

zu zitieren als:

Kratochvil, R. (1999): Ansätze zur Ökobilanzierung der Harbacher Landwirtschaft mit besonderer Berücksichtigung der pflanzlichen Erzeugung. In: PÜSPÖK, J. (Hrsg.): Zukunft konkret – Ökologischer Kreislauf Modell Harbach. Wissenschaftliche Evaluierung. NÖ Landesakademie, Krems, 56-81.

---

## ***Kurzfassung***

# **Ansätze zur Ökobilanzierung der Landbewirtschaftung des Ökologischen Kreislaufs Moorbad Harbach mit besonderer Berücksichtigung der pflanzlichen Produktion**

## INHALT

<b>1</b>	<b><i>Einleitung</i></b> .....	<b>3</b>
1.1	<b>Problemdarstellung</b> .....	<b>3</b>
1.2	<b>Ziele</b> .....	<b>3</b>
<b>2</b>	<b><i>Methode</i></b> .....	<b>3</b>
2.1	<b>Grundlagen der Ökobilanzierung</b> .....	<b>3</b>
2.2	<b>Grundlagen der Ökobilanzierung des Ökologischen Kreislaufs Moorbad Harbach</b> ...	<b>5</b>
2.2.1	Methodische Vorgehensweise und Arbeitsaufbau .....	5
2.2.2	Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen .....	6
2.2.3	Untersuchte Betriebe .....	6
2.2.4	Untersuchte Produktionsverfahren .....	7
2.3	<b>Stoff- und Sachbilanz</b> .....	<b>7</b>
2.4	<b>Wirkungsabschätzung</b> .....	<b>8</b>
<b>3</b>	<b><i>Ergebnisse</i></b> .....	<b>9</b>
3.1	<b>Stoff- und Sachbilanz</b> .....	<b>9</b>
3.1.1	Produktionsinventare der pflanzlichen Produktion .....	9
3.1.2	Nährstoffbilanzierung .....	10
3.1.3	Energiebilanzierung .....	13
3.2	<b>Wirkungsabschätzung</b> .....	<b>15</b>
3.2.1	Treibhauspotential (100 Jahre) .....	16
3.2.2	Lufttoxizität .....	17
<b>4</b>	<b><i>Diskussion und Schlußfolgerungen</i></b> .....	<b>18</b>

5 *Literatur- und Quellenverzeichnis*.....23

# 1 Einleitung

## 1.1 Problemdarstellung

Mit der Idee des Ökologischen Kreislaufs Moorbad Harbach und der damit einhergehenden regionalen Umstellung der landwirtschaftlichen Produktion auf Ökologischen Landbau wurde schon vor dem jetzigen „Regional-Boom“ Pionierarbeit geleistet. Der Prozeß der „Umstellung“ der landwirtschaftlichen Produktion umfaßt hier die Umstellung landwirtschaftlicher Betriebe auf Ökologischen Landbau einerseits sowie eine Art „regionale Rückbesinnung“, die die Bildung von Einkaufsgemeinschaften und regionalen Verarbeitungsstrukturen zur Folge hat andererseits. Diesem zweidimensionalen Umstellungsbegriff kommt auf dem Weg der Schaffung von „Inseln der Nachhaltigkeit“ - Regionen, deren anthropogene Aktivitäten den Kriterien einer nachhaltigen Wirtschaftsweise entsprechen (STEINMÜLLER 1993, 59ff, NARODOSLAWSKY et al. 1995, 20) - besondere Bedeutung zu.

Infolge eines derartigen Umstellungsprozesses sind eine Reihe von Auswirkungen auf ökologische, ökonomische und soziale Aspekte der Um- und Mitwelt zu erwarten, deren Dokumentation, Beschreibung und Quantifizierung insbesondere in Hinblick auf die Außenwirkung eines derartigen Modellversuches interessieren. So sind „Zahlen und Fakten“ für potentielle, ähnliche Projektregionen und Modellanwärter ebenso von Interesse wie für politische Entscheidungsträger, die für regionale Vorhaben maßgebliche finanzielle und rechtliche Rahmenbedingungen gestalten. Zusätzliche Bedeutung erfährt die quantitative Bewertung der Auswirkungen im Rahmen der Evaluierung von mit öffentlichen Geldern dotierten Fördermaßnahmen.

## 1.2 Ziele

In dieser Arbeit soll versucht werden, die mit der regionalen Umstellung der landwirtschaftlichen Produktion des Ökologischen Kreislaufs Moorbad Harbach verbundenen ökologischen Effekte unter besonderer Berücksichtigung der pflanzlichen Produktion zu quantifizieren. Dabei sollen nicht einzelne Ressourcen/Schutzgüter oder Schadstoffemissionen im Vordergrund stehen, vielmehr soll eine möglichst umfassende Darstellung der Umweltwirkungen versucht werden. Zu diesem Zweck soll die Methode der Ökobilanz Anwendung finden.

# 2 Methode

## 2.1 Grundlagen der Ökobilanzierung

Die Methode der Ökobilanzierung ist seit Herbst 1997 als anerkanntes Umweltmanagementinstrument mittels zweier ISO-Normen (Nr. 14040 und 14041)<sup>1</sup> standardisiert.

---

<sup>1</sup> Die bereits bestehenden Normen regeln Prinzipien und allgemeine Anforderungen an Ökobilanzen (Nr. 14040) sowie Festlegung von Ziel, Untersuchungsrahmen und Sachbilanz (Nr. 14041). Normen für die anderen Schritte einer Ökobilanz Wirkungsabschätzung (Nr. 14042) und Auswertung (Nr. 14043) befinden sich im Entwurfsstadium.

Danach handelt es sich bei der Ökobilanz um eine „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebenswegs“ (CEN 1997, 7). Die Bewertung im Rahmen einer Ökobilanz umfaßt in Anlehnung an UBA BERLIN (1992, 23) und CEN (1997) folgende Schritte:

- **Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens:** Formulierung des Zweckes der Untersuchung, Festlegung des zu untersuchenden Produktes, Produktsystems oder Prozesses und der funktionellen Einheit bzw. Äquivalenz („functional unit“)<sup>2</sup> sowie Festlegung der Systemgrenzen, d.h. jener Prozesse, die in der Ökobilanz enthalten sein sollen,
- **Sachbilanz:** Erfassung und Quantifizierung aller umweltrelevanter Input- und Outputflüsse, d.h. Masse- und Energieströme (Produktionsinventar) einschließlich damit verbundener Emissionen (Umweltinventar),
- **Wirkungsabschätzung:** Abschätzung der von diesen Input- und Outputströmen ausgehenden potentiellen Umweltwirkungen durch Zusammenfassung der Daten der Sachbilanz und deren Gewichtung mittels wirkungsspezifischer Indizes,
- **Aus-/Bewertung:** Zusammenfassung der Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz, um Schlußfolgerungen und Empfehlungen zu geben,
- **Schwachstellen- und Optimierungsanalyse:** (optionaler, in der ISO-Norm nicht vorgesehener) Untersuchungsschritt, in dem die Ökobilanz um eine Schwachstellen- bzw. Optimierungsanalyse sowie den Entwurf von Alternativszenarien inkl. Sensitivitätsanalysen ergänzt werden kann.

Die Anwendungsfelder von Ökobilanzen sind vielfältig: Ökobilanzen kommen als Führungs- und Controllinginstrument oder Informations- und Optimierungsinstrument ebenso zum Einsatz, wie im Marketing oder als Grundlage für Umweltzeichen und Umweltauditing. Zudem können Ökobilanzen zur Schaffung von Entscheidungsgrundlagen für die staatliche Umweltpolitik oder als Grundlage für die Berücksichtigung von Umweltschutzinteressen in der produktbezogenen Normung und Standardisierung angewandt werden (UBA BERLIN 1992, 11ff, BRAUNSCHWEIG und MÜLLER-WENK 1993, 21ff, WÖRNER et al. 1996, 113ff).

Die seit einigen Jahren stattfindende Forschung im Bereich Landwirtschaft und Ökobilanzierung hatte bisher hauptsächlich die Erstellung produkt- bzw. prozeßorientierter Ökobilanzen zum Inhalt: Ausgehend von Energie- sowie vergleichender Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe (REINHARDT 1993, ALFÖLDI et al. 1995a,b, HAAS et al. 1995, ALFÖLDI et al. 1997, KALTSCHMITT und REINHARDT 1997) und Bilanzen für landwirtschaftliche Teilprozesse (wie z.B. Beikrautbekämpfung) wurden in späterer Folge Ökobilanzen für landwirtschaftliche Produkte unterschiedlicher Produktionsverfahren erstellt (BÜCHEL 1993, AUDSLEY et al. 1997, WOLFENSBERGER und DINKEL 1997, ALFÖLDI 1998, CARLSSON-KANYAMA 1998, CEDERBERG 1998, GAILLARD und HAUSHERR 1998,

---

<sup>2</sup> Unter funktioneller Einheit ist dabei das Maß für den Nutzen des Produktsystems zu verstehen, das dazu dient, eine Bezugsinheit für Input- und Outputflüsse zu schaffen und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen.

KLÖPFFER et al. 1999, GEIER et al. 1999, WETTERICH und HAAS 1999). Neben der Ergänzung der Ökobilanzierung der landwirtschaftlichen Produktion durch nachgelagerte Verarbeitungsschritte bis hin zum fertigen Endprodukt (SALZGEBER 1996, BERNHARD und MOOS 1998) nimmt auch die vergleichende Gegenüberstellung von Ernährungsalternativen und –gewohnheiten (KJER et al. 1994, JUNGBLUTH 1998) einen besonderen Stellenwert ein.

Wenig Berücksichtigung in der Ökobilanzierung der landwirtschaftlichen Produktion fand bisher die Bilanzierung ganzer Regionen (vgl. GEIER et al. 1998), landwirtschaftlicher Betriebe (vgl. ROSSIER 1998) oder Betrachtungen über die gesamte Fruchtfolge (vgl. ALFÖLDI 1998) anstelle bloß einzelner Prozesse oder Produkte. Dies ist insbesondere deshalb von Bedeutung, da derartige umfassendere Analysen zu deutlich anderen Ergebnissen führen können, als das isolierte Herausgreifen einzelner Produktionsverfahren (vgl. ALFÖLDI 1998, ECKELKAMP 1998). Da die Ökobilanz-Idee gewerblich-industriellen Ursprungs ist, ist zudem festzustellen, daß für Anwendungen im landwirtschaftlichen Bereich noch methodische Adaptierungen notwendig sind (z.B. Berücksichtigung von Aspekten der Bodenfruchtbarkeit, der Tierhaltung, des Arten- und Biotopschutzes u.a.m.).

## **2.2 Grundlagen der Ökobilanzierung des Ökologischen Kreislaufs Moorbad Harbach**

### **2.2.1 Methodische Vorgehensweise und Arbeitsaufbau**

Die vorliegende Arbeit orientiert sich im wesentlichen an den in der ISO-Norm 14040 vorgegebenen Anforderungen und Bestandteilen für Ökobilanzen. Im folgenden wird die konkrete Umsetzung der in Kap. 2.1 skizzierten Norm-Vorgaben in dieser Arbeit kurz beschrieben.

Zur Durchführung einer Bewertung der mit der regionalen Umstellung auf ökologischen Landbau verbundenen Umwelteffekte bedarf es einer umfassenden Datengrundlage über Stoff- und Energieflüsse am landwirtschaftlichen Betrieb bzw. in der Region. Es werden deshalb vertiefend zu den Erhebungen von FROMM (1998) spezifische Daten zu Stoff-, Material- und Energieströmen sowie zur maschinellen Ausstattung und dem Transportaufkommen auf ausgewählten landwirtschaftlichen Betrieben des Ökologischen Kreislaufs Moorbad Harbach erfaßt.

Aus dem erhobenen resp. ergänzten Datenmaterial werden für die Situation vor und nach der Umstellung Produktionsinventare (entspricht jenem Teil der Sachbilanz, der die umweltrelevanten Massen- und Energieströme enthält) der wichtigsten Produktionsverfahren erstellt. Aus den Daten der Produktionsinventare werden die mit der landwirtschaftlichen Produktion einhergehenden Emissionen unter Zuhilfenahme von Daten aus einschlägiger Literatur und Ökobilanz-Modellen errechnet (Umweltinventar, entspricht jenem Teil der Sachbilanz, der die wichtigsten Emissionen enthält).

Bereits auf Basis der Daten aus der Sachbilanz können erste Aussagen in Hinblick auf die Veränderung der Umweltwirkungen im Vergleich der Situation vor zu nach der Umstellung getroffen werden. Hierzu werden Berechnungen mittels der Methoden der Energie- und Nährstoffbilanzierung vorgenommen.

Im nächsten Arbeitsschritt, der Wirkungsabschätzung, werden die über 100 Einzelindikatoren der Sachbilanz, die von Ressourcen (wie z.B. Rohöl und Uran) über diverse Schwermetalle (z.B. Blei, Selen, Zink, Kupfer etc.) und Luftschadstoffe (z.B. Kohlendioxid, Stickoxide, Schwefeldioxid) bis hin zu Indikatoren im Bereich Abfall reichen, zu einigen wenigen Wirkungskategorien aggregiert. Diese Aggregation und Zusammenfassung erfolgt durch Verrechnung der Einzelwerte mittels indikator- und umweltkompartimentspezifischer Wirkungsindizes<sup>3</sup> und deren Zuordnung zu verschiedenen Umweltwirkungskategorien.

Sachbilanz (Produktions- und Umweltinventar), Wirkungsabschätzung und Bilanzbewertung werden für jedes einzelne Produktionsverfahren vorgenommen. Zudem erfolgt die Hochrechnung und Aggregation der Ergebnisse auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche und die Darstellung der Ergebnisse für das gewichtete Mittel über alle Kulturarten.

Abschließend erfolgt die Bilanzaus-/bewertung und Interpretation der Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung.

Zur Berechnung von Emissionen im Zuge der Erstellung des Umweltinventars, zur Energiebilanzierung und für die Wirkungsabschätzung wurde das auf MS-Excel basierte „Ökobilanzierungs-Modell“ der Forschungsanstalt Tänikon, Schweiz (im weiteren kurz: FAT-Modell) herangezogen.

## **2.2.2 Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen**

Im Zentrum der Betrachtung der Ökobilanzierung steht das jeweilige Szenario der pflanzlichen Produktion und die diesem landwirtschaftlichen Prozeß vor- und nachgelagerten Bereiche. In der „Vorkette“ sind v.a. die indirekten Emissionen im Zusammenhang mit der Produktion und der Bereitstellung der landwirtschaftlichen Inputs (vgl. auch Kap. 2.3) von Interesse. Im Zuge der pflanzlichen Produktion kommt es zu direkten Emissionen am Feld, wozu insbesondere die in dieser Arbeit berücksichtigten Emissionen an Ammoniak (NH<sub>3</sub>), Lachgas (N<sub>2</sub>O), Stickoxiden (NO<sub>x</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>), und Pestiziden sowie Nährstoffverluste (Stickstoff und Phosphor) und die Flächennutzung zählen. Im der landwirtschaftlichen Produktion nachgelagerten Bereich werden hier Emissionen im Zusammenhang mit dem Abtransport der Haupt- und Nebenprodukte vom Feld und deren Einlagerung am landwirtschaftlichen Betrieb berücksichtigt.

Als funktionelle Einheit, die als Bezugsgröße für Input- und Outputströme und als Vergleichseinheit dient, wird 1 Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche herangezogen.

## **2.2.3 Untersuchte Betriebe**

Als Grundlage für die Erstellung von Modell-Szenarien der einzelnen Produktionsverfahren vor und nach der Umstellung auf Ökologischen Landbau wurde auf die Erhebungen von FROMM (1998) zurückgegriffen. Ergänzend dazu wurden auf 6 Betrieben Daten in Hinblick auf Stoff-,

---

<sup>3</sup> Dieses Vorgehen beruht darauf, daß die einzelnen Indikatoren bzw. Umweltschadstoffe in Abhängigkeit ihres Wirkungsortes und der damit verbundenen Relation zu anderen Schadstoffen unterschiedliche Auswirkungen hervorrufen können. Ein und derselbe Schadstoff geht daher im Rahmen der Wirkungsabschätzung in unterschiedlicher Art und Weise in verschiedene Wirkungskategorien ein.

Material- und Energieströmen sowie maschinelle Ausstattung und das Transportaufkommen kurz vor (1991/92) und nach der Umstellung („standardisiertes Referenzjahr“<sup>4</sup> 1996) erfaßt.

Die in Tabelle 1 zusammengefaßten agrarstatistischen Daten der 6 befragten Betriebe zeigen die Positionierung der Betriebe innerhalb der gesamten, am Ökologischen Kreislauf beteiligten Betriebe.

Tabelle 1: Agrarstatistische Eckdaten der befragten Betriebe im Vergleich zur Gesamtheit

	kvU			knU		
	befragte Betriebe	gesamt	befr. Betriebe in % v. gesamt	befragte Betriebe	gesamt	befr. Betriebe in % v. gesamt
Acker (ha)	52,6	157,3	33,4%	62,1	196,6	31,6%
Grünland (ha)	85,8	296,0	29,0%	101,5	317,0	32,0%
LN (ha)	138,4	453,3	30,5%	163,6	513,6	31,8%
LN/Betrieb (ha)	23,1	11,6		27,3	13,2	
DGVE	121,5	418,9	29,0%	165,3	424,4	38,9%
DGVE/ha	0,88	0,92		1,01	0,83	

### 2.2.4 Untersuchte Produktionsverfahren

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird der Schwerpunkt auf die Bilanzierung der pflanzlichen Produktion gelegt. Zur Gegenüberstellung der Situation vor und nach der Umstellung erfolgt auf der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von 453,3 ha (kurz vor der Umstellung, kvU) bzw. 513,6 ha (kurz nach der Umstellung, knU) die Definition folgender 12 Szenarien (vgl. Tabelle 2):

Tabelle 2: Produktionsverfahren und deren Flächenanteil in ha

Produktionsverfahren	Anzahl ha		Produktionsverfahren	Anzahl ha	
	kvU	knU		kvU	knU
Winterroggen	55,8	51,3	Kartoffel	28,3	25,5
Sommergerste mit Zwischenfrucht	5,5	31,5	Erbse	2,1	10,3
Sommergerste ohne Zwischenfrucht	17,2	4,9	Gemüse		1,5
Hafer mit Untersaat	14,9	32,0	Ackerfutter	14,9	32,0
Hafer ohne Untersaat	18,6	2,9	extensives Grünland	174,0	185,0
Dinkel	-	4,7	wenig intensives Grünland	122,0	132,0

## 2.3 Stoff- und Sachbilanz

Zur Erstellung der **Produktionsinventare** für die unterschiedlichen Kulturarten werden die Angaben der Landwirte hinsichtlich produktionstechnischer Daten zu den einzelnen Anbauverfahren wie beispielsweise Mengenangaben zu Saatgut, Düngern, Pflanzenschutzmitteln, Haupternte- und Nebenprodukten und zum Maschineneinsatz mit Angaben aus der Literatur (z.B. über den Treibstoffbedarf einzelner Maschinen, die Nährstoffgehalte organischer Düngemittel etc.) sowie eigenen Schätzungen ergänzt.

Aufbauend auf den Informationen aus den Produktionsinventaren werden im **Umweltinventar** direkte (jene Emissionen, die auf Feld oder Hof infolge landwirtschaftlicher

<sup>4</sup> Um Kompatibilität mit den Daten von FROMM (1998) zu gewährleisten, wurden die Landwirte nach der Situation im Jahr 1996 befragt. Bei gravierenden, unüblichen Abweichungen im betreffenden Wirtschaftsjahr (z.B. Auswintern von Wintergetreide, schlechte Witterung und/oder niedrige Naturalerträge) wurde auf Standard- bzw. Erfahrungswerte aus anderen Jahren zurückgegriffen.

Aktivitäten entstehen) und indirekte Emissionen (Emissionen, die im der landwirtschaftlichen Produktion vor- und nachgelagerten Bereich z.B. bei der Mineraldüngerproduktion entstehen) berechnet. An direkten Emissionen werden in dieser Arbeit Ammoniak (NH<sub>3</sub>), Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O, Lachgas), Stickoxide (NO<sub>x</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>), Pestizidemissionen sowie Nährstoffverluste und die Beanspruchung der Fläche durch die landwirtschaftliche Produktion berücksichtigt. In Tabelle 3 sind jene Prozesse des vor- und nachgelagerten Bereichs, die in die Kalkulation indirekter Emissionen miteinbezogen werden, zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 3: Landwirtschaftliche Inputs und daraus abgeleitete indirekte Emissionen

	<b>Input</b>	<b>Basis für Berechnung indirekter Emissionen</b>
(1)	Maschinen	Produktion der Rohstoffe, Herstellung der Maschinen, Reparatur und Unterhalt, Transport, Entsorgung
(2)	Treibstoff & Schmierstoffe	Produktion, Transport, Verbrennungsprozeß
(3)	Gebäude	Bau, Unterhalt und Abbruch
(4)	Fläche	Flächenbedarf für landwirtschaftliche Inputs
(5)	Saatgut	Anteil an (1-4), (6-8) gemäß Saatgut-Produktionsfaktor
(6)	mineralische Düngemittel	Produktion, Transport
(7)	organische Düngemittel	(Aufbereitung, Ausbringung, enthalten in (1-3))
(8)	Pflanzenschutzmittel	Produktion

Aufbauend auf den Produktionsinventaren werden außerdem Flächenbilanzen für Stickstoff und Phosphor sowie Energiebilanzen für die einzelnen Kulturarten berechnet. Als Grundlage für die Energiebilanzierung werden ebenfalls die in Tabelle 3 dargestellten Parameter und Prozesse herangezogen.

## 2.4 Wirkungsabschätzung

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden die Einzelindikatoren der Sachbilanz zu einigen wenigen Wirkungskategorien aggregiert. Diese Aggregation und Zusammenfassung erfolgt durch Verrechnung der Einzelwerte mittels indikator- und umweltkompartimentspezifischer Wirkungsindizes und deren Zuordnung zu verschiedenen Umweltwirkungskategorien.

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit betrachteten Wirkungskategorien sowie die Einzelindikatoren, die die jeweiligen Kategorien beinhalten, sind in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Wirkungskategorien und enthaltene Einzelindikatoren

<b>Wirkungskategorie</b>	<b>Einheit</b>	<b>in jeweilige Wirkungskategorie eingehende Indikatoren<sup>5</sup></b>	
		<b>Beispiele</b>	<b>Anzahl</b>
Ressourcenausschöpfung	MJ-Äqu.	fossile Rohstoffe (Erdöl, -gas, Kohle etc.)	7
Flächenverbrauch	m <sup>2</sup> Jahr-Äqu.	Flächentyp II-III, II-IV, III-IV, IV-V	4
Treibhauspotential (100 Jahre)	kg CO <sub>2</sub> -Äqu.	CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> , FCKW	5
Treibhauspotential (500 Jahre)	kg CO <sub>2</sub> -Äqu.	CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> , FCKW	5
Ozonbildung	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Äqu.	NO <sub>x</sub> , CH <sub>4</sub> u.a. Alkane, Alkene, Aromate, Aldehyde, FCKW	17
Versauerung	kg SO <sub>2</sub> -Äqu.	NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , Säuren	6
terrestrische Eutrophierung	kg PO <sub>4</sub> -Äqu.	P, NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub>	3

<sup>5</sup> Nitrat und Phosphor gehen, wie bereits erwähnt, nicht über die Berechnung direkter Emissionen in die Ökobilanz ein und sind deshalb in der Wirkungsabschätzung dieser Arbeit nur über ihren Anteil in den indirekten Emissionen enthalten.

Wirkungskategorie	Einheit	in jeweilige Wirkungskategorie eingehende Indikatoren <sup>5</sup>	
		Beispiele	Anzahl
Eutrophierung im Wasser	kg PO <sub>4</sub> -Äqu.	PO <sub>4</sub> , COD	2
Gesamteutrophierung	kg PO <sub>4</sub> -Äqu.	P, NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , PO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , COD	8
Lufttoxizität	m <sup>3</sup> Jahr-Äqu.	Schwermetalle, CO, NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , Säuren, Alkane, Aromate, Aldehyde, Partikel & Staub	21
Oberflächengewässertoxizität	m <sup>3</sup> Tag-Äqu.	Schwermetalle, pestizide Wirkstoffe, NH <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> , Salze, Halogen-Amide, Fette & Öle, Kohlenwasserstoffe, chlor. Lösungsmittel	44
Grundwassertoxizität	m <sup>3</sup> Tag-Äqu.	Schwermetalle, pestizide Wirkstoffe, NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub>	22
Bodentoxizität	m <sup>3</sup> Jahr-Äqu.	Schwermetalle, pestizide Wirkstoffe,	26
Abfälle	10 <sup>9</sup> m <sup>3</sup> -Äqu.	Deponieraum für Reaktor, Inert-, Reststoffe	3

Quelle: FAT-Modell

Dabei ist zu beachten, daß der Großteil der Indikatoren aufgrund unterschiedlicher Wirkung in verschiedenen Umweltmedien mit jeweils anderer Gewichtung in mehrere Kategorien eingeht. So enthalten z.B. die Kategorien Treibhauspotential (100 Jahre) und Treibhauspotential (500 Jahre) idente Indikatoren, die aufgrund differierender Effekte im Zeithorizont in den beiden Kategorien verschieden verrechnet werden.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Stoff- und Sachbilanz

#### 3.1.1 Produktionsinventare der pflanzlichen Produktion

Die Produktionsinventare für die einzelnen Kulturarten vor und nach der Umstellung sind im Detail im Endbericht enthalten; beispielhaft soll hier das Produktionsverfahren für Winterroggen (kvU, kurz vor der Umstellung) dargestellt werden:

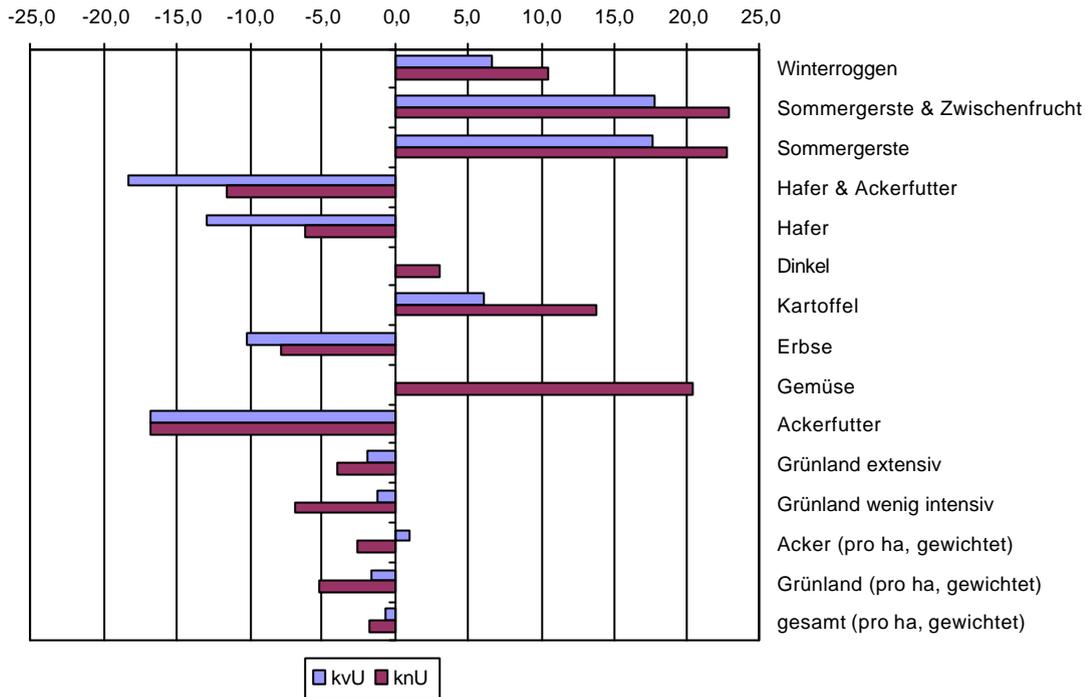
Tabelle 5: Produktionsinventar Winterroggen (kvU)

Winterroggen/Triticale - kvU			Zeitbedarf (h/ha)	Zeitbedarf ges.
Fläche	in ha		Menge (kg/ha)	Mengen ges.
Bodenbearbeitung I	Arbeitsgang	Pflügen		
	Maschinen	Anbaubeetpflug 140 cm	2	111,6
	Maschinen	Allradtraktor 50 kW (68 PS)	2	111,6
	Termin	Sept		
Düngung I	Arbeitsgang	Ausbringung Mist		
	Maschinen	Miststreuer 4,5 t	1,5	83,7
	Maschinen	Allradtraktor 50 kW (68 PS)	1,5	83,7
	Maschinen	Frontlader 1,2 m	1	55,8
	Maschinen	Standardtraktor 35 kW (48 PS)	1	55,8
	Termin	Sept		
	Menge in kg	10 t	10.000	558.000
	Herkunft	Hof		
Düngung II	Arbeitsgang	Ausbringung Mineraldünger		
	Maschinen	Schleuderdüngerstreuer 450 l	0,7	39,06
	Maschinen	Standardtraktor 35 kW (48 PS)	0,7	39,06
	Termin	Sept		
	Menge	Hyperphosphat, 100 kg	100	5.580

	Herkunft	Lagerhaus		
Bodenbearbeitung II	Arbeitsgang	Grubbern		
	Maschinen	Grubber 11 Zinken, 2,5 m	1,5	83,7
	Maschinen	Allradtraktor 50 kW (68 PS)	1,5	83,7
	Termin	Sept		
Saat	Arbeitsgang	Saat		
	Maschinen	Traktorsämaschine 3 m	1,5	83,7
	Maschinen	Standardtraktor 35 kW (48 PS)	1,5	83,7
	Termin	E Sept		
	Menge in kg	187	187	10.435
	davon eigen	112	112	6.250
	davon Zukauf	75	75	4.185
	Herkunft	Lagerhaus		
Düngung III	Arbeitsgang	Ausbringung Mineraldünger		
	Maschinen	Schleuderdüngerstreuer 450 l	0,7	39,06
	Maschinen	Standardtraktor 35 kW (48 PS)	0,7	39,06
	Termin	April		
	Menge in kg	Nitramoncal, 150	150	8.370
	Herkunft	Lagerhaus		
Pflanzenschutz I	Arbeitsgang	Spritzen		
	Maschinen	Traktorabbauspritze 500 l 10 m	0,5	27,9
	Maschinen	Standardtraktor 35 kW (48 PS)	0,5	27,9
	Menge	Herbizid, 2 l	0,8	44,64
	Termin	Mai		
Ernte-Hauptprodukt	Arbeitsgang	Mähdrusch		
	Maschinen	Mähdrescher 80 kW, 3,6 m	1,3	72,54
	Maschinen	6 t Kipper 2-achsig	0,5	27,9
	Maschinen	Allradtraktor 50 kW (68 PS)	0,5	27,9
Einlagern	Maschinen	Rohrschnecke, 0,2 kWh/dt		7,2
	Termin	Aug		
	Ertrag	36 dt	3.600	200.880
Ernte-Nebenprodukt	Bezeichnung	Stroh		
	Ertrag	36 dt	3.600	200.880
	Maschinen	Hochdruckpresse mittel	1	56
	Maschinen	Standardtraktor 35 kW (48 PS)	1	56
	Maschinen	4 t Anhänger 2-achsig	1,3	73
	Maschinen	Standardtraktor 35 kW (48 PS)	1,3	73

### 3.1.2 Nährstoffbilanzierung

Abbildung 1: P-Flächenbilanzen (kg/ha) vor bzw. nach der Umstellung



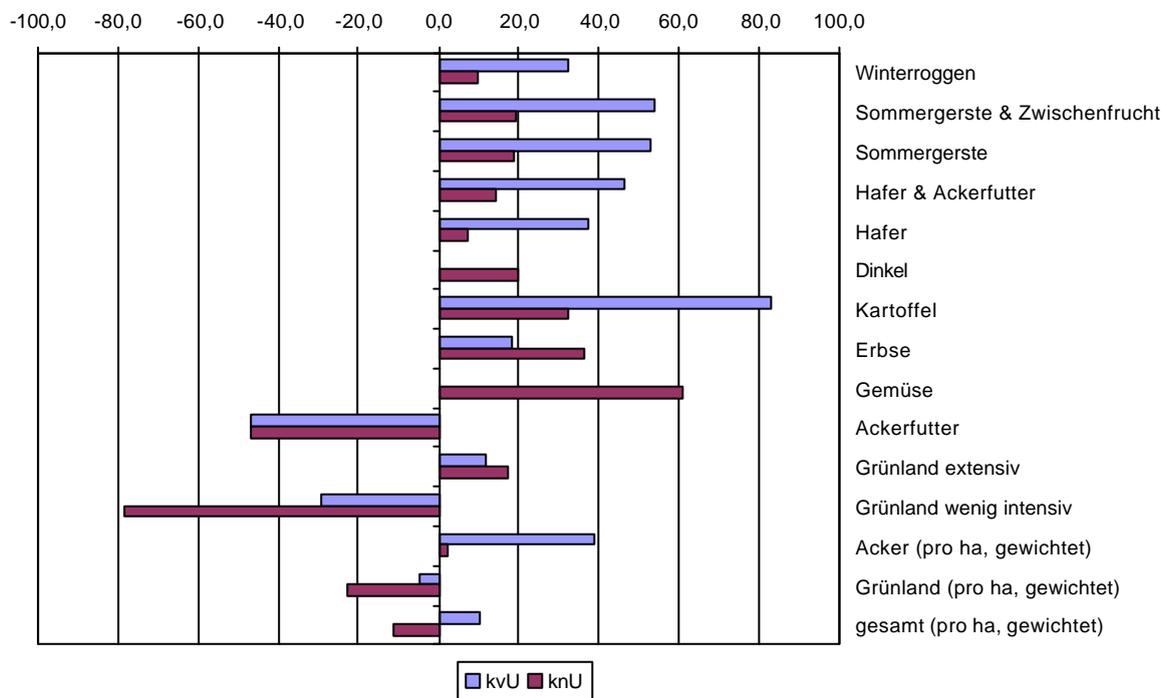
Da sich die Größen Saatgut und Ernteerträge nach der Umstellung nur in geringem Ausmaß ändern und die Düngung mit schwerlöslichen, mineralischen Phosphordüngern (Hyperphosphat) nach der Umstellung in gleichem Ausmaß wie vor der Umstellung beibehalten wird, sind Gründe für die Unterschiede zwischen den P-Bilanzsalden großteils auf Veränderungen in der Ausbringung und Verteilung von organischen Düngern zu suchen.

Die Kulturarten Winterroggen, Sommergerste (mit und ohne Zwischenfrucht) sowie Kartoffel weisen nach der Umstellung aufgrund zusätzlicher Jauchegaben und gleichzeitig leicht reduzierten Naturalerträgen höhere positive Salden als vor der Umstellung auf. Bei Hafer kommt es durch die teilweise Substitution von Jauche durch Mist nach der Umstellung zu Verschiebungen in der P- (wie auch der N-) Bilanz. Bei Erbse ist die Reduktion des negativen P-Saldos durch die geringeren Erträge und die damit verminderte Nährstoffabfuhr vom Feld zu erklären; bei wenig intensivem Grünland ist die Erhöhung der Defizite auf die teilweise Verlagerung der Wirtschaftsdüngerausbringung zum Acker zurückzuführen. Die Salden von Ackerfutter und extensivem Grünland verändern sich im Zuge der Umstellung kaum.

Über die gesamte Fruchtfolge betrachtet, sind zunehmend ausgeglichene Salden festzustellen, was in Hinblick auf eine potentielle Umweltbelastung positiv zu bewerten ist. Zu problematisieren ist hingegen das Ansteigen der P-Bilanzsalden für Winterroggen und Sommergerste, das durch das Beibehalten der mineralischen P-Düngung bei sinkenden Erträgen mitbedingt ist. Der Einsatz von mineralischen P-Düngern, bei denen es sich um nicht erneuerbare Rohstoffe handelt, ist jedenfalls hinsichtlich der Ziele des Ökologischen Landbaus, insbesondere der Schonung natürlicher Ressourcen (vgl. EICHENBERGER und VOGTMANN 1981, PADEL und NEUERBURG 1992, 11), zu reflektieren. Zudem weisen die Ergebnisse der niederösterreichischen Bodenzustandsinventur für Harbacher Böden mittlere P-Gesamtgehalte sowie P-CAL-Gehalte (die als Indikator für den leicht verfügbaren P herangezogen werden) von 10-15 mg/100 g Boden aus (LINDENTHAL 1998b). KÖSTER

und SCHACHTSCHABEL (1983, zit. in LINDENTHAL 1998b) stellten in ihren Untersuchungen auf Sandböden fest, daß P-Düngergaben ab einem PCAL-Wert von 10 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/100 g Boden nicht mehr ertragssteigernd wirksam wurden. Selbst bei Unterschreiten dieses Wertes konnte im Vergleich mehrerer Langzeitversuche festgestellt werden, daß damit nicht zwingend Ertragsrückgänge verbunden sind (LINDENTHAL 1998b). Dies deshalb, da zum einen neben den (u.a. über den P-CAL-Gehalt indizierten) anorganischen P-Quellen, der Pflanze auch organischer, im Humus gebundener P zur Verfügung steht. Zum anderen besitzen Pflanzen entsprechende Strategien und Regelmechanismen, die insbesondere bei geringem Angebot an löslichem Phosphor die Phosphatmobilisierung im Boden stimulieren können (SCHELLER 1993, WEBER 1997, 41). Vor diesem Hintergrund erscheint es deshalb angebracht, derzeit praktizierte Beratungs- und Düngungsstrategien in Hinblick auf den Einsatz mineralischer P-Dünger zu überdenken.

Abbildung 2: N-Flächenbilanzen (kg/ha) vor bzw. nach der Umstellung



In Hinblick auf die Entwicklung der N-Bilanz im Vergleich der Situation vor und nach der Umstellung ist bei allen Ackerkulturen (mit Ausnahme von Ackerfutter, wo die Bewirtschaftungsweise nicht verändert wurde) eine Reduktion der Salden festzustellen. Während die positiven Salden vor der Umstellung zwischen 18 und 83 kg/ha lagen, belaufen sie sich nach der Umstellung auf 7 bis 61 kg/ha (vgl. auch Tabelle 6). Dies ist v.a. auf den Wegfall leichtlöslicher mineralischer Düngemittel bei gleichzeitig nur geringfügiger Erhöhung des Viehbesatzes und damit des Wirtschaftsdüngeranfalls zu begründen. Gleichzeitig kommt es durch die Verschiebung der Düngerausbringung vom wenig intensiven Grünland zum Ackerland zu einem Ansteigen der negativen Bilanzsalden im Grünland. Die dargestellten Ergebnisse der N-Bilanzen für Erbse, Ackerfutter und Grünland sind insbesondere aufgrund der zu treffenden Annahmen in Hinblick auf die Stickstofffixierungsleistung der Leguminosen zu relativieren. Diesbezüglich sind in der recherchierten Literatur große Unterschiede zu finden, die beispielsweise bei Grünland von 20 kg (GÖTZ 1998, 24) bis 80 kg (HEGE und

WEIGELT 1991, 405) reichen. Unter Heranziehung des Maximalwertes von 80 kg fixiertem N je ha würde sich für das Grünland eine ausgeglichene N-Bilanz ergeben.

Tabelle 6: P- und N-Flächenbilanzsalden vor bzw. nach der Umstellung

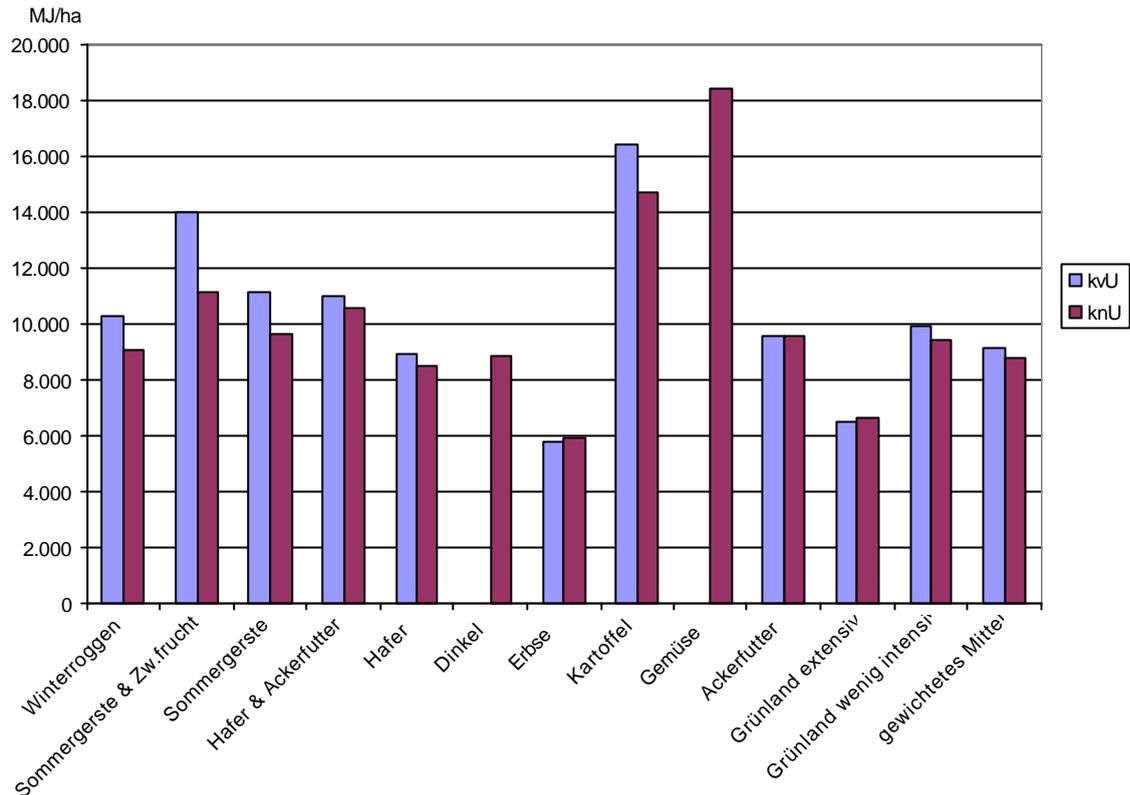
	Phosphor (kg/ha)		Stickstoff (kg/ha)	
	kvU	knU	kvU	knU
Winterroggen	6,7	10,5	32,4	9,8
Sommergerste & Zwischenfrucht	17,8	23,0	54,2	19,3
Sommergerste	17,7	22,8	53,4	18,6
Hafer & Ackerfutter	-18,2	-11,5	46,4	14,3
Hafer	-12,9	-6,2	37,7	7,4
Dinkel		3,1		19,9
Kartoffel	6,1	13,8	83,1	32,5
Erbse	-10,2	-7,8	18,1	36,2
Gemüse		20,5		60,9
Ackerfutter	-16,8	-16,8	-46,9	-46,9
Grünland wenig intensiv	-1,2	-6,9	-29,4	-78,9
Grünland extensiv	-1,9	-4,0	-12,2	-17,3
Acker (pro ha, gewichtet)	1,0	-2,5	38,8	2,3
Grünland (pro ha, gewichtet)	-1,6	-5,2	-5,0	-22,7
gesamt (pro ha, gewichtet)	-0,7	-1,7	10,2	-11,0

Zusammenfassend ist festzustellen, daß sich die P-Bilanzsalden im gewichteten Mittel über alle Kulturarten im Zeitablauf nur geringfügig verändert haben. Aufgrund der sich durchwegs im leicht positiven oder negativen Bereich befindlichen Salden der P-Bilanz ist somit von einem äußerst geringen Eutrophierungspotential durch Phosphor auszugehen. Auch in Hinblick auf die potentielle Umweltbelastung Stickstoff ist eine positive Entwicklung im Zeitablauf festzustellen: Dies gilt insbesondere für die N-Bilanzsalden der Ackerkulturen, die im gewichteten Mittel der Kulturen von +39 auf +3 kg/ha absanken.

Es sei darauf hingewiesen, daß die dargestellten Ergebnisse auf Annahmen hinsichtlich der Nährstoffgehalte der in die Bilanz eingehenden Parameter und einem sehr eingeschränkten zeitlichen Horizont basieren. Für weitreichendere Schlußfolgerungen und Handlungsempfehlungen wären weitere Analysen und Berechnungen erforderlich.

### 3.1.3 Energiebilanzierung

Abbildung 3: Energiebilanz pro ha der verschiedenen Kulturarten vor und nach der Umstellung, aggregiert



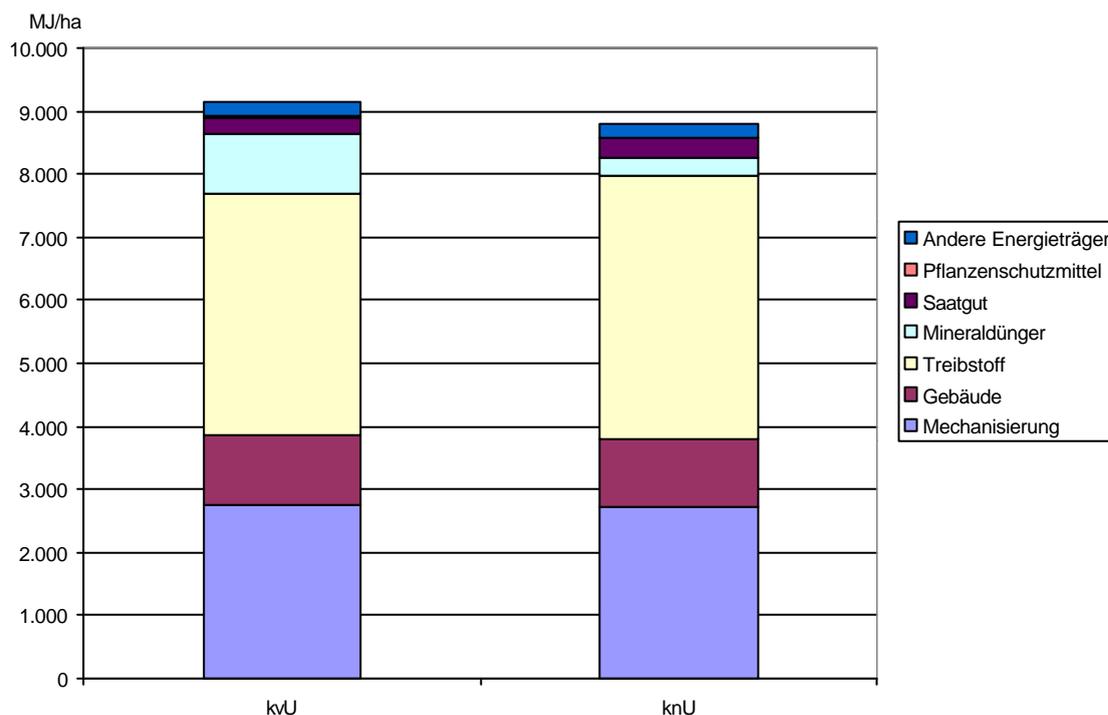
Mit Ausnahme von zwei Kulturarten ist durchwegs eine Abnahme des Energieaufwandes nach der Umstellung zu bemerken. Die stärksten relativen Rückgänge sind dabei bei Winterroggen und Sommergerste (mit Zwischenfrucht) zu verzeichnen, was hier v.a. auf den Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger zurückzuführen ist. Bei Sommergerste (mit Zwischenfrucht) ist die positive Veränderung der Energiebilanz außerdem durch produktionstechnische Verfahrensänderungen (Reduktion von zweimaligem auf einmaliges Grubbern) bedingt, was aber nicht unbedingt in ursächlichem Zusammenhang mit der regionalen Umstellung bzw. der Umstellung auf Ökologischen landbau stehen dürfte. In etwas geringerem Ausmaß sinken die Energiebilanzen von Sommergerste (ohne Zwischenfrucht) und Hafer (mit bzw. ohne Ackerfutter), was v.a. im Kontext zum extensiveren Ausgangsniveau dieser Kulturarten schon vor der Umstellung zu sehen ist. Ebenso geht der Energieaufwand im Zusammenhang mit der Kartoffelproduktion zurück, die neben dem Gemüseanbau zum energieintensivsten pflanzenbaulichen Produktionszweig zählt. Die marginale Erhöhung des Energiebedarfs für die Kultivierung der Erbse liegt im Ersatz von chemisch-synthetischen durch mechanische Pflanzenschutzmaßnahmen und den damit höheren Aufwendungen in den Bereichen Mechanisierung und Treibstoffe begründet. Auch der Energieeinsatz für die Bewirtschaftung des extensiven Grünlandes nimmt (ebenso wie bei Erbse), bedingt durch veränderte Futterkonservierung nach der Umstellung (Sillierung des 1. Schnittes anstelle von Heu), um 2 % zu. Ebenfalls aus Gründen der Verfahrensänderung (Beweidung anstelle von Heuwerbung des 3. Schnittes, verminderte Wirtschaftsdüngerausbringung) sinkt der Energieaufwand im intensiven Grünland; die Energiebilanz des Ackerfutterbaus bleibt unverändert.

Nach Aggregation und Gewichtung der kulturartenspezifischen Energiebilanzen in Abhängigkeit von deren Flächenanteil ist für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche der betrachteten

Region ein Rückgang des Energieaufwandes nach der Umstellung auf 95 % des Ausgangswertes festzustellen. Das Ausmaß der Veränderung fällt – bedingt durch das relativ extensive Ausgangsniveau – zwar gering aus, ist aber in Hinblick auf eine Entlastung der Umwelt im Zuge der Umstellung jedenfalls als positiv zu werten.

In Abbildung 4 ist dargestellt, welchen Beitrag die einzelnen landwirtschaftlichen Inputs zum Gesamtenergiebedarf vor und nach der Umstellung leisten. Die Energieinputs für Treibstoff bzw. Schmiermittel steigen aufgrund höherer Aufwendungen im Zusammenhang mit der Aufbereitung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie dem mechanischen Pflanzenschutz gewichtet über alle Kulturarten um jeweils 10 % an. Der Energieaufwand für Produktion und Bereitstellung von Saatgut nimmt bedingt durch höhere Saatstärken nach der Umstellung ebenfalls leicht zu. Die Reduktion des Gesamtenergieaufwandes um 5 % im Vergleich zu vor der Umstellung ist großteils auf den deutlich geringeren Energiebedarf für mineralische Düngemittel zurückzuführen, der nach der Umstellung auf 29 % des Wertes vor der Umstellung absinkt.

Abbildung 4: Energiebilanz pro ha (gewichtetes Mittel) vor und nach der Umstellung, differenziert nach Inputs



### 3.2 Wirkungsabschätzung

Die Darstellung der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung, in der die Aggregation und Verrechnung der Daten aus der Sachbilanz (Produktions- + Umweltinventar) vorgenommen wird, erfolgt zum einen vergleichend für die verschiedenen Kulturarten. Zum anderen wird der Beitrag der einzelnen landwirtschaftlichen Inputs zum in der jeweiligen Wirkungskategorie analysierten Umweltbelastungspotential dargestellt. Die nach landwirtschaftlichen Inputs differenzierte Beschreibung erfolgt dabei für das über alle Kulturarten bzw. die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche des Ökologischen Kreislaufes gewichtete Mittel je ha. Zudem werden die Inputfaktoren für die Abbildungen und die darauf aufbauende verbale Analyse zu

folgenden Klassen zusammengefaßt: Infrastruktur (Gebäude und Maschinen), Treib- und Schmierstoffe, Inputmittel (Saatgut, Pflanzenschutz- und Düngemittel) sowie Feldemissionen (direkte Emissionen).

### 3.2.1 Treibhauspotential (100 Jahre)

Abbildung 5: Treibhauspotential (100 Jahre) pro ha der verschiedenen Kulturarten vor und nach der Umstellung, aggregiert

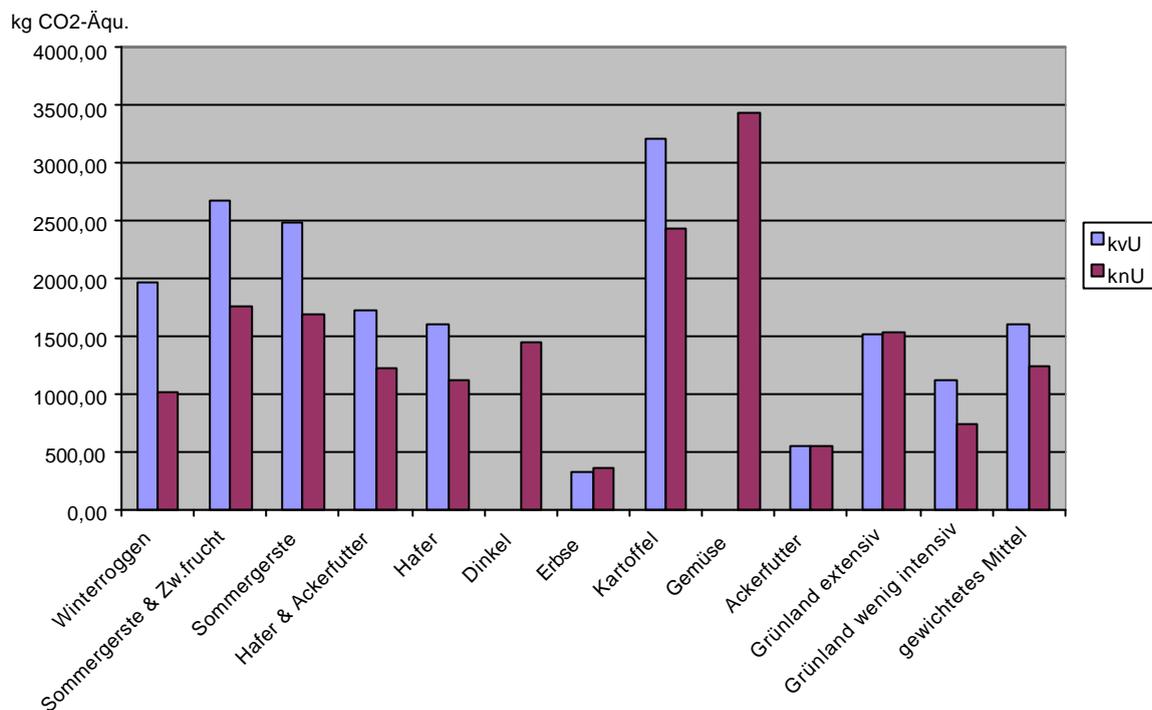
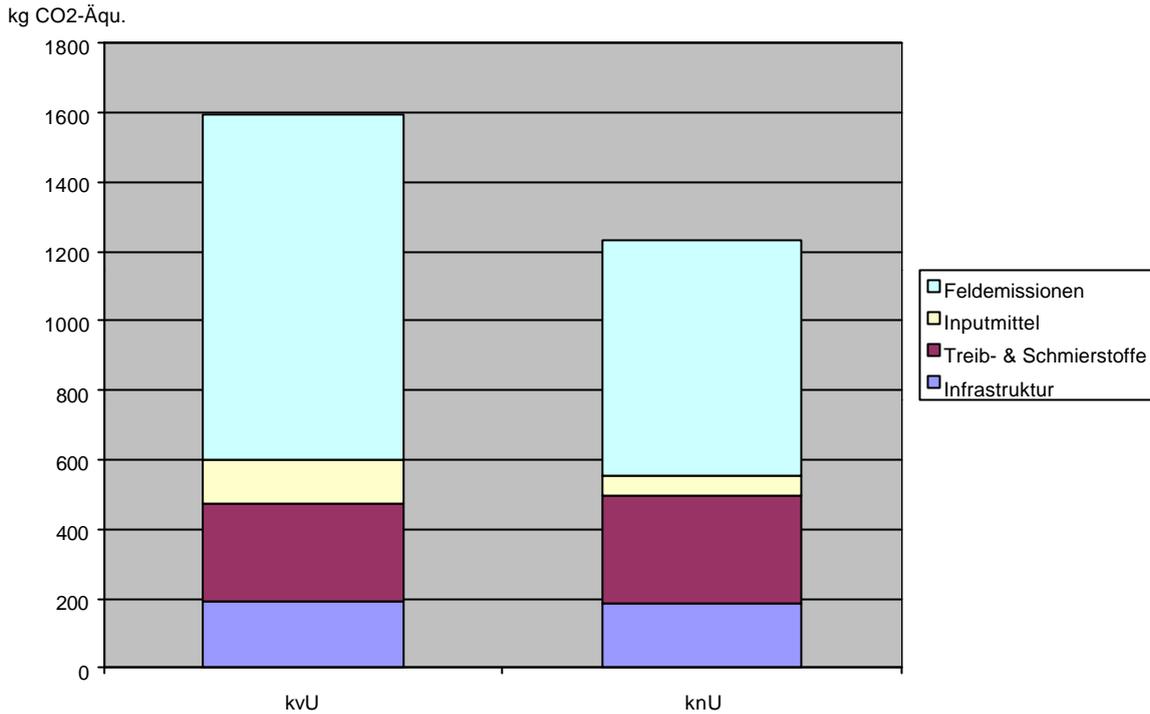


Abbildung 5 verdeutlicht, daß die Rückgänge im Treibhauspotential insbesondere bei den Kulturarten Sommergerste, Kartoffel, Hafer und Winterroggen beträchtlich sind. Dies ist v.a. auf den umstellungsbedingten Verzicht auf mineralische N-Dünger, die im Verhältnis zu anderen landwirtschaftlichen Inputs hohe Emissionen an treibhauseffektivem Lachgas verursachen, zurückzuführen. Mit verhältnismäßig hohen  $N_2O$ - und insbesondere  $CH_4$ -Emissionsraten ist auch die Lagerung und Ausbringung von Stallmist verbunden, weshalb im wenig intensiven Grünland, wo die ausgebrachten Düngermengen durch die Umstellung stark zurückgehen, ein Abnehmen des Treibhauspotentials zu bemerken ist. Zu einem leichten Ansteigen der Werte dieser Wirkungskategorie kommt es v.a. dort (Erbse und extensives Grünland), wo auf den Einsatz leichtlöslichen Stickstoffdüngern schon vor der Umstellung verzichtet wurde, der Maschineneinsatz aber geringfügig zunimmt.

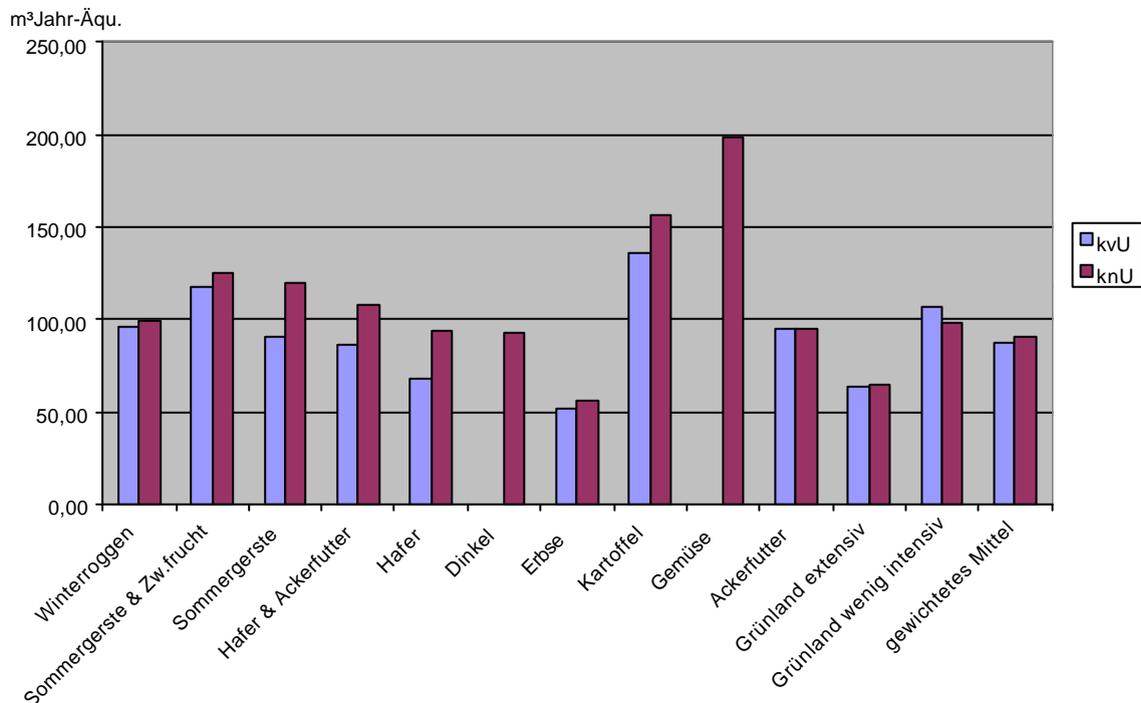
Im Hinblick auf den Beitrag der einzelnen landwirtschaftlichen Inputs zum Treibhauspotential (Abbildung 6) kommt es zu einigen Verschiebungen: der Beitrag der Inputmittel sinkt beinahe auf die Hälfte des Ausgangswertes, weniger stark nimmt die Bedeutung der Klassen Infrastruktur und Feldemissionen ab. Die Auswirkungen des Maschineneinsatzes auf das Treibhauspotential nehmen dagegen in geringem Ausmaß zu.

Abbildung 6: Treibhauspotential (100 Jahre) pro ha (gewichtetes Mittel) vor und nach der Umstellung, differenziert nach Inputs



### 3.2.2 Lufttoxizität

Abbildung 7: Lufttoxizität pro ha der verschiedenen Kulturarten vor und nach der Umstellung, aggregiert

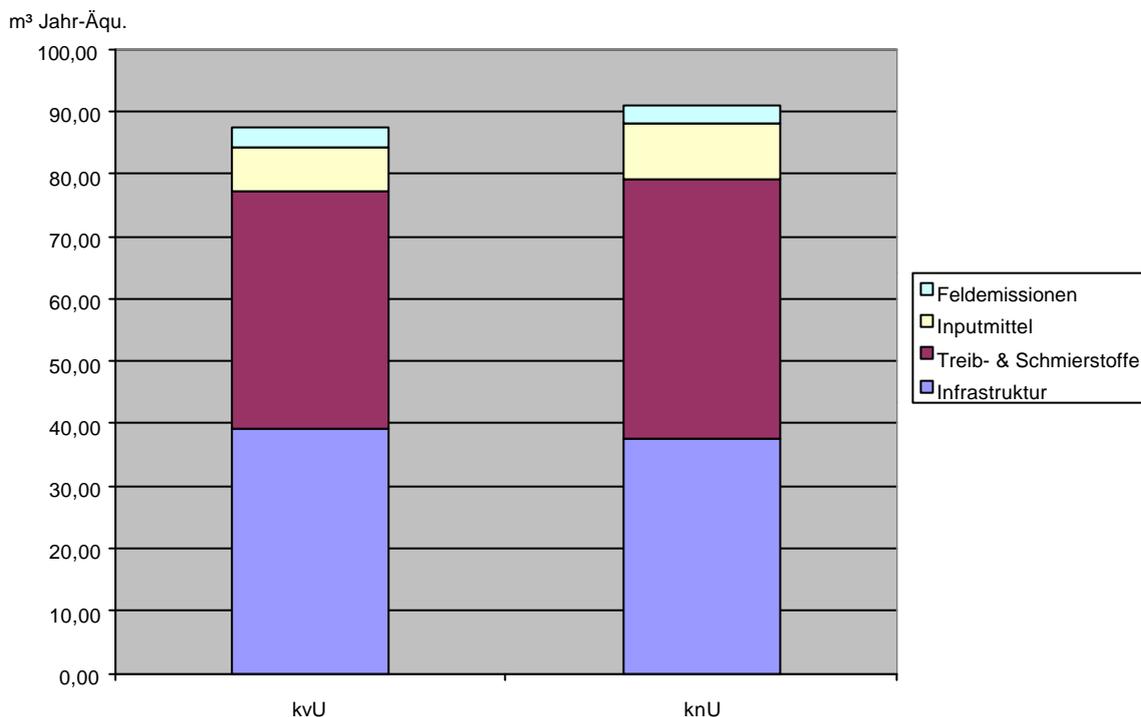


Die Kategorie Lufttoxizität wird aus der Verrechnung einer Reihe von Luftschadstoffen gebildet, die im Rahmen der in dieser Arbeit vorgenommenen Klassifizierung v.a. den indirekten Emissionen zuzuordnen sind. Emissionen im Zusammenhang mit der Produktion, der Bereitstellung und dem Einsatz von Maschinen sind hier von großer Bedeutung, weshalb

die Inputklasse Infrastruktur am Zustandekommen der Emissionen relativ in weit größerem Ausmaß beteiligt ist, als im Rahmen vieler anderer Wirkungskategorien (vgl. Abbildung 8).

Die in Abbildung 7 dargestellte Auswertung differenziert nach Kulturarten zeigt in der Tendenz ein ähnliches Bild wie die Wirkungskategorie Ozonbildung (vgl. Endbericht): Veränderungen nach der Umstellung ergeben sich insbesondere bei jenen Kulturen, bei denen produktionstechnische Modifizierungen mit Konsequenzen für den Maschineneinsatz vorgenommen wurden. In Summe ist - ebenso wie bei der Ozonbildung - im Mittel ein leichtes Ansteigen von Emissionen mit lufttoxischer Wirkung zu verzeichnen.

Abbildung 8: Lufttoxizität pro ha (gewichtetes Mittel) vor und nach der Umstellung, differenziert nach Inputs



## 4 Diskussion und Schlußfolgerungen

Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, daß die Aussagefähigkeit der Ergebnisse dieser Arbeit insbesondere durch den begrenzten zeitlichen Horizont, auf dem die Ausgangsdaten beruhen, durch die Anzahl der betrachteten Betriebe, durch zahlreiche zu treffende Annahmen und Schätzungen sowie die Wahl der funktionellen Einheit beschränkt ist. Der Wert der hier dargestellten Ergebnisse liegt daher nicht in absoluten Größen, sondern primär im relativen Vergleich der beiden Zeitebenen vor und nach der regionalen Umstellung.

Zudem ist nach Erfahrungen mit der Anwendung der Methode der Ökobilanzierung auch grundsätzliche methodische Kritik anzubringen: Problematisch scheinen insbesondere die auf groben Berechnungsmodellen beruhenden Methoden zur Kalkulation der direkten Emissionen, die ihrerseits aber hohen Stellenwert in den Ergebnissen einnehmen. Zudem ist anzumerken, daß den Vorteilen der Integration einer Vielzahl von Indikatoren, die eine umfassende Bewertung im Rahmen einer Ökobilanz ermöglicht, die damit unweigerlich einhergehende

mangelnde Transparenz und Interpretierbarkeit der Ergebnisse gegenüber steht (vgl. auch JASCH 1999). Insofern wäre es im Zuge von Bestrebungen der Methodenweiterentwicklung wünschenswert, auch Aspekte der Vereinfachung und Transparenz zu berücksichtigen.

In Tabelle 7 sind die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die einzelnen Kulturarten und über die gesamte Fruchtfolge zusammenfassend dargestellt:



Tabelle 7: Auswertung der Wirkungskategorien für verschiedene Kulturarten: relative Veränderung nach zu vor der Umstellung<sup>6</sup>

	WR	SG & ZF	SG	H & AF	H	Erbs	Kart	AF	eGL	wiGL	gewM
<i>Ressourcenausschöpfung</i>	80%	79%	93%	96%	94%	106%	89%	100%	102%	96%	95%
<i>Flächenverbrauch</i>	61%	61%	61%	61%	61%	62%	63%	100%	60%	60%	63%
<i>Treibhauspotential (100 Jahre)</i>	52%	66%	68%	71%	70%	108%	76%	100%	101%	66%	77%
<i>Treibhauspotential (500 Jahre)</i>	63%	68%	73%	77%	76%	108%	78%	100%	101%	77%	83%
<i>Ozonbildung</i>	93%	89%	112%	105%	109%	107%	98%	100%	106%	97%	101%
<i>Versauerung</i>	138%	126%	130%	101%	102%	108%	136%	100%	103%	36%	88%
<i>terrestrische Eutrophierung</i>	142%	127%	130%	100%	100%	107%	137%	100%	106%	31%	87%
<i>Eutrophierung im Wasser</i>	101%	102%	102%	83%	90%	108%	78%	100%	98%	100%	106%
<i>Gesamteutrophierung</i>	132%	120%	122%	100%	100%	107%	137%	100%	106%	46%	90%
<i>Lufttoxizität</i>	104%	106%	132%	125%	138%	108%	115%	100%	101%	92%	104%
<i>Oberflächengewässertoxizität</i>	96%	98%	99%	88%	95%	108%	82%	100%	99%	99%	102%
<i>Grundwassertoxizität</i>	32%	30%	31%	37%	34%	107%	36%	100%	102%	96%	57%
<i>Bodentoxizität</i>	0%	0%	0%	0%	0%	0%	x	x	x	x	0%
<i>Abfälle</i>	80%	84%	96%	101%	111%	107%	93%	100%	99%	93%	95%

<i>Legende:</i>
0-50 sehr günstig
50-92 günstig
92-108 neutral
109-150 ungünstig
>150 sehr ungünstig

WR	Winterroggen	Kart	Kartoffel
SG & ZF	Sommergerste & Zwischenfrucht	AF	Ackerfutter
SG	Sommergerste	eGL	extensives Grünland
H & AF	Hafer & Ackerfutter	wiGL	wenig intensives Grünland
H	Hafer	gewM	gewichtetes Mittel
Erbs	Erbse		

<sup>6</sup> Dinkel und Gemüse sind mangels Vergleichsbasis vor der Umstellung in diese Darstellung nur über das gewichtete Mittel enthalten. Die Grenzziehung für die Klassifizierung „sehr günstig“ bis „sehr ungünstig“ beruht auf subjektiven Annahmen. Die Abgrenzung für die Klasse „neutral“ basiert auf den Ergebnissen für Erbse, wo die einzigen Änderungen durch die Umstellung im Verzicht auf Herbizide und in der Erhöhung der Saatstärke bestehen; Abweichungen im Rahmen von Wirkungskategorien, in die diese beiden Parameter nicht eingehen, dürften daher rechnerisch bedingt sein (vgl. Berechnung der Saatgut-Produktionsfaktoren, Endbericht).

Die im Vergleich zur Situation vor der Umstellung begrüßenswerten Veränderungen insbesondere in den Kategorien Ressourcenausschöpfung, Treibhauspotential (100 Jahre), Treibhauspotential (500 Jahre), Grundwasser- und Bodentoxizität sind v.a. auf den Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger sowie Pflanzenschutzmittel zurückzuführen. Auch die in obiger Darstellung für einige (Acker-)Kulturen ungünstigen Bewertungen in Hinblick auf Versauerung und terrestrische Eutrophierung (bedingt durch die Emissionen von Wirtschaftsdünger) sowie Ozonbildung und Lufttoxizität (bedingt durch erhöhten Maschineneinsatz) führen in der Betrachtung über die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche zu positiven Ergebnissen. Dies unterstreicht die Bedeutung von Ökobilanzierungsansätzen über die gesamte Fruchtfolge bzw. im regionalen, anstelle der isolierten Betrachtung einzelner Kulturarten oder Fruchtfolgeglieder.

Aufgrund fehlender Vergleichsbasis vor der Umstellung sind Dinkel und Gemüse in obiger Darstellung nur über das gewichtete Mittel miteinbezogen. Bei Betrachtung im Vergleich zu anderen Kulturarten nimmt Gemüse eine Sonderstellung ein: Aufgrund des höchsten Düngungs-niveaus und Maschineneinsatzes schneidet diese Kulturart im Rahmen der Bewertung aller Wirkungskategorien am schlechtesten ab. Dennoch ist es im vorliegenden Fall nicht zulässig, einen isolierten Vergleich des Gemüseanbaus mit Kulturarten außerhalb der Betrachtung über die gesamte Fruchtfolge anzustellen. Vielmehr müßten dazu alternative Versorgungsmöglichkeiten des Kurhauses mit Gemüse als Vergleichsbasis herangezogen werden. Ohne genaue Prüfung derartiger Alternativen ist jedoch nicht zuletzt aufgrund der Ergebnisse dieser Arbeit anzunehmen, daß die biologische Gemüseproduktion vor Ort zu jenen Versorgungspfaden mit der größten ökologischen Vorzüglichkeit zählt.

Die das Ergebnis und damit das Umweltbelastungspotential wesentlich mitbestimmenden Faktoren mineralische N- und P-Dünger, Wirtschaftsdünger, Pestizide und Maschineneinsatz haben im Zuge der Umstellung großteils positive Veränderungen erfahren: Im Zuge der Umstellung auf Ökologischen Landbau kam es neben der Vermeidung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes auch zum Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger, was sich insbesondere auch auf die N-Flächenbilanzsalden der verschiedenen Kulturarten positiv auswirkte (vgl. Kap. 3.1.2). Sowohl bei der Anwendung von Wirtschaftsdüngern als auch beim Einsatz von Maschinen handelt es sich in gewissen Grenzen um eine Notwendigkeit im Rahmen des landwirtschaftlichen Produktionsprozesses („Nur *kein* Produkt verursacht *keine* Emissionen“, JASCH 1999). In Hinblick auf eine Minimierung der Umweltbelastung muß das Ziel im Umgang mit diesen Inputfaktoren daher in einem sinnvollen und zielgerichteten Einsatz bestehen, was neben positiven Effekten für die Umwelt auch mit ökonomischen Vorteilen für den Landwirt verbunden ist. Im Hinblick auf die Wirtschaftsdünger, die insbesondere im Biologischen Landbau eine wertvolle, da knappe Ressource darstellen, sollte es im Sinne eines höchstmöglichen Ausmaßes an Kreislaufschließung auch im Eigeninteresse des Landwirts selbst liegen, Emissionen und Nährstoffverluste hintanzuhalten (HEß 1997). Im Kontext zu den ergebnisbestimmenden landwirtschaftlichen Inputs ist insbesondere der Umgang mit P-Düngern im Zuge der Umstellung zu diskutieren. Die Beibehaltung der Einsatzmenge mineralischer P-Dünger nach der Umstellung ist zwar nicht in Hinblick auf die positiven Entwicklungen der P-Bilanzsalden (vgl. Kap. 3.1.2), wohl aber in Bezug auf das Ziel des Ökologischen Landbaus einer Schonung natürlicher Ressourcen zu problematisieren.

In Summe ist festzustellen, daß im Rahmen des hier unternommenen Versuches einer Quantifizierung von Umwelteffekten die Umstellung in vielen Bereichen und Wirkungskategorien nur mit geringen Veränderungen verbunden war. Gründe dafür dürften v.a. in der schon vor der Umstellung relativ extensiven Bewirtschaftung liegen. Darauf deutet auch der ansatzweise Vergleich mit Ergebnissen anderer Ökobilanz-Studien, die ebenfalls mittels des FAT-Modells generiert wurden, hin: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der vorliegenden Arbeit scheinen sowohl vor als auch nach der Umstellung häufig deutlich unter den in ALFÖLDI (1998) und GAILLARD (1998) dargestellten Absolutwerten zu liegen.

Zusammenfassend ist unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus Nährstoff-, Energiebilanz und Wirkungsabschätzung festzustellen, daß die ökologischen Effekte durch die regionale Umstellung unter den getroffenen Annahmen und der gewählten Bewertungsmethode als überwiegend positiv zu bewerten sind. Die vorliegenden Ergebnisse liefern daher Hinweise darauf, daß ein Pilotprojekt wie der Ökologische Kreislauf Moorbad Harbach, das „regionale Rückbesinnung“ und eine Bewirtschaftung nach den Richtlinien und Zielen des Ökologischen Landbaus miteinander verbindet, in Hinblick auf eine Entlastung der Umwelt von Vorteil sein kann.

## 5 Literatur- und Quellenverzeichnis

- ALFÖLDI, T. (1998): Vergleich landwirtschaftlicher Produkte und Produktionsweisen am Beispiel eines langjährigen Feldversuches. Beitrag zum 8. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 8.10.1998, ETH-Zürich.
- ALFÖLDI, T., SPIESS, E., NIGGLI, U. und J.-M. BESSON (1995a): DOK-Verusch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. Energiebilanzen. Schw. Landw. Fo., Sonderheft DOK, Nr. 2, 1995.
- ALFÖLDI, T., SPIESS, E., NIGGLI, U. und J.-M. BESSON (1995b): Energiebilanzen für verschiedene Kulturen bei biologischer und konventioneller Bewirtschaftung. In: DEWES, T. und L. SCHMITT (Hrsg.): 3. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Kiel, 33-36.
- ALFÖLDI, T., SPIESS, E., NIGGLI, U. und J.-M. BESSON (1997): Energiebilanzen für verschiedene Kulturen bei biologischer und konventioneller Bewirtschaftung. Ökologie & Landbau 25. Jg., 1/1997, 39-42.
- AUDSLEY, E., ALBER, S., CLIFT, R., COWELL, S., CRETТАZ, P., GAILLARD, G., HAUSHERR, J., JOLLIETT, O., KLEIJN, R., MORTENSEN, B., PEARCE, D., ROGER, E., TEULON, H., WEIDEMA, B. und H. van ZEIJTS (1997): Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Concerted Action AIR3-CT94-2028. Silsoe Research Institute, Silsoe, UK.
- BERNHARD, S. und T. MOOS (1998): Ökobilanz des Camembert. Eine Entscheidungshilfe für den umweltbewußten Einkauf von Weichkäse. Fachverein Arbeit und Umwelt, Zürich.
- BRAUNSCHWEIG, A. und R. MÜLLER-WENK (1993): Ökobilanzen für Unternehmungen. Eine Wegleitung für die Praxis. Haupt, Bern/Stuttgart/Wien.
- BÜCHEL, K. (1993): Ökobilanz landwirtschaftlicher Produktion. Beurteilung der Umweltbelastung verschiedener Anbaumethoden des Weizenanbaus und Diskussion der agrarpolitischen Lenkungsmaßnahmen. Projektarbeit, Nachdiplomstudium Umwelttechnik-Landespflege, Ingenieurschule HTL Chur und Liechtensteinische Ingenieurschule Fachhochschule Vaduz, Schaan.
- CARLSSON-KANYAMA, A. (1998): Energy consumption and Emissions of Greenhouse Gases in the Life-Cycle of Potatoes, Pork Meat, Rice and Yellow Peas. Technical Report no. 26. Stockholm University, Mai 1998.

- CEDERBERG, C. (1998): Life Cycle Assessment of Milk Production. A Comparison of Conventional and Organic Farming. SIK-Rapport 1998 Nr. 643, SIK (Swedish Inst. f. Food & Biotechnology), Gothenburg.
- CEN (Europäisches Komitee für Normung) (Hrsg.) (1997): ISO-Norm 14040: Umweltmanagement. Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen. CEN, Brüssel.
- ECKELKAMP, C. (1998): persönliche Mitteilungen, Öko-Institut, Freiburg.
- EICHENBERGER und H. VOGTMANN (1981): Grundprinzipien des ökologischen Landbaus. Broschüre Sonderschau zum biologischen Land- und Gartenbau. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Oberwil.
- FAT-Modell (s.t.): Excel-basiertes Modell zur Ökobilanzierung der pflanzlichen Produktion. Forschungsanstalt Tänikon.
- FROMM, E. (1998): Beitrag der Landwirtschaft zum Ökologischen Kreislauf Modell Harbach. Analyse im Jahr 1996 im Vergleich zur Situation 1991. Studie im Auftrag der NÖ. Landesakademie und des Ökologischen Kreislaufs Moorbach Harbach, unveröffentl.
- GAILLARD, G. (1998): Ökobilanz des Weizenanbaus: Vergleich der intensiven, integrierten und biologischen Produktion. Beitrag zum 8. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 8.10.1998, ETH-Zürich.
- GAILLARD, G. und J. HAUSHERR (1998): *Blan écologique de la culture du blé: comparaison entre la production intensive, la production intégrée et la production biologique.*
- GEIER, U., FRIEBEN, B., HAAS, G., MOLKENTHIN, V. und U. KÖPKE (1998): Ökobilanz Hamburger Landwirtschaft. Umweltrelevanz verschiedener Produktionsweisen, Handlungsfelder Hamburger Umweltpolitik. Köster, Berlin.
- GEIER, U., FRIEBEN, B. und U. KÖPKE (1999): Ökobilanz des Apfelanbaus: Vergleich integrierter und ökologischer Erzeugung – Konzept und erste Ergebnisse. In: HOFFMANN, H. und S. MÜLLER (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Berlin, 147-151.
- GÖTZ, B. (1998): Stickstoffbilanz der österreichischen Landwirtschaft nach den Vorgaben der OECD. aktualisierte u. erw. Fassung, (Stand: Juli 1998). Umweltbundesamt Wien, Berichte 87a. UBA, Wien.
- GÖTZ, B. und G. ZETHNER (1996): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft: der
- HAAS, G. und U. GEIER (1995): Nachwachsende Energieträger im Organischen Landbau? In: DEWES, T. und L. SCHMITT (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Kiel, 313-324.
- HEGE, U. und H. WEIGELT (1991): Nährstoffbilanzen alternativ bewirtschafteter Betriebe. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, 68. Jhrg., Heft 4/91, 403-407.
- HEß, J. (1997): Systemimmanenter Zwang zu möglichst geschlossenen Nährstoffkreisläufen. Ökologie & Landbau, 25. Jg., 3/1997, 10-13.
- JASCH, C. (1999): Umweltmanagement- und Umweltinformationssysteme. Vorlesung im SS 1999, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- JUNGBLUTH, N. (1998): Ökologische Beurteilung des Bedürfnisfeldes Ernährung. UNS-Working Paper No. 18. ETH-Zürich, April 1998.
- KALTSCHMITT, M. und G. REINHARDT (1997): Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden.
- KJER, I., SIMON, K.-H., ZEHR, M., ZERGER, U. und F. KASPAR (1994): Landwirtschaft und Ernährung. Teil A: Quantitative Analysen und Fallstudien. In: ENQUETE-KOMMISSION SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Studienprogramm Landwirtschaft, Band I. Economica Verlag, Bonn.
- KLÖPFER, W., RENNER, I., ECKELKAMP, C., TAPPESER, B. und R. DIETRICH (1999): Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen, in Bearbeitung.

- KÖSTER, W. und P. SCHACHTSCHABEL (1983): Beziehung zwischen dem durch Phosphatdüngung erzielbaren Mehrertrag und den Phosphatgehalten im Boden, Z. für Pflanzenernährung und Bodenkunde 146, 536-542.
- LINDENTHAL, T. (1998): Phosphorvorräte in Österreich und ihre Bedeutung für die P-Versorgung im Ökologischen Landbau. Vortrag im Rahmen des Seminars „Spezielle Aspekte des Ökologischen Landbau“, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- NARODOSLAWSKY, M., WALLNER, H. und H. STEINMÜLLER (1995): ÖKOFIT – Ökologischer Bezirk Feldbach durch integrierte Technik. Teil I. Bericht aus Energie- und Umweltforschung 10/95. BMWFK, Wien.
- PADEL, S. und W. NEUERBURG (1992): Grundlagen und Ziele des organisch-biologischen Landbaus. In: NEUERBURG, W. und S. PADEL (1992): Organisch-biologischer Landbau in der Praxis. BLV Verlagsges., München/Wien/Zürich.
- REINHARDT, G. (1993): Energie- und CO<sub>2</sub>-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe. Theoretische Grundlagen und Fallstudie Raps. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden.
- ROSSIER, D. (1998): Ecobilan – adaption de la méthode écobilan pour la gestion environnementale de l'exploitation agricole. SRVA, Lausanne.
- SALZGEBER, C. (1996): Produkt-Ökobilanz des Pfister-Öko-Brottes für die Ludwig Stocker Hopffisterei GmbH. Ludwig Stocker Hopffisterei, München.
- SHELLER, E. (1993): Wissenschaftliche Grundlagen zum Verständnis der Düngungspraxis im Ökologischen Landbau – Aktive Nährstoffmobilisierung und ihre Rahmenbedingungen. Ges. f. goetheanistische Forschung e.V., Dipperz.
- STEINMÜLLER, H. (1993): Wann können Regionen als Inseln der Nachhaltigkeit bezeichnet werden. In: MOSER, F. (Hrsg.): Regionale Konzepte auf dem Weg zu einer nachhaltigen Wirtschaftsweise. Tagungsband zur gleichnamigen Tagung, TU Graz, 2. & 3. 11. 1993, 53-66.
- UBA (Umweltbundesamt) BERLIN (1992): Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung-Sachstand-Perspektiven. UBA-Texte 38/92, UBA, Berlin.
- WEBER, A. (1997): Phosphor-Zukaufverhalten von 109 ökologisch wirtschaftenden Betrieben in Österreich sowie Faktoren der Phosphor-Verfügbarkeit im Ökologischen Landbau. Dip.arbeit, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- WETTERICH, F. und G. HAAS (1999): Ökobilanz Allgäuer Grünlandbetriebe. In: HOFFMANN, H. und S. MÜLLER (Hrsg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 61-65.
- WOLFENBERGER, U. und F. DINKEL (1997): Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993-1996. FAT/Carbotech, Basel.
- WÖRNER, C., DOLD, G. und H. KRCCMAR (1996): Anwendungspotentiale von produktbezogenen Ökobilanzen. Eine Analyse aus Nutzersicht. In: KRCCMAR, H. und G. DOLD (Hrsg.): Aspekte der Ökobilanzierung. Ansprüche, Ziele und Computerunterstützung. Deutscher Univ.verlag/Gabler, Wiesbaden, 1-21.