorteil, dass sie aktuell vorliegen bzw. Zeitreihen gebildet werden können, was mit klassischen Sachbilanzdaten normalerweise nicht möglich ist (Wursthorn 2009).

Aus Anwendersicht wird die Notwendigkeit, die Datenverfügbarkeit hinsichtlich Aktualität, Umfang und Zuverlässigkeit zu verbessern, in unterschiedlichen Kontexten artikuliert. Es stehen hierfür unterschiedliche Lösungswege offen: einerseits den Austausch zwischen ökobilanziellen Datenbeständen fördern und andererseits andersartige Datenquellen

integrieren. Eine Kombination dieser unterschiedlichen Ansätze könnte die Situation entscheidend verbessern.

5 Regionalisierung

Die Forderung nach der Regionalisierung von Ökobilanzen, um die Abschätzungen von Wirkpotenzialen näher an die Realität zu rücken, ist nicht neu (Krewitt et al. 2001). Die aktuellen Diskussionen insbesondere hinsichtlich einer energetischen Nutzung von Biomasse führen zu einer gesteigerten Wahrnehmung der regionalspezifischen Problemfelder Flächennutzungskonkurrenz („Teller vs. Tank“) und Verknappung von Wasserressourcen.

Die Herausforderung der Bewertung regionaler Wirkungen in Ökobilanzen kann jedoch nicht nur auf die beiden Schutzgüter Flächen- und Wasserressourcen beschränkt werden, sondern umfasst auch die Erfassung sozialer Aspekte (Abschn. 6), für die der Regionalbezug existenziell ist.

Aus der Forderung des regionalen Bezugs von Ökobilanzen entstehen die Fragen, welche geografisch kleinräumigen Beschreibungen des Zustands von Flächen inhaltlich nutzbar sowie datentechnisch umsetzbar sind.

5.1 Regionalisierung von Flächenbeschreibungen

Die Diskussionen zur regionalisierten Beschreibung von Flächennutzung beziehen sich im Wesentlichen auf Boden als Grundlage für die Ertragsfunktion bzw. Flächennutzungskonkurrenzen und Biodiversität sowie singuläre Emissionen durch Nutzungsänderungen (Dunkelberg 2009; Urban 2009a; Stenull 2009). Weitere Funktionen von Flächen bzw. deren Nutzung, wie beispielsweise Wasserrückhaltefunktion, Senkenfunktion oder Erholungsfunktion von Landschaft werden bei dieser Diskussion nicht berücksichtigt.

Während sich die genannten Punkte kombiniert auf Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungsebene beziehen, lässt sich die Diskussion um Bodenkohlenstoff und dessen Aufnahme und Freisetzung auf Sachbilanzebene reduzieren, weil passende Wirkungsabschätzungen bereits entwickelt sind. Insbesondere für nachwachsende Rohstoffe muss die Änderung des Bodenkohlenstoffgehalts über die Zeit bzw. bei Nutzungsänderungen berücksichtigt werden (Searchinger et al. 2008). Das Thema des Bodenkohlenstoffs weist inhaltlich gewisse Parallelen zur Debatte um lokal unterschiedliche Freisetzung von Stickstoffverbindungen durch Bewirtschaftung auf, was auf der Ökobilanz-Werkstatt 2008 ein zentrales Thema war.

5.2 Indirekte Landnutzungsänderungen

Es besteht der Anspruch, auch indirekte Landnutzungsänderungen mit zu bewerten, d. h. Verdrängungseffekte, welche

eine räumliche Verlagerung auf andere Flächen und somit andere Nutzungen verursachen. Ein besonderer Aspekt wird dabei die Verlagerung in Schwellen- und Entwicklungsländer sein und damit verbunden die Frage nach Möglichkeiten von Kontrollen vor Ort, insbesondere wenn nachhaltige Forstwirtschaft oder biologische Landwirtschaft bilanziert werden.

Die Erfassung indirekter Landnutzungsänderungen mündet in einer doppelten Herausforderung: Neben den bereits geschilderten vielfältigen und unvollständig umgesetzten Aspekten regionalisierter Flächennutzungsbewertung wäre das Konzept des „consequential LCA“ anzuwenden.

5.3 Wasser

Wasser hat ebenfalls mehrere Funktionen. Konzeptionelle Grundlagen sind z. B. mit der groben Unterscheidung in funktionsspezifische Wasserqualitäten (Grün-, Blau- und Grauwasser) gelegt. Eine lokal differenzierte Beschreibung der Situation, der qualitätsspezifischen Regenerierung und der Bedarfe fehlt jedoch für große Gebiete (Schöner 2009).

Hinsichtlich der Regionalisierung besteht damit die Fragestellung, wann pauschale Kennwerte einsetzbar sind bzw. wie kleinteilig die räumliche Differenzierung sein muss. Dies impliziert die Fragestellung nach Qualitätssicherung in der Ökobilanzierung, insbesondere nach abprüfbareren Kriterien für Repräsentativität.

Die Forderung nach regional differenzierender Ökobilanzierung ist schnell formuliert, die Umsetzung ist ungleich schwieriger und zeitaufwändiger. Nicht nur, aber auch bei der politisch aktuellen Fragestellung der Biokraftstoffe bzw. Nutzungskonkurrenzen offenbart sich das Dilemma, entweder jetzt zeitnah entscheidungsunterstützende Ergebnisse auf Basis unausgereifter Methodik und schwacher Datengrundlage auszuweisen, oder exakte Aussagen in einigen Monaten bis Jahren kommunizieren zu können – ggf. zu spät für einen politisch-gesellschaftlichen Meinungsbildungsprozess.

6 Horizonterweiterung: vom LCA zur Nachhaltigkeitsbewertung

Nicht neu ist die Idee, die ursprünglich rein umweltbezogene Ökobilanz um die lebenszyklusorientierten Werkzeuge produktbezogene Sozialbilanz (Social Life Cycle Assessment – SLCA) und Lebenszykluskostenrechnung (Life Cycle Costing – LCC) (Klöpffer und Renner 2007; Klöpffer 2008) zu ergänzen und so alle drei Säulen der Nachhaltigkeit zu bedienen (Klöpffer 2003). Die Integration zu einem Werkzeug der Nachhaltigkeitsbewertung wäre ein weiterer Schritt.

6.1 Einbeziehung sozialer Aspekte

Da es mitunter schwer fällt, soziale Aspekte quantitativ zu fassen, besteht eine Strategie der Ergänzung der Ökobilanzmethode darin, Soziales zunächst qualitativ zu beschreiben. Als Beispiel sei die Akzeptanz alternativer Wasserversorgungssysteme genannt. Eine folgende Überführung in halbquantitative Charakterisierungen ist nur eine der Möglichkeiten, um Gesamtaussagen zu generieren (Lehmann 2009).

Dagegen werden diverse soziale Aspekte nach den Konkretisierungsvorschlägen der „UNEP/SETAC Task Force on the integration of social criteria into LCA“ zum Konzept der „Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products“ bereits quantitativ oder halbquantitativ (z. B. ordinalskaliert) erfasst (Benoît und Mazijn 2009). Diese Richtlinie lässt offen, wie die vorgeschlagenen Indikatoren zu einer Gesamtaussage aggregiert werden sollen.

In einem anderen Rahmen als der genannten UNEP/SETAC-Aktivität wurde versucht, anhand von Umfragen ein Bild über eine allgemeine Werthaltung verschiedener Nachhaltigkeitsaspekte und insbesondere sozialer Kriterien zu erhalten. Diese Untersuchung kann potenziell für eine Gewichtung sozialer Wirkungskategorien mit herangezogen werden. Eines der Ergebnisse ist, dass sich die Werthaltungen in Europa und in Brasilien unterscheiden (Kölsch 2009).

6.2 Einbeziehung der Ökonomie

Ökonomie als dritte Säule der Nachhaltigkeit neben Ökologie und Sozialem wird auch durch das Werkzeug der Lebenszykluskostenrechnung adressiert. Ein möglicher Einsatzzweck für LCC ist die Abschätzung der künftigen Wettbewerbsfähigkeit nachwachsender Rohstoffe. Stefan Albrecht (Universität Stuttgart) stellte anlässlich der Ökobilanz-Werkstatt eine Kostenanalyse ganzer Wertschöpfungsketten unter Einbeziehung der Preisentwicklungen auf dem Energiemarkt vor. Daraus lassen sich prospektiv wirtschaftliche Verwendungsmöglichkeiten erneuerbarer Rohstoffe ablesen; die Bewertung ökologischer Sinnhaftigkeit wird um die Abschätzung gesamtökonomischer Machbarkeit ergänzt.

6.3 LCA und das Problemfeld Ressourcenverknappung

Die gesamte Nachhaltigkeitsdiskussion mit den Aspekten Ökologie, Ökonomie und Soziales sowie Generationengerechtigkeit findet sich im Thema der Ressourcenverknappung wieder. Technologieinnovationen werden zum Anlass genommen, Rohstoffrisiken und -chancen von Innovationen zu untersuchen (Feifel et al. 2009, S. 292 ff.). Die Verfügbarkeit von strategischen Metallen ist ein Teil des Problemfeldes. Aus verschiedenen Gründen ist das Werkzeug Ökobi-

lanzierung für derartige Fragestellungen nur eingeschränkt geeignet:

- Ökobilanzierung ist ein produktbezogenes Werkzeug. Eine Perspektive, die sich auf einzelne chemische Elemente (Metalle) bezieht, ist jedoch für ressourcenstrategische Entscheidungsträger angebracht.
- Hinsichtlich eines Produktsystems eignet sich die Methode Ökobilanz für (Ressourcen-)Effizienzbetrachtungen. Solange am Grundsatz fix definierter funktioneller Einheiten festgehalten wird, sind Suffizienzbetrachtungen dagegen nicht möglich.
- Die Verfügbarkeit von Ressourcen und Metallen ist insbesondere für einzelne Anwendungen von zahlreichen dynamischen Mechanismen wie beispielsweise Exploration, produktübergreifende Nutzungskonkurrenzen, Substitutionseffekte oder Entwicklung von Recyclinglösungen geprägt. Herkömmliche attributive Ökobilanzen sind Momentaufnahmen und adressieren diese Dynamik kaum.

Nichtsdestotrotz kann LCA als Werkzeug oder methodische Grundlage für andere Werkzeuge zur Bewertung einzelner Aspekte der Ressourcenproblematik hilfreich sein.

Die Notwendigkeit, das Werkzeug „Ökobilanzierung“ in verschiedene Richtungen zu ergänzen, wird allgemein akzeptiert. Es hapert jedoch nach wie vor vielfach an der Operationalisierung und Anwendbarkeit auf breiter Basis. Nicht nur, aber auch bei der sozialen Komponente der Nachhaltigkeit ist im Einzelfall die Umsetzung des Leitbilds Nachhaltigkeit in ein konkretes Werturteil nicht eindeutig und je nach sozio-kulturellem Hintergrund unterschiedlich. Inso-

fern trifft die Entwicklung des Social LCA die Debatte um Regionalisierung von Lebenszyklusanalysen.

Ökobilanzen beruhen bislang üblicherweise auf statischen Modellen. Verschiedene Arten von Dynamisierung von Lebenszyklusbetrachtungen sind für die Integration ökonomischer Aspekte und zur Adressierung von Ressourcenaspekten angebracht.

7 Perspektiven

Die Teilnehmer der Ökobilanz-Werkstatt wurden gebeten, in einem Fragebogen u. a. für ihre geplanten zukünftigen Tätigkeiten differenziert Untersuchungsgegenstände und dafür relevante methodische Fragestellungen anzugeben. Die Abb. 1 und 2 strukturieren die gegliederten Schlüsselwörter systematisch in Hauptentwicklungsrichtungen.

Obwohl viele Diskussionen auf das Thema Product Carbon Footprint (PCF) führten, wurde dies als methodischer Untersuchungsgegenstand nur selten explizit genannt. Eine mögliche Erklärung ist, dass PCF häufig nicht als Kern der Aktivitäten gesehen wird, sondern als systemanalytisches Instrument. Die teilweise kontroversen Meinungen über Aussage und Anwendbarkeit des daraus resultierenden vereinfachenden Indikators zeigen jedoch, dass der basierend auf dem PCF ermittelte Indikator sich noch nicht als allgemein anerkannt etabliert hat, zumindest in Kreisen der Ökobilanzierer.

Hinsichtlich der Einbettung von Ökobilanzierung in den übergeordneten Kontext der Nachhaltigkeit gibt es zwei

Abb. 1 Darstellung künftiger Methodikthemen auf Basis der Teilnehmerbefragung bei der Ökobilanz-Werkstatt 2009

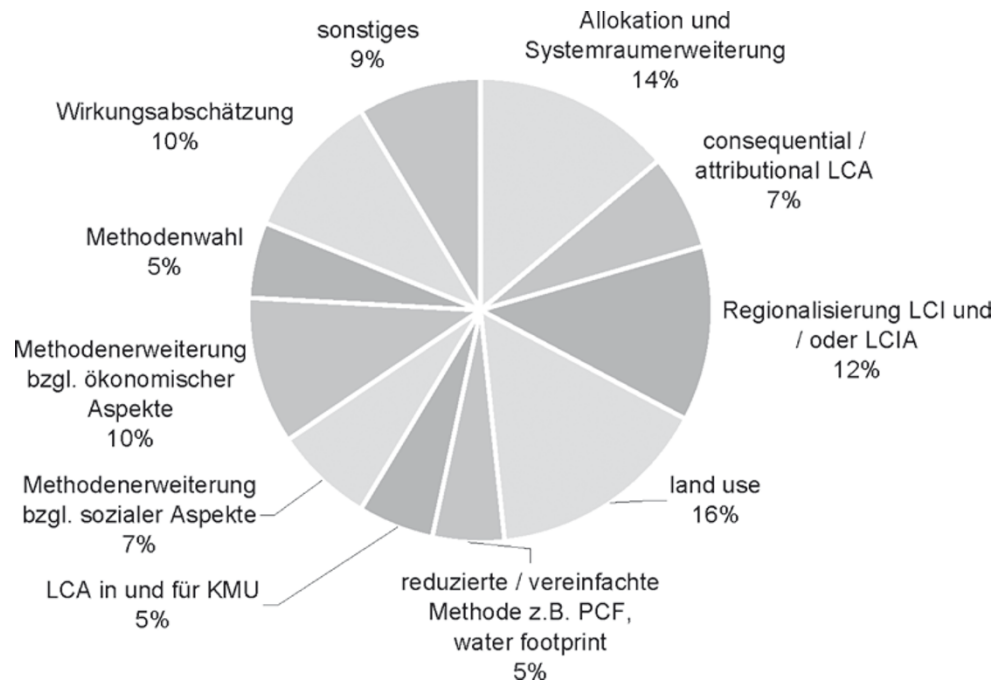
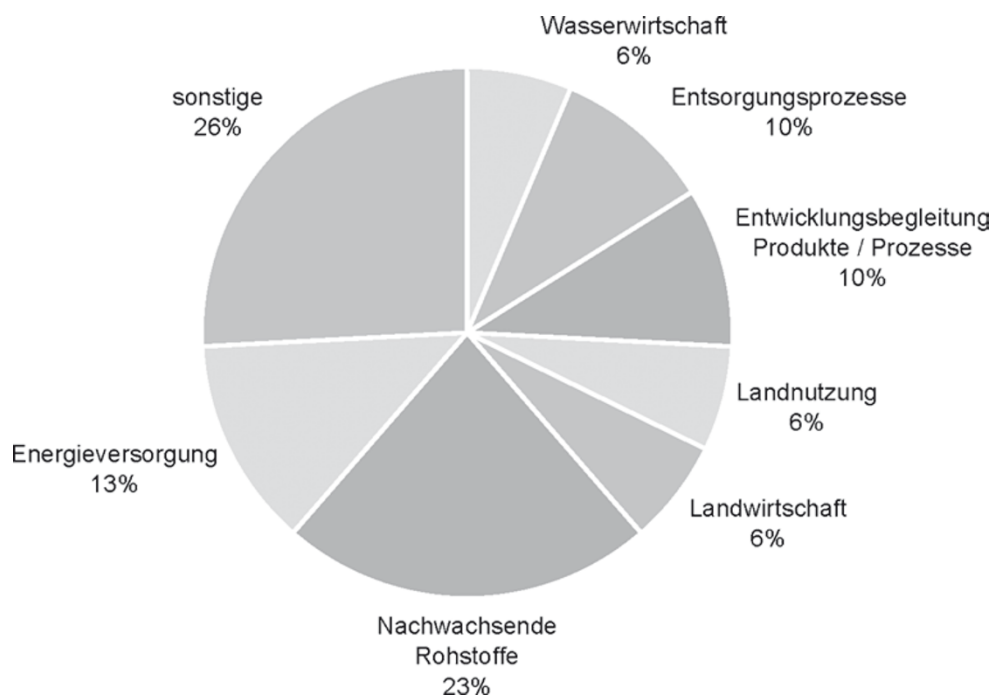


Abb. 2 Darstellung künftiger Untersuchungsgegenstände auf Basis der Teilnehmerbefragung bei der Ökobilanz-Werkstatt 2009



Entwicklungsrichtungen: Einerseits wird die Erweiterung der Ökobilanzierung um ökonomische und soziale Aspekte von einigen Teilnehmern angestrebt. Andererseits wurde die Methodenwahl und damit die Abgrenzung von LCA zu anderen Werkzeugen genannt.

Weiterentwicklungen im Sinne stärkerer Detaillierung sind von den Teilnehmern in zweierlei Hinsicht geplant: Regionalisierung und Einbeziehung von Dynamik. Aus der Untersuchung von Anbau und Nutzung nachwachsender Rohstoffe identifizierten die Teilnehmer die Notwendigkeit, direkte und indirekte Flächennutzungsänderungen sowie Bodenbeschaffenheiten und Biodiversität für eine angemessene Bewertung der kleinräumigen Gegebenheiten in die Bewertungen einzubeziehen. Die geplanten Aktivitäten beziehen sich sowohl auf die Verfügbarmachung und Einbindung von Daten auf Sachbilanzebene (u. a. Fernerkundungsdaten) als auch auf den daran gekoppelten Schritt angepasster Wirkungsabschätzung.

Ob das Konzept „consequential LCA“ oder allgemeiner die Dynamisierung der Ökobilanz einen gesteigerten Erkenntnisgewinn verspricht, scheint für einige Teilnehmer eine interessante Fragestellung für die nahe Zukunft zu sein. Nicht nur die Entwicklung selbst, sondern auch das Erkennen operativer und methodischer Beschränkungen wurde als Arbeitsgebiet genannt.

Bei den Untersuchungsgegenständen dominiert klar das Themengebiet der nachwachsenden Rohstoffe und daran anknüpfend Landwirtschaft und Energieversorgung. Das auf Methodikseite häufig genannte Thema der Flächeninanspruchnahmen wurde nur selten als Untersuchungsgegen-

stand genannt. Dies ist nicht verwunderlich, hat das Werkzeug Ökobilanzierung ja stets einen Produktbezug, der erst mittelbar zur Bewertung von Flächen und Flächennutzungen führt.

Neben den weiteren Schwerpunkten entwicklungsbegleitendes LCA und Untersuchung der Entsorgung streuen die Untersuchungsgegenstände breit, von der Chemikalienbewertung über die Untersuchung von Gebäuden und Bauprodukten bis zu Dienstleistungen im Bereich von Freizeitaktivitäten.

Auch bei der Ökobilanz-Werkstatt 2009 hat sich gezeigt, dass Ökobilanzierung Erkenntnis schafft, indem Wissen aus unterschiedlichen Disziplinen aufgegriffen und zusammengeführt wird. So gesehen erreicht Ökobilanzierung nicht höchste Exaktheit in einem naturwissenschaftlichen Sinne, strebt dies aber auch nicht notwendigerweise an. Wie viele Beiträge zur Veranstaltung illustriert haben, liegt eine Herausforderung in der sinnvollen Vereinfachung, um Durchführbarkeit und Kommunizierbarkeit zu erzielen, ohne die Richtungssicherheit der Aussagen zu beschädigen. Ökobilanzen im Spannungsfeld zwischen Exaktheit, Durchführbarkeit und Kommunizierbarkeit sollen naturwissenschaftliche Erkenntnis in Handlungswissen übersetzen.

Literatur

Benoît C, Mazijn B (Eds) (2009) Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Exemplary Methodological Sheets for Subcategories of Impact. UNEP/SETAC Task Force on the integration of social criteria into LCA. http://lcinitiative.unep.fr/default.asp?site=lcinit&page_id=A8992620-AAAD-4B81-9BAC-A72AEA281CB9. Letzter Abruf 24. Nov 2009

- BSI (2008) PAS2050:2008: Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services. BSI, Carbon Trust and Defra. London
- Bystricky M, Weber-Blaschke G (2009) Die Nutzenkorbmethode als Ansatz zum Vergleich der Strom-, Wärme- und Kraftstoffproduktion aus Energiepflanzen. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Ciroth A (2009) UNEP/SETAC database registry, Current status, expected outcomes, timeline. <http://fr1.estis.net/includes/file.asp?site=lcinit&file=6ADC6FC6-AD17-4F09-BBE3-23CA02258F09>. Letzter Abruf am 13. Nov 2009
- Dresen B (2009) Carbon Footprint von Produkten (CFP) – Bilanzierung in kleinen und mittleren Unternehmen. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Dunkelberg E (2009) Umweltbewertung von Biokraftstoffsystemen. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Ecoinvent 2009 (2009) EcoSpold v2 Data Format. <http://www.ecoinvent.org/database/ecospold-data-format/ecospold-v2/>. Letzter Abruf am 17. Nov 2009
- Ekvall T, Finnveden G (2001) Allocation in ISO 14041 – a critical review. *J Clean Prod* 9:197–208
- Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) (2009) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Finkbeiner M (2009) Carbon footprinting – opportunities and threats. *Int J LCA* 14:91–94
- Frischknecht R (2006) Modelling of product systems in life cycle inventory analysis: Synopsis of Attributional and Consequential LCI Models – Properties and Differences. Projektbericht der ESU services, Uster (CH) für das Deutsche Netzwerk Lebenszyklusdaten, Karlsruhe
- Guinée JB et al. (2002) *Life cycle assessment – an operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Heijungs R, Guinée JB (2007) Allocation and „what-if“ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Manag* 27:997–1005
- Ilg R (2009) *Ökobilanzierung und Materialflussanalysen – eine Methodenkombination zur Beschreibung lebenszyklusbezogener Vorteile von Materialien*. Vortrag bei der Ökobilanz-Werkstatt 2009. <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/shared/Veranstaltungen/2009LcaWertsatt/Praesentationen/Session6-Ilg.pdf>. Letzter Abruf am 17. Nov 2009
- ISO – International Organization for Standardization (1999) ISO 14024:1999. Environmental labels and declarations – Type I environmental labelling – Principles and procedures. DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Berlin
- ISO – International Organization for Standardization (2006a) ISO 14044:2006. Norm: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Berlin
- ISO – International Organization for Standardization (2006b) ISO 14025:2006. Environmental labels and declarations – Type III environmental declarations – Principles and procedures. DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Berlin
- Jurić K (2009) pb2es – Konvertierung von Sachbilanzdaten einer öffentlichen Online-Datenbank in ein übliches Datenaustauschformat. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Klöpffer W (2003) Life-Cycle Based Methods for Sustainable Product Development. *Int J LCA* 8:157–159
- Klöpffer W (2008) Life Cycle Sustainability Assessment of Products. *Int J LCA* 13(2):89–94
- Klöpffer W, Renner I (2007) Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten. *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis (TATuP)* 16(3):32–38
- Kölsch D (2009) Sozioökonomische Bewertung von Chemikalien unter REACH. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Krewitt W, Trukenmüller A, Bachmann TM, Heck T (2001) Country-specific damage factors for air pollutants – A step towards site dependent Life Cycle Impact assessment. *Int J LCA* 6:199–210
- Kusche O (2009) International Reference Life Cycle Data Format – Stand und Perspektiven für eine verteilte Datenhaltung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Lehmann A (2009) Qualitative und quantitative Indikatoren zur Nachhaltigkeitsbewertung (eines integrierten Wasserressourcenmanagementsystems in einer indonesischen Karstregion). In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Mielecke T (2009) Der Baustoff Holz als CO₂-Senke. Ist das möglich? In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Mötzl H (2009) Entsorgung von Gebäuden und Gebäudekomponenten – Methodische Fragestellungen. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B (2008) A survey of unresolved problems in life cycle assessment – Part 1: goal and scope and inventory analysis. *Int J LCA* 13:290–300
- Schmidt M (2009a) Die Allokation in der Ökobilanzierung vor dem Hintergrund der Nutzenmaximierung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Schmidt M (2009b) Klimawirkung von Produkten – löst der „Carbon Footprint“ unsere Probleme? In: *Umweltinformatik, Informatik für Umweltschutz, Nachhaltige Entwicklung und Risikomanagement*. Rundbrief des Fachausschusses Umweltinformatik 44, Karlsruhe Lüneburg
- Searchinger R (2008) Use of U.S. Croplands for biofuels increased greenhouse gases through land-use change. *Sci Express* 319:1238–1240
- Seibert K (2009) Lebenszyklusmanagement für KMU der kunststoffverarbeitenden Industrie am Beispiel Holz/Kunststoff-Verbundwerkstoffe. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Schöner G (2009) Bewertung des Wasserverbrauchs in der Ökoeffizienz-Analyse. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) *Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit*. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Stenull M (2009) Treibhausgaspotenzial des Energiepflanzenanbaus für Biogasanlagen. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L

- (Hrsg) Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Stichnothe H (2009a) Beitrag Carbon Footprint – Der britische Standard PAS 2050 im Spiegel der Ökobilanz-Methodik und weitere Normierungsbestrebungen. Vortrag bei der Ökobilanz-Werkstatt 2009. <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/shared/Veranstaltungen/2009LcaWerksatt/Praesentationen/Vortrag%20HStichnothe%20webpage.pdf>. Letzter Abruf am 17. Nov 2009
- Stichnothe H (2009b) Beitrag Carbon Footprint – Der britische Standard PAS 2050 im Spiegel der Ökobilanz-Methodik und weitere Normierungsbestrebungen. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Stratmann B (2009) Analyse der Umweltauswirkungen der Kaffeezubereitung mittels verschiedener Zubereitungssysteme. Vortrag bei der Ökobilanz-Werkstatt 2009. <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/shared/Veranstaltungen/2009LcaWerksatt/Praesentationen/Session6-Stratmann.pdf>. Letzter Abruf am 17. Nov 2009
- Urban B (2009a) Biologische Vielfalt in Ökobilanzen: vom Konzept zur Umsetzung. Vortrag bei der Ökobilanz-Werkstatt 2009. <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/shared/Veranstaltungen/2009LcaWerksatt/Praesentationen/Session4-Urban.pdf>. Letzter Abruf am 17. Nov 2009
- Urban B (2009b) Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – vom Konzept zur Umsetzung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Walk W (2009) Softwareunterstützung zur Erteilung von Verwertungsgutschriften in „attributiven“ Ökobilanzen. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe
- Wolf M, Pennington D, Chomkhamrui K, Pant R, Pretato U, Bersani R (2008) ILCD format – scope, development, compatibility. Ispra, November 2008. http://lca.jrc.ec.europa.eu/eplca/Deliverables/news_files/ILCD_Format_JRC_ILCDWorkshops17-18_and_19Nov2008.pdf. Letzter Abruf am 17. Nov 2009
- Wursthorn S (2009) Nutzung von EPER Daten für die produktbezogene Umweltbewertung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (Hrsg) Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe