

# Biologische Vielfalt in Ökobilanzen

## Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe

Von Barbara Urban, Christina von Haaren, Helga Kanning, Jürgen Krahl und Axel Munack

### Zusammenfassung

Als etablierte Methode zur Beurteilung von potenziellen Umweltauswirkungen von Produkten steht die Ökobilanz nach den DIN EN ISO-Normen 14040/14044 zur Verfügung. Mit ihrer Hilfe wurde eine Vielzahl von Studien erstellt, die mögliche Wirkungen von Biokraftstoffen und anderen Biomasseprodukten auf die Umwelt untersuchen. Die zunehmend kritisch diskutierten Wirkungen auf die biologische Vielfalt durch den intensiven Anbau von Energiepflanzen fehlen in diesen Untersuchungen jedoch weitgehend, da es keine geeignete Methode gibt, diesen Themenbereich im Rahmen von Ökobilanzen zu prüfen. Dieses Defizit war der Ausgangspunkt für eine von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderte Methodenentwicklung.

Für die Integration von Biodiversitätsaspekten in Ökobilanzen sind einige grundsätzliche Herausforderungen zu bewältigen, insbesondere weil sich die Ermittlung von Umweltbelastungen innerhalb der Ökobilanzierung und Biodiversitätsbewertungen grundlegend in ihrer Methode unterscheiden: Es muss ein Weg gefunden werden, die für die Beurteilung der biologischen Vielfalt erforderlichen räumlichen Bezüge in die produktbezogenen Ökobilanzen, die üblicherweise ohne Flächenbezug vorgehen, einzubringen. Dabei sind die Schwierigkeiten, den Raumbezug zu berücksichtigen, abhängig von der räumlichen Skala und steigen bei kleinmaßstäblichen Betrachtungen.

Der Beitrag stellt einen ersten Forschungsansatz zur Lösung dieser Herausforderungen für Deutschland vor. Es wird ein an die ISO-Normen angelehntes Konzept entwickelt, nach dem regionalisierte agrarstatistische Daten zu Pressure-Indikatoren mit Hilfe eines geografischen Informationssystems mit Biodiversitätsindikatoren verknüpft und in die Ökobilanz eingebracht werden können. Eine besondere Herausforderung stellt dabei die Berücksichtigung von räumlichen Differenzierungen innerhalb der NUTS-3-Raumeinheiten dar.

### Summary

*Biological Diversity in Life Cycle Assessments – Concept for a methodical integration exemplified at biofuels*

Life cycle assessment (LCA) according to DIN EN ISO standards 14040/14044 is available as an established method for the evaluation of potential impacts of products on the environment. With its assistance a multiplicity of studies has been compiled examining possible effects of biofuels and other biomass products on the environment. The increasingly more critically discussed effects of high-intensity cultivation of energy plants on the biological diversity are, however, missing widely in these investigations, since there is no suitable methodology to examine this topic in the context of LCAs. This deficit was the starting point for a fundamental project, promoted by the German Research Foundation, aiming to develop a respective method.

For the integration of biodiversity aspects in LCAs some fundamental challenges have to be mastered, in particular since the methods of LCAs and biodiversity evaluations differ fundamentally: A way must be found to integrate the spatial references necessary for the evaluation of the biological diversity into the product-related LCAs, which usually proceed without areal reference. The difficulties of an appropriate consideration depend on the spatial scale and increase for small-scale views.

The paper presents a first approach, related to Germany, for the solution of these challenges. Based on the ISO standards the concept aims to support decisions on national level, linking region-related agricultural statistical data to biodiversity indicators and integrating them into LCAs by means of a geographical information system. The consideration of spatial differentiations poses a particular challenge within the NUTS-3 units.

Basis getroffen werden. Der Grund dafür ist, dass es keine anerkannte Methode gibt, um die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in Ökobilanzen zu berücksichtigen. Einen Überblick zu diesem Themenfeld geben URBAN et al. (2007).

Dieses methodische Defizit war Ausgangspunkt für ein von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördertes Forschungsvorhaben, das sich mit der „Entwicklung einer Methode zur Bewertung der Arten- und Biotopvielfalt in Ökobilanzen am Beispiel biogener Kraftstoffe“ befasst (ein Kooperationsprojekt zwischen dem Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover und dem Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik des Johann Heinrich von Thünen-Instituts in Braunschweig, ehemals FAL). Um diese breite Aufgabe handhabbarer zu gestalten, wurden einige Themeneinschränkungen vorgenommen (Tab. 2).

Der vorliegende Artikel hat das Ziel, das in diesem Forschungsvorhaben entwickelte Konzept zur Integration von Biodiversität in Ökobilanzen (Anwendungsbeispiel Ethanol aus Weizen) vorzustellen. In Abschnitt 2 werden der zugrunde liegende Forschungsansatz und die Vorgehensweise bei der Methodenentwicklung erläutert. Der entstandene Methodenentwurf wird in Abschnitt 3 dargestellt.

## 2 Forschungsansatz und Vorgehensweise bei der Methodenentwicklung

### 2.1 Forschungsansatz

Um die Biodiversität angemessen in eine Bewertung der Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus einbeziehen zu können, ist ein Bezug auf konkrete Räume unerlässlich, denn dort sind die Ökosysteme unterschiedlich ausgeprägt und die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus differieren je nach Empfindlichkeit und Wert von Natur und Landschaft. Bisherige Methodenansätze zur Beurteilung der Auswirkungen gingen deshalb raumspezifisch, auf den Einzelfall bezogen vor und bewerten konkrete Einzelflächen. Allerdings müssen dann diese Flächen für den Energiepflanzenanbau erstens schon konkret bekannt sein und zweitens sind die Ergebnisse nur für diese Flächen gültig. Die Besonderheit der Ökobilanz, räumlich übergreifende Aussagen über die Umweltwirkung von verschiedenen Produkten treffen zu können, geht bei einem solchen Ansatz

## 1 Themenüberblick und -eingrenzung

Die nachhaltige Erzeugung von Biomasse für Kraftstoffe wird derzeit intensiv diskutiert. Neben den Fragen der Auswirkungen auf das Klima geraten dabei die Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität zunehmend in den Fokus des Interesses. Die Klimaschutzziele sollen erreicht werden und dies soll möglichst nicht mit negativen Umweltwirkungen in anderen Bereichen verknüpft sein. Ein standardisiertes Instrument zur Abschätzung von Umweltwirkungen von Produkten ist die auf einem Lebenszyklus-Ansatz beruhende Ökobilanz nach den ISO-Normen 14040/14044 (DIN EN

ISO 14040 und 14044, 2006). Dieses Instrument ist geeignet, Mengenzielfestlegungen sowie produktbezogene Steuerungsansätze, wie die Zertifizierung von Produkten, zu unterstützen. Es gibt mittlerweile eine Vielzahl von Ökobilanzstudien zu nachwachsenden Energieträgern. Einen Einblick in ein typisches Ergebnis gibt Tab. 1 für den Lebenswegvergleich Weizen (REINHARDT & ZEMANEK 2000).

Eine Analyse von Ökobilanzstudien ergab, dass bislang die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt weitgehend fehlen. Das bedeutet, dass die häufig auf Ökobilanzen basierenden politischen Grundsatz- und Förderentscheidungen auf einer unvollständigen

verloren. Ökobilanzen werden aber für Entscheidungen auf höheren Entscheidungsebenen wie der Bundesebene besonders benötigt, da die dort vorgenommenen Zielsetzungen (z.B. Biomasseanteile an der Energieversorgung) und daran anknüpfende Instrumente überwiegend keine (klein-)räumlichen Differenzierungen vornehmen können. Die bisher für diesen Zweck verfügbaren Ökobilanzmethoden arbeiten ohne Flächenbezug (bzw. mit großräumigen geografischen Systemgrenzen wie Europa) und klammern aufgrund der methodischen Schwierigkeiten den Aspekt der Auswirkungen auf die Biodiversität weitgehend aus (s. URBAN et al. 2007). Die Herausforderung besteht also darin, einen Weg zu finden, räumlich differenzierte Biodiversitätsbeurteilungen in die Ökobilanz einzubringen, ohne den räumlich übergreifenden Charakter der Ökobilanz aufzugeben.

Neuer Ansatz der hier vorgestellten Methode zur Erreichung dieses Ziels ist die Verknüpfung methodischer Vorgehensweisen der räumlichen Umweltplanung (vgl. HAAREN 2004, JESSEL & TOBIAS 2002) mit der Ökobilanzmethode. Das soll durch die Einführung räumlich-statistischer Verfahren in die Ökobilanz gelingen.

Daraus resultieren insbesondere drei Vorteile:

- ▶ Anwendbarkeit der Ergebnisse für Entscheidungen auf Bundesebene;
- ▶ Möglichkeit, Veränderungen auf der Landschaftsebene zu berücksichtigen;
- ▶ Integration räumlicher Differenzen durch Verwendung regionalisierter Daten und Verknüpfung mit einem Geografischen Informationssystem.

## 2.2 Vorgehensweise bei der Methodenentwicklung

Das Vorgehen bei der Methodenentwicklung orientiert sich an Methoden der Umweltpla-

nung, räumlich-statistischen Auswertungen sowie an den Ökobilanznormen (DIN EN ISO 14040 und 14044, 2006, im Folgenden kurz DIN genannt), in deren Struktur der neue Methodenansatz passen soll. Die Arbeitsschritte der Ökobilanz bilden daher den „roten Faden“ für die Methodenentwicklung. Einige zentrale Vorgaben der Normen und die sich daraus ergebenden Anforderungen an einen neuen Methodenansatz werden im Folgenden zusammengefasst.

### 2.2.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Als erster Arbeitsschritt der Ökobilanz sind Ziel und Untersuchungsrahmen eindeutig festzulegen und auf die beabsichtigte Anwendung abzustimmen. Übliches Ziel bei Ökobilanzen von Bioenergieträgern ist es, unter jeweils gleichen bilanztechnischen Rahmenbedingungen die Produkte auf der Basis von Lebenswegvergleichen untereinander oder mit dem erschöpflichen Energieträger unter ökologischen Gesichtspunkten zu vergleichen (KALTSCHMITT & REINHARDT 1997).

Ziel der zu entwickelnden Methode ist es, in diesen Vergleich die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt einzubeziehen (Themenengrenzung wie oben beschrieben). Spätere Anwendungen könnten darin bestehen, Beiträge zu liefern für bundesweite Entscheidungen über die Förderwürdigkeit von Biokraftstoffen, über Mengenziele für den Anteil des Energieträgers Biokraftstoffe am Gesamtenergieverbrauch oder auch für die Zertifizierung von Biokraftstoffen.

Bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens müssen viele Punkte berücksichtigt und eindeutig beschrieben werden: die funktionelle Einheit, das zu untersuchende Produktsystem, Systemgrenzen, Allokationsverfahren, Methoden zur Wirkungsabschätzung und Auswertung usw. Die Ökobilanz unterscheidet sich von vielen anderen Methoden dadurch, dass sie ein relativer Ansatz

auf der Basis einer funktionellen Einheit ist. Die funktionelle Einheit legt die Quantifizierung der betrachteten Funktionen (im Sinne von Zwecken oder Einsatzbereichen) fest. Übliche Bezugsgrößen bei landwirtschaftlichen Produkten sind die Erträge in Kilogramm der getrockneten Ernte pro Flächeneinheit. Hinsichtlich der hier betrachteten Fragestellung, welche Umweltbelastung mit dem Einsatz verschiedener Biokraftstoffe verbunden ist, ist dann die Transportleistung in Personenkilometern pro Hektar Anbaufläche pro Jahr die geeignete funktionelle Einheit (vgl. Abschnitt 3.7).

Das zu untersuchende Produktionssystem ist festzulegen und in Prozessmodule zu unterteilen, für die In- und Outputdaten erhoben werden. Für die hier zu untersuchende Frage (Auswirkungen der Anbauphase für den Biokraftstoff auf die biologische Vielfalt) sind dementsprechend diejenigen Parameter der landwirtschaftlichen Produktion zu ermitteln, mit denen eine diesbezügliche Aussage erstellt werden kann. Um den erwähnten notwendigen Raumbezug für die Biodiversitätsbewertung zu integrieren, werden räumlich differenzierte Modellkulturen mit statistischen Werten entworfen (vgl. Abschnitt 3.2). Weiterhin ist die Definition eines geeigneten Referenzsystems von Bedeutung, da geklärt werden muss, welcher Anteil von Umweltwirkungen überhaupt dem Produkt zuzuordnen ist. Als Referenzsystem soll der Ist-Zustand der Landnutzungen in den Landkreisen dienen; die Veränderungen durch den Energiepflanzenanbau können diesem dann im Vergleich zugerechnet werden (vgl. Abschnitt 3.6).

### 2.2.2 Sachbilanz

In der Sachbilanz, dem zweiten Schritt der Ökobilanz, werden durch Messung, Berechnung oder Schätzung Daten zusammengestellt, um die In- und Outputs der verschiedenen Prozessmodule des zu untersuchen-

Tab. 1: Basis-Lebenswegvergleich Weizen – Weizen-Quaderballen im Vergleich zu Heizöl EL in Heizwerk (REINHARDT & ZEMANEK 2000).

Parameter	Bioenergieträger				fossile Energieträger		Saldo
	Bezug ha*a	Produktion	Bereitstellung	energet. Nutzung	fossile Vorkette	energet. Nutzung	
erschöpfll. Primärenergieträger	GJ	13,9	0,38	7,0	16,7	151	-146
CO <sub>2</sub> -Äquivalente	kg	2 741	29,2	1 004	1 297	11 274	-8 796
CO <sub>2</sub> fossil	kg	844	28,3	445	1 240	11 198	-11 121
CH <sub>4</sub>	kg	1,7	0,01	2,4	2,1	1,3	0,67
N <sub>2</sub> O	kg	6,0	0,00	1,6	0,04	0,15	7,5
SO <sub>2</sub> -Äquivalente	kg	20,2	0,20	37,5	6,3	6,7	44,8
SO <sub>2</sub>	kg	1,7	0,02	11,7	4,7	3,5	5,1
NO	kg	4,8	0,26	32,9	2,2	4,6	31,1
HCl	g	25,1	0,04	3 148	14,2	8,1	3 151
NH <sub>3</sub>	kg	8,1	0,00	0,00	0,00	0,00	8,1
N gesamt	kg	8,1	0,08	10,0	0,68	1,4	16,1
CO	kg	1,1	0,07	21,5	0,62	3,2	18,8
NMHC	g	371	33,4	3 109	2 088	748	677
Dieselpartikel	g	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Staub	g	637	0,45	454	196	157	738
Formaldehyd	g	22,6	2,4	72,1	11,1	11,3	74,7
Benzol	g	6,0	0,58	346	11,7	0,09	341
Benzo(a)pyren	mg	0,54	0,06	15,6	0,50	4,5	11,3
TCDD-Äquivalente	ng	286	1,4	1 783	385	245	1 441

den Produktionsprozesses zu quantifizieren. Für die zu entwickelnde Methode kommen prinzipiell drei Datentypen in Betracht:

- ▶ Durchschnittswerte (z.B. für Naturnähe oder Bedeutung für Segetalarten);
- ▶ Daten aus bundesweiten räumlichen Erhebungen (z.B. agrarstatistische Erhebungen oder Monitoringdaten);
- ▶ Daten aus Einzelerhebungen, aus denen bundesweit anwendbare Aussagen abgeleitet werden können.

### 2.2.3 Wirkungsabschätzung

In der Wirkungsabschätzung werden die Sachbilanzdaten mit spezifischen Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren verbunden, wobei versucht wird, die sich ergebenden potenziellen Wirkungen festzustellen. Die verbindlichen Bestandteile einer Wirkungsabschätzung zeigt Abb. 1; Tab. 3 gibt zur Erläuterung Begriffsbeispiele für die Wirkungskategorie Klimaänderung.

Meist werden bereits vorhandene Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren oder Charakterisierungsmodelle, die in verschiedenen Methoden zur Wirkungsabschätzung integriert sind (s.u.), in Ökobilanz-Studien verwendet. Sind diese jedoch nicht ausreichend, um das festgelegte Ziel und den Untersuchungsrahmen zu erfüllen, können nach Rahmenvorgaben neue entwickelt werden. Für die hier angestrebte Integration von Biodiversitätsbewertungen der Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus ist die Wirkungskategorie „land use“ geeignet. Das „Handbook on Life Cycle Assessment“ (GUINÉE et al. 2002) nennt diese Wirkungskategorie im Zusammenhang mit dem Verlust an Biodiversität, um zugleich anzumerken, dass bisher kein anerkanntes methodisches Konzept dafür existiert. Eine Literaturstudie ergab, dass es zwar einige Ansätze, aber keine anerkannte, anwendbare Methode für diesen Teil der Umweltbewertung gibt (URBAN et al. 2007).

Im Forschungsvorhaben wird versucht, durch die Verknüpfung der Ökobilanzmethode mit raum- und umweltplanerischen Arbeitsweisen einen Methodenansatz zu entwickeln, der, soweit möglich, auf anerkannte Bewertungsmethoden für die biologische Vielfalt zurückgreift. Kernpunkt ist die Entwicklung geeigneter räumlicher und inhaltlicher Wirkungsindikatoren, die die Auswirkungen verschiedener räumlicher und qualitativer Ausprägungen des Energiepflanzenanbaus auf die Biodiversität darstellen können (vgl. Abschnitt 3.6). In der Logik der Ökobilanz müsste ein Indikator die „Biodiversitätsveränderung“ pro Hektar und Jahr durch diesen Anbau abbilden. In der Literatur werden in diesem Zusammenhang die Prozesse der Transformation und Okkupation unterschieden, um die zeitliche Komponente einer längeren Flächenbelegung berücksichtigen zu können (vgl. URBAN et al. 2007).

Abb. 2 zeigt das in der DIN vorgesehene Konzept für Wirkungsindikatoren am Beispiel der Wirkungskategorie Versauerung. Der Wirkungsindikator kann entlang des gesamten Umweltwirkungsmechanismus von den Sachbilanzergebnissen bis zu den Wirkungsendpunkten gewählt werden. Wichtig

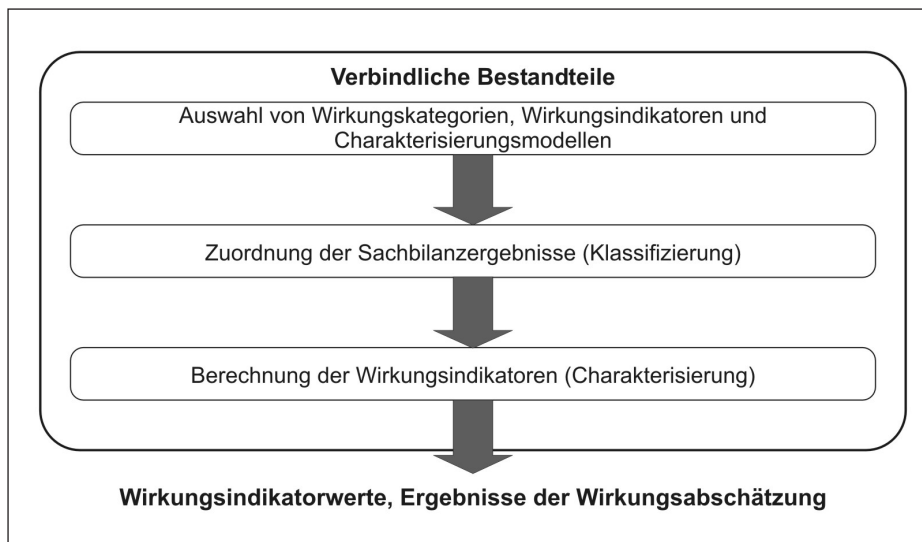


Abb. 1: Verbindliche Bestandteile der Wirkungsabschätzungsphase nach DIN EN ISO 14040 (2006).

	behandeltes Thema	nicht behandelt
Raum	Deutschland	weltweite Auswirkungen
Wirkungskategorie der Ökobilanz	„land use“ – Teilaspekt Arten und Biotope	andere Aspekte von „land use“, wie z.B. Bodenauswirkungen, und andere Wirkungskategorien, wie z.B. Ozonabbau, einschließlich deren Folgewirkungen auf die Arten- und Biotopvielfalt
Phasen des Produktlebenszyklus	Anbau von Biomasse	andere Lebenswegphasen, wie z.B. Gebrauch der Kraftstoffe
Biodiversität	potenzielle Vielfalt von Arten und Biotopen der Agrarlandschaft	genetische Vielfalt, Untersuchungen von Einzelarten oder -flächen

Begriff	Beispiel
Wirkungskategorie	Klimaänderung
Sachbilanzergebnisse	Menge an Treibhausgas je funktioneller Einheit
Charakterisierungsmodell	Szenario „Baseline“ über 100 Jahre des zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen.
Wirkungsindikator	Verstärkung der Infrarotstrahlung (W/m <sup>2</sup> )
Charakterisierungsfaktor	Treibhauspotential für jedes Treibhausgas (kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente/kg Gas)
Wirkungsindikatorwert	Kilogramm der CO <sub>2</sub> -Äquivalente je funktionelle Einheit
Wirkungsendpunkte	Korallenriffe, Wälder, Ernten
Umweltrelevanz	Verstärkung der Infrarotstrahlung steht stellvertretend für mögliche Wirkungen auf das Klima, die durch Emissionen hervorgerufen werden

ist die Eignung des Wirkungsindikators, die Wirkungen für den oder die Wirkungsendpunkt(e) mindestens qualitativ wiederzugeben. Die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung) schließt die Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren ein.

Wie bereits erwähnt, steht in der Praxis eine Vielzahl von Methoden für Wirkungsabschätzungen in Ökobilanzen zur Verfügung, die versuchen, einen möglichst großen Teil an Umweltaspekten zu berücksichtigen. Bekannt sind z.B. die Methode der ökologischen Knappheit, der Eco-Indikator 99 und die CML-Methode (Umweltinstitut der Uni-

versität Leiden). Im Rahmen dieser Methoden werden verschiedene Wirkungen auf die Umwelt in unterschiedlichen Wirkungskategorien jeweils auf eine charakteristische Art miteinander in Beziehung gesetzt und zum Teil auch aggregiert. Da es im vorliegenden Forschungsprojekt um eine Methode zur Bewertung einer speziellen Umweltwirkung innerhalb einer Wirkungskategorie geht, können diese übergreifenden Methoden nicht als Grundlage herangezogen werden.

In dem letzten Arbeitsschritt der Ökobilanz, der abschließenden Auswertung, werden die Resultate zusammengefasst und dienen der Ableitung von Schlussfolgerungen und Empfehlungen.

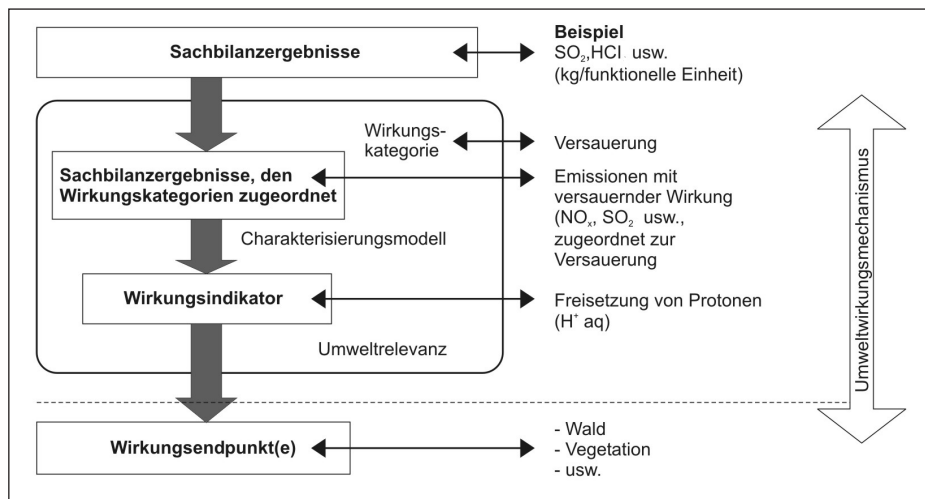


Abb. 2: Konzept der Wirkungsindikatoren (DIN EN ISO 14044, 2006).

### 3 Methodenentwurf

Im Folgenden wird als Zwischenergebnis des Forschungsvorhabens ein erstes methodisches Konzept vorgestellt. Es ist im Rahmen der in Abschnitt 2.2 beschriebenen Methodenentwicklung entstanden und soll ermöglichen, räumliche Bewertungen der Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in die Ökobilanz von Biokraftstoffen zu integrieren. Abb. 3 zeigt eine Gesamtdarstellung des Vorgehens. Die einzelnen Schritte werden nachstehend erläutert.

#### 3.1 Auswahl eines Biokraftstoffs

In einem ersten Schritt ist der zu bilanzierende Biokraftstoff auszuwählen. Da im Projekt die Methodenentwicklung im Mittelpunkt steht, soll die beispielhafte Anwendung mit einer gängigen Kultur erfolgen, für die landwirtschaftliche Grundlagendaten problemlos verfügbar sind. Die Ethanol-Herstellung aus Weizen erfüllt diese Bedingung und soll deshalb als Anwendungsbeispiel dienen.

#### 3.2 Entwurf von Modellkulturen mit statistischen Werten auf Landkreisebene

Mit Hilfe statistischer Daten werden von den Hauptackerfrüchten und Grünland auf Landkreisebene Modellkulturen entworfen. Diese Daten und Modellkulturen werden für die Indikatoren von allen landwirtschaftlichen Hauptnutzungen – nicht nur für Weizen – benötigt, um Verschiebungen zwischen den Kulturen durch den Biomasseanbau abbilden zu können (vgl. Abschnitt 3.6). Die Arbeit mit Modellkulturen ist eine bereits praktizierte Methode in Ökobilanzen. Abb. 4 zeigt z.B. das entworfene Produktionssystem für Ackerfrüchte (Mais, Weizen) bei GUINÉE et al. (2006).

Auf Landkreisebene liegen Daten der jeweiligen Flächenanteile bzw. -größen, der Erträge sowie des Düngemiteleinsatzes für die verschiedenen Feldfrüchte vor (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2003 sowie Daten aus dem Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem RAU-

MIS, vgl. HENRICHSMeyer et al. 1996). Für die regionalisierte Betrachtung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln können Daten des „Netzwerk(s) zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands (NEPTUN)“ verwendet werden (ROSSBERG et al. 2002). Diese Agrardaten werden im Geografischen Informationssystem (GIS) mit den räumlichen Daten der Verwaltungsgrenzen der Landkreise in Verbindung gesetzt (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2007).

#### 3.3 Raumtypisierung durch Verknüpfung von Landkreisen mit Landschaftsräumen

Die entstandene Karte wird zur weiteren Differenzierung mit den räumlichen Daten von

CORINE Land Cover 2000 (Umweltbundesamt 2004) verbunden. Je nach dem Bedarf im Indikatorensystem (vgl. Abschnitt 3.6) können in Kombination mit dieser Ausgangskarte verschiedene Raumtypisierungen im GIS vorgenommen werden.

#### 3.4 Ermittlung des Flächenbedarfs für ein Biokraftstoffziel

Um eine Abschätzung der Auswirkungen des Anbaus für einen bestimmten Biokraftstoff vornehmen zu können, wird angenommen, eine gewünschte Menge an Biokraftstoffen würde nur durch diesen bestimmten Kraftstoff gedeckt werden. Sollen beispielsweise 8 % des Kraftstoffbedarfs in Deutschland durch Biokraftstoffe aus Weizen abgedeckt werden, kann der dafür benötigte Flächenbedarf für ganz Deutschland errechnet werden.

#### 3.5 Skizzierung von Szenarien

Um die Auswirkungen des Landnutzungswandels durch den Energiepflanzenanbau in dem ermittelten Flächenumfang (vgl. 3.4) grob einschätzen zu können, werden zwei verschiedene Szenarien entworfen. In einem Szenario „worst case“ werden die benötigten Flächen (soweit ackerbaulich möglich) weitgehend gleichmäßig auf alle Landkreise verteilt. Es wird davon ausgegangen, dass mögliche Wirkungen wie Grünlandumbbruch oder Inanspruchnahme von für den Naturschutz wertvollen Bereichen nicht bei der Flächenauswahl berücksichtigt werden. In dem Szenario „räumlich optimiert“ soll dagegen auf großflächigen Grünlandumbbruch verzichtet werden und die benötigten Flächen sollen, soweit das auf dieser Maßstabsebene möglich ist, räumlich optimiert verteilt werden. Für die biologische Vielfalt wichtige Berei-



Abb. 3: Darstellung des Methodenentwurfs als Ablaufskizze

che werden in diesem Szenario von einer möglichen Nutzung für den Energiepflanzenanbau ausgenommen. Für jeden Landkreis können prozentual die maximalen Flächengrößen für den Anbau im GIS ermittelt werden. Bei einer Überschreitung dieser Flächenmenge würde die Schädigung der biologischen Vielfalt steil ansteigen, da empfindliche Flächen in Anspruch genommen werden müssten. Ein Ergebnis dieser Analyse könnte auch sein, dass eine bestimmte Bio-kraftstoffquote räumlich optimiert nicht erreichbar ist.

### 3.6 Entwicklung eines Indikatorensystems

Mit Hilfe eines Indikatorensystems sollen die Wirkungen des Energiepflanzenbaus auf die biologische Vielfalt innerhalb der zwei Szenariooptionen abgebildet und bewertet werden (z.B. durch einen erhöhten Weizenanbau für Ethanol, im Vergleich zweier Szenarien, um eine bestimmte Bio-kraftstoffquote zu erfüllen, vgl. Abschnitte 3.1 bis 3.5). Mit Unterstützung eines Geografischen Informationssystems sollen für den gesamten entsprechend Abschnitt 3.4 ermittelten Flächenumfang regionalisierte Bewertungen vorgenommen werden. Aufgrund dieses großen Flächenausmaßes besteht die Notwendigkeit einer hohen Formalisierung der Bewertung. Auswirkungen auf die Biodiversität sind auf drei verschiedenen Ebenen denkbar:

- ▶ auf der Landschaftsebene,
- ▶ in der direkten Umgebung der Nutzflächen,
- ▶ auf den Nutzflächen selbst.

#### 3.6.1 Wirkungen auf der Landschaftsebene

Die gravierendsten Wirkungen auf die Biodiversität sind auf der großräumigen Landschaftsebene zu erwarten, da der Anbau der Energiepflanzen zur Intensivierung bisher nicht oder extensiv genutzter Flächen führen kann. Diese Landschaftsveränderungen haben erhebliche Auswirkungen auf die Biodiversität. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (2007) führt in seinem Sondergutachten „Klimaschutz durch Biomasse“ hier als mögliche Ursachen insbesondere zusätzliche Monokulturen, Grünlandumbruch, Entwässerung von Moorböden, Wiederbewirtschaftung von Stilllegungsflächen, Aufgabe von im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen geförderten extensiven Wirtschaftsweisen sowie Veränderungen in geschützten Gebieten an. In diesem Zusammenhang wird ein oben genannter Vorteil des Vorgehens mit bundesweiten räumlichen Daten deutlich (vgl. Abschnitt 2), weil damit Auswirkungen auf der Landschaftsebene abbildbar werden. Eine Vorgehensweise, die sich auf die Bilanzierung von Einzelflächen beschränkt, könnte diese wichtige Ebene nicht berücksichtigen.

Auf dieser Wirkebene soll ein Indikator gefunden werden, der die Veränderungen des Anteils und der Verteilung der verschiedenen Nutzungstypen abbilden kann, um die beschriebenen Wirkungen darzustellen. Es ist

ein Vorgehen mit einem modifizierten Shannon-Weaver-Index geplant, mit dem das Anbauverhältnis landwirtschaftlicher Kulturarten dargestellt werden soll (in Anlehnung an WETTERICH & KÖPKE 2003). Der Bewertungsmaßstab ist dabei grundsätzlich die Vielfalt im landwirtschaftlichen Anbau. Dabei wird eine hohe Anzahl von verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen positiv bewertet und es wird prinzipiell davon ausgegangen, dass eine Homogenisierung im Landschaftsmaßstab negativ für die Biodiversität ist (HABER 2008). Mit dem Shannon-Weaver-Index würde zunächst einfach die Veränderung der Vielfalt der landwirtschaftlichen Nutzungen in den beiden Szenarien im Vergleich zum Ausgangszustand ermittelt werden. Dabei soll jedoch beachtet werden, dass eine möglichst hohe Anzahl und Gleichverteilung von landwirtschaftlichen Nutzungen pro Landkreis noch nicht den idealen Maßstab darstellen kann. Andernfalls könnte unter Umständen z.B. der Grünlandumbruch in einem Grünland-dominierten Landkreis positiv bewertet werden. Als Lösung dieses Problems soll ein regionalisierter Maßstab eingeführt werden. Die einfachste Möglichkeit dafür ist, die derzeit bestehende Flächenverteilung pro Landkreis als Maßstab zu nutzen und die Veränderungen im jeweiligen Landkreis im GIS zu ermitteln.

#### 3.6.2 Wirkungen auf die direkte Umgebung der Nutzflächen

In der direkten Umgebung der Nutzflächen kommen insbesondere Kleinstrukturen und Randbiotope in Frage, die vom Biomasseanbau betroffen sein könnten. Kleinstrukturen und -biotopen wie kleinen Feldgehölzen, Hecken oder Säumen kommt unter Biodiversitätsgesichtspunkten eine besondere Bedeutung zu. Als Bewertungsmaßstab für etwaige negative Änderungen der Kleinstruktur-ausstattung durch den Energiepflanzenanbau können z.B. Boniturnoten für Kleinstrukturen (WETTERICH & HAAS 2000), Zieldaten für ökologisch angestrebte Strukturen in verschiedenen Landschaftstypen (KNAUER 1993) oder Sollwerte für Kleinstrukturen, die sich nach der regionalen Anbauintensität richten (Julius Kühn-Institut 2008) dienen. Als Datengrundlage soll das Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturen des Julius Kühn-Instituts (2008) verwendet werden, das flächendeckend für die Bundesrepublik den Anteil an Kleinbiotopen an der landwirtschaftlichen Fläche verzeichnet. Über die veränderten Flächennutzungen in den Szenarien im GIS sollen die sich verändernden Anteile der Kleinstrukturen abgeschätzt werden.

#### 3.6.3 Wirkungen auf den Nutzflächen

Die Bewertung auf den Nutzflächen selbst soll durch die Generierung von „Situations-typen“ erfolgen. Ein solcher Situationstyp ist durch eine Kombination von Fruchtart, naturräumlicher Situation und Bewirtschaftungsintensität gekennzeichnet. Es können dann prozentual auf Landkreisebene Paarungen gebildet werden, welche Nutzung durch den Energiepflanzenanbau ersetzt wird (Beim Beispiel Weizen für Ethanol würde

dann Mais durch Weizen ersetzt, Grünland durch Weizen ersetzt usw., in der Größenordnung und Verteilung wie unter 3.1 bis 3.5 ermittelt.). Auf dieser Ebene wurden bisher kaum geeignete Indikatoren für die biologische Vielfalt entwickelt.

Letztendlich muss eine Aussage über die Eignung der landwirtschaftlichen Nutzung in der jeweiligen naturräumlichen Situation für die Förderung der Biodiversität getroffen werden. Ein möglicher Bewertungsmaßstab ist die Habitateignung der Flächennutzungen. WETTERICH & KÖPKE (2003) schlagen ein Verfahren nach Bachinger vor, das auf den von der OECD entwickelten Habitat-Matrix-Indikator zurückgeht. Sehr verkürzt wiedergegeben können danach über standörtliche Differenzierungen und regionale Bewirtschaftungsintensitäten potenzielle Biotopwerte der verschiedenen Landnutzungen ermittelt werden. Eine solche Auswertung ist über die vorhandenen Daten im GIS auf Landkreisebene möglich (vgl. Abschnitte 3.1 bis 3.5). Es wäre also auf der Typusebene eine regional differenzierte Klassifizierung der landwirtschaftlichen Nutzungen in Bezug auf die biologische Vielfalt vorzunehmen. Methodisch kann hier einerseits auf die zahlreichen Biotopwertverfahren zurückgegriffen werden, die der Bilanzierung im Rahmen der Eingriffsregelung dienen. In diesem Zusammenhang werden unterschiedlichen Biotoptypen Wertziffern zugeordnet, um den Zustand vor und nach einem Eingriff zu bewerten und den notwendigen Kompensationsumfang zu ermitteln (KÖPPEL et al. 2004). Zusätzlich können für die Abschätzungen von Veränderungen durch Fruchtartenwechsel auf dem Acker standörtliche Unterschiede zu Grunde gelegt werden. Ein Wechsel von Ackerwildkräuter begünstigenden Fruchtarten (Wintergetreide) mit im Verhältnis geringeren Herbizidanwendungen zu weniger günstigen (z.B. Raps) auf Standorten, die schutzwürdige Ackerwildkräuter hervorbringen (nährstoffarme Kalk- oder Sandstandorte), würde dann als Impact mit einem Punktabzug bewertet. Ebenfalls könnte ein Wechsel von Kulturen mit hohem Insektizideinsatz zu Kulturen mit geringerem Anwendungsindex als Verbesserung der Situation für die Fauna gewertet werden.

Im Projekt sollen verschiedene Wege erprobt werden. Sollte es sich als nicht realisierbar herausstellen, auf dieser Ebene einen Indikator zu finden, wäre zu prüfen, ob nicht mit einem Indikator auf der Landschaftsebene (Abschnitt 3.6.1) eine Aussage über potenzielle Habitateignungen getroffen werden kann.

### 3.7 Integration der Indikatoren in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz

Um die Ergebnisse in die Wirkungsabschätzung einer Ökobilanz einbringen zu können, müssen sie auf eine funktionelle Einheit bezogen werden (vgl. Abschnitt 2). Als Bezugspunkt dienen die Hektarerträge pro Jahr. Es kann ermittelt werden, wie viele Liter Ethanol auf einem Hektar Weizenacker pro Jahr erwirtschaftet werden können. Dieser

Wert kann dann leicht in die übliche funktionelle Einheit von Biokraftstoffen – *Transportleistung in Personenkilometern pro Hektar und Jahr* – umgewandelt werden. Die in Abschnitt 3.6 erzielten Bewertungsergebnisse beziehen sich auf den unter 3.4 angenommenen gesamten Flächenumfang für den Biokraftstoffbedarf. Dementsprechend müssen die Ergebnisse durch die Hektarzahl dividiert werden, um einen auf den einzelnen Hektar bezogenen Wert zu erhalten.

Diese Umwandlung der Resultate der durch verschiedene Indikatoren gestützten Bewertung (vgl. Abschnitt 3.6) in hektarbezogene Bewertungsergebnisse ist jedoch ein schwieriger Schritt. Für jeden Indikator müssen Sach- und Wertebene über klare Bewertungsregeln miteinander verknüpft werden, um die Ergebnisse auf einer Bewertungsskala einordnen zu können (FÜRST & SCHOLLES 2001). Eine Möglichkeit dafür, die häufig in Ökobilanzmethoden, z.B. beim Eco-Indikator 99, verwendet wird, ist die Vergabe von Bewertungspunkten. Hier ist klarzustellen, dass die Resultate auf keinen Fall für proportionale Verrechnungen geeignet sein können (doppelte Flächenmenge führt nicht zwangsläufig zu doppeltem Schaden).

#### 4 Diskussion und Ausblick

Der vorgestellte Methodenentwurf weist einen grundsätzlich gangbaren Weg der Verbindung von Ökobilanz und räumlichen Vorgehensweisen der Umweltplanung auf. Für die Übertragung des Vorgehens auf den konkreten Raum sind allerdings Probleme durch unzureichende Datengrundlagen absehbar.

Eine Schnittstelle besteht zu den Arbeiten einer neu eingerichteten Arbeitsgruppe der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Diese Initiative arbeitet seit vielen Jahren international an der Weiterentwicklung der Ökobilanzmethodik. Eine im Mai 2008 neu eingerichtete Arbeitsgruppe entwickelt Charakterisierungsfaktoren für Landnutzungs- auswirkungen auf die Biodiversität. Die Arbeiten gehen auf einen Ansatz von KOELLNER (2003), den Leiter der Arbeitsgruppe, zurück. Er hatte auf der Grundlage von Kartierungen der Anzahl von Gefäßpflanzen verschiedener Landnutzungen im Schweizer Tiefland Bewertungsfaktoren entwickelt. Als Ziel der Arbeitsgruppe um KOELLNER sollen weltweit alle Landnutzungen in der Einteilung von CORINE Landcover (also vom Reisfeld bis zur Industrie- und Gewerbefläche) mit jeweils charakteristischen Artenzahlen von Gefäßpflanzen der jeweiligen biogeografischen Region belegt werden. Die daraus entwickelten Faktoren für verschiedene Flächentypen können dann in den typischen Datenbanken von Basisdatensätzen zur Ökobilanzierung Verwendung finden. Möglicherweise könnten sich die Aktivitäten der genannten Arbeitsgruppe und der hier vorgestellte Ansatz gegenseitig ergänzen. Die Schnittmenge ist allerdings begrenzt. Erstens geht es bei KOELLNER nicht um landwirtschaftliche Nutzungen, sondern ganz allgemein um Flächen- nutzungen. Mit der Landnutzungseinteilung von CORINE Landcover können Unter-

schiede zwischen verschiedenen Feldfrüchten nicht erfasst werden. Dennoch könnte der Ansatz, die typische Anzahl von Gefäßpflanzen pro (landwirtschaftliche) Landnutzung (regional) festzustellen, auch für das hier vorgestellte Forschungsprojekt interessant sein. Zweitens werden bei dem Vorgehen der genannten Arbeitsgruppe die für Biodiversitätsbewertungen wichtigen räumlichen Ebenen der Landschaft und der Umgebung der Flächen nicht berücksichtigt (vgl. Abschnitt 3.6.1 und 3.6.2).

Aktuell erfolgt eine erste Umsetzung im GIS. Parallel dazu wird der Ansatz mit Hilfe von Experteninterviews sowie weiterer Literatur- und Datenrecherche weiterentwickelt. Ziel dieses Grundlagenprojektes ist es, einen grundsätzlich gangbaren und in Bezug auf die Nutzung der Ergebnisse der Ökobilanz angemessenen Weg zu entwickeln, wie Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in die Methode der Ökobilanzierung aufgenommen werden können. Es bleibt jedoch abschließend anzumerken, dass selbst eine vollkommene Umsetzung des hier vorgeschlagenen Weges nur eine grobe Abschätzung von Wirkungen auf die Biodiversität ermöglichen könnte. Selbstverständlich bleiben Untersuchungen vor Ort unabdingbar, wenn konkrete Aussagen über die Auswirkungen verschiedener Anbausysteme auf die biologische Vielfalt getroffen werden sollen. Das hier vorgeschlagene System könnte jedoch für bundesweite Grundsatzentscheidungen zu Mengenzielen sowie für oder gegen bestimmte Biokraftstoffe (oder perspektivisch auch für andere Biomasseprodukte), die häufig mit Hilfe von Ökobilanzen getroffen werden und bei denen noch keine konkreten Anbaustandorte bekannt sind, eine wertvolle Ergänzung bilden.

#### Literatur

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2007): VG 250, Ebenen. Verwaltungsgrenzen der Bundesrepublik Deutschland (Landkreise) 1 : 250 000.

DIN EN ISO 14040 (2006): Umweltmanagement. Ökobilanz. Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsche Fassung EN ISO 14040: 2006, Deutsches Institut für Normung (DIN), Berlin.

DIN EN ISO 14044 (2006): Umweltmanagement. Ökobilanz. Anforderungen und Anleitungen. Deutsche Fassung EN ISO 14044: 2006, Deutsches Institut für Normung (DIN), Berlin.

FÜRST, D., SCHOLLES, F. (Hrsg., 2001): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung. Handbücher zum Umweltschutz 4. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.

GUINÉE, J. B., 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, H., VAN DUIN, R., HUIJBREGTS, M. A. J., LINDEIJER, E., ROORDA, A. A. H., VAN DER VEN, B. L., WEIDEMA, B. P. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.

–, VAN OERS, L., DE KONING, A., TAMIS, W. (2006): Life cycle approaches for Conservation Agriculture. Final report. Institute of Environmental Sciences (CML), Leiden University, CML report 171, Leiden, the Netherlands.

HAAREN, C. V. (Hrsg., 2004): Landschaftsplanung. UTB, Ulmer, Stuttgart.

HABER, W. (2008): Biological Diversity – a Concept Going Astray? GAIA 17/S1, 91-96.

HENRICHSMAYER, W., CYPRIS, C., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., VON SOTHEN, F., ISERMAYER, F., SCHEFSKY, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FAST- ERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANEGOLD, D., MEIER, T. (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUM- IS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielf. Mskr., Bonn/Braunschweig.

JESSEL, B., TOBIAS, K. (2002): Ökologisch orientierte Planung. UTB, Ulmer, Stuttgart.

Julius Kühn-Institut (2008): Verzeichnis der regionalisierten Kleinstrukturanteile. [www.jki.bund.de/cln\\_045/nn\\_807132/DE/Home/pflanzen\\_\\_schuetzen/intergru/kleinstruktur/kleinstruktur\\_\\_node.html\\_\\_nnn=true](http://www.jki.bund.de/cln_045/nn_807132/DE/Home/pflanzen__schuetzen/intergru/kleinstruktur/kleinstruktur__node.html__nnn=true). Stand: 25.8.2008.

KALTSCHMITT, M., REINHARDT, G. A. (1997): Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg, Braunschweig.

KNAUER, N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft: Situation – Konflikte – Lösungen. Ulmer, Stuttgart.

KOELLNER, T. (2003): Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality. European University Studies, Series V Economics and Management, 3012. Peter Lang, Bern, Berlin, Brüssel.

KÖPPEL, J., PETERS, W., WENDE, W. (2004): Eingriffsregelung – Umweltverträglichkeitsprüfung – FFH-Verträglichkeitsprüfung. UTB, Ulmer, Stuttgart.

REINHARDT, G. A., ZEMANEK, G. (2000): Ökobilanz Bioenergieträger: Basisdaten, Ergebnisse, Bewertungen. Initiativen zum Umweltschutz 17, Erich Schmidt, Berlin.

ROSSBERG, D., GUTSCHE, V., ENZIAN, S., WICK, M. (2002): NEPTUN 2000 – Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 98.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 2007): Klimaschutz durch Biomasse, Sondergutachten. Hausdruck. [www.umweltrat.de/02gutach/download/02/sonderg/SG\\_Biomasse\\_2007\\_Hausdruck.pdf](http://www.umweltrat.de/02gutach/download/02/sonderg/SG_Biomasse_2007_Hausdruck.pdf). Stand: 26.8.2008.

Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Hrsg., 2003): Statistik regional, Daten für die Kreise und kreisfreien Städte Deutschlands.

Umweltbundesamt, DLR-DFD (2004): CORINE Land Cover 2000, Daten zur Bodenbedeckung Deutschland.

URBAN, B., KRAHL, J., MUNACK, A., KANNING, H., HAAREN, C. V. (2007): Analyse der Ökobilanz als Methode zur Beurteilung von Auswirkungen des landwirtschaftlichen Anbaus für Biokraftstoffe auf die Biodiversität. *Landbauforschung Völknerode* 57, (4), 419-427.

WETTERICH, F., HAAS, G. (2000): Ökobilanz der Landwirtschaft im Allgäu: Umweltkategorien Landschaftsbild, Biotop- und Artenschutz. *Natur und Landschaft* 75, (12), 474-480.

–, KÖPKE, U. (2003): Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion – Testphase –, Band 2: Biologische Vielfalt und Landschaftsästhetik. Erarbeitet im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.

*Anschriften der Verfasser(innen): Dipl.-Ing. Barbara Urban<sup>1,2</sup>, Prof. Dr. Christina von Haaren<sup>1</sup>, Prof. Dr.-Ing. Helga Kanning<sup>1</sup>, Prof. Dr. Jürgen Krahl<sup>2,3</sup> und Prof. Dr.-Ing. Axel Munack<sup>2</sup>.*

<sup>1</sup> Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, Herrenhäuser Straße 2, D-30419 Hannover, E-Mail

<sup>2</sup> Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, E-Mail [barbara.urban@viti.bund.de](mailto:barbara.urban@viti.bund.de)

<sup>3</sup> Hochschule Coburg, Friedrich-Streib-Straße 2, D-96450 Coburg

## Ergänzung

... zum Beitrag „Biologische Vielfalt in Ökobilanzen – Konzept für eine methodische Integration am Beispiel biogener Kraftstoffe“ von Barbara Urban, Christina von Haaren, Helga Kanning, Jürgen Krahl und Axel Munack in *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40, (12), 2008, 409–414.

In dem Beitrag wurde durch ein technisches Versehen beim Heftumbruch Abb. 4

nicht mit abgedruckt. Dieses zeigt als ein Beispiel für die Arbeit mit Modellkulturen als eine bereits praktizierte Methode in Ökobilanzen das entworfene Produktionssystem für Ackerfrüchte (Mais, Weizen; nach GUINÉE et al. 2006). Wir veröffentlichen die Abbildung an dieser Stelle nachträglich und bitten unsere Leserinnen und Leser um Entschuldigung.  
Die Redaktion

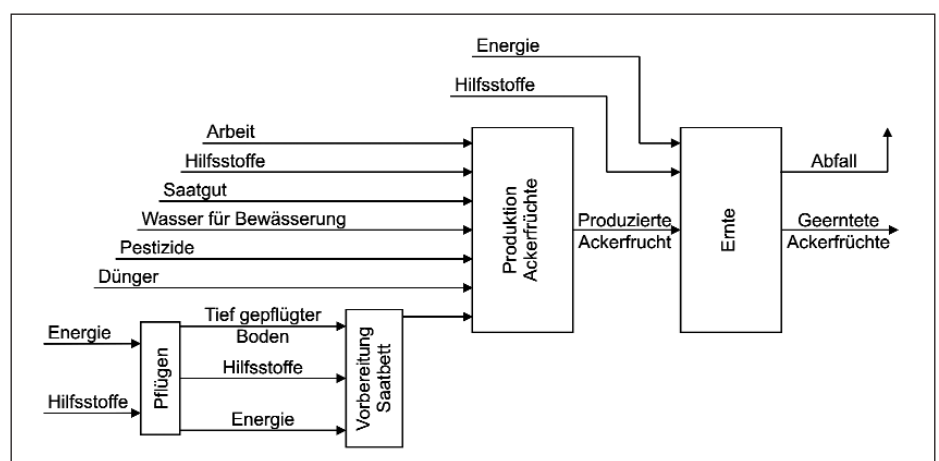


Abb. 4: Produktionssystem Ackerfrüchte (Mais, Weizen) (nach GUINÉE et al. 2006).