



Universität Hamburg

BIOGUM-Forschungsbericht/BIOGUM-Research Paper
FG Landwirtschaft
Nr. 8

Bewertungskonzepte für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landwirtschaft

Fünf Verfahren im Vergleich

Inga A. E. Roedenbeck



BIOGUM, Universität Hamburg
Hamburg, Februar 2004

Der Forschungsschwerpunkt Biotechnik, Gesellschaft und Umwelt (BIOGUM) an der Universität Hamburg wurde 1993 als unmittelbare Einrichtung des akademischen Senats gegründet. Er dient der interdisziplinären Forschung über Voraussetzungen, Gestaltungsbedingungen und Folgen der wissenschaftlich-technischen Entwicklungen in der modernen Biotechnologie. Weitere Aufgaben liegen in der Lehre in Studiengängen zur modernen Biotechnologie, in der Förderung der gesellschaftlichen Diskussion sowie in der Politik- und Gesellschaftsberatung. Näheres siehe www.biogum.uni-hamburg.de

BIOGUM-Forschungsberichte/BIOGUM Research-Paper berichten aus laufender Forschung. Sie zielen auf zuverlässige, unabhängige Information und Förderung der Diskussion zwischen Wissenschaftsdisziplinen, Politik und Gesellschaft. Die Inhalte wurden einem internen Diskussionsprozess unterzogen, die Verantwortung liegt aber allein bei den Autorinnen und Autoren.

Roedenbeck, Inga A. E.: Bewertungskonzepte für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landwirtschaft – Fünf Verfahren im Vergleich

BIOGUM-Forschungsbericht/BIOGUM Research-Paper Nr. 8, BIOGUM, Universität Hamburg, Hamburg, Februar 2004, 154 Seiten.

ISBN: 3-9806859-7-7

Veröffentlicht vom:

Forschungsschwerpunkt Biotechnik, Gesellschaft und Umwelt (BIOGUM)
Forschungsgruppe Technologiefolgenabschätzung zur modernen Biotechnologie
in der Pflanzenzüchtung und der Landwirtschaft

Ohnhorststraße 18

22609 Hamburg

Deutschland

Tel.: 040-428 16 505

Fax: 040-428 16 527

<http://www.biogum.uni-hamburg.de>

Die Autorin:

Inga A. E. Roedenbeck; e-Mail: roedenbeck@agchange.de

Die Nachwuchsgruppe „AgChange. Konflikte der Agrarwende“, Laufzeit 2002 – 2007, wird vom BMBF im Rahmen des Programms „Sozial-ökologische Forschung“ unter FKZ 07NGS08 gefördert.

INHALTSVERZEICHNIS

EINLEITUNG	1
METHODE	2
DANKSAGUNG	3
I KUL	5
I – 1 Institutioneller Rahmen	6
I – 2 Anwendungsorientierung	7
I – 2.1 Problemfeld.....	7
I – 2.2 Aufgabe/Ziel.....	8
I – 3 Raumbezug	9
I – 3.1 Untersuchungsgebiete.....	9
I – 3.2 Raumebene.....	9
I – 3.3 Übertragbarkeit.....	9
I – 4 Modellaufbau	10
I – 5 Methodik/ Arbeitsweise	10
I – 5.1 Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren.....	10
5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen.....	10
I – 5.2 Integration von Indikatoren.....	11
5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltbelastungs- und Umweltproblembereiche.....	11
5.2.2 Ökologische Indikatoren.....	12
5.2.3 Ökonomische Indikatoren.....	19
I – 5.3 Ergebnisse.....	21
5.3.1 Auswertungsbericht.....	21
5.3.2 USL-Zertifikat.....	21
5.3.3 Untersuchungsergebnisse am Beispiel.....	22
I – 6 Ansprechpartner	25
I – 7 Literatur	27
II REPRO	31
II – 1 Institutioneller Rahmen	32
II – 2 Anwendungsorientierung	32
II – 2.1 Problemfeld.....	32
II – 2.2 Aufgabe/Ziel.....	32
II – 3 Raumbezug	33
II – 3.1 Untersuchungsgebiete.....	33
II – 3.2 Raumebene.....	34
II – 3.3 Übertragbarkeit.....	34

II – 4	Modellaufbau	35
II – 5	Methodik/ Arbeitsweise	37
II – 5.1	Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren.....	37
	5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen.....	37
II – 5.2	Integration von Indikatoren.....	38
	5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltqualitätsziele nach dem Dominanzprinzip.....	38
	5.2.2 Ökologische Indikatoren.....	39
	5.2.3 Ökonomische Indikatoren.....	44
II – 5.3	Ergebnisse.....	44
	5.3.1 Thematische Karten.....	44
	5.3.2 Auswertungen und graphische Darstellungen.....	45
	5.3.3 Gesamtbetriebliche Bewertung über Netzdiagrammtechnik.....	45
II – 6	Ansprechpartner	47
II – 7	Literatur	48
III PROLAND	49
III – 1	Institutioneller Rahmen	50
III – 2	Anwendungsorientierung	50
III – 2.1	Problemfeld.....	50
III – 2.2	Aufgabe/ Ziel.....	50
III – 3	Raumbezug	51
III – 3.2	Untersuchungsgebiete.....	51
	Raumebene.....	52
III – 3.3	Übertragbarkeit.....	52
III – 4	Modellaufbau	52
III – 5	Methodik/ Arbeitsweise	54
III – 5.1	Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren.....	54
	5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen.....	55
	5.1.2 Ertragspotenzialabschätzung.....	56
	5.1.3 Berechnung der Zielbeiträge.....	58
III – 5.2	Szenariorechnungen.....	59
	5.2.1 (Ein-) Zieloptimierung.....	59
	5.2.2 Modellsimulationen.....	60
III – 5.3	Integration von Indikatoren.....	61
	5.3.1 Auswahl der Indikatoren über Landschaftsfunktionen.....	61
	5.3.2 Ökologische Indikatoren.....	61
	5.3.3 Ökonomische Indikatoren.....	62
III – 5.4	Ergebnisse.....	63

5.4.1 Thematische Karten.....	63
5.4.2 Multifunktionale Zielbeziehungen.....	63
III – 6 Ansprechpartner.....	65
III – 7 Literatur.....	67
IV RAUMIS.....	69
IV – 1 Institutioneller Rahmen.....	70
IV – 2 Anwendungsorientierung.....	71
IV – 2.1 Problemfeld.....	71
IV – 2.2 Aufgabe/ Ziel.....	71
IV – 3 Raumbezug.....	72
IV – 3.1 Untersuchungsgebiete.....	72
IV – 3.2 Raumbene.....	72
IV – 3.3 Übertragbarkeit.....	73
IV – 4 Modellaufbau.....	73
IV – 5 Methodik/Arbeitsweise.....	75
IV – 5.1 Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren.....	75
5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen.....	75
5.1.2 Ertragspotenzialabschätzung.....	75
5.1.3 Berechnung der Zielbeiträge.....	76
5.1.4 Historische Datenbasis.....	78
IV – 5.2 Integration von Indikatoren.....	79
5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltwirkungsbereiche.....	79
5.2.2 Ökologische Indikatoren.....	79
5.2.3 Ökonomische Indikatoren.....	88
IV – 5.3 Szenariorechnungen.....	88
5.3.1 (Ein-) Zieloptimierung.....	88
5.3.2 Modellsimulationen.....	88
IV – 5.4 Ergebnisse.....	89
5.4.1 Thematische Karten.....	89
IV – 6 Ansprechpartner.....	90
IV – 7 Literatur.....	91
V MODAM.....	93
V – 1 Institutioneller Rahmen.....	94
V – 2 Anwendungsorientierung.....	95
V – 2.1 Problemfeld.....	95
V – 2.2 Aufgabe/Ziel.....	95

V – 3	Raumbezug	96
V – 3.1	Untersuchungsgebiete.....	96
V – 3.2	Raumebene.....	97
V – 3.3	Übertragbarkeit.....	97
V – 4	Modellaufbau	98
V – 5	Methodik/Arbeitsweise	99
V – 5.1	Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren.....	99
	5.1.1 Ertragspotenzialabschätzung.....	100
	5.1.2 Berechnung der Zielbeiträge.....	100
V – 5.2	Integration von Indikatoren.....	101
	5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltqualitätsziele.....	101
	5.2.2 Ökologische Indikatoren.....	103
	5.2.3 Ökonomische Indikatoren.....	109
V – 5.3	Szenariorechnungen.....	109
	5.3.1 (Mehr-) Zieloptimierung.....	109
	5.3.2 Modellsimulationen.....	110
V – 5.4	Ergebnisse.....	111
	5.4.1 Thematische Karten.....	111
	5.4.2 Multifunktionale Zielbeziehungen.....	111
	5.4.3 Untersuchungsergebnisse am Beispiel.....	112
V – 6	Ansprechpartner	115
V – 7	Literatur	116
VI SYNTHESE	119
VI – 1	Raumbezug	120
VI – 2	Anwendungsorientierung	120
VI – 3	Methodischer Ansatz	121
VI – 3.1	Betriebliche Verfahren.....	121
VI – 3.2	Landnutzungsmodelle.....	122
VI – 4	Diskussion und Bewertung der Bewertungsverfahren	125
VI – 4.1	Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland.....	125
VI – 4.2	Messbarkeit und Bewertung von Umweltproblemen der Landwirtschaft.....	128
VI – 4.3	Quantifizierung von Umweltproblemen in den fünf Bewertungsmodellen.....	130
	4.3.1 KUL.....	130
	4.3.2 REPRO.....	133
	4.3.3 ProLand.....	135
	4.3.4 RAUMIS.....	137
	4.3.5 MODAM.....	139
VI – 5	Synthese	143
VI – 6	Gesamtverzeichnis Literatur	148

EINLEITUNG

Die vorliegende Studie ist wesentlicher Meilenstein des Teilprojekts 4 „Naturwissenschaftliche Bewertungskonzepte für eine multifunktionale Landwirtschaft“ in der BMBF-Nachwuchsgruppe „AgChange. Konflikte der Agrarwende“¹.

Gegenstand des Projekts AgChange ist die interdisziplinäre Erforschung der Deutungs-, Verteilungs-, Bewertungs- und Nutzungskonflikte, die mit dem Projekt einer sozial-ökologischen Wende in der bundesdeutschen Agrarpolitik verbunden sind. Das Projekt verfolgt die Absicht, den Erfolg oder Misserfolg der Agrarwende erklären zu können; und zwar im Hinblick auf ihre konzeptionelle sozial-ökologische Konsistenz, den politischen und gesellschaftlichen Prozess ihrer Durchsetzung sowie die politischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen.

Der Projektarbeit in Teilprojekt 4 liegt die These zugrunde, dass die mit dem Prozess der Agrarwende einhergehenden, tiefgreifenden Reformen der Landwirtschaft Bewertungskonflikte auslösen. Der Begriff „Bewertungskonflikte“ sei an folgender Einführung erläutert:

Vorrangiges Ziel des neu konzipierten Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Ernährung (BMVEL) unter Ministerin Renate Künast ist es, durch ein Umsteuern der bisherigen Agrarpolitik den Einstieg in eine neue Form der landwirtschaftlichen Produktionsweise zu erreichen. Das Programm zielt neben der Qualitätssicherung für die Nahrungsmittelproduktion und der Gewährleistung der Existenzfähigkeit landwirtschaftlicher Betriebe auch auf eine Verbesserung der Umweltsituation. Diese soll erreicht werden durch umweltschonende Bewirtschaftungsweisen wie den Ökolandbau oder aber auch durch stärkere Einführung von umweltverträglichen Anbauverfahren, wie beispielsweise einer schonenden Bodenbearbeitung, produktionsintegrierten Maßnahmen der Erosionsvermeidung, einer Stickstoffbilanz mit geringen Saldoüberschüssen und hoher Energieeffizienz sowie einer Bereicherung der regionsspezifischen Kultur- und Wildartenvielfalt. Die mit der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU einhergehende Umleitung erheblicher Finanzmittel – weg von produktgebundenen Subventionen hin zu einer Koppelung von Förderungen an umweltverträgliche Wirtschaftsweisen – setzt dabei eine Bewertung von Umwelteffekten landwirtschaftlicher Produktionsverfahren voraus. Denn darüber, ob die im Rahmen der „neuen Agrarpolitik“ eingeleiteten Förder- und/oder Regulierungsmaßnahmen im Erfolgsfall wirklich positive ökologische Auswirkungen haben, herrscht bis dato keinesfalls wissenschaftlicher Konsens. Das liegt zum großen Teil daran, dass das Wissen um die komplexen Interaktionen zwischen Landwirtschaft und ihren Effekten auf den Naturhaushalt stark limitiert ist. Für eine fundierte Bewertung müssen modellhafte Verfahren entwickelt werden, die auch im Umgang mit unsicherem Wissen konkrete Zielsetzungen und Handlungsempfehlungen aus dem Bewertungsprozess ableiten können. Das gesellschaftspolitische Interesse an solchen Bewertungsverfahren wurde durch die Neuausrichtung der Agrarpolitik forciert. Der dringende Bedarf nach handhabbaren Bewertungsmethoden hat an unterschiedlichen Institutionen zu der Entwicklung einer Vielzahl von Modellen, Kriterien- und Indikatorsystemen geführt. Aus dieser Entwicklung heraus resultieren folgende „Bewertungskonflikte“:

¹ Weitere Infos: www.agchange.de

- » Die an verschiedenen Institutionen entwickelten Verfahren können – unter Umständen bei gleichen standörtlichen Rahmenbedingungen – wegen teilweise stark voneinander abweichenden Bewertungs-
algorithmen zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen führen. Damit ist die Ableitung allgemeingültiger
Zieldefinitionen und Handlungsempfehlungen deutlich erschwert.
- » Zur Messbarkeit und Bewertung von Agrar-Umwelt-Interaktionen ist eine realitätsnahe Abbildung des
komplexen Ursache-Wirkungsgefüges erforderlich. Dabei sollten die notwendigen Messkriterien und
Indikatoren möglichst umfassend und vollständig abgebildet werden. Die Fülle der Parameter und die
komplexen Regelwerke zu ihrer Gewichtung verkomplizieren das Bewertungsverfahren. Die steigende
Komplexität mindert Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Bewertungsansatzes für potenzielle
Anwender.

Die beiden voraus genannten Konflikte lassen sich in folgender Aussage subsumieren:

Die Vielzahl der entwickelten Bewertungsverfahren beeinträchtigt die Übersichtlichkeit für den Anwender. **Stark voneinander abweichende Bewertungsansätze** auf der einen und **mangelnde Transparenz** der komplexen Verfahren auf der anderen Seite machen es schwer, das passende Bewertungswerkzeug auszuwählen.

METHODE

Ziel der vorliegenden Studie ist es, einen Überblick über Bewertungsverfahren mit Bezug zu Landbausystemen zu liefern. Die fünf in Deutschland derzeit meist diskutierten und bekanntesten Verfahren werden in einem vergleichenden Ansatz gegenübergestellt, um potenziellen Anwendern eine transparente Übersicht zu bieten. Analysiert wurden:

- (1) Das betriebliche Kriteriensystem KUL,
- (2) das betriebliche Bewertungsverfahren REPRO,
- (3) das Landnutzungsmodell ProLand und seine Schnittstelle zum Biodiversitätsmodell ANIMO,
- (4) das Landnutzungsmodell RAUMIS und
- (5) das Bewertungsmodell MODAM.

In einem ersten Schritt wurde in einer dreimonatigen Vorlaufzeit sämtliche Literatur zusammengetragen, die zu den entsprechenden Verfahren öffentlich zugänglich war. Anschliessend wurden in dreiwöchigen Blocks für jedes Bewertungsverfahren der Reihe nach alle vorliegenden Zeitschriftenartikel, Projektberichte und Internetpräsentationen ausgewertet und in ein Beschreibungsschema eingearbeitet. So entstanden fünf parallel angelegte Analysen zu den fünf Bewertungsverfahren, die im Januar 2004 an die Verfahrensentwickler gesendet und von diesen im Hinblick auf Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität überarbeitet wurden. Zu REPRO erfolgte leider keine Rückkopplung seitens der Verfahrensentwickler, so dass der entsprechende Textbaustein inhaltlich am schwächsten ausgeprägt ist und in Teilen unvollständig sein kann. Die von der Autorin der vorliegenden Studie nach Einarbeitung der Korrekturen fertig gestellten Analysen zu den einzelnen Bewertungsverfahren sind hintereinander angeordnet (Abschnitt I–V) und separat jeweils von „Kapitel 1“ bis „Kapitel 7“ durchnummeriert. Die analoge Gliederung und Nummerierung soll ein „Querlesen“ und damit einen direkten Vergleich zwischen den einzelnen Verfahren ermöglichen. Jeder der fünf Abschnitte umfasst folgende sieben Kapitel:

Kapitel 1 beschreibt, welche Institutionen zur Verfahrensentwicklung beauftragt wurden, die Verfahrensentwicklung selbst initiierten und/oder an Weiterentwicklung und Anwendung beteiligt waren.

Kapitel 2 weist auf das Problemfeld hin, zu dessen Analyse das Bewertungsverfahren nach Auffassung der Entwickler einen Beitrag liefern soll. Es werden Aufgaben und Ziele der Verfahrensentwicklung aus der entsprechenden Literatur zitiert und zusammengefasst wiedergegeben.

Kapitel 3 erörtert den Raumbezug des Verfahrens. Das Kapitel ist dreigeteilt in eine stichpunktartige Wiedergabe der Untersuchungsgebiete, in denen das Verfahren bisher zur Anwendung kam (3.1), eine Erläuterung zu den räumlichen Systemgrenzen des Ansatzes (3.2) und einige Hinweise auf die Übertragbarkeit des Modellansatzes auf andere Regionen (3.3).

Kapitel 4 beschreibt den modularen Aufbau des Verfahrens, sofern der Bewertungsprozess mit Hilfe einer Computersoftware und entsprechenden Schnittstellen zwischen den einzelnen Modulen operationalisiert wurde.

Kapitel 5 ist der inhaltliche Kern der Analysen. Hier wird beschrieben, wie die Bewertung methodisch umgesetzt wird. Insbesondere wird erläutert, wie die ökologischen und ökonomischen Indikatoren ausgewählt werden und an welcher Stelle sie in den Verfahrensablauf integriert sind. Bei ProLand, RAUMIS und MODAM sind zum Verständnis der Methodik darüber hinaus Erläuterungen zur allgemeinen Funktionsweise von Landnutzungsmodellen nötig. Den Abschnitten zu diesen drei Modellen ist deswegen ein relativ ausführliches Unterkapitel über die Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren und ein weiteres über Szenariorechnungen beigelegt. Inhaltlich entsprechende Kapitel sind in den Analysen zu KUL und REPRO kurz gehalten oder waren entbehrlich. Ein letztes Unterkapitel beschreibt für alle Bewertungsverfahren die möglichen Auswertungsergebnisse.

Kapitel 6 nennt wichtige Ansprechpartner, die für die Entwicklung des Bewertungsverfahrens maßgeblich verantwortlich waren und an der Anwendung beteiligt sind.

Kapitel 7 beinhaltet ein Verzeichnis der Literatur und Internetseiten, die zur Darstellung des entsprechenden Verfahrens verwendet wurden.

Den fünf Analysen folgt eine in sechs Kapitel gegliederte **Synthese**, welche Gemeinsamkeiten und Unterschiede der fünf Verfahren hinsichtlich Raumbezug, Anwendungsorientierung und methodischem Ansatz herausarbeitet. Abschliessend erfolgt eine kritische Diskussion der Bewertungsverfahren im Hinblick auf die Vollständigkeit ihrer Indikatorsets und die Eignung der Ansätze zur Quantifizierung der Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland.

DANKSAGUNG

Ich danke allen jenen Personen, welche die Analysen zu den Bewertungskonzepten auf Richtigkeit, Vollständigkeit, Konsistenz und Aktualität überprüft haben und mit ihren Korrekturen, ihren hilfreichen Anmerkungen, ihrer Diskussionsbereitschaft und ihrer verständnisvollen Nachsicht bei wiederholten Nachfragen wesentlich zum Gelingen dieser vergleichenden Studie beigetragen haben. Dies sind insbesondere: Dr. Martin BACH (SFB 299 Gießen), Dr. habil. Hans ECKERT (TLL Jena), Manuel GOTTSCHICK (AgChange Hamburg), Prof. Dr. Harald KÄCHELE (ZALF Müncheberg), Peter KREINS (FAL Braunschweig), Bernhard OSTERBURG (FAL Braunschweig), Prof. Dr. Dr. h.c. Dieter SAUERBECK, Jan Ole SCHROERS (SFB 299 Gießen), Johannes SCHULER (ZALF Müncheberg), Dr. Bernd WEINMANN (SFB 299 Gießen) und Dr. Peter ZANDER (ZALF Müncheberg).



**BEWERTUNGSKONZEPTE FÜR
EINE NACHHALTIGE UND UMWELTVERTRÄGLICHE LANDWIRTSCHAFT**

FÜNF VERFAHREN IM VERGLEICH

I. KUL

INGA A. E. ROEDENBECK



I – 1 Institutioneller Rahmen

Das heutige System „Kriterien Umweltverträglicher Landbewirtschaftung“ (KUL) wurde an der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) entwickelt und erstmals 1994 unter dem ursprünglichen Titel „Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft“ veröffentlicht (ECKERT & BREITSCHUH 1994). Unter wissenschaftlicher Begleitung der Fachgruppen I, II und X des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) wurde das Verfahren seither inhaltlich weiter ausgeformt. Nach umfangreicher Praxiserprobung in Thüringen, Bayern, Brandenburg und Sachsen wurde KUL 1998 als VDLUFA- Standpunkt verabschiedet und damit als geeignetes Verfahren für die Erfassung und Bewertung von landwirtschaftlichen Umweltbelastungen anerkannt (VDLUFA 1998). Die inzwischen zahlreich vorliegenden Betriebsauswertungen (vgl. Kap. 3.1) wurden vom Umweltbundesamt, dem Bundesministerium für Forschung und Technologie, der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, der Fördergemeinschaft Integrierter Pflanzenbau, dem europäischen ITADA-Projekt, den Landwirtschaftsministerien von Thüringen, Sachsen, Bayern, Brandenburg und Nordrhein-Westfalen sowie von einzelnen Landwirtschaftsbetrieben finanziert (ECKERT et al. 2002).

Das System KUL ist die Verfahrensgrundlage, auf die der VDLUFA die Organisation „Umweltsicherung Landwirtschaft (USL)“ gegründet hat (ECKERT et al. 2002). Deren Ziel ist es, das Prüfsystem KUL nach bundesweit einheitlichen Maßstäben (besonders was die Auswertungs- und Bewertungspraxis betrifft) anzubieten. Zur Anwendung des USL-Systems auf einem Betrieb kommen zwei Stellen zum Einsatz: *Regionalstelle* und *Projektstelle* (Abb. 1).

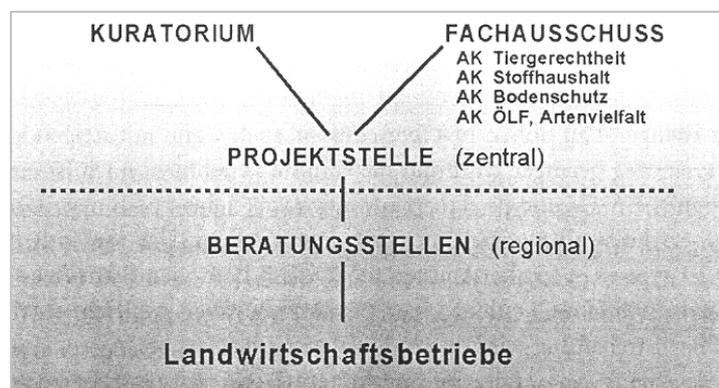


Abb. 1: „Umweltsicherung Landwirtschaft“ mit Regionalstellen und zentraler Projektstelle nach ECKERT et al. (2002).

Die zentrale *Projektstelle* des VDLUFA steht unter wissenschaftlicher Kontrolle eines „fachlichen Kompetenzgremiums“, dem USL-Fachausschuss, dem derzeit 8 Wissenschaftler aus 6 Bundesländern angehören und der dem VDLUFA rechenschaftspflichtig ist. Die Mitglieder werden vom Vorstand der VDLUFA-Fachgruppe „Bodenfruchtbarkeit und Agrarökologie“ ernannt. Der *Fachausschuss* ist verantwortlich für die wissenschaftliche Seriosität und Weiterentwicklung des Verfahrens, wofür zeitweilig Arbeitskreise gebildet werden können. Die Bestätigungs- und Kontrollfunktionen übt ein Aufsichtsgremium (*Kuratorium*) aus (ECKERT et al. 2002).

Als *Regionalstellen* werden vom USL-Aufsichtsgremium Institutionen akkreditiert, welche die erforderlichen fachlichen Voraussetzungen nachweisen und die Bestimmungen des USL anerkennen (LUFA, Landesanstalten, private Beratungseinrichtungen, Landwirtschaftskammern usw.). Bislang sind 6 Einrichtungen hierfür zertifiziert (ECKERT 2004). Die Regionalstellen sind Bindeglied zwischen Betrieb und Projektstelle und dienen dem Betrieb als Ansprechpartner für alle USL betreffenden Fragen. Durch die Trennung von Projektstelle und Regionalstellen wird die Anonymität des zu bewertenden Betriebes gewahrt und zugleich eine bundesweit einheitliche und unabhängige Bewertungspraxis geschaffen.

Tab. 1: Umweltsicherung Landwirtschaft (USL) – Aufgabe von Fachausschuss, Regional- und Projektstelle (nach http://www.tll.de/kul/kul_idx.htm).

Aufgaben des Fachausschusses:	
<ul style="list-style-type: none"> - Fachliche Kontrolle der Projektstelle - Aktualisierung der Prüfkriterien, Erfassungs- und Bewertungsmethoden - Erarbeitung neuer Prüfkriterien und Bewertungsalgorithmen unter Einbeziehung von Wissenschaftlern - Erarbeitung von Kontroll- und Sanktionsbestimmungen zur Zertifikatvergabe - Entscheidung unklarer Bewertungsfragen - Zusammenarbeit mit Naturschutz zur Konsensfindung und experimentellen Prüfung der Toleranzbereiche 	
Aufgaben der Regionalstelle:	Aufgaben der Projektstelle:
<ul style="list-style-type: none"> - Übergabe und Erläuterung des Fragebogens - Beratende Unterstützung bei der Datenerhebung - Vorprüfen der Daten auf Vollständigkeit und Plausibilität - Weiterleiten des anonymisierten Fragebogens an die Projektstelle - Ansprechpartner der Projektstelle bei Nachfragen - Erstellen des Auswertungsberichtes - Erläuterung der Betriebsauswertung im Landwirtschaftsbetrieb 	<ul style="list-style-type: none"> - Abschluss der Leistungsverträge - Vermittlung der Regionalstelle - Nachforderung fehlender und unplausibler Daten - Einheitliche und kontrollierbare Auswertung - Aushändigung des USL-Zertifikats, Führung des Zertifikats- Registers - Aufbau und Pflege einer Ergebnisdatenbank

I – 2 Anwendungsorientierung

I – 2.1 Problemfeld

Agrar-Umweltbeziehungen erhalten im Zuge der aktuellen Umstrukturierung der Agrarpolitik ein neues Gewicht, weil die Maximierung des wirtschaftlichen Erfolgs künftig nur noch im Rahmen beherrschbarer Umweltbelastungen möglich ist. Umweltverträgliche Landbewirtschaftung wird damit zu einem essentiellen Bestandteil einer Neuausrichtung der Agrarförderungen. Die damit einhergehende Umleitung von erheblichen Finanzmitteln stellt *de facto* die Bereitstellung eines Entgelts für die Erzeugung bzw. Bewahrung öffentlicher Umweltgüter dar (z. B. der Schutz und Erhalt der Trinkwasserqualität sowie der Erhalt einer arten- und strukturreichen Kulturlandschaft, die dem Menschen zu Erholungszeiten dient). *De jure* haben Finanzumleitungen im Agrarsektor allerdings Subventionscharakter – ein Einkommen ohne eindeutig definierte Gegenleistung. Weil die meisten Landwirtschaftsbetriebe derzeit nicht in der Lage sind, ihre ökologischen 'Leistungen' zu definieren und damit Umweltverträglichkeit mit Maß und Zahl zu belegen und nachprüfbar zu vertreten, sind Vorwürfe von Naturschutz und Öffentlichkeit, Nachteile am Markt und reglementierende Eingriffe durch Gesetze und Verordnungen die Folge. Was bislang weitgehend fehlt, sind eindeutige Kriterien bzw. Indikatoren, anhand derer sich sowohl die Umweltverträglichkeit als auch die Nachhaltigkeit im einzelnen beurteilen lassen (ECKERT & SAUERBECK 2000). Eine dem Nachhaltigkeitsgrundsatz verpflichtete Bewirtschaftung zwingt zum Abwägen zwischen leistungsfähiger Landwirtschaft auf der einen und dauerhaftem Umwelterhalt auf der anderen Seite. Dieser Abwägungsprozess ist das Anliegen der „guten fachlichen Praxis“, deren Grundsätze im landwirtschaftlichen Fachrecht formuliert worden sind. Das Fachrecht kann eine solche „Leitlinie“ aber nur in unbestimmte und allgemein gehaltene Formulierungen fassen, um der Vielfalt der Standortbedingungen und der Komplexität des landwirtschaftlichen Produktionsprozesses Rechnung zu tragen. Um sachgerecht abwägen zu können, benötigt der Landwirt aber Informationen im Sinne einer Eigenkontrolle, wie sich sein betriebliches Handeln auswirkt. Das Fehlen einer ökologischen Erfolgskontrolle behindert nicht nur das sachgerechte Abwägen im innerbetrieblichen Entscheidungsprozess, es führt auch zu vermeidbaren

Umweltbelastungen und schwächt die argumentative Position des Landwirts gegenüber unberechtigten Vorwürfen (BREITSCHUH et al. 2000).

Eine Umweltverträglichkeitsprüfung der Betriebe im Sinne einer Schwachstellenanalyse soll dem entgegenwirken. Anliegen von KUL im Rahmen des USL ist die Etablierung eines Selbstordnungssystems, mit dem Landwirtschaftsbetriebe den Grad ihrer Umweltverträglichkeit feststellen und nachvollziehbar belegen können. Damit soll die Umweltverträglichkeit der Landwirtschaft präzise definiert werden. Hiermit will der VDLUFA die Diskussion um eine umweltverträgliche Landwirtschaft auf eine sachliche Ebene stellen und zugleich der Forderung nach Verbraucheraufklärung und mehr Transparenz in der Nahrungsmittelerzeugung nachkommen.

Leitbild bei der Bewertung mit KUL ist die „umweltverträgliche Landwirtschaft“. Arbeiten zur umfassenden Nachhaltigkeitsbewertung – unter Einbeziehung agrarsozialer Kriterien – werden derzeit von der TLL und dem VDLUFA forciert (BREITSCHUH & ECKERT 2000). Als „Nachhaltige Landwirtschaft“ wird dabei eine Landbewirtschaftung verstanden, die Produktivität und Umwelterhalt als gleichgewichtige und auf Dauer zu sichernde Komponenten ein und desselben Systems begreift (ECKERT & SAUERBECK 2000). Dieses erweiterte System zur Nachhaltigkeitsbewertung wird in der vorliegenden Studie allerdings nur kurz vorgestellt (*siehe hierfür Kap. 5.2.3 – Ökonomische Indikatoren*).

I – 2.2 Aufgabe/Ziel

Umweltwirkungen von landwirtschaftlichen Betrieben mit einer praktikablen Methode messbar darzustellen, ist Aufgabe des Verfahrens „Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung“ (KUL). Dabei sollen Toleranzbereiche für Umweltwirkungen in Zusammenarbeit mit Umwelt- und Naturschutz abgestimmt und standortspezifisch vorgegeben werden, um einen Rahmen zu schaffen, über den Umweltverträglichkeit definiert werden kann (ECKERT & BREITSCHUH 1997). Mit dem Prüfverfahren KUL steht in Verbindung mit der USL-Organisation des VDLUFA ein wissenschaftlich akzeptiertes und praxisreifes System zur Verfügung, das mit Maß und Zahl Auskunft über die ökologische Situation von Landwirtschaftsbetrieben gibt. Zugleich soll mit der objektiv erfassbaren Belastung, die bewirtschaftungsbedingt auf die Umweltschutzgüter einwirkt, ein messbarer und gut vermittelbarer Maßstab für Umweltverträglichkeit geschaffen werden, auf den sich alle Interessengruppen im Agrarraum verständigen können.

Das Verfahren soll als Instrumentarium dienen, mit dem Landwirtschaftsbetriebe ihre Umweltverträglichkeit prüfen, bewerten und beweisen können. Auf Basis des Verfahrens soll eine zielgerichtete Betriebsberatung sowie die Initiierung umweltverträglicher Anpassungsreaktionen möglich sein (ECKERT et al. 1997).

Die Aufgaben und Ziele des Systems KUL lassen sich in sieben Punkten zusammenfassen (ECKERT 2004):

1. Objektive Umweltberichterstattung des Agrarsektors,
2. Evaluierung agrar- und insbesondere förderpolitischer Maßnahmen (politische Erfolgskontrolle),
3. Erfolgskontrolle der guten fachlichen Praxis,
4. Schaffung von Demonstrationsbetrieben für nachweisbare Umweltverträglichkeit,
5. Verbesserung der argumentativen Position und Außenwirkung der Landwirtschaft,
6. Transparenz und begriffliche Klarheit in der gegenwärtigen Agrar-Umweltdiskussion sowie
7. Etablieren eines ökologischen Pendantes zur betriebswirtschaftlichen Testbetriebsbuchführung.

I – 3 Raumbezug

I – 3.1 Untersuchungsgebiete

KUL ist darauf ausgerichtet, bundesweit mit handhabbarem Arbeitsaufwand eine Vielzahl von Betriebsdaten zu erheben und zu bewerten. Letztlich dient die VDLUFA-Organisation „Umweltsicherung Landwirtschaft“ (vgl. Kap. I-1) dazu, trotz der Datenfülle eine bundesweit vergleichbare Auswertungspraxis zu schaffen. Die Datenzunahme lässt sich seit der Einführung des Systems in der Literatur gut nachvollziehen. Bis 1999 wurden Daten auf über 100 Betrieben in 11 Bundesländern auf 110.000ha erhoben (ECKERT et al. 1999). Bis 2000 waren es 147 Betriebe aus fast allen relevanten Agrargebieten Deutschlands (ECKERT & GERNAND 2000). 2002 waren es bereits über 200 Landwirtschaftsbetriebe aus dem gesamten Bundesgebiet (ECKERT et al. 2002). Viele davon wurden 2002 und 2003 bereits zum wiederholten Male beprobt, so dass insgesamt fast 300 Auswertungen vorliegen. Das Spektrum umfasst alle Betriebsformen, Größenklassen, Intensitätsstufen und Wirtschaftsweisen auf nahezu allen relevanten Agrarstandorten. Eine umfassende Präsentation als graphische Zusammenfassung der Befunde ist von SAUERBECK et al. (2002) im Internet verfügbar: www.tll.de/kul/kul_idx.htm (Link: „Präsentation“).



Abb. 2: Untersuchungsbetriebe des Systems KUL aus BREITSCHUH (2003).

I – 3.2 Raumbene

Räumliche Systemgrenze der Bewertung mit KUL ist der landwirtschaftliche Betrieb. Für die Bewertung der Bereiche „Nährstoff- und Energiehaushalt“ wird eine *Hoftorbilanz* aufgestellt, bei welcher der Landwirtschaftsbetrieb als Gesamtheit betrachtet wird. Es werden lediglich die Zu- und Abfahren von Stoffen und Energie einander gegenübergestellt, mithin alle in den Betrieb gelangenden Stoffe mit den Stoffmengen saldiert, die in Form tierischer und pflanzlicher Produkte den Betrieb verlassen. Betriebsinterne Stoff- und *Energiekreisläufe* werden nicht analysiert. Weil sich mittels der Hoftorbilanz naturgemäß nur bilanzierbare Größen aus dem Nährstoff- und Energiehaushalt darstellen lassen, werden andere Bereiche (zum Beispiel Arten- und Biotopvielfalt) auf andere, jeweils unterschiedliche Weise erfasst, die im weiteren Textverlauf noch dargestellt wird (*siehe hierfür Kap. 5.2.2*). Einzelne Parameter werden dabei zwar auch schlagbezogen ermittelt, die Bewertung erfolgt allerdings immer auf Ebene des gesamten Betriebes.

I – 3.3 Übertragbarkeit

Nach ECKERT et al. (2002) ist das Verfahren KUL nachweislich unter allen in der deutschen Landwirtschaft anzutreffenden Bedingungen einsetzbar, was nicht zuletzt die große Anzahl und Bandbreite untersuchter Betriebe belegt (vgl. Kap. 3.1).

Maßgeblich für die Übertragbarkeit auf neue Standortverhältnisse und die einheitliche und vergleichbare Auswertung ist die über das USL-System geregelte zentrale Organisation (vgl. Kap. 1). Landwirte, die ihren Betrieb einer Umweltverträglichkeitsanalyse nach dem System KUL unterziehen wollen, wenden sich mit einem

Antrag an die USL-Projektstelle des VDLUFA. Von dort erhalten sie ein Vertragsangebot und eine Liste von Regionalstellen zur Auswahl. Die vom Landwirt gewählte Regionalstelle setzt sich nach der Auftragserteilung mit dem Betrieb in Verbindung. Die Datenerhebung erfolgt mittels Fragebogen, den die Betriebsleiter aus dem Internet herunterladen (http://www.tll.de/kul/kul_idx.htm, Link: „Fragebogen“) und selbst ausfüllen können. Die benötigten Angaben sollten in gut geführten Betrieben verfügbar sein (ECKERT et al. 1999). Der Aufwand für die Datenerhebung liegt in Abhängigkeit von der Betriebsstruktur zwischen 1 und maximal 5 Tagen (ECKERT 2004, mdl.). Die Regionalstelle ist bei der Datenerhebung behilflich und beantwortet alle dabei anfallenden Fragen. Die zentrale Betriebsbewertung erfolgt durch die Projektstelle des VDLUFA unter einer Code-Nummer, die von der Regionalstelle vergeben wird. Weder diese noch die zentrale Projektstelle sind berechtigt, ohne Zustimmung des Betriebsinhabers Namen oder unverschlüsselte Ergebnisse an Dritte weiterzugeben. Für jeden Betrieb wird eine Dokumentation ausgegeben, welche die berechneten Ergebnisse und Bilanzen darstellt. Ein Beratungsbericht der Regionalstelle benennt abschließend die Ursachen für intolerable Belastungen und formuliert Maßnahmen zur Abhilfe.

Die Kosten für die Auswertung und Beratung regelt ein Preiskatalog (2004 in: www.tll.de/kul/kul_idx.htm, Link: „Preiskatalog“). Der Grundpreis für die Auswertung und Beratung liegt je nach Tierbestand zwischen 620 und 920 €/Betrieb mit einem Aufpreis von 0,8 bis 1,3 €/ha bei Betrieben über 100 ha.

I – 4 Modellaufbau

KUL ist kein Modell im engeren Sinne, sofern man unter dem Terminus „Modell“ eine Vorgehensweise versteht, die auf der Basis von spezifizierten Annahmen komplexe Prozesse rechnerisch nachbildet. KUL ist eher als ein Kriteriensystem zu bezeichnen (SAUERBECK 2004, mdl.), das belegbare Daten verrechnet und mit vorgegebenen Werten vergleicht. Dementsprechend entfällt ein Kapitel „Modellaufbau“. Um inhaltliche Analogien zu den Darstellungen der anderen Bewertungskonzepte herzustellen, sei nur darauf hingewiesen, dass die Auswertung und Bewertung im System KUL rechentechnisch über eine Excel-Anwendung abgewickelt wird, welche für jeden Indikator die aktuellen Betriebswerte und deren Bewertung liefert. Die im Excel-Auswertungsprogramm verwendeten Algorithmen sind aus Gründen des Datenschutzes (s.o.) nicht öffentlich zugänglich (SAUERBECK 2004).

I – 5 Methodik/Arbeitsweise

I – 5.1 Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren

Dem System KUL liegt keine differenzierte Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren zugrunde. Diese ist auch nicht notwendig, da KUL die aktuelle Umweltsituation landwirtschaftlicher Betriebe bewertet und die meisten seiner Kriterien nicht auf Schläge, sondern auf den Gesamtbetrieb bezieht (vgl. Kap. 3.2).

I – 5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen

Die Standortfaktoren werden an mehreren Stellen im Bewertungsverfahren berücksichtigt, um regionalen Besonderheiten Rechnung zu tragen. Verfahrenstechnisch werden dabei meist die für jeden Indikator definierten Belastungsgrenzen und Schwellenwerte standortspezifisch verändert (ECKERT et al. 1999).

Bei der Bewertung des Indikators N-Saldo wird beispielsweise die standortabhängige Sickerwasserbildung berücksichtigt, von der das Ausmaß der unvermeidbaren N-Verlagerung abhängt (vgl. Kap. 5.2.2 – Indikator N-

Saldo). Die P- und K-Salden werden unter Berücksichtigung des Versorgungszustandes des Bodens, der sich aus den Nährstoff-Gehaltsklassen ergibt, an standörtliche Gegebenheiten angepasst.

Bei der Bewertung des Anteils an ökologisch-landeskulturellen Vorrangflächen wird schließlich die Flächenausstattung des Naturraums bei der betrieblichen Bewertung berücksichtigt (vgl. Kap. 5.2.2 – Indikator Ökologisch-landeskulturell bedeutsame Flächen).

I – 5.2 Integration von Indikatoren

Für die Betriebsbewertung werden Indikatoren ausgewählt, welche die Umweltverträglichkeit messbar machen sollen. Die im Zusammenhang mit der Bewertung von Effekten der Landwirtschaft auf Umwelt diskutierten Indikatoren lassen sich im Wesentlichen zwei Hauptgruppen zuordnen: Direkte Zustandsindikatoren, die Umweltzustände erfassen, und indirekte Belastungsindikatoren, welche die zugrunde liegenden Ursachen beschreiben und es gestatten, das Gefährdungspotential abzuschätzen (ECKERT et al. 1999). Gemessen werden im System KUL die von den Betriebsaktivitäten ausgehenden Umweltbelastungen – es werden also Belastungsindikatoren verwendet, die nach OECD-Nomenklatur zu den „Driving-Force-Indikatoren“ zählen (OECD 1997). Unter anderem wegen der Mehrfachverwendung des Begriffs „Indikator“ als „Zustands“- und „Ursachenindikatoren“, ziehen die Systementwickler den Begriff „Kriterium“ vor. Im weiteren Textverlauf der vorliegenden Studie wird – zur Herstellung von Analogien zu den Texten über die anderen Bewertungsverfahren (vgl. Abschnitte II–V) – allerdings einheitlich der Begriff „Indikator“ verwendet.

I – 5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltbelastungs- und Umweltproblembereiche

KUL begründet die zur Quantifizierung der Umweltwirkung landwirtschaftlicher Betriebe ausgewählten Indikatoren, indem es zunächst acht Umweltbelastungsbereiche zusammenfasst, die von landwirtschaftlichen Aktivitäten ausgehen (Zusammenstellung aus ECKERT et al. 1997 und SAUERBECK et al 2002):

1. Düngungsbedingte Eutrophierung von Böden, Gewässern und naturnahen Ökosystemen mit Folgen für Klima und Grundwasserqualität,
2. Bodenerosion und technogene Bodenverdichtung durch unangepasste Anbaustrukturen und übermäßige mechanische Beanspruchung,
3. ungenügende Humusreproduktion und Verlust an Bodenfruchtbarkeit,
4. Verlust an biologischer Vielfalt durch engere Fruchtfolgen,
5. Ersatz der einst artenreichen und vielfältigen Kulturlandschaft durch monotone Produktionsflächen und Beseitigung naturnaher Biotope,
6. hoher Verbrauch an Fossilenergie, geringe Energieeffizienz und unbefriedigende CO₂-Bilanz durch Technisierung und hohen Faktoreinsatz,
7. Belastungen der Luft durch Ammoniak, Methan und Lachgas und mangelnde Tiergerechtigkeit in Stallanlagen sowie
8. Kontamination des Agrarökosystems durch Pflanzenschutzmittel.

Kriterien einer Umweltverträglichkeitsbewertung müssen zu diesen Punkten aussagefähig sein. Die Punkte werden in fünf **Problembereichen (Kategorien)** zusammengefasst: *Nährstoffhaushalt*, *Bodenschutz*, *Pflanzenschutz*, *Landschafts-/Artenvielfalt* und *Energiebilanz* (BREITSCHUH et al. 2003). Für diese fünf Kategorien werden **Kriterien (Indikatoren)** definiert (zu den Begriffen s.o.).

I – 5.2.2 Ökologische Indikatoren

Verfolgt man die Literaturangaben über KUL von 1997 bis heute, so zeigt sich, dass das Indikatorenset in ständiger Entwicklung begriffen ist und dementsprechend die Anzahl der verwendeten Indikatoren in der Vergangenheit zwischen siebzehn und dreiundzwanzig schwankt (zum Beispiel ECKERT et al. 1997, ECKERT & BREITSCHUH 1997, ECKERT & SAUERBECK 2000, ECKERT & GERNAND 2000, ECKERT et al. 2002, HAUKE 2003). Die im Laufe der Zeit veränderte Anzahl verdeutlicht einen aus den Erfahrungen der Anwendungspraxis resultierenden Weiterentwicklungsprozess. So wurden einige frühere Indikatoren nach praktischer Prüfung durch besser geeignete ersetzt, andere als minder relevant oder aus Praktikabilitätsgründen fallengelassen. 1998 wurden zum Beispiel die Indikatoren *Regelspur*, *Schadsschwellen* und *Geräte-TÜV* in der Kategorie *Pflanzenschutz* durch die Indikatoren *Integrierter Pflanzenschutz* und *Pflanzenschutz-Intensität* ersetzt (VDLUFA 1998) und 1999 wurde auf den Indikator *Güllelagerkapazität* aus der Kategorie *Nährstoffhaushalt* im Hinblick auf entsprechende gesetzliche Vorgaben verzichtet (ECKERT et al. 1999). Bis heute wird größtmöglicher Wert auf eine überschaubare, d.h. möglichst geringe Anzahl an Indikatoren gelegt (SAUERBECK 2004). Nach diesem Grundsatz verwendet KUL aktuell 17 Indikatoren, auf deren Grundlage die Betriebsbewertung erfolgt (BREITSCHUH 2003, SAUERBECK 2004):

(1) *N-Flächensaldo*, (2) *P-Saldo*, (3) *K-Saldo*, (4) *Ammoniak-Emissionen*, (5) *Boden-pH-Klasse*, (6) *Humus-Saldo*, (7) *Erosionsdisposition*, (8) *Bodenverdichtung*, (9) *Feldgröße*, (10) *PSM-Intensität*, (11) *Risikominderung bei der PSM-Ausbringung*, (12) *Anteil ökologisch-landeskulturell bedeutsamer Flächen*, (13) *Fruchtartendiversität*, (14) *Energiesaldo Gesamtbetrieb*, (15) *Energieinput Pflanzenbau*, (16) *Energiesaldo Pflanzenbau* und (17) *Energiesaldo Tierhaltung*. Im Auswertungsbericht dargestellt werden außerdem sechs weitere Indikatoren: (18) *Energieinput Gesamtbetrieb*, (19) *Energieinput Tierhaltung*, (20–22) *Gehaltssklassen P, K, Mg* und (23) *CO₂-Bilanz*. Noch in Bearbeitung und Diskussion sind die zwei zusätzlichen Indikatoren *Qualitätssicherung Betriebsmittel* und *Tiergerechtheit* sowie eine Weiterentwicklung des Indikators *CO₂-Bilanz* zu einem Indikator *Treibhausgase*. Es gilt darüberhinaus nach ECKERT (2004) zu berücksichtigen, dass zur Erfassung der 23 berücksichtigten Indikatoren mehrere hundert Parameter ermittelt und quantifiziert werden müssen, die fallweise zur Bewertung herangezogen werden. So werden beispielsweise auch Treibhausgasemissionen bisher schon berücksichtigt, ohne dass diese explizit als Bewertungskriterium ausgewiesen werden. Das Treibhausgas CH₄ ist beispielsweise eine Funktion des Rinderbesatzes und der Aufstallung (Gülle bzw. Stallmist) und N₂O eine Funktion des N-Umsatzes.

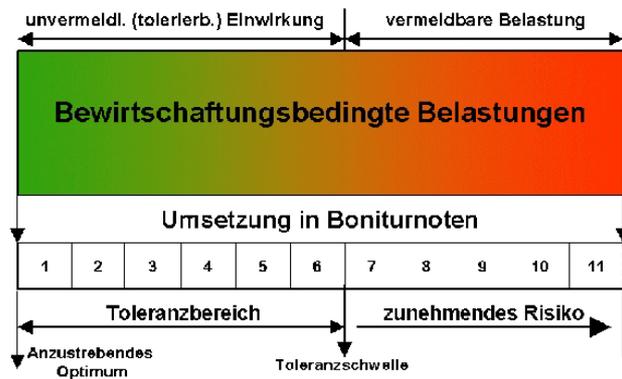
Alle ökologischen Indikatoren tragen eine Dimension. Ihre Erfassung im Betrieb liefert einen Zahlenwert, mit dem – im Vergleich zu den jeweils geltenden Schwellenwerten (s. folgende Kapitel 5.2.2.X) – beurteilt werden kann, ob der Betriebswert noch tolerabel ist oder bereits eine Umweltbelastung darstellt (ECKERT & BREITSCHUH 1997). Weil landwirtschaftliche Flächennutzung zwangsläufig immer zu gewissen Umweltbeeinflussungen führt, ist Bedingung für eine derartige Wertung die Vorgabe von standortspezifischen Toleranzbereichen für jeden Indikator. Daher kann es bei der Einschätzung landwirtschaftlicher Umwelteinflüsse nicht um die Realisierung eines Null-Risiko-Prinzips gehen (ECKERT et al. 1997). Es muss vielmehr unterschieden werden, welches Ausmaß an Umweltwirkung unvermeidbar mit Landwirtschaft verbunden bzw. im Interesse der Ernährungssicherung hinzunehmen ist und welches Ausmaß mit der nachhaltigen Wahrung des Agrarökosystems selbst oder mit dem Schutz anderer Ökosysteme künftig nicht mehr vereinbart werden kann. Toleranzbereiche stecken damit einen Rahmen ab, der tolerable Umweltwirkungen von Umweltbelastungen

trennt, gute fachliche Praxis von landwirtschaftlichem Fehlverhalten und unvermeidbare Einflüsse von vermeidbaren Beeinträchtigungen (ECKERT & BREITSCHUH 1997).

Zur Vergleichbarkeit werden alle Indikatoren unterschiedlicher Dimensionen in eine einheitliche Skala aus Boniturnoten (1–12) überführt. Als Toleranzbereich gilt die Spanne zwischen einem anzustrebenden Optimum (Boniturnote 1), das die Zielvorstellungen ideal

erfüllt und dem Ende einer noch akzeptablen Belastung (Boniturnote 6). Überschreitungen des Toleranzbereichs (größer als Boniturnote 6) gelten als landwirtschaftliches Fehlverhalten und erfordern eine entsprechende Ursachenanalyse. Umweltverträglich ist demzufolge ein Betrieb, der den jeweiligen Toleranzbereich nicht überschreitet und sich an der Boniturnote 1 als Zielvorstellung orientiert. Innerhalb des Toleranzbereichs (Boniturnote 1 bis 6) wird die Abstufung linear, außerhalb dessen logarithmisch vorgenommen (ECKERT et al. 1999) (Abb. 3).

Abb. 3: das Prinzip von Toleranzbereichen und Boniturnoten im Modell KUL nach BREITSCHUH (2003) und SAUERBECK et al (2002).



I – 5.2.2.1 Umweltproblembereich Nährstoffhaushalt

Zur Darstellung der Kategorie Nährstoffhaushalt werden folgende Indikatoren verwendet: *N-Saldo*, *NH₃-Emissionen*, *Phosphor-Saldo*, *Kalium-Saldo*, *Humus-Saldo* und *Boden-pH-Stufe*. In die Berechnung der P- und K-Salden gehen zur Berücksichtigung der Standortfaktoren außerdem die Nährstoff-Gehaltsklassen ein (vgl. Kap. 5.1.1).

□ Indikator N-Saldo:

Bei der Stickstoffbilanzierung werden die gesamtbetrieblichen N-Einträge, einschließlich des symbiontisch gebundenen N, den mit den Verkaufsprodukten den Betrieb verlassenden N-Mengen gegenübergestellt. Die N-Depositionen aus der Luft und aus Asymbionten sowie die N-Verluste durch Denitrifikation bleiben dabei bewusst außer Betracht, weil beide im Einzelfall weder quantifiziert noch durch den Landwirt nennenswert beeinflusst werden können (ECKERT & BREITSCHUH 1997). Von diesem sogenannten Hoftorsaldo wird die tierhaltungsbedingte NH₃-Emission abgezogen, damit die auf die Luft gerichtete Ammoniakemission und der auf den Boden gerichtete N-Flächenbilanzsaldo getrennt ausgewiesen und bewertet werden können (vgl. Kap. Toleranzbereich NH₃-Emission). Der N-Flächensaldo stellt also den im Boden verbleibenden N-Überschuss oder die ihm ersatzlos entzogene N-Menge dar (ECKERT et al. 2002), ausgedrückt in kg N

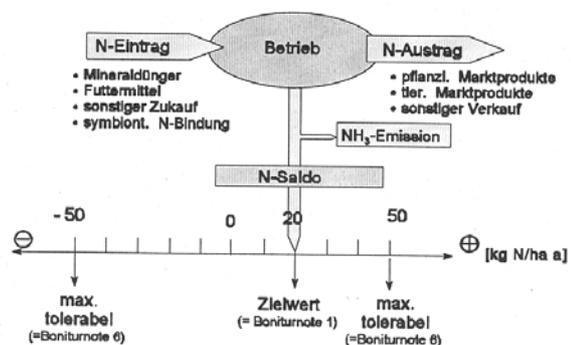


Abb. 4: Toleranzbereich für N-Salden im Modell KUL aus BREITSCHUH (2003) und VDLUFA (1998).

pro Hektar und Jahr der betrieblichen Bilanzfläche (Landwirtschaftlich genutzte Fläche minus Brache), der im Idealfall gleich Null sein sollte (ECKERT & SAUERBECK 2000).

Der Toleranzbereich erstreckt sich zwischen dem anzustrebenden Optimum (Boniturnote 1), das standortabhängig bei 5 bis 20 kg N/ha gesehen wird (unvermeidbare Nitratverlagerung aus der Wurzelzone) und der maximal tolerablen Belastung (Boniturnote 6). Für letzteres wird je nach Auswaschungsdisposition ein Saldenüberhang von 30 bis 50 kg N/ha festgesetzt, aber auch ein maximaler Negativsaldo von 50 kg N/ha, weil Nitratverluste zu Fruchtbarkeitseinbußen führen (Abb. 4).

□ *Indikator NH₃-Emission:*

Weil die NH₃-Emission aus Wirtschaftsdüngern (Stallbereich, Lagerung, Ausbringung) nicht direkt messbar ist, ist Basis der Ermittlung ein Pauschalansatz. Grundlage hierfür ist die Düngeverordnung, die für Gülle einen durchschnittlichen Verlust von 28 % und für Festmist von 40 % des insgesamt ausgeschiedenen N unterstellt (ECKERT et al. 1999). Die Höhe der N-Ausscheidungen wird über eine sogenannte Stallbilanz ermittelt, bei der die pro Wirtschaftsjahr in den Stall gelangenden Pflanzennährstoffe (Futter, Tierzukauf etc.) unter Berücksichtigung von Konservierungsverlusten mit denjenigen Pflanzennährstoffen saldiert werden, die als tierische Marktprodukte und sonstige Abgänge den Stall verlassen.

Die Forderung nach einer NH₃-Emission von Null aus der Landwirtschaft wäre unrealistisch. Eine gewisse Mindestmenge muss als unausweichliche Konsequenz der Tierhaltung hingenommen werden. Diese sollte allerdings unter Berücksichtigung emissionsmindernder Techniken einen Richtwert von 25 kg NH₃N/ha pro Jahr im Gebietsdurchschnitt nicht überschreiten (Boniturnote 1). Dieser Wert entspricht einem mittleren Tierbesatz von 1,1 GV/ha LF. Die maximal tolerable Belastung wurde mit 50 kg NH₃N/ha LF festgelegt. Das entspricht etwa 1,7 GV/ha.

□ *Indikator P- und K- Saldo:*

Der P- bzw. K-Saldo ist, ebenso wie beim Stickstoff, die Differenz zwischen dem gesamten Eintrag dieser beiden Pflanzennährstoffe in den Betrieb (Mineraldünger, Futterzukauf, inkl. Mineralstoffgemische, zugekaufte organische Dünger etc.) und dem entsprechenden Austrag in Form der Verkaufsprodukte.

Der hieraus resultierende Nährstoffsaldo wird mit der jeweils im Boden vorliegenden Nährstoff-Gehaltsklasse abgeglichen, d.h. mit entsprechenden Zu- oder Abschlägen zur Optimierung der Nährstoffgehalte im Boden versehen. Der im Befund ausgewiesene P- bzw. K-Saldo bezieht sich daher immer auf die im Boden anzustrebende Nährstoffgehaltsklasse C und wird als kg P bzw. K/ha a ausgewiesen (ECKERT & BREITSCHUH 1997). Letztendlich angestrebt wird ein Nährstoffsaldo von Null, der die Nährstoff-Gehaltsklasse C als Garant für Ernährungssicherheit und Ertragsstabilität erhält bzw. mittelfristig realisiert. Der Toleranzbereich um diesen Optimalwert reicht beim Phosphat von -15 bis +15 P/ha a und beim Kalium von -50 bis +50 kg K/ha a.

□ *Indikator Nährstoff-Gehaltsklassen (P, K, Mg):*

Die Nährstoffgehalte im Boden sind Zustandsindikatoren und werden zu der bereits beschriebenen Anpassung bzw. Interpretation der P- und K-Salden benötigt. Erfasst werden die Flächenanteile (Acker und Grünland getrennt) in den jeweiligen Nährstoffgehaltsklassen, anhand derer dann die erwähnten Zu- bzw. Abschläge zur Modifikation der entsprechenden Nährstoffsalden errechnet werden (vgl. *Toleranzbereiche P- und K-Saldo*).

Angestrebt (Boniturnote 1) wird die Gehaltsklasse C. Unerwünscht ist die Gehaltsklasse A (zu große Aushagerung der Böden) und die überflüssig hohen Nährstoffgehalte der Klasse E. Der Toleranzbereich umfasst somit die Gehaltsklassen B, C und D.

□ *Indikator Humussaldo:*

Die Humusbilanzierung erfolgt nach dem Verfahren, das u. a. von KÖRSCHENS (1981) anhand langjähriger Feldversuche entwickelt und validiert worden ist (Details bei KÖRSCHENS & SCHULZ 1999). Der Abnahme durch die Bodenbearbeitung und natürliche „Humuszehrer“ (Hackfrüchte) wird die Humuszufuhr durch „Humusmehrer“ (Halmfrüchte und Futterpflanzen), Ernterückstände und organische Düngung, also die bewirtschaftungsabhängige Zufuhr gegenübergestellt – der Saldo ist damit die Differenz aus Abnahme und Zufuhr. Als Umrechnungseinheit dient die „reproduktionswirksame organische Substanz“ (ROS); wobei 1 t ROS 1t organische Stalldungtrockenmasse oder 5t Stalldungfrischmasse entspricht (BREITSCHUH et al. 2000). Der Humussaldo wird nur für die bewirtschaftete Ackerfläche berechnet (LF minus (Grünland + Brache)) und in t ROS pro Hektar und Jahr ausgewiesen. Zusätzlich erfolgt eine Angabe der betrieblichen Humusreproduktion in Prozent (ROS Zufuhr/ROS-Verlust x 100). Angestrebt wird ein Humussaldo von Null, d.h. ein vollständiger Ersatz der bewirtschaftungsbedingten Humusverluste. Der Toleranzbereich um diesen Zielwert reicht auf der einen Seite bis -0,3 t und auf der anderen Seite bis +1,0 t ROS pro Hektar und Jahr.

□ *Indikator Boden-pH-Stufe:*

In Übereinstimmung mit der Einstufung der Nährstoffgehalte erfolgt eine Eingruppierung in 5 pH-Klassen (A–E). Angestrebt wird die Boden-pH-Klasse C (Boniturnote 1), bei der eine weitere Kalkzufuhr keine Ertragssteigerung mehr zur Folge hat und die sich in langjährigen Feldversuchen unter Berücksichtigung des Ton- und Feinerdeanteils sowie des Humusgehalts als optimal für die Ertragsfähigkeit erwiesen hat (VDLUFA 1999). Als noch tolerabel gilt die Klasse D, so dass sich der Toleranzbereich über die Boden-pH-Klassen C und D erstreckt. Geogen bedingt zu hohe pH-Werte werden nicht negativ bewertet, sondern mit der Boniturnote 6 eingestuft (BREITSCHUH et al. 2000).

I – 5.2.2.2 Umweltproblembereich Bodenschutz

Zur Darstellung der Kategorie Bodenschutz werden folgende Indikatoren verwendet: *Erosionsdisposition* und *Bodenverdichtungs-Gefährdung*.

□ *Indikator Erosionsdisposition:*

Die Abschätzung der Erosionsdisposition erfolgt feldbezogen nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG). Die Ermittlung fordert für jedes Feld Angaben zu dessen Größe und Bodenart sowie zu dem jeweiligen Topographiefaktor (Hangneigung und erosive Hanglänge). Erfahrungsgemäß liegt jedoch die letztgenannte Information in den meisten

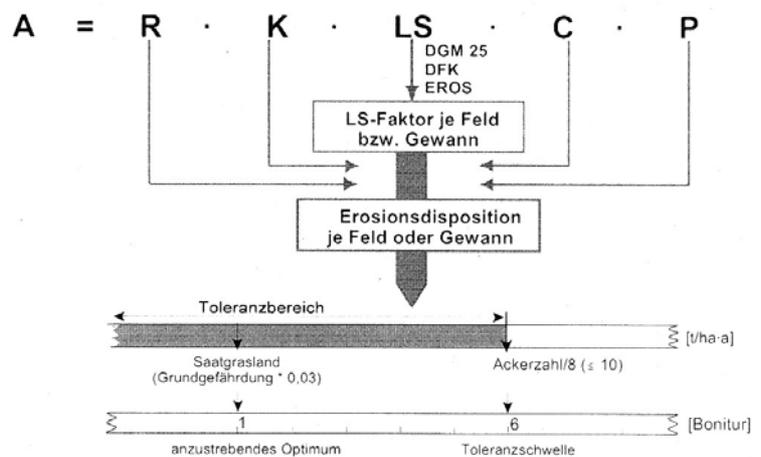


Abb. 5: Ermittlung der Erosionsdisposition nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) im KUL-Verfahren nach HEYN et al. (2000).

Betrieben nicht vor (BREITSCHUH et al. 2000). Im Rahmen eines Projektes wurde deswegen ein GIS-Programm entwickelt, das die schlagweise Berechnung des Topographiefaktors über Digitale Geländemodelle ermöglicht (KAISER 1999, WERNER 1999). Ergebnis der Anwendung ist ein Datensatz, der die Gefährdung als Toleranzwertüberschreitung ausweist und ein Datensatz, der für jedes Feld den maximalen C-Faktor angibt. Ausgewiesen wird die einzelfeldbezogene Erosionsdisposition, bewertet wird das betriebsbezogene Mittel unter Berücksichtigung der Toleranzüberschreitungen der einzelnen Felder. Angestrebt wird ein Zustand (Boniturnote 1), welcher der Erosionsdisposition unter Saatgrasland (C-Faktor=0,03) entspricht. Für den maximal tolerablen Bodenabtrag gilt die von SCHWERTMANN & VOGL (1987) eingeführte Beziehung Ackerzahl/8 (aber nicht mehr als 10 t pro Hektar und Jahr).

□ *Indikator Bodenverdichtungs-Gefährdung:*

Ursache für die Entstehung von Bodenverdichtungen ist das Missverhältnis zwischen der Tragfähigkeit des Bodens und der Druckbelastung durch die vorhandene Technik. Als Kriterium dient daher der Quotient aus Druckbelastung und Druckbelastbarkeit – beide ausgedrückt in kPa. Die *Druckbelastbarkeit* errechnet sich für die verschiedenen Bodenformen nach den Regressionsgleichungen nach LEBERT (1989) und PAUL (1993). Als Bezugsgröße dient der Gefügestand des Bodens, der eine ausreichende Luftkapazität und Wasserleitfähigkeit garantiert. Zur Ermittlung der Druckbelastung werden nur die häufigsten und belastungsintensivsten fünf bis acht Arbeitsgänge des Betriebs einbezogen. Der dafür eingesetzte Maschinenpark geht unter anderem mit der Radlast, der Aufstandsfläche, dem Aufstandsdruck und den zusätzlichen Radlasten (zum Beispiel Zugwiderstand) in die Abschätzung ein (BREITSCHUH et al. 2000). Ausgewiesen wird der Belastungsquotient (BQ) für jeden belastungsintensiven Arbeitsgang und für jede vorhandene Bodenform des Betriebs für die Bodentiefen 15–30 cm und unter 30 cm. Bewertet wird das gewogene Mittel für den gesamten Betrieb. Das anzustrebende Optimum ist 1 (BQ<1 werden = 1 gesetzt), die maximal tolerable Belastung 1,25. Für die Berechnung des bodenspezifischen BQ wird eine Bodenfeuchtespanne unterstellt, die sich aus dem Niederschlagsmittel der jeweiligen Standorte ableitet (BREITSCHUH et al. 2000).

I – 5.2.2.3 Umweltproblembereich Pflanzenschutz

In dieser Kategorie wurden 1997 zunächst nur die drei Indikatoren *Regelspur*, *Schadsschwellen* und *Geräte-TÜV* eingeführt (ECKERT & BREITSCHUH 1997). Ab dem VDLUFA-Standpunkt (1998) und in der späteren Literatur (BREITSCHUH et al. 2000) wurden diese in dem neuen Indikator *Integrierter Pflanzenschutz* zusammengefasst und durch das neue Kriterium *Pflanzenschutzintensität* ergänzt. Die drei vorherigen Kriterien hatten sich in der praktischen Prüfung als unzureichend erwiesen. Nach ECKERT (2004) beinhaltet das bisherige Kriterium *Integrierter Pflanzenschutz* nur noch die Risikofaktoren bei der Ausbringung und wird aktuell *Risikominderung bei der Ausbringung* genannt.

□ *Indikator Pflanzenschutzintensität:*

Als Indikator für die Pflanzenschutzmittelintensität wurde früher der finanzielle Aufwand für Pflanzenschutzmittel je Hektar behandelter Ackerfläche verwendet (DM/ha) (ECKERT et al. 1999, BREITSCHUH et al. 2000). Aktuell stützt sich die Ermittlung der PSM-Intensität auf den sogenannten „normierten Behandlungsindex“ (BI) nach ROSSBERG et al. (2002), der für jedes angewandte PSM einzeln bestimmt wird (BREITSCHUH 2003a). Der BI ermittelt sich aus der mit dem jeweiligen PSM behandelten Fläche (PSM-Zukauf

in kg/ Regelaufwandmenge in kg/ha) geteilt durch die Flächensumme der 11 PSM-Hauptkulturen. Die Summe der BI aller eingesetzten PSM ergibt den normierten Behandlungsindex für den Betrieb. Dieser wird mit dem BI verglichen, der für die jeweilige Boden-Klima-Region und das vorliegende Ackerflächenverhältnis typisch ist. Dieser regionalspezifische Richtwert entspricht der Boniturnote 3 und kennzeichnet die übliche Pflanzenschutzpraxis der betreffenden Boden-Klimaregion. Das anzustrebende Optimum (Boniturnote 1) wird mit <70 % dieses Richtwerts festgelegt und die Toleranzschwelle mit ca. 120 bis 140% (ECKERT 2004). Zur besseren Darstellung der Situation wird nicht nur der Gesamt-BI, sondern auch der BI für die einzelnen Wirkstoffgruppen ermittelt und bewertet, um Schwachstellen lokalisieren zu können. Nach SAUERBECK (2004) muss sich die Praktikabilität des BI als Bewertungskriterium in der Anwendungspraxis noch bestätigen.

□ *Indikator Risikominderung bei der Ausbringung:*

Für diesen Indikator werden aktuell Parameter zur Risikominderung bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln abgefragt, die darüber Auskunft geben sollen, wie der Betrieb diese Prinzipien umsetzt (ECKERT 2004). Eine Bewertung erfolgt durch die Vergabe von Punkten in folgenden Bereichen: Nutzung der Information des amtlichen Wetterdienstes, Nutzung der Fachberatung, Teilnahme an Weiterbildung, Dokumentation der PSM-Maßnahmen, Einsatz abdriftmindernder Technik, Nutzung von Geräten zur Spitzenreinigung auf dem Feld, Teilnahme am System PAMIRA (Leergutentsorgung) und Flächenleistung je ha Spritze. Anzustrebendes Optimum ist die komplette Erfüllung der o. g. Forderungen, was einer Punktzahl von 20 entspricht.

I – 5.2.2.4 Umweltproblembereich Landschafts- und Artenvielfalt

Zur Darstellung der Kategorie Landschafts- und Artenvielfalt werden folgende Indikatoren verwendet: *Kulturartendiversität, Ökologisch-landeskulturell bedeutsame Flächen* und *Median Feldgröße*.

□ *Indikator Kulturartendiversität:*

Hierfür dient der Diversitätsindex nach Shannon-Weaver als Maß (REMMERT 1989), der die Anzahl der Fruchtarten und deren Abundanz bewertet und aus dem betrieblichen Ackerflächen-Verhältnis berechnet werden kann (BREITSCHUH et al. 2000).

Formel 1: abgewandelter Diversitäts-Index nach Shannon-Weaver (REMMERT 1989) für die Bewertung der Kulturartendiversität

$$H_s = -1 * \sum p_i \ln p_i$$

H_s = Diversität

p_i = Abundanz der i-ten Fruchtart (Quotient aus realisiertem Umfang jeder Fruchtart und bewirtschafteter Betriebsfläche)

Als anzustrebendes Optimum gilt ein Diversitätsindex >2,2. Maximal tolerabel ist ein Index von mindestens 1,25. Dieser erfordert den Anbau von wenigstens vier Fruchtarten in vergleichbarem Umfang. Als zusätzlicher Anpassungsfaktor dient die Bonitur für den Median Feldgröße; d.h. die monotonisierende Wirkung zu großer Felder muss durch eine entsprechend erhöhte Kulturartenmannigfaltigkeit ausgeglichen werden.

□ *Indikator Ökologisch-landeskulturell bedeutsame Flächen (ÖLF):*

Als ökologisch-landeskulturell bedeutsame Flächen gelten nicht-genutzte Flächen wie Gehölze, Strauchheiden, Sukzessionsflächen oder auf extensive Nutzung angewiesene Flächen wie Magerrasen, Streuobstwiesen und

Raine (ROTH et al. 1996). Bewertet wird deren flächenmäßiger Anteil im Betrieb und in der dazugehörigen Gemarkung. Die wünschenswerte Größe wird im Idealfall durch einen „Agrarraumnutzungs- und Pflegeplan“ (ANP) festgelegt. Solange ein solcher noch nicht erstellt ist, wird in Abhängigkeit vom jeweiligen Naturraum ein anzustrebendes Optimum (Boniturnote 1) und ein ÖLF-Mindestanteil (Boniturnote 6) festgelegt. Der geforderte Mindestanteil beträgt für agrarische Vorzugsgebiete 7% des Agrarraums, für landwirtschaftliche Grenzstandorte 15% und für alle übrigen Standorte 11%. In besonders sensiblen Regionen werden als Mindestausstattung 18% gefordert.

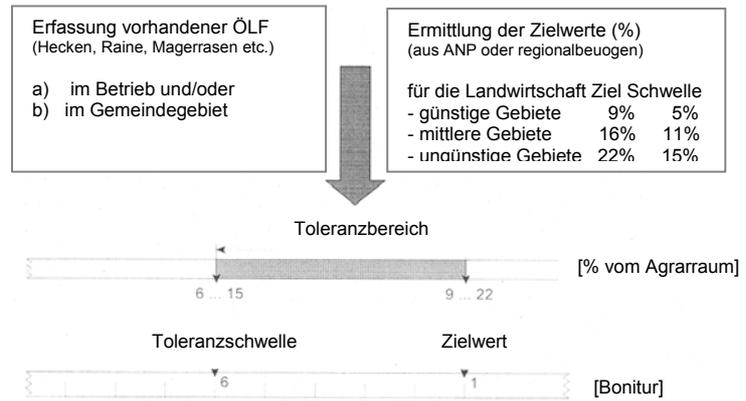


Abb. 6: Erfassung und Bewertung des Anteils ökologisch-landeskulturell bedeutsamer Flächen (ÖLF) im KUL-Verfahren nach HEYN et al. (2000).

□ Indikator Median Feldgröße:

Grosse Felder haben aus technologischer Sicht Vorteile. Sie beeinträchtigen jedoch die Landschaftsvielfalt und erhöhen die Erosionsgefahr. Als Gefährdungsmaß dient der betriebliche Median der Feldgröße. Dieser ergibt sich nach KUL als Schnittpunkt der Summenkurve der nach Größe geordneten Felder mit der halben Ackerfläche des Betriebes. Für die verschiedenen Agrarräume sind unterschiedliche Richtzahlen für diese Medianwerte festgelegt worden, deren Überschreitung als unerwünscht betrachtet wird. Für die agrarischen Vorzugsgebiete ohne nennenswerte Hangneigungen und mit weitgehend einheitlichem Bodeninventar liegt das vertretbare Optimum bei Schlaggrößen unter 30 ha und der maximal tolerable Wert bei etwa 40 ha. In landwirtschaftlichen Grenzlagen dagegen betragen diese Werte nur 10 bzw. 15 ha. Dabei sollte im Einzelfall eine maximale Feldgröße von 60 ha nicht überschritten werden (ECKERT & BREITSCHUH 1997).

I – 5.2.2.5 Umweltproblembereich Energiebilanz

Zur Darstellung der Kategorie Energiebilanz wird diese auf drei Ebenen analysiert: Gesamtbetrieb, Tierproduktion und Pflanzenproduktion.

□ Indikator Energie-Saldo Gesamtbetrieb:

Ökologisch unerwünscht sind sowohl ein zu hoher Energieinput als auch ein unnötig geringer Energiegewinn. Der Energiesaldo ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Eintrag an fossiler Energie in den Betrieb (Energieträger, Mineraldünger, PSM, Prozessenergie für zugekaufte Futtermittel und Saatgut etc.. Nicht abgebildet werden: Sonnenenergie, Arbeitskraft und Investitionsgüter) und dem Energiegehalt aller den Betrieb verlassenden pflanzlichen und tierischen Marktprodukte, abzüglich des Energiegehaltes zugekaufter Vorleistungen (Saatgut, Futtermittel, Tiere).

Als Mindestanforderung (Boniturnote 6) gilt im Marktfruchtanbau ohne Grünland ein Energiesaldo von +50 GJ pro Hektar und Jahr. Ein betrieblicher Energiesaldo von –20 GJ pro Hektar und Jahr sollte auch bei vorwiegender Tierhaltung nicht überschritten werden. Es gilt die empirische Beziehung Mindest-Energiesaldo $[GJ/ha] = 50 - (75 * GV/ha)$. Für die Boniturnote 1 gilt: $[GJ/ha] = 80 - (75 * GV/ha)$. Der maximal tolerable

Energieinput (Boniturnote 6) ergibt sich aus der Beziehung: $15 + [(GV/ha - GF/LF) \times 10]$. Bei einem Tierbesatz von 1 GV/ha und einem Grünlandanteil von 20 % ergibt sich demnach der tolerable Energieinput als 23 GJ pro Hektar und Jahr.

□ Indikator Energie-Saldo Tierhaltung:

Sowohl der Energie-Input als auch dessen Saldo werden in der Tierproduktion nicht auf den Hektar, sondern auf die Großvieheinheit (GV) bezogen. Der Input umfasst Strom und Treibstoffe sowie die Prozessenergie für die zugekauften und die im eigenen Betrieb produzierten Futtermittel.

Der maximal tolerable Energieinput (Boniturnote 6) schwankt in Abhängigkeit vom Grünlandanteil des Betriebes zwischen 15 und 25 GJ pro Großvieheinheit und der Energiesaldo sollte –10 GJ pro Großvieheinheit nicht unterschreiten.

□ Indikator Energie-Saldo Pflanzenbau:

Der für den Betriebszweig Pflanzenbau ermittelte Verbrauch an fossiler Energie ist nach Überzeugung der Autoren ein geeigneter Indikator für die Bewirtschaftungsintensität. Als empirisch gefundene Größen kennzeichnet ein Input bis zu 8 GJ pro Hektar und Jahr extensive und über 8 GJ pro Hektar und Jahr eine intensive Bewirtschaftung (ECKERT et al. 1999).

Der maximal tolerable Energieinput (Boniturnote 6) schwankt in Abhängigkeit vom Grünlandanteil zwischen 5 und 15 GJ/ha a. Eine Überschreitung verweist auf eine ungenügende Effizienz des Betriebsmitteleinsatzes. Als anzustreben (Boniturnote 1) gilt ein Energieeinsatz von weniger als 60% des Toleranzwertes. Der Energiesaldo im Pflanzenbau sollte mindestens +50 GJ pro Hektar und Jahr erreichen (Boniturnote 6). Eine Unterschreitung zeigt entweder eine geringe Bodenfruchtbarkeit oder akute Bewirtschaftungsmängel an (BREITSCHUH et al. 2000).

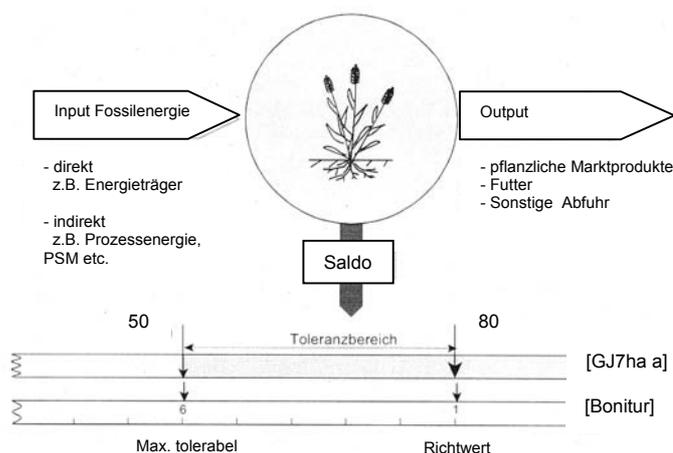


Abb. 7: Energiebilanz der landwirtschaftlich genutzten Fläche im KUL-Verfahren nach HEYN et al. (2000).

I – 5.2.3 Ökonomische Indikatoren

Ökonomische Indikatoren werden im Kriteriensystem KUL (entsprechend seiner namentlichen Zielsetzung) derzeit noch nicht eingesetzt.

Allerdings ist KUL in Arbeiten zur umfassenden Nachhaltigkeitsbewertung an der TLL eingeflossen, die an dieser Stelle kurz vorgestellt werden sollen. Auf dem VDLUFA-Kongress 2000 wurde hierzu erstmals ein System zur Diskussion gestellt (VDLUFA 2000), das den Einbezug ökonomischer und agrarsozialer Kriterien zum Gegenstand hat (Breitschuh & Eckert 2000, VDLUFA 2000). Auch die Konkretisierung der wirtschaftlichen und sozialen Ziele erfolgt dort über Indikatoren mit entsprechenden Richtwerten, Boniturnoten und Toleranzbereichen (Soziale Indikatoren siehe (MÜLLER & KÄCHELE 2000), ökonomische Indikatoren siehe

(HEIBENHUBER 2000)). Die Indikatoren der ökologischen Dimension entsprechen dem KUL-Indikatorenset, außer dem hier entfallenen Indikator *Median Feldgröße*. Auch die *Nährstoff-Gehaltsklassen* werden nicht ausdrücklich erwähnt, aber für die Bewertung des Nährstoffsaldos benötigt. Insgesamt werden 22 Indikatoren zur Bewertung herangezogen und 14 davon als Ergebnis dargestellt (HEYN et al. 2000).

Diese Nachhaltigkeitsbewertung wurde bis zum Jahre 2000 an zehn Betrieben getestet (Breitschuh & Eckert 2000, VDLUFA 2000) und teilweise schon veröffentlicht (HAUKE 2003). Die Ergebnisse werden über Netzdiagramme dargestellt (Abb. 8 und 9). Dabei stellen die Strahlen die einzelnen Kriterien dar und die Strahlenlänge deren Bewertung. Diese verläuft von einem anzustrebenden Optimum (dunkles Zentrum) über das Toleranzband (mittlerer Bereich) bis extrem negativ (äußerer Bereich).

Abb. 8: Bewertung eines Idealbetriebes.

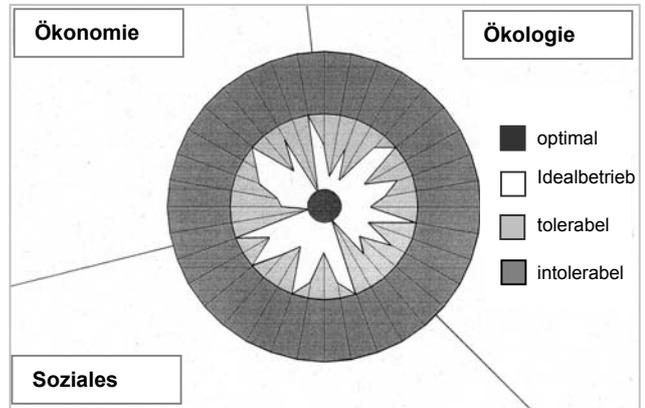
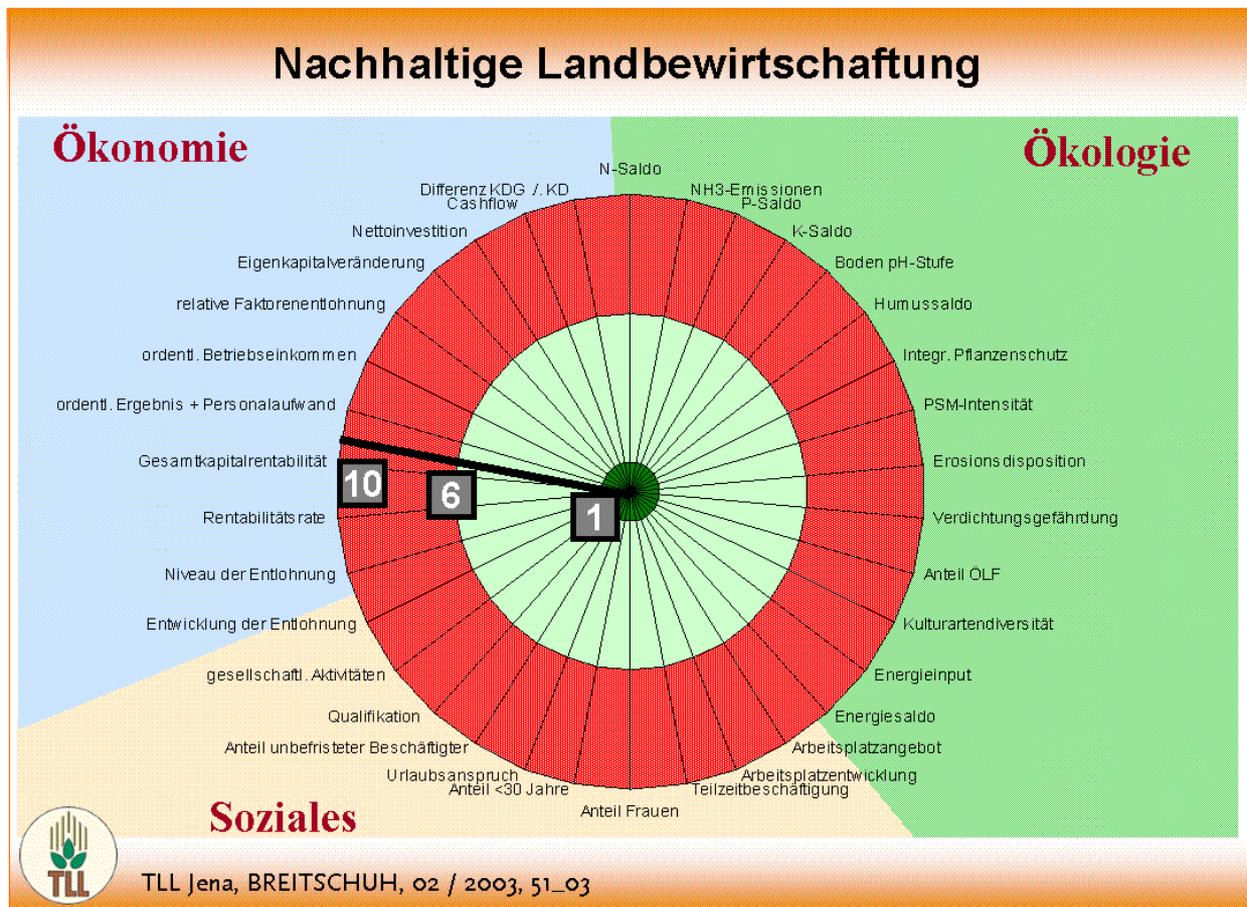


Abb. 9: Bewertungsrahmen für eine nachhaltige Landwirtschaft nach BREITSCHUH (2003a+b).



I – 5.3 Ergebnisse

I – 5.3.1 Auswertungsbericht

Zunächst wird seitens der Regionalstelle die Zuverlässigkeit des erhobenen Datenmaterials über Plausibilitätskriterien geprüft, dann werden seitens der Projektstelle mit Hilfe der Excel-Anwendung die Betriebswerte für die einzelnen Indikatoren ermittelt. Die seitens der Projektstelle verfasste Betriebsauswertung umfasst die graphische Ergebnisdarstellung der einzelnen Indikatoren (Schwachstellenanalyse) und eine Tabellensammlung, die das Berechnungsverfahren zur Bewertung der Indikatoren dokumentiert (ebenfalls als Ergebnis der Excel-Anwendung) (Abb. 10). Die Regionalstelle erstellt dann auf Grundlage dieser Ergebnisse den Beratungsbericht, der für jedes untersuchte

KATEGORIE Kriterium	Dimension	Toleranzbereich ¹⁾	Betriebswert	Bonitur											
				Optimum	Ende des Toleranzbereichs.										
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
NÄHRSTOFFHAUSHALT															
N-Saldo (Fläche)	kg N/ha * a	- 50 ... 45 ^{a)}	71												
NH ₃ -Emission	kg N/ha * a	< 50	32												
P-Saldo ²⁾	kg P/ha * a	- 15 ... + 15	-19												
K-Saldo ³⁾	kg K/ha * a	- 50 ... + 50	-11												
Boden-pH-Klasse ³⁾	A - E	C ... D	D												
Humussaldo	t ROS/ha * a	0,3 ... + 1,0	1,4												
BODENSCHUTZ															
Erosionsdisposition	t/ha * a	< 3,1 ^{b)}	5,6												
Verdichtungsgefährd.	P ₁ /P ₀ ⁴⁾	1 ... 1,25	1,37												
PFLANZENSCHUTZ															
Pflanzensch. Intensität	% ⁵⁾	< 120	132												
Integr. Pflanzenschutz	Punkte	10 ... 17	15												
LANDSCHAFTS- UND ARTENVIELFALT															
Anteil ÖLF ⁶⁾	%	> 7 ^{c)}	8,0												
Kulturarartendiversität	Index	> 1,35 ⁴⁾	1,37												
Median Feldgröße	ha	< 40 ^{c)}	27												
ENERGIEBILANZ															
GESAMTBETRIEB															
Energiesaldo	GJ/ha * a	> -20 ^{e)}	14,8												
PFLANZENBAU															
Energieinput	GJ/ha * a	< 15 ^{f)}	13,8												
Energiesaldo	GJ/ha * a	> 50	94,8												
TIERHALTUNG															
Energiesaldo	GJ/GV	> -10	-3,8												

Abb. 10: Programmausdruck der Excel-Auswertung für einen Beispielbetrieb nach SAUERBECK et al. (2002). Statt des von den Autoren verwendeten Begriffs „Kriterien“ wird in der vorliegenden Studie die Bezeichnung „Indikatoren“ benutzt.

Kriterium dessen Soll- und Ist-Wert vergleicht, die Bewertung für jedes Prüfkriterium erläutert, mögliche Ursachen für bestehende Mängel benennt und wirksame Gegenmaßnahmen vorschlägt.

Die erste Spalte in Abb. 9 zeigt die untersuchten Indikatoren, aufgegliedert nach den fünf Kategorien. In der zweiten Spalte ist für jeden dieser Indikatoren deren Dimension genannt. In der 3. Spalte ist der für den konkreten Standort maximal tolerable Wert angeführt und in der 4. Spalte der ermittelte Betriebswert für den betreffenden Indikator. Die anschließende Grafik zeigt die Boniturnote für den Indikator und verdeutlicht, ob der Betriebswert noch toleriert werden kann oder nicht. Die Linie bei der Boniturnote 6 kennzeichnet das Ende des Toleranzbereichs. Alles, was darüber hinausragt, gilt als Umweltbelastung bzw. als landwirtschaftliches Fehlverhalten und zeigt Handlungsbedarf an. Die Länge der Balken oberhalb der Toleranzschwelle kennzeichnet also das Ausmaß des mit der jeweiligen Bewirtschaftung verbundenen Risikos.

Ausgewählte Untersuchungsergebnisse werden in Kap. 5.3.3 am Beispiel dargestellt.

I – 5.3.2 USL-Zertifikat

Das Zertifikat „Betrieb der umweltverträglichen Landbewirtschaftung“ des USL basiert auf den beschriebenen Prüfkriterien von KUL und wird vergeben, wenn die vom USL-Fachausschuss vorgegebenen Prüfbedingungen erfüllt worden sind, d.h., wenn in einem Betrieb möglichst kein Kriterium den Toleranzbereich überschreitet (ECKERT et al. 2002). Für eine Übergangszeit wird das Fehlen der Bewertung von Erosionsdisposition und ÖLF-Anteil toleriert, bis die methodischen Voraussetzungen zur Erfassung dieser Indikatoren flächendeckend

gegeben sind. Ein Betrieb erhält also das Zertifikat grundsätzlich bei Erfüllung der Prüfbedingungen, unabhängig vom Grad der Extensivierung, dem Betriebstyp oder der Wirtschaftsweise.

Das Zertifikat wird in den Klassen 1 und 2 vergeben. Zur Erlangung der Klasse 2 ist für festgelegte Kriterien mit geringerer ökologischer Relevanz eine Überschreitung der Schwellenwerte bis zur Boniturnote 7 möglich, wenn dies nicht mehr als drei solcher Kriterien betrifft. Klasse 2 wird auch bereits für eine ein- bis zweijährige Auswertung verliehen und hat eine Geltungsdauer von nur einem Jahr.



Klasse 1 wird für das dreijährige bzw. gleitende dreijährige Mittel verliehen und hat eine Geltungsdauer von 3 Jahren. Vor Ablauf dieser Frist erhält der Betrieb eine Benachrichtigung für die anstehende Folgeuntersuchung, nach deren Bestehen das Zertifikat für weitere 3 Jahre gewährt werden kann. Wird keine aktuelle Jahresauswertung nachgewiesen oder erfüllt diese nicht die Anforderungen, verfällt das Zertifikat und wird aus dem Register gelöscht. Zum Schutz des Zertifikats behält sich die Projektstelle eine Stichprobenkontrolle vor, die sowohl Datenerhebung als auch Auswertung umschließt.

I – 5.3.3 Untersuchungsergebnisse am Beispiel

Nach dem Verständnis von KUL ist ein Landwirtschaftsbetrieb dann umweltverträglich, wenn er sein wirtschaftliches Optimum innerhalb der beschriebenen Toleranzbereiche realisiert (ECKERT et al. 1999). Die verbreitete Besorgnis, dass dies zu einer Beschränkung der Produktivität und der Wettbewerbsfähigkeit der Betriebe führt, können die bisherigen Auswertungen widerlegen. In Frage gestellt wird damit die derzeit vorherrschende Tendenz, vereinfachend nur die Intensität der Bewirtschaftung als Gradmesser für Umweltverträglichkeit zu betrachten (ECKERT et al. 2002).

Bereits 1997 belegten ECKERT und BREITSCHUH, dass die Faktorintensität (Betriebsmitteleinsatz) nicht unbedingt ausschlaggebend für das Ausmaß der Umweltbelastung eines Betriebes sein muss. Für diese Auswertung wurden die Indikatoren gewichtet, um gesamtbetriebliche *Umweltbelastungsindices* zu berechnen, mit deren Hilfe die Betriebe der Stichprobe verglichen wurden. Eine Wichtung der Indikatoren zum Zwecke einer gesamtbetrieblichen Bewertung wird zwar derzeit nicht mehr vorgenommen (ECKERT 2004²), dennoch können die Auswertungen zeigen, dass sich ökologische Defizite bei allen Intensitätsstufen finden (Abb. 10). Wenn dabei auch Betriebe des ökologischen

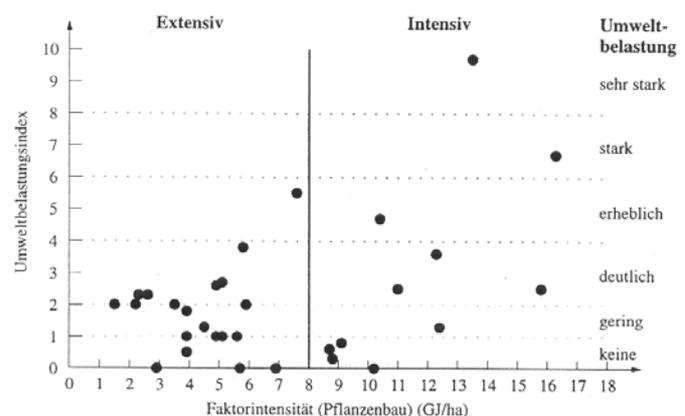


Abb. 11: Faktorintensität und Umweltbelastung müssen nach ECKERT & BREITSCHUH (1997, S. 193) nicht unbedingt zusammenhängen.

² Die gesamtbetriebliche Gewichtung wurde im Rahmen der VDLUFA-Foren kritisch diskutiert und inzwischen verworfen, weil „ein solcher Index allein nichts über die im Einzelfall maßgeblichen Belastungsursachen sagt“ (SAUERBECK 2004).

Landbaus deutliche Überschreitungen der Toleranzbereiche aufweisen, so gilt dies vor allem für negative Nährstoffsalden, unbefriedigende energetische Parameter sowie Erosions- und Bodenverdichtungsprobleme (ECKERT & BREITSCHUH 1997).

1998 veröffentlicht ECKERT die Ergebnisse einer Untersuchung mit einer Stichprobe von über 80 Betrieben in 7 Bundesländern. In der Studie kann deutlich zum Ausdruck gebracht werden, dass das Umweltrisiko prinzipiell mit zunehmendem Betriebsmittelaufwand anwächst, aber auch bei hohen Bewirtschaftungsintensitäten durch sachgerechte Betriebsführung in tolerablen Grenzen gehalten werden kann. Als Maß für die Produktivität/ Intensität wurde hier der pflanzenbauliche Energiegewinn herangezogen. Aus den Ergebnissen lassen sich 4 typische Bewirtschaftungsstrategien ableiten, zwischen denen es alle möglichen Übergänge gibt und die hinsichtlich Umweltverträglichkeit sehr differenziert zu beurteilen sind (s.a. ECKERT & SAUERBECK 2000).

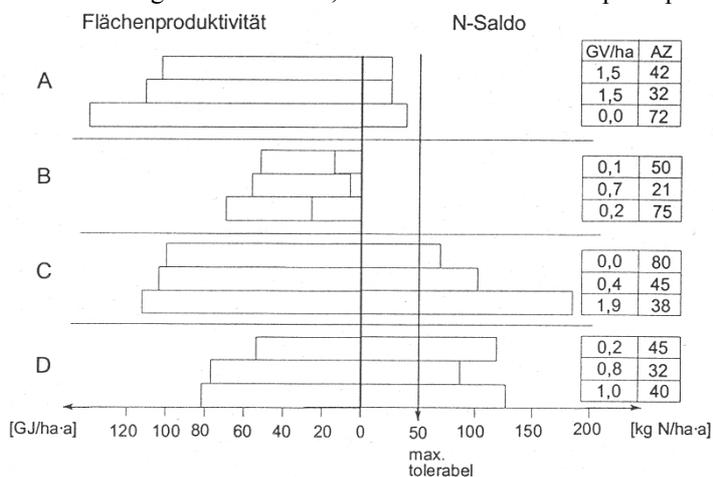


Abb. 12: Flächenproduktivität und Umweltbelastung müssen nicht unbedingt zusammenhängen. Hier gezeigt ist der N-Saldo von 12 Betrieben in vier repräsentativen Betriebsgruppen nach ECKERT & SAUERBECK (2000).

Die erste Gruppe zeigt trotz eines nur mäßigen Ertragsniveaus (60–80 GJ/ha) N-Flächenbilanzsalden, die den Toleranzbereich erheblich überschreiten. Nachhaltigkeit ist diesen Betrieben daher nicht zuzubilligen (Bereich D in Abb. 12). Die zweite Gruppe ist hochproduktiv. Die hohen N-Überschußsalden sind aber nicht zu tolerieren. Diese Betriebe sind zwar produktiv, aber nicht umweltverträglich und damit auch nicht nachhaltig (Bereich C in Abb. 12). Die dritte Gruppe verfolgt einen restriktiven N-Einsatz. Wird dabei allerdings dem Produktionssystem mehr Stickstoff entzogen als zugeführt, muss also nach der Dauerhaftigkeit des Systems und der ohnehin schon geringen Produktivität gefragt werden. Nachhaltigkeit kann dieser Gruppe nur bedingt zuerkannt werden, denn die Betriebe sind zwar umweltverträglich, aber die Produktivität kann die Bedürfnisse nicht befriedigen (Bereich B in Abb. 12). Die vierte Gruppe umfasst Betriebe (Bereich A in Abb. 12), die eine sehr hohe Produktivität mit N-Flächenbilanzsalden verbinden, die sich im tolerablen Bereich bewegen. Diese Gruppe entspricht daher dem oben erwähnten Leitbild einer produktiven, effizienten und zugleich umweltverträglichen Landbewirtschaftung. Diese Betriebe beweisen, dass auch eine sehr hohe Produktivität mit tolerablen N-Salden vereinbar ist.

Die Unterschiede zwischen diesen vier Betriebsgruppen lassen sich weder durch den Tierbesatz (GV/ha) noch durch die Standortbonität (AZ) alleine erklären. Unakzeptable Verhaltensmuster sind in aller Regel auf mangelnde Kenntnis über die innerbetrieblichen Stoffflüsse und den wegen des verbreiteten „Sicherheitsdenkens“ überhöhten Betriebsmitteleinsatz zurückzuführen (ECKERT et al. 1999, ECKERT & SAUERBECK 2000). Die ökologische Situation eines Landwirtschaftsbetriebes wird insofern vor allem durch das Wissen und Können des Betriebsleiters bestimmt. Standortliche und betriebsstrukturelle Merkmale treten demgegenüber, abgesehen von Extremfällen zurück (ECKERT 1998). Der Weg und Ansatzpunkte zu einer

umweltverträglichen Landwirtschaft führen folglich über die Betriebsleiterqualitäten und die Fachkompetenz des einzelnen Landwirts (ECKERT et al. 1999, ECKERT & GERNAND 2000).

Nimmt man als integrales Maß für Umweltverträglichkeit das USL-Zertifikat für die Einhaltung der Toleranzbereiche, so zeigt sich, dass unter sehr verschiedenen betriebsstrukturellen Bedingungen umweltverträglich gewirtschaftet werden kann. Das Zertifikat haben bis Ende 2003 insgesamt 27 Betriebe (TLL 30.01.2004, mdl. Mitt.) erlangt, und zwar sowohl Öko-Betriebe als auch eine hohe Anzahl hoch produktiver Betriebe.

Insgesamt lassen die unter Anwendung des Kriteriensystems KUL mittlerweile durchgeführten Auswertungen auch erste Aussagen über das Ausmaß der landwirtschaftlichen Umweltbelastung in Deutschland zu (SAUERBECK et al. 2002). Der Toleranzbereich im Stickstoffsaldo wird gegenwärtig von deutlich mehr als der Hälfte der untersuchten Betriebe überschritten. Ursachen sind vor allem die ungenügende Berücksichtigung der Wirtschaftsdünger und eine unzureichende Nutzung von Beratungswissen (zum Beispiel Stickstoff-Bedarfsanalyse). Bezüglich des Phosphorsaldos zeigen die Ergebnisse, dass sich im Unterschied zum Nitrat die Fälle mit ausgeprägt negativen und positiven Salden mit jeweils rund 10% die Waage halten. Bei 20% von rund 170 untersuchten Betrieben übersteigt die vom jeweiligen Maschinenpark ausgehende Druckbelastung die Druckbelastbarkeit des Bodens wesentlich. 17% von 170 untersuchten Betrieben lagen im Kriterium „Kulturartendiversität“ unter dem tolerierbaren Diversitätsindex von 1,25 bis 1,8 (ECKERT et al. 2002). Von 184 in diesen Überblick bis zum Oktober 2002 einbezogenen Betrieben gelten in der Summe knapp 25% als weitgehend unbedenklich, weitere 35% weisen nur ein mäßig erhöhtes Risiko auf, das mit einfachen betrieblichen Maßnahmen behoben werden kann. 40% der Betriebe zeigen dagegen eine beträchtliche bis hohe Belastungsintensität, die Handlungs- und Beratungsbedarf signalisiert (ECKERT & GERNAND 2000, SAUERBECK et al. 2002).

I – 6 Ansprechpartner

▪ **Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)**

Aufgabe: Träger der USL-Organisation
Anschrift: Siebengebirgsstrasse 200
53229 Bonn
Tel.: +49 (0)228 – 434 2511
Fax.: +49 (0)228 – 434 2474
e-mail: info@vdlufa.de
http: www.VDLUFA.de

▪ **USL – Projektstelle: Antje Koch**

Institution: c/o Verband für Agrarforschung und Bildung (VAFB Jena)
Aufgabe: Zentrale Auswertung der Betriebsdaten, organisatorische Vorbereitung des Zertifikats
Anschrift: Naumburgerstrasse 98
07743 Jena
Tel.: +49 (0)3641– 683306
Fax.: +49 (0)3641 – 683390
e-mail: usl@jena.tll.de
http: www.tll.de

▪ **USL – Regionalstelle: Martina Reinsch**

Institution:
Aufgabe: KUL/USL: Unterstützung bei der Datenerhebung, Erstellung des Interpretationsberichtes
Anschrift: Hachbergstrasse 4
79379 Müllheim
Tel.: +49 (0)7631– 174343
Fax.:
e-mail: mreinsch@gmx.de

▪ **USL – Regionalstelle: Karin Zeiske**

Institution: Ingenieurbüro Karin Zeiske
Aufgabe: Allgemein: Umwelt- und Qualitätsmanagement, Investitionsvorbereitung
KUL/USL: Unterstützung bei der Datenerhebung, Interpretationsbericht
Anschrift: Risaer Strasse 13
01561 Priestewitz/Sachsen OT Medessen
Tel.: +49 (0)35267 – 50506
Fax.: +49 (0)35267 – 50506
e-mail: karin.zeiske@t-online.de
http: www.ib-zeiske.de/top.html

▪ **USL – Regionalstelle: Thorsten Breitschuh**

Institution: Landwirtschaftliches Unternehmen
Aufgabe: KUL/ USL: Unterstützung bei der Datenerhebung, Erstellung des Interpretationsberichts
Anschrift: Gröbziger Str. 50
06388 Werdershausen
Tel.: +49 (0)34976 – 22150
Fax.:
e-mail: breitschuh.werdershausen@t-online.de

- **Dr. habil. Hans Eckert**

Institution: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL)
Abteilung für Agrarökologie, Ackerbau und Grünland
Aufgabe: Abteilungsleiter
Anschrift: Naumburgerstrasse 98
07743 Jena (Zwätzen)
Tel.: +49 (0)3641 – 683 300
Fax.: +49 (0)3641 – 683 239
e-mail: agraroeekologie@jena.tll.de

Dr. habil. Hans Eckert hat das KUL-Verfahren an der TLL maßgeblich entwickelt.

- **Prof. Dr. Dr. h.c. Dieter Sauerbeck**

Institution: pensioniert, vormals Direktor des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der FAL
Aufgabe: Mitglied des USL-Fachausschusses, Co-Autor des KUL-Verfahrens
Anschrift: Bonhoefferweg 6
38116 Braunschweig
Tel.: +49 (0)531 – 511592
Fax.: +49 (0)531 – 5161865
e-mail: dsauerbeck@aol.com

Prof. Sauerbeck hat das KUL-Verfahren maßgeblich entwickelt.

- **Prof. Dr. Gerhard Breitschuh**

Institution: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL)
Aufgabe: Präsident der TLL
Anschrift: Naumburgerstrasse 98
07743 Jena (Zwätzen)
Tel.: +49 (0)3641 – 683 201
Fax.: +49 (0)3641 – 683 390
e-mail: praesident@jena.tll.de

Prof. Gerhard Breitschuh hat das KUL-Verfahren an der TLL maßgeblich entwickelt.

I - 7 Literatur

* steht für: Sekundärliteratur

- BARTUSSEK, H. (1996)*: Übersicht über die Entwicklung des TGI und des Tierschutzrechts. Schriftl. Fassung eines Vortrags gehalten im Rahmen des BmFLuF – Lehrer- und Berater-Fortbildungs-Seminars „Aktuelle Fragen und Probleme des biologischen Landbaus“ an der BAL Gumpenstein (Österreich) am 19. März 1996.
- BREITSCHUH, G. (2003a): Indikatorensystem zur einzelbetrieblichen Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Unternehmen. In: GOTTSCHICK, M. & P.H. FEINDT (2003): Nachhaltigkeitsindikatoren und Partizipation. Entscheidungsunterstützung für Betriebe und Regionen, BIOGUM-Forschungsbericht Nr. 5: 8-12.
- BREITSCHUH, G. (2003b): Nachhaltigkeitsdimension Umwelt/Ökologie. In: GOTTSCHICK, M. & P.-H. FEINDT (2003): Nachhaltigkeitsindikatoren und Partizipation. Entscheidungsunterstützung für Betriebe und Regionen, BIOGUM-Forschungsbericht Nr. 5: 21-30.
- BREITSCHUH, G. & H. ECKERT (2000): Probleme und Lösungsansätze für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt: 17-23.
- BREITSCHUH, G., ECKERT, H., FEIGE, H., GERNAND, U., ROTH, D., SCHWABE, M. & D. SAUERBECK (2003): Das Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL): Ziele, Vorgehensweise, Ergebnisse. In: Umweltindikatoren – Schlüssel für eine umweltverträgliche Land- und Forstwirtschaft. Agrarspectrum – Schriftenreihe des Dachverbandes der Agrarwissenschaften 36: 229-235.
- BREITSCHUH, E., ECKERT, H., KUHAUPT, H., GERNAND, G., SAUERBECK, D. & S. ROTH (2000): Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele – Anpassung und Anwendung von Kriterien zur Bewertung nutzungsbedingter Bodengefährdung. In: UMWELTBUNDESAMT BERLIN (Hrsg.): UFOPLAN – Nr. 107 01 022/207 01 022, Berlin: 129 S.
- ECKERT, H. (2004): Anmerkungen zur Korrektur des Kapitels "KUL" in der hier vorliegenden Studie durch Dr. habil. Hans Eckert, TLL Jena; Schriftwechsel mit Inga Roedenbeck am 05.02.2004.
- ECKERT, H. (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL): Ein Verfahren zur Umweltverträglichkeitsbewertung von Landwirtschaftsbetrieben. In: Die Düngung 105: 10-11.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1997): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL): Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen. In: DIEPENBROCK, W., KALTSCHMITT, M., NIEBERG, H. & G. REINHARDT: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück, Zeller-Verlag, S.159-184.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1994): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) – Ermittlung und Bewertung der Energiebilanz. In: Archiv Acker-Pflanze Bodenkunde 38: 337-348.
- ECKERT, H. & U. GERNAND (2000): Praktische Erfahrungen mit der Umweltverträglichkeitsbewertung KUL – Ergebnisse und Schlussfolgerungen. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): Kongressband 2000 – Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft" Teil 6: 5-13.
- ECKERT, H. & D. SAUERBECK (2000): Indikatoren zur Bewertung von Nachhaltigkeit. In: Workshop "Nachhaltige Landwirtschaft", 31.05.–02.06.1999, Landbauforschung Völkenrode: 93-106.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2002): Das Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL) des VDLUFA - ein Baustein f. Umweltmanagementsysteme. In: SPINDLER (Hrsg.): Agrar-Öko-Audit, DLG Verlags GmbH: 72-88.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2001): Umweltverträglichkeitsbewertung im Landwirtschaftsbetrieb. In: Neue Landwirtschaft 8: 24-26.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2000)*: Criteria and standards for sustainable agriculture. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 163: 337-351.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2000)*: Kriterien für eine bodenschonende Landbewirtschaftung. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. & H.-M. HARREB (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz, 4050, 32. Lfg. XI/00, 1-40, E. Schmidt Verlag, Berlin.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (1999): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) – ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. In: Agribiological Research 52 (1): 57-76.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G., HEGE, U., HEYN, J. & D. SAUERBECK (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung. – Standpunkt des VDLUFA, 15. 09. 1998, 8 S. – Verband Deutscher Landw. Untersuchungs- u. Forschungsanstalten, Darmstadt, Selbstverlag.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G., MÖBIUS, D. & I. MATTHES (1997): Analyse und Bewertung der Umweltverträglichkeit der Beispielsbetriebe mit Hilfe des Verfahrens "Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft" (KUL). In: KNICKEL, K. (Ed.): Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung. Verlag Peter Lang, Frankfurt am Main: 51-68.
- FLEISCHER, E. (1998)*: Nutztierhaltung und Nährstoffbilanzen in der Landwirtschaft. In: Angewandte Umweltforschung, Band 10, 1. Auflage. Analytica Verlagsgesellschaft Berlin.
- GEIER, U. & U. KÖPKE (2000): Analyse und Optimierung des betrieblichen Umweltbewertungsverfahrens "Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung"(KUL). In: Berichte über Landwirtschaft 78: 70-90.

- GEIER, U. (1999)*: Die Nutzung von Elementen der Ökobilanzmethode in der Umwelt- und Agrarpolitik. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.): Honorierung von Leistungen der Landwirtschaft für Naturschutz und Landschaftspflege. Symposium vom 9./10. November 1998 in Bonn. Schriftl. Fassung der Vorträge. Bonn.
- GUTSCHE, V. & D. ROßBERG (1997)*: Die Anwendung des Modells SYNOPSIS 1.2 zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials von Pflanzenschutzmittelwirkstoffgruppen für den Naturhaushalt. In: Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 49 (11): 273-285.
- HAUKE, L. (2003): Anwendung des Umweltbewertungsverfahrens KUL im Praxisbetrieb. In: KTBL- Schriften 415: 96-104.
- HEIBENHUBER, A. (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung – Anforderungen und Kriterien aus wirtschaftlicher Sicht. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): Kongressband 2000 – Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft", Darmstadt: 72-82.
- HEYN, L., CLAASSEN, N., ECKERT, H. & D. KNORRE (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung – Anforderungen und Kriterien aus ökologischer Sicht. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): Kongressband 2000 – Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft", Darmstadt: 24-44.
- HULPKE, H. & M. MARSMANN (1994)*: Ökobilanzen und Ökovergleiche. In: Nachrichten aus Chemie und Technik 42: 11-27.
- KAISER, T. (1999)*: TLL/UBA-Vorhaben 207 01 022, Teilprojekt 1: Rationelle Bestimmung der erosiven Hanglänge und Hangneigung für die Berechnung des LS-Faktors zur geländeschlagbezogenen groben Abschätzung der mittleren Erosionsgefährdung auf der Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG). Abschlussbericht zur Forschungsleistung „Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele“, 30 S.
- KÖRSCHENS, M. (1981)*: In: KUNDLER, P.: Regeln und Richtwerte zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. Schriftenreihe: Empfehlungen für die Praxis, Agra-Buch, Leipzig: 88 S.
- KÖRSCHENS, M. & E. SCHULZ (1999)*: Die organische Bodensubstanz – Dynamik und Reproduktion. Ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. In: UFZ-Bericht Nr. 13/1999, ISSN 0948-9452.
- KOVAC, J., PETZOLD, C., DEGNI, J. & J. TETTE (1992)*: A method to measure the environmental impact of pesticides. In: New York's Food and Life Sciences Bulletin 139.
- LEBERT, M. (1989)*: Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. In: Bayreuther Bodenkundliche Berichte 12: 131 S.
- MÜLLER, K. & H. KÄCHELE (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung – Anforderungen und Kriterien aus sozialer Sicht. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): Kongressband 2000 – Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft", Darmstadt: 45-71.
- OECD (HRSG.) (1997): Environmental Indicators for Agriculture. OECD Core Set. OECD Publications, Paris.
- PAUL, R. (1993)*: Verfahren zur Schätzung der Druckbelastbarkeit von Ackerböden. Abschlussbericht im Projekt Boden und Bodenschutz. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 28 Seiten (unveröffentlicht, zitiert nach BREITSCHUH et al. 2000).
- PLACHTER, H. (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. In: Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32: 187-199.
- REMMERT, H. (1989): Ökologie. Ein Lehrbuch. 4. Auflage, Springer Verlag: 232 S.
- ROSSBERG, D. GUTSCHE, V., ENZIAN, S. & M. WICK (2002)*: NEPTUN 2000 – Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. In: Berichte aus der BBA 98: 1-27.
- ROTH, D., ECKERT, H. & M. SCHWABE (1996)*: Ökologische Vorrangflächen und Vielfalt der Flächennutzung im Agrarraum – Kriterien für eine umweltverträgliche Landwirtschaft. In: Natur und Landschaft 71: 199-203.
- RUDLOFF, B., GEIER, U., MEUDT, M., SCHICK, H.-P. & G. URFEI (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft – Indikatorensysteme. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Texte 42/99: 258 S.
- SAUERBECK, D. (2004): Anmerkungen zur Korrektur des Kapitels "KUL" in der hier vorliegenden Studie durch Prof. Dr. Dr. Dieter Sauerbeck am 30.01.2004.
- SAUERBECK, D., ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & U. GERNAND (2002): Das Indikatorensystem KUL im Spiegel der bisherigen Anwendungsergebnisse (Stand 10/02). Präsentation im Internet, 28 S., unter: www.tll.de/kul/kul_idx.htm (Zugriff: 18.01.2004).
- SCHWERTMANN, U. & W. VOGL (1987)*: Bodenerosion durch Wasser, Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, Eugen-Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- SUNDRUM, A., ANDERSON, R. & G. POSTLER (1994)*: Tiergerechtheitsindex – 200/1994. Ein Leitfaden zur Beurteilung von Haltungssystemen für Rinder, Kälber, Legehennen und Schweine. Bonn.
- VDLUFA (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt.
- VDLUFA (1999): Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden (Grünentwurf). In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt.

VDLUFA (2000): Kongressband 2000 – Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft" Teil I In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt.

WERNER, D. (1999)*: Bodenerosionsschutz im Landwirtschaftsbetrieb. In: Einfluss der Grossflächen-Landwirtschaft auf den Boden. In: Naturschutz und Umwelt, Erfurt: 60-66

Internetquellen:

<http://www.tll.de//kul> (Zugriff: 19.04.2004)

http://www.tll.de/kul/kul_idx.htm (Zugriff: 19.04.2004)

<http://www.vdlufa.de/usl> (Zugriff: 19.04.2004)



**BEWERTUNGSKONZEPTE FÜR
EINE NACHHALTIGE UND UMWELTVERTRÄGLICHE LANDWIRTSCHAFT**

FÜNF VERFAHREN IM VERGLEICH

II. REPRO

INGA A. E. ROEDENBECK



II – 1 Institutioneller Rahmen

Methodische Vorarbeiten für das Modell REPRO reichen bis in die 80er Jahre zurück, als Verfahren landwirtschaftlicher Stoffkreisläufe im System Boden–Pflanze–Tier erarbeitet wurden. Die Modellbezeichnung REPRO wurde dann 1990 für ein Modell zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Stoffkreisläufe auf Betriebsebene eingeführt. Diese erste REPRO-Version ermöglichte detaillierte Aussagen zur Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit (HÜLSBERGEN 2003, S. 25). 2001 wurde die aktuelle Version des Modells im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt am Institut für Acker- und Pflanzenbau der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg in Zusammenarbeit mit dem Verein zur Förderung einer Nachhaltigen Landwirtschaft e.V. Halle/Saale entwickelt. In anderen Bundesländern ist das Modell REPRO derzeit unter Beteiligung anderer Institutionen in mehrere Forschungs- und Entwicklungsprojekte auf über 15.000 Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche eingebunden.

II – 2 Anwendungsorientierung

II – 2.1 Problemfeld

REPRO liegt der Gedanke einer nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft zugrunde. Obwohl in der umweltwissenschaftlichen Literatur relativ viele Abhandlungen darüber existieren, wie Nachhaltigkeit zu verstehen ist, gibt es bemerkenswert wenige Arbeiten, in denen tatsächlich landwirtschaftliche Systeme bezüglich ihrer Nachhaltigkeit quantitativ bewertet werden. REPRO versteht sich unter Erkenntnis dieses Missstandes als quantitatives Bewertungssystem auf Betriebsebene, mit einem Schwerpunkt in der ökologischen Bewertung. REPRO soll als Leitungs- und Beratungsinstrument für Unternehmen und Betriebe in der landwirtschaftlichen Praxis eingesetzt werden. Das Modell zielt dabei auf eine Verwirklichung des Leitbildes „Sicherung einer nachhaltigen Landbewirtschaftung“ mit weitgehend geschlossenen betrieblichen Stoffkreisläufen, mit geringem Verbrauch nicht erneuerbarer Energie und Ressourcen sowie mit geringen allgemeinen Umweltbelastungen, insbesondere geringen (Nähr-) Stoffemissionen.

II – 2.2 Aufgabe/Ziel

Ziel von REPRO ist es, einen Beitrag zur quantitativen Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebssysteme zu leisten (HÜLSBERGEN 2003, S. 4). Es werden sowohl reale Betriebe als auch regionstypische Modellbetriebe analysiert. Der REPRO-Ansatz beschränkt sich auf die Analyse und Bewertung von **Stoff- und Energieflüssen** in Abhängigkeit von Betriebsstruktur, Bewirtschaftungsintensität und Verfahrensgestaltung. Der innerbetriebliche Kreislauf wird geschlossen dargestellt, das heißt, die einzelnen innerbetrieblichen Stoffflüsse sind miteinander gekoppelt (BIERMANN et al. 1997, S. 149). Die Anbauverfahren (Tierhaltung, Pflanzenbau und Bodennutzung) werden als Subsysteme, untersetzt bis zur Fruchtfolge- und Schlagebene analysiert (HÜLSBERGEN 1997). Dabei soll mit möglichst wenigen Indikatoren eine hinreichend genaue Abbildung des Betriebssystems erreicht werden. Bewertet wird der Ist-Zustand eines Betriebes im Sinne einer **Schwachstellenanalyse** zur Optimierung ökologischer Betriebssysteme. Dem landwirtschaftlichen Betrieb steht damit ein Instrument zur effektiven Selbstkontrolle zur Verfügung (NEHRING 2003), das auch als Grundlage für die Zertifizierung ökologischer Leistungen genutzt werden kann.

Ziel des Modellansatzes ist es, den prozessorientierten Bewertungsansatz in eine Agrarsoftware mit Schnittstellen zu Ackerschlagkarteien, GIS- und GPS-Systemen zu überführen. Dabei soll die Kompatibilität zu internationalen Indikatorenkonzepten gesichert werden (wie dem *Driving Force-State-Response-Modell* der OECD).

II – 3 Raumbezug

II – 3.1 Untersuchungsgebiete

□ Bundesland Sachsen-Anhalt:

REPRO bildet eine methodische Grundlage zur Evaluierung der Agrarumweltprogramme des Landes Sachsen-Anhalt und kam hier auf über 20.000 ha LF zum Einsatz.

□ Versuchsbetrieb Seehausen:

Das Modell REPRO wurde auf Basis des dreißigjährigen Dauerfeldversuches Seehausen seit 1976 entwickelt. Auf der am nördlichen Stadtrand von Leipzig gelegenen Lehr- und Versuchsstation erfolgte eine Analyse der Nachhaltigkeit von Anbau- und insbesondere Düngesystemen. Es wurden Langzeitwirkungen organischer Dünger und mineralischer N-Dünger geprüft.

□ Ökohof Seeben:

Das Modell REPRO kam beispielhaft auf dem Ökohof Seeben für den Zeitraum 1992–99 zur Anwendung. Seeben liegt im Schwarzerdegebiet am nördlichen Stadtrand von Halle/Saale. Der Standort ist für 5% bis 10% der Bodenfläche Deutschlands repräsentativ. Hier wurde für einen 350 Hektar großen Betrieb die Umstellungsphase von konventioneller Landwirtschaft zum ökologischen Landbau analysiert.

□ Elbe-Ökologie:

Auch im BMBF-Forschungsverbundprojekt „Elbe-Ökologie“ dient REPRO dazu, Landnutzungssysteme hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit zu bewerten. Hier wurde ein Verfahren entwickelt, das es gestattet, in Szenariorechnungen alternative Nutzungsstrategien zu prüfen (ABRAHAM et al. 1999).

□ Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin:

Im Land Brandenburg erfolgt der Modelleinsatz in Großschutzgebieten wie dem Spreewald und dem Biosphärenreservat „Schorfheide-Chorin“. Damit trägt REPRO wie das Modell MODAM zur Analyse des Konflikts zwischen Landwirtschaft und Naturschutz bei, in dem von der Bewirtschaftung ausgehende Belastungspotenziale flächenbezogen analysiert und hieraus Minderungsstrategien abgeleitet werden.

□ Rheinland-Pfalz:

Auf rheinland-pfälzische Daten angepasst wird REPRO im Rahmen des „Projekts zur Prüfung und Umsetzung ökologisch-ökonomischer Analyse- und Bewertungsmethoden am Beispiel des Modells REPRO für den umweltschonenden Ackerbau“ angewendet. Mit einer Laufzeit von drei Jahren (2001–2004) ist neben der Universität Halle-Wittenberg und RegioComun die Landespflegeanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz Rheinland-Pfalz (LPP) beteiligt. Ziel dieses Projektes ist es, 6–8 Betriebe des integriert-ökologischen Ackerbaus und ökologischen Landbaus mittels REPRO zu prüfen und nach Anpassung des Modells ein Instrument für die Beratung zu umweltschonenden Anbauverfahren in Rheinland-Pfalz bereitzustellen.

□ Klostersgut Scheyern:

Wie das Modell MODAM wird REPRO auch auf dem Versuchsbetrieb „Klostersgut-Scheyern“ und auf weiteren Betrieben im Umkreis von 25 km um Scheyern angewendet. Das Klostersgut liegt ca. 40 km nördlich von München und umfasst 7 Schläge auf 30,5 ha Land. Hier wurde das im Jahr 2000 innerhalb des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM) entwickelte Set an potenziellen

Agrarumweltindikatoren auf Eignung bzw. Anwendbarkeit und Praxistauglichkeit überprüft (MATTHES et al. 2001).

□ *Versuchsbetrieb Nehring-Isermeyer GbR:*

Am Rande der Magdeburger Börde in Beckendorf bei Oschersleben wirtschaftet die Nehring-Isermeyer GbR als Marktfruchtbetrieb auf insgesamt 2.320 ha LF. Der Betrieb wurde vollständig und sehr detailliert unter Nutzung aller REPRO-Komponenten für fünf Untersuchungsjahre analysiert und bewertet (NEHRING 2003).

II – 3.2 Raumebene

REPRO wurde für die räumliche Systemebene eines landwirtschaftlichen Betriebs konzipiert. Der Modellansatz bildet den landwirtschaftlichen Betrieb als in sich geschlossenes, dynamisches, stochastisches und zielorientiertes System ab (HÜLSBERGEN 2003, S. 26). Über diesen Systemansatz können für den Betrieb Systemgrenzen und Subsysteme definiert werden. Niedere Systemebenen (Teilschläge, Pflanzenbestände, Produkte) werden dabei als Elemente bzw. Subsysteme höherer Systemebenen (Fruchtfolge, Betrieb) aufgefasst. So können Stoff- und Energieflüsse über die Systemgrenzen hinweg und zwischen den Subsystemen untersucht sowie Wechselbeziehungen zwischen den Systemelementen analysiert werden. Die Beschreibung landwirtschaftlicher Betriebe als Systeme ist ein übergeordnetes Entwicklungsziel und zugleich ein Merkmal, welches das Modell gegenüber anderen Ansätzen zur Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit wie zum Beispiel KUL abgrenzt (HÜLSBERGEN 2003, S. 28). Die Standortbedingungen, die Betriebsstruktur, die Bewirtschaftungsintensität und die Verfahrensgestaltung werden im Computermodell abgebildet – es entsteht ein „virtueller Betrieb“, der allen Bewertungen zugrunde liegt. Die kleinste Untersuchungsebene im Pflanzenbau sind die Teilschläge, die darauf angebauten Fruchtarten bzw. erzeugten Produkte; in der Tierhaltung sind es Stallbereich und Herde. Die Bewirtschaftungsdaten können je nach Fragestellung modellintern aggregiert werden, zum Beispiel auf Schlag-, Fruchtart-, Produkt-, Fruchtfolge- und Betriebsebene.

II – 3.3 Übertragbarkeit

REPRO wurde gleichermaßen für wissenschaftliche und praktische Anwendungen als käufliche Agrarsoftware konzipiert. Die REPRO PC-Version wurde für WINDOWS 95/98/2000/NT mit Hilfe der Programmierumgebung DELPHI 5-Professional erstellt und ist ohne zusätzliche Laufzeitlizenzen lauffähig. Ein kostenpflichtiger Download kann unter www.landw.uni-halle.de/repro/start.htm erfolgen. Die Software ist mit einer selbsterklärenden graphischen Nutzeroberfläche entsprechend den WINDOWS-Konventionen ausgestattet. Die Anwendungskosten, bestehend aus Software, Installation sowie einjährigen Bewertungs- und Auswertungsdienstleistungen liegen derzeit für einen 1000 ha-Betrieb bei etwa 2500,- € (HÜLSBERGEN et al. 2002). Nach NEHRING (2003, S. 86) hat es sich bewährt, die Software REPRO eingebettet in eine Beratungsleistung zu nutzen und hierbei einzelne Beratungsschritte von geschulten Beratern durchführen zu lassen. Am Modell REPRO ausgebildete Berater können insbesondere sehr viel Zeit bei der Datenerfassung bzw. dem Datenimport einsparen. Einer aussagekräftigen Bewertung oder gar „Zertifizierung“ muss nach NEHRING (2003, S. 89) eine mehrjährige Erhebung zugrunde liegen. Der größte Bearbeitungsaufwand entsteht dabei im ersten Jahr, da hier auch viele Grunddaten aufgenommen werden müssen. Ein Betrieb, der dagegen die komplette Anwendung erfolgreich durchlaufen hat, ist auch in der Lage, die Programmanwendung in den Folgejahren eigenständig zu realisieren.

Nachdem REPRO ursprünglich für die Großflächenlandwirtschaft Ostdeutschlands getestet wurde (Sachsen-Anhalt, Sachsen, Brandenburg), finden derzeit (2003/2004) in den Bundesländern Bayern und Rheinland-Pfalz Übertragungen statt (s. Kap. 3.1). Um die Praxistauglichkeit zu sichern sind hier zahlreiche Referenzbetriebe einbezogen. Um REPRO-Anwendungen auch außerhalb Deutschlands zu ermöglichen, werden Komponenten geschaffen, die eine Länderspezifizierung zulassen (Währung, Sprache, länderspezifische Stammdaten). Hierbei ist die Kompatibilität der Versionen zu sichern, um die Modellpflege zu erleichtern und den Datenaustausch zu gewährleisten. Begonnen wurde mit der Entwicklung einer englischen und einer tschechischen Modellversion in Zusammenarbeit mit der Mendel-Universität Brno. Hierbei stehen die Anpassungen an die jeweiligen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen im Vordergrund. Es ist vorgesehen, REPRO im Rahmen eines EU-Projekts international einzusetzen und zu testen (HÜLSBERGEN 2003, S. 105).

Bei allen geplanten Modellerweiterungen gilt der Grundsatz, dass der Bedarf an betrieblichen Primärdaten gegenüber dem derzeitigen Stand nicht wesentlich steigen darf, um die Anwendbarkeit zu gewährleisten. REPRO wurde als ein offenes, ständig erweiterbares und zu pflegendes Modellsystem konzipiert, dessen Entwicklung eine langfristige Aufgabe darstellt (HÜLSBERGEN 2003, S. 232).

II – 4 Modellaufbau

REPRO besteht aus mehreren, miteinander vernetzten Modulen. Vier Module bilden Stoff- und Energieflüsse des Betriebes ab: *Bewirtschaftungssystem, Stammdaten, Standort* und *Stoff- und Energieflüsse*. Vier Module erlauben Analysen über die ökologischen Effekte von Produktionsverfahren auf Umweltqualitätsziele: *Bodenerosion, Bodengefüge, Pflanzenschutz, Biodiversität*. Ein Modul führt die ökonomischen Analysen durch und ein Modul ermöglicht verschiedene Ergebnisdarstellungen (Abb. 13).

In der Software werden die Strukturelemente eines landwirtschaftlichen Betriebes als hierarchisch gegliederte Module mit bestimmten Daten und Datenverknüpfungen betrachtet. Die Daten sind in betrieblich zu erfassende Daten und modellintern vorgegebene Standardwerte gegliedert, die strukturiert in PARADOX-Datenbanken abgelegt werden. Diese Daten sind über Schlüsselsysteme miteinander verknüpft.

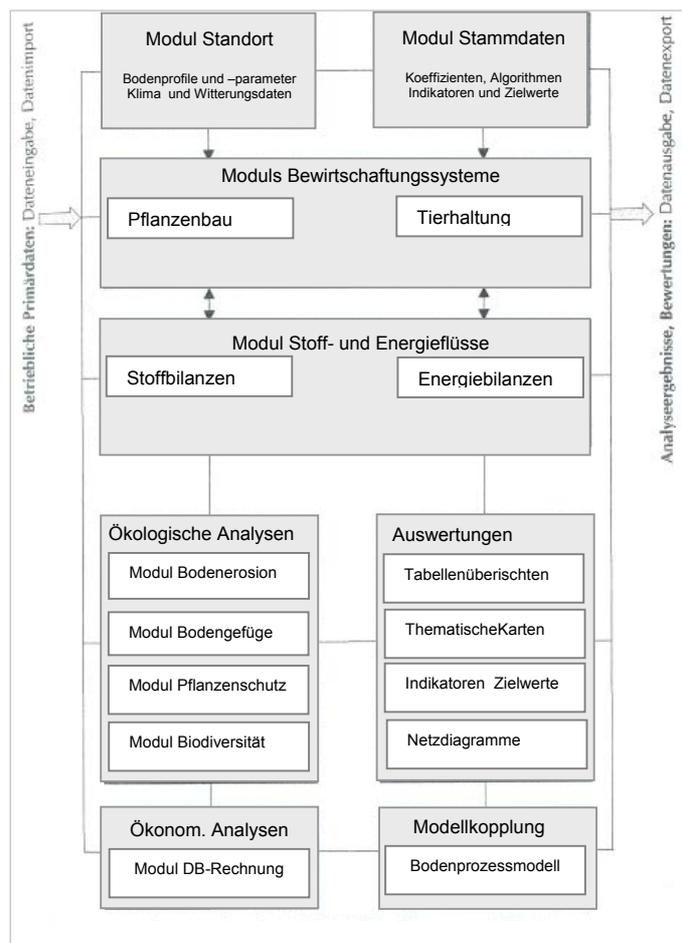


Abb. 13: Struktur des Modells REPRO und Vernetzung der Module nach HÜLSBERGEN (2003, S. 33).

□ *Stammdaten:*

Im Modul „Stammdaten“ werden naturwissenschaftlich-ökonomische Modellparameter, ökonomische Koeffizienten und ausgewählte Gleichungssysteme in Tabellenwerken verwaltet. Das Modul basiert auf umfangreichem Expertenwissen und unterstützt den Nutzer im Bewertungsverfahren.

□ *Standort*

Das Modul „Standort“ enthält eine Schlagverwaltung mit GIS-Anbindung. Hier werden Standortgrunddaten des Bodens (bodenphysikalische und bodenchemische Parameter) teilschlag- und jahresbezogen erfasst. Wetterdaten werden überwiegend aus den Messdaten einer Wetterstation übernommen.

□ *Bewirtschaftungssystem:*

Im Modul „Bewirtschaftungssystem“ werden die wichtigsten landwirtschaftlichen Maßnahmen erfasst und Betriebssysteme abgebildet; es ist die zentrale Modellkomponente, auf der alle Bilanzrechnungen, Simulationen und Auswertungsverfahren aufbauen. Die Teilmodule zur Beschreibung der Betriebssysteme sowie ihre Vernetzung untereinander sind so vielfältig, dass sie in der Literatur über REPRO immer nur in Auszügen (hier am Beispiel der Module *Düngung* und *Ertrag*) beschrieben werden. Im Modul *Düngung* wird jeder Schlag verwaltet mit Angaben zur angebauten Fruchtart und zu den applizierten Düngermengen. Es wird zwischen Zukaufsdüngern und eigenen Düngern unterschieden. Im Modul *Ertrag* werden die Haupt- und Nebenprodukterträge sowie Stroh- und Gründüngung eingegeben.

□ *Stoff- und Energieflüsse*

Das Modul „Stoff- und Energieflüsse“ berechnet Nährstoff-, Humus-, Futter- und Energiebilanzen für die wichtigsten Systemebenen des Betriebes. Über die Stoff- und Energieflüsse sind alle Komponenten miteinander verbunden.

□ *Ökologische Analysen*

Im Modul „ökologische Analysen“ werden die Effekte landwirtschaftlicher Produktion auf verschiedene Umweltqualitätsziele dargestellt (vgl. Kap. 5.2.2).

□ *Ökonomische Analysen:*

Im Modul „Ökonomische Analysen“ erfolgen Deckungsbeitrags- und Vollkostenrechnungen. Die Maschinen- und Arbeitskosten werden auf Grundlage der zu Produktionsverfahren zusammengestellten Arbeitsgänge unter Berücksichtigung definierter Randbedingungen (Arbeitsbreiten, Ausbringungsmengen, Transportentfernungen etc.) kalkuliert.

□ *Indikatoren und Zielwerte:*

Im Modul „Indikatoren und Zielwerte“ sind Kennzahlen aus allen zuvor bearbeiteten Modulen zusammengestellt. Der Anwender kann selbst entscheiden, welche der verfügbaren Indikatoren einbezogen werden. Er hat die Option, entweder Indikatoren-Listen selbst zusammenzustellen oder aus vordefinierten, nach Agrarregion und Betriebstypen geordneten Indikatoren-Sets auszuwählen. Ferner ist es möglich, über den anzustrebenden Wertebereich unterschiedliche Niveaus der Nachhaltigkeit zu definieren.

□ *Auswertungsmodul:*

Die Ergebnisse können im Modul „Thematische Karten“ als schlagbezogene, GIS-basierte Betriebskarten oder in Tabellenübersichten und Netzdiagrammen dargestellt werden. Mit Hilfe der „Normalisierungstechnik“ können Indikatorenwerte in dimensionslose Werte überführt werden. Dadurch sind die Ergebnisse aller Einzelkriterien aggregierbar; eine abschließende Gewichtung und Gesamtbewertung ist möglich.

II – 5 Methodik/Arbeitsweise

II – 5.1 Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren

REPRO geht davon aus, dass eine Schlüsselfunktion zum Verständnis von Agrarökosystemen die landwirtschaftlichen Produktionsverfahren einnehmen. Die Analyse der Produktionsverfahren wird auch deshalb als so wichtig angesehen, weil auf diesem Gebiet derzeit die größten Gestaltungsspielräume in den landwirtschaftlichen Betrieben zur Verbesserung ihrer Umweltsituation und ein enormes Innovationspotenzial bestehen. Die Beschreibung der Produktionsverfahren läuft in REPRO schlagbezogen ab. Für jedes Produktionsverfahren werden Informationen bezüglich Hauptfrucht, Zwischenfruchtanbau, Untersaat, Arbeitsart (Bodenbearbeitung, Bodenbedeckung), Energieeinsatz, Boden-Druckbelastung, Maschinen- und Arbeitskosten, Pflanzenschutz, Anwendungszeiten und Maßnahmhäufigkeiten von Düngung oder Insektizideinsatz unterschieden. Basierend auf diesen Kriterien sind im Prinzip alle möglichen Kombinationen aus Anbauverfahren, Technologien und Intensitätsstufen in den Produktionsverfahren beschreibbar.

II – 5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen

Die Standortkennzeichnung bildet den Ausgangspunkt jeglicher Betriebsanalysen. Im System REPRO greifen alle ökonomischen und ökologischen Bewertungen auf Standortdaten zu. Für die schlagbezogene Beschreibung der Produktionsverfahren werden deswegen Standortparameter erhoben und teilschlagbezogen in fünf Modulen verwaltet (HÜLSBERGEN 2003, S. 48). In der landwirtschaftlichen Praxis ist die Erhebungszeit für Standortfaktoren limitierender Faktor. Aus diesem Grund werden sie vollständig nur in der wissenschaftlichen Anwendung des Modells erhoben. Um fehlende Parameter in der Praxis ergänzen zu können, werden in einer Datenbank sog. *Musterprofile* geführt, die alle notwendigen Daten erhalten. Sie stammen aus REPRO-internen Untersuchungen und aus Dauerbeobachtungen der Geologischen Landesämter.

□ *Schlag:*

Das Modul enthält neben der eindeutigen Schlagkennzeichnung für Standardberechnungen notwendige Parameter (Schlaggröße, Bodenart etc.). Zusätzlich können GIS-/GPS-Daten als Grundlage für Kartendarstellungen importiert werden.

□ *Grunddaten:*

Das Modul enthält eine Zusammenstellung notwendiger Standortinformationen für Bilanzen und Erosionsabschätzungen (Bodenform, Krümmenmächtigkeit, Relief).

□ *Bodenchemie:*

Hier werden standortbezogene Gehalte an Humus, Makro- und Mikronährstoffen bzw. Schwermetallen verwaltet.

□ *Bodenprofile:*

Angaben wie Horizontmächtigkeit, Textur, Porenvolumen etc. sind für die Bodenprozesssimulationen erforderlich.

□ *Wetter:*

Niederschlag, mittlere Lufttemperatur, Globalstrahlung werden in Tagesschritten erfasst. Sie werden zur Bodenprozesssimulation sowie zur Berechnung der Erosionsgefährdung durch Wasser benötigt.

II – 5.2 Integration von Indikatoren

II – 5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltqualitätsziele nach dem Dominanzprinzip

Die ökologischen Indikatoren in REPRO werden aus einem Leitbild der landwirtschaftlichen Produktion hergeleitet: dem Erhalt geschlossener Stoffkreisläufe. Das Leitbild lässt sich aufbrechen in drei Umweltqualitätsziele, nämlich den Erhalt geschlossener Kreisläufe im *Stickstoffhaushalt*, *Humushaushalt* und *Energiehaushalt*. Eine möglichst geringe Belastung von Grundwasser und Boden durch Nitrat-Überschuss in der landwirtschaftlichen Produktion wird für die Sicherung einer nachhaltigen Bodennutzung vorausgesetzt. Der Humus gilt als eine der wichtigsten Grundlagen der Bodenfruchtbarkeit, denn die organische Bodensubstanz übt komplexe Wirkungen auf nahezu alle veränderlichen physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften aus (HÜLSBERGEN 1997). Aus diesem Grund wird eine intakte Humusersatzwirtschaft als eine wesentliche Grundlage für die Sicherung der Nachhaltigkeit pflanzlicher Produktion angesehen und der geschlossene Humuskreislauf als Qualitätsziel eines umweltfreundlich wirtschaftenden Betriebs verwendet. Das Umweltqualitätsziel für geschlossene Energiekreisläufe wird nach KALK et al. (1995) abgeleitet. Demnach sind Agrarökosysteme gegenüber natürlichen Ökosystemen durch Eingriffe des Menschen geprägt, die mit Energieinputs verbunden sind. Auf dieser Grundlage muss als Qualitätsziel die Sicherung einer nachhaltigen Landbewirtschaftung mit geringstmöglichem Verbrauch nichterneuerbarer Energieträger abgeleitet werden.

Bei der Auswahl von Indikatoren liegen dem Modellkonzept drei Annahmen zugrunde: Der *Systemansatz*, die *Prozessorientierung* und das *Dominanz-Prinzip*. *Systemansatz* bedeutet, dass der landwirtschaftliche Betrieb als in sich geschlossenes *System* abgebildet wird. Für die *Prozessorientierung* legt REPRO die These zugrunde, dass es unmöglich sei, alle Umweltwirkungen aller landwirtschaftlichen Aktivitäten zu bewerten. Aus diesem Grund erfolgt eine Beschränkung auf als relevant erachtete Komponenten und Prozesse. Für das *Dominanz-Prinzip* wird vereinfachend unterstellt, dass der *Stoff- und Energiehaushalt* sowie die darauf wirkenden Faktoren (im wesentlichen sind dies die Standortbedingungen, die Betriebsstruktur, der Betriebsmitteleinsatz und die Verfahrensgestaltung) die Umweltwirkungen und die ökologische Nachhaltigkeit dominieren. Aus diesen drei Annahmen ergibt sich, dass bei hinreichend genauer Abbildung des Stoff- und Energiehaushalts auch wesentliche Aspekte der Umweltverträglichkeit der Landwirtschaft erfasst werden können (HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK 1997). Neben den drei Stoffkreisläufen wird als viertes Umweltqualitätsziel der Erhalt einer hohen Biodiversität definiert. Ansonsten soll aber die Untersuchung des Stoff- und Energiehaushaltes primär Aussagen zu abiotischen Umweltressourcen, indirekt aber auch zu biotischen Schutzgütern und zur Biodiversität liefern. Damit ist der betriebliche Stoffkreislauf im Modell REPRO ein Schlüsselprozess für die Bewertung der Nachhaltigkeit (HÜLSBERGEN 2003).

II – 5.2.2 Ökologische Indikatoren

Wie oben beschrieben, werden die Indikatoren in REPRO hauptsächlich den vier Umweltqualitätszielen – Erhalt geschlossener Stickstoff-, Humus- und Energiekreisläufe sowie Erhalt der Biodiversität – zugeordnet. Eine „geschlossene Darstellung“ der innerbetrieblichen Stoffkreisläufe bedeutet in diesem Fall, dass Stoffe und Energien im Modell weder „verlorengelassen“ noch „aus dem Nichts“ entstehen dürfen. Hierdurch soll eine durchgängige und konsistente Bilanzierung der Stoffströme erreicht werden. Bewertet wird die Beeinflussung der geschlossenen Stoffkreisläufe durch das betriebliche Wirtschaften, indem die Ergebnisse der Bilanzierungen analysiert werden. Für jeden der Stoffkreisläufe (jedes Umweltqualitätsziel) wird eine bestimmte Anzahl von Agrar-Umweltindikatoren und Richtwerten festgelegt. Diese werden auf der Grundlage von Dauerversuchen, Modellkalkulationen und Untersuchungen landwirtschaftlicher Stoffkreisläufe standortbezogen abgeleitet.

Zusätzlich gibt es noch eine Reihe weiterer Indikatoren, die vom Modell genutzt werden können. Sie resultieren aus einer längeren Phase der Evaluierung von Indikatoren, welche der Modellentwicklung vorangestellt war (HÜLSBERGEN 2003). 2001 wurde aus einer bestehenden Expertenkommission³ das Informationssystem „Agrar-Umweltindikatoren“ aufgebaut, mittels dessen jeder Indikator vor Verwendung im Modell REPRO einer Evaluierung (Eignungsprüfung) unterzogen wurde. In der Summe ist das Modellsystem offen und erweiterungsfähig und wird ständig durch neue Indikatoren ergänzt. Bei der Betriebsbewertung kann dann der Anwender prinzipiell aus einem Set von über 200 Indikatoren wählen. Um den Bewertungsvorgang zu vereinheitlichen, können aber auch regions- und bewirtschaftungsbezogene Indikatorenlisten definiert werden.⁴

Alle Indikatoren in REPRO sind in unterschiedlichen Maßeinheiten dargestellt. Um diese in dimensionslose Werte zu überführen und somit vergleichen zu können, wird eine so genannte „Normalisierungstechnik“ verwendet (HÜLSBERGEN 2003). Hierfür werden die Indikatoren in eine einheitliche Skala zwischen 0 (nicht nachhaltig) und 1 (nachhaltig) überführt, das heißt, die Indikatoren werden je nach ihrer Ausprägung mit Noten von 0 bis 1 mit sog. „Bewertungsfunktionen“ bewertet. Durch das Normalisieren sollen die Ergebnisse aller Einzelkriterien aggregierbar und eine anschließende Wichtung und Gesamtbewertung möglich werden. Im Normalisierungsprozess wird für jeden Indikator ein Diagramm erstellt, das die Relation zwischen der Indikatorausprägung mit einer bestimmten Maßeinheit (zum Beispiel N-Saldo in kg pro ha LF) und dem dimensionslosen Wert anzeigt. Durch diese Darstellung soll die Bewertung des Indikators nachvollziehbar sein (Abb. 13).

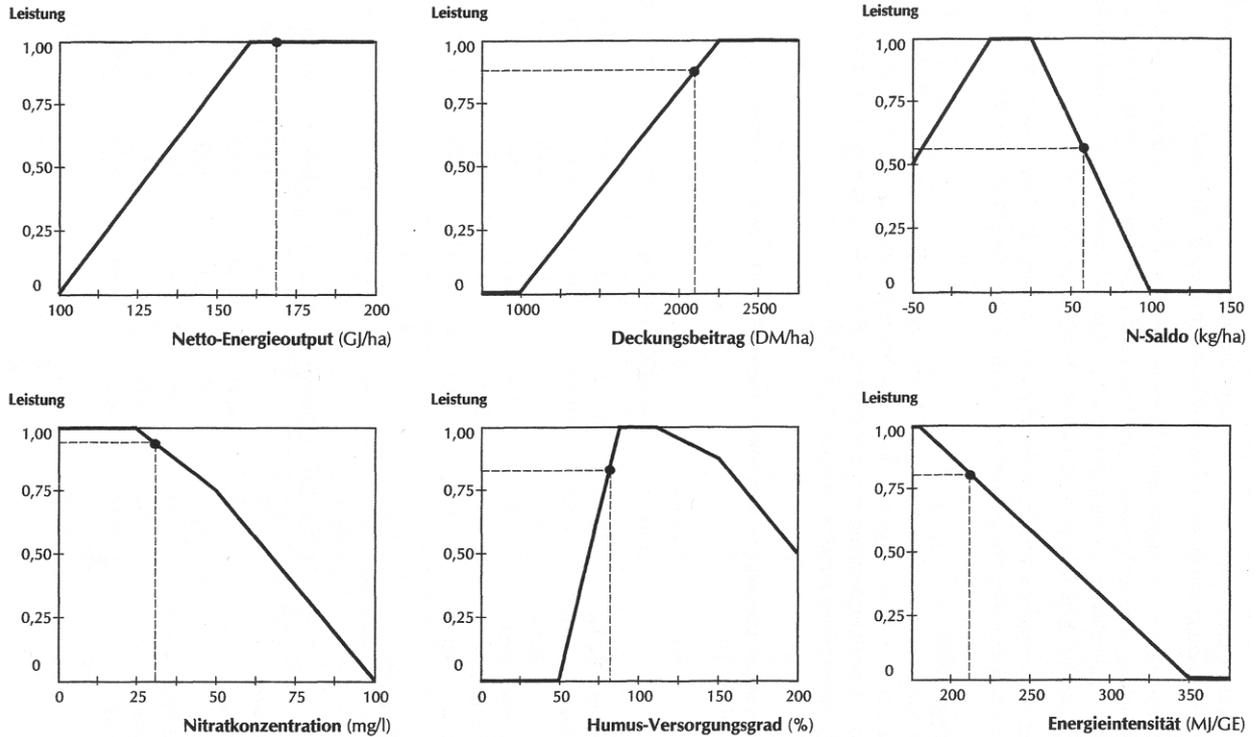
Im Anschluss wird für jeden Indikator ein Optimalbereich definiert, mit der Annahme, dass Umweltbelastungen in der Landwirtschaft nie vollständig zu vermeiden sind, bis zu einer bestimmten Höhe aber auch keine gravierenden Schäden auslösen. Es wird unterstellt, dass mit Über- und Unterschreiten des optimalen

³ Die Expertenkommission „Agrar- Umweltindikatoren“ wurde 2001 vom Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt berufen.

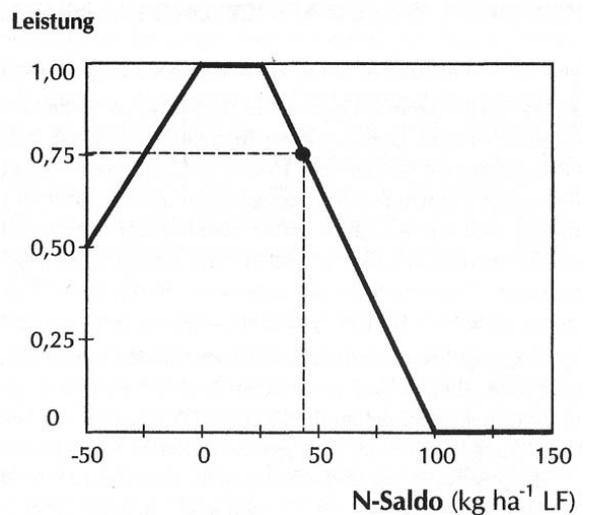
⁴ Anmerkung der Autorin: In der Bearbeitungszeit, die für das Modell REPRO zur Verfügung stand, konnte allerdings keine vollständige Indikatorenliste in der Literatur gefunden werden. Lediglich die in HÜLSBERGEN (2003) gefundene Abbildung zum Aufbau des Modellsystems gab Hinweise auf weitere Indikatoren, die in eigenen Modulen (vgl. Abb. 12) analysiert und betriebsspezifisch bewertet werden. In der Literatur wurden allerdings nur wenige Hinweise zum Verfahrensablauf der Bewertung zu diesen Indikatoren gefunden. Sie werden deswegen stark vereinfacht im *Kapitel 5.2.2.5* unter „Sonstige Umweltqualitätsziele“ behandelt. Nach den vorliegenden Quellen findet die Betriebsbewertung hauptsächlich mit den Stoffkreisläufen statt, und spezielle Indikatoren sowie Detailprobleme werden oft über Schnittstellen zu externen Modellen bearbeitet.

Wertebereichs eine nicht nachhaltige Bewirtschaftung eintritt. Für die Festlegung des Optimalbereichs (Zielwertbereichs) werden gegebenenfalls auch Ausschlusskriterien definiert (Tab. 3). Für den Anwender ist damit im Detail nachvollziehbar, wie jeder Indikator berechnet wird und welche Faktoren seine Höhe beeinflussen (Abb. 14).

□ **Abb. 14:** Normalisierungstechnik für Indikatoren in REPRO: Relationen zwischen den dimensionslosen Werten und den Indikatorausprägungen mit einer bestimmten Maßeinheit (Netto-Energieinput [GJ/ha], Deckungsbeitrag [DM/ha], N-Saldo [kg/ha LF], Nitratkonzentration [mg/l], Humus-Versorgungsgrad [%], Energieintensität [MJ/GE]) nach HÜLSBERGEN (2003).



Die Normalisierung eines Indikators wird im Folgenden exemplarisch am Beispiel des Indikators N-Saldo erläutert. Für den Indikator N-Saldo wird ein Optimalbereich von 0 bis 25 kg N/ha pro Jahr definiert (HÜLSBERGEN 2003). Diese Spannweite wird gegebenenfalls nach Standorten differenziert. Es wird unterstellt, dass sowohl bei Über- als auch bei Unterschreiten des optimalen Wertebereichs keine nachhaltige Bewirtschaftung gewährleistet ist. Mit steigendem N-Saldo steigt die Gefahr der Verluste an reaktiven N-Verbindungen. Bei negativen N-Salden ist eine Abreicherung der Boden-N-Vorräte zu erwarten, was letztlich zur Verminderung der Ertragsfähigkeit der Böden führt.



□ **Abb. 15:** Bewertung des Indikators „N-Saldo“ nach HÜLSBERGEN (2003), S. 103

□ **Tab. 3:** Zielwertbereiche und Begründung des Indikators „N-Saldo“ nach HÜLSBERGEN (2003).

Bereich	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Begründung
Optimalbereich	-50 - 0	Abnahme Boden-N-Vorräte, Minderung des Ertragspotentials
	0 - 25	geringe (unvermeidbare) bewirtschaftungsbedingte N-Verluste
	25 - 100	erhöhte N-Verluste
	> 100	überhöhte N-Verluste
Ausschlußkriterium	> 150	nicht tolerierbare N-Verluste

II – 5.2.2.1 Umweltqualitätsziel: Geschlossener Stickstoffkreislauf

Zur Analyse des Stickstoffhaushalts werden im Modell REPRO verschiedene Methoden und Indikatoren auf unterschiedlichen Systemebenen kombiniert (HÜLSBERGEN 1997). Ziel ist es, mit möglichst großer Detailschärfe den Stickstoffkreislauf des Betriebes geschlossen (ohne Verluste oder Übermengen) darzustellen. Als Indikatoren bezeichnet werden die Faktoren *N-Zufuhr*, *N-Abfuhr* und *N-Saldo*. Da der *N-Saldo* aus beiden vorgenannten Faktoren resultiert, soll er hier näher dargestellt werden.

□ Indikator *N-Saldo*:

Der Indikator *N-Saldo* beschreibt als Differenz aus Zufuhr (Düngung, Saatgut, Immissionen, N₂-Fixierung), Abfuhr (Ernteertrag) und Veränderungen der N-Menge im Boden (durch Mineralisation und Immobilisation) summarisch die potenziellen N-Verluste in die Umwelt (HÜLSBERGEN 2002, S. 36). Der Indikator wird auf drei Ebenen analysiert: *Stallbilanz*, *Bodenbilanz* und *Gesamtbilanz*.

Die *Gesamtbilanz* erfasst alle auf Betriebsebene quantifizierbaren N-Zufuhren und Abfuhr. Sie beschreibt also das Gesamt-Verlustpotenzial an reaktiven N-Verbindungen aus der Landwirtschaft.

Die *N-Stallbilanz* gibt Hinweise zur N-Effizienz und zum N-Verlustpotenzial der Tierhaltung. Die Stickstoff-Bilanzierung der Tierhaltungsverfahren wird unter Berücksichtigung der Haltungsbedingungen vorgenommen. Unterschieden werden die Stoffströme zwischen Stallhaltung und Weidegang. Differenziert nach Futtermitteln, Qualitätsstufen, Tierart, Haltungsrichtung und Leistung wird der Futtereinsatz berechnet (HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK 1997). Ausgehend vom Exkrementanfall wird das Aufkommen organischen Düngers kalkuliert. Mit Hilfe von Emissionsfaktoren werden dann die N-Verluste abgeschätzt.

Bei der Bilanzierung der Pflanzenbauverfahren in der *Bodenbilanz* werden die dem Boden zu- und abgeführten N-Mengen saldiert. Die Bilanzierung erfolgt äußerst detailgetreu unter Berücksichtigung mehrerer Parameter („Bilanzierungsglieder“) im Kreislauf (Übersicht 1): Der symbiontischen Stickstoff-Fixierleistung, des N-Umsatzes im Boden, der Ammoniakverluste bei der Düngerapplikation, der Denitrifikationsverluste, des Nitrat-Auswaschungsfaktors in Abhängigkeit von der Sickerwasserrate und der Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Übersicht 1: Berechnung des flächenbezogenen N-Saldos (HÜLSBERGEN 2003, S. 59)

Symbol	ME	Bezeichnung
S_N	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Saldo
N_I	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Immissionen
N_{SYM}	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Symbiotische N-Fixierung
N_{SG}	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Zufuhr mit Saatgut
N_{SD}	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Zufuhr mit Stroh- und Gründüngung
N_{OD}	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Zufuhr mit organischen Düngern der Tierhaltung
N_{MD}	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Mineral-N-Einsatz
ΔN_t	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Änderung des Boden-N-Vorrates (Mineralisation, Immobilisation)
N_E	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	N-Entzug
N_V	%	N-Verwertungsrate

$$S_N = N_I + N_{SYM} + N_{SG} + N_{SD} + N_{OD} + N_{MD} - \Delta N_t - N_E$$

$$N_V = \frac{N_E}{N_I + N_{SYM} + N_{SG} + N_{SD} + N_{OD} + N_{MD} - \Delta N_t} \cdot 100$$

Um komplexe betriebliche Stoffkreislaufanalysen mit Betrachtungen des C- und N-Umsatzes im Boden zu verknüpfen, wurde eine rechentechnische Koppelung des Modells REPRO an das Bodenprozessmodell CANDY realisiert (ABRAHAM 2001). An dieser Stelle soll jedoch keine weitere Darstellung des im Modell REPRO bilanzierten Stickstoffhaushalts erfolgen. Es sei dazu auf die Habilitationsschrift von HÜLSBERGEN (2003, S. 57f) verwiesen.

II – 5.2.2.2 Umweltqualitätsziel: Geschlossener Humuskreislauf

Auch zur Analyse des Humushaushalts sind in REPRO je nach Anwendungsgebiet differenzierte Methoden und Indikatoren mit unterschiedlichem Datenbedarf und Aussagebereich verfügbar. Ziel ist es, mit möglichst

Tab. 4: Agrar-Umweltindikatoren zum Humushaushalt nach HÜLSBERGEN (1997). *) im ökologischen Landbau sind nach LEITHOLD et al. (1996) Humusversorgungsgrade von 150% anzustreben und bei Einhaltung der tolerierbaren N-Überschüsse ökologisch unbedenklich.

Kennzahl	Maßeinheit	Optimum	
		Schwarzerde	Sand
Zufuhr von Trockenmasse	dt/ha HZ	35-45	30-40
Zufuhr von organisch gebundenem Stickstoff	kg/ha HZ	80-120	65-100
Humus-Saldo	HE/ha AF	> 0	
Humus-Versorgungsgrad	%	100-120 (150-180) ¹⁾	

grosser Detailschärfe den Humuskreislauf des Betriebs geschlossen (ohne Verluste oder Übermengen) darzustellen. Ein Instrument zur Einschätzung des Humushaushalts ackerbaulich genutzter Böden ist die Humusbilanz. Als Indikatoren werden *Humus-Saldo* und *Humus-Versorgungsgrad* genutzt (Tab. 4).

□ Indikator *Humus-Saldo*:

Das Verfahren der Humusbilanz besteht darin, dass dem durch den Anbau humuszehrender Fruchtarten (Hackfrüchte, Silomais etc.) verursachten Humusbedarf die Zufuhren durch den Anbau humusmehrender Fruchtarten (Leguminosen, Feldgras etc.) und organische Dünger (Stroh, Mist, Gülle etc.) gegenüber gestellt werden. Zur Berechnung der Humusbilanz werden Daten aus dem Modul „Bewirtschaftungssystem“ verwendet (s. Kap. 4). Die Koeffizienten für humuszehrende und humusmehrende Fruchtarten werden in Dauerversuchen abgeleitet. Die Berechnung der Koeffizienten und der gesamten Humusbilanz ist der Habilitationsschrift von HÜLSBERGEN (2003) zu entnehmen. Zur Anwendung kommt die Humuseinheiten-Methode nach LEITHOLD et al. (1997; 1996) in einer modifizierten Form (HÜLSBERGEN et al. 2000). Abrechnungsmaßstab ist die „Humuseinheit“ (HE = 1 t Humus mit 50 kg N und 580 kg C).

II – 5.2.2.3 Umweltqualitätsziel: Geschlossener Energiekreislauf

Als Indikatoren zur Bewertung des Energiehaushalts werden folgende Faktoren bezeichnet: der *direkte und indirekte Einsatz fossiler Energie*, *Energieabfuhr* und *Energieeffizienz* (Tab. 5). Da die Verwendung dieser Faktoren in den *Energie-Saldo* resultiert, soll nur dieser hier als Indikator näher beschrieben werden.

□ Indikator *Energie-Saldo*:

Die Energiebilanzierung erfolgt nach der Methode von KALK & HÜLSBERGEN (1996). Bilanziert wird der Einsatz fossiler Energie, der die direkte und indirekte Energie umfasst. Unter direktem Energieeinsatz wird der unmittelbare Einsatz im Produktionsprozess innerhalb der Systemgrenze „Betrieb“ zur Verrichtung von Arbeit verstanden. Der indirekte Energieeinsatz ist der Einsatz in Vorleistungsbereichen wie Industrie, Handel und Transportwesen. Unberücksichtigt bleiben die Sonnenenergie, die menschliche Arbeitskraft und energetische Aufwendungen für Trocknung und Lagerung von Produkten am Hof. Die Bilanzierung erfolgt auf der untersten

Betrachtungsebene – der auf einem Teilschlag angebauten Fruchtart. Alle anderen Ebenen sind hiervon durch Aggregation abgeleitet.

Pflanzenbau und Tierhaltung sind im Modell REPRO energetisch gekoppelt. Zur energetischen Bewertung der Produktionsverfahren werden diese in Arbeitsgänge untergliedert. Je Arbeitsgang werden dann Bedingungen definiert, um den Energieeinsatz zu ermitteln. Hier werden bedeutsame Einflussfaktoren wie die Bearbeitungstiefe beim Düngen

berücksichtigt, aber auch Annahmen für die Kalkulation des indirekten Energieeinsatzes zum Beispiel für die Herstellung und Instandhaltung von Maschinen und Geräten. Für letztere wird der Materialverbrauch bei Unterstellung praxisüblicher Einsatzzeiten und Abschreibungszeiten berechnet. Im Modell erfolgt außerdem eine energetische Bewertung des organischen Düngers in Abhängigkeit von seinem Mineralstoffgehalt und seiner Herstellungenergie (für Details s. HÜLSBERGEN 2003, S. 91f).

Die für die Bilanzierung erforderlichen Daten werden für ca. 600 Arbeitsgänge in dem Modul „Stammdaten“ verwaltet. Die einzelnen Arbeitsgänge werden zu Standardproduktionsverfahren zusammengestellt und sind so für zukünftige Anwendungen leicht abrufbar.

Tab. 5: Agrar-Umweltindikatoren zum Energiehaushalt nach HÜLSBERGEN (1997), [GE]= Getreideeinheit.

Kennzahl	Maßeinheit	Optimum	
		Schwarzerde	Sand
<i>fossiler Energieverbrauch</i>			
Pflanzenbau	GJ/ha LF	< 10	
Tierhaltung	GJ/IGV	< 12	
<i>Energieabfuhr</i>			
Ernteertrag	GE/ha LF	> 55	> 35
Zukaufsfreies pflanzliches Marktprodukt	GE/ha LF	> 15	> 10
Zukaufsfreies tierisches Marktprodukt	GE/IGV	> 45 ¹⁾	
Ernteertrag	GJ/ha LF	> 80	> 50
Zukaufsfreies pflanzliches Marktprodukt	GJ/ha LF	> 20	> 15
Zukaufsfreies tierisches Marktprodukt	GJ/IGV	> 12 ¹⁾	
<i>Energieeffizienz</i>			
Energiegewinn	GJ/ha LF	> 70	> 40
	Tierhaltung	GJ/IGV	> 0 ¹⁾
Energieintensität	MJ/GE	< 180	< 280
	Tierhaltung	MJ/GE	< 270 ¹⁾

II – 5.2.2.4 Umweltqualitätsziel: Erhalt einer hohen Biodiversität

Neben den drei Stoffkreisläufen wird auch der Erhalt einer hohen Biodiversität als Umweltqualitätsziel verstanden. Es wird über indirekte Indikatoren erfasst, die in Beziehung zur Biodiversität stehen (Tab. 6).

Tab. 6: Indikatoren für eine hohe Biodiversität in Agrarlandschaften nach HÜLSBERGEN (2003), PI=Pressure Indikator, SI= State-Indikator, RI= Response-Indikator, GL= Grünland.

Indikator	Art des Indikators	Beziehung zur Landwirtschaft	Beziehung zur Umwelt	Standort-bezug
Kulturartendiversität				
Sortendiversität	PI	Sortenwahl	Genetische Diversität	
Fruchtartendiversität	PI	Anbaupausen	Selbstregulation	
Fruchtartengruppendiversität	PI	Anbaustruktur	Diversität der Zönose	
Agrarlandschaft				
Anteile ÖLF	PI	Landschaftspflege	Landschaftselemente	+
(Teil-) Schlaggröße	SI	Flurgestaltung	Landschaftsbild	+
Agrarumweltprogramme				
Grünlandextensivierung	PI, RI	GL-Nutzung	GL-Flora, Avifauna	+
Ackerrandstreifen	PI, RI	Unkrautregulierung	Segetalflora	
Vertragsnaturschutz	PI, RI	Nutzungseinschränkungen	Arten-, Habitatschutz	+
Indikatorarten				
Grünlandflora	SI	GL-Nutzung	GL-Flora	+
Segetalflora	SI	Unkrautregulierung	Segetalflora	+
Regenwürmer	SI	Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, Organische Düngung	Bodenleben	+
Laufkäfer (Insekten)	SI	PSM-Einsatz, Fruchtfolge	Zoonörose	+
Avifauna	SI	Nutzungsintensität	Zoozönose	+

II – 5.2.2.5 Sonstige Umweltqualitätsziele

Wie oben bereits erwähnt, reichte die für das Modell REPRO zur Verfügung stehende Bearbeitungszeit nicht aus, eine vollständige Liste der verwendeten Indikatoren auszumachen. An dieser Stelle können nur drei Indikatoren dargestellt werden, die in eigenen Modulen von REPRO bearbeitet werden (vgl. Abb. 12).

□ Indikator Bodenerosion:

Im Modul „Bodenerosion“ werden die Effekte landwirtschaftlicher Produktion auf die Bodenerosion kalkuliert. Hierfür wird die Erosionsgefährdung durch Wasser nach der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung berechnet. Es erfolgt eine Klassifizierung der standortbedingten Erosionsgefährdung in 5 Gefährdungsstufen. Zur Abschätzung der bewirtschaftungsbezogenen Erosionsgefährdung werden fruchtarten- und anbauspezifische C-Faktoren berechnet.

□ Indikator Bodengefüge:

Im Modul „Bodengefüge“ werden die Effekte landwirtschaftlicher Produktion auf das Bodengefüge kalkuliert. Das Modul erlaubt indirekte Aussagen zur Verdichtungsgefährdung des Bodens. Den Ausgangspunkt bildet die standortabhängige Abbildung der Schläge in den 5 Bodenerosions-Gefährdungsstufen. Für die Kalkulation werden Indikatoren definiert, welche den Zustand des Bodengefüges messbar machen.

□ Indikator zum Pflanzenschutz:

Im Modul „Pflanzenschutz“ erfolgt eine Dokumentation und Bewertung des chemischen Pflanzenschutzes, in dem alle eingesetzten Pflanzenschutzmittel schlag- und fruchtartbezogen erfasst werden.

II – 5.2.3 Ökonomische Indikatoren

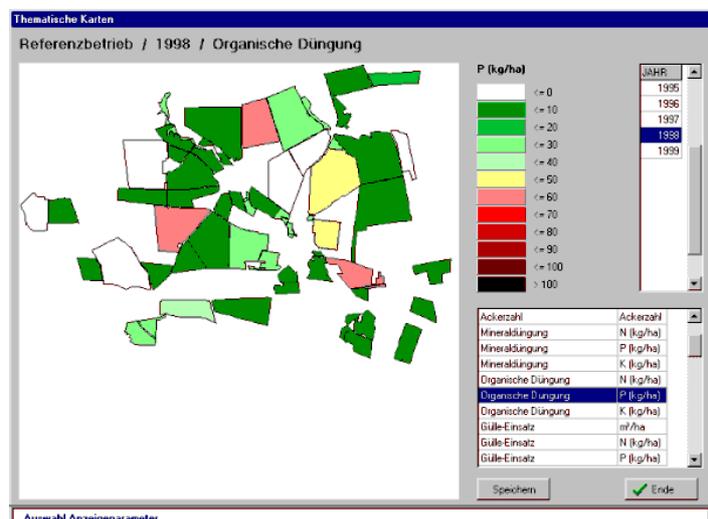
Für jedes Produktionsverfahren werden schlagbezogenen Informationen bezüglich Maschinen- und Arbeitskosten verwaltet. Auf dieser Datengrundlage werden Deckungsbeitragsrechnungen durchgeführt, welche hier nicht näher beschrieben werden sollen. Der schlagbezogene Deckungsbeitrag (in Euro pro Hektar) kann als ökonomischer Indikator interpretiert werden.

II – 5.3 Ergebnisse

II – 5.3.1 Thematische Karten

Schlag- und teilschlagbezogene Informationen wie Standortdaten, Bewirtschaftungsmaßnahmen, Bilanz- und Simulationsergebnisse können von der käuflichen REPRO-Software als thematische Betriebskarten dargestellt werden. Um die Ursachen einer nicht nachhaltigen Bewirtschaftung aufzudecken, ist aus der schlagbezogenen Abbildung für den Landwirt ersichtlich, wie ein Bewertungsergebnis für

Abb. 16: REPRO-Bildschirmanzeige: Thematische Betriebskarte zum Einsatz organischer Dünger

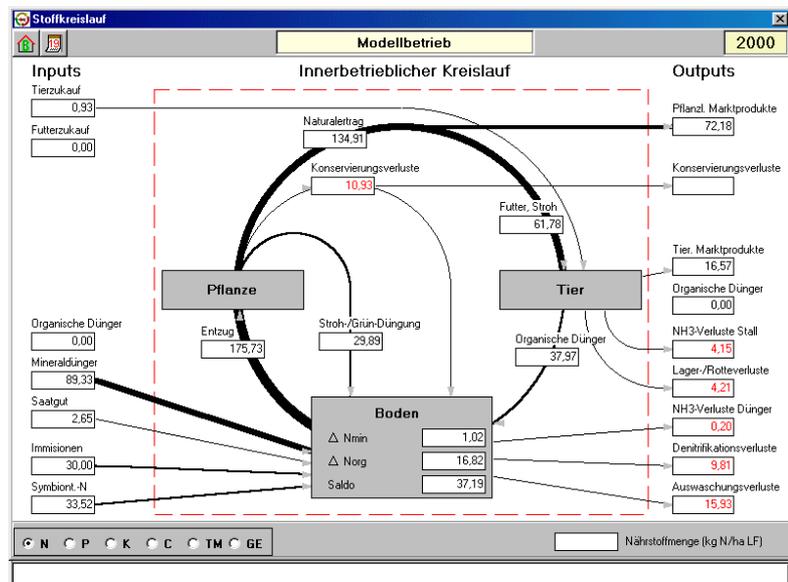


seinen Betrieb zustande kommt und wo sich Ansatzpunkte bieten, die ökologische Situation zu verbessern. Die Karten können sowohl jahresbezogen als auch im Mittel mehrerer Jahre erstellt werden (HÜLSBERGEN 2002) (Abb. 16).

II – 5.3.2 Auswertungstabellen und graphische Darstellungen

Die analysierten Nährstoff-, Humus- und Energiebilanzen werden über die REPRO-Software in Tabellenform angezeigt. Der Anwender kann dabei zwischen den Betrachtungsebenen Teilschlag, Schlag, Fruchtart/Produkt, Fruchtfolge, Ackerland/Grünland und Betrieb wählen. Neben den Stoffbilanzen sind graphische Darstellungen der Stoffkreisläufe, bestehend aus den Stoffströmen in Tier- und Pflanzenproduktion, in das Modell REPRO integriert. Die Stoffkreisläufe werden als in sich geschlossen dargestellt und können für die betriebliche Ist-Situation sowie für Planvarianten (Szenarien) in der REPRO-Software benutzerfreundlich abgebildet werden (Abb. 17).

Abb. 17: Graphische Darstellung des betrieblichen Stoffkreislaufs mit REPRO.



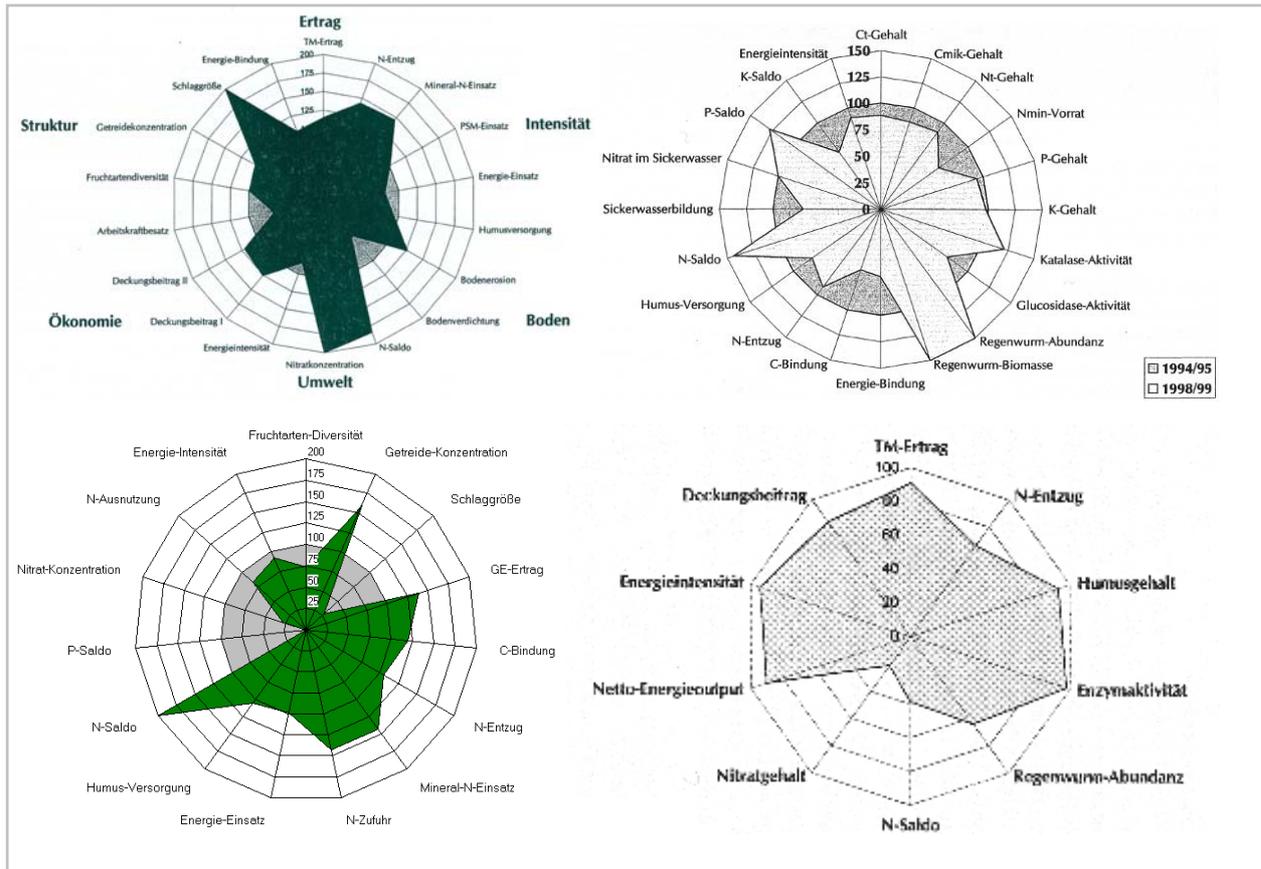
II – 5.3.3 Gesamtbetriebliche Bewertung über Netzdiagrammtechnik

Zur Visualisierung der Ergebnisse der gesamtbetrieblichen Bewertung wird im Modell REPRO die Netzdiagrammtechnik verwendet. Grundlage dafür ist die Normalisierungstechnik (vgl. Kap. 5.2.2), bei der die Indikatoren mit unterschiedlichen Maßeinheiten in dimensionslose Werte überführt werden (HÜLSBERGEN 2003). In den Netzdiagrammen sind die Diagramm-Achsen einheitlich im Wertebereich von 0 bis 200% skaliert. 100% kennzeichnet den Zielwert. Der Anwender kann aus über 200 Indikatoren seine fallspezifische Parameterliste wählen, von denen im Netzdiagramm drei bis dreißig angezeigt werden können (Abb. 18). Angeboten werden drei Auswertungsvarianten:

- der Vergleich der betrieblich ermittelten Werte mit regionsbezogenen Zielwerten,
- der Jahresvergleich (Vergleich Ist-Jahr und Referenzjahr eines Betriebssystems) und
- der Betriebsvergleich.

In Zukunft soll es auch möglich sein, die Darstellung auf andere Systemebenen auszuweiten – zum Beispiel Fruchtfolgen, Fruchtarten und Produkte.

Abb. 18: Darstellung von Netzdiagrammen mit unterschiedlichen Indikatoren, z. B. nach HÜLSBERGEN (2003).



II – 6 Ansprechpartner

▪ Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen

Institution: Technische Universität München
Wissenschaftszentrum Weihenstephan
Lehrstuhl für ökologischen Landbau
Aufgabe: Wissenschaftliche Grundlagen des Modells
Anschrift: Alte Akademie 16 – 85354 Freising
Tel.: +49 (0)8161 – 713032
Fax.:
e-mail: huelsbergen@wzw.tum.de

Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen hat in seiner Habilitationsschrift das Modell REPRO entwickelt und angewendet (2003): „*Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme*“. Hier wird das Modell detailliert beschrieben und beispielhaft in einem Dauerfeldversuch auf der Versuchsstation Seehausen bei Leipzig und in einem realen Betriebssystem auf dem Ökohof Seeben bei Halle angewendet.

▪ Prof. Dr. Olaf Christen

Institution: Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Acker- und Pflanzenbau
Professur Allgemeiner Pflanzenbau/Ökologischer Landbau (seit 10/2000)
Aufgabe: Wissenschaftliche Grundlagen des Modells
Anschrift: Ludwig-Wucherer-Straße 2 – 06108 Halle/Saale
Tel.: +49 (0)345 – 5522627
Fax.: +49 (0)345 – 5527119
e-mail: christen@landw.uni-halle.de

▪ Brigitte Leicht

Institution: Johannes-Gutenberg-Universität Mainz
Geographisches Institut
Forschungsgruppe Ökologie und Planung
Aufgabe: GIS in RegioComun für Anwendung von REPRO in Rheinland-Pfalz
Anschrift: Fachbereich 22 – 55099 Mainz
Tel.: +49 (0)6131 – 3922431
Fax.: +49 (0)6131 – 20219
e-mail: b.leicht@geo.uni-mainz.de

Frau Brigitte Leicht hat in dem „Projekt zur Prüfung und Umsetzung ökologisch-ökonomischer Analyse- und Bewertungsmethoden am Beispiel des Modells REPRO für den umweltschonenden Ackerbau“ mitgewirkt.

II – 7 Literatur

* steht für: Sekundärliteratur

- ABRAHAM, J. (2001)*: Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Shaker Verlag Aachen.
- ABRAHAM, J. HÜLSBERGEN, K.-J. & W. DIEPENBROCK (1999)*: Skalenübergreifende Modellierung des Stickstoffhaushaltes in der Lößregion. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): Tagungsband zum Statusseminar „Elbe-Ökologie“, Nr. 6: 216-217.
- BIERMANN, S. (1995)*: Flächendeckende, räumlich differenzierte Untersuchung von Stickstoffflüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer. Dissertation Universität Halle.
- BIERMANN, S., HÜLSBERGEN, K.-J., HELDT, S., KALK, W.-D. & W. DIEPENBROCK (1997): Szenariorechnungen zur Anpassung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse mit dem Ziel der Verminderung von Umweltbelastungen, in: KNICKEL, K. H. P. H. (Hrsg.); Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung., Frankfurt am Main: 149-170.
- DEIMER, C., KLOTZSCHE, S., HEINRICH, J., ROST, D., HÜLSBERGEN, K.-J. & W.D. KALK (1998): Die Anwendung ökologische-ökonomischer Bewertungsmethoden in Dauerfeldversuchen, Bornimer agrartechnische Berichte: Landnutzung im Spiegel der Technikbewegung, 21: 91-97.
- DUBSKY, G., HEINE, M., HÜLSBERGEN, K.-J. & DIEPENBROCK, W. (1998): Informationssystem "Agrar-Umweltindikatoren für Sachsen-Anhalt", Paper presented at the 19. GIL - Jahrestagung, Halle (Saale).
- ECKERT, H. & U. GERNAND (2000): Praktische Erfahrungen mit der Umweltverträglichkeitsbewertung KUL - Ergebnisse und Schlussfolgerungen. In: VDLUFA- Schriftenreihe 53/2000.
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme (Aachen, Shaker Verlag).
- HÜLSBERGEN, K. J. (1997): Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf betrieblicher Ebene mit dem Computermodell REPRO. In: FEDERAL ENVIRONMENT AGENCY AUSTRIA (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Tagungsband 20: 13-39.
- HÜLSBERGEN, K. J. & DIEPENBROCK, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: DIEPENBROCK, W., KALTSCHMITT, M., NIEBERG, H. & REINHARDT, G. (Eds.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, Zeller-Verlag: 159-184.
- HÜLSBERGEN, K.-J., DIEPENBROCK, W. & D. ROST (2003)*: Weiterentwicklung des Modells REPRO und GIS-gestützte Anwendung in Referenzbetrieben Sachsen-Anhalts. Forschungsbericht im Auftrag des Ministeriums für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: 75-87.
- HÜLSBERGEN, K. J., CHRISTEN, O., HOLZ, F., SCHÜLER, E., NEHRING, W. & U. KAMM (2002): REPRO bewertet die Landwirtschaft. In: Neue Landwirtschaft 12: 34-37.
- HÜLSBERGEN, K. J., HELDT, S., BIERMANN, S., GERSONDE, J. & W.D. KALK (1997): Analyse und Bewertung der Umweltverträglichkeit ausgewählter Betriebe des Saalkreises mit Hilfe des Modells REPRO, in: KNICKEL, K. H. P. H. (Ed.) Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung, Verlag Peter Lang, Frankfurt am Main: 21-50.
- KALK, W.-D. & HÜLSBERGEN, K.-J. (1996): Energiebilanz- Methode und Anwendung als Agrar- Umweltindikator, Paper presented at the Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, Wittenberg, 11. u. 12. 07.1996.
- KALK, W. D., BIERMANN, S. & K.-J. HÜLSBERGEN (1995)*: Standort- und betriebsbezogene Stoff- und Energiebilanzen zur Charakterisierung der Landnutzungsintensität. ATB-Bericht 10.
- LEITHOLD, G., HÜLSBERGEN, K.-J., MICHEL, D. & SCHÖNMEIER, H. (1996): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar- Umweltindikator. In: DIEPENBROCK, W. KALTSCHMITT, M., NIEBERG, H. & G. REINHARDT: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, Fachtagung am 11./12. Juli 1996 in Wittenberg.
- MATTHES, U., SCHMID, H. & GERL, G. (2002): Flächen- und betriebsbezogene Indikatoren auf der Grundlage des Langzeit-Monitorings. In: SCHRÖDER, P., HUBER, B. & J.C. MUNCH (Hrsg.): Jahresbericht 2001 des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM), Neuherberg: 181-192.
- NEHRING, W. (2003): Anwendung des Bewertungsverfahrens REPRO im landwirtschaftlichen Betrieb - Erfahrungen und Anregungen, KTBL- Schrift 415: 82-95.

Internetquellen:

- http://www.landw.uni-halle.de/aoei/iap_reprokonzept.htm (Zugriff: 11/2003)
- <http://www.landw.uni-halle.de/repro/Modell.htm> (Zugriff: 11/2003)



Universität Hamburg

**BEWERTUNGSKONZEPTE FÜR
EINE NACHHALTIGE UND UMWELTVERTRÄGLICHE LANDWIRTSCHAFT**

FÜNF VERFAHREN IM VERGLEICH

III. PROLAND (UND ANIMO)

INGA A. E. ROEDENBECK



III – 1 Institutioneller Rahmen

Das Modell ProLand wurde am Sonderforschungsbereich 299 (SFB 299) „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) entwickelt (KUHLMANN et al. 2002). Mit einer geplanten Laufzeit von 1997–2008 sind 14 Institute der Justus-Liebig-Universität Gießen mit 17 Teilprojekten in 5 Projektbereichen (A–E) im SFB 299 vereinigt. Maßgeblich an der modellbasierten Bewertung von Landnutzungsoptionen beteiligt und damit Kern des Forschungsvorhabens ist der Modellverbund ITE²M im Projektbereich A mit folgenden Teilprojekten: Teilprojekt A1 unter Prof. Friedrich Kuhlmann mit dem Modell ProLand, Teilprojekt A2 unter Prof. Hans-Georg Frede mit SWAT, Teilprojek A3 unter Prof. Wolfgang Köhler mit ANIMO und Teilprojekt A4 unter Prof. P. Michael Schmitz mit CHOICE (zu den Funktionen der Modelle s. Kap. III –4).

III – 2 Anwendungsorientierung

III – 2.1 Problemfeld

In den letzten zwei Jahrzehnten ist eine zunehmende Bedeutung der gesellschaftlichen und – als deren Spiegelbild – politischen Anforderungen an die Verknüpfung zwischen Landwirtschaft, Gesellschaft und Umwelt zu beobachten. Stand früher eine sichere Versorgung mit Nahrungsmitteln im Vordergrund des gesellschaftlichen Interesses, so werden heute zusätzliche Anforderungen an Land- und Forstwirtschaft gestellt. Als Reaktion auf aktuelle öffentliche Diskussionen bezüglich der Rolle der Landwirtschaft in der Gesellschaft ist in der politischen Landschaft der Begriff der Multifunktionalität aufgenommen worden und stellt die vielfältigen Funktionen von Landschaften und deren Beeinflussung durch Landbewirtschaftung in den Mittelpunkt praktischer Politikgestaltung und praktischen Betriebsmanagements (MÖLLER et al. 2002). Der Begriff der Multifunktionalität umschreibt generell die Tatsache, dass ein wirtschaftliches Handeln gleichzeitig zu verschiedenen gesellschaftlichen Zielen beitragen kann. Wege zur Messbarkeit von Multifunktionalität sind jedoch nicht bekannt. Der Begriff impliziert, dass Land- und Forstwirtschaft zur Erfüllung mehrerer Funktionen beitragen sollen, die als gesellschaftliche Zielvorstellungen zu verstehen sind. Solche Ziele können komplementär oder miteinander konkurrierend sein und auf verschiedenen Ebenen interagieren.

Der SFB 299 will solch mehrdimensionale Zielbeziehungen sachgerecht quantifizieren. Der Begriff der Multifunktionalität wird dabei auf Landschaftsebene verstanden (Mesoskala bis ca. 1000 km²). Weil der Grad der Zielbeziehung je nach Rahmenbedingungen (natürliche, technische, wirtschaftliche, politische) unterschiedlich ist, ist der Flächenbezug wesentliche Herausforderung des Forschungsvorhabens.

III – 2.2 Aufgabe/Ziel

Ausgehend von der aktuellen Forderung nach einer multifunktionalen Landnutzung werden drei Funktionen als wesentliche Forderungen einer Multifunktionalität auf Landschaftsebene herausgearbeitet: Ökonomie, Ökologie und Hydrologie. Aufgabe des SFB 299 ist es, die mehrdimensionalen Zielbeziehungen zwischen diesen drei Hauptfunktionen der Landbewirtschaftung aufzuzeigen. Der Modellansatz soll die besondere Bedeutung des Standortbezuges der Multifunktionalität herausarbeiten, indem er in einem Untersuchungsgebiet Win-Win- oder Trade-off-Beziehungen zwischen diesen Zielfunktionen aufzeigt. Übergeordnetes Ziel ist die Quantifizierung von Multifunktionalität auf Landschaftsebene.

Darüber hinaus ist Ziel des SFB 299 die Entwicklung einer integrierten Methodik zur Erarbeitung und Bewertung von natur- und wirtschaftsräumlich differenzierten Optionen der regionalen Landnutzung (MÖLLER et al. 1998; MÖLLER et al. 1999b). Denn in Bezug auf die aktuellen Diskussionen über die nachhaltige Entwicklung ist nach WEINMANN & KUHLMANN (2003) eine Bewertung der Einflussmöglichkeiten seitens der Politik notwendig, um bestehende, agrarpolitische Förderprogramme zu bewerten, diese gegebenenfalls anzupassen oder sogar neue zu entwickeln. Es sollen verschiedene agrarpolitische Szenarien berechnet werden können, mit denen man Einblicke in den Möglichkeitsraum zukünftiger Entwicklungen erhalten kann. Dabei stehen Fragen der räumlichen Verteilung der Landnutzung im Vordergrund (MÖLLER et al. 1999c). Kernanforderung ist, kleinräumige Aussagen darüber zu machen, wo bestimmte Anbausysteme bei unterschiedlichen agrarpolitischen Rahmenbedingungen vorrangig etabliert werden und welche wirtschaftliche Leistungsfähigkeit sich daraus ergibt (MÖLLER et al. 1999b). ProLand wurde explizit nicht dazu konstruiert, optimale Lösungen für die Nutzung von Landschaften zu ermitteln, sondern lediglich die Konsequenzen von bestimmten Maßnahmen und Entwicklungen aufzuzeigen (MÖLLER et al. 1998; MÖLLER et al. 2000). Die Methode soll dazu dienen, politische Entscheidungsträger über die möglichen Konsequenzen ihrer Entscheidungen zu informieren. Es können auch umweltpolitisch motivierte Maßnahmen in ihren Auswirkungen auf die Landnutzung vorhergesagt werden (MÖLLER et al. 1998).

Die Quantifizierung von Multifunktionalität auf Landschaftsebene wird nicht allein von ProLand, sondern von dem gesamten Modellverbund des SFB 299 getragen. Die Aufgaben der einzelnen Modelle sind Kap. 4 zu entnehmen.

III – 3 Raumbezug

III – 3.1 Untersuchungsgebiete

□ Lahn-Dill-Bergland:

Die Modellentwickler sind der Überzeugung, dass sich besonders in so genannten peripheren Regionen, in denen relativ schlechte natürliche Standortbedingungen mit guten außerlandwirtschaftlichen Alternativen zusammentreffen, durch Aufgabe von landwirtschaftlichen Flächen (Verbrachung) oder zunehmende Aufforstung deutliche Veränderungen in der Funktionalität von Landschaften ergeben (MÖLLER et al. 1998). Solche Räume seien deshalb zur Multifunktionalitätsforschung bestens geeignet.

Die Methodik wird im Projektgebiet Lahn-Dill-Bergland in Hessen entwickelt (ca. 1100 km², Abb. 19). Um den Anforderungen der hydrologischen Modellierung zu entsprechen, wird die Untersuchungsregion nach der Lage der Wasserscheiden abgegrenzt und nicht nach administrativen Einheiten (MÖLLER et al. 2002). Die landwirtschaftliche Fläche ist hier mit einem Flächenanteil von 43 % vertreten. Die Region ist mit einer mittleren Betriebsgröße von 18 ha von kleinbäuerlichen Strukturen geprägt. Das Gebiet erfüllt die nach dem DEUTSCHEN RAT FÜR LANDESPFLEGE (1997) vorgegebene Definition für periphere Räume.



Abb. 19: Untersuchungsregion des SFB 299 ist das Lahn-Dill-Bergland (SFB 2000).

III – 3.2 Raumebene

Weil die Analyse über die Ebene von Einzelbetrieben hinaus geht, ergibt sich das Problem, dass mit einer Aggregation auf homogene Einheiten (etwa auf Landkreisebene) ein signifikanter Verlust von Standortinformationen verbunden ist (MÖLLER et al. 1998). Die Autoren halten deswegen für Regionalanalysen eine realitätsnahe, kleinräumige Abbildung der Standortbedingungen für notwendig. Der betrachtete Wirtschaftsraum besteht daher aus Flächenelementen in Form von 25 m mal 25 m Rastern, also mit Flächengrößen von 0,0625 ha. Die Übertragung auf Vektordaten (Schläge) ist geplant (WEINMANN 08.08.2003, mdl).

III – 3.3 Übertragbarkeit

Nach MÖLLER et al. (2000) ist grundsätzlich die Übertragbarkeit von ProLand in andere, auch intensiver genutzte Regionen gegeben. Das Modell sollte dementsprechend mit leicht und zu geringen Kosten zu beschaffenden Primärdaten auskommen müssen und nicht die für eine kleine Testregion üblicherweise gute Datenbasis als Maßstab für die Datenanforderungen der Modellierungswerkzeuge nutzen. Eine tatsächliche Übertragung von ProLand steht allerdings bisher noch aus (MÖLLER et al. 2002), so dass Fragen zur Übertragbarkeit von den Autoren bisher nicht beantwortet werden können.

Das Modell SWAT wurde für die besonderen Gegebenheiten des Mittelgebirgsraumes angepasst und in mehreren deutschen Einzugsgebieten verschiedener Größe getestet (MÖLLER et al. 2002).

Das Modell ANIMO arbeitet als zellulärer Automat hauptsächlich mit virtuellen Landschaften. Es können die Standorteigenschaften der SFB-Region ebenso implementiert werden wie die anderer Regionen.

III – 4 Modellaufbau

Mit der Modellierung beschäftigt sind vier Arbeitsgruppen des SFB 299 im Projektbereich A (SFB 299, 2000). Sie sind Kern des Forschungsvorhabens und werden unter dem Titel ITE²M (Integrated Tools in Ecological and Economic Modelling) zusammengefasst. Dabei werden vier Modellansätze der Fachdisziplinen Agrarökonomie, Hydrologie und Ökologie in einer zentralen Schnittstelle verknüpft (MÖLLER et al. 1999b, MÖLLER et al. 2002). Damit wird jede der drei ermittelten Hauptfunktionen einer multifunktionalen Landnutzung (vgl. Kap. 2.2) in jeweils einem Modell abgebildet: Ökonomie in ProLand (**P**rognose von **L**andnutzungen), Hydrologie in SWAT (**S**oil and **W**ater Assessment Tool) und Ökologie in ANIMO. CHOICE ist als ökonomisches Bewertungsmodell nachgeschaltet. Die grundlegende Idee der Modellfamilie im SFB 299 ist es, die bei Entwicklung und Einsatz erkennbaren Vorteile von spezialisierten Einzelmodellen („Stand-alone-Modellen“) zu verknüpfen (MÖLLER et al. 2002). Jede der beteiligten Facharbeitsgruppen wählt die für sich am besten geeigneten Modellierungsansätze. Bedingung ist nur, die natürlichen Standortbedingungen und die jeweiligen Ergebnisse auf Basis der 25m * 25m Rasterzellen zur Verfügung zu stellen.

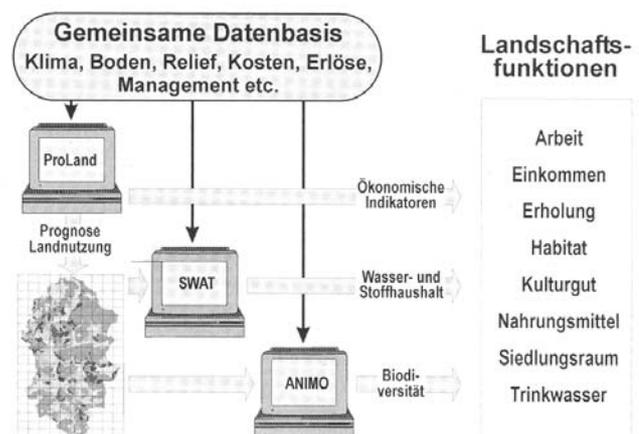


Abb. 20: Modellkopplung in ITE²M nach (FREDE & BACH 2003).

Das rasterbasierte, kommerzielle GIS ERDAS Imagine 8.4 dient der Datenerhaltung, -aufbereitung und -konvertierung und wird als Input/Output-Schnittstelle für georeferenzierte Daten verwendet (MÖLLER et al. 1998). Die ökonomische Modellierung mit ProLand erfolgt unter Mathematica (Version 3.0) (Möller et al. 1999b) sowohl auf Pentium-PC als auch auf einer SUN-Workstation unter Solaris 5.5.1.

In diesem Kapitel soll kurz die Funktionsweise der vier Modelle erläutert werden. Im dann folgenden Text wird hauptsächlich die Arbeitsweise von **ProLand** erläutert sowie die Weiterverwendung seiner Ergebnisse im Modell **ANIMO**, die Kern der ökologischen Bewertung ist. Auf die Funktionsweise von *SWAT und CHOICE* wird nicht näher eingegangen.

□ *Modell ProLand:*

Das Modell ProLand ist ein komparativ-statisches, bioökonomisches Simulationsmodell, das auf einer rasterbasierten Datenbasis mit ertrags- und kostenbestimmenden Einflußgrößen aufbaut und aus Produktions- und Verbrauchsfunktionen besteht, welche die Zusammenhänge zwischen den Leistungen und Kosten sowie den diese beeinflussenden Faktoren abbilden (MÖLLER et al. 1998). Das Modell setzt sich aus vier zentralen Modulen zusammen. Das *Ertragsmodul* dient der Schätzung von Ertragspotenzialen für verschiedene landwirtschaftliche Kulturen und Forstsysteme (*Kap. 5.1.2*). Mit Hilfe eines *Kostenmoduls* werden die standortabhängigen und standortunabhängigen Bewirtschaftungskosten ermittelt (*Kap. 5.1.3*). Das *Optimierungsmodul* wird eingesetzt, um die technisch möglichen Produktionsverfahren zu einem grundrentenoptimalen Landnutzungssystem zusammenzustellen (*Kap. 5.2.1*). Als Grundlage zur Bewertung der Optimierungsergebnisse generiert ein *Analyse-Modul* eine Reihe für die Fragestellung relevanter Kennziffern (*Kap. 5.4.2*).

ProLand hat in der Modellfamilie zwei Aufgaben zu erfüllen (MÖLLER et al. 2002; KUHLMANN et al. 2002). Zum Einen dient es dazu, nach Maßgabe der natürlichen, wirtschaftlichen, technischen und politischen Rahmenbedingungen eine Prognose über die räumliche Verteilung von Landnutzungssystemen zu liefern (MÖLLER et al. 2002; MÖLLER et al. 1998). Zum Anderen werden aus der prognostizierten Landnutzungsverteilung Querschnittskennzahlen generiert, die nicht mehr räumlich verortet sind. Diese Querschnittskennzahlen sollen handhabbare Indikatoren für die Veränderung von Landschaftsfunktionen und die daraus folgende agrarökonomische Leistungsfähigkeit darstellen (KUHLMANN et al. 2002; MÖLLER et al. 2002). Die simulierten Landnutzungsszenarien sind Input für die benachbarten Modelle SWAT und ANIMO (MÖLLER et al. 1999b). Die Querschnittskennzahlen sind Grundlage für die Bewertung.

□ *Modell SWAT:*

Das Modell SWAT dient zur Erfassung des Wasser- und Stoffhaushalts von anthropogen beeinflussten Flusseinzugsgebieten auf mittlerer Raumebene. SWAT verfügt über Module zur Berechnung des Wasser- und Stoffhaushalts für N, P und Pflanzenschutzmittel, für Erosion und Sedimenttransport sowie ein Pflanzenwachstumsmodul. Die detaillierten Modellalgorithmen sind ARNOLD et al. (1998) zu entnehmen (s.a. COSTANZA ET AL. 2002, FOHRER ET AL. 2001, WEBER ET AL. 2001).

□ *Modell ANIMO:*

Mit dem Modell ANIMO ist es möglich, die lokale Artenvielfalt einer Fläche (alpha-Diversität), die Unähnlichkeit der Fläche in ihrem Artenspektrum (beta-Diversität) und die regionale Vielfalt (gamma-

Diversität) zu berechnen. Gleichzeitig wird die als Matrix zugrunde liegende Landschaft nach ihrem Heterogenitätsgrad bewertet und der Fragmentierungsgrad der Landschaft als die Konnektivität zwischen den einzelnen Habitaten berechnet. Mit dem Modell können sowohl virtuelle Landschaften generiert, wie auch rasterbezogene, georeferenzierte Karten verarbeitet werden.

Das Grundgerüst des Modells besteht aus einem zweidimensionalen zellulären Automaten. Die quadratischen Zellen sind rektangulär angeordnet mit vier direkten Nachbarn. Jede Zelle ist mit einer unmittelbaren oder entfernteren Nachbarzelle durch eine bestimmte lokale Regel verknüpft. Der Zustand einer Zelle zu einem bestimmten Zeitpunkt ergibt sich aus den Zuständen der Nachbarzellen im vorangegangenen Zeitpunkt und aus den lokalen Regeln (STEINER 2002). In ANIMO werden verschiedenen Nutzungstypen habitatspezifische Artenzahlen zugewiesen und in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzung wird das Artenspektrum (Anteil Generalisten und Spezialisten) determiniert. Die hier zugrunde liegenden Daten stammen aus dem landschaftsökologischen Teilprojekt des SFB (WALDHARDT & OTTE 2003).

□ *Modell CHOICE:*

CHOICE ist ein Bewertungs- und Politikanalysemodell mit Angebots- und Nachfragefunktionen für zahlreiche Länder einerseits und einer Regionalkomponente zur Ankopplung an ProLand und die spezifischen Bewertungsmodelle andererseits (FREDE & BACH 2003). Mit Hilfe von Befragungstechniken (wie der Adaptiven-Conjoint-Analyse ACA) werden hier die Präferenzen und Wertschätzungen verschiedener Bevölkerungsgruppen für unterschiedliche öffentliche Güter ermittelt und teils monetarisiert. Die detaillierten Modellalgorithmen sind MÜLLER et al. (2001) zu entnehmen.

III – 5 Methodik/Arbeitsweise

Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass ausschließlich die Arbeitsweise von ProLand sowie die Weiterverwendung seiner Ergebnisse im Modell ANIMO dargestellt werden. Die Modelle SWAT und CHOICE werden in der vorliegenden Studie nicht näher beschrieben.

III – 5.1 Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren

In ProLand werden die *Produktionsverfahren* allgemein als *Landnutzungsaktivitäten* bezeichnet. Derzeit sind 16 Verfahren der Bodenproduktion von Getreidearten über Zuckerrüben, Mais, verschiedene Grünlandnutzungsverfahren sowie forstliche Nutzung von Flächen in ProLand implementiert (MÖLLER et al. 2000), davon sind 10 Ackerbau-, 4 Grünland- und 2 Forstproduktionsverfahren (FREDE & BACH 2003). Tierhaltungsverfahren sind insoweit eingebunden, als deren technische Realisierung die Landnutzung im engeren Sinne beeinflusst. Implementiert sind Verfahren der Milchviehwirtschaft, der Mutterkuhhaltung sowie der Schafhaltung. Die flächenunabhängige landwirtschaftliche oder gewerbliche Veredlung (zum Beispiel Schweinemast, Geflügel) wird nicht als landnutzungsrelevant im Sinne von „bodennutzungsrelevant“ eingestuft, da ihre Lokalisierung im Raum anderen Gesetzmäßigkeiten als die originäre Bodenproduktion unterliegt und somit wie sonstige gewerbliche oder industrielle Aktivitäten zu behandeln ist. Gleiches gilt für landwirtschaftliche Nebenaktivitäten wie Landtourismus oder Direktvermarktung.

III – 5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen

Die Erfassung der Standortbedingungen spielt eine wesentliche Rolle im Modellverbund. ProLand definiert sich nicht als klassisches *Agrarsektormodell* mit einem Schwerpunkt auf agrarmarktpolitischen Analysen (WEINSCHENCK 1966), sondern als Landnutzungsmodell, das schwerpunktmässig zur Bearbeitung von ressourcenökonomischen und umweltpolitischen Fragestellungen eingesetzt wird (KUHLMANN 2002) und damit die räumliche Dimension explizit berücksichtigt.

Die Methodik basiert deswegen auf der räumlichen Grundeinheit von 25 m mal 25 m Rasterzellen (*Kap. 3.2*). Über diese Grundeinheit werden Standorteigenschaften mit standortunabhängigen Marktpreisen und Kostenkalkulationen kombiniert. Standortspezifische und standortunabhängige Eigenschaften werden rasterspezifisch in einer Datenbank verwaltet (KUHLMANN et al. 2002). Jede Rasterzelle ist zudem georeferenziert und damit räumlich explizit zugeordnet (transverse Mercator). Standortbedingungen, die in ProLand eingehen sind: die *Größe des zugehörigen Feldstücks*, *Bodenart*, *Geländere relief (Hangneigung)*, *nutzbare Feldkapazität*, *Niederschläge* sowie *Temperaturen (Solarenergiezufuhr)*.

Die Standorteigenschaften gehen zunächst in die Ertragspotentialabschätzung ein, denn für den Ertrag einer Nutzpflanze sind die Standortbedingungen *Wasserverfügbarkeit* und *Solarenergie* wesentlich (*vgl. Kap. 5.1.2*). Für die Ertragspotenzialabschätzung ist eine georeferenzierte Zuweisung der nutzbaren Feldkapazität nötig. Hierzu werden Rasterkarten verwendet, die aus Bodenkarten abgeleitet wurden. Als digitale Bodeninformation wird die Bodenübersichtskarte 1:50.000 des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie verwendet. Die Temperatursummen und Niederschlagsmengen werden nur punktförmig durch mehrere Messstationen erfasst. Um die Punktdaten auf die Fläche zu extrapolieren, werden Schätzgleichungen verwendet, welche beide Variablen in Abhängigkeit von der Höhenlage beschreiben. Die regressionsanalytische Ermittlung der Schätzgleichungen wird anhand von Daten mehrerer Messstationen unterschiedlicher Höhenlagen durchgeführt. Aus den Schätzgleichungen können dann dem Untersuchungsgebiet rasterbezogen die Niederschlagsverhältnisse zugeordnet werden. Das hierfür benötigte Geländere relief ist aus einem – vom Hessischen Landesvermessungsamt zur Verfügung gestellten – Digitalen Höhenmodell (DHM) mit einer horizontalen Auflösung von 40 m mal 40 m bekannt. Jährliche Schwankungen des pflanzenverfügbaren Wassers werden nicht berücksichtigt – nur Mittelwerte gehen in die Berechnung ein.

Formel 1: Schätzgleichung zur rasterbezogenen Zuweisung der Niederschlagswerte

$$rw_i = nfk_i + (cns + cnf * nfk_i) * ns_i$$

rw_i = Angebot an pflanzenverfügbarem Wasser auf einem Flächenelement i, gemessen in mm Wasser
 nfk_i = Nutzbare Feldkapazität auf dem Flächenelement i, gemessen in mm Wasser
 ns_i = Niederschläge während der Vegetationsperiode auf dem Flächenelement i, in mm Wasser
 cns = Konstante, die geschätzt wurde, um zu berücksichtigen, dass nur Teile der Niederschläge – wegen Verdunstung und Versickerung – als pflanzenverfügbares Wasser zur Verfügung stehen. Es gilt: $0 < cns < 1$
 cnf = Konstante, die geschätzt wurde, um zu berücksichtigen, dass bei höheren nutzbaren Feldkapazitäten ein grösserer Teil der Niederschläge pflanzenverfügbar bleibt, als bei geringeren nfk .

Desweiteren gehen die Standorteigenschaften als kostenbeeinflussende Faktoren in die Kalkulation der Produktionskosten in ProLand ein (MÖLLER et al. 2000). Aus der standortabhängigen Ertragsfähigkeit der Böden leiten sich die Kosten-Aufwendungen für Pflanzennährstoffe und Pflanzenschutzmittel ab, die in der Regel proportional zum Ertrag ansteigen (MÖLLER et al. 1998). Zudem beeinflussen Standorteigenschaften

(Feldstruktur, Hangneigung, Schwere des Bodens) den zur Bearbeitung eines Schlages notwendigen Zeitaufwand und bestimmen somit die Kosten der menschlichen und maschinellen Arbeitserledigung. Um diese Tatsache zu berücksichtigen, werden in ProLand je nach Ausprägung des Standortes Zu- oder Abschläge berechnet und so in Abhängigkeit vom Produktionsverfahren die Kosten modifiziert.

III – 5.1.2 Ertragspotenzialabschätzung

Im ersten Schritt bestimmt ProLand im *Ertragsmodul* für jedes Flächenelement des 25 m mal 25 m Rasters die realisierbaren Erträge aller in Frage kommenden Landnutzungsaktivitäten. ProLand geht davon aus, dass folgende drei, nicht kontrollierbaren Variablen als Kerngrößen die realisierbaren Erträge von Nutzpflanzen beeinflussen (KUHLMANN et al. 2002):

1. das pflanzenverfügbare Wasserangebot, beeinflusst durch das Wasserhaltevermögen des Bodens (gemessen als *nutzbare Feldkapazität* nFK), die Niederschlagshöhe und die Niederschlagsverteilung während der Produktionsperiode,
2. die Solarenergiezufuhr (gemessen als Temperatursumme (TS) in °C) und
3. das genetische Ertragspotenzial.

Zur Ertragspotenzialabschätzung wird ein linear-limitationaler Modellansatz verwendet (MÖLLER et al. 2002). „Linear-limitational“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass zwischen den Wachstumsfaktoren als Einflussvariablen und dem Wachstum der Pflanze ein linearer Zusammenhang besteht. Ab einem gewissen Punkt ist allerdings trotz weiterer Steigung der Einflussgröße kein wachsender Ertrag mehr zu erwarten – die Funktion hat ihr Limit erreicht. Das Limit der Ertragsfunktion liegt ohne limitierenden Standorteinfluss beim Genpotenzial der Nutzpflanze und mit limitierendem Standorteinfluss dort, wo einer der als maßgeblich angesehenen Ertragsfaktoren ins Minimum gerät (MÖLLER et al. 1998; KUHLMANN & FRICK 1995). Grundlage dieser Annahme ist das Liebig-Gesetz, nachdem der realisierbare Ertrag auf einem natürlichen Standort durch den im Minimum verfügbaren nicht kontrollierbaren Wachstumsfaktor begrenzt wird. Wenn man davon ausgeht, dass das genetische Potenzial durch die Pflanzenzüchtung beeinflusst werden kann, handelt es sich in der Praxis also entweder um das pflanzenverfügbare Wasser oder die Solarenergie (KUHLMANN et al. 2002). Die Ertragsfunktion jeder Nutzpflanze wird also zunächst für beide Wachstumsfaktoren aufgestellt (Abb. 21).

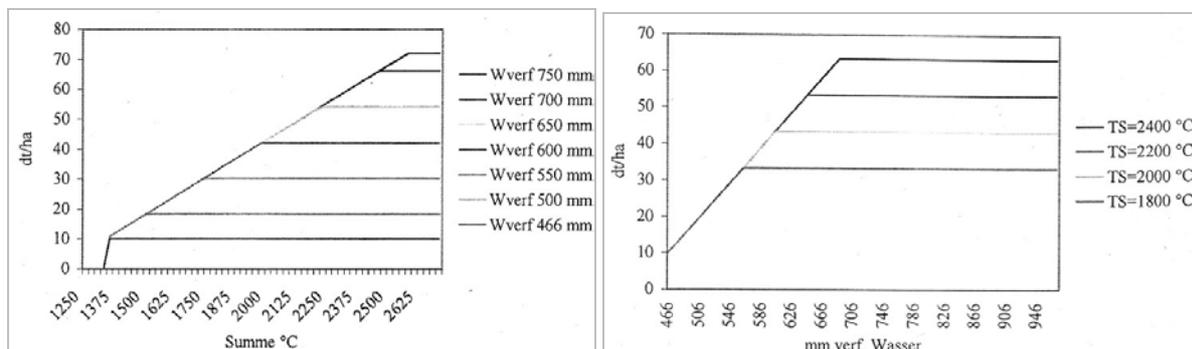


Abb. 21: Linear-limitationale Ertragspotenzialabschätzung für Öko-Weizen – in Abhängigkeit von der Temperatursumme und den verschiedenen Niveaus der Wasserverfügbarkeit (links) bzw. in Abhängigkeit vom pflanzenverfügbaren Wasser und den verschiedenen Niveaus der durchschnittlichen jährlichen Temperatursumme (rechts) aus (SCHROERS 2002).

Für die Aufstellung der für eine Nutzpflanze gültigen Ertragsfunktion sind folgende Werte nötig: Der maximale Ertrag (also das Limit als Genpotenzial der Nutzpflanze), der Ertragsfaktor (Steigung der Geraden) und der

minimale Wachstumsfaktor (Abb. 21). Diese Werte werden für jede Anbaufrucht aus Literaturangaben ermittelt (SCHROERS 2002). Da die natürlichen Standorte durch unterschiedliche Angebotsmengen der nicht kontrollierbaren Wachstumsfaktoren charakterisiert sind, ergeben sich auf jedem Standort für jede Nutzpflanze unterschiedliche Ertragsniveaus. Die realisierbaren Erträge können dabei durch unterschiedliche Wachstumsfaktoren begrenzt sein (zum Beispiel pflanzenverfügbares Wasser auf Trockenstandorten, oder Solarenergie in Höhenlagen) (KUHLMANN et al. 2002). Für jede Nutzpflanze auf jedem Standort wird nun ermittelt, welcher der beiden Wachstumsfaktoren den kleineren Ertrag ermöglicht (Abb. 22).

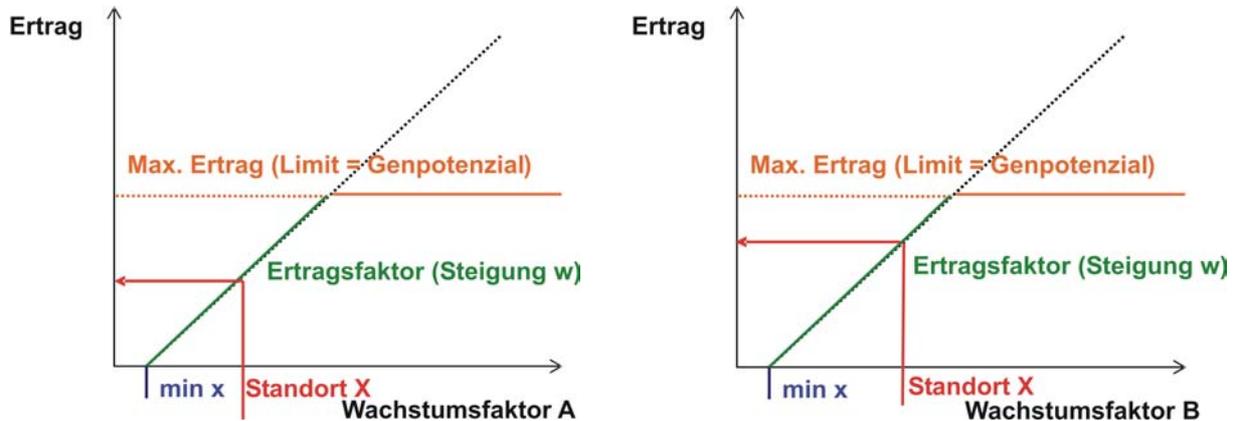


Abb. 22: Linear-limitationale Ertragspotenzialabschätzung in ProLand als Schema. Beide Wachstumsfaktoren sind auf Standort X in unterschiedlichem Angebot vorhanden und führen damit zu unterschiedlichen Ertragsmengen. Auf dem dargestellten Standort wäre für die entsprechende Nutzpflanze Wachstumsfaktor A (links) der limitierende Faktor.

Der auf einem Standort realisierbare Ertrag für eine Nutzpflanzenart wird also durch den auf dem Standort unter Berücksichtigung der Output-Input-Koeffizienten und der Faktormindestmengen im Minimum befindlichen nicht kontrollierbaren Wachstumsfaktor bestimmt. Nach KUHLMANN et al. (2002) kann die Ertragsfunktion in ProLand folgendermaßen abgebildet werden:

Formel 2: Ertragsfunktion

$$y_{ji} = \min \{b_{j1} * (r_{ij} - r_{min_{j1}}); \dots; b_{jf} * (r_{if} - r_{min_{jf}}); \dots; b_{ju} * (r_{iu} - r_{min_{ju}})\}$$

y_{ji} = Realisierbarer Ertrag der j-ten Nutzpflanzenart ($j = 1, \dots, n$) auf einem Flächenelement i ($i = 1, \dots, m$), gemessen in physischen Einheiten je Nutzflächeneinheit

r_{if} = Angebotsmenge des f-ten, nichtkontrollierbaren Wachstumsfaktors ($f=1, \dots, u$) auf einem Flächenelement i , gemessen in physischen Einheiten je Nutzflächeneinheit

$r_{min_{jf}}$ = Mindestmenge des f-ten nicht kontrollierbaren Wachstumsfaktors für die j-te Nutzpflanzenart, die gegeben sein muss, um überhaupt einen Ertrag (>0) erzielen zu können, gemessen in physischen Einheiten je Nutzflächeneinheit

b_{jf} = Output-Input-Koeffizient des f-ten nichtkontrollierbaren Wachstumsfaktors für die j-te Nutzpflanzenart

Geht man, wie eben beschrieben, davon aus, dass Pflanzenwachstum durch Solarenergie und Wasserzufuhr begrenzt wird, so muss man nun folgern, dass unterschiedliche Nutzpflanzen, genetisch bedingt, unterschiedliche Mindestbedarfe an Wasser und Solarenergie sowie, ebenfalls genetisch bedingt, unterschiedliche Input-Output-Koeffizienten bezüglich der beiden Wachstumsfaktoren aufweisen. Sofern sich die Koeffizienten und Mindestbedarfe numerisch bestimmen lassen, kann mit den Modellrechnungen prinzipiell simuliert werden, dass unterschiedliche Sorten unterschiedlichen Standorten zugewiesen werden können (KUHLMANN et al. 2002). Aufgrund der von Standort zu Standort unterschiedlichen Angebotsmengen der nicht kontrollierbaren Wachstumsfaktoren ergeben sich für die Nutzpflanzenarten der Realität entsprechende räumliche Variabilitäten.

III – 5.1.3 Berechnung der Zielbeiträge

Nachdem im ersten Schritt für jede Rasterzelle die potenziellen Erträge für jede Nutzpflanze berechnet wurden, werden im nächsten Schritt, im *Kostenmodul*, für sämtliche Produktionsverfahren die Kosten und Erlöse für jede Nutzflächeneinheit bestimmt, um die *Zielbeiträge* je Nutzflächeneinheit zu berechnen (KUHLMANN et al. 2002). Die Zielbeiträge werden wegen ihres Bezugs zum entsprechenden Wirtschaftsraum als *Bodenrente* oder *Grundrente* bezeichnet. Die Grundrente wird berechnet aus dem – auf dem Standort erzielbaren – Erlös minus den für die Produktion anfallenden Kosten und Leistungen.

Zunächst wird für jede Rasterzelle und jedes Produktionsverfahren der Erlös kalkuliert. Er ergibt sich aus dem – auf dem Standort erzielbaren – Naturalertrag (die Ertragsmenge wurde ermittelt in der Ertragspotenzialabschätzung, vgl. Kap. 5.1.2) multipliziert mit dem aktuellen Marktpreis bei Verkauf entsprechender Produktmengen. Hinzu kommen sonstige monetäre Transferleistungen (zum Beispiel Ausgleichszahlungen, tier- und flächenbezogene Prämien).

Formel 3: Erlös/Leistung

$$L_{ji} = y_{ji} * py_j + paz_j$$

L_{ji}	= Leistungen des j-ten Produktionsverfahrens auf dem i-ten Flächenelement, in Geldeinheiten je Raster
y_{ji}	= Naturalertrag des j-ten Produktionsverfahrens auf dem i-ten Flächenelement, in Produktmengeneinheiten je Raster
py_j	= Preis des Ertrags der j-ten Landnutzungsaktivität, gemessen in geldeinheiten je Produktmengeneinheit
paz_j	= Sonstige flächengebundene Leistungen (Ausgleichszahlungen etc.), die in Verbindung mit der j-ten Landnutzungsaktivität anfallen, gemessen in Geldeinheiten je Nutzflächeneinheit

Von diesem Erlös subtrahiert man die Vorleistungen, d.h. die bei der Produktion entstandenen Kosten (Verbrauchsmengen) je Produkteinheit. Die Kosten setzen sich zusammen aus ertragsabhängigen und ertragsunabhängigen Kosten (auch bezeichnet als ertragsniveau-abhängige und flächengebundene Faktorverbräuche). Erstere sind abhängig von den Standortfaktoren. Das sind die Kosten für Dünger und Pflanzenschutz, deren Einsatzmenge als proportional zum Ertrag angenommen werden. Letztere entstehen unabhängig vom Ertragspotenzial und werden v.a. von der Auswahl der Maschinenkonfiguration, der Feldstruktur (Schlagform und Schlaggröße), dem Relief (Hangneigung) sowie den physikalischen Bodenbedingungen (Bondenart) beeinflusst. Dazu zählen die Maschinenkosten (inkl. Treibstoffe, Abschreibung für Abnutzung und Produktionssteuern) und die Arbeiterledigungskosten (hierzu werden empirische Erhebungen der Lohnhöhe in verschiedenen hessischen Gebieten herangezogen) (MÖLLER et al. 2000).

Die für die Kostenkalkulation notwendigen Produkt- und Faktorpreise werden aus Marktpreisen abgeleitet. Stehen keine Marktpreise zur Verfügung, so werden Veredlungswerte als Preise eingesetzt. Die menschlichen und maschinellen Dienste werden aus den Datenbanken des Kuratoriums für Technik in der Landwirtschaft (KTBL) (JÄGER 1996) ermittelt. Durch Arbeitszeitberechnungen nach der Teilzeitmethode wird ein Bezug zu den natürlichen Gegebenheiten des Standortes hergestellt (MÖLLER et al. 1998) (vgl. Kap. 5.1.1). Zur Berücksichtigung der natürlichen Einflussfaktoren werden je nach Ausprägung des Standortes Zu- oder Abschläge berechnet und so in Abhängigkeit vom Produktionsverfahren die Kosten modifiziert. Ebenso werden Schlagform und Größe berücksichtigt. Nicht in die Kostenkalkulation ein geht die Verkehrslage (d.h. die Entfernung des produzierenden Standorts zum Markt).

Für die Gesamtkosten je Nutzflächeneinheit eines Produktionsverfahrens auf einem Raster gilt:

Formel 4: Kosten, aus: KUHLMANN et al. (2002)

$$K_{ji} = \left(\sum_{g=1}^k ae_{jg} \cdot pe_g \right) \cdot y_{ji} + \sum_{h=1}^v af_{jih} \cdot pf_h$$

K_{ji}	= Kosten des j-ten Produktionsverfahrens auf dem i-ten Flächenelement, gemessen in Geldeinheiten je Nutzflächeneinheit
ae_{jg}	= Verbrauchsmenge des g-ten ertragsniveauabhängigen Produktionsfaktors ($g=1, \dots, k$) je Produktmengeneinheit der j-ten Landnutzungsaktivität (Input-Output-Koeffizient)
pe_g	= Preis des g-ten ertragsniveauabhängigen Produktionsfaktors, in Geldeinheiten je Faktorverbrauchsmengeneinheit
y_{ji}	= Naturalertrag des j-ten Produktionsverfahrens auf dem i-ten Flächenelement, in Produktmengeneinheiten je Nutzflächeneinheit
af_{jih}	= Verbrauchsmenge des h-ten flächengebundenen Produktionsfaktors ($h=1, \dots, v$) je Produktmengeneinheit des j-ten Produktionsverfahrens auf dem i-ten Flächenelement (Input-Output-Koeffizient, dessen Betrag durch die Eigenschaften des Flächenelements (Bodenart, Geländere relief) mitbestimmt wird)
pf_h	= Preis des h-ten nutzflächengebundenen Produktionsfaktors, in Geldeinheiten je Faktorverbrauchsmengeneinheit

Die Formeln für Erlös und Kosten gelten zunächst nur für einzelne Produktionsverfahren (also Anbau einzelner Nutzpflanzenarten) auf einzelnen Flächenelementen. Es können aber auch Fruchtfolgen dargestellt werden. In diesem Fall gehen die Kosten und Erlöse der einzelnen Anbauarten nur anteilig in die Berechnung der Zielbeitragswerte ein.

III – 5.2 Szenariorechnungen

III – 5.2.1 (Ein-) Zieloptimierung

Im Modell ProLand sind Annahmen über das Verhalten von Menschen in bestimmten Situationen notwendig. Aus diesem Grund wird eine ausdrückliche Zielfunktion formuliert. Grundlegende Verhaltensannahme in ProLand ist, dass die Landbewirtschaftler „Nutzenmaximierer“ sind und deshalb im Erwerbzbereich ein größtmögliches Gesamteinkommen erreichen möchten (MÖLLER et al. 1999b). Es wird also davon ausgegangen, dass Landnutzer ihre Nutzungsentscheidung immer derart fällen, dass die Bodenrente eines definierten Standortes maximiert wird. Die Landnutzer werden jedoch ihre wirtschaftlichen Ressourcen, d.h. ihre Arbeitszeit und ihr Kapital nur in dem Maße für die Landnutzung verwenden, wie sie eine Ressourcenrentabilität erzielen, die über derjenigen alternativer Verwendungsmöglichkeiten liegt. Anders ausgedrückt: Die Landnutzung muss so rentabel sein, dass die Opportunitätskosten dieser Ressourcen mindestens gedeckt werden und darüber hinaus möglichst viele Überschüsse in Form positiver Grundrenten verbleiben, so dass also bestimmte Werte für die Opportunitätskosten der Arbeit und des Kapitals nicht unterschritten werden (MÖLLER et al. 1999).

Nachdem ProLand nun auf jedem Flächenelement für jedes Produktionsverfahren den potenziellen Ertrag (vgl. Kap. 5.1.2) und die daraus resultierende Grundrente (ebenfalls für jedes Produktionsverfahren) berechnet hat (vgl. Kap. 5.1.3), wird im *Optimierungsmodul* aus dieser Liste die Landnutzungsaktivität mit der höchsten Bodenrente bestimmt. Dieses Produktionsverfahren wird als „optimale Nutzung“ bezeichnet. Erzielt keines der implementierten Bodennutzungsverfahren unter den gegebenen Rahmenbedingungen einer Rasterzelle eine positive Bodenrente, so weist das Modell „Nichtnutzung“, d.h. Brache als „bestes“ Produktionsverfahren aus. Dieser Prozess wird für jedes Flächenelement wiederholt.

Es können auch Fruchtfolgen als optimale Landnutzungsweisen ausgewiesen werden. In ProLand wird hierfür ein so genannter *Greedy-Algorithmus* verwendet, der für jedes Flächenelement technisch zulässige Fruchtfolgen

zusammenstellt, die unter den jeweils geltenden Standortbedingungen den höchsten fruchtfolgedurchschnittlichen Zielbeitrag erwarten lassen (KUHLMANN et al. 2002; MÖLLER et al. 2002). Es ist möglich, zwischen drei- und vierfeldrigen Fruchtfolgen zu wählen, die aus einer Blattfrucht und zwei bis drei Halmfrüchten bestehen. Der Algorithmus wählt aus einer Liste der Grundrenten aller Produktionsverfahren das Verfahren mit der höchsten Grundrente aus und übernimmt dieses als Startelement. Für die weitere Auswahl werden Nebenbedingungen formuliert, die eine sinnvolle Fruchtartenkombination sicherstellen. Durch sukzessive Erweiterung wird eine Fruchtfolge konstruiert, die bei den gegebenen Bedingungen eine optimale Grundrente verspricht (MÖLLER et al. 1998). Anders herum gesagt: Es werden die vier Nutzpflanzenkulturen ausgewählt, welche die vier höchsten Zielbeiträge je Flächeneinheit aufweisen (KUHLMANN et al. 2002). Dann wird anhand einer Wirkungsmatrix, die zulässige und unzulässige Vorfrucht-Nachfrucht-Kombinationen enthält, die technische Zulässigkeit der Fruchtfolge überprüft.

III – 5.2.2 Modellsimulationen

Jede Änderung der auf die Grundrente einwirkenden Rahmenbedingungen kann zu Anpassungsreaktionen der Landnutzer in Richtung auf einen veränderten Einsatzumfang ihrer Ressourcen und auf veränderte Landnutzungsprogramme führen. Um in ProLand Landnutzungsszenarien zu konstruieren, die aus unterschiedlichen politischen Rahmenbedingungen resultieren, können prinzipiell alle Politiken abgebildet werden, die entweder auf die Leistungen oder die Kosten der Produktion (und damit auf die Bodenrente) Auswirkungen haben oder entsprechend modelliert werden können (MÖLLER et al. 1999a).

Die aus der Ertragspotenzialabschätzung (vgl. Kap. 5.1.2) und der Grundrentenberechnung (vgl. Kap. 5.1.3) resultierende Ergebnisdatenbank enthält für jedes Flächenelement die zugeordnete Landnutzungsaktivität sowie sämtliche Daten der zugehörigen Mengen- und Preisgerüste. Wird nun eine begrenzte Zahl von Eingangsvariablen modifiziert, so können sich ändernde Rahmenbedingungen dargestellt werden. Denkbar ist zum Beispiel eine Modulation der Marktpreise oder eine Modulation der Prämienhöhen zur Darstellung geänderter Agrarförderpolitiken, die durch geänderte Subventionen Einfluss auf den Erlös nehmen. Über eine Veränderung der Nutzungskosten der Arbeit können unterschiedliche Lohnniveaus dargestellt werden. Nutzungskosten von 7,50 Euro simulieren zum Beispiel ein vergleichsweise niedriges Lohnniveau, hohe Pendelkosten oder auch eine feste Bindung an die Landwirtschaft. Ein Wert von 25 Euro pro Arbeitskraftstunde wird dagegen eingesetzt, um den Extremfall sehr guter außerlandwirtschaftlicher Erwerbsmöglichkeiten ohne wesentliche Pendelkosten zu untersuchen (MÖLLER et al. 1999). Auch die variable *Form und Größe der Feldstücke* wird von den Autoren als „zentrale Politikvariable“ angesehen, die durch politische Entscheidungsträger beeinflusst werden kann; sie ist also nicht nur raum-, sondern auch zeitvariabel und kann damit Landnutzungsmuster und Nutzungsintensitäten ganz wesentlich beeinflussen (KUHLMANN et al. 2002).

Mit den geänderten Rahmenbedingungen werden von ProLand die Grundrenten neu berechnet. Unter Umständen weisen in den einzelnen Flächenelementen unter den neuen Rahmenbedingungen andere Produktionsverfahren die höchsten Grundrenten auf als vorher. Unter der oben erläuterten Annahme, dass Landnutzer Gewinnmaximierer sind, werden dann die neuen Produktionsverfahren für die entsprechenden Flächenelemente als optimal ausgewiesen. Die Szenarien zeigen dementsprechend, wie die Landnutzer bei den unterschiedlichen Einkommenssituationen die Landnutzung voraussichtlich ändern.

III – 5.3 Integration von Indikatoren

III – 5.3.1 Auswahl der Indikatoren über Landschaftsfunktionen

Die vom Modellverbund im SFB ausgewiesenen Indikatoren werden abgeleitet aus den drei analysierten Landschaftsfunktionen: Ökonomie, Hydrologie und Ökologie (vgl. Kap. 2.2). In ProLand findet entsprechend seiner Funktion im Modellverbund nur die Bereitstellung und Bewertung von ökonomischen Indikatoren statt. Ökologische Indikatoren entstammen den Modellergebnissen von ANIMO, hydrologische denen von SWAT. Auf die hydrologischen Indikatoren (aus dem Bereich Wasser- und Stoffhaushalt, N, P, Pflanzenschutzmittel, Erosion und Sedimenttransport) kann hier allerdings nicht näher eingegangen werden, da das Modell SWAT nicht näher analysiert wurde.

III – 5.3.2 Ökologische Indikatoren

Zur Analyse ökologischer Indikatoren werden die in ProLand generierten Karten zur Landnutzungsverteilung vom Modell ANIMO weiter bearbeitet. Hier werden die verschiedenen Szenarien nach ihrer Landschaftskonfiguration, d.h. nach dem jeweiligen Anteil der Nutzungssysteme und ihrer räumlichen Konstellation, d.h. der Anordnung der verschiedenen Nutzungssysteme zueinander bewertet (MÖLLER et al. 2002). Die Anzahl der Einzelhabitate der verschiedenen Habitattypen wird in einem GIS ermittelt, der daraus resultierende Anteil der Nutzungssysteme wird dann prozentual angegeben. Die Anordnung der Nutzungssysteme wird nach HE et al. (2000) über Aggregationsindizes berechnet. Die Indizes geben Aufschluss über den *Homo-* bzw. *Heterogenitätsgrad* der Szenarien – beides Kennziffern, die als ökologische Indikatoren interpretiert werden können.

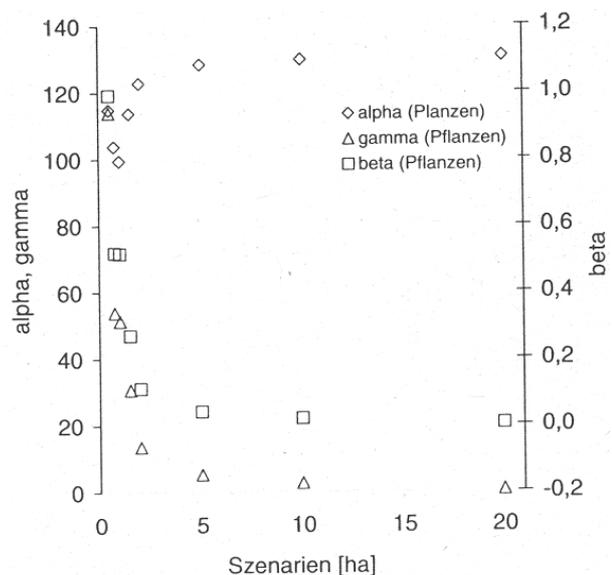
Aus den empirischen Erhebungen der SFB-Teilprojekte B 3.1 und B 3.2 werden darüber hinaus Daten zur pflanzlichen Diversität im Untersuchungsgebiet implementiert. Diese Teilprojekte ermitteln Artenzahlen (relative Häufigkeit von Arten) verschiedener Nutzungstypen (Acker, Grünland, Brache) in verschiedenen Flächengrößen zusammen mit ihrem Anteil an Habitatspezialisten bzw. -generalisten. Mit diesen empirischen Daten und dem Wissen um den flächigen Anteil der einzelnen

Nutzungstypen in den Szenarien sind Rückschlüsse auf die potenzielle Artenvielfalt der Szenarien möglich. Sie werden angegeben als *alpha-*, *beta-* und *gamma-Diversität* (zum Beispiel bei variierender Schlaggröße).

Tab. 7: Simulationsergebnisse von ANIMO nach Implementierung der ProLand-Szenarien mit Artenzahlen für die Nutzungstypen Acker, Grünland und Wald – nach MÖLLER et al. (2002).

Szenario [ha]	alpha – Diversität	beta – Diversität	gamma – Diversität
0,5	198	0,12	24,3
0,75	193	0,22	42,0
1	178	0,36	63,4
1,5	172	0,49	84,5
2	153	0,31	47,5
5	155	0,22	33,6
10	156	0,18	28,4
20	156	0,15	24,3

Abb. 23: Simulationsergebnisse von ANIMO nach Implementierung der floristischen Datengrundlage aus dem SFB-Teilprojekt B 3. Als Matrix dienen die ProLand-Szenarien. Die alpha-, beta- und gamma-Diversität werden als ökologische Indikatoren verwendet – nach MÖLLER et al. (2002).



Die Simulationsergebnisse von ANIMO zeigen zum Beispiel bei einer Veränderung der Variable *Schlaggröße* im Modell ProLand, dass die regionale Diversität (γ) bei zunehmender Schlaggröße abnimmt. Gleichzeitig werden die Flächen in ihrem Arteninventar immer ähnlicher (sinkendes β). Die Artenzahl pro Rasterzelle (625 m²) nimmt zwar ab Schlaggrößen von 1,5 ha stetig zu, allerdings bedeutet dies gleichzeitig eine Verarmung der regionalen Artendiversität, da überall das gleiche Arteninventar vorzufinden ist (extrem ab 5 ha) (MÖLLER et al. 2002).

Auf diesem Weg ist es möglich, die von ProLand prognostizierten Szenarien mit Biodiversitäts-Indikatoren zu bewerten. Ursprünglich ist das Modell ANIMO jedoch dafür entworfen worden, eigenständig virtuelle Landschaften modellieren zu können. Dabei können reale Landschaftszustände vorgegebener Landnutzungsverteilung als Matrix in das Modell implementiert werden. Es kann aber auch bereits von virtuellen Grundbedingungen ausgegangen werden. ANIMO besteht im Grundgerüst aus einem zellulären Automaten auf einer Matrix von 100 mal 100 Zellen. Jede Zelle ist mit einer unmittelbaren oder entfernten Nachbarzelle durch eine bestimmte lokale Regel verknüpft. Bei der Modellierung werden stellvertretend für die Nutzungstypen Brache, Acker und Grünland, drei verschiedene Zelltypen definiert. Jedem Nutzungstyp wird ein spezifisches Artenspektrum zugewiesen, wobei jeder Nutzungstyp über einen festgelegten Anteil an Generalisten und Spezialisten verfügt (STEINER 2002). Dann werden verschiedene Szenarien formuliert, in denen der Anteil von Generalisten und Spezialisten sowie die relativen Flächenanteile der Nutzungstypen variiert werden können. Die so erzeugten virtuellen Landschaften werden nach verschiedenen Algorithmen gesteuert und nach ihrem Heterogenitätsgrad verändert. Nach jedem Simulationslauf werden die drei Diversitäts-Indikatoren berechnet. So werden Zusammenhänge zwischen dem (modellierten) Heterogenitätsgrad und der Artenvielfalt der Landschaft aufgezeigt. Solcherart erzeugte Modellergebnisse haben keinen direkten Standortbezug zu einem realen Untersuchungsgebiet, sondern können nur als modellhaft ermittelte Kausalzusammenhänge in eine ökologische Bewertung eingehen.

Die Bewertung von Landnutzungsszenarien, die auf konkreten Veränderungen der politischen Rahmenbedingungen basieren, ist ausschließlich über eine Implementierung der ProLand-Szenarien möglich. Die Vorgehensweise wurde oben beschrieben und muss nicht auf den zellulären Automaten zurückgreifen.

III – 5.3.3 Ökonomische Indikatoren

Aus den Szenarien der Landnutzungsverteilung werden von ProLand so genannte Querschnittskennzahlen generiert, die als ökonomische Indikatoren interpretiert werden können. Solche sind die flächigen Anteile der einzelnen Produktionsverfahren am Untersuchungsgebiet in den unterschiedlichen Szenarien. Darüberhinaus fungieren als ökonomische Indikatoren die erzielbare *Bodenrente [Euro]*, die *Wertschöpfung [Euro]*, der *Arbeitseinsatz [Akh]*, die *Nutzungskosten [€/Akh]*, die *Nahrungsmittelproduktion [GE]* und die *Holzproduktion [Festmeter]*. Die Ermittlung dieser Querschnittskennziffern für den betrachteten Wirtschaftsraum erfolgt im *Analysemodul*. Die Wertschöpfung zum Beispiel lässt sich für jedes Rasterelement bestimmen, wenn man zur Bodenrente des optimalen Produktionsverfahrens diejenigen Kostenbestandteile hinzuaddiert, die (funktionelle) Faktoreinkommen darstellen, nämlich die Arbeitskosten und die Kapitalkosten (Zinsen) (KUHLMANN et al. 2002). Die Summe über alle Flächenelemente ergibt dann die aus der Landnutzung entstehende Gesamtwertschöpfung des betrachteten Wirtschaftsraums.

III – 5.4 Ergebnisse

III – 5.4.1 Thematische Karten

Die Ist-Situation der Landnutzung sowie die sich bei verschiedenen Szenarien für Regionen ergebenden Landnutzungsmuster werden in Form von GIS-Rasterkarten ausgegeben, die zur Visualisierung von Landnutzungsänderungen dienen (Abb. 24). Diese Karten bilden die Verteilung der Landnutzung (also die räumliche Anordnung der Produktionsverfahren) ab und *nicht* die Ausprägung der Umweltindikatoren unter den verschiedenen Szenariobedingungen.

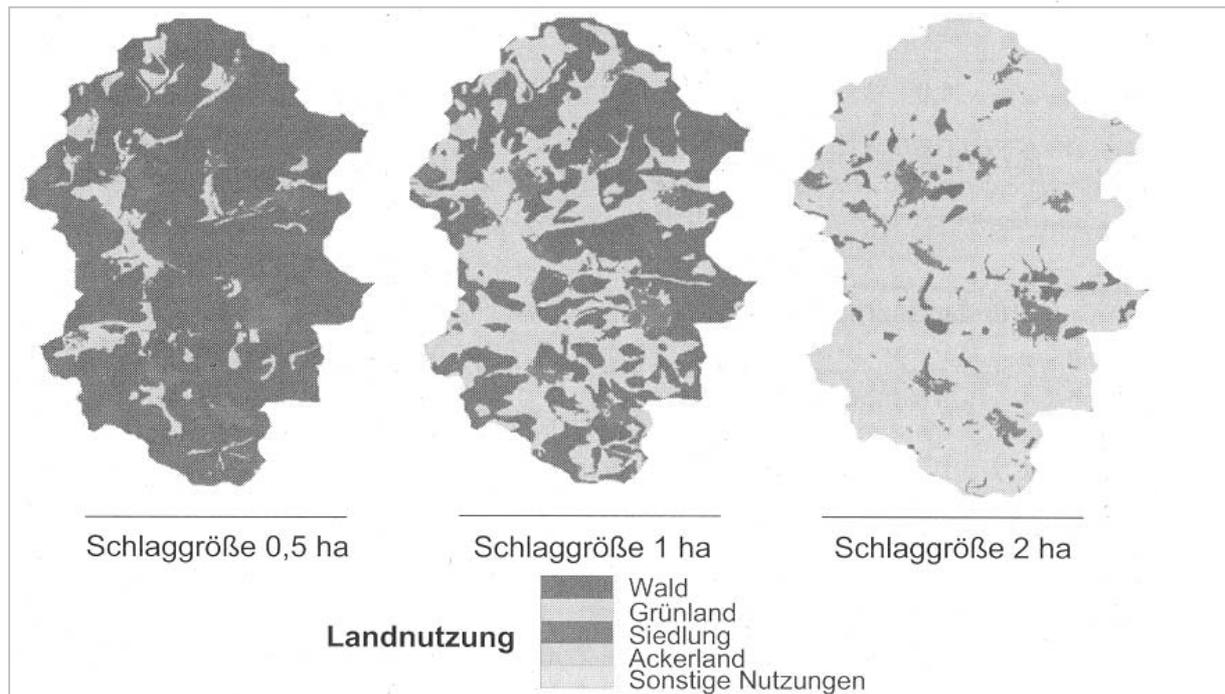


Abb. 24: Abbildung der Szenarien als GIS-Rasterkarten. Abgebildet sind drei Szenarien zur Veränderung der Landnutzung bei Zunahme der mittleren Schlaggröße der Landwirtschaftsflächen aus FREDE & BACH (2003).

III – 5.4.2 Multifunktionale Zielbeziehungen

Basierend auf den von ProLand ermittelten Querschnittskennzahlen und den Diversitätsabschätzungen aus ANIMO – sowie den hier nicht dargestellten Ergebnissen der hydrologischen Modellierung in SWAT – können multifunktionale Zielbeziehungen aufgezeigt werden. Grundlage dieser Transformationsbeziehungen zwischen verschiedenen Landschaftsfunktionen sind die Reaktionen der für die drei Landschaftsfunktionen gewählten Indikatoren (Abb. 25).

Betrachtet man die numerischen Werte der Indikatoren (Zielfunktionen), so können die Zielbeziehungen auch quantitativ ausgedrückt werden. Ein Beispiel: „Der Übergang von 1 ha durchschnittlicher Schlaggröße auf 1,5 ha hat zur Konsequenz, dass eine Steigerung der regionalen Wertschöpfung (durch Kosteneinsparungen und Landnutzungswechsel) von 1000 € einen zusätzlichen Arbeitseinsatz von 53 Akh mit sich bringt und die gamma-Diversität deutlich um 0,04 Einheiten steigt. Durch Vergrößerung der Schläge kann hier folglich sowohl eine höhere Wertschöpfung als auch eine höhere Biodiversität erreicht werden (Win-win-Situation)“ (MÖLLER et al. 2002).

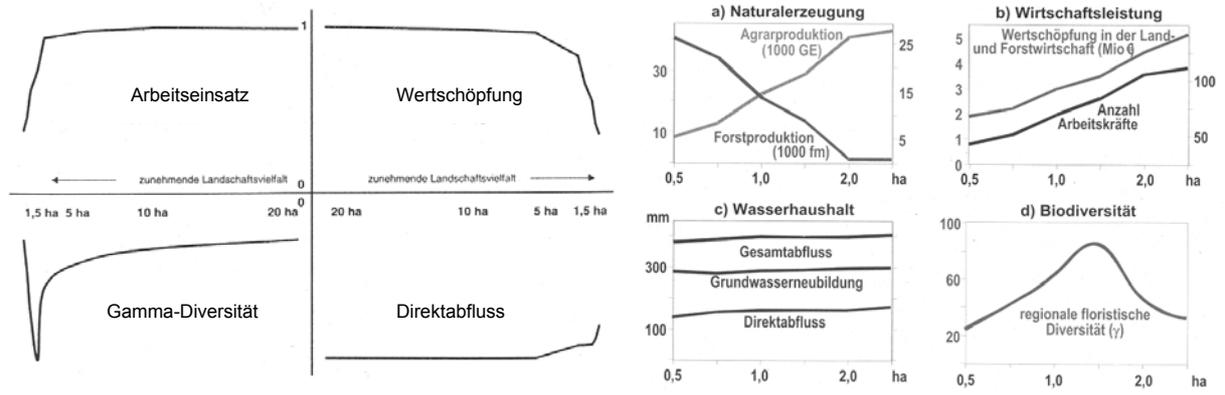


Abb. 25: Multifunktionale Zielbeziehungen im SFB 299 infolge zunehmender Schlaggröße nach MÖLLER et al. (2002) [links] und (FREDE & BACH 2003) [rechts].

III – 6 Ansprechpartner

▪ **Dr. Martin Bach**

Institution: Sonderforschungsbereich 299
Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Aufgabe: Wissenschaftlicher Mitarbeiter am o.g. Institut
Wissenschaftlicher Sekretär und Koordinator des SFB 299
Anschrift: Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen
Tel.: +49 (0)641–99 37375
Fax.: +49 (0)641–99 37389
e-mail: martin.bach@agrار.uni-giessen.de

▪ **Prof. Dr. Hans-Georg Frede**

Institution: Sonderforschungsbereich 299
Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Aufgabe: Professur Ressourcenmanagement
Sprecher des SFB 299, Leiter Teilprojekt A2: Modell SWAT
Anschrift: Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen
Tel.: +49 (0)641–99 37380
Fax.: +49 (0)641–99 37389
e-mail: hans-georg.frede@agrار.uni-giessen.de

▪ **Prof. Dr. Dr. h. c. Friedrich Kuhlmann**

Institution: Sonderforschungsbereich 299
Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Betriebslehre der Agrar- und Ernährungswirtschaft
Aufgabe: Professur für Betriebslehre der Agrarwirtschaft
Leiter Teilprojekt A1, Modell ProLand
Anschrift: Senckenbergstrasse 3
35390 Gießen
Tel.: +49 (0)641–99 37240/41
Fax.: +49 (0)641–99 37249
e-mail: Kuhlmann.LBL1@agrار.uni-giessen.de

▪ **Prof. Dr. Wolfgang Köhler**

Institution: Sonderforschungsbereich 299
Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Biometrie und Populationsgenetik
Aufgabe: Professur für Biometrie und Populationsgenetik
Leiter Teilprojekt A3, Modell ANIMO
Anschrift: Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen
Tel.: +49 (0)641–99 37540
Fax.: +49 (0)641–99 37549
e-mail: wolfgang.koehler@agrار.uni-giessen.de

- **Prof. Dr. P. Michael Schmitz**

Institution: Sonderforschungsbereich 299
Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Agrarpolitik und Marktforschung
Aufgabe: Professur
Leiter Teilprojekt A4, Modell CHOICE
Anschrift: Diezstrasse 15
35390 Gießen
Tel.: +49 (0)641–99 37061
Fax.: +49 (0)641–99 37069
e-mail: Michael-Schmitz@agrار.uni-giessen.de

- **Dr. Bernd Weinmann**

Institution: Sonderforschungsbereich 299
Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Betriebslehre der Agrar- und Ernährungswirtschaft
Aufgabe: Post Doc im Teilprojekt A1, Modell ProLand
Anschrift: Senckenbergstrasse 3
35390 Gießen
Tel.: +49 (0)641–99 37243
Fax.:
e-mail: bernd.weinmann@agrار.uni-giessen.de

III – 7 Literatur

** steht für Sekundärliteratur*

- ARNOLD, J.M., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S. & J.R. WILLIAMS (1998)*: Large area hydrologic modelling and assessment. Part 1: Model development. In: Journal of the American Water Resources Association 34 (1): 73-89.
- COSTANZA, R., VOINOV, A., BOUMANS, R., MAXWELL, T., VILLA, F., WAINGER, L. & H. VOINOV (2002): Integrated Ecological Economic Modeling of the Patuxent River Watershed, Maryland. In: Ecological Monographs by the Ecological Society of America 72 (2): 203-231.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (1997)*: Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen“. Schriftenreihe des deutschen Rates für Landschaftspflege. Nr. 671, 34 S.
- FOHRER, N., ECKHARDT, K., HAVERKAMP, S. & H. G. FREDE (2001): Applying the SWAT Model as a Decision Support Tool for Land Use Concepts in Peripheral Regions in Germany. In: STOTT, D.E., MOHTAR, R.H. & G.C. STEINHARDT [Hrsg.]: Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.
- FREDE, H.-G. & M. BACH (2003): Nachhaltigkeit in einer multifunktionalen Landwirtschaft, Vortrag auf der Tagung "Nachhaltige Agrar- und Ernährungswirtschaft – Herausforderungen und Chancen in der Wertschöpfungskette", Gemeinsame Tagung von DBU, DLG und BLL am 29./30. April 2003 in Osnabrück.
- HE, H., DEZONIA, B. E. & D. MLADENOFF (2000): An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. In: Landscape Ecology 15: 591-601.
- JÄGER, P. (1996)*: MAKOST KTBL – Maschinenkostenkalkulationsprogramm. Darmstadt.
- KUHLMANN, F., MÖLLER, D. & B. WEINMANN (2002): Modellierung der Landnutzung – Regionshöfe oder Raster-Landschaft. In: Berichte über Landwirtschaft – Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Themenheft Multifunktionalität der Landnutzung im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299: 351-392.
- KUHLMANN, F. & K. FRICK (1995)*: Das Ertragsgesetz und das Minimumgesetz: eine produktionstheoretische Analyse. In: BüL 73 (4): 591-623.
- MÖLLER, D. (1998): Von der Standortbewertung zur regionalen Landnutzungsplanung: Das Modellsystem ProLand. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 88: 349-352.
- MÖLLER, D., FOHRER, N. & N. STEINER (2002): Quantifizierung regionaler Multifunktionalität land- und forstwirtschaftlicher Nutzungssysteme. In: Berichte über Landwirtschaft – Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Themenheft "Multifunktionalität der Landnutzung im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299": 393-418.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (2000): Zur Bedeutung von Umweltauflagen für die räumliche Verteilung land- und forstwirtschaftlicher Nutzungssysteme: GIS-basierte Modellierung mit ProLand. In: Agrarwissenschaft auf dem Weg in die Informationsgesellschaft, Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus 36: 213-220.
- MÖLLER, D., FOHRER, N. & A. WEBER (1999a): Methodological Aspects of Integrated Modelling in Land Use Planning. European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment EFITA 1999 in Bonn, Germany, In: SCHIEFER, G., HELBIG, R. & R. RICKERT [Hrsg.]: Perspectives of modern information and communication systems in agriculture, food production and environmental control: 109-118.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (1999b): Auswirkungen von Politik und Strukturmaßnahmen auf die räumliche Verteilung und Erfolgskennzahlen der Landnutzung: GIS-basierte Simulation mit ProLand. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40 (5/6): 197-201.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (1999c): GIS-basierte Simulation regionaler Landnutzungsprogramme. In: GEWISOLA (Hrsg.): Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V. 'Agrarwirtschaft auf dem Weg in die Informationsgesellschaft' 36: 183-190.
- MÖLLER, D., KIRSCHNER, M., WEINMANN, B. & F. KUHLMANN (1998): Regionale Landnutzungsplanung und GIS: Bio-ökonomische Modellierung zur Unterstützung politischer Entscheidungsprozesse mit ProLand. In: Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft 11: 98-104.
- MÜLLER, M., SCHMITZ, P.M., THIELE, H. & T. WRONKA (2001): Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung der Landnutzung in peripheren Regionen. In: Berichte über Landwirtschaft, Bd. 79 (1): 19-48.
- SCHROERS, J. O. (2002): Ökonomische Potenziale des ökologischen Landbaus in Abhängigkeit natürlicher Standortbedingungen - eine modellhafte Betrachtung, unveröffentlichte Diplomarbeit der Universität Gießen.
- SFB – Sonderforschungsbereich 299 (2002): Landnutzungskonzepte für periphere Regionen – Fortsetzungsantrag 2003-2005 an die DFG, Gießen.
- STEINER, N. (2002): Modellierung der Artendiversität auf verschiedenen Skalenebenen in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur. Interdisziplinäres Expertentreffen im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. - Treffpunkt Biologische Vielfalt II. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godesberg: 205-208.
- WALDHARDT, R. & A. OTTE (2003): Indikation floristischer Diversität in Agrarlandschaften über Habitatmuster und deren Altersstruktur. In: Agrarspectrum 36: 199-205.

- WEBER, A., FOHRER, N. & D. MÖLLER (2001): Longterm land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors – effects on ecological structures and functions. In: *Ecological Modelling* 140: 111-124.
- WEINMANN, B. (2004): Korrektur des Kapitels "ProLand" in der hier vorliegenden Studie durch Dr. Bernd Weinmann, SFB 299, Justus-Liebig-Universität Gießen; Schriftwechsel mit Inga Roedenbeck am 28.01.2004.
- WEINMANN, B. & F. KUHLMANN (2003): Neue Herausforderungen der Landnutzungsmodellierung: Standorttheoretische Überlegungen zur Abbildung der Multifunktionalität von Landschaften. In: *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V.* 39: (im Druck).
- WEINMANN, B., MÖLLER, D., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (1999): Simulation regionaler Landnutzungsprogramme mit ProLand. Poster des Instituts für landwirtschaftliche Betriebslehre der JLU Gießen: <http://www.uni-giessen.de/sfb299/uis/Postergalerie/Begutachtung-Weinmann1999.pdf> (Zugriff: 11/2004).
- WEINSCHENCK, G. (1966)*: Standortprobleme aus betriebswirtschaftlicher Sicht. In: *Berichte über Landwirtschaft* 44: 201-242.

Internetquellen:

<http://www.uni-giessen.de/sfb299/> (Zugriff: 19.04.2004)



**BEWERTUNGSKONZEPTE FÜR
EINE NACHHALTIGE UND UMWELTVERTRÄGLICHE LANDWIRTSCHAFT**

FÜNF VERFAHREN IM VERGLEICH

IV. RAUMIS

INGA A. E. ROEDENBECK



IV – 1 Institutioneller Rahmen

Die Grundlagen zu Agrarsektormodellen und damit letztendlich auch zu RAUMIS wurden bereits Ende der siebziger Jahre an der Universität Bonn gelegt – aufbauend auf den Erkenntnissen des Schwerpunktprogramms der DFG „Konkurrenzvergleich landwirtschaftlicher Standorte“. Aus dieser Grundlagenforschung entstanden zunächst die Modelle **SPEL** (Sektorales Produktions- und Einkommensmodell für die europäische Landwirtschaft) und **DIES**, ein betriebsgruppenspezifisches Einkommensinformationssystem. Basierend auf den Grundkonzeptionen dieser ersten Generation wurde Ende der achtziger Jahre im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF/BML) **RAUMIS** als Regional differenziertes Agrar- und **Umwelt**InformationsSystem für das frühere Bundesgebiet entwickelt. Nach dem Beitritt der Neuen Länder zum Bundesgebiet wurde mit dem Modell **SIMONA** auch für die neuen Bundesländer auf der Grundlage von SPEL und RAUMIS für das BMELF ein regional differenziertes Simulations- und Monitoringsystem aufgebaut. 1995 vergab dann das BMELF den Forschungsauftrag, den gesamten Agrarsektor Deutschlands inhaltlich und methodisch einheitlich zu erfassen und abzubilden. Zur bestmöglichen Nutzung der Erfahrungen im Bereich der Modellierung wurde hierzu ein Kooperationsprojekt zwischen dem Institut für Agrarpolitik der Universität Bonn (IAP) und den agrarökonomischen Instituten der FAL vom BMELF unterstützt. Die bewilligten Projekte wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens "Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells" (94-HS-021; IAP, Bonn) und dem Forschungsprojekt "Abbildung der ostdeutschen Landwirtschaft in agrarökonomischen Modellen" (94-ÖF-3; FAL, Braunschweig) realisiert. So wurde auf Grundlage von RAUMIS und SIMONA die Version **RAUMIS96** entwickelt, welche die modellspezifischen Charakteristika der beiden Modelle zusammenführt.

RAUMIS96 bildete zusammen mit dem Marktmodell GPsi den Ausgangspunkt für die Gründung des „FAL-Modellverbunds“, eines Kooperationsprojekts, das 1996 im Auftrag des BMVEL entstand (CYPRIS et al. 1998). Der Modellverbund wurde im Hinblick auf den Bedarf an modellgestützter Politikberatung im Rahmen der Arbeitsgruppe „Modellgestützte Politikfolgenabschätzung“ eingerichtet. Anstelle eines allumfassenden Modells setzt er verschiedene, auf bestimmte Untersuchungsgegenstände und Entscheidungsebenen bezogene Markt-, Regions- und Betriebsmodelle für Politikfolgenabschätzungen ein (BERTELSMEIER et al. 2003). Das Regionalmodell RAUMIS soll im Modellverbund als Politikinformationssystem die Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produktion und eine Simulation von Politikoptionen ermöglichen (ZEDDIES 2003). Am Modellverbund waren die agrarökonomischen Institute der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig-Völkenrode sowie die Forschungsgesellschaft für Agrarsoziologie und Agrarpolitik (FAA) in Bonn beteiligt (BERTELSMEIER et al. 2003). Mit Wirkung vom 1.1.2004 hat das BMVEL die institutionelle Förderung der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V. (FAA) in Bonn eingestellt und das Institut für ländliche Räume der FAL am Standort Braunschweig neu gegründet. Hier wird eine Aktualisierung der Datenbasis und Weiterentwicklung von RAUMIS96 durchgeführt.

Neben der „klassischen“ RAUMIS-Version existiert der Modellansatz RAUMIS-NRW. Er wurde auf Grundlage des RAUMIS-Modellrahmens zur Analyse von alternativen (extensiven) Produktionsverfahren entwickelt (LÖHE 1996). RAUMIS-NRW entstand im Rahmen des Lehr- und Forschungsschwerpunkts „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“ an der Universität Bonn. Das Modell wurde 1994 im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL) im Rahmen des Projekts „Spielräume, Voraussetzungen und Konsequenzen von Extensivierungsmaßnahmen auf Landwirtschaft, ländlichen Raum und Umwelt in NRW“ bearbeitet.

IV – 2 Anwendungsorientierung

IV – 2.1 Problemfeld

Die positiven und negativen Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt sind in den letzten Jahren zunehmend in den Mittelpunkt des öffentlichen Interesses gerückt. Vor diesem Hintergrund ist die Förderung einer nachhaltigen Landbewirtschaftung und die Integration von Umweltbelangen in die heutige Agrarpolitik zu einem wichtigen Ziel geworden (JULIUS et al. 2003). Als Grundlage für wissenschaftlich basierte Empfehlungen zur Integration von Umweltbelangen in die Agrarpolitik können quantitative Modellanalysen herangezogen werden, mit deren Hilfe die Kosten und Wirkungen alternativer politischer Maßnahmen abgeschätzt werden können (ebenda).

RAUMIS kann für solche Modellanalysen eingesetzt werden. Es wurde Ende der achtziger Jahre für die Abbildung von Interdependenzen zwischen Landwirtschaft und Umwelt entwickelt. Das Anwendungsfeld von RAUMIS hat sich dann im Laufe der Zeit etwas verschoben. Wegen der tiefgreifenden Änderungen der agrarpolitischen Rahmenbedingungen durch die Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und die GATT-Beschlüsse der Uruguay-Runde standen beim Bundeslandwirtschaftsministerium und beim wissenschaftlichen Beirat des BMELF später vor allem Simulationsanalysen zu den mittelfristigen Produktions- und Einkommenswirkungen alternativer agrarpolitischer Rahmenbedingungen im Vordergrund des Interesses.

IV – 2.2 Aufgabe/Ziel

Zielsetzung der Modellentwicklung von RAUMIS war die differenzierte Abbildung der ökonomischen Wirkungszusammenhänge im Agrarsektor sowie die Berücksichtigung von Interdependenzen zwischen agrarpolitischen Vorgaben, Landwirtschaft (Agrarproduktion) und Umwelt. RAUMIS stellt ein EDV-gestütztes Informationssystem dar (HENRICHSMEYER et al. 1996), das auf die kontinuierliche Nutzung für längerfristige Analysen im Agrar- und Umweltbereich ausgelegt ist.

Eine Aufgabe besteht darin, das Verhalten der Entscheidungsträger im Agrarsektor (Produzenten und Konsumenten landwirtschaftlicher Produkte), sowie Anbieter und Nachfrager von landwirtschaftlichen Produktionsfaktoren) im Modell *nachzubilden* (GEIER et al. 1999). Durch die Beschreibung der historischen Entwicklung des Agrarsektors im Rahmen einer *Ex-Post-Abschätzung* ist eine Beurteilung von bereits bestehenden Politikmaßnahmen möglich. Ein weiterer Aufgabenbereich der quantitativen Sektoranalyse (und das Hauptanwendungsgebiet des Modellsystems RAUMIS) liegt in der Darstellung wahrscheinlicher *zukünftiger* Entwicklungen (*Prognose*) und in der mittelfristigen Wirkungsanalysen alternativer Agrar- und Umweltpolitiken (*Simulation*), und zwar hinsichtlich der landwirtschaftlichen Produktion, des Faktoreinsatzes im Agrarsektor, des landwirtschaftlichen Einkommens und der Agrar-Umwelt-Beziehungen (GEIER et al. 1999). Dabei sollen künftige agrar-umweltpolitische Handlungsoptionen mit Modellrechnungen überprüft und bewertet werden. Das Modell RAUMIS ist ein Angebotsmodell, daher werden Produzenten landwirtschaftlicher Güter sowie die Verwendung landwirtschaftlicher Vorleistungen abgebildet. Das Angebot an nicht-landwirtschaftlichen Vorleistungen und die Nachfrage nach Nahrungsgütern ist im Modell nicht endogen abgebildet, sondern wird über exogene Preisvorgaben abgedeckt.

Im Bereich der Agrar-Umwelt-Beziehungen ermöglicht RAUMIS eine Quantifizierung der Umweltwirkungen im Rahmen des sich im Zeitablauf vollziehenden Wandels der landwirtschaftlichen Produktion. Der Einsatz des Modells kann zum Einen zur Abschätzung der Umwelteffekte dienen, die durch ein komplexes Bündel von

gleichzeitig wirkenden agrarpolitischen Maßnahmen unter Berücksichtigung des zu erwartenden, technologischen Wandels verursacht werden können (zum Beispiel AGENDA 2000). Zum anderen ist RAUMIS geeignet, spezielle agrar-umweltpolitische Maßnahmen im Hinblick auf ihr umweltpolitisches Verbesserungspotenzial und die Auswirkungen auf landwirtschaftliche Produktion und Einkommen zu bewerten und zu vergleichen (JULIUS et al. 2003).

Übergeordnetes Ziel von RAUMIS ist eine wissenschaftlich basierte Agrar-Umwelt-Politikberatung (JULIUS et al. 2003). RAUMIS ist in seiner Konzeptionierung darauf ausgerichtet, in einem ständigen Rückkopplungsprozess laufende, kurzfristige Änderungen der Politikparameter einzubeziehen (HENRICHSMEYER et al. 1996). Bei geplanten Umwelt- und Naturschutzprogrammen können die Ergebnisse der RAUMIS-Berechnungen der politischen Entscheidungsunterstützung dienen, da zu erwartende Wirkungen auf ökonomische und ökologische Kenngrößen abgebildet werden. Zu erwartende negative Entwicklungen können somit frühzeitig antizipiert und Gegenmaßnahmen ergriffen werden (GEIER et al. 1999).

Darüberhinaus kann RAUMIS als Datenbank der internationalen Umweltberichterstattung dienen (JULIUS et al. 2003), indem es quantitative Umweltinformationen im Rahmen eines Umwelt-Controllings oder für die Evaluierung agrarumweltpolitischer Maßnahmen zur Verfügung stellt.

IV – 3 Raumbezug

IV – 3.1 Untersuchungsgebiet

Die Methodik von RAUMIS wurde 1989 zunächst für das gesamte frühere Bundesgebiet entwickelt. Nach der deutschen Wiedervereinigung wurde mit SIMONA auf der Grundlage der Modelle SPEL und RAUMIS ein regional differenziertes Simulations- und Monitoringsystem für die neuen Bundesländer aufgebaut. Das Modell RAUMIS96 führt RAUMIS (alte Bundesländer) und SIMONA (neue Bundesländer) zu einem einheitlichen System für Gesamt-Deutschland zusammen (vgl. Kap. 1).

IV – 3.2 Raumebene

Das gesamte deutsche Wirtschaftsgebiet wird in RAUMIS in eine endliche Anzahl von Regionen unterteilt, die mehrere Produktionsstandorte repräsentieren. In Anlehnung an die Verwaltungsgrenzen sind als unterste Aggregationsebene die Landkreise gewählt worden. Weil neben der teilweisen Unvollständigkeit in den vorhandenen Daten vor allem Probleme bei der Grundfutter- und Wirtschaftsdüngerbilanzierung auftreten, werden – zur Vermeidung derartiger Fehler – entweder mehrere kreisfreie Städte (zum Beispiel im Ruhrgebiet) zu einer Region zusammengefasst oder den benachbarten Landkreisen zugeordnet (HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN 1992). Mit der teilweise nur rudimentären Bedeutung der Landwirtschaft in der Mehrzahl der kreisfreien Städte wird diese Vorgehensweise gerechtfertigt (HENRICHSMEYER et al. 1996). RAUMIS arbeitet auf Entscheidungsebene dieser 326 (Modell-)Landkreise, die jeweils einzelne Analysemodelle darstellen und auf Basis agrarstatistischer Daten gebildet werden. Da die gesamte Produktionskapazität einer Region auf diese Weise durch einen Produktionsstandort repräsentiert wird, spricht man vom „Regionshof“. Jeder Regionshof ist durch eine bestimmte Primärfaktorausstattung, einen charakteristischen Verlauf der prozessspezifischen Produktionsfunktionen (Input-Output-Koeffizienten), bestimmte Bezugsmöglichkeiten und wirtschaftliche Verhaltensweisen gekennzeichnet (HENRICHSMEYER et al. 1996). Zur Darstellung von Analyseergebnissen

können die Informationen der Kreisebene zu Regierungsbezirks-, Länder- bzw. Bundesaggregaten zusammengefaßt werden.

Die aktuellen Arbeiten zur Weiterentwicklung von RAUMIS gehen in Richtung einer stärkeren Differenzierung unterhalb der Kreisebene (Gemeinden, Standorte) (KREINS 2004; OSTERBURG 2004).

IV – 3.3 Übertragbarkeit

Eine Übertragung von RAUMIS auf andere europäische Länder hat bisher nicht stattgefunden. Allerdings wurde am IAP Bonn das EU-Regionenmodell CAPRI konzipiert, das als Weiterentwicklung von RAUMIS anzusehen ist. Von CAPRI werden alle 15 Alt-EU-Mitgliedsstaaten auf NUTSII-Ebene (grössere Gebietseinheiten wie etwa Regierungsbezirke und Länder) abgebildet.

IV – 4 Modellaufbau

RAUMIS besteht aus einer Monitoringkomponente für die Ex-post-Analyse (*Basis-Modell/Grunddatensystem*), dem *Konsistenzrahmen-Modell*, einer Prognosekomponente für die Politikanalyse (*Simulations-Modell/Prozessanalyzesystem*) und einem *Analyse- und Präsentationssystem* (Abb. 25). Der Modellsystemaufbau erfolgt nach einer Modulbauweise, welche die Nutzung einzelner Teilmodelle unabhängig vom Gesamtsystem erlaubt (HENRICHSMEYER et al. 1996). Die generierten agrar- und umweltpolitisch relevanten Kenngrößen werden in einem Rückkopplungsprozess mit dem agrarpolitischen Entscheidungsträger diskutiert. Dadurch soll das Fachwissen der Agrarverwaltung verstärkt einbezogen werden (HENRICHSMEYER et al. 1996).

□ Basis-Modell (Grunddatensystem)

Das Basismodell enthält jeweils die Datenbasis und die vollständig quantifizierten prozessanalytisch differenzierten Modellmatrizen für den Ex-Post-Zeitraum.

□ Konsistenzrahmen-Modell

Das Konsistenz-Rahmenmodell vergleicht die Daten des Basis-Modells mit der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung (LGR)⁵ welche Grundlage für die Ex-post-Abbildung der landwirtschaftlichen Erzeugung ist. Das bedeutet, dass die gesamte Produktion so abgebildet wird, wie sie in einer Positivliste der LGR formuliert ist. Informationen aus der Offizialstatistik zu den regionalen Produktionsumfängen und naturalen Ertragskoeffizienten sowie zu den sektoralen Output- und Inputmengen der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung stellen dabei den unveränderlichen Rahmen dar. Über die Konsistenzrechnung wird auch gewährleistet, dass die aggregierten Einkommensgrößen in der Ex-post-Abbildung mit dem Drei-Jahres-Mittel der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung übereinstimmen.

□ Simulations-Modell(Prozessanalyse-System)

Das Simulationsmodell dient der Analyse möglicher Entwicklungen von Produktion, Faktoreinsatz und Wertschöpfung in der deutschen Landwirtschaft sowie den resultierenden Umweltwirkungen. Nach

⁵ Die Gesamtrechnung für den Bereich Landwirtschaft ist nach den Regeln des Europäischen Systems Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen (ESVG 95) aufgestellt und basiert auf dem Konzept des Wirtschaftsbereichs. Der Wirtschaftsbereich Landwirtschaft gilt als Zusammenfassung aller örtlichen fachlichen Einheiten (landwirtschaftliche Betriebe), die folgende Tätigkeiten ausüben: Pflanzenbau, Tierhaltung, Gemischte Landwirtschaft, Landwirtschaftliche Lohnarbeiten, Gewerbliche Jagd. Die international anerkannte Methode erlaubt einen Vergleich mit anderen Ländern. Die Ergebnisse werden an verschiedene internationale Organisationen (OECD, UNO) weitergeleitet.

HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN (1992) ist das Simulationsmodell noch weiter zu unterteilen in das *Intensitäts-Modell*, das *Prozessanalyse-Modell (NLP-Modell)* und die *Umweltindikatorsysteme* (Abb. 26).

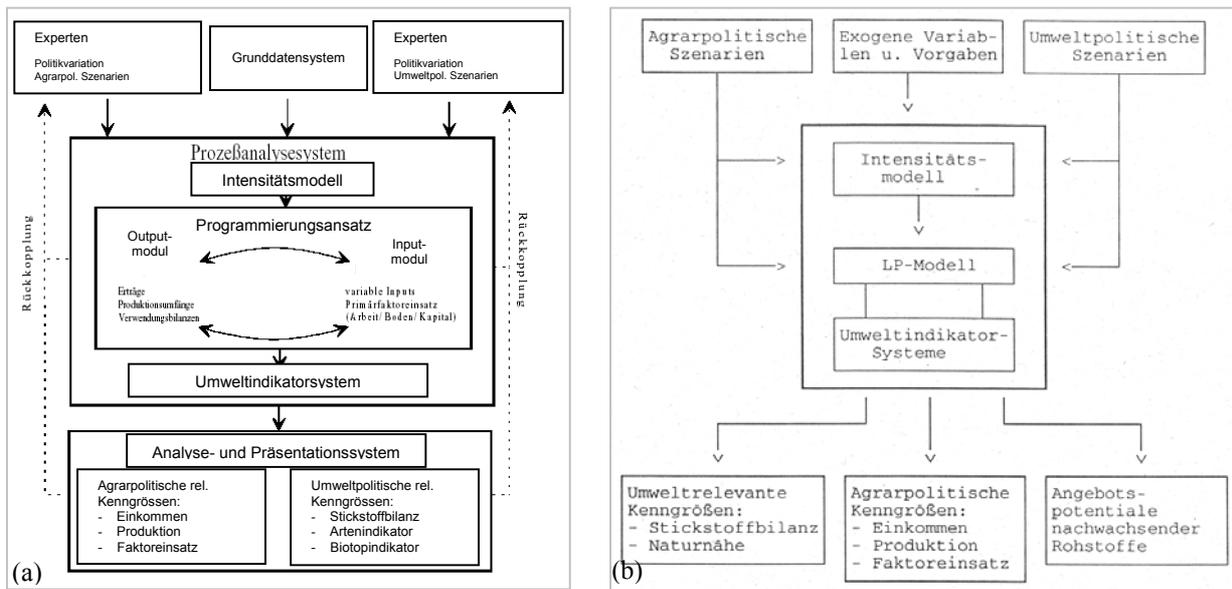


Abb. 26: (a) Aufbau von RAUMIS nach HENRICHSMEYER et al. (1996), nicht abgebildet ist das Konsistenzrahmen-Modell und (b) schematische Darstellung des Simulations-Modells (Prozessanalyse-System) in RAUMIS nach HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN (1992).

▣ *Intensitäts-Modell*

Kern des Moduls ist die Überprüfung der Produktpreis-/Stickstoffpreis-Relation und eine Anpassung der Düngung und anderer variabler Vorleistungen an ein in der Szenarioberechnung vorgesehenes, neues Preisverhältnis.

▣ *Prozessanalyse-Modell (NLP-Modell)*

Im Prozessanalyse-Modell wird das Anpassungsverhalten des regional differenzierten, landwirtschaftlichen Sektors auf sich ändernde Rahmenbedingungen abgebildet (HENRICHSMEYER et al. 1996). Das Modell ermittelt mit Hilfe der nichtlinearen Programmierung bei unterschiedlichen agrarpolitischen Szenarien für alle räumlichen Grundeinheiten die sich aus den Szenariobedingungen ergebenden Umfänge der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren. Auf diesen Produktionsumfängen (zum Beispiel Flächenumfänge der Anbauverfahren an der Gesamtfläche des Modellkreises) basieren dann auch die ökologischen Bewertungen.

▣ *Indikatorsysteme*

Das ökonomische Kernstück des Modellsystems ist zur Abbildung der Umweltsituation mit Umweltindikatorsystemen verknüpft, durch die auftretende Umweltprobleme systematisch in Teilbereiche zerlegt werden. Das Indikatorsystem beschreibt quantitativ sowohl die aktuellen als auch die sich in den verschiedenen Szenariosituationen ergebenden Umweltzustände – als Ergebnis ergeben sich umweltrelevante und agrarpolitisch relevante Kenngrößen.

IV – 5 Methodik/Arbeitsweise

IV – 5.1 Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren

Die landwirtschaftliche Produktion wird nach einzelnen Produktionsverfahren differenziert. RAUMIS kann 16 Tierproduktionsverfahren und 77 pflanzliche Produktionsverfahren darstellen (GEIER et al. 1999). Von den 77 Pflanzenproduktionsverfahren sind 31 so genannte Stammverfahren und 46 extensive Produktionsaktivitäten (inklusive Flächenstilllegungsverfahren und 3 Forstverfahren). Die Anzahl der in einem Projekt tatsächlich abgebildeten Verfahren wird an der Fragestellung ausgerichtet.

5.1.1 Erfassung der Standortbedingungen

Die Standortbedingungen werden an mehreren Stellen im Modell benötigt. Im Folgenden soll ein kurzer Überblick über die Anwendungsgebiete gegeben werden. Da die Verwertung der Standortfaktoren an unterschiedlichen Stellen im Modell erfolgt, wird hier nur der Verwendungszweck wiedergegeben. Die Erläuterung der Methodik erfolgt an der entsprechenden Passage im Folgetext.

□ Bodennutzung, Naturalerträge und Ertragspotenzialabschätzung

Kreisspezifische Flächenumfänge der einzelnen Produktionsverfahren werden für die Ertragspotenzialabschätzung benötigt. Sie werden der Agrarstatistik (Bodennutzungshaupterhebung und Ernteberichterstattung) entnommen (*Kap. 5.1.2*).

□ Nährstoffbilanzierung

Bei der Nährstoffbilanzierung werden durch die Ausweisung eines Nährstoff-Mehrbedarfsfaktors regionale Standorteigenschaften berücksichtigt (GÖMANN et al. 2003, GEIER et al. 1999) (s. *Kap. 5.2.2 – Indikator N-Bilanz*).

□ Ammoniak-Emission

Bei der Berechnung der Ammoniak-Emission werden die regionalen Standortfaktoren ebenfalls berücksichtigt. Die Emissions-Faktoren der Ausbringung werden unter Verwendung von Daten des deutschen Wetterdienstes in Abhängigkeit von der Jahreszeit und der mittleren regionalen Temperatur für diese Zeiten berechnet (s. *Kap. 5.2.2 – Indikator Ammoniak-Emission*).

□ Pflanzenschutzmittelrisiko

Bei der Berechnung des kreisspezifischen Pflanzenschutzmittelrisikos gehen die Standortfaktoren Hangneigung, Bodenart, Niederschlag und Gewässernetzdichte ein. Bundesdurchschnittliche Risikopotenziale werden dann mit einem GIS mit diesen Standortfaktoren verschnitten und die Risikopotenziale dementsprechend kreisspezifisch angepasst (s. *Kap. 5.2.2 – Indikator Pflanzenschutzmittelrisiko*).

IV – 5.1.2 Ertragspotenzialabschätzung

Eine Abschätzung der potenziellen Erträge der einzelnen Produktionsverfahren ist ebenfalls an mehreren Stellen im Modellablauf notwendig.

Hauptanwendung findet die Ertragspotenzialabschätzung in der Berechnung der Vorleistungen (Kosten) für jedes Produktionsverfahren. Für die Kostenberechnungen werden neben anderen Kostenfaktoren (*vgl. Kap.*

5.1.3) die Düngeaufwendungen und der Arbeitszeitbedarf für jedes Produktionsverfahren geschätzt – Düngedarf- und Arbeitszeitkoeffizienten werden in Abhängigkeit von den Erträgen kalkuliert.

Für die Kalkulation der Düngedarfskoeffizienten werden nicht die aktuellen Erträge, sondern Trenderträge des jeweiligen Jahres berücksichtigt. Aus der Bodennutzungshaupterhebung stehen kreisspezifische Erträge zur Verfügung. Für die Produktionsverfahren Gemüse, sonstige Pflanzenproduktion, Obst und Wein existieren keine Daten über kreisspezifische Erträge. Diese werden hier in Anlehnung an die Standarddeckungsbeiträge durch monetäre Ertragsgrößen ersetzt

Für die Kalkulation der Arbeitszeitkoeffizienten wird auf unveröffentlichte Daten der KTBL-Sammlung zurückgegriffen, die für verschiedene pflanzliche Produktionsverfahren Arbeitsbedarfswerte in Abhängigkeit vom Ertrag ausweisen. Für Produktionsverfahren, für die keine ertragsbezogenen Daten vorliegen, wird von durchschnittlichen Arbeitsbedarfswerten ausgegangen (vgl. Kap. 5.1.3).

Auch für die Tierhaltungsverfahren sind zur Berechnung der Kosten Angaben zu Ertragsmengen notwendig. Für die Milchviehhaltung stehen in der amtlichen Statistik regionalisierte Milchleistungen zur Verfügung, was auch eine regionalisierte Kostenkalkulation ermöglicht. Die Erträge der anderen Verfahren werden weitgehend aus den Standarddeckungsbeiträgen der KTBL-Datenbanken abgeleitet und mit Hilfe der dort vorhandenen Leistungsklasseneinteilung „regionalisiert“.

Die Ertragspotenzialabschätzung ist auch notwendig, um die N-Bilanz der einzelnen Produktionsverfahren zu berechnen. Für die N-Bilanz wird der N-Bedarf der Nutzpflanzen benötigt, der als proportional zum Ertrag angenommen wird. Die Ertragswartungen im Modell werden mit Hilfe von Trendschätzungen ermittelt. Sie erfolgen regionsspezifisch und berücksichtigen die kreisspezifischen Ertragswerte der jeweils letzten fünf Jahre (zur Abschwächung des Einflusses von witterungsbedingten Ernteschwankungen). Die so ermittelten Ertragswartungen werden in verfahrensspezifische Bedarfswerten eingesetzt (Tab. 8, siehe auch Kap. 5.2.2).

Tab. 8: Stickstoffbedarfswerten landwirtschaftlicher Kulturpflanzen aus der KTBL-Datensammlung nach (HENRICHSMAYER & ZIMMERMANN 1992).

	Ertrags-unabhängiger Bedarf in kg/ha	Ertrags-abhängiger Bedarf in kg/dt
Weizen	0	2,5
Roggen	20	2,0
Wintermenggetreide	10	2,25
Wintergerste	20	2,0
Sommergerste	40	1,0
Hafer	40	1,0
Sommermenggetreide	40	1,0
Körnermais	40	2,3
Frühkartoffeln	40	0,4
Spätkartoffeln	70	0,2
Zuckerrüben	80	0,2
Runkelrüben	0	0,3
Raps	30	4,0
Grasanbau (Heuwert)	-30	2,5
Silomais	30	3,2
Wiesen/Mähweiden (Heuwert)	-100	3,0
Weiden (Heuwert)	-20	2,0

IV – 5.1.3 Berechnung der Zielbeiträge

Für sämtliche Produktionsverfahren werden zunächst die Vorleistungen (Kosten) und Produktionswerte (Erlöse) berechnet, um die Zielbeiträge für jedes Produktionsverfahren zu erhalten. Zielbeitrag im Modell RAUMIS ist die Wertschöpfung als zentrale Einkommensgröße. Sie stellt das Ergebnis der Produktionstätigkeit im Agrarsektor innerhalb eines bestimmten Zeitraums dar und dient zur Beurteilung der

Vorleistungen				Produktionswert
BWSm	Produktionssteuern			- Verkäufe an Unternehmen anderer Sektoren
	abzögl. Subventionen			- Verkäufe an öfentl. und private Haushalte
	Abschreibungen			- Verkäufe an Unternehmen des Agrarsektors (Bruttokonzept)
	BWSf	NWSF	Fremdlöhne	- Bestandsveränd. d. eigenen Produktion
			Fremdzinsen Pachten	- selbsterstellte Anlagen - Eigenverbrauch
		Netto-einkommen	- Ldw. Dienstleistungen für Unternehmen des Agrarsektors (Bruttokonzept) und anderer Sektoren sowie für öfentl. u. priv. Haushalte	

Abb. 27: Schema zur Berechnung der Einkommensgröße in RAUMIS96 nach HENRICHSMAYER et al. (1996).

Leistungsfähigkeit des Sektors als „grundlegender Maßstab“ (HENRICHSMEYER et al. 1996). Die Wertschöpfung berechnet sich aus der Differenz von Produktionswert (Erlös) und Vorleistungen (Kosten). Sie wird vor Abzug der Abschreibung als Bruttogröße und nach Abzug der Abschreibungen als Nettogröße angegeben (s.a. Abb. 27).

Im ersten Schritt werden für jedes Produktionsverfahren die Kosten kalkuliert. Hierfür werden die RAUMIS-Produktionsverfahren im so genannten *Technologiemodul* in unterschiedliche Technologien (Arbeitsgänge) spezifiziert, die eine flexible Definition und Spezifizierung der Produktionsverfahren erlauben. Zur Abbildung unterschiedlicher Betriebsgrößenstrukturen in Deutschland werden dann die Arbeitsgänge für bis zu vier unterschiedliche Größenklassen spezifiziert, die unterschiedliche Parzellen- bzw. Bestandsgrößen widerspiegeln (HENRICHSMEYER et al. 1996). Die Differenzierung erfolgt für die Pflanzenproduktion über die Betriebsfläche (1 ha, 2 ha, 5 ha und 20 ha) und für die Tierproduktion über Tierbestandsgrößenklassen.

Den unterschiedlichen Arbeitsgängen (zum Beispiel Pflügen, Düngen, Saat, Gülleausbringung) jeder Betriebsgröße, bzw. Gebäude und Fütterungseinrichtungen bei den Tierproduktionsverfahren, werden dann drei Haupt-Kostenkomponenten zugeordnet: *durchschnittliche Investitionskosten* (Anschaffungskosten und durchschnittliche Nutzungsdauer), *variable Spezialkosten* (Energie- und Reparaturkosten) sowie der *kalkulatorische Arbeitsbedarf*. Diese Vorgehensweise gewährleistet bei einer Änderung im Technologiebereich eines Produktionsverfahrens stets eine in sich stimmige Kombination der Einzelgrößen von Investitionskosten, Reparatur- und Energiekosten sowie Arbeitsbedarfen (HENRICHSMEYER et al. 1996). Die Kosten für die unterschiedlichen Produktionsverfahren lassen sich dann aus den Kosten für die angebotenen Technologien zusammensetzen.

Die *durchschnittlichen Investitionskosten* für die definierten Technologien der pflanzlichen Produktion werden im Modul anhand der Maschinen-, Gebäude- und Anlagekosten (Abschreibung und Zins) und der durchschnittlichen Nutzungsdauer nach Leistung (in Stunden bzw. ha) berechnet.

Zur Berechnung der *variablen Spezialkosten*, wie die Aufwandshöhe von Pflanzenschutzmittel-, Energie-, Reparatur-, Düngemittel- und sonstige Kosten (zum Beispiel Schmierstoffe und Wasser), wird die Ertragspotenzialabschätzung verwendet (vgl. Kap. 5.1.2). Die Kalkulation der Saatgutkosten erfolgt bundeseinheitlich.

Die Vorleistungen für die Tierhaltungsverfahren werden mittels KTBL-Kalkulationsdaten verfahrensspezifisch berechnet. Ertragsabhängig kalkuliert werden die Kosten für Milchkühe (vgl. Kap. 5.1.2) (HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN 1992). Der Futtermittelbedarf der Tierarten wird nach Energie- und Proteinbedarf, plausiblen Grundrationen und weiteren Restriktionen (Grundfutter für Wiederkäuer, Rohfaser, minimale und maximale Trockenmasseaufnahme) geschätzt. Die Arbeitskraftstunden der Tierhaltungsverfahren werden gemäß funktionaler Beziehung zwischen Arbeitszeitbedarf und Bestandsgröße regional differenziert. Die verwendeten Funktionen basieren ebenfalls auf Kalkulationsdaten des KTBL, nach denen der Arbeitsbedarf pro Tier mit steigenden Durchschnittsbeständen abnimmt.

Nach der Kostenkalkulation werden die Erlöse für sämtliche Produktionsverfahren berechnet. Dafür benötigt werden die Erzeugerpreise. Diese stehen aus den KTBL-Standarddeckungsbeiträgen nur als bundeseinheitliche Werte zur Verfügung. Lediglich für die Getreidefrüchte wurden auf der Grundlage vorliegender ZMP-Statistiken regionale Erzeugerpreise abgeleitet und ins Modell übernommen.

Zu den Erlösen werden die Subventionen für einzelne Produktionsverfahren hinzu addiert. Detaillierte Daten auf Kreisebene sind nur über die Höhe der Ausgleichszulage vorhanden. Die weiteren Subventionen liegen gesamtsektoral für das Bundesgebiet vor und wurden vom BMVEL zur Verfügung gestellt. Die auf Bundesebene aggregierten Subventionszahlungen werden entsprechend ihrer Zahlungsmodalitäten auf die RAUMIS-Regionen umgelagert. So lässt sich beispielsweise die Gasölverbilligung anhand der entstandenen Energiekosten oder die Bullenprämie anhand der gehaltenen Bullen verteilen. Subventionen, bei denen die Zuteilung nicht eindeutig ist, werden in der Regel pauschal über die landwirtschaftliche Nutzfläche verteilt. Abbildungen lassen sich unter anderem: die Gasölverbilligung, Zinsverbilligung, Ausgleichszulage, Garantiemengenregelung Milch, Bullenprämie, Schafprämie, Mutterkuhprämie, Milchkuhprämie, Ausgleich Milchquotenkürzung, Hopfenbeihilfe, Flächenstillegungsprämie, Flächenbeihilfen, Pflegegeld für Brachflächen, Mehrwertsteuerausgleich sowie sonstige Subventionen. Ebenso verfahren wird mit den Produktionssteuern. Abgebildet werden unter anderem Grundsteuer, Kraftfahrzeugsteuer, Erzeugerabgabe Milch, Erzeugerabgabe Getreide und Erzeugerabgabe Zucker.

Mit Hilfe all dieser Angaben wird die Zielfunktion für jedes Produktionsverfahren aus der Differenz zwischen Vorleistungen und Erlösen unter Berücksichtigung der Abschreibungen, Steuern und Subventionen berechnet⁶ (s.o. und vgl. Abb. 26).

IV – 5.1.4 Historische Datenbasis

Zunächst wird die historische Datenbasis aufgebaut. Dafür werden jedem der 326 einzelstehenden Regionalmodelle zur Erstellung von jahresspezifischen Modellversionen historische Informationen zu den Produktionsumfängen der landwirtschaftlichen Hauptverfahren, den Produktionsmengen der landwirtschaftlichen Erzeugnisse, zum Vorleistungs- und Primärfaktoreinsatz und den Erträgen zugeordnet. Aufgrund der regionalen Differenzierung ist das Modell auf eine breite Datengrundlage angewiesen (HENRICHSMeyer & ZIMMERMANN 1992):

Kosten und Erlöse ergeben sich aus den dargelegten Kalkulationen (vgl. Kap. 5.1.3), die dafür notwendigen Angaben hauptsächlich aus der Agrarberichterstattung. Diese liefert auch Daten über die Ertragsentwicklung und die Flächennutzung und stellt den wichtigsten Bestandteil der kreisspezifischen Datengrundlage dar. Da die Agrarberichterstattung nur alle vier Jahre als Totalerhebung durchgeführt wird, wurden die Bezugsjahre für die Status-quo-Abbildung von Seiten der Datengrundlage vorgegeben. Für die Ex-post-Periode wurden sogenannte Basisjahre unterschieden (GÖMANN et al. 2003): 1979, 1983, 1987, 1991, 1995 und 1999.

Weitere Datenquellen sind: die regionalen Viehbestandsumfänge, basierend auf den Daten der Viehzählung (Tierbestände zum Erhebungszeitpunkt); die Arbeitskräftestatistik mit Informationen zum Arbeitseinsatz in der Landwirtschaft; sowie Kalkulationsdaten für die Landwirtschaft (KTBL) zur Spezifizierung von prozessspezifischen Vorleistungsgrößen, technologieespezifischen Abschreibungskosten und Arbeitskräftebedarfen.

Die jahresspezifischen Modellversionen werden dann mit einem Drei-Jahres-Mittel der Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung verglichen (vgl. Kap. 4 – Konsistenzrahmen-Modell). Weichen die aggregierten RAUMIS-Größen hiervon ab, werden sie entsprechend konsistent gerechnet. Jedes Basismodell enthält somit eine

⁶ Der Zielwert ergibt sich also aus der Nettowertschöpfung für Faktorkosten unter Berücksichtigung von Opportunitätskosten für Arbeit und Kapital. Der Boden wird nicht explizit berücksichtigt und stellt damit den einzigen fixen verfügbaren Faktor im Kreishof dar.

vollständig quantifizierte, aktivitätsanalytisch differenzierte Matrize (GEIER et al. 1999; GÖMANN et al. 2003). Das heißt, jeder Regionshof ist charakterisiert durch eine Ausstattung unterschiedlicher Regional- und Sektorale (als strukturierte Zusammenführung aus Primärfaktoren und spezifischen Produktionsfunktionen).

IV – 5.2 Integration von Indikatoren

Als ökologische Indikatoren in RAUMIS kommen vornehmlich *Pressure-* bzw. *Driving-force*-Indikatoren zum Einsatz (Definition nach OECD 1994), die sich aufgrund ihrer unmittelbaren Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Produktion auf Basis von Verfahrensdaten errechnen lassen. Die Abbildung von Zustandsindikatoren auf mikro- und mesoskaliger Ebene (zum Beispiel produktionsunabhängige naturräumlich gegliederte Flächenanteile in der Agrarlandschaft) ist nicht Analyseziel (CHRISTEN et al. 2003). Es werden also makroskalige Indikatoren über Material-, Energiefluss-, Emittenten- und Landnutzungsinformationen auf verschiedenen Aggregationsstufen dargestellt (JULIUS et al. 2003).

IV – 5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltwirkungsbereiche

Viele Veröffentlichungen, welche die Agrar-Umweltindikatoren beschreiben, die im Modell RAUMIS verwendet werden, enthalten ausführliche Darstellungen über Umweltproblembereiche bzw. Umweltwirkungsbereiche der Landwirtschaft (zum Beispiel GEIER et al. 1999; NIEBERG 1996) sowie allgemeine Anforderungen an Agrar-Umweltindikatoren, die sich aus der internationalen Literatur ableiten (zum Beispiel JULIUS et al. 2003 nach OECD 1994). Keine der Veröffentlichungen leitet allerdings die Auswahl der in RAUMIS verwendeten Indikatoren explizit aus konkreten Umweltwirkungsbereichen ab. NIEBERG (1996) erläutert nur, dass in RAUMIS grundsätzlich sämtliche Indikatoren abgebildet werden können, die sich auf Basis der erfassten Produktionsverfahren errechnen lassen. Da der vorliegende Text die Absicht verfolgt, das Modell – zunächst wertfrei – nach den Vorgaben der Modellbauer darzustellen, soll eine Zuordnung der Indikatoren zu Umweltwirkungsbereichen nicht an dieser Stelle, sondern erst im Diskussionskapitel dieser Studie erfolgen.

IV – 5.2.2 Ökologische Indikatoren

Die Entwicklung der RAUMIS-Indikatoren erfolgte im Rahmen von Projekten, Diplom- und Dissertationsarbeiten. Hier wurden Nährstoffbilanzierungen für Stickstoff, Phosphat und Kalium (KRÜLL 1988, WEINGARTEN 1996), Kalkulationen der luft- und klimabeeinflussenden Schadgasemissionen (CO₂, Methan, Ammoniak und Lachgas) (zum Beispiel MEUDT 1998), das daraus folgende globale Erwärmungspotenzial, Abbildungen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes (DEHIO 1993), ein Index zur Bewertung der Landschaftsstruktur und ein an Flächennutzungsart und Intensität geknüpfter Arten- und Biotopschutzindikator (THIELEMANN 1991) entwickelt und im Modell implementiert.

Die Ausweisung von Energiebilanzen ist nach GEIER et al. (1999, S. 195) bisher nicht möglich, jedoch geplant. Auch nicht möglich (aus Datenschutzgründen) ist eine Darstellung einzelner Wirkstoffe oder ausgebrachter Wirkstoff- und Gesamtmengen in den PSM-Aufwendungen.

□ N-Bilanz

Den Nährstoffbilanzen in RAUMIS liegt das Konzept der Flächenbilanz zugrunde (HENRICHSMEYER et al. 1996). Die *N-Bilanz* wird in RAUMIS für jeden Modellkreis erstellt. Der aus der Bilanzierung resultierende Stickstoffüberschuss entspricht der Differenz aus der zugeführten und der abgeführten N-Menge. Es ist diejenige

Menge an Stickstoff, die den landwirtschaftlichen Produktionskreislauf verlässt und ein mögliches Gefährdungspotenzial für die Gewässer darstellt.

Als Stickstofflieferant wird die mineralische sowie organische Düngemittelzufuhr betrachtet. Zusätzlich werden bei der N-Bilanzierung der Eintrag atmosphärischen Stickstoffs sowie die symbiotische und asymbiotische N-Fixierung berücksichtigt.

Stickstoffentzug entsteht zum einen durch das Erntegut sowie zum anderen durch unvermeidbare Verluste bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger in Form von NH_3 (Abb. 28). Die kreisspezifischen Daten werden wie folgt ermittelt:

Abb. 28: Elemente der RAUMIS-Stickstoffbilanz nach GEIER et al. (1999).

Stickstoffentzüge bzw. -„verluste“	Stickstoffzufuhr
Entzüge durch das Erntegut „Ammoniakverluste“	Mineralischer N-Dünger N-Anfall aus tierischer Produktion
<i>N-Bilanzsaldo:</i> Potenzielle Denitrifikation Potenzielle Auswaschung	Symbiotische N-Fixierung Asymbiotische N-Fixierung Einträge aus der Atmosphäre

Für die *Stickstoffentzüge* wird davon ausgegangen, dass 40% des Stickstoffs aus Wirtschaftsdünger als Ammoniak entweicht, somit nicht die Wurzelzone des Bodens erreicht und nicht pflanzenverfügbar wird. Die Ermittlung des regionalen Nährstoffentzugs durch die pflanzlichen Erträge erfolgt auf der Grundlage der regionalen Umfänge der Pflanzenproduktionsverfahren und Koeffizienten zu den durchschnittlichen Stickstoffgehalten im Erntegut. Die Koeffizienten stammen aus der Muster-Verwaltungsvorschrift zur Umsetzung der Düngeverordnung und sind dort bundesweit abgestimmt (KREINS 2004; OSTERBURG 2004). Sie werden für jedes Produktionsverfahren mit den Ertragsmengen multipliziert.

Zur Berechnung der *Stickstoffzufuhr* wird der organische *Stickstoffanfall aus tierischer Produktion* benötigt. Die Ermittlung des regionalen Nährstoffanfalls aus der Tierhaltung basiert auf den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren (ermittelt aus statistischen Datengrundlagen) und Koeffizienten zur Nährstoffausscheidung. Die jährlichen N-Ausscheidungen werden für Milchkühe in Abhängigkeit von der Milchleistung bestimmt. Für die übrigen Verfahren der Tierhaltung wird ein bundesweit einheitlicher Wert je Verfahren eingesetzt, der vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten zur Verfügung gestellt wurde (HENRICHSMEYER et al. 1996).

Die für die Berechnung der Stickstoffzufuhr nötige Kalkulation der *symbiotischen N-Fixierung* erfolgt anhand des Anbauumfangs der Leguminosen (Ackerbohnen und Hülsenfrüchte 120, Klee 180 und Luzerne 300 kg N/ha). Als *asymbiotische N-Fixierung* gehen pauschal 1,4 N/ha in die Bilanz ein und als *Einträge aus der Atmosphäre* 30 kg N/ha (HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN 1992; GEIER et al. 1999).

Weiterhin wird für die Stickstoffzufuhr der kreisspezifische *N-Mineraldüngereinsatz* benötigt. Aus der Agrarstatistik sind allerdings nur nationale Handelsdüngermengen verfügbar. Es muss also eine Methode gefunden werden, diese nationalen Angaben auf die Regionen zu verteilen. Zunächst wird angenommen, dass die Summe der Nährstoffzufuhr aus Mineraldüngern und pflanzenverfügbaren wirtschaftseigenen Düngern ungefähr dem Nährstoffbedarf der Feldfrüchte und des Grünlandes entspricht. Dann wird von der Grundüberlegung ausgegangen, dass sich die Höhe der Düngung (der kulturartenspezifische N-Bedarf) am Ertragspotenzial der verschiedenen Früchte sowie den regionalen Boden- und Klimaverhältnissen orientiert (HENRICHSMEYER et al. 1996). Die Schätzung der Nährstoffbedarfe basiert in der Regel auf linearen, ertragsabhängigen Bedarfsfunktionen. Zur Berechnung des N-Mineraldüngereinsatzes wird der Ertrag der Nutzpflanze mit einem N-Bedarfsfaktor multipliziert. Der dafür notwendige Ertrag für jede Nutzpflanze wird in einer

Ertragspotenzialabschätzung kalkuliert, die (zur Abschwächung des Einflusses von witterungsbedingten Ernteschwankungen) ein Mittel aus den Erträgen der letzten fünf Jahre bildet (GEIER et al. 1999; vgl. Kap. 5.1.2). Die Bedarfsfaktoren jedes pflanzlichen Produktionsverfahrens für Stickstoff sind Konstanten und basieren auf KTBL-Daten.

Bei der Kalkulation des kreisspezifischen N-Mineraldüngereinsatzes werden zudem die Standorteigenschaften berücksichtigt (vgl. Kap. 5.1.1). Die eben beschriebenen Stickstoffbedarfsfunktionen beziehen sich auf durchschnittliche Bodenverhältnisse, eine mittlere bis gute Nährstoffversorgung der Böden, eine ausreichende Humusversorgung und normale Witterungsverhältnisse. Aufgrund regionalspezifischer Unterschiede können jedoch höhere Stickstoffabgaben erforderlich werden. Um standortspezifische Besonderheiten besser berücksichtigen zu können, werden die Nährstoffbedarfe in den Kreisen einer zusätzlichen Regionalisierung unterzogen (HENRICHSMeyer et al. 1996). Hierzu wird ein Stickstoffmehrbedarfsfaktor angewandt, der nach einem von der Bayerischen Landesanstalt für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur entwickelten und von KRÜLL (1988) auf die Kreise der alten Bundesländer angewandten Schema bestimmt wurde. In diesen Faktor gehen die nutzbare Feldkapazität des Bodens, dessen Wasserdurchlässigkeit und Durchlüftung sowie die Jahresniederschläge ein. Die für die Berechnung notwendigen Daten entstammen meteorologischen Messungen (Niederschlagsmengen) und der Bodenübersichtskarte (HENRICHSMeyer et al. 1996). Diese beinhaltet regional differenzierte Daten über die Bodentypen mit ihren vorherrschenden Bodenarten. Den Bodentypen werden Relativzahlen für die Wasserdurchlässigkeit, Durchlüftung und nutzbare Feldkapazität zugeordnet. Dann werden die Bodentypen nach ihrer Ertragsfähigkeit (mit Hilfe durchschnittlicher Bodenpunktezahlen) geordnet. Dem Ackerbau werden die besseren, dem Grünland die mittleren und der Waldnutzung die weniger ertragsfähigen Böden zugeordnet. Zur Berechnung des Stickstoffbedarfsfaktors werden die drei Bestimmungsfaktoren im Verhältnis 2:1:1 miteinander verrechnet, wobei der nutzbaren Feldkapazität die größte Bedeutung beigemessen wird. Der Faktor ist als Zuschlag zum ertragsabhängigen Stickstoffbedarf zu verstehen. Nur schlechte Standorte erhalten einen Zuschlag, gute jedoch nicht.

Für die *Stickstoffbilanz* werden dann die Stickstoffentzüge und die Stickstoffzufuhr für jedes Produktionsverfahren gegeneinander aufgerechnet. Um von den verfahrensspezifischen zu regionalen Input- und Outputgrößen zu gelangen, werden die prozessspezifischen Koeffizienten mit den jeweiligen Umfängen der Produktionsverfahren in den Regionen multipliziert und anschließend über alle Prozesse aufsummiert (HENRICHSMeyer et al. 1996). Das Ergebnis ist eine Stickstoffbilanz für jeden Modellkreis.

Abschließend sollte festgehalten werden, dass die N-Bilanzrechnung derzeit in Kooperation mit Dr. Martin Bach (Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, JLU Gießen) und Dr. Jutta Rogasik (FAL-Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde) mit dem Ziel einer Harmonisierung der unterschiedlichen Methoden zur Berechnung eines Nachhaltigkeitsindikators „N-Bilanzüberschuss“ überprüft wird (KREINS 2004; OSTERBURG 2004).

□ *Phosphor- und Kali-Bilanz*

Die prinzipielle Vorgehensweise bei den Indikatoren *Phosphor-Bilanz* und *Kali-Bilanz* erfolgt analog zur Stickstoffbilanz. Betrachtungsgegenstand ist immer die landwirtschaftlich genutzte Fläche, auf der Nährstoffzufuhr und -entzug gegeneinander aufgerechnet werden und im Ergebnis ein positiver (Nährstoffüberschuss) oder negativer Bilanzsaldo ermittelt wird. Einziger Unterschied ist, dass bei der Phosphat-

und Kalibilanz als Zufuhrpositionen lediglich die mineralische und organische Düngung und als Entzugsposition die Nährstoffgehalte im Erntegut berücksichtigt werden (HENRICHSMEYER et al. 1996).

□ Kohlendioxid-Emissionen

Die zur Abbildung des Indikators *Kohlendioxid-Emission* notwendigen Komponenten sind zum Einen der Dieserverbrauch beim Maschineneinsatz in der Landbewirtschaftung (*direkte Emissionen*) und zum Anderen Emissionen bei der Produktion und Bereitstellung variabler Inputs wie Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel und elektrischer Strom (*indirekte Emissionen*).

Die Kalkulation der *direkten* Kohlendioxid-Emission wurde von LÖHE (1996) entwickelt. Sie erfolgt im sog. *Technologiemodul*. Das Modul spezifiziert die in RAUMIS abgebildeten Produktionsverfahren in Technologien (Arbeitsgänge) und erlaubt somit deren flexible Definition und Spezifizierung (vgl. Kap. 5.1.3). Wie oben erwähnt werden die Arbeitsgänge dann noch in bis zu vier unterschiedlichen Größenklassen (1 ha, 2 ha, 5 ha und 20 ha) angegeben, die unterschiedliche Parzellen- bzw. Bestandsgrößen widerspiegeln.

Jedem pflanzlichen Produktionsverfahren können so seine Dieserverbräuche in Abhängigkeit von seiner Technologiezusammensetzung und der Betriebsgrößenstruktur zugeordnet werden. Es entstehen sogenannte „Technologiepakete“ – ein Paket enthält alle zur Produktion von einer entsprechenden Nutzpflanze nötigen Arbeitsgänge (inkl. der Anzahl ihrer Durchführung) für die vier unterschiedlichen Betriebsgrößenklassen mit den entsprechenden Dieserverbrauchsmengen (Tab. 8).

Da unterschiedliche Arbeitsgänge mit unterschiedlichen Schleppertypen verrichtet werden, wurde beispielsweise für Pflugarbeiten ein höherer Dieserverbrauch und für leichtere Arbeiten, wie beispielsweise Mineraldüngerausbringung, ein niedrigerer Dieserverbrauch unterstellt. Die für die Kalkulation nötigen Daten (Dieselaufwendungen und Maschinenstunden der Arbeitsgänge) entstammen den KTBL-Datensammlungen.

Zur Ermittlung der Kohlendioxidemissionen je Liter Diesel wird von folgenden Annahmen ausgegangen: Der Energiewert eines Liters Dieseldieselkraftstoff liegt bei rund 39,3 Mega Joule (MJ). Je MJ werden ca. 73g CO₂ freigesetzt. Daraus resultiert eine direkte Kohlendioxidfreisetzung von rund 2,87 kg je Liter Dieseldieselkraftstoff.

Zur Kalkulation der *indirekten* Kohlendioxid-Emission werden den Technologien (und damit in der Summe den Produktionsverfahren) Düngermengen zugeordnet und diese mit Emissionskoeffizienten multipliziert. Diese Vorgehensweise orientiert sich an den von der Bundesregierung in ihrem Nationalbericht veröffentlichten Emissionsfaktoren für die einzelnen landwirtschaftlich bedingten Schadgase. Die Koeffizienten wurden vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit veröffentlicht (Tab. 9).

Tab. 8: „Technologiepaket“ der Verfahrensgruppe Wintergetreide konventionell, Größenklasse 2 ha nach GEIER et al. (1999).

Arbeitsgang	Anzahl Durchführung	Diesel/ ha [l]
Pflügen	1	17,34
Stoppelbearbeitung	1	7,14
Saatbettbereitung	1	6,63
Bestellung	1	2,24
Mineralische Düngung	4	6,12
Chem. PSM	4	3,88
Ernte	1	18,5
Ges. Dieserverbrauch		101,85

Tab. 9: Emissionskoeffizienten für indirekte Emissionen durch das Treibhausgas Kohlendioxid nach GEIER (1999).

	min. N-Dünger	Min P ₂ O ₃ -Dünger	min. K ₂ O-Dünger	min. CaO-Dünger	chem. PSM	elektr. Strom
CO ₂	2.829 kg/t	1.117 kg/t	617 kg/t	284 kg/t	0,3 kg/DM	763 g/KWh

□ Methan-Emissionen

Die Kalkulation des Indikators *Methan-Emission* setzt sich aus zwei Elementen zusammen (GEIER et al. 1999): den Emissionen aus der Tierproduktion, unterteilt in Verdauung und Exkremete (*direkte Emissionen*) und den Emissionen bei der Produktion von Düngemitteln (*indirekte Emissionen*).

Im Bereich der Milchkuhhaltung erfolgt die Berechnung der durch die Verdauung bedingten CH₄-Emissionen leistungsabhängig. Für die Kalkulation werden Methan-Emissionskoeffizienten genutzt, welche die Methan-Emission in kg je Stallplatz und Jahr tierartspezifisch angeben (Tab. 10). Die Koeffizienten werden mit den entsprechenden Tierhaltungsumfängen der Modellregionen multipliziert, um die kreispezifischen Indikatorwerte zu erhalten. Für die *indirekten Emissionen* werden düngerspezifische Koeffizienten verwendet. Beim organischen Dünger wird eine Differenzierung in Fest- und Flüssigmist vorgenommen.

□ Ammoniak-Emissionen

Bei der Bewertung des Indikators *Ammoniak-Emissionen* steht eine differenzierte Abbildung der Tierhaltungsverfahren im Mittelpunkt. Dazu werden die Tierhaltungsverfahren in Teilprozesse untergliedert, um für jeden Teilprozess Emissionsfaktoren festlegen zu können. Diese Emissionsfaktoren werden durch Literaturanalysen ermittelt und mit Experten abgestimmt (JULIUS et al. 2003). Besonders stark differenziert wurden die Verfahren der Milchkuhhaltung und der Schweinemast. Auch die Mutterkuh- und Färsenhaltung, Bullenmast, Zuchtsauen und Legehennen sowie die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger wurden in unterschiedliche Verfahren aufgeschlüsselt.

Eine differenzierte Darstellung erfolgt nach Art und Dauer der Stall- und Weidehaltung, Art des Wirtschaftsdüngers und dessen Lagerung, Technik und Zeitpunkt der Dungausbringung, den durchschnittlichen klimatischen Verhältnissen während der Ausbringung, Nutzung der Ausbringflächen und Einarbeitung von Dung. Die N-Ausscheidung pro Stallplatz und Jahr wird in Abhängigkeit von der Fütterung bestimmt.

Angaben über solch differenzierte Produktionsverfahren fehlen allerdings in der deutschlandweiten Agrarstatistik und mussten für das Modell erst erhoben werden. Hierzu wurden nach JULIUS et al. (2003) Befragungen in 11 Regionen durchgeführt. Mit Hilfe der Clusteranalyse wurden dann Regionen mit ähnlicher Tierhaltungsstruktur und naturräumlicher Ausstattung gebildet. In diesen Regionen wurden in jeweils ein bis zwei Landkreisen Experten der lokalen Landwirtschaft nach Details der gängigen Produktionsverfahren befragt. Die nach Tierbestandsgrößenklassen differenzierten Befragungsergebnisse wurden anhand einer Hochrechnung unter Berücksichtigung der regionalen Tierbestandsgrößenklassenstruktur auf alle anderen Kreise innerhalb der jeweiligen Region übertragen.

Da auch im Bereich der Pflanzenproduktion bei der Ausbringung von mineralischem Stickstoffdünger mit einer Ammoniakemission zu rechnen ist, werden in RAUMIS jedem Pflanzenbauverfahren 3,7% des eingesetzten mineralischen Stickstoffdüngers als Ammoniakemission angelastet.

Am Ende werden die Emissionsfaktoren noch mit regionalen Wetterdaten verrechnet (vgl. Kap. 5.1.1).

Tab. 10: Tierartspezifische Methanemissionen in RAUMIS (Basisjahr 1991) nach GEIER et al. (1999). Ausserdem werden düngerspezifische Emissions-Koeffizienten genutzt (wie bei Kohlendioxid, vgl.Tab. 9).

	Methanemission in kg, je Stallplatz und Jahr
Milchkühe	104
Altkühe	61
Ammenkühe	65
Kälberaufzucht	42
Kälbermast	63
Färsenaufzucht	61
Färsenmast	66
Bullenmast	89
Sauenhaltung	5
Schweinemast	15
Junghennenhaltung	0,18
Legehennenhaltung	0,11
Masthähnchen	0,54
Sonst. Geflügel	0,22
Schafe	10
Sonst. Tiere	22

□ Distickoxid-Emissionen

Nach GEIER et al. (1999) werden in RAUMIS pauschal 1,25% des insgesamt auf der Fläche eingesetzten Stickstoffdüngers als *Distickoxid (Lachgas)-Emissionen* kalkuliert (und damit der Landwirtschaft direkt zugeordnet). Außerdem wird davon ausgegangen, dass jeder Hektar landwirtschaftliche Fläche (auch Brache und Flächenstilllegung) pro Jahr ein Kilogramm Distickoxid emittiert.

□ Treibhausgaspotenzial

Weil eine wesentliche Bewertungsform der verschiedenen Schadgase in der Einordnung ihrer Gefährlichkeit bezüglich ihres Treibhauspotenzials liegt, erfolgt zur besseren Vergleichbarkeit der Klimawirkung der direkten Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Distickoxid untereinander eine Umrechnung auf die sogenannten „Global Warming Potentials“ (GWP).

Dabei werden Methan und Distickoxid auf CO₂-Äquivalente umgerechnet und mit Hilfe dieses Faktors zueinander gewichtet. Ammoniak findet bei der Berechnung keine Berücksichtigung, da es sich nicht um ein direktes Treibhausgas handelt. Tab. 11 beinhaltet die aktuellen GWP-Koeffizienten. Auch für diesen Indikator werden die verfahrensspezifischen Werte mit den Produktionsumfängen der Landbauverfahren in den Modellkreisen verrechnet, um eine regionale Bewertung zu ermöglichen.

Tab. 11: Massenbezogene Treibhausgaspotenziale landwirtschaftlicher Klimagase aus GEIER et al. (1999).

Zeithorizont (Jahre)	0	20	100	500
Spurengas	Global Warming Potential			
Kohlendioxid	1	1	1	1
Methan	58	35	11	4
Distickoxid	206	260	270	170

Derzeit erfolgt die Weiterentwicklung der Berechnungsmethoden zu Spurengasemissionen aus der Landwirtschaft in Zusammenarbeit mit Prof. Dämmgen (FAL-Institut für Agrarökologie), der die Verantwortung für die Inventarisierung der landwirtschaftlichen Gasemissionen zur Weitergabe an das Umweltbundesamt trägt. In Zusammenarbeit mit dem BMVEL werden vor allem Wege gesucht, die statistischen Grundlagen für die Berechnungen zu verbessern (KREINS 2004; OSTERBURG 2004).

□ Pflanzenschutzmittelrisiko

Um den Indikator *Pflanzenschutzmittelrisiko* bundesweit abbilden zu können, wird für jedes betrachtete Pflanzen-Produktionsverfahren zunächst ein relatives Risikopotenzial als Toxizitätsindex berechnet (JULIUS et al. 2003). Hierbei kommt der Behandlungsindex zum Einsatz. Er ist definiert als die Anzahl der in einer Fruchtart eingesetzten Pflanzenschutzmittel (getrennt nach Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden) und normiert auf die Anbaufläche der Fruchtart. Der Behandlungsindex wurde vom Modell NEPTUN der Biologischen Bundesanstalt in einer bundesweiten Stichprobe als „bundesdurchschnittliche Intensität des fruchtartenspezifischen PSM-Einsatzes“ bestimmt. Außerdem werden Angaben des SYNOPSIS-Modells der Biologischen Bundesanstalt verwendet, das alle laut Pflanzenschutzmittelzulassung im Jahre 2000 eingesetzten Wirkstoffe mit Zeigerorganismen ökotoxikologisch bewertet. Mit Hilfe des Behandlungsindex (Anzahl PSM/Fruchtart) kann der Bewertungsindex mengengewichtet auf die Produktionsverfahren übertragen werden. Jeder betrachteten Fruchtart wird so ein relatives Risikopotenzial als Toxizitätsindex zugewiesen.

RAUMIS errechnet dann auf Basis der Bodennutzungshaupterhebung (welche den Flächenanteil der Produktionsverfahren in jedem Modellkreis angibt) für jeden Landkreis ein flächengewichtetes Risikopotenzial.

Des Weiteren ist eine Anpassung der Risikopotenziale auf den landkreisspezifischen Standorteinfluss möglich (JULIUS et al. 2003). Hierfür wird für jeden natürlichen Standortfaktor eine Risikofunktion in Abhängigkeit von Hangneigung, Bodentyp, Niederschlag und Gewässernetzdichte aufgestellt. Die Risikofunktion gibt die standortabhängige Abweichung des Risikopotenzials vom bundesdurchschnittlichen Risiko an. Die fruchtartenspezifischen regionalen Behandlungsindizes werden dann in einem GIS mit natürlichen Standortfaktoren und den entsprechenden Risikofunktionen verschnitten (vgl. Kap. 5.1.1 – Pflanzenschutzmittelrisiko).

□ Wassererosion

Der Erosionsindikator befindet sich laut JULIUS et al. (2003) noch in der Anfangsphase der Entwicklung. Er soll über die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) berechnet werden. Grundidee ist die Zuweisung von Kulturarten zu (anhand von natürlichen Standortbedingungen gebildeten) Standortklassen, wobei als Zuweisungskriterium die Standorteignung herangezogen werden soll. Hierfür werden vorhandene Datensätze zu Oberflächenabfluss, Niederschlag, Bodenerodierbarkeit, Hanglängen und -neigung verwendet. Sind alle erklärenden Faktoren der Wassererosion identifiziert, sollen die langjährigen mittleren Bodenabträge im Untersuchungsgebiet errechnet und anhand von Messdaten validiert werden. Abschliessend erfolgt eine Aggregation der Ergebnisse auf die RAUMIS-Modellkreise.

□ Arten- und Biotopschutzindikator

Für die Abbildung des *Arten- und Biotopschutzindikators* müssen die Effekte der RAUMIS-Produktionsverfahren auf Arten und natürliche Lebensräume abgeschätzt werden. Die Modellentwickler bedienen sich hier einer Befragung, in der die Produktionsverfahren von 30 Experten im Hinblick auf fünf landschaftsökologische Kriterien bewertet wurden (GEIER et al. 1999). Die Bewertungskriterien entstammen einem Katalog von BIEWALD et al. (1990):

1. *Naturnähe*: als Ausmaß der anthropogen bedingten Veränderung der Vegetation gegenüber der potenziell natürlichen Vegetation.
2. *Intaktheit*: Beurteilung des tatsächlichen Zustandes einer landwirtschaftlich genutzten Fläche im Vergleich zu ihrer jeweils optimalen Ausprägung im Hinblick auf die relative Arten- und Strukturvielfalt.
3. *Seltenheit/Gefährdung*: als Maß für die Bedrohung von Biotopen und Arten.
4. *Bedeutung für das Lebensraumgefüge*: Bewertung der Funktion landwirtschaftlicher Flächennutzung.
5. *Ersetzbarkeit*: Einschätzung der zeitlichen Regenerationsdauer einer Lebensgemeinschaft nach dem Einwirken beeinträchtigender äußerer Einflüsse.

Für jedes Produktionsverfahren werden durch die Experten (vgl. GEIER et al. 1999) die oben aufgeführten Kriterien in einer Rangskala zwischen „Kriterium nicht erfüllt“ (0 Punkte) bis „Kriterium in sehr hohem Maße erfüllt“ (4 Punkte) eingeordnet. Bevor die Erfüllungsgrade des jeweiligen Einzelkriteriums zu einem Gesamtindikator aggregiert werden, werden die Kriterien entsprechend ihrer relativen Bedeutung von den Experten gewichtet (HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN 1992). Hierzu werden die ermittelten Boniturnoten (0 bis 4 Punkte) mit einem jeweils indikatorspezifischen Gewichtungsfaktor multipliziert und damit zu einem dimensionslosen Umweltbewertungsindex aggregiert. Dieser Bewertungsindex gibt Aufschluss über die relative

regionale Umweltverträglichkeit landwirtschaftlicher Produktion. Die Gewichtung der fünf Kriterien erfolgt anhand des Verfahrens der konstanten Summen. Die Gewichte der einzelnen Kriterien betragen dabei gehen aus Tab. 12 hervor.

Tab. 12: Gewichtung der Kriterien.

Kriterium	Gewichtung
Naturnähe	0,17
Intaktheit	0,18
Seltenheit/Gefährdung	0,25
Bedeutung für das Lebensraumgefüge	0,23
Ersetzbarkeit	0,17

Die Werte der Einzelkriterien werden dann für jedes Produktionsverfahren zum („verfahrensspezifischen“) Gesamtindikator „Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz“ zusammengeführt. Der Indikator ergibt sich wie folgt:

Formel 5: Arten- und Biotopschutzindikator

$$GWI_{PI} = (W_1 * S_{1PI} + W_2 * S_{2PI} + W_3 * S_{3PI} + W_4 * S_{4PI} + W_5 * S_{5PI}) / V$$

- GWI_{PI} = Arten- und Biotopschutzindikator für Produktionsverfahren P der Intensitätsstufe I
- P = Produktionsverfahren
- I = Intensitätsstufe
- S_{1PI} = Erfüllungsgrad des Kriteriums Naturnähe (0-4)
- S_{2PI} = Erfüllungsgrad des Kriteriums Intaktheit (0-4)
- S_{3PI} = Erfüllungsgrad des Kriteriums Seltenheit/ Gefährdung (0-4)
- S_{4PI} = Erfüllungsgrad des Kriteriums Bedeutung für das Lebensraumgefüge (0-4)
- S_{5PI} = Erfüllungsgrad des Kriteriums Ersetzbarkeit (0-4)
- W₁-W₅ = Gewichte der jeweiligen Kriterien (s. Tab. 14)
- V = Vereinfachungsfaktor = 100

In der Formel taucht der Wert „Intensitätsstufe“ auf. Er berücksichtigt in der Bewertung den Einfluss der Bewirtschaftungsintensität der Produktionsverfahren auf Arten- und Biotopvielfalt. Die Zuordnung der Produktionsverfahren zu den Intensitätsstufen erfolgt in den RAUMIS-Regionen anhand der regionalisierten Erträge, Düngemittel- sowie Pflanzenschutzmittelaufwendungen.

Produktionsverfahren	extensiv	mittelintensiv	intensiv	hochintensiv
Wintergetreide	2,46	1,38	0,53	0,16
Sommergetreide	2,25	1,35	0,48	0,18
Mais	1,28	0,64	0,27	0,11
Ackerbohnen	1,74	1,08	0,48	0,22
Sonst. Hülsenfrüchte	1,76	1,07	0,48	0,20
Kartoffeln	1,91	1,16	0,38	0,13
Rüben	1,64	0,93	0,27	0,13
Winterraps	1,91	1,00	0,28	0,14
Sommerraps	1,77	1,04	0,42	0,29
Klee/Luzerne	2,19	1,53	0,80	0,55
Feldgras	1,74	1,12	0,56	0,37
Feldgemüse	1,89	0,89	0,31	0,08
Obstanlagen	3,07	2,00	0,96	0,48
Rebflächen	2,85	1,74	0,63	0,23
Hopfen	1,76	0,87	0,35	0,16
Hutungen	3,50			
Weiden	2,81		1,45	0,48
Wiesen/Mähweiden	3,27		1,59	0,63
Sonnenblumen	1,54	0,77	0,58	0,24
Faserlein	2,37	1,33	0,72	0,32
Öllein	2,34	1,33	0,72	0,32
Fichte	0,78			
Buche	2,84			
Kiefer	0,75			
Eiche	2,86			
Brachflächen	1,45			

► Tab. 13: Bewertung der Produktionsverfahren in Abhängigkeit von den verschiedenen Intensitätsstufen nach HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN (1992). Angegeben ist der jeweilige Wert für den Indikator „Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz“.

Die Verfahren wurden folgendermaßen in vier Intensitätsstufen unterteilt: extensiv (kein PSM-Aufwand, geringe bis mittlere Düngung), mittelintensiv (geringer PSM-Aufwand, geringe bis mittlere N-Düngung), intensiv (mittlerer bis hoher PSM-Aufwand, hohe N-Düngung), hochintensiv (hoher bis sehr hoher PSM-Aufwand, hohe bis sehr hohe N-Düngung) (HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN 1992). Beim Grünland wurde lediglich eine Dreiteilung vorgenommen, weil zwischen extensiv und mittelintensiv nicht unterschieden wurde. Die Ergebnisse der ermittelten Gesamtindikatorwerte „Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz“ sind differenziert nach ihren Intensitätsstufen in Tab. 13 dargestellt.

Für die Bewertung der Modellkreise werden die verfahrensspezifischen Gesamt-Indikatorwerte zu den Flächenumfängen der Produktionsverfahren im Landkreis in Beziehung gesetzt. Hierbei werden die verfahrensspezifischen Indikatorwerte mit den Flächenumfängen multipliziert und aufsummiert. Im Anschluss wird durch die Bildung des Quotienten aus Summe der Indikatorwerte und der LF die durchschnittliche Bedeutung der pflanzlichen Produktion im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz in den RAUMIS-Regionen ermittelt (HENRICHSMEYER & ZIMMERMANN 1992). So wird für jeden Modellkreis ein durchschnittlicher Indikatorwert ausgewiesen.

□ *Potenzielle Naturraum- und Biotopausstattung (Diversitäts-Index nach SHANNON)*

Für Aussagen zur Vielfältigkeit der Flächennutzung in den einzelnen Modellkreisen wird als Indikator der Diversitätsindex nach SHANNON implementiert (MEUDT 1998). Die Vielfalt der Flächennutzung spiegelt sich dabei in der Anzahl einzelner Nutzungstypen und ihrer jeweiligen Anteile an der gesamten Fläche eines Modellkreises wieder (MEUDT 1996). Hinter dieser Messzahl steckt folgende Grundaussage: Tendenziell ist eine Agrarlandschaft, die von relativ vielen Nutzungsarten geprägt wird, als ökologisch günstiger einzuordnen als eine Region, in der nur eine oder nur wenige Nutzungsarten vorkommen. Dieses Bewertungsmuster legt zugrunde, dass eine relativ monotone Landschaftsnutzung im allgemeinen eine geringere biotische Vielfalt ermöglicht als eine vielfältige Nutzungsstruktur.

In die Berechnung des Shannon-Index fließen insgesamt 31 Stammverfahren der landwirtschaftlichen Produktion ein, welche die Hauptnutzungsarten der pflanzlichen Produktion widerspiegeln. Dabei sind auch die Flächenstilllegung und die Grünlandbrache berücksichtigt. Extensive Acker-Produktionsverfahren, welche auch in RAUMIS beschrieben sind, finden nach GEIER et al. (1999) in der Analyse des Shannon-Index noch keine Berücksichtigung. Die Definition der zu betrachtenden Hauptnutzungsarten hat essentiellen Charakter für die gesamte nachfolgende Interpretation der Ergebnisse.

Die betrachtete Vielfalt der landwirtschaftlichen Flächennutzung setzt sich unter ökologischen Gesichtspunkten aus zwei Komponenten zusammen: der Anzahl aller realisierten Produktionsverfahren im Kreis sowie der Gleichmäßigkeit der Verteilung dieser Nutzungsarten im Landkreis. Die aus diesen beiden Komponenten resultierende Diversität der landwirtschaftlichen Flächennutzung in einem Landkreis ist umso grösser, je mehr Nutzungsarten in einem Kreis vorliegen und je gleichmäßiger ihre Anteile an der Gesamtfläche verteilt sind. Der Shannon-Index (H_s) berücksichtigt beide Komponenten. Er wird in der Ökologie vielfach angewendet, um die Diversität von Artengruppen zu analysieren (*Formel X*). Durch die in RAUMIS analysierten 31 Hauptverfahren ergibt sich ein maximal möglicher H_s -Wert von 3,434. Dieser Wert würde erreicht werden, wenn jeweils genau 3,23% der landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Landkreises von einer Nutzungsart eingenommen werden würde.

Formel 6: Diversitäts-Index nach SHANNON

$$H_s = -1 * \sum_{i=1}^n \left(\frac{b}{a_i} * \ln \frac{b}{a_i} \right)$$

a= Gesamtfläche der realisierten Pflanzenbauverfahren
 b= realisierter Umfang eines jeden Pflanzenbauverfahrens
 n= Anzahl aller pflanzlichen Produktionsverfahren (31 Hauptverfahren) im RAUMIS

Die Relation von aktueller Diversität (HS) zur maximal möglichen Diversität ($H_{s_{max}}$) bezeichnet man als Evenness (E). Auch diese wird gelegentlich in Auswertungen angegeben (MEUDT 1996).

IV – 5.2.3 Ökonomische Indikatoren

Als Ergebnis der einzelnen Regionalmodelle werden als „ökonomische Indikatoren“ Produktionsstrukturen und -mengen, Faktor- und Vorleistungseinsatz sowie Einkommenskennziffern und Nettowertschöpfung ausgewiesen (GEIER et al. 1999).

IV – 5.3 Szenariorechnungen

IV – 5.3.1 (Ein-) Zieloptimierung

Für den Optimierungsansatz wird die Grundannahme getroffen, dass Landnutzer Gewinnmaximierer sind und das Produktionsverfahren auf einem Standort etablieren, das den höchsten wirtschaftlichen Gewinn verspricht. Im Optimierungsmodell werden deswegen unter gegebenen politischen Restriktionen die Produktionsumfänge ermittelt, welche die Nettowertschöpfung für die Landwirte in der Region maximieren. Neben sachlich gegebenen Restriktionen (wie der maximal verfügbaren Nutzfläche) können weitere Nebenbedingungen eingeführt werden, die auch als „Zieleinhaltung“ interpretiert werden können. Dies können zum Beispiel umweltpolitisch motivierte Restriktionen sein. Da im Modell RAUMIS die Aktivität landwirtschaftlicher Unternehmer abgebildet werden soll, steht die Einkommensmaximierung im Mittelpunkt. Als Ergebnis liefert das Optimierungsmodell für jedes der 326 Regionalmodelle die flächenmässigen Umfänge der einzelnen Produktionsverfahren. Der Allokationsmechanismus ist ein Optimierungsansatz mit nicht-linearer Zielfunktion („Positive Quadratische Programmierung“)⁷ (CYPRIS 2000).

IV – 5.3.2 Modellsimulationen

Um in RAUMIS Landnutzungsszenarien zu konstruieren, die aus unterschiedlichen politischen Rahmenbedingungen resultieren, können prinzipiell alle Politiken abgebildet werden, die entweder auf die Leistungen oder die Kosten der Produktion (und damit auf die Nettowertschöpfung) Auswirkungen haben. Grundsätzlich werden für Simulationsanalysen alternativer agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen mehrere Szenarien erstellt. Ein Szenario definiert und spezifiziert jeweils bestimmte Produktionsalternativen sowie die Restriktionen, die für die Entscheidungseinheiten im Zieljahr gelten. Meist wird ein Referenz-Szenario entwickelt, das die fortgeschriebene Status-quo-Politik abbildet. Optional ist die Berechnung eines „best case-“ und eines „worst case-“ Szenarios zur entsprechenden Thematik. Die Grundlage für die Szenarientwicklung bildet die Datenbasis des jeweils aktuellsten Basisjahrs (derzeit ist dies das Jahr 1999), auf der die Werte exogener Variablen (zum Beispiel regions- und prozessspezifische Ertragsentwicklungen) anhand von spezifischen Preisindexreihen in das Zieljahr der Simulationsanalysen fortgeschrieben werden. Mit Hilfe dieser Preisindexreihen werden expertenbasierte Projektionen von Faktorkapazitäten, Erträgen und Inputkoeffizienten sowie Politikalternativen gebildet. Diese gehen als Rahmenbedingungen zur Definition der Szenarien ein.

⁷ Die nicht-lineare Kalibrierung des Verfahrens sorgt dafür, dass das Basisjahr über einen Optimierungslauf im Modell reproduziert werden kann. Ohne diese Kalibrierung würden Verfahren mit geringem Zielbeitrag durch solche mit hohem Zielbeitrag verdrängt werden (Problem der Überspezialisierung).

In Abhängigkeit von den szenarienspezifischen Rahmenbedingungen werden von RAUMIS für jedes Produktionsverfahren die möglichen Zielbeiträge geschätzt. Das Optimierungsmodell berechnet – unter der oben erläuterten Annahme, dass Landnutzer Gewinnmaximierer sind und vorrangig die Produktionsverfahren mit höchstem wirtschaftlichen Gewinn etablieren – die wirtschaftlich optimalen Produktionsumfänge für jede Modellregion. Diese können in jedem Szenario anders ausfallen. Die Szenarien zeigen dementsprechend, wie die Landnutzer bei den unterschiedlichen Einkommenssituationen die Landnutzung ändern (müssen).

Bei der Szenarienentwicklung ist auch eine Bewertung der Umweltsituation zukünftiger Landschaftszustände möglich. Für sämtliche oben beschriebenen Umweltindikatoren in RAUMIS (vgl. Kap. 5.2.2) werden die flächenmäßigen Umfänge der Produktionsverfahren (Viehbestandszahlen bei den Tierproduktionsverfahren) in den jeweiligen Modellkreisen benötigt. Bei der Ex-Post-Analyse resultieren diese aus der Agrarberichterstattung für die Basisjahre, bei den Simulationen aus den Durchläufen des Optimierungsverfahrens. So werden zum Beispiel bei der Ermittlung der Schadgasmengen die verfahrensspezifischen Emissions-Koeffizienten mit den Verfahrensumfängen der Szenarien gewichtet und aggregiert (HENRICHSMEYER et al. 1996).

IV – 5.4 Ergebnisse

IV – 5.4.1 Thematische Karten

Die Ist-Situation der Landnutzung und die zukünftigen Landschaftszustände werden in Karten dargestellt. Üblicherweise werden hierbei die ökonomischen (zum Beispiel kreisspezifische Erträge, Vorleistungen und Nettowertschöpfung) und ökologischen Indikatoren (zum Beispiel kreisspezifische Schadgas-Emissionen, Nährstoffbilanzen o.ä.) abgebildet (Abb. 29).

Der Einsatz von RAUMIS hat sich in der Vergangenheit auf die Ausgestaltung der Markt- und Preispolitik und der Direktzahlungen im Rahmen der GAP der EU konzentriert. Die diesbezüglichen Ergebnisse werden über umfangreiche Tabellenwerke und Grafiken zu Angebotsentwicklungen etc. abgebildet. Da der Schwerpunkt der vorliegenden Studie auf dem Bereich „ökologische Bewertung“ liegt, soll auf diese Ergebnisdarstellungen nicht näher eingegangen werden. Siehe dazu: KLEINHANß et al. (1998); KLEINHANß et al. (1999); KLEINHANß et al. (2001); KLEINHANß et al. (2002); CYPRIS et al. (1997b) und BERTELSMEIER et al. (2002).

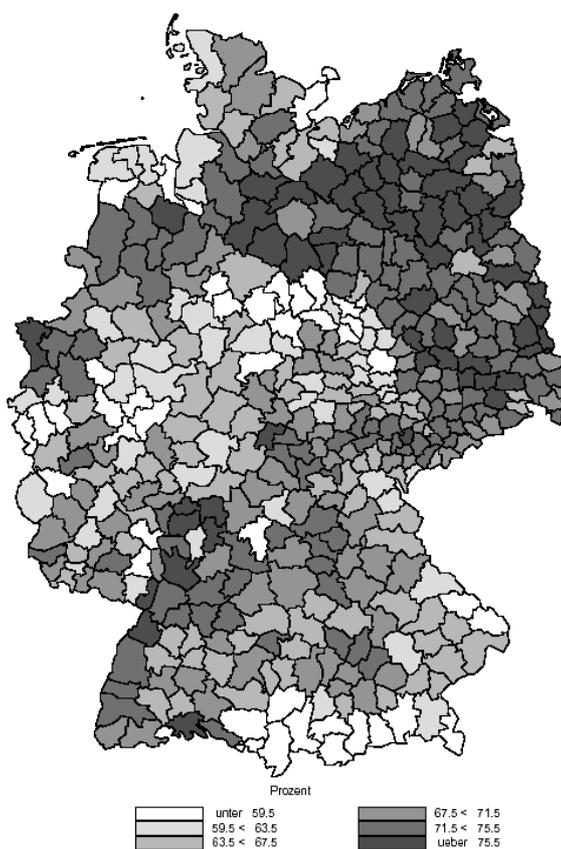


Abb. 29: Evenness-Werte im Referenz-Szenario über Modellrechnungen zur veränderten Ausgestaltung der GAP-Ausgleichszahlungen nach MEUDT (1996).

IV – 6 Ansprechpartner

▪ **Prof. Dr. Wilhelm Henrichsmeyer**

Institution: Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie (IAP)
Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
Landwirtschaftliche Fakultät
Aufgabe: Professur am Lehrstuhl für Agrarpolitik

Prof. Dr. Henrichsmeyer war maßgeblich an der Entwicklung des Modells RAUMIS beteiligt. Er ist seit 07/2000 emeritiert – sein Nachfolger am Lehrstuhl ist Prof. Dr. Thomas Heckeley.

▪ **Bernhard Osterburg**

Institution: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
Institut für ländliche Räume
Aufgabe: RAUMIS im FAL-Modellverbund
Anschrift: Bundesallee 50
38116 Braunschweig-Völkenrode
Tel.: +49 (0)531–596 5211
Fax.: +49 (0)531–596 5199
e-mail: bernhard.osterburg@fal.de

▪ **Peter Kreins**

Institution: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
Institut für ländliche Räume
Aufgabe: RAUMIS im FAL-Modellverbund
Anschrift: Bundesallee 50
38116 Braunschweig-Völkenrode
Tel.: +49 (0)531–596 5511
Fax.:
e-mail: peter.kreins@fal.de

IV – 7 Literatur

* steht für Sekundärliteratur

- BERTELSMEIER, M., KLEINHANNS, W. & F. OFFERMANN (2003): Aufbau und Anwendung des FAL- Modellverbunds für die Politikberatung. In: *Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik* 52 (4): 175-184.
- BERTELSMEIER, M., GÖMANN, H., KLEINHANNS, W., KREINS, P., MANEGOLD, D. & F. OFFERMANN (2002)*: Modellanalysen zu den Auswirkungen der KOM-Vorschläge im Rahmen der Halbzeitbewertung der Agenda 2000. Bonn. In: *FAA Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie* 320, Bonn.
- BIEWALD, G.; JOSTEN, H.; POLNITZKY, J.; SCHUMACHER, W., WEHMEYER, C. & C. WOSNITZA (1991)*: Kartierung, Bewertung und Bilanzierung von Mittelgebirgslandschaften der Eifel (Gemeinde Nettersheim) und des Bergischen Landes (Raum Runderoth) im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. In: *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XIX/III*: 59-68.
- CHRISTEN, O., HÜLSBERGEN, K.-J. & W. HEYER (2003): Umweltindikatoren als Element agrarumweltpolitischer Maßnahmen – Möglichkeiten und Grenzen aus der Sicht der pflanzlichen Produktion. In: *Agrarspectrum* 36: 79-83.
- CYPRIS (2000): Positive Mathematische Programmierung (PMP) im Agrarsektormodell RAUMIS [Dissertation]. In: *FAA, XIV, Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie* 313, Bonn.
- CYPRIS, C., OSTERBURG, B., SANDER, R. & K. SEIFERT (1998): RAUMIS – regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland, Vortrag auf der 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus - Agrarwirtschaft in der Informationsgesellschaft, Bonn, 30. September - 02. Oktober 1998.
- CYPRIS, C., KLEINHANNS, W., KREINS, P., MANEGOLD, D., MEUDT, M. & R. SANDER (1997a)*: Weiterentwicklung des Systems der Preisausgleichszahlungen. Bonn. *FAA Arbeitsmaterial* Nr. 2.
- CYPRIS, C., HEMME, T., KLEINHANNS, W., KREINS, P., MANEGOLD, D., OFFERMANN, F. & B. OSTERBURG (1997b): Modellrechnungen zu Auswirkungen der Agenda 2000 in der deutschen Landwirtschaft. *Arbeitsbericht 7/97* des Instituts für Betriebswirtschaft der FAL, Braunschweig.
- DEHIO, J. (1993)*: Analyse der agrar- und umweltrelevanten Auswirkungen von Auflagen und Steuern im Pflanzenschutzbereich. *Studien zur Wirtschafts- und Agrarpolitik*, Band 9. Verlag M. Wehle, Witterschlick/ Bonn, Dissertation.
- GEIER, U., MEUDT, M., RUDLOFF, B. & G. URFEI (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatorensysteme. *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht*, Berlin: 258 S.
- GÖMANN, H., KREINS, P., KUNKEL, R. & F. WENDLAND (2003): Koppelung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle In: *Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik* 52: 195-203.
- HENRICHSMEYER, W., CYPRIS, CH., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANGEGOLD, D. & T. MEIER (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. *Forschungsbericht für das BML (94 HS 021)*, vielfältiges Manuskript. Bonn/ Braunschweig: 393 S.
- HENRICHSMEYER, W. & N. ZIMMERMANN (1992): Regional und betriebsstrukturell differenzierte Analyse von Szenarien mit nachwachsenden Rohstoffen unter Anwendung des regionalen Agrar- und Umweltinformationssystems RAUMIS, Bonn: 151 S.
- JULIUS, C., MOELLER, C., OSTERBURG, B. & S. SIEBER (2003): Indikatoren einer nachhaltigen Landwirtschaft im Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland. In: *Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik* 52: 185-194.
- KLEINHANNS, W., MANEGOLD, D., OFFERMANN, F. & B. OSTERBURG (2002)*: Auswirkungen einer partiellen Umwidmung von Rinder- und Milchprämien in Grünlandprämien. In: *Agra Europe* 43 (33/ Sonderbeilage), Bonn.
- KLEINHANNS, W., MANEGOLD, D., BERTELSMEIER, M., DEEKEN, E., GIFFHORN, E., JÄGERSBERG, P., OFFERMANN, F., OSTERBURG, B. & P. SALAMON (2001)*: Mögliche Auswirkungen eines Ausstiegs aus der Milchquotenregelung für die deutsche Landwirtschaft. *Arbeitsbericht 5/2001* des Instituts für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der FAL, Braunschweig.
- KLEINHANNS, W., OSTERBURG, B., MANEGOLD, D. et al. (1999): Modellgestützte Folgenabschätzung zu den Auswirkungen der Agenda 2000 auf die deutsche Landwirtschaft. Studie des Instituts für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der FAL und des Instituts für Agrarmarktanalyse und Agrarhandelspolitik der FAL im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Braunschweig.
- KLEINHANNS, W., OSTERBURG, B., MANEGOLD, D., SEIFERT, K., CYPRIS, C. & P. KREINS (1998): Auswirkungen der "Agenda 2000" auf die deutsche Landwirtschaft: Eine modellgestützte Politikfolgenabschätzung auf Sektor-, Regions- und Betriebsebene. In: *Agrarwirtschaft* 47 (12): 461-470.
- KÖHNE, C. & F. WENDLAND (1992)*: Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. *Interner Bericht KFA-STE-IB 1/92*, Forschungszentrum Jülich.

- KREINS, P. (2004): Schriftliche Kommentare zum Text "Modell RAUMIS" von Inga Roedenbeck durch Peter Kreins, Institut für ländliche Räume der FAL Braunschweig-Völkenrode, vom 28.01.2004.
- KRÜLL, H. (1988)*: Erstellung einer Stickstoffbilanz in den Kreisen der BRD. In: HENRICHSMEYER, W., STROTMANN, B., KRÜLL, H., BRITZ, W., DEHIO, J., AIGNER, F., WITZKE, H.P. & E. IBELS (1988): Endbericht zum Forschungsvorhaben „Wirkungen agrarpolitischer Maßnahmen auf Ziele von Umwelt-, Natur- und Landschaftsschutz, Bonn: 8-39.
- LÖHE, W. (1997): Extensivierungspotentiale in der Landwirtschaft. Regional differenzierte Simulationsanalysen unter alternativen agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen in Nordrhein-Westfalen, Dissertation an der Universität Bonn.
- LÖHE, W. (1996): Technologiemodul. In: HENRICHSMEYER, W., CYPRIS, CH., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANGEGOLD, D. & T. MEIER (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript. Bonn/Braunschweig: 109-119.
- MEUDT, M. (1996): Abbildung der potentiellen Naturraum- und Biotopausstattung. In: HENRICHSMEYER, W., CYPRIS, CH., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANGEGOLD, D. & T. MEIER (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript. Bonn/Braunschweig: 154-161.
- MEUDT, M. (1998)*: Weiterentwicklung und Anwendung eines Umweltindikatoren- und Politikinformationssystems für die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland, dargestellt am Beispiel der Treibhausproblematik, Dissertation an der Universität Bonn.
- OECD (1994) (Hrsg.): Environmental Indicators – OECD Core Set. OECD Publications, Paris.
- OSTERBURG, B. (2004): Schriftliche Kommentare zum Text "Modell RAUMIS" von Inga Roedenbeck durch Bernhard Osterburg, Institut für ländliche Räume der FAL Braunschweig-Völkenrode, vom 28.01.2004.
- THIELEMANN, S. (1991)*: Entwicklung eines Ansatzes zur Bewertung landwirtschaftlicher Nutzflächen im Hinblick auf die Bewertung für den Arten- und Biotopschutz – Vorbereitung, Durchführung und Auswertung einer Expertenbefragung. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- WEINGARTEN, P. (1996)*: Grundwasserschutz und Landwirtschaft: Eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen. In: HAEN, H. de (1996): Landwirtschaft und Umwelt. Schriften zur Umweltökonomik, Bd. 13, Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel 1996.
- ZEDDIES, J. (2003): Modellgestützte Politikberatung in der Agrar- und Agrarumweltpolitik. In: Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik 52: 173-174.

Internetquellen:

- http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/raunrw_d.htm (Zugriff: 11/2003)
- http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/raumis_e.htm (Zugriff: 11/2003)
- <http://www.bal.fal.de/Arbeitsgebiete/Raumis.htm> (Zugriff: 11/2003)
- <http://www.faa-bonn.de/regional.pdf> (Zugriff: 11/2003)



**BEWERTUNGSKONZEPTE FÜR
EINE NACHHALTIGE UND UMWELTVERTRÄGLICHE LANDWIRTSCHAFT**

FÜNF VERFAHREN IM VERGLEICH

V. MODAM

INGA A. E. ROEDENBECK



V – 1 Institutioneller Rahmen

MODAM (*Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management*) wurde auf der Basis von zwei Modellprojekten als Entscheidungshilfesystem für das Management von Agrarökosystemen entwickelt und erprobt: Zum Einen im Rahmen des BMBF-DBU-Verbundvorhabens „Integration von Naturschutzziele in die landwirtschaftliche Landnutzung am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“ (1994-1997); zum Anderen war Basis der Entwicklung von MODAM eine vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF) in Müncheberg und dem Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre an der Universität Hohenheim unterstützte Anwendung im Nationalpark „Unteres Odertal“. Kern der Modellentwicklung bilden die drei Dissertationen von ZANDER (2003), MEYER-AURICH (1999) – beide im „Schorfheide-Projekt“ – sowie KÄCHELE (1999) im Nationalpark „Unteres Odertal“.

Weiterentwicklung und Einsatz des Modellsystems finden heute in zahlreichen Projekten am Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF) in Müncheberg statt, hauptsächlich im zentralen Forschungsverbund „Nachhaltige Landschaftsentwicklung – Nordmitteleuropa 2020“ im Teilprojekt 4 „Sozioökonomische Aspekte der Nutzung ländlicher Räume“. Tab. 14 gibt einen Überblick über die Institutionen des ZALF und die Teilprojekte des Forschungsverbundes, die MODAM nutzen.

□ **Tab. 14:** Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF): Zentraler Forschungsverbund und Institute (fettgedruckt sind die MODAM-nutzenden Bereiche).

Zentraler ZALF-Forschungsverbund: „Nachhaltige Landschaftsentwicklung – Nordmitteleuropa 2020“
TP 1: Landschaftswasser- und -stoffhaushalt
TP 2: Produktionssysteme
TP 3: Biotische Integrität
TP 4: Sozioökonomische Aspekte der Nutzung ländlicher Räume
TP 5: Biomassebildung und Stofftransformation
TP 6: Raumbezogenes Datenmanagement und Fernerkundung
TP 7: Systemanalyse und Modellintegration
Institute
Institut für Landschaftssystemanalyse
Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie (Leiter: Dr. Armin Werner)
Institut für Sozioökonomie (Leiter: Prof. Dr. Klaus Müller, MA: Dr. Peter Zander, MA: Prof. Dr. Harald Kächele)
Institut für Landschaftswasserhaushalt
Institut für Bodenlandschaftsforschung
Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie
Deutsches Entomologisches Institut

Mit seiner Anstellung am „Forschungsverbund Agrarökosysteme München“ (FAM) hat Andreas MEYER-AURICH (vgl. Kap. 6) MODAM als eine Methodik zur Bewertung der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion an den FAM herangetragen. Die Grundstruktur des am ZALF entwickelten Modells wird hier auf dem Versuchsbetrieb „Klosterhof Scheyern“ als Bewertungsmethode verwendet und an die standortspezifischen Gegebenheiten und Fragestellungen der neuen Untersuchungsregion angepasst. Im Rahmen der FAM-Untersuchungen wurde von MEYER-AURICH das ökologische Bewertungsmodul um einige fragestellungs- und regionsspezifische Indikatoren ergänzt.

V – 2 Anwendungsorientierung

V – 2.1 Problemfeld

Im Rahmen der aktuellen Forderung nach einer Multifunktionalität landwirtschaftlicher Produktion wird der seit jeher bestehende Konflikt zwischen Naturschutz und Landwirtschaft forciert. Er basiert im Wesentlichen auf der Nutzungskonkurrenz um die Landschaft (GANZERT 1995). Für eine umfassende Analyse des komplexen Konflikts formulieren die Entwickler von MODAM zwei Hypothesen:

1. Der Konflikt beruht zu einem Großteil auf mangelhaften Informationen bezüglich der Kosten und des Nutzens von Natur- und Umweltschutzmaßnahmen.
2. Der Informationsgewinn aufgrund einer ökonomisch-naturwissenschaftlichen Analyse trägt erheblich zur Konfliktminderung bei.

Das Modell MODAM wurde speziell für die problemorientierte Forschung an der Schnittstelle zwischen Ökonomie und Naturschutz konzipiert (KÄCHELE & ZANDER 1999). Mit MODAM soll ein Werkzeug für eine „Kosten-Nutzen-Analyse“ geliefert werden, die eine ökonomische Interpretation und eine naturwissenschaftliche Bewertung des Konfliktfeldes ermöglicht. Als Kostenfunktion werden die Opportunitätskosten dargestellt, die durch eine Einhaltung von Umweltzielen für Landbewirtschaftler entstehen. Zur Bestimmung der ökologischen Nutzenfunktion werden Verfahren der direkten und indirekten Wertzuweisung über die Definition von Umwelt- und Naturschutzzielen, bzw. daran zu messenden Indikatoren herangezogen (MEYER-AURICH 2001).

Für die Analyse werden zum Einen landwirtschaftliche Betriebe bei der Umstellung ihrer Wirtschaftsweise in eine umweltverträgliche Bewirtschaftung (integriert oder ökologisch) begleitet. Im Mittelpunkt steht hier die Frage, welche ökonomischen Konsequenzen sich für einen Betrieb ergeben, wenn Umweltziele in die Betriebsführung integriert werden – d.h. konkret, welche Kosten damit verbunden sind. Im Modellgebiet „Nationalpark Unteres Odertal“ wurden zum Anderen die Landnutzungskonflikte bei der Einrichtung eines Nationalparks beobachtet, analysiert und bewertet.

V – 2.2 Aufgabe/Ziel

MODAM wurde und wird entwickelt, um agrarpolitischen Entscheidungsträgern auf verschiedensten Ebenen Informationen zu Handlungsoptionen und ihren Konsequenzen für das Agrarökosystem zu liefern. Mit Hilfe von MODAM ist es möglich, die Auswirkungen agrarpolitischer Rahmenbedingungen auf die landwirtschaftlichen Betriebe zu ermitteln und die aus einer veränderten Nutzung resultierenden sozioökonomischen Effekte aufzuzeigen.

Dabei ist entscheidende Grundlage die Modellierung/Simulation des einzelbetrieblichen Entscheidungsverhaltens als Reaktion auf Änderungen der Rahmenbedingungen. Mit dem Modell MODAM soll es möglich sein, die möglichen Formen einer agrarischen Landnutzung in einer vorgegebenen Region abzuleiten, wenn Zielstellungen und Rahmenbedingungen mittels Szenarien vorgegeben sind. Der Schwerpunkt des Modells liegt auf einer regionalisierten, flächenspezifischen Bewertung der Effekte von Landnutzungsoptionen auf Qualitätsziele und Indikatoren einer ökologischen Nachhaltigkeit.

V – 3 Raumbezug

V – 3.1 Untersuchungsgebiete

□ Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin:

Entwickelt wurde MODAM im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Das Untersuchungsgebiet umfasst 58 Schläge auf einer Fläche von 1.821 ha, auf der fünf Betriebe wirtschaften (MEYER-AURICH et al. 2003).

□ Nationalpark Unteres Odertal:

Entwickelt und angewendet wurde MODAM auch im Nationalpark „Unteres Odertal“. Der Nationalpark erstreckt sich auf 10.000 ha entlang der deutsch-polnischen Grenze bei Schwedt. Kernstück des Nationalparks sind ca. 6200 ha Poldergrünlandflächen, die Anfang des Jahrhunderts durch Eindeichung der Oder gewonnen wurden. In die Untersuchungen wurden hier 32 landwirtschaftliche Betriebe einbezogen, die über 90 % der Poldergrünlandflächen bewirtschaften. Die einzelbetriebliche Datenbasis wurde 1995/96 anhand einer Befragung erhoben (KÄCHELE 1998).

□ Ueckereinzugsgebiet:

Untersuchungsgebiet der Szenarienentwicklung im ZALF-Forschungsverbund „Nachhaltige Landschaftsnutzung – Nordmitteleuropa 2020“ ist das oberirdische Einzugsgebiet der Uecker (ca. 2400km²). Das Ueckereinzugsgebiet liegt je zur Hälfte in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Das zentrale Forschungsvorhaben des ZALF dient der exemplarischen Entwicklung eines umsetzbaren regionalisierten Entscheidungsunterstützungssystems zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft.

□ GRANO Modellregion Nordost-Deutschland:

In der nordostdeutschen Untersuchungsregion des BMBF-Projektes GRANO („Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte Produktion, Modellgebiet Nordost-Deutschland“) wird MODAM auf einer Fläche von 12.439 Hektar eingesetzt, um mit Hilfe eines regionalen und partizipativen Ansatzes die Anpassungskosten landwirtschaftlicher Unternehmen für unterschiedliche agrarpolitische Instrumente und landwirtschaftliche Produktionsverfahren zu berechnen (SCHULER & KÄCHELE 2003).

□ Versuchsbetrieb in Brandenburg:

RUNGE (2003) setzt MODAM auf einem landwirtschaftlichen Großbetrieb mit 5.570 ha in Brandenburg ein, um die einzelbetrieblichen Auswirkungen von Umweltqualitätszielen aus der Landschaftsplanung, basierend auf den Entwicklungskonzepten der Landschaftsrahmenpläne Oder-Neiße und Oder-Spree zu ermitteln.

□ Naturschutzhof Brodowin:

Aktuell wird MODAM auf dem „Naturschutzhof Brodowin“ angewendet, der als ökologisch wirtschaftender Versuchsbetrieb in Brandenburg angesiedelt ist.

□ Klostersgut Scheyern:

Der Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) wendet das am ZALF entwickelte MODAM für seine Untersuchungen am Versuchsbetrieb „Klostersgut Scheyern“ an. Das Klostersgut liegt ca. 40 km nördlich von München und umfasst 7 Schläge auf 30,5 ha Land. Das Versuchsgut betreibt in der Tierproduktion Bullenmast und wurde für die Untersuchungen von einer konventionellen Bewirtschaftung in zwei umweltverträgliche Wirtschaftsweisen umgewandelt: auf 31 ha in Integrierten Landbau, auf 56 ha in Ökolandbau (MEYER-AURICH et al. 2001).

□ Grand-River-Einzugsgebiet in Ontario:

Im Rahmen der Kooperation des ZALF mit der University of Guelph wird MODAM zur Untersuchung der Trade-off-Funktionen zwischen der Wirtschaftlichkeit typischer Tierhaltungsbetriebe und der Wassererosions-Gefährdung auf Ackerflächen im „Grand-River“ Wassereinzugsgebiet in Ontario (Kanada) eingesetzt (s. STONEHOUSE et al. 2003).

□ EU-Projekt „Mea-Scope“:

Im Rahmen des im Mai 2004 beginnenden EU-Projektes *Mea-Scope (Micro-economic instruments for impact assessment of multifunctional agriculture to implement the Model of European Agriculture)* soll MODAM in sieben europäischen Regionen angewendet werden (ausgewählte Provinzen in Ungarn, Slowakei, Polen, Dänemark, Deutschland, Frankreich und Italien). Ziel des Projektes ist es, Nachhaltigkeitsaspekte der verschiedenen Rindfleischproduktionssysteme in den sieben Regionen zu untersuchen. Zu diesem Zweck wird das Modellsystem um einige ökologische Bewertungsmodule der Tierhaltungssysteme ergänzt werden. Dabei geht es zunächst um die Ausweitung der Nährstoffsalden auf P und K, klimarelevante Gase wie CO₂ und Methan sowie die Tiergerechtigkeit der Systeme. Weitere Aspekte kommen eventuell nach Auswertung der Daten aus den EU-Ländern hinzu (ZANDER 2004).

V – 3.2 Raumebene

MODAM wurde ursprünglich als einzelbetriebliches Mehrzieloptimierungssystem entwickelt, kann aber auch auf anderen Skalenebenen eingesetzt werden. Das Modul erlaubt die Konstruktion individueller Betriebsmodelle ebenso wie die einzelbetriebliche Darstellung „kleinerer Regionen“ oder auch – auf größter Raumskala – die Konstruktion von Regionalmodellen für die aggregierte Darstellung größerer Regionen. Für die Untersuchungen im „Klostergut Scheyern“ wird beispielsweise ein einzelner Betrieb bewertet, bei dem ein Schlag als kleinste Einheit der räumlichen Betrachtung angenommen wird (MEYER-AURICH et al. 2001). Für die Anwendungen im Nationalpark „Unteres Odertal“ wird eine gesamte Untersuchungsregion auf der Basis einzelbetrieblicher Daten dargestellt (KÄCHELE 1999). Für das Untersuchungsgebiet Schorfheide-Chorin wird – auf größtmöglicher Raumskala – ein Regionshof definiert, der die Kapazitäten der landwirtschaftlichen Betriebe repräsentiert, die auf insgesamt 58 Schlägen wirtschaften.

Im Rahmen der bisher mit MODAM durchgeführten Studien konnte ein *direkter* Flächenbezug hergestellt werden. Bei der Übertragung auf größere Regionen oder Regionen mit einer geringeren Datendichte muss nach ZANDER (2003) auf einen *indirekten* Flächenbezug zurückgegriffen werden. Dabei müssen Flächeninformationen zu Flächentypen aggregiert werden, für die dann Landnutzungsänderungen errechnet werden. Hiernach erst werden die Landnutzungsänderungen wieder auf die gesamte Fläche projiziert.

V – 3.3 Übertragbarkeit

In der Konzeption und Umsetzung des Modells MODAM wurde besonderer Wert auf Kompatibilität und Übersichtlichkeit der Modellstruktur und der Nutzerschnittstellen gelegt. Demzufolge konnte MODAM bereits in mehreren Untersuchungsgebieten auf verschiedenen Raumebenen eingesetzt werden (vgl. Kap. 3.1). Nach ZANDER (2003, S. 183) wurde dadurch die Übertragbarkeit von MODAM hinreichend belegt. Ihm zufolge belegt besonders die Anwendung von MODAM in Ontario (Kap. 3.1), dass das Modell mit vertretbarem Aufwand auf neue Situationen übertragbar ist – allerdings mit der Einschränkung „nur für MODAM-Experten“.

Immer unter der Annahme, dass eine Vielfalt landwirtschaftlicher Landnutzungssysteme mit dem Modell erfasst werden soll, wurden in den vergangenen Projekten umfangreichere Datensätze erstellt, als jeweils erforderlich war. Die umfangreichen Datensätze stehen für weitere Übertragungen zur Verfügung. MODAM ist nicht als Software für die Betriebsberatung erhältlich, sondern steht bisher ausschließlich im Dienst der Wissenschaft.

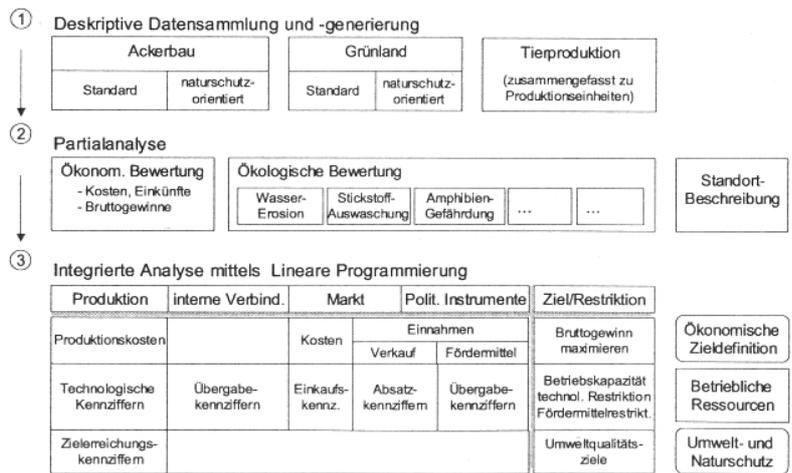
V – 4 Modellaufbau

MODAM besteht aus mehreren, hierarchisch gekoppelten Einzelmodellen, mit deren Hilfe landwirtschaftliche Produktionsverfahren zusammengestellt und nach ökologischen und ökonomischen Kriterien beurteilt werden.

Das Modell besteht aus drei Hauptkomponenten: Einem Datenbankverbund, einem GIS und dem Optimierungsmodell. Der Datenbankverbund und das Optimierungsmodell arbeiten mit fünf (KÄCHELE & ZANDER 1999) bzw. sechs (ZANDER 2003) relationalen Datenbanken auf drei Ebenen (Abb. 30): Auf der ersten Ebene werden Produktionsverfahren beschrieben (Datenbanken: Basisdaten und Produktionsverfahren).

Auf der zweiten Ebene wird für jedes Produktionsverfahren eine Analyse der Kosten und Leistungen durchgeführt (Datenbanken: ECON und ECOL). Auf der dritten Ebene werden mit einem linearen Mehrzieloptimierungsansatz Trade-off-Funktionen zwischen verschiedenen ökonomischen und ökologischen Zielen generiert (LP-Generator) (Abb. 30). Datenbankverbund und Optimierungsmodell laufen unter der Software MS Access zur Verminderung der Rechenzeit größtenteils automatisiert.

Abb. 30: Dreistufige, integrierte ökonomische und ökologische Analyse der Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen mit Hilfe von MODAM nach ZANDER (2003).



□ *Basisdaten/CROP:*

In der Datenbank „Basisdaten“ (CROP bei ZANDER 2003) werden Angaben zur naturräumlichen Ausstattung, den einzelbetrieblichen Kapazitäten und Grunddaten zu den Produktionsverfahren erfasst. Diese Datenbank beschreibt mit Hilfe hierarchisch angeordneter Master- und Detailtabellen die Produktionsverfahren aus dem Acker- und Futterbau und der Tierhaltung mit den entsprechenden natürlichen und technologischen Kennziffern und bildet die Datenbasis für alle folgenden Datenbanken.

□ *Produktionsverfahren/LIVE/PLANT:*

Sofern Berechnungen durchgeführt werden müssen, werden Daten in der Datenbank „Produktionsverfahren“ generiert. Diese Datenbank enthält Kennziffern (wie Arbeitszeitanprüche und Kosten), die aus den Basisdaten ermittelt werden müssen (also in Abhängigkeit von der naturräumlichen (Niederschlag, Bodenqualität) und ökonomischen Ausstattung (Maschinenausstattung, Produkt- und Faktorpreise, Parzellengrößen, Feld-Hof-Entfernung)). Bei MEYER-AURICH (2001) heißt dieses Modul für Pflanzenproduktion PLANT, bei ZANDER (2003) LIVE.

□ *Partialanalyse/ECOL:*

In der Datenbank „*Partialanalyse*“ erfolgt eine Auswertung der Basisdaten und die Aufbereitung der Daten für das Optimierungsmodell. Das Modul ECOL bewertet als „ökologische *Partialanalyse*“ den Einfluss der Produktionsverfahren auf die Umwelt (mit Hilfe einer Reihe biotischer und abiotischer Indikatoren „ökologischer Nachhaltigkeit“). Es ist das neueste Modul im Verbund (MEYER-AURICH 2002).

□ *Partialanalyse/ECON:*

Das Modul ECON berechnet als „ökonomische *Partialanalyse*“ die Kosten und marktfähigen Leistungen der Verfahren, und damit die Deckungsbeiträge. Das Modul läuft weitgehend automatisiert, um Ergebnisse schnell generieren zu können.

□ *LP-Generator/LPGE:*

Der „*LP-Generator*“ ist ein Lineares-Programmierungs-Modell und überführt die Daten in das Optimierungsmodell, das die simultane Analyse ökologischer und ökonomischer Ziele durchführt (integrierte Modellierung). Die Matrix des Linearen Programmierungsmodells wird spezifisch für die konkrete Situation erstellt und an einen externen „solver“ weitergereicht, der die Lösung des linearen, gemischt ganzzahligen Ungleichsystems für die weitere Auswertung an die Datenbank zurückgibt (ZANDER 2003).

□ *Berichte:*

Die Datenbank „*Berichte*“ funktioniert als Ausgabeinheit, die Basisdaten und Ergebnisse der *Partialanalyse* auf Wunsch in eine standardisierte Berichtsform überführt.

□ *GIS:*

Datenbankverbund und Optimierungsmodell sind mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) gekoppelt. Hier werden in Abhängigkeit von der gewählten Raumeinheit entweder Schläge oder Naturräume über eine Schlüsselnummer codiert und die Ergebnisse standortspezifisch dargestellt.

□ **Tab. 15:** Modularer Aufbau von MODAM, eigene Zusammenstellung nach den Angaben von KÄCHELE & ZANDER (1999) und ZANDER (2003).

Hauptkomponente	Ebene	Datenbanken nach ZANDER (2003)	Datenbanken nach KÄCHELE & ZANDER (1999)
Datenbankverbund	Deskriptive Datensammlung	CROP LIVE/PLANT	Basisdaten Produktionsverfahren
	Partialanalyse	ECON ECOL -	Ökonomische Partialanalyse Ökologische Partialanalyse Berichte
Optimierungsmodell	Integrierte Analyse	LPGE	LP-Generator
GIS			

V – 5 Methodik/Arbeitsweise

V – 5.1 Beschreibung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren

MODAM geht davon aus, dass eine Schlüsselfunktion in Agrarökosystemen die landwirtschaftlichen Produktionsverfahren einnehmen (ZANDER & KÄCHELE 1999c, S. 130). Produktionsverfahren beinhalten das Management natürlicher Systeme. Sie können aus der planerischen Perspektive der Betriebsorganisation als operative Systeme im praktischen Betriebsablauf oder als Störfaktoren aus der „Perspektive“ der Ökosysteme betrachtet werden (ZANDER 2003).

Die Darstellung der Produktionsverfahren erfolgt im Modell MODAM äußerst detailliert. Die Modellentwickler verfolgen dabei die Absicht, die Bewirtschaftungsoptionen eines Landwirts möglichst realitätsnah

wiederzugeben. Aus diesem Anspruch heraus werden nicht nur einzelne Kulturarten, sondern auch verschiedene Anbauweisen als mögliche Optionen vorab formuliert (KÄCHELE 04.02.2004, mdl.). Im ersten Schritt werden alle Kulturen beschrieben, mit denen ein Betrieb oder der entsprechend beobachtete Wirtschaftsraum (Regionshof) arbeitet (im Biosphärenreservat „Schorfheide-Chorin“ sind einem Betrieb 32 Kulturarten zugeordnet). Die Kulturen werden dann üblicherweise in die drei Bewirtschaftungssysteme *konventionell*, *integriert* und *ökologisch* differenziert. Unter konventionellem Verfahren werden Anbauverfahren verstanden, die sich an der „Guten fachlichen Praxis“ orientieren. Die Anbauverfahren des Ökologischen Landbaus orientieren sich an den seit 1999 geltenden Richtlinien der Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau (AGÖL 2001, ZANDER 2003). Anschliessend werden jeder Kulturart jeder Intensitätsstufe fünf Bearbeitungsstufen zugeordnet: Grundbodenbearbeitung, Saat, Düngung, Pflanzenschutz und Ernte. Die Bewirtschaftung einer Kulturart kann für jede Bearbeitungsstufe (zum Beispiel Pflanzenschutz) in verschiedenen Anbauweisen erfolgen (zum Beispiel ohne Pflanzenschutzmittel, integrierter Pflanzenschutz etc.). Bei der Bewirtschaftung einer Kulturart kann der Landwirt also drei mögliche Intensitätsstufen und verschiedene Kombinationen und Ausprägungen von Anbauweisen aus den fünf Bearbeitungsstufen wählen. Ein Produktionsverfahren ist definiert als ein möglicher Maßnahmenkatalog für eine Kulturart. Somit sind für 32 Kulturarten über 1200 Produktionsverfahren (Maßnahmenkataloge) der konventionellen und der ökologischen Landwirtschaft darstellbar (SATTLER & ZANDER 2004).

V – 5.1.1 Ertragspotenzialabschätzung

Für jedes Feldstück im Untersuchungsgebiet wird der potenzielle Ertrag für alle Produktionsverfahren der in MODAM dargestellten Kulturarten kalkuliert (ZANDER 2003). Das Ertragspotenzial wird in Abhängigkeit von der Klimaregion auf der Basis des Bodenfruchtbarkeits-Index bestimmt, der für fast ganz Deutschland verfügbar ist. Die Ertragsschätzung erfolgt durch Pflanzenbauexperten am ZALF (ROTH, HUFNAGEL und BACHINGER - mdl. Angabe von KÄCHELE, 04.02.2004) nach einem Algorithmus von ROTH (1995).

V – 5.1.2 Berechnung der Zielbeiträge

Als nächstes werden für jedes Produktionsverfahren die Kosten und Erlöse bestimmt, um den jeweiligen Zielbeitrag zu berechnen: den Deckungsbeitrag. Er ist definiert als die beim Verkauf eines Produkts verbleibende Differenz zwischen dem Verkaufspreis (Nettoerlös zuzüglich der Beihilfen) und den für dieses Produkt zusätzlich entstandenen variablen Kosten. Der Deckungsbeitrag wird bei jedem Produktionsverfahren für verschiedene Bewirtschaftungsformen berechnet, um die Entscheidungsoptionen der Landwirte für die Praxisverfahren zu simulieren.

Die zur Berechnung notwendigen Parameter sind in dem Modul „Basisdaten“ vorhanden. Dort werden für jedes Produktionsverfahren so viele Informationen wie möglich aus allen Produktionsschritten gesammelt: Maschinenkraft, Arbeitskraft, Materialinvestitionen, Verkaufspreise etc. Die MODAM-Produktionsverfahren werden dabei in unterschiedliche Arbeitsgänge aufgebrochen, die eine flexible Definition und Spezifizierung der Produktionsverfahren erlauben. Jedes Produktionsverfahren besteht aus einem Maßnahmenkatalog, dem maßnahmenspezifische Informationen (Kosten etc.) zugeordnet sind. So kann jedes Produktionsverfahren in verschiedenen Bewirtschaftungsformen dargestellt werden, die sich hinsichtlich der Parameter Grundbodenbearbeitung (Pflügen versus minimale Bewirtschaftung), Düngung (mit/ohne organische Düngung), Zwischenfruchtanbau (mit/ohne Leguminosen), Pflanzenschutz, Anwendungszeiten und Maßnahmehäufigkeiten von Düngung oder Insektizideinsatz unterscheiden können. Basierend auf den Maßnahmenkatalogen sind im

Prinzip alle möglichen Kombinationen aus Anbauverfahren, Technologien und Intensitätsstufen beschreibbar (ZANDER 2003, S. 134). Die nötigen Energiepreise und Arbeitskosten werden für die Pflanzenproduktionsverfahren aufgrund von Standarddatenwerken berechnet⁸. Dabei werden Jahresmittelwerte der Betriebe verwendet. Ansonsten basieren die Preisangaben auf den Regulationen der AGENDA 2000 der EU. Zur Berechnung der variablen Kosten (wie Düngereinsatz, Pflanzenschutzmittel) werden im Vorfeld genaue Aufstellungen über die zeitliche Dauer des Einsatzes zusammengestellt, um die davon abhängigen Verbrauchsmengen möglichst genau abschätzen zu können. Die Resultate werden in Leistungs- und Kostenaufstellungen in Form von Tabellenwerken für jedes Produktionsverfahren zusammengestellt. Auch die Tierproduktionsverfahren werden auf der Basis von Standarddaten erhoben und nach Haltungsverfahren und Futterration unterschieden. Die Kosten der Haltungsverfahren werden getrennt für Melk-, Fütterungs- und sonstige Anlagen bestimmt. Der Futterbedarf der Tierarten wird nach physiologischen Entwicklungsstadien der Tiere und nach Inhaltsstoffen des Futters differenziert. Die Tierhaltungsverfahren unterscheiden verschiedene Qualitätsklassen der Produktion von Rindfleisch, Milch, Schwein, Geflügel, Eiern, Pferd und Schaf.

V – 5.2 Integration von Indikatoren

V – 5.2.1 Auswahl der Indikatoren über Umweltqualitätsziele

Die Auswahl der ökologischen Indikatoren erfolgt regions- und standortspezifisch. Damit existiert kein festgelegtes Indikatorenset für MODAM, das in jedem Projekt verwendet wird. Vielmehr werden für jedes Anwendungsbeispiel und jede Untersuchungsregion die Indikatoren neu ausgewählt. Sie sprechen thematisch ähnliche Umweltprobleme an, sind aber in zwei Regionen niemals vollständig identisch. Leitbild ist im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin eine „nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft“ (ZANDER & KÄCHELE 1999c). In neueren Untersuchungen dient als Leitbild die „Multifunktionalität“ der Landnutzung (STACHOW et al. 2003). Die „allgemeinen“ Leitbilder werden im konkreten Untersuchungsgebiet auf „regionale Umweltqualitätsziele“ heruntergebrochen (HEIDT et al. 1997). Dies geschieht entweder in Zusammenarbeit mit naturwissenschaftlichen Experten (zum Beispiel im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, PLACHTER & KORBUN 2003) oder in einem partizipativen Ansatz mit lokalen Betroffenen (zum Beispiel im GRANO-Projekt, SATTLER & ZANDER 2004).

Für das Bewertungsverfahren im Schorfheide-Chorin-Projekt wurden in der Dissertation von MEYER-AURICH (1999) erstmalig sieben Umweltqualitätsziele operationalisiert, die auf insgesamt zehn Umweltqualitätsziele für die Region erweitert wurden (Tab. 18). Die Arbeit von MEYER-AURICH (1999) gilt als „Pilotprojekt“ der ökologischen Bewertung in MODAM – die sieben verwendeten Umweltqualitätsziele haben Beispielcharakter für die Darstellung des Bewertungsalgorithmus in MODAM. Die Umweltqualitätsziele bilden ausgewählte Aspekte abiotischer Schutzziele ab (Boden- und Gewässerschutz) und integrieren den Schutz von Leitarten, die als Bioindikatoren mit vielfältigen Lebensraumsprüchen in der Agrarlandschaft und hohem Gefährdungspotenzial herangezogen werden können. Die Besonderheit regionaler Umweltqualitätsziele besteht in der Berücksichtigung des standörtlichen Potenzials vor Ort. Sie werden nicht nur für die gesamte Region, sondern für jeden einzelnen Schlag im Untersuchungsgebiet definiert (*field specific goals*). So gelten manche Umweltqualitätsziele nur für einen speziellen Teil der gesamten Untersuchungsregion. Zum Beispiel ist nahezu

⁸ Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL)

jedes Feldstück von Bodenerosion gefährdet, aber nur jedes dritte Feldstück hat Potenzial als Amphibienhabitat (ZANDER & KÄCHELE 1999c).

Im zweiten Schritt wird in Absprache mit den Experten für jedes der zehn Umweltqualitätsziele (UQZ) auf jedem Feldstück im Untersuchungsgebiet ein Satz von Kriterien definiert (Tab. 16), welcher die wesentlichen Einflussfaktoren nennt, die von landwirtschaftlichen Aktivitäten ausgehen und auf die UQZ einwirken.

□ **Tab. 16:** Umweltqualitätsziele für das Biosphärenreservat „Schorfheide-Chorin“ mit zugehörigen Indikatoren nach ZANDER et al. (1999). Sieben der dargestellten UQZ wurden von MEYER-AURICH (1999) operationalisiert und dann um drei UQZ ergänzt: „Stillgewässer“, „oligotrophe Biozönosen“ und „Ackerwildkrautflora“.

Umweltqualitätsziel	Gebiet	Parameter zur Bewertung der Produktionsverfahren
Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag	1.812 ha	N-Bilanz, N-Düngung
Gewährleistung einer hohen Grundwasserneubildungsrate	1.812 ha	Bodenoberfläche im Winter, Grundwasserneubildung
Schutz des Bodens vor Winderosion	1.812 ha	Bodenoberfläche, Anbautechnik
Schutz des Bodens vor Wassererosion	1.812 ha	Bodendecke, Schneefalldatum
Schutz der Stillgewässer	1.376 ha	Abschätzung der Wassererosion, Düngung, Herbizide
Schutz oligotropher Biozönosen	1.046 ha	N-Düngung, Insektizide
Schutz der Ackerwildkrautflora	1.812 ha	N-Düngung, Herbizide
Schutz des Rebhuhns	1.812 ha	Pflanzabstand, Störungen während der Brutzeit
Schutz der Amphibien	517 ha	Bodenbearbeitung, Düngung, Herbizideinsatz in Migrationszeit
Schutz des Kranichs	574 ha	Potenzial als Nahrungs- oder Rastplatz

Diese Kriterien werden als „Gefährdungspotenziale“ interpretiert. Sofern sie aus ökologischer Sicht unerwünschte Werte einnehmen, stellen sie eine direkte Gefährdung für das Schutzgut oder die Einhaltung eines Umweltqualitätsziels dar. Sie machen damit den Zustand des Umweltqualitätsziels messbar (MEYER-AURICH 2001) und sind im Prinzip die „standörtliche Exposition für einen Indikator“ (KÄCHELE, 04.02.2004, mdl.). Die Gefährdungspotenziale werden im weiteren Textverlauf in Anlehnung an SATTLER & ZANDER (2004) als „Umweltindikatoren“ bezeichnet.

Nachdem für jeden Schlag Umweltqualitätsziele und deren Gefährdungspotenziale (Indikatoren) definiert wurden, werden im nächsten Schritt die Effekte landwirtschaftlicher Produktionsverfahren auf die Indikatoren quantifiziert. Hierzu werden die Produktionsverfahren wieder in unterschiedliche Arbeitsgänge aufgebrochen und über Maßnahmenkataloge beschrieben (vgl. Kap. 5.1 und 5.1.2). Die Umweltwirkung eines Produktionsverfahrens wird über diese Vorgehensweise neben fruchtart- und ertragsabhängigen Effekten durch die Art, Anzahl, Zeitspanne und Intensität sämtlicher Einzelmaßnahmen bedingt. Jeder Maßnahme werden dann spezifische Werte für alle abgebildeten Indikatoren zugeordnet. Der Indikatorwert für ein Produktionsverfahren einer bestimmten Intensitätsstufe (konventionell, integriert, ökologisch) ergibt sich dann aus den Werten aller Einzelmaßnahmen, welche die entsprechende Intensitätsstufe kennzeichnen (Tab. 17).

Tab. 17: Zuweisung von Indikatorwerten zu den Produktionsverfahren *Kartoffel*, *Getreide*, *Winterweizen* und *Gerste* in MODAM. Jedem Produktionsverfahren jeder Intensitätsstufe wird ein spezifischer Indikatorwert als „Gefährdungspotenzial“ zugewiesen (abgebildete Indikatoren: *C-Faktor*, *N-Bilanz*, *Energie-Input*, *Globales Erwärmungspotenzial*) (MEYER-AURICH et al. 2001).

Cropping practice/ tillage system	Code	C-factor	Nitrogen balance surplus (kg N/ha)	Energy Input (GJ/ha)	GWP (kg CO ₂ Equ.)
Potato (SKA)					
CT	SKA1000	0.30 - 0.37	-88.5 - 1.7	11.89	1323
RT+CC	SKA1024	0.13 - 0.17	-65.2 - 24.9	13.99	1645
NT+CC	SKA1030	0.02 - 0.14	-65.2 - 24.9	13.25	1634
Corn (SKA)					
CT	SMA1002	0.24 - 0.25	52.1	12.37	3357
RT+CC	SMA1026	0.07 - 0.08	75.3	14.69	3674
NT+CC	SMA1032	0.01 - 0.07	75.3	14.27	3665
Winter wheat (WWE)					
CT	WWE2100	0.05 - 0.09	-24.6 - 15.1	10.42	1834
RT	WWE2106	0.05 - 0.08	-24.6 - 15.1	9.79	1823
Winter barley (WGE)					
CT	WGE2200	0.04 - 0.07	1.6 - 34.8	10.8	1841
RT	WGE2206	0.04 - 0.07	1.6 - 34.8	9.8	1825

CT: conventional tillage, no catch crop, RT: reduced tillage, NT: no tillage, CC: catch crop

Der Vorgang der Bewertung verläuft also dreistufig. Zunächst werden schlagspezifische Umweltqualitätsziele definiert, dann werden Indikatoren gewählt, welche die Gefährdung dieser Umweltqualitätsziele anzeigen können („Gefährdungspotenziale“), und schließlich wird kontrolliert, durch welche Indikatorwerte sich die einzelnen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren (als Summe von Einzelmaßnahmen) auszeichnen. Eine Kombination quantifiziert das von jedem Produktionsverfahren ausgehende Gefährdungspotenzial.

Wenn MODAM nicht mit Einzelbetrieben, sondern mit mehreren Betrieben in einer Region arbeitet (z. B. KÄCHELE 1999), werden die Umweltqualitätsziele nicht schlagspezifisch, sondern naturraumspezifisch definiert. Gleiches gilt für die Anwendung von MODAM in der größtmöglichen Raumskala (vgl. Kap. 3.2), wenn die einzelbetriebliche Datenbasis zu einem „Regionshof“ aggregiert wird. Auch in diesem Fall werden die Umweltqualitätsziele für naturräumliche Einheiten definiert, ebenso wie die Indikatoren, welche potenzielle Gefährdungsfaktoren für die Umweltqualitätsziele darstellen. Ein Beispiel für einen naturräumlichen Ansatz (hier im Gegensatz zu einem schlagspezifischen Ansatz verstanden) ist die Anwendung von MODAM in Brandenburg (SATTLER & ZANDER 2004). Für das Bewertungsverfahren im GRANO-Projekt werden die lokalen Agrarumweltprobleme in einem iterativen und partizipativen Prozess über Interviews mit Landwirten, Politikern, Verbänden und Wissenschaftlern identifiziert. Über die drei Umweltmedien *Wasser*, *Boden*, *Habitat-* sowie *Artenvielfalt* werden 3 Hauptziele und 10 Sub-Ziele für die Region ausgewiesen (Tab. 18).

□ **Tab. 18:** Umweltqualitätsziele für die Modellregion „Prenzlau-West“ in Brandenburg mit zugehörigen Indikatoren nach SATTLER & ZANDER (2004).

Umweltmedium	Haupt-Umweltqualitätsziel	Sub-Umweltqualitätsziel	Indikatoren
Wasser	Schutz und Erhalt des Grund- und Oberflächenwassers und Sicherung der Wasserqualität	- Schutz des Grundwassers vor Nitratreintrag - Schutz des Grund- und Oberflächenwassers vor Nährstoff-Eintrag (N,P) - Schutz des Grund- und Oberflächenwassers vor Pestizid-Eintrag - Schutz der Grundwasserneubildung	- Nitrat-Eintrag ins Grundwasser - Nährstoff-Eintrag (N, P) in Grund- und Oberflächenwasser - Pestizid-Eintrag in Grund- und Oberflächenwasser - Grundwasserneubildung
Boden	Schutz und Erhalt der Bodenfruchtbarkeit	- Schutz des Bodens vor Wassererosion	- Wassererosion
Habitat- & Artenvielfalt	Schutz und Erhalt der Habitate in Agrarlandschaften und Erhalt der Habitatqualität für wildlebende Flora und Fauna	- Schutz der Feldlerche vor einer Verschlechterung der Habitatqualität - Schutz des Feldhasen vor einer Verschlechterung der Habitatqualität - Schutz der Rotbauchunke vor einer Verschlechterung der Habitatqualität - Schutz der Schwebfliegen vor einer Verschlechterung der Habitatqualität - Schutz der herbstkeimenden Pflanzengesellschaften vor einer Verschlechterung der Habitatqualität	- Habitatqualität für Feldlerche - Habitatqualität für Feldhase - Habitatqualität für Rotbauchunke - Habitatqualität für Schwebfliegen - Habitatqualität für herbstkeimende Pflanzengesellschaften

Analog zu der Vorgehensweise oben werden anschließend die Umwelteffekte der einzelnen Produktionsverfahren quantifiziert, indem die Verfahren in Arbeitsgänge spezifiziert werden, denen man entsprechende Indikatorwerte zuweist. In diesem Fall erfolgt die Bewertung nicht schlag-, sondern naturraumspezifisch.

V – 5.2.2 Ökologische Indikatoren

Im Mittelpunkt dieser Darstellung stehen die Indikatoren zu den sieben Umweltqualitätszielen für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, die MEYER-AURICH (1999) in seiner Dissertation entwickelt hat. Jedem Umweltqualitätsziel ist jeweils ein Abschnitt gewidmet, der die verwendeten Indikatoren beschreibt und

zusammenfasst. Nach Darstellung der sieben Umweltqualitätsziele werden drei Indikatoren beschrieben, mit denen MEYER-AURICH (2001) MODAM während seiner Tätigkeit am FAM weiterentwickelt hat.

Die Bewertungsmethodik nach MEYER-AURICH (1999) erfolgt für jedes Umweltqualitätsziel dreistufig. In einem ersten Schritt wird das **standörtliche Potenzial** zur Erreichung eines UQZ ermittelt. Im zweiten Schritt werden **Indikatoren** entworfen, die den Einfluss landwirtschaftlicher Produktionsverfahren auf das UQZ messbar machen. Im dritten Schritt werden die Einflussgrößen (Indikatoren) in ein **Regelwerk zur systematischen Bewertung** eingebunden. Zur Erstellung der Regelwerke werden Grenz- oder Schwellenwerte festgelegt, die MEYER-AURICH (1999) teilweise aus Literaturangaben, teilweise aus Diskussionen im Verbundprojekt ableitet. Mit Hilfe dieser Angaben werden mit der Software *Flexfilter* der Firma OMRON so genannte Zugehörigkeitsfunktionen aufgestellt. Die Software liefert als Ergebnis in Abhängigkeit von formulierten Regeln für jeden Indikator einen Zugehörigkeitsgrad zwischen 0 und 1, der angibt, inwiefern die in den Regeln formulierten Kriterien in der Anbaumaßnahme erfüllt sind (0 bedeutet keine Übereinstimmung, 1 bedeutet volle Übereinstimmung) (MEYER-AURICH 2001, S. 43). Der Zugehörigkeitsgrad wird zunächst für jede Einflussgröße eines UQZ separat ermittelt. Anschliessend wird ein wichtiger neuer Wert eingeführt: Der *Zielerreichungsgrad*. Er ist definiert als „der Zustand aller Indikatoren für ein spezifisches Umweltqualitätsziel“ und wird für jedes Produktionsverfahren ermittelt, indem alle Indikatorwerte eines Produktionsverfahrens in Bezug auf ihren Einfluss auf das Umweltziel mit einem Index zueinander gewichtet werden.

Der Schritt der Wertzuweisung (und damit der Quantifizierung von Umwelteffekten über die Erstellung von Regelwerken) ist das Kernstück des Bewertungsverfahrens und nicht einfach zu lösen. Das grundsätzliche Problem bei der Aufstellung der Zugehörigkeitsfunktionen ist, dass der Modellierer hierfür auf Angaben angewiesen ist, die er nicht selbst erheben und quantifizieren kann. Das in der Literatur verfügbare Wissen über funktionale Zusammenhänge zwischen Landnutzungsverfahren und ihren Effekten auf die Umwelt ist meist derart limitiert, dass der Modellierer mit „unsicherem Wissen“ hantieren muss. Um diesen Schwachpunkt im Bewertungsverfahren zu beheben, arbeitet das ZALF derzeit verstärkt an einem auf Fuzzy-Logik basierten Ansatz, der den Umgang mit Unsicherheit bei der Modellierung erleichtert. SATTLER & ZANDER (2004) stellen derzeit ein neues Bewertungstool vor, das unter der fuzzy-unterstützenden Software MATLAB⁹ läuft und über eine Koppelung an MODAM eine Verfeinerung des Bewertungsansatzes von MEYER-AURICH (1999) darstellt (für Details siehe SATTLER & ZANDER 2004).

□ *Umweltqualitätsziel Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag:*

Das *standörtliche Potenzial* zur Vermeidung von Stickstoffaustrag ins Grundwasser wird durch das Stickstoffverlagerungspotenzial und damit durch die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers charakterisiert. Nach der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DGB 1992) wird die Austauschhäufigkeit definiert über den Quotient aus jährlichem Sickerwasser und dem Bodenwasser bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum. Die Abschätzung der Sickerwassermengen erfolgt nach einer Formel von RENGER & WESSOLEK (1990), die von MÜLLER et al. (1996) verifiziert wurde. Zur Berechnung des Stickstoffaustrags ins Grundwasser werden drei Indikatoren verwendet: Die *N-Bilanz*, das *N-Haltervermögen im Winter* und die *Brutto N-Düngung*. Es wird davon ausgegangen, dass positive Bilanzüberschüsse eine potenzielle Gefährdung für das Grundwasser darstellen. In der N-Bilanz werden folgende Faktoren berücksichtigt:

⁹ MATH WORKS 1998

Formel 7: Berechnung des N-Saldos nach MEYER-AURICH (1999)

$$N_{AUS} = (N_{MD} + k * N_{OD} + N_{2\text{FIX}}) - N_{ENTZUG} * E_{RISK} - N_{AUFN}$$

N_{AUS} = verfahrensbedingter auswaschungsrelevanter Stickstoffüberfluss
 N_{MD} = mineralische N-Düngung zur aktuellen Kulturart in kg N/ha
 k = Mineralisationsfaktor in Abhängigkeit von Temperatursumme (Konstante 0,5 bzw. 0,9 bei Gülle)
 N_{OD} = organische N-Düngung zur aktuellen Kulturart in dt/ha
 $N_{2\text{FIX}}$ = kalkulatorische N_2 -Fixierung bei Leguminosen in kg/ha (Schätzgrößen nach BIERMANN 1995)
 N_{ENTZUG} = kulturartenspezifischer Stickstoffentzug durch die Ernteprodukte (Schätzgrößen nach BIERMANN 1997)
 E_{RISK} = Ertragsunsicherheitskoeffizient als kulturabhängiger Faktor
 N_{AUFN} = Mittelfristig im Pflanze-Boden-System gehaltener Stickstoff durch Winterung (kulturartenspezifische Konstante)

Das Regelwerk zur systematischen Bewertung der Effekte von Produktionsverfahren auf das Umweltqualitätsziel besteht zum Einen aus drei Zugehörigkeitsfunktionen (eine andere für jeden Indikator), welche die Zuweisung eines Indikatorwertes zu der kardinalen Werteskala (0 bis 1) ermöglichen. Die Zugehörigkeitsfunktionen basieren auf Grenz- und Schwellenwerten, die aus Literaturangaben und aus einem Diskurs im Verbundprojekt abgeleitet wurden (MEYER-AURICH 1999). Zum Anderen wird im Regelwerk (unter Zuhilfenahme derselben Experten im Verbundprojekt) eine Gewichtung der Einflussgrößen vorgenommen, um eine aggregierte Bewertung eines Produktionsverfahrens auf Basis der drei Indikatorausprägungen zu ermöglichen (Tab. 19).

Tab. 19: Wichtung der Indikatoren zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Schutz des Grundwassers vor Nitrateintrag (MEYER-AURICH 1999).

Indikator (Einflussgrösse)	Wichtungsfaktor
N-Saldo	1
N-Haltungsvermögen im Winter	0,5
Brutto N-Düngung	0,2

□ *Umweltqualitätsziel Erhalt einer hohen Grundwasserneubildung:*

Das *standörtliche Grundwasserneubildungspotenzial* wird mit dem Stickstoffverlagerungspotenzial beschrieben (siehe vorausgehende Beschreibung).

Indikatoren kommen nicht explizit zum Einsatz. Die Bewertung der Produktionsverfahren erfolgt nach MEYER-AURICH (1999, S. 47) über „grundlegende Informationen zu Anbaukultur, Zwischenfruchtanbau und Untersaat“. Die Wichtung dieser Informationen zur Berechnung des Zielerreichungsgrades ist Tab. 20 zu entnehmen.

Tab. 20: Wichtung der Indikatoren zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Erhalt einer hohen Grundwasserneubildung (MEYER-AURICH 1999).

Indikator (Einflussgrösse)	Wichtungsfaktor
Infos zu Sommerung oder Stilllegung	1
Infos zu Sommerung mit Zwischenfruchtanbau	0,75
Infos zu Winterung oder Zwischenfrucht	0,5
Infos zu mehrjährigem Futteranbau od. Grünland	0

□ *Umweltqualitätsziel Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind:*

Das *standörtliche Winderosionspotenzial* wird nach LIEBEROTH et al. (1983) und FRIELINGHAUS (1994) ermittelt. Der Ansatz basiert auf einer bodensubstrat- und nutzungstypenabhängigen Zuweisung von Erosionspotenzialen zu den Kategorien „stark“, „mittel“ und „ohne“.

Als *Indikatoren* werden die *Häufigkeit der Bodenbearbeitung zwischen Februar und Juni* (wenn die Böden nach FUNK (1995) besonders erosionsanfällig sind) und die *Winderosionsanfälligkeit der Kulturarten* herangezogen. Ausserdem gehen Informationen zu Zwischenfruchtanbau, Untersaat und Pflugeinsatz in die Bewertung ein.

Das *Regelwerk zur systematischen Bewertung* beinhaltet eine Zugehörigkeitsfunktion für den Indikator *Häufigkeit der Bodenbearbeitung*. Die *Winderosionsanfälligkeit* wird nach einer dreistufigen Klassifikation von LEHMANN (in FUNK 1995) kulturartenspezifisch ermittelt. Sie wird zusammen mit Informationen zu den

Anbauweisen zu einem „partiellen Zielerreichungsgrad Winderosionsschutz“ vereint (Matrix Tab. 21). Zur Berechnung des finalen Zielerreichungsgrades wird der „partielle Zielerreichungsgrad Winderosionsschutz“ mit dem Faktor 1, die *Häufigkeit der Bodenbearbeitung* mit dem Faktor 0,5 gewichtet.

Tab. 21: Kulturartenspezifische Matrix zur Klassifikation der Winderosionsanfälligkeit und zur Ermittlung des partiellen Zielerreichungsgrades Winderosionsschutz (Zusammenstellung nach MEYER-AURICH 1999).

Kulturart	Winderosionsanfälligkeit nach (LEHMANN in FUNK 1995)	Partieller Zielerreichungsgrad	
		Zwischenfrucht, Untersaat oder pfluglose Bestellung	Keine Zwischenfrucht, Untersaat oder pfluglose Bestellung
Mais, Zuckerrübe, Lein, Erbsen	hoch	0,5	0
Sonnenblume, Kartoffeln, Sommergetreide, Lupine	mittel	0,75	0,5
Winterung, Stilllegung	niedrig	1	1

□ *Umweltqualitätsziel Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser:*

Die *standörtliche, potenzielle Erosionsneigung* wird nach LIEBEROTH et al. (1983) und FRIELINGHAUS (1994) ermittelt. Der Ansatz basiert auf einer bodensubstrat- und hangneigungstypenabhängigen Zuweisung von Erosionspotenzialen mittels einer fünfstufigen Skala (von „sehr geringe Gefährdung“ bis „sehr starke Gefährdung“).

Als *Indikatoren* für die Wintererosion werden die *Bodenbedeckung im Winter*, der *Saattermin* und die *Anzahl der Überfahrungen in den Fahrspuren im Winter* herangezogen. Zur Berechnung der Sommererosion gehen Informationen über Bodenbearbeitung und Bestellverfahren ein.

Das *Regelwerk zur systematischen Bewertung* ermittelt zunächst getrennte Zielerreichungsgrade für *Winter- und Sommererosion*. Bei der Ermittlung des Zielerreichungsgrads für *Wintererosion* wird weiter unterschieden in *Sommerung* und *Winterung*. Bei Winterung werden für die Indikatoren *Saattermin* und *Anzahl der Überfahrungen in den Fahrspuren im Winter* auf Literaturangaben basierende Zugehörigkeitsfunktionen aufgestellt (für die Funktionen siehe MEYER-AURICH 1999, S.51 – beide gehen mit dem Wichtungsfaktor 1 in die Bewertung ein). Bei Sommerung werden die Zielerreichungsgrade nach einer Matrix ermittelt (Tab. 22).

Tab. 22: Zielerreichungsgrad Schutz vor Wintererosion bei Sommerung (MEYER-AURICH 1999).

Kulturart	Bodenbearbeitung und Bestellverfahren		
	Umbruch im Herbst	Keine Bodenbearbeitung im Herbst	Zwischenfrucht
Vorfrucht Blattfrucht	0,5	0	1
Mais, Zuckerrüben, Körnerleguminosen, Hackfrüchte	0,5	1	1

Die Ermittlung des Zielerreichungsgrads für *Sommererosion* erfolgte ebenfalls über eine Matrix (Tab. 23).

Tab. 23: Zielerreichungsgrad Schutz vor Sommererosion (MEYER-AURICH 1999).

Kulturart	Bodenbearbeitung und Bestellverfahren	
	Wendende Bodenbearbeitung	pfluglos oder Untersaat
Getreide, Stilllegung, Grünland	1	1
Mais, Zuckerrüben, Körnerleguminosen, Hackfrüchte	0	0,5

Der gesamte Zielerreichungsgrad „Schutz vor Wassererosion“ wird durch Mittelwertbildung der Zugehörigkeitsgrade Sommererosion und Wintererosion berechnet.

□ *Umweltqualitätsziel Rebhuhnschutz:*

Das *standörtliche Potenzial* für den Rebhuhnschutz wird ermittelt aus zwei Parametern, denen ein signifikanter Einfluss auf die Rebhuhndichte zugewiesen wird: der Schlaggröße und dem Grenzlinienindex. Der Index ist definiert als der Quotient aus Schlagumfang und Schlaggröße.

Als Einflussgröße auf das Umweltqualitätsziel Rebhuhnschutz und damit als *Indikator* wird die Häufigkeit der Störung der Rebhühner während des Brutgeschäfts zwischen Mai und Anfang Juli ermittelt. Es wird unterschieden zwischen der *Störung durch Erntemaschinen mit rotierenden Werkzeugen*, durch *Geräte zur Unkrautkontrolle* und durch *Insektizide*. Ausserdem werden der *Herbizid-Einsatz* und die *Brutto-N-Düngung* als Indikatoren festgelegt, da beide einen Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit der Rebhühner haben.

Im *Regelwerk zur systematischen Bewertung* wird zunächst jedem Termin der Durchführung von Maschinenarbeiten oder Insektizidbehandlungen eine Störungswirkung zugewiesen. Die Zuweisung erfolgt auf einer Skala zwischen 0 und 1 nach Untersuchungen von HERRMANN (1997). Dann wird für jede pflanzenbauliche Maßnahme eine terminabhängige Störungswahrscheinlichkeit nach folgender Formel berechnet:

Formel 8: Berechnung der Störungswahrscheinlichkeit für Rebhühner nach MEYER-AURICH (1999).

$$STR = \frac{\sum(\text{mögliche Bearbeitungstermine} * \text{terminabhängige Störungswirkung} * \text{Maßnahmenhäufigkeit})}{\text{Anzahl möglicher Bearbeitungstage}}$$

Neben der direkten Störungswahrscheinlichkeit durch landwirtschaftliche Maschinen und Insektizide werden auch Zugehörigkeitsfunktionen für folgende Indikatoren aufgestellt: *Anzahl der Herbizid- und Insektizidbehandlungen* sowie *Brutto-N-Düngung*. Die Wichtung der Einflussgrößen zur Berechnung des Zielerreichungsgrades „Rebhuhnschutz“ ist Tab. 24 zu entnehmen.

Tab. 24: Wichtung der Indikatoren zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Rebhuhnschutz (MEYER-AURICH 1999). Die Störungswahrscheinlichkeit wird berechnet aus der Störungswirkung von Erntemaschinen mit rotierenden Werkzeugen, Geräten zur Unkrautkontrolle und Insektiziden.

Indikator (Einflussgröße)	Wichtungsfaktor
Störungswahrscheinlichkeit während der Brut	1
Anzahl der Herbizidbehandlungen	0,3
Anzahl der Insektizidbehandlungen	0,3
Brutto-N-Düngung	0,3

□ *Umweltqualitätsziel Amphibienschutz:*

Zur Ermittlung des *standörtlichen Potenzials* für den Amphibienschutz werden Schläge nach ihrer Aufenthaltswahrscheinlichkeit für Amphibien gekennzeichnet. Die Kennzeichnung erfolgt anhand einer dreistufigen Skala, welche die Schläge nach ihrer Lage zu Laichgewässern ausweist. Schlägen zwischen Laichgewässer und Gehölzen oder Gärten als potenzielle Winterquartiere wird eine mittlere Aufenthaltswahrscheinlichkeit zugewiesen, Schlägen mit mehr als 6 Stillgewässern pro 50 ha die höchste.

Als *Indikator* wird die *Störungswahrscheinlichkeit während der Amphibienwanderung* angegeben. Hierfür wird der Zeitpunkt störender landwirtschaftlicher Maßnahmen mit den Zeitpunkten der Wanderungen verglichen. Zunächst wird auf der Basis von Daten über Amphibienfänge im Gebiet die relative Wanderungsaktivität tageweise für jede Amphibienart – sowohl im Frühjahr als auch im Herbst – berechnet (als Quotient aus der Anzahl am Tag wandernder Amphibien einer Art und der insgesamt in der Saison wandernden Tiere). Dann wird für jeden Tag, an dem störende landwirtschaftliche Maßnahmen für ein Produktionsverfahren betrieben wurden, der prozentuale Anteil der am entsprechenden Tag wandernden Tiere berechnet.

Für die modellhafte Bewertung wird in einem *Regelwerk* jeder störungsrelevanten Maßnahme eine Störungswahrscheinlichkeit zugeordnet. Sie zeigt die zeitliche Überlappung der Maßnahme mit der Amphibienwanderung an (siehe oben: Formel 8).

Aus der Summe der Störungswahrscheinlichkeiten ergibt sich für jedes Produktionsverfahren eine Störungshäufigkeit. Zur Berechnung des Zielerreichungsgrades „Amphibienschutz“ für jedes Produktionsverfahren werden zuletzt die Störungshäufigkeiten für Maschineneinsätze, Mineraldüngerabgaben und ätzende Pflanzenschutzmittel zueinander gewichtet.

Tab. 25: Wichtung der Indikatoren zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Amphibienschutz (MEYER-AURICH 1999), SH= Störungshäufigkeit.

Indikator (Einflussgröße)	Wichtungsfaktor
SH durch Maschineneinsätze	1
SH durch Mineraldüngerabgaben	0,9
SH durch Pflanzenschutzmittel	0,3

□ *Umweltqualitätsziel Kranichschutz:*

Das *standörtliche Potenzial* für den Kranichschutz wird nicht erfasst.

Als *Indikatoren* verwendet werden die kulturartspezifischen *Ernterückstände* und ihre Verfügbarkeit als Nahrungsgrundlage für den Kranich sowie die *Störungsempfindlichkeit* des Kranichs zu Rastzeiten und der *Umbruchtermin der Vorfrucht*.

Das *Regelwerk zur systematischen Bewertung* beinhaltet eine Klassifikation der Ernterückstände verschiedener Kulturarten nach ihrer Nutzbarkeit für Kraniche nach WILKENING (1998). Hierbei wird jeder Kulturart ein partieller Zielerreichungsgrad „Futtergrundlage“ zugeordnet.

Zur Ermittlung der Störungsempfindlichkeit wird (wie bei den Rebhühnern und Amphibien) jedem Störungstermin eine Störungswirkung zugewiesen. Die Zuweisung erfolgt zu einer Skala zwischen 0 und 1 nach Angaben von WILKENING (1998). Dann wird für jede pflanzenbauliche Maßnahme eine terminabhängige Störungswahrscheinlichkeit nach folgender Formel berechnet:

Formel 9: Berechnung der Störungswahrscheinlichkeit für Kraniche nach MEYER-AURICH (1999).

$$STR = \frac{\sum(\text{mögliche Bearbeitungstermine} * \text{terminabhängige Störungswirkung} * \text{Maßnahmenhäufigkeit})}{\text{Anzahl möglicher Bearbeitungstage}}$$

Die Summe der Störungswahrscheinlichkeiten über ein Anbauverfahren wird als Störungshäufigkeit aufgefasst. Zur Berechnung des Zielerreichungsgrades „Kranichschutz“ werden die Indikatoren *Störungshäufigkeit*, *Umbruchtermin der Vorfrucht* und *Ernterückstände* zueinander gewichtet (Tab. 26).

Tab. 26: Wichtung der Indikatoren zur Berechnung des Zielerreichungsgrades Kranichschutz (MEYER-AURICH 1999).

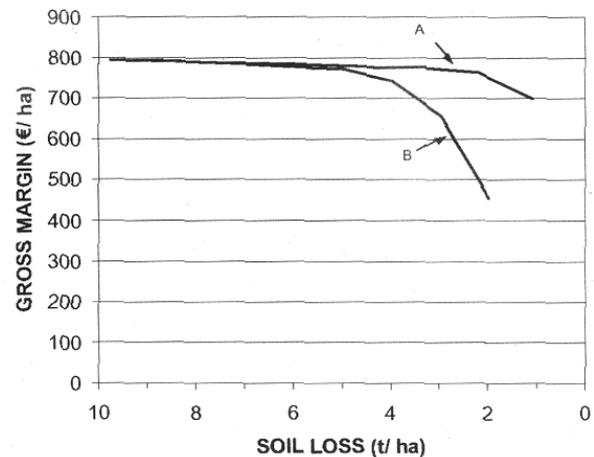
Indikator (Einflussgröße)	Wichtungsfaktor
Ernterückstände	1
Umbruchtermin Vorfrucht	0,8
Störungshäufigkeit	0,8

□ *Indikator Bodenerosion (Erweiterung von MEYER-AURICH (2001) im FAM):*

Um das Ausmaß der von einem Produktionsverfahren ausgehenden Bodenerosion abschätzen zu können, wird die Annahme vorausgesetzt, dass eine Bodenbedeckung mit Mulch erheblich zum Erosionsschutz beiträgt. Diese Annahme muss nun mit konkreten Zahlen in das Modell eingehen. In der Literatur existieren allerdings

unterschiedliche Mengenabschätzungen darüber, wieviel Mulchbedeckung welches Ausmaß an Bodenerosion verhindert (WISCHMEIER 1975 versus KAINZ 1998). Je nachdem, welche Angaben und Funktionen man für die Abschätzung des Indikatorwertes wählt, kann das Ergebnis sehr unterschiedlich ausfallen (MEYER-AURICH et al. 2001; vgl. Abb. 31). Auf Grundlage der gewählten Literaturangaben wird jedem Produktionsverfahren jeder Intensitätsstufe eine spezielle Mulchbedeckung zugeordnet und damit auch das Ausmaß des Bodenabtrags in Abhängigkeit von der Mulchbedeckung bestimmt.

Abb. 31: Trade-off zwischen Bodenerosion und Deckungsbeitrag, basierend auf den Bodenerosions-Abschätzungen nach **A** KAINZ (1989) und **B** WISCHMEIER (1975): MEYER-AURICH et al. 2001, S. 9).



□ *Indikator Energiebilanz (Erweiterung von MEYER-AURICH (2001) im FAM):*

Um den Indikator „Energiebilanz“ für jedes Produktionsverfahren festlegen zu können, verwendet das Modell die Ergebnisse einer *Life Cycle Assessment* Prozedur. Inputenergie ist all jene Energie, die zur Produktion des Produkts notwendig ist. Angaben zum Energieverbrauch der Maschinen gehen aus standardisierten Werken hervor.

□ *Indikator Globales Erwärmungspotenzial (Erweiterung von MEYER-AURICH (2001) im FAM):*

Der Indikator „Globales Erwärmungspotenzial“ wird kalkuliert aus der Emission von Treibhausgasen, die von dem jeweiligen Produktionsverfahren ausgehen (als CO₂-Äquivalente). Sie setzen sich zusammen aus den Maschinenabgasen. Weiterhin wird nach HOUGHTON et al (1996) festgelegt, dass 1,25% (bzw. 2,5% in MEYER-AURICH 2002a) des Nitratreintrags als Emission wieder abgehen.

V – 5.2.3 Ökonomische Indikatoren

Als Indikator für die ökonomische Leistungsfähigkeit der einzelnen Produktionsverfahren kann der Deckungsbeitrag interpretiert werden (vgl. Kap. 5.1.2).

V – 5.3 Szenariorechnungen

V – 5.3.1 (Mehr-) Zieloptimierung

Aus den bisher beschriebenen Schritten liegen für jedes Produktionsverfahren die Deckungsbeiträge (Kap. 5.1.2) und die Werte für alle verwendeten Umweltindikatoren vor (vgl. Kap. 5.2.2). Bei der Landnutzung stehen sich generell ökonomische und ökologische Zielvorstellungen gegenüber. Eine Maximierung der ökonomischen Ziele führt bei intensiver Landnutzung häufig zu einer Degradierung der natürlichen Grundlagen und damit zu einer Vernachlässigung ökologischer Zielvorstellungen. Die Maximierung von Umweltzielen führt dabei im Gegenzug meist durch erhöhte Produktionskosten zu einer Verschlechterung der ökonomischen Zielvorstellungen des Landwirtes. Wünschenswert ist eine Kompromissfindung beider Ansprüche, um mehrere Ziele gleichzeitig zu etablieren. MODAM verfolgt als gesamtbetriebliches *Mehrzieloptimierungsmodell* mit Hilfe der linearen

Programmierung (LP) diesen Anspruch. Für die Optimierung können verschiedene Zielfunktionen gewählt werden.

□ *Ökonomische Zielfunktion*

Diesem Optimierungsansatz liegt die Annahme zugrunde, dass der Landwirt – mit limitierten Ressourcen und einer vorgegebenen Betriebsstruktur – die ökonomisch vernünftig handelnde Grundeinheit (*homo oeconomicus*) im Modell ist. Die Entscheidung darüber, welches Produktionsverfahren er für seinen Schlag auswählt, ist meist von ökonomischen Kriterien abhängig. Er wird also versuchen, die beste Kombination von Produktionsverfahren zu finden, die für seinen Betrieb einen maximalen ökonomischen Ertrag erzielt. Ökonomische Zielfunktion ist der Deckungsbeitrag. Aus dieser Perspektive wird im Simulationslauf die ökonomisch optimale Landnutzung berechnet. Es wird untersucht, wie die ökologischen Indikatoren auf eine ökonomische Gewinnmaximierung reagieren. Die ökologischen Ziele gehen dabei als Restriktionen in das Optimierungsmodell ein (zum Beispiel tolerierte Bodenerosion).

□ *Ökologische Zielfunktion*

Im Gegensatz dazu können allerdings auch Simulationsläufe durchgeführt werden, bei denen die ökonomische Komponente als Restriktion bei einer ökologischen Zielfunktion eingeht. In diesem Fall zeigen die Modellrechnungen, wie sich der Deckungsbeitrag bei einer gewünschten Einhaltung von Natur- und Umweltschutzziele verändert.

Ökologische Zielfunktionen können zunächst einzelne Indikatoren (zum Beispiel der PSM-Einsatz), aber auch Umweltqualitätsziele – als Summe mehrerer Indikatoren – (z.B. der Amphibienschutz) sein. Darüber hinaus sind auch Anbauverfahren darstellbar, deren Anbauweise bestimmte ökologische Zieleinhaltungen voraussetzt (zum Beispiel erosionsmindernde Bodenbearbeitung) (SCHULER & KÄCHELE 2003).

V – 5.3.2 Modellsimulationen

Lineare Programmierungsmodelle (LP) stellen ein in der Agrarökonomie bewährtes Planungsverfahren dar, welches die Lösung komplexer Entscheidungsprobleme unterstützt. Bei der linearen Programmierung (LP) wird ein lineares Ungleichsystem erstellt, das die landwirtschaftlichen Aktivitäten als Elemente der ihren Umfang begrenzenden Restriktionen beschreibt. Das Ungleichsystem wird auf der Basis einer Zielfunktion und mit Hilfe eines *solver* gelöst. Nacheinander werden verschiedene Simulationsläufe durchgeführt, jedes Mal mit einer anderen Komponente als Zielfunktion und den übrigen Komponenten als Restriktionen. Das Modell kann also ökologische und ökonomische Ziele simultan optimieren (ZANDER 2003, S. 52). Üblicherweise wird eine ökonomische Zielfunktion mit ökologischen Restriktionen verwendet. In der Ausgangssituation wird der Deckungsbeitrag ohne Berücksichtigung von ökologischen Restriktionen ermittelt, d.h., die Restriktionen werden auf einem minimalen Level gehalten. Die ökologische Wertigkeit dieser Lösung wird als Nullpunkt der Koordinatensysteme definiert. In einem zweiten Schritt wird das ökologische Optimum für jedes einzelne Ziel definiert (100%- Punkt der Ordinate). Nun werden die Simulationsläufe wiederholt, indem der Zielerreichungsgrad eines ökologischen Zieles über die Verschärfung der entsprechenden Restriktionen im LP-Modell schrittweise in 10 %- Schritten von 0 auf 100 % gesteigert wird. Das Optimierungsmodell wählt dann jeweils die Anbaustruktur aus, die die geforderten ökologischen Anforderungen mit dem geringsten Deckungsbeitragsverlust realisieren kann (KÄCHELE & ZANDER 1998). Um die funktionalen Zusammenhänge zwischen den Umweltqualitätszielen und dem Gesamtdeckungsbeitrag zu ermitteln, werden in der Regel je Ziel

10 Simulationsläufe durchgeführt. Als Ergebnis werden Trade-off-Funktionen als relative Austauschraten zwischen zwei Zielen generiert. Das eine Ziel ist der Deckungsbeitrag, das andere ein möglichst optimaler ökologischer Indikator (wie zum Beispiel minimale N-Auswaschung). Die Reaktion des Indikators wird in Relation zu seinem Zielerreichungsgrad für das Umweltqualitätsziel abgebildet (Abb. 32).

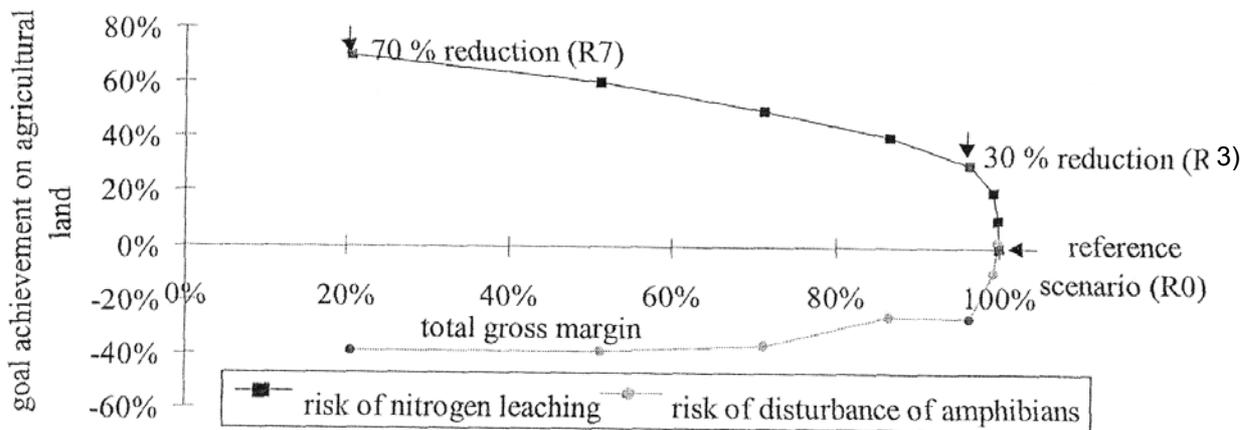


Abb. 32: Trade-off-Funktion zwischen dem Risiko des Nitratreintrags und dem Deckungsbeitrag (ZANDER & KÄCHELE 1999c).

Aktuelle Weiterentwicklungen von MODAM erlauben inzwischen nicht nur die Auswahl optimaler Produktionsverfahren, sondern auch die Optimierung ganzer Fruchtfolgen. Hierzu wurde von BACHINGER & ZANDER (2000, 2001a, 2001b) das Modul MODAM-ROTOR entwickelt, das sowohl einzelstehend als auch in Koppelung an MODAM eine Generierung von Fruchtfolgen ermöglicht. Das Modul beinhaltet Regelwerke zur Ertragspotenzialabschätzung, Kosten-Leistungs-Analyse und ökologischen Bewertung von organischen Fruchtfolgen.

V – 5.4 Ergebnisse

V – 5.4.1 Thematische Karten

Die Ergebnisse werden in GIS-Karten dargestellt. Sie zeigen die Zielerreichungsgrade für Umweltziele unter verschiedenen Szenarienbedingungen in jedem Feldstück des Untersuchungsgebietes (Abb. 33).

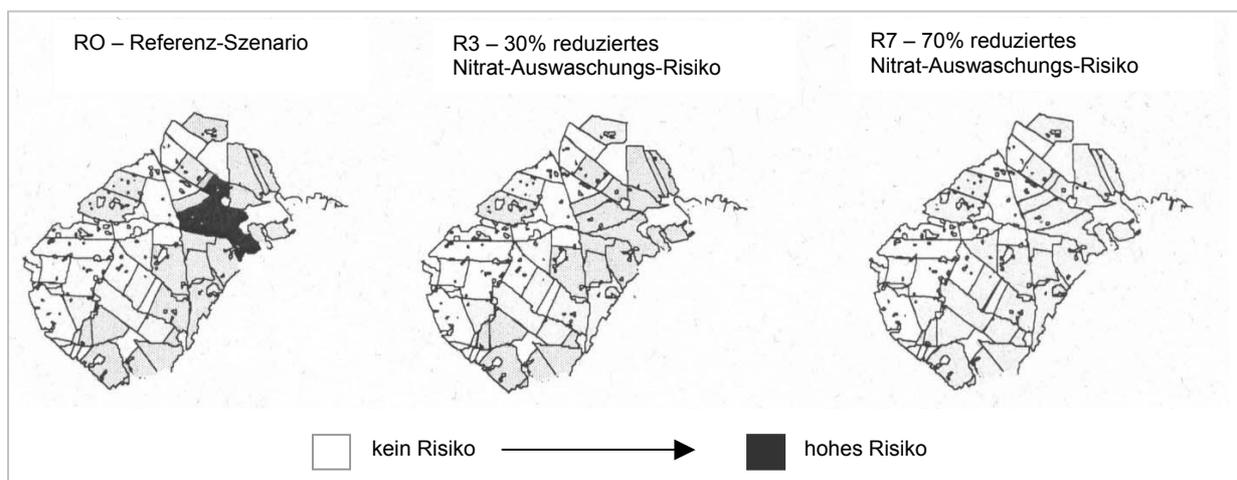


Abb. 33: Standortspezifische Zielerreichungsgrade für das Stickstoff-Auswaschungs-Risiko (ZANDER 2003, S.151).

V – 5.4.2 Multifunktionale Zielbeziehungen

Multifunktionale Zielbeziehungen ergeben sich aus der schrittweisen Integration von Umweltzielen in die ökonomische Zielfunktion (vgl. Kap. 5.3.2). Da die Zielbeziehungen für jedes Umweltqualitätsziel und jeden Indikator aufgezeigt werden, sind auch Komplementaritäten bzw. Konkurrenzen zwischen ökologischen Zielen darstellbar.

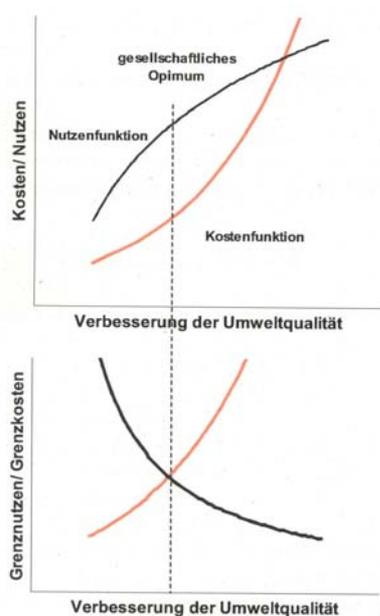


Abb. 34: Schematischer Zusammenhang zwischen Nutzen, Kosten und gesellschaftlichem Optimum der Umweltqualität (MEYER-AURICH et al. 2001).

Ein weiteres Ergebnis sind die bereits dargestellten Trade-off-Funktionen zwischen der Erreichung von Umweltqualitätszielen und dem Deckungsbeitrag. Aus diesen Trade-off-Funktionen lassen sich Vermeidungskostenkurven ableiten. Sie zeigen die Opportunitätskosten – das sind Kosten, die für den Landwirt entstehen, wenn die Umweltqualität verbessert wird (SCHULER & KÄCHELE 2003). Anders definiert handelt es sich hierbei um Deckungsbeitragsverluste oder Betragseinbußen, also private Kosten des Landwirts für Änderungen in der speziellen Intensität der betrieblichen Organisation. Durch die Darstellung der Relation zwischen Umwelteffekten und den privaten Nutzungskosten wird für den Landwirt deutlich, welche ökonomischen Konsequenzen die Integration von Umweltzielen in das Betriebsmanagement hat. Die Grenzkostenfunktionen können für eine umweltökonomische Diskussion gesellschaftlich optimaler Indikatorbereiche (d.h. gesellschaftlich erwünschte und betriebswirtschaftlich vertretbare Grenzwerte) herangezogen werden (MEYER-AURICH & OSINSKI 2002). Die optimale Umweltqualität ist demnach dort, wo die marginalen Grenzkosten zur Verbesserung der

Umweltqualität gleich dem marginalen Nutzen der verbesserten Umweltqualität sind (Abb. 34).

Hier sei ein Beispiel genannt: Eine umweltschonende Bodenbearbeitung erzielt einen deutlich verringerten Bodenabtrag (Umweltziel), verursacht aber für den Betrieb zusätzliche Opportunitätskosten. Um dem Landwirt einen Anreiz zu bieten, trotz Kosten das Umweltziel dennoch zu verfolgen, sollten die Kosten durch zielgenaue Vergütungen aus öffentlichen Mitteln (zum Beispiel Kulturlandschaftsprogramme) abgedeckt werden. Damit hat der Betrieb ein Umweltqualitätsziel eingehalten und die damit einhergehenden Verluste über Fördergelder aufgefangen. Der Betrieb ist ökologisch und ökonomisch optimiert. Eine ökologisch wünschenswerte, darüber hinaus gehende Erosionsschutzstrategie würde zu größeren Gewinneinbußen führen und für den Landwirt ökonomisch nicht sinnvoll.

V – 5.4.3 Untersuchungsergebnisse am Beispiel

□ Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin

Im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin werden Trade-off-Analysen zwischen einzelbetrieblichem Deckungsbeitrag und den Umweltzielen Erosion, N-Austrag und Amphibienschutz dargestellt.

Ergebnis: Es zeigt sich, dass die Verfolgung von Natur- und Umweltschutzzielen zwar grundsätzlich zu Deckungsbeitragsverlusten (private Nutzungskosten) der Landwirte führt, aber dass bei nur geringen Verlusten

für viele Umweltqualitätsziele bis zu 50 %-ige Verbesserungen ihrer Zielerreichung auf den agrargenutzten Flächen möglich sind. Die Verluste werden mit zunehmendem Zielerreichungsgrad größer. Gerade wenn von Seiten des Umweltschutzes von Maximalforderungen abgewichen wird, kann die Höhe der privaten Nutzungskosten relativ gering gehalten werden.

□ *Nationalpark Unteres Odertal*

Im Nationalpark „Unteres Odertal“ wird der Versuch unternommen, die Konfliktsituation darzustellen, die aus den flächengleichen Ansprüchen der Landwirtschaft und des Naturschutzes resultiert, und damit zur Konfliktvermeidung beizutragen. KÄCHELE (1999) entwickelt eine Modellvariante, welche die ökonomische Bewertung einzelbetrieblicher Konsequenzen der Ausweisung von Naturschutzgebieten und der Einschränkung der Nutzung abbildet. Durch die Ausweisung des Nationalparks müssen bis zum Jahr 2010 50% der Nationalparkfläche, davon 1.146 ha Grünland, aus der Nutzung genommen und in Totalreservate umgewandelt werden. In die Untersuchung wurden 32 landwirtschaftliche Betriebe einbezogen. Das Modell erfasst jede der Flächen im Untersuchungsgebiet mit ihren individuellen Erträgen, Aufwendungen und den in Abhängigkeit der Feld-Hof-Entfernung gerechneten Transportkosten. Es werden drei Szenarien formuliert und ihre Konsequenzen für Landnutzer überprüft:

1. Referenzszenario: Hypothetische Situation ohne Nationalpark;
2. Szenario Naturschutz: die Lage der zukünftigen Totalreservatsflächen (Mindestrestriktion: 1146 ha) wird von der Nationalparkverwaltung bestimmt, die auch die weitergehende Nutzung festlegt;
3. Szenario Landwirtschaft: den Betrieben obliegt, welche Flächen sie für Totalreservatsflächen aus der Nutzung nehmen wollen (Mindestrestriktion: 1146 ha, Kriterium: Nutzungskosten).

Ergebnis: Das Naturschutzszenario verursacht einen enormen Deckungsbeitragsrückgang (1,36 Mio DM), weil die Betriebe für die ökologisch wertvollen Flächen vorher Ausgleichszahlungen bekamen und weil die strikten Vorgaben des Nationalparks bezüglich der Schnittzeitpunkte zu einem Zusammenbruch der Futterversorgung bei reinen Grünlandbetrieben führen (die Flächen fallen dann brach). Im Landwirtschaftsszenario betragen die Nutzungskosten lediglich 334.000,- DM, allerdings sind die Totalreservatsflächen kleinräumig zerstreut und in ökologisch wenig wertvollen Gebieten. D.h. beide Szenarien sind aus der gegenseitigen Sicht nicht umsetzbar. Als Zielvorstellung wird eine schrittweise Kompromisslösung vorgeschlagen.

□ *Versuchsbetrieb Klostergut-Scheyern*

Am Beispiel des Versuchsbetriebs „Klostergut-Scheyern“ untersuchen MEYER-AURICH et al. (2003) mit Hilfe von Trade-off-Funktionen die Nutzungskosten der Maßnahmen zur Erosionsvermeidung im integrierten und ökologischen Landbau. Der eine Betrieb wirtschaftet nach den Prinzipien des integrierten Landbaus mit pflugloser Bodenbearbeitung, der andere ist ein nach AGÖL-Richtlinien anerkannter ökologisch wirtschaftender Betrieb.

Ergebnis: Die berechneten Trade-off-Funktionen zeigen, dass die Integration von Erosionsschutz in den integrierten Modellbetrieb mit geringeren Deckungsbeitragseinbußen als für den ökologisch wirtschaftenden Betrieb möglich ist. Der ökologisch wirtschaftende Modellbetrieb zeigt bereits in der Ausgangssituation aufgrund des hohen Futterleguminosenanteils einen geringen Erosionswert. Er kann eine Verringerung der

Erosion nur durch eine Reduktion von Hackfrüchten erreichen, die mit hohen Deckungsbeitragseinbußen einhergehen (MEYER-AURICH et al. 2003).

□ *Evaluierung der Landschaftsrahmenpläne Oder-Spree/Oder-Neiße*

RUNGE (2003) setzt MODAM in Brandenburg ein, um die einzelbetrieblichen Auswirkungen von Umweltqualitätszielen aus der Landschaftsplanung, basierend auf den Entwicklungskonzepten der Landschaftsrahmenpläne Oder-Neiße und Oder-Spree, zu ermitteln. Es werden Szenarien gerechnet, die sich hinsichtlich ihrer Zielerreichung für ausgewählte UQZ unterscheiden. Referenzszenario sind die in der AGENDA 2000 beschlossenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen für 2005.

Ergebnis: In dem Referenzszenario ohne Umweltauflagen erzielt der Modellbetrieb einen Gesamtdeckungsbeitrag von 2,1 Mio DM. Jede Nutzungsänderung bei den Umweltszenarien verursacht mit wachsenden Umweltforderungen wachsende Deckungsbeitragseinbußen von bis zu 70%. Die Modellergebnisse zeigen, dass der gewünschte Schutzstatus umso kostengünstiger erreicht werden kann, je mehr Produktionsverfahren für die Erreichung ökologischer Anforderungen zur Auswahl stehen. Als Ergebnis lässt sich ein Maßnahmenkatalog für eine umweltverträglichere Landbewirtschaftung formulieren.

□ *Naturschutzhof Brodowin*

Das Projekt untersucht die Möglichkeiten, Naturschutzziele in die Flächennutzung des ökologisch wirtschaftenden „Naturschutzhof Brodowin“ zu integrieren. Die gesamtbetriebliche Optimierung unter ökologischen Zielvorstellungen soll die optimale Verteilung standortspezifischer Fruchtfolgen liefern. Durch die Vergleichsrechnung mit der Ausgangssituation können die finanziellen Gewinne und Verluste verdeutlicht und Empfehlungen für Kompensationsleistungen ausgesprochen werden. Im Mittelpunkt steht die Kompromissfindung zwischen ökologischen Zielen, betrieblicher Machbarkeit und der Verfügbarkeit finanzieller Ressourcen für Kompensationsleistungen. Mit Hilfe agrarpolitischer Szenarien sollen die Konsequenzen unterschiedlicher Förderprogramme auf Naturschutzziele abgebildet werden. Hieraus sollen sich auch Hinweise für zukünftige Kulturlandschaftsprogramme des Landes Brandenburg ergeben.

V – 6 Ansprechpartner

▪ Dr. Peter Zander

Institution: Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF)
 Institut für Sozioökonomie
 Zentraler Forschungsverbund: Nachhaltige Landschaftsentwicklung – „Nordmitteleuropa 2020“

Aufgabe: Wissenschaftlicher Mitarbeiter d. o.g. Instituts
 Koordinator des o.g. Forschungsverbundes in
 Teilprojekt IV: Sozioökonomische Aspekte der Nutzung ländlicher Räume

Anschrift: Eberswalder Str. 84 – 15374 Müncheberg
 Tel.: +49 (0)33432 – 82 214
 Fax.: +49 (0)33432 – 82 308
 e-mail: pzander@zalf.de

Dr. Peter Zander hat jahrelang am ZALF zur Entwicklung des Modells MODAM beigetragen und zahlreiche Veröffentlichungen zum Thema herausgebracht. Einen umfassenden Einblick in das Modell bietet seine Dissertation (2003): *Agricultural land use and conservation options - a modelling approach*.

▪ Prof. Dr. Harald Kächele

Institution: Fachhochschule Eberswalde
 Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz (Sekretariat: Irena Hierold)

Aufgabe: Professur für Umweltökonomie

Anschrift: Friedrich-Ebert-Straße 28 – 16225 Eberswalde
 Tel: +49 (0)3334 – 657 328 (oder 312?)
 Fax: +49 (0)3334 – 236 316
 email: hkaechele@fh-eberswalde.de

Institution: Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF)
 Institut für Sozioökonomie

Aufgabe: Wissenschaftlicher Mitarbeiter

Anschrift: Eberswalder Str. 84 – 15374 Müncheberg
 Tel: +49 (0)33432 – 82224
 Fax: +49 (0)33432 – 82308
 email: hkaechele@zalf.de

Prof. Dr. Harald Kächele hat in seiner Dissertation (1999) das Modell MODAM im Nationalpark „Unteres Odertal“ angewendet: *Auswirkungen großflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft - Ökonomische Bewertung der einzelbetrieblichen Konsequenzen am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal"*.

▪ Dr. Andreas Meyer-Aurich

Institution: TU München
 Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues
 Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM)

Aufgabe: Wissenschaftlicher Mitarbeiter

Anschrift: Alte Akademie 14 – 85350 Freising-Weihenstephan
 Tel: +49 (0)8161 – 713878
 Fax: +49 (0)8161 – 714426
 Email: ameyer@weihenstephan.de oder (neu?) email: ameyer@wzw.tum.de

Dr. Andreas Meyer-Aurich hat in seiner Dissertation das Modul ECOL entwickelt, das der Abschätzung von Auswirkungen der Landnutzung auf Umweltziele dient: *„Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der ackerbaulichen Landnutzung für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin“*. Seine Veröffentlichungen beschreiben den Einsatz von MODAM auf dem „Klostergut Scheyern“. Der Hof ist Versuchsgut des „Forschungsverbundes Agrarökosysteme München“ (FAM), in dem Meyer-Aurich tätig ist und ein Indikatorenset für eine nachhaltige Landnutzung entwickelt.

V – 7 Literatur

* steht für Sekundärliteratur

- BACHINGER, J. & P. ZANDER (2001a): Crop rotation planning tool for organic farms. In: EFITA 2001: Third Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment, June 18-20, 2001, Montpellier, France, Vol. 1: 89-94; Montpellier (agro).
- BACHINGER, J. & P. ZANDER (2001b)*: Entwicklung eines Modells zur Generierung und Bewertung standort- und situationsangepasster Fruchtfolgen im Ökologischen Landbau. In: REENTS, J. (Hrsg.): Von Leit-Bildern zu Leit-Linien: Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau, 6.-8. März 2001, Freising-Weihenstephan: 167-170; Berlin (Köster).
- BACHINGER, J. & P. ZANDER (2000): Modelling crop rotations for organic farms. - In: ALFÖLDI, T., W. LOCKERETZ & U. NIGGLI (Hrsg.): IFOAM 2000 - The World Grows Organic: Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference, 28 to 31 August 2000, Basel/Zürich (Vdf Hochschulverlag): 144.
- BERGER, G., STACHOW, U. & A. WERNER (2000)*: Abschätzungen der Auswirkungen transgener Sorten auf Umweltqualitätsziele. In: SCHULTE, E. & O. KÄPPELI (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft und grüne Gentechnik: Ergebnisse zum Forschungsprojekt, Basel: 73-95.
- BIERMANN, S. (1995)*: Flächendeckende, räumlich differenzierte Untersuchung von Stickstoffflüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer. Dissertation an der MLU-Halle. Verlag Shaker, Aachen: 123 S.
- BIERMANN, S. (1997)*: Unveröffentlichtes Arbeitsmaterial, zitiert aus MEYER-AURICH (1999).
- BISHOP, R. C. (1978)*: Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard. In: American Journal of Agricultural Economics 60: 10-18.
- DABBERT, S., HERRMANN, S., KAULE, S. & G. SOMMER (Hrsg.) (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung, Springer Verlag, Berlin.
- DE WITT, VAN KEULEN, SELIGMANN, SPHARIM (1988): Application of interactive multiple goal programming techniques for analysis and planning of regional agricultural development. In: Agricultural Systems 26 (3): 211-230.
- DGB – DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (1992)*: Strategien zur Reduzierung von standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Sonderdruck der Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und Schongebieten, Oldenburg.
- ECKERT, H. & U. GERNAND (2000): Praktische Erfahrungen mit der Umweltverträglichkeitsbewertung KUL - Ergebnisse und Schlussfolgerungen. In: VDLUFA- Schriftenreihe 53/2000.
- FRIELINGHAUS, M. (1994)*: Bewertung und Kartierung der Wasser- und Winderosionsgefährdung sowie bereits eingetretener Schäden und Ausarbeitung von vorbeugenden und sanierenden Bewirtschaftungsstrategien für erosionsgefährdete Landschaften Brandenburgs. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR), Müncheberg.
- FUNK, R. (1995)*: Quantifizierung der Winderosion auf einem Standort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung. In: ZALF-Berichte 16, Müncheberg.
- GANZERT, C. (1995)*: Konzeption für eine ökologische Agrarlandschaftsforschung. In: Berichte der ANL, Beiheft 12: 51-64.
- HANLEY, N., SHOGREN, J.F. & B. WHITE (1997)*: Environmental Economics in theory and practice. Macmillan Press, London.
- HEIDT, E., KORBUN, T., PLACHTER, H. & R. SCHULZ (1997)*: Zielbestimmung UG3 „Wilmersdorf“. Projektbericht zum Teilprojekt „Leitbild und Bewertung“ im BMBF-DBU-Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“. Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg, Eberswalde.
- HERRMANN, M. (1997)*: Mündliche Mitteilung, zitiert aus MEYER-AURICH (1999).
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. In: Berichte zur Agrarwissenschaft. Habilitation an der Universität Halle-Wittenberg.
- KÄCHELE, H. (2004): Telefonat zwischen Prof. Dr. Harald Kächele und Inga Roedenbeck zur Korrektur des Kapitels „MODAM“ in der vorliegenden Studie, am 04.02.2004.
- KÄCHELE, H. (1999a): Auswirkungen großflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft - Ökonomische Bewertung der einzelbetrieblichen Konsequenzen am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal". In: Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik, Sonderheft ISBN 3-86037-109-6: 222 S.
- KÄCHELE, H. (1999b): MODAM - Ein Modellsystem für die ökonomische und ökologische Analyse von Landnutzungskonflikten zwischen Landwirtschaft und Naturschutz, Vortrag auf dem 9. Technologietag zum Thema: Informations- und Kommunikationstechnologien und Lebenswissenschaften: Synergien in ländlichen Räumen, 27. und 28. Mai in Strausberg.
- KÄCHELE, H. & S. DABBERT (2002): An economic approach for a better understanding of conflicts between farmers and nature conservationists - an application of the decision support system MODAM to the Lower Odra Valley National Park. In: Agricultural Systems 74: 241-255.

- KÄCHELE, H. & P. ZANDER (1999): Der Einsatz des Entscheidungshilfesystems MODAM zur Reduzierung von Konflikten zwischen Naturschutz und Landwirtschaft am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal". In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. 35: 191-198.
- KÄCHELE, H. & P.M. ZANDER (1998): Modellierung von Landnutzungssystemen im Konfliktfeld zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. In: Ökologische Hefte der Humboldt-Universität zu Berlin 9: 209-218.
- KAINZ, M. (1989*): Runoff, erosion and sugar beet yields in conventional and mulched cultivation. Results of the 1988 experiment. In: Soil Technol. Ser. 1: 103-114.
- KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (1997)*: Datensammlung für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- LIEBEROTH, I., DUNKELGOD, P., GUNIA, W. & T. THIÈRE (1983)*: Auswertungsrichtlinie MMK Strand 1983. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR.
- MATH WORKS (1998)*: Fuzzy Logic Toolbox – For Use with MATLAB. User's Guide. <http://mathworks.com> (Zugriff: 02/2004)
- MEYER-AURICH, A (2003): Consideration of biotic nature conservation targets in agricultural land use – a case study from the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 98 (1-3): 529-539.
- MEYER-AURICH, A (2002a): Finding the optimal balance between economic and ecological demands on agriculture - research results and model calculations for a Bavarian experimental farm. - Selected paper at the Australian Agricultural and Resource Economics Society, 13.-15.2.2003 in Canberra. Veröffentlicht auf Tagungs-CD.
- MEYER-AURICH, A (2002b): Integration von Indikatoren in die Landwirtschaft, Vortrag auf dem Statusseminar d. FAM v. 27./28.11.2002, FAM-Bericht 55, 81-84.
- MEYER-AURICH, A. (1999): Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der ackerbaulichen Landnutzung für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Dissertation an der Universität Potsdam.
- MEYER-AURICH, A. & E. OSINSKI (2002): Vertikale Integration der FAM- Forschungsergebnisse in Bewertungsinstrumente sowie praxisrelevante Aufarbeitung von Indikatoren. In: SCHRÖDER, P., HUBER, B., J.C. MUNCH: Jahresbericht 2001 des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM), FAM-Bericht 53, GSF, Neuherberg: 193-202.
- MEYER-AURICH, A., MATTHES, U. & E. OSINSKI (2001): Integrating Sustainability in Agriculture - Trade-Offs and Economic Consequences Demonstrated with a Farm Model in Bavaria, Paper presented at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Chicago.
- MEYER-AURICH, A., OSINSKI, E., MATTHES, U., WEINFURTNER, K. & G. GERL (2000): Ein Ziel- und Indikatorensystem zur Entwicklung von Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Landwirtschaft im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM). In: VDLUFA- Schriftenreihe 53/2000: 31-38.
- MÜLLER, L. DANNOWSKI, R., SCHINDLER, U., EULENSTEIN, F. & R. MEISSNER (1996)*: Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteldeutschlands. In: Archiv Acker-Pflanze Boden 40: 345-362.
- PLACHTER, H. (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. In: Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32, Bonn-Bad Godesberg: 187-199.
- PLACHTER, H. & KORBUN (2003): A methodological primer for the determination of nature conservation targets in agricultural landscapes. In: FLADE, M., PLACHTER, H., SCHMIDT, R. & A. WERNER (Hrsg.): Nature conservation in agricultural ecosystems – Results of the Schorfheide-Chorin Research Project. Verlag Quelle und Meyer, Wiebelsheim.
- RENGER, M. & G. WESSOLEK (1990)*: Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. In: Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen 386: 295-305.
- ROTH, R. (1995)*: Ertragsabschätzung für wichtige landwirtschaftliche Kulturpflanzen. In: BORK, H.R., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. & K.O. WENKEL (Hrsg.): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Verlag Ernst und Sohn Berlin: 59-61
- RUNGE, T. (2003): Ökonomische und ökologische Effekte einer Umsetzung landschaftsplanerischer Vorgaben in der Landwirtschaft. Technische Universität Berlin. Dissertation (in Vorbereitung).
- SATTLER, C. & P. ZANDER (2004): Environmental and economic assessment of agricultural production practices at a regional level based on uncertain knowledge. Paper submitted for the 6th IFSA European Symposium "Farming and Rural Systems Research and Extension – European Farming and Society in Search of a New Social Contract – Learning to Manage Change", April 4-7, Vila Real, Portugal.
- SCHULER, J. & H. KÄCHELE (2003): Modelling on-farm costs of soil conservation policies with MODAM. In: Environmental Science & Policy 6: 51-55.
- STACHOW, U., HUFNAGEL, J., GLEMNITZ, M., BERGER, G., BACHINGER, J., ZANDER, P. & C. SATTLER (2003): Indicators of Landscape Functions Related to Modifications and Patterns of Agricultural Landscapes. In: Agricultural impacts on landscapes: developing indicators for policy analysis; Proceedings from NIJOS/OECD expert meeting on agricultural landscape indicators in Oslo, Norway, October 7-9, 2002: 209-221; As (Norsk institutt for jord- og skogkartlegging) (NIJOS rapport; 07/2003).
- STONEHOUSE, D. P., C. SATTLER, J. SCHULER & P. ZANDER (2003)*: Application of the farm and ecological effects model MODAM to the Grand River Watershed in Ontario, Canada (*Artikel in Vorbereitung*), zitiert nach ZANDER (2003).
- WEERSINK, A., JEFFREY, S. & D. PANNELL (2002)*: Farm-Level Modelling for Bigger Issues. In: Review of Agricultural Economics 24: 123-140.
- WILKENING (1998)*: mündliche Mitteilung, zitiert nach MEYER-AURICH (1999).

- WISCHMEIER, W.H. (1975)*: Estimating the soil loss equation's cover and management factor for undisturbed areas. In: USDA (Hrsg.): Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. US Agricultural Research Service: 118-124.
- ZALF (1999)*: Jahresbericht 1998/1999, Müncheberg.
- ZANDER, P.M. (2004): Schriftwechsel zwischen Dr. Peter Zander und Inga Roedenbeck bezüglich des Kapitels „MODAM“ in der vorliegenden Studie, März und April 2004.
- ZANDER, P. M (2003): Agricultural land use and conservation options - a modelling approach. Dissertation Wageningen: 222 S.
- ZANDER, P. M & H. KÄCHELE (1999a): Analysis of interdependencies between economic and ecological indicators of agricultural land use - MODAM - a Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management. In: SCHIEFER, G., HELBIG, R. & U. RICKERT (1999): Proceedings of the Second European Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment, Bonn 1999, Publ. by Universität Bonn-ILB.
- ZANDER, P. M & H. KÄCHELE (1999b): Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. In: Agricultural Systems 59: 311-325.
- ZANDER, P. M & H. KÄCHELE (1999c): Analysis of Interdependencies between Economical and Ecological Indicators of Agricultural Land Use MODAM - a Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management, Paper presented at the Congress: Perspectives of Modern Information and Communication Systems in Agriculture, Food Production and Environmental Control. Proceedings of the Second European Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment, Bonn.
- ZANDER, P. M, KÄCHELE, H. & A. MEYER-AURICH (1999): Development and Application of a Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management (MODAM). In: Quarterly Bulletin of the International Association of Agricultural Information Specialists XLIV: 66-72.

Internetquellen:

<http://www.zalf.de/modam/modam.html> (Zugriff: 10/2003)

<http://www.fh-eberswalde.de/lanu/> (Zugriff: 10/2003)



**BEWERTUNGSKONZEPTE FÜR
EINE NACHHALTIGE UND UMWELTVERTRÄGLICH LANDWIRTSCHAFT**

FÜNF VERFAHREN IM VERGLEICH

VI. SYNTHESE

INGA A. E. ROEDENBECK



Der folgende Text fasst die vorhergegangenen Einzeldarstellungen der fünf Bewertungsverfahren zu einer Synthese zusammen. Dabei sollen sowohl Gemeinsamkeiten als auch Unterschiede herausgearbeitet werden. *Kapitel 1* stellt die fünf Verfahren bezüglich ihrer räumlichen Systemgrenzen gegenüber. *Kapitel 2* nimmt bezüglich der Anwendungsorientierung eine Einteilung der fünf Verfahren in betriebliche Kriteriensysteme auf der einen und Landnutzungsmodelle auf der anderen Seite vor. *Kapitel 3* vergleicht den methodischen Ansatz der beiden betrieblichen Verfahren und die der Landnutzungsmodelle. In *Kapitel 4* werden mittels der Wertbaumanalyse die in den einzelnen Verfahren enthaltenen Bewertungsdimensionen veranschaulicht. Anschließend erfolgt eine Beurteilung der Bewertungsverfahren im Hinblick auf die Vollständigkeit ihrer Indikatorensets und die Eignung der Ansätze zur Quantifizierung der Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland.

VI – 1 Raumbezug

Ein wesentlicher Unterschied der fünf Verfahren besteht in ihrem divergierenden Raumbezug. Es ist dabei zu unterscheiden zwischen der räumlichen *Systemgrenze* und der räumlichen *Subsystemgrenze*.

Die räumliche *Systemgrenze* beschreibt das räumliche Ausmaß des betrachteten Gebiets, das bewertet wird oder für das Simulationsanalysen durchgeführt werden. Hiernach sind die fünf Verfahren in zwei Untergruppen zu unterteilen. Die erste Gruppe bilden KUL und REPRO, die beide die Ebene eines landwirtschaftlichen Betriebes als räumliche Systemgrenze festlegen. Auf der anderen Seite stehen die Landnutzungsmodelle ProLand und RAUMIS, welche eine landwirtschaftlich produzierende Region als Systemgrenze festlegen. ProLand beschränkt sich auf eine Untersuchungsregion, während RAUMIS den gesamten deutschen Agrarsektor abbildet. MODAM nimmt diesbezüglich einen vermittelnden Status ein. Es ist auf der Ebene eines Betriebes, für mehrere einzelne Betriebe einer Region oder – in der höchsten Aggregationsstufe – für Regionshöfe einsetzbar.

Die *Subsystemgrenze* beschreibt die räumliche Grundeinheit des Verfahrens. In dieser Einheit werden zum Beispiel die natürlichen Standortfaktoren verwaltet und die Bilanzierungen durchgeführt. Für jedes Subsystem werden ausserdem Indikatorwerte oder – bei den Landnutzungsmodellen – Deckungsbeiträge kalkuliert. Bezüglich der räumlichen Subsysteme ist eine andere Anordnung der fünf Verfahren vorzunehmen. Die kleinste räumliche Grundeinheit bietet ProLand mit einem 25m * 25m Raster, es folgt die Schlagabbildung von REPRO. Sofern MODAM für einen Betrieb eingesetzt wird, ist auch hier die räumliche Grundeinheit der Schlag. Subsystemgrenze bei KUL ist gleich seiner Systemgrenze – der gesamte Betrieb. Es folgt MODAM, sofern es Regionshöfe abbildet und zuletzt RAUMIS mit Regionshöfen, deren räumliche Ausdehnung deckungsgleich mit Landkreisen ist.

VI – 2 Anwendungsorientierung

Bezüglich ihrer Anwendungsorientierung sind die fünf Verfahren ebenfalls in zwei Hauptgruppen zu unterscheiden. Auf der einen Seite stehen KUL und REPRO, die mit Umweltindikatoren den IST-Zustand landwirtschaftlicher Betriebe bezüglich ihrer Umweltverträglichkeit bewerten. Vor allem KUL kann daher auch als „Kriteriensystem“ zu bezeichnen, das belegbare Daten anhand festgelegter Algorithmen verrechnet. Der

Fokus liegt auf einer Betrachtung der ökologischen Effekte des betrieblichen Wirtschaftens. Das Umweltindikatorenset ist Kern der Systeme, und die gesamte Methodik ist auf die Umweltbewertung ausgerichtet. Die Anwendung dient dem Umweltmonitoring beziehungsweise Controlling im Sinne einer betrieblichen Schwachstellenanalyse. Die Systeme sind ausgerichtet auf eine begleitende Betriebsberatung zur Verbesserung ihrer landwirtschaftlichen Praxis. Beide Verfahren wurden deswegen anwendungsfreundlich konzipiert und sind entweder als Agrarsoftware käuflich erhältlich oder über zentrale Auswertungs- und Beratungseinrichtungen organisiert.

Auf der anderen Seite stehen die *Landnutzungsmodelle* ProLand, RAUMIS und im weiteren Sinne auch MODAM. Der Schwerpunkt ihres Anwendungsbereichs liegt in der Entwicklung von Landnutzungsszenarien bei unterschiedlichen politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen. Sie dienen der Simulation des Entscheidungsverhaltens von Landwirten bei verschiedenen (sich ändernden) Rahmenbedingungen und werden deswegen als Simulationsmodelle eingestuft. Zeitlicher Fokus ist nicht der Ist-Zustand, sondern Zukunftsszenarien. Allein RAUMIS schließt auch eine Analyse der historischen Entwicklung des Agrarsektors sowie eine Ist-Zustands-Analyse ein. Alle drei Modelle wurden als wissenschaftlich basierte Informationssysteme für agrarpolitische Entscheidungsträger konzipiert. Mit ihrer Hilfe können politische Szenarien gegeneinander abgewogen und politische Entscheidungen im Bereich der Agrarförderpolitik richtungssicher unterstützt werden. Die Modelle stehen im Dienste der Wissenschaft und der Politikberatung und sind nicht frei verfügbar oder käuflich erhältlich.

VI – 3 Methodischer Ansatz

VI – 3.1 Betriebliche Verfahren

KUL und REPRO sind beide auf die Bewertung der Umweltsituation landwirtschaftlicher Betriebe ausgerichtet. Sie unterscheiden sich methodisch vor allem hinsichtlich ihrer Bilanzierungsansätze: KUL bewertet nach den Prinzipien der *Hoftorbilanz*, REPRO nach denen der *Flächenbilanz*. Bei der *Flächenbilanz* des Modells REPRO wird die Systemgrenze durch die Bodenoberfläche symbolisiert. Als Inputgrößen sind die Nährstoffe in mineralischen und organischen Düngemitteln zu erfassen, und als Entzüge werden die im Erntegut enthaltenen Nährstoffe berücksichtigt (HENRICHSMEYER et al. 1996). Bei der *Hoftorbilanz* in KUL wird nicht die Fläche sondern der Landwirtschaftsbetrieb als *black box* betrachtet. Dabei wird gewissermaßen sein Hoftor als Systemgrenze zur Erfassung der Stoffströme angesehen. Als Inputgrößen werden die Nährstoffgehalte sämtlicher Produkte, die durch das Hoftor in den Betrieb hineingebracht werden erfasst. Diesen Inputs stehen als Outputgrößen die Nährstoffgehalte der Verkaufsprodukte, die aus dem Betrieb exportiert werden, gegenüber.

Die unterschiedlichen Vorgehensweisen sind nach ECKERT & BREITSCHUH (1997) eine Frage der Quantität und Qualität: „So wünschenswert es wäre, die Nährstoffbilanzierung schlagbezogen durchzuführen, so fehlt doch in den meisten Betrieben die dazu nötige Datengrundlage. Nur wenige Betriebe verfügen über eine exakte Schlagkartenführung und erfassen schlagbezogen den Input und die abgefahrenen Ernteerträge. Solange diese Voraussetzung nicht gegeben ist, muss die Nährstoffbilanzierung betriebsbezogen erfolgen, sofern das Grundgebot beibehalten werden soll, nur belegbare und nachvollziehbare Daten zuzulassen“ (ECKERT & SAUERBECK 2000). Mit KUL kann mit vertretbarem Aufwand eine große Anzahl von Betrieben bewertet werden. Eine solche Routineanwendung stellt dann allerdings einen Kompromiss zwischen Detailschärfe der

Abbildung und praktischer Durchführung dar (HUPKE & MARSMANN 1994). Mit dem Ansatz kann eine gegebene Situation grob bewertet werden; es ist aber nicht möglich, innerbetriebliche Unterschiede zwischen Schlägen oder Fruchtfolgen herauszuarbeiten. Des Weiteren sind nur begrenzte Aussagen zu den Ursachen hoher und niedriger Stoff- und Energieeffizienz oder Stoffemissionen zu treffen, da die schlagkonkreten Bewirtschaftungsmaßnahmen und -verfahren nicht erfasst werden. Mit REPRO ist dagegen eine möglichst genaue, flächenbezogene Beschreibung möglich. REPRO konnte aus diesem Grund zwar mit hoher Präzision und Detailtreue angewendet werden, ist aber nicht in der Lage, eine so umfangreiche und vergleichende Datenbasis aufzubauen wie KUL unter der Organisation des „Umweltsicherungssystems Landwirtschaft“.

VI – 3.2 Landnutzungsmodelle

Der Schwerpunkt des Anwendungsbereichs von Landnutzungsmodellen liegt meist nicht vordergründig auf einer ökologischen Bewertung. Sie dienen in erster Linie dazu, potenzielle Zustände einer Region unter verschiedenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen und damit die „Aktivität landwirtschaftlicher Unternehmer“ in Reaktion auf politische und ökonomische Stimuli zu simulieren. Die Erstellung von Landnutzungsszenarien wird über einen Optimierungsprozess abgewickelt, der aus einer Reihe von möglichen Produktionsverfahren die „optimale“ Landnutzung für eine Region auswählt. Für die Durchführung des Optimierungsverfahrens sind Annahmen über das Entscheidungsverhalten des Landwirts notwendig, der in unterschiedlichen agrarpolitischen Situationen aus einer Vielzahl von Landnutzungsoptionen eine bestimmte Kulturart, eine bestimmte Intensitätsstufe und bestimmte Arbeitsgänge für eine Kulturart auswählt. Grundannahme in allen drei betrachteten Landnutzungsmodellen ist, dass Landnutzer Gewinnmaximierer sind, keine Umstellungshemmnisse und –kosten haben und die Anbauweise wählen, welche den höchst möglichen Gewinn einbringt. Weil in einem Optimierungsprozess – mathematisch bedingt – nur ein Ziel unter Einhaltung von Nebenbedingungen optimiert werden kann, sind Landnutzungsmodelle in erster Linie „ökonomisch orientiert“. Ökologische Ziele können (zum Beispiel umweltpolitisch motiviert) als Restriktionen in den Modellablauf integriert und damit als „Zieleinhaltung“ interpretiert werden. In der Interpretation der Ergebnisse liegt dann eine ökologische Bewertung *implizit* verborgen. So können die bei Umstellung auf eine umweltverträgliche Bewirtschaftung ermittelten Minderungen des Zielbeitrags entweder als „Gewinneinbußen“ oder als „empfohlene Höhe für öffentlich finanzierte Entgelte für Umweltleistungen“ interpretiert werden. Meist scheint die institutionelle Anbindung des Modells darüber zu entscheiden, ob Optimierungsprozesse auch für ökologische Zielfunktionen durchgeführt werden oder nicht.

Die *explizite* Bewertung über Umweltindikatoren ist für die Erstellung von Landnutzungsszenarien in einem Landnutzungsmodell nicht notwendig. Sie ist methodisch nachgeschaltet und entsprechend der Anwendungsorientierung und institutionellen Anbindung des Modells mehr oder weniger stark ausgeprägt.

Am Wenigsten berührt den ökologischen Bewertungsbereich der Modellverbund des Sonderforschungsbereichs 299. Schwerpunkt von ProLand ist nicht die Lösung eines Bewertungsproblems, sondern eine Analyse der möglichen Verteilung der Landnutzung in Abhängigkeit von naturräumlichen Gegebenheiten, d.h. räumlich und zeitlich hoch variablen Standortfaktoren. Dabei werden unter gegebenen Restriktionen betriebswirtschaftlich optimale Landnutzungsverteilungen kalkuliert. Ökologische Ziele können als Restriktionen in den Optimierungsprozess integriert werden. Diese werden von ProLand allerdings weder explizit als „Zieleinhaltung“ ausgewiesen, noch werden umweltpolitisch motivierte Zielzustände der Landnutzung als

„Umwelt-Szenarien“ (oder ähnliches) definiert. Eine *explizite* ökologische Bewertung könnte das nachgeschaltete Modell ANIMO über eine Verknüpfung zwischen den Landnutzungsszenarien aus ProLand und den empirisch ökologisch arbeitenden Teilprojekten des SFB schaffen. ANIMO nimmt diesen potenziellen Aufgabenbereich aber nur ansatzweise wahr, indem es ausschliesslich eine Bewertung der Landnutzungseffekte auf das allgemeine Leitbild „Biodiversität“ durchführt. Hierdurch wird eine wesentliche Grundlage einer ökologischen Bewertung nicht erfüllt: Die Bewertung der Produktionsverfahren anhand ihres Zielerreichungsgrades für *regionale, standortspezifische Umweltqualitätsziele*.

Obwohl RAUMIS explizit für eine wissenschaftlich basierte Agrar-Umwelt-Politikberatung gemacht wurde, hat sich der Einsatz für die Politikberatung und zur Unterstützung politischer Entscheidungen des BML bzw. BMVEL in der Vergangenheit auf die Ausgestaltung der Markt- und Preispolitik und der Direktzahlungen im Rahmen der GAP der EU konzentriert (KLEINHANß et al. 1998, 2001, 2002, CYPRIS et al. 1997, BERTELSMEIER 2002). Da mit RAUMIS die Aktivität landwirtschaftlicher Unternehmer abgebildet werden soll, steht die Einkommensmaximierung als Verhaltenshypothese im Mittelpunkt. Allerdings werden umweltpolitisch motivierte, ökologische Zielvorstellungen als Nebenbedingungen eingeführt und als „Zieleinhaltung“ interpretiert. Eine simultane Optimierung unterschiedlicher Ziele führt RAUMIS nicht durch, da diese eine vollständige Bewertung anderer Ziele, also eine Internalisierung (Monetarisierung) voraussetzen würde (KREINS 2004, OSTERBURG 2004).

Auswirkungen alternativer Politikszenerarien auf Umweltparameter wurden im Rahmen der Modellanalysen bisher nicht oder nur nachrangig betrachtet (Julius 2003). Auch nach OSTERBURG (2004) werden bisher beispielsweise die Indikatoren „Arten- und Biotopschutzindikator“ sowie der „Diversitätsindex nach Shannon“ zwar berechnet, für die Politikberatung allerdings kaum verwendet. Modelltechnisch ist die Bewertungsfunktion aber stärker umgesetzt als in ProLand, in dem eine Reihe von Umweltindikatoren in den Modellablauf implementiert sind. Die Indikatorwerte werden dabei stets auf Basis der Produktionsumfänge berechnet. Vom Modellablauf her findet somit zunächst eine Analyse der historischen, aktuellen oder zukünftigen Situation statt. Die Integration der ökologischen Indikatoren ist methodisch bedingt nachgeschaltet.

Kernaufgabe von MODAM ist die Lösung eines Bewertungsproblems (aus diesem Grund wird es von KUHLMANN et al. (2002) auch nicht mehr als „Landnutzungsmodell“ bezeichnet). Die auf die ökologische Bewertung ausgerichtete Grundkonzeption schlägt sich zunächst in der modellinternen Darstellung der Produktionsverfahren nieder. Jedes Produktionsverfahren wird in fünf Bearbeitungsschritte unterteilt: Saat, Grundbodenbearbeitung, Düngung, Pflanzenschutz und Ernte. In jedem Bearbeitungsschritt ist für eine Kulturart eine Vielzahl von Bearbeitungsoptionen enthalten. Damit können für eine Kulturart auch verschieden viele „Maßnahmenkataloge“ als Kombinationen aller Bearbeitungsoptionen in den fünf Bearbeitungsschritten dargestellt werden. RAUMIS differenziert seine Produktionsverfahren ebenfalls in Arbeitsgänge, stellt diese dann aber „nur“ in vier Intensitätsstufen dar. Die Besonderheit bei MODAM liegt in der Kombination der Einzelmaßnahmen zu Maßnahmenkatalogen, wodurch für 32 Kulturarten über 1200 Produktionsverfahren (Maßnahmenkataloge) darstellbar sind (SATTLER & ZANDER 2004). Die starke Differenzierung ermöglicht eine sehr detailreiche und realitätsnahe Abschätzung der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion. Mit MODAM ist zum Beispiel darstellbar, dass sich die negativen Umwelteffekte auf wandernde Amphibien nicht nur zwischen den Kulturarten Mais und Roggen oder den Intensitätsstufen extensiv und intensiv quantitativ

unterscheiden. Die Einflusssschwere divergiert beim Anbau einer Kulturart auch in Abhängigkeit von den einzelnen Arbeitsgängen. Diese Darstellungsart spiegelt die Wahlfreiheit eines Landwirtes umfassend wieder, der nicht nur durch Umstellung von Maisanbau auf Brache seine Umweltsituation verbessern kann, sondern auch durch Anpassung des Pflanzabstands an die Habitatansprüche des Rebhuhns oder durch Vermeidung von Bodenbearbeitung während der Migrationszeit von Amphibien.

Auch im Optimierungsverfahren ist die ökologische Bewertung in MODAM stärker ausgeprägt als in ProLand und RAUMIS. Ebenso wie bei den beiden anderen Landnutzungsmodellen wird zur Abbildung des Entscheidungsverhaltens der Landwirte zunächst eine ökonomische Zielfunktion gewählt. Durch den Ansatz der Mehrzieloptimierung können ökologische Ziele allerdings nicht nur als Restriktionen in den Optimierungsvorgang einbezogen werden, sondern auch selbst als Zielfunktion gelten. Die in MODAM entwickelten Trade-off-Funktionen sind das Ergebnis eines Bewertungsprozesses, der den Nutzungskonflikt zwischen Landwirtschaft auf der einen und Natur- und Umweltschutz auf der anderen Seite in einem „Kosten-Nutzen-Ansatz“ analysiert. Die Bewertung beläuft sich hierbei quasi auf eine Monetarisierung der in die Betriebsführung integrierten oder zu integrierenden Umweltqualitätsziele. Die hierdurch entstehenden Deckungsbeitragsverluste sind die Opportunitätskosten, die ein umweltverträglich wirtschaftender Betrieb für die Einhaltung von Umweltzielen aufbringen muss. Sie entsprechen also dem monetarisierten Wert, den der Landnutzer der entsprechenden ökologischen Zielvorstellung bemessen müsste, wenn er sie ohne Kompensation realisieren soll.

Auf Grundlage der Modellergebnisse von MODAM ist eine Diskussion über betriebswirtschaftlich vertretbare Kosten für Umweltschutzmaßnahmen möglich. Ein Beispiel hierfür sind die Untersuchungen von SCHULER & KÄCHELE (2003) zu den Kosten von Bodenschutzmaßnahmen. Abb. 35. zeigt die Kosten, die aus einem Szenario zur fünfstufigen Erosionsreduktion resultieren. Vom Nullpunkt aus ist ein hoher Anstieg der Erosionsreduktion (knapp 35%) zunächst mit relativ geringen Deckungsbeitragsverlusten für den Landwirt verbunden. Die

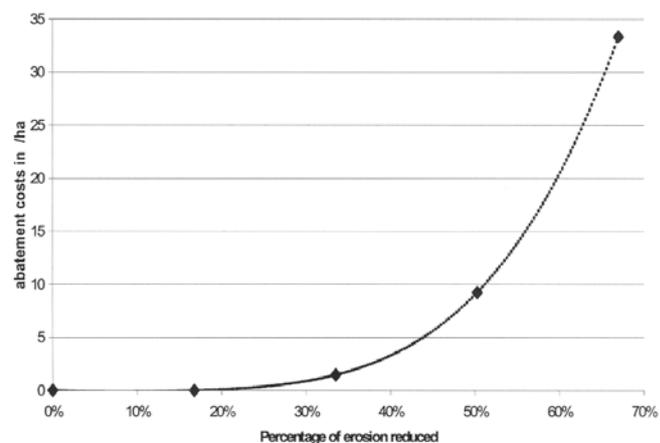


Abb. 35: Kostenfunktion in Abhängigkeit von einer fünfstufigen Erosionsreduktion - Ergebnis eines Simulationslaufs mit MODAM nach SCHULER & KÄCHELE (2003).

Erosionsminderung wird in diesem Bereich durch relativ geringen Arbeitsaufwand seitens der Landwirte erreicht, in dem Arbeitsgänge mit hohem Erosionsrisiko auf erosionsgefährdeten Schlägen vermieden werden (KÄCHELE, 04.02.2004, mdl.). Erst wenn zusätzlich aktive Maßnahmen zum Erosionsschutz betrieben werden, steigen die Kosten für den Landwirt deutlich an. Eine derart detaillierte Abbildung liefert die Grundlage zur partizipativen Entwicklung von Bodenschutzprogrammen im Einvernehmen mit Landwirten. Auf diesem Wege wird die Akzeptanz der Landwirte gegenüber Umweltschutzmaßnahmen erhöht.

Eine solch realitätsnahe Darstellung der Kostenfunktion kann allerdings nur über die detaillierte Beschreibung der Produktionsverfahren mit MODAM erzielt werden. ProLand differenziert dagegen die Produktionsverfahren nur grob in verschiedene Kulturarten, sodass die Modelldurchläufe für Nutzungsänderungen – hin zu umweltverträglichen Produktionsverfahren – sofort größere Deckungsbeitragsverluste und Kostenaufwendungen

kalkulieren. Eine „Übertreibung“ der Kostendarstellungen durch eine „grobe“ Abbildung der Produktionsverfahren kann die allgemeine Akzeptanz für umweltverträgliche Produktionsverfahren mindern. Die mit den Trade-off-Funktionen von MODAM dargestellten Opportunitätskosten bilden eine Schlüsselfunktion zur Darstellung optimaler Agrarumweltpolitiken. Interpretiert man diese Kosten als Kompensationsleistungen, so können hieraus Empfehlungen für eine zielgenaue Ausgestaltung von Agrarumweltprogrammen abgeleitet werden. Damit kann auch der bisherigen Interpretation von Agrarbeihilfen als „Einkommen ohne definierte Gegenleistung“ mit konkreten Vorschlägen zur Höhe von Subventionsleistungen entgegen gewirkt werden.

VI – 4 Diskussion und Bewertung der Bewertungsverfahren

VI – 4.1 Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland

Im Mittelpunkt der folgenden Kapitel steht eine Diskussion, Beurteilung und Bewertung der fünf Bewertungsverfahren im Hinblick auf die Vollständigkeit ihrer Indikatorensets¹⁰. Eine Bewertung auf Vollständigkeit erfordert stets den Vergleich mit einer als vollständig erachteten Referenz. Da die fünf analysierten Verfahren alle (zumindest anteilig) dazu konzipiert wurden, die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlichem Handeln und daraus folgenden (meist problembehafteten) Umwelteffekten zu systematisieren, werden als Referenz die Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland herangezogen. Es ist evident, dass eine Methodik mit einem inhaltlichen Schwerpunkt in der Bewertung von Agrarumweltbeziehungen die Umweltprobleme der Landwirtschaft möglichst vollständig abbilden sollte.

Dieses Unterkapitel dient der Definition der Bewertungsreferenz und damit einer Systematisierung der landwirtschaftlichen Umweltprobleme in Deutschland. Zur Systematisierung von Umweltproblemen bieten sich nach GEIER (1999) prinzipiell zwei Vorgehensweisen an. Zum Einen können *verursacher- oder handlungsbezogene Themen* formuliert werden (zum Beispiel der Pflanzenschutzmitteleinsatz), zum Anderen kann die Systematisierung über die Beschreibung von *Umweltmedien* erfolgen (zum Beispiel Boden, Wasser, Luft). Bei einer Orientierung an den Umweltmedien bietet sich als Ausgangspunkt für eine Systematisierung das umfassende Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1985) an. Die Auswirkungen der modernen Landwirtschaft auf die Schutzgüter der Umweltpolitik spezifiziert der SRU in sechs Problembereiche (geordnet in abnehmender Priorität). Eine neuere Bestandsaufnahme von HABER & SALZWEDEL (1992) bestätigt diese Systematisierung.

¹⁰ Als wesentliche idealtypische Anforderungen an Bewertungskonzepte, die mit Umweltindikatoren arbeiten, führen WALZ et al. (1997) neben der Vollständigkeit die Einbettung in ökologische Zusammenhänge, ihre Transparenz, Reproduzierbarkeit und Nachvollziehbarkeit auf. Außerdem werden eine Orientierung an der gesellschaftlich relevanten Diskussion, internationale Kompatibilität, Umsetzungsorientierung, ein vertretbarer Erhebungsaufwand und eine kurzfristige Realisierbarkeit als Qualitätsanforderungen formuliert. Eine Diskussion der Bewertungskonzepte im Hinblick auf diese Anforderungen ist nicht Inhalt der vorliegenden Studie. Sie ist allerdings dringend notwendig und soll im weiteren Projektverlauf von AgChange aufgegriffen werden.

Auflistung 1: Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland nach dem SRU-Sondergutachten (1985).

1. *Beeinträchtigung, Verkleinerung, Zersplitterung und Beseitigung naturnaher Biotope und Landschaftsbestandteile des ländlichen Raumes*
Dieser Problembereich gilt als Hauptursache für den Rückgang wildlebender Pflanzen- und Tierarten. Der Flächenanteil ihrer Biotope ist äußerst gering, die verbleibenden Biotope werden durch randlichen Eintrag von Düngern und Pflanzenschutzmitteln beeinträchtigt. Weitere Biotope, die durch eine historische Landnutzung erst entstanden sind, gehen durch Intensivierung der Grünlandnutzung, Umbruch von Grünland in Acker und Aufforstung verloren. In diesen Problembereich fällt außerdem die Bekämpfung von Ackerwildkräutern und -wildtieren, die zur landwirtschaftlichen Ertragssicherung notwendig ist, aber vielen Tieren die Nahrungsbasis entzieht.
2. *Gefährdung des Grundwassers durch Eintrag von Nitrat (und Pestiziden)*
Überschüssiges Nitrat wird vom Boden nicht gebunden, sondern über das Sickerwasser ins Grundwasser transportiert. Dieser Problembereich wird v.a. durch unsachgemäße und unzeitige Gülleausbringung forciert.
3. *Belastungen des Bodens*
Die Bodenbelastung ist in verschiedene Problembereiche zu diversifizieren: Das *Bodengefüge* wird durch eine intensive Bodenbearbeitung verschlechtert. *Unterbodenverdichtungen* entstehen durch den Einsatz schwerer Maschinen und die Verengung der Fruchtfolgen mit einem Wegfall tief wurzelnder Pflanzen. *Bodenerosion* durch Wind und Wasser entsteht v.a. durch den ausgedehnten Anbau von „Reihenfrüchten“, bei denen der Boden oft lange ungeschützt liegt. Ausserdem wird der Boden stofflich *durch Pestizide belastet*, die oft als schwer nachweisbare Rückstände im Boden verbleiben. Die vielfältige Bodenbelastung beeinträchtigt die Wasserfilterungswirkung des Bodens und seine Qualität als Lebensraum für eine diverse Bodenfauna.
4. *Beeinträchtigung der Oberflächengewässer*
Durch Verrohrung von Fließgewässern büßen diese ihre Selbstreinigungskraft ein und gehen als Biotope verloren. Zudem sind Fließgewässer durch Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleintrag bedroht.
5. *Beeinträchtigung der Nahrungsmittelqualität*
Dieser Problembereich wird in die fünfte Gefährdungsstufe eingeordnet. Die Nahrungsmittelqualität ist allerdings eher ein Schutzgut der Gesundheitspolitik als der Umweltpolitik.
6. *Belastung der Luft*
Luftbelastungen durch landwirtschaftliche Aktivitäten gehen von Staubemissionen aus der Bodenbearbeitung, Transportvorgängen und Erntearbeiten aus. Zu dem Problembereich zählen außerdem Geruchsbelästigungen durch Tierhaltung und Gülleausbringung, Abdrift von Pflanzenschutzmitteln sowie Lärm- und Abgasemissionen landwirtschaftlicher Maschinen.

Die sechs Problembereiche des SRU-Sondergutachtens (1985) bieten sich im Rahmen dieser Studie als Bewertungsreferenz an. Allerdings können die Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland noch weiter differenziert werden. GEIER et al. (1999) schlagen hierzu den Terminus *Umweltwirkungsbereich* vor, weil durch den Begriff *Umwelt* das betroffene Objekt angesprochen wird, der Begriff *Wirkung* den menschlichen Handlungsbezug herstellt und der Begriff *Bereich* die notwendige Differenzierung der Umwelt beschreibt. Die sechs im SRU-Gutachten genannten Umweltprobleme lassen sich in 16 Umweltwirkungsbereiche spezifizieren (Tab. 28). GEIER et al. (1999) fügen in einer Studie für das Umweltbundesamt diesen 16 noch fünf weitere Umweltwirkungsbereiche zu: *Ressourcenverbrauch, Ozonabbau, Tiergerechtheit, Diversität von Nutzpflanzen und -tieren* und der *Einsatz gentechnisch veränderter Organismen*. Als Bewertungsreferenz für die vorliegende Studie wird eine Synthese der Darstellungen des SRU (1995) und des Umweltbundesamtes (GEIER et al.1999) verwendet (Tab. 27).

Tab. 27: Umweltprobleme und Umweltwirkungsbereiche der Landwirtschaft in Deutschland. Die Synthese in der rechten Spalte dient als Bewertungsreferenz im weiteren Textverlauf dieser Studie.

Umweltprobleme der Landwirtschaft nach SRU-Sondergutachten (1985)	Umweltwirkungsbereiche nach SRU (1985) und HABER & SALZWEDEL (1992)	Umweltwirkungsbereiche nach Angaben des Umweltbundesamtes (GEIER 1999)	Umweltwirkungsbereiche der Landwirtschaft – Synthese –
1. Beeinträchtigung naturnaher Biotope	Artenvielfalt Biotopvielfalt Landschaftsbild	Artenvielfalt Biotopvielfalt Landschaftsbild	Diversität wildlebender Arten Biotopvielfalt Landschaftsbild
2. Gefährdung des Grundwassers	Trinkwasserqualität	Trinkwasserqualität	Trinkwasserqualität
3. Belastung des Bodens	Bodenfunktion Bodengefüge Bodenerosion Stoffliche Belastungen -	Bodenfunktion (Bodenschutz) - - Eutrophierung Versauerung	Bodenfunktion (incl. Gefüge, Erosion) - - Boden-Eutrophierung Versauerung
4. Belastung der Oberflächengewässer	Gewässereutrophierung Ökotoxizität durch PSM	Eutrophierung Ökotoxizität	Wasser-Eutrophierung Ökotoxizität
5. Beeinträchtigung der Nahrungsmittelqualität	Humantoxizität	Humantoxizität	-
6. Belastung der Luft	Staubemissionen Geruchsbelastung Treibhauseffekt Ammoniakemissionen PSM-Emissionen	Geruchsbelastung Treibhauseffekt	Staubemissionen Geruchsbelastung Treibhauseffekt Ammoniakemissionen Pflanzenschutzmittel-Emissionen
<i>(Sonstige Umweltprobleme)</i>	- - - - -	Ressourcenverbrauch Tiergerechtigkeit (Tierschutz) Diversität von Nutztieren Diversität von Nutzpflanzen Ozonabbau Einsatz GVO's	Ressourcenverbrauch (incl. Energie) Tiergerechtigkeit (Tierschutz) Diversität von Nutztieren Diversität von Nutzpflanzen Ozonabbau -

In der Synthese wird die *Humantoxizität* nicht betrachtet, da diese ein Schutzgut der Gesundheitspolitik und nicht der Umweltpolitik darstellt. Die Umwelteffekte des *Einsatzes gentechnisch veränderter Organismen* werden in aktuellen Untersuchungen zwar als gravierend eingestuft, allerdings ist der Einsatz von Gentechnik – analog zu der o.g. Definition – ein verursacher- oder handlungsbezogenes Thema, von dem Umweltmedien beeinträchtigt werden (zum Beispiel wildlebende Arten). Demzufolge ist der Gentechnik-Einsatz kein klassischer Umweltwirkungsbereich, sondern muss aus der Perspektive von Umweltmedien systematisiert werden (zum Beispiel über die Diversität der Ackerfauna). Eine korrekte Einordnung ist zudem erst möglich, wenn die Umwelteffekte der Gentechnik vollständig quantifiziert worden sind. Aus diesem Grund ist dieser Bereich in die Synthese ebenfalls nicht integriert.

Die *Tiergerechtigkeit* wird in die Synthese aufgenommen, obwohl sie bisher im Zusammenhang mit der klassischen Umweltbewertung kein berücksichtigtes Schutzgut darstellt. Oft wird sie auch nicht als Bestandteil einer ökologischen Bewertung von Landwirtschaft gesehen. Dagegen ist einzuwenden, dass andere ästhetische oder moralische Ressourcen wie das Landschaftsbild – möglicherweise wegen ihrer anthropozentrischen Perspektive – längst implementiert sind. Darüber hinaus rechtfertigen der Tierschutzbericht der Bundesregierung (1997) und das öffentliche Interesse, dieses Thema zur Darstellung der Umweltwirkungsbereiche einzubeziehen. Die *Diversität von Nutztieren und -pflanzen* ist ebenfalls in die Synthese integriert. Sie wird zum Erhalt genetischer Ressourcen vom BMELF als staatliche Aufgabe angesehen. Darüberhinaus ist der Schutz der „historisch gewachsenen“ Artenvielfalt in §39 des Bundesnaturschutzgesetzes (BnatschGNeuregG) verankert. Die Förderung vom Aussterben bedrohter Haustierrassen ist Teil der flankierenden Maßnahmen der EU-

Agrarreform. Dementsprechend sollte die Diversität von Kulturarten als Umweltwirkungsbereich aufgenommen werden.

In der Summe wird also angenommen, dass die in der rechten Spalte von Tabelle 28 dargestellten 19 Umweltwirkungsbereiche weitestgehend die gegenwärtigen gesellschaftlich wichtigen Probleme menschlicher Eingriffe in die Umwelt abbilden.

VI – 4.2 Messbarkeit und Bewertung von Umweltproblemen der Landwirtschaft

In diesem Kapitel sollen einige Begrifflichkeiten geklärt werden, die im Zusammenhang mit der Messung und Bewertung von Umweltproblemen der Landwirtschaft eine Bedeutung haben. Die Begriffsdefinition erleichtern die in Kapitel 4.3 folgende, vergleichende Darstellung der Bewertungsmethoden in den fünf analysierten Verfahren.

Der zentrale Arbeitsschritt jedes Bewertungsverfahrens ist die „Umsetzung eines realen Sachverhalts in einen Wert“ (PLACHTER 1994). Werte sind in der Natur nicht vorgegeben. Sie sind das Ergebnis einer Beurteilung durch den Menschen selbst. Somit verknüpft ein Bewertungsverfahren konkrete wissenschaftliche Untersuchungsergebnisse mit durch einzelne Personen oder die Gesellschaft vorgegebenen Werteskalen. Entsprechende Festlegungen haben immer normativen Charakter. Wertzuweisungen können nur erfolgen, wenn Daten über das tatsächliche oder potenzielle Ausprägungsspektrum des zu bewertenden Objekts vorliegen. Für die Bewertung von Umwelteffekten landwirtschaftlicher Aktivitäten bedeutet dies, dass das *Ausmaß eines Umweltproblems* bekannt sein muss. Das Ausmaß eines Umweltproblems wird in der vorliegenden Studie definiert als die Differenz zwischen dem aktuellen Zustand der Umwelt und ihrem Zielzustand. Von einem Bewertungsverfahren müssen sowohl Daten über den aktuellen Zustand erhoben als auch Zielzustände definiert werden. Ohne Bezug auf ein zuvor zu benennendes bzw. eigens zu entwickelndes Zielsystem kann es keine Bewertungsvorgänge geben (BASTIAN 1999). Zielzustände können in Form von *Leitbildern* formuliert werden. Ohne definiertes Leitbild ist eine zielgerichtete Entwicklung unmöglich (BEINLICH & PLACHTER 1996).

Leitbilder in der Agrar-Umwelt-Diskussion geben entweder *objektorientiert* den wünschenswerten Zielzustand der Umwelt wieder (zum Beispiel Artenreiche Biozönose) oder *subjektorientiert* den Zielzustand einer Agrarbewirtschaftung, die möglichst positiv auf das Schutzgut Umwelt wirkt. Gesellschaftliche Zielzustände, die in Form von Leitbildern ausgedrückt werden, sind in Bezug auf ihren Präzisionsgrad und ihre regionale Differenzierung von allgemeinem Charakter und zunächst frei von Ziel- oder Richtwerten, die für eine Bewertung notwendig sind.

Konkreter als über die Kategorie *Leitbild* definiert der SRU wünschenswerte Zielzustände als *Umweltqualitätsziele*. Nach PLACHTER & BEINLICH (1996) sollen Umweltqualitätsziele quantifizierte Angaben zu Zielvorstellungen in einem weiteren Präzisionsschritt „auf die Fläche“ umsetzen. Umweltqualitätsziele können thematisch jedem Umweltwirkungsbereich als wünschenswerte Zielzustände zugeordnet werden. Übergangsziele, die als Schritte zu wünschenswerten Zustandszielen zu verstehen sind, werden als *Umwelthandlungsziele* bezeichnet.

Nach PLACHTER (1994) müssen raumbezogene Zielbestimmungen räumlich koinzident sein. Beziehen sich die Raumdaten zum Beispiel auf Deutschland, so müssen die ökologischen Ziele auch für Deutschland „passen“. Umweltqualitätsziele sollen flächendeckend und räumlich differenziert Nutzungs- und Belastungsgrenzen

festschreiben (ebenda). Sie sollen regional spezifisch festgelegt werden (unter Berücksichtigung der hier angestrebten Zielvorgaben, in Abhängigkeit von der Bodenart, der Geomorphologie etc.). Sie sollten ausserdem abhängig vom jeweiligen Ökosystemtyp bzw. vom Typ der ökologisch-funktionalen Raumeinheit festgelegt werden. PLACHTER (1994) spricht in diesem Falle von *regionalisierten Umweltqualitätszielen*.

Um aktuelle Zustände der Umwelt messen zu können, werden *Umweltindikatoren* eingesetzt. Jeder Umweltwirkungsbereich kann durch mehrere Indikatoren beschrieben werden, und einzelne Indikatoren können in mehreren Umweltwirkungsbereichen auftreten. Die Indikatoren geben den aktuellen Zustand des Schutzgutes und damit die Differenz des aktuellen Zustands zum wünschenswerten Zustandsziel wieder. Über eine Interpretation der Differenz (also der spezifischen Indikatorwerte) ist eine Bewertung möglich.

Zuletzt soll ein bisher nicht gefallener Begriff erläutert werden: Der Begriff der *Landschaftsfunktionen*. Er spiegelt ein aktuelles Leitbild für die Landnutzung in Deutschland wieder: die Multifunktionalität. In die Systematisierung eines Bewertungsansatzes ist er folgendermaßen einzugliedern: Leitbilder (wie Multifunktionalität) und besonders regionale Umweltqualitätsziele müssen sich standortspezifisch auf die jeweiligen Landschaftsstrukturen und die Leistungsfähigkeit des Landschaftshaushaltes beziehen. Die Leistungsfähigkeit orientiert sich an Funktionen, die der Landschaft zugewiesen werden. Nach BASTIAN (1999) wird bei der Auswahl von Leitbildern ein funktionsbezogener Ansatz dem Anliegen, begründbare und damit akzeptierbare, d.h. konsensfähige Ziele zu formulieren, eher gerecht als sektorale Ansätze, die sich lediglich auf Einzelparameter (zum Beispiel ein bestimmtes Schutzgut) stützen. Landschaftsfunktionen sind also Bindeglieder zwischen ökologischen Sachverhalten und gesellschaftlichen Wertmaßstäben und damit Hilfsmittel zur Erarbeitung landschaftlicher Leitbilder. Die Anwendung des Konzepts der Landschaftsfunktionen trägt nach BASTIAN (1999) dazu bei, dass Naturschutz und Landschaftspflege transparente und nachvollziehbare Positionen betreten.

Für die vorliegende Studie gelten also folgende Begriffsdefinitionen:

Leitbilder werden definiert als zusammengefasste Darstellung des angestrebten Zustandes, der in einer absehbaren Zeitperiode erreicht werden soll (UPPENBRINK & KNAUER 1987). Leitbilder sind als übergeordnete Zielvorstellungen, die integrative Summe der Umweltqualitätsziele eines Verwaltungs- oder Naturraums. Sie sind geeignet, komplexe Zielvorstellungen zu vereinfachen und allgemeinverständlich darzustellen (BASTIAN 1999; 2000).

Umweltqualitätsziele (UQZ) sind sachlich, räumlich und zeitlich definierte Qualitäten von Ressourcen, Potenzialen und Funktionen, die in konkreten Situationen entwickelt werden sollen (FÜRST et al. 1989). Sie geben einen angestrebten Zustand der Umwelt auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene an. Umweltqualitätsziele enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente und werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt (SRU 1985). Umweltqualitätsziele werden über Umwelt(qualitäts)standards operationalisiert, also in messbare, d.h. quantifizierte Indikatoren und zugeordnete Wertniveaus umgesetzt.

Regionale Umweltqualitätsziele (UQZ_{reg}) sind Umweltqualitätsziele auf räumlich am stärksten differenziertem Niveau. Sie werden unter Berücksichtigung regionalspezifischer Zielvorgaben in Abhängigkeit von der Bodenart, der Geomorphologie und dem naturräumlichen Potenzial (etc.) formuliert (PLACHTER 1994).

Umwelthandlungsziele (UHZ) geben die Schritte an, die notwendig sind, um die in den Umweltqualitätszielen beschriebenen Zustände zu erreichen (SRU 1985).

Umweltindikatoren lassen sich als Parameter verstehen, die unter anderem auf der Basis statistischer Daten über den Zustand der Umwelt und über menschliche Produktions- sowie Konsumaktivitäten entwickelt werden. Indikatoren sind konkrete, in der Regel auf Messvorschriften beruhende Angaben der Umweltqualität (BASTIAN 2000). Mit Hilfe von Indikatoren werden Daten in politikrelevante Informationen transformiert (NIEBERG 1996).

Der Terminus *Landschaftsfunktion* bezeichnet die von der Landschaft realisierten Leistungen im weitesten Sinne, die – direkt oder indirekt – von der Gesellschaft nutzbar sind. Sie sind damit ein Hilfsmittel zur Erarbeitung landschaftlicher Leitbilder (BASTIAN 1999).

VI – 4.3 Quantifizierung von Umweltproblemen in den fünf Bewertungskonzepten

Nachdem in Kapitel 4.1 die Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland als Bewertungsreferenz systematisiert wurden und in Kapitel 4.2 Begriffsklärungen einen Überblick zur Messbarkeit und Bewertung von Umweltproblemen geliefert haben, soll nun gezeigt werden, wie die fünf Bewertungskonzepte die Umweltprobleme der Landwirtschaft in Deutschland quantifizieren. Die Darstellung erfolgt für jedes Bewertungskonzept zweistufig.

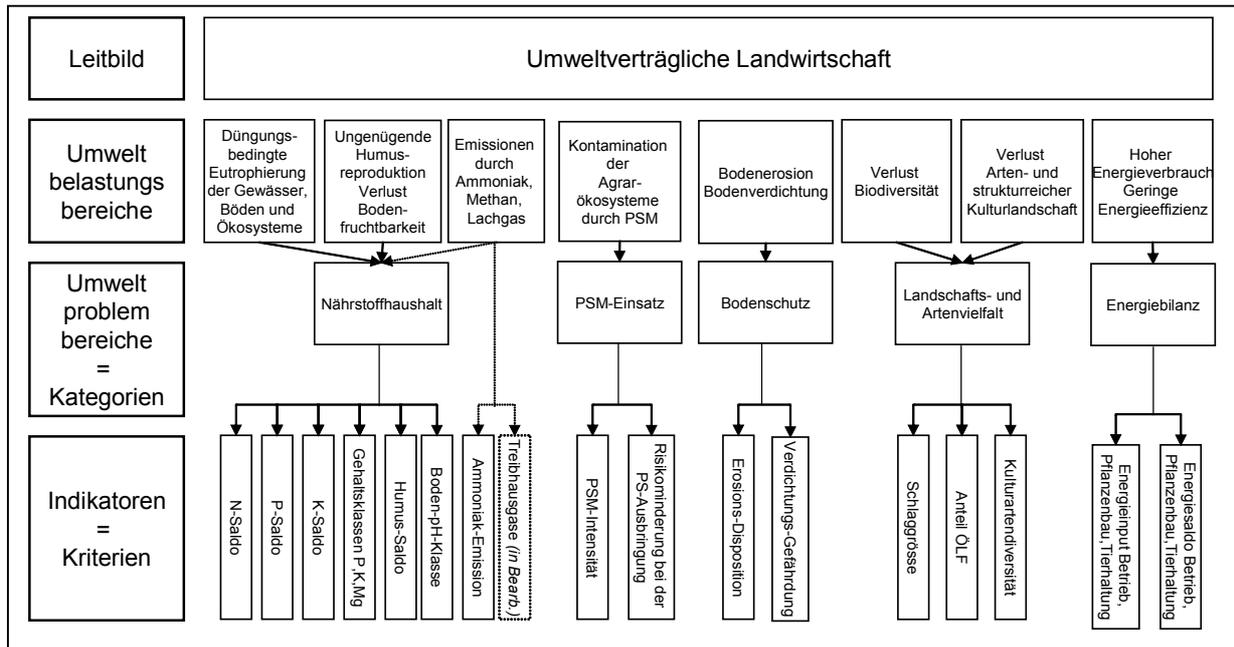
Zunächst wird dargestellt, wie das Verfahren die Bewertung von Umweltproblemen vollzieht; d.h., welche Zielzustände auf der einen Seite definiert werden und mit welchen Indikatoren die Ist-Zustände auf der anderen Seite gemessen werden. Es wird sich zeigen, dass alle Konzepte zur Auswahl der Indikatoren einen anderen Weg wählen. MODAM und REPRO greifen zumindest explizit keine Umweltprobleme auf, sondern definieren ausschließlich Leitbilder, die in Umweltqualitätsziele und Indikatoren spezifiziert werden. ProLand greift indirekt den Weg über Leitbilder auf, die mit der Hilfe von Landschaftsfunktionen definiert werden. KUL wählt den Weg über Umweltbelastungen und Umweltproblembereiche, und in RAUMIS wird nicht explizit genannt, wie die Indikatoren abgeleitet wurden. Die systematische Darstellung des Bewertungsvorgangs erlaubt im zweiten Schritt die Beurteilung der Bewertungsverfahren im Hinblick auf die Vollständigkeit der Indikatorensatzes.

VI – 4.3.1 KUL

VI – 4.3.1.1 Zieldefinitionen und Indikatoren in KUL

Das Kriteriensystem KUL wählt seine Umweltindikatoren über *Umweltbelastungsbereiche* aus. Es werden acht Belastungsbereiche definiert, die landwirtschaftliche Aktivitäten betreffen: (1) *Düngungsbedingte Eutrophierung von Böden, Gewässern und naturnahen Ökosystemen*, (2) *Bodenerosion und -verdichtung*, (3) *geringe Humusreproduktion und Bodenfruchtbarkeit*, (4) *Verlust an biologischer Vielfalt*, (5) *Verarmung der vielfältigen Kulturlandschaft*, (6) *hoher Energieverbrauch und geringe Energieeffizienz* sowie (7) *Luftbelastungen* und (8) *Kontaminationen durch Pflanzenschutzmittel*. Dann werden fünf *Umweltproblembereiche* definiert (auch „Kategorien“ genannt), die zu den Umweltbelastungsbereichen aussagekräftig sein sollen: (1) *Nährstoffhaushalt*, (2) *Bodenschutz*, (3) *PSM-Einsatz*, (4) *Landschafts- und Artenvielfalt* sowie (5) *Energiebilanz*. Jedem Umweltproblembereich (Kategorie) wird eine flexible Anzahl von zwei bis sieben Indikatoren zugeordnet (auch „Kriterien“ genannt), welche die Problembereiche quantifizieren sollen.

Abb. 36: Auswahl der Indikatoren über Umweltbelastungs- und Umweltproblembereiche im Kriteriensystem KUL. Neben der Entwicklung des Indikators „Treibhausgase“ sind nach ECKERT (2004) noch zwei weitere Indikatoren in Diskussion und Bearbeitung: „Qualitätssicherung Betriebsmittel“ und „Tiergerechtigkeit“.



VI – 4.3.1.2 Vollständigkeit des Indikatorensets in KUL

Alle im Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1985) genannten Umweltprobleme der Landwirtschaft werden in KUL aufgegriffen. Allerdings werden nicht alle Umweltwirkungsbereiche abgebildet, die SRU (1985) und Umweltbundesamt (GEIER et al. 1999) als relevant für die Darstellung der Umweltprobleme deutscher Landwirtschaft erachten (vgl. Kap. 4.1).

Das Umweltproblem *Beeinträchtigung naturnaher Biotope* wird durch die beiden Indikatoren ÖLF-Anteil und Schlaggröße abgebildet. Die *Diversität wildlebender Arten* wird nicht berücksichtigt. Als Begründung für das Fehlen der Vielfalt wildlebender Arten wird von ECKERT & BREITSCHUH (1997) angebracht, dass die Etablierung einer funktionsfähigen Biozönose nicht ausschließlich im Einflussbereichs des Landwirtes liege. Da die Artenvielfalt ein Zustands- und kein Belastungsindikator ist, wird diese in KUL grundsätzlich nicht erfasst. Nach ECKERT et al. (1999) ist eine flächendeckende und routinemäßige Bestimmung auch gar nicht leistbar. KUL fragt dagegen nach den bewirtschaftungsbedingten Ursachen, welche die Biodiversität negativ beeinflussen. Für die Artenvielfalt im Boden sind solche Ursachen zum Beispiel *Bodenverdichtung*, *Humusverarmung*, *Pflanzenschutzintensität*, *Bodenreaktion*, *Nährstoffgehalt* etc. Um den Schwund der Artenvielfalt indirekt messbar zu machen, ist außerdem der *Anteil ökologisch-landeskulturell bedeutsamer Flächen (ÖLF)* implementiert.

Die Umweltprobleme *Gefährdung des Grundwassers*, *Belastung der Oberflächengewässer* und *Belastung des Bodens* werden in allen Umweltwirkungsbereichen vollständig abgebildet.

Das Umweltproblem *Belastung der Luft* ist zwar abgebildet, wird aber nur durch den Indikator *NH₃-Emission* sowie zwei Indikatoren zu Pflanzenschutzmittel-Emissionen repräsentiert. Das Treibhausgaspotenzial wird nach (ECKERT 2004) bisher indirekt abgebildet. CO₂ ist beispielsweise eine Funktion des Betriebsmitteleinsatzes, CH₄ eine Funktion des Rinderbesatzes und der Aufstallung (Gülle bzw. Stallmist) und N₂O eine Funktion des N-

Umsatzes. Diese gehen als CO₂-Äquivalente in die CO₂-Bilanz ein. Ein neuer Indikator *Treibhausgase* ist derzeit in Entwicklung, aber noch nicht publiziert. Nicht implementiert sind die Umweltwirkungsbereiche *Staubemissionen* und *Geruchsbelastung*.

Die in dem Bereich *Sonstige Umweltprobleme* zusammengefassten Umweltwirkungsbereiche werden durch den Indikator *Energiesaldo* vertreten. Der Bereich *Tiergerechtigkeit* fehlt zwar bisher, ist aber nach ECKERT (2004) in Diskussion. Durch den KUL-Indikator *Kulturartendiversität* werden ausschliesslich die Diversität der Nutzpflanzen, nicht aber die *Diversität der Nutztiere* bewertet. Die Kulturartendiversität scheint ausserdem unvollständig dargestellt, da in die Bewertung lediglich die Anzahl der Kulturen in der Feldfolge eingehen. Seltenheit und Gefährdung der Arten werden weder für Nutzpflanzen noch für Nutztiere berücksichtigt. Als Maßstab zur Beurteilung der Nutztierassen können Kriterien der entsprechenden Länderprogramme im Rahmen der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 oder die Rote Liste bedrohter Nutztierassen herangezogen werden. Analog sollte bei der Erarbeitung eines Bewertungskatalogs für Kulturpflanzenarten und -sorten vorgegangen werden (GEIER 2000).

Über eine Betrachtung der abgebildeten Umweltprobleme hinaus fällt auf, dass die *Bewertung von Grünland* in KUL bisher vollständig fehlt. Hier können Indikatoren aus der Bewertung der Ackerflächen einbezogen werden. Für die Bewertung der Artenvielfalt von Grünland sind als indirekte Indikatoren die *Intensität von Beweidung und Düngung* (bzw. *Schnitthäufigkeit*) zu integrieren (KOSTRZEWA 2004). Allerdings müssen hierfür die Toleranzbereiche und Richtwerte neu definiert werden, denn teilweise muss die gleiche Ausprägung der Indikatoren bei der Acker- und Grünlandbewertung gegensätzlich interpretiert werden. Ein Beispiel hierfür ist der Indikator *Median Feldgrösse*. Bei der Betrachtung von Ackerflächen sind große Schlaggrößen aus ökologischer Sicht schlechter zu bewerten als kleine. Große Schläge tragen zur Monotonisierung des Landschaftsbildes bei und beeinträchtigen die Landschaftsvielfalt. Bei der Betrachtung des Grünlandes ist dies differenzierter zu bewerten. Wird Grünland beweidet, sind möglichst großflächige Weideparzellen naturschutzfachlich besser zu bewerten als kleine. Großflächige, stochastisch geprägte Beweidung wird derzeit zur Offenhaltung von Landschaften empfohlen (CONRADI & PLACHTER 2001). Auf grossen Weiden entfalten Weidetiere ihr natürliches Verhaltensrepertoire und tragen durch hochdiverse Raumnutzung zur Strukturvielfalt der Weidefläche bei.

Tab. 28: Abbildung von Umweltproblemen durch das Kriteriensystem KUL und Vollständigkeit seines Indikatorensets

Umweltprobleme der Landwirtschaft (SRU 1985)	Umweltwirkungsbereiche nach SRU (1985) und UBA (1999)	Berücksichtigung in KUL (durch Kategorien bzw. Kriterien)
Beeinträchtigung naturnaher Biotope	Diversität wildlebender Arten	-
	Biotopvielfalt	+ ÖLF-Anteil
	Landschaftsbild	+ ÖLF-Anteil + Schlaggröße
Gefährdung des Grundwassers	Trinkwasserqualität	+ PSM-Intensität + N-Saldo
Belastung des Bodens	Bodenfunktion (incl. Gefüge, Erosion)	+ Gehaltsklassen + Humussaldo + Erosions-Disposition + Verdichtungs-Gefährdung
	Boden-Eutrophierung	+ Nährstoff-Salden
	Versauerung	+ Boden pH-Stufe +/- Ammoniak-Emission +/- N-Saldo
Belastung der Oberflächengewässer	Gewässer-Eutrophierung	+ N-Saldo
	Ökotoxizität	+ PSM-Intensität
Belastung der Luft	Staubemissionen	-
	Geruchsbelastung	-
	Treibhauseffekt	+/- CH ₄ und N ₂ O bisher implizit berücksichtigt (<i>in Planung: Indikator Treibhausgase</i>) + CO ₂ -Bilanz
	Ammoniakemissionen	+ Ammoniak-Emission
	Pflanzenschutzmittel-Emissionen	+ Risikominderung bei d. Ausbringung + PSM-Intensität
(Sonstige Umweltprobleme)	Ressourcenverbrauch (incl. Energie)	+ Energiesalden
	Tiergerechtigkeit (Tierschutz)	- (<i>in Planung: Tiergerechtigkeit</i>)
	Diversität von Nutztieren und -pflanzen	+ Kulturartendiversität (nur Pflanzen)

VI – 4.3.2 REPRO

VI – 4.3.2.1 Zieldefinitionen und Indikatoren in REPRO

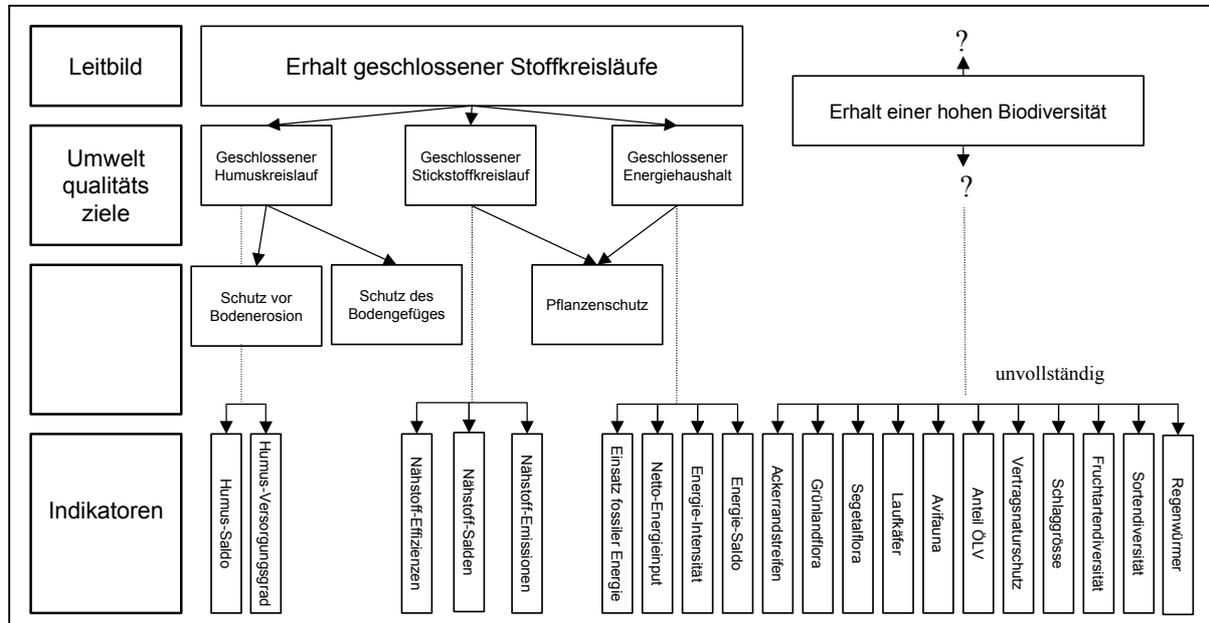
Die ökologischen Indikatoren in REPRO werden aus zwei *Leitbildern* der landwirtschaftlichen Produktion hergeleitet: (1) dem *Erhalt geschlossener Stoffkreisläufe* und (2) dem *Erhalt einer hohen Biodiversität*. Das erste Leitbild lässt sich aufbrechen in drei Umweltqualitätsziele: den *Erhalt eines geschlossenen Stickstoff-, Humus- und Energiehaushalts*. Für das zweite Leitbild wird kein Umweltqualitätsziel explizit genannt. Außerdem geben drei weitere ökologische Analysemodule Aufschluss über die Berücksichtigung weiterer Entwicklungsziele im Modell: *Schutz vor Bodenerosion*, *Schutz des Bodengefüges* und *Pflanzenschutz*. Die beiden ersten Module sind in die Bilanzierung des Humushaushaltes integriert, das Modul *Pflanzenschutz* geht in die Stickstoff- und Energiebilanzierung mit ein. Diese drei Entwicklungsziele sind offensichtlich hierarchisch unter den Umweltqualitätszielen angeordnet. Eine Bezeichnung für diese Hierarchieebene geht aus der Literatur zu REPRO nicht hervor. Die Indikatoren werden für drei Umweltqualitätsziele *Erhalt eines geschlossenen Stickstoff-, Humus- und Energiehaushalts* sowie für das Leitbild *Erhalt einer hohen Biodiversität* (das nicht weiter in Umweltqualitätsziele aufgebrochen wird) ausgewählt (Abb. 37).

VI – 4.3.2.2 Vollständigkeit des Indikatorensets in REPRO

Da die Bearbeitungszeit für eine vertiefte Auseinandersetzung mit REPRO nicht ausreichte und keine Rückkoppelung mit den Verfahrensentwicklern stattfand, kann hier das vollständige Indikatorenset von REPRO nicht dargestellt werden. Eine Kritik an der Vollständigkeit des Indikatorensets würde dem Verfahren nicht gerecht werden. Aus diesem Grund werden alle im REPRO-Text genannten Indikatoren den Umweltproblemen

und Umweltwirkungsbereichen des SRU (1985) und des UBA (GEIER et al. 1999) zugeordnet, ohne die Vollständigkeit und Qualität des Indikatorensets zu diskutieren. Die Indikatoren im Bereich Biodiversität wurden erst kürzlich in REPRO eingearbeitet und werden derzeit weiterentwickelt (HÜLSBERGEN 2003).

Abb. 37: Auswahl der Indikatoren über Umweltqualitätsziele in REPRO. Das Indikatorenset im Bereich „Biodiversität“ kann hier nur unvollständig wiedergegeben werden.



Tab. 29: Abbildung von Umweltproblemen durch das System REPRO und Vollständigkeit seines Indikatorensets

Umweltprobleme der Landwirtschaft (SRU 1985)	Umweltwirkungsbereiche nach SRU und UBA	Berücksichtigung in REPRO
<i>Beeinträchtigung naturnaher Biotope</i>	Artenvielfalt (wildlebend)	+ Ackerrandstreifen + Grünlandflora + Segetalflora + Laufkäfer (Insekten) + Avifauna
	Biotopvielfalt	+ Anteil ÖLV + Vertragsnaturschutz
	Landschaftsbild	+ Anteil ÖLV + Schlaggröße
<i>Gefährdung des Grundwassers</i>	Trinkwasserqualität	+ N-Saldo
	<i>Belastung des Bodens</i>	+ Regenwürmer + Humus-Saldo + Humus-Versorgungsgrad
<i>Belastung der Oberflächengewässer</i>	Boden-Eutrophierung	+ Nährstoff-Salden
	Versauerung	+/- N-Saldo
	Gewässer-Eutrophierung	+ Nährstoff-Salden
<i>Belastung der Luft</i>	Ökotoxizität	+ Nährstoff-Salden
	Staubemissionen	-
<i>Sonstige</i>	Geruchsbelastung	-
	Treibhauseffekt	-
	Ammoniakemissionen	+/- Nährstoff-Emissionen
	Pflanzenschutzmittel-Emissionen	-
	Ressourcenverbrauch (incl. Energie)	+ Einsatz fossiler Energie + Energie-Intensität + Energie-Saldo + Energie-Effizienz
Tiergerechtigkeit (Tierschutz)	-	
Diversität von Nutztieren und -pflanzen	+ Sortendiversität (nur Pflanzen) + Fruchtartendiversität + Fruchtartengruppendiversität	

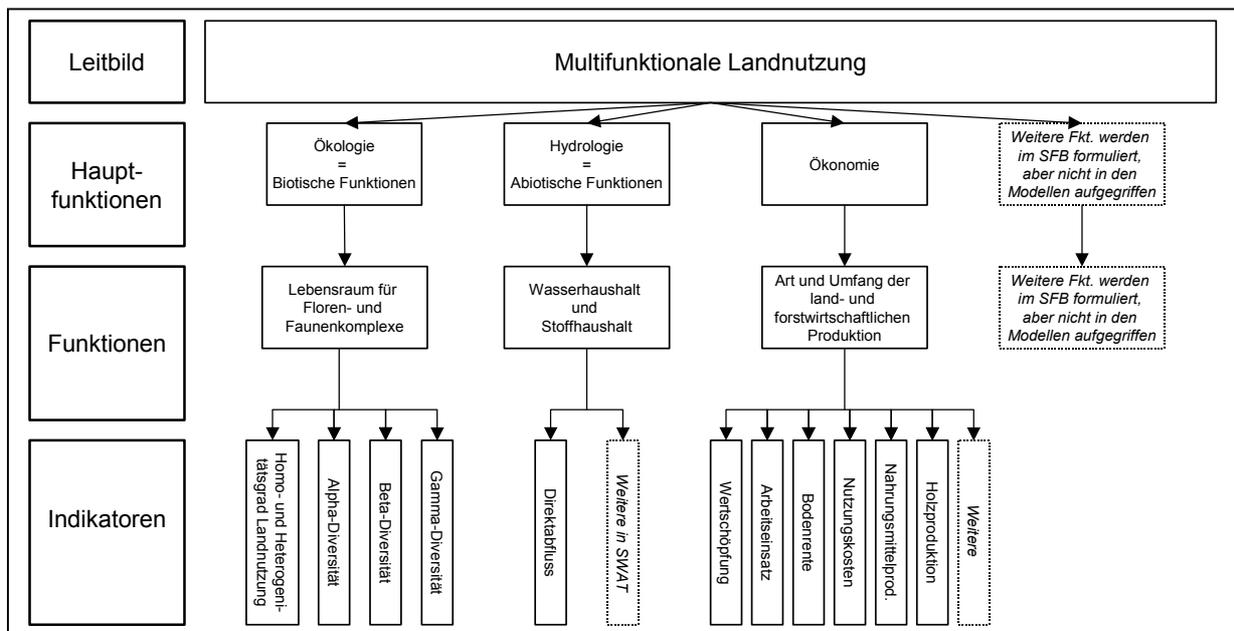
VI – 4.3.3 ProLand

VI – 4.3.3.1 Zieldefinitionen und Indikatoren in ProLand/ANIMO

Die Auswahl der Indikatoren in den Modellen ProLand und ANIMO basiert auf einem *Leitbild*: der *multifunktionalen Landnutzung* auf Landschaftsebene. Im Sonderforschungsbereich wird der Begriff der Multifunktionalität in mehrere Landschaftsfunktionen spezifiziert, wobei beispielsweise auch die Freizeit- und Erholungsnutzung als Funktion der Landschaft verstanden wird. Allerdings gehen nicht alle ermittelten Funktionen, sondern nur drei Hauptfunktionen in den Modellverbund ITE²M des Sonderforschungsbereichs ein: *Ökonomie*, *Ökologie (biotische Funktionen)* und *Hydrologie (abiotische Funktionen)*. Die abiotischen Funktionen konzentrieren sich auf den Wasser- und Stoffhaushalt (Fluxes und Zustände), im biotischen Bereich steht die Funktion der Landschaft als Lebensraum für landschafts- und nutzungstypische Floren- und Faunen-Komplexe im Mittelpunkt (Biodiversität), und im Bereich Ökonomie werden Art und Umfang der land- und forstwirtschaftlichen Produktion betrachtet. Aufgabe der integrierten Modellierung im SFB ist es, die mehrdimensionalen Zielbeziehungen zwischen diesen drei Hauptfunktionen der Landbewirtschaftung aufzuzeigen. Für die Abbildung jeder Hauptfunktion ist ein Modell verantwortlich: ProLand für die Ökonomie, ANIMO für die Ökologie und SWAT für die Hydrologie. Jedes Modell weist für die entsprechend abgebildete Hauptfunktion ein Set von Indikatoren aus.

Während die ökonomischen Indikatoren aus ProLand besonders vielfältig sind, werden in der Literatur zu ANIMO nur wenige ökologische Indikatoren genannt. Die hydrologischen Indikatoren aus SWAT umfassen den Wasser- und Stoffhaushalt der Untersuchungsregion und damit Nährstoffkreisläufe (N und P), Erosion und Sedimenttransport. Zur Vollständigkeit des Indikatorensets im Bereich Hydrologie kann keine Aussage getroffen werden, da das Modell SWAT nicht mit ausgewertet wurde.

Abb. 38: Auswahl der Indikatoren über Landschaftsfunktionen – Vorgehensweise im Modellverbund ITE²M des SFB 299.



VI – 4.3.3.2 Vollständigkeit des Indikatorensets in ProLand/ ANIMO

Die im Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1985) genannten Umweltprobleme der Landwirtschaft werden im Modellverbund des SFB nicht umfassend abgebildet.

Vollständig fehlt das Umweltproblem *Belastung der Luft* und die unter *Sonstige Umweltprobleme* zusammengefassten Umweltwirkungsbereiche Ressourcenverbrauch, Tiergerechtigkeit und Diversität der Nutztiere und -pflanzen. Die Umweltprobleme *Belastung des Grundwassers* und der *Oberflächengewässer* sowie anteilig das Umweltproblem *Belastung des Bodens* werden vom Modell SWAT abgebildet, das nicht in der vorliegenden Studie analysiert wurde. Es ist bekannt, dass SWAT Indikatoren aus den Bereichen des Wasser- und Stoffhaushalts (N, P, PSM-Emissionen, Erosion und Sedimenttransport) abbildet (MÖLLER et al. 2002). Über die Vollständigkeit der Abbildung in diesem Bereich kann allerdings keine Aussage getroffen werden.

Das Umweltproblem *Beeinträchtigung naturnaher Biotope* wird im Umweltwirkungsbereich Artenvielfalt durch die Indikatoren *alpha*-, *beta*- und *gamma*-Diversität abgebildet. Bei diesen Indikatoren wird die Anzahl der Arten, nicht aber ihre Gefährdung und Seltenheit berücksichtigt. Im Bereich Artenvielfalt würde es sich außerdem anbieten, nach den bewirtschaftungsbedingten Ursachen zu fragen, welche die Artenvielfalt negativ beeinflussen können. Für die Artenvielfalt im Boden können dies Bodenverdichtung, Humusverarmung und Eutrophierung sein. Für die Artenvielfalt auf Landschaftsebene nennt der SRU (1985) als Hauptursache die Zerstückelung und Zerschneidung von Lebensräumen. Ein *Indikator zur Messung der Landschaftszerschneidung* ist ebenfalls nicht in den Modellverbund integriert. Der Umweltwirkungsbereich Landschaftsbild wird abgebildet durch den Indikator *Homo- bzw. Heterogenitätsgrad der Landnutzung*. Nicht abgebildet ist der Umweltwirkungsbereich *Biotopvielfalt*.

Tab. 30: Abbildung von Umweltproblemen durch die Modelle ProLand und ANIMO. Das hydrologische Modell SWAT, das ebenfalls dem Modellverbund ITE²M des SFB 299 angehört, wurde nicht analysiert. Auf SWAT-Indikatoren zu den entsprechenden hydrologischen Problembereichen wird mit der Kennzeichnung „(+ Modell SWAT)“ hingewiesen.

Umweltprobleme der Landwirtschaft (SRU 1985)	Umweltwirkungsbereiche nach SRU und UBA	Berücksichtigung in den Modellen ProLand/ANIMO
<i>Beeinträchtigung naturnaher Biotope</i>	Artenvielfalt (wildlebend)	+ alpha-Diversität + beta-Diversität + gamma-Diversität
	Biotopvielfalt	-
	Landschaftsbild	+ Homogenitätsgrad der Landnutzung + Heterogenitätsgrad der Landnutzung
<i>Gefährdung des Grundwassers</i>	Trinkwasserqualität	(+ Modell SWAT)
<i>Belastung des Bodens</i>	Bodenfunktion (incl. Gefüge, Erosion)	(+ Modell SWAT)
	Boden-Eutrophierung	(+ Modell SWAT)
	Versauerung	(+ Modell SWAT)
<i>Belastung der Oberflächengewässer</i>	Gewässer-Eutrophierung	(+ Modell SWAT)
	Ökotoxizität	(+ Modell SWAT)
<i>Belastung der Luft</i>	Staubemissionen	-
	Geruchsbelastung	-
	Treibhauseffekt	-
	Ammoniakemissionen	-
	Pflanzenschutzmittel-Emissionen	-
<i>Sonstige</i>	Ressourcenverbrauch (incl. Energie)	-
	Tiergerechtigkeit (Tierschutz)	-
	Diversität von Nutztieren und -pflanzen	-

In der Summe ist die Abbildung ökologischer Indikatoren im Modellverbund des SFB 299 wesentlich schwächer ausgeprägt als die ökonomischer Indikatoren. ProLand selbst wurde auch nicht für Bewertungsfragen, sondern vornehmlich als agrarökonomisches Simulationsmodell konstruiert. Da auch der gesamte Modellverbund seine

Hauptaufgabe nicht in der Bewertung der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Aktivitäten, sondern in der Darstellung von mehrdimensionalen Zielbeziehungen zwischen Landschaftsfunktionen sieht, muss die Qualitätsbewertung auch anders ausfallen als bei einem Kriteriensystem wie KUL, das den Anspruch erhebt, Umweltprobleme der Landwirtschaft umfassend abzubilden. Die dargelegten Schwachstellen und Lücken bei der ökologischen Bewertung im SFB-Modellverbund sollen vor diesem Hintergrund auch nicht als Mängel interpretiert werden, sondern vielmehr dazu anregen, die Abbildung von Umweltproblemen noch weiter auszubauen.

Die Hauptursache für die schwach ausgeprägte Bewertungsfunktion mag an der Modellkoppelung im Modellverbund liegen. So wurden ProLand, SWAT und ANIMO als drei voneinander unabhängig arbeitende Einzelmodelle („Stand-alone-Modelle“) entwickelt. Dabei wählt jede der beteiligten Facharbeitsgruppen die für sich am besten geeigneten Modellierungsansätze. Grundbedingung für die Erfüllung einer Bewertungsfunktion wäre, die drei Modelle am Ende wieder zu einem Analyse- und Auswertungsapparat zusammenzuführen. Die gemeinsame Auswertung erschöpft sich dann aber in der Darstellung von „Trade-off“ oder „Win-win“-Funktionen zwischen verschiedenen Landschaftsfunktionen. Grundsätzlich bietet ProLand wegen seiner hohen räumlichen Auflösung die besten Voraussetzungen für eine standortspezifische, ökologische Bewertung und wäre durch eine Integration von weiteren Umweltindikatoren (siehe RAUMIS und MODAM) durchaus als flexibles Bewertungssystem einzusetzen. Viele für die Ausgabe von ökologischen Indikatoren notwendigen Informationen werden bereits zur Konstruktion der Landnutzungsszenarien erhoben. So könnte zum Beispiel die Diversität der Kulturarten einfach aus den verfügbaren Produktionsumfängen abgeleitet werden. Die Flächenanteile der Produktionsverfahren in den Szenarien müssten lediglich „uminterpretiert“ werden, um zu einer ökologisch bewertenden Aussage zu gelangen (vgl. auch den Indikator „Potenzielle Naturraum- und Biotopausstattung“ in RAUMIS).

VI – 4.3.4 RAUMIS

VI – 4.3.4.1 Zieldefinitionen und Indikatoren in RAUMIS

Viele Veröffentlichungen, welche die Agrar-Umweltindikatoren beschreiben, die im Modell RAUMIS verwendet werden, enthalten ausführliche Darstellungen über Umweltproblembereiche bzw. Umweltwirkungsbereiche der Landwirtschaft in Deutschland (zum Beispiel GEIER 1999, NIEBERG 1996) sowie allgemeine Anforderungen an Agrar-Umweltindikatoren, die sich aus der internationalen Literatur ableiten (zum Beispiel JULIUS 2003 nach OECD 1994).

GEIER et al. (1999) ordnen die RAUMIS-Indikatoren den vom Umweltbundesamt zusammengestellten Umweltproblembereichen zu, geben aber ebenfalls keinen Hinweis auf eine darauf aufbauende, explizite Ableitung der Indikatoren. Aus diesem Grund konnte der Ableitungsprozess auch nicht nachvollzogen werden.

VI – 4.3.4.2 Vollständigkeit des Indikatorensets in RAUMIS

Alle im Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1985) genannten Umweltprobleme der Landwirtschaft werden im Modell RAUMIS aufgegriffen.

Das Umweltproblem *Beeinträchtigung naturnaher Biotope* wird abgebildet über den *Arten- und Biotopenschutzindikator* sowie die *Potenzielle Naturraum- und Biotopausstattung*. Für den *Arten- und*

Biotopschutzindikator werden die Effekte der RAUMIS-Produktionsverfahren auf Arten und natürliche Lebensräume anhand von fünf Kriterien abgeschätzt. Damit wird die potenzielle Arten- und Biotopausstattung indirekt abgebildet, es werden allerdings keine *direkten Diversitätsabschätzungen* durchgeführt.

Der Indikator *Potenzielle Naturraum- und Biotopausstattung* gibt indirekt einen Hinweis auf das Landschaftsbild, weil er die räumliche Anordnung von Produktionsverfahren bewertet. Allerdings sind bislang lediglich die 31 RAUMIS-Stammverfahren und keine extensiven Produktionsverfahren integriert. Auch geht in die Bewertung nicht ein, wie sich Flächenanteile und räumliche Verteilung von Flächen außerhalb landwirtschaftlicher Nutzung verhalten. Die Integration solcher Flächen in die Bewertung des Landschaftsbildes sollte zumindest in der Ex-post-Analyse möglich sein.

Das Umweltproblem *Gefährdung des Grundwassers* wird ebenso wie die *Belastung der Oberflächengewässer* durch die *Nährstoffsalden* und den Indikator *PSM-Intensität* abgebildet. Im Bereich *Belastung des Bodens* werden *Erosion* und *Eutrophierung* abgebildet. Der Indikator *Wassererosion* befindet sich allerdings erst in der Anfangsphase der Entwicklung (JULIUS et al. 2003), so dass bislang weder Ergebnisse noch Erfahrungsberichte zur Anwendbarkeit des Indikators vorliegen. Unvollständig ist der Umweltwirkungsbereich *Bodenfunktion* abgebildet. Hier fehlt ein Indikator zur Messung der *Bodenverdichtung*, die für die Existenzfähigkeit einer reichhaltigen Bodenfauna essentiell ist. Ein Indikator zur Bodenverdichtung wäre damit indirekt auch als Indikator zur Artenvielfalt (im Boden) zu interpretieren.

Das Umweltproblem *Belastung der Luft* wird im Bereich Pflanzenschutzmittel-Emissionen und Ammoniak-Emissionen ausreichend abgebildet. Im Bereich Treibhauseffekt bietet das Modell RAUMIS das am meisten spezifiziertere Indikatorenset im Vergleich zu allen anderen Modellen. Es fehlt die Abbildung von *Staubemissionen* und *Geruchsbelastungen*.

Die im Bereich *Sonstige Umweltprobleme* zusammengefassten Umweltwirkungsbereiche werden nur unvollständig abgedeckt. Der Indikator *Potenzielle Naturraum- und Biotopausstattung* berücksichtigt die Anzahl aller realisierten Produktionsverfahren im Kreis sowie der Gleichmäßigkeit der Verteilung dieser Nutzungsarten im Landkreis. Nicht abgebildet wird die *Diversität von Nutztieren* und Aspekte der *Tiergerechtigkeit*.

Tab. 31: Abbildung von Umweltproblemen durch das Modell RAUMIS und Vollständigkeit seines Indikatorensets.

Umweltprobleme der Landwirtschaft (SRU 1985)	Umweltwirkungsbereiche nach SRU und UBA	Berücksichtigung im Modell RAUMIS
<i>Beeinträchtigung naturnaher Biotope</i>	Artenvielfalt (wildlebend)	+/- Arten- und Biotopschutzindikator
	Biotopvielfalt	+/- Arten- und Biotopschutzindikator
	Landschaftsbild	+/- Pot. Naturraum- u. Biotopausstattung
<i>Gefährdung des Grundwassers</i>	Trinkwasserqualität	+ PSM-Risiko + N-Saldo
<i>Belastung des Bodens</i>	Bodenfunktion (incl. Gefüge, Erosion)	+ Wassererosion
	Boden-Eutrophierung	+ N-, P-, K-Saldo
	Versauerung	+/- Ammoniak-Emissionen +/- N-Saldo
<i>Belastung der Oberflächengewässer</i>	Gewässer-Eutrophierung	+ N-Saldo
	Ökotoxizität	+ PSM-Risiko
<i>Belastung der Luft</i>	Staubemissionen	-
	Geruchsbelastung	-
	Treibhauseffekt	+ CO ₂ -Emissionen + Methan-Emissionen + Distickoxid-Emissionen + Globales Erwärmungs-Potenzial
	Ammoniakemissionen	+ Ammoniak-Emissionen
	Pflanzenschutzmittel-Emissionen	+ PSM-Risiko
<i>Sonstige</i>	Ressourcenverbrauch (incl. Energie)	-
	Tiergerechtigkeit (Tierschutz)	-
	Diversität von Nutztieren und -pflanzen	+Pot. Naturraum- u. Biotopausstattung (nur Pflanzen)

Da fortlaufend eine projekt- und nachfrageorientierte Weiterentwicklung des Modells RAUMIS stattfindet, ist in Zukunft auch mit Erweiterungen im Bereich der Agrarumweltindikatoren zu rechnen (KREINS 2004; OSTERBURG 2004). Eine Ausweitung der ökologischen Bewertungsfunktion ist außerdem von aktuell realisierten und geplanten Verknüpfungen zwischen RAUMIS und ökologischen Modellen zu erwarten (JULIUS 2003; GÖMANN et al. 2003).

VI – 4.3.5 MODAM

VI – 4.3.5.1 Zieldefinitionen und Indikatoren in MODAM

Analog zu PLACHTER (1990) wird im Modellansatz von MODAM ein Rahmenziel des Naturschutzes verfolgt, nach dem allgemeine Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege regionalisiert, d.h. auf die jeweiligen ökosystemaren bzw. landschaftlichen Besonderheiten des Untersuchungsraums abgestimmt werden müssen. Denn generelle naturschutzfachliche Leitbilder können nach PLACHTER & KORBUN (2003) nicht für eine Entscheidungsunterstützung im praktischen Naturschutz eingesetzt werden, da sie nur großflächig und langzeitlich sinnvoll zu bewerten sind. MODAM erfüllt im Vergleich als einziges Modell die von PLACHTER & BEINLICH (1996) geäußerte Forderung, dass Umweltqualitätsziele quantifizierte Angaben zu Zielvorstellungen „auf die Fläche“ umsetzen sollen. Diese Vorgehensweise ist aus naturschutzfachlicher Sicht als anspruchsvoll einzustufen, allerdings besonders arbeits- und zeitaufwändig. Die Definition regionaler Umweltqualitätsziele erfolgt in einigen Modellregionen von MODAM in Zusammenarbeit mit naturwissenschaftlichen Experten, in anderen Regionen in einem partizipativen und iterativen Prozess, indem lokale Betroffene dazu aufgefordert werden, die regionalen Umweltprobleme zu identifizieren (SATTLER & ZANDER 2004). Damit gelten die Umweltqualitätsziele immer nur für die Bedingungen im gewählten Untersuchungsgebiet (MEYER-AURICH 1999). Es existiert kein „MODAM-Indikatorenset“, das alle im Modellansatz zu nutzenden Indikatoren zusammenfasst (KÄCHELE, 04.02.2004). Sofern beispielsweise der Kranich in einem anderen Untersuchungsgebiet nicht als Zielart des Naturschutzes gilt, werden auch alle zugehörigen Indikatoren (Ernterückstände, Störungswahrscheinlichkeit etc.) nicht verwendet. In diesem Text sollen die Umweltindikatoren für zwei Untersuchungsgebiete gegenübergestellt werden, in denen eine ökologische Bewertung mit MODAM durchgeführt wurde: das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (ZANDER 1999, MEYER-AURICH 1999) und das GRANO-Modellgebiet in Brandenburg (SATTLER & ZANDER 2004).

Übergeordnetes *Leitbild* für die Auswahl der Indikatoren im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin ist eine „nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft“. Im Fokus steht die ökologische Dimension der Nachhaltigkeit, die auch als „ökologische Nachhaltigkeit“ bezeichnet wird. Dieses Leitbild wird in *Umweltqualitätsziele* spezifiziert, welche generell ausgewählte Aspekte abiotischer Schutzziele abbilden (Boden- und Gewässerschutz) und den Schutz von Leitarten integrieren. Die *Umweltqualitätsziele* werden in *Regionalisierte Umweltqualitätsziele* umgewandelt, was bedeutet, dass diese zunächst für die räumliche Grenze der Untersuchungsregion und hier feldspezifisch (also für jeden einzelnen Schlag als „*field-specific-goals*“) ausgewiesen werden. Für die regionalisierten Umweltqualitätsziele werden so genannte *Gefährdungsfaktoren* ausgewiesen, die von landwirtschaftlichen Aktivitäten ausgehen und die Zielerreichung beeinträchtigen können. Die Gefährdungsfaktoren werden auch *Kriterien* genannt und hier mit *Indikatoren* gleichgesetzt (Abb. 39).

Abb. 39: Auswahl der Indikatoren über regionale Umweltqualitätsziele im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin – eigene Zusammenstellung der Verfahrensweise in MODAM nach ZANDER (2003) und MEYER-AURICH (1999).

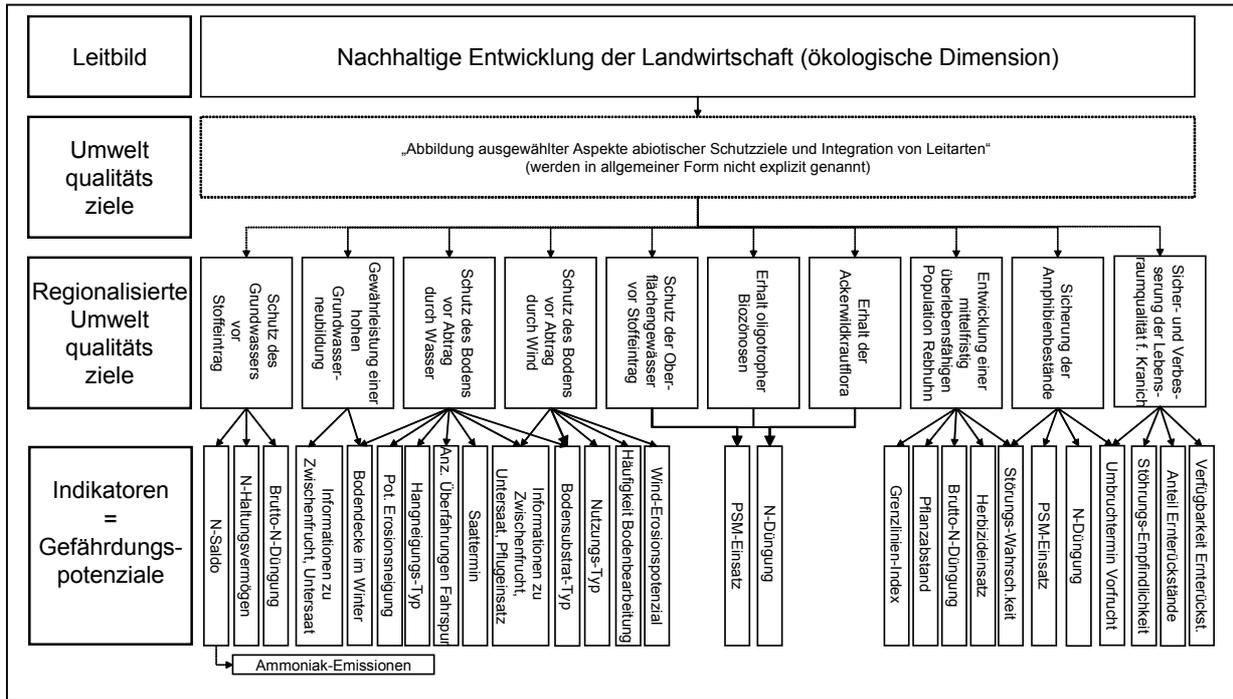
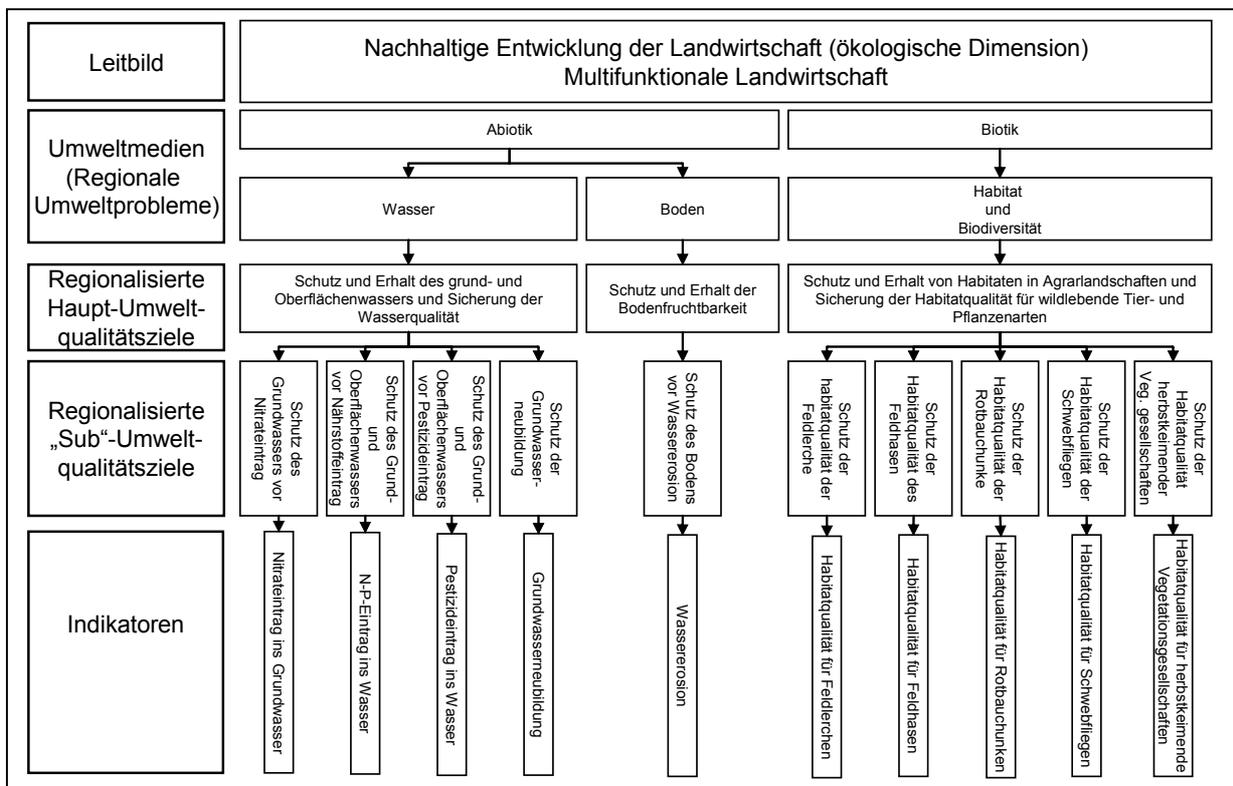


Abb. 40: Auswahl der Indikatoren über regionale Umweltqualitätsziele im Brandenburger GRANO-Projekt – eigene Zusammenstellung der Verfahrensweise in MODAM nach SATTLER & ZANDER (2004).



Das *Leitbild* für die Auswahl der Indikatoren im Brandenburger GRANO-Projektgebiet geht aus einem Artikel von SATTLER & ZANDER (2004) implizit hervor. Hier wird zum Einen die Nachhaltigkeit und zum Anderen die Multifunktionalität der Landnutzung genannt. Die Indikatoren werden nicht explizit aus diesen Leitbildern abgeleitet. Vielmehr werden in einem partizipativen Prozess mit Betroffenen *regionale Umweltprobleme*

identifiziert, welche drei *Umweltmedien* berühren: Wasser, Boden sowie Habitat und Biodiversität. Für die Umweltprobleme werden drei „Haupt“-*Umweltqualitätsziele* definiert, die in zehn „Sub“-*Umweltqualitätsziele* aufgebrochen werden. Jedem „Sub“-Umweltqualitätsziel ist jeweils ein (nahezu gleichlautender) *Indikator* zugeordnet.

VI – 4.3.5.2 *Vollständigkeit des Indikatorensets in MODAM*

Zur Bewertung der Vollständigkeit des Indikatorensets in MODAM wurden die Indikatoren aller bekannten Untersuchungen zu einer Synthese zusammengeführt. Die Synthese umschließt die Indikatoren der Region „Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin“ (ZANDER 2003, MEYER-AURICH 1999), die des GRANO-Modellgebiets in Ostbrandenburg (sofern in SATTLER & ZANDER (2003) genannt) und drei Indikatoren, mit denen MEYER-AURICH (2001) MODAM während seiner Arbeit im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) weiterentwickelt hat.

Alle im Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1985) genannten Umweltprobleme der Landwirtschaft werden im Modell MODAM aufgegriffen.

Das *Umweltproblem Beeinträchtigung naturnaher Biotope* wird im Umweltwirkungsbereich Artenvielfalt nicht über die Diversität wild lebender Arten im Allgemeinen, sondern über Zielarten des Naturschutzes abgebildet. Im entsprechenden Untersuchungsgebiet gilt das Rebhuhn beispielsweise aufgrund seiner Habitatansprüche als Leitart einer vielfältigen Agrarlandschaft. Über den Zielartenansatz ist auch der Aspekt der Seltenheit und Gefährdung wild lebender Arten berücksichtigt. Nicht abgebildet sind die Umweltwirkungsbereiche *Biotopvielfalt* und *Landschaftsbild*. Hier empfiehlt sich (zumindest für eine Bewertung des Ist-Zustandes) die Ausweisung eines Indikators über den Anteil und die räumliche Verteilung der *ökologisch-landeskulturell bedeutsamen Flächen* am Untersuchungsgebiet.

Die Umweltprobleme *Gefährdung des Grundwassers*, *Belastung der Oberflächengewässer* und *Belastung des Bodens* sind ausreichend abgebildet. Die in diesem Bereich bisher fehlende Implementierung der P- und K-Salden als Indikatoren ist im Rahmen des derzeit anlaufenden EU-Projekts *MeaScope* geplant (ZANDER 2004). Das Umweltproblem *Belastung der Luft* ist durch Ammoniak- und Pflanzenschutzmittel-Emissionen abgebildet. Ausserdem ist MODAM neben RAUMIS das einzige Modell, das die Treibhauswirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten berücksichtigt. Diese wird in MODAM bisher nur über CO₂-Emissionen gemessen. Die klimagefährdenden Emissionen von *Methan* sollen im Rahmen des derzeit anlaufenden EU-Projekts *MeaScope* in MODAM implementiert werden (ZANDER 2004). Landwirtschaftlich bedingte Lachgas-Emissionen, Staub-Emissionen und Geruchsbelastungen werden nicht erhoben.

Im Bereich *Sonstige Umweltprobleme* wird der Umweltwirkungsbereich Ressourcenverbrauch durch die Energiebilanzierung vertreten. Nicht implementiert sind Indikatoren zur *Diversität von Nutztieren und -pflanzen*. Ein bisher fehlender Indikator zur *Tiergerechtigkeit* soll ebenfalls im Rahmen des derzeit anlaufenden EU-Projekts *MeaScope* implementiert werden, denn ein Ziel dieses Projektes ist die Ergänzung des Modellsystems MODAM um einige ökologische Bewertungsmodule der Tierhaltungssysteme (ZANDER 2004).

Tab. 32: Abbildung von Umweltproblemen durch das Modell MODAM und Vollständigkeit seines Indikatorensets – dargestellt als eine Synthese aus MEYER-AURICH (1999), MEYER-AURICH (2001), SATTLER & ZANDER (2004) und ZANDER (2003).

Umweltprobleme der Landwirtschaft (SRU 1985)	Umweltwirkungsbereiche nach SRU und UBA	Berücksichtigung im Modell MODAM
<i>Beeinträchtigung naturnaher Biotope</i>	Artenvielfalt (wildlebend)	+ Störungswahrscheinlichkeit Zielart + Habitatqualität für Zielart + Grenzlinien-Index + Pflanzabstand + PSM-Einsatz + N-Düngung + Anteil Ernterückstände + Verfügbarkeit Ernterückstände + Umbruchtermin Vorfrucht + Herbizid-Einsatz
	Biotopvielfalt	-
	Landschaftsbild	-
<i>Gefährdung des Grundwassers</i>	Trinkwasserqualität	+ PSM-Einsatz + N-Saldo + Brutto-N-Düngung + N-Haltungsvermögen d. Bodens + Bodendecke im Winter
<i>Belastung des Bodens</i>	Bodenfunktion (incl. Gefüge, Erosion)	+ Potenzielle Erosionsneigung + Wind-Erosionspotenzial + Bodensubstrat-Typ + Hangneigungs-Typ + Nutzungs-Typ + Bodendecke im Winter + Häufigkeit Bodenbearbeitung + Saattermin + Anzahl Überfahrten i. d. Fahrspur + Infos zu Zwischenfrucht, Untersaat etc.
	Boden-Eutrophierung	+ N-Saldo
	Versauerung	+/- Ammoniak-Emissionen +/- N-Saldo
<i>Belastung der Oberflächengewässer</i>	Gewässer-Eutrophierung	+ N-Saldo
	Ökotoxizität	+ PSM-Einsatz
<i>Belastung der Luft</i>	Staubemissionen	-
	Geruchsbelastung	-
	Treibhauseffekt	+ Globales Erwärmungs-Potenzial (CO ₂)
	Ammoniakemissionen	+ Ammoniak-Emissionen
	Pflanzenschutzmittel-Emissionen	+ PSM-Einsatz
<i>Sonstige</i>	Ressourcenverbrauch (incl. Energie)	+ Energie-Bilanz
	Tiergerechtigkeit (Tierschutz)	-
	Diversität von Nutztieren und -pflanzen	-

VI – 5 Synthese

Obwohl die Bewertungskonzepte methodisch in vielerlei Hinsicht voneinander abweichen, verfolgen sie doch mehr oder weniger die gleiche Absicht, nämlich die Darstellung von Umwelteffekten landwirtschaftlicher Produktion – und das aus einer ähnlichen Perspektive: der Perspektive naturwissenschaftlicher Experten. Hinter den Bewertungsalgorithmen stehen nicht nur Auffassungen darüber, wie eine naturwissenschaftliche Fragestellung methodisch zielführend beantwortet werden kann, sondern in der Umsetzung sind auch Wertvorstellungen verborgen. In diesem Kapitel sollen die bei den unterschiedlichen Verfahrensentwicklern und Institutionen existierenden Wertvorstellungen im Agrarumweltbereich zu einer gemeinschaftlichen Wertvorstellung aggregiert werden. Verwendet wird dabei eine vereinfachte Form der Wertbaumanalyse.

Das Wertbaumverfahren ist ein Mittel zur Normengenerierung und Wertstrukturierung. Es dient dazu, die latenten Werte einer Person oder Gruppe in eine logisch konsistente und kommunikativ nachvollziehbare Form zu bringen. Das Verfahren beruht nach RENN et al. (1998) auf dem Grundsatz, dass alle von einer Maßnahme betroffenen Parteien (in diesem Falle die „Verfahrensentwickler“) ihre normativen Grundlagen (Prinzipien, Werte) für die Beurteilung unterschiedlicher Handlungsoptionen offenlegen und als Materialsammlung für die Erarbeitung von Bewertungskriterien zur Verfügung stellen. Das Verfahren der Wertbaumanalyse wird üblicherweise in mehreren Stufen durchgeführt. Zunächst wird analysiert, welche Werte die Vertreter der jeweiligen Gruppen mit einer bestimmten Fragestellungen in Verbindung bringen. Grundsätzlich geschieht dies in Interviews, in denen die Repräsentanten der jeweiligen Parteien ihre Wertvorstellungen äussern können. Dann werden diese Werte systematisiert und zu einem hierarchisch gegliederten Wertbaum zusammengeführt. Der Vorschlag wird rückgekoppelt, und im Anschluss wird in Zusammenarbeit mit allen Gruppen ein additiver Wertbaum erarbeitet. In einem dritten Schritt gewichtet jeder Befragte die verschiedenen Wertedimensionen und Unterdimensionen. In einem vierten Schritt werden Indikatoren für die Dimensionen gewählt, bevor eine Gesamtbewertung vorgenommen wird.

In dieser Studie wird auf die – für die Wertbaumanalyse typische – iterative Vorgehensweise verzichtet. Es entfällt weiterhin sowohl eine Gewichtung der einzelnen Dimensionen als auch die Herleitung der Wertvorstellungen aus Interviews mit den Verfahrensentwicklern. Datengrundlage in der vorliegenden Studie war sämtliche zur Verfügung stehende Literatur zu den Bewertungskonzepten. Es wird die Annahme zugrunde gelegt, dass der naturwissenschaftliche Diskurs im Wesentlichen in Veröffentlichungen, Arbeitsberichten, Tagungsbänden und Zeitschriftartikeln wiedergegeben wird und dort die Wertvorstellungen der Autoren enthalten sind. Die in Kapitel 4.3 dargestellte, systematische Ableitung der Indikatoren aus Leitbildern und/oder Umweltqualitätszielen belegt, dass für jedes Bewertungskonzept bereits bei der Entwicklung der Bewertungsalgorithmen institutsinterne Systematisierungen der Wertvorstellungen vorgenommen worden sind. In diesem Kapitel werden die bereits vorliegenden Wertbäume der einzelnen Verfahren (vgl. Kap. 4.3.X.1) nur noch zu einem additiven Wertbaum zusammengeführt.

Abb. 41 zeigt den additiven Wertbaum als Synthese der in den Bewertungskonzepten enthaltenen Wertevorstellungen und Wertehierarchien. Er setzt sich zusammen aus Werten (dargestellt durch die Kästchen in der Graphik), die explizit in der Literatur zu den einzelnen Verfahren genannt und bis zur Ebene der „Indikatoren“ spezifiziert wurden. Wertvorstellungen, die in der entsprechenden Literatur zwar genannt wurden aber nicht in der Bewertungsmethodik weiter aufgegriffen und operationalisiert worden sind, werden nicht dargestellt.

Der additive Wertbaum besteht aus minimal drei und maximal acht Ebenen in der Vertikalen. Die oberste Ebene wird vereinfachend als „Leitbilder“ bezeichnet, die unterste Ebene bilden die messbaren „Indikatoren“ (insgesamt 49, von denen einige redundant sind). Dazwischen stehen ein bis fünf „Zwischenebenen“, welche die Leitbilder in Umweltqualitätsziele und Kriterien spezifizieren. Auf eine Bezeichnung der Zwischenebenen wird verzichtet, weil hierfür keine einheitliche Terminologie existiert. Manche Aufteilungen sind nicht unbedingt notwendig, an anderer Stelle könnten Kriterien noch weiter spezifiziert werden, wodurch sich nachfolgende Ebenen weiter nach unten schieben würden und zwangsläufig eine andere Namensgebung erhalten müssten. Eine Benennung der Zwischenebenen scheint aus diesem Grund nicht gerechtfertigt. Auch sei darauf hingewiesen, dass die Werte einer horizontalen Ebene nicht zwangsläufig auf einen gleichen Wertstatus hinweisen müssen. So könnte beispielsweise der Wert „Schutz des Bodengefüges“ auch auf einer Ebene mit den Werten „Bodenschutz vor Wind- und Wassererosion“ stehen. Auch die Benennung der obersten und untersten Ebene als „Leitbilder“ und „Indikatoren“ ist nicht zwingend notwendig. Wenn das übergeordnete Leitbild der nachhaltigen Landwirtschaft in der Literatur zu einem der fünf Bewertungskonzepte nicht genannt wird, werden manchmal auch die Werte „umweltverträgliche Landwirtschaft“ (KUL) oder „geschlossene Stoffkreisläufe“ (REPRO) als „Leitbild“ bezeichnet. Auf der anderen Seite könnten – anders als in der gewählten Darstellung – die einzelnen Leitarten als Bioindikatoren gelten und die bisher als „Indikatoren“ bezeichneten, zugehörigen Werte (zum Beispiel „verfügbare Ernterückstände“ etc.) als „standörtliche Exposition für einen Indikator“ gedeutet werden. Die Benennung der Ebenen ist also abhängig von Sichtweise und Fragestellung und folgt aus diesem Grund keiner allgemeinen Terminologie.

Den „Oberwert“ bilden zwei Leitbilder für die Entwicklung der Landwirtschaft in Deutschland: eine *nachhaltige* und *multifunktionale* Landwirtschaft. Beide Leitbilder gelten als gleichberechtigte Werte, da sie immer die größtmögliche Aggregationsstufe darstellen. Eine Hierarchiebildung zwischen diesen beiden Werten wird in keinem Bewertungskonzept vorgenommen. Danach wird eine Spezifizierung in drei Ebenen vorgenommen: die ökologische, die ökonomische und die soziale Dimension. Die soziale Dimension wird von keinem Modell einbezogen. Die ökonomische Dimension bilden die drei Landnutzungsmodelle ProLand, RAUMIS und MODAM auf betriebswirtschaftlicher Ebene mittels der Verhaltensannahme der Gewinnmaximierung ab, da für den Prozess der Zieloptimierung eine ökonomische Zielfunktion („maximaler Deckungsbeitrag“) nötig ist. Die ökologische Dimension („umweltverträgliche Landwirtschaft“) kann in vier Werte spezifiziert werden, die sich an ökologischen Schutzgütern orientieren: Atmosphäre, Wasserhaushalt, Stoffkreisläufe und Biodiversität. Während der Wert „Schutz der Atmosphäre“ direkt in fünf Indikatoren aufgebrochen werden kann, werden die anderen Werte über unterschiedlich viele Zwischenebenen spezifiziert. In der Summe bilden 42 Unterwerte oder „Indikatoren“ die ökologische Dimension ab.

Für eine zusammenfassende Bewertung der Vollständigkeit dieses additiven Wertbaums wird wiederum ein Vergleich mit den nach SRU (1985) und Umweltbundesamt (GEIER et al. 1999) genannten Umweltproblemen und Umweltwirkungsbereichen der Landwirtschaft vorgenommen (Tab. 33).

In den Bewertungskonzepten werden alle vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 1985) und Umweltbundesamt (GEIER et al. 1999) genannten Umweltprobleme der Landwirtschaft abgebildet. Bei einer weiteren Spezifizierung bis hin zur Abbildung der Umweltwirkungsbereiche zeigen sich allerdings Lücken. Sofern die Vollständigkeit des Indikatorensets als Qualitätskriterium für Bewertungskonzepte gilt, kann die Auflistung auch einen Hinweis auf die Dringlichkeit des Forschungsbedarfs in manchen Bereichen zur Qualitätsverbesserung der Verfahren darstellen.

Vollständig fehlt in allen Konzepten die Bewertung von durch die Landwirtschaft verursachten *Staubemissionen* und *Geruchsbelastungen*. Nicht bewertet wird außerdem die *Tiergerechtheit* landwirtschaftlicher Produktion. Die Einführung von Indikatoren in diesem Bereich (bei KUL zumindest in Planung) ist dringend notwendig. Als praktikable Methode zur einzelbetrieblichen Bewertung könnte die Verwendbarkeit des Tiergerechtheitsindex TGI 35 von BARTUSSEK (1996) sowie der Tiergerechtheitsindex TGI 200 von SUNDRUM et al. (1994) überprüft werden. Ein weiteres großes Defizit zeigt sich in der Abbildung der Diversität von Nutzpflanzen. Drei Verfahren bilden die Nutzpflanzen Diversität ab, keines bewertet die *Diversität von Nutztieren*, die sich angesichts des drohenden Aussterbens historischer Nutztierarten als dringend notwendig erweist.

Auch in den anderen Umweltwirkungsbereichen besteht wegen Unvollständigkeit der Abbildung Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Die *Bodenversauerung* wird von einem Verfahren direkt über den Indikator *Boden-pH-Stufe* abgebildet, von den anderen indirekt über *Ammoniak-Emissionen* und die *N-Bilanz*.

Die *Biotopvielfalt*, die *Pflanzenschutzmittel-Emissionen*, der *Ressourcenverbrauch*, die *Diversität der Nutzpflanzen* (s.o.) und der *Treibhauseffekt* werden von drei Verfahren bewertet und von zwei nicht bewertet. Die Darstellung des globalen Erwärmungspotenzials erfolgt ausschliesslich in einem Verfahren über alle relevanten Klimagasen, in den anderen beiden nur ungenügend über Kohlendioxid-Emissionen.

Die Umweltwirkungsbereiche *Artenvielfalt*, *Landschaftsbild* und *Ammoniak-Emissionen* werden von jeweils vier Verfahren bewertet und von einem Verfahren nicht bewertet. Gleiches gilt für die Abbildung der *Trinkwasserqualität*, der *Ökotoxizität* und der *Bodeneutrophierung*. Bei den drei letztgenannten ist allerdings davon auszugehen, dass in der Spalte „ProLand/ANIMO“ die entsprechenden Lücken aufgefüllt werden können. ProLand und ANIMO selbst bilden zwar keine hydrologischen Indikatoren ab, allerdings wird diese Funktion vom Modell SWAT erfüllt, das an ProLand gekoppelt ist. SWAT wurde für diese Studie nicht mit ausgewertet, allerdings ist bekannt, dass es Indikatoren aus den Bereichen des Wasser- und Stoffhaushalts (N, P, PSM-Emissionen, Erosion und Sedimenttransport) abbildet (MÖLLER et al. 2002). Von allen Umweltwirkungsbereichen ist der Bereich *Bodenfunktion* durch die größte Anzahl an Indikatoren dargestellt.

Generell ist zu beachten, dass die vier Bewertungskonzepte unterschiedliche thematische Schwerpunkte setzen. Der Vergleich in dieser Studie hat gezeigt, dass die Abbildungsschärfe und die inhaltliche Schwerpunktsetzung systemimmanent ist. Einfluss auf die Vollständigkeit der Indikatorensets nehmen die Grundkonzeption der Methodik (betriebliches Kriteriensystem oder Landnutzungsmodell), die Anwendungsorientierung (Betriebsberatung oder wissenschaftliche Politikberatung), die räumliche Systemgrenze des Verfahrensansatzes (Betrieb oder Region) und die institutionelle Anbindung des Bewertungskonzepts.

Gesamtverzeichnis Literatur

* steht für Sekundärliteratur

- ABRAHAM, J. HÜLSBERGEN, K.-J. & W. DIEPENBROCK (1999)*: Skalenübergreifende Modellierung des Stickstoffhaushaltes in der Lößregion. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): Tagungsband zum Statusseminar „Elbe-Ökologie“, Nr. 6, S. 216-217.
- ABRAHAM, J. (2001)*: Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Shaker Verlag Aachen.
- ARNOLD, J.M., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S. & J.R. WILLIAMS (1998)*: Large area hydrologic modelling and assessment. Part 1: Model development. In: Journal of the American Water Resources Association 34 (1): 73-89.
- BACHINGER, J. & P. ZANDER (2001)*: Entwicklung eines Modells zur Generierung und Bewertung standort- und situationsangepasster Fruchtfolgen im Ökologischen Landbau. In: REENTS, J. (Hrsg.): Von Leit-Bildern zu Leit-Linien: Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau, 6.-8. März 2001 Freising-Weihenstephan: 167-170.
- BACHINGER, J. & P. ZANDER (2000): Modelling crop rotations for organic farms. - In: ALFÖLDI, T., W. LOCKERETZ & U. NIGGLI (Hrsg.): IFOAM 2000 - The World Grows Organic: Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference, 28 to 31 August 2000, Basel (Zürich).
- BARTUSSEK, H. (1996)*: Übersicht über die Entwicklung des TGI und des Tierschutzrechts. Schriftl. Fassung eines Vortrags gehalten im Rahmen des BmFLuF – Lehrer- und Berater-Fortbildungs-Seminars „Aktuelle Fragen und Probleme des biologischen Landbaus“ an der BAL Gumpenstein (Österreich) am 19. März 1996.
- BASTIAN, O. (2000): Leitbilder - das Patentrezept für die Landschaftsplanung? In: Geographie und Schule 22 (23): 12-22.
- BASTIAN, O. (1999): Leitbilder für Naturräume auf der Basis von Landschaftsfunktionen. In: Natur und Landschaft 74 (9): 361-373.
- BEINLICH, B. & H. PLACHTER (1996): Perspektiven naturschutzkonformer Nutzungen in mitteleuropäischen Kulturlandschaften. In: MATTHES, H.D. & H. MÖHRIG (Hrsg.): Landschaftspflege mit Nutztieren und nachhaltige Landbewirtschaftung. Tagungsband 2. Lenzer Gespräche. Dummerstorf/Lenzen: 14-40.
- BERGER, G., STACHOW, U. & A. WERNER (2000)*: Abschätzungen der Auswirkungen transgener Sorten auf Umweltqualitätsziele. In: SCHULTE, E. & O. KÄPPELI (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft und grüne Gentechnik: Ergebnisse zum Forschungsprojekt, Basel: 73-95.
- BERTELSMEIER, M., KLEINHANNS, W. & F. OFFERMANN (2003): Aufbau und Anwendung des FAL- Modellverbunds für die Politikberatung. In: Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik 52 (4): 175-184.
- BERTELSMEIER, M., GÖMANN, H., KLEINHANNS, W. KREINS, P., MANEGOLD, D. & F. OFFERMANN (2002)*: Modellanalysen zu den Auswirkungen der KOM-Vorschläge im Rahmen der Halbzeitbewertung der Agenda 2000. Bonn. In: FAA Schriftenreihe 320.
- BIERMANN, S. (1997)*: Unveröffentlichtes Arbeitsmaterial, zitiert aus MEYER-AURICH (1999).
- BIERMANN, S. (1995)*: Flächendeckende, räumlich differenzierte Untersuchung von Stickstoffflüssen für das Gebiet der neuen Bundesländer. Dissertation an der Universität Halle-Wittenberg.
- BIERMANN, S., HÜLSBERGEN, K.-J., HELDT, S., KALK, W.-D. & W. DIEPENBROCK (1997): Szenariorechnungen zur Anpassung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse mit dem Ziel der Verminderung von Umweltbelastungen. In: KNICKEL, K. H. P. H. (Hrsg.): Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung, Frankfurt am Main: 149-170.
- BIEWALD, G., JOSTEN, H., POLNITZKY, J., SCHUMACHER, W., WEHMEYER, C. & C. WOSNITZA (1991)*: Kartierung, Bewertung und Bilanzierung von Mittelgebirgslandschaften der Eifel (Gemeinde Nettersheim) und des Bergischen Landes (Raum Runderoth) im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XIX/III: 59-68.
- BISHOP, R. C. (1978)*: Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard. In: American Journal of Agricultural Economics 60: 10-18.
- BOBEK, H. & SCHMITHÜSEN, J. (1949)*: Die Landschaft im logischen System der Geographie. Erdkunde III: 112-120.
- BREITSCHUH, G. (2003a): Indikatorensystem zur einzelbetrieblichen Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Unternehmen. In: GOTTSCHICK, M. & P.H. FEINDT (2003): Nachhaltigkeitsindikatoren und Partizipation. Entscheidungsunterstützung für Betriebe und Regionen, BIOGUM-Forschungsbericht Nr. 5: 21-30.
- BREITSCHUH, G. (2003b): Nachhaltigkeitsdimension Umwelt/ Ökologie. In: GOTTSCHICK, M. & P.H. FEINDT (2003): Nachhaltigkeitsindikatoren und Partizipation. Entscheidungsunterstützung für Betriebe und Regionen, BIOGUM-Forschungsbericht Nr. 5: 8-12.
- BREITSCHUH, G. & H. ECKERT (2000): Probleme und Lösungsansätze für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt: 17-23.
- BREITSCHUH, G., ECKERT, H., FEIGE, H., GERNAND, U., ROTH, D., SCHWABE, M. & D. SAUERBECK (2003): Das Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL): Ziele, Vorgehensweise, Ergebnisse. In: Umweltindikatoren – Schlüssel für eine umweltverträgliche Land- und Forstwirtschaft. Agrarspectrum - Schriftenreihe des Dachverbandes der Agrarwissenschaften 36: 229-235.

- BREITSCHUH, E., ECKERT, H., KUHAUPT, H., GERNAND, G., SAUERBECK, D. & S. ROTH (2000): Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele - Anpassung und Anwendung von Kriterien zur Bewertung nutzungsbedingter Bodengefährdung. In: UMWELTBUNDESAMT BERLIN (Hrsg.): UFOPLAN - Nr. 107 01 022/207 01 022, Berlin: 129 S.
- CHRISTEN, O., HÜLSBERGEN, K.-J. & W. HEYER (2003): Umweltindikatoren als Element agrarumweltpolitischer Maßnahmen - Möglichkeiten und Grenzen aus der Sicht der pflanzlichen Produktion. In: Agrarspectrum 36: 79-83.
- COSTANZA, R., VOINOV, A., BOUMANS, R., MAXWELL, T., VILLA, F., WAINGER, L. & H. VOINOV (2002): Integrated Ecological Economic Modeling of the Patuxent River Watershed, Maryland. In: Ecological Monographs by the Ecological Society of America 72 (2): 203-231.
- CHRISTEN, O. & Z. O'HALLORAN-WIETHOLZ (2001)*: Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. ILU-Schriftenreihe, Heft 3/2002, Druck Center Meckenheim, Bonn.
- CYPRIS (2000): Positive Mathematische Programmierung (PMP) im Agrarsektormodell RAUMIS (Dissertation). In: FAA XIV, Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie 313, Bonn: 194 S.
- CYPRIS, C., OSTERBURG, B., SANDER, R. & K. SEIFERT (1998): RAUMIS - regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland, Vortrag auf der 39. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus, Bonn, 30. September - 02. Oktober 1998.
- CYPRIS, C., KLEINHANSS, W., KREINS, P., MANEGOLD, D., MEUDT, M. & R. SANDER (1997a)*: Weiterentwicklung des Systems der Preisausgleichszahlungen. In: FAA Arbeitsmaterial Nr. 2.
- CYPRIS, C., HEMME, T., KLEINHANB, W., KREINS, P., MANEGOLD, D., OFFERMANN, F. & B. OSTERBURG (1997b): Modellrechnungen zu Auswirkungen der Agenda 2000 in der deutschen Landwirtschaft. Arbeitsbericht 7/97 des Instituts für Betriebswirtschaft der FAL, Braunschweig.
- DABBERT, S., HERRMANN, S., KAULE, S. & G. SOMMER (Hrsg.) (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung, Springer Verlag, Berlin.
- DEHIO, J. (1993)*: Analyse der agrar- und umweltrelevanten Auswirkungen von Auflagen und Steuern im Pflanzenschutzbereich. In: Studien zur Wirtschafts- und Agrarpolitik, Band 9. Verlag M. Wehle, Witterschlick/ Bonn.
- DEIMER, C., KLOTZSCHE, S., HEINRICH, J., ROST, D., HÜLSBERGEN, K.-J. & W.D. KALK (1998): Die Anwendung ökologische-ökonomischer Bewertungsmethoden in Dauerfeldversuchen. In: Bornimer Agrartechnische Berichte: Landnutzung im Spiegel der Technikbewegung 21: 91-97.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (1997)*: Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen“. In: Schriftenreihe des deutschen Rates für Landschaftspflege 671: 34 S.
- DE WITT, VAN KEULEN, SELIGMANN, SPHARIM (1988)*: Application of interactive multiple goal programming techniques for analysis and planning of regional agricultural development. In: Agricultural Systems 26 (3): 211-230.
- DGB – DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT (1992)*: Strategien zur Reduzierung von standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Sonderdruck der Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und Schongebieten, Oldenburg.
- DUBSKY, G., HEINE, M., HÜLSBERGEN, K.-J. & DIEPENBROCK, W. (1998): Informationssystem "Agrar-Umweltindikatoren für Sachsen-Anhalt", Vortrag auf der 19. GIL - Jahrestagung, Halle (Saale).
- ECKERT, H. (2004): Anmerkungen zur Korrektur des Kapitels "KUL" in der hier vorliegenden Studie durch Dr. habil. Hans Eckert und Schriftwechsel mit Inga Roedenbeck am 05.02.2004.
- ECKERT, H. (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL): Ein Verfahren zur Umweltverträglichkeitsbewertung von Landwirtschaftsbetrieben. In: Die Düngung 105: 10-11.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1997): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL): Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen. In: DIEPENBROCK, W., KALTSCHMITT, M., NIEBERG, H. & G. REINHARDT: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Osnabrück, Zeller-Verlag: 159-184.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH (1994): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) - Ermittlung und Bewertung der Energiebilanz. In: Archiv Acker-Pflanze Bodenkunde 38: 337-348.
- ECKERT, H. & U. GERNAND (2000): Praktische Erfahrungen mit der Umweltverträglichkeitsbewertung KUL - Ergebnisse und Schlussfolgerungen. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): Kongressband 2000 - Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft" Teil 6: 5-13.
- ECKERT, H. & D. SAUERBECK (2000): Indikatoren zur Bewertung von Nachhaltigkeit. In: Workshop "Nachhaltige Landwirtschaft" 31.05.+02.06.1999, Landbauforschung Völkenrode: 93-106.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2002): Das Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL) des VDLUFA - ein Baustein für Umweltmanagementsysteme. In: SPINDLER (Hrsg.): Agrar-Öko-Audit, DLG Verlags GmbH: 72-88.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2001): Umweltverträglichkeitsbewertung im Landwirtschaftsbetrieb. In: Neue Landwirtschaft 8: 24-26.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2000): Criteria and standards for sustainable agriculture. In: Zeitschrift für Pflanzernährung und Bodenkunde 163: 337-351.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (2000): Kriterien für eine bodenschonende Landbewirtschaftung. – In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. & H.-M. HARREß (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz, 4050, 32. Lfg. XI/00, 1-40, E. Schmidt Verlag, Berlin.

- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK (1999): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) - ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. In: *Agribiological Research* 52 (1): 57-76.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G., HEGE, U., HEYN, J. & D. SAUERBECK (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung. - Standpunkt des VDLUFA, 15. 09. 1998 - Verband Deutscher Landw. Untersuchungs- u. Forschungsanstalten (Hrsg.), Darmstadt, Selbstverlag.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G., MÖBIUS, D. & I. MATTHES (1997): Analyse und Bewertung der Umweltverträglichkeit der Beispielsbetriebe mit Hilfe des Verfahrens "Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft" (KUL). In: KNICKEL, K. (Hrsg.): *Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung*. Verlag Peter Lang, Frankfurt am Main: 51-68.
- FOHRER, N., ECKHARDT, K., HAVERKAMP, S. & H. G. FREDE (2001): Applying the SWAT Model as a Decision Support Tool for Land Use Concepts in Peripheral Regions in Germany. In: STOTT, D.E., MOHTAR, R.H. & G.C. STEINHARDT (Hrsg.): *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999, Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory*.
- FLEISCHER, E. (1998)*: Nutztierhaltung und Nährstoffbilanzen in der Landwirtschaft. 1. Auflage Analytica Verlagsgesellschaft Berlin. In: *Angewandte Umweltforschung* 10.
- FREDE, H.-G. & M. BACH (2003): Nachhaltigkeit in einer multifunktionalen Landwirtschaft, Vortrag auf der Tagung „Nachhaltige Agrar- und Ernährungswirtschaft - Herausforderungen und Chancen in der Wertschöpfungskette“, Gemeinsame Tagung von DBU, DLG und BLL am 29./30. April 2003 in Osnabrück.
- FRIELINGHAUS, M. (1994)*: Bewertung und Kartierung der Wasser- und Winderosionsgefährdung sowie bereits eingetretener Schäden und Ausarbeitung von vorbeugenden und sanierenden Bewirtschaftungsstrategien für erosionsgefährdete Landschaften Brandenburgs. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR), Müncheberg.
- FÜRST, D. et al. (1989)*: Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes 34, Berlin.
- FUNK, R. (1995)*: Quantifizierung der Winderosion auf einem Standort Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung. In: *ZALF-Berichte* 16, Müncheberg.
- GANZERT, C. (1995)*: Konzeption für eine ökologische Agrarlandschaftsforschung. In: *Berichte der ANL, Beiheft* 12: 51-64.
- GEIER, U. (1999): Die Nutzung von Elementen der Ökobilanzmethode in der Umwelt- und Agrarpolitik. In: *DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE* (Hrsg.): *Honorierung von Leistungen der Landwirtschaft für Naturschutz und Landschaftspflege*. Symposium vom 9./10. November 1998 in Bonn. Schriftliche Fassung der Vorträge, Bonn.
- GEIER, U. & U. KÖPKE (2000): Analyse und Optimierung des betrieblichen Umweltbewertungsverfahrens "Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung" (KUL). In: *Berichte über Landwirtschaft* 78: 70-90.
- GEIER, U., MEUDT, M., RUDLOFF, B. & G. URFEI (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatorensysteme. In: *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht*, Berlin: 258 S.
- GÖMANN, H., KREINS, P., KUNKEL, R. & F. WENDLAND (2003): Koppelung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle In: *Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik* 52: 195-203.
- GUTSCHE, V. & D. ROßBERG (1997)*: Die Anwendung des Modells SYNOPSIS 1.2 zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials von Pflanzenschutzmittelwirkstoffgruppen für den Naturhaushalt. In: *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 49 (11): 273-285.
- HABER, W. & J. SALZWEDEL (1992): *Umweltprobleme der Landwirtschaft – Sachbuch Ökologie*, herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Metzler-Poeschel, Stuttgart, 176 S.
- HANLEY, N., SHOGREN, J.F. & B. WHITE (1997)*: *Environmental Economics in theory and practice*. Macmillan Press, London.
- HAUKE, L. (2003): Anwendung des Umweltbewertungsverfahrens KUL im Praxisbetrieb. In: *KTBL- Schriften* 415: 96-104.
- HE, H., DEZONIA, B. E. & D. MLADENOFF (2000): An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. In: *Landscape Ecology* 15: 591-601.
- HEIDT, E., KORBUN, T., PLACHTER, H. & R. SCHULZ (1997)*: Zielbestimmung UG3 „Wilmersdorf“. Projektbericht zum Teilprojekt „Leitbild und Bewertung“ im BMBF-DBU-Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrargenutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin.“ Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg, Eberswalde.
- HEIBENHUBER, A. (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung - Anforderungen und Kriterien aus wirtschaftlicher Sicht. In: *VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN* (Hrsg.): *Kongressband 2000 - Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft"*, Darmstadt: 72-82.
- HEYN, L., CLAASSEN, N., ECKERT, H. & D. KNORRE (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung - Anforderungen und Kriterien aus ökologischer Sicht. In: *VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN* (Hrsg.): *Kongressband 2000 - Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft"*, Darmstadt: 24-44.
- HENRICHSMEYER, W., CYPRISS, CH., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANGEGOLD, D. & T. MEIER (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript. Bonn/ Braunschweig: 393 S.

- HENRICHSMEYER, W. & N. ZIMMERMANN (1992): Regional und betriebsstrukturell differenzierte Analyse von Szenarien mit nachwachsenden Rohstoffen unter Anwendung des regionalen Agrar- und Umweltinformationssystems RAUMIS, Bonn: 151 S.
- HERRMAN, M. (1997)*: Mündliche Mitteilung, zitiert aus MEYER-AURICH (1999).
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitation. Shaker Verlag, Aachen.
- HÜLSBERGEN, K.-J., DIEPENBROCK, W. & D. ROST (2003)*: Weiterentwicklung des Modells REPRO und GIS-gestützte Anwendung in Referenzbetrieben Sachsen-Anhalts. Forschungsbericht im Auftrag des Ministeriums für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: 75-87.
- HÜLSBERGEN, K. J., CHRISTEN, O., HOLZ, F., SCHÜLER, E., NEHRING, W. & U. KAMM (2002): REPRO bewertet die Landwirtschaft. In: Neue Landwirtschaft 12: 34-37.
- HÜLSBERGEN, K. J. (1997): Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf betrieblicher Ebene mit dem Computermodell REPRO. In: FEDERAL ENVIRONMENT AGENCY AUSTRIA (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Tagungsband 20: 13-39.
- HÜLSBERGEN, K. J. & DIEPENBROCK, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: DIEPENBROCK, W., KALTSCHMITT, M., NIEBERG, H. & REINHARDT, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen: 159-184.
- HÜLSBERGEN, K. J., HELDT, S., BIERMANN, S., GERSONDE, J. & W.D. KALK (1997): Analyse und Bewertung der Umweltverträglichkeit ausgewählter Betriebe des Saalkreises mit Hilfe des Modells REPRO. In: KNICKEL, K. H. P. H. (Hrsg.): Praktische Ansätze zur Verwirklichung einer umweltgerechten Landnutzung, Verlag Peter Lang, Frankfurt am Main: 21-50.
- HULPKE, H. & M. MARSMANN (1994)*: Ökobilanzen und Ökovergleiche. In: Nachrichten aus Chemie und Technik 42: 11-27.
- JÄGER, P. (1996)*: MAKOST KTBL – Maschinenkostenkalkulationsprogramm. Darmstadt.
- JULIUS, C., MOELLER, C., OSTERBURG, B. & S. SIEBER (2003): Indikatoren einer nachhaltigen Landwirtschaft im Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland. In: Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik 52: 185-194.
- KÄCHELE, H. (2004): Telefonat zwischen Prof. Dr. Harald Kächele und Inga Roedenbeck zur Korrektur des Kapitels „MODAM“ in der vorliegenden Studie, am 04.02.2004.
- KÄCHELE, H. (1999a): Auswirkungen grossflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft - Ökonomische Bewertung der einzelbetrieblichen Konsequenzen am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal". In: Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik, Sonderheft: 222 S.
- KÄCHELE, H. (1999b): MODAM - Ein Modellsystem für die ökonomische und ökologische Analyse von Landnutzungskonflikten zwischen Landwirtschaft und Naturschutz, Vortrag am 9. Technologietag zum Thema: Informations- und Kommunikationstechnologien und Lebenswissenschaften: Synergien in ländlichen Räumen, 27. und 28. Mai in Strausberg.
- KÄCHELE, H. & S. DABBERT (2002): An economic approach for a better understanding of conflicts between farmers and nature conservationists - an application of the decision support system MODAM to the Lower Odra Valley National Park. In: Agricultural Systems 74: 241-255.
- KÄCHELE, H. & P.M. ZANDER (1999): Der Einsatz des Entscheidungshilfesystems MODAM zur Reduzierung von Konflikten zwischen Naturschutz und Landwirtschaft am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal". In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. 35: 191-198.
- KÄCHELE, H. & P.M. ZANDER (1998): Modellierung von Landnutzungssystemen im Konfliktfeld zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. In: Ökologische Hefte der Humboldt-Universität zu Berlin 9: 209-218.
- KAINZ, M. (1989)*: Runoff, erosion and sugar beet yields in conventional and mulched cultivation. Results of the 1988 experiment. In: Soil Technol. Ser. 1: 103-114.
- KAISER, T. (1999)*: TLL/UBA-Vorhaben 207 01 022, Teilprojekt 1: "Rationelle Bestimmung der erosiven Hanglänge und Hangneigung für die Berechnung des LS-Faktors zur geländeschlagbezogenen groben Abschätzung der mittleren Erosionsgefährdung auf der Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG)." Abschlussbericht zur Forschungsleistung „Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele“: 30 S.
- KALK, W. D., BIERMANN, S. & K.-J. HÜLSBERGEN (1995)*: Standort- und betriebsbezogene Stoff- und Energiebilanzen zur Charakterisierung der Landnutzungsintensität. In: ATB-Berichte 10.
- KALK, W.-D. & HÜLSBERGEN, K.-J. (1996): Energiebilanz- Methode und Anwendung als Agrar- Umweltindikator, Vortrag auf der Tagung „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen“, 11. und 12. 07.1996 in Wittenberg.
- KLEINHANSS, W., MANEGOLD, D., OFFERMANN, F. & B. OSTERBURG (2002)*: Auswirkungen einer partiellen Umwidmung von Rinder- und Milchprämien in Grünlandprämien. In: Agra Europe 43 (33/ Sonderbeilage), Bonn.
- KLEINHANSS, W., MANEGOLD, D., BERTELSMEIER, M., DEEKEN, E., GIFFHORN, E., JÄGERSBERG, P., OFFERMANN, F., OSTERBURG, B. & P. SALAMON (2001)*: Mögliche Auswirkungen eines Ausstiegs aus der Milchquotenregelung für die deutsche Landwirtschaft. Arbeitsbericht 5/2001 des Instituts für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der FAL, Braunschweig.

- KLEINHANß, W., OSTERBURG, B., MANEGOLD, D. et al. (1999): Modellgestützte Folgenabschätzung zu den Auswirkungen der Agenda 2000 auf die deutsche Landwirtschaft - Studie des Instituts für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der FAL und des Instituts für Agrarmarktanalyse und Agrarhandelspolitik der FAL im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten., Braunschweig.
- KLEINHANß, W., OSTERBURG, B., MANEGOLD, D., SEIFERT, K., CYPRIS, C. & P. KREINS (1998): Auswirkungen der "Agenda 2000" auf die deutsche Landwirtschaft: Eine modellgestützte Politikfolgenabschätzung auf Sektor-, Regions- und Betriebsebene. In: *Agrarwirtschaft* 47 (12): 461-470.
- KÖHNE, C. & F. WENDLAND (1992)*: Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. Interner Bericht KFA-STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich.
- KÖRSCHENS, M. (1981)*: In: KUNDLER, P.: Regeln und Richtwerte zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. Agra-Buch, Leipzig.
- KÖRSCHENS, M. & E. SCHULZ (1999)*: Die organische Bodensubstanz - Dynamik und Reproduktion. Ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. In: UFZ-Bericht Nr. 13/1999, ISSN 0948-9452.
- KOVAC, J., PETZOLD, C., DEGNI, J. & J. TETTE (1992)*: A method to measure the environmental impact of pesticides. In: *New York's Food and Life Sciences Bulletin* 139.
- KREINS, P. (2004): Schriftliche Kommentare zum Text "Modell RAUMIS" von Inga Roedenbeck durch Peter Kreins, Institut für ländliche Räume der FAL Braunschweig-Völkenrode, vom 28.01.2004.
- KRÜLL, H. (1988)*: Erstellung einer Stickstoffbilanz in den Kreisen der BRD. In: HENRICHSMAYER, W., STROTMANN, B., KRÜLL, H., BRITZ, W., DEHIO, J., AIGNER, F., WITZKE, H.P. & E. IBELS (1988): Endbericht zum Forschungsvorhaben „Wirkungen agrarpolitischer Maßnahmen auf Ziele von Umwelt-, Natur- und Landschaftsschutz, Bonn: 8-39.
- KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (1997)*: Datensammlung für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- KUHLMANN, F., MÖLLER, D. & B. WEINMANN (2002): Modellierung der Landnutzung - Regionshöfe oder Raster- Landschaft. In: *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*, Themenheft "Multifunktionalität der Landnutzung im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299: 351-392.
- KUHLMANN, F. & K. FRICK (1995)*: Das Ertragsgesetz und das Minimumgesetz: eine produktionstheoretische Analyse. In: *Berichte über Landwirtschaft* 73 (4): 591-623.
- LEBERT, M. (1989)*: Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. In: *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* 12: 131 S.
- LEITHOLD, G., HÜLSBERGEN, K.-J., MICHEL, D. & SCHÖNMEIER, H. (1996): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar- Umweltindikator. In: DIEPENBROCK, W. KALTSCHMITT, M., NIEBERG, H. & G. REINHARDT: *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen*, Fachtagung am 11./12. Juli 1996 in Wittenberg.
- LIEBEROTH, I., DUNKELGOD, P., GUNIA, W. & T. THIÈRE (1983)*: Auswertungsrichtlinie MMK Stand 1983. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR.
- LÖHE, W. (1997)*: Extensivierungspotentiale in der Landwirtschaft. Regional differenzierte Simulationsanalysen unter alternativen agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen in Nordrhein-Westfalen, Dissertation an der Universität Bonn.
- LÖHE, W. (1996): Technologiemodul. In: HENRICHSMAYER, W., CYPRIS, CH., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANGEGOLD, D. & T. MEIER (1996): *Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript. Bonn/Braunschweig: 109-119.*
- MATTHES, U., SCHMID, H. & GERL, G. (2002): Flächen- und betriebsbezogene Indikatoren auf der Grundlage des Langzeit-Monitorings. In: SCHRÖDER, P., HUBER, B. & J.C. MUNCH (Hrsg.): *Jahresbericht 2001 des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM)*, Neuherberg: 181-192.
- MEUDT, M. (1996): Abbildung der potentiellen Naturraum- und Biotopausstattung. In: HENRICHSMAYER, W., CYPRIS, CH., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANGEGOLD, D. & T. MEIER (1996): *Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript. Bonn/ Braunschweig: 154-161.*
- MEUDT, M. (1998)*: Weiterentwicklung und Anwendung eines Umweltindikatoren- und Politikinformationssystems für die Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland: dargestellt am Beispiel der Treibhausproblematik, Dissertation an der Universität Bonn.
- MATH WORKS (1998)*: Fuzzy Logic Toolbox – For Use with MATLAB. User's Guide. <http://mathworks.com/Zugriff> 02/2004).
- MEYER-AURICH, A (2003)*: Consideration of biotic nature conservation targets in agricultural land use – a case study from the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98 (1-3): 529-539.
- MEYER-AURICH, A (2002a): Finding the optimal balance between economical and ecological demands on agriculture - research results and model calculations for a Bavarian experimental farm. Selected paper at the Australian Agricultural and Resource Economics Society 13.-15.2. in Canberra. Veröffentlicht auf Tagungs-CD.
- MEYER-AURICH, A (2002b): Integration von Indikatoren in die Landwirtschaft, Vortrag auf dem Statusseminar d. FAM v. 27./28.11.2002, FAM-Bericht 55, 81-84.

- MEYER-AURICH, A. (1999): Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der ackerbaulichen Landnutzung für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Dissertation an der Universität Potsdam.
- MEYER-AURICH, A. & E. OSINSKI (2002): Vertikale Integration der FAM- Forschungsergebnisse in Bewertungsinstrumente sowie praxisrelevante Aufarbeitung von Indikatoren. In: SCHRÖDER, P., HUBER, B., J.C. MUNCH: Jahresbericht 2001 des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM), FAM-Bericht 53, GSF, Neuherberg: 193-202.
- MEYER-AURICH, A., MATTHES, U. & E. OSINSKI (2001): Integrating Sustainability in Agriculture - Trade-Offs and Economic Consequences Demonstrated with a Farm Model in Bavaria, Paper presented at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Chicago.
- MEYER-AURICH, A., OSINSKI, E., MATTHES, U., WEINFURTNER, K. & G. GERL (2000): Ein Ziel- und Indikatorensystem zur Entwicklung von Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Landwirtschaft im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM). In: VDLUFA- Schriftenreihe 53/2000.
- MÖLLER, D. (1998): Von der Standortbewertung zur regionalen Landnutzungsplanung: Das Modellsystem ProLand. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 88: 349-352.
- MÖLLER, D., FOHRER, N. & N. STEINER (2002): Quantifizierung regionaler Multifunktionalität land- und forstwirtschaftlicher Nutzungssysteme. In: Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Themenheft "Multifunktionalität der Landnutzung im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299": 393-418.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (2000): Zur Bedeutung von Umweltauflagen für die räumliche Verteilung land- und forstwirtschaftlicher Nutzungssysteme: GIS-basierte Modellierung mit ProLand.. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus 'Agrarwissenschaft auf dem Weg in die Informationsgesellschaft' 36: 213-220 .
- MÖLLER, D., FOHRER, N. & A. WEBER (1999a): Methodological Aspects of Integrated Modelling in Land Use Planning. European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment EFITA 1999 in Bonn, Germany. In: SCHIEFER, G., HELBIG, R. & R. RICKERT (Hrsg.): Perspectives of modern information and communication systems in agriculture, food production and environmental control: 109-118.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (1999b): Auswirkungen von Politik und Strukturmaßnahmen auf die räumliche Verteilung und Erfolgskennzahlen der Landnutzung: GIS-basierte Simulation mit ProLand. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40 (5/6): 197-201.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (1999c): GIS-basierte Simulation regionaler Landnutzungsprogramme. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V. 'Agrarwirtschaft auf dem Weg in die Informationsgesellschaft' 35: 183-190.
- MÖLLER, D., KIRSCHNER, M., WEINMANN, B. & F. KUHLMANN (1998): Regionale Landnutzungsplanung und GIS: Bio-ökonomische Modellierung zur Unterstützung politischer Entscheidungsprozesse mit ProLand. In: Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft 11: 98-104.
- MÜLLER, M., SCHMITZ, P.M., THIELE, H. & T. WRONKA (2001): Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung der Landnutzung in peripheren Regionen. In: Berichte über Landwirtschaft, Bd. 79 (1): 19-48.
- MÜLLER, K. & H. KÄCHELE (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung - Anforderungen und Kriterien aus sozialer Sicht. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): Kongressband 2000 - Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft", Darmstadt: 45-71.
- MÜLLER, L., DANNOWSKI, R., SCHINDLER, U., EULENSTEIN, F. & R. MEISSNER (1996)*: Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteldeutschlands. In: Archiv Acker-Pflanze Boden 40: 345-362.
- NEEF, E. (1966)*: Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials. In: Forschungen und Forstschritte 40: 65-70.
- NEHRING, W. (2003): Anwendung des Bewertungsverfahrens REPRO im landwirtschaftlichen Betrieb - Erfahrungen und Anregungen. In: KTBL- Schrift 415: 82-95.
- NIEBERG, H. (1996): Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung von Agrar-Umweltindikatoren. In: In: HENRICHSMEYER, W., CYPRIIS, CH., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., SOTHEN, F. VON, ISERMAYER, F., SCHEFSKI, A., SCHLEEF, K.-H., NEANDER, E., FASTERDING, F., HELMCKE, B., NEUMANN, M., NIEBERG, H., MANGEGOLD, D. & T. MEIER (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS 96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript. Bonn/ Braunschweig: 161-181.
- OECD (1997): Environmental indicators for Agriculture, Volume 1: Concepts and framework, Paris, France.
- OECD (1994): Environmental Indicators for Agriculture. OECD Core Set. OECD Publications, Paris.
- OSTERBURG, B. (2004): Schriftliche Kommentare zum Text "Modell RAUMIS" von Inga Roedenbeck durch Bernhard Osterburg, Institut für ländliche Räume der FAL Braunschweig-Völkenrode, vom 28.01.2004.
- PAUL, R. (1993)*: Verfahren zur Schätzung der Druckbelastbarkeit von Ackerböden. Abschlussbericht im Projekt Boden und Bodenschutz. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 28 Seiten (unveröffentlicht, zitiert nach BREITSCHUH et al. 2000).
- PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. In: Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 87-106.
- PLACHTER, H. (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. In: Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32: 187-199.
- PLACHTER, H. & KORBUN (2003): A methodological primer for the determination of nature conservation targets in agricultural landscapes. In: FLADE, M., PLACHTER, H., SCHMIDT, R. & A. WERNER (Hrsg.): Nature conservation in agricultural ecosystems – Results of the Schorfheide-CHorin Research Project. Verlag Qelle und Meyer in Wiebelsheim.

- REMMERT, H. (1989): Ökologie. Ein Lehrbuch. 4. Auflage, Springer Verlag: 232 S.
- RENGER, M. & G. WESSOLEK (1990)*: Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. In: Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen 386: 295-305
- RENN, O., KASTENHOLZ, H., SCHILD, P. & U. WILHELM (1998): Abfallpolitik im kooperativen Diskurs – Bürgerbeteiligung bei der Standortsuche für eine Deponie im Kanton Aargau, vdf, Hochschulverlag an der ETH Zürich.
- ROSSBERG, D. GUTSCHE, V., ENZIAN, S. & M. WICK (2002)*: NEPTUN 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. In: Berichte aus der BBA 98: 1-27.
- ROTH, D., ECKERT, H. & M. SCHWABE (1996)*: Ökologische Vorrangflächen und Vielfalt der Flächennutzung im Agrarraum - Kriterien für eine umweltverträgliche Landwirtschaft. In: Natur und Landschaft 71: 199-203.
- ROTH, R. (1995)*: Ertragsabschätzung für wichtige landwirtschaftliche Kulturpflanzen. In: BORK, H.R., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. & K.O. WENKEL (Hrsg.): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Verlag Ernst und Sohn Berlin: 59-61.
- RUDLOFF, B., GEIER, U., MEUDT, M., SCHICK, H.-P. & G. URFEI (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft – Indikatorensysteme. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Texte 42/99: 258 S.
- RUNGE, T. (2003): Ökonomische und ökologische Effekte einer Umsetzung landschaftsplanerischer Vorgaben in der Landwirtschaft. Technische Universität Berlin. Dissertation (in Vorbereitung).
- SATTLER, C. & P. ZANDER (2004): Environmental and economic assessment of agricultural production practices at a regional level based on uncertain knowledge. Paper submitted for the 6th IFSA European Symposium "Farming and Rural Systems Research and Extension – European Farming and Society in Search of a New Social Contract – Learning to Manage Change", April 4-7, Vila Real, Portugal.
- SAUERBECK, D. (2004): Anmerkungen zur Korrektur des Kapitels "KUL" in der hier vorliegenden Studie durch Prof. Dr. Dr. Dieter Sauerbeck am 30.01.2004.
- SAUERBECK, D., ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & U. GERNAND (2002): Das Indikatorensystem KUL im Spiegel der bisherigen Anwendungsergebnisse (Stand 10/02). Präsentation im Internet, 28 S., unter: www.tll.de/kul/kul_idx.htm (Zugriff: 02/2004).
- SCHROERS, J. O. (2002): Ökonomische Potenziale des ökologischen Landbaus in Abhängigkeit natürlicher Standortbedingungen - eine modellhafte Betrachtung, unveröffentlichte Diplomarbeit an der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- SCHULER, J. & H. KÄCHELE (2003): Modelling on-farm costs of soil conservation policies with MODAM. In: Environmental Science & Policy 6: 51-55.
- SFB – Sonderforschungsbereich 299 (2002): Landnutzungskonzepte für periphere Regionen – Fortsetzungsantrag 2003-2005 an die DFG, Gießen.
- SCHWERTMANN, U. & W. VOGL (1987)*: Bodenerosion durch Wasser, Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, Eugen-Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- SRU - RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten, Verlag Kohlhammer, Stuttgart und Mainz: 423 S.
- SRU - RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Kurzfassung des Sondergutachtens. Herausgegeben vom Bundesminister des Innern, Druckerei Neubert, Bayreuth, ISSN 0343-1312: 51 S.
- STACHOW, U., HUFNAGEL, J., GLEMNITZ, M., BERGER, G., BACHINGER, J., ZANDER, P. & C. SATTLER (2003): Indicators of Landscape Functions Related to Modifications and Patterns of Agricultural Landscapes. In: Agricultural impacts on landscapes: developing indicators for policy analysis; Proceedings from NIJOS/OECD expert meeting on agricultural landscape indicators in Oslo, Norway, October 7-9, 2002: 209-221; As (Norsk institutt for jord- og skogkartlegging) (NIJOS rapport, 07/2003).
- STEINER, N. (2002): Modellierung der Artendiversität auf verschiedenen Skalenebenen in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur. Interdisziplinäres Expertentreffen im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. - Treffpunkt Biologische Vielfalt II. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godesberg: 205-208.
- STONEHOUSE, D. P., C. SATTLER, J. SCHULER & P. ZANDER (2003)*: Application of the farm and ecological effects model MODAM to the Grand River Watershed in Ontario, Canada (*Artikel in Vorbereitung*), zitiert nach ZANDER (2003).
- SUNDRUM, A., ANDERSON, R. & G. POSTLER (1994)*: Tiergerechtheitsindex – 200/1994. Ein Leitfaden zur Beurteilung von Haltungssystemen für Rinder, Kälber, Legehennen und Schweine. Bonn.
- THIELEMANN, S. (1991)*: Entwicklung eines Ansatzes zur Bewertung landwirtschaftlicher Nutzflächen im Hinblick auf die Bewertung für den Arten- und Biotopschutz – Vorbereitung, Durchführung und Auswertung einer Expertenbefragung. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- UPPENBRINK, M. & KNAUER, P. (1987)*: Funktion, Möglichkeiten und Grenzen von Umweltqualitäten und Eckwerten aus der Sicht des Umweltschutzes. In: Veröffentlichungen der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Forschungs- und Sitzungsberichte 165, Hannover: 45-131.
- VDLUFA (1998): Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung. In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt, Selbstverlag.
- VDLUFA (1999): Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden (Grünentwurf). In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt.

- VDLUFA (2000): Kongressband 2000 - Generalthema "Nachhaltige Landwirtschaft" Teil I In: VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (Hrsg.): VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt.
- WALDHARDT, R. & A. OTTE (2003): Indikation floristischer Diversität in Agrarlandschaften über Habitatmuster und deren Altersstruktur. In: Agrarspectrum 36: 199-205.
- WEBER, A., FOHRER, N. & D. MÖLLER (2001): Longterm land use changes in a mesoscale watershed due to socio- economic factors - effects on ecological structures and functions. In: Ecological Modelling 140: 111-124.
- WEERSINK, A., JEFFREY, S. & D. PANNELL (2002)*: Farm-Level Modelling for Bigger Issues. In: Review of Agricultural Economics 24: 123-140.
- WEINGARTEN, P. (1996)*: Grundwasserschutz und Landwirtschaft: Eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitratreinträgen. In: HAEN, H. de: Landwirtschaft und Umwelt Schriften zur Umweltökonomik 13, Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel 1996.
- WEINMANN, B. (2004): Korrektur des Kapitels "ProLand" in der hier vorliegenden Studie durch Dr. Bernd Weinmann, SFB 299, Justus-Liebig-Universität Gießen; Schriftwechsel mit Inga Roedenbeck am 28.01.2004.
- WEINMANN, B. & F. KUHLMANN (2003): Neue Herausforderungen der Landnutzungsmodellierung: Standorttheoretische Überlegungen zur Abbildung der Multifunktionalität von Landschaften. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V. 39: (im Druck)
- WEINMANN, B., MÖLLER, D., KIRSCHNER, M. & F. KUHLMANN (1999): Simulation regionaler Landnutzungsprogramme mit ProLand. Poster des Instituts für landwirtschaftliche Betriebslehre der JLU Gießen: <http://www.uni-giessen.de/sfb299/uis/Postergalerie/Begutachtung-Weinmann1999.pdf>
- WEINSCHENCK, G. (1966)*: Standortprobleme aus betriebswirtschaftlicher Sicht. In: Berichte über Landwirtschaft 44: 201-242.
- WERNER, D. (1999)*: Bodenerosionsschutz im Landwirtschaftsbetrieb. Einfluss der Grossflächen-Landwirtschaft auf den Boden. In: Naturschutz und Umwelt, Erfurt: 60-66.
- WILKENING (1998)*: mündliche Mitteilung, zitiert nach MEYER-AURICH (1999).
- WISCHMEIER, W.H. (1975)*: Estimating the soil loss equation's cover and management factor for undisturbed areas. In: USDA (Hrsg.): Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. US Agricultural Research Service:118-124.
- ZALF (1999)*: Jahresbericht 1998/1999, Müncheberg.
- ZANDER, P.M. (2004): Schriftwechsel zwischen Dr. Peter Zander und Inga Roedenbeck bezüglich des Kapitels „MODAM“ in der vorliegenden Studie, März und April 2004.
- ZANDER, P. M (2003): Agricultural land use and conservation options - a modelling approach. Dissertation Wageningen: 222 S.
- ZANDER, P. M & H. KÄCHELE (1999b): Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. In: Agricultural Systems 59: 311-325.
- ZANDER, P. M & H. KÄCHELE (1999c): Analysis of Interdependencies between Economical and Ecological Indicators of Agricultural Land Use MODAM - a Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management, Paper presented at the Perspectives of Modern Information and Communication Systems in Agriculture, Food Production and Environmental Control. Proceedings of the Second European Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment, Bonn.
- ZANDER, P. M, KÄCHELE, H. & A. MEYER-AURICH (1999): Development and Application of a Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management (MODAM). In: Quarterly Bulletin of the International Association of Agricultural Information Specialists XLIV: 66-72.
- ZEDDIES, J. (2003): Modellgestützte Politikberatung in der Agrar- und Agrarumweltpolitik. In: Agrarwirtschaft. Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik 52: 173-174.