

Handlungsempfehlungen für Ökobilanzen biobasierter Produkte

Dipl.-Geoökol. Tabea Beck
Dr.-Ing. Stefan Albrecht
Dr.-Ing. Jan Paul Lindner
Dipl.-Geoökol. Ulrike Bos
M.A. B.Sc. Eva Knüpfner

Gefördert vom Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst des Landes
Baden-Württemberg



Baden-Württemberg

MINISTERIUM FÜR WISSENSCHAFT, FORSCHUNG UND KUNST

Autoren

Dipl.-Geoökol. Tabea Beck
Dr.-Ing. Stefan Albrecht
Dr.-Ing. Jan Paul Lindner
Dipl.-Geoökol. Ulrike Bos
M.A. B.Sc. Eva Knüppfer

Universität Stuttgart
Institut für Akustik und Bauphysik IABP
Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung GaBi



unter Mitarbeit von:
Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP
Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung GaBi



Die Forschungsarbeit der Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung GaBi, IABP Universität Stuttgart wurde durch das Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst Baden-Württemberg [AZ 33-7533-10-5/113/4] unterstützt.

The work was supported by a grant from the Ministry of Science, Research and the Arts of Baden-Württemberg [AZ 33-7533-10-5/113/4] to the Department Life Cycle Engineering, IABP University of Stuttgart.

Stand: 05.09.2017

URN: *urn:nbn:de:0011-n-4803042*



Inhalt

1	Hintergrund und Einführung	6
2	LCA-Ansätze	8
2.1	Attributional vs. consequential LCA	8
3	Systemgrenzen	13
3.1	Düngemiteinsatz:	13
3.2	Anbaumethoden und Maschineneinsatz:	14
4	Funktionelle Einheit	16
5	Allokation / Behandlung von Co-Produkten	18
5.1	Kaskadennutzung	21
6	Kohlenstoffbilanz	24
6.1	Inventarisierung von biogenem CO ₂	24
6.2	Speicherung von CO ₂	26
6.3	Kohlenstoffemissionen durch Land Use Change	27
7	Stickstoffbilanz	30
8	Wasserbilanz	33
9	Land Use	40
9.1	Bodendegradation	40
9.2	Biodiversität	47
10	Weitere relevante Wirkungskategorien	54
11	Zusammenfassung und Ausblick	57

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Konzeptionelle Unterschiede von attributional und consequential LCA [Weidema 2003]	9
Abbildung 2: Stickstoffkreislauf; verändert nach [Schubert 2006]	31
Abbildung 3: Green und blue water consumption; Sachbilanz im Bezug zur Wasserbilanz eines Einzugsgebiets; angepasst aus [Hoekstra 2011]	35
Abbildung 4: Berechnung von ΔQ Transformation und Transformation Impacts [Bos 2016]	41
Abbildung 5: Berechnung von ΔQ Occupation und Occupation Impacts [Bos 2016]	41

Glossar

AWARE	Available Water Remaining
DLUC	Direct Land Use Change
GWP	Global Warming Potential
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
JRC	Joint Research Center
LCA	Life Cycle Assessment
ReCiPe	Methode für LCA-Wirkungsabschätzung
SOM	Soil Organic Matter
SOC	Soil Organic Carbon
RUSLE	Reversed Universal Soil Loss Equation
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
UNEP	United Nations Environmental Programme
USLE	Universal Soil Loss Equation
VOC	Volatile Organic Compounds
WULCA	Working Group on Water Use and Deprivation in LCA

1 Hintergrund und Einführung

Durch die Entwicklung, Herstellung und Nutzung von biobasierten Produkten werden fossile Ressourcen ersetzt und innovative neue Lösungen ermöglicht. Ein zentrales Ziel ist dabei, neben der Minimierung des Einsatzes fossiler Ressourcen auch den Ausstoß an umweltschädlichen Emissionen über den Produktlebenszyklus zu reduzieren und gering zu halten. Um die veränderten Umweltwirkungen dieser biobasierten Produkte zu analysieren, werden häufig Ökobilanzen (LCA) durchgeführt. Die Methode der Ökobilanz ist sowohl national als auch international standardisiert nach den Normen ISO 14040 und 14044, und sie wird weltweit in Industrie und Forschung angewandt, um potentielle Umweltwirkungen, die mit der Herstellung, der Nutzung und dem Lebensende eines Produktsystems verbunden sind, zu berechnen. Die Norm gibt dabei methodische Grundlagen vor; sie gibt jedoch kaum konkrete Handlungsempfehlungen hinsichtlich von z.B. Systemgrenzen, der Behandlung von biogenem Kohlenstoff oder anderer Aspekte, die charakteristisch sind für Ökobilanzen biobasierter Produkte. Es gibt verschiedene, sich zum Teil widersprechende Praktiken. Zwar sind diese Praktiken im Rahmen der Beschreibung des Ziels und des Untersuchungsrahmens klar zu dokumentieren; dennoch kann dies zu uneinheitlichen Ergebnissen führen, deren Grund oft in unterschiedlichen Randbedingungen steckt, was die Vergleichbarkeit verschiedener Studien einschränkt oder sie unmöglich macht.

Hauptziel des Teilprojektes 113 „Harmonisierung von Ökobilanzen biobasierter Produkte“ und des vorliegenden Projektberichts ist es, die Besonderheiten biobasierter Produkte anhand von Expertenwissen und Literaturanalysen zu identifizieren und aufzuzeigen, die verschiedenen Ansätze und Praktiken in den hauptsächlich betroffenen Themenbereichen vorzustellen, und, gestützt auf wissenschaftliche Veröffentlichungen, verschiedenen Regelwerken und Expertenwissen, Vorschläge zur Vereinheitlichung mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW zu machen. Diese richten sich sowohl an Nutzer innerhalb des

Forschungsprogramms Bioökonomie BW als auch an externe Ökobilanz-Anwender.

Die folgenden für die Modellierung biobasierter Aspekte relevanten Themen sind in Anlehnung an die Vorgehensweise der ISO Normen 14040 und 14044 gegliedert in

- Ziel und Untersuchungsrahmen (Grundlegende Ökobilanzansätze: Attributional vs. Consequential LCA; Systemgrenzen; Funktionelle Einheit; Allokation),
- Sachbilanz (Stickstoffbilanz; Wasserbilanz),
- Wirkungskategorien (Land Use; Biodiversität; Bodendegradation; weitere Wirkungskategorien).

2 LCA-Ansätze

2.1 Attributional vs. consequential LCA

Definition:

Zwei LCA Ansätze werden im Rahmen eines Leitfadens der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative unterschieden [UNEP-SETAC 2011].

„Attributional LCA“ ist eine Methode, mit der zu einem definierten Zeitpunkt die Material- und Energieflüsse und die Umweltwirkungen, die direkt mit dem Lebenszyklus eines Produktes zusammenhängen, quantifiziert werden. Charakteristisch dafür sind eher enge Systemgrenzen und die Nutzung von Durchschnittsdaten [UNEP-SETAC 2011]. Grundsätzlich ist die Methode auch für Analysen in weiteren Systemgrenzen geeignet. In der Praxis unterliegen die meisten Studien – insbesondere kommerziell erstellte – Beschränkungen des vertretbaren Aufwands.

„Consequential LCA“ hingegen analysiert Umweltwirkungen basierend auf den marktorientierten Konsequenzen, die sich aus dem Lebenszyklus eines Produktes ergeben. Charakteristisch sind Systemgrenzen, die über das direkte Produktsystem hinausgehen und die Nutzung von marginalen Daten [Creutzig 2012], [Ekvall und Weidema 2004]. Studien, die den „consequential“-Ansatz verfolgen, sind i.d.R. deutlich aufwendiger als „attributional“-Studien, da sie in Verbindung mit makroökonomischen Modellen erstellt werden. Ferner enthalten sie Annahmen über Prozesse und Marktmechanismen, die u.U. weit entfernt von dem eigentlich untersuchten Produkt auftreten.

Entscheidend ist, dass die beiden Ansätze nicht in Konkurrenz treten, sondern unterschiedliche Fragen hinsichtlich der Umweltwirkungen von Produktsystemen adressieren [Consequential-LCA 2015]:

- „An attributional product system can be used to answer the question: “Under the specified normative allocation rule, what are (the environmental impacts related to) the *allocated shares* of the activities that *have contributed* to the production, consumption, and

disposal of the product?" Thus, the purpose of attributional modelling is to *trace a specific aspect* of the product (as determined by the allocation rule) back to its contributing unit processes. In such a system it is relevant to use data on specific or market average suppliers, and to partition them according to the chosen allocation rule."

- „A consequential product system can be used to answer the question: "What are (the environmental impacts related to) the *full share* of those activities that *are expected to change* when producing, consuming, and disposing of the product?" Thus, the purpose of consequential modelling is *decision support*. This implies that in such a system, the consequences are traced forward in time, which means that it is relevant to use data on marginal suppliers and substitution of displaced activities."

Diese Unterschiede werden auch von [Weidema 2003] beschrieben und in folgender Darstellung verbildlicht:

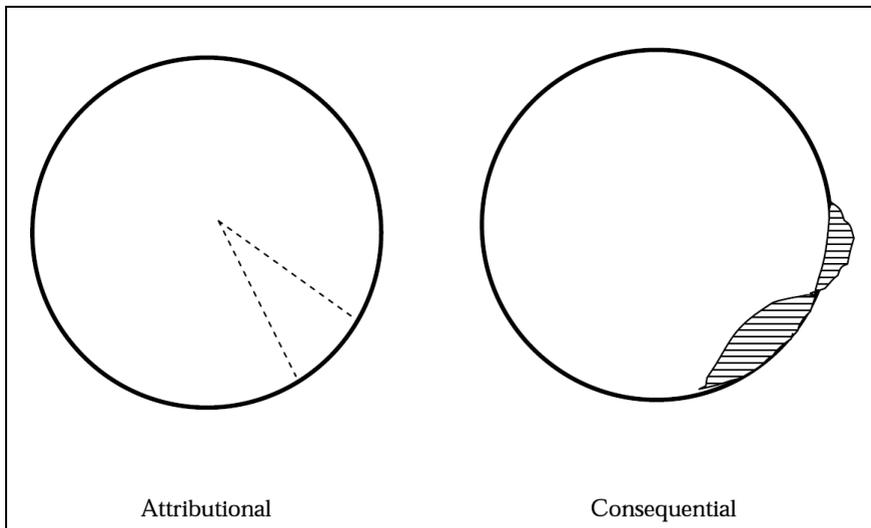


Abbildung 1: Konzeptionelle Unterschiede von attributional und consequential LCA [Weidema 2003]

Die klare Unterscheidbarkeit der beiden Ansätze „attributional“ und „consequential“ LCA wird von einigen Autoren infrage gestellt. [Suh und Yang 2014]. Hybrid-Ansätze, die den strikten Bezug auf Prozessketten mit makroökonomischen Modellen verbinden, werden in der forschenden LCA-Community kritisch diskutiert. [Hertwich et al. 2015], [Yang 2017], [Gibon und Schaubroeck 2017]

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Die Produktion und Nutzung biobasierter Produkte basiert oft auf neu entwickelten oder angepassten technologischen Prozessen, deren Umweltauswirkungen häufig im Rahmen der Entwicklung mit den Lebenszyklen konventioneller Produkte verglichen werden.

Zudem wirft die Entwicklung und Nutzung biobasierter Produkte oft die Frage nach existierenden Ressourcen-Potentialen und Marktrisiken auf bzw. die Frage, inwieweit sich der Markt durch das entstandene biobasierte Produkt ändert.

Eine weiterer Aspekt bei der Bilanzierung biobasierter Produkte ist das Thema *Indirect Land Use Change*: Nutzungsänderungen auf einer Fläche bewirken problematischere Nutzungsänderungen an anderer Stelle (z.B. eine Fläche, die zuvor für den Anbau von Viehfutter genutzt wird erfährt eine Umnutzung und wird fortan für den Anbau von biobasierten Treibstoffen genutzt, woraufhin für die weitere Produktion von Viehfutter primäre Regenwälder gerodet werden; vgl. Kapitel 6.3).

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Attributional LCAs beinhalten üblicherweise eine technologiezentrierte Sichtweise und erheben für die Sachbilanz möglichst genau die Ressourcenverbräuche und Emissionen einzelner Prozesse einer Produkt-Wertschöpfungskette. Entsprechende Datenbank-Datensätze basieren folglich idealerweise auf einem Durchschnitt realer Primärdaten aus der Industrie oder auf technologiebezogenen Literaturangaben¹. Der

¹ Auch bei prozessorientierten Ökobilanzen werden Marktmixe für Hintergrundprozesse mithilfe von Marktstudien modelliert.

attributionale Ansatz beinhaltet per Definition engere Systemgrenzen und die Anzahl von zu treffenden Annahmen und die damit verbundenen Unsicherheiten sind meistens überschaubar; relevante Umweltauswirkungen außerhalb der technologischen Systemgrenzen werden nicht betrachtet.

Eine konsequentielle Herangehensweise stützt sich oft zusätzlich zur LCA-Modellierung auf ökonomische Modelle oder Prognosen, deren Systemgrenzen, Grundannahmen und Unsicherheiten im Rahmen der LCA ausführlich dargestellt werden müssen [Creutzig 2012]. Aufgrund der Verschiedenheit der zugrundeliegenden Modelle oder Prognosen sind Ergebnisse verschiedener konsequentieller Ökobilanzen meist sehr fallspezifisch und kaum zu vergleichen.

Bei der Analyse von Risiken und Potentialen der Bioökonomie kommen zudem oft ökonomische Gleichgewichts- oder Optimierungsmodelle zum Einsatz. Obwohl diese keine Ökobilanzen im Sinn der Normen [ISO 14040] und [ISO 14044] darstellen, können sie Elemente beider LCA-Ansätze beinhalten: durch attributional LCAs gewonnene Emissionsfaktoren werden genutzt um Umweltauswirkungen berechneter Szenarien auszuweisen. Die Fragestellung, die durch solche Modelle beantwortet wird, bezieht sich eher auf Marktänderungen durch neue Produkte und ähnelt daher dem konsequentiellen Ansatz.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Der Ansatz der attributional LCA dient vor allem der lebenszyklusbasierten Analyse und Beurteilung von Technologien, Prozessen und Produkten und sollte im Rahmen solcher Fragestellungen angewendet werden. Eine klassische wichtige Anwendung ist der Vergleich neuer, biobasierter mit konventionellen Produkten oder Prozessen. Der Einfluss und die Wechselwirkungen von Technologieupscaling, Zukunftsfragen wie z.B. Änderungen im Strommix sowie die Ableitung von ökologischen Potenzialen können durch Sensitivitätsanalysen und/oder Szenarien analysiert und abgebildet werden.

Der konsequentielle Ansatz sollte gewählt werden für Fragestellungen, die aus einer volkswirtschaftlichen Perspektive heraus entstehen [Creutzig 2012]. Diese beinhalten beispielsweise Effekte, die aus Rohstoff- und Ressourcenkonkurrenz, Verdrängungseffekte und großflächigen Technologiesubstitution resultieren. Die durch konsequentielle Ökobilanzen berechneten potentiellen Marktverschiebungen und größerskaligen Umweltwirkungen eignen sich eher zur Entwicklung von politischen Handlungsempfehlungen ([Pawelzik 2013], [Creutzig 2012], [Ekvall 2016]).

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass keiner der beiden Ansätze ein Monopol auf die Beantwortung von Fragen mit Zukunftsbezug hat. Die Unterschiede liegen vielmehr im Umgang mit Co-Produkten und der Definition von Systemgrenzen.

3 Systemgrenzen

Definition:

Die Systemgrenzen sind laut [ISO 14040] ein „Satz von Kriterien zur Festlegung, welche Prozessmodule Teil eines Produktsystems sind“. Dabei muss unterschieden werden zwischen so genannten „cradle-to-grave“-Ökobilanzen, bei denen ein Produkt inklusive seiner Herstellung, Nutzung und des Lebensendes untersucht wird, und so genannten „cradle-to-gate“-Ökobilanzen, die nur über einen Teil des Lebenszyklus erhoben werden, üblicherweise vom Rohstoffabbau bis zum Fabrikator eines Produktes.

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Der Anbau von agrarischen Rohstoffen ist ein wichtiger Bestandteil von Ökobilanzen biobasierter Produkte, der oft relevante Ressourcenverbräuche und Emissionen beinhaltet. Häufig werden jedoch einzelne Komponenten des Anbaus nicht oder nur sehr marginal mit in Ökobilanzen biobasierter Produkte mit einbezogen. Eine ausführliche Darstellung systemrelevanter Bestandteile von Lebenszyklusanalysen verschiedenster biobasierter Produkte findet sich in [EN 16760], oder auch in [Torres de Matos 2015]. Insbesondere auf den Einsatz von Düngemitteln und von Maschinen wird im Folgenden genauer eingegangen. Der Aspekt der Behandlung von biogenem CO₂, der ebenfalls als eine Frage der Systemgrenzen betrachtet werden kann, wird gesondert im Kapitel 6 behandelt.

3.1 Düngemittleinsatz:

Besonderheit bei biobasierten Produkten und Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Viele biobasierte Produkte werden unter Einsatz von Düngemitteln produziert.

Dabei verursacht bereits die industrielle Produktion von Düngemitteln Emissionen, die das Umweltprofil biobasierter Produkte maßgeblich

beeinflussen können. Zudem ist die industrielle Herstellung von Düngemitteln energieintensiv.

Je nach Art (Hof- oder Kunstdünger) und Ausbringungsmethode des Düngers, Standorts und Klimas entstehen während des Anbaus biobasierter Produkte verschiedene und unterschiedlich hohe Emissionen wie z.B. Methan, Lachgas, Ammoniak oder Ammonium, die ebenfalls LCA-Ergebnisse biobasierter Produkte stark beeinflussen können.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW

Im Rahmen von Ökobilanzen biobasierter Produkte sollte der Einsatz von Düngemitteln unter Berücksichtigung der oben genannten Einflussfaktoren abgebildet werden; dabei sollten die entsprechenden Düngemittel nach den Vorgaben der Product Category Rules Arable Crops [enviromed 2016] modelliert werden. Nutzbare Datensätze stellt zudem der europäische Düngemittelverband [Fertilizers Europe] zur Verfügung.

Des Weiteren sollten durch die Ausbringung von Düngemitteln auf dem Feld entstehende Emissionen mithilfe passender Emissionsfaktoren berücksichtigt werden. Entsprechende Emissionsfaktoren für Deutschland finden sich z.B. in [Haenel 2016]; global anwendbare in [IPCC 2006a].

3.2 Anbaumethoden und Maschineneinsatz:

Besonderheit bei biobasierten Produkten und Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Nahezu alle biobasierten Produkte werden unter dem Einsatz von Maschinen angebaut und geerntet. Die Produktion der Maschinen selbst wird dabei in der Regel aufgrund ihrer – auf den Lebenszyklus eines Produkts gerechnet – geringen Relevanz nicht mitbetrachtet.

Beim Anbau wird jedoch Energie in Form von Diesel und ggf. Schmierstoffe verbraucht; zudem entstehen resultierende Emissionen mit relevanten Auswirkungen z.B. auf das Treibhauspotential, das Versauerungspotential, das Eutrophierungspotential und das Ozonbildungspotential.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW

Diese Maschineneinsätze sollten nicht unterschätzt werden, da sie – je nach Wirkungskategorie und Produkt – durchaus relevante Auswirkungen haben. Dabei sollte jeweils ein passender Maschinenpark ausgewählt werden, relevante Auswahlkriterien sind hier die üblichen Schlaggrößen, das Alter und der technische Stand der Maschinen. Eine konsistente Modellierung der Verbräuche und Emissionsfaktoren für die entsprechenden Maschinen sollte dann auf Grundlage von [KTBL 2012] und [KTBL 2014] erfolgen.

4 Funktionelle Einheit

Definition: Die Funktionelle Einheit ist laut [ISO14040] der “Quantifizierte Nutzen eines Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit“, und ist damit die Bezugsgröße eines Ökobilanz-Modells.

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Bei biobasierten Produkten existiert eine hohe Variabilität von Eigenschaften wie z.B. Wasser-, Energie und Stoffgehalte, die sich gegenseitig beeinflussen. Zudem können biogene Produkte häufig auf verschiedene Weisen, z.B. energetisch und stofflich, genutzt werden. Sind die relevanten Eigenschaften also nicht genau im Rahmen der Funktionellen Einheit dokumentiert, sorgen sie insbesondere bei cradle-to-gate-Modellierungen häufig für Unklarheiten und unsaubere Modellierungen.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW

Ökobilanzen der Herstellung von Produkten, sowohl bei biobasierten als auch bei fossilen Produkten, beziehen sich üblicherweise auf die Referenzeinheit Masse (z.B. 1kg Produkt) bei stofflicher Nutzung, und auf die Referenzeinheit Energiegehalt (z.B. 1MJ Heizwert) bei energetischer Nutzung.

Für alle Ökobilanzen biobasierter Produkte sollten im Rahmen der funktionellen Einheit bzw. der Dokumentation des Datensatzes folgende Angaben zu den Eigenschaften des bilanzierten Produktes gemacht werden (vgl. [DIN EN 16760]):

- Energiegehalt / Heizwert: Annahmen und Umrechnungsfaktoren für den Heizwert sollten angegeben werden. Diese Größe wird relevant, wenn ein Produkt am Lebensende einer thermischen Verwertung zugeführt werden soll.
- Wassergehalt oder Feuchte; diese Angaben sind z.B. relevant für die Modellierung technischer Trocknungsprozesse oder des Lebensendes. Die Materialfeuchte gibt die Menge des freien Wassers im Feststoff an, und wird berechnet als *die im Produkt*

enthaltene Wassermasse / Trockenmasse des Produktes während der Wassergehalt durch die Formel *im Produkt enthaltene Wassermasse / Gesamtmasse des feuchten Produktes*

berechnet wird. Beide können leicht ineinander umgerechnet werden; wichtig ist jedoch eine Konsistenz zwischen Bezeichnung und Berechnung innerhalb von Prozessen.

Weitere wichtige Informationen, die wenn möglich dokumentiert werden sollten, sind:

- Stoffgehalte des Produktes (z.B. Schwefel, Stickstoff) sind wichtig für die Aufnahme derselben aus dem Feld und relevant bei der Modellierung des Lebensendes eines biobasierten Produkts, da sie dort in die entstehende Emissionen eingehen und die Bilanz idealerweise schließen.
- Nutzungsdauer: Wie lange ein Produkt genutzt wird hat einen Einfluss auf seine Kapazität für CO₂-Speicherung.
- Technische und/oder physikalische Eigenschaften, die aufgrund des Anbaustandorts, des Anbaujahrs, etc. beispielweise variierenden Wetter- und Bodenbedingungen unterliegen, die zu Schwankungen dieser Eigenschaften führen können.

5 Allokation / Behandlung von Co-Produkten

Definition: Ein Co-Produkt ist „eines von zwei oder mehreren Produkten aus demselben Prozessmodul oder Produktsystem“ (Koppelprodukt, [ISO 14040]).

Eine Allokation ist die „Zuordnung der Input- und Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen“ [ISO 14040/44].

In vielen Produktionsprozessen entstehen neben dem Hauptprodukt auch Co-Produkte (sog. Multi-Output Prozesse). Eine Ökobilanz beschäftigt sich aber immer mit der Bilanzierung und Analyse eines Produktes; es geht also um das „Freischneiden des bilanzierten Hauptweges“. Allokationsverfahren beschäftigen sich mit der Frage, welches der entstehenden Produkte mit welchem Anteil der Umweltwirkungen „belastet“ werden soll; dieser Anteil wird im Folgenden dem untersuchten System angelastet, während der Anteil der Co-Produkte, die definitionsgemäß im untersuchten System keine Rolle spielen sollen, nicht dem untersuchten Produktsystem angelastet wird (die Co-Produkte bzw. deren Umweltwirkungen werden „wegallokiert“).

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Werden Allokationen bei verbundener Co-Produktion, zum Beispiel bei agrarischen Anbauprozessen, ungünstig gewählt, kann gegebenenfalls die Bilanz inhärenter Stoffgrößen oder die Energiebilanz im Lebenszyklus nicht mehr vollständig geschlossen werden. Ein fiktives, vereinfachtes Beispiel: Beim Anbau von Zuckerrohr werden der enthaltene Zucker (stofflich) innerhalb der Systemgrenzen weiterverarbeitet, wie auch die biogenen Reststoffe (energetisch) genutzt, ggf. in einem anderen Produktsystem außerhalb der Systemgrenzen. Eine eindeutige Zuordnung der Inputs und Outputs im agrarischen Prozess ist nicht möglich. Erfolgt nun beispielweise pauschal die Allokation für diesen Prozess nach ökonomischen Größen, werden sowohl die Kohlenstoffbindung als auch die entstehenden Emissionen, beispielsweise aus der Nutzung von elektrischer Energie,

entsprechend diesem Allokationsschlüssel zugeteilt. In Folge dessen werden den entstehenden Produkten und Co-Produkten nicht mehr deren reale physikalische Stoffgehalte zugewiesen sondern die durch den Allokationsschlüssel berechneten. Dies kann dazu führen, dass die auf ökonomischer Allokation basierende Einbindung am Beginn des Lebenszyklus nicht mehr den realen Stoffemissionen am Lebensende entspricht und die Bilanz nicht geschlossen wird. Dieses Risiko besteht vor allem bei der Nutzung von aggregierten Datensätzen aus freien und kommerziellen Datenbanken, in denen Allokationsverfahren nicht transparent sind oder die nicht konsequent im gesamten Produktsystem angewandt werden. Gegebenenfalls resultieren hieraus Fehlinterpretationen einer Ökobilanz. Um dies zu vermeiden, empfiehlt sich eine durchgehende und konsequent Anwendung und Dokumentation der verwendeten Allokationsschlüssel.

Auch vor dem Hintergrund des (sinnvollen) Bestrebens der verstärkten Nutzung von bio-basierten Nebenprodukten und Abfällen (Co-Produkte) stellt sich die Frage eines plausiblen Allokationsschlüssels.

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Die Normen ISO 14040 und 14044 geben verschiedene Vorgehensweisen und eine bevorzugte Hierarchie dieser Allokationsmöglichkeiten vor.

- a. Aufteilung des Systems / Prozesses in Teilsysteme / -prozesse mit jeweils nur einem Produkt
- b. Systemraumerweiterung
- c. Allokation über physikalische Beziehungen
- d. Allokation über nicht-physikalische Beziehungen

Die Aufteilung des Prozesses in Teilprozesse, mit dem eine Allokation vermieden werden kann, stellt hierbei den zu bevorzugenden Weg dar, da

hier die Produkte und die entsprechenden Emissionen den Einzelprozessen genau zugeordnet werden können. Jedoch finden sich in der Realität häufig Prozesse mit zwei oder mehreren Produkten, bei denen eine Aufteilung in Einzelprozesse nicht möglich ist.

Die Systemraumerweiterung ist nur anwendbar, wenn Datensätze zur Verfügung stehen, welche die Bereitstellung aller nicht im betrachteten Produktsystem verwendeten Co-Produkte repräsentieren. Diese Voraussetzung ist nur manchmal erfüllt. In diesem Fall empfehlen die Normen zunächst eine Allokation über physikalische Beziehungen (z.B. nach Energiegehalt oder Masse); wenn dies auch nicht möglich ist eine Allokation über nicht-physikalische Beziehungen wie den Marktwert.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Im Fall des Auftretens von Prozessen mit einer verbundenen Co-Produktion, in der die Prozesse nicht unabhängig voneinander sind und nicht voneinander getrennt werden können, muss die Allokation den Hauptzweck der Prozesse berücksichtigen und die entstehenden Umweltwirkungen allen relevanten Produkten und Funktionen angemessen zuordnen [ISO 14044; EN 15804]. Die Allokation bei einer verbundenen Co-Produktion sollte in Anlehnung an die Empfehlungen der [EN 15804] wie folgt durchgeführt werden:

- Die Allokation sollte auf physikalischen Eigenschaften beruhen (Masse, Volumen, Energiegehalt), wenn eine plausible Zuteilung möglich ist;
- In allen anderen Fällen kann die Allokation auf den ökonomischen Werten beruhen;
- Stoffströme, die spezifische inhärente Eigenschaften mit sich bringen, z.B. Energieinhalt, elementare Zusammensetzung (z.B. biogener Kohlenstoffgehalt) sollten immer entsprechend der

physikalischen Ströme zugeordnet werden, unabhängig vom Allokationsprinzip das für die Prozesse gewählt wurde.

5.1 Kaskadennutzung

Für die Themenbereiche Kaskadennutzung und Kohlenstoffbilanz konnten Synergien mit dem FNR-Projekt ÖkoStoff [ÖkoStoff] genutzt werden, dessen Ziel die „Erstellung von Handlungsempfehlungen für die Durchführung und politische Inwertsetzung von Ökobilanzen für die stoffliche Nutzung von Biomasse am Beispiel von biobasierten Kunststoffen und der Holzkaskade“ war, und das seine Handlungsempfehlungen mithilfe eines großen Expertennetzwerks erarbeitet hat.

Definition:

„Unter Kaskadennutzung versteht man eine Strategie, Rohstoffe oder daraus hergestellte Produkte in zeitlich aufeinander folgenden Schritten so lange, so häufig und so effizient wie möglich stofflich zu nutzen und erst am Ende des Produktlebenszyklus energetisch zu verwerten (...)“ [Umweltbundesamt 2012].

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Durch die Kaskadennutzung biobasierter Produkte wird die Ressourceneffizienz der Biomasse erhöht und die damit verbundene Landnutzung verringert. Zudem wird die Produktion fossilbasierter Materialien ersetzt.

Bei der Bilanzierung von Kaskadennutzung biobasierter Produkte stellt sich die Frage der „gerechten“ Verteilung der Umweltlasten und der durch die Einbindung von biogenem CO₂ verursachten Gutschriften zwischen den einzelnen Kaskadenstufen.

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Zur Verteilung von Umweltlasten bei Kaskadennutzung können größtenteils entsprechende existierende Rechenregeln für das Thema Recycling genutzt werden. Dabei gibt es die folgenden Ansätze:

- Cut-off: Trennung aufeinanderfolgender Produktsysteme ohne rechnerische Korrektur; Abfälle verlassen das vorangegangene Produktsystem lastenfrei und gehen lastenfrei ins nächste System ein. Die erste Stufe erhält die Gutschrift aus der Einbindung des Kohlenstoffs, die mittleren Stufen werden als kohlenstoffneutral angesehen, die letzte Stufe trägt die Emissionen des biogenen Kohlenstoffs („Polluter-pays“-Prinzip).
- Allokation: Lasten (und Gutschriften) werden anhand verschiedener Schlüssel (z.B. Marktwert, physikalische Eigenschaften) zwischen den verschiedenen Stufen verteilt. Ein spezieller Allokationsschlüssel ist der 50/50-Ansatz, bei dem jeder Teilnehmer der Kaskade denselben Anteil an Lasten und Gutschriften trägt (vereinfacht gesagt trägt bei zwei Teilnehmern jeder 50%). Dieser Ansatz wird derzeit im Rahmen der Entwicklung des Product Environmental Footprints PEF von der Europäischen Kommission evaluiert [Wolf 2014], [EU 2013].
- Systemraumerweiterung: Es werden die Lasten der Primärproduktion des übergebenen Materials als Gutschrift mit den Lasten des vorangehenden Produktsystems verrechnet. Hierbei können je nach System das zur Gutschrift betrachtet wird niedrige als auch sehr hohe Lasten entstehen. Beispiel: Gutschrift für thermische Energie mittels Öl-, Gas- oder Solarthermieheizung².
- Geschlossene Bilanzen: Biogenes CO₂ wird durch jede modellierte Kaskadenstufe bzw. jeden Prozess sozusagen „durchgeschleust“ und verursacht so eine diesbezüglich geschlossene Bilanz: als Einbindung zählen / eine Gutschrift erhalten sowohl die primäre Einbindung während des Pflanzenwachstums als auch das bereits gebundene CO₂, das mit einem biogenen Produkt in ein Produktsystem kommt. Als Emission werden sowohl die „reale“ Emission am Ende der Kaskade betrachtet als auch das CO₂ das in einem Produkt gebunden ein bilanziertes System verlässt. Als Folge

² Eine ausführliche Hintergrund-Aufarbeitung des Themas findet sich in [Ökostoff]

dieser Methode werden Produktsysteme auf Basis erneuerbarer Rohstoffe im Prinzip „CO₂-neutral“, im Gegensatz zu fossilen Rohstoffen, deren Emissionen nicht durch entsprechende Gutschriften für die Einbindung ausgeglichen werden.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Diese Frage wird aktuell an vielen Stellen intensiv bearbeitet und diskutiert. Auch unter den Experten des Projekts ÖkoStoff fand eine kritische Diskussion vor allem des Cut-off und des 50/50-Ansatzes statt. Dabei konnte noch keinen Konsens erzielt werden, auch wenn zu Ende des Projektes der neu hinzugekommene Ansatz der geschlossenen Bilanzen für positives Interesse sorgte. Die Autoren der vorliegenden Handlungsempfehlungen nehmen dies auf und empfehlen bis zum endgültigen Abschluss der Diskussionen diesen Ansatz, der Cut-off und geschlossene Kreisläufe kombiniert: die konsequente Modellierung geschlossener Kreisläufe für jedes Produktsystem bzw. für jeden Datensatz ermöglicht dabei erst rechnerisch den Cut-off bzw. das Herausschneiden oder getrennte Betrachten einzelner Datensätze, der wiederum eine wichtige Voraussetzung für das Erstellen und Nutzen von LCA-Datensätzen ist.

6 Kohlenstoffbilanz

Für die Themenbereiche Kaskadennutzung und Kohlenstoffbilanz konnten Synergien mit dem FNR-Projekt ÖkoStoff [ÖkoStoff] genutzt werden, dessen Ziel die „Erstellung von Handlungsempfehlungen für die Durchführung und politische Inwertsetzung von Ökobilanzen für die stoffliche Nutzung von Biomasse am Beispiel von biobasierten Kunststoffen und der Holzkaskade“ war, und das seine Handlungsempfehlungen mithilfe eines großen Expertennetzwerks erarbeitet hat.

6.1 Inventarisierung von biogenem CO₂

Definition / Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Im Rahmen der Photosynthese wandeln Pflanzen CO₂ aus der Atmosphäre in Sauerstoff und organischen Kohlenstoff um; letzterer wird in den aus den Pflanzen hergestellten Produkten gespeichert. Der auf diese Weise der Umwelt entzogene Kohlenstoff wird am Lebensende wieder freigesetzt.

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Prinzipiell gibt es zwei Ansätze bei der Kohlenstoffbilanzierung biogener Produkte:

Im Rahmen des ersten Ansatzes werden die oben beschriebene Aufnahme biogenen Kohlenstoffs bei der Produktion der Biomasse und die Freisetzung am Lebensende des Produktes prinzipiell als sich ausgleichend betrachtet; folglich wird die Einbindung und der Ausstoß des biogenen CO₂ nicht explizit in der Ökobilanzierung berücksichtigt. Dies hat zur Folge dass die Einbindung von CO₂ in Produkte, die ja als ein grundsätzlicher Vorteil biobasierter Produkte gesehen wird, nicht eingängig im Rahmen einer Ökobilanz dargestellt werden kann. Zusätzlich muss beim Modellieren des Lebensendes des Produktes der Anteil an im Produkt gebundenem CO₂ von auftretenden Emissionen abgezogen werden und es kommt ggfs. zu künstlichen Verbesserungen des Ergebnisses, wenn die tatsächlich am

Lebensende vom Produkt verursachten Emissionen (z.B. Methan) klimaschädlicher sind als CO₂.

Die andere Herangehensweise berücksichtigt die Einbindung des CO₂ aus der Atmosphäre im Rahmen einer Gutschrift in der Wachstumsphase von Pflanzen und betrachtet biogene Produkte als eine Art Speicher für diesen Kohlenstoff, der am Ende des Lebenszyklus jedoch wieder an die Umwelt abgegeben wird. Diese Herangehensweise erlaubt eine bildliche und rechnerische Darstellung der Einbindung von CO₂ in Produkte, und sorgt damit für ein besseres Verständnis von Produkten und deren Lebenszyklus. Sie erfordert aber eine lückenlose Dokumentation desselben bei Cradle-to-gate-Datensätzen, da die Emission des eingebundenen Kohlenstoffs am Lebensende des Produktes konsistent modelliert werden muss.

Weiterer Harmonisierungsbedarf existiert hinsichtlich der Frage, ob fossiles und biogenes CO₂ aufaddiert oder getrennt erfasst und modelliert werden sollten. Generell haben Kohlenstoffemissionen dieselbe treibhausrelevante Wirkung, egal aus welcher Quelle sie stammen. Besonders bei der Modellierung von stofflichen Nutzungskaskaden bzw. bei cradle-to-gate-Modellierungen sorgt eine getrennte Modellierung jedoch für mehr Klarheit hinsichtlich des eingebundenen Kohlenstoffs³.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Der Verbleib kohlenstoffhaltiger Stoffströme muss im Rahmen von Ökobilanzen nachvollzogen werden können. Daher empfehlen wir eine separate Modellierung der Einbindung von biogenem Kohlenstoff und der dadurch verursachten Treibhauseffekte biobasierter Produkte im Rahmen einer Gutschrift und die Ausweisung der dadurch verursachten biogenen Emissionen am Lebensende des Produktes zusätzlich zur Modellierung des fossilen Kohlenstoffs. Cradle-to-gate-Datensätze müssen entsprechende Informationen und Dokumentationen enthalten.

³ Eine ausführliche Hintergrund-Aufarbeitung des Themas findet sich in [Ökostoff]

6.2 Speicherung von CO₂

Definition / Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Die Einbindung von Kohlenstoff aus der Atmosphäre in biobasierte Produkte verzögert die strahlungsantreibende Wirkung desselben und kann für eine gewisse Zeit aktuelle anthropogen verursachte Emissionen ausgleichen. Diese Tatsache wird als Anlass gesehen, die Kohlenstoff-Emissionen biobasierter Produkte mit langer Lebensdauer mit einem Abzinsungsfaktor zu versehen.

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Zum einen besteht die Möglichkeit, die Speicherung von CO₂ in langlebigen Produkten nicht im Rahmen einer Abzinsung der Emissionen zu betrachten. Diese Möglichkeit wird von fast allen der untersuchten Standardwerke zugelassen, wobei ein zusätzliches Berechnen bzw. Reporting solcherart abgezinsten Emissionen in der Regel erlaubt ist.

Einige Standards sehen eine Abzinsung vor, so empfiehlt z.B. das ILCD Handbook eine Abschreibung über die Zeit bei Produktlebensdauern bis zu 100 Jahren (1% pro Jahr). Bei größeren Lebensdauern wird der Ausstoß am Lebensende nicht mehr berücksichtigt (permanently stored), die eingebundene Menge muss aber berichtet werden. Dieses Vorgehen führt offensichtlich zu einer rechnerischen Reduzierung der Emissionen eines Systems mit langlebigen biobasierten Produkten; die Kohlenstoff- sowie die Massenbilanz des untersuchten Systems können aber nicht mehr geschlossen werden⁴ (bzw. Emissionen nach einem bestimmten Zeitpunkt werden in der Wirkungsabschätzung nicht berücksichtigt).

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Wir empfehlen wie oben beschrieben, die separate Ausweisung von biogenem Kohlenstoff, jedoch keine Abzinsung von zukünftigen Emissionen biobasierter Produkte. Gegebenenfalls kann dies als separat ausgewiesener

⁴ Eine ausführliche Hintergrund-Aufarbeitung des Themas findet sich in [Ökostoff]

Rechenschritt zu Verdeutlichung des möglichen Nutzens langer Lebensdauern erfolgen.

6.3 Kohlenstoffemissionen durch Land Use Change

Definition:

Direct Land Use Change ist die absichtliche Änderung einer Landnutzung hin zum Anbau biobasierter Produkte. Indirect Land Use Change ist die unabsichtliche Landnutzungsänderung, die außerhalb des betroffenen Anbaugebiets durch die betroffene Landnutzungsänderung hervorgerufen wird. [Pawelzik 2013].

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen ist flächenintensiv. Durch die direkte oder indirekte Umwandlung von Land in Agrarland zur Produktion biobasierter Produkte können, je nach Substrat und Art der Umwandlung, große Mengen an bis dahin gebundenem Kohlenstoff frei und damit klimawirksam werden.

Viele Standards schreiben für biobasierte Materialien eine Berücksichtigung von Kohlenstoffemissionen aus Direct Land Use Change vor ([Pawelzik 2013], [EC 2009/28], [PAS 2050], [ISO 14067], [ILCD], [Lead Market Initiative], [GHG Protocol]).

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Das IPCC [IPCC 2003], auf dessen Daten die meisten der existierenden Ansätze beruhen, unterscheidet zwischen verschiedenen Kohlenstoffpools, die für die Berechnung einer Kohlenstoffbilanz von Land Use Change berücksichtigt werden müssen:

- Lebende Biomasse
 - Überirdische Biomasse inkl. Stämme, Äste, Rinde, Samen Laub
 - Unterirdische Biomasse: lebende Wurzeln

- Totes organisches Material
 - Totholz, stehend, liegend oder im Boden (inkl. Wurzeln)
 - Streu; nicht lebende Biomasse mit kleinem Durchmesser in verschiedenen Stadien der Zersetzung
- Böden
 - Organische Bodenbestandteile: organischer Kohlenstoff innerhalb einer definierten Bodentiefe

Für jeden dieser Pools existieren Tabellenwerte, anhand derer für verschiedene Landnutzungstypen, Bewirtschaftungsformen und Klimate durchschnittliche Kohlenstoffwerte (carbon stock in Tonnen C/Jahr) ausgerechnet oder gewählt werden können. Erfolgt eine Änderung der Landnutzung, wird für jeden Pool aus den Werten für die vorher- und nachher-Landnutzung ein Delta berechnet; die Deltas können am Ende zu einem Gesamtwert der durch die Landnutzungsänderung verursachten Emissionen addiert werden.

Die Methode kann prinzipiell für die Berechnung von Emissionen aus Direct und Indirect Land Use Change genutzt werden.

Die Directive 2009/28 der Europäischen Kommission [EC2009/28] nutzt prinzipiell dieselbe Methode zur Berechnung der DLUC Emissionen. Für im Boden gebundene Biomasse verweist sie auch direkt auf die IPCC-Methode, während sie für durch den Anbau verursachte Emissionen vereinfachte Faktoren zur Verfügung stellt, die nicht nach Klimazone und Art der Bewirtschaftung differenzieren.

Daten aus der nationalen Emissionsberichterstattung bilden die Grundlage der etwas höher aggregierten Emissionsfaktoren, die von [Osterburg 2013] veröffentlicht wurden; hier wird nicht mehr nach den verschiedenen Kompartimenten unterschieden sondern es gibt komprimierte Faktoren für einzelne Landnutzungsarten.

Welche Flächen und Landnutzungstypen von einer durch einen Prozess verursachten indirekten Landnutzungsänderung potentiell betroffen sind,

wird üblicherweise durch eine außerhalb der LCA stattfindende ökonomische oder geografische Modellierung bestimmt, die auf einer notwendigen Anzahl von Annahmen und Prognosen basiert. Folglich ist die Kohlenstoffbilanz von indirekten Landnutzungsprozessen grundsätzlich ungenauer und unsicherer als die von direkten Landnutzungsprozessen.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Es wird empfohlen, die durch Direct Land Use Change verursachten Kohlenstoffemissionen mit in die Ökobilanz eines biobasierten Produktes aufzunehmen, aber in jedem Fall getrennt auszuweisen. Je nach geografischer Ausdehnung der Studie und gewünschtem Detailgrad können dafür die Werte aus [Osterburg 2013], [EC 2009/28] oder [IPCC 2006a) genutzt werden. Da die meisten dieser Werte z.T. sehr hohe Unsicherheiten aufweisen, wird empfohlen, Kohlenstoffemissionen durch Direct Land Use Change zu berechnen, aber getrennt auszuweisen. Je nach verfügbaren Ressourcen kann auch der Kohlenstoffgehalt des Bodens spezifisch für ein konkretes Forschungsprojekt berechnet oder sogar gemessen werden. Im Rahmen von kommerziellen Ökobilanzen im Consulting-Kontext ist dieser Detailgrad nicht realistisch, aber im Rahmen von Forschungsprojekten u.U. schon.

Wie der Name schon sagt, sind indirekte Landnutzungsänderungen nicht direkt der Verantwortung des zu bilanzierenden Prozesses zuzuschreiben und stellen eher eine Art der konsequentiellen Betrachtung dar. Prinzipiell können dieselben Datenquellen genutzt werden wie für Direct Land Use Change (sofern die externen Berechnungen der indirekten Effekte vorliegt). Werden entsprechende Emissionen im Rahmen einer Studie erhoben, wird daher ebenfalls empfohlen, diese getrennt von der Produktökobilanz im engeren Sinne und getrennt von Emissionen aus direkter Landnutzung auszuweisen (vgl. [EN 16760]).

7 Stickstoffbilanz

Definition:

Pflanzen benötigen Stickstoffverbindungen für ihr Wachstum und wandeln diese in ihrem Stoffwechsel um. Die Stickstoffaufnahme, Umwandlung und Freisetzung von Stickstoffverbindungen beschreiben einen Stoffkreislauf, der Boden, Pflanze und Atmosphäre einschließt (s. Abbildung 2). Beginn und Ende des Kreislaufs sind atmosphärische Stickstoffverbindungen (1; 7). N_2 wird dabei von Bodenorganismen aufgenommen, fixiert und assimiliert (2-4). Mineralisierte Verbindungen können von der Pflanze aufgenommen werden (5; 9). Durch Anlagerung an Tonminerale kann Ammonium dabei gebunden werden und somit der Pflanze temporär nicht mehr zur Verfügung stehen (6). Weitere Verluste und somit Einträge in Atmosphäre und Gewässer können durch Verdampfung (7), Denitrifikation (11) und Auswaschung (10) entstehen.

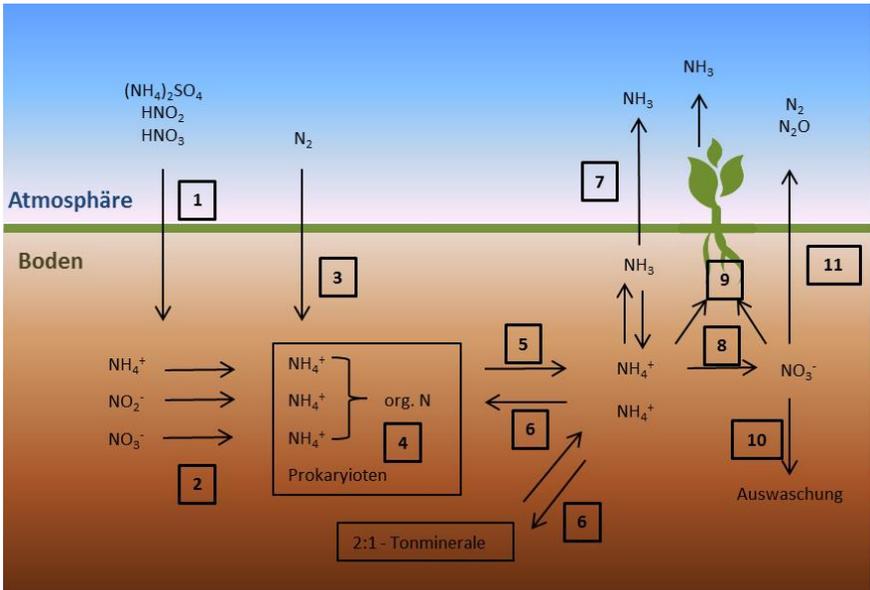


Abbildung 2: Stickstoffkreislauf⁵; verändert nach [Schubert 2006]

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Stickstoff ist eines der wichtigsten Nährelemente für Pflanzen und fällt in der Tierhaltung in Form von Ausscheidungen an. Überschüsse in der Stickstoffbilanz können in Form von Emissionen und Stoffeinträgen in Gewässer und Böden eine sehr hohe Umweltrelevanz entwickeln.

Die Art und Intensität der Umweltwirkung ist dabei maßgeblich abhängig von anthropogenen Faktoren wie Feldbearbeitung sowie Art und Ausbringungstechnik der Düngemittel. In der globalen Summe wird der Stickstoffeintrag in terrestrische Ökosysteme gegenüber dem natürlichen Niveau durch den Menschen mehr als verdoppelt [Martin & Sauerborn

⁵ HNO_2 : Salpetrige Säure; HNO_3 : Salpetersäure; N_2 : Stickstoff; NH_3 : Ammoniak; NH_4 : Ammonium; SO_4 : Sulfat.

2006], allerdings ist die konkrete Situation einzelner Ökosysteme z.T. deutlich dramatischer. Die quantitative Bewertung des Stickstoffkreislaufs in Agrarprozessen ist somit unerlässlich um zum einen optimale Erträge im Pflanzenbau zu erzielen, zum anderen aber negative Umwelteinflüsse zu vermeiden.

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Stickstoffemissionen variieren sehr stark je nach Kultur, Bodenart, Klima, Düngerart, Bodenbearbeitung und Fruchtfolge. Es empfiehlt sich also eine möglichst spezifische Abbildung der Anbausituation durch die Auswahl passender Emissionsfaktoren.

Diese wurden unter Anwendung vereinfachter statischer Stickstoffkreislaufmodelle zur Nutzung in der Ökobilanz berechnet. Dadurch können zeitliche Aspekte wie die wiederholte Gabe von Stickstoff während der Kultur sowie die Beziehungen zwischen Stickstoffgabe, Emissionen und Ertrag nur vereinfacht wiedergegeben werden.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass im Rahmen von Ökobilanzen nur Emissionen betrachtet werden sollten, die direkt durch die anthropogenen Aktivitäten auf dem Feldern verursacht werden (z.B. Stickstoffauswaschungen aus Düngemitteln), und nicht solche, die sich aus der Hintergrundbelastung der Umwelt (z.B. aus Regenwasser) ergeben (vgl. [EN 16760]).

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Primär empfehlen wir, die möglichst spezifische Definition der regionalen oder lokalen Anbausituation unter Berücksichtigung der Parameter Kultur, Bodenart, Klima, Düngerart, Bodenbearbeitung und Fruchtfolge zur Auswahl passender Emissionsfaktoren, z.B. für Deutschland aus [Haenel 2016]. Sind spezifische Informationen nicht vorhanden, können globale Literaturwerte aus [IPCC 2006b] herangezogen werden (vgl. [EN 16760]).

8 Wasserbilanz

Definition:

Die Wasserbilanz eines Gebietes berechnet die Änderung des vorhandenen Wasservolumens als die Differenz aus dem Niederschlag, dem Oberflächenabfluss, der Evapotranspiration und dem Grundwasserfluss und ist damit eine wichtige ökologische Größe. Um die Auswirkungen eines Produktes auf dieses natürliche System berechnen zu können, kann eine Wasserbilanz bzw. ein Water Footprint des entsprechenden Produkts erstellt werden. Ein "water footprint assessment" wird von der Norm [ISO 14046] definiert als "Zusammenstellung und Bewertung der Inputs, Outputs und potentiellen Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit dem für ein Produkt, einen Prozess oder eine Organisation genutzten oder beeinträchtigten Wasser." [ISO 14046].

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass unterschiedliche Interpretationen des Begriffs „water footprint“ existieren. Zum einen wird darunter die Zusammenstellung der für ein Produktsystem relevanten Wasserverbräuche verstanden, der erst in einem späteren Schritt noch hinsichtlich seiner Auswirkungen bewertet wird [Hoekstra 2011]. Das andere Verständnis des Begriffs, das sich auch in der entsprechenden Norm [ISO 14046] wiederfindet, und auch im Folgenden angewandt wird, ist umfassender und beinhaltet neben der Analyse des Verbrauchs auch bereits eine Bewertung der potentiellen Umweltauswirkungen des errechneten Wasserverbrauchs.

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

In vielen Ökosystemen hat der Anbau nachwachsender Rohstoffe nicht zu vernachlässigende Auswirkungen auf die regionale Wasserbilanz, sei es durch die Nutzung von Grund- oder Oberflächenwasser zur Bewässerung von Feldern oder durch die Beeinflussung der Evapotranspiration durch die Kulturpflanzen.

Ansätze auf Sachbilanz-Ebene:

Auf Sachbilanz-Ebene wird unterschieden in die Begriffe "water use" (Wasser-Input in ein Produktsystem) und "water consumption" (der Anteil des water use, der evaporiert oder in ein Produkt eingebunden wird und daher in der Region nicht mehr zur Verfügung steht). "In-stream freshwater use" beschreibt die Nutzung von Süßwasser an Ort und Stelle, während das Wasser bei "off-stream freshwater use" zuerst einem Gewässer entnommen werden muss. "degradative use" beschreibt eine Nutzung, die eine Änderung der Wasserqualität mit sich bringt, bei der das Wasser jedoch in denselben Wasserkörper wieder entlassen wird, aus dem es stammt. "consumptive use" bedeutet, dass das Wasser nicht wieder in seinen ursprünglichen Wasserkörper entlassen wird. Dies ist der Fall bei Evaporation, Einbindung des Wassers in ein Produkt, oder wenn genutztes Wasser in einem anderen als dem ursprünglichen Wassereinzugsgebiet wieder aus dem Produktsystem entlassen wird. Auf Flussebene wird unterschieden in

- Blue water (Bilanz: consumptive use): Oberflächen-Süßwasser oder Grundwasser, (Bilanz: das verdampft, transpiert, in Produkte eingebunden ist oder nicht ins selbe Einzugsgebiet zurückfließt) und in
- Green water (Bilanz: consumptive use): Regen- und Bodenwasser, (Bilanz: das evaporiert oder transpiert, in Produkte eingebunden ist oder nicht ins selbe Einzugsgebiet zurückfließt).
- Grey water ist das Volumen an Süßwasser, das benötigt würde, um verschmutztes Wasser bis zu einer gesetzlich akzeptierten Konzentration der Verschmutzung zu verdünnen [Berger und Finkbeiner 2010].

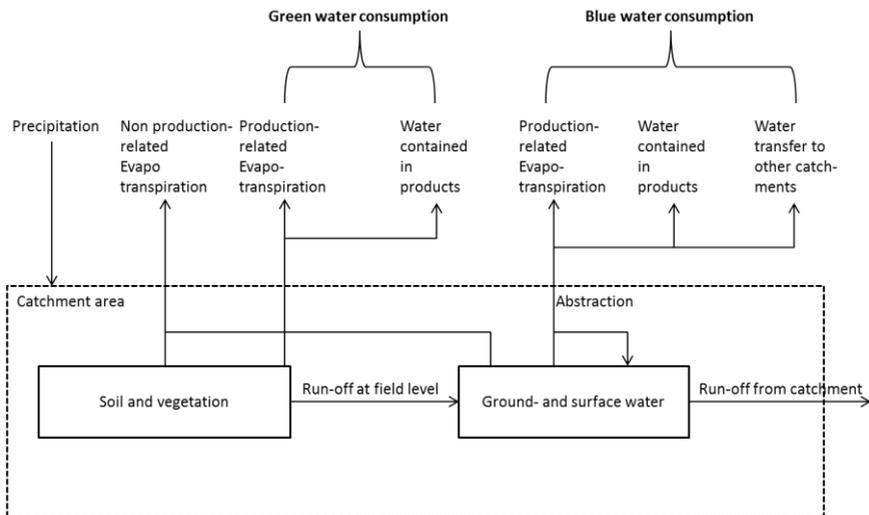


Abbildung 3: Green und blue water consumption; Sachbilanz im Bezug zur Wasserbilanz eines Einzugsgebiets; angepasst aus [Hoekstra 2011]

Im Folgenden wird vor allem auf Besonderheiten des “consumptive use” eingegangen. “Degradative use” bezieht sich auf eine Änderung der Qualität und nicht der Menge von Wasser und wird daher nicht unter dem Kapitel “Wasserbilanz” behandelt.

Ansätze auf Midpoint-Ebene:

Wie oben erwähnt, sollte auch die Betrachtung der Umweltwirkungen Teil einer „water footprint“-Berechnung sein.

Dazu wurden in den vergangenen Jahren von einzelnen Wissenschaftlern eine Vielzahl von Methoden entwickelt, die in verschiedenen Metastudien analysiert und bewertet wurden (z.B. [Berger und Finkbeiner 2010], [Kounina et al. 2013], [Pawelzik 2013]).

Die meisten Methoden schlagen nach der Erhebung der verschiedenen Wasserverbräuche auf Midpoint-Ebene eine Charakterisierung anhand des Water Stress vor, der als regionaler Quotient aus Süßwasserverbrauch (bzw. -förderung) und Wasserverfügbarkeit berechnet wird ([Pfister 2009], [Ridoutt

& Pfister 2010], [Frischknecht 2006], [Milà i Canals 2009], [Boulay 2011], [Hoekstra 2011]). Dabei werden unterschiedliche Schwerpunkte gelegt wie z.B. die Mitbetrachtung von Speicherkapazitäten [Pfister 2009], Wasserqualität als „grey water“ zusammen mit „blue water consumption“ [Ridoutt & Pfister 2010], oder die getrennte Betrachtung verschiedener Wasserqualitätsstufen [Boulay 2011].

Desweiteren wurde von einer internationalen Arbeitsgruppe (WULCA, Water Use in LCA, Arbeitsgruppe unter der Schirmherrschaft der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative) eine konsensorientierte Midpoint-Methode mit Namen AWARE entwickelt [Boulay et al. 2017]. Dabei steht AWARE für Available Water Remaining; die Methode berechnet auf Grundlage eines hydrologischen Modells global Charakterisierungsfaktoren, die auf lokaler bzw. regionaler Basis anzeigen, welches Potential besteht, durch den Verbrauch von Wasser einem anderen Nutzer (Mensch, Industrie, Ökosysteme) Wasser vorzuenthalten. Die Methode ist noch sehr neu und es bestehen noch keine Anwendungserfahrungen aus der Praxis. Dennoch besteht die Möglichkeit, dass die Methode in Zukunft standardmäßig zur Nutzung empfohlen werden wird.

Aufbauend auf Midpoints nutzen einige der vorgestellten Methoden verschiedene Ansätze zur Modellierung der Ursache-Wirkungsbeziehungen hin zu den „Endpoints“ Menschliche Gesundheit, Schaden an Ökosystemen und Ressourcen. Da in der praxisorientierten LCA-Anwendung diese sehr theoretische Art der Modellierung eher unüblich ist, wird auf diese Endpoint-Ansätze an dieser Stelle nicht weiter eingegangen; ausführlich dargestellt werden sie in übersichtlicher Form z.B. in [Kounina 2013].

Eine Schwäche aller Methoden ist, dass die Berechnung von green water consumption, also des Regen- und Bodenwassers, das von den Kulturpflanzen evapotranspiriert wird bzw. das eingebunden in Produkte das Wassereinzugsgebiet verlässt, zwar als wichtig für die Bewertung von landwirtschaftlichen Produkten angesehen wird, jedoch ist die Berechnung dieses Anteils des Wassers sehr aufwändig und kann nur mithilfe zusätzlicher Simulationsmodelle erfolgen. Zudem werden für „green water

consumption“ keine weiteren Charakterisierungsmethoden zur Verfügung gestellt.

Eine weitere Herausforderung ist die Tatsache, dass Ökobilanz-Datenbanken und Softwares unterschiedliche Flüsse zur Modellierung von Wasser anbieten und auch die Berechnung der Bilanz auf unterschiedlichen Methoden basiert [Kounina 2013]. Zudem sind aktuelle LCA Softwares und Datenbanken momentan noch nicht für die Nutzung regionalisierter Charakterisierungsfaktoren geeignet.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Zur Berechnung des Wasserverbrauchs eines Produkts aus nachwachsenden Rohstoffen wird auf Sachbilanzebene die Berechnung der „blue water consumption“ empfohlen, also die Bilanz aus Oberflächen-Süßwasser oder Grundwasser, das seinem Einzugsgebiet entnommen und nicht wieder zurückgeführt wird, da es verdunstet, transpiriert oder in Produkte eingebunden ist. Entsprechend der Norm [EN 16760] wird empfohlen, mindestens den Wasserverbrauch zu erfassen, der durch Bewässerung und Spritzen sowie durch die Produktion der Düngemittel und Pestizide entsteht.

Dazu müssen für die Modellierung der Chemikalien die folgenden Wasserflüsse im Produktlebenszyklus, möglichst unter Angabe des betroffenen Ortes, erfasst und verrechnet werden:

Inputflüsse (Grundwasser, Seewasser, Flusswasser) – Outputflüsse (Kühlwasser, turbinisiertes Wasser und Abwasser das in Oberflächengewässer eingeleitet wird).

Für die Anbauflächen besteht der eigentlich zu berücksichtigende Wasserverbrauch aus dem Evapotranspirationsanteil des Bewässerungswassers, der auf Grundlage geeigneter Modelle ermittelt werden kann; alternativ kann ein sehr konservativer Ansatz mit einer Verdunstungsrate von 100% gewählt werden (vgl. [EN 16760]).

Auf Midpoint-Ebene empfehlen [Pawelzik 2013] und [ENVIFOOD 2013] ausdrücklich [Pfister 2009] zur Anwendung⁶. Hauptargument ist die konsistente weltweite Verfügbarkeit von regional sehr differenzierten Charakterisierungsfaktoren auf Grundlage eines Water Stress Index, sowie die Nachvollziehbarkeit und Praxistauglichkeit des Ansatzes; letztere ist vor allem bei den neueren Ansätzen noch nicht wirklich erwiesen. Das ILCD Handbook gibt einen Ausblick auf eventuelle zukünftige Berücksichtigung der Methode (s.u.), während [Kounina 2013] und [Berger 2010] auch Schwächen der Methode darstellen. [EN 16760] gibt keine Empfehlung für eine Midpoint-Methode ab sondern lässt Wahlfreiheit und verweist auf die Beachtung der Gültigkeit und die Einschränkungen der gewählten Methode. Die AWARE-Methode wurde kürzlich als Konsens-Methode der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative veröffentlicht; Praxistests stehen jedoch noch aus. Zum aktuellen Zeitpunkt kann die Nutzung von [Pfister 2009] empfohlen werden⁷, unter Berücksichtigung der zu erwartenden Diskussion um die AWARE-Methode.

Wenn für die Hintergrundprozesse eines Produktes aggregierte Datensätze einer Ökobilanz-Datenbank genutzt werden, ist eine regionalisierte Charakterisierung derselben nach derzeitigem Stand der Technik nicht möglich. Daher wird empfohlen, die Charakterisierung nur für das Vordergrundsystem durchzuführen.

Zur Berechnung der „green water consumption“ muss momentan in der Regel eine aufwändige Simulation mithilfe eines Pflanzenwachstums-Modells erfolgen (vgl. [Kounina 2013] zudem existiert noch keine Methode zur Bewertung der entsprechenden Umweltwirkungen [ENVIFOOD 2013]; die

⁷ Abweichend von dieser Empfehlung schlägt das Joint Research Center der Europäischen Kommission zur Bewertung der Auswirkungen von Wasserverbrauch im ILCD Handbook [ILCD 2011] die Methode Swiss Ecoscarcity [Frischknecht 2006] vor. Diese Methode basiert ebenfalls auf einer relativ einfachen Gegenüberstellung von Verbrauch und verfügbarem Wasser, stellt aber nicht so differenzierte regionale Charakterisierungsfaktoren zur Verfügung. Im Anhang verweist jedoch auch das ILCD Handbook auf die Methode von [Pfister 2009], so dass eine Berücksichtigung und evtl. auch Empfehlung dieser Methode durch das JRC in Zukunft möglich ist; entsprechende Veröffentlichungen des JRC sollten laufend weiter beachtet werden.

Anwendung dieser Größe ist also beim derzeitigen Stand der Wissenschaft in der Praxis nicht zu empfehlen.

Obwohl der Wasserverbrauch in Baden-Württemberg aufgrund einer hohen Verfügbarkeit von Wasser nicht als primäres Umweltproblem wahrgenommen wird, sollten entsprechende ökobilanzielle Berechnungen, die die Vorketten oder auch die konventionellen Alternativen der bio-basierten Produkte mit einbeziehen, durchgeführt werden. Ggfs. können so Verschiebungseffekte von Wasserverbrauch aus wasserärmeren Gebieten zu uns als positiver Nebeneffekt bio-basierter Produkte aufgedeckt werden.

9 Land Use

9.1 Bodendegradation

Definition:

Bodendegradation wird in der Ökobilanz im Zusammenhang als Teil des Themenkomplex' „Land Use“ betrachtet: Im Lebenszyklus eines Produktes treten verschiedene Landnutzungen auf, die die Qualität des betroffenen Landes hinsichtlich verschiedener, Bodenfunktionen abbildender Indikatoren verändern können. Der methodische Rahmen für diese Betrachtungsweise wurde von einer internationalen Arbeitsgruppe der UNEP SETAC Life Cycle Initiative in den vergangenen Jahren entwickelt und veröffentlicht ([Milà i Canals 2007], [Koellner 2013]). Danach wird prinzipiell unterschieden in Umweltwirkungen auf der Fläche durch Transformation und durch Okkupation.

Transformation: Änderung der Landnutzung. Sie wird in m^2 des umgewandelten Landes in die Sachbilanz aufgenommen.

Okkupation: Besetzung oder Nutzung des Landes durch eine bestimmte Landnutzung über den Zeitraum der Nutzung, also des Produktionszeitraums der betrachteten Nutzpflanze. Umweltwirkungen durch Okkupation werden durch die Verzögerung der Regeneration des Landes in seinen ursprünglichen Zustand verursacht. Diese Größe wird dementsprechend in der Einheit m^2a erfasst.

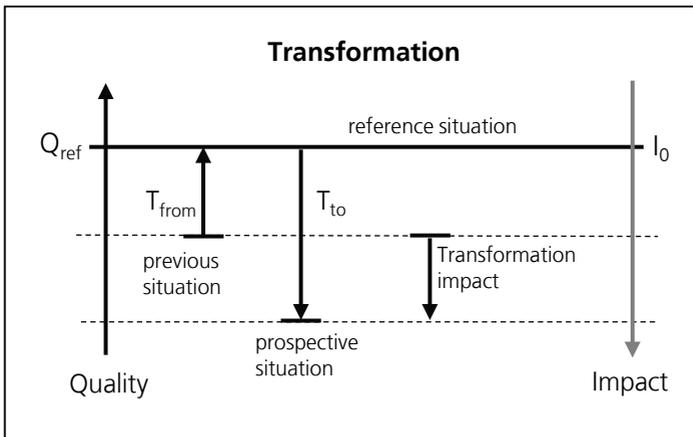


Abbildung 4: Berechnung von ΔQ Transformation und Transformation Impacts [Bos 2016]

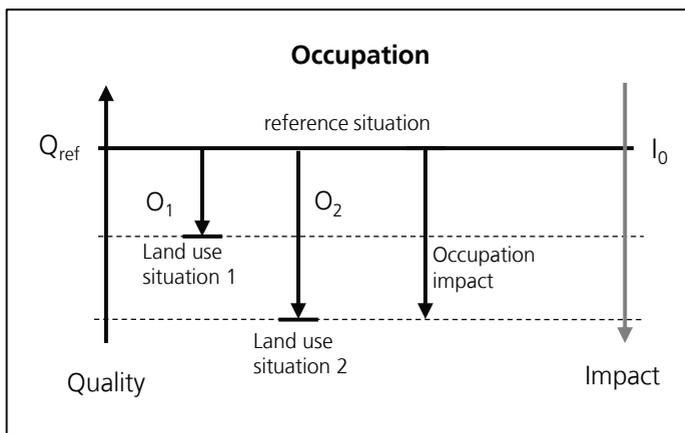


Abbildung 5: Berechnung von ΔQ Occupation und Occupation Impacts [Bos 2016]

Charakterisierungsfaktoren beschreiben die Änderung einer Qualität die durch eine Änderung der Landnutzung in Bezug auf einen definierten Referenzzustand verursacht wurde.

Die Umweltwirkungen für jeden Indikator werden vereinfacht nach den folgenden Formeln berechnet:

$$\text{Transformation impact} = (CF_{\text{Transformation, von}} + CF_{\text{Transformation, zu}}) * A_{FE}$$

$$\text{Occupation impact} = CF_{\text{Occupation}} + (A * t)_{FE}$$

CF *Charakterisierungsfaktor*

A *Fläche in m²*

t *Zeit in a*

FE *Funktionelle Einheit*

Von *Zustand vor der Nutzungsänderung*

Zu *Zustand nach der Regeneration*

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Betrachtet man den Übergang von fossil basierter Ökonomie zu Bioökonomie, so ist die Ressourcenbasis heute im Gegensatz zu früher zwar eine sich regenerierende. Sie ist aber gebunden an solar bestrahlte Oberfläche einer bestimmten Qualität, und Fläche an sich ist eine ultimativ beschränkte Ressource, ähnlich der konstanten fossilen Ressourcenbasis, die sich nicht ohne weiteres technisch vergrößern lässt. Diese neue Situation beinhaltet die Herausforderung, konkurrierende Ansprüche an Fläche, z.B. grundsätzlich verschiedene Beanspruchungsarten, in Einklang zu bringen. Neben der Verfügbarkeit von Fläche an sich rückt auch die Flächenqualität in den Fokus. Flächenqualität wird in der LCA üblicherweise hinsichtlich verschiedener Themenbereiche bewertet, zu denen sowohl die Bodenqualität als auch die Biodiversität zählen.

Produkte aus nachwachsenden Rohstoffen leisten aufgrund des flächenintensiven Anbaus im Vergleich zu nicht biobasierten Produkten potentiell einen großen Beitrag zur Bodendegradation.

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Neben der generellen Berechnungsmethode stellt [Koellner 2013] eine Liste mit wichtigen Bodenfunktionen vor, nämlich Biotische Produktion, Klimaregulierung, Wasserreinigung, Wasserregulierung und Erosionsregulierung.

Zur ökobilanziellen Betrachtung dieser Bodenfunktionen existiert eine Vielzahl an methodischen Ansätzen, von denen sich jedoch einige wenig zur globalen praktischen Anwendung eignen, da sie nur in einzelnen Fallstudien angewandt wurden, schlecht dokumentiert sind, keine entsprechenden globalen Charakterisierungsfaktoren bereitstellen oder eine nicht zumutbare Menge an Inputdaten erfordern (vgl. [JRC 2016], [Zillich 2016]).

Kurz vorgestellt werden im Folgenden als geeignet erachtete Methoden für die oben genannten Bodenfunktionen, die innerhalb des beschriebenen methodischen Rahmens anwendbar sind.

Klimaregulierungspotential

Pflanzen binden atmosphärisches CO₂ im Rahmen der Photosynthese und wandeln es in Biomasse um. Böden können – je nach Klima und vorhandener Vegetation – sowohl als Senke für den in toter Biomasse gebundenen Kohlenstoff, als auch als Quelle fungieren.

Der klimatische Einfluss von Landnutzung lässt sich nach [Müller-Wenk 2010] berechnen. Insbesondere der Kohlenstofftransfer zwischen Vegetation und Boden ist Inhalt der Methode. Der Autor argumentiert, dass durch Landnutzung verursachte Kohlenstoffemissionen aufgrund der möglichen Wiedereinbindung nach Beendigung der betrachteten Landnutzung nicht so lange in der Atmosphäre verbleiben wie fossile Emissionen, und daher

weniger klimawirksam sind, und berechnet entsprechende Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Landnutzungstypen und Klimate.

Die Methoden von [Milà i Canals 2007b] und [Brandão 2011] nutzen beide die Organische Bodensubstanz Soil Organic Matter (SOM) bzw. den Bodenkohlenstoff Soil Organic Carbon (SOC) in [kg C] als Indikatorgröße zur Berechnung der Auswirkungen von Produktlebenszyklen auf Life Support Functions des Bodens. Als Life Support Functions werden hierbei die Biotische Produktionsfähigkeit, die Klimaregulationsfähigkeit und die Aufrechterhaltung von Stoffkreisläufen in Böden angesehen. Dabei sieht [Milà i Canals 2007b] eine Berechnung mithilfe des bekannten Kohlenstoff-Modells Rothamstedt Carbon Model für die zu bewertenden Landnutzungen vor, während [Brandão 2011] Literaturquellen hinzuzieht. Die Methoden verstehen SOM/SOC also nicht ausschließlich als Indikatoren für die Klimaregulierungsfunktion von Flächen, sondern betonen auch die Bedeutung dieser Größen für die Fähigkeit, Biomasse zu produzieren, für die Süßwasserregulation und für die Filter- und Pufferkapazität von Böden. Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Landnutzungen werden bereitgestellt von [Brandão und Milà i Canals 2013]. Das JRC empfiehlt diese Methode im LCA handbook [ILCD 2011] zur Abdeckung des gesamten Themenbereichs „Land Use“, jedoch liegen bisher kaum Erfahrungen mit der praktischen Anwendung der Methoden vor.

Biotisches Produktionspotential

Das Biotische Produktionspotential bezeichnet die Fähigkeit von Böden, kontinuierlich Biomasse aufzubauen. Als Indikatorgröße eignet sich die Nettoprimärproduktion, also die Biomasse, die durch Photosynthese aufgebaut wird, abzüglich der durch Respiration wieder abgebauten, in [kg Trockenmasse] oder [kg C]. Die Methoden von [Lindeijer 2000], [Weidema & Lindeijer 2001] sowie [Beck 2010] und [Bos 2016] stellen jeweils anwendbare Charakterisierungsfaktoren für bestimmte Landnutzungstypen zur Verfügung, wobei [Lindeijer 2000] die freie Nettoprimärproduktion als

Indikator nutzt, also die der Natur zur Verfügung stehende Biomasse ohne Berücksichtigung des Anteils der vom Menschen genutzt wird. Die Werte von [Lindeijer 2000] und [Weidema & Lindeijer 2001] sind sehr ähnlich und beziehen sich vor allem auf Abbaufächen, während [Bos 2016] viel detaillierter auf natürliche und naturnahe Landnutzungstypen eingeht.

Wasserreinigungspotential

Bodenpartikel können Schadstoffe und Säuren durch physikochemische Prozesse wie den Kationenaustausch binden und damit zur Reinigung des Bodenwassers und zur Immobilisierung von Schadstoffen beitragen. Ein geeigneter Indikator ist daher die Kationenaustauschkapazität eines Bodens [mol]. Dieser wird genutzt von der Methode [Baitz 2002] und weiterentwickelt von [Beck 2010] und [Bos 2016]. Der entsprechende Indikator heißt Physikochemisches Filtrationspotential. Die Methode ist gut dokumentiert und beinhaltet sowohl eine Berechnungsmethode basierend auf Humusanteil, pH-Wert und Tonanteil eines Bodens, als auch global verfügbare Charakterisierungsfaktoren für Landnutzungen auf Länderebene.

Wasserregulierung – Grundwasserneubildungspotential

Die Grundwasserneubildung ist laut [DIN 4049-3] als "Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser" definiert. Zur Berücksichtigung des Einflusses eines Produktlebenszyklus auf die Grundwasserneubildung existiert momentan nur ein aktueller Ansatz, der in [Bos 2016] beschrieben wird, und der eine Weiterentwicklung aus [Baitz 2002] und [Beck 2010] ist. Er berechnet das Grundwasserneubildungspotential in [m³] einer Fläche aus der Differenz aus Niederschlag, Evapotranspiration und Oberflächenabfluss. Die Methode ist gut dokumentiert und stellt neben den

Berechnungsvorschriften auch global länderspezifische Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Landnutzungen zur Verfügung.

Erosionswiderstand

Verschiedene Parameter bestimmen, wie leicht ein Boden durch Wasser oder Wind erodierbar ist bzw. welchen Widerstand er diesen Erosionskräften entgegensetzen kann. Diese Parameter werden in der Universal Soil Loss Equation (USLE) bzw. der Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) beschrieben, auf der alle momentan existierenden Ansätze zur Berücksichtigung des Erosionswiderstands im Rahmen von Ökobilanzen beruhen: [Garrigues 2012] berechnet die Erosion in t Boden pro t Output im Rahmen einer Fallstudie; [Nunez 2013] erweitert die Methode um eine Umrechnung des verlorenen Bodens in Sonnenenergie, die aufgebracht werden muss, um den Boden neu zu bilden und rechnet ebenfalls eine Fallstudie. [Bos 2016], basierend auf [Baitz 2002] und [Beck 2010] dokumentiert den gesamten Rechenweg und stellt global länderspezifische Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Landnutzungen zur Verfügung.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Soll der Themenbereich Land Use mit einem Indikator abgebildet werden, wird entsprechend dem ILCD Handbook [ILCD 2011] die Methode von [Milà i Canals 2007b] empfohlen.

Für eine spezifischer und detailliertere Betrachtung der Funktionen Biotisches Produktionspotential, Wasserreinigungspotential, Grundwasserneubildungspotential und Erosionswiderstand wird die Methode [Bos 2016] empfohlen, da sie gut dokumentiert ist und bereits zahlreiche Charakterisierungsfaktoren zu verschiedenen anbauorientierten Landnutzungstypen bereitstellt (vgl. [JRC 2016]). Baden-Württemberg-spezifische Charakterisierungsfaktoren für diese Kategorien werden im Rahmen des Teilprojektes „Bewertung regionaler Landnutzungs- und Biodiversitätsaspekte in der Produktökobilanz (LCA) für die Bioökonomie in Baden-Württemberg“ [Bioökonomie 2017] entwickelt.

Als Referenzzustand wird derzeit standardmäßig die Potentielle Natürliche Vegetation genutzt.

9.2 Biodiversität

Definition:

Die Biodiversitätskonvention der Vereinten Nationen (Convention on Biological Diversity, [CBD 1992]) definiert die Biodiversität bzw. die biologische Vielfalt als Variabilität unter lebenden Organismen, sowie unter den ökologischen Komplexen, zu denen sie gehören. Demnach umfasst der Begriff Biodiversität:

- Die Vielfalt innerhalb von Arten. Darunter wird i.d.R. die genetische Variation verstanden. Allerdings sind Unterschiede zwischen Individuen von mehr als nur ihrem Genom abhängig.
- Die Vielfalt zwischen Arten. Dies ist das übliche Verständnis von Biodiversität, das in der Öffentlichkeit am meisten Diskutiert wird.
- Die Vielfalt der Ökosysteme. Durch diese Interpretation von Biodiversität stellen die UN-Mitgliedsstaaten nicht nur Arten unter Schutz, sondern auch die Vielfalt der Habitat- bzw. Lebensraumtypen.

Quer zu der dreiteiligen Interpretation von Biodiversität nach CBD werden im Millennium Ecosystem Assessment [MA 2005] drei Attribute von Biodiversität definiert:

- Vielfalt, d.h. die Breite der Variation auf verschiedenen Ebenen
- Qualität und Quantität, d.h. die Beachtung der Größe, Gesundheit und Resilienz von Populationen
- Verteilung, d.h. die Beachtung der unterschiedlichen Wertigkeit von Arten an verschiedenen Orten auf der Welt

Biologische Vielfalt ist ein wichtiger Faktor für das Funktionieren aller natürlichen und von Menschen veränderten Ökosysteme. Lebende

Organismen sowie deren Wechselwirkungen untereinander und mit ihrer abiotischen Umwelt spielen eine zentrale Rolle u.a. in den Kohlenstoff-, Stickstoff- und Wasserzyklen der Umwelt [MA 2005].

Biodiversität kann nach einer Vielzahl ihrer Eigenschaften bzw. Aspekte definiert und bewertet werden. In der Literatur gibt es zahlreiche Indikatoren zur Beschreibung des Biodiversitätsniveaus einer räumlichen Einheit und zur Abschätzung des Biodiversitätsverlustes einer Flächenumnutzung, jedoch existiert noch kein ausgereifter Ansatz zur summarischen Erfassung sämtlicher Aspekte der Biodiversität mit einem Indikator. Der häufig verwendete Indikator Artenreichtum hat den Nachteil, dass er nicht in allen Ökosystemen eine adäquate Aussage liefert und greift für die Darstellung von „Biodiversität insgesamt“ zu kurz, da er eben nur einen Aspekt der Biodiversität darstellt (wenngleich einen wichtigen). Wenn beispielsweise in einer Region natürlicherweise eine geringe Artendichte vorherrscht, kann das nicht grundsätzlich mit einer geringen Biodiversität gleichgesetzt werden. Zudem wird der Artenreichtum hauptsächlich durch Mikroorganismen und kleine Invertebraten geprägt, was eine Abschätzung deutlich erschwert und oft nicht dem gesellschaftlichen Verständnis von Biodiversität entspricht. Die aggregierte Erfassung der Artenvielfalt erfolgt typischerweise über statistische Indices [Magurran 2004], die beispielsweise im Feld genommene Proben von Organismen beschreiben, aber keinen normativen Gehalt aufweisen.

Besonderheiten bei Ökobilanzen nachwachsender Rohstoffe:

Produkte aus nachwachsenden Rohstoffen haben aufgrund des flächenintensiven Anbaus im Vergleich zu nicht biobasierten Produkten potentiell einen großen Einfluss auf die Biodiversität; dieser steigt mit der Ausweitung der Anbauflächen. Zudem wird der vermehrte Anbau biobasierter Rohstoffe kritisiert für seine negativen Auswirkungen auf die Biodiversität, da er mit einer Intensivierung der Bearbeitung, also erhöhtem Energie- und Pestizideinsatz sowie mit einer Verengung von Fruchtfolgen und dem verstärkten Auftreten von Monokulturen verbunden wird [UFZ, 2017].

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Seit etwas mehr als 10 Jahren wird die Einbeziehung kompatibler Biodiversitätsindikatoren in die Methode der Ökobilanz diskutiert. Kompatibilität bezieht sich hier auf das UNEP-SETAC-Framework [Milà i Canals et al. 2007], [Koellner et al. 2013]. Bei allen Ansätzen geht es um die Definition der Skala der Q-Achse im Q,A,t-Diagramm (vgl. Abbildung 4 und Abbildung 5), d.h. um die Definition von Biodiversität als Qualitätsaspekt eines Flächenelements ohne Zeit- und Flächenbezug. Die existierenden Ansätze beschäftigen sich alle mit der Frage, welches Biodiversitätsniveau verschiedene Formen der Landnutzung auf einem genutzten Flächenelement erreichen. Die Ansätze lassen sich in zwei Denkschulen einteilen:

- 1) Quantifizierung von Biodiversität als Artenreichtum eines gegebenen Flächenelements (bzw. Artendichte)
- 2) Quantifizierung von Biodiversität als Index auf Basis der Bedingungen, die auf einem gegebenen Flächenelement herrschen

Die erste Denkschule setzt die Biodiversität gleich mit Artenvielfalt und nähert diese an über die Artenvielfalt bestimmter Taxa – oft Gefäßpflanzen, in jüngerer Zeit auch weitere Taxa (z.B. [Müller-Wenk 1998], [Lindeijer 2000], [Weidema und Lindeijer 2001]). Grundprinzip aller dieser Ansätze ist eine statistische Korrelation zwischen verschiedenen Landnutzungsarten und der Artenvielfalt auf Flächen, auf denen die jeweilige Landnutzungsart vorherrscht. Aus dem Vergleich mit einem Referenzzustand werden dann Charakterisierungsfaktoren abgeleitet. Die Maßeinheit in diesen Ansätzen drückt das Verschwinden einer bestimmten Artenzahl aus (z.B. potentially disappeared fraction of species, PDF). Der stärkste Kritikpunkt an diesen Ansätzen ist die Verkürzung des Begriffs Biodiversität auf die reine Artenvielfalt. Auf der Ebene der Anwendung besteht der Nachteil, dass in diesen Ansätzen die vordefinierten Landnutzungsarten sehr allgemein sind. So erlauben sie die Abbildung verschiedener Bewirtschaftungsformen oder gar einzelner Maßnahmen nicht bzw. nur mit sehr hohem Aufwand.

[De Baan et al. 2013a] stellen eine Methode vor, basierend auf [Köllner 2000, 2003, 2008a, 2008b]. Der Ansatz erlaubt die Quantifizierung von Landnutzungsauswirkungen auf die Biodiversität in verschiedenen Regionen der Welt. Die Studie basiert auf UNEP/SETAC und konzentriert sich in erster Linie auf die Okkupationsauswirkungen, die als Biodiversitätsschadenspotential (Biodiversity Damage Potential BDP) quantifiziert werden. Als Indikator wird die Änderung der Artenzahl pro Fläche definiert.

[De Baan et al. 2013b] beschreiben einen Ansatz zur Modellierung von Auswirkungen der regionalen Landnutzung auf Pflanzen, Säugetiere, Vögel, Amphibien und Reptilien. Durch eine globale Analyse wird der potenzielle Gesamtschaden aller Landnutzungen innerhalb jeder WWF-Ecoregion berechnet und verschiedenen Landnutzungsklassen pro Ecoregion zugeordnet. Es wird ein angepasstes Arten-Fläche-Verhältnis (Species-Area Relationship, SAR) verwendet, um das potenzielle, regionale Aussterben nicht-endemischer Arten aufgrund von Habitatverlust zu modellieren, das durch reversible Landnutzung und Landnutzungsänderungen hervorgerufen wird.

Chaudhary et al. (2015) verfeinern die Modellierung auf Basis des Arten-Fläche-Verhältnisses durch die Kombination mit Vulnerabilitätsindikatoren. So wird je Landnutzungsklasse der Ausgangswert für Artenzahl pro Fläche modifiziert und so eine korrigierte Artendichte abgeschätzt. Die Methode differenziert nach sechs Landnutzungsklassen, fünf Taxa und 804 Ecoregions.

Einige Ansätze gehen über reinen Artenreichtum (Schule 1, siehe oben) hinaus, ohne dabei auf Bedingungen (Schule 2, siehe unten) einzugehen.

[Lindner 2008] weist verschiedenen Landschaftstypen einen Wert zu, der sowohl auf der Anzahl als auch der Seltenheit der in ihnen vorkommenden Arten beruht. Hierbei ist positiv hervorzuheben, dass nicht allein die Artenzahl eines Landschaftstyps bewertet wird, sondern dass auch die Seltenheit der Arten mit in die Bewertung einfließt. Ein Kritikpunkt an diesem Ansatz ist die Berechnung der Seltenheit von Arten, die über deren potenzielle Habitatflächen erfolgt und nicht über tatsächliche Vorkommen.

[Curran et al. 2011] untersuchen die Anwendung geeigneter Indikatoren zur Modellierung von Biodiversitätsverlust in der Ökobilanz. Im Millennium Ecosystem Assessment (MA) werden 5 Bedrohungstypen in Bezug auf den Biodiversitätsverlust definiert (Habitatveränderung, Verschmutzung, Klimaänderung, Invasive Arten und Übernutzung), wovon in der Studie die ersten drei genauer betrachtet werden. Die Biodiversitätsindikatoren setzen sich aus den genetischen (intra- und interspezifische Diversität innerhalb und zwischen den Arten), Art-basierten (Dichte und Merkmale von individuellen Arten), gesellschaftlichen (Anzahl und relative Dichte von Arten in einer Gesellschaft) und ökosystembezogenen Komponenten zusammen.

Einen weiteren Ansatz beschreiben [De Souza et al. 2013]. Sie fokussieren auf die Rolle von Arten innerhalb eines Ökosystems, um Auswirkungen von Landnutzung auf die Biodiversität abzubilden. Es wird impliziert, dass der Verlust einer Art in einem Ökosystem zu potenziellen Änderungen der Ökosystemleistungen führen kann.

Die zweite Denkschule lässt sich weiter aufteilen in (2a) Ansätze, die auf Hemerobie als Indikator abstellen, und (2b) Ansätze, die explizit Bedingungen als Eingangsinformation fordern.

Ansätze der Schule (2a) beschäftigen sich mit durch die Landnutzung veränderten Hemerobiestufen [Brentrup et al. 2002] oder der Auswertung veränderter Biotopflächen [Kylärkorpi et al. 2005]. An diesen Ansätzen wird z.B. eine fehlende Möglichkeit zur Abbildung von positiven Auswirkungen menschlichen Handelns bemängelt. Einige der älteren Ansätze dieser Schule sind nicht kompatibel mit dem UNEP-SETAC-Framework nach [Milà i Canals et al. 2007] und [Koellner et al. 2013]. Aktuelle Ansätze, die auf das Prinzip Hemerobie zurückgreifen sind Coelho und Michelsen (2014), Michelsen et al. (2014) und Fehrenbach et al. (2015).

Ein zentraler Ansatz der Schule (2b) ist der Ansatz nach [Michelsen 2008]. Hier werden einerseits die Seltenheit und Verwundbarkeit des Ökosystems an sich, in dem die Landnutzung geschieht, bewertet, andererseits wird anhand verschiedener Schlüsselfaktoren berücksichtigt, inwieweit die jeweilige Landnutzung die lokalen Bedingungen für die Erhaltung von

Biodiversität beeinflusst. Während die Seltenheit und Verwundbarkeit der Ökosysteme global einheitlich berechnet werden, werden für jedes Ökosystem spezifische Schlüsselfaktoren identifiziert und quantifiziert. Auf diese Weise können direkt die Auswirkungen wirtschaftlicher Aktivitäten, die zu einer Änderung der Schlüsselfaktoren beitragen, bewertet werden. Trotz ihrer guten Ansätze ist an der Methode zu bemängeln, dass die Wahl und Berechnungsart der Gewichtungsfaktoren eher unsystematisch sind und dass keine Anleitung zur systematischen Bestimmung der lokalen Schlüsselfaktoren existiert.

[Lindner et al. 2017, submitted] präsentieren mit ihrer Weiterentwicklung der Methode von [Michelsen 2008] einen klar definierten Ansatz zur Wahl und Berechnung von Gewichtungsfaktoren, sowie eine Screening-Methode zur Sortierung von Prozessen nach Relevanz für die Biodiversität; dieser wird in einigen Fallstudien angewendet.

Eine weitere Weiterentwicklung dieser Methode findet sich in [Lindner 2015]; hier wird eine feiner ausdefinierte Methodenarchitektur als Baukastensystem für die Erstellung regional spezifischer LCIA-Modelle vorgestellt und genutzt.

Im laufenden Projekt „Bewertung regionaler Landnutzungs- und Biodiversitätsaspekte in der Produktökobilanz (LCA) für die Bioökonomie in Baden-Württemberg“ im Rahmen des Forschungsprogramms Bioökonomie BW wird die Methode nach [Lindner 2015] mit Fokus auf Landnutzung in Baden-Württemberg von einem Konsortium aus der Universität Stuttgart, dem Fraunhofer IBP und der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg weiterentwickelt.

Kein Ansatz bildet Biodiversität vollständig ab. Viele verfolgen auch nicht das Ziel der vollständigen Abbildung von Biodiversität. Einige versuchen es und kommen dem Ziel relativ nahe, insbesondere [Michelsen 2008] und die darauf basierenden Ansätze [Lindner 2015] und [Lindner et al. 2017 submitted]. Die von [Lindner 2015] vorgestellte Methode ist derzeit die systematischste Weiterentwicklung der Methode von Michelsen.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Da Ökobilanzen in der Regel auf die Umweltwirkungen anthropogener Aktivitäten abzielen, ist es wichtig, eine Methode zur Biodiversitäts-Bewertung zu wählen, die solche Wirkungen anthropogener Aktivitäten auf Biodiversität adäquat abbilden kann. Daher sind die Methoden der zweiten Denkschule, die die Quantifizierung von Biodiversität auf Basis vorherrschender Bedingungen, die wiederum durch anthropogene Aktivitäten geändert werden können, in diesem Kontext als sinnvoller zu erachten und zu empfehlen.

Dabei liefert [Lindner 2015] eine gute Methodenarchitektur, die offen ist für regionale Besonderheiten des Schutzgutes Biodiversität und die Wirkungen anthropogener Aktivitäten auf die Biodiversität.

Die Methodenarchitektur nach [Lindner 2015] wird im Rahmen des Forschungsprogrammes Bioökonomie BW weiterentwickelt und lokal angepasst. Sie ist daher gut geeignet, die Landnutzung in Baden-Württemberg abzubilden, wurde aber noch nicht für alle Biome ausgearbeitet. Bewertungen von Vorprodukten aus anderen Regionen Deutschlands und der Welt sowie Vergleiche mit Produkten aus anderen Regionen sind also teilweise noch nicht möglich; aus diesem Grund wird eine weitere Ausarbeitung der Methode [Lindner 2015] für alle globalen Biome empfohlen.

10 Weitere relevante Wirkungskategorien

Definition:

Eine Wirkungskategorie ist laut [ISO 14040] ein „Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können“. Der Beitrag eines untersuchten Produktsystems zu einer Wirkungskategorie wird durch Klassifizierung und Charakterisierung von Elementarflüssen berechnet. Ergebnis einer Sachbilanz ist eine Liste der Elementarflüsse des untersuchten Produktsystems. Klassifizierung meint die Zuordnung der für die Wirkungskategorie relevanten Elementarflüsse zur Kategorie. Charakterisierung beinhaltet die Berechnung von Äquivalentwirkungen der Elementarflüsse innerhalb einer Kategorie mithilfe vordefinierter Wirkungsmodelle bzw. -faktoren.

Besonderheit bei biobasierten Produkten:

Biobasierte Produkte werden häufig auf ihre kohlenstoffeinbindenden Eigenschaften reduziert und daher undifferenziert als per se umweltschonend und nachhaltig bezeichnet. Während des Anbaus nachwachsender Rohstoffe sowie während deren Weiterverarbeitung, der Nutzung und des Lebensendes entstehen jedoch eine Vielzahl von anderen Emissionen und Ressourcenverbräuchen, die in die Ökobilanz eines biobasierten Produktes mit einbezogen werden sollten.

Ansätze und deren Auswirkungen auf Ökobilanzergebnisse:

Klassische von der Landwirtschaft beeinflusste Wirkungskategorien sind das Eutrophierungspotential und das Versauerungspotential, die z.B. durch Düngung mit Stickstoff und Phosphat erhöht werden. Des Weiteren treten durch Maschineneinsatz Verbrennungsemissionen auf, die ebenfalls zum Versauerungspotential und zum Treibhauspotential beitragen. VOC emittieren aus holzbasierten Werkstoffen und entstehen bei deren Verbrennung und tragen zum Photochemischen Oxidantienbildungspotential und damit zur Entstehung von Smog bei. Durch die Einsparung fossiler Ressourcen haben biobasierte Produktsysteme ein geringeres Abiotisches

Ressourcenabbaupotential. Die Wichtigkeit von Wasser, Kohlenstoff und landnutzungsbezogenen Wirkungskategorien wird an anderer Stelle betont.

Verschiedene in der Landwirtschaft eingesetzte Chemikalien haben ein hohes Toxizitätspotential, das idealerweise im Rahmen von Ökobilanzen biobasierter Produkte mit berücksichtigt werden sollte. Für die Bewertung von Toxizität existiert eine Reihe von Methoden, die jedoch nicht die Wirkungspfade aller relevanten Substanzen ausreichend abdecken und ein relativ hohes Maß an Unsicherheit aufweisen. Die Bewertung von Toxizität ist zudem eng verbunden mit dem Problem der Regionalisierung, also der Frage wo genau relevante Emissionen stattfinden. Dieses Problem ist von Seiten der Datenbank- und Softwareprovider noch nicht zufriedenstellend gelöst, was eine Auswertung entsprechender Wirkungskategorien über ein ganzes Modell schwieriger macht.

Vorschlag mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW:

Für Ökobilanzen im Rahmen des Forschungsprogramms Baden-Württemberg wird, in Übereinstimmung [ILCD 2011] und den PEF recommendations [EC 2010], zusätzlich zum Treibhauseffekt (GWP100) und zu den in früheren Kapiteln genannten Kategorien, mindestens die Erhebung und Auswertung der folgenden Wirkungskategorien empfohlen:

- Photochemische Ozonbildung beschreibt die troposphärische Bildung von Ozon oder Smog aus Stickoxiden und VOC unter der Einwirkung von Sonnenstrahlung. Empfohlen wird die Methode [van Zelm 2008] wie angewendet in ReCiPe.
- Versauerung von Böden und Gewässern: die Umwandlung von Luftschadstoffen wie Schwefeldioxid und Stickoxiden mit Wasser in Säuren bewirkt eine Senkung des pH-Werts von Regenwasser und Nebel. Empfohlen wird die Berechnungsmethode von [Seppälä 2006].
- Aquatische Eutrophierung bezeichnet die Anreicherung von Nährstoffen in Gewässern, die zunächst zu verstärktem Algenwachstum und später zu einer Reduzierung des

Sauerstoffgehalts in Gewässern führt. Empfohlen wird die Methode von [Struijs 2009] wie angewendet in ReCiPe.

Weitere Wirkungskategorien, die in DIN EN 16760 empfohlen werden, sind

- Verbrauch nicht erneuerbarer Energien (Primärenergiebedarf)
- Erschöpfung natürlicher Ressourcen (Abiotisches Ressourcenabbaupotential)
- Abbau der Ozonschicht (Ozonloch)
- Humantoxizität
- Aquatische und terrestrische Ökotoxizität (z.B. nach [Rosenbaum 2008])

Bei Toxizität bestehen die oben beschriebenen Einschränkungen; zusätzlich gibt es hinsichtlich der Nutzung im landwirtschaftlichen Kontext die Anmerkung, dass die direkten Auswirkungen von Pestiziden noch nicht ausreichend abgebildet werden. Es wird empfohlen, anhand der vorgeschlagenen Methode eine Art „hotspot-Analyse“ hinsichtlich der wichtigsten vorkommenden Chemikalien durchzuführen [ILCD 2011].

11 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Entwicklung, Herstellung und Nutzung von biobasierten Produkten werden fossile Ressourcen ersetzt und innovative neue Lösungen ermöglicht. Zentrale Ziele sind nicht nur die Minimierung des Einsatzes fossiler Ressourcen, sondern auch des Ausstoßes an umweltschädlichen Emissionen über den Produktlebenszyklus. Um die veränderten Umweltwirkungen dieser biobasierten Produkte zu analysieren, werden häufig Ökobilanzen (LCA) durchgeführt. Die Methode der Ökobilanz ist sowohl national als auch international standardisiert nach den Normen DIN EN ISO 14040 und 14044, und sie wird weltweit in Industrie und Forschung angewandt, um potentielle Umweltwirkungen, die mit der Herstellung, der Nutzung und dem Lebensende eines Produktsystems verbunden sind, zu berechnen.

Einige Aspekte, die charakteristisch sind für Ökobilanzen biobasierter Produkte, sind jedoch nicht von den genannten Standards abgedeckt. Es gibt verschiedene, sich zum Teil widersprechende Praktiken. Zwar sind diese Praktiken im Rahmen der Beschreibung des Ziels und des Untersuchungsrahmens klar zu dokumentieren. Dennoch führt die uneinheitliche Anwendung der LCA zu uneinheitlichen Ergebnissen führen, deren Grund oft in unterschiedlichen Randbedingungen steckt. Dadurch wird die Vergleichbarkeit verschiedener Studien einschränkt oder Vergleiche sogar unmöglich gemacht.

Hauptziel des Teilprojektes 113 „Harmonisierung von Ökobilanzen biobasierter Produkte“ und des vorliegenden Projektberichts ist es, die Besonderheiten biobasierter Produkte aufzuzeigen, die verschiedenen Ansätze und Praktiken in den hauptsächlich betroffenen Themenbereichen vorzustellen, und, gestützt auf wissenschaftliche Veröffentlichungen, verschiedene Regelwerken und Expertenwissen, Vorschläge zur Vereinheitlichung mit Bezug zum Forschungsprogramm Bioökonomie BW zu machen.

Im Rahmen der vorliegenden Handlungsempfehlungen wurden die Themen LCA-Ansätze (attributionelle und konsequentielle Modellierung), Systemgrenzen, Funktionelle Einheit, Allokation, Kohlenstoffbilanz, Stickstoffbilanz, Wasserbilanz, Land Use und weitere relevante Wirkungskategorien hinsichtlich ihrer Besonderheiten im Zusammenhang mit Ökobilanzen nachwachsender Rohstoffe untersucht und beschrieben.

Darauf aufbauend wurden Vorschläge entwickelt, beispielsweise zur Mitbetrachtung von Düngemittel- und Maschineneinsatz, zur konsistenten Angabe von Heizwert und Wassergehalt, zur Allokation auf Grundlage physikalischer Eigenschaften bei bestimmten Stoffströmen. Weitere Empfehlungen betreffen die getrennte Bilanzierung und Ausweisung von biogenem Kohlenstoff und die Mitbetrachtung von Kohlenstoffemissionen durch Land Use Change. Die Themen Wasserbilanz, Bodendegradation und Biodiversität wurden sehr ausführlich beleuchtet und Vorschläge für die Nutzung vielversprechender Methoden erarbeitet.

Durch die Zusammenarbeit mit dem Projekt ÖkoStoff wurde deutlich, dass bei den Themen Kaskadennutzung und Verteilung der Gutschriften bislang unter Experten kein letztendlicher Konsens mit darauf aufbauenden Methodenempfehlungen erzielt werden kann. Eine vielversprechende Methode zur Bewertung von Wasserverbrauch ist derzeit noch nicht auf ihre Praxistauglichkeit getestet und kann daher noch nicht ohne Einschränkungen empfohlen werden. Bei einigen prinzipiell sehr vielversprechenden Methoden besteht zudem noch weiterer Forschungsbedarf.

Die LCA als Methode des Umweltmanagements und der ökologisch orientierten Entscheidungsunterstützung ist vielseitig einsetzbar. Notwendigerweise sind die entsprechenden Standards relativ offen formuliert. Die in diesem Bericht vorgestellten Empfehlungen zielen darauf ab, mehr Konsistenz in Ökobilanzen der Produkte der Bioökonomie zu erreichen. Trotz einiger weniger offener Punkte können die erzielten Ergebnisse bei einer zukünftigen Anwendung im Rahmen von Ökobilanzen

biobasierter Produkte in Baden-Württemberg für eine erhöhte Vergleichbarkeit der Ergebnisse sorgen.

Ökobilanzen werden weiter routinemäßig erstellt, auch für biobasierte Produkte. Parallel entwickeln Forschungsgruppen auf der ganzen Welt die Methode an sich weiter. Sie verbreitern das Anwendungsspektrum der LCA, erlauben die einfachere Anwendung der LCA und erhöhen weiter die Verlässlichkeit ihrer Ergebnisse. Der vorliegende Bericht ist an der Schnittstelle zwischen Methodenentwicklung und Anwendung anzusiedeln: Die Möglichkeiten, die sich aus der Entwicklung ergeben, werden für die Anwendung aufbereitet und sortiert. Weitere Forschungsarbeiten an dieser Schnittstelle müssen insbesondere auf den Vergleich von biobasierten und fossil-basierten Produkten abzielen, denn der Ersatz der einen durch die anderen ist das erklärte Ziel der Bioökonomie.

Literatur

- ADEME ADEME - Direction Production et Energies Durables (DEPD) (2010): Life Cycle Assessments Applied to First Generation Biofuels Used in France. Final report. Paris.
- BAITZ (2002) Baitz, Martin (2002): Die Bedeutung der funktionsbasierten Charakterisierung von Flächen-Inanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen: Ein Beitrag zur ganzheitlichen Bilanzierung. Dissertation. Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart: Shaker.
- BECK (2010) Beck, T.; Bos, U.; Wittstock, B.; Baitz, M.; Fischer, M.; Sedlbauer, K. (2010): LANCA®. Land Use indicator value calculation in life cycle assessment. Stuttgart: Fraunhofer-Verlag.
- BERGER UND FINKBEINER (2010) Berger, Markus; Finkbeiner, Matthias (2010): Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? In: Sustainability 2 (4), S. 919–944. DOI: 10.3390/su2040919.
- BIOÖKONOMIE (2017) <http://www.bioeconomy-research-bw.de/tp108>
- BOS (2016) Bos, U.; Horn, R.; Beck, T.; Lindner, J.-P.; Fischer, M. (2016): LANCA® - Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. Version 2.0. Stuttgart: Fraunhofer-Verlag.
- BOULAY (2011) Boulay, A. M.; Bulle, C.; Bayart, J. B.; Deschênes, L.; Margni, M. (2011): Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. In: Environmental Science&Technology 45 (20), S. 8948–8957.
- BOULAY ET AL. (2017) Boulay, Anne-Marie; Bare, Jane; Benini, Lorenzo; Berger, Markus; Lathuillière, Michael J.; Manzardo, Alessandro et al. (2017): The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints. Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). In: *Int J Life Cycle Assess* 48, S. 317. DOI: 10.1007/s11367-017-1333-8.

- BRANDAO (2011) Brandão, M.; Milà I Canals, L.; Clift, R. (2011): Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops. Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. In: *Biomass and Bioenergy* 35 (6), S. 2323-2336. DOI: 10.1016/j.biombioe.2009.10.019.
- BRANDAO UND MILA I CANALS (2013) Brandão, M.; Milà i Canals, L. (2013): Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (6), S. 1243-1252. DOI: 10.1007/s11367-012-0381-3.
- BRANDNER (2009) Brandner, M.; Tipper, R.; Hutchinson, C.; Davis, G. (2009): Consequential and attributional approaches to LCA: a guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels. Ecometrica Press, Edinburgh.
- BRENTROP ET AL. (2002) Brentrop, F. et al. (2002): Life Cycle Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol 7 Nr. 6, S. 339-348. Springer Verlag, Heidelberg.
- CBD (1992) UNEP: Convention on Biological Diversity. Treaty Series, No. 30619. United Nations, New York, USA 1992.
- CHAUDHARY ET AL. (2015) Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying land use impacts on biodiversity: combining species-area models and vulnerability indicators. *Environmental science & technology*, 49(16), 9987-9995.
- COELHO UND MICHELSEN (2014) Coelho, C. R., & Michelsen, O. (2014). Land use impacts on biodiversity from kiwifruit production in New Zealand assessed with global and national datasets. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(2), 285-296.
- CONSEQUENTIAL-LCA (2015) Consequential-LCA - Why and when? www.consequential-lca.org. Last checked 3/2017.
- CREUTZIG (2012) Creutzig, F.; Popp, A.; Plevin, R.; Luderer, G.; Minx, J.M.; Edenhofer, O. (2012): Reconciling top-down and bottom-up modelling on future bioenergy deployment. In: *nature climate change*. DOI: 10.1038/NCLIMATE1416.
- Curran et al (2011) Curran, M.; de Baan, L.; De Schryver, A. M. et al.: Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment. *Environmental Science & Technology*. 2011;45:70-79.

- De Baan et al. (2013a) De Baan, L. et al: Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 18 (2013), Nr. 6 S. 1216-1230. Springer Verlag, Heidelberg.
- De Baan et al (2013b) Baan, Laura de; Mutel, Christopher L.; Curran, Michael; Hellweg, Stefanie; Koellner, Thomas (2013): Land use in life cycle assessment. Global characterization factors based on regional and global potential species extinction. In: *Environmental science & technology* 47 (16), S. 9281–9290. DOI: 10.1021/es400592q.
- De Souza et al. (2013) De Souza, D. et al.: Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 18 (2013), Nr. 6, S. 1231-1242. Springer Verlag, Heidelberg.
- DIN 4049-3 Hydrologie - Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie, Beuth, 1994.
- DIN 4049-3 Hydrologie - Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. Beuth Verlag, Berlin, 1994.
- EC 2009/28 EC Directive 2009/28/EC of the European Parliament and the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.
- EC (2010) EC JRC 2010: Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Nachhaltigkeit von Bauwerken – Umweltproduktdeklarationen – Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte; Deutsche Fassung EN 15804: 2012.
- EN 15804
- EN 16760 Biobasierte Produkte – Ökobilanzen; Deutsche Fassung EN 16760:2015
- EKVALL (1997) Ekvall, T.; Tillman, AM: Open-loop recycling – criteria for allocation procedures. *IntTLCA* 1997;2155-62.
- ENVIFOOD (2013) Food SCP RT (2013), ENVIFOOD Protocol, Environmental Assessment of Food and Drink Protocol, European Food Sustainable Consumption and Production Round Table (SCP RT), Working Group 1, Brussels, Belgium.
- ENVIRONDEC (2016) Product Category Classification Arable Crops, environdec, 2016.

- EKVALL UND WEIDEMA (2004) Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171.
- EKVALL (2016) Ekvall, T.; Azapagic, A.; Finnveden, G.; Rydberg, T.; Weidema, B.; Zamagni, A. (2016): Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. In: *Int J Life Cycle Assess* 21 (3), S. 293–296. DOI: 10.1007/s11367-015-1026-0.
- ERLANDSSON (2009) Erlandsson, M.; Almemark, M.: Background data and assumptions made for an LCA of creosote poles, Working report. IVL Swedish Environmental Research Institute; October 2009.
- EU (2013) EU (2013): Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Published April 9th as annex II to the Commission Recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations.
- FEHRENBACH ET AL. (2015) Fehrenbach, H., Grahl, B., Giegrich, J., & Busch, M. (2015). Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(11), 1511-1527.
- FERTILIZERS EUROPE FRISCHKNECHT (2006) <http://fertilizerseurope.com>, last checked 5/2017. Frischknecht, Rolf; Steiner, Roland; Jungbluth, Niels (2006): *The Ecological Scarcity Method - Eco-Factors 2006*. Federal Office for the Environment, Switzerland.
- GARRIGUES (2012) Garrigues, E.; Corson, M. S.; Walter, C.; Angers, D. A.; van der Werf, H. M. G. (2012b): Soil quality indicators in LCA: method presentation with a case study. In: M. S. Corson und van der Werf, H. M. G. (Hg.): *Proceedings 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)*. Saint-Malo, France, 01.10.2012-04.10.2012. INRA. Rennes, S. 343–348.
- GHG PROTOCOLL Pankaj Bhatia, Cynthia Cummis; Andrea Brown; Laura Draucker; David Rich; Holly Lahd (2011): *Product Life Cycle Accounting Reporting Standard*. Greenhouse Gas Protocol.

- GIBON UND
SCHAUBROECK (2017) Gibon, T., & Schaubroeck, T. (2017). Lifting the fog on characteristics and limitations of hybrid LCA—a reply to "Does hybrid LCA with a complete system boundary yield adequate results for product promotion?" by Yi Yang (Int J Life Cycle Assess 22 (3): 456–406, doi: 10.1007/s11367-016-1256-9. The International Journal of Life Cycle Assessment, 22(6), 1005-1008.
- GUINÉE (2002) Guinée, J.B. (Ed.), Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., Van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A, De Bruijn, J.A., Van Duin R., Huijbregts, M.A.J. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Series: Eco-efficiency in industry and science. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht (Hardbound, ISBN 1-4020-0228-9; Paperback, ISBN 1-4020-0557-1).
- HAENEL (2016) Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Freibauer, A.; Döring, U.; Wulf, S. et al. (2016): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2014. Report on methods and data. Thünen-Institut. Braunschweig.
- HERTWICH ET AL.
(2015) Hertwich EG, Gibon T, Bouman EA, Arvesen A, Suh S, Heath GA, Shi L (2015) Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. Proc Natl Acad Sci 112(20):6277–6282
- HOEKSTRA (2011) Hoekstra, Arjen Y.; Chapagain, Ashok K.; Aldaya, Maite M.; Mekonnen, Mesfin M. (2011): The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard. Earthscan, London
- ILCD (2010) ILCD (2010): ILCD Handbook. Specific Guide for Life Cycle Inventory data sets. Luxembourg: Publication Office of the European Union.
- ILCD (2011) European Commission Joint Research Center (2011): ILCD Handbook. Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators.

- IPCC (2003) Penmann, J.; Gytarsky, M.; Hiraishi, T.; Krig, T.; Kruger, D.; Pipatti, R.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K.; Wagner, F. (eds): IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. IPCC, Published IGES, Japan, 2003.
- IPCC (2006A) Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Published: IGES, Japan.
- IPCC (2006B) De Klein Cecile, Novoa Rafael S.A., Ogle Steohen, Smith Keith A., Rochette, Philippe, Wirth Thomas C., McConkey Brian G., Mosier Arvin, Rypdal Kristin: N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Land Use. Chapter 11.
- ISO 14040 ISO 14040 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, 2006.
- ISO 14044 ISO 14044 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, 2006 .
- ISO 14046 ISO 14046 - Environmental management - water footprint - principles, requirements and guidelines, 2014.
- ISO 14067 DIN ISO 14067. Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für quantitative Bestimmung und Kommunikation, 2011.
- JRC (2016) Sala, S; Benini, L.; Castellani, V.; Vidal-Legez, B.: Environmental Footprint – Update of Life Cycle Impact Assessment methods, DRAFT for TAB, Resources, water, land, May 2016.
- KOELLNER (2000) Koellner T. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. Journal of Cleaner Production (2000), Nr. 4 S. 293-311. Elsevier, Exeter.
- KOELLNER (2003) Koellner T. Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality. Dissertation, Universität St. Gallen, Peter Lang, Bern, 2003.

- KOELLNER (2008A) Koellner, T.; Scholz, R.: (2008a) Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *Int J Life Cycle Assess* 13:32–48.
- KOELLNER (2008B) Koellner, T.; Scholz, R. W.: (2008b) Assessment of land use impacts on the natural environment. Appendix: CORINE Plus land-cover definitions. *Int J Life Cycle Assess* 13:48-1–48-3.
- KOELLNER (2013) Koellner, T.; Baan, L. de; Beck, T.; Brandão, M.; Civit, B.; Margni, M. et al. (2013): UNEPSETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (6), S. 1188–1202. DOI: 10.1007/s11367-013-0579-z.
- KOUNINA ET AL. (2013) Kounina, Anna; Margni, Manuele; Bayart, Jean-Baptiste; Boulay, Anne-Marie; Berger, Markus; Bulle, Cecile et al. (2013): Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (3), S. 707–721. DOI: 10.1007/s11367-012-0519-3.
- KTBL (2012) KTBL (Hg.) (2012): Energiepflanzen. Daten für die Planung des Energiepflanzenanbaus. Unter Mitarbeit von T. Belau, H. Döhler, H. Eckel, J. Frisch, N. Fröba, M. Funk et al. 2. Aufl. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
- KTBL (2014) KTBL (Hg.) (2014): Betriebsplanung Landwirtschaft 2014/2015. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Unter Mitarbeit von J. Frisch, S. Fritzsche, N. Fröba, M. Funk, C. Gaio, E. Grimm et al. 24. Aufl. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
- KYLÄRKORPI ET AL. (2005) Kyläkorpi L, Rydgren B, Ellegård A, Miliander S, Grusell E (2005) The biotope method 2005: a method to assess the impact of land use on biodiversity. http://www.vattenfall.com/en/file/2005TheBiotopeMethod_8459811.pdf. Accessed Jan 2013.
- LEAD MARKET INITIATIVE European Commission's Lead Market Initiative (2009): TAKING BIO-BASED FROM PROMISE TO MARKET. Measures to promote the market introduction of innovative bio-based products.

- LINDEIJER (2000) Lindeijer, E. (2000): Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. In: Journal of Cleaner Production 8 (4), S. 313–319. DOI: 10.1016/S0959-6526(00)00025-1.
- LINDNER (2008) Lindner, J. P.: Entwicklung eines Indikators für Biodiversitätsbetrachtungen in Ökobilanzen. Diplomarbeit, Universität Stuttgart (2008).
- LINDNER (2015) Lindner, J. P.: Quantitative Darstellung der Wirkungen landnutzender Prozesse auf die Biodiversität in Ökobilanzen. Dissertation, Universität Stuttgart, Fraunhofer Verlag 2016.
- LINDNER ET AL. (2017 SUBMITTED) Lindner, J. P.; Eberle, U.; Schmincke, E.; Luick, R.; Niblick, B.; Brethauer, L.; Knüpfner, E.; Beck, T.; Schwendt, P.; Schestak, I.; Arana, D.: Biodiversität in Ökobilanzen. Abschlussbericht des F+E-Vorhabens „Weiterentwicklung der Ökobilanzen durch Integration der Biodiversitätsauswirkungen von Produkten“. Bundesamt für Naturschutz, ttp.
- MA (2005) Millenium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, USA 2005.
- MAGURRAN (2004) Magurran A.E.: Measuring Biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 2004.
- MARTIN & SAUERBORN (2006) Martin, Konrad; Sauerborn, Joachim (2013). Agroecology. Dordrecht, Springer.
- MICHELSEN (2008) Michelsen, O.: Assessment of Land Use Impacts on Biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 13 (2008), Nr. 1, S. 22-31. Springer Verlag, Heidelberg.
- MICHELSEN ET AL (2014) Michelsen, O., McDevitt, J. E., & Coelho, C. R. (2014). A comparison of three methods to assess land use impacts on biodiversity in a case study of forestry plantations in New Zealand. The International Journal of Life Cycle Assessment, 19(6), 1214-1225.
- MILÀ I CANALS (2007) Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA (11 pp). In: The International Journal of Life Cycle Assessment 12 (1), S. 5–15. DOI:10.1065/lca2006.05.250.

- MILÀ I CANALS (2007b) Milà i Canals, L.; Romanyà, J.; Cowell, S. J. (2007b): Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). In: Journal of Cleaner Production 15 (15), S. 1426–1440. DOI: 10.1016/j.jclepro.2006.05.005.
- MÜLLER-WENK (1998) Müller-Wenk, R.: Land Use – The Main Thread to Species. How to include Land Use in LCA. IWÖ-Diskussionsbeitrag 64. Institut für Wirtschaft und Ökologie, Universität St. Gallen, Schweiz (1998).
- MÜLLER-WENK (2010) Müller-Wenk, R.; Brandão, M. (2010): Climatic impact of land use in LCA - carbon transfers between vegetation / soil and air. In: Int J Life Cycle Assessment (The International Journal of Life Cycle Assessment) (15), S. 172–182.
- ÖKOSTOFF Nova-Institut (2017): Erstellung von Handlungsempfehlungen für die Durchführung von Ökobilanzen für die stoffliche Nutzung von Biomasse. gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Online verfügbar unter <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22007014.pdf>, zuletzt geprüft am 05.09.2017.
- OSTERBURG (2013) Osterburg B, Rüter S, Freibauer A, Witte T de, Elsasser P, Kätsch S, Leischner B, Paulsen HM, Rock J, Röder N, Sanders J, Schweinle J, Steuk J, Stichnothe H, Stümer W, Welling J, Wolff A (2013): Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 158 p, Thünen Rep 11.
- PAS 2050 BSI (2008): PAS2050. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. London.
- PAWELZIK ET AL. (2013) P. Pawelzik, M. Carus, J. Hotchkiss, R. Narayan, S. Selke, M. Wellisch, M. Weiss, B. Wicke, M.K. Patel (2013): Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations.

- PFISTER (2009) Pfister, S.; Koehler, A.; Hellweg, S. (43): Assessing the Environmental Impacts on Freshwater Consumption in LCA. In: Environmental Science & Technology 2009 (11), S. 4089–4104.
- POSCH (2008) Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni M., Jolliet, O. (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment (13) pp.477–486.
- PREN 16760
RIDOUTT & PFISTER
(2010) prEN 16760: 2014: Biobasierte Produkte - Ökobilanzen. Ridoutt, B. G.; Pfister, S. (2010): A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. In: Global Environmental Change 2010, S. 113–120.
- ROSENBAUM (2008) Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Köhler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z. (2008): USEtox - The UNEPSETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, 13(7): 532-546, 2008.
- SCHUBERT (2006) Schubert, S. (2006): Pflanzenernährung. Grundwissen Bachelor. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer (UTB, 2802)
- SEPPÄLÄ (2006) Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.P. (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. International Journal of Life Cycle Assessment 11(6): 403-416.
- STRUIJS 2009 Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H. and Huijbregts, M.A.J. (2009b). Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition.

- SUH UND YANG (2014) Suh, S., & Yang, Y. (2014). On the uncanny capabilities of consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(6), 1179-1184.
- TILLMANN (2000) Tillmann, AM: Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 2000;20:113-123.
- TORRES DE MATOS (2015) Torres de Matos, C.; Cristobal Garcia, J.; Aurambout, J.-P. (2015): Environmental Sustainability Assessment of Bioeconomy Products and Processes. Progress Report 1. European Commission Joint Research Center. Luxemburg.
- UFZ (2017) Biodiversität und Energie; Umweltforschungszentrum 2017; <https://www.ufz.de/index.php?de=36058>.
- UNEP-SETAC (2011) Sonnemann, G.; Vigon, B. (eds.): Global guidance principles for Life Cycle Assessment Databases – A basis for greener processes and products. UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, Paris, 2011.
- VAN ZELM (2008) Van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Den Hollander, H.A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D. (2008). European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment* 42, 441-453.
- WEIDEMA & LINDEIJER (2001) Weidema, B. P.; Lindeijer, E. (2001): Physical impacts of land use in product life cycle assessment. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Hg. v. Department for Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Lyngby. Technical University of Denmark.
- WEIDEMA (2003) Weidema, B.P.: Market information in life cycle assessment. Project no. 863, Danish Environmental Protection Agency, p.1-147, Copenhagen, 2003.
- WOLF (2014) Wolf M-A, Chomkham Sri K.: *The "Integrated formula" for modeling recycling, energy recovery and reuse in LCA*. White Paper. Berlin: maki Consulting & P.P.P. Intertrader. 2014.
- YANG (2017) Yang Y (2017) Does hybrid LCA with a complete system boundary yield adequate results for product promotion? *Int J Life Cycle Assess* 22(3):456–406.

ZILICH (2016)

Zillich, J.: Bodenqualität in Ökobilanzen – Kritische Überprüfung bestehender Methoden & Anwendung geeigneter Indikatoren in einer Fallstudie. Master Thesis, Universität Hohenheim in Kooperation mit Universität Stuttgart, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, Stuttgart, 2016.