
Keßeler, T.: Umweltmanagement in Betrieb und Produktionskette: Einbeziehung ökologischer Parameter in betriebliche Entscheidungsprozesse. In: Berg, E.; Henrichsmeyer, W.; Schiefer, G.: Agrarwirtschaft in der Informationsgesellschaft. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., Band 35, Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag (1999), S.275-282.

UMWELTMANAGEMENT IN BETRIEB UND PRODUKTIONSKETTE: EINBEZIEHUNG ÖKOLOGISCHER PARAMETER IN BETRIEBLICHE ENTSCHEIDUNGSPROZESSE

von

T. KEBELER*

1 Einführung

In der hier vorliegenden Arbeit sollen die Möglichkeiten und Erfordernisse eines umfassenden Stoffstrommanagements für eine land- und ernährungswirtschaftliche Produktionskette erarbeitet werden. Dabei soll untersucht werden inwieweit sich umweltrelevante Auswirkungen entlang einer Produktionskette erfassen lassen. Ziel ist es dabei Stoff- und Energieströme auf einzelbetrieblicher Ebene erfassbar und bewertbar zu machen, um künftig als Entscheidungsgrundlage nutzbar zu sein.

2 Die Methodik der Ökobilanzierung

Im Zuge der Weiterentwicklung einer einheitlichen Vorgehensweise zur Beurteilung der Umweltwirkungen hat sich die mehrdimensionale Ökobilanzierung durchgesetzt, die letztlich auch mit der Formulierung der internationalen Norm DIN EN ISO 14040 "Ökobilanz" zum Ausdruck gekommen ist (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN), 1997). Eine ausführliche Analyse und Bewertung der verschiedenen Ansätze zur Ökobilanzierung finden sich in KEBELER (1996) wieder.

2.1 Die Schwierigkeiten der Kategorisierung der Umweltwirkungen bei der Wirkungsabschätzung

Bei der mehrdimensionalen Ökobilanzierung kommt der Kategorisierung der Umweltwirkungen bei dem Schritt der Wirkungsabschätzung eine große Bedeutung zu. Eine allgemein gültige einheitliche Liste der zu berücksichtigenden Umweltwirkungen gibt es zur Zeit nicht. Mit der Erarbeitung einer internationalen Norm (ISO 14042) soll ein verbindliches Vorgehen zur Verwendung der relevanten Wirkungskategorien in Ökobilanzen festgelegt werden. Es wurden jedoch bereits eine große Anzahl von weitgehend identischen Listen von Wirkungskategorien veröffentlicht (vgl. u.a.: KLÖPFER UND RENNER, 1994; UMWELTBUNDESAMT, 1995; DIN-NAGUS, 1995, zitiert nach KALTSCHMIDT UND REINHARDT, 1997). Eine aktuelle Standardliste der Wirkungskategorien für die Ökobilanzierung entstammt einem internen Papier zur Vorbereitung der internationalen Norm ISO 14042 aus dem DIN-NAGUS auf welches sich KALTSCHMIDT UND REINHARDT (1997) beziehen (Tab. 1).

Tabelle 1: Aktuelle Standardliste der Wirkungskategorien für Ökobilanzen nach DIN-NAGUS (KALTSCHMIDT UND REINHARDT, 1997)

1.	Ressourcenverbrauch
2.	Naturraumbespruchung
3.	Treibhauseffekt
4.	Ozonabbau
5.	Versauerung
6.	Eutrophierung
7.	Ökotoxizität
8.	Humantoxizität
9.	Sommersmog
10.	Lärmbelastung

* Dipl. Ing. agr. Thomas Keßler, Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre, Lehrstuhl für Unternehmensführung, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Meckenheimer Allee 174, 53115 Bonn

Insbesondere bei umfassenden Ökobilanzen von Endprodukten welche an mehreren Orten und Produktionsstätten entstehen, oder welche einen erheblichen Transport erfahren, ist es wichtig die verschiedenen Umweltwirkungen klar zu gliedern. So durchlaufen Nahrungsmittel innerhalb der ernährungswirtschaftlichen Produktionskette von landwirtschaftlichen Betrieb über das verarbeitende Gewerbe bis zum Lebensmitteleinzelhandel sehr unterschiedliche Produktions- und Verarbeitungsstätten. Für die Beurteilung eines solchen Produktes ist es daher erforderlich die unterschiedlichen Umweltwirkungen auf den einzelnen Prozeßstufen miteinander vergleichbar zu machen. Daher kann es auch notwendig erscheinen für eine solche Analyse für die verschiedenen Produktionstätten unterschiedliche Kategorien zur Wirkungsabschätzung zu erarbeiten.

2.2 Anpassung der Wirkungskategorien für die Anwendung in der Landwirtschaft

Vor dem Hintergrund der Diskussionen um die Zusammenfassung der Daten aus der Sachbilanz zu sachlich richtigen Wirkungskategorien tritt die Frage auf, ob für unterschiedliche Produktionsbereiche mit recht unterschiedlichen Wirkungen auf die Umwelt auch unterschiedliche Wirkungskategorien bei deren Analyse angewandt werden müssen. Diese Argumentation stützt sich dabei weitestgehend auf der Einteilung der Wirkungskategorien in "Pflicht und Kür".

Die landwirtschaftliche Primärproduktion unterscheidet sich in vielen Dingen von der industriellen Erzeugung von Waren. Die landwirtschaftliche Produktion ist, wie wohl keine andere, von der Natur und der Umwelt direkt abhängig, da ihre wesentliche Produktionsfaktoren direkt der Natur entstammen. Sie wird stärker als andere Zweige unmittelbar von Umweltveränderungen beeinflusst. Umgekehrt hat die Landwirtschaft durch ihr unmittelbares Wirken in und mit der Natur selbstverständlich auch eine besonderen Einfluß auf diese. Eine Analyse der Wirkungen der landwirtschaftlichen Produktion scheint vor diesem Hintergrund sinnvoll und eine Überprüfung der Ökobilanzierungsmethode im Hinblick auf die Gültigkeit der bisher allgemein gültigen Wirkungskategorien notwendig. GEIER UND KÖPKE (1998) haben sich mit diesem Problem eingehend beschäftigt und eine Analyse landwirtschaftlicher Wirkungskategorien (Umweltwirkungsbereiche) durchgeführt. Dabei haben sie die Merkmale des landwirtschaftlichen Einflusses auf bestimmte Umweltwirkungsbereiche bezogen auf die Bundesrepublik Deutschland analysiert und versucht den nationalen Anteil der Landwirtschaft an den einzelnen Umweltwirkungsbereichen unter Zuhilfenahme verschiedener Quellen zu bestimmen. GEIER UND KÖPKE (1998) legen eine Liste von insgesamt 12 landwirtschaftlichen Umweltwirkungsbereichen (Tab. 2) vor.

Tabelle 2: Landwirtschaftliche Wirkungskategorien zur Durchführung einer Ökobilanz in landwirtschaftlichen Betrieben und deren räumliche Wirksamkeit (KEBELER, 1998b, z.T. in Anlehnung an GEIER UND KÖPKE, 1998)

Wirkungskategorien	Art der Anwendung	räumliche Wirksamkeit
Biotop- & Artenschutz	obligatorisch	lokal
Landschaftsbild	obligatorisch	lokal
Bodenschutz	obligatorisch	lokal
Trinkwasserschutz	in Wassereinzugsgebieten obligatorisch	lokal
Eutrophierung	obligatorisch	regional
Versauerung	obligatorisch	regional
Treibhauseffekt	obligatorisch	global
Ressourcenverbrauch	empfehlenswert	global
Ökotoxizität	obligatorisch	regional
Humantoxizität	obligatorisch	lokal
Geruch	im Einzelfall zu prüfen	lokal
Tiergerechtheit	obligatorisch	nicht zuordbar

Mit der Festlegung bedeutender landwirtschaftlicher Wirkungskategorien ist die Voraussetzung geschaffen unterschiedliche Produktionssysteme miteinander zu vergleichen. Weiterhin

wird damit auch eine Grundlage bereitgestellt auf der die Umweltwirkungen der gesamten Nahrungsmittelerzeugung, z.B. über eine Produktionskette hinweg, erfaßt werden kann.

3 Die Verwendung von Umweltindikatoren zur Erfassung von Wirkungskategorien

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt die zu erfassenden Umweltwirkungen, sowohl allgemein wie auch spezifisch für die Landwirtschaft, anhand von Wirkungskategorien, dargestellt worden sind, soll nun kurz erläutert werden wie diese Umweltwirkungen, speziell in der Landwirtschaft, anhand von einfach zu erfassenden Umweltindikatoren dargestellt werden können.

3.1 Ableitung von Umweltindikatoren zur Erfassung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen

Für die Abschätzung der Umweltwirkungen in Unternehmen können Umweltindikatoren verwendet werden (KEBELER, 1998a; GEIER UND KÖPKE, 1998; sowie FUCHS ET AL., 1998). Mit dem Konzept der Kritischen Umweltbelastung Landwirtschaft (KUL) von ECKERT UND BREITSCHUH (1997) gibt es bereits seit einiger Zeit einen ersten Ansatz Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion bewertbar zu machen. Ziel des KUL-Ansatzes ist es, über einfach zu erhebende Parameter verschiedene Kriterien abzubilden. Dazu werden Kenngrößen in einem vorgegebenen Toleranzbereich mit Punkten bonitiert. Danach könnte dann ein landwirtschaftlicher Betrieb aufgrund seiner Punktzahl unter umweltrelevanten Gesichtspunkten bewertet werden. Dieser Ansatz kann daher als eine Spezifizierung einer eindimensionalen Ökobilanz auf die Landwirtschaft betrachtet werden. Dieser, zu Beginn der Beschäftigung mit der Ökobilanzierung favorisierte Ansatz, wird jedoch zunehmend skeptisch beurteilt (vgl. u.a. UMWELTBUNDESAMT, 1995b; KAMINSKE ET AL., 1995; GIEGRICH ET AL., 1995; KEBELER, 1996), spiegelt nicht mehr den aktuellen Kenntnisstand wieder und ist nicht mit der DIN ISO 14040 vereinbar, auch wenn einzelnen Indikatoren des KUL durchaus in einem mehrdimensionalen Ökobilanzierungsansatz integriert werden können. Des weiteren muß die Festlegung von Toleranzbereichen zur Bonitierung der einzelnen Umweltkriterien, wie er im KUL verfolgt wird, als subjektiv bezeichnet und daher abgelehnt werden.

GEIER UND KÖPKE (1998) haben auf der Basis der von ihnen für die Landwirtschaft erarbeiteten Umweltwirkungsbereiche ebenfalls einen detaillierten Vorschlag für ein Umweltindikatorensystem landwirtschaftlicher Betriebe erarbeitet. Das von GEIER UND KÖPKE (1998) vorgelegte Umweltindikatorensystem scheint als Grundlage für die weitere Diskussion gut geeignet. Ein solches Umweltindikatorensystem kann dabei auch als Grundlage für den Nachweis der Umweltwirkungen der Produktion eines landwirtschaftlichen Betriebes im Rahmen eines Umweltmanagementsystem nach ISO 14001 oder in Anlehnung an die EU-Öko-Audit-Verordnung dienen. So wird auf der Gutswirtschaft Kleinaltendorf, einem Versuchsgut der Universität Bonn, ein an die betrieblichen Verhältnisse angepaßtes Umweltindikatorensystem im Rahmen eines, sich in der Einführung befindlichen Umweltmanagementsystems, angewandt (Tab. 3).

3.2 Erfassung der Umweltindikatoren auf dem landwirtschaftlichen Betrieb

Für die landwirtschaftliche Praxis ist es dabei von großer Bedeutung, daß die Umweltindikatoren einfach zu erfassen sind und dabei auf Datenmaterial zurückgegriffen werden kann, welches bereits im Unternehmen vorhanden ist und daher nur noch aufbereitet werden muß. Viele der vorgeschlagenen Indikatoren können dabei die von ihnen dargestellten Wirkungskategorien nicht hundertprozentig exakt, aber hinreichend, abbilden. Eine genaue Erfassung der Wirkungskategorien wäre aber mit einem unverhältnismässig hohen Aufwand verbunden und in der landwirtschaftlichen Praxis nicht praktikabel.

Tabelle 3: Landwirtschaftliche Wirkungskategorien, Umweltindikatoren und deren Erfassung
- Vorläufige Liste im Rahmen der Einführung eines Umweltmanagementsystems
(KEBELER, 1998b)

Wirkungskategorien	Umweltindikatoren für die betriebliche Ebene	Erfassung der Umweltindikatoren	Art der Indikatoren
Biotop- und Artenschutz	<ul style="list-style-type: none"> - mit Herbiziden u. Insektiziden behandelte Fläche - N-Düngungsniveau - Anwendung des Schadschwellenprinzips 	<ul style="list-style-type: none"> - Ackerschlagdatei (ASK) - ASK gemäß Dünge-VO - Dokumentation 	- qualitativ
Landschaftsbild	<ul style="list-style-type: none"> - Randstrukturen - Kulturartenvielfalt 	<ul style="list-style-type: none"> - Kartenmaterial - ASK 	- qualitativ
Gewässer-schutz	<ul style="list-style-type: none"> - Austrag von Pflanzenschutzmittel in Gewässer - N-Austrag in Gewässer - P-Austrag in Gewässer 	<ul style="list-style-type: none"> - Einhaltung der PSM-§ (Abstandsauflagen, Spritzmittelreste etc) - Lagerungs- u. Ausbringtechnik, N-Saldo (n. Dünge-VO) - P- Saldo (n. Dünge-VO) 	- qualitativ
Bodenschutz	<ul style="list-style-type: none"> - Bodenverdichtung - Erosion - Humushaushalt - Zufuhr von toxischen Stoffen 	<ul style="list-style-type: none"> - Schätzverfahren - Schätzverfahren - Humuseinheiten - diverse Quellen 	- qualitativ
Eutrophie-rung & Ver-sauerung	<ul style="list-style-type: none"> - Ammoniak-Verluste - N-Austrag in Gewässer - P-Austrag in Gewässer 	<ul style="list-style-type: none"> - Verluste bei Stall, Lagerung und Ausbringung (nach Faustzahlen) 	- quantitativ
Humanto-xizität (An-wenderschutz)	<ul style="list-style-type: none"> - Verwendung von Pflanzenschutz-mitteln 	<ul style="list-style-type: none"> - Verwendung von Schutzkleidung und Verhalten bei Befüllung und Ausbringung - Klassifizierung der Pflanzenschutz-mittel 	- qualitativ
Ressourcen-verbrauch	<ul style="list-style-type: none"> - Primärenergie - Wasser - Betriebsstoffe 	<ul style="list-style-type: none"> - Betriebsdaten (Dokumente, Rechnungen, etc.) - Kalkulation aufgrund von Betriebsda-ten (nach Faustzahlen) 	- quantitativ
Treibhaus-effekt	<ul style="list-style-type: none"> - CO₂ - Methan - N₂O 	<ul style="list-style-type: none"> - Kalkulation aufgrund von Betriebsda-ten (nach Faustzahlen) 	- quantitativ
Ozonabbau	<ul style="list-style-type: none"> - N₂O 	<ul style="list-style-type: none"> - Kalkulation aufgrund v. Betriebsdaten (nach Faustzahlen) 	- quantitativ
Geruch		- beschreibende Darstellung	- qualitativ
Abfall		- Betriebsdaten	- quantitativ
Lärm		- beschreibende Darstellung	- qualitativ

Es ist offensichtlich, daß bei den Umweltindikatoren dabei generell zwischen qualitativ und quantitativ zu erfassenden Indikatoren unterschieden werden kann.

3.2.1 Quantitative Erfassung von Umweltindikatoren

Quantitative Indikatoren können mengenmäßig erfaßt und miteinander vergleichbar gemacht werden. Die Ressourcenverbräuche wie Wasser, Energie, Rohstoffe können dabei unmittelbar quantifiziert werden. Andere durch quantitative Indikatoren zu erfassende Wirkungskategorien können durch die Erfassung von spezifischen Äquivalenten die Wirkungen unterschiedlicher Inputs und Outputs auf eine einzelne Wirkungskategorie beschreiben. So lassen sich z.B. Wirkungen von unterschiedlichen Stoffen auf den Treibhauseffekt als CO₂-Äquivalente darstellen. Andere Wirkungskategorien die sich derart darstellen lassen sind Versauerung (in SO₂-Äquivalenten) und Eutrophierung (in PO₄-Äquivalenten). Damit wird ersichtlich, daß Indikatoren in der Regel leichter zu quantifizieren sind, je globaler ihre Einfluß auf die Umwelt wirkt.

3.2.2 Qualitative Erfassung von Umweltindikatoren

Wie sich aus Tabelle 3 unschwer erkennen läßt, läßt sich die Mehrzahl der ausgewählten Indikatoren meist nur qualitativ zu erfassen. Je spezifischer und damit lokaler ein Umwelteinfluß wird, desto stärker erscheint er auch lediglich qualitativ zu beschreiben.

So sind die Wirkungskategorien Biotop- und Artenschutz, Landschaftsbild, Gewässerschutz, Boden, Humantoxizität, Geruch und Lärm für einen landwirtschaftlichen Betrieb bei einem vertretbaren Aufwand lediglich qualitativ erfaßbar. Die für ihre Erfassung als geeignet bewerteten qualitativen Umweltindikatoren lassen einen direkten quantitativen Vergleich mit weiteren Stufen der Prozeßkette kaum zu. Über diese Indikatoren können jedoch Vergleiche zwischen einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben durchgeführt werden. Auch ist es durchaus möglich prozeßkettenübergreifende Wirkungskategorien qualitativ zu erfassen und dann verbal zu bewerten. Wirkungskategorien wie Eutrophierung, Versauerung, Ressourcenverbrauch, Treibhauseffekt, Ozonabbau und Abfall scheinen dem gegenüber leichter zu quantifizieren und damit auch prozeßkettenübergreifend zu erfassen.

4. Möglichkeiten einer kettenübergreifenden Analyse von Umweltwirkungen von Lebensmitteln durch Wirkungskategorien

Aus den Ausführungen in Kapitel 3 kann gefolgert werden, daß die Bewertung eines Produktes im Hinblick auf die Umweltwirkungen seiner Erzeugung mit Hilfe von Wirkungskategorien prinzipiell für jede Stufe der Herstellung aufgezeigt werden kann. Es soll nunmehr untersucht werden, wie dies bei einer land- und ernährungswirtschaftliche Prozeßkette bewerkstelligt werden kann. Dabei ist ein differenzierter Katalog von Wirkungskategorien mit entsprechenden Umweltinformationen für die einzelnen Stufen der Prozeßkette zu erarbeiten um diese dann übergreifend miteinander vergleichen zu können. Bei einer solchen Betrachtung ist die quantitative Vergleichbarkeit für die einzelnen Wirkungsbereiche von großer Bedeutung.

4.1 Die kettenübergreifende Analyse von Umweltwirkungen anhand einer Matrix ökologischer Probleme

HUMMEL (1996) hat bereits eine produktionskettenübergreifende Analyse der ökologischen Probleme für eine Baumwollkette durchgeführt (Tab. 4). Dabei hat er bei seiner Analyse insgesamt sieben verschiedene ökologische Probleme, welche als Wirkungskategorien der Umweltbeanspruchung bezeichnet werden können, unterschieden. Diese wurden zur Bewertung der gesamten Produktions- und Gebrauchskette von der Baumwollproduktion über die Verarbeitung, den Transport, den Gebrauch und die Entsorgung der Kleidung hinweg herangezogen. Dabei wurden bei den ökologischen Problemen verbal in kleine, mittlere und große Probleme unterschieden. Eine Offenlegung des Auswahl und Bewertungsprozesses wird dabei nicht vorgenommen. Sowohl die Auswahl- der Wirkungskategorien als auch die Bewertung ökologischen Probleme scheinen in Anlehnung an die Methodik der ABC-Analyse durchgeführt worden zu sein. Eine Überprüfung der getroffenen Annahmen mit gemessenen oder kalkulierten ökologischen Kennzahlen scheint dabei nicht vorgenommen worden zu sein. Zur Einordnung der Methodik der ABC-Analyse im Vergleich mit der mehrdimensionalen Ökobilanzierung sei hier auf KEBELER (1996a) verwiesen.

Aus dieser Matrix ökologischer Probleme lassen sich nunmehr zwei wesentliche Aussagen ableiten. Zum einen kann für jede Wirkungskategorie angegeben werden welche Glieder der Produktionskette (in dem gewählten Beispiel einschließlich des Verbrauchs und der Entsorgung) einen entscheidenden Einfluß auf sie ausüben. Zum anderen können für jedes Glied der Prozeßkette auch noch die für sie bedeutendsten Wirkungskategorien benannt werden. Weiter läßt sich vermuten, daß für jedes Prozeßkettenglied eine weitere Aufgliederung in Teilprozesse möglich erscheint um somit die ökologischen Probleme auf jeder einzelnen Stufe noch detaillierter analysieren zu können.

Tabelle 4: Matrix ökologischer Probleme in der Baumwollkette (nach HUMMEL, 1996)

	Cotton	Spinning/ Knitting	Finishing	Manufac- turing	Use of clo- thes	Disposal	Transports
Soil							
Water							
Air							
Ressources							
Energy							
Waste							
Toxic aspects							

small problem

 medium problem

 big problem

Eine solche Matrix ökologischer Probleme kann mit Hilfe von spezifischen Umweltindikatoren für jedes einzelne Prozesskettenglied aufgebaut und gefüllt werden. Eine genaue Erfassung von quantifizierbaren Umweltindikatoren erscheint dabei, so dies möglich ist, wünschenswert, um die getroffenen Annahmen zu verifizieren und möglicherweise ökologische Schwachstellen noch deutlicher sichtbar zu machen. Damit könnte eine solche Matrix ökologischer Probleme von der Ebene einer ABC-Analyse auf die Ebene einer mehrdimensionalen Ökobilanzierung weiterentwickelt werden. Es soll daher im weiteren untersucht werden, ob die mehrdimensionale Ökobilanzierungsmethode geeignet ist Zusammenhänge, wie sie in einer Matrix ökologischer Zusammenhänge beschrieben werden, detaillierter, und damit für betriebliche Entscheidungsprozesse verbindlicher, darzustellen.

4.2 Kettenübergreifende Analyse von Wirkungskategorien einer land- und ernährungswirtschaftlichen Prozeßkette - Ergebnisse einer Fallstudie

In einer Fallstudie für die DLG haben GEIER ET AL. (1997) für eine land- und ernährungswirtschaftliche Prozeßkette eine übergreifende Analyse der Wirkungskategorie Treibhauseffekt sowie innerhalb der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch den Primärenergieverbrauch am Beispiel der Herstellung eines Kochschinkens untersucht. Dabei wurde die Produktion eines Kilogramms verkaufsfähigen Kochschinkens von der Landwirtschaft (incl. aller Vorleistungen wie Strom, Dünger, Spritzmittel, Futtermittel, Maschineneinsatz, Betriebsmittel) ausgehend, über den Transport, die Schlachtung, die Verarbeitung bis zur Auslieferung an den Lebensmitteleinzelhandel untersucht. Die genaue Vorgehensweise und die verwendeten Daten können der Studie entnommen werden. Die einzelnen Zahlen und Daten dieser Untersuchung müssen in erster Linie als Fallbeispiel vor dem Hintergrund der betrachteten Unternehmen und Betriebe verstanden werden. Wichtig ist jedoch, daß das methodische Vorgehen eine kettenübergreifende Betrachtung von Wirkungskategorien zuläßt. Dieses Vorgehen ist dabei prinzipiell für alle in Kapitel 3.2.1 beschriebenen quantitative zu erfassenden Wirkungskategorien möglich.

Tabelle 5 gibt einige Ergebnisse der Studie wieder. Die beiden untersuchten Wirkungskategorien Primärenergie (als Teil des Ressourcenverbrauchs) und Treibhauseffekt sind dabei kettenübergreifend erhoben worden. Dabei wurden alle Inputs und Outputs in einer Sachbilanz erfaßt und auf ihre Wirkungen untersucht. Die Daten sind für die Prozeßkettenglieder Landwirtschaft, Transporte sowie Fleischverarbeitung zusammenfassend dargestellt und teilweise noch weiter aufgesplittet worden.

Tabelle 5: Vergleich von Wirkungskategorien über eine gesamte Prozeßkette hinweg (KEßLER, 1998b)¹

	Landwirtschaft			Verarbeitung		Transporte		
	Getreideproduktion	Ferkelerzeugung	Schweinemast	Schlachtereie	Fleischfabrik	Trans. z. Schlachtereie	Trans. z. Fleischfabrik	Trans. z. Einzelhandel
Primärenergieeinsatz, insgesamt: 24,05 MJ/kg Kochschinken	8,45 (35,1 %)	2,31 (9,6 %)	6,14 (25,5 %)	2,15 (9 %)	3,36 (14 %)	0,23 (0,9 %)	0,45 (1,8 %)	0,96 (4 %)
	16,9 (70,2 %)			5,51 (23 %)		1,64 (6,8 %)		
Treibhauseffekt, insgesamt: 2,35 kg CO ₂ -Äquival./kg Kochschinken	1,11 (47,2 %)	0,21 (9 %)	0,56 (23,9 %)	0,14 (5,9 %)	0,21 (9 %)	0,016 (0,7 %)	0,035 (1,5 %)	0,071 (3%)
	1,88 (80 %)			0,35 (14,9 %)		0,12 (5,2 %)		

Damit läßt sich für jeden einzelnen Produktionsschritt eine Analyse der ökologischen Wirkung im Hinblick auf die untersuchte Wirkungskategorie durchführen. Es kann somit jedes einzelne Glied einzeln für sich analysiert werden. Gleichzeitig kann je nach der Art der Zieldefinition und Systembeschreibung, wie sie mit dem ersten Schritt der Ökobilanzierungsmethode vorgeschrieben wird, eine zuvor auf ihre Funktion hin definierte Prozeßkette als ganzes aufgrund einheitlicher Umweltinformationen analysiert werden. Dabei müssen die notwendigen Informationen auf der jeder Ebene einheitlich aufbereitet werden, um sie den weiteren Kettengliedern zur Verfügung stellen zu können.

5 Kettenübergreifende Analyse einer land- und ernährungswirtschaftlichen Prozeßkette durch eine Matrix der Umweltwirkungen auf der Basis der mehrdimensionalen Ökobilanzierungsmethode

Wie gezeigt werden konnte, ist es möglich umweltrelevante Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion mit Hilfe der mehrdimensionalen Ökobilanzierungsmethode offenzulegen. Zu ihrer Darstellung kann man sich quantitativer und qualitativer Umweltindikatoren bedienen, welche einfach in den betrieblichen Ablauf zu integrieren sind. In Kapitel 4.2 konnte beispielhaft gezeigt werden, daß sich quantitative Umweltindikatoren in der Regel über eine land- und ernährungswirtschaftliche Produktionskette hinweg darstellen und erfassen lassen. Für einige Wirkungskategorien der verbliebenen Kettenglieder, und möglicherweise auch für weitere Teilprozesse, muß deren Einfluß überprüft und geeignete (wahrscheinlich) qualitativ zu erfassende Indikatoren bestimmt werden, um die Matrix ökologischer Probleme auf der Basis von real existierenden Fakten und Indikatoren zu füllen.

Es bleibt damit festzuhalten, daß die Erstellung einer Matrix der Umweltwirkungen auf der Grundlage der mehrdimensionalen Ökobilanzierungsmethode und auf der Basis der DIN EN ISO 14040 für eine land- und ernährungswirtschaftliche Produktionskette möglich ist. Über geeignete Indikatoren scheinen somit alle Umweltwirkungen einer gesamten Produktionskette darstellbar und zumindest teilweise unmittelbar vergleichbar. Mit einer Matrix ökologischer Probleme scheint damit ein Stoffstrommanagement entlang einer land- und ernährungswirtschaftlichen Prozeß- oder Wertschöpfungskette möglich. Damit werden auch prozeßkettenübergreifende ökologische Schwachstellenanalysen ermöglicht. Im Hinblick auf den Kundennutzen und die Kundenanforderungen kann damit gezielter auf deren ökologische Ansprüche eingegangen werden. Gleichzeitig können diese Informationen, in Verbindung mit ökonomischen Kenngrößen, die Basis für eine ökonomisch-ökologische Optimierung darstellen.

Aus Praxiserfahrungen scheint es möglich, die wesentliche Informationen zum Nachweis der ökologischen Performance eines Betriebes bei der Durchführung einer Umweltbetriebsprü-

¹ In Abänderung zu der von GEIER ET AL. (1997) vorgelegten Studie bleiben die bewirtschaftungsunabhängigen N₂O-Emissionen aus dem Boden hierbei unberücksichtigt.

fung gemäß der EU-Öko-Audit-Verordnung zu integrieren und damit bereitzustellen. Für einen landwirtschaftlichen Betrieb konnte dies bereits in der Praxis gezeigt werden, für ein Unternehmen der Fleischwarenwirtschaft soll dies in Kürze geschehen.

Literaturverzeichnis

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1997): Daten zur Umwelt. Erich Schmidt Verlag Berlin.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN) (1997): DIN EN ISO 14040. Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Beuth Verlag Berlin.
- ECKERT H. UND BREITSCHUH G. (1997): Kritische Umweltbelastung Landwirtschaft (KUL). Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion. S. 185 - 195. Zeller, Osnabrück.
- FUCHS A.S., KEBELER T. UND ZELLMANN T. (1998): Erweiterung der EMAS-VO auf die Landwirtschaft. In: Doktoranden-Netzwerk Öko-Audit e.V. (Hrsg., 1998). Umweltmanagementsysteme zwischen Anspruch und Wirklichkeit. S. 239 - 261. Springer Verlag Berlin.
- GEIER U., KEBELER T., KÖPKE U. UND SCHIEFER G. (1997): Grundlagen einer prozesskettenübergreifenden Ökobilanz in der Fleischerzeugung. In: Ökobilanzen - von der Erzeugung zum Produkt. Vorträge der DLG-Umweltgespräche am 18. Juni 1997 in Bonn. S. 107 - 130. Frankfurt a.M.
- GEIER U. UND KÖPKE U. (1998): Grundlagen eines betrieblichen Umweltbewertungsverfahrens für die Landwirtschaft. Unveröffentlichtes Manuskript.
- GIEGRICH J., MAMPEL U., DUSCHA M., ZAZYK R., OSORIO-PETERS S. UND SCHMIDT T. (1995). Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven. In: Umweltbundesamt (1995). Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung - . UBA-Texte 23/95.
- HUMMEL J. (1996): Management of integrative environmental strategies in the textile chain or what drives ecology (and economy)? Paper presented on the 5th International Conference of the Greening of Industry Network from november, 24th - 27th 1996 in Heidelberg.
- KALTSCHMIDT M. UND REINHARDT G.A. (1997): Wachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Verlag Vieweg, Wiesbaden.
- KAMISKE G.F., BUTTERBRODT D., DANNICH-KAPPELMANN M. UND TAMMLER U. (1995). Umweltmanagement - Moderne Methoden und Techniken zur Umsetzung. München/Wien.
- KEBELER T. (1996): Ökobilanzen und andere Methoden zur Bewertung umweltrelevanter Größen in betrieblichen Entscheidungsprozessen. In: Schiefer G. (Hrsg.). "Unternehmensführung, Organisation und Management in Agrar- und Ernährungswirtschaft". Bericht B-96/1. Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Bonn.
- KEBELER T. (1998a): Umsetzung betrieblicher Umweltmanagementsysteme in der Landwirtschaft. Vortrag anlässlich des "Seminars zum Umweltmanagement in der Landwirtschaft" der Theodor-Brinkmann-Stiftung, Bonn, am 6. Februar 1998 in Bonn.
- KEBELER T. (1998b): Erfassung von Umweltwirkungen in der land- und ernährungswirtschaftlichen Produktionskette aufgrund einer Matrix ökologischer Probleme unter Einbeziehung des mehrdimensionalen Ökobilanzierungsansatzes. Unveröffentlichtes Manuskript.
- KLÖPPFER W. UND RENNER I. (1994): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. In: Umweltbundesamt (1995): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung - . UBA-Texte 23/95. Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (1995): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. UBA-Texte Nr. 52/95. Berlin.