

ÖKOBILANZIERUNG VON ANBAUSYSTEMEN IM SCHWEIZERISCHEN ACKER- UND FUTTERBAU



T. Nemecek, O. Huguenin-Elie, D. Dubois und G. Gaillard

Autoren	Thomas Nemecek ¹ , Olivier Huguenin-Elie ¹ , David Dubois ¹ , Gérard Gaillard ¹
Mitarbeit	Raphaël Charles ² , Ruth Freiermuth ¹ , Claudia Frick ¹ , Lucie Gunst ¹ , Thomas Hebeisen ¹ , Pierre Kufrin ¹ , Mathias Menzi ¹ , Marcel Niederer ¹ , Patrick Weibel ¹
Begleitgruppe	Thomas Alföldi ³ , André Chassot ⁴ , Mareike Jäger ⁵ , Armin Meyer ⁵ , Patrik Mouron ^{6/7} , Dominique Rossier ⁸ , Otto Schmid ³ , Albert Zimmermann ⁹
Kritische Prüfung nach ISO-Norm 14040	Prof. Dr. Ulrich Köpke ¹⁰
Institutionen	¹ Agroscope FAL Reckenholz ² Agroscope RAC Changins ³ Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick ⁴ Agroscope Liebefeld-Posieux ⁵ Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau ⁶ Agroscope FAW Wädenswil ⁷ Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich ⁸ Service romand de vulgarisation agricole, Lausanne ⁹ Agroscope FAT Tänikon ¹⁰ Institut für Organischen Landbau, Universität Bonn

Impressum

ISSN	1421-4393 Schriftenreihe der FAL
ISBN	3-905608-82-0
Herausgeberin	Agroscope FAL Reckenholz Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich Tel. +41 (0)44 377 71 11, Fax +41 (0)44 377 72 01 info@fal.admin.ch, www.reckenholz.ch
Redaktion	Gregor Klaus, CH-4467 Rothenfluh Denise Tschamper, Agroscope FAL Reckenholz
Gestaltung	Ursus Kaufmann, Agroscope FAL Reckenholz
Preis	CHF 40.00 / € 30.00; inkl. MWSt
Copyright	Agroscope FAL Reckenholz 2005

Inhalt

Vorwort	5
Verdankungen	6
Zusammenfassung	7
Résumé	9
Summary	11
Aufbau des Berichts	14
Teil I: Rahmen und Methodik	15
1. Allgemeine Aspekte	15
1.1 Umfeld	15
1.2 Bisherige Untersuchungen	17
1.2.1 Erste Ökobilanzstudien	17
1.2.2 Vergleich konventioneller, integrierter und biologischer Produktion	17
1.2.3 Einfluss der Produktionsintensität	19
1.2.4 Bewirtschaftungsmassnahmen	19
1.2.5 Nahrungsmittelkette	20
1.3 Auftrag und Durchführung	20
2 Ziel und Untersuchungsrahmen	21
2.1 Zielsetzung der Studie	21
2.2 Zielgruppen	21
2.3 Systemdefinition und -abgrenzung	22
2.3.1 Definition eines Anbausystems	22
2.3.2 Beschreibung und Abgrenzung des Produktsystems	22
2.4 Funktionen und funktionelle Einheiten	25
2.5 Allokation	27
2.5.1 Koprodukte	27
2.5.2 Gutschriften für Nährstoffe	27
2.5.3 Nutzung der Infrastruktur	28
2.6 Datenqualität	29
2.6.1 Produktionsinventare	29
2.6.2 Ökoinventare	29
2.7 Kritische Prüfung	30
3 Sachbilanz	31
3.1 Produktionsinventare	31
3.1.1 Produktionsinventare Anbausystem-Vergleichsversuch DOK	31
3.1.2 Produktionsinventare Anbausystem-Vergleichsversuch Burgrain	32
3.1.3 Produktionsinventare Ackerbau	33
3.1.4 Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden	34
3.2 Ökoinventare	36
3.3 Direkte Feld- und Hofemissionen	36
3.3.1 Ammoniak	36
3.3.2 Nitrat	37
3.3.3 Lachgas	38
3.3.4 Bodenabtrag	38
3.3.5 Phosphor	39
3.3.6 Schwermetalle	40

3.4	Berechnungswerkzeuge	41
4	Wirkungsabschätzung	42
4.1	Schutzgüter und Wirkungskategorien	42
4.2	Betrachtete Umweltwirkungen	42
4.3	Neu entwickelte Methoden für die Wirkungskategorien Biodiversität und Bodenqualität	44
4.3.1	Biodiversität	44
4.3.2	Bodenqualität	45
4.4	Nicht betrachtete Wirkungskategorien	47
4.5	Optionale Schritte	47
4.5.1	Normalisierung, Gruppierung und Gewichtung	47
4.5.2	Gruppierung der Wirkungskategorien	48
5	Auswertungskonzept	53
5.1	Untersuchte Faktoren	53
5.1.1	Landbauform	53
5.1.2	Produktionsintensität	55
5.1.3	Verfahren der Graslandbewirtschaftung	55
5.1.4	Düngung: Form und Menge	56
5.1.5	Kulturen	56
5.1.6	Produktionsregion	56
5.2	Vergleichbarkeit der Systeme	57
5.2.1	Vergleiche zwischen unterschiedlichen Systemen	57
5.2.2	Bewertung der Unterschiede	57
	Teil II: Ergebnisse	61
6	Umweltwirkungen von Anbausystemen (Ebene Fruchtfolge)	61
6.1	Anbausysteme im Versuch DOK	61
6.1.1	Übersicht über die Produktionsdaten	61
6.1.2	Übersicht über die Ökobilanzergebnisse	63
6.1.3	Ressourcen-Management	65
6.1.4	Nährstoff-Management	67
6.1.6	Bodenqualität	69
6.1.7	Biodiversität	71
6.1.8	Kulturbezogene Auswertung	72
6.1.9	Sensitivitätsanalyse zum Einsatz bio-dynamischer Präparate	74
6.2	Anbausysteme im Versuch Burgrain	75
6.2.1	Übersicht über die Produktionsdaten	75
6.2.2	Übersicht über die Ökobilanzergebnisse	77
6.2.3	Ressourcen-Management	79
6.2.4	Nährstoff-Management	79
6.2.5	Schadstoff-Management	81
6.2.6	Bodenqualität	82
6.2.7	Biodiversität	83
6.2.8	Kulturbezogene Auswertung	84
7	Umweltwirkungen von Ackerkulturen	86
7.1	Landbauform	86
7.2	Intensität des Pflanzenschutzes	88
7.3	Produktionsregion	95

7.4	Wahl der Kultur	95
7.5	Sensitivitätsanalyse zur Abschätzung der Ökotoxizität mit der Methode SYNOPS	101
8	Umweltwirkungen der Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden	103
8.1	Nutzungsart	104
8.2	Futterkonservierung	105
8.3	Anlagedauer	109
8.4	Produktionsregion	109
8.5	Düngungsform	110
8.6	Landbauform	111
8.7	Bewirtschaftungsintensität	112
8.8	Ökologische Ausgleichsflächen	113
8.9	Vergleich betriebseigener Futtermittel	116
	Teil III: Auswertung	118
9	Diskussion	118
9.1	Landbauform	118
9.1.1	Vergleich biologischer und integrierter Produktion	118
9.1.2	Vergleich konventioneller und integrierter Produktion	121
9.2	Produktionsintensität	121
9.3	Verfahren der Graslandbewirtschaftung	122
9.4	Düngungsform und Düngermenge	122
9.5	Produktionsregion	124
9.6	Analyse und Management von Anbausystemen	124
9.7	Modell zur Ökoeffizienz	126
9.8	Unsicherheitsanalyse	128
10	Schlussfolgerungen	131
10.1	Zusammenfassende Beurteilung	131
10.2	Ökologische Verbesserungsmöglichkeiten	133
10.2.1	Ackerbausysteme	133
10.2.2	Futterbausysteme	134
10.3	Ausblick	134
11	Bericht des kritischen Prüfers	136
12	Stellungnahme zum Bericht des kritischen Prüfers	139
	Literatur	141
	Abbildungsverzeichnis	148
	Tabellenverzeichnis	150
	Abkürzungen	151
	Glossar	153
	Anhänge	155

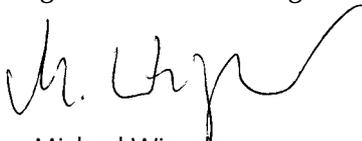
Vorwort

Durch die Reform der Agrarpolitik in der Schweiz seit 1993 hat die Landwirtschaft in verschiedenen Umweltbereichen Fortschritte erzielt. Die im Jahr 2005 abgeschlossenen Projekte zur Evaluation von Ökomassnahmen haben aufgezeigt, dass durch die Einführung des ökologischen Leistungsnachweises sowie weiterer Massnahmen eine Verbesserung der Umweltsituation erreicht wurde. Gleichzeitig wurde aber auch weitergehender Handlungsbedarf identifiziert, wobei sowohl staatliche Massnahmen als auch über die Mindeststandards hinausgehende Handlungen der Landwirtschaft notwendig sind.

Für eine weitergehende Verbesserung müssen die Umweltwirkungen umfassend quantifiziert werden. Dabei ist es entscheidend, das gesamte Produktionssystem zu betrachten, damit durch Verbesserungen in einem Bereich nicht neue Probleme in einem anderen Bereich geschaffen werden. Zudem ist nicht nur der Sektor Landwirtschaft betroffen; auch in den vorgelagerten Prozessen entstehend bedeutende Umweltlasten, wie beispielsweise in der Düngerproduktion. Die Ökobilanzmethode erlaubt gerade solche Analysen von gesamten Produktionssystemen. Durch eine umfassende Beurteilung kann eine Verlagerung von Umweltproblemen von einem Bereich in den anderen aufgezeigt werden. Die in der vorliegenden Studie angewandte Methode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) der Agroscope FAL Reckenholz beinhaltet die üblichen Wirkungskategorien der Ökobilanz, und wendet auch neue Methoden an, um die potenzielle Wirkung auf die Bodenqualität und Biodiversität zu beurteilen. Durch die Analyse der gesamten Lebenszyklen werden auch die Umweltwirkungen der vorgelagerten Prozesse dargestellt. Die Beurteilung von Anbausystemen durch Ökobilanzen schafft Grundlagen für eine weitere Optimierung des schweizerischen Acker- und Futterbaus und zur Steigerung der Öko-Effizienz. Angesichts der fachlichen Komplexität und der Interessen, welche durch den Vergleich verschiedener Systeme tangiert werden können, fanden wir es notwendig, diese Studie nach der ISO-Norm 14040 begutachten zu lassen. Wir danken Prof. Dr. Ulrich Köpke (Universität Bonn) für die kritische Durchsicht und das Gutachten, welches bestätigt, dass diese Studie einen Beitrag zu einer nachhaltigeren Landwirtschaft leistet.

Dezember 2005

Agroscope FAL Reckenholz
Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau



Michael Winzeler
Leiter Forschungsbereich Öko-Controlling

Verdankungen

Die Begleitgruppe hat das Projekt während sechs Jahren unterstützt: Thomas Alföldi und Otto Schmid (FiBL), André Chassot (ALP), Armin Meyer und Mareike Jäger (LBL), Patrik Mouron (FAW und ETH), Dominique Rossier (SRVA) und Albert Zimmermann (FAT). In vielen Diskussionen und durch Ratschläge haben diese KollegInnen zur Studie beigetragen.

Im Verlaufe des Projekts haben verschiedene Personen an der Erhebung der Daten, der Berechnung der Ökobilanzen sowie methodisch mitgearbeitet: Raphaël Charles, Thomas Hebeisen, Pierre Kufrin und Mathias Menzi (Produktionsinventare Ackerkulturen), Ruth Freiermuth (SALCA-Methodik), Claudia Frick und Marcel Niederer (Ökobilanz Burgrain), Lucie Gunst (Datenaufarbeitung DOK und Burgrain) sowie Patrick Weibel (Berechnungen Biodiversität).

Hugo Eggimann (FAT) sei das Zur-Verfügung-Stellen von Ertragsdaten aus der Zentralen Auswertung der Buchhaltungsergebnisse der FAT verdankt. Wir danken André Zimmermann (SRVA) für die Lieferung der Rohdaten aus dem Pilotbetriebsnetz des SRVA. Herrn Jörn Strassemeyer (BBA Kleinmachnow, D) verdanken wir die Berechnung von Varianten von Ackerkulturen mit der Methode SYNOPSIS.

Folgende Kollegen der FAL haben durch kritische Lektüre zur Verbesserung des Berichts beigetragen: Andi Lüscher, Philippe Jeanneret, Hans-Rudolf Oberholzer, Walter Richner, Patrick Weibel, Michael Winzeler und Urs Zihlmann.

Wir danken Gregor Klaus für die redaktionelle Überarbeitung und Ursus Kaufmann für das Layout des Berichts.

Schliesslich gebührt unser besonderer Dank Prof. Ulrich Köpke, der das Projekt während der letzten zwei Jahre begleitet hat und an drei Treffen viele konstruktive Vorschläge zur Verbesserung der Studie und des Berichts einbrachte.

Zusammenfassung

Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau

Um den gravierenden Problemen einer intensiven Landwirtschaft zu begegnen, wurden in den letzten Jahrzehnten verschiedene Formen eines umweltschonenden Landbaus entwickelt. Dazu gehören die integrierte Produktion (IP), der biologische (ökologische) Landbau, die extensive Produktion sowie verschiedene umweltfreundliche Techniken. Das Ziel der vorliegenden Studie ist es, eine möglichst umfassende Beurteilung verschiedener Anbausysteme im Acker- und Futterbau in der Schweiz zu erhalten. Dabei wurden folgende Faktoren untersucht: Landbauform (konventionell, integriert oder biologisch), Produktionsintensität, Verfahren der Futterernte (Mahd oder Weide) und Futterkonservierung, Form und Menge der Düngung sowie Wahl der Ackerkultur und Produktionsregion (Tal-, Hügel- oder Bergregion).

Die Studie wurde anhand der Anbausystemversuche DOK und Burgrain (in der Nord- bzw. Zentralschweiz) sowie von Modellkulturen im Acker- und Futterbau durchgeführt. Im DOK-Versuch wurden zwischen 1985 und 1998 acht Anbausysteme untersucht. Diese decken die Landbauformen biologisch-dynamisch, biologisch-organisch und konventionell/integriert ab. Innerhalb der konventionell/integrierten Produktion bezieht sich die Untersuchung auf eine rein mineralische Düngung und eine gemischte Düngung. Zudem wird mit drei Düngungsstufen gearbeitet: Normdüngung, halbe Düngung und Nulldüngung. Anhand des Anbausystemversuchs Burgrain wurden die Anbausysteme IPintensiv, IPextensiv und Bio über eine Fruchtfolgeperiode (1997–2002) verglichen. Für die Herleitung der Modellkulturen im Acker- und Futterbau kamen Statistiken, Empfehlungen, Beratungsunterlagen, Befragungen und Expertenschätzungen zur Anwendung. Die 18 Ackerkulturen wurden nach Landbauform, Intensität des Pflanzenschutzes und Produktionsregion unterschieden. Im Futterbau waren die Art der Nutzung und der Konservierung, die Anlagedauer, die Produktionsregion, die Düngungsform, die Landbauform, die Intensität und die ökologischen Ausgleichsflächen wichtige Kriterien der Einteilung.

Die Ökobilanzen wurden mit der SALCA-Methodik (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) von Agroscope FAL Reckenholz unter Verwendung der ecoinvent-Datenbank erstellt. Die direkten Emissionen von Ammoniak, Nitrat, Lachgas, Phosphor und Schwermetallen sowie der Bodenabtrag wurden unter Berücksichtigung von Standort- und Bewirtschaftungsparametern mittels Modellen berechnet. Die Systemgrenze bildet das Hoftor für die Ackerprodukte und die Futterkrippe für das Wiesenfutter.

Die Analyse führten wir für die produktive Funktion, die Funktion Landbewirtschaftung und die finanzielle Funktion durch. Entsprechende funktionelle Einheiten sind Kilogramm Trockensubstanz der Ernteprodukte, Mega-Joule Netto-Energie-Laktation (NEL), Gramm absorbierbares Protein im Darm (APD) und Mega-Joule Brennwert für die erste Funktion, Hektare und Jahr für die zweite Funktion und Franken (CHF) Rohleistung für die dritte Funktion.

Eine Korrelationsanalyse deckte starke Beziehungen zwischen verschiedenen Umweltwirkungen auf. Sie wurden in folgende drei Gruppen eingeteilt: Das *Ressourcen-Management* umfasst die Umweltwirkungen Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen, Treibhauspotenzial und Ozonbildung. Das *Nährstoff-Management* lässt sich durch die Eutrophierung und die Versauerung abbilden. Die aquatische und terrestrische Ökotoxizität sowie die Humantoxizität werden zum *Schadstoff-Management* zusammengefasst. Die Wirkungen auf die *Bodenqualität* und die *Biodiversität* lassen sich mit neu entwickelten SALCA-Modellen beurteilen. Da diese Wirkungen nur lose Beziehungen zu den drei oben genannten Bereichen haben, sind sie gesondert zu betrachten. Somit konnte die Analyse anhand dieser fünf Bereiche durchgeführt werden.

Eine Unsicherheitsanalyse mittels Monte-Carlo-Simulation zeigte, dass die Angaben zum Ertrag und zur Düngung für die meisten Umweltwirkungen zentral sind. Die Daten über den Pflanzenschutz sind für die Öko- und Humantoxizität entscheidend. Die Unsicherheit der Mechanisierung wirkte sich hingegen nur geringfügig aus.

Für den *Biolandbau* fallen die potenziellen Umweltwirkungen im Vergleich mit der integrierten Produktion insgesamt positiv aus. Dies gilt insbesondere für das Schadstoff-Management, das Ressourcen-Management und die Biodiversität. Bei der Biodiversität werden zwar klare Vorteile erreicht, diese können aber keinesfalls jene der ökologischen Ausgleichsflächen ersetzen. Diese insgesamt positive Beurteilung gilt aber nur eingeschränkt für den Bereich des Nährstoff-Managements und lässt sich zudem nicht ohne weiteres auf die einzelnen Produkte übertragen. Pro Kilogramm biologisch erzeugtem Produkt wurden beim Treibhauspotenzial, bei der Ozonbildung, der Eutrophierung und der Versauerung oft höhere Werte gefunden als für die integrierte Produktion. Bei der Bodenqualität ergaben sich bei gleicher Fruchtfolge und gleicher Zufuhr organischer Dünger keine systematischen Unterschiede zur integrierten Produktion. Der grösste Handlungsbedarf im Biolandbau besteht bei der Steigerung der Erträge – insbesondere von Ackerkulturen wie Kartoffeln und Getreide – sowie bei der Minimierung von Stickstoffverlusten. Der Biolandbau erweist sich also in der Gesamtbetrachtung als ökologischeres Produktionssystem als die integrierte Produktion. Beim Vergleich einzelner Produkte trifft dies jedoch nicht immer zu: Oft gehen biologische Produkte mit einer höheren Umweltlast bei verschiedenen Wirkungskategorien einher als integriert erzeugte.

Der *konventionelle Landbau* – analysiert anhand von Weizen und Raps – schneidet insbesondere beim Schadstoff-Management deutlich ungünstiger ab als die integrierte Produktion. Auch bezüglich Eutrophierung und Biodiversität fällt die Beurteilung des konventionellen Anbaus weniger günstig aus.

Der Verzicht auf Fungizide, Insektizide und Wachstumsregulatoren bei Getreide und Raps (*Extenso-Produktion*) bewirkt eine Verbesserung beim Schadstoff-Management und der Biodiversität. Bezogen auf die Anbaufläche bestehen beim Ressourcen- und Nährstoff-Management kleine Vorteile. Die produktbezogenen Umweltwirkungen sind jedoch wegen der Ertragsverluste meist ungünstiger.

Eine *Extensivierung im Futterbau* bewirkt – bezogen auf die Fläche – eine grosse Reduktion aller Umweltlasten. Auch pro MJ NEL schneidet extensives Grasland günstiger ab als intensives, wobei die Unterschiede von der betrachteten Wirkungskategorie abhängen. Eine abgestufte Intensität, das heisst eine Kombination von intensiven und extensiven Wiesen, erscheint aus Sicht der Ökologie Erfolg versprechender als eine flächendeckende Bewirtschaftung mittlerer Intensität.

Bei der *Graslandbewirtschaftung* wirkt sich die Weide günstig auf den Energiebedarf aber ungünstig auf das Treibhauspotenzial (höhere Lachgasverluste) aus. Bei der Eutrophierung ist das Ergebnis ähnlich oder schlechter für Weide als für Mahd. Die verschiedenen Konservierungsverfahren unterscheiden sich bezüglich Ressourcen- und Schadstoff-Management. Aus Umweltsicht ist das Silieren der Trocknung in der Scheune vorzuziehen. Bodenheu ist dem Belüftungsheu ökologisch überlegen, wobei beim letzteren noch ein Optimierungspotenzial durch Nutzung von Sonnenkollektoren besteht.

Im Vergleich zur mineralischen *Düngung* bewirkt eine organische Düngung eine deutliche Reduktion des Ressourcenbedarfs sowie eine Verbesserung der Bodenqualität. Beim Nährstoff-Management wirkt sie sich hingegen wegen höherer Nährstoffverluste negativ aus.

Eine Reduktion der Düngung wirkt sich – bezogen auf die Anbaufläche – in fast allen Umweltbereichen günstig aus. Einzige Ausnahme ist die Bodenqualität, die bei einer verringerten organischen Düngung beeinträchtigt werden kann. Bezogen auf das Produkt sind günstigere Werte vor allem im Bereich Nährstoff-Management zu beobachten. Eine Reduktion der Düngung scheint daher ökologisch interessant, dürfte aber in der Regel zu Lasten der Wirtschaftlichkeit gehen.

Zwischen den *Produktionsregionen* unterscheiden sich die Umweltwirkungen nur wenig. Flächenbezogen ergibt sich mit Ausnahme des Nährstoff-Managements eine geringfügige Verbesserung in höheren Lagen. Bezogen auf das Produkt verhält es sich umgekehrt. Diese kleinen Unterschiede kommen durch eine tiefere Produktionsintensität und tiefere Erträge in höheren Lagen zustande.

Mittels eines theoretischen Modells der Öko-Effizienz wurde aufgezeigt, dass das ökologische Optimum von der jeweiligen Situation abhängt. Sowohl eine Extensivierung als auch eine Intensivierung kann sich ökologisch lohnen. Häufig weisen mittel-intensive Systeme die beste Öko-Effizienz auf, in einigen Fällen ist aber gerade diese Intensitätsstufe weniger günstig als intensive und extensive Systeme. Dieses Modell lässt sich anhand von Beispielen aus der Studie illustrieren. In der integrierten Produktion steht eine input-orientierte Optimierung im Vordergrund, während im Biolandbau vor allem durch output-orientierte Massnahmen Verbesserungen zu erzielen sind.

Résumé

Bilan écologique des systèmes cultureux suisses en grandes cultures et en production fourragère

Différents modes de production agricole ménageant l'environnement ont été développés ces dernières décennies afin de résoudre les problèmes sérieux causés par une agriculture intensive. Ceux-ci comprennent la production intégrée (IP), l'agriculture biologique (Bio), les systèmes extensifs ainsi que différentes techniques respectueuses de l'environnement. L'objectif de l'étude présentée dans ce rapport est une évaluation détaillée de différents systèmes cultureux suisses en grandes cultures et en production fourragère. Les facteurs suivants ont été étudiés: le mode de production (conventionnel, intégré et biologique), l'intensité de production, le procédé de récolte (fauche ou pâture) et la conservation des fourrages, la forme et la quantité des engrais utilisés ainsi que le choix des grandes cultures et la région de production (plaine, colline, montagne).

L'étude analyse les essais de modes de production DOK et Burgrain (en Suisse septentrionale resp. Suisse centrale) ainsi que des systèmes cultureux modèles en grandes cultures et en production fourragère. Dans l'essai DOK huit modes de production ont été étudiés entre 1985 et 1998, y compris les modes de production bio-dynamique, bio-organique et conventionnel/intégré. S'agissant du mode de production conventionnel/intégré l'essai compare une fertilisation purement minérale et une fertilisation mixte organique et minérale. De plus, trois niveaux de fertilisation ont été étudiés: fumure selon la norme, la moitié de celle-ci et aucune fumure. Dans l'essai Burgrain, les modes de production *IPintensif*, *IPextensif* et Bio ont été comparés durant la période d'une rotation des cultures (1997–2002). Les systèmes cultureux modèles ont été définis à l'aide des informations disponibles dans les statistiques et les documents de vulgarisation, complétées par des enquêtes et des avis d'experts. Les 18 grandes cultures ont été différenciées d'après le système cultural, l'intensité d'utilisation des pesticides et la région de production. En production fourragère les principaux critères de classification étaient le genre d'utilisation et le procédé de conservation, la durée de la culture, la région de production, la forme de la fumure, le mode de production, l'intensité d'utilisation et le type de surface de compensation écologique.

Les bilans écologiques ont été établis selon la méthode SALCA de l'Agroscope FAL Reckenholz et en utilisant la base de données ecoinvent. Les émissions directes d'ammoniac, de nitrates, de protoxyde d'azote, de phosphore et de métaux lourds, ainsi que les pertes de sol ont été calculées à l'aide de modèles tenant compte des caractéristiques du site et de

l'itinéraire technique. Les limites du système étudié ont été fixées au seuil de l'exploitation pour les produits des grandes cultures et à la crèche pour les fourrages.

Les analyses ont été conduites pour la fonction productive, la fonction de gestion du territoire et la fonction financière de l'agriculture. Les unités fonctionnelles correspondantes sont le kilogramme de matière sèche du produit récolté, le mégajoule d'énergie nette pour la production laitière (MJ NEL), le gramme de protéines absorbables dans l'intestin (PAI) et le mégajoule de pouvoir calorifique supérieur pour la première fonction, l'hectare et année pour la deuxième fonction et le franc (CHF) de produit brut pour la troisième fonction.

Une analyse de corrélation a décelé des liens étroits entre différents impacts environnementaux, ce qui a permis de classer ceux-ci dans les trois groupes suivants: la *gestion des ressources* comprenant les besoins en énergies non renouvelables, le potentiel d'effet de serre et la formation d'ozone. La *gestion des éléments fertilisants* est représentée par le potentiel d'eutrophisation et celui d'acidification. L'écotoxicité aquatique et terrestre ainsi que la toxicité humaine sont résumées sous le terme de *gestion des polluants*. Les effets sur la *qualité du sol* et la *biodiversité* ont pu être évalués grâce aux modèles SALCA nouvellement développés. Étant donné que ces catégories d'impact n'ont que peu de liens avec les trois domaines cités ci-dessus, ils doivent être étudiés séparément. L'analyse a donc pu se concentrer sur ces cinq domaines.

Une analyse d'incertitudes utilisant des simulations Monte-Carlo a montré que les données concernant le rendement et la fumure sont centrales pour la plupart des impacts environnementaux. Les données concernant les pesticides sont décisives pour l'écotoxicité et la toxicité humaine. Les incertitudes au sujet de la mécanisation n'ont par contre qu'un effet insignifiant.

Dans son ensemble, l'agriculture biologique provoque moins de charges environnementales que la production intégrée, en particulier par rapport à la gestion des polluants, à celle des ressources et à la biodiversité. Des bénéfices clairs sont certes atteints pour la biodiversité, mais ceux-ci ne peuvent en aucun cas remplacer ceux apportés par les surfaces de compensation écologique. Cette évaluation positive dans son ensemble n'est pourtant valable que de manière restreinte pour le domaine de la gestion des éléments fertilisants et ne se laisse pas transposer à chaque produit évalué séparément. Par kilogramme de produits récoltés, des potentiels plus élevés d'effet de serre, de formation d'ozone, d'eutrophisation et d'acidification ont été trouvés pour les produits biologiques que pour les produits issus de la production intégrée. Aucune différence systématique au sujet de la qualité du sol n'a été trouvée entre production biologique et intégrée lorsque la rotation des cultures ainsi que les quantités d'engrais organique étaient les mêmes dans les deux systèmes. La priorité principale en agriculture biologique semble être une augmentation du rendement – en particulier pour les grandes cultures comme les pommes de terres et les céréales – ainsi que la minimisation des pertes en azote. L'agriculture biologique se profile dans son ensemble comme une production plus écologique que la production intégrée. Ceci n'est cependant pas toujours observé lors de la comparaison des produits : les produits biologiques sont souvent liés à une charge écologique plus élevée que ceux de la production intégrée pour plusieurs catégories d'impact.

L'*agriculture conventionnelle* – analysée pour le blé et le colza – se montre nettement moins favorable que la production intégrée, particulièrement pour la gestion des polluants, mais aussi pour l'eutrophisation et la biodiversité.

Le renoncement aux fongicides, insecticides et régulateurs de croissance chez les céréales et le colza (*production «Extenso»*) amène une amélioration pour la gestion des polluants et pour la biodiversité. La gestion des ressources et des éléments fertilisants par unité de surface ne s'en trouve par contre que peu améliorée. Les impacts écologiques par unité produite sont en général plus importants à cause des pertes de rendement.

Une *extensification en production fourragère* entraîne une réduction importante de la

charge environnementale par unité de surface. Les prairies extensives sont également considérées comme légèrement plus favorables que les prairies intensives par MJ NEL produite. Une combinaison de prairies intensives et extensives paraît plus prometteuse du point de vue écologique qu'une utilisation mi-intensive sur l'ensemble de la surface.

Pour la *gestion des herbages*, la pâture diminue les besoins en énergie mais a un effet négatif sur l'effet de serre (émissions plus élevées de protoxyde d'azote) par rapport à la fauche. Le potentiel total d'eutrophisation des pâturages semble similaire à celui des prairies de fauche, voir est plus élevé. Les différents procédés de conservation du fourrage influencent la gestion des ressources et la gestion des polluants. Du point de vue écologique, l'ensilage est à préférer au séchage en grange. Le séchage au sol est écologiquement plus avantageux que le séchage en grange, bien que ce dernier puisse être amélioré par l'utilisation de collecteurs solaires.

En comparaison à une *fumure* minérale, une fumure organique occasionne une nette réduction des besoins en ressources ainsi qu'une amélioration de la qualité du sol. Elle a par contre un effet négatif sur la gestion des éléments fertilisants à cause de pertes plus importantes.

Une diminution de la fumure par rapport aux quantités recommandées en Suisse entraîne, par unité de surface, une amélioration de l'impact environnemental dans presque tous les domaines. La seule exception est la qualité du sol, pour laquelle une diminution de la fumure organique peut avoir des conséquences négatives. Par unité de production, nous observons principalement une amélioration de la gestion des éléments fertilisants. Une réduction de la fumure semble donc écologiquement intéressante, mais serait probablement en règle générale liée à une réduction de la rentabilité économique de la production.

Les différences d'impacts sur l'environnement sont faibles entre les différentes *régions de production*. Par unité de surface on constate une légère diminution de l'impact environnemental en passant de la région de plaine à la région de montagne, à l'exception de l'eutrophisation. L'inverse est observé par unité de production. Ces petites différences sont dues à une intensité de production plus faible et des rendements plus bas dans les stations plus élevées.

En utilisant un modèle théorique d'efficacité écologique, il a été montré que la position de l'optimum écologique sur l'échelle de l'intensité de production varie selon la situation particulière. Aussi bien une extensification qu'une intensification peut ainsi être rentable écologiquement. Souvent, les systèmes mi-intensifs montrent la meilleure efficacité écologique, alors que dans certains cas cette intensité de production est moins avantageuse que les systèmes intensifs ou extensifs. Ce modèle a pu être illustré par des exemples tirés de cette étude. En production intégrée une optimisation orientée vers les intrants devrait permettre une amélioration de l'efficacité écologique, alors que pour la production biologique une amélioration semble surtout possible grâce à des mesures orientées vers les rendements.

Summary

Life cycle assessment of Swiss farming systems for arable crops and forage production

Different methods of agricultural production respecting the environment have been developed during the last decades to solve the serious problems associated with intensive agriculture. These methods include integrated production (IP), organic farming (OF), extensive production and several environmental friendly techniques. The goal of this study is to

make a comprehensive assessment of farming systems available for the Swiss arable crop and forage production. The following factors were investigated: farming system (conventional, integrated or organic), production intensity, procedures of fodder harvesting (cutting or grazing) and fodder conservation, form and quantity of fertiliser as well as the choice of arable crop and the production region (lowlands, hills or mountains).

The study evaluated the DOK and Burgrain farming system experiments (in Northern and Central Switzerland, respectively), as well as model arable crops and forage production systems. Eight farming systems were analysed in the DOK-trial between 1985 and 1998. They examine the bio-dynamic, bio-organic and conventional/integrated farming systems. Within the conventional/integrated system a purely mineral fertilisation was compared to mixed organic-mineral fertilisation. Furthermore, three fertiliser levels were studied: normally practiced level, half of the normal level and no fertilisation. In the trial Burgrain, the systems *IPintensive*, *IPextensive* und organic were analysed over a crop rotation period (1997–2002). For the definition of the model arable crops and forage systems we used statistics, recommendations, documents from extension services, inquiries and expert estimates. The 18 arable crops were differentiated according to the farming system, the intensity of crop protection and the production region. For the forage production we analysed the following criteria: procedure of harvesting and conservation, duration of temporary meadow, production region, form of fertiliser, farming system, intensity of management and type of ecological compensation area.

The life cycle assessments were carried out using the SALCA-methodology (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) of Agroscope FAL Reckenholz by using the ecoinvent database. The direct emissions of ammonia, nitrous oxide, phosphorus and heavy metals, as well as the loss of soil, were calculated with models considering management and situation specific parameters. The system boundary was set to the farm gate for arable crop products and to the manger for the forage systems.

The analysis was performed in respect to the productive function, the land management function and the economic function. The respective functional units were kg dry matter of harvested products, MJ net energy lactation (MJ NEL), g digestible protein and MJ gross energy for the first function, hectare per year for the second function and Swiss franc (CHF) gross profit for the third function.

A correlation analysis showed close relationships between the different life cycle impact categories. These categories could be classified into three groups: The *resource management* encompasses the energy demand, the global warming potential and the ozone formation. The *nutrient management* is represented by the eutrophication and the acidification. The aquatic and terrestrial ecotoxicity as well as the human toxicity can be summarised by *pollutant management*. The impacts on the *soil quality* and the *biodiversity* could be assessed by the newly developed SALCA-methods. Because the latter two impacts have only loose relationships with the three groups mentioned above, they should be analysed separately. The whole analysis could therefore be covered by these five environmental areas.

An uncertainty analysis by means of Monte-Carlo simulation showed that the yield and data on fertilisers were decisive for most environmental impacts. Data on plant protection were important for eco- and human toxicity. The uncertainty of the mechanisation data had only a minor effect.

The potential environmental impacts of *organic farming* (OF) were on the whole favourably assessed compared to integrated production. This is particularly the case for pollution management, resource management und biodiversity. However, the advantages of organic farming with respect to biodiversity cannot replace those of the the ecological compensation areas. This positive assessment of organic farming only partly applies to the nutrient management and cannot be extended in all cases to single products. Per kg of organic product, higher values were often found for global warming potential, ozone formation, eutrophication and acidification compared to IP. No systematic differences to IP were found for

soil quality for the same crop rotation and the same amount of organic fertilisers. The principal improvement needs for OF lie mainly in the increase of the yields – especially for the potatoes and the cereals – as well as the minimisation of nitrogen losses. OF was found to be a more environmentally friendly farming system than IP, if considered as a whole. This is not necessarily valid for organic products: they have often higher environmental burdens for several impacts than products from IP.

Conventional farming – analysed for wheat and rape seed – is clearly unfavourable especially for pollutant management by comparison with IP. For eutrophication and biodiversity the evaluation is also less favourable for conventional compared to integrated production.

The ban of fungicides, insecticides and growth regulators in cereals and rape seed (so called «*Extenso*» production) leads to an improvement in pollutant management and biodiversity. If considered per area, we found small advantages for resource and nutrient management. On the other hand, the environmental impacts relative to the product were often higher, due to the yield losses.

The *extensification of forage production* causes a significant reduction of environmental impacts per area unit. Extensive grassland is also environmentally more favourable per MJ NEL, but the differences depend on the considered impact category. A combination of plots managed at high and low intensity seems to be more environmentally favourable than the management of the whole grassland area at medium intensity.

Grassland management: Grazing results in a lower energy demand, but a higher global warming potential (higher emissions of nitrous oxide) than mowing. Eutrophication seems similar or higher for grazing than for mowing. The different types of conservation showed large differences for resource and pollution management. Silaging is more environmentally favourable than barn drying with ventilation. Sun drying of hay has lower environmental burdens than barn drying, although the latter can be improved by installing solar collectors.

Organic *fertilisers* use substantially less resources than mineral fertilisers and improve soil quality. On the other hand they have negative consequences for nutrient management, due to higher nutrient losses.

A reduction of fertiliser input has positive effects with respect to almost all environmental impacts, when considered per area unit. The only exception is soil quality, where a reduction of organic fertiliser input can be harmful. Related to the product we found lower impacts mainly for nutrient management. Reducing fertiliser input can therefore have positive effects on the environment, but will probably reduce profitability.

Little differences in environmental impacts were found in respect to the production region. The impacts tended to be slightly lower at higher altitudes per area unit, with the exception of nutrient management. The contrary was true per kg of product. These small differences were caused by a lower production intensity and lower yields at higher altitudes.

By using a theoretical model for eco-efficiency, we could show that the ecological optimum depends on the particular situation. An extensification as well as an intensification may be environmentally sound. Farming systems at a moderate intensity level are often environmentally optimal, but in some cases this intensity level is less favourable than intensive and extensive management. The model could be illustrated by examples from this study. In IP an input-oriented optimisation leads to an improvement of eco-efficiency, whereas in OF improvements can be achieved mainly by output-oriented measures.

Aufbau des Berichts

Diese Studie nimmt eine umfassende Beurteilung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau vor. Dabei werden folgende Faktoren untersucht: Landbauform (konventionell, integriert oder biologisch), Produktionsintensität, Verfahren der Futterernte (Mahd oder Weide) und Futterkonservierung, Form und Menge der Düngung sowie Wahl der Ackerkultur und Produktionsregion (Tal-, Hügel- oder Bergregion).

Im ersten Teil des Berichts wird das Ziel (Kap. 2.1) und die Methodik dargelegt (Kap. 2.2-4.5 und 5.2). Die untersuchten Systeme sind im Kapitel 3.1 beschrieben, die untersuchten Faktoren im Kapitel 5.1.

Im zweiten Teil werden die Ökobilanzergebnisse für die vier Teilstudien vorgestellt. Die ersten zwei – die Fallstudien DOK und Burgrain – finden sich im Kapitel 6. Hier werden gesamte Anbausysteme auf der Ebene der Fruchtfolge untersucht. Kapitel 7 und 8 zeigen die Ergebnisse auf Stufe Schlag und Kultur, für den Acker- und den Futterbau. Diese Ergebnisse dienen der Detailanalyse auf der Ebene der Einzelkulturen und liefern Grundlagen für die Beurteilung einzelner Produkte.

Im dritten Teil schliesslich folgen die Diskussion, die Schlussfolgerungen und das Gutachten des kritischen Prüfers. Die Diskussion der einzelnen Faktoren wird ergänzt durch eine Analyse der Unsicherheit, ein allgemeines Modell zur Öko-Effizienz und Überlegungen zur Analyse und zum Management von Anbausystemen.

Als Beilage zum Bericht findet sich weiteres Datenmaterial und zusätzliche Dokumentationen in den Anhängen auf CD.

Teil I: Rahmen und Methodik

1. Allgemeine Aspekte

1.1 Umfeld

Die Landwirtschaft als primärer Wirtschaftssektor weist eine besonders starke Beziehung zur Gesellschaft und Umwelt auf. Durch die Nahrungsmittelproduktion stellt sie die wichtigste Grundlage der menschlichen Existenz dar. Sie prägt massgeblich die Landschaft und beeinflusst die Umwelt auf vielfältige Weise. Daher spielt sie eine besondere Rolle in unserer Gesellschaft und nimmt zentrale Aufgaben wahr.

Die Ziele der schweizerischen Landwirtschaft sind im Bundesgesetz über die Landwirtschaft (Landwirtschaftsgesetz, LwG) vom 29. April 1998 (LwG 1998) Art. 1 wie folgt festgelegt:

«Der Bund sorgt dafür, dass die Landwirtschaft durch eine nachhaltige und auf den Markt ausgerichtete Produktion einen wesentlichen Beitrag leistet zur:

- a. sicheren Versorgung der Bevölkerung;
- b. Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen;
- c. Pflege der Kulturlandschaft;
- d. dezentralen Besiedelung des Landes.»

Aufgrund der Erfahrungen der beiden Weltkriege und den damit verbundenen Versorgungsengpässe stand bis 1990 die sichere Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln im Zentrum des staatlichen Handelns. Diese wurde primär über die Steigerung der Produktivität und die Sicherung des Einkommens der Landwirte angestrebt. Die Intensivierung der Landwirtschaft nach dem Zweiten Weltkrieg führte jedoch zu einer Vielzahl von Problemen. Dazu gehören die Belastung der Umwelt und die Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Pestizide, der stark steigende Verbrauch nicht-erneuerbarer Energieträger, die Belastung von Gewässern und empfindlichen Ökosystemen mit Nährstoffen und die Verarmung der Biodiversität.

Die landwirtschaftliche Praxis, Beratung und Forschung standen vor neuen Herausforderungen: Während bis in die 1980er Jahre die Steigerung der Erträge und die Sicherung der Qualität im Vordergrund standen, wurde ab 1990 der Multifunktionalität der Landwirtschaft und damit den Belangen der Umwelt viel stärkere Beachtung geschenkt. Veränderte Werthaltungen in der Bevölkerung insbesondere gegenüber Umweltproblemen und ein verändertes wirtschaftliches Umfeld (internationale Handelsabkommen GATT/WTO, Sättigung der Märkte) führten nach 1990 zu einer Neuorientierung der Landwirtschaftspolitik hin zu einer stärkeren Beachtung der Umweltaspekte der Landwirtschaft (BLW 1992).

Einzelne Massnahmen und Verfahren führten zur Lösung bestimmter Schwierigkeiten, verursachten teilweise aber wiederum neue Probleme. Beispielsweise reduziert die Verdünnung der Gülle zwar die Ammoniakemissionen; die Massnahme verlangt aber einen intensiveren Maschineneinsatz. Deshalb wurden Ansätze gesucht, welche die Anbausysteme als Ganzes betrachten und deren Optimierung anstreben. Die beiden wichtigsten Ansätze sind

- die Umstellung des konventionellen Landbaus auf ökologisch geprägte Landbauformen, nämlich *integrierte Produktion* und *biologischer Landbau* sowie
- die *Extensivierung der Produktion*, womit insbesondere die negativen Aspekte der gesteigerten Hilfsmiteileinsätze und sonstiger Eingriffe gemildert werden sollen.

Integrierte Produktion und biologischer Landbau verstehen sich als ganzheitliche Bewirtschaftungsweisen, in denen Probleme nicht isoliert, sondern im Zusammenhang des Gesamt-

systems betrachtet und gelöst werden. In den letzten Jahren wurden zudem besonders bodenschonende Anbausysteme entwickelt, welche auf eine reduzierte Bodenbearbeitung setzen (z.B. pfluglose Systeme).

Daneben gibt es eine Vielzahl von möglichen Einzelmassnahmen und Verfahren, um die Umwelt zu schonen. Dazu gehören beispielsweise der Einsatz resistenter Sorten, die emissionsarme Ausbringung von Düngern, der Einsatz von Prognosesystemen zur gezielten Anwendung von Pestiziden und die Wahl des optimalen Zeitpunktes für bestimmte Massnahmen.

Es stellt sich nun die Frage, wie verschiedene Anbau- und Bewirtschaftungssysteme bzw. Massnahmen und Verfahren im Hinblick auf ihre Umweltwirkung zu beurteilen sind. Eine isolierte Betrachtung einzelner Parameter ist unbefriedigend, da die Systeme sehr komplex sind und zahlreiche Interaktionen bestehen. Bei punktueller Betrachtung besteht zudem die Gefahr, dass ein Umweltproblem zu Lasten eines anderen gelöst wird. Darüber hinaus könnten Umweltlasten entlang von Prozessketten verschoben werden, ganz nach dem Motto: «Aus den Augen, aus dem Sinn.» Ein Schweinemastbetrieb kann beispielsweise die direkt von ihm verursachten Umweltlasten dadurch entscheidend senken, indem er das gesamte Futter nicht selbst produziert, sondern zukaft. Der Umwelt wäre damit aber keineswegs gedient.

Für die Analyse wird also ein Werkzeug benötigt, welches eine umfassende Beurteilung von Anbausystemen erlaubt, sowohl hinsichtlich der Vielzahl der Umweltwirkungen als auch hinsichtlich der gesamten Prozessketten («von der Wiege bis zur Bahre» oder bis «zum Hoftor»). Die Ökobilanz stellt eine Methode dar, welche diese Anforderungen erfüllt. Sie zeichnet sich durch folgende Eigenschaften aus:

- Die Ökobilanz strebt eine möglichst umfassende Betrachtung an. Es werden viele relevante Umweltprobleme wie der Verbrauch fossiler Energieressourcen, der Treibhauseffekt oder die Eutrophierung (Nährstoffanreicherung in Ökosystemen) mit einbezogen.
- Es wird der ganze Lebenszyklus eines Produktes untersucht: von der Rohstoffgewinnung über die Erzeugung bis zur Entsorgung der Abfälle.
- Die Ökobilanz schätzt die potenziellen und nicht die realen Umweltwirkungen mittels Modellen ab; dadurch ist die Methode unter vielerlei Bedingungen einsetzbar.
- Sie stellt einen Zusammenhang zwischen Antriebskräften (driving forces), Umweltbelastungen (pressure) und Umweltwirkungen (impact) her. Dadurch lassen sich mögliche Umweltprobleme erkennen, bevor eine Schädigung eintritt.
- Die Umweltwirkungen werden nicht isoliert betrachtet, sondern in Bezug zur Funktion der Systeme gesetzt. Dies erlaubt die Untersuchung der Öko-Effizienz und die Optimierung von Systemen.

Die Methode wurde ursprünglich für industrielle Prozesse entwickelt (Habersatter 1991, Heijungs *et al.* 1992), in den letzten Jahren aber angepasst und auch erfolgreich in der Landwirtschaft angewandt (FAL 2002, Gaillard *et al.* 2006). Die Grundsätze der Methode sind in den ISO-Normen 14040 bis 14043 festgelegt (ISO 1997, 1998, 2000a & 2000b). Danach besteht eine Ökobilanz aus vier Phasen (Abb. 1):

1. In der *Zielfestlegung* und dem *Untersuchungsrahmen* werden die Grundzüge der Studie definiert. Dazu gehören z.B. die funktionellen Einheiten (Bezugsgrössen) und die Systemgrenzen.
2. In der *Sachbilanz* wird ein Inventar der Produktionsdaten, Emissionen und Ressourcen über den gesamten Lebenszyklus des zu bilanzierenden Produktes oder Prozesses erstellt.
3. Die Aufgabe in der *Wirkungsabschätzung* ist es, diese umfangreichen Inventare des Produktionssystems mit Hilfe von Wirkungskoeffizienten in wenige Umweltwirkungen zusammenzufassen und damit die Interpretation zu ermöglichen.
4. In der *Auswertung* werden schliesslich alle Ergebnisse analysiert, um daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten.

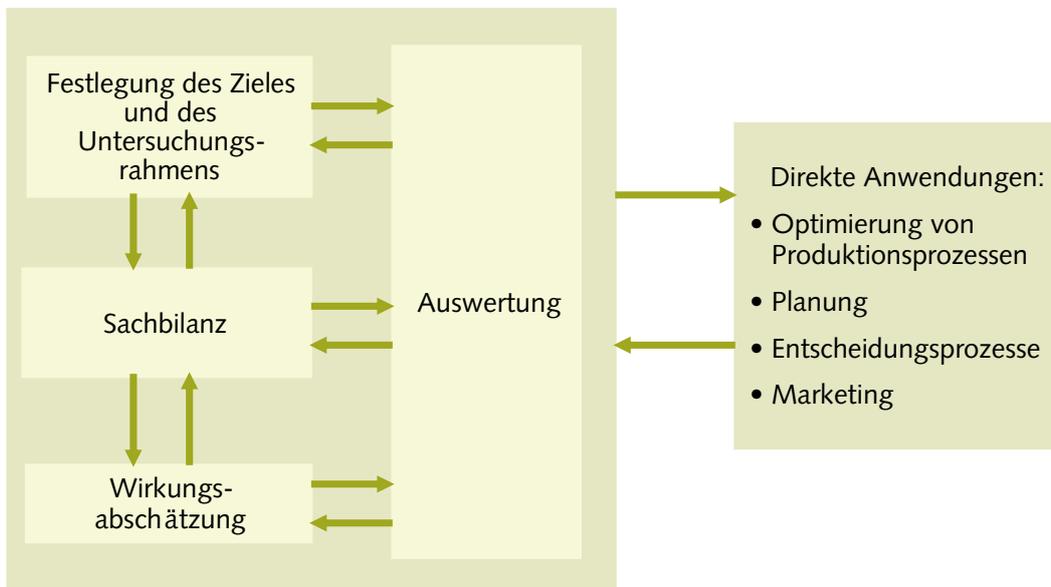


Abb. 1: Die vier Phasen einer Ökobilanz nach der ISO-Norm 14040 (ISO 1997).

Somit eignet sich die Methode vorzüglich, um Grundlagen für die Entwicklung ökologisch optimierter Anbausysteme zu liefern.

1.2 Bisherige Untersuchungen

Es wurden bereits zahlreiche Ökobilanzstudien über landwirtschaftliche Produkte und Systeme durchgeführt. Die nachfolgende Literaturübersicht beschränkt sich im Wesentlichen auf den Bereich des Acker- und Futterbaus. Dabei werden hauptsächlich Ökobilanzstudien berücksichtigt; in einigen Fällen wird die Übersicht aber auf verwandte Methoden und Arbeiten ausgedehnt.

1.2.1 Erste Ökobilanzstudien

Die ersten Untersuchungen betrafen vor allem die Bereiche der *nachwachsenden Rohstoffe* (z.B. Wolfensberger *et al.* 1997) und *Energieträger* (Kaltschmitt & Reinhardt 1997; Heinzer *et al.* 2000). Diese Arbeiten haben einen wesentlichen Beitrag zur Entwicklung der Ökobilanzmethodik in der Landwirtschaft geleistet. Die Ökobilanzierung nachwachsender Rohstoffe und Energieträger hat auch heute nichts von ihrer Aktualität eingebüsst.

Eine Reihe von Studien befasste sich mit einzelnen *Ackerkulturen*, wobei Weizen als weltweit wichtigste Kultur am prominentesten vertreten war (Büchel 1993; Audsley *et al.* 1997; Charles *et al.* 1998; Gaillard & Hausheer 1999).

1.2.2 Vergleich konventioneller, integrierter und biologischer Produktion

In verschiedenen Studien wurden biologische, integrierte und konventionelle Anbausysteme verglichen:

Ackerbau: Gaillard & Hausheer (1999) fanden ein eher ungünstiges Gesamtbild für den biologischen Anbau von Weizen im Vergleich zur integrierten Produktion, was vor allem auf das tiefere Ertragsniveau und den Einsatz von Hofdüngern in der Bio-Variante zurückgeführt wurde. Anhand eines Vergleichs von biologisch-dynamischen, biologisch-organischen und konventionellen Verfahren (DOK-Versuch) wurden die Umweltwirkungen von zwei biologischen Systemen mit der konventionellen Produktion verglichen (Alföldi *et al.* 1999; Mäder *et al.* 2002), wobei die Autoren zum Schluss kamen, dass sich die biologischen Systeme – mit Ausnahme der Versauerung – insgesamt vorteilhafter auf die Umwelt auswirken. Bailey *et al.* (2003) stellten bei flächenbezogener Betrachtung einen tieferen Energiebedarf für die integrierte Produktion fest, jedoch keine Unterschiede bei einer produktbezogenen Betrachtung.

Tierproduktion und Futterbau: Refsgaard *et al.* (1998) fanden für die biologische Milchproduktion einen tieferen Energieverbrauch, der vor allem auf die Futterproduktion zurückzuführen ist. Sie hoben aber auch hervor, dass der Einsatz bestimmter Verfahren und Futtermittel für die Ergebnisse entscheidend sein kann, unabhängig von der jeweiligen Landbauform. Cederberg & Mattsson (1998) fanden einen 15% tieferen Energieverbrauch pro Tonne Milch und Vorteile bei den meisten übrigen Umweltkategorien zu Gunsten des Biolandbaus. Die Futterproduktion erwies sich als entscheidend für die Ökobilanz der Milchproduktion. Jungbluth (2000) fand beim Fleisch klare Vorteile der biologischen Produktion gegenüber der integrierten Produktion.

Spezialkulturen: Mattsson (1999) stellte einen Vergleich für Karottenpurée und auf Getreide basierende Babynahrung aus biologischer und konventioneller Produktion an. Dabei schnitt die Bio-Produktion beim Energiebedarf günstiger ab, wobei die Landwirtschaft über die gesamte Produktionskette gesehen unbedeutend war. Auch bei der Ökotoxizität der Pestizide schnitt die Bio-Produktion besser ab. Bei anderen Umweltkategorien wie Eutrophierung, Treibhauspotenzial, Versauerung und Flächenbedarf war die konventionelle Produktion dagegen im Vorteil. Für die Produktion von Gewächshaustomaten ermittelten Kramer *et al.* (2000) einen tieferen Energiebedarf im Anbausystem Bio pro Quadratmeter, aber einen höheren pro Kilogramm Tomaten. Jungbluth (2000) stellte keine eindeutigen Unterschiede zwischen integriert und biologisch erzeugtem Gemüse fest. In einem Vergleich der konventionellen, integrierten und biologischen Apfelproduktion folgerten Reganold *et al.* (2001), dass die Umweltwirkungen in der biologischen Produktion am geringsten und in der konventionellen am höchsten sind. Grosse Unterschiede wurden vor allem in der Bodenqualität festgestellt. In einer Studie über die Produktion von Wein kamen Nicoletti *et al.* (2001) zum Schluss, dass das System Bio nur bei der Human- und Ökotoxizität Vorteile aufweist, jedoch Nachteile in allen anderen Bereichen. Milà i Canals *et al.* (2001) fanden bei einem Vergleich integrierter und biologischer Apfelproduktion in Neuseeland, dass der biologische Anbau bei den meisten Umweltkategorien besser abschnitt. Nur beim Energieverbrauch, bei der Humantoxizität, bei den Luftemissionen und bei der Ozonbildung war das integrierte System überlegen. Geier *et al.* (2001) kamen zum Schluss, dass die ökologische Apfelerzeugung günstiger bei der Biodiversität und dem Trinkwasserschutz, die integrierte hingegen günstiger beim Energiebedarf, Treibhauseffekt und der Ozonbildung ist.

Gesamtsysteme und Betriebe: Lünzer (1997) stellte im Biolandbau im Vergleich zum konventionellen Anbau eine günstigere Energiebilanz fest. In einer Literaturstudie und einer Bewertung anhand von Indikatoren kamen Piorr & Werner (1998) zum Schluss, dass der biologische Landbau vor allem in den Bereichen Energiebedarf, CO₂-Emissionen, Bodenaktivität und Biodiversität Vorteile gegenüber dem integrierten Anbau aufweist. Geier *et al.* (1998) stellten bei biologischer Bewirtschaftung Vorteile für Biodiversität, Trinkwasserschutz, Humantoxizität, Eutrophierung, Versauerung, Klimaschutz und Ressourcenschutz fest, jedoch keine Unterschiede beim Landschaftsbild und beim Bodenschutz. Bockisch (2000) ermittelte einen tieferen Energiebedarf und geringere Emissionen von Treibhausgasen für die biologische Produktion, sowohl im Pflanzenbau als auch in der Tierproduktion. Dalgaard *et al.* (2001) fanden, dass die dänische Landwirtschaft durch Umstellung auf Biolandbau einen tieferen Energiebedarf und eine höhere Energieeffizienz hätte. Hansen *et al.* (2001) kamen in einer Abschätzung für Dänemark zum Schluss, dass der Biolandbau ein Potenzial zur Reduktion der Umweltlasten aufweist, dass aber biologische Bewirtschaftung noch keine Garantie darstellt, dass alle Umweltwirkungen günstiger ausfallen. So kann z.B. die Auswaschungsgefahr auch erhöht sein. Rossier & Gaillard (2001) fanden eine starke Überlappung der Umweltwirkungen integriert und biologisch wirtschaftender Betriebe. Lötjönen (2003) zeigte auf, dass die Energiebilanz des Biolandbaus insgesamt günstiger ausfällt, dass jedoch für den Maschineneinsatz bis zu zweimal mehr Energie aufgewendet werden muss, vor allem wegen der mechanischen Unkrautregulierung. Energieeinsparungen

gehen hauptsächlich auf das Konto des Verzichts auf Mineraldünger. In einer Studie über die Nachhaltigkeit des Biolandbaus in den Niederlanden kamen Spruit-Verkerke *et al.* (2004) zum Schluss, dass die Vorteile des Biolandbaus beim Wegfall synthetischer Pestizide, bei einem tieferen Energiebedarf und bei geringeren CO₂-Emissionen liegen. Die Nährstoffverluste waren gleich oder geringer bei biologischer Bewirtschaftung. Hingegen barg der Auslauf des Viehs ein höheres Auswaschungsrisiko, und die Ammoniakverluste waren aufgrund unterschiedlicher Stallssysteme ebenfalls höher.

Diese Literaturzusammenstellung macht folgendes deutlich:

- Die meisten Studien ermittelten Umweltvorteile für den biologischen Landbau. Einige Studien machten aber in einigen Bereichen auch Nachteile des Biolandbaus gegenüber der integrierten oder konventionellen Bewirtschaftung aus: geringere Erträge, häufigerer Maschineneinsatz, höhere Nährstoffverluste pro Produkteinheit oder höherer Energieaufwand.
- Da das Ertragsniveau im Biolandbau meist tiefer liegt, ergibt sich – je nachdem ob flächen- oder produktbezogen ausgewertet wird – eine unterschiedliche Beurteilung. Bei flächenbezogener Betrachtung fallen die Ergebnisse fast durchwegs günstiger für den Biolandbau aus.
- Unterschiedliche Systeme, Standortunterschiede und verschiedene Bewirtschaftungsintensitäten führen zu teilweise unterschiedlichen Schlussfolgerungen und lassen Vereinfachungen und Verallgemeinerungen kaum zu.
- Innerhalb einer bestimmten Landbauform können die Umweltwirkungen sehr stark variieren (vgl. z.B. Rossier & Gaillard 2004, Mouron *et al.* 2005). Boden, Klima, Anbautechnik und die Effizienz des Managements können entscheidender für die Ergebnisse sein als die Landbauform.

1.2.3 Einfluss der Produktionsintensität

Eine weitere Möglichkeit zur Optimierung der Produktion besteht in der Reduktion der Produktionsintensität. Darunter wird der Einsatz von Produktionsfaktoren pro Flächeneinheit verstanden. Gerowitt & Wildenhayn (1997) haben aufgezeigt, dass sich durch Extensivierungsmassnahmen Umweltvorteile erzielen lassen. Beispielweise lässt sich mit einer integrierten oder extensiven Bewirtschaftung die Energieeffizienz steigern (Moerschner *et al.* 1997). Dabei muss jedoch auf eine ausgewogene Extensivierung geachtet werden. Im Falle der extensiven Produktion von Getreide und Raps, bei der auf Fungizide, Insektizide und Wachstumsregulatoren verzichtet wird, wurden Umweltvorteile nur gerade bei der toxischen Wirkung der Pestizide festgestellt, während die übrigen Umweltwirkungen pro Kilogramm Produkt aufgrund der Ertragseinbussen gleich oder tendenziell schlechter ausfielen (Gaillard & Nemecek 2002). Haas *et al.* (2001) fanden klare Umweltvorteile der Extensivierung der Graslandbewirtschaftung im Allgäu, wobei die besten Ergebnisse bei der biologischen Bewirtschaftung ermittelt wurden. Mouron *et al.* (2005) fanden eine starke Streuung der Umweltwirkungen in einer Stichprobe von 12 Apfelproduzenten mit gleichen Rahmenbedingungen. Sie hoben den grossen Einfluss der Betriebsleiter hervor.

1.2.4 Bewirtschaftungsmassnahmen

Andere Studien beziehen sich auf Massnahmen und Verfahren wie beispielsweise die Wirkung unterschiedlicher Dünger (Kuesters & Jenssen 1998) oder die Höhe der Stickstoffdüngung (Brentrup 2003). Die letztere Studie untersuchte die Umweltwirkungen verschiedener N-Düngungsniveaus und kam zum Schluss, dass das Umweltoptimum bei ca. 100 kg N/ha für Weizen liegt, also deutlich tiefer als die heute praxisüblichen Mengen. Brentrup (2003) stellte aber auch fest, dass bei zu geringer Düngung die Umweltwirkungen pro Kilogramm Ernteprodukt – wegen zu tiefer Erträge – wieder ansteigen.

1.2.5 Nahrungsmittelkette

Da sich das primäre Interesse der Gesellschaft aber nicht auf die Landwirtschaft allein beschränkt, sondern die ganze Nahrungsmittelproduktionskette umfasst, wurden verschiedene Studien für fertig verarbeitete Nahrungsmittel durchgeführt. Beispiele sind Brot (Salzgeber & Lörcher 1997; Andersson 1998 & 2000), Zucker (Nemecek & Charles 2002; Ramjeawon 2004), Karottenpurée (Mattsson 1999) oder Fleisch und Gemüse (Jungbluth 2000). Die Bedeutung der Landwirtschaft für die gesamte Umweltwirkung variiert je nach betrachteter Umweltwirkung und untersuchtem System von verschwindend klein bis dominant. Die meisten Studien zeigen aber die grosse Bedeutung der Landwirtschaft für die Nahrungsmittelkette, wobei Umweltwirkungen wie Ökotoxizität, Eutrophierung, Versauerung und Flächenbedarf meist von der landwirtschaftlichen Produktion inklusive Vorketten dominiert werden, während beim Energiebedarf, Treibhauspotenzial und bei der Ozonbildung die Nahrungsmittelverarbeitung und Transporte oft die grössere Rolle spielen.

1.3 Auftrag und Durchführung

Die obige Literaturübersicht zeigt auf, dass die Umweltwirkungen von Anbausystemen komplexer Natur sind und stark von den jeweiligen Standort- und Produktionsverhältnissen abhängen. Deshalb beschloss Agroscope FAL Reckenholz, eine systematische Analyse mit Untersuchung verschiedener Faktoren für die Schweiz durchzuführen. Auftraggeber des Projekts ist daher die Schweizerische Eidgenossenschaft, vertreten durch die FAL.

Der Auftrag für die Durchführung des Projektes «Ökobilanzierung von Anbausystemen» wurde im Rahmen des Arbeitsprogramms 2000–2003 (FAL & RAC 1999) und des Arbeitsprogramms 2004–2007 von Agroscope FAL Reckenholz und RAC Changins erteilt (FAL & RAC 2003).

Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen von Agroscope FAL Reckenholz erstellten die Ökobilanzen. Die Studie wurde durch eine Begleitgruppe aus Vertretern und Vertreterinnen der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, der Beratungszentralen und des FiBL begleitet. Die Mitglieder sind auf dem Klappentext ersichtlich.

Diese Studie wird gemäss ISO-Norm 14040 (ISO 1997) durchgeführt. Die kritische Prüfung gemäss ISO-Norm war bereits in der Projektskizze vorgesehen (vgl. FAL & RAC 1999 und Kap. 2.7).

2 Ziel und Untersuchungsrahmen

2.1 Zielsetzung der Studie

Das Ziel der vorliegenden Studie ist eine möglichst *umfassende Beurteilung der Umweltwirkungen von Anbausystemen im Acker- und Futterbau in der Schweiz*.

Es wurden verschiedene Faktoren untersucht, welche diese Umweltwirkungen beeinflussen:

- Landbauform: konventionell, integriert, biologisch,
- Produktionsintensität,
- Verfahren der Futterernte (Mahd oder Weide) und Futterkonservierung,
- Düngung: Form und Menge,
- Wahl der Ackerkultur, Gestaltung der Fruchtfolge,
- Produktionsregion: Tal-, Hügel- oder Bergregion.

Eine detaillierte Beschreibung der untersuchten Faktoren findet sich im Kapitel 5.1. Die Analyse soll die Zusammenhänge zwischen Einflussfaktoren und Umweltwirkungen aufzeigen.

Durch die untersuchten Faktoren soll die Bandbreite der Umweltwirkungen und die diesbezügliche Bedeutung einzelner landwirtschaftlicher Massnahmen ausgelotet werden, was Hinweise auf das Optimierungspotenzial liefert. Je stärker sich die Systeme hinsichtlich Umweltwirkung unterscheiden, desto grösser sind die potenziellen Verbesserungsmöglichkeiten. Aus den Ergebnissen werden Problembereiche identifiziert (*hot spots*) und Verbesserungsmöglichkeiten abgeleitet.

Dadurch sollen

- Grundlagen für die Beurteilung von Anbausystemen in der Schweiz geschaffen,
- Erkenntnisse als Beitrag zu einer umweltgerechten Landwirtschaft erarbeitet,
- Möglichkeiten der ökologischen Optimierung für Ackerkulturen, Wiesen und Weiden und Fruchtfolgen aufgezeigt sowie
- Grundlagen für die Meinungsbildung in der Agrarpolitik bereitgestellt werden.

Der Untersuchungsrahmen der Studie ist auf die Schweiz beschränkt. Einige punktuelle Vergleiche mit ausländischen Systemen werden zwecks besserer Vergleichsmöglichkeiten gezogen. Die Grundmechanismen von Anbausystemen lassen sich jedoch bis zu einem gewissen Grad auf andere Länder Mitteleuropas übertragen.

Die Studie fokussiert auf die landwirtschaftliche Primärproduktion im Acker- und Futterbau mit Einbezug der Vorketten. Die nachfolgende Nahrungsmittelverarbeitung bleibt ausserhalb des Untersuchungsrahmens, ebenso wie die Tierhaltung und die Spezialkulturen (Gemüse-, Obst- und Weinbau).

2.2 Zielgruppen

Der Bericht richtet sich in erster Linie an Wissenschaftler, welche sich mit den Umweltwirkungen der Landwirtschaft befassen. Weiter gehören Bundesbehörden wie das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) und das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) sowie kantonale Behörden (Landwirtschafts- und Umweltämter) zur Zielgruppe. Die landwirtschaftliche Beratung wird als Bindeglied zur Praxis ebenfalls angesprochen.

In zweiter Priorität werden Konsumentenorganisationen sowie Nahrungsmittelindustrie und -handel angesprochen.

Landwirte gehören nicht zur Zielgruppe dieses Berichts. Der Wissenstransfer wird aber über die Beratung angestrebt.

2.3 Systemdefinition und -abgrenzung

2.3.1 Definition eines Anbausystems

Der Begriff «Anbausystem» wird in der Literatur uneinheitlich verwendet. Für diese Studie wird deshalb folgende Definition verwendet:

Ein Anbausystem ist ein landwirtschaftliches Produktionssystem für die Erzeugung von pflanzlichen Produkten.

Dabei steht eine umfassende Betrachtung des gesamten Produktionssystems im Vordergrund. Einzelne Massnahmen werden im Gesamtkontext des Systems betrachtet.

2.3.2 Beschreibung und Abgrenzung des Produktsystems

Ein Anbausystem wird in dieser Studie als Produktsystem im Sinne der ISO-Norm beschrieben (ISO 1997). Diese definiert ein Produktsystem als ein System, welches eine oder mehrere festgelegte Funktionen erfüllt. Bei der Festlegung der Systemgrenzen wird von den geernteten Produkten ausgegangen. Im Vordergrund steht die Frage: Was ist erforderlich, um diese Produkte zu erzeugen? Abb. 2 zeigt das Produktsystem für die Analyse von Ackerkulturen und Fruchtfolgen, Abb. 3 jenes für den Futterbau.

Das betrachtete System umfasst jeweils die benötigte Infrastruktur, alle Inputs und Arbeitsschritte, die dabei auftretenden Emissionen sowie alle anfallenden Produkte.

Bei den nachgelagerten Prozessen wird einerseits zwischen Ackerkulturen und Fruchtfolgen (Abb. 2) und andererseits dem Futterbau (Abb. 3) unterschieden.

Bei den *Ackerprodukten* findet die weitere Produktbehandlung (Verarbeitung zu Nahrungs- und Kraftfuttermitteln) überwiegend ausserhalb des Landwirtschaftsbetriebs statt. Deshalb werden analog zu LBL *et al.* (2000) nur jene Prozesse berücksichtigt, welche für die Lagerung des Produkts erforderlich sind und auf dem Landwirtschaftsbetrieb stattfinden oder stattfinden können. Im Einzelnen sind dies:

- Die *Körner Trocknung* (sofern der Feuchtigkeitsgehalt über der maximal zulässigen Feuchtigkeit liegt) und
- das *Sortieren der Kartoffeln*.

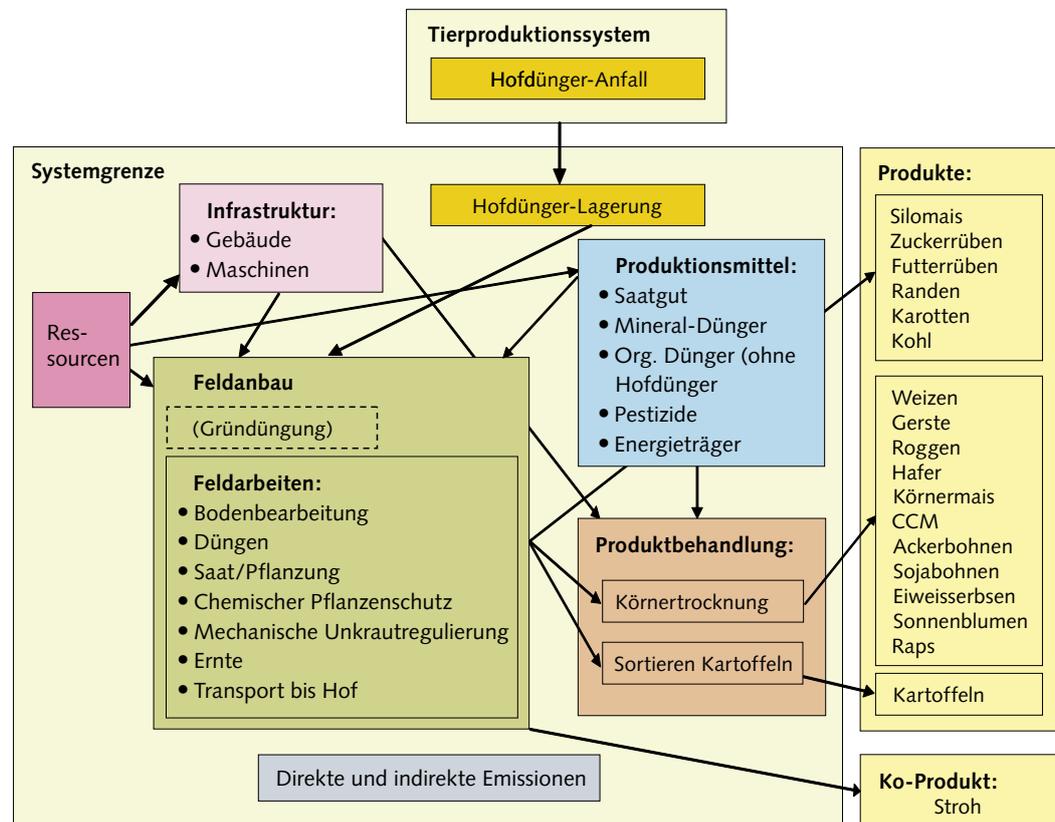


Abb. 2: Produktsystem für die Analyse von Ackerkulturen und Fruchtfolgen.

Bei den *Produkten des Futterbaus* findet die weitere Behandlung, nämlich die Konservierung, in der Regel auf dem Landwirtschaftsbetrieb selber statt. Die Konservierung wird deshalb in diesen Systemen mitberücksichtigt.

Eine besondere Betrachtung ist für den Boden notwendig (vgl. Sleeswijk *et al.* 1996). Dieser ist einerseits ein landwirtschaftliches Produktionsmittel und gehört daher zum Produktsystem. Andererseits ist er aber auch ein Schutzgut. Während des Bilanzierungszeitraums (d.h. bis zur Ernte) wird der Boden als Element des Produktsystems betrachtet. Nach der Ernte wird der Boden wieder als der Umwelt zugehörig betrachtet. Daher wird die Veränderung der Bodeneigenschaften durch den Anbau bilanziert, beispielsweise eine Änderung des Schwermetallgehaltes durch den Anbau von Zuckerrüben.

Nicht berücksichtigte Prozesse (ausserhalb der Systemgrenzen):

- Verarbeitung zu Nahrungs- und Futtermitteln: Weitergehende Verarbeitungsschritte für die Nutzung durch die Nahrungs- oder Futtermittelindustrie (wie z.B. Zuckerfabrikation, Getreide- und Futtermüllerei) werden nicht berücksichtigt. Dieser Ausschluss lässt sich dadurch begründen, dass einerseits der Fokus auf die landwirtschaftliche Produktion und nicht auf die Verarbeitung gerichtet ist und andererseits die landwirtschaftliche Produktion diese Verarbeitung kaum beeinflusst.
- Tierproduktion: Die Verwertung des Futters durch das Tier und die gesamte Tierhaltung werden nicht behandelt. Bilanziert wird die Futtermittelbereitstellung und nicht die Fütterung.
- Emissionen aus der Verdauung weidender Tiere: Aus Gründen der Vergleichbarkeit von Weiden mit Schnittnutzung auf Wiesen wurden diese Emissionen nicht berücksichtigt.

Hofdüngerlagerung und -aufbereitung

Die Lagerung und Aufbereitung der Hofdünger verlangen eine besondere Betrachtung, da sie eine Schnittstelle zwischen der Tierhaltung und dem Pflanzenbau darstellen. Eine Abhandlung über die verschiedenen Möglichkeiten der Zuteilung der Hofdünger findet sich in Audsley *et al.* (1997), weitere Überlegungen bei Sleeswijk *et al.* (1996).

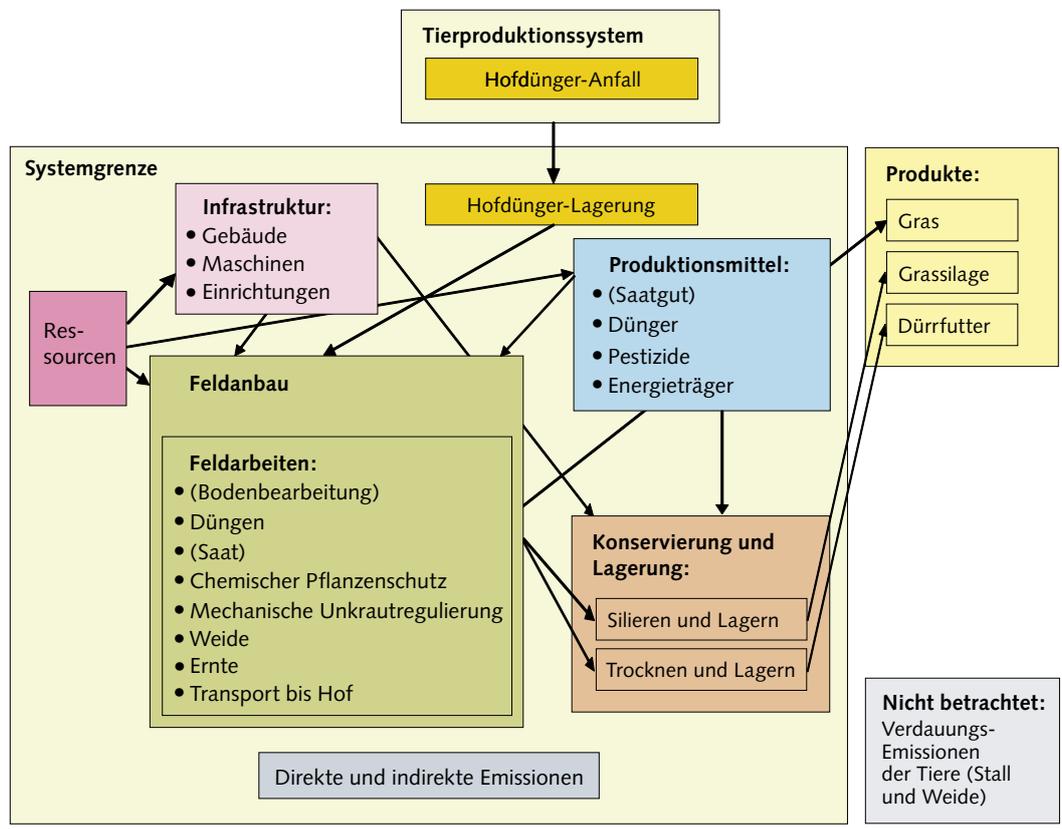


Abb. 3: Produktsystem für die Analysen im Futterbau.

Anfall und Lagerung der Hofdünger können als integraler Bestandteil des Tierproduktionssystems betrachtet werden. Dafür spricht folgendes:

- Harn und Kot fallen bei jeder Art der Tierhaltung an und werden in der Regel als Hofdünger verwendet.
- Aus Gründen des Gewässerschutzes müssen diese in geeigneter Weise gelagert werden.
- In gewissen Tierproduktionssystemen (z.B. Schweinemastbetriebe mit hoher Besatzdichte) stellen Hofdünger unerwünschte Abfälle dar.

Hofdünger können aber auch als Bestandteil des pflanzenbaulichen Systems betrachtet werden. Die Lagerung ist erforderlich,

- weil eine sofortige Ausbringung aus arbeitswirtschaftlichen und technischen Gründen nicht sinnvoll ist, und
- um die Hofdünger aus Sicht des Pflanzenbaus in einer günstigen Form und zum günstigen Zeitpunkt auszubringen bzw. um Zeitpunkte zu vermeiden, welche zu einer Gewässerbelastung führen könnten (z.B. Gülleausbringung auf Schnee oder gefrorenen Boden).

Für diese Studie wird folgende Wahl getroffen:

- Sämtliche Aufwendungen und Emissionen in bzw. aus der Tierhaltung (Fütterung, Stall-emissionen, Weideemissionen) werden den tierischen Produkten zugerechnet und somit in dieser Studie nicht berücksichtigt.
- Alle Aufwendungen und Emissionen, welche bei der Lagerung (Gülle, Mist), Aufbereitung (z.B. Mistkompostierung) sowie Ausbringung anfallen, werden dem pflanzenbaulichen System zugeschlagen und somit eingerechnet.

Für den Entscheid, die Lagerung dem Pflanzenbau zuzurechnen, sprechen ausserdem die folgenden Gründe:

- Eine Unterscheidung zwischen einer «normalen» Lagerung und einer speziellen Aufbereitung der Hofdünger ist nicht erforderlich.
- Die Vergleichbarkeit mit Weidesystemen wird gegeben, da in diesen Systemen die «Dün-gerlagerung» auf der Weide stattfindet.

Räumliche Systemgrenzen

Für eine Kultur oder Fruchtfolge wird prinzipiell ein Feld (Schlag) als Grenze gesetzt. Sämtliche Arbeiten, welche auf dem Schlag im Bilanzzeitraum durchgeführt werden, sowie alle zugeführten Inputs und abgeführten Produkte werden berücksichtigt.

Zeitliche Systemgrenzen

Bei *Ackerkulturen* beginnt der Bilanzierungszeitraum nach der Ernte der Vorkultur (im Vorjahr) und endet mit der Ernte der Hauptkultur. Dies bedeutet, dass alle Emissionen und Aufwendungen, welche seit der Ernte der Vorkultur aufgetreten sind, einbezogen werden. Alle Tätigkeiten, welche in einem direkten Zusammenhang mit der Vorkultur stehen (z.B. Strohpressen oder -häckseln nach der Getreideernte), werden vollständig der Vorkultur zugerechnet.

Für einjährige Kulturen in der integrierten und biologischen Produktion, welche im Frühjahr gesät werden, wird eine obligatorische Gründüngung (nicht geerntete Zwischenkultur) während des Winters einberechnet, denn eine hohe Bodenbedeckung während des Winters ist Voraussetzung für den ökologischen Leistungsnachweis gemäss DZV (1998).

Für die Betrachtung von *Fruchtfolgen* erfolgt die Festlegung analog zu den Ackerkulturen. Der Bilanzierungszeitraum beginnt nach der Ernte der letzten Kultur vor der Fruchtfolge und endet mit der Ernte der letzten Kultur der Fruchtfolge. Es werden alle Aufwendungen und Emissionen bilanziert, welche in diesem Zeitraum auf den betroffenen Feldern auftreten oder dort eingesetzt werden. Dies gilt insbesondere auch für Brachen, Gründüngung und Zwischenfutter.

Bei *Ansaatwiesen* (Kunstwiesen) beginnt die Bilanzierung mit der Grund-Bodenbearbeitung wie bei Ackerkulturen, endet jedoch am 31. Dezember des letzten Hauptnutzungsjahrs.

Bei *Dauerwiesen* wird jeweils ein Kalenderjahr (1. Januar bis 31. Dezember) bilanziert.

Untersuchungsebenen

Die Analyse erfolgt auf zwei Ebenen:

1. *Gesamtes Anbausystem* oder *Fruchtfolge*: Diese Ebene dient der Beurteilung des gesamten Anbausystems, beispielsweise der integrierten Produktion oder des Biolandbaus (Kap. 6).
2. *Einzelkultur* oder *Schlag*: Auf dieser Ebene werden die Schwächen und Stärken der Anbausysteme bei einzelnen Kulturen aufgezeigt (Kap. 7 und 8). Die Betrachtung der Einzelkultur ist entscheidend für den Vergleich verschiedener Produkte, wie beispielsweise Weizen aus biologischem und integriertem Anbau.

Beide Untersuchungsebenen sind für eine Gesamtauswertung erforderlich.

2.4 Funktionen und funktionelle Einheiten

In einer Ökobilanz werden Umweltlasten und -leistungen nicht isoliert betrachtet, sondern in Relation zum Nutzen des Systems gesetzt. Für diesen Nutzen wird der Begriff «Funktion» verwendet. Um Systeme zu vergleichen, deren Nutzen nicht gleich gross ist, müssen die Funktionen durch messbare Grössen quantifiziert werden, welche «funktionelle Einheiten» genannt werden. Diese dienen als Bezugsgrössen für den Vergleich verschiedener Systeme.

Die Landwirtschaft hat verschiedene Funktionen für die Gesellschaft und die Umwelt zu erfüllen:

1. *Produktive Funktion*: Die Produktion von Nahrungsmitteln ist ihre ursprüngliche Aufgabe und erlaubt die sichere Versorgung der Bevölkerung.
2. *Funktion Landbewirtschaftung*: Die landwirtschaftliche Nutzung des Bodens ist im Interesse der Gesellschaft zwecks Erhaltung der Produktionsbereitschaft sowie eines ansprechenden Landschaftsbildes. Dieses ist beispielsweise für den Erholungswert der Landschaft und den Tourismus von grosser Bedeutung. Aus solchen Gründen werden Flächenbeiträge für die Landbewirtschaftung ausgerichtet.
3. *Finanzielle Funktion*: Aus der Sicht der Landwirtschaft ist die Erwirtschaftung eines befriedigenden Einkommens das Hauptziel.
4. *Ökologische Funktion*: Die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen ist eine weitere Aufgabe.

Die ersten drei Funktionen werden als Funktionen im Sinne einer Ökobilanz behandelt. Die ökologische Funktion hingegen wird als positive oder negative Umweltwirkung in der Ökobilanz abgebildet.

Bezogen auf die ersten drei Funktionen können folgende Umweltziele formuliert werden:

1. *Produktive Funktion*: Ziel ist es, eine Produkteinheit mit möglichst geringer Umweltlast zu erzeugen.
2. *Funktion Landbewirtschaftung*: Ziel ist es, eine Flächeneinheit mit möglichst geringer Umweltlast zu bewirtschaften
3. *Finanzielle Funktion*: Ziel ist es, einen Franken mit möglichst geringer Umweltlast zu erwirtschaften.

Verschiedene funktionelle Einheiten dienen der Quantifizierung der Funktionen (Tab. 1):

1. *Produktive Funktion*: Diese wird ausschliesslich in physischen Grössen dargestellt. Für die Analyse der verschiedenen Produkte im Rahmen einer Fruchtfolge wird ein Kilogramm produzierte Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte als grobes Mass herangezogen. Die Eignung verschiedener Futtermittel zur Rindviehernahrung kann durch Mega-Joule

Netto-Energie-Laktation (MJ NEL) und Gramm absorbierbares Protein im Darm (g APD) besser beschrieben werden, weil dadurch nicht nur die produzierte Menge, sondern auch die Qualität abgebildet wird. Der Brennwert der abgeführten Biomasse in Mega-Joule dient als Mass für die Bioenergieproduktion. Nachfolgend wird auch von produktbezogener Betrachtung gesprochen.

2. *Funktion Landbewirtschaftung*: Diese Funktion wird durch die Flächennutzung über einen bestimmten Zeitraum gemessen. Die Dauer der Nutzung muss berücksichtigt werden, weil sie bei der Graslandnutzung unterschiedlich sein kann (Dauerwiese, Ansaatwiese). Die verwendete funktionelle Einheit ist Hektare×Jahr. Dafür wird auch der Begriff flächenbezogene Betrachtung verwendet.

3. *Finanzielle Funktion*: Als einfachste Grösse wird die Rohleistung (Rohertrag, Aubert *et al.* 2005) verwendet. Die Rohleistung ist die «Gesamtheit der erzeugten Produkte und Dienstleistungen». Dabei wird das Berechnungsverfahren gemäss Deckungsbeitragskatalog (LBL *et al.* 2000) angewandt, analog zu Nemecek *et al.* (2004a). Zum Roherlös auf dem Produkteverkauf (Menge×Preis) werden die kulturspezifischen Anbau- und Extensio-beiträge hinzugerechnet, nicht aber die allgemeinen Direktzahlungen. Die Kosten werden nicht berücksichtigt, wie dies z.B. beim direktkostenfreien Ertrag oder dem Deckungsbeitrag der Fall ist. Der Grund hierfür ist, dass beim Lebenszyklusansatz der Ökobilanz die mit den Kosten verursachenden Inputs und Prozessen verbundenen Umweltwirkungen (z.B. Dünger, Maschineneinsatz) auch berücksichtigt werden.

Die ISO-Norm 14041 (ISO 1998) nun schlägt vor, entweder diese Funktionen in einer einzigen funktionellen Einheit zusammenzufassen oder den Unterschieden zwischen Systemen mittels Allokation und Systemerweiterung Rechnung zu tragen. Solche Ansätze sind bei industriellen Prozessen üblich. In der Landwirtschaft haben sie sich aber wenig bewährt, weil sie ihrer Multifunktionalität kaum Rechnung tragen. Wie Hayashi *et al.* (2005) darlegen, werden in der landwirtschaftlichen Ökobilanz oft mehrere funktionelle Einheiten gleichzeitig angewandt. Dadurch werden schwer verständliche und schlecht kommunizierbare Konstrukte vermieden. Diesen Ansatz befolgen wir auch in dieser Studie: es werden mehrere funktionelle Einheiten gleichzeitig betrachtet und die Konsequenzen von deren Anwendung angesichts der Zielgruppen und angeschnittenen Fragen behandelt.

Die oben genannten Funktionen werden für die Analyse fast aller Umweltwirkungen angewandt. Nur bei der Biodiversität und der Bodenqualität erfolgt aus folgenden Gründen eine Auswertung nur bezüglich der Funktion Landbewirtschaftung:

- Bei diesen beiden Kategorien handelt es sich um eine qualitativ-quantitative Beurteilung, welche in diskreten Schritten erfolgt. Eine Auswertung bezüglich der produktiven und finanziellen Funktion ist daher problematisch.
- Es wird nicht der ganze Lebenszyklus betrachtet, sondern nur die landwirtschaftliche Produktion. Die Vorketten bleiben ausser Acht. Daher drängt sich eine gesonderte Behandlung auf.

Tab. 1: Übersicht über die Funktionen und funktionellen Einheiten.

Funktion	Funktionelle Einheiten in dieser Studie	Zielgruppen
Produktive Funktion	kg TS Hauptprodukte MJ Netto-Energie Laktation g absorbierbares Protein Darm MJ Brennwert der Produkte	Landwirtschaft Konsumenten Industrie Agrarpolitik
Landbewirtschaftung	ha×Jahr	Gesellschaft, Raumplanungs- und Umwelt-Behörden
Finanzielle Funktion	Fr Rohleistung	Landwirtschaft, Beratung, Agrarpolitik

In Anbetracht des angewendeten Ansatzes mit mehreren funktionellen Einheiten wird keine Unterscheidung zwischen «funktioneller Einheit» und «Referenzfluss» gemäss ISO-Norm 14041 gemacht. Deshalb wird der Begriff «funktionelle Einheit» auch für den jeweiligen «Referenzfluss» verwendet.

2.5 Allokation

Die Allokation ist die Zuordnung der Input- und Outputflüsse zur betrachteten Funktion. Einige der betrachteten Produktsysteme erfüllen Funktionen, welche mit der jeweils betrachteten funktionellen Einheit nicht abgedeckt werden. Ausserdem wird die Infrastruktur auch in anderen Produktsystemen verwendet. In diesen Fällen ist eine Allokation erforderlich. Es werden drei Fälle unterschieden:

- Koprodukte,
- Gutschriften für Nährstoffe,
- gemeinsame Nutzung der Infrastruktur.

2.5.1 Koprodukte

In den untersuchten Systemen fällt als Koprodukt lediglich Stroh aus dem Getreidebau an. Andere Nebenprodukte wie Zuckerrübenblätter für die Tierfütterung werden gemäss der üblichen Praxis meist nicht geerntet.

Die ISO-Norm 14040 (ISO 1997) empfiehlt in erster Linie die Systemerweiterung mittels Gutschrift und Anwendung physischer Allokationskriterien wie Masse oder Energie. Beide Ansätze führten im Fall des Strohs als Koprodukt nicht zum Ziel. Die Systemerweiterung mittels Gutschrift war ungeeignet, da in der landwirtschaftlichen Praxis kaum Alternativen zum Stroh als Einstreumaterial vorhanden sind. Physische Kriterien hätten eine deutliche Überbewertung des Strohs zur Folge. Analog zu Audsley *et al.* (1997) kommt deshalb das ökonomische Prinzip zur Anwendung: Die Umweltwirkungen werden proportional zum Erlös aus dem Verkauf der Körner und des Strohs aufgeteilt.

2.5.2 Gutschriften für Nährstoffe

Ein Teil der mit den Düngern ausgebrachten Nährstoffe kommt nicht nur der Kultur zugute, sondern dient gleichzeitig der Ernährung nachfolgender Kulturen. Beispielsweise empfiehlt die Düngungsnorm (Walther *et al.* 2001) eine Gabe von 400 kg K₂O/ha für Sonnenblumen. Davon gelangen jedoch nur 6% in die Körner, während sich die restlichen 94% im Stroh wiederfinden, welches eingearbeitet wird. Damit stehen diese Nährstoffe den Nachkulturen zur Verfügung und deren Düngung kann entsprechend reduziert werden.

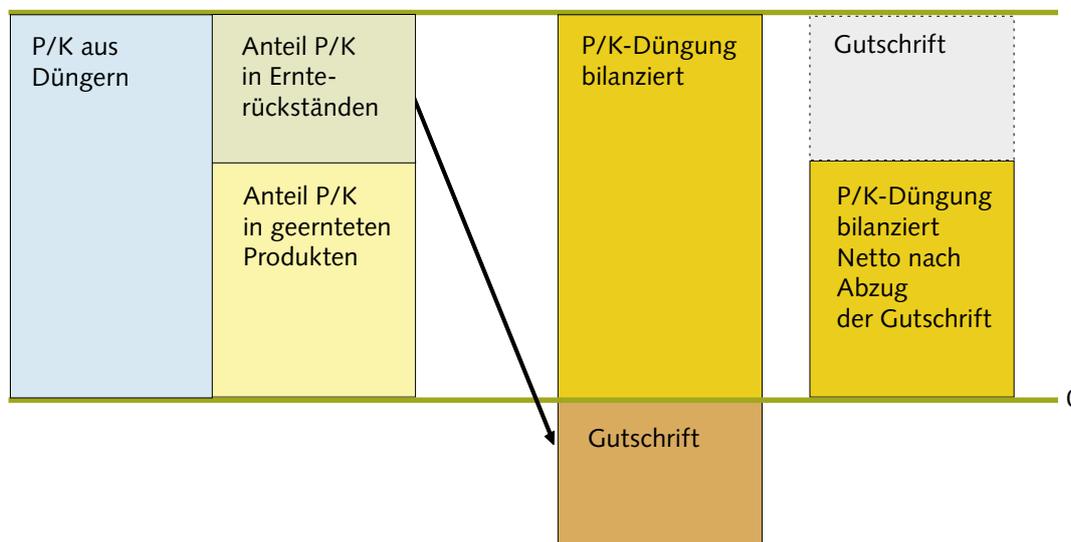


Abb. 4: Vorgehen bei den Gutschriften für die Nährstoffe P und K in den Ernterückständen.

Würde man die gesamte Kaligabe der Sonnenblume anlasten, so würde deren Umweltlast massiv überschätzt.

In dieser Studie wird die gesamte Düngergabe bilanziert, den Nährstoffen in den Ernterückständen wird jedoch mittels Gutschrift (Systemerweiterung oder *avoided burden*-Ansatz) Rechnung getragen (Abb. 4). Die Gutschrift entspricht jenem prozentualen Anteil der gedüngten Nährstoffe, welcher in den Ernterückständen zu finden ist, multipliziert mit der gedüngten Menge. Beim Stroh wird nur der auf dem Feld verbleibende Teil berücksichtigt. Dieses Vorgehen wird für die Nährstoffe P und K angewandt und entspricht den Empfehlungen von Walther *et al.* (2001).

Für Stickstoff wird entsprechend der Düngungsnorm ein anderes Vorgehen gewählt, weil der Stickstoff in den Ernterückständen organisch gebunden ist und daher erst nach dem Mineralisierungsprozess teilweise für die Pflanzen verfügbar wird. Die Düngungsnorm empfiehlt nach bestimmten Kulturen die N-Gaben zu reduzieren (Walther *et al.* 2001: Tab. 23). Gutschriften wurden nur in diesen Fällen angewandt. Die als Gutschriften eingesetzten Dünger (Tab. 2) wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt: in der konventionellen und integrierten Produktion wurden die am häufigsten verwendeten Mineraldünger angerechnet. Im biologischen Landbau ist der Einsatz dieser Dünger nicht zugelassen. Es wäre nahe liegend, Hofdünger einzusetzen, welche am häufigsten im Biolandbau Verwendung finden. Dies ist jedoch nicht möglich, da die Menge eines jeden der drei Hauptnährstoffe einzeln berechnet werden muss. Deshalb wurden drei Düngemittel eingesetzt, welche im Biolandbau zugelassen sind und hauptsächlich nur einen der drei Hauptnährstoffe enthalten (Tab. 2).

Tab. 2: Für Gutschriften eingesetzte Düngemittel.

Nährstoff	Konventioneller und integrierter Anbau	Biologischer Anbau
N	Ammonium-Nitrat	Hornmehl
P	Triple-Superphosphat	Rohphosphat
K	Kalium-Chlorid	Kaliumsulfat

2.5.3 Nutzung der Infrastruktur

Die Infrastruktur wie Gebäude, Fahrzeuge, Maschinen und Einrichtungen wird jeweils nicht nur im betrachteten Produktionssystem eingesetzt, sondern auch in verschiedenen anderen Systemen. Deshalb ist die Infrastruktur anteilmässig zu berücksichtigen. Dies erfolgt gemäss dem in Gaillard *et al.* (1997) bzw. Nemecek *et al.* (2003 & 2004b) beschriebenen Vorgehen. Für Maschinen und Geräte wird analog zur Berechnung der Maschinenkosten vorgegangen (Ammann 2001), d.h. es werden dieselben Annahmen für die Auslastung und die jährliche Nutzungsdauer gemacht:

$$MA = Gew \times ED/ND$$

MA = in der Sachbilanz anteilmässig angerechnetes Maschinengewicht [kg]

Gew = Maschinengewicht [kg]

ED = Einsatzdauer für das betrachtete Produktionssystem [Arbeitseinheiten oder h]

ND = Nutzungsdauer insgesamt [Arbeitseinheiten oder h]

Analog zu Ammann (2001) wird davon ausgegangen, dass die Maschinen und Geräte in einer Einstellhalle untergebracht werden. Der entsprechende Gebäudebedarf F_b wird wie folgt ermittelt:

$$F_b = VF \times ED / (ND \times AL)$$

VF = Volumen (m^3) resp. Fläche (m^2), welche durch die Maschine belegt wird

ED = Einsatzdauer (h oder AE) bzw. -fläche (ha) der Maschine

ND = Nutzungsdauer der Einstellgebäude (50 Jahre)

AL = Auslastung pro Jahr (Anzahl h oder ha oder AE)

Bei Konstruktionen für die Lagerung von Futter oder Hofdüngern ergibt sich der Gebäudebedarf G für die Sachbilanzberechnung aus folgender Gleichung:

$$G = VF/(ND \times U)$$

VF = Volumen resp. Fläche, welche für die Futter- bzw. Hofdüngerlagerung belegt wird

ND = Nutzungsdauer der Lagerungsgebäude (in der Regel 50 Jahre)

U = Anzahl «Umsätze» pro Jahr, d.h. wie oft das Volumen oder die Fläche pro Jahr genutzt wird

2.6 Datenqualität

Bei der Beurteilung der Datenqualität wird zwischen Produktionsinventaren und Ökoinventaren unterschieden.

2.6.1 Produktionsinventare

Produktionsinventare sind definiert als die technisch-agronomische Beschreibung der Produktionssysteme. Dazu gehören Angaben über die Art und Menge der eingesetzten Inputs, Art und Zeitpunkt von Massnahmen und die Produkte.

Überlegungen zur Datenqualität der Produktionsinventare sind im Kapitel 3.1 und in den Anhängen 3.1.1 bis 3.1.4 zu finden. Die Datengrundlagen wurden jeweils so gewählt, dass sie für die Situation der letzten rund fünf Jahre in der betrachteten Region oder der ganzen Schweiz repräsentativ sind.

Die Monte-Carlo-Analyse in Kapitel 9.8 zeigt die Fortpflanzung der Unsicherheiten von der Produktionsdaten in die Umweltwirkungen auf.

2.6.2 Ökoinventare

Das Inventar der benötigten Ressourcen und entstehenden Emissionen (Elementarflüsse) eines Produktsystems wird als Ökoinventar bezeichnet. Die verwendeten Ökoinventare stammen aus der Datenbank ecoinvent Version 1.2 (siehe Kap. 3.2).

Diese Ökoinventare zeichnen sich durch folgende Eigenschaften aus (vgl. Frischknecht *et al.* 2004a):

- Sie wurden gemäss einheitlichen und detaillierten Qualitätsrichtlinien erstellt.
- Sie wurden jeweils durch ein anderes Institut begutachtet. Dieser Review umfasste sowohl den Bericht als auch die Daten.
- Sie wurden auszugsweise durch einen externen Experten begutachtet (Prof. M. Overcash, University of North Carolina, Raleigh, USA).
- Die Datensätze sind durch detaillierte Meta-Informationen dokumentiert. Diese umfassen unter anderem eine Prozessbeschreibung, Angaben über den Referenzfluss, die Systemgrenzen, räumliche und zeitliche Gültigkeit sowie die bilanzierte Technologie. Die Herleitung der Datensätze ist in ausführlichen Berichten dokumentiert.
- Die Unsicherheit jeder eingegebenen Zahl ist durch qualitative und quantitative Qualitätsindikatoren beschrieben. Diese umfassen folgende Kriterien: Zuverlässigkeit (reliability), Vollständigkeit, zeitliche Korrelation (in Bezug auf das Zieljahr 2000), geographische Korrelation, technologische Korrelation und Stichprobengrösse (Frischknecht *et al.* 2004a). Jeder dieser Qualitätsindikatoren wurde qualitativ auf einer Skala von 1 bis 5 bewertet. Zudem wurde die Unsicherheit jeder Zahl mit Angabe der Verteilung und Varianz beschrieben. Weil eine genaue Bestimmung der Verteilung nur in den wenigsten

Fällen möglich war, wurde eine Abschätzung mit einem standardisierten Verfahren gemacht. Diese Unsicherheitsangaben bilden die Grundlage für Monte-Carlo-Simulationen zur Ermittlung der Verteilung jeder einzelnen Emission, so dass die Datenbank zu jeder Emission auch einen Vertrauensbereich angibt.

- Die in der ecoinvent-Datenbank verwendeten Emissionsmodelle für landwirtschaftliche Produkte sind weitgehend mit jenen in diesem Bericht identisch. Eine wichtige Ausnahme bilden die Schwermetallflüsse. In ecoinvent wurden nur die landwirtschaftsbedingten Ein- und Austräge von Schwermetallen in und aus dem Boden berücksichtigt. In diesem Bericht wurden zusätzlich deren Deposition und die Auswaschung gerechnet und eine Allokation zwischen landwirtschaftsbedingten und übrigen Flüssen angewendet. Da Datensätze für landwirtschaftliche Produkte aus ecoinvent nur im Fall von Saat- und Pflanzgut verwendet wurden und zudem die Schwermetalle für die Abschätzung der Toxizität eine untergeordnete Rolle spielten, dürfte dieser Unterschied keinen Einfluss auf die Schlussfolgerungen haben.

2.7 Kritische Prüfung

Die vorliegende Studie wird einer kritischen Prüfung durch einen externen Sachverständigen nach ISO-Norm 14040, Kapitel 7.3.2 unterzogen. Als Sachverständiger wurde Prof. Dr. Ulrich Köpke, Institut für Organischen Landbau, Universität Bonn beigezogen.

Die Kriterien für die Auswahl des Experten waren:

- Fundierte Kenntnisse der Ökobilanz-Methodik,
- Fundierte Kenntnisse der landwirtschaftlichen Anbausysteme, im Besonderen des Biolandbaus.

Die kritische Prüfung umfasst den vorliegenden Bericht, seine Anhänge und die darin vorgestellten Ergebnisse, nicht jedoch andere Teile des Projekts, welche nicht in diesem Bericht behandelt werden.

Der Bericht zur kritischen Prüfung (Kap. 11) sowie die Stellungnahme der Autoren (Kap. 12) sind Bestandteil dieses Berichts.

3 Sachbilanz

Die Berechnung der Ökobilanzen erfolgt gemäss der SALCA-Methodik (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment). Eine ausführliche Beschreibung der Methode findet sich in Gaillard *et al.* (2006) sowie den dazugehörigen Anhängen. In den Kapiteln 3 und 4 des vorliegenden Berichts werden die Grundzüge der Methodik beschrieben.

3.1 Produktionsinventare

3.1.1 Produktionsinventare Anbausystem-Vergleichsversuch DOK

Seit 1978 wird auf einem Lössboden in der Nordschweiz der DOK-Versuch gemeinsam von FAL und FiBL durchgeführt (DOK steht für biologisch-dynamische, biologisch-organische und konventionelle Bewirtschaftung). Die Anbausysteme im DOK-Versuch unterscheiden sich vor allem im Ausmass und in der Form der Düngung und des Pflanzenschutzes. Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Sorten sind hingegen weitgehend identisch. Nebst der Machbarkeit des biologischen Anbaus standen die längerfristigen Auswirkungen der verschiedenen Anbausysteme auf den Boden und die Umwelt im Zentrum des Interesses. Eine erste Ökobilanzierung für zwei Systeme und eine Fruchtfolgeperiode erfolgte bereits durch Alföldi *et al.* (1999). Im vorliegenden Bericht wird die Studie auf alle acht Systeme und zwei Fruchtfolgeperioden erweitert und mit der aktuellen SALCA-Methodik berechnet. Die Analyse der Umweltwirkungen der verschiedenen Anbausysteme wird in der vorliegenden Studie aktualisiert und ausgebaut. Folgende Fragen stehen im Vordergrund:

- Wie sind die verschiedenen Anbausysteme bezüglich ihrer potenziellen Umweltwirkungen zu beurteilen?
- Welchen Einfluss hat die Höhe und Form der Düngung?
- Gibt es wesentliche Unterschiede zwischen einzelnen Kulturen?

Vier Anbausysteme sowie drei Düngungsstufen (praxisübliche, halbierte und Null-Düngung) werden im Versuch praktiziert (Tab. 3). Es kommt organische, mineralische oder gemischte Düngung zur Anwendung. Bis 1991 erfolgte die Bewirtschaftung gemäss damals üblicher, aus heutiger Sicht konventioneller Praxis. Seither werden die Grundsätze der integrierten Produktion befolgt. Nachfolgend werden die beiden Systeme K und M (ausschliesslich mineralische Düngung) als «konventionell/integriert» bezeichnet.

Tab. 3: Übersicht über die untersuchten Systeme im DOK-Versuch
(DS = Düngungsstufe).

Landbauform	Biologisch-Dynamisch	Biologisch-Organisch	Konventionell/Integriert	
			Mineralisch Organisch	Mineralisch
Düngungsform	Organisch	Organisch	Mineralisch Organisch	Mineralisch
Praxisübliche Düngung (DS2, 100%)	D2	O2	K2	M2
Halbe Düngung (DS1, 50%)	D1	O1	K1	
Ohne Düngung (DS0, 0%)	D0			

In der Ökobilanz werden alle acht Anbausysteme über die zweite und dritte Fruchtfolgeperiode ausgewertet, d.h. über 14 Jahre (1985-1998). Die erste Fruchtfolge-Periode wurde weggelassen, weil sich die Systeme in einer Umstellungsphase befanden. Die Vergleiche können jeweils innerhalb der Zeilen und Spalten in Tab. 3 erfolgen, d.h. zwischen den Anbausystemen auf gleicher Düngungsstufe und innerhalb eines Anbausystems über die verschiedenen Düngungsstufen.

Folgende Kulturen wurden im DOK-Versuch in dieser Periode angebaut: Kartoffeln, Winterweizen, Randen (Rote Beete), Wintergerste und Ansaatwiese. Als Zwischenkulturen kamen eine Zwischenfuttermischung und Gründüngung zum Einsatz.

Im DOK-Versuch erfolgen viele Arbeitsgänge von Hand, was die Repräsentativität der Ergebnisse für die Praxis schmälert. So kann z.B. der Effekt der Befahrung durch landwirtschaftliche Maschinen nur unzureichend erfasst werden. Um trotzdem praxisrelevante Aussagen machen zu können, haben wir für diese Arbeitsgänge eine übliche Mechanisierung angenommen (Tab. 1 im Anhang 3.1.1). Die Mechanisierungsstufen ergaben sich aus der Definition im Deckungsbeitragskatalog (LBL *et al.* 2000).

Die Auswertungen erfolgen jeweils über beide Fruchtfolgeperioden (14 Jahre) oder pro Kultur. Das Vorgehen für die Herleitung der Produktionsinventare ist im Anhang 3.1.1 beschrieben.

3.1.2 Produktionsinventare Anbausystem-Vergleichsversuch Burgrain

Der Anbausystemvergleich auf dem Betrieb Burgrain (bei Willisau in der Zentralschweiz) begann 1991 mit dem Ziel, die Praktikabilität von integrierten und Low-Input Anbausystemen zu untersuchen. Bis im Jahr 2000 wurde der Versuch in zwei sechs-jährigen Fruchtfolgen auf insgesamt 12 Schlägen, seit 2001 nur noch in einer Fruchtfolge auf sechs Schlägen durchgeführt.

Eine Beschreibung des Versuchs und eine Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse findet sich in Zihlmann *et al.* (2004a). Im Versuch werden seit 1997 folgende drei Anbausysteme untersucht:

- *IPintensiv*: Ein den regionalen Gegebenheiten angepasstes, intensiv geführtes integriertes System gemäss den Richtlinien des ÖLN mit dem Ziel hoher Naturalerträge.
- *IPextensiv*: Ein extensiv geführtes integriertes System gemäss den Richtlinien des ÖLN, in dem besonders auf Umweltschonung geachtet wird. Im Getreidebau wird Extensoproduktion praktiziert (vgl. 5.1.2).
- Biologischer Anbau (Bio): Seit 1997 werden die Richtlinien für den biologischen Landbau vollumfänglich eingehalten. Zuvor wurde es als Low-Input-System mit weitgehendem Verzicht auf Pestizide und vollständigem Verzicht auf Mineraldünger betrieben.

Die zwei Fruchtfolgen setzen sich wie folgt zusammen (Zwischenkulturen sind in Klammern gesetzt):

- Ackerbaubetonte Fruchtfolge (AFF): Kartoffeln – (Gründüngung) – Winterweizen – (Zwischenfutter) – Körnermais – Sommergerste – Ansaatwiese (zwei Hauptnutzungsjahre),
- Futterbaubetonte Fruchtfolge (FFF): Silomais – Sommerhafer – Wintergerste – Ansaatwiese (drei Hauptnutzungsjahre).

Frick *et al.* (2001) berechneten bereits eine erste Ökobilanz für die AFF 1994 bis 1999. In der vorliegenden Studie wird die zweite Fruchtfolgeperiode von 1997 bis 2002 für beide Fruchtfolgen ausgewertet. Die erste Fruchtfolgeperiode (1991-1996) blieb ausser Acht, weil es sich einerseits um eine Umstellungsphase handelte und andererseits, weil die Bewirtschaftung sich in dieser Zeit noch änderte.

Die Angaben für die Ökobilanz leiten sich aus den Schlagkarteien her. Für die Bewirtschaftung der Ansaatwiesen waren Annahmen zu treffen, denn diese wurden teilweise durch Mahd genutzt, teilweise aber auch beweidet. In den Jahren mit Weide wurden Modellannahmen getroffen, indem die durchschnittlichen Erträge und die Bewirtschaftungsdaten aus den Jahren mit Schnittnutzung des jeweiligen Anbausystems eingesetzt wurden. Das Vorgehen für die Herleitung der Produktionsinventare ist im Anhang 3.1.2 beschrieben.

3.1.3 Produktionsinventare Ackerbau

Die gesamte offene Ackerfläche (Ackerfläche ohne Ansaatwiesen) betrug 288'000 ha im Jahre 2002 (BLW 2003). Diese setzte sich wie folgt zusammen: Getreide (ohne Mais) 153'000 ha, Mais 61'000 ha, Ölsaaten 21'000 ha, Rüben 20'000 ha, Kartoffeln 13'000 ha, Gemüse 8'400 ha, Hülsenfrüchte 4'400 ha, Brachen 5'100 ha und nachwachsende Rohstoffe 1'200 ha.

Für die Produktionsinventare im Ackerbau konnte nicht auf eine einzelne Datenquelle abgestützt werden, weil keine umfassende Datenerhebung zur Verfügung stand, welche gleichzeitig alle Datenbedürfnisse abgedeckt hätte und genügend aktuell gewesen wäre. Deshalb wurden Modellkulturen definiert, welche einem Durchschnitt der letzten Jahre entsprechen (vgl. Nemecek & Erzinger 2005).

Eine Übersicht über die definierten Varianten findet sich in Abb. 5, wobei nur Varianten beschrieben wurden, welche eine gewisse Bedeutung in der Praxis haben. Es handelt sich um unterschiedliche Ackerkulturen (Getreide, Ölfrüchte, Hackfrüchte, Körnerleguminosen) und zwei Feldgemüse, unterschieden nach Landbauform (konventionell, integriert und biologisch, vgl. 5.1.1), Produktionsregion (Tal-, Hügel- und Bergregion, vgl. 5.1.6) und Intensität des Pflanzenschutzes (extensive Produktion von Getreide und Raps «Extenso» bzw. «Nicht-Extenso», vgl. 5.1.2). Die verschiedenen Kriterien sind im Kapitel 5.1 ausführlich beschrieben.

Ackerkulturen		Produktionsregionen	Pflanzenschutzintensität (Getreide und Raps)
Getreide	Winterweizen Sommerweizen Winterroggen	Talregion Hügelregion Bergregion	
	Wintergerste Sommergerste		
Ölfrüchte	Winterraps Sonnenblumen		
Hackfrüchte	Kartoffeln (früh) Kartoffeln (Lager)		
	Silomais Körnermais		
	Zuckerrüben Futterrüben		
Körnerleguminosen	Eiweisserbsen Soja Ackerbohnen		
Gemüse	Karotten Kohl		

Abb. 5: Übersicht über die definierten Varianten von Ackerkulturen.

Nachfolgend ist die Herleitung der Produktionsinventare kurz beschrieben. Eine ausführliche Dokumentation findet sich im Anhang 3.1.3, die detaillierten Produktionsdaten im Anhang 7a.

Erträge: Der Schweizerische Bauernverband und die Agroscope FAT Tänikon (im Rahmen der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten, ZA) erstellen nationale Statistiken über Erträge. Wir haben uns für die letztere Quelle entschieden, weil nur diese die Daten in einem für die Studie ausreichenden Detaillierungsgrad zur Verfügung stellt. Die gewichteten Mittelwerte der Jahre 1996 bis 2003 aus der ZA kamen dabei zur Anwendung. Darin werden jährlich Daten aus ca. 3'500 Betrieben ausgewertet. Die Datenquelle unterscheidet nicht zwischen Winter- und Sommerformen der Getreidearten. Diese Daten wurden aus den anteilmässigen Anbauflächen der Winter- und Sommerformen in den verschiedenen Produktionsregionen und den Verhältnissen der Erträge von Winter- und Sommergetreide abgeleitet. Für Erträge von Karotten, Sonnenblumen, Ackerbohnen und Silomais kamen andere Datenquellen zur Anwendung, weil die ZA keine oder nur ungenügend abgestützte

Daten enthält (Details siehe Anhang 3.1.3). Die Stroherträge basieren auf Walther *et al.* (2001).

Die *Arbeitsprozesse* (Mechanisierung), die Saatgutmengen und der Feuchtegehalt bei der Ernte stammen aus dem Deckungsbeitragskatalog (LBL *et al.* 2000).

Die *Zeitpunkte* für Saat, Ernte und Düngung wurden aus dem Arbeitsvoranschlag (Näf 1996) übernommen und von den Experten für die Hügel- und Bergregion angepasst.

Die eingesetzten *Pestizide* stammen aus dem Ökopilotbetriebsnetz (BLW *et al.* 1998) für die Jahre 1994 bis 1996.

Die *Düngermengen* und die Aufteilung der N-Gaben basieren auf den Düngungsrichtlinien (Walther *et al.* 2001). Korrekturen für den Ertrag, die Gründüngung und das Hacken wurden berücksichtigt. Der Düngung im Biolandbau liegt eine Deckung des N-Bedarfs gemäss Walther *et al.* (2001) zu 70% bei Getreide und zu 100% bei den übrigen Kulturen zu Grunde¹. Eine Überprüfung mittels Hochrechnung ergab, dass die entsprechende Hofdüngermenge auf dem Bio-Betrieb zur Verfügung steht².

Die *Arten der Mineraldünger* im konventionellen und integrierten Landbau stammen aus der Importstatistik 1996 bis 1998 (aus Rossier 2000), jene der Hofdünger im integrierten und biologischen Landbau aus BLW *et al.* (1998).

Die eingesetzten *Saatbeizmittel* stützen sich auf Befragungen wichtiger Lieferanten und Experten.

Verschiedene Prüfungen und Anpassungen waren erforderlich, um einen konsistenten Datensatz zu erhalten. Zum Beispiel wurden die Anzahl der Durchgänge für den Pflanzenschutz und die Düngung den Modellannahmen für Pflanzenschutz und Düngung angepasst.

3.1.4 Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden

Etwa 70% der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Schweiz werden als Dauer- oder Ansaatwiesen und -weiden genutzt, weshalb diese Systeme für die Umwelt sehr relevant sind. Wiesen und Weiden sind unter sehr verschiedenen klimatischen, edaphischen und topographischen Bedingungen anzutreffen, und ihre Bewirtschaftung ist sehr unterschiedlich. Die Kombination der Standortfaktoren mit den Bewirtschaftungstypen führt zu verschiedenen Pflanzenbeständen, Erträgen und Futterqualitäten. Deshalb ist die Definition eines Standard-Produktionsinventars für die Produktion von Raufutter unmöglich. Die Festlegung von Produktionsszenarien erfordert starke Vereinfachungen. Als Grundsatz wird eine «gute landwirtschaftliche Praxis» angenommen.

Erträge: Die Bruttoertragswerte für die mittel intensiven bis extensiven Dauerwiesen stützen sich auf die aus zahlreichen Erhebungen abgeleiteten Mittelwerte für ausgewogene oder grasreiche Wiesenbestände an mittleren Standorten im Mittelland und im Alpengebiet von Dietl (1986). Für das Tal-, Hügel- und Berggebiet wurden die Werte für 500, 800 und 1300 m.ü.M. verwendet. Die Definition der Bewirtschaftungsintensität hat sich seit der Publikation von Dietl (1986) nicht geändert. Deshalb sind für ein definiertes Intensitätsniveau keine bedeutenden Ertragsunterschiede zwischen den 1980er Jahren und heute zu erwarten. Die Erträge von Ansaatwiesen wurden unter Annahme von Standorten mit ausgeglichenen Niederschlagsverhältnissen (950–1050 mm) und 200 Wachstumstagen mit dem Modell von Lehmann *et al.* (2001) geschätzt. Für intensive Dauerwiesen wurden ähnliche Erträge wie für Ansaatwiesen im zweiten Hauptnutzungsjahr angenommen (13,5 t TS/ha im Talgebiet). Umfassende Untersuchungen über Ertragsunterschiede im Futterbau zwischen IP- (bzw. ÖLN-) und Bio-Betrieben sind uns nicht bekannt. Aus SBV (2000) kann abgeleitet werden, dass Bio-Betriebe im Durchschnitt rund 16% mehr Hauptfutterfläche pro Rindvieh-GVE als IP-Betriebe nutzen. Ein tieferer Ertrag auf Bio-Flächen ist also anzunehmen. Die Ertragsannahmen im Biolandbau lagen für die mittelintensiven Dauerwiesen und die Ansaatwiesen um 10%, für die intensiven Dauerwiesen um 15% tiefer als für die

¹ S. Hartnagel, FiBL, pers. Mitteilung 6.11.01.

² Gemäss der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (ZA, Jahre 2000–02) betrug der mittlere Tierbestand auf Biobetrieben 1,1 GVE/ha. Dies entspricht einem Anfall von 58 kg N_{verfügbar}/ha (unter Berücksichtigung der tieferen Milchleistung auf Biobetrieben und einer mittleren N-Verfügbarkeit von 60% gemäss Walther *et al.* (2001). Der Düngbedarf der untersuchten Kulturen (gewichtet mit der Anbaufläche auf Biobetrieben in der Schweiz, ZA 2000–02) beläuft sich gemäss Modellannahme auf 52 kg N/ha. Da die N-Verfügbarkeit von 60% eher über den Praxiswerten liegen dürfte, sind die Annahmen bezüglich N-Gaben plausibel.

entsprechenden IP-Varianten. Für die wenig intensiv und die extensiv bewirtschafteten Wiesen wurde kein Ertragsunterschied zwischen IP und Bio postuliert, weil sich die Bewirtschaftungsmassnahmen kaum unterscheiden.

Feld- und Lagerungsverluste: Die botanische Zusammensetzung und das Stadium des Bestandes bei der Ernte, die Aufbereitung auf dem Feld und der TS-Gehalt des geernteten Futters bestimmen die Feldverluste (Frick & Ammann 1999, 2000). Die Berechnung der Lagerungsverluste basiert auf LBL *et al.* (2000) und Jakob & Van Caenegem (1993). Auf der Weide beeinflusst die individuelle Weidetechnik die Verlustmenge oft stärker als das System selbst. Es wurde deshalb auf einen starken Detaillierungsgrad verzichtet und auf Angaben in Mott *et al.* (1971) und LBL *et al.* (2000) abgestützt.

Nutzungszeitpunkt: Die Nutzungszeitpunkte leiten sich aus der Nutzungsintensität (abgeschätzt mit Hilfe des AGFF-Merkblattes 3) für eine Vegetationsperiode von 200, 180 bzw. 130 Tagen im Tal-, Hügel- und Berggebiet her (Elmer *et al.* 1995). Bei den extensiven und wenig intensiven Wiesen wird davon ausgegangen, dass diese Flächen als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet sind, wodurch der früheste Nutzungstermin festgelegt ist.

Futterqualität: Die Festlegung des Energiegehalts des Futters in Netto-Energie Laktation (NEL) erfolgte anhand des phänologischen Stadiums der Pflanzen bei der Ernte, der botanischen Zusammensetzung des Pflanzenbestands und des Konservierungsverfahrens nach RAP (1999). Die Werte für intensiv bis wenig intensiv bewirtschaftete Wiesen entsprechen ausgeglichenen Beständen, diejenigen für extensiv bewirtschaftete Wiesen entsprechen gräserreichen Beständen. Für intensiv bewirtschaftete Wiesen im Tal- und Hügelgebiet wurde von Raigräsern (*Lolium* sp.) als Hauptgräsern ausgegangen. In den Beständen im Berggebiet und jenen mit tieferer Bewirtschaftungsintensität sind Raigräser weniger vertreten.

Düngung: Der Nährstoffbedarf der Kulturen beruht auf Walther *et al.* (2001). Da die praktische Düngungsplanung die durch die Art der Konservierung verursachten Abweichungen des Feldertrags kaum berücksichtigt, wurde für die Berechnung der Düngung ein einheitlicher Feldertrag für alle Konservierungsarten angenommen (90% des Bruttoertrages für die intensiven und die mittel intensiven Wiesen sowie 85% für die wenig intensiven Wiesen). In der Schweiz halten die meisten Raufutter produzierenden Betriebe Tiere als Haupterwerbszweig (Peter 2001). Deshalb wird hier angenommen, dass der Nährstoffbedarf hauptsächlich mit Hofdüngern gedeckt wird. Für die biologischen Verfahren wird von 70% der Stickstoff- und Phosphor-Düngungsmenge des entsprechenden IP-Verfahrens ausgegangen, wobei 100% des Stickstoffbedarfs durch die Hofdünger gedeckt wird. Für die intensiv und mittel intensiv bewirtschafteten Wiesen wird die Düngermenge geteilt und vor jedem Aufwuchs ausgebracht. Für die Gras-Weissklee-Mischungen wurde eine Grunddüngung von 20 m³ Vollgülle im Ansaatzjahr angenommen. Dank ihrem hohen Anteil an Leguminosen brauchen die Mattenklee- und die Luzerne-Gras-Mischungen keine oder nur eine geringe Stickstoffdüngung. Für diese Mischungen rechneten wir eine Grunddüngung von 20 Tonnen Stapelmist und eine Düngung von 20 m³ Vollgülle und 27,5 kg mineralischem Phosphor (kg P) während den Hauptnutzungsjahren.

Pestizideinsatz: Für die Unkrautbekämpfung wurde mit einer jährlichen Einzelstockbehandlung gegen Blacken (*Rumex obtusifolius* L.) mit Asulam (AGFF-Merkblatt 7) gerechnet. Angenommen wurde eine Blackendichte von 0,5 Pflanzen pro m², und dass die Ansaatzwiesen während des letzten Hauptnutzungsjahrs nicht behandelt werden. Auf wenig intensiven und extensiven Wiesen, sowie in den Bio-Verfahren, erfolgt kein Herbizideinsatz.

Arbeitsverfahren und Mechanisierung: Der Typ, die Grösse und die Arbeitsbreite der eingesetzten Maschinen wurden für alle Verfahren gleich definiert. Beim Eingrasen haben wir zwei Varianten gerechnet: eine Kuhherde von 25 und eine von 50 Kühen. Die Berechnung der Anzahl Fahrten mit dem Ladewagen basiert auf der Annahme, dass einmal pro Tag die Hälfte der Grundfütterration eingegrast wird. Die Hangneigung hat einen Einfluss auf die

Mechanisierung und den Arbeitszeitbedarf für die Bewirtschaftung einer Parzelle, wobei der Arbeitszeitbedarf mit steigender Hangneigung zunimmt (Näf 1996). Bei der Bewirtschaftung einer Parzelle mit üblicher Traktormechanisierung werden bei einer Hangneigung von 26 bis 35% etwa 30% mehr Arbeitszeit als bei einer Hangneigung von unter 18% benötigt; mit einer Bergmechanisierung beträgt der Unterschied nur 15% (Schick 1995). Mit einer Bergmechanisierung kann bei der Hangneigungsstufe «36–50%» mit einem ca. 25% höheren Arbeitszeitbedarf gerechnet werden. Ausgehend von diesen Angaben und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche mit einer Hangneigungsstufe «18–35%», bzw. «über 35%» (BFS 2000), ergibt sich für die Arbeitsvorgänge auf dem Feld ein zusätzlicher Energiebedarf von 5% im Hügelgebiet und von 10% im Berggebiet.

Zaunmaterial für Weide: Für die Bestimmung des nötigen Zaunmaterials auf den Weiden wurden folgende Annahmen getroffen: Die Weide ist ein 1 ha grosses Viereck, gezäumt mit einem 1-Draht-Elektrozaun, und die Pfähle werden im Abstand von 8,3 m gesteckt. Das gleiche Zaunmaterial wurde für alle Weideverfahren angenommen.

3.2 Ökoinventare

Die Ökoinventare stammen aus der ecoinvent-Datenbank Version 1.2 (Frischknecht *et al.* 2005), einem fehlerkorrigierten Update der Version 1.1 (Frischknecht *et al.* 2004a). ecoinvent ist das Schweizer Zentrum für Ökoinventare (siehe www.ecoinvent.ch). Die Datenbank ist gegen die Bezahlung einer Lizenzgebühr zugänglich. Die Umweltinventare für die Landwirtschaft sind in Nemecek *et al.* (2004b) und Nemecek & Erzinger (2005) beschrieben. Zwecks Berechnung wurden die Ökoinventare in die SALCA-Datenbank übernommen.

3.3 Direkte Feld- und Hofemissionen

Für die Ermittlung der direkten Feld- und Hofemissionen im Rahmen der Ökobilanz wurden an der FAL verschiedene Modelle entwickelt oder angepasst. Diese erlauben eine Abschätzung des Bodenabtrags sowie der Emissionen von Ammoniak, Nitrat, Lachgas, Phosphor und Schwermetallen. Nachfolgend sind die Modelle kurz erläutert. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in Gaillard *et al.* (2006) und in den darin erwähnten Quellen. Die detaillierte Dokumentation zu den Kapiteln 3.3.2, 3.3.5 und 3.3.6 ist unter www.reckholz.ch abrufbar.

3.3.1 Ammoniak

Die Ammoniakemissionen berechnen sich gemäss Menzi *et al.* (1997). Berücksichtigt werden die Emissionen durch die Ausbringung von Hofdüngern und Mineraldüngern sowie durch die Tierhaltung.

Die NH_3 -Verluste bei der Ausbringung von Hofdüngern ergeben sich aus den Formeln von Katz (1996) (aus Menzi *et al.* 1997). Die Verluste sind abhängig von der ausgebrachten Güllemenge, vom gesamten Ammonium- und Ammoniakgehalt, von dem mit Gülle bedeckten Flächenanteil sowie vom Sättigungsdefizit der Luft. Da das Sättigungsdefizit im Jahresverlauf variiert, wird in Monatsschritten gerechnet. Für die Emissionen aus Mineraldüngern kommen fixe Emissionsfaktoren (Asman 1992) zur Anwendung. Der wichtigste Einflussfaktor ist hier die Zusammensetzung des Düngers.

Bei der Tierhaltung wird zwischen den Emissionen auf der Weide, im Stall und bei der Hofdüngerlagerung unterschieden:

- Auf der Weide wird 5% des von den Tieren ausgeschiedenen Stickstoffs als Ammoniak emittiert. Dieser Faktor wird mit der durchschnittlichen Weidedauer, der Anzahl Tiere der betreffenden Kategorie und deren durchschnittlichen jährlichen Stickstoffanfall multipliziert.

- Die Emissionen im Stallbereich (in dieser Studie ausserhalb der Systemgrenzen) ergeben sich aus dem gesamten anfallenden Stickstoff und einem Emissionsfaktor. Dieser richtet sich nach der Tierkategorie, dem Aufstallungssystem und der Form des Hofdüngers (Gülle oder Mist).
- Bei der Hofdüngerlagerung sind die wichtigsten Einflussfaktoren auf die NH₃-Verluste die Art der Lagerung, die Zusammensetzung der Gülle, das Verhältnis zwischen Güllevolumen und Oberfläche, die Umgebungsbedingungen und die mittlere Lagerdauer. Berechnet werden die Verluste ausgehend vom Gehalt an löslichem Stickstoff im Hofdünger.

3.3.2 Nitrat

Die Nitratauswaschung ins Grundwasser wird mit dem Modell von Richner *et al.* (2005) beurteilt (in Gaillard *et al.* 2006). Das Modell wurde für durchlässige und stauwassergeprägte mineralische Böden mit einem Humusgehalt von weniger als 15% im klassischen Ackerbaugebiet und angrenzenden Regionen der Schweiz entwickelt. Es hat Gültigkeit für das Klima des schweizerischen Mittellandes und der angrenzenden Gebiete. Das Modell berechnet das Potenzial der Nitratauswaschung, das heisst es geht bei der Mineralisierung sowie der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen von sehr günstigen, bei der Auswaschung von Düngerstickstoff hingegen von sehr ungünstigen Bedingungen aus. Es eignet sich daher für den relativen Vergleich verschiedener Anbauvarianten, weniger jedoch für die Berechnung von absoluten Nitratauswaschungsmengen. Um die mittlere Auswaschung ausgehend vom Potenzial abzuschätzen, wird ein Umrechnungsfaktor verwendet (siehe unten).

Das Nitratauswaschungspotenzial berechnet sich aus der monatlichen Differenz des Angebots an mineralisiertem Stickstoff aus der organischen Substanz des Bodens (korrigiertes Netto-N-Mineralisierungspotenzial des Bodens) und dem N-Aufnahmepotenzial durch die Pflanzen. Zudem wird dem ausgewaschenen Anteil des mineralischen Stickstoffs aus der Düngung zu ungünstigen Zeitpunkten Rechnung getragen. Das gesamte Nitratauswaschungspotenzial einer Kultur berechnet sich aus der Summe der Monatswerte im Bilanzzeitraum, beginnend einen Monat nach der Ernte der Vorkultur bis zum Erntemonat der betrachteten Kultur. Dadurch lassen sich auch Fruchtfolgen mit Zwischenkulturen sehr gut modellieren.

Während des intensiven Wachstums der Kulturen ist der Wasserverbrauch der Kulturen gleich oder grösser als die Niederschlagsmenge. In dieser Zeit fällt kein Sickerwasser unterhalb des Wurzelraums an; dadurch ist auch kein Nitratauswaschungsrisiko gegeben. Bei verschiedenen Kulturen ist die Ausbringung von Düngern aus technischen Gründen nur während der Zeit kurz vor dem intensiven Wachstum möglich (z.B. Mais). Deswegen ist es erforderlich, die monatlichen Werte des Nitratbildungspotenzials einerseits und des N-Aufnahmepotenzials der Pflanzen andererseits für mehrere Monate zusammenzufassen.

Das Netto-N-Mineralisierungspotenzial wird aufgrund der nachfolgend genannten Einflussfaktoren korrigiert:

- Tongehalt des Bodens (0–20 cm) als Einflussfaktor auf das Sauerstoffangebot für die Mikroorganismen (reduzierter Porenanteil bei erhöhtem Tongehalt).
- Humusgehalt des Bodens (0–20 cm) als Reservoir von Stickstoff (Gisi *et al.* 1997).
- Zufuhr organischer Substanz durch die Hofdünger als Einflussfaktor für das Angebot an Kohlenstoff und organisch gebundenem Stickstoff. Als einfacher Parameter für den Anfall von Hofdüngern dient der Viehbesatz ausgedrückt in Düngergrossvieheinheiten (DGVE).
- Intensive Bodenbearbeitung: Mineralisierungsschub durch intensive Durchmischung und Sauerstoffangebot, abhängig vom Zeitpunkt (Temperatur).
- Fruchtfolge: Bei Umbruch von Wiesen, Brachen, Körnerleguminosen und winterharten Gründüngungen sowie bei Einarbeitung von Zuckerrübenkraut erfolgt ein Zuschlag zum N-Mineralisierungspotenzial.

Der Stickstoffentzug durch die Pflanzen hängt von der Art der Kultur und der Bewirtschaftungsintensität ab. Im Modell sind die Werte für 28 Kulturen aus Acker- und Futter-

bau für je zwei Intensitätsstufen (mittel und tief) enthalten. Für Bio und IP*extensiv* wird mit der Intensitätsstufe «tief» gerechnet, ansonsten mit «mittel». Bei der Bestimmung der Auswaschung von Düngernährstoffen, die zu ungünstigen Zeitpunkten ausgebracht werden, wird die Gründigkeit des Bodens berücksichtigt.

Das Nitratauswaschungspotenzial liegt in der Regel höher als die effektive Auswaschung (Oberholzer & Walther 2001), da es noch von weiteren im Modell nicht berücksichtigten Faktoren abhängt (z.B. von der witterungsbedingten Sickerwassermenge). Aus Vergleichen von Modellwerten mit Messungen in Grosslysimeterversuchen der Agroscope FAL Reckenholz (Richner *et al.* 2006) wurde ein Umrechnungsfaktor bestimmt, welcher es erlaubt, ausgehend vom berechneten Potenzial die tatsächliche Nitratauswaschung abzuschätzen. Dieser Umrechnungsfaktor kommt in der Studie zur Anwendung.

Bei Weiden erhöht sich das Nitratauswaschungspotenzial aufgrund lokal hoher Stickstoffkonzentrationen. Zu dessen Abschätzung wird vom gesamten auf der Weide ausgeschiedenen Stickstoff in Abhängigkeit von der Weidedauer und dem Viehbesatz in DGVE ausgegangen. Aus Literaturwerten geht hervor, dass die Nitratverluste bei Kot 13% und bei Urin 22% des gesamten ausgeschiedenen Stickstoffs betragen. Für die Auswaschungsrate gibt Richner *et al.* (2005) – bezogen auf die lösliche Stickstoff-Fraktion ($N_{lös}$) der Ausscheidungen während der jeweiligen Weideperiode – monatliche Werte von 43% (November–Januar), 38% (Februar–März und Oktober) und 28% (April–September) an.

3.3.3 Lachgas

Zur Berechnung der Lachgas-Emissionen werden die Emissionsfaktoren gemäss Schmid *et al.* (2000) verwendet. Die Emissionen setzen sich aus den direkten Emissionen und den induzierten zusammen.

Die N_2O -Emissionen aus ausgebrachten Düngern berechnen sich aus dem verfügbaren Stickstoff (N-Verlustrate 1,25%) und den durch die Nitrifizierung von Ammoniak und der Denitrifizierung von Nitrat induzierten Emissionen (2,5% bezogen auf N, gemäss Schmid *et al.* 2000).

Bei Mineraldüngern entspricht $N_{verfügbar}$ dem ausgebrachten N, bei Hofdüngern leiten sich die Mittelwerte aus den Angaben in Walther *et al.* (2001: Tab. 44) her. Die Stickstoffverluste in Form von NH_3 werden zuvor abgezogen. Dieser Abzug erfolgt nicht für Nitrat, weil sich der Verlustfaktor von 2,5% auf Prozesse bezieht, welche nach dem Eintreffen des Stickstoffs im Grundwasser ablaufen (Schmid *et al.* 2000).

Hinzu kommen die Emissionen aus der symbiotischen N-Fixierung von Leguminosen. Dabei wird gemäss Schmid *et al.* (2000) angenommen, dass bei Ackerleguminosen 60% des Stickstoffs in der oberirdischen Biomasse und bei Klee 80% aus der symbiotischen N-Fixierung stammen. Der N-Gehalt in der oberirdischen Biomasse ergibt sich aus Walther *et al.* (2001: Tab. 2 und 3). Die Verluste aus den eingearbeiteten Ernterückständen werden aus der darin verbleibenden Stickstoffmenge berechnet.

Die Lachgas-Emissionen auf der Weide betragen 2% (bezogen auf N) des ausgeschiedenen Gesamt-Stickstoffs (nach Abzug des als NH_3 verflüchtigten Stickstoffs). Lachgasemissionen bei der Lagerung der Hofdünger berechnen sich aus deren Stickstoffgehalt gemäss Walther *et al.* (2001) abzüglich des als NH_3 verflüchtigten Stickstoffs. Die Emissionsfaktoren betragen 0,1% für Gülle und 2% für Mist.

3.3.4 Bodenabtrag

Der mittlere flächenhafte Bodenabtrag wird in Anlehnung an Mosimann & Rüttimann (1995, 1996a, 1996b, 1999) abgeschätzt. Die Beschreibung findet sich in Oberholzer *et al.* (2006).

Zuerst wird der relative Bodenabtrag bestimmt: Bewirtschaftungsmassnahmen, die gegebenenfalls das Erosionsrisiko positiv oder negativ beeinflussen, werden bewertet, indem die Flächenanteile bestimmter Kulturgruppen der Fruchtfolge (z.B. Ansaatwiese, Winter-

getreide) und die schonenden Anbautechniken (Mulch-, Streifen-, Direktsaat) erfasst werden. Der Faktor C (Bewirtschaftungseinflüsse) leitet sich aus Tabellen für die gesamte Fruchtfolge ab. In einem zweiten Schritt wird unter Berücksichtigung des Gefälles, der Fließstrecke, Bodenart und Körnung der Faktor St (Standorteinflüsse) berechnet. Falls das Gefälle weniger als 2% beträgt, besteht kaum Erosionsgefahr. Aus C und St lässt sich dann die flächenhafte Erosionsgefährdung in Millimeter pro Hektare und Jahr berechnen. Weil die C-Faktoren für die gesamte Schweiz einheitlich gewählt sind, entspricht das erhaltene Resultat der mittleren auftretenden Erosion und weicht somit möglicherweise vom effektiven Wert ab.

Aus der Anzahl, Grösse und Häufigkeit von Erosionsrinnen wird der Faktor LE (linienhafte Erosion) berechnet und zum mittleren flächenhaften Bodenabtrag (mFBA) hinzugezählt. Anschliessend kann der mittlere Gesamt-Bodenabtrag (mGBA) bestimmt werden.

Der mittlere Gesamt-Bodenabtrag wird für die Ermittlung der Phosphor- und Schwermetallemissionen durch Erosion verwendet. Zudem spielt er bei der Bestimmung der Wirkungen auf die Bodenqualität eine wichtige Rolle.

3.3.5 Phosphor

Die Modellierung der Phosphorausträge gemäss dem Modell von Prasuhn (2006) unterscheidet zwischen Auswaschung ins Grundwasser, Oberflächenabschwemmung und Drainageverlusten in Oberflächengewässer und Bodenerosion. Im Gegensatz zu den anderen wird bei letztgenanntem Prozess partikulärer Phosphor verlagert, der nur bedingt zur Eutrophierung beiträgt. Daher wird diese Gesamt-P-Emission getrennt von den löslichen PO_4 -Emissionen ausgewiesen.

Phosphorverluste werden massgeblich durch das Zusammenspiel von Witterung und Nutzung beeinflusst und vor allem durch Einzelereignisse bestimmt. Die Berechnungen beziehen sich jedoch auf mittlere klimatische Bedingungen.

Für die Ermittlung des durch *Erosion* in die Gewässer eingetragenen Phosphors liegt die Annahme zugrunde, dass 20% des abgetragenen Bodenmaterials (vgl. Kap. 3.3.4) jeder Parzelle in ein Gewässer gelangt. Ist der Abstand zum nächsten Gewässer bekannt, so wird dieser Faktor angepasst. Der P-Gehalt des erodierten Materials entspricht jenem des Oberbodens, welcher durch Analyse ermittelt werden kann. Liegen keine Messwerte vor, so kommt ein mittlerer Gehalt von 950 mg P/kg Boden zur Anwendung. Da Erosionsprozesse hauptsächlich die feineren Bodenbestandteile wie Ton-Humus-Komplexe betreffen, welche reicher an Phosphor sind, wird das gewonnene Resultat mit dem Anreicherungsfaktor von 1,86 multipliziert.

Weil der Boden Phosphor im Gegensatz zu Nitrat stark adsorbiert, ist die *Auswaschung* von geringerer Bedeutung. Jeder Landnutzungskategorie wird aufgrund von Literaturwerten (z.B. Ackerland, Rebberg, Dauerwiese) eine mittlere Phosphorauswaschungsfracht zugeordnet. Diese Mittelwerte werden mit drei Korrekturfaktoren multipliziert: einem Boden-, einem Düngungs- und einem P-Testzahlfaktor. Der Bodenfaktor berücksichtigt den Einfluss der Bodeneigenschaften wie Körnung, Gründigkeit und Wasserhaushalt. Der Düngungsfaktor trägt dem Umstand Rechnung, dass mit zunehmender P-Düngung das Auswaschungsrisiko leicht steigt und dass bei Gülledüngung das Verlagerungsrisiko durch Makroporen erheblich grösser ist als bei Mist und Mineraldüngern. Der P-Testzahlfaktor wird von den P-Versorgungsklassen gemäss Walther *et al.* (2001) abgeleitet. Er berücksichtigt, dass der Gehalt an pflanzenverfügbarem P im Oberboden bei durchlässigen Böden oder über Makroporenfluss einen Einfluss auf die Höhe der P-Auswaschung hat.

Sofern der betrachtete Schlag drainiert ist, wird die berechnete Auswaschungsmenge zusätzlich mit einem Drainagefaktor von 6 multipliziert. Der P-Eintrag erfolgt in diesem Fall nicht ins Grundwasser sondern in den Vorfluter (Oberflächengewässer).

Bei der *Oberflächenabschwemmung* werden nicht an Bodenpartikel gebundene Nährstoffe mit dem auf der Bodenoberfläche abfliessenden Wasser abtransportiert. Aus der

Literatur leiten sich Ausgangswerte für die Phosphorabschwemmung jeder Landnutzungs-kategorie ab. Diese Ausgangswerte werden anschliessend mit folgenden Korrekturfaktoren multipliziert: Bodenfaktor, Hangneigungs-, Hangform- und Hanglängenfaktor, Fremd- und Hangwasserzuflussfaktor, Faktor für Distanz zum Einleiter, P-Düngungsfaktor und P-Testzahlfaktor (Details siehe Prasuhn 2006). Der Boden, die Topographie und die Lage zum Einleiter beeinflussen massgeblich die standortbedingte Gefahr der P-Abschwemmung. Der Korrekturfaktor für die Bodeneigenschaften hängt hauptsächlich von der Körnung des Oberbodens ab. Bei der Topographie kommen folgende Faktoren zur Anwendung:

- Unter 3% Hangneigung tritt keine Abschwemmung auf. Ist die Neigung grösser, so rechnet man mit dem Ausgangswert.
- Die Hangform wirkt sich auf die Menge des Oberflächenabflusses aus: Bei Mulden ist mit einer erhöhten, bei verteilenden Hangformen mit einer verminderten Abschwemmung zu rechnen.

Eine weitere Korrektur erfolgt für die Zunahme der Fliesstrecke (Hanglängenfaktor), da die Wahrscheinlichkeit für erhöhte Wassermengen und Fliessgeschwindigkeiten zunimmt. Bei Fremdwasserzufluss und Hangwasseraustritt wird ebenfalls mit einer erhöhten Abschwemmungsrate gerechnet. Die bewirtschaftungsbedingte Gefahr für P-Abschwemmungsverluste wird massgeblich durch die Nutzung und die Düngung beeinflusst. Bei Ackerland ist der Oberflächenabfluss in der Regel (Ausnahme sind Ansaatwiesen und Direktsaaten) mit Bodenerosion verknüpft. Ein grosser Teil des gelösten Phosphors wird dabei an die erodierten Bodenpartikel adsorbiert, so dass die P-Konzentration im Oberflächenabfluss vergleichsweise niedrig ist. Da für eine Unterscheidung verschiedener Kulturarten die Grundlagen fehlen, wird die Grundfracht lediglich mit einem Düngungsfaktor und dem P-Testzahlfaktor multipliziert.

3.3.6 Schwermetalle

Die Berechnung der Schwermetallemissionen basiert auf dem Modell von Freiermuth (2006). Kühnholz (2001), zitiert in Freiermuth (2006), hat folgende für die Landwirtschaft relevanten Schwermetalle eruiert: Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni) und Zink (Zn).

Jedes dieser Elemente wird für die Erstellung des Inventars separat betrachtet. Eine Schwierigkeit bei der Bestimmung der Schwermetallemissionen liegt darin, dass Metalle zum Teil auch natürlicherweise im Boden vorkommen und auch aus der atmosphärischen Deposition stammen. In das landwirtschaftliche System gelangen Schwermetalle grösstenteils als Verunreinigung der Dünger, Futtermittel und Hilfsstoffe. Sie werden im Fall von Kupfer und Zink aber auch gezielt im Pflanzenschutz und in der Tierhaltung eingesetzt.

Bilanziert werden die mineralischen und organischen Dünger, welche die Systemgrenze passieren. Die dabei angenommenen Schwermetallkonzentrationen stammen für die Mineraldünger aus Desaules & Studer (1993), für Hofdünger aus Menzi & Kessler (1998) und Desaules & Studer (1993), für Kompost aus Candinas *et al.* (1999), für Klärschlamm aus Külling *et al.* (2002) und für weitere Abfalldünger aus Herter & Külling (2001). Für die Bestimmung des Schwermetallinputs durch den Zukauf von Saatgut sowie den Entzug durch den Verkauf von Ernteprodukten gelten durchschnittliche Schwermetallgehalte in den pflanzlichen Erzeugnissen. Es wird kein Unterschied zwischen den verschiedenen Pflanzenteilen gemacht. Die Gehalte stammen aus Houba & Uittenbogaard (1994, 1995, 1996, 1997), aus von Steiger und Baccini (1990) und Schultheiss *et al.* (2004). Auf dem Feld verbleibende Ernterückstände bleiben ausser Acht, weil angenommen wird, dass sie einen geschlossenen Kreislauf mit dem Boden bilden.

Die durch Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in den Boden gelangenden Schwermetalle ergeben sich aus Perkow und Ploss (1994) und FAW & BLW (2000). Es wird angenommen, dass die Pflanzen nur 5% der metallischen Inhaltsstoffe aufnehmen, während der Rest in den Boden gelangt.

Die Auswaschung von Schwermetallen ins Grundwasser respektive bei Drainage in den Vorfluter und der Eintrag ins Oberflächengewässer durch Erosion werden ausgehend von einem durchschnittlichen Grundgehalt aus Keller & Desaulles (2001) gerechnet. Die Berechnung des Bodenabtrags durch Erosion ist in Kap. 3.3.4 beschrieben. Für die Ermittlung der Auswaschung werden die Koeffizienten von Wolfensberger & Dinkel (1997) verwendet. Durch die Anwendung eines Allokationsfaktors wird der bewirtschaftungsbedingte Anteil an erodierter und ausgewaschener Schwermetallfracht erfasst. Dieser Faktor berechnet sich aus der Summe aller landwirtschaftlich bedingten Einträge dividiert durch die Summe der atmosphärischen Deposition und der landwirtschaftlichen Einträge. Dabei geht man von der Annahme aus, dass Erosion und Auswaschung von Schwermetallen ohne landwirtschaftliche Bewirtschaftung nicht auftreten würden. Daher hat der Betrieb auch die Verantwortung für den allozierten Teil der ins Grundwasser respektive Oberflächengewässer eingetragenen Schwermetalle zu übernehmen.

3.4 Berechnungswerkzeuge

Die Berechnungen erfolgen mit dem Werkzeug «SALCA-Kultur» Version 2.02. Dieses besteht aus verschiedenen Schritten, welche in Microsoft EXCEL® erfolgen und einem System, welches mittels der Ökobilanz-Software TEAM (Version 4.0) von PricewaterhouseCoopers Ecobilan, Paris implementiert wurde. Das Werkzeug «SALCA-Kultur» erlaubt die Berechnung einer beliebigen Kultur (Ackerkultur, Wiese oder Weide). Die Auswertungen der Ergebnisse wurden in Microsoft EXCEL® und in Statistica durchgeführt.

4 Wirkungsabschätzung

In diesem Kapitel wird das Vorgehen für die Wirkungsabschätzung beschrieben. Für einige Wirkungskategorien wurde die Analyse auf der Stufe der Sachbilanz durchgeführt, da keine befriedigenden Methoden zur Wirkungsabschätzung verfügbar waren. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird das Vorgehen ebenfalls in diesem Kapitel beschrieben.

4.1 Schutzgüter und Wirkungskategorien

Die Wirkungsabschätzung bezieht sich auf folgende Schutzgüter:

- Lebenserhaltende Funktionen: Dazu zählen die Ressourcen, die Bodenqualität und das Klima,
- Qualität der Ökosysteme (inkl. Biodiversität),
- Menschliche Gesundheit.

Die Auswahl der Wirkungskategorien und Methoden für die Wirkungsabschätzung erfolgte aufgrund einer Literaturanalyse an der FAL Reckenholz (Gaillard *et al.* 2006). In den meisten Fällen kommen dabei Methoden aus der Literatur zur Anwendung. Für die Wirkungskategorien Biodiversität und Bodenqualität wurden speziell auf die Landwirtschaft zugeschnittene Methoden an der FAL Reckenholz entwickelt (vgl. 4.3).

4.2 Betrachtete Umweltwirkungen

Folgende Umweltwirkungen wurden berücksichtigt:

- *Energiebedarf*: Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen (Erdöl, Stein- und Braunkohle, Erdgas und Uran, berechnet gemäss ecoinvent-Methodik, Frischknecht *et al.* 2004b). Er ergibt sich aus der Menge der verbrauchten Primärenergieträger, multipliziert mit deren Brennwert (oberer Heizwert).
- *Treibhauspotenzial* über einen Zeitraum von 100 Jahren, Methodik gemäss IPCC (2001). Hauptemissionen sind Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄). Biogener Kohlenstoff – mit Ausnahme von jenem in Methan – bleibt dabei unberücksichtigt (vgl. 4.4).
- *Eutrophierungspotenzial (nutrient enrichment)* gemäss EDIP-Methode 97 (Hauschild & Wenzel 1998): Die gesamte Eutrophierung umfasst N- und P-haltige Verbindungen. Das Eutrophierungspotenzial bezieht sich auf empfindliche Ökosysteme (Eintragspfade über Luft und Wasser), wie Magerwiesen, Hochmoore und Gewässer (Süsswasser und Meere), nicht jedoch auf die Nährstoffanreicherung im landwirtschaftlichen Boden. Da in bestimmten Ökosystemen nur eines dieser Elemente limitierend ist, wird im Sinne einer Sensitivitätsanalyse fallweise die Eutrophierung für N-limitierte und P-limitierte Systeme berechnet (Methodik gemäss Hauschild & Wenzel 1998).
- *Versauerungspotenzial* nach EDIP97-Methode (Hauschild & Wenzel 1998): Das Versauerungspotenzial bezieht sich wie das Eutrophierungspotenzial auf empfindliche Ökosysteme und umfasst den Eintragspfad über die Luft («saurer Regen»). Die wichtigste Emission in der Landwirtschaft ist Ammoniak (NH₃), welches aus N-haltigen Düngern entweicht, insbesondere aus Gülle.
- *Ozonbildungspotenzial* («Sommer-Smog») gemäss EDIP97-Methode (Hauschild & Wenzel 1998): Hauptverursacher sind die Stickoxide (NO_x) sowie die flüchtigen organischen Verbindungen (VOC). Die Autoren bieten je eine Version der Methode für Situationen mit hohem bzw. tiefem NO_x-Gehalt in der Luft an. Da in den landwirtschaftlichen Gebieten der Schweiz meistens hohe NO_x-Gehalte verzeichnet werden, wird diese Version verwendet. Unter diesen Verhältnissen sind die VOC für die Ozonbildung massgebend.

- **Ökotoxizität:** Landwirtschaftlich von besonderer Bedeutung sind die Pestizide und Schwermetalle. Besonders kritisch für die Studie ist die Bewertung der Pestizide. Aufgrund der grossen Vielfalt der Wirkstoffe und der Komplexität der Systeme decken verfügbare Methoden der Wirkungsabschätzung oft nur einen Teil der eingesetzten Wirkstoffe ab; zudem sind die Unsicherheiten der Koeffizienten beträchtlich. Diesem Umstand wird folgendermassen begegnet:
 - Es werden zwei unterschiedliche Wirkungsabschätzungsmethoden eingesetzt: EDIP97 (Hauschild & Wenzel 1998) als Standard und CML01 (Guinée *et al.* 2001) als Kontrolle. Zur zusätzlichen Absicherung kommen punktuell auch die Methoden CST95 (Jolliet & Crettaz 1997, Margni *et al.* 2002) sowie SYNOPS (Gutsche *et al.* 1997) zur Anwendung.
 - Fehlende Charakterisierungsfaktoren für Pestizide wurden ergänzt (soweit die Methode eine nachvollziehbare Berechnung erlaubt).
 - Für Pestizide, für welche Charakterisierungsfaktoren weder verfügbar sind noch ermittelt werden konnten, gilt der Medianwert aller Wirkstoffe. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse (Einsetzen von Minimal- und Maximalwerten, definiert als das 10. und das 90. Perzentil aller Wirkungskoeffizienten für Pestizide) kann geprüft werden, inwiefern sich dieses Vorgehen auf die Schlussfolgerungen auswirkt.
- **Humantoxizität:** Die Wirkung auf die menschliche Gesundheit wird primär mit der Methode CML01 abgeschätzt (Guinée *et al.* 2001). Als zweite Methode zur Kontrolle kommt EDIP97 (Hauschild & Wenzel 1998) zur Anwendung. Das Vorgehen bei Pestiziden ist gleich wie bei der Ökotoxizität, ausser dass wegen mangelnder Datengrundlagen keine Neuberechnungen fehlender Charakterisierungsfaktoren stattfanden.
- **Biodiversität:** Diese Kategorie wird in Kap. 4.3.1 erläutert.
- **Bodenqualität:** Diese Kategorie wird in Kap. 4.3.2 erläutert.

Darstellung der Toxizitätswerte: Die von den Autoren der Methoden EDIP97 und CML01 verwendeten Einheiten sind für Nicht-Ökobilanzspezialisten kaum verständlich. Deshalb wird in dieser Studie mit dem neutralen Begriff Toxizitätspunkte gearbeitet. Es gilt:

- aquatische Ökotoxizität (nach EDIP97): 1 aquatischer Ökotoxizitätspunkt (AEP) = 1000 m³ Wasser,
- terrestrische Ökotoxizität (nach EDIP97): 1 terrestrischer Ökotoxizitätspunkt (TEP) = 1000 m³ Boden,
- Humantoxizität (nach CML01): 1 Humantoxizitätspunkt (HTP) = 1 kg 1,4 DCB-Äq.

Für folgende Wirkungskategorien erfolgen die Betrachtungen auf Stufe der Sachbilanz, weil die in der Literatur beschriebene Wirkungsabschätzungsmethoden als unbefriedigend beurteilt wurden:

- **Flächenbedarf:** Weil die Landwirtschaft ein sehr flächenintensiver Wirtschaftssektor ist, spielt der Flächenbedarf bei der Beurteilung von landwirtschaftlichen Systemen eine wichtige Rolle. Die Fläche ist eine knappe Ressource, besonders in der dicht besiedelten Schweiz. Verschiedene Ansätze wurden zur Bewertung der verschiedenen Arten des Flächenbedarfs entwickelt (z.B. EcoIndicator99, Goedkoop & Spriensma 1999). Diese sind jedoch sehr subjektiv und entbehren einer in der Schweiz anwendbaren naturwissenschaftlichen Grundlage. Aus diesem Grund wird eine ungewichtete Summe des Flächenbedarfs (Fläche×Zeit, Einheit m²×Jahr) betrachtet.
- **Mineralische Ressourcen** (P und K getrennt betrachtet): Diese sind für die Landwirtschaft von grosser Bedeutung. Nicht-erneuerbare Energieressourcen werden bereits in der Wirkungskategorie Energiebedarf betrachtet. Weitere wichtige Ressourcen sind die Rohstoffe für die Mineraldünger. Hier sind insbesondere die Nährelemente Phosphor und Kalium von Bedeutung, weil sie in grösseren Mengen von der Landwirtschaft benötigt und in absehbarer Zeit erschöpft sein werden (Phosphor: 90–340 Jahre; Kalium: 330–

660 Jahre, Roberts & Stewart 2002). Die Berücksichtigung dieser Ressourcen ist wichtig für den Vergleich von Produktionssystemen mit unterschiedlicher Düngung (mineralische und organische Düngung sowie verschiedene Landbauformen). Stickstoffdünger werden mit Luftstickstoff (N₂) hergestellt, welcher eine praktisch unlimitierte Ressource darstellt. Limitiert sind hingegen die dabei eingesetzten fossilen Energieträger, welche in dieser Studie durch den Energiebedarf abgebildet sind. Calcium und Magnesium werden ebenfalls als Dünger und zudem als Bodenverbesserer angewandt. Deren Vorräte sind aber sehr gross, so dass sich keine spezielle Berücksichtigung aufdrängt. Andere Nährstoffe werden nur in sehr kleinen Mengen appliziert. Eisenerz als Ressource spielt ebenfalls eine wichtige Rolle für die Herstellung der Maschinen und Einrichtungen. Da jedoch der Maschineneinsatz stark mit der Nutzung von Energieressourcen verbunden ist, wird die Nutzung von Eisenerz indirekt durch die Wirkungskategorie Energiebedarf abgebildet.

4.3 Neu entwickelte Methoden für die Wirkungskategorien Biodiversität und Bodenqualität

Für die Abschätzung der Wirkung der landwirtschaftlichen Produktion auf die Biodiversität und die Bodenqualität wurden zwei neue, spezifische Methoden entwickelt. Beide sind nachfolgend kurz beschrieben. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in Gaillard *et al.* (2006), Jeanneret *et al.* (2006) und Oberholzer *et al.* (2006) (die beiden letzteren Berichte sind unter www.reckenholz.ch abrufbar).

4.3.1 Biodiversität

Die Biodiversität auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen wird hauptsächlich durch die Anwesenheit von extensiv genutzten und halb-natürlichen Habitaten, durch die Wahl der Fruchtfolge und durch die Art der Bewirtschaftung bestimmt. Daher umfasst die Methode zur Wirkungsabschätzung auf die Biodiversität (Jeanneret *et al.* 2006) sämtliche Aktivitäten des Landwirts auf der betrachteten landwirtschaftlichen Nutzfläche. In dieser Methode wird die organismische Diversität betrachtet.

Durch eine enge Zusammenarbeit mit Spezialisten wurden 11 Indikator-Artengruppen definiert, welche gut bekannt sind, sensibel auf landwirtschaftliche Tätigkeiten und deren Veränderungen reagieren, für mehrere Organismen repräsentativ sind und mehrere trophische Stufen abdecken. Es sind dies: Segetalflora (Ackerflora), Graslandflora, Vögel, Kleinsäuger, Amphibien, Mollusken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Bienen und Heuschrecken. Es wird sowohl die Vielfalt der für die Kulturlandschaften typischen Arten (Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt, GAV) als auch das Vorkommen von stenöken respektive seltenen Arten (Rote Liste, Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen, HÖA) beurteilt. Ausnahmen bilden die Flora, die Vögel und die Kleinsäuger, bei denen nur die gesamte Artenvielfalt berücksichtigt wird. Zudem wird bei den Wildbienen und den Amphibien nur eine einzige Bewertung vorgenommen, weil praktisch sämtliche Arten selten sind.

Folgende, von der Landwirtschaft beeinflussten Habitate, wurden unterschieden: Ackerkulturen, deren Feldränder und das Grasland sowie die ökologischen Ausgleichsflächen (extensiv und wenig intensiv genutzte Wiesen, extensiv genutzte Weiden und Waldweiden, Streueflächen, Bunt- und Rotationsbrachen, Obstgärten und Einzelbäume, Hecken, Feld- und Ufergehölze, unbefestigte Wege, Wassergräben, Ruderalflächen und Steinhaufen, Trockenmauern). Sämtliche typischen Bewirtschaftungspraktiken in diesen Habitaten wurden in Form eines Inventars aufgelistet.

Für jede Indikator-Artengruppe wurden die Bewirtschaftungspraktiken (Aktivitäten) benotet von 0 bis 5:

0: Der Organismus ist nicht betroffen,

1: Die Aktivität führt zu einer starken Verarmung der Artenvielfalt innerhalb der betrachteten Indikator-Artengruppe, und verunmöglicht das Vorkommen von stenöken Arten,

- 2: Die Aktivität führt zu einer leichten Verarmung der Artenvielfalt innerhalb der betrachteten Indikator-Artengruppe, und verunmöglicht das Vorkommen von stenöken Arten,
- 3: Die Aktivität hat eine neutrale Wirkung,
- 4: Die Aktivität führt zu einer leichten Erhöhung der Artenvielfalt, und ermöglicht das Vorkommen von stenöken Arten,
- 5: Die Aktivität fördert die Artenvielfalt, und ermöglicht das Vorkommen von stenöken Arten.

Die einzelnen Noten müssen gewichtet werden, weil einerseits nicht alle inventarisierten Aktivitäten dieselbe Bedeutung für die einzelnen Indikator-Artengruppen haben, andererseits die Habitate nicht gleich bedeutend als Lebensräume für die einzelnen Indikator-Artengruppen sind. Daher berechnet sich der Gewichtungsfaktor aus einem Gewicht für die Bewirtschaftungsaktivität einerseits (benotet auf einer Skala von 1 bis 10) und dem Habitatsgewicht andererseits (ebenfalls benotet auf einer Skala von 1 bis 10). Aus diesem Gewichtungsfaktor und der Note für die jeweilige Aktivität ergibt sich die Endnote.

Werden gleiche Bewirtschaftungsaktivitäten mehrmals zu verschiedenen Zeitpunkten durchgeführt, so wird der Mittelwert der Endnoten bestimmt. Einzig bei Amphibien, Mollusken, Spinnen und Laufkäfern kommt der minimale Wert zur Anwendung, weil eine negative Beeinflussung durch eine Aktivität in jedem Fall eine längerfristige Wirkung auf die genannten Indikator-Artengruppen hat und nicht durch andere Aktivitäten kompensiert werden kann. Für diese Indikator-Artengruppen wird daher die niedrigste Endnote verwendet, welche innerhalb einer Fruchtfolge auftritt, bei den anderen Organismen der kommt der Mittelwert zur Anwendung. Bei den im Frühjahr angesäten Kulturen wird eine Gründung zeitgewichtet mit eingerechnet. Deshalb gibt es bei diesen Kulturen auch eine Note für die Graslandflora.

Aus der Bewertung sämtlicher Aktivitäten, die auf der zu beurteilenden Parzelle stattfinden, wird für jedes Habitat der Mittelwert gebildet und so die Anzahl erreichter Biodiversitätspunkte ermittelt. Für den Vergleich von Kulturen und die Kommunikation mit Spezialisten kann dieses Resultat direkt verwendet werden. Ist man am Biodiversitätspotenzial interessiert, beispielsweise um verschiedene Bewirtschaftungsformen zu vergleichen, so können die Resultate normalisiert werden: Das erzielte Ergebnis wird in Relation zum minimal und maximal erreichbaren Wert gesetzt und als Prozentwert dieser Spannweite ausgedrückt. Je nach Fragestellung können auch verschiedene Stufen der Aggregation sowie der Normalisierung vollzogen werden. In jedem Fall werden aber die Resultate für die gesamte Artenvielfalt (GAV) und jene für die stenöken Arten (HÖA) separat behandelt.

Für die räumliche Aggregation wird angenommen, dass zwischen den einzelnen Schlägen keine Wechselwirkung besteht und somit ein flächengewichteter Mittelwert der Biodiversitätspunkte berechnet werden kann. Zur Aggregation der Resultate für sämtliche Indikatoren werden diese aufgrund ihrer trophischen Stufe und ihrer gesamten Artenzahl in der Schweiz gewichtet und summiert.

4.3.2 Bodenqualität

Für die Abschätzung der Wirkung der Landwirtschaft auf die Bodenqualität (Oberholzer *et al.* 2006) wurde ein zeitlicher Rahmen von sechs bis acht Jahren gewählt, da kurzfristige, reversible Veränderungen nicht in die Betrachtung einbezogen werden sollen. Es wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die Kulturanteile auf der gesamten Betriebsfläche in einem Jahr der Fruchtfolge auf den einzelnen Parzellen entsprechen. Dieselbe Annahme wird für die Bewirtschaftungsmassnahmen getroffen. Damit lässt sich der Anspruch, mittelfristige Auswirkungen beurteilen zu können, durch die Erhebung in einem einzigen Jahr erfüllen. Bei der Beurteilung einzelner Kulturen wurden die Kulturanteile in der Fruchtfolge aus der Anbaustatistik in BLW (2003) ermittelt.

Eine Auswahl von repräsentativen Bodeneigenschaften beschreibt die Bodenqualität. Weil diese im Rahmen einer Ökobilanz nicht gemessen werden können, erfolgt ihre Beur-

teilung über die Abschätzung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmassnahmen (indirekte Indikatoren). Diese Abschätzung geht von einem Zustand bei guter Bewirtschaftung aus und schätzt die zu erwartende Entwicklung. Die ausgewählten Bodeneigenschaften sind nachfolgend zusammen mit den quantifizierbaren Aktivitäten kurz beschrieben:

- *Pflanzennutzbare Gründigkeit*: Von der Mächtigkeit, Zusammensetzung und Struktur eines Bodens abhängig und entscheidend für das Wasser- und Nährstoffspeichervermögen. Wird anhand des gemäss Kapitel 3.3.4 abgeschätzten Bodenabtrags beurteilt. Wenn der Grenzwert gemäss VBBö (1998: Anhang 3) überschritten ist, wird eine negative Auswirkung auf die pflanzennutzbare Gründigkeit angenommen.
- *Grobporenvolumen*: Massgebend für die Versorgung des Bodens mit Wasser und Sauerstoff und damit wichtig für das Wurzelwachstum und die biologische Aktivität. Beurteilt wird das Verdichtungsrisiko durch Befahrung sowie die gefügestabilisierende Wirkung von bestimmten Kulturen, von Ernteresten, der organischen Düngung und der Kalkung bei sauren Böden.
- *Aggregatstabilität*: Gefügestand, welcher durch das Vorhandensein abgestorbener organischer Substanzen (Humus, Vegetationsrückstände, organische Dünger), durch Bodenorganismen und Wurzeln sowie anorganische Substanzen wie Karbonate aufrecht erhalten wird. Negative Wirkungen zeigen intensive Bodenbearbeitung und Beweidung. Die Gefügestabilisierung wird ähnlich beurteilt wie das Grobporenvolumen.
- *C_{org}-Gehalt*: Lebensgrundlage der heterotrophen Bodenorganismen und massgebend für die meisten Bodenfunktionen. Bodenbearbeitung und Düngung fördern die Zersetzung der organischen Substanz. Die Änderung wird mittels Humusbilanz nach Neyroud (1997) berechnet. Dabei werden Bodeneigenschaften, Intensität der Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und organische Düngung berücksichtigt.
- *Schwermetall-Gehalt*: Schwermetalle akkumulieren im Boden und wirken toxisch auf Bodenlebewesen und Pflanzen. Der Schwermetalleintrag in den Boden, berechnet nach Kapitel 3.3.6, wird hier mit Hilfe des Grenzwerts gemäss VBBö (1998: Anhang 1) beurteilt.
- *Organische Schadstoffe*: Als organische Schadstoffe werden alle Stoffe bezeichnet, die toxisch auf Bodenlebewesen und Pflanzen wirken. Dazu gehören nicht nur Pflanzenschutzmittel (PSM), sondern auch problematische organische Verbindungen in Düngern. Der Eintrag an Problemstoffen wird abgeschätzt, wenn entsprechende Angaben vorhanden sind. Er wird mit Hilfe des Grenzwerts gemäss VBBö (1998) beurteilt.
- *Regenwurmbiomasse*: Durch ihre Lebensweise tragen Regenwürmer aktiv zur Durchlüftung, Wasserinfiltration, Freisetzung von Nährstoffen und somit Stabilisierung des Bodengefüges bei. Eine Schädigung der Regenwürmer erfolgt durch intensive Bodenbearbeitung, zu häufige Gülleanwendungen im Frühjahr und im Herbst sowie toxische Pflanzenschutzmittel. Gefördert werden sie durch bestimmte Kulturen in der Fruchtfolge, die Zufuhr von organischen Düngern sowie die Kalkung von sauren Böden.
- *Mikrobielle Biomasse*: Diese ist zu umfangreichen Stoffumsetzungen befähigt, sei es durch Zersetzung und Humifizierung organischer Substanzen oder durch Symbiose mit höheren Pflanzen. Negative Wirkungen zeigen besonders toxische Pflanzenschutzmittel bei zu häufiger Anwendung, eine Verschlechterung der physikalischen Indikatoren und eine Abnahme des C_{org}-Gehaltes. Positive Auswirkungen ergeben sich aus der Zufuhr von organischen Düngern und der Kalkung saurer Böden.
- *Mikrobielle Aktivität*: Gibt Information über die «Lebendigkeit» eines Bodens und ist bestimmt durch Art und Menge der zugeführten oder anfallenden organischen Substanz sowie durch die Intensität der Bodenbearbeitung. Die Wirkungsabschätzung erfolgt gleich wie bei der mikrobiellen Biomasse. Günstig wirkt sich insbesondere die Düngung mit schnellabbaubarer organischer Substanz aus.

Die Werte der neun Indikatoren werden in eine Benotung in fünf Klassen übersetzt: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Verän-

derung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung des Indikators. Diese Veränderung wird jeweils in Bezug auf den angestrebten Zustand (gemäss VBBo 1998, Candinas *et al.* 2002) beurteilt.

Weil die Bodenqualität nicht einfach die Summe aller Einzelkomponenten (=direkte Indikatoren) darstellt, sondern durch jeden einzelnen direkten Indikator limitiert werden kann, wird eine Gefährdung der Bodenqualität angenommen, sobald ein einzelner Indikator beeinträchtigt ist. Die Ergebnisse der einzelnen direkten Indikatoren werden nicht weiter aggregiert, weil dadurch wesentliche Informationen aus der Bewertung der einzelnen Indikatoren verloren gingen. Zudem ist eine Gesamtinterpretation bzw. -bewertung wenig sinnvoll, da die Einflüsse auf einzelne Indikatoren nicht direkt vergleichbar und deshalb nicht miteinander verrechenbar sind.

4.4 Nicht betrachtete Wirkungskategorien

Folgende Wirkungskategorien wurden nicht betrachtet:

- *Stratosphärischer Ozonabbau*: Die betrachteten landwirtschaftlichen Systeme tragen kaum zum Ozonabbau bei. Deshalb wird auf diese Kategorie verzichtet.
- *Wirkung der Kohlenstoff-Sequestrierung* auf das Treibhauspotenzial: Im Rahmen der Humusbilanz für die Beurteilung der Wirkungen auf die Bodenqualität wird die Änderung der Humusgehalts zwar berücksichtigt. Wir vernachlässigen hingegen seine Wirkung auf das Treibhauspotenzial. Leifeld *et al.* (2003) zeigen für die Schweiz auf, dass durch dauerhafte Umstellung auf Direktsaat oder dauerhafte Umwandlung von Ackerland zu Dauergrasland ein relevanter Effekt auf den Treibhauspotenzial erzielt werden kann. In dieser Studie werden jedoch solche Szenarien nicht untersucht.
- *Geruch und Lärm*: Für diese Umweltwirkungen fehlen bislang noch geeignete Methoden.
- *Tierwohl*: Die betrachteten Systeme sind für das Tierwohl kaum relevant, weil die Tierhaltung aus der Betrachtung ausgeklammert wurde (Abb. 2 und Abb. 3). Zudem handelt es sich beim Tierwohl primär um eine ethische Frage und nicht um eine Umweltwirkung im engeren Sinne.
- *Landschaftsästhetik*: Die betrachteten Systeme haben eine geringe Relevanz für die Landschaftsästhetik, weil einerseits nur die Ebene Schlag betrachtet wird, andererseits wichtige landschaftsprägende Elemente wie Hecken und Säume nicht untersucht werden. Zudem handelt es sich bei der Landschaftsästhetik primär um eine soziale und keine ökologische Funktion im engeren Sinne.
- *Ressource Licht*: Das Sonnenlicht ist in den relevanten Zeiträumen eine erneuerbare Ressource. Die Nutzung des Sonnenlichtes wird zudem bereits durch die Kategorie Flächenbedarf weitgehend abgebildet.
- *Ressource Wasser*: In der vorliegenden Studie sind keine Systeme mit Bewässerung eingeschlossen. Das benötigte Wasser kommt überwiegend von den Niederschlägen, welche im Alpenland Schweiz meist reichlich fallen. Die Nutzung der Niederschläge ist bereits durch die Kategorie Flächenbedarf abgebildet und wird deshalb nicht speziell berücksichtigt. Mit der Gülle werden teilweise beträchtliche Mengen Wasser ausgebracht, welches über die Tierhaltung ins System gebracht wurde. Diese Ressource wird der Tierhaltung angerechnet und somit in der Studie nicht berücksichtigt.

4.5 Optionale Schritte

4.5.1 Normalisierung, Gruppierung und Gewichtung

Die ISO-Norm 14042 (ISO 2000a) schreibt im Rahmen der Wirkungsabschätzung folgende Schritte vor:

- *Auswahl der Wirkungskategorien*,

- *Klassifizierung* (Zuweisung von Ressourcen und Emissionen zu einer oder mehreren Wirkungskategorien) sowie
- *Charakterisierung* (quantitative Bewertung der Umweltwirkung jeder klassifizierten Ressource oder Emission).

Diese drei Schritte werden mit der oben beschriebenen Methodik durchgeführt. Drei weitere Schritte sind optional und werden in dieser Studie nur eingeschränkt oder gar nicht durchgeführt:

- *Normalisierung*: Hierbei wird die ermittelte Umweltwirkung ins Verhältnis zur durchschnittlichen Umweltwirkung gesetzt (in der Regel jährliche Wirkungen pro Einwohner, pro Land, Kontinent oder globale Wirkungen),
- *Gruppierung*: Bei diesem Schritt werden die Umweltwirkungen in Gruppen mit ähnlichen Charakteristika (z.B. globale, regionale oder lokale Wirkungen) oder in Gruppen mit hoher, mittlerer oder tiefer Priorität eingeteilt.
- *Gewichtung*: Hierbei werden die Umweltkategorien untereinander gewichtet und können danach zu wenigen Indikatoren oder sogar zu einer einzigen Zahl aggregiert werden.

Auf eine generelle *Normalisierung* wird in dieser Studie verzichtet. Der Grund dafür liegt nicht in grundsätzlichen Vorbehalten der Autoren gegenüber dem Verfahren, sondern im weitgehenden Fehlen von verlässlichen Emissionsinventaren. Solche Inventare sind vor allem für den Energiebedarf und die Emission von Treibhausgasen verfügbar, fehlen aber für sehr viele andere Emissionen.

Eine *Gruppierung* von Umweltwirkungen nach Prioritäten wird nicht vorgenommen. Hingegen erfolgt eine Gruppierung aufgrund statistischer Kriterien. Das Vorgehen und die Ergebnisse sind in Kap. 4.5.2 dargestellt.

Auf eine *Gewichtung* der verschiedenen Wirkungskategorien entsprechend der ISO-Norm wird gänzlich verzichtet. Folgende Gründe führten zu dieser Entscheidung:

- Eine solche Gewichtung ist mit naturwissenschaftlichen Methoden nicht durchführbar.
- Es besteht kein Konsens über die Gewichtung einzelner Umweltprobleme. Diese Bewertung hängt von ethischen Grundsätzen und der gesellschaftlichen Perspektive ab. Wie hoch beispielsweise die menschliche Gesundheit im Vergleich zur Qualität der Ökosysteme zu werten ist, hängt von der Einstellung der beurteilenden Person ab. Die Aussagen würden dadurch an Akzeptanz einbüßen.
- Zwischen einzelnen Umweltproblemen ist keine oder nur eine sehr beschränkte Kompensation möglich. Wenn beispielsweise ein See mit Nährstoffen belastet ist, so muss dieses Problem durch Verminderung der Nährstoffeinträge angegangen werden und kann nicht durch eine erhöhte Artenvielfalt auf den Feldern kompensiert werden.
- Die Entscheidungsträger möchten genaue Informationen über einzelne Umweltprobleme haben, um Massnahmen zu deren Lösung ableiten zu können. Aus gewichteten und aggregierten Zahlen lässt sich zwar ableiten, welche Variante insgesamt zu bevorzugen ist, aber nicht wo die Schwächen und Verbesserungspotenziale liegen. Dazu müssen die Umweltwirkungen einzeln analysiert werden.

Innerhalb der Wirkungskategorie Biodiversität kommt aber sehr wohl eine Gewichtung der verschiedenen Indikator-Artengruppen zur Anwendung (Details siehe 4.3.1).

4.5.2 Gruppierung der Wirkungskategorien

Mit der Gruppierung werden zwei Ziele verfolgt:

1. Aufzeigen der Ähnlichkeiten zwischen den Ergebnissen verschiedener Wirkungskategorien. Diese Ähnlichkeiten sind statistischer Natur und implizieren keine kausale Beziehung a priori. In der Regel sind hohe Korrelationen auf zwei Ursachen zurückzuführen:
 - Die Umweltwirkungen werden von denselben Emissionen massgeblich bestimmt. Beispiel: Ammoniak und Stickoxide sind sowohl für die Versauerung als auch für die Eutrophierung wichtig.

- Die Umweltwirkungen werden durch dieselben Produktionsmittel und Prozesse bestimmt. Beispiel: Energiebedarf und Treibhauspotenzial werden durch die Verbrennung fossiler Energieträger dominiert.
2. Sinnvolle Gruppierung der Wirkungskategorien, zwecks Vereinfachung der Auswertung und der Kommunikation (z.B. für die Beratung). Dadurch wird die Information weiter verdichtet, ohne wesentlichen Verlust an Informationsgehalt.

Die Methodik wurde schon von Rossier & Gaillard (2004) und Mouron *et al.* (2005) angewandt. Sie stützt sich einzig auf die statistischen Ähnlichkeiten zwischen den Wirkungsindikatoren (Korrelationen). Mittels Faktor-, Hauptkomponenten- oder Korrelationsanalyse werden dabei die statistischen Zusammenhänge zwischen den Wirkungsindikatoren untersucht. Wirkungsindikatoren mit hoher Korrelation lassen sich in Gruppen (Faktoren oder Hauptkomponenten) zusammenfassen. Aus jeder dieser Gruppen kann stellvertretend eine Umweltwirkung ausgewählt werden. Die übrigen Umweltwirkungen in derselben Gruppe führen in der Regel zu ähnlichen Folgerungen.

Die statistische Analyse der Zusammenhänge zwischen den Wirkungskategorien erfolgt anhand der Anbausysteme im DOK-Versuch (vgl. 3.1.1 und 6.1). Diese bieten sich dafür besonders an, weil sowohl unterschiedliche Landbauformen, Düngungsstufen und -formen (organisch, mineralisch) als auch unterschiedliche Pflanzenschutzstrategien vorkommen. Da die Analyse auf Stufe der Fruchtfolge durchgeführt wird, sind auch unterschiedliche Ackerkulturen und die Ansaatwiese eingeschlossen. Die Faktor- und die Hauptkomponentenanalyse konnte hier nicht angewandt werden, weil die Beurteilung der Indikatoren für die Bodenqualität mittels diskreten Noten erfolgt. Deshalb wurde eine Spearman-Rangkorrelation berechnet.

Wie Tab. 4 zeigt, bestehen sehr hohe Korrelationen zwischen dem Energiebedarf, dem Treibhaus- und dem Ozonbildungspotenzial. Eine hohe Korrelation bedeutet, dass die Betrachtung einer weiteren Variable nur wenig neue Informationen liefert. Es zeigt sich zudem, dass das Treibhauspotenzial über einen Zeitraum von 100 Jahren mit jenem über 500 Jahre stark korreliert ist. Deshalb wird in dieser Studie das Treibhauspotenzial über 500 Jahre nicht weiter betrachtet. Ebenso sind die Zusammenhänge zwischen dem Ozonbildungspotenzial mit hohen und tiefen NO_x-Konzentrationen sehr eng, weshalb im Weiteren nur das Ozonbildungspotenzial für hohe NO_x-Konzentrationen betrachtet wird. Unter schweizerischen Bedingungen entspricht dies dem Regelfall.

Die Ressourcen P und K zeigen ebenfalls recht starke Zusammenhänge mit den oben genannten Kategorien. Der Flächenbedarf hingegen korreliert kaum mit den übrigen Wirkungskategorien und muss deshalb gesondert betrachtet werden.

Eine weitere Gruppe bilden Umweltwirkungen, welche mit den Verlusten von Stickstoff und Phosphor zusammenhängen. Es handelt sich um die beiden Umweltwirkungen Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial. Das Versauerungspotenzial wird stark durch NH₃-Verluste dominiert, welche auch für die Eutrophierung bedeutend sind. Beim Eutrophierungspotenzial sind die N-Verbindungen dominant, wenn – wie in der verwendeten Methode – Flüsse, Seen und Meere betrachtet werden. Betrachtet man nur die P-Verbindungen, so sind die Korrelationskoeffizienten mit dem Eutrophierungspotenzial geringer als mit dem Energiebedarf oder dem P-Ressourcenverbrauch. Dies wird primär durch die hohen P-Emissionen ins Meer bei der P-Düngerherstellung verursacht und weniger durch die direkten Feldemissionen.

Die Wirkungskategorien aquatische und terrestrische Ökotoxizität sowie Humantoxizität weisen hohe Korrelationen untereinander auf, weil sie stark durch den Pestizideinsatz bestimmt werden. Ebenfalls eine hohe Korrelation ergibt sich mit dem Energiebedarf und den damit korrelierten Kategorien. Allerdings gibt es im DOK-Versuch wenig Variation im Bereich Pflanzenschutz: Die Systeme K und M werden jeweils gleich behandelt. In O wird – im Gegensatz zu D – Kupfer eingesetzt. Das System D wird zusätzlich noch mit biodyna-

		Energiebedarf	Treibhauspotenzial (100 J.)	Treibhauspotenzial (500 J.)	Ozonbildungspotenzial (NO _x hoch)	Ozonbildungspotenzial (NO _x tief)	Ressource P	Ressource K	Flächenbedarf	Eutrophierungspotenzial	Eutrophierungspotenzial (nur N)	Eutrophierungspotenzial (nur P)	Versauerungspotenzial	Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	Humantoxizitätspotenzial
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Energiebedarf	A															
Treibhauspotenzial (100 J.)	B	0,92														
Treibhauspotenzial (500 J.)	C	0,95	0,99													
Ozonbildungspotenzial (NO _x hoch)	D	0,96	0,97	0,98												
Ozonbildungspotenzial (NO _x tief)	E	0,96	0,97	0,98	1,00											
Ressource P	F	0,88	0,79	0,82	0,81	0,80										
Ressource K	G	0,89	0,80	0,84	0,83	0,83	0,84									
Flächenbedarf	H	-0,03	-0,01	-0,03	0,03	0,03	0,10	-0,10								
Eutrophierungspotenzial	I	0,70	0,81	0,77	0,80	0,80	0,61	0,52	0,28							
Eutrophierungspotenzial (nur N)	J	0,62	0,75	0,71	0,74	0,74	0,53	0,44	0,31	0,99						
Eutrophierungspotenzial (nur P)	K	0,96	0,88	0,91	0,90	0,90	0,95	0,84	0,05	0,70	0,62					
Versauerungspotenzial	L	0,20	0,44	0,37	0,31	0,31	0,12	0,11	-0,06	0,51	0,56	0,19				
Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial	M	0,88	0,78	0,81	0,84	0,83	0,81	0,78	-0,04	0,68	0,61	0,91	0,14			
Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial	N	0,91	0,82	0,85	0,88	0,88	0,86	0,81	0,10	0,74	0,68	0,93	0,14	0,95		
Humantoxizitätspotenzial	O	0,96	0,87	0,91	0,93	0,93	0,82	0,88	-0,05	0,70	0,63	0,90	0,20	0,91	0,93	
Grobporenvolumen	P	0,14	0,27	0,23	0,20	0,20	0,06	0,26	-0,23	0,23	0,25	0,07	0,43	0,01	0,00	0,11
Aggregatstabilität	Q	0,11	0,40	0,32	0,28	0,28	-0,09	0,05	-0,07	0,45	0,52	0,01	0,77	-0,01	-0,01	0,11
C _{org} -Gehalt	R	0,08	0,36	0,28	0,25	0,25	-0,14	-0,02	0,05	0,51	0,59	-0,02	0,84	0,02	0,02	0,11
Regenwurmbiomasse	S	-0,10	-0,01	-0,03	-0,13	-0,13	-0,16	0,02	-0,73	-0,24	-0,26	-0,14	0,21	-0,13	-0,28	-0,12
Mikrobielle Biomasse	T	0,16	0,37	0,30	0,29	0,29	-0,05	0,11	0,06	0,53	0,60	0,06	0,79	0,09	0,11	0,21
Mikrobielle Aktivität	U	0,16	0,37	0,30	0,29	0,29	-0,05	0,11	0,06	0,53	0,60	0,06	0,79	0,09	0,11	0,21
Biodiversität aggregiert	V	-0,74	-0,78	-0,79	-0,73	-0,73	-0,66	-0,83	0,43	-0,46	-0,39	-0,68	-0,40	-0,63	-0,62	-0,74
Ackerflora	W	-0,76	-0,75	-0,78	-0,73	-0,73	-0,68	-0,85	0,40	-0,42	-0,33	-0,69	-0,27	-0,63	-0,62	-0,74
Graslandflora	X	-0,93	-0,95	-0,96	-0,97	-0,97	-0,78	-0,81	0,03	-0,78	-0,70	-0,89	-0,30	-0,87	-0,87	-0,92
Vögel	Y	-0,81	-0,71	-0,74	-0,81	-0,80	-0,65	-0,68	-0,27	-0,71	-0,65	-0,76	-0,05	-0,80	-0,83	-0,85
Kleinsäuger	Z	0,20	0,07	0,09	0,21	0,21	0,14	0,01	0,63	0,27	0,24	0,23	-0,44	0,26	0,30	0,21
Amphibien	a	-0,83	-0,87	-0,88	-0,86	-0,86	-0,69	-0,84	0,26	-0,62	-0,55	-0,74	-0,37	-0,74	-0,74	-0,85
Mollusken	b	-0,38	-0,47	-0,45	-0,43	-0,43	-0,29	-0,50	0,29	-0,45	-0,45	-0,30	-0,64	-0,37	-0,37	-0,47
Spinnen	c	-0,86	-0,81	-0,85	-0,85	-0,85	-0,73	-0,93	0,15	-0,62	-0,55	-0,77	-0,25	-0,80	-0,82	-0,91
Laufkäfer	d	-0,73	-0,74	-0,77	-0,74	-0,74	-0,63	-0,83	0,34	-0,51	-0,44	-0,65	-0,32	-0,66	-0,66	-0,77
Tagfalter	e	-0,74	-0,81	-0,82	-0,81	-0,81	-0,59	-0,68	0,21	-0,65	-0,59	-0,67	-0,43	-0,72	-0,71	-0,79
Bienen	f	0,36	0,18	0,21	0,32	0,31	0,39	0,22	0,45	0,33	0,29	0,44	-0,43	0,52	0,56	0,41
Heuschrecken	g	-0,63	-0,76	-0,75	-0,70	-0,70	-0,52	-0,61	0,38	-0,52	-0,47	-0,57	-0,54	-0,55	-0,51	-0,61

Tab. 4: Spearman Rang-Korrelationskoeffizienten zwischen den verschiedenen Wirkungskategorien für die Umweltwirkungen pro Hektare Anbaufläche und Jahr im DOK-Versuch.

mischen Präparaten behandelt, welche aber auf die Toxizität keinen direkten Einfluss haben.

Die Korrelationsanalyse erlaubt es, analog zu Gaillard & Rossier (2004) oder Mounon *et al.* (2005) die Wirkungskategorien in Gruppen zusammenzufassen (vgl. auch Kap. 9.6):

- **Ressourcen-Management:** Diese Gruppe umfasst die Wirkungskategorien *Energiebedarf*, *Treibhauspotenzial*, *Ozonbildung* und den *P- und K-Ressourcenverbrauch*. Diese Wirkungskategorien werden durch die Nutzung der Infrastruktur (Maschinen, Gebäude) und die Effizienz des Ressourcen-Einsatzes bestimmt (Energie, Phosphor und Kali). Als repräsentative Umweltwirkung wird der Energiebedarf gewählt, weil diese Kategorie sehr gut bekannt ist und viele Referenzwerte in der Literatur verfügbar sind. In vielen Fällen ist jedoch eine gesonderte Betrachtung des Treibhauspotenzials angezeigt, weil unterschiedliche Mechanismen diese Umweltwirkungen hervorrufen. Die mineralischen Ressourcen P und K werden von der mineralischen Düngung bestimmt. Ihre Analyse kann zusätzliche Informationen bringen.

	Grobporenvolumen	Aggregatstabilität	C _{org} -Gehalt	Regenwurmbiomasse	Mikrobielle Biomasse	Mikrobielle Aktivität	BD aggregiert	Ackerflora	Graslandflora	Vögel	Kleinsäuger	Amphibien	Mollusken	Spinnen	Laufkäfer	Tagfalter	Bienen	Heuschrecken	
	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	a	b	c	d	e	f	g	
																			A
																			B
																			C
																			D
																			E
																			F
																			G
																			H
																			I
																			J
																			K
																			L
																			M
																			N
																			O
																			P
	0,62																		Q
	0,43	0,94																	R
	0,46	0,28	0,13																S
	0,52	0,84	0,91	0,13															T
	0,52	0,84	0,91	0,13	1,00														U
	-0,37	-0,28	-0,21	-0,34	-0,26	-0,26													V
	-0,31	-0,16	-0,08	-0,31	-0,15	-0,15	0,99												W
	-0,12	-0,26	-0,25	0,07	-0,25	-0,25	0,76	0,76											X
	0,16	0,00	-0,10	0,41	-0,18	-0,18	0,43	0,47	0,80										Y
	-0,46	-0,35	-0,24	-0,68	-0,22	-0,22	0,42	0,34	-0,18	-0,57									Z
	-0,29	-0,31	-0,27	-0,15	-0,29	-0,29	0,94	0,92	0,90	0,61	0,18								a
	-0,48	-0,42	-0,48	-0,28	-0,61	-0,61	0,73	0,67	0,44	0,25	0,50	0,69							b
	-0,23	-0,17	-0,16	-0,01	-0,28	-0,28	0,87	0,88	0,86	0,75	0,03	0,93	0,70						c
	-0,31	-0,22	-0,19	-0,22	-0,28	-0,28	0,96	0,96	0,77	0,53	0,30	0,95	0,79	0,93					d
	-0,20	-0,33	-0,34	-0,08	-0,32	-0,32	0,83	0,81	0,87	0,58	0,15	0,95	0,69	0,84	0,88				e
	-0,38	-0,43	-0,35	-0,61	-0,25	-0,25	0,20	0,17	-0,29	-0,55	0,78	-0,02	0,28	-0,18	0,06	-0,06			f
	-0,37	-0,45	-0,40	-0,34	-0,34	-0,34	0,89	0,86	0,76	0,32	0,42	0,90	0,69	0,72	0,86	0,90	0,26		g
	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	a	b	c	d	e	f	g	

Korrelationskoeffizient (Absolutwert):

- 0,6–0,8
- 0,8–0,9
- 0,9–1,0

- **Nährstoff-Management:** Diese Gruppe umfasst die Wirkungskategorien *Eutrophierung* und *Versauerung*. Sie zeigt die Effizienz des Managements der Nährstoffkreisläufe auf. Als repräsentative Umweltwirkung wird das Eutrophierungspotenzial ausgewählt, weil es sowohl N- als auch P-haltige Emissionen umfasst und zudem das Ammoniak berücksichtigt, welches für die Versauerung ausschlaggebend ist. Da die Korrelation zwischen Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial relativ schwach ist, lohnt sich eine zusätzliche Analyse der Versauerung in vielen Fällen. In den Darstellungen werden Ammoniak und P-Verbindungen gesondert ausgewiesen und damit eine entsprechende Analyse ermöglicht.
- **Schadstoff-Management:** In dieser Gruppe werden die Wirkungskategorien *aquatische* und *terrestrische Ökotoxizität* sowie die *Humantoxizität* zusammengefasst. Dabei spielen die Pestizide, Schwermetalle und andere toxische Substanzen die Hauptrolle. Als repräsentative Umweltwirkung wurde die terrestrische Ökotoxizität ausgewählt, weil diese die Wirkung der Pestizide am besten abbilden kann. Die Pestizide gelangen über die Pflanzen in den Boden und werden dort abgebaut, gebunden oder in Gewässer ausgetragen.

Die Ressource «Fläche» wäre von der Logik her der Ressourcennutzung zuzuordnen. Da sich diese Kategorie aber sehr unterschiedlich verhält, muss sie auch gesondert betrachtet werden. Beim Flächenbedarf spielt die landwirtschaftliche Anbaufläche die Hauptrolle; daher ist bei produktbezogener Betrachtung der Ertrag ausschlaggebend.

Somit können mit den drei Umweltwirkungen Energiebedarf, Eutrophierungspotenzial und terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial alle «klassischen» Umweltwirkungen weitgehend abgebildet werden. Hinzu kommen – nebst dem Spezialfall Flächenbedarf – die neuen Wirkungskategorien Biodiversität und Bodenqualität, welche ebenfalls gesondert zu analysieren sind.

Die Indikatoren für die *Bodenqualität* sind bis zu einem gewissen Grad mit dem Nährstoff-Management verknüpft, wobei aber auch andere Faktoren eine wichtige Rolle spielen. Innerhalb der Kategorie bestehen enge Beziehungen zwischen dem C_{org} -Gehalt, der Aggregatstabilität und der mikrobiellen Biomasse und Aktivität. Das Grobporenvolumen weist eine Korrelation zur Aggregatstabilität auf. Die Regenwurmbiomasse weist kaum Korrelationen zu den übrigen Indikatoren auf. Dies deutet darauf hin, dass die Regenwurmbiomasse verglichen mit den übrigen Indikatoren durch die Bewirtschaftungsmassnahmen in anderer Weise beeinflusst wird. Deshalb bringt sie zusätzliche Informationen und sollte separat analysiert werden. In den Ergebnisdarstellungen werden jeweils nur jene Indikatoren aufgeführt, bei denen mindestens ein Wert von der Beurteilung neutral (=0) abweicht. Bei den Indikatoren pflanzennutzbare Gründigkeit, Schwermetalle und organische Schadstoffe traf dies nie zu.

Die *Biodiversität* ist die einzige Umweltwirkung, bei der höhere Werte ökologisch günstig sind. Deshalb sind sie mit den meisten Umweltwirkungen negativ korreliert. Dies bedeutet, dass weniger Düngung, weniger Pflanzenschutz und eine Extensivierung bei mechanischen Massnahmen in produktiven landwirtschaftlichen Systemen in der Regel günstig für die Biodiversität sind. Die höchsten Korrelationen mit der gesamten Artenvielfalt weisen die Ackerflora, die Amphibien und die Laufkäfer auf.

Die Ökobilanzen werden immer vollständig für alle Wirkungskategorien berechnet und analysiert. Dargestellt werden jeweils die Wirkungskategorien Energiebedarf, Eutrophierung, terrestrische Ökotoxizität, Bodenqualität und Biodiversität. Zusätzlich werden weitere Wirkungskategorien gezeigt, sofern sie ergänzende Informationen bringen. Aufgrund der Vielfalt der Systeme und der unterschiedlichen Bedeutung der Umweltwirkungen wurden verschiedene Darstellungsweisen für die Ergebnisse gewählt. Soweit möglich und dem Verständnis dienlich, wurden die Darstellungsformen vereinheitlicht.

5 Auswertungskonzept

5.1 Untersuchte Faktoren

Tab. 5 zeigt eine Übersicht über die sechs untersuchten Faktoren und die jeweils betroffenen Teilstudien. In den nachfolgenden Unterkapiteln werden diese Faktoren beschrieben.

Tab. 5: Übersicht über die untersuchten Faktoren und ihre Ausprägungen.		
Faktor	Ausprägungen	Untersucht in:
Landbauform	(Konventionell)	DOK
	Integriert	Burgrain Ackerbausysteme
	Biologisch	Futterbausysteme
Produktionsintensität	Nicht-Extenso	Ackerbausysteme Burgrain
	Extenso	
	Intensiv	Futterbausysteme
	Mittel intensiv	
	Wenig intensiv	
	Extensiv	
Verfahren Graslandbewirtschaftung	Futter-Konservierung	Futterbausysteme
	Mahd oder Weide	
Düngung: Form und Menge	Mineralisch	Burgrain DOK
	Organisch	Futterbausysteme
	Gemischt	
Kulturen	verschiedene Ackerkulturen	Ackerbausysteme DOK Burgrain
Produktionsregion	Talregion	Ackerbausysteme Futterbausysteme
	Hügelregion	
	Bergregion	

5.1.1 Landbauform

Unter Landbauform wird die Wirtschaftsweise in ihrer Gesamtheit verstanden. Jede Landbauform respektiert eine Reihe von Regeln. Folgende Landbauformen wurden untersucht:

- *Konventioneller Landbau*: Diese Landbauform ist auf hohe Naturalerträge ausgerichtet und entspricht dem «traditionellen» Landbau, wie er zwischen den 1950er und 1980er Jahren vorwiegend in der Schweiz praktiziert wurde. Sie respektiert zwar die gesetzlichen Vorschriften, erfüllt aber nicht den ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) gemäss Direktzahlungsverordnung (DZV 1998). Sie entspricht in der Regel einer vergleichsweise intensiven Produktion und wird noch von 5% der Landwirtschaftsbetriebe praktiziert (BLW 2003). In vielen europäischen Ländern ist diese Landbauform die vorherrschende Wirtschaftsweise, wobei teilweise noch wesentlich intensivere Produktionsformen als in der Schweiz auftreten.

Um die Ergebnisse dieser Studie in Relation zu ausländischen Anbauvarianten zu setzen wird für Winterweizen und -raps ein Vergleich mit einem Anbau im deutschen Sachsen-Anhalt gezogen. Die entsprechenden Daten stammen aus der konzertierten Aktion GL-Pro (von Richthofen 2005).

- *Integrierte Produktion*: Diese Wirtschaftsweise ist aus dem integrierten Pflanzenschutz hervorgegangen, welcher eine Antwort auf den übertriebenen Pestizideinsatz war. Dabei werden gezielt präventive Massnahmen eingesetzt und natürliche Regulationsvorgänge ausgenützt, um Schadorganismen mit minimalem Einsatz ausgewählter Pflanzenschutzmittel unter der wirtschaftlichen Schadschwelle zu halten. Entsprechend versteht sich die integrierte Produktion als Gesamtsystem, welches eine Optimierung der Produktion hinsichtlich Ökonomie und Ökologie erlaubt. In dieser Studie bezieht sich der Begriff auf jene Wirtschaftsweise, welche die Kriterien des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN, vgl. DZV 1998) erfüllt, nicht aber jene des Biolandbaus. Der ÖLN stellt folgende Hauptanforderungen an einen Betrieb:

- Ausgeglichene Nährstoffbilanz: Die maximal tolerierte Abweichung für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor beträgt 10%.
- Ökologische Ausgleichsflächen: Ihr Anteil muss mindestens 7% an der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen.
- Geregelte Fruchtfolge
- Geeigneter Bodenschutz: durch Begrünung vor allem im Winter soll die Erosion und die Nährstoffauswaschung vermindert werden.
- Gezielte Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.

Für diese Landbauform wird der Begriff integrierte Produktion (IP) und nicht ÖLN verwendet, damit eine Abgrenzung zum Biolandbau möglich ist, denn der letztere erfüllt implizit die Anforderungen des ÖLN. Die IP ist in der Schweiz vorherrschend mit 85% der Betriebe.

- *Biologischer Landbau*: Die Väter des Biolandbaus sind Rudolf Steiner, der den biologisch-dynamischen Landbau in den 1920er Jahren auf der Grundlage der Anthroposophie begründete, und Hans Müller, der die biologisch-organische Bewirtschaftungsweise nach dem zweiten Weltkrieg ins Leben rief. Der Leitgedanke der biologischen Landwirtschaft ist das Wirtschaften im Einklang mit der Natur. Natürliche Lebensprozesse sollen gefördert und Stoffkreisläufe weitgehend geschlossen werden. Die gesetzliche Regelung des Biolandbaus in der Schweiz erfolgt in der Verordnung über die biologische Landwirtschaft (Bio-Verordnung 1997). Diese Landbauform gibt Anspruch auf Beiträge für den biologischen Landbau gemäss Direktzahlungsverordnung (DZV 1998) und wird von 10% der Schweizer Betriebe praktiziert. Sie zeichnet sich durch folgende Hauptmerkmale aus:

- Die Fruchtbarkeit und die biologische Aktivität des Bodens wird besonders gefördert.
- Im Pflanzenschutz stehen präventive Massnahmen im Vordergrund. Chemisch-synthetische Pestizide sind generell verboten. Als direkte Massnahmen kommen mechanische, thermische und biologische Bekämpfungsmethoden sowie Pflanzenextrakte und wenige anorganische Hilfsstoffe zum Einsatz.
- In der Düngung sind chemisch-synthetische Mineraldünger verboten. Die Düngung basiert vor allem auf den hofeigenen Düngern und kann im Bedarfsfall durch zugeführte organische Dünger und ausgewählte schwer lösliche mineralische Dünger ergänzt werden.
- Saatgut soll aus biologischem Anbau stammen. Bis heute ist dies jedoch nur beschränkt möglich, da die Nachfrage nach Bio-Saatgut das Angebot übersteigt.
- In der Tierhaltung bestehen verschiedene weitere Auflagen (Tierwohl, Fütterung, Zucht), die jedoch für diese Studie keine Relevanz haben.

Die für diese Studie wichtigsten Unterschiede zu den anderen Landbauformen sind der Verzicht auf chemisch-synthetische Mineraldünger und Pestizide.

Die integrierte Produktion und der biologische Landbau sind gesamtbetriebliche Systeme, d.h. dass der ganze Betrieb gemäss denselben Grundsätzen bewirtschaftet werden muss. Für den konventionellen Anbau gibt es nur wenige gesamtbetriebliche Kriterien (z.B. im Gewässerschutz).

Die Einteilung der Systeme bezieht sich auf die gesetzlichen Definitionen und nicht auf die verschiedenen Label. Im Biolandbau unterscheiden sich die verschiedenen Labelsysteme (Bio Suisse 2005, Bio-Label der Migros: Migros 2005) nur geringfügig. Das IP-Suisse Label (IP-Suisse 2004) stellt jedoch zusätzliche Anforderungen an den Betrieb (u.a. die extensive Produktion von Getreide und Raps). Deshalb können in dieser Studie keine Aussagen über die IP-Suisse-Produktion gemacht werden.

Unterschiedliche Landbauformen kommen sowohl bei den Ackerkulturen und Futterbausystemen als auch in den beiden betrachteten Fruchtfolgeversuchen vor und können miteinander verglichen werden, wobei nicht alle Landbauformen in jedem Vergleich vertreten sind.

5.1.2 Produktionsintensität

Die *Produktionsintensität* wird definiert als die eingesetzte Menge eines bestimmten Produktionsmittels (z.B. Dünger, Pflanzenschutzmittel, Maschinenstunden) pro Flächeneinheit (vgl. Aubert *et al.* 2005).

Bei den Vergleichen der Umweltwirkungen von Anbausystemen mit unterschiedlicher Produktionsintensität werden zwei Aspekte beleuchtet:

- Die extensive Produktion von Getreide und Raps (Extenso) und
- die Nutzungsintensität im Futterbau.

Die *extensive Produktion von Getreide und Raps* (Kürzel «Extenso») ist eine spezielle Form der integrierten Produktion in der Schweiz. Sie umfasst alle Getreidearten und Raps und gibt Anrecht auf besondere Förderbeiträge gemäss Direktzahlungsverordnung (DZV 1998). In dieser Produktionsweise ist der Einsatz von Fungiziden, Insektiziden und Wachstumsregulatoren verboten. Hingegen bestehen keine Einschränkungen bezüglich des Einsatzes von Herbiziden und Düngern (ausser jenen, welche bereits durch den ÖLN definiert sind). Der biologische Landbau erfüllt definitionsgemäss die Anforderung an die Extensoproduktion und gibt Anrecht auf entsprechende Beiträge. Eine erste ökologische Evaluation der Extensoproduktion wurde durch Gaillard & Nemecek (2002) durchgeführt. In dieser Studie wird die Beurteilung mit einer aktualisierten Methodik wiederholt und in einen breiteren Kontext gestellt.

Die zweite betrachtete Form der Intensität ist die *Bewirtschaftungsintensität im Futterbau*. Die Definitionen in den Düngungsrichtlinien (Walther *et al.* 2001) kommen hier zur Anwendung. Die Bewirtschaftungsintensität wird durch die Anzahl der Nutzungen und die darauf abgestimmten Düngermengen bestimmt. Dabei werden vier Stufen unterschieden: Intensiv, mittel intensiv, wenig intensiv und extensiv. Die Nutzungsintensität wird je nach Höhenlage unterschiedlich definiert: in den besten Lagen entsprechen fünf bis sechs Nutzungen einer intensiven Bewirtschaftung, während über 1400 m.ü.M. schon zwei Nutzungen als intensiv gelten.

Zusätzliche Aspekte werden durch die Vergleiche von Landbauformen abgedeckt, denn die integrierte und biologische Produktion können teilweise auch als Formen der Extensivierung angesehen werden.

5.1.3 Verfahren der Graslandbewirtschaftung

Es werden verschiedene Ernte- und Konservierungsverfahren untersucht. Diese sind:

- Mais: Silo- & Körnermais sowie Corn-Cob-Mix (unterschiedliche Ernte und Verwertung)
- Unterschiedliche Arten der Futterkonservierung: Keine Konservierung (direkte Verwertung durch Weide und Eingrasen), Hochsilo, Flachsilo, Rundballen, Heubelüftung (kalt und warm), Bodenheu
- Unterschiedliche Ernteverfahren für Raufutter: Mahd und Weide

Eine Beschreibung dieser Verfahren findet sich in den Kapiteln 3.1 und 8.

5.1.4 Düngung: Form und Menge

Die Anwendung mineralischer und organischer Dünger führt zu sehr unterschiedlichen Umweltwirkungen (Gaillard & Nemecek 2002). 88% der Landwirtschaftsbetriebe in der Schweiz sind Viehhaltungsbetriebe oder gemischte Betriebe (BLW 2003, Jahre 2000–02). Dies bedeutet, dass die Mehrheit der Betriebe über Hofdünger (Wirtschaftsdünger) verfügt und diese die wichtigsten organischen Dünger sind. Die Hauptunterschiede zwischen Mineral- und Hofdüngern sind:

- Unterschiedliche Herkunft: Mineraldünger werden meist speziell für diesen Zweck produziert und ihre Produktion ist mit entsprechenden Aufwendungen und Emissionen verbunden. Organische Dünger fallen hingegen als Nebenprodukte (z.B. Rizinussschrot) oder Abfälle (z.B. Kompost, Klärschlamm) an. Die Behandlung der Hofdünger in der Ökobilanz wurde in Kapitel 2.3.2 erläutert.
- Unterschiedliche Emissionen bei der Anwendung: Die Verflüchtigung von Ammoniak ist bei Gülle viel höher als bei den Mineraldüngern, ebenso unterscheiden sich die Schadstofffrachten (v.a. Schwermetalle) erheblich.
- Unterschiedliche Mechanisierung: Da die Nährstoffgehalte der organischen Dünger meist viel tiefer liegen als jene der mineralischen, muss eine viel grössere Masse transportiert werden. Zudem wird eine unterschiedliche Mechanisierung benötigt.

Vergleiche für verschiedene Düngerformen werden in den Fruchtfolgeversuchen DOK und Burgrain angestellt. Im ersteren Versuch sind zudem zwei Düngungsniveaus (plus eine Variante mit Nulldüngung) integriert.

5.1.5 Kulturen

In der Studie werden 18 verschiedene Ackerkulturen und Feldgemüse untersucht (vgl. Abb. 5). Folgende Kriterien wurden für die Auswahl der Kulturen und Varianten berücksichtigt:

- Anbaufläche in der Schweiz,
- Beitrag zur Wertschöpfung,
- Ökologische Relevanz,
- Datenverfügbarkeit,
- Abdeckung der wichtigsten Fruchtfolgen und
- Abdeckung der wichtigsten Kulturgruppen.

Im Futterbau werden unterschiedliche Ansaatwiesen-Mischungen betrachtet.

5.1.6 Produktionsregion

Die Produktionsregionen basieren auf der Landwirtschaftlichen Zonen-Verordnung (1998). Die acht Produktionszonen werden nach folgenden Kriterien definiert:

- Klimatische Lage,
- Verkehrslage,
- Topographie.

Nebst der Anbaueignung bilden auch wirtschaftliche Kriterien die Grundlage für ihre Einteilung. Diese Studie basiert auf diesen Produktionszonen, da sie für viele Datenerhebungen verwendet werden und somit eine grosse Rolle für die Datenverfügbarkeit spielen. Dabei wird die Zusammenfassung in drei Produktionsregionen angewandt, wie sie von der Agroscope FAT Tänikon für die Auswertungen von Buchhaltungsdaten (Hausheer & Meier 2001) und auch im Agrarbericht Eingang findet (BLW 2003):

- Talregion: Ackerbauzone, erweiterte Übergangszone, Übergangszone,
- Hügelregion: Hügelzone, Bergzone I,
- Bergregion: Bergzonen II bis IV.

Unterschiedliche Produktionsregionen werden in den Studien der Ackerkulturen und der Futterbausysteme berücksichtigt. Es bestehen grosse Differenzen in der Anbaueignung für Kulturen innerhalb der so definierten Regionen (z.B. Bodeneignung). Die Produktionsinven-

tare wurden für günstige Standorte für die jeweiligen Kulturen definiert (z.B. kein Luzerne-Anbau auf saurem Boden), weil die Betriebsleitenden die Standorteigenschaften bei der Kulturwahl berücksichtigen.

5.2 Vergleichbarkeit der Systeme

5.2.1 Vergleiche zwischen unterschiedlichen Systemen

Die Anbausystem-Vergleichsversuche Burgrain und DOK wurden so angelegt, dass die Systeme miteinander vergleichbar sind. Deshalb können die *Landbauformen* anhand dieser Versuche verglichen werden. Die erzielten Aussagen haben ihre Gültigkeit für die untersuchten Systeme und können nicht ohne weiteres auf andere Systeme mit unterschiedlichen Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsregimes übertragen werden. Bei Vergleichen auf Schlagebene (Ackerkulturen und Futterbausysteme) ist die Aussagekraft jedoch auf die betreffende Kultur beschränkt, das heisst es dürfen keine allgemeinen Schlussfolgerungen für das Gesamtsystem gezogen werden. Bei den Vergleichen zwischen Landbauformen geht es um die Frage, mit welcher Landbauform sich eine bestimmte Funktion (vgl. Kap. 2.4) mit geringster Umweltlast erzielen lässt.

Vergleiche zwischen den *Produktionsregionen* innerhalb der gleichen Produktion erlauben eine Antwort auf die Frage, in welcher Produktionsregion eine bestimmte Produkteinheit (z.B. 1 kg Gerste, 1 MJ NEL) am günstigsten zu produzieren ist. Die Aussage ist natürlich auf die jeweils untersuchte Produktion beschränkt und erlaubt keine allgemeinen Schlussfolgerungen für die gesamte Landwirtschaft in der Produktionsregion.

Vergleiche zwischen unterschiedlichen *Produktionsintensitäten*, *Düngerformen* und *-mengen* und *Verfahren* sind möglich, sofern alle anderen Faktoren konstant gehalten werden.

Vergleiche zwischen den verschiedenen *Ackerkulturen* sind zulässig hinsichtlich der Funktion Landbewirtschaftung (Minimierung der Umweltlast pro ha) und der finanziellen Funktion (pro Fr). Bezüglich der produktiven Funktion muss zwischen Nahrungs- und Futtermitteln unterschieden werden. Bei *Nahrungsmitteln* sind Vergleiche im Rahmen einer Ökobilanz nur zulässig, solange die verglichenen Produkte gleich (z.B. Sommer- und Winterweizen) oder ähnlich sind (z.B. Weizen und Roggen), das heisst dass eine gewisse Substitution möglich ist. Ein Vergleich von 1 kg Zuckerrüben mit 1 kg Weizen ist hingegen wegen der sehr unterschiedlichen Verwendung nicht zulässig, da in unserem gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Umfeld keine Substitution möglich ist. *Futtermittel* sind vergleichbar, sofern die wichtigsten Eigenschaften für die Fütterung gleich oder ähnlich sind. Hier wird bei ähnlicher NEL- und Proteinkonzentration Substituierbarkeit angenommen.

5.2.2 Bewertung der Unterschiede

- In einer vollständigen statistischen Analyse wären folgende Elemente zu berücksichtigen:
1. Unsicherheit und Variabilität der Produktionsdaten: In der Studie werden Durchschnittsverfahren bilanziert und miteinander verglichen. Die Varianz der Umweltwirkungen kann auch innerhalb eines gegebenen Anbausystems oder Verfahrens sehr gross sein (Rossier & Gaillard 2004; Mouron *et al.* 2005). Auf die Unsicherheit (d.h. die Genauigkeit der Schätzung des Mittelwertes) kann in einigen Fällen eingegangen werden (z.B. DOK- und Burgrainversuch, wo mehrere Wiederholungen stattfanden).
 2. Unsicherheit der Ökoinventare: Diese Unsicherheit wurde in der ecoinvent-Datenbank systematisch erfasst. Die in der Monte-Carlo-Simulation ermittelten Vertrauensbereiche beziehen sich jedoch auf eine einzelne Emission und ein bestimmtes Subkompartiment (z.B. werden für die Luft vier Subkompartimente unterschieden). Eine Addition der unteren beziehungsweise oberen Vertrauensgrenzen ist unzulässig, da sie zu einer deutlichen Überschätzung des Vertrauensintervalls führen würde. Diese Angaben liefern also Hinweise auf die Unsicherheit, können aber nicht direkt in einer statistischen Analyse ver-

wendet werden. Typische in ecoinvent ermittelte Vertrauensintervalle reichen von ca. 40 bis 230% des Mittelwerts. Mit der Monte-Carlo-Simulation in Kapitel 9.8 wird die Fortpflanzung der Unsicherheit von den Produktionsdaten in die Umweltwirkungen untersucht.

3. Unsicherheit der Emissionsmodelle: Diese sind nur ansatzweise bekannt und dokumentiert. Eine detaillierte Analyse würde den Rahmen dieser Studie sprengen.
4. Unsicherheit der Charakterisierungsfaktoren und -modelle der Wirkungsabschätzung: Die in der Literatur verfügbaren Methoden werden meist ohne Angaben der Unsicherheit beschrieben, obwohl diese in vielen Fällen sehr gross sein dürfte.
5. Unsicherheiten bezüglich Annahmen.

Eine vollständige statistische Analyse würde eine genaue Kenntnis aller obigen Unsicherheitsfaktoren bedingen. Da diese Informationen nur sehr lückenhaft vorliegen, wird in dieser Studie ein anderer Weg beschritten, nämlich:

- Punktuelle statistische Analysen (vgl. 6.1.2 und 6.2.2),
- Verwendung verschiedener Methoden der Wirkungsabschätzung (insbesondere bei der Toxizität),
- Sensitivitätsanalyse für besonders heikle Annahmen (vgl. 6.1.9 und 7.5),
- Punktuelle Monte-Carlo-Analysen (vgl. 9.8),
- Verwendung eines Interpretationsschemas: Die Beurteilung von Unterschieden zwischen Systemen, bezogen auf ein Referenzverfahren, erfolgt über die Stufen sehr ungünstig – ungünstig – ähnlich – günstig – sehr günstig, bezogen auf ein Referenzverfahren (Tab. 6).

a) Stufe Schlag/Kultur					
Beurteilung	Farb-Code	Ressourcen-Management	Nährstoff-Management	Schadstoff-Management	Biodiversität (bezogen auf Biodiversitätspunkte)
Sehr günstig		<67% (6/9)	<50% (6/12)	<40% (6/15)	>115% (23/20)
Günstig		67%-86% (6/9-6/7)	50%-75% (6/12-6/8)	40%-67% (6/15-6/9)	105%-115% (21/20-23/20)
Ähnlich		86%-117% (6/7-7/6)	75%-133% (6/8-8/6)	67%-150% (6/9-9/6)	95%-105% (20/21-21/20)
Ungünstig		117%-150% (7/6-9/6)	133%-200% (8/6-12/6)	150%-250% (9/6-15/6)	87%-95% (20/23-20/21)
S. ungünstig		>150% (9/6)	>200% (12/6)	>250% (15/6)	<87% (20/23)
b) Stufe Fruchtfolge					
Beurteilung	Farb-Code	Ressourcen-Management	Nährstoff-Management	Schadstoff-Management	Biodiversität (bezogen auf Biodiversitätspunkte)
Sehr günstig		<77% (10/13)	<63% (10/16)	<53% (10/19)	>112% (28/25)
Günstig		77%-91% (10/13-10/11)	63%-83% (10/16-10/12)	53%-77% (10/19-10/13)	104%-112% (26/25-28/25)
Ähnlich		91%-110% (10/11-11/10)	83%-120% (10/12-12/10)	77%-130% (10/13-13/10)	96%-104% (25/26-26/25)
Ungünstig		110%-130% (11/10-13/10)	120%-160% (12/10-16/10)	130%-190% (13/10-19/10)	89%-96% (25/28-25/26)
S. ungünstig		>130% (13/10)	>160% (16/10)	>190% (19/10)	<89% (25/28)

Tab. 6: Interpretationsschema für die Bewertung der Unterschiede zwischen verschiedenen Kulturen (a) und Fruchtfolgen (b). Die exakten Werte sind jeweils in Klammern angegeben.

Die Beurteilungsklassen wurden aufgrund der Variabilität in der ackerbaubetonten Fruchtfolge des Betriebes Burgrain abgeschätzt (6 Jahre, vgl. Kapitel 6.2), sowohl für einzelne Kulturen, als auch für die gesamte Fruchtfolge. Wegen Kompensationseffekten innerhalb einer Fruchtfolge sind die Variationskoeffizienten und entsprechend die Klassenweiten auf dieser Ebene kleiner. Der oberen und unteren Grenzwerte entsprechen jeweils dem Reziprokwert. Daraus folgt, dass die Wahl des Referenzsystems keinen Einfluss auf die Beurteilung hat.

Für die Ermittlung der Klassengrenzen (d.h. ab wann ein Verfahren als günstig oder ungünstig eingestuft wird), wurde die kleinste gesicherte Differenz (kgD) auf dem 5%-Niveau berechnet und mit einem Sicherheitszuschlag erhöht, weil nicht die gesamte Variabilität und Unsicherheit im Burgrainversuch erfasst werden konnte. Andererseits ist anzumerken, dass im Burgrainversuch die Beurteilung aufgrund von nur sechs Wieder-

holungen (sechs Jahre) durchgeführt wurde. In den meisten Modellsystemen, auf die dieses Schema angewandt wird, beruhen die Werte hingegen auf deutlich grösseren Stichproben. Die Beurteilung fällt für die drei Kategorien von Umweltwirkungen wegen unterschiedlicher Variabilität verschieden aus (vgl. 6.1.2 und 6.2.2).

Um die Intervalle für die Beurteilung sehr günstig oder sehr ungünstig abzuschätzen, gingen wir wie folgt vor: Die Differenz aus der Klassengrenze für ungünstig zu 1 (z.B. $7/6 - 1 = 1/6$ für Ressourcen-Management) wurde mit drei multipliziert. Daraus ergab sich die Klassengrenze für sehr ungünstig (d.h. $1 + 3 \times 1/6 = 9/6$). Die Klassengrenze für sehr günstig wurde wiederum als Reziprokwert berechnet (d.h. $6/9$).

Die Grenzen der Beurteilungsklassen für die Methode SALCA-Biodiversität (Tab. 6) wurden durch die Methodenentwickler aufgrund der ersten Erfahrungswerte festgelegt. Im Unterschied zu den übrigen Wirkungskategorien sind höhere Werte günstig, weil sie eine höhere Artenvielfalt anzeigen.

Teil II: Ergebnisse

6 Umweltwirkungen von Anbausystemen (Ebene Fruchtfolge)

In diesem Kapitel werden die potenziellen Wirkungen der Bewirtschaftung von Anbausystemen auf der Ebene von Fruchtfolgen mit der Ökobilanzmethode SALCA untersucht. In den nachfolgenden zwei Kapiteln wird die Analyse auf Ebene des Schlags oder der Kultur für den Ackerbau und den Futterbau durchgeführt.

6.1 Anbausysteme im Versuch DOK

6.1.1 Übersicht über die Produktionsdaten

Die Trockensubstanz-Erträge liegen im System K2 am höchsten und bei D0 am tiefsten. Sie erreichen an diesem fruchtbaren Standort aber auch nach vielen Jahren ohne Düngung (8.–21. Versuchsjahr) immer noch fast die Hälfte der Erträge des konventionellen Anbaus (K2, Tab. 7). In den biologischen Anbausystemen liegen sie gut 20% tiefer als im konventionellen Anbau. Die Halbierung der Düngung bewirkte Ertragsverluste von 12 bis 15% im Vergleich zur jeweils praxisüblichen Düngung (Düngungsstufe 2). Zu beachten ist, dass bei rein mineralischer Düngung – trotz ähnlich hoher Nährstoffzufuhr – um 10% tiefere Erträge geerntet wurden. Der Mehrertrag von K2 gegenüber M2 lässt sich mit einem stabileren Boden-pH und der durch die Zufuhr von organischer Substanz verbesserten Bodenstruktur erklären (vgl. Kap. 6.1.6).

Tab. 7: Produktionskennzahlen der Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–98).

Alle Angaben pro ha und Jahr	D0	D1	D2	O1	O2	K1	K2	M2
Ertrag (kg TS)	4747	6962	7966	6938	7920	8639	10209	9168
in % von K2	47%	68%	78%	68%	78%	85%	100%	90%
Düngung:								
kg N _{total}	0	47	93	43	86	83	165	125
kg N _{löslich}	0	14	28	14	28	55	109	125
kg P ₂ O ₅	0	26	51	29	58	44	88	90
kg K ₂ O	0	102	204	79	158	158	316	300
Ca	0	77	153	57	114	65	129	101
Mg	0	11	21	12	24	13	26	26
m ³ Gülle	0	17	35	18	37	20	40	0
t Mist	0	5	11	6	12	6	12	0
DGVE/ha	0,0	0,6	1,2	0,7	1,4	0,7	1,4	0,0
Pflanzenschutz:								
Anzahl Durchgänge Feldspritze	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	1,9	1,9	1,9
Wirkstoffe (kg)	0,06	0,06	0,06	0,20	0,20	4,22	4,22	4,16
Anzahl mechanische Massnahmen	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	0,7	0,7	0,7

Die Hofdüngergaben sind bei D, O und K ähnlich hoch, bei K wird aber zusätzlich noch Mineraldünger eingesetzt. Die DGVE wurden aufgrund der ausgebrachten organischen Substanz berechnet. Die Zahlen sind für das System D leicht tiefer als die anvisierten 0,7 und 1,4 DGVE/ha. Das kommt daher, dass bei D reifer Mistkompost ausgebracht wird, während in O Rottemist und in K Stapelmist zum Einsatz kommt. Im Pflanzenschutz zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den biologischen und konventionellen Systemen. Bei den Systemen D und O wird der Kartoffelkäfer mit Pyrethrin, Rotenon und *Bacillus thuringiensis* bekämpft, bei O wird zudem Kupfer gegen die Krautfäule gespritzt. In K und M werden in allen Ackerkulturen Pestizide eingesetzt.

Tab. 8: Vergleich der verschiedenen Anbausysteme und Düngungsstufen im DOK-Versuch pro Hektare und Jahr in der Übersicht.

	Kategorie	D0	D1	D2	O1	O2	K1	K2	M2
Ressourcen-Management	Energiebedarf GJ/(ha·J)	11,5 a	12,6 b	13,6 c	13,2 bc	14,5 d	17,0 e	21,0 f	26,9 g
	StdAbw	0,17	0,17	0,17	0,13	0,10	0,17	0,21	0,12
	Treibhauspotenzial kg CO ₂ -Äq./(ha·J)	1457 a	2150 b	2804 c	2222 b	2920 c	2951 c	4474 d	4121 d
	StdAbw	31	32	38	29	29	22	56	29
	Ozonbildung kg C ₂ H ₄ -Äq./(ha·J)	0,64 a	0,73 b	0,81 c	0,75 b	0,83 c	0,84 c	0,99 d	1,00 d
	StdAbw	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01
	P-Ressourcenbedarf kg P/(ha·J)	0,3 a	0,3 a	0,3 a	0,3 a	0,3 a	5,9 b	11,3 c	26,7 d
	StdAbw	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,8	0,4
K-Ressourcenbedarf kg K/(ha·J)v		1 a	1 a	1 a	18 b	34 c	70 d	138 e	299 f
	StdAbw	0	0	0	2	3	2	3	5
Nährstoff-Mm.	Eutrophierung kg N-Äq./(ha·J)	53 a	74 b	88 c	73 b	88 c	84 c	123 d	86 c
	StdAbw	2	2	2	2	2	1	1	2
	Versauerung kg SO ₂ -Äq./(ha·J)	8 a	44 c	65 d	41 c	61 d	56 d	88 e	21 b
StdAbw	0	0	1	0	1	3	4	0	
Schadstoff-Management	Aquatische Ökotoxizität AEP/(ha·J)	609 a	786 b	835 b	770 b	816 b	6373 c	6477 c	6598 c
	StdAbw	40	41	41	40	40	257	255	258
	Terrestrische Ökotoxizität TEP/(ha·J)	51 a	55 a	59 a	57 a	60 a	6179 b	6187 b	6179 b
	StdAbw	1	1	1	1	1	951	951	948
	Humantoxizität HTP/(ha·J)	329 a	367 ab	401 bc	400 bc	446 c	1178 d	1286 de	1417 e
StdAbw	6	5	6	5	4	54	54	49	
Bodenqualität									
	Aggregatstabilität	-	0	+	0	+	0	+	-
	C _{org} -Gehalt	--	0	+	0	+	0	+	--
	Mikrobielle Biomasse	-	0	+	0	+	0	+	-
	Mikrobielle Aktivität	-	0	+	0	+	0	+	-
Biodiversität									
	Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt	8,7	8,1	8,0	8,0	8,0	7,7	7,6	7,6

Unterschiedliche Buchstaben (a bis f) bezeichnen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Anbausystemen auf dem 5%-Niveau (Varianzanalyse der Ln-transformierten Werte über die drei Teilparzellen und zwei Fruchtfolgeperioden, multiple Vergleiche mit Newman-Keuls-Test).

StdAbw = Standardabweichung.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = deutliche Verschlechterung, - = leichte Verschlechterung, 0 = keine wesentliche Veränderung, + = leichte Verbesserung, ++ = deutliche Verbesserung.

6.1.2 Übersicht über die Ökobilanzergebnisse

Einleitend wird ein Überblick über die Ergebnisse pro Hektare und Jahr (Tab. 8) sowie pro Kilogramm Trockensubstanz der Hauptprodukte (Tab. 9) gegeben. Um die Vergleiche zwischen den Verfahren nach Tab. 3 zu erleichtern, werden die statistisch signifikanten Unterschiede zusätzlich in Tab. 10 farblich hervorgehoben. In den nachfolgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse für die verschiedenen Bereiche sowie die Ergebnisse einzelner Kulturen im Detail dargestellt.

Die *flächenbezogene Auswertung* (Tab. 8) zeigt statistisch gesichert günstigere Werte der biologischen Anbausysteme D und O im Vergleich zu K, wobei die Vergleiche jeweils auf gleicher Düngungsstufe erfolgten. Am grössten sind die Unterschiede bei der Ökotoxizität, wo durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide grosse Vorteile erzielt werden. Ebenfalls sehr grosse Unterschiede treten im P- und K-Ressourcenbedarf auf. Beim Vergleich der Düngungsstufen innerhalb der Anbausysteme zeigt es sich, dass die flächenbezogene Umweltlast mit verringerter Düngung meist signifikant abnimmt (mit Ausnahme der Toxizität, wo Unterschiede nur bei D0 beobachtet werden). Die mineralische Düngung führt einerseits zu einem höheren Energiebedarf als die gemischte (Vergleich M2-K2), weil die Herstellung mineralischer Dünger mit einem hohen Energieeinsatz einhergeht, insbesondere

Tab. 9: Vergleich der verschiedenen Anbausysteme und Düngungsstufen im DOK-Versuch pro Kilogramm geerntete Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte in der Übersicht.

Kategorie	D0	D1	D2	O1	O2	K1	K2	M2	
Ressourcen-Management	Energiebedarf MJ/kg TS	2,3 d	1,7 ab	1,6 a	1,8 bc	1,8 ab	1,9 bc	2,0 c	2,8 e
	StdAbw	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03
	Treibhauspotenzial kg CO ₂ -Äq./kg TS	0,30 a	0,30 a	0,35 bc	0,31 ab	0,36 c	0,34 bc	0,43 d	0,44 d
	StdAbw	0,004	0,005	0,006	0,004	0,004	0,004	0,005	0,006
	Ozonbildung mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	132 c	101 ab	98 ab	105 b	101 ab	94 a	93 a	105 b
	StdAbw	2,4	1,6	1,7	1,5	1,5	0,9	0,7	0,9
	P-Ressourcenbedarf g P/kg TS	0,06 b	0,04 ab	0,03 a	0,04 ab	0,04 ab	0,68 c	1,07 d	2,88 e
	StdAbw	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	0,048	0,072	0,034
	K-Ressourcenbedarf g K/kg TS	0,3 a	0,2 a	0,2 a	2,6 b	4,4 b	7,8 c	13,0 c	32,2 d
StdAbw	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,1	0,3	0,7	
Nährstoff-Mm.	Eutrophierung g N-Äq./kg TS	10,8 bc	10,3 ab	10,8 bc	10,3 ab	10,8 bc	9,6 ab	11,9 c	9,2 a
	StdAbw	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2
	Versauerung g SO ₂ -Äq./kg TS	1,68 a	6,25 c	8,05 d	5,86 c	7,72 d	6,65 c	8,66 d	2,24 b
StdAbw	0,03	0,11	0,15	0,11	0,15	0,39	0,43	0,04	
Schadstoff-Management	Aquatische Ökotoxizität AEP/kg TS	0,12 a	0,11 a	0,10 a	0,11 a	0,10 a	0,73 b	0,63 b	0,71 b
	StdAbw	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	0,03
	Terrestrische Ökotoxizität TEP/kg TS	0,01 a	0,65 b	0,57 b	0,63 b				
	StdAbw	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,09	0,10
	Humantoxizität HTP/kg TS	0,07 b	0,05 a	0,05 a	0,06 a	0,06 a	0,13 cd	0,12 c	0,15 d
	StdAbw	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,005	0,005	0,005
Flächenbedarf m ² *J/kg TS		2,17 e	1,46 d	1,28 c	1,47 d	1,29 c	1,17 b	0,99 a	1,10 b
	StdAbw	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01

Unterschiedliche Buchstaben (a bis e) bezeichnen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Anbausystemen auf dem 5%-Niveau (Varianzanalyse der Ln-transformierten Werte über die drei Teilparzellen und zwei Fruchtfolgeperioden, multiple Vergleiche mit Newman-Keuls-Test). StdAbw = Standardabweichung.

Tab. 10: Zusammenstellung der statistischen Vergleiche.

Verglichen mit Referenz:	Anbausysteme										Düngungsstufen							
	D1		O1		D2		O2		M2		D0		D1		O1		K1	
	K1				K2						D2				O2		K2	
Funktionelle Einheit	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS	ha·J	kg TS
Energiebedarf	1	0	1	0	1	1	1	1	-1	-1	1	-1	1	0	1	0	1	0
Treibhauspotenzial	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Ozonbildung	1	0	1	-1	1	0	1	0	0	-1	1	-1	1	0	1	0	1	0
Ressource P	1	1	1	1	1	1	1	1	-1	-1	0	1	0	0	0	0	1	1
Ressource K	1	1	1	1	1	1	1	1	-1	-1	0	0	0	0	1	0	1	0
Eutrophierung	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1
Versauerung	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Aquatische Ökotoxizität	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Terrestrische Ökotoxizität	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Humantoxizität	1	1	1	1	1	1	1	1	0	-1	1	-1	0	0	0	0	0	0
Flächenbedarf	0	-1	0	-1	0	-1	0	-1	0	-1	0	-1	0	-1	0	-1	0	-1
Aggregatstabilität	0		0		0		0		-		--		-		-		-	
C _{org} -Gehalt	0		0		0		0		--		--		-		-		-	
Mikrobielle Biomasse	0		0		0		0		-		--		-		-		-	
Mikrobielle Aktivität	0		0		0		0		-		--		-		-		-	
Gesamte Artenvielfalt	+		+		+		+		0		+		0		0		0	

ANOVA mit multiplen Vergleichen

- 0 Kein signifikanter Unterschied
- 1 Signifikant günstigere Umweltwirkung
- 1 Signifikant ungünstigere Umweltwirkung

Beurteilungsklassen

- 0 Vergleichbar
- + Günstig
- Ungünstig
- Sehr ungünstig
- Nicht beurteilt

bei Stickstoffdüngern. Auch der Bedarf an Phosphor- und Kalium-Ressourcen liegt höher. Andererseits ist die Eutrophierung und insbesondere die Versauerung gegenüber einem System mit organischer Düngung vermindert. Beim Treibhauspotenzial, Ozonbildungspotenzial und der Toxizität sind keine Unterschiede feststellbar. Der Phosphor-Ressourcenbedarf ist tiefer als die ausgebrachten Phosphor-Mengen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass teilweise mit Thomasmehl gedüngt wurde, welches ein Abfallprodukt der Stahlherstellung ist und entsprechend keinen Abbau von Phosphaterzen bedingt.

Die Bodenqualität reagiert sehr empfindlich auf die Zufuhr oder das Fehlen organischer Dünger. Die günstigsten Ergebnisse werden bei der Düngungsstufe 2 mit organischer Düngung (D2, O2 und K2), die ungünstigsten bei D0 und M2 festgestellt. Zwischen den Landbauformen zeigt das Modell SALCA-Bodenqualität keine Unterschiede bei gleicher organischer Düngung.

Der Verzicht auf die meisten Pflanzenschutzmitteleinsätze bei D und O sowie die Reduktion der Düngung wirken sich günstig auf die Biodiversität aus. Die biologischen Anbausysteme übertreffen daher die konventionell/integrierten Anbausysteme.

Die *produktbezogene Auswertung* (Tab. 9) zeigt ein etwas anderes Bild, denn die Erträge liegen in den extensiven Systemen (biologischer Landbau, tiefere Düngungsstufen) auf einem entsprechend niedrigeren Niveau (Tab. 7). Markante Unterschiede zwischen den

Verfahren finden sich bei der Toxizität und dem Bedarf an mineralischen Ressourcen, bei denen die biologischen Anbausysteme vorteilhaft sind. Andererseits ist ihr Flächenbedarf zur Erzeugung gleicher Produktmenge signifikant erhöht.

Der Energiebedarf liegt bei D und O leicht tiefer als bei K, die Unterschiede sind aber nur auf der Düngungsstufe 2 signifikant. Mit rein mineralischer Düngung (M2) ergab sich ein um 44% höherer Energiebedarf als bei K2. Beim Treibhauspotenzial haben die biologischen Systeme leicht tiefere Werte, während sie bei der Ozonbildung etwas höhere Potenziale aufweisen.

Im Bereich Nährstoff-Management traten keine signifikanten Unterschiede zwischen D, O und K auf; das System M hebt sich deutlich positiv ab.

Im Vergleich der Düngungsstufen 1 und 2 stellen wir keine signifikanten Unterschiede beim Energiebedarf, der Ozonbildung und der Toxizität fest. Günstig für die Umwelt fallen hingegen das Treibhauspotenzial, die Eutrophierung (nur bei K signifikant) und die Versauerung aus. Der Flächenbedarf ist hingegen erhöht. Insgesamt ergibt sich also ein günstigeres Bild für die halbierte Düngung.

Die Variante D0 (Nulldüngung) schneidet nur bei der Versauerung am besten ab, während bei einigen Wirkungskategorien teilweise deutlich höhere Umweltlasten gefunden wurden als bei den Varianten D1 und D2. Es scheint also, dass die Nulldüngung klar suboptimal ist. Das ökologisch optimale Düngungsniveau dürfte eher bei der halben als bei der vollen Düngung liegen.

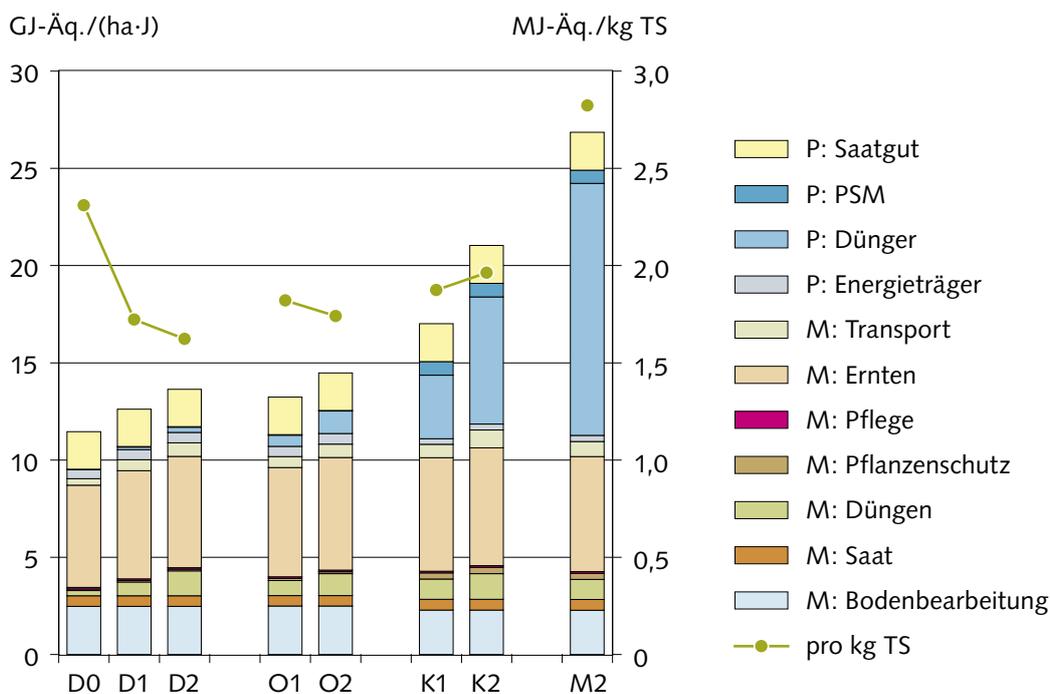


Abb. 6: Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985-98). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert. M: Mechanisierung, P: Produktionsmittel, PSM: Pflanzenschutzmittel.

6.1.3 Ressourcen-Management

Abb. 6 zeigt den Energiebedarf für die acht Anbausysteme im DOK-Versuch. Die Prozesse Bodenbearbeitung, Saat, Düngen, Pflanzenschutz, Pflege, Ernten und Transport zeigen die mit dem Einsatz der Maschinen (M: Mechanisierung) verbundenen Umweltlasten. Die Kategorien Energieträger, Dünger, PSM und Saatgut stehen für die entsprechenden Produktionsmittel (P).

Der Energiebedarf wird durch die Mechanisierung und durch die Mineraldünger dominiert. Beim Maschineneinsatz sind die Bodenbearbeitung und die Ernte ausschlaggebend. Bei den Mineraldüngern fallen insbesondere die N-Dünger stark ins Gewicht, weil ihre Herstellung mit einem hohen Bedarf an fossilen Energieressourcen verbunden ist (Nemecek & Erzinger 2005).

Abb. 7: Treibhauspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trocken-substanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–1998). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert.

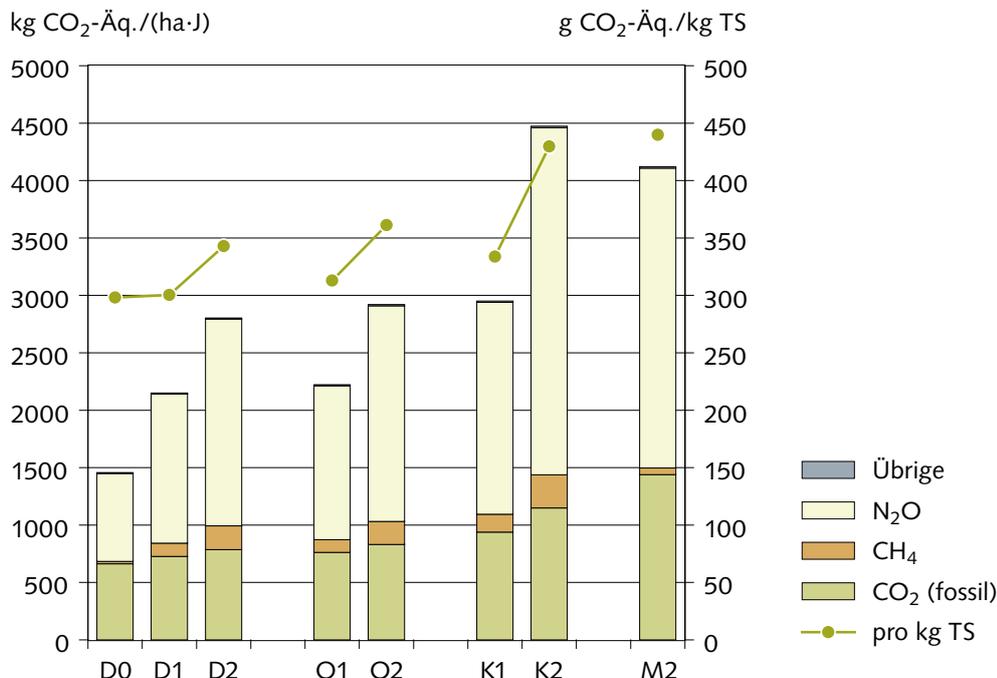
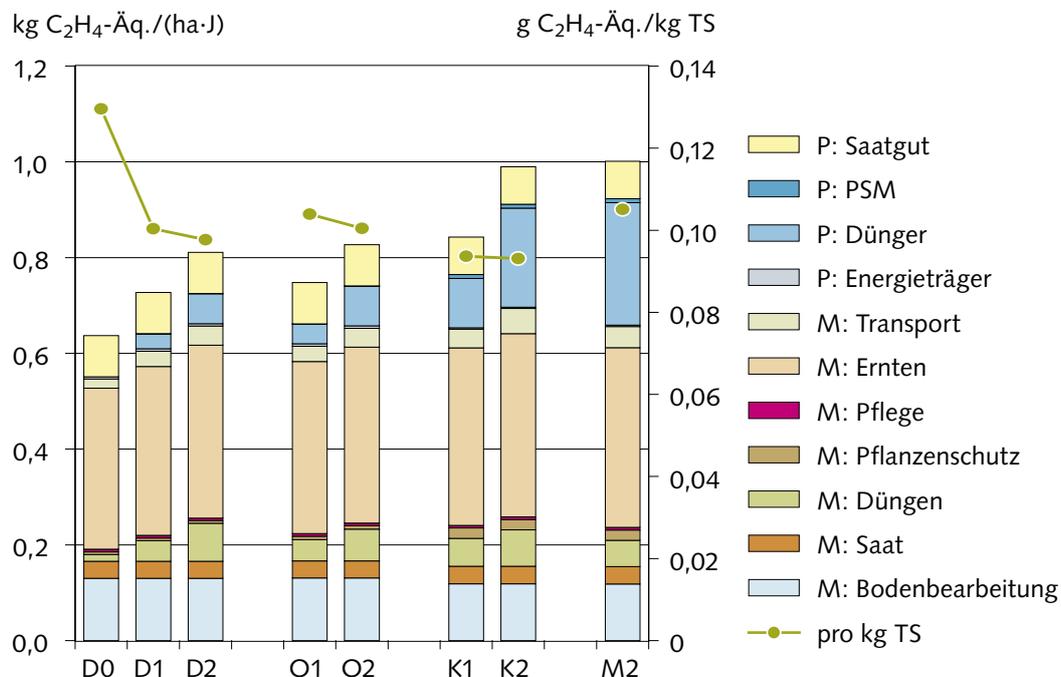


Abb. 8: Ozonbildungspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trocken-substanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–98). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert. M: Mechanisierung, P: Produktionsmittel, PSM: Pflanzenschutzmittel.



Die Hauptunterschiede im Energiebedarf erklären sich durch den Einsatz oder den Wegfall der mineralischen Dünger. Obwohl die Ausbringung der Hofdünger einen intensiveren Maschineneinsatz bedingt (K2 im Vergleich zu M2), wird dieser Unterschied durch den Energieaufwand zur Herstellung der Mineraldünger mehr als wettgemacht. Der Beitrag der Pflanzenschutzmittel zum Energiebedarf ist recht bescheiden. Die Unterschiede zwischen den Düngungsstufen sind in K grösser als in D und O. Dies liegt daran, dass einerseits die Unterschiede in den N-Mengen grösser sind (Tab. 7) und andererseits, dass es sich dabei teilweise um mineralische N-Dünger handelt.

Das Treibhauspotenzial wird durch Lachgas (N₂O) und Kohlendioxid (CO₂) dominiert (Abb. 7). Methan (CH₄) spielt eine untergeordnete Rolle, weil die Tierhaltung als Hauptquelle für diese Emission ausserhalb der Systemgrenzen liegt (Abb. 2). Sowohl die biologische Bewirtschaftung als auch eine tiefere Düngung führt zu geringeren Emissionen an Treibhausgasen. Die Hauptursache für diese Unterschiede liegt beim Lachgas (N₂O),

obwohl auch das fossile Kohlendioxid aus der Düngerherstellung ebenfalls dazu beiträgt. Im Gegensatz zum Energiebedarf liegt das Treibhauspotenzial bei M2 tiefer als bei K2, weil die über Ammoniak und Nitrat induzierten Emissionen von Lachgas etwas tiefer ausfallen.

Das *Ozonbildungspotenzial* wird bestimmt durch flüchtige organische Verbindungen (VOC), ferner durch Kohlenmonoxid. Diese Emissionen entstehen bei der Verbrennung von Treib- und Brennstoffen sowie in den Vorketten dieser Energieträger. Daher ist die Ozonbildung eng mit dem Einsatz der Maschinen verknüpft (Abb. 8). Dabei sind die Prozesse Ernten und Bodenbearbeitung ausschlaggebend, wie schon beim Energiebedarf. Der biologische Landbau hat nur Vorteile bei einer flächenbezogenen Betrachtung, jedoch leicht höhere Umweltlasten bei einer produktbezogenen Auswertung. Dies kommt daher, dass der Unterschied zwischen den flächenbezogenen Ozonbildungspotenzialen geringer ist als der Ertragsunterschied.

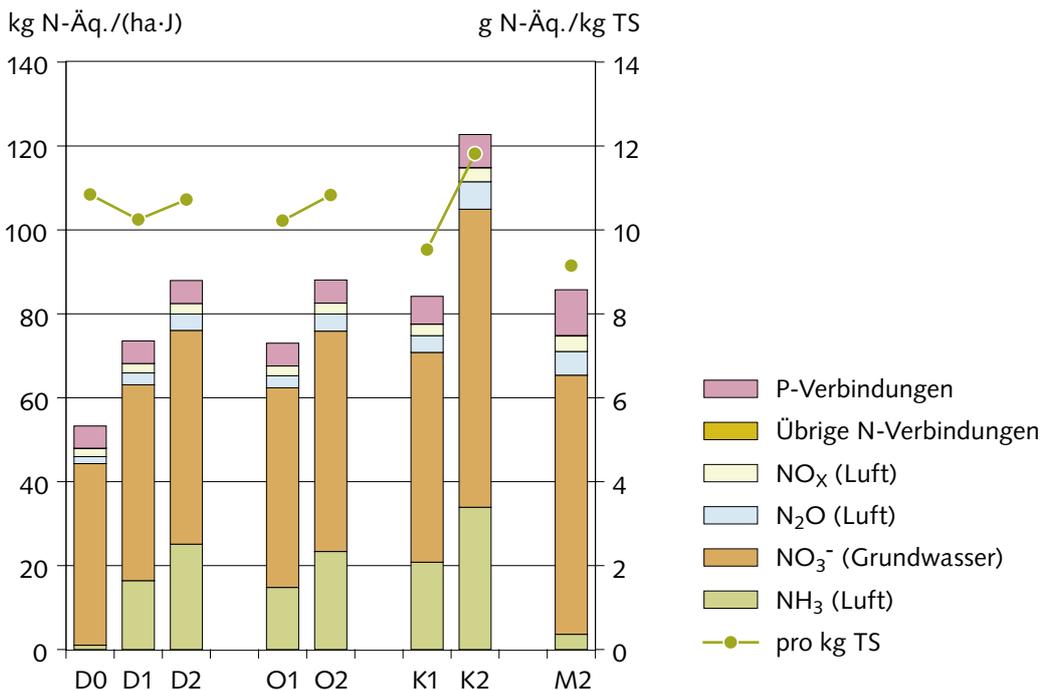


Abb. 9: Eutrophierungspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–98). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert.

6.1.4 Nährstoff-Management

Das *Eutrophierungspotenzial* wird durch das Nitrat (NO₃⁻) dominiert, gefolgt von Ammoniak (NH₃, Abb. 9). P-Verbindungen spielen eine untergeordnete Rolle. Phosphor wird zwar nach der EDIP97-Methode (Hauschild & Wenzel 1998) über sieben Mal stärker gewichtet als Stickstoff, die emittierten Mengen sind jedoch wesentlich geringer. Flächenbezogen sind die biologischen Systeme und die mineralische Düngung von Vorteil. Eine Reduktion der Düngung bewirkt stets auch eine tiefere Eutrophierung. Dies gilt jedoch bei der produktbezogenen Auswertung nicht immer: Hier sind keine Vorteile des biologischen Anbaus mehr erkennbar, weil die Ertragsausfälle ähnlich hoch liegen, wie die Emissionsreduktionen. Die tiefsten Werte traten in M2 auf, was durch die geringeren Ammoniakverlusten bei Mineral- im Vergleich zu Hofdüngern zu erklären ist. Wie schon beim Energiebedarf fallen die Unterschiede zwischen den Düngungsstufen bei K grösser aus als bei D und O.

Das *Versauerungspotenzial* wird zur Hauptsache durch Ammoniak (NH₃) bestimmt, Stickoxide und Schwefel-Dioxid SO₂ tragen ebenfalls dazu bei (Abb. 10). Da die Gülleausbringung die Hauptquelle für Ammoniakverluste ist, ist die Versauerung damit eng verknüpft. Eine Reduktion der Düngung wirkt sich sowohl flächenbezogen als auch produktbezogen positiv aus, ebenso wie ein Ersatz der Hofdünger durch Mineraldünger. Ein grosses Emissionsreduktionspotenzial besteht insbesondere bei der Anwendung emissionsmindernden

Abb. 10: Versauerungspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–98). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert.

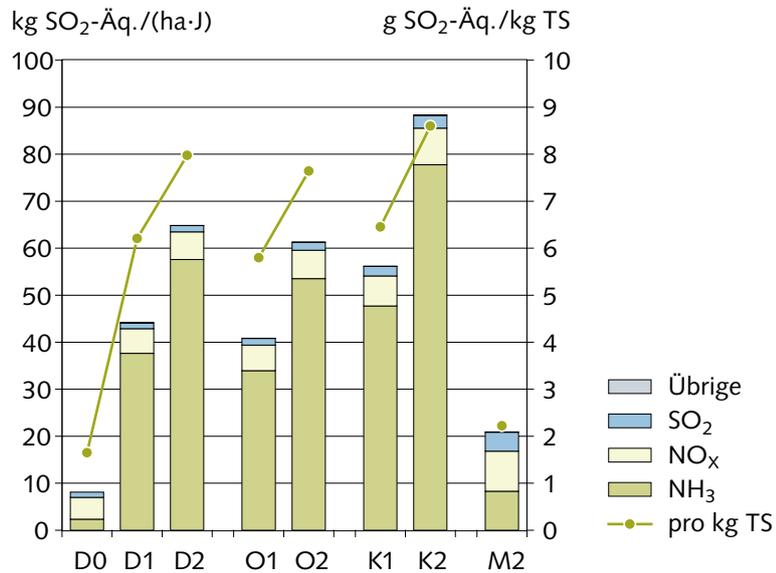


Abb. 11: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–98). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert. PSM: Pflanzenschutzmittel.

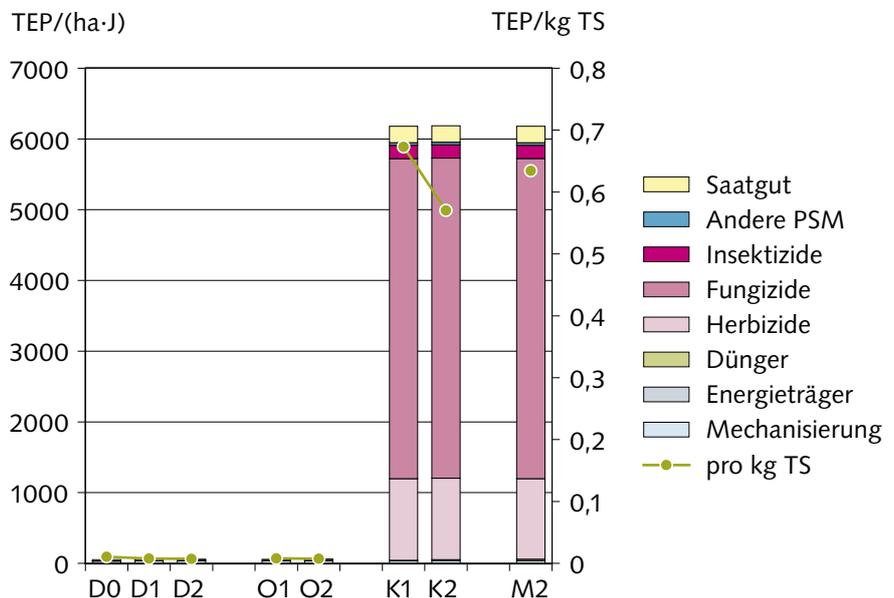
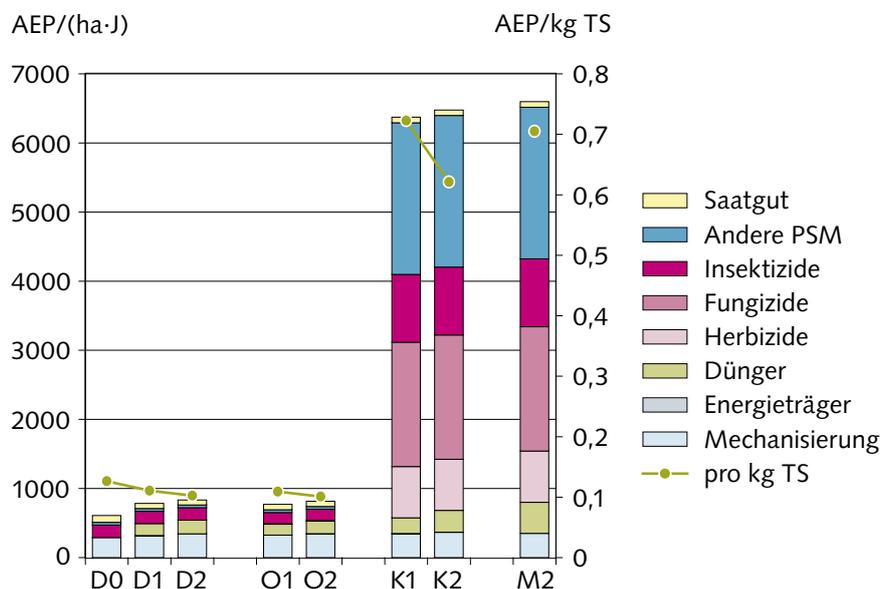


Abb. 12: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–98). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert. PSM: Pflanzenschutzmittel.



der Massnahmen in der Hofdüngerbringung (vgl. Menzi *et al.* 1997, Reidy & Menzi 2005).

6.1.5 Schadstoff-Management

Bei der terrestrischen Ökotoxizität (Abb. 11), der aquatischen Ökotoxizität (Abb. 12) und der Humantoxizität (Abb. 13) unterscheiden sich die konventionellen Systeme K und M deutlich von den biologischen. Die verursachenden Emissionen sind jedoch jeweils unterschiedlich.

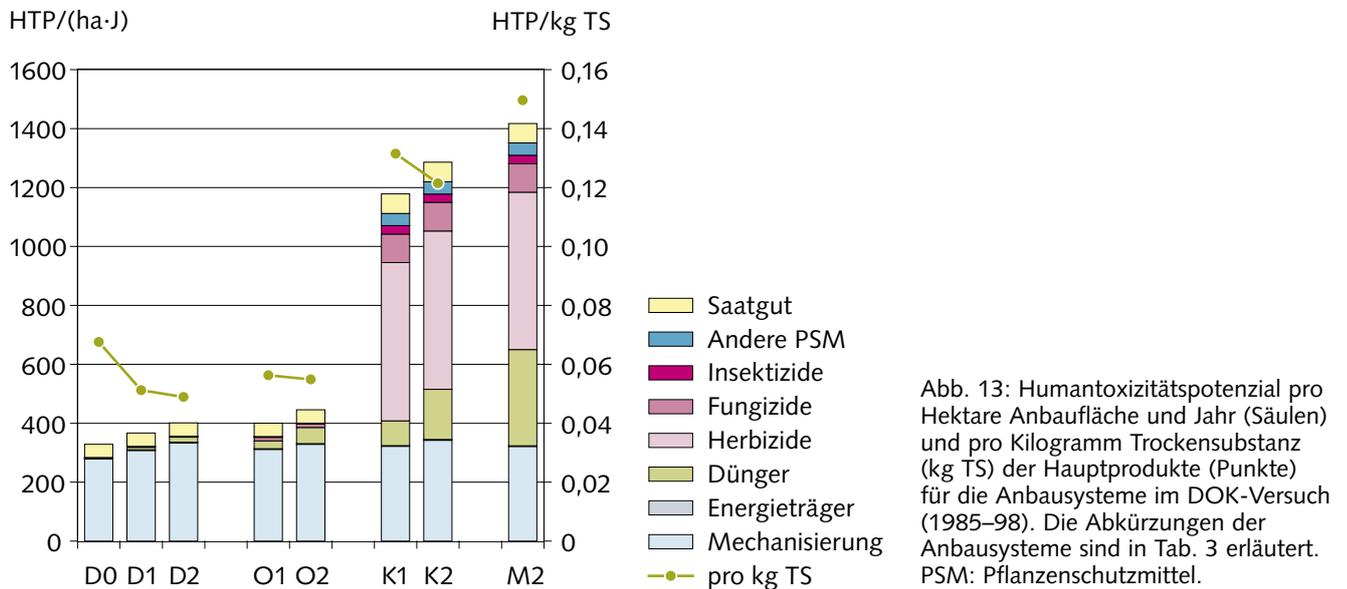


Abb. 13: Humantoxizitätspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte (Punkte) für die Anbausysteme im DOK-Versuch (1985–98). Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert. PSM: Pflanzenschutzmittel.

Die *terrestrische Ökotoxizität* (abgeschätzt nach EDIP97) wird durch das Fungizid Propiconazol und das Herbizid Metribuzin dominiert. Diese Wirkungen fallen so hoch aus, dass Emissionen, welche mit der Mechanisierung verbunden sind, vollständig überlagert werden. Der Vergleich mit der Methode CML01 bestätigt die Unterschiede zwischen den Anbausystemen, die massgebenden Wirkstoffe sind jedoch das Insektizid Cypermethrin und das Krautvernichtungsmittel Dinoseb. Das beim System O zur Anwendung kommende Kupfer fällt kaum ins Gewicht. Diese Ergebnisse der Methode EDIP werden durch CML01 bestätigt, nicht aber durch die Methode CST95. Der Kupfereinsatz bei Kartoffeln wird für gewisse Organismengruppen auch von der Methode SYNOPS als problematisch beurteilt (vgl. 7.5). Deshalb ist beim Kupfereinsatz weiterhin Zurückhaltung angezeigt.

Bei der *aquatischen Ökotoxizität* (abgeschätzt nach EDIP97) sind das Schneckenmittel Metaldehyd (unter «Andere PSM»), die Fungizide Captafol und Propineb sowie das Insektizid Bifentrin ausschlaggebend. Die Emissionen von Cadmium und Kupfer, welche mit dem Einsatz der Maschinen (Herstellungsprozesse) und mit Verunreinigungen der Dünger verbunden sind, tragen ebenfalls zur aquatischen Ökotoxizität bei.

Die *Humantoxizität* wird von den Herbiziden Isoproturon und Dinoseb massgeblich beeinflusst. Die Luftemissionen von Chrom und Arsen aus den Vorketten der Maschinen- und Düngerherstellung tragen einen wesentlichen Teil zu diesem Potenzial bei.

6.1.6 Bodenqualität

Die Wirkungsabschätzung mit der Methode SALCA-Bodenqualität bestätigt den längerfristig positiven Effekt organischer Düngung auf die Bodenqualität (Tab. 11). Bei den Verfahren ohne organische Düngung (D0 und M2) ist der Humusgehalt deutlich vermindert, was auch mit Messungen belegt wurde. Dabei ist die Beurteilung von D0 und M2 für die dritte Fruchtfolgeperiode mit drei Jahren Ansaatwiese weniger ungünstig als für die zweite Fruchtfolgeperiode, in der nur während zwei Jahren eine Ansaatwiese stand. Die

Tab. 11: Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung auf die Bodenqualität für die Anbausysteme im DOK-Versuch.

	D0					D1					D2				
Direkte Indikatoren	--	-	0	+	++	--	-	0	+	++	--	-	0	+	++
Grobporenvolumen			■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■		
Aggregatstabilität		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■	
C _{org} -Gehalt	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■	
Regenwurmbiomasse		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		
Mikrobielle Biomasse		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
Mikrobielle Aktivität		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
						O1					O2				
Direkte Indikatoren						--	-	0	+	++	--	-	0	+	++
Grobporenvolumen								■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
Aggregatstabilität								■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
C _{org} -Gehalt								■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■	
Regenwurmbiomasse							■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		
Mikrobielle Biomasse								■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
Mikrobielle Aktivität								■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
	M2					K1					K2				
Direkte Indikatoren	--	-	0	+	++	--	-	0	+	++	--	-	0	+	++
Grobporenvolumen			■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
Aggregatstabilität		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■
C _{org} -Gehalt	■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■						■ ■ ■ ■	
Regenwurmbiomasse		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■		
Mikrobielle Biomasse		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
Mikrobielle Aktivität		■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	

Die Abkürzungen der Anbausysteme sind in Tab. 3 erläutert. Die Berechnungen wurden jeweils für die drei Teil-Parzellen (A, B und C) und die zwei Fruchtfolgeperioden (1985–91 und 1992–98) getrennt durchgeführt. Jeder Punkt entspricht dem Ergebnis einer Teilparzelle und Fruchtfolgeperiode.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung.

Düngungsstufe 1 liegt im neutralen Bereich, die Düngungsstufe 2 im positiven. Die Auswertung der Messergebnisse von C_{org} durch Fließbach *et al.* (im Druck) bestätigen die Unterschiede im Humusgehalt, welche durch die Düngungsform und das Düngungsniveau verursacht wurden. Nicht bestätigt wird jedoch der Trend über die Jahre: Die Messungen zeigen einen fortschreitenden Humusverlust an (mit Ausnahme von D2), während das Modell einen Humusaufbau in D2, O2 und K2 anzeigt. Dies könnte dadurch erklärt werden, dass das Modell SALCA-Bodenqualität den Ausgangswert des Humusgehalts, die effekti-

ven Erträge und lokale Gegebenheiten nicht berücksichtigt. Signifikante Unterschiede in den Messungen der mikrobiellen Biomasse und Atmung zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftung wurden nur für D2 im Vergleich zu K2 gemessen, nicht jedoch für die Vergleiche O2-K2 und D1-O1-K1. Bei der Gegenüberstellung der Modellwerte mit den Messungen ist festzustellen, dass im Modell von einer praxisüblichen Mechanisierung ausgegangen wurde, während im Versuch viele Arbeitsgänge von Hand erfolgten. Die Werte sind daher nur bedingt vergleichbar.

Die Zufuhr organischer Substanz macht den Hauptunterschied in der Bewertung aus, denn andere wichtige Faktoren wie Fruchtfolge und Bodenbearbeitung sind weitgehend oder völlig identisch. Die Indikatoren Aggregatstabilität, Grobporenvolumen, mikrobielle Biomasse und Aktivität reagieren ebenfalls empfindlich auf die Zufuhr organischer Substanz und weisen entsprechende Änderungen auf.

Bezüglich Regenwurmbiomasse wirken sowohl fördernde, als auch hemmende Faktoren. Als regenwurmfördernd sind die Fruchtfolge (z.B. Zwischenkulturen) sowie die Zufuhr organischer Substanz durch Dünger und Ernterückstände zu nennen. Als hemmende Faktoren wirken die physikalische Schädigung durch Bodenbearbeitung zu kritischen Zeitpunkten und die chemische Schädigung durch Gülleausbringung und gewisse Pflanzenschutzmittel. Bei der Gülleausbringung spielt die Anzahl der Gaben und die Art der Nutzung eine Rolle: im Ackerbau wird ab zwei Güllegaben pro Jahr von einer Gefährdung ausgegangen, im Grasland erst ab vier Gaben. Weitere Faktoren, welche ebenfalls eine Rolle spielen könnten, in der Methode aber nicht berücksichtigt sind: Verdünnung und Qualität der Gülle sowie die Bodenbedingungen bei der Ausbringung. Weil sich die Regenwurmförderung und -hemmung durch die Gülle gegenseitig aufheben, ergeben sich bei den biologischen Anbausystemen keine Unterschiede mit der Düngungsstufe. Beim konventionellen System werden die Regenwürmer bei K2 leicht positiv beeinflusst, denn hier wird die Gülle häufiger auf die Wiesen ausgebracht.

Eine Verbesserung der Bodenqualität durch die biologische Bewirtschaftung kann im Vergleich zum konventionellen System mit gemischter Düngung mit der Methode SALCA-Bodenqualität nicht festgestellt werden. Vorteile ergeben sich nur im Vergleich zum System mit einer rein mineralischen Düngung, wobei zu berücksichtigen ist, dass in M2 das Stroh abgeführt wird, was auf einem viehlosen Betrieb nicht üblich wäre. Die Bodenqualität reagiert weniger empfindlich auf den Pestizideinsatz als die Ökotoxizität, wo eher kurzfristige Effekte betrachtet werden, während die Bodenqualität nur mittelfristig beurteilt wird. Veränderungen, welche im Zeitraum einer Fruchtfolge reversibel sind, werden bei der Bodenqualität nicht berücksichtigt. Eine langfristige Beeinträchtigung der Bodenqualität kann nur für wenige Wirkstoffe nachgewiesen werden. Ferner sind die als schädlich bekannten Stoffe meist nicht mehr zugelassen.

6.1.7 Biodiversität

Der Wirkungsabschätzung durch die neue Methode SALCA-Biodiversität zeigt im Vergleich zum konventionell/integrierten Landbau eine Förderung der Biodiversität durch das biologische Anbausystem (Tab. 12). Die grössten Unterschiede kommen bei Kartoffeln, Weizen und Gerste vor, während sie bei Randen, Ansaatwiesen und Zwischenfutter geringer sind. Die Hauptursachen für die ermittelten Unterschiede sind der Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide und das tiefere Düngungsniveau.

Die Ackerflora wird durch die mechanische Unkrautregulierung weniger beeinträchtigt als durch den Herbizideinsatz. Aufgrund der Unterschiede zwischen den Anbausystemen und des grossen Gewichts der Flora, beeinflussen diese Faktoren die aggregierten Biodiversitätspunkte massgeblich. Die Graslandflora ist durch den unterschiedlichen PSM-Einsatz weniger betroffen, reagiert hingegen stärker auf die reduzierte Düngung. Die leicht höhere Benetzung für D im Vergleich zu O lässt sich durch den Verzicht auf Kupfereinsatz in D begründen.

Tab. 12: Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung in den verschiedenen Anbausystemen des DOK-Versuchs (1985–98) auf die Biodiversität

	D0	D1	D2	O1	O2	K1	K2	M2
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)								
Total aggregiert	8.7	8.1	8.0	8.0	8.0	7.7	7.6	7.6
Ackerflora	14.8	13.9	13.9	13.8	13.8	12.8	12.6	12.5
Graslandflora	4.9	4.3	4.1	4.2	4.2	4.1	3.9	3.9
Vögel	10.3	8.7	8.6	8.5	8.5	8.0	8.0	7.9
Kleinsäuger	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5
Amphibien	2.5	2.1	2.1	2.1	2.1	2.0	2.0	2.0
Mollusken	2.5	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3
Spinnen	13.9	13.2	13.2	13.0	13.0	12.2	12.0	12.1
Laufkäfer	14.7	14.0	14.0	14.0	14.0	13.7	13.5	13.6
Tagfalter	9.8	8.8	8.6	8.8	8.6	8.5	8.4	8.5
Bienen	4.9	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.9
Heuschrecken	11.0	9.8	9.5	9.9	9.6	9.4	9.3	9.3
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)								
Amphibien	1.7	1.4	1.3	1.3	1.3	1.3	1.2	1.3
Spinnen	13.4	12.7	12.6	12.5	12.4	11.6	11.5	11.6
Laufkäfer	14.7	14.0	14.0	14.0	14.0	13.7	13.6	13.7
Tagfalter	9.8	8.8	8.5	8.8	8.5	8.4	8.4	8.5
Heuschrecken	10.9	9.6	9.3	9.6	9.4	9.2	9.1	9.2

Einheit: Biodiversitätspunkte

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zum System K2 (hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6b).

Für die mineralische Düngung (M) ergeben sich keine Unterschiede im Vergleich zur gemischten (K). Dies ist dadurch zu erklären, dass in beiden Systemen Mineraldünger eingesetzt werden.

Die zusätzliche Analyse der normalisierten Werte zeigt, wie viel von der potenziell möglichen Biodiversität im jeweiligen Habitat erreicht wird. Hier zeigt sich, dass die Unterschiede zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftung nicht sehr gross sind. Bei den konventionellen Systemen wird 50 bis 52% der potenziellen Artenvielfalt erreicht. Bei den biologischen Systemen (Düngungsstufen 1 und 2) sind es 55 bis 57%. Nur beim Verfahren D0 werden mit 72% deutlich höhere Werte erreicht. Dies bedeutet, dass der Unterschied zwischen einem vollständigen Verzicht auf Düngung bei D0 und einer mässigen Düngung (D1) für die Biodiversität wichtiger ist als eine weitere Erhöhung des Niveaus (D1 zu D2). Die Ergebnisse zeigen auch, dass zwischen der produktiven Funktion und der Förderung der Artenvielfalt in der Landwirtschaft ein markanter Zielkonflikt besteht.

6.1.8 Kulturbezogene Auswertung

Die Auswertung der kulturbezogenen Ergebnisse (Tab. 13, Abb. 14) zeigt, dass die Schlussfolgerungen auf Stufe der Fruchtfolge nicht einfach auf einzelne Kulturen übertragen werden können. Dies gilt insbesondere für die produktbezogene Auswertung. Die biologischen Anbausysteme sind bei der Ökotoxizität – mit Ausnahme der Ansaatwiese, wo keine Pestizide eingesetzt wurden – durchwegs günstiger. Beim Eutrophierungspotenzial zeigt sich hingegen ein anderes Bild: Die Bio-Getreide weisen höhere Werte auf, insbesondere bei der produktbezogenen Auswertung. Diese Ergebnisse kommen durch die ungleiche Verteilung der Gülle zustande: Während in K nur 13% der Gülle zu den Ackerkulturen aus-

Tab. 13: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die einzelnen Kulturen pro Hektare Anbaufläche und Jahr und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte.

	Kultur	D0	D1	D2	O1	O2	K1	K2	M2
Energiebedarf GJ/(ha·J)	Weizen	8,2	9,4	10,3	9,3	10,0	15,3	19,1	20,2
	Gerste	8,0	8,7	9,0	9,2	9,9	13,9	17,5	16,9
	Kartoffeln	23,5	25,5	27,5	26,9	29,3	29,6	35,6	42,4
	Randen	9,6	11,8	14,1	13,6	16,4	18,3	25,5	26,2
	Ansaatwiese	9,0	9,5	9,7	9,9	10,6	11,3	13,2	25,7
Eutrophierung kg N/(ha·J)	Weizen	57,4	72,1	83,2	66,6	73,6	57,3	68,2	60,2
	Gerste	77,7	90,9	99,7	90,3	99,7	86,6	95,5	82,3
	Kartoffeln	48,8	70,0	91,8	74,0	99,5	92,0	142,9	134,8
	Randen	17,0	41,0	57,1	41,0	59,4	65,4	140,1	63,2
	Ansaatwiese	34,4	56,4	68,4	57,4	71,8	79,7	123,6	65,1
Terrestrische Ökotoxizität TEP/(ha·J)	Weizen	19	22	25	21	22	15748	15754	15756
	Gerste	19	20	21	21	22	1076	1082	873
	Kartoffeln	94	104	112	106	114	8426	8441	8444
	Randen	52	62	70	68	77	2614	2631	2623
	Ansaatwiese	52	53	54	54	56	57	61	81
Gesamte Artenvielfalt (aggregiert) Biodiversitäts- punkte	Weizen	9,5	8,8	8,8	8,8	8,8	8,1	8,0	8,0
	Gerste	9,6	8,9	8,9	8,8	8,8	7,9	7,8	7,8
	Kartoffeln	6,9	6,3	6,3	5,6	5,6	5,5	5,4	5,3
	Randen	6,6	6,0	6,0	6,0	6,0	5,8	5,8	6,1
	Ansaatwiese	8,8	7,9	7,8	7,9	7,8	7,8	7,6	7,7
Energiebedarf MJ/kg TS	Weizen	2,4	2,0	2,1	2,0	2,0	2,8	3,4	3,5
	Gerste	2,7	2,0	2,1	2,4	2,3	2,5	3,2	3,0
	Kartoffeln	12,5	5,2	4,3	4,7	4,1	3,3	3,4	4,1
	Randen	2,7	1,7	1,6	2,0	1,9	2,5	2,3	3,4
	Ansaatwiese	1,2	0,9	0,9	1,0	1,0	0,9	0,9	2,1
Eutrophierung g N/kg TS	Weizen	18	18	19	16	17	11	13	11
	Gerste	28	23	26	26	26	17	18	15
	Kartoffeln	26	14	14	13	14	10	14	13
	Randen	5	6	7	6	7	9	13	8
	Ansaatwiese	5	5	6	6	7	7	9	5
Terrestrische Ökotoxizität TEP/kg TS	Weizen	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	3,15	3,02	2,92
	Gerste	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,21	0,21	0,16
	Kartoffeln	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,95	0,80	0,82
	Randen	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,35	0,24	0,34
	Ansaatwiese	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01

gebracht und der Rest auf der Ansaatwiese verteilt wird, beträgt dieser Anteil beim System O 42%. Pro Kilogramm Kartoffeln wird im Biolandbau wesentlich mehr Energie eingesetzt, was auf die Problematik dieser Kultur hinweist. Die Kartoffeln erreichen beispielsweise in O2 lediglich 68% der Erträge von K2, bei D2 sogar nur 61%. Die Nulldüngung erweist sich bei den Kartoffeln wegen viel zu geringer Erträge als besonders kritisch (der Ertrag erreicht nur 47% von K2). Der Energiebedarf und die Eutrophierung liegen pro Kilogramm Kartoffeln

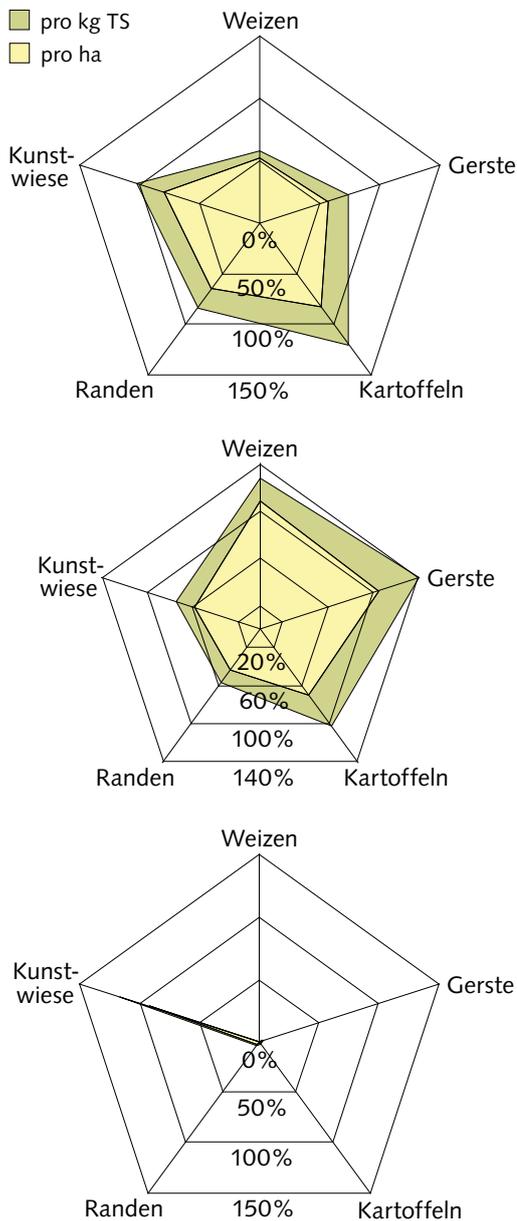
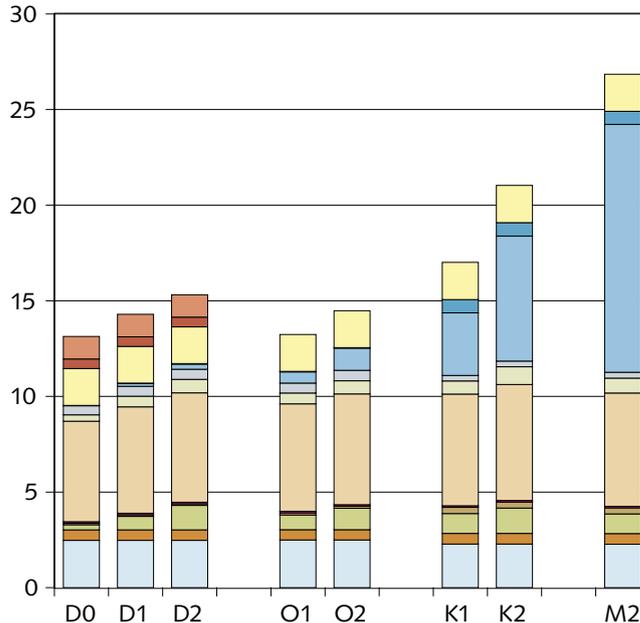


Abb. 14: Relativer Vergleich zwischen den Anbausystemen O2 und K2 für drei ausgewählte Wirkungskategorien.

Abb. 15: Sensitivitätsanalyse zum Einsatz biodynamischer Präparate (BDP): Energiebedarf pro Hektare und Jahr (vgl. Abb. 6) für 3 Behandlungen (+3 BDP, praxisüblich) und 10 Behandlungen pro Jahr (+3 +7 BDP, wie im Versuch) unter der Annahme, dass die biodynamischen Präparate im System D mit der Feldspritze ausgebracht werden.

GJ-Äq./ha·J



auf Rekordniveau. Das System M2 weist bei der Ansaatwiese im Vergleich zu K2 einen zweimal höheren Energiebedarf auf. Dies ist damit zu erklären, dass im System K nur Hofdünger auf der Ansaatwiese ausgebracht werden, während der Nährstoffbedarf in M2 ausschliesslich mit Mineraldüngern gedeckt werden muss. Die Biodiversität wird bei den Kulturen Weizen, Gerste und Kartoffeln unterschiedlicher beurteilt als bei Randen und Ansaatwiesen. Die Methode SALCA-Bodenqualität beurteilt Effekte über mehrere Jahre und wird deshalb nur für die Fruchtfolge analysiert.

6.1.9 Sensitivitätsanalyse zum Einsatz bio-dynamischer Präparate

Das Verfahren D wurde in den Versuchsjahren 1985 bis 1998 im Durchschnitt zehn Mal pro Jahr mit biologisch-dynamischen Präparaten behandelt (sog. «Betriebsspritzungen», vgl. Anhang 3.1.1). In der Berechnung wurden die damit verbundenen Maschineneinsätze vernachlässigt, weil angenommen wurde, dass diese Behandlungen von Hand durchgeführt werden. Um darzustellen, wie sich diese Annahme auf die Ergebnisse auswirkt, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, wobei mit drei Behandlungen (praxisüblich) sowie mit zehn Behandlungen (wie im DOK-Versuch) pro Jahr gerechnet wurde. Die Ergebnisse sind in Abb. 15 exemplarisch für den Energiebedarf dargestellt. Der Energiebedarf im Verfahren D2 erhöht sich um 4% bei drei und um 12% bei zehn Behandlungen pro Jahr. Die Ozonbildung ist noch etwas stärker betroffen, weil sie noch mehr von der Mechanisierung abhängt; alle übrigen Wirkungskategorien sind weniger oder kaum betroffen. Diese Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die geringfügigen Vorteile des Systems D gegenüber O dadurch verlorengehen. Insgesamt werden die Schlussfolgerungen aber von dieser Annahme nicht beeinflusst.

6.2 Anbausysteme im Versuch Burgrain

Die Ökobilanz erstreckt sich über sechs Jahre bei der ackerbaubetonten Fruchtfolge (AFF, 1997–2002) sowie vier Jahre bei der futterbaubetonten Fruchtfolge (FFF, 1997–2000). Die Jahre vor 1997 wurden nicht in die Auswertung einbezogen, weil einerseits die erste Fruchtfolgeperiode einer Übergangsphase entspricht, andererseits das System Low-Input nicht gemäss Bio-Richtlinien geführt wurde (es erfolgten noch einzelne Pestizideinsätze). Die zweite Hälfte des Versuchs (FFF) wurde im Jahr 2000 abgebrochen. Die dadurch entstehende Asymmetrie wird in der Auswertung berücksichtigt, indem für die Gesamtauswertung über alle 12 Parzellen (je 6 Parzellen pro Fruchtfolge) der arithmetische Mittelwert der beiden Fruchtfolgen verwendet wird.

Tab. 14: Produktionskennzahlen aus der ackerbau- (AFF, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (FFF, 1997–2000) sowie dem (arithmetischen) Mittelwert der beiden Fruchtfolgen.

Angaben pro ha und Jahr	AFF			FFF			Mittel		
	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio
Ertrag (kg TS)	12103	11083	10627	13025	12249	11914	12564	11666	11270
in % von IPint	100%	92%	88%	100%	94%	91%	100%	93%	90%
Düngung									
N _{verfügbar} (kg)	140	94	76	119	77	68	130	85	72
Mineralische N-Dünger (kg)	56	25	0	31	11	0	43	18	0
Gülle (m ³)	62	54	65	77	57	60	70	56	63
davon auf Ackerkulturen	0%	32%	51%	0%	14%	20%	0%	23%	36%
Mist (t)	14,3	9,6	9,3	6,8	5,1	4,6	10,6	7,3	7,0
DGVE/ha	1,93	1,45	1,43	1,41	1,08	1,06	1,67	1,26	1,24
Pflanzenschutz									
Anzahl Durchgänge Feldspritze	2,8	1,5	0,7	1,5	0,7	0,0	2,1	1,1	0,4
Wirkstoffe (kg)	3,0	1,8	0,5	1,0	0,6	0,3	2,0	1,2	0,4
Anzahl mechanische Massnahmen	0,2	0,9	1,3	0,0	0,6	0,6	0,1	0,7	0,9

DGVE = den Hofdüngergaben entsprechende Düngergrossvieheinheiten (berechnet aufgrund der Zufuhr von organischer Substanz). IPint = IPintensiv, IPext = IPextensiv, Bio = Biologisch.

6.2.1 Übersicht über die Produktionsdaten

Die Erträge der drei Anbausysteme unterscheiden sich nur wenig (Tab. 14). Im Vergleich zu IPintensiv liegen sie über beide Fruchtfolgen betrachtet 7% tiefer bei IPextensiv und 10% tiefer bei Bio. Diese Ertragsunterschiede sind deutlich geringer als beim DOK-Versuch (vgl. Tab. 7) und als in der Praxis üblich (vgl. Tab. 20). Dies hat folgende Gründe:

- Der Anteil der Ansaatwiesen ist mit insgesamt 42% recht hoch – wenn auch nicht unüblich für eine Region mit intensiver Tierhaltung. Die Ertragsunterschiede bei den Ansaatwiesen sind geringer als bei den Ackerkulturen.
- Die Hofdüngergaben waren in der Vorgeschichte des Versuchs sehr hoch und liegen auch in der Untersuchungsperiode noch auf hohem Niveau. Sie entsprechen jedoch der regional üblichen Praxis. Dies führt dazu, dass die Böden sehr gut mit Nährstoffen versorgt sind. Es werden keine mineralischen P- und K-Dünger ausgebracht und die Höhe mineralischer Stickstoffgaben ist selbst bei IPintensiv recht bescheiden. Beispielsweise bekam der Winterweizen bei IPintensiv nur 70 kg N/ha mineralisch (Tschachtli *et al.* 2004) und keine Hofdünger im Vergleich zu 140 kg N/ha gemäss Düngungsempfehlung. Trotz dieser tiefen Düngungsgaben werden dank dem hohen Nährstoffnachlieferungsvermögen der Böden überdurchschnittliche Erträge erzielt.

Tab. 15: Vergleich der drei Anbausysteme pro Hektare und Jahr in der Übersicht.

		AFF						FFF						Mittel		
Kategorie		IPint		IPext		Bio		IPint		IPext		Bio		IPint	IPext	Bio
Ressourcen-Management	Energiebedarf GJ-Äq./ha·J	22	a	19	b	16	c	13	A	11	B	10	C	17	15	13
	StdAbw	1,5		1,3		1,6		0,8		0,5		0,4				
	Treibhauspotenzial kg CO ₂ -Äq./ha·J	5026	a	3978	b	3604	c	3773	A	2890	B	2633	C	4400	3434	3118
	StdAbw	256		184		316		259		207		102				
	Ozonbildung kg C ₂ H ₄ -Äq./ha·J	1,00	a	0,89	a	0,87	b	0,76	A	0,66	B	0,63	C	0,88	0,78	0,75
	StdAbw	0,05		0,03		0,07		0,05		0,03		0,03				
Nährstoff-Mm.	Eutrophierungspotenzial kg N-Äq./ha·J	143	a	123	b	123	b	134	A	109	B	103	B	138	116	113
	StdAbw	14		14		16		19		14		8				
	Versauerungspotenzial kg SO ₂ -Äq./ha·J	97	a	85	b	93	ab	97	A	81	B	81	B	97	83	87
	StdAbw	6		3		10		17		10		7				
Schadstoff-Management	Aquatische Ökotoxizität AEP/ha·J	1012	a	850	b	603	c	624	A	555	A	400	A	818	703	501
	StdAbw	205		202		153		169		182		12				
	Terrestrische Ökotoxizität TEP/ha·J	3233	a	1042	b	51	c	699	A	101	A	37	A	1966	571	44
	StdAbw	882		558		4		548		40		4				
	Humantoxizität HTP/ha·J	631	a	519	b	414	c	428	A	366	AB	280	B	530	442	347
StdAbw	27		21		31		98		97		17					
Bodenqualität																
Grobporenvolumen	0		+		+		+		+		+		+	+	+	
Aggregatstabilität	+		++		++		++		++		++		++	++	++	
C _{org} -Gehalt	+		+		+		+		+		+		+	+	+	
Regenwurmbiomasse	0		-		-		0		0		0		+	0	0	
Mikrobielle Biomasse	+		0		0		0		0		0		+	0	0	
Mikrobielle Aktivität	+		0		0		0		0		0		+	0	0	
Biodiversität																
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (aggreg.)	6,9		7,3		7,3		6,7		6,9		7,1		6,8	7,1	7,2	

Unterschiedliche Buchstaben (a, b, c bzw. A, B, C) bezeichnen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Anbausystemen auf dem 5%-Niveau (Varianzanalyse mit Newman-Keuls-Test).

StdAbw = Standardabweichung der Jahreswerte (AFF: 6 Jahre, FFF: 4 Jahre).

Mittel: Arithmetischer Mittelwert der beiden Fruchtfolgen.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = deutliche Verschlechterung, - = leichte Verschlechterung,

0 = keine wesentliche Veränderung, + leichte Verbesserung, ++ = deutliche Verbesserung.

- Die Bio-Kartoffeln erreichen Erträge, welche nur 14% unter jenen von *IPintensiv* liegen. Hier spielt neben der hohen Nährstoffverfügbarkeit auch der geringe Krautfäule-Befallsdruck in der Region eine Rolle. Im DOK-Versuch erreichten Bio-Kartoffeln um etwa 35% tiefere Erträge als jene im konventionellen Anbau. Im mehrjährigen Durchschnitt lagen die Erträge 40% tiefer (Tab. 20).

Die Güllegaben unterscheiden sich nur wenig zwischen den Anbausystemen. Für die Auswertung ist jedoch zu beachten, dass die Strategie des Gülleeinsatzes je nach Anbausystem unterschiedlich ist. Während in *IPintensiv* sämtliche Gülle im Futterbau eingesetzt wird, erfolgen ein Viertel der Güllegaben bei *IPextensiv* und ein Drittel bei Bio in den Ackerkulturen (Tab. 14).

Die Mistgaben sind bei *IPintensiv* am höchsten, bei den beiden anderen Systemen sind sie ähnlich hoch.

Tab. 16: Vergleich der drei Anbausysteme pro Kilogramm geerntete Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte in der Übersicht.

		AFF			FFF			Mittel		
Kategorie		IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio
Ressourcen-Management	Energiebedarf MJ-Äq./kg TS	1,74 a	1,62 b	1,48 c	0,96 A	0,85 B	0,78 C	1,35	1,24	1,13
	StdAbw	0,10	0,07	0,08	0,05	0,05	0,04			
	Treibhauspotenzial g CO ₂ -Äq./kg TS	409 a	354 b	335 b	284 A	231 B	217 B	347	293	276
	StdAbw	31	20	39	31	18	12			
	Ozonbildung mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	80 a	78 a	79 a	56 A	52 B	51 B	68	65	65
	StdAbw	4	3	5	5	3	3			
Nährstoff-Mm.	Eutrophierungspotenzial g N-Äq./kg TS	11,7 a	11,0 a	11,4 a	10,1 A	8,7 B	8,5 B	11	10	10
	StdAbw	1,4	1,3	1,9	1,8	1,1	0,7			
	Versauerungspotenzial g SO ₂ -Äq./kg TS	8,0 ab	7,6 b	8,6 a	7,4 A	6,6 A	6,7 A	7,7	7,1	7,7
	StdAbw	0,6	0,4	0,9	1,5	0,9	0,8			
Schadstoff-Management	Aquatische Ökotoxizität AEP/kg TS	0,08 a	0,08 b	0,06 c	0,05 A	0,04 A	0,03 A	0,06	0,06	0,04
	StdAbw	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,00			
	Terrestrische Ökotoxizität TEP/kg TS	0,27 a	0,09 b	0,00 c	0,05 A	0,01 A	0,00 A	0,16	0,05	0,00
	StdAbw	0,08	0,05	0,00	0,04	0,00	0,00			
	Humantoxizität HTP/kg TS	0,05 a	0,05 b	0,04 c	0,03 A	0,03 AB	0,02 B	0,04	0,04	0,03
	StdAbw	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00			

Unterschiedliche Buchstaben (a, b, c bzw. A, B, C) bezeichnen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Anbausystemen auf dem 5% -Niveau (Varianzanalyse mit Newman-Keuls-Test).
 StdAbw = Standardabweichung der Jahreswerte (AFF: 6 Jahre, FFF: 4 Jahre).
 Mittel: Arithmetischer Mittelwert der beiden Fruchtfolgen.

Deutliche Unterschiede sind hingegen im Pflanzenschutz zu erkennen: Während das System *IPintensiv* auf chemische Behandlungen setzt, erfolgen im System Bio (abgesehen von Kupfereinsatz bei Kartoffeln) nur mechanische Unkrautregulierungsmassnahmen.

6.2.2 Übersicht über die Ökobilanzergebnisse

Einleitend wird ein Überblick über die Ergebnisse pro Hektare und Jahr (Tab. 15) sowie pro Kilogramm Trockensubstanz der Hauptprodukte (Tab. 16) gegeben. In den nachfolgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse für die verschiedenen Bereiche sowie die Ergebnisse einzelner Kulturen im Detail dargestellt.

Flächenbezogen betrachtet liegen die meisten Umweltlasten in der AFF beim System *IPintensiv* am höchsten, beim System Bio dagegen am tiefsten (Tab. 15). Ausnahmen davon bilden das Eutrophierungspotenzial, bei dem die extensiven Systeme gleich hohe Werte aufweisen und das Versauerungspotenzial, bei dem *IPextensiv* die tiefsten Werte zeigt. In der FFF sind die Unterschiede zwischen den Anbausystemen allgemein geringer. Dies ist weitgehend auf den höheren Anteil von Ansaatwiesen zurückzuführen, deren Bewirtschaftung und Erträge ähnlich sind.

Produktbezogen ausgewertet (Tab. 16) sind die Unterschiede zwischen den Systemen geringer, weil die tiefere Anbauintensität in *IPextensiv* und Bio auch mit verminderten Erträgen einhergeht. An den grundlegenden Aussagen ändert dies jedoch nichts.

Bezüglich der Bodenqualität sind die extensiven Systeme bei der Aggregatstabilität günstiger, was vor allem auf den Einsatz des Onland-Pflugs zurückzuführen ist. Bei den extensiven Systemen mit häufiger Gülleanwendung in Ackerkulturen wird in der AFF ein Risiko für

Abb. 16: Bedarf an nicht erneuerbaren Energie-resourcen der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (*Bio*) der ackerbaubetonten (*AFF*, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (*FFF*, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt.
M: Mechanisierung, P: Produktionsmittel, PSM: Pflanzenschutzmittel.

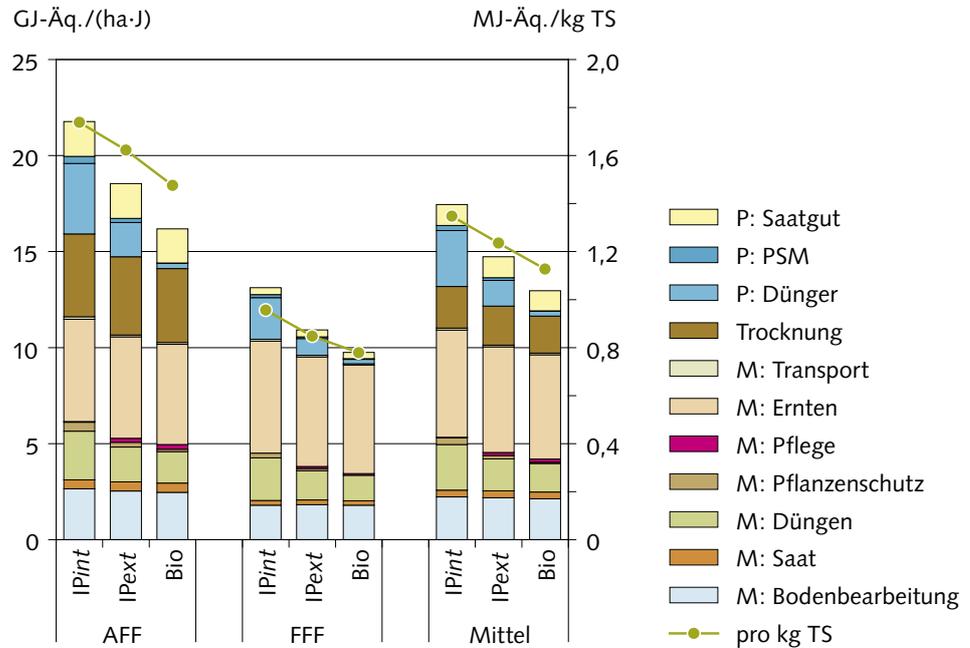


Abb. 17: Treibhauspotenzial über 100 Jahre der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (*Bio*) der ackerbaubetonten (*AFF*, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (*FFF*, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt.

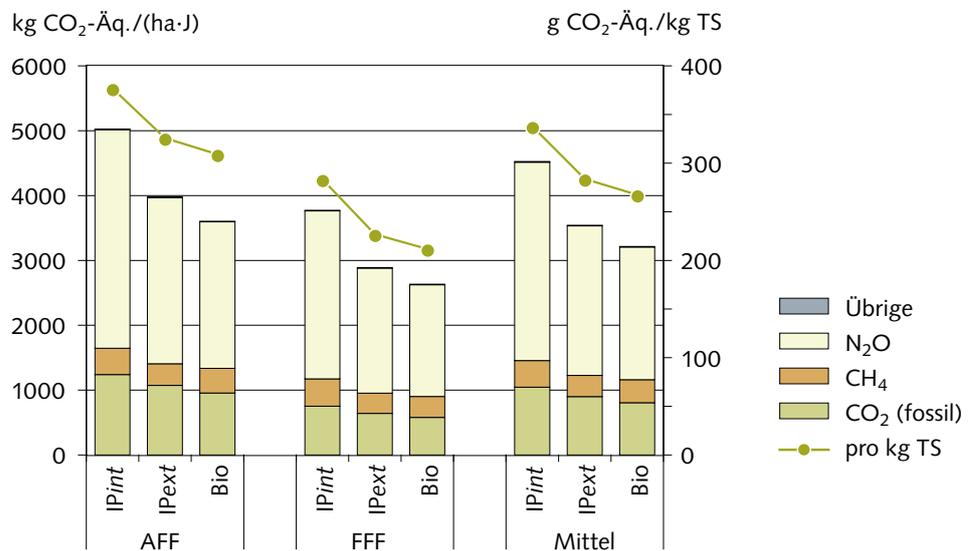
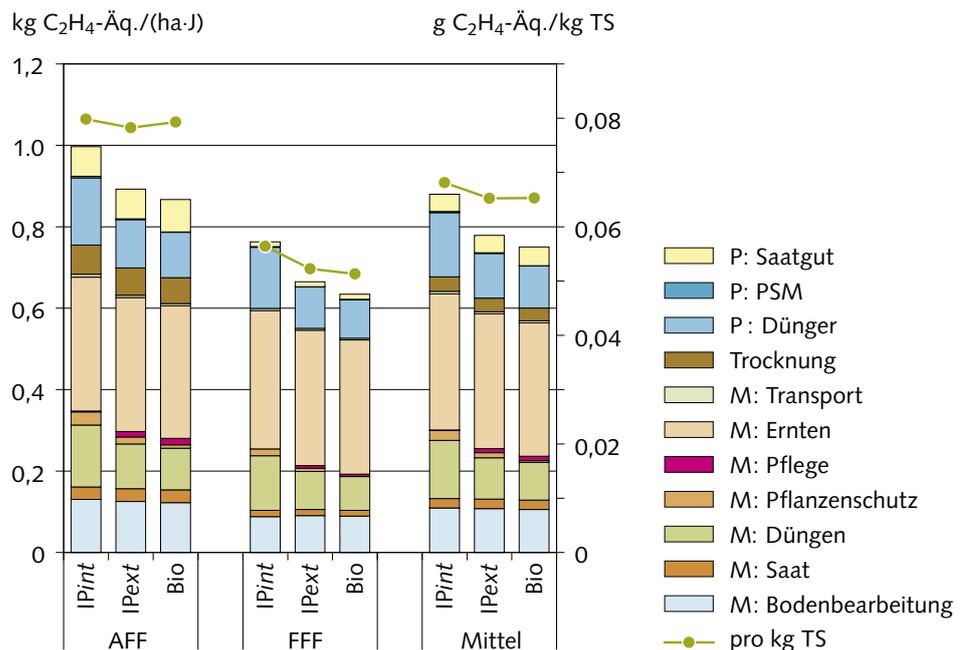


Abb. 18: Ozonbildungspotenzial der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (*Bio*) der ackerbaubetonten (*AFF*, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (*FFF*, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt.
M: Mechanisierung, P: Produktionsmittel, PSM: Pflanzenschutzmittel.



die Regenwürmer angezeigt (vgl. 6.2.6). Beim System *IPintensiv* gibt es sowohl regenwurm-fördernde (Zufuhr organischer Substanz) als auch schädigende Faktoren (Bodenbearbeitung). Angesichts der Tatsache, dass sich diese nahe der Klassengrenze bewegen, resultiert insgesamt eine positive Bewertung, obwohl dieser Effekt bei getrennter Betrachtung der beiden Fruchtfolgen nicht beobachtet wird.

6.2.3 Ressourcen-Management

Der *Energiebedarf* der AFF ist deutlich höher als jener der FFF. Dies trifft sowohl pro Anbaufläche als auch pro Kilogramm Produkt zu (Abb. 16). Hauptursachen dafür sind die beiden energieintensiven Kulturen Körnermais und Kartoffeln. Beim Körnermais fällt insbesondere die Trocknung stark ins Gewicht. Für die Kartoffeln dominiert der intensive Maschineneinsatz; ausserdem ist der Aufwand für das Pflanzgut besonders hoch. Im Vergleich zum DOK-Versuch liegt der Energiebedarf der Fruchtfolgen auf dem ertragreichen Standort Burgrain mit 13 bis 17 GJ-Äq./ha und Jahr bzw. 1,1 bis 1,3 MJ-Äq./kg TS sehr tief. Im System K2 des DOK-Versuchs wurden 21 GJ/ha und Jahr bzw. 2 MJ/kg TS berechnet. Beim Vergleich auf Stufe Kultur bestätigen sich die tiefen Werte am Standort Burgrain: Beispielsweise beträgt der Energiebedarf pro kg TS Weizenkörner 1,85 MJ in *IPintensiv* auf Burgrain, während der vergleichbare Durchschnittswert für die Schweiz bei 3,7 MJ liegt (Tab. 20). Gründe dafür sind die hohen Hofdüngergaben in allen Systemen und das gute Nährstoff-Nachlieferungsvermögen der Böden, welche zu einem besonders geringem Einsatz von Mineraldüngern führen (Zihlmann & Tschachtli 2004). Andererseits erzeugen alle Systeme – auch das biologische – hohe Erträge (Tschachtli *et al.* 2004). Der Energiebedarf wird vom Maschineneinsatz dominiert, welcher bei den drei Systemen sehr ähnlich ist.

Durch die oben genannten Faktoren fallen die Unterschiede zwischen den drei Anbausystemen auch geringer aus, als dies aufgrund anderer Studien zu erwarten wäre. Über beide Fruchtfolgen gerechnet liegt der Energiebedarf bei *IPextensiv* 16% pro Hektare bzw. 8% pro Kilogramm tiefer, für Bio sind es sogar 26% pro Hektare bzw. 16% pro Kilogramm. Die Hauptunterschiede sind auf die Reduktion bzw. den Wegfall der mineralischen Dünger zurückzuführen. Zusätzliche Pflegemassnahmen bei den extensiven Systemen schlagen hingegen nur wenig zu Buche.

Beim *Treibhauspotenzial* (Abb. 17) ergibt sich insgesamt ein ähnliches Bild wie beim Energiebedarf: Die Klimawirkung der Anbausysteme nimmt in der Reihenfolge *IPintensiv*, *IPextensiv* und Bio ab. Die wichtigsten Emissionen sind dabei das Lachgas (N_2O), welches hauptsächlich aus dem Stickstoffeinsatz in Form von Mineral- und Hofdüngern stammt, das Kohlendioxid (CO_2) und das Methan (CH_4), welches vor allem bei der Hofdüngerlagerung entweicht.

Beim *Ozonbildungspotenzial* (Abb. 18) zeigt sich eine ähnliche Tendenz wie beim Energiebedarf und beim Treibhauspotenzial; allerdings fallen die Unterschiede zwischen den Anbausystemen geringer aus. Die Mechanisierung spielt eine noch grössere Rolle für die Ozonbildung als für den Energiebedarf, weil diese für die Hauptemissionen – die VOC – verantwortlich ist. Da sich der Maschineneinsatz nur wenig zwischen den Anbausystemen unterscheidet, sind die Unterschiede bei der Ozonbildung auch entsprechend klein.

6.2.4 Nährstoff-Management

Sowohl beim *Eutrophierungspotenzial* (Abb. 19) als auch beim *Versauerungspotenzial* (Abb. 20) sind Emissionen ausschlaggebend, welche mit dem Düngereinsatz verbunden sind. Das Eutrophierungspotenzial wird durch die Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammoniak dominiert, während die Phosphorverbindungen nur eine untergeordnete Rolle spielen. Ammoniak ist auch hauptverantwortlich für das Versauerungspotenzial. Da der Hofdüngereinsatz, der für beide Umweltwirkungen eine entscheidende Rolle spielt, sich nur wenig zwischen den Anbausystemen unterscheidet, liegen die Werte beim System Bio teilweise gleich hoch und produktbezogen manchmal sogar höher als beim intensiven System.

Abb. 19: Eutrophierungspotenzial der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (Bio) der ackerbaubetonten (AFF, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (FFF, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt.

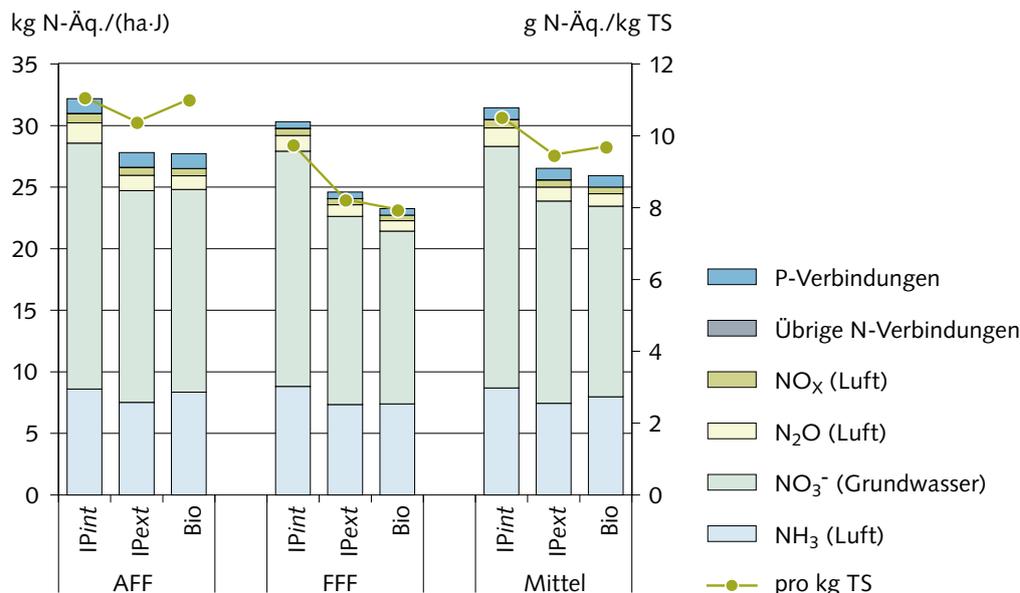
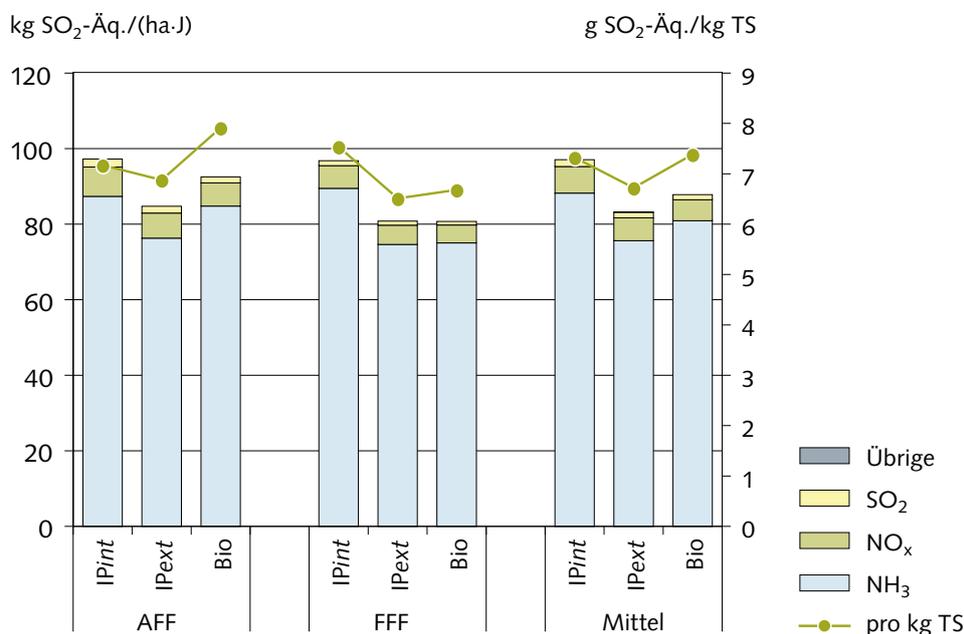


Abb. 20: Versauerungspotenzial der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (Bio) der ackerbaubetonten (AFF, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (FFF, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt.



Ein grosses Emissionsminderungspotenzial besteht hauptsächlich bei der Ausbringung der Gülle. Der Einsatz von Schleppschrägen erfolgte erst gegen Ende des Versuchs (in der Studie berücksichtigt).

6.2.5 Schadstoff-Management

Beim Schadstoff-Management führt der Verzicht auf synthetische Pestizide zu einer Reduktion der Toxizität (Abb. 21, Abb. 22 und Abb. 23). Dabei fallen die Unterschiede bei der *terrestrischen Ökotoxizität* am deutlichsten aus, weil die synthetischen Pestizide weitaus dominieren. Die wichtigsten Wirkstoffe sind das Herbizid Metribuzin und das Fungizid Chlorothalonil. Bei der *aquatischen Ökotoxizität* sind es die Fungizide Cymoxanil und Kresoxym-Methyl, wobei die Emissionen von Cadmium und Kupfer aus der Mechanisierung für diese Wirkung mitverantwortlich sind. Für die *Humantoxizität* sind das Fungizid Mancozeb und Chrom aus den Vorketten der Maschinenherstellung ausschlaggebend.

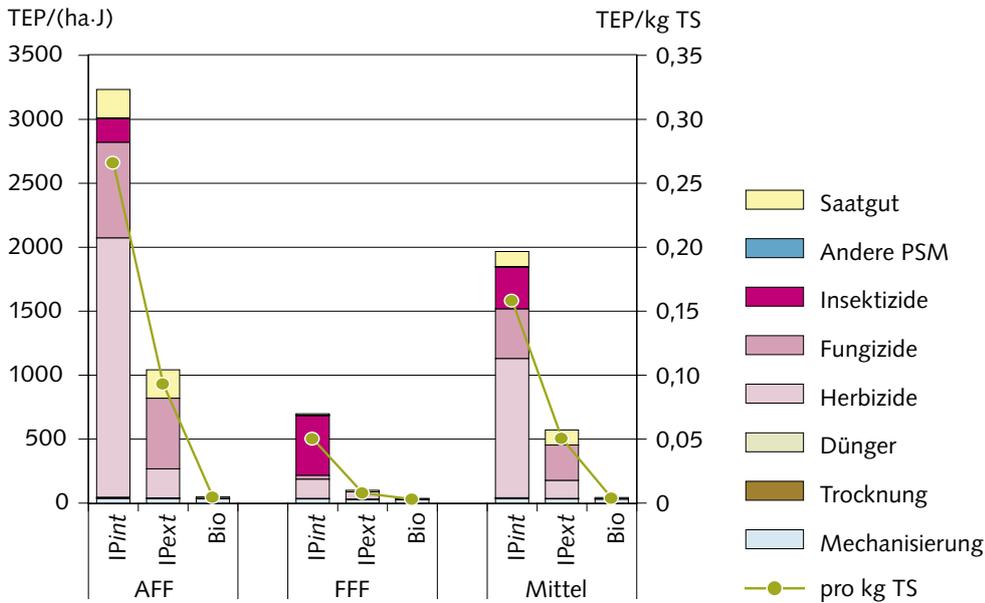


Abb. 21: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (*Bio*) der ackerbaubetonten (AFF, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (FFF, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. TEP = terrestrische Ökotoxizitätspunkte. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt. PSM: Pflanzenschutzmittel.

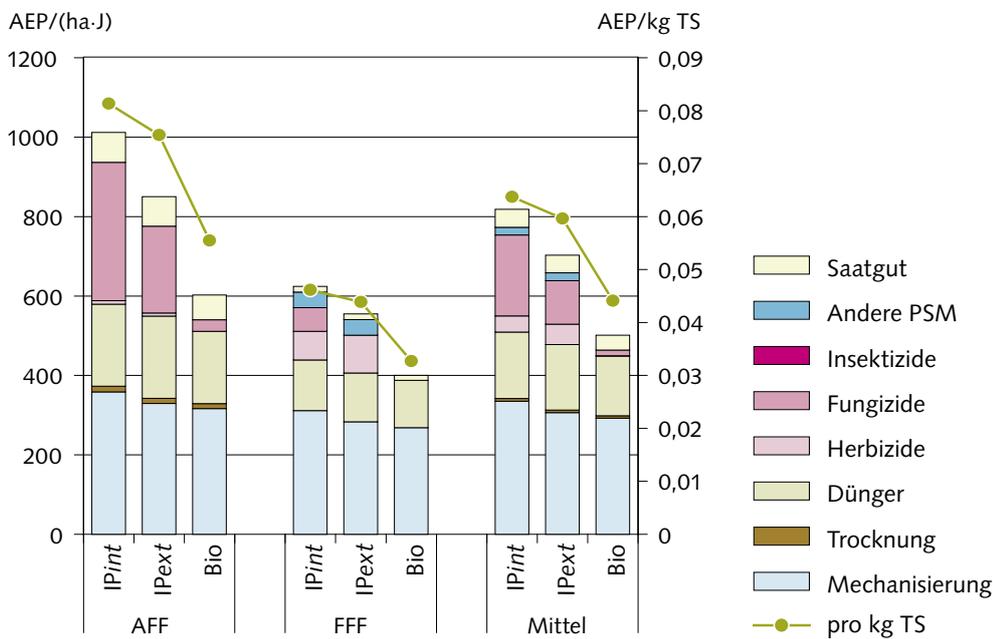


Abb. 22: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (*Bio*) der ackerbaubetonten (AFF, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (FFF, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. AEP = aquatische Ökotoxizitätspunkte. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt. PSM: Pflanzenschutzmittel.

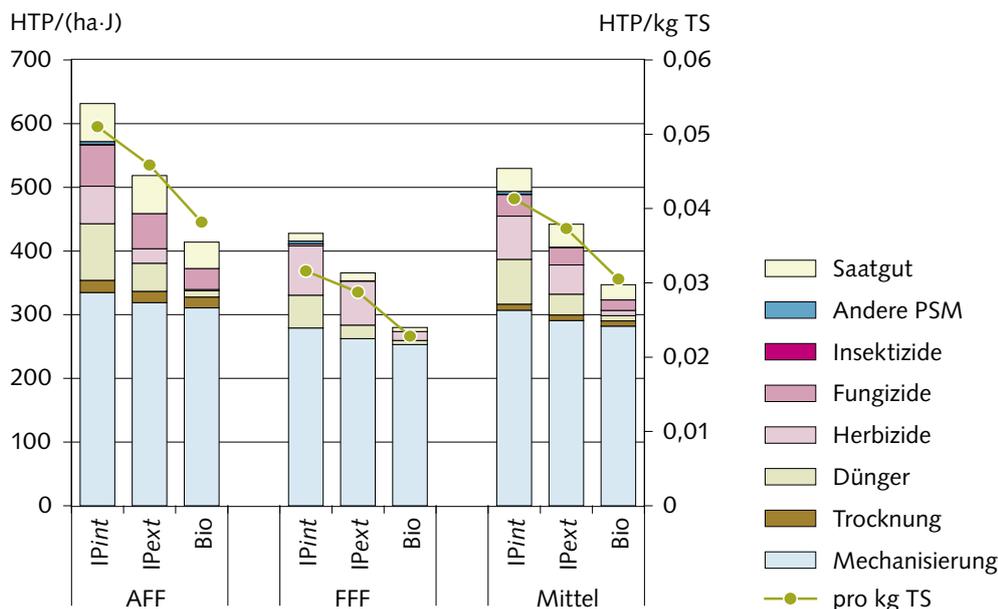


Abb. 23: Humantoxizitätspotenzial der drei Anbausysteme *IPintensiv* (*IPint*), *IPextensiv* (*IPext*) und biologisch (*Bio*) der ackerbaubetonten (AFF, 1997–2002) und futterbaubetonten Fruchtfolge (FFF, 1997–2000) und des Mittelwerts der beiden Fruchtfolgen. HTP = Humantoxizitätspunkte. Die Werte pro Hektare und Jahr sind in Säulen, jene pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte durch Punkte dargestellt. PSM: Pflanzenschutzmittel.

Tab. 17: Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung auf die Bodenqualität für den Burgrain-Versuch.

	IPintensiv					IPextensiv					Bio				
	AFF														
Direkte Indikatoren	--	-	0	+	++	--	-	0	+	++	--	-	0	+	++
Grobporenvolumen			■ ■ ■ ■					■	■ ■ ■ ■				■	■ ■ ■ ■	
Aggregatstabilität				■ ■ ■ ■					■	■ ■ ■ ■				■	■ ■ ■ ■
C _{org} -Gehalt				■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	
Regenwurmbiomasse		■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■		
Mikrobielle Biomasse				■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
Mikrobielle Aktivität				■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■				■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■	
	FFF														
Grobporenvolumen			■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	
Aggregatstabilität				■	■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■
C _{org} -Gehalt				■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■	
Regenwurmbiomasse			■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■		
Mikrobielle Biomasse			■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■		
Mikrobielle Aktivität			■ ■ ■ ■	■				■ ■ ■ ■					■ ■ ■ ■		

Die Berechnungen wurden jeweils für die sechs Parzellen der ackerbaubetonten Fruchtfolge pro Jahr (AFF, 1997–2002) bzw. der futterbaubetonten Fruchtfolge pro Jahr (FFF, 1997–2000) durchgeführt. Jeder Punkt entspricht einem Jahresergebnis.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung.

6.2.6 Bodenqualität

Die Ergebnisse für die Bodenqualität (Tab. 17) sind relativ ähnlich für die drei Anbausysteme. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die wichtigsten die Bodenqualität beeinflussenden Faktoren (Fruchtfolge, Intensität der Bodenbearbeitung, Hofdüngereinsatz) bei den drei Systemen ziemlich ähnlich sind. Die Beurteilung fällt für alle drei Anbausysteme grundsätzlich positiv aus.

Einige Unterschiede konnten dennoch beobachtet werden. Bei den *boden-physikalischen Indikatoren* schneiden die beiden extensiven Systeme leicht besser ab:

- Das Grobporenvolumen weist eine positive Tendenz bei beiden extensiven Systemen auf, während das Ergebnis beim intensiven System neutral ist (ackerbaubetonte Fruchtfolge). Dieser Unterschied ist auf den Einsatz des Onland-Pflugs bei den extensiven Systemen zurückzuführen.
- Die selbe Tendenz wird bei der Aggregatstabilität beobachtet. Hier gilt die gleiche Begründung wie beim Grobporenvolumen. Dieser Trend konnte durch die Messergebnisse noch nicht bestätigt werden (Zihlmann *et al.* 2004b), was vermutlich auf die langsamen Veränderungsprozesse zurückzuführen ist.

Die *boden-chemischen Indikatoren* unterscheiden sich nicht zwischen den Systemen. Der C_{org}-Gehalt weist für alle Systeme eine positive Tendenz auf, was durch die hohen Hofdüngergaben erklärt werden kann.

Bei den *boden-biologischen Indikatoren* ergibt sich eine geringfügig bessere Beurteilung für *IPintensiv* in der AFF und kaum Unterschiede in der FFF:

- Die Beurteilung der Regenwurmbiomasse fällt bei den extensiven Systemen häufiger negativ aus. Die Hauptursache dafür ist die intensive Bodenbearbeitung in allen Systemen zu kritischen Zeitpunkten. Hinzu kommt die Anzahl der Güllegaben insbesondere bei den Ackerkulturen. Obwohl die Güllemenge insgesamt etwa gleich hoch war, wurde sie beim System *IPextensiv* und besonders bei Bio auf mehr Gaben verteilt und häufiger zu den Ackerkulturen gegeben (Tab. 14), was ein potenzielles Schädigungsrisiko für die Regenwurmpopulationen darstellt. Dieses wird im System *IPintensiv* meistens durch hohe Gaben von organischer Substanz in Form von Mist ausgeglichen, was als Regenwurm fördernd beurteilt wird, während die Mengen in den extensiven Systemen dazu nicht ausreichen. Die negative Wirkung auf die Regenwürmer bei den Verfahren *IPextensiv* und Bio konnte im Feld nicht beobachtet werden. Die endogäischen Arten und anözischen Lumbricus-Arten (nicht aber die grösste Gruppe der anözischen Nicodrillus-Arten) zeigten sogar höhere Massen in diesen Verfahren (Jossi *et al.* 2004). Diese Divergenz lässt sich dadurch erklären, dass zwar aufgrund der intensiven Bodenbearbeitungen zu kritischen Zeitpunkten grundsätzlich ein Risiko zur Regenwurmschädigung besteht, dieses aber in der Praxis durch eine umsichtige Bewirtschaftung vermieden werden konnte. Eine weitere Ursache für die Regenwurmförderung ist die höhere Bodenbedeckung auf Grund der weniger effizienten Unkrautbekämpfung. Dies wird in der Methode SALCA-Bodenqualität allerdings nicht berücksichtigt.
- Die mikrobielle Biomasse und Aktivität reagieren sehr direkt auf die Zufuhr von organischer Substanz. Die Aktivität reagiert zusätzlich auf die leicht verfügbare organische Substanz, welche bei *IPintensiv* in Form von Mist höher war als bei den beiden anderen Systemen. Dies führt zu einer tendenziell günstigeren Beurteilung für *IPintensiv* im Vergleich zu den beiden anderen Systemen. Diese Tendenz konnte durch Messungen noch nicht bestätigt werden (Oberholzer 2004).

6.2.7 Biodiversität

Die Ergebnisse von SALCA-Biodiversität (Tab. 18) zeigen ein günstiges Bild für die beiden extensiven Systeme. Zwischen *IPextensiv* und Bio bestehen nur geringe Unterschiede in der AFF. In der FFF schneidet das Bio-Verfahren deutlich positiv ab.

Diese Unterschiede kommen hauptsächlich durch unterschiedliche Anbauintensitäten beim Getreide zustande: Winterweizen und Sommergerste in der AFF sowie Wintergerste und Sommerhafer in der FFF. Die geringere Häufigkeit der Düngung und der Ersatz von Ammoniumnitrat durch Gülle wirken dabei positiv, insbesondere bei der Ackerflora. Der Verzicht auf Herbizide (v.a. unselektive) sowie auf Fungizide und Wachstumsregulatoren fördert verschiedene Indikator-Artengruppen.

Bezogen auf die Indikator-Artengruppen sind die grössten Unterschiede bei der Ackerflora zu verzeichnen. Das System *IPintensiv* setzt auf unselektive Herbizide, während bei *IPextensiv* meistens und bei Bio immer nur die mechanische Unkrautregulierung zum Zug kommt. Die Flora wird zudem durch Gülleanwendung im Vergleich zur Ausbringung von Mineraldüngern weniger beeinträchtigt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass mit den Hofdüngern auch Samen ausgebracht werden. Bei den Vögeln hebt sich das System Bio positiv ab, weil auf die Düngung des Sommerhafers und die Herbizidbehandlung in Ansaatwiesen verzichtet wird. Die mechanische Unkrautregulierung wirkt sich im Vergleich zur Herbizidanwendung positiv auf Amphibien aus. Spinnen und Laufkäfer werden durch den intensiven Pflanzenschutz bei Kartoffeln in *IPintensiv* beeinträchtigt. Zudem wirkt die häufige Düngeranwendung in einigen Kulturen ungünstig. Der Einsatz selektiver Insektizide, der Verzicht auf Herbizide und Fungizide sowie auf die Düngung bei Bio-Sommerhafer beeinflussen die Bienen positiv.

Tab. 18: Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung in den verschiedenen Anbausystemen des Burgrain-Versuchs auf die Biodiversität (Einheit: Biodiversitätspunkte).

	AFF			FFF		
	IPintensiv	IPextens.	Bio	IPintensiv	IPextens.	Bio
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)						
Total aggregiert	6,9	7,3	7,3	6,7	6,9	7,1
Ackerflora	11,4	13,0	13,3	13,8	14,5	16,1
Graslandflora	4,0	4,0	4,0	4,4	4,4	4,4
Vögel	7,3	7,7	7,9	7,2	7,4	7,9
Kleinsäuger	3,3	3,3	3,3	3,1	3,1	3,1
Amphibien	2,0	2,1	2,1	2,0	2,0	2,1
Mollusken	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Spinnen	10,7	11,6	11,6	10,5	11,0	11,1
Laufkäfer	11,9	12,5	12,5	11,3	11,6	11,7
Tagfalter	7,1	7,1	7,1	6,8	6,7	6,7
Bienen	4,4	4,5	4,5	4,0	4,1	4,1
Heuschrecken	8,2	8,1	8,2	7,7	7,7	7,7
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)						
Amphibien	1,2	1,3	1,3	1,1	1,2	1,2
Spinnen	9,7	10,6	10,6	9,9	10,4	10,5
Laufkäfer	11,5	12,1	12,1	10,8	11,1	11,2
Tagfalter	7,1	7,1	7,1	6,8	6,7	6,7
Heuschrecken	7,9	7,9	7,9	7,4	7,4	7,4

AFF = ackerbaubetonte Fruchtfolge (1997–2002), FFF = futterbaubetonte Fruchtfolge (1997–2000). Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zum System IPintensiv (hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

6.2.8 Kulturbezogene Auswertung

Bei der Analyse einzelner Kulturen zeigen sich grosse Unterschiede (Tab. 19) im Vergleich zur Auswertung der gesamten Fruchtfolgen. Während die Tendenzen beim Energiebedarf und der terrestrischen Ökotoxizität einzelner Kulturen mit jenen der gesamten Fruchtfolge übereinstimmen, verhält es sich beim Eutrophierungspotenzial anders: Bei Bio-Kartoffeln und Bio-Getreide wurde eine höhere Eutrophierung pro Kilogramm ermittelt als bei den IP-Anbausystemen, der flächenbezogene Wert für Bio-Kartoffeln liegt sogar am höchsten von allen drei Anbausystemen. In den Ansaatwiesen hingegen ist die Eutrophierung in den extensiven Systemen markant reduziert. Diese Unterschiede konnten schon im DOK-Versuch beobachtet werden (vgl. 6.1.8) und sind durch die verschiedenen Strategien der Gülledüngung begründet (Tab. 14). Andererseits ist der Energiebedarf pro Kilogramm Bio-Kartoffeln tiefer als für ein Kilogramm IP-Kartoffeln, im Gegensatz zum DOK-Versuch (Abb. 14 und Tab. 13). Der Grund dafür liegt in den besonders hohen Erträgen von Bio-Kartoffeln auf dem Betrieb Burgrain (Tschachtli *et al.* 2004).

Tab. 19: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die einzelnen Kulturen.

AFF		Kartoffeln			Winterweizen			Körnermais		
		IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio
Energiebedarf	GJ/(ha*J)	26,1	23,9	20,0	14,0	10,5	7,8	42,5	36,9	33,1
	MJ/kg TS	2,39	2,44	2,17	1,85	1,64	1,25	3,84	3,65	3,50
Eutrophierungspotenzial	kg N/(ha*J)	63	76	97	49	41	47	169	163	157
	g N/kg TS	5,7	7,8	10,5	7,2	7,2	8,8	15,3	16,1	16,6
Terr. Ökotoxizität	TEP/(ha*J)	17154	4615	79	477	243	18	877	543	39
	TEP/kg TS	1,572	0,470	0,009	0,070	0,043	0,003	0,079	0,054	0,004
AFF		Sommergerste			Ansaatwiese					
		IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio			
Energiebedarf	GJ/(ha*J)	12,2	8,4	7,6	14,7	12,6	11,2			
	MJ/kg TS	1,98	1,90	1,75	0,83	0,74	0,69			
Eutrophierungspotenzial	kg N/(ha*J)	55	57	50	177	113	106			
	g N/kg TS	9,7	14,2	12,7	10,0	6,7	6,5			
Terr. Ökotoxizität	TEP/(ha*J)	464	435	19	67	60	52			
	TEP/kg TS	0,082	0,108	0,004	0,004	0,004	0,003			
FFF		Silomais			Sommerhafer			Wintergerste		
		IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio
Energiebedarf	GJ/(ha*J)	20,2	17,0	13,9	9,8	7,6	7,1	13,6	9,9	7,7
	MJ/kg TS	1,06	0,94	0,78	1,59	1,33	1,39	2,00	1,78	1,48
Eutrophierungspotenzial	kg N/(ha*J)	167	170	149	49	54	53	111	101	99
	g N/kg TS	8,8	9,4	8,5	9,0	11,0	12,0	17,9	20,1	21,4
Terr. Ökotoxizität	TEP/(ha*J)	759	231	49	2849	32	17	426	191	19
	TEP/kg TS	0,040	0,013	0,003	0,526	0,006	0,003	0,068	0,038	0,004
FFF		Ansaatwiese								
		IPint	IPext	Bio						
Energiebedarf	GJ/(ha*J)	11,7	10,4	9,9						
	MJ/kg TS	0,72	0,66	0,65						
Eutrophierungspotenzial	kg N/(ha*J)	160	109	105						
	g N/kg TS	9,9	7,0	7,0						
Terr. Ökotoxizität	TEP/(ha*J)	54	50	47						
	TEP/kg TS	0,003	0,003	0,003						

7 Umweltwirkungen von Ackerkulturen

Der Ackerbau liefert die wichtigste Grundlage für die menschliche Ernährung. Das offene Ackerland macht mit 288'000 ha 27% der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz aus (Daten ohne Alpweiden für 2002 aus BLW 2003). Für bestimmte Umweltprobleme wie die Nitratauswaschung, die Erosion oder Pestizidausträge in Gewässer ist der Ackerbau die Hauptursache. Deshalb ist die Analyse seiner Umweltwirkungen von zentraler Bedeutung.

In diesem Kapitel werden die potenziellen Wirkungen der Bewirtschaftung von Ackerkulturen mit der Ökobilanzmethode SALCA analysiert. Die Diskussion wird nach den drei Einflussfaktoren Landbauform, Intensität des Pflanzenschutzes und Produktionsregion geführt. Zwecks besserer Positionierung der schweizerischen Ergebnisse wird ein punktueller Vergleich für Winterweizen und -raps mit der deutschen Region Sachsen-Anhalt gezogen. Zuletzt werden verschiedene Ackerkulturen miteinander verglichen.

Die zugrunde liegenden Produktionsdaten sind im Anhang 7a detailliert dargestellt. Im Anhang 7b finden sich die vollständigen Ergebnisse der Wirkungsabschätzung aller Varianten, im Anhang 7c die graphischen Darstellungen für den Energiebedarf, die Eutrophierung und die terrestrische Ökotoxizität.

7.1 Landbauform

Die Landbauform ist ein massgeblicher Faktor für die Höhe der Umweltwirkungen (Tab. 20, Seite 89). Der konventionelle Landbau schneidet oft ungünstiger ab als der integrierte. Die biologische Bewirtschaftung erweist sich meist als die günstigste Landbauform. Die Beurteilung fällt jedoch je nach betrachteter Umweltwirkung und Funktion unterschiedlich aus.

Bezüglich des *Ressourcen-Managements* (Energiebedarf, Treibhauspotenzial, Ozonbildung) schneidet die integrierte Produktion (IP) gleich oder günstiger ab als der konventionelle Anbau. Die Hauptunterschiede werden durch die Düngung verursacht (insbesondere die N-Düngung, Anhang 7c), welche im konventionellen Anbau höher liegt. Deren Steigerung geht mit einer abnehmenden Ertragswirkung einher. Bezogen auf einen Franken Rohleistung ist die Variante konventionell Deutschland (Kv-D) besonders ungünstig, weil die Produktpreise in Deutschland viel tiefer liegen.

Im Vergleich zur integrierten Produktion erweist sich der Biolandbau bezogen auf die Fläche durchwegs als günstiger oder ähnlich. Produktbezogen fällt der Vergleich beim Energiebedarf zugunsten des Biolandbaus aus, allerdings mit Ausnahme der Kartoffeln. Die Erträge von Bio-Kartoffeln sind zu tief, um eine ökologisch effiziente Produktion zu ermöglichen. Beim Treibhauspotenzial und der Ozonbildung werden hingegen oft höhere Werte pro Kilogramm biologisch erzeugtes Produkt festgestellt. Die Einsparungen bei den Emissionen werden also durch die Ertragsausfälle zum Teil markant übertroffen. Die Ertragsverluste betragen bei Getreide, Kartoffeln und Raps 35 bis 45%. Für die Ozonbildung spielen die Traktoremissionen die Hauptrolle. Da der Biolandbau teilweise mit einem intensiveren Maschineneinsatz als die IP verbunden ist (z.B. für die mechanische Unkrautregulierung oder die Hofdüngerausbringung), fällt diese Umweltwirkung im Biolandbau oft vergleichsweise hoch aus. Induzierte Emissionen von Lachgas aus Ammoniak und Nitrat tragen wesentlich zu den erhöhten Treibhauspotenzialen bei. Beim Biolandbau fallen diese Emissionen – aufgrund der höheren Hofdüngergaben – oft höher aus. Bei den Körnerleguminosen erfolgt zwar in der IP keine N-Düngung zur Hauptkultur, jedoch wird eine Startgabe von Stickstoff zur Gründüngung verabreicht (Anhang 7a und 7c). Dies führt dazu, dass der Energiebedarf bei Bio markant tiefer liegt.

Nährstoff-Management (Eutrophierung, Versauerung): Die konventionelle Weizenproduktion unter Schweizer Verhältnissen unterscheidet sich nicht von der IP auf der Stufe

der Einzelkultur. Es ist jedoch zu vermuten, dass durch Bodenbedeckungsmassnahmen und die Fruchtfolgegestaltung ein positiver Effekt im Rahmen einer IP-Fruchtfolge erzielt wird. Beim Raps weist die Variante konventionell Schweiz (Kv-CH) eine höhere Eutrophierung auf als *IPintensiv*, was durch eine intensivere Bodenbearbeitung und dem damit verbundenen Risiko der Nitratauswaschung zu erklären ist. Bei der Variante Kv-D liegen die Werte meist tiefer: Die Winterniederschläge und daher das Nitratauswaschungsrisiko liegen für die Region Sachsen-Anhalt deutlich tiefer als in der Schweiz. Die Unterschiede sind daher nicht nur durch die Bewirtschaftung, sondern auch durch die Standorteigenschaften bedingt. Zudem kommen ausschliesslich Mineraldünger zum Einsatz.

Im Vergleich zur IP schneidet der Biolandbau bezüglich des Nährstoff-Managements meist ungünstiger oder gleich ab. Bei der Versauerung ist Ammoniak die dominante Emission. Da der Biolandbau häufiger und mehr Hofdünger – insbesondere Gülle – in den Ackerkulturen einsetzt, entstehen höhere Ammoniak-Verluste im Ackerbau. Diese werden aber durch entsprechend tiefere Emissionen im Grasland wieder ausgeglichen. Die NH_3 -Verluste sind auch für die Eutrophierung wichtig; es dominieren jedoch die Nitratverluste (Anhang 7c). Zwei gegenläufige Tendenzen bestimmen diese Unterschiede: Einerseits erhöht sich die Auswaschungsgefahr in der Regel durch höheren Stickstoffeinsatz in der integrierten Produktion im Vergleich zum Biolandbau. Andererseits kann die N-Aufnahme bei einigen biologisch bewirtschafteten Kulturen (wie auch bei der Extenso-Produktion) durch Krankheits- und Schädlingsbefall so reduziert werden, dass das Nitratauswaschungsrisiko gegen die Ernte hin ansteigt. Diese Effekte wurden bei allen Getreidearten (ohne Mais), Raps und Kartoffeln berücksichtigt (vgl. Richner *et al.* 2005).

Die grössten Unterschiede treten beim *Schadstoff-Management* (Öko- und Human-toxizität) auf. In der Regel sind die Werte für den konventionellen Anbau am höchsten, deutlich tiefer für den integrierten und meist sehr tief für den Biolandbau. In einigen Fällen ist die Toxizität beim konventionellen Anbau aber auch geringer als beim integrierten Anbau, wie dies beispielsweise für die Humantoxizität der Variante Kv-D der Fall ist, weil die Wirkstoffe als weniger problematisch bewertet werden. Die Toxizität wird für den Biolandbau durchwegs tiefer als bei den IP-Varianten geschätzt. Dies gilt sogar für die Bio-Kartoffeln, bei denen Kupfer zur Krautfäulebekämpfung eingesetzt wird (vgl. dazu Kap. 7.5).

Die Ergebnisse bezüglich *Bodenqualität* zeigen den Beitrag der einzelnen Kultur und deren Bewirtschaftung zur Veränderung der Indikatoren der Bodenqualität innerhalb einer Fruchtfolge. Da die Beeinträchtigung der Bodenqualität mittelfristig im Rahmen einer Fruchtfolge betrachtet wird, bedeutet ein positives oder negatives Ergebnis, dass die Indikatoren durch diese Bewirtschaftung in eine bestimmte Richtung verändert werden. Daraus kann jedoch nicht abgeleitet werden, dass eine nachhaltige Verbesserung oder Schädigung der Bodenqualität eintritt, weil positive wie negative Effekte im Rahmen der Fruchtfolge kompensiert werden können. Zwischen der konventionellen und der integriert-intensiven Produktion in der Schweiz ergeben sich keine Unterschiede. Die Weizenproduktion in Deutschland schneidet besser ab als jene in der Schweiz, weil in der deutschen Variante ein viehloser Betrieb angenommen und das Stroh demzufolge eingearbeitet wird, während es in der Schweiz grösstenteils zur Einstreu abgeführt wird. Durch die Einarbeitung von Stroh kann ein Humusabbau unter Weizen teilweise wieder ausgeglichen werden. Im konventionellen Anbau in der Schweiz ist ein Ausgleich über die Fruchtfolge wahrscheinlich, denn das Stroh wird in Form von Mist bei einer anderen Kultur wieder zurückgeführt. Bei Raps erweist sich der Anbau in Deutschland als weniger günstig. Im Schweizer Anbau erfolgt eine namhafte Mistdüngung, während in der deutschen Variante nur Mineraldünger zum Einsatz kommen, was für die Region Sachsen-Anhalt typisch ist. Im Biolandbau verbessert die höhere organische Düngung die Humusbilanz und die damit verbundenen Indikatoren. Die Regenwurmbiomasse kann hingegen durch den Gülleinsatz beeinträchtigt werden (Hansen & Engelstad 1999). Dies wirkt sich bei Winterweizen negativ aus.

Tab. 20: Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf die Umweltwirkungen ausgewählter Ackerkulturen, jeweils bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare und Jahr (ha*J), Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte und Franken Rohleistung (Fr).

		Winterweizen					Winterroggen		
		Kv-D	Kv-CH	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio
Energiebedarf	GJ-Äq./ha*J)	26,1	24,9	22,9	19,8	9,3	19,3	17,9	9,3
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha*J)	4321	4341	4126	3964	3424	3481	3351	3005
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha*J)	825	781	760	705	672	712	663	611
Eutrophierung	kg N-Äq./ha*J)	72	129	103	116	139	101	101	121
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha*J)	24	31	30	32	82	29	26	63
Terr. Ökotoxizität	TEP/ha*J)	61883	1467	623	429	21	929	291	21
Aquat. Ökotoxizität	AEP/ha*J)	3251	2017	1921	1887	366	737	643	352
Humantoxizität	HTP/ha*J)	814	1764	1803	1169	210	1407	954	207
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,8	3,8	3,7	3,9	2,3	2,6	3	2,2
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	632	685	692	807	913	484	590	769
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	121	118	122	138	172	93	111	149
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	10,6	20,5	17,4	23,7	37,4	14,2	18,0	31,4
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	3,5	4,8	5,1	6,6	21,9	4,0	4,6	16,3
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	9,1E+0	2,3E-1	1,1E-1	8,8E-2	5,4E-3	1,3E-1	5,2E-2	5,1E-3
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	4,8E-1	3,2E-1	3,2E-1	3,8E-1	9,5E-2	1,0E-1	1,1E-1	8,8E-2
Humantoxizität	HTP/kg TS	1,2E-1	2,8E-1	3,0E-1	2,4E-1	5,4E-2	2,0E-1	1,7E-1	5,1E-2
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	22,3	5,5	5,4	5,1	1,9	4,8	5,0	2,1
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	3688	961	971	1017	713	866	940	668
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	704	173	179	181	140	177	186	136
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	61,7	28,6	24,3	29,7	29,0	25,0	28,3	26,9
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	20,4	6,8	7,1	8,3	17,0	7,1	7,3	14,0
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	5,3E+1	3,2E-1	1,5E-1	1,1E-1	4,4E-3	2,3E-1	8,2E-2	4,6E-3
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	2,8E+0	4,5E-1	4,5E-1	4,8E-1	7,6E-2	1,8E-1	1,8E-1	7,8E-2
Humantoxizität	HTP/Fr	6,9E-1	3,9E-1	4,2E-1	3,0E-1	4,4E-2	3,5E-1	2,7E-1	4,6E-2
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	6834	5808	5461	4509	3459	6409	5074	3546
Rohleistung	Fr/ha	1172	4517	4248	3898	4801	4022	3563	4502
N-Mineraldünger netto	kg Nverf/ha	173	159	136	114	0	80	82	0
Gülle	m ³ /ha	0,0	0,0	3,3	8,2	49,0	6,8	7,7	35,2
Mist	t/ha	0,0	0,0	0,1	1,0	6,0	1,8	0,3	4,3
Pestizide Total	kg/ha	2,59	3,22	2,66	1,29	0,00	2,85	1,62	0,00
Durchg. Feldspritze	Anz.	5,0	3,9	3,4	1,0	0,0	2,7	1,2	0,0
Bodenqualität	Grobporenvolumen	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aggregatstabilität	-	--	--	--	0	-	--	-
	C _{org} -Gehalt	0	--	--	--	+	-	--	0
	Schwermetallgehalt	-	0	0	0	0	0	0	0
	Organische Schadstoffe	0	0	0	0	0	0	0	0
	Regenwurmbiomasse	-	-	-	-	--	-	-	-
	Mikrobielle Biomasse	-	--	--	--	0	-	--	-
	Mikrobielle Aktivität	-	--	--	--	0	-	--	-

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (IP oder IPint, hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6). Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = IPintensiv, IPext = IPextensiv, Bio = biologisch. Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung. Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Tabelle 20 (Fortsetzung)

		Wintergerste			Sommergerste			Körnermais		Silomais	
		IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Energiebedarf	GJ-Äq./ha*J)	20,1	18,2	8,8	21,9	18,9	9,7	34,1	18,3	23,2	13,5
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha*J)	3941	3764	3137	3754	3922	2748	5796	4449	4247	3108
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha*J)	725	672	612	765	728	595	980	840	1056	901
Eutrophierung	kg N-Äq./ha*J)	125	132	133	86	91	71	104	98	68	62
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha*J)	31	27	69	25	31	46	56	87	70	93
Terr. Ökotoxizität	TEP/ha*J)	930	292	20	125	1106	28	723	25	581	51
Aquat. Ökotoxizität	AEP/ha*J)	737	643	349	1487	550	388	815	441	1059	528
Humantoxizität	HTP/ha*J)	1431	964	203	551	463	230	501	142	584	378
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,0	3,4	2,1	3,8	4,1	2,7	4,3	2,7	1,3	1,0
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	605	732	804	658	871	803	726	665	247	226
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	107	126	151	130	157	168	123	126	61	65
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	19,4	25,9	34,4	15,2	20,3	20,9	13,1	14,7	4,0	4,5
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	4,8	5,3	17,8	4,4	6,9	13,4	7,1	13,0	4,1	6,7
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	1,4E-1	5,7E-2	5,0E-3	2,2E-2	2,5E-1	7,9E-3	9,1E-2	3,8E-3	3,4E-2	3,7E-3
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	1,1E-1	1,2E-1	8,8E-2	2,6E-1	1,2E-1	1,1E-1	1,0E-1	6,6E-2	6,2E-2	3,8E-2
Humantoxizität	HTP/kg TS	2,2E-1	1,9E-1	5,1E-2	9,6E-2	1,0E-1	6,6E-2	6,3E-2	2,1E-2	3,4E-2	2,7E-2
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	5,6	5,4	2,3	6,8	6,3	2,8	7,5	3,1	3,4	2,5
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	1092	1127	814	1171	1298	792	1275	763	617	564
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	201	201	159	239	241	171	215	144	153	164
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	34,7	39,6	34,5	26,9	30,1	20,5	23,0	16,9	9,9	11,2
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	8,7	8,2	18,0	7,8	10,4	13,2	12,4	14,9	10,1	16,8
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	2,6E-1	8,7E-2	5,3E-3	3,9E-2	3,7E-1	8,0E-3	1,6E-1	4,3E-3	8,4E-2	9,3E-3
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	2,0E-1	1,9E-1	9,1E-2	4,6E-1	1,8E-1	1,1E-1	1,8E-1	7,6E-2	1,5E-1	9,6E-2
Humantoxizität	HTP/Fr	4,0E-1	2,9E-1	5,3E-2	1,7E-1	1,5E-1	6,6E-2	1,1E-1	2,4E-2	8,5E-2	6,9E-2
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	5803	4593	3530	5074	4016	3086	7980	6688	17208	13766
Rohleistung	Fr/ha	3609	3340	3852	3206	3020	3469	4547	5832	6883	5507
N-Mineraldünger netto	kg Nverf/ha	100	91	0	120	94	0	110	0	86	0
Gülle	m ³ /ha	6,8	7,7	39,3	0,0	6,4	22,7	11,8	46,4	23,7	39,0
Mist	t/ha	1,8	0,3	4,8	0,0	2,3	2,8	7,8	18,4	11,9	15,4
Pestizide Total	kg/ha	2,85	1,62	0,00	1,04	1,20	0,00	1,56	0,00	1,07	0,00
Durchg. Feldspritze	Anz.	2,7	1,2	0,0	1,9	0,7	0,0	1,7	0,0	1,0	0,0
Bodenqualität	Grobporenvolumen	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0
	Aggregatstabilität	-	--	0	--	-	0	+	+	+	+
	Corg-Gehalt	-	--	+	--	-	0	+	+	+	+
	Schwermetallgehalt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Organische Schadstoffe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Regenwurmbiomasse	0	0	0	-	-	-	0	0	+	+
	Mikrobielle Biomasse	-	--	0	-	-	0	0	+	+	+
	Mikrobielle Aktivität	-	--	0	-	-	0	0	+	+	+

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (IP oder IPint, hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = IPintensiv, IPext = IPextensiv, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung. Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Tabelle 20 (Fortsetzung)

		Kartoffeln		Ackerbohnen		Soja		Eiweisserbsen	
		IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Energiebedarf	GJ-Äq./ha*J)	28,3	18,8	13,5	8,5	13,3	9,6	14,1	8,9
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha*J)	5428	3852	3217	3929	3999	3711	3209	3443
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha*J)	1442	1213	561	572	570	473	604	596
Eutrophierung	kg N-Äq./ha*J)	110	111	27	54	68	66	30	57
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha*J)	69	57	10	39	22	15	14	40
Terr. Ökotoxizität	TEP/ha*J)	11237	78	137	25	554	26	1995	26
Aquat. Ökotoxizität	AEP/ha*J)	937	812	492	395	429	364	1978	411
Humantoxizität	HTP/ha*J)	1266	780	299	178	304	205	405	185
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,4	3,7	4,1	2,9	5,1	3,9	4,2	3,4
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	653	764	978	1335	1532	1486	961	1300
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	174	241	170	194	218	189	181	225
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	13,2	22,1	8,3	18,5	25,9	26,4	9,0	21,3
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	8,3	11,2	3,1	13,4	8,6	6,2	4,2	15,2
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	1,352	0,015	0,042	0,009	0,212	0,010	0,597	0,010
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	0,113	0,161	0,150	0,134	0,164	0,146	0,592	0,155
Humantoxizität	HTP/kg TS	0,152	0,155	0,091	0,061	0,117	0,082	0,121	0,070
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	2,2	1,2	4,4	2,5	2,9	2,9	4,3	2,5
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	424	242	1059	1136	872	1126	974	955
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	113	76	185	165	124	144	183	165
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	8,6	7,0	9,0	15,7	14,8	20,0	9,1	15,7
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	5,4	3,6	3,4	11,4	4,9	4,7	4,2	11,2
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	0,877	0,005	0,045	0,007	0,121	0,008	0,606	0,007
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	0,073	0,051	0,162	0,114	0,093	0,110	0,600	0,114
Humantoxizität	HTP/Fr	0,099	0,049	0,098	0,052	0,066	0,062	0,123	0,051
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	8309	5040	3290	2944	2610	2497	3340	2649
Rohleistung	Fr/ha	12809	15921	3038	3460	3896	4587	3295	3604
N-Mineraldünger netto	kg Nverf/ha	64	0	5	0	5	0	5	0
Gülle	m ³ /ha	13,1	10,5	0,0	26,5	9,4	3,9	4,3	26,5
Mist	t/ha	13,7	13,3	0,0	6,6	2,2	2,7	0,3	6,6
Pestizide Total	kg/ha	9,53	1,70	0,26	0,00	2,82	0,00	2,86	0,00
Durchg. Feldspritze	Anz.	6,8	4,4	1,0	0,0	1,2	0,0	1,8	0,0
Bodenqualität	Grobporenvolumen	0	0	-	-	-	-	-	-
	Aggregatstabilität	+	+	0	0	0	0	0	0
	C _{org} -Gehalt	+	+	0	+	+	+	+	+
	Schwermetallgehalt	0	-	0	0	0	0	0	0
	Organische Schadstoffe	0	0	0	0	0	0	0	0
	Regenwurmbiomasse	0	0	0	0	-	-	0	0
	Mikrobielle Biomasse	+	0	0	0	0	0	0	0
	Mikrobielle Aktivität	+	0	0	0	0	0	0	0

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (IP oder IP_{int}, hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IP_{int} = IP_{intensiv}, IP_{ext} = IP_{extensiv}, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung. Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Tabelle 20 (Fortsetzung)

		Winterraps					Karotten		Kohl	
		Kv-D	Kv-CH	IPint	IPext	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Energiebedarf	GJ-Äq./ha*	19,7	21,0	18,4	14,8	5,3	33,9	27,1	45,6	26,7
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha*	3011	4191	3817	3376	2946	4082	3366	6641	4172
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha*	675	703	605	610	486	1277	992	1716	1354
Eutrophierung	kg N-Äq./ha*	43	87	58	74	57	71	73	142	112
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha*	17	46	42	53	75	26	24	45	67
Terr. Ökotoxizität	TEP/ha*	7043	5114	911	165	15	47585	57	57742	55
Aquat. Ökotoxizität	AEP/ha*	3742	7938	5533	8237	331	917	656	3817	838
Humantoxizität	HTP/ha*	603	915	616	442	60	10474	464	1050	457
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	6,6	6,6	6,3	5,9	2,8	6,1	5,5	4,1	2,7
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	1006	1315	1304	1339	1549	740	682	594	427
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	226	220	207	242	255	232	201	153	139
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	14,4	27,3	19,7	29,3	30,0	12,9	14,9	12,7	11,5
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	5,6	14,6	14,4	21,2	39,6	4,6	5,0	4,0	6,9
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	2,354	1,604	0,311	0,065	0,008	8,630	0,012	5,164	0,006
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	1,251	2,490	1,891	3,266	0,174	0,166	0,133	0,341	0,086
Humantoxizität	HTP/kg TS	0,202	0,287	0,211	0,175	0,032	1,899	0,094	0,094	0,047
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	17,9	5,2	4,8	3,8	1,3	1,7	0,7	2,0	1,1
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	2731	1037	995	863	714	202	86	297	176
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	613	174	158	156	118	63	25	77	57
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	39,2	21,6	15,1	18,9	13,8	3,5	1,9	6,3	4,7
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	15,2	11,5	11,0	13,7	18,3	1,3	0,6	2,0	2,8
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	6,388	1,265	0,238	0,042	0,004	2,354	0,001	2,582	0,002
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	3,394	1,963	1,443	2,105	0,080	0,045	0,017	0,171	0,035
Humantoxizität	HTP/Fr	0,547	0,226	0,161	0,113	0,015	0,518	0,012	0,047	0,019
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	2993	3188	2926	2522	1901	5514	4932	11181	9772
Rohleistung	Fr/ha	1103	4043	3835	3912	4125	20218	39045	22362	23731
N-Mineraldünger netto	kg Nverf/ha	113	114	105	68	0	92	0	200	0
Gülle	m ³ /ha	0,0	7,3	8,5	24,4	20,0	0,0	0,0	0,0	30,0
Mist	t/ha	0,0	9,2	5,5	9,4	30,0	0,0	7,2	0,0	6,0
Pestizide Total	kg/ha	1,19	3,76	2,43	2,79	0,00	9,41	0,00	5,42	0,00
Durchg. Feldspritze	Anz.	5,0	5,1	3,5	1,9	0,0	7,0	0,0	5,0	2,0
Bodenqualität	Grobporenvolumen	-	-	-	-	-	0	0	0	0
	Aggregatstabilität	-	0	0	0	0	0	+	0	+
	Corg-Gehalt	0	+	+	+	+	-	+	-	+
	Schwermetallgehalt	0	0	0	0	0	-	0	0	0
	Organische Schadstoffe	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Regenwurmbiomasse	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mikrobielle Biomasse	-	0	0	0	0	-	0	-	0
	Mikrobielle Aktivität	-	0	0	0	0	-	0	-	0

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (IP oder IPint, hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = IPintensiv, IPext = IPextensiv, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung. Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Tabelle 20 (Fortsetzung)								
Biodiversität	Winterweizen					Winterroggen		
	Kv-D	Kv-CH	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)								
Total aggregiert	7,2	7,7	7,5	8,4	8,7	7,5	8,4	8,7
Ackerflora	15,1	15,2	15,1	16,0	17,3	14,9	16,0	17,3
Graslandflora								
Vögel	4,8	5,3	4,96	6,2	6,4	5,1	6,2	6,4
Kleinsäuger	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6
Amphibien	1,7	1,7	1,7	1,8	1,8	1,7	1,8	1,8
Mollusken	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Spinnen	7,4	8,2	8,0	10,5	10,7	8,0	10,5	10,7
Laufkäfer	9,9	10,9	10,6	11,7	11,9	10,6	11,7	11,9
Tagfalter								
Bienen	4,0	5,2	4,9	5,0	4,8	4,9	5,0	4,8
Heuschrecken								
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)								
Amphibien	1,3	1,5	1,4	1,6	1,6	1,4	1,6	1,6
Spinnen	7,2	8,0	7,8	10,3	10,5	7,8	10,3	10,5
Laufkäfer	9,2	10,6	10,1	11,2	11,3	10,1	11,2	11,3
Tagfalter								
Heuschrecken								

Biodiversität	Wintergerste			Sommergerste			Körnermais		Silomais	
	IPint	IPext	Bio	IPint	IPext	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)										
Total aggregiert	7,5	8,4	8,7	6,9	7,0	7,8	6,1	6,8	6,2	6,9
Ackerflora	14,9	16,0	17,3	13,2	13,2	14,5	8,5	9,2	8,4	9,2
Graslandflora				2,7	2,7	3,2	2,7	3,2	2,7	3,2
Vögel	5,1	6,2	6,4	7,2	7,9	10,2	6,4	8,5	6,7	8,8
Kleinsäuger	4,6	4,6	4,6	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8
Amphibien	1,7	1,8	1,8	2,0	2,0	2,3	2,1	2,3	2,1	2,3
Mollusken	2,2	2,2	2,2	2,3	2,3	2,4	2,3	2,4	2,3	2,4
Spinnen	8,0	10,5	10,7	9,6	10,6	11,1	10,4	10,6	10,8	11,1
Laufkäfer	10,6	11,7	11,9	11,3	11,5	11,9	10,3	10,5	10,7	10,9
Tagfalter				7,9	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4
Bienen	4,9	5,0	4,8	3,6	3,6	3,6	2,8	2,8	3,0	2,9
Heuschrecken				7,9	7,9	10,0	7,9	10,0	7,9	10,0
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)										
Amphibien	1,4	1,6	1,6	1,4	1,5	1,7	1,4	1,6	1,4	1,7
Spinnen	7,8	10,3	10,5	9,6	10,6	11,1	10,3	10,5	10,7	11,0
Laufkäfer	10,1	11,2	11,3	10,8	11,0	11,4	9,8	10,0	10,2	10,5
Tagfalter				7,9	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4
Heuschrecken				7,7	7,7	10,0	7,7	10,0	7,7	10,0

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (IP oder IPint, hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = IPintensiv, IPext = IPextensiv, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung.

Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Tabelle 20 (Fortsetzung)

Biodiversität	Kartoffeln		Ackerbohnen		Soja		Eiweisserbsen	
	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)								
Total aggregiert	6,1	7,0	6,8	7,5	6,8	7,6	6,5	7,5
Ackerflora	8,4	9,2	11,3	12,2	11,2	12,4	11,0	12,2
Graslandflora	2,7	3,2	2,7	3,2	2,7	3,2	2,7	3,2
Vögel	5,7	8,4	6,7	9,0	6,9	9,0	6,2	9,0
Kleinsäuger	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6
Amphibien	2,0	2,3	2,1	2,4	2,0	2,4	2,0	2,4
Mollusken	2,3	2,4	2,3	2,4	2,3	2,4	2,3	2,4
Spinnen	9,0	9,9	11,0	11,2	10,9	11,3	10,2	11,2
Laufkäfer	11,1	12,2	11,7	11,9	11,6	11,9	10,9	11,9
Tagfalter	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4
Bienen	3,3	3,6	3,6	3,6	3,7	3,6	3,3	3,6
Heuschrecken	7,9	10,0	7,9	10,0	7,9	10,0	7,9	10,0
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)								
Amphibien	1,3	1,6	1,5	1,8	1,5	1,8	1,4	1,8
Spinnen	8,9	9,8	11,0	11,2	10,8	11,2	10,2	11,2
Laufkäfer	10,4	11,7	11,2	11,4	11,2	11,4	10,3	11,4
Tagfalter	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4
Heuschrecken	7,7	10,0	7,7	10,0	7,7	10,0	7,7	10,0

Biodiversität	Winterraps				Karotten		Kohl		
	Kv-D	Kv-CH	IPint	IPext	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)									
Total aggregiert	6,7	6,5	7,2	8,0	8,3	6,1	7,3	6,2	7,3
Ackerflora	14,5	14,2	14,5	14,8	16,2	8,3	9,3	8,4	9,3
Graslandflora						2,7	3,2	2,7	3,2
Vögel	4,6	4,7	5,5	6,8	6,8	6,2	9,1	6,2	9,0
Kleinsäuger	4,5	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6
Amphibien	1,5	1,5	1,5	1,6	1,9	2,0	2,3	1,9	2,3
Mollusken	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,3	2,4	2,3	2,4
Spinnen	6,9	6,4	9,1	10,4	10,9	9,2	11,5	9,4	11,3
Laufkäfer	8,0	7,6	8,4	9,9	10,2	11,4	13,0	11,6	12,9
Tagfalter						7,9	9,4	7,9	9,4
Bienen	4,0	4,1	4,1	5,2	4,9	3,3	3,6	3,3	3,6
Heuschrecken						7,9	10,0	7,9	10,0
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)									
Amphibien	1,3	1,3	1,5	1,7	1,7	1,3	1,7	1,3	1,7
Spinnen	6,9	6,4	9,1	10,4	10,9	9,1	11,4	9,2	11,2
Laufkäfer	7,4	7,1	7,9	9,7	9,7	10,7	12,5	10,9	12,4
Tagfalter						7,9	9,4	7,9	9,4
Heuschrecken						7,7	10,0	7,7	10,0

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (IP oder IPint, hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = IPintensiv, IPext = IPextensiv, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung. Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Bei Bio-Kartoffeln und IP-Karotten führt der Kupfereinsatz zu Risiken im Bereich der Schwermetalle, welche auch zu einer langfristigen Beeinträchtigung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität führen können. Es ist hier zu bemerken, dass diese Risiken im Rahmen der Fruchtfolge deutlich gemildert werden, denn bei den übrigen Ackerkulturen sind Kupferanwendungen nicht üblich.

Bezüglich der potenziellen Wirkungen auf die *Biodiversität* bestehen grosse Unterschiede zwischen den Landbauformen. Die Biodiversitätspunkte für den Biolandbau heben sich deutlich positiv vom Referenzszenario *IPintensiv* ab. Die positive Gesamt-Benotung kommt durch die Förderung der Flora, der Vögel, Amphibien, Mollusken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter und Heuschrecken zustande. Die Ursachen liegen in den Bereichen Pflanzenschutz und Düngung. Der Verzicht auf Herbizide, Fungizide und Insektizide lohnt sich. Das tiefere Düngungsniveau des Biolandbaus wirkt sich bei verschiedenen Organismen günstig aus. Der Ersatz von Mineraldüngern durch Hofdünger fördert vor allem die Ackerflora und die Vögel. Bei den Bienen ist ein Unterschied bei jenen Kulturen zu verzeichnen, bei denen in *IPintensiv* Insektizide eingesetzt werden (Raps, Kartoffeln, Erbsen, Karotten, Kohl). Die konventionelle Rapsproduktion zeigt deutlich tiefere Biodiversitätspunkte an als die IP. Dies ist hauptsächlich auf den intensiven Einsatz unselektiver Insektizide sowie auf Fungizidbehandlungen zurückzuführen. Bei Winterweizen wirkt sich die konventionelle Produktion in Deutschland ungünstig auf die Artenvielfalt aus. In der Schweiz hingegen ist die konventionelle Weizenproduktion etwas günstiger. Die Unterschiede kommen bei den Amphibien, Mollusken, Laufkäfern und Bienen zustande und lassen sich durch weniger häufige Unkrautregulierung im konventionell angebauten Weizen (nur chemisch) im Vergleich zu *IPintensiv* (chemisch und mechanisch) erklären.

7.2 Intensität des Pflanzenschutzes

Der Verzicht auf Fungizide, Insektizide und Wachstumsregulatoren bei Getreide und Raps (Extensio-Produktion, vgl. Kap. 5.1.3) führt in der Regel zu einer reduzierten Toxizität (Tab. 20, Varianten *IPintensiv* und *IPextensiv*). Eine Ausnahme bildet hier die Sommergerste, wo die Wirkstoffe Glyphosat und MCPA negativ auf die terrestrische Ökotoxizität auswirken. Aufgrund der geringen Bedeutung der Sommergerste im Talgebiet und der kleinen Stichprobe darf dieses Ergebnis jedoch nicht zu stark gewichtet werden. Diese Resultate werden übrigens durch die zweite Methode zur Abschätzung der Ökotoxizität (CML01) nicht bestätigt (Anhang 7b).

Die flächenbezogenen Ergebnisse von *IPextensiv* für das *Ressourcen- und Nährstoff-Management* ähneln jenen von *IPintensiv*; lediglich bei Raps liegt der Energiebedarf gesichert tiefer, weil in der Variante *IPextensiv* deutlich höhere Hofdüngergaben verabreicht werden. Produktbezogen schneidet die Extensio-Produktion jedoch oft etwas ungünstig ab. Die relativen Ertragsausfälle liegen hier also höher als die relativen Emissionsverminderungen. Es ist zu beachten, dass die Landwirte in der extensiven Produktion tendenziell mehr Hofdünger und weniger Mineraldünger einsetzen als in der intensiven Produktion, obwohl die Direktzahlungs-Verordnung diesbezüglich keine Auflagen macht (DZV 1998). Zudem werden die Nitratverluste höher geschätzt, weil der Befall durch Krankheiten und Schädlinge die N-Aufnahme beeinträchtigt (wie beim Biolandbau).

Bezogen auf die finanzielle Funktion (Tab. 20, pro Fr) liegen die Ergebnisse zwischen den flächen- und den produktbezogenen. Durch die Extensio-beiträge werden also die Ertragsverluste teilweise wieder ausgeglichen.

Unterschiede zwischen intensivem und extensivem Pflanzenschutz in der *Bodenqualität* sind auf den Hofdüngereinsatz zurückzuführen und nicht systematisch. Die Werte für die Humusbilanz bewegen sich nahe an der Beurteilungsgrenze (z.B. Unterschiede zwischen *IPint* und *IPext* bei Wintergerste und -roggen) und müssen deshalb vorsichtig interpretiert werden.

Die *Biodiversität* wird durch den Verzicht auf Insektizid- und Fungizidbehandlungen gefördert. Die Unterschiede sind bei Raps wegen des regelmässigen Insektizideinsatzes grösser als bei Getreide. Insekten und Spinnen reagieren darauf besonders stark. Aber auch im Getreide werden Vögel, Amphibien und Spinnen durch Wegfall der Fungizide und Wachstumsregulatoren gefördert.

Die vorliegende Studie bestätigt also die Befunde von Gaillard & Nemecek (2002), obwohl zwischen den beiden Studien einige methodische Unterschiede bestehen.

7.3 Produktionsregion

Die Unterschiede zwischen Produktionsregionen (Tab. 21) fallen geringer aus als zwischen den Landbauformen. Folgende Tendenzen sind zu beobachten: Die Erträge und auch die Rohleistungen nehmen mit zunehmender Höhenlage ab. Entsprechend wurde auch eine geringere Düngung in höheren Lagen angenommen. Eine bemerkenswerte Ausnahme bilden die Bio-Kartoffeln, die im Hügellgebiet um 9% höhere Erträge erbrachten. Dies liesse sich mit einem geringeren Krankheitsdruck im Hügellgebiet erklären.

Beim *Ressourcen-Management* sind die Ergebnisse pro Flächeneinheit leicht tiefer, jedoch sind die Unterschiede meistens nicht gesichert. Bezogen auf Kilogramm und Franken fällt die Beurteilung wegen der geringeren Erträge etwas ungünstiger aus.

Nährstoff-Management: Die Gefahr der P-Verluste steigt in höheren Lagen aufgrund der stärkeren Niederschläge und der höheren Hangneigungen. Die längere Vegetationsruhe im Winter kann zudem das Risiko der Nitratauswaschung erhöhen. In die entgegengesetzte Richtung bewegen sich die Ammoniakemissionen, denn das kühl-feuchte Klima mindert insbesondere in der Bergregion die Verluste. So können die Ergebnisse für die Hügell- und Bergregion je nach Situation höher oder tiefer ausfallen als für die Talregion. Bei der Sommergerste bestehen grosse Unterschiede im Hofdüngereinsatz, welche sich in den Umweltwirkungen niederschlagen.

Beim *Schadstoff-Management* sind die Ergebnisse uneinheitlich, teilweise werden höhere, teilweise tiefere Toxizitäten gefunden. Die Ursache ist in der unterschiedlichen Mittelwahl zu suchen.

Bezüglich *Bodenqualität* sind wenige Unterschiede festzustellen; die bestehenden Unterschiede lassen sich durch ungleichen Hofdüngereinsatz erklären.

Biodiversität: Die Unterschiede zwischen den Produktionsregionen sind sehr klein und nur in den wenigsten Fällen gesichert. Mit der Höhenlage nehmen die Biodiversitätspunkte geringfügig zu, was durch die geringere Bewirtschaftungsintensität erklärt werden kann. Hier ist zu beachten, dass das Modell der Auswirkungen der Bewirtschaftung auf die Biodiversität den Aspekt der Höhe nicht explizit berücksichtigt, was eine vorsichtige Interpretation verlangt. Die festgestellten Unterschiede rühren daher von leicht unterschiedlichen Bewirtschaftungsmassnahmen her.

7.4 Wahl der Kultur

Hinsichtlich der Funktion Landbewirtschaftung bestehen beträchtliche Unterschiede zwischen den Ackerkulturen (Tab. 22). Den höchsten Energiebedarf pro Hektare weisen Gemüse (intensiver Maschineneinsatz) und Körnermais (Trocknung) auf, den tiefsten die Körnerleguminosen, welche keinen N-Dünger benötigen. Der Energiebedarf von Körnermais kann durch die Alternative CCM (Corn-Cob-Mix) wirksam reduziert werden, weil der Silageprozess deutlich weniger Energie benötigt ist als die Trocknung (Abb. 32, Anhang 7c).

Hinsichtlich der finanziellen Funktion sind die Unterschiede zwischen den Ackerkulturen sogar noch grösser als bei der Anbaufläche: Bei Körnermais muss über vier Mal mehr Energie aufgewendet werden als bei Karotten oder Frühkartoffeln, um einen Franken Rohleistung zu erwirtschaften.

Tab. 21: Einfluss der Produktionsregion auf die Umweltwirkungen ausgewählter Ackerkulturen, jeweils bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare und Jahr (ha*J), kg Trockensubstanz (TS) der Hauptprodukte und Fr Rohleistung.

		Winterweizen			Sommergerste								
		IPint			IPint			IPext			Bio		
		Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg
Energiebedarf	GJ-Äq./ha*J)	22,9	22,7	22,5	21,9	21,7	19,3	18,9	15,6	16,4	9,7	9,7	9,7
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha*J)	4126	3937	4266	3754	3738	3314	3922	4071	3830	2748	2763	2682
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha*J)	760	739	734	765	759	714	728	766	701	595	598	596
Eutrophierung	kg N-Äq./ha*J)	103	122	159	86	88	84	91	96	85	71	73	69
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha*J)	30	28	27	25	25	21	31	61	41	46	47	44
Terr. Ökotoxizität	TEP/ha*J)	623	311	310	125	124	121	1106	1257	2265	28	28	28
Aquat. Ökotoxizität	AEP/ha*J)	1921	1658	1850	1487	1550	1652	550	1274	737	388	470	655
Humantoxizität	HTP/ha*J)	1803	1173	1166	551	546	495	463	443	605	230	230	228
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,7	3,9	4,0	3,8	3,9	4,6	4,1	3,5	4,2	2,7	2,6	2,7
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	692	694	777	658	691	796	871	944	1008	803	794	779
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	122	125	128	130	136	167	157	173	180	168	166	167
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	17,4	21,6	29,1	15,2	16,3	20,4	20,3	22,4	22,5	20,9	21,3	20,4
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	5,1	4,8	5,0	4,4	4,6	5,1	6,9	14,1	10,9	13,4	13,5	12,9
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	0,105	0,055	0,057	0,022	0,023	0,029	0,247	0,293	0,599	0,008	0,008	0,008
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	0,323	0,293	0,337	0,261	0,287	0,398	0,121	0,295	0,193	0,112	0,134	0,189
Humantoxizität	HTP/kg TS	0,304	0,207	0,212	0,096	0,100	0,118	0,102	0,102	0,159	0,066	0,065	0,065
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	5,4	5,6	5,7	6,8	7,1	7,9	6,3	5,3	6,1	2,8	2,8	2,8
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	971	974	1090	1171	1221	1353	1298	1391	1432	792	786	769
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	179	183	187	239	248	291	241	262	262	171	170	171
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	24,3	30,1	40,5	26,9	28,7	34,4	30,1	32,8	31,9	20,5	20,9	19,9
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	7,1	6,8	7,0	7,8	8,2	8,7	10,4	20,8	15,5	13,2	13,3	12,7
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	0,147	0,077	0,079	0,039	0,041	0,049	0,366	0,429	0,847	0,008	0,008	0,008
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	0,452	0,410	0,473	0,464	0,506	0,674	0,182	0,435	0,276	0,112	0,134	0,188
Humantoxizität	HTP/Fr	0,424	0,290	0,298	0,172	0,178	0,202	0,153	0,151	0,226	0,066	0,065	0,065
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	5461	5198	5037	5074	4815	3706	4016	3847	3390	3086	3140	3106
Rohleistung	Fr/ha	4248	4040	3914	3206	3063	2449	3020	2927	2674	3469	3515	3486
N-Mineraldünger netto	kg N _{verf} /ha	136	140	138	120	120	97	94	59	70	0	0	0
Gülle	m ³ /ha	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,4	20,1	1,8	22,7	23,4	23,0
Mist	t/ha	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	14,0	11,7	2,8	2,9	2,8
Pestizide Total	kg/ha	2,66	1,76	1,76	1,04	1,04	1,04	1,20	1,10	1,48	0,00	0,00	0,00
Durchg. Feldspritze	Anz.	3,4	2,8	2,8	1,9	1,9	1,9	0,7	0,7	1,3	0,0	0,0	0,0
Bodenqualität	Grobporenvolumen	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-
	Aggregatstabilität	--	--	--	--	--	--	-	+	+	0	0	0
	C _{org} -Gehalt	--	--	--	--	--	--	-	+	+	0	0	0
	Schwermetallgehalt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Organische Schadstoffe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Regenwurmbiomasse	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	-
	Mikrobielle Biomasse	--	--	--	-	-	-	-	+	+	0	0	0
	Mikrobielle Aktivität	--	--	--	-	-	-	-	+	+	0	0	0

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zum Talgebiet (hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

IP = integriert, IPI = integriert intensiv, IPE = integriert extensiv, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung.

Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Tabelle 21 (Fortsetzung)

		Körnermais IP		Silomais IP		Silomais Bio		Kartoffeln IP		Kartoffeln Bio	
		Tal	Hügel	Tal	Hügel	Tal	Hügel	Tal	Hügel	Tal	Hügel
Energiebedarf	GJ-Äq./((ha*J)	34,1	30,8	23,2	19,1	13,5	13,0	28,3	25,9	18,8	18,3
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./((ha*J)	5796	5258	4247	4259	3108	2897	5428	5430	3852	4003
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./((ha*J)	980	897	1056	1004	901	845	1442	1414	1213	1198
Eutrophierung	kg N-Äq./((ha*J)	104	94	68	78	62	61	110	128	111	119
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./((ha*J)	56	50	70	89	93	77	69	76	57	63
Terr. Ökotoxizität	TEP/((ha*J)	723	980	581	1260	51	49	11237	11235	78	76
Aquat. Ökotoxizität	AEP/((ha*J)	815	889	1059	1051	528	636	937	980	812	886
Humantoxizität	HTP/((ha*J)	501	460	584	502	378	362	1266	1214	780	771
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	4,3	4,4	1,3	1,3	1,0	1,1	3,4	3,7	3,7	3,3
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	726	747	247	281	226	239	653	785	764	731
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	123	128	61	66	65	70	174	204	241	219
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	13,1	13,3	4,0	5,1	4,5	5,1	13,2	18,5	22,1	21,8
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	7,1	7,2	4,1	5,9	6,7	6,4	8,3	10,9	11,2	11,6
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	0,091	0,139	0,034	0,083	0,004	0,004	1,352	1,624	0,015	0,014
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	0,102	0,126	0,062	0,069	0,038	0,052	0,113	0,142	0,161	0,162
Humantoxizität	HTP/kg TS	0,063	0,065	0,034	0,033	0,027	0,030	0,152	0,176	0,155	0,141
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	7,5	7,7	3,4	3,2	2,5	2,7	2,2	2,4	1,2	1,1
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	1275	1312	617	703	564	598	424	509	242	231
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	215	224	153	166	164	174	113	133	76	69
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	23,0	23,4	9,9	12,8	11,2	12,6	8,6	12,0	7,0	6,9
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	12,4	12,6	10,1	14,7	16,8	16,0	5,4	7,1	3,6	3,7
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	0,159	0,244	0,084	0,208	0,009	0,010	0,877	1,054	0,005	0,004
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	0,179	0,222	0,154	0,174	0,096	0,131	0,073	0,092	0,051	0,051
Humantoxizität	HTP/Fr	0,110	0,115	0,085	0,083	0,069	0,075	0,099	0,114	0,049	0,045
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	7980	7035	17208	15143	13766	12114	8309	6916	5040	5479
Rohleistung	Fr/ha	4547	4008	6883	6057	5507	4846	12809	10661	15921	17310
N-Mineraldünger netto	kg N _{verf} /ha	110	101	86	51	0	0	64	40	0	0
Gülle	m ³ /ha	11,8	0,0	23,7	26,8	39,0	32,1	13,1	6,1	10,5	12,2
Mist	t/ha	7,8	14,3	11,9	17,3	15,4	12,7	13,7	25,2	13,3	15,6
Pestizide Total	kg/ha	1,56	0,67	1,07	0,93	0,00	0,00	9,53	9,53	1,70	1,79
Durchg. Feldspritze	Anz.	1,7	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	6,8	6,8	4,4	1,7
Bodenqualität	Grobporenvolumen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Aggregatstabilität	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	C _{org} -Gehalt	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Schwermetallgehalt	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
	Organische Schadstoffe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Regenwurmbiomasse	0	0	+	+	+	+	0	0	0	0
	Mikrobielle Biomasse	0	+	+	+	+	+	+	+	0	0
	Mikrobielle Aktivität	0	+	+	+	+	+	+	+	0	0

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zum Talgebiet (hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

IP = integriert, IPI = integriert intensiv, IPE = integriert extensiv, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung.

Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Tabelle 21 (Fortsetzung)

Biodiversität	Winterweizen IPint			Sommergerste IPint			Sommergerste IPext			Sommergerste Bio		
	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)												
Total aggregiert	7,5	7,6	7,6	6,9	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	7,8	7,8	7,8
Ackerflora	15,1	14,9	14,9	13,2	13,2	13,2	13,2	13,3	13,3	14,5	14,5	14,5
Graslandflora				2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	3,2	3,2	3,2
Vögel	5,0	5,0	5,1	7,2	7,2	7,4	7,9	7,9	8,0	10,2	10,2	10,3
Kleinsäuger	4,6	4,6	4,6	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8
Amphibien	1,7	1,7	1,7	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,3	2,3	2,3
Mollusken	2,2	2,2	2,2	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,4	2,4	2,4
Spinnen	8,0	8,3	8,3	9,6	9,6	9,6	10,6	10,6	10,6	11,1	11,1	11,1
Laufkäfer	10,6	11,0	11,0	11,3	11,3	11,3	11,5	11,5	11,5	11,9	11,9	11,9
Tagfalter				7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4	9,4
Bienen	4,9	4,8	4,8	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
Heuschrecken				7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	10,0	10,0	10,0
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)												
Amphibien	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	1,5	1,7	1,7	1,7
Spinnen	7,8	8,1	8,1	9,6	9,6	9,6	10,6	10,6	10,6	11,1	11,1	11,1
Laufkäfer	10,1	10,4	10,4	10,8	10,8	10,8	11,0	11,0	11,0	11,4	11,4	11,4
Tagfalter				7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4	9,4
Heuschrecken				7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	10,0	10,0	10,0
Biodiversität	Körnermais IP		Silomais IP		Silomais Bio		Kartoffeln IP		Kartoffeln Bio			
	Tal	Hügel	Tal	Hügel	Tal	Hügel	Tal	Hügel	Tal	Hügel		
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)												
Total aggregiert	6,1	6,1	6,2	6,2	6,9	6,9	6,1	6,1	7,0	7,0		
Ackerflora	8,5	8,4	8,4	8,4	9,2	9,2	8,4	8,4	9,2	9,2		
Graslandflora	2,7	2,7	2,7	2,7	3,2	3,2	2,7	2,7	3,2	3,2		
Vögel	6,4	6,4	6,7	6,7	8,8	8,8	5,7	5,8	8,4	8,5		
Kleinsäuger	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	4,6	4,6	4,6	4,6		
Amphibien	2,1	2,1	2,1	2,1	2,3	2,3	2,0	2,0	2,3	2,3		
Mollusken	2,3	2,3	2,3	2,3	2,4	2,4	2,3	2,3	2,4	2,4		
Spinnen	10,4	10,4	10,8	10,8	11,1	11,1	9,0	9,0	9,9	10,0		
Laufkäfer	10,3	10,3	10,7	10,7	10,9	10,9	11,1	11,1	12,2	12,4		
Tagfalter	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4	7,9	7,9	9,4	9,4		
Bienen	2,8	2,8	3,0	3,0	2,9	2,9	3,3	3,3	3,6	3,6		
Heuschrecken	7,9	7,9	7,9	7,9	10,0	10,0	7,9	7,9	10,0	10,0		
Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)												
Amphibien	1,4	1,4	1,4	1,4	1,7	1,7	1,3	1,3	1,6	1,6		
Spinnen	10,3	10,3	10,7	10,7	11,0	11,0	8,9	8,9	9,8	9,9		
Laufkäfer	9,8	9,8	10,2	10,2	10,5	10,5	10,4	10,4	11,7	11,9		
Tagfalter	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4	7,9	7,9	9,4	9,4		
Heuschrecken	7,7	7,7	7,7	7,7	10,0	10,0	7,7	7,7	10,0	10,0		

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zum Talgebiet (hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6).

IP = integriert, IPI = integriert intensiv, IPE = integriert extensiv, Bio = biologisch.

Bewertung der Indikatoren Bodenqualität: -- = stark negative Veränderung, - = leicht negative Veränderung, 0 = keine relevante Veränderung, + = leicht positive Veränderung und ++ = stark positive Veränderung.

Einheit Biodiversität: Biodiversitätspunkte.

Die Eutrophierung ist am tiefsten bei Kulturen, welche in der vegetativen Phase geerntet werden (Rüben, Karotten), weil diese bis zur Ernte Stickstoff aufnehmen. Die Vergleichbarkeit der Nitratauswaschung ist allerdings eingeschränkt, weil Nährstoffverluste nach der Ernte ausserhalb der Systemgrenzen liegen. Die Nitratauswaschung lässt sich am besten im Rahmen einer Fruchtfolge beurteilen.

Hohe Werte bei der Ökotoxizität ergaben sich bei Kartoffeln und Gemüse mit einem intensiven Pflanzenschutz, was an der Wirkstoffmenge und an der Anzahl Pflanzenschutz-durchgänge ersichtlich ist.

Der Vergleich zwischen den Sommer- und Winterformen von Getreide (Weizen und Gerste) zeigt, dass der Anbau von Sommergetreide zu höheren Umweltlasten führt. Einzig bei der Eutrophierung ist die Kombination Gründüngung mit Frühjahrssaat der Herbstsaat überlegen. Stellen wir noch die tieferen Erträge in Rechnung, so fällt die ökologische Beurteilung zu Gunsten der Herbstsaat aus. Diese sollte somit bevorzugt werden (ausgenommen

Tab. 22: Vergleich zwischen verschiedenen Ackerkulturen hinsichtlich der funktionellen Einheiten Hektare und Jahr (ha*J), Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) und Franken Rohleistung (Fr). Dargestellt ist jeweils die Variante IP oder IPintensiv im Talgebiet.

		Winterweizen	Sommerweizen	Winterroggen	Wintergerste	Sommergerste	Winterrapen	Sonnenblumen	Kartoffeln (früh)	Kartoffeln (mittel-spät)
Energiebedarf	GJ-Äq./ha*J)	22,9	23,4	19,3	20,1	21,9	18,4	26,9	22,8	28,3
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha*J)	4126	4054	3481	3941	3754	3817	3783	5149	5428
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha*J)	760	823	712	725	765	605	809	1263	1442
Eutrophierung	kg N-Äq./ha*J)	103	66	101	125	86	58	68	157	110
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha*J)	30	31	29	31	25	42	25	62	69
Terr. Ökotoxizität	TEP/ha*J)	623	1182	929	930	125	911	292	11221	11237
Aquat. Ökotoxizität	AEP/ha*J)	1921	1698	737	737	1487	5533	2640	754	937
Humantoxizität	HTP/ha*J)	1803	836	1407	1431	551	616	709	1132	1266
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,7	4,5	2,6	3,0	3,8	6,3	9,1	4,7	3,4
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	692	806	484	605	658	1304	1277	1073	653
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	122	158	93	107	130	207	273	263	174
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	17,4	13,3	14,2	19,4	15,2	19,7	23,0	32,6	13,2
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	5,1	6,2	4,0	4,8	4,4	14,4	8,3	13,0	8,3
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	0,105	0,237	0,131	0,144	0,022	0,311	0,099	2,338	1,352
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	0,323	0,338	0,101	0,112	0,261	1,891	0,891	0,157	0,113
Humantoxizität	HTP/kg TS	0,304	0,166	0,196	0,220	0,096	0,211	0,239	0,236	0,152
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	5,4	6,5	4,8	5,6	6,8	4,8	6,7	1,7	2,2
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	971	1134	866	1092	1171	995	941	391	424
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	179	230	177	201	239	158	201	96	113
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	24,3	18,6	25,0	34,7	26,9	15,1	16,9	11,9	8,6
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	7,1	8,7	7,1	8,7	7,8	11,0	6,1	4,7	5,4
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	0,147	0,331	0,231	0,258	0,039	0,238	0,073	0,852	0,877
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	0,452	0,475	0,183	0,204	0,464	1,443	0,656	0,057	0,073
Humantoxizität	HTP/Fr	0,424	0,234	0,350	0,396	0,172	0,161	0,176	0,086	0,099
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	5461	4601	6409	5803	5074	2926	2962	4800	8309
Rohleistung	Fr/ha	4248	3575	4022	3609	3206	3835	4021	13174	12809
N-Mineraldünger netto	kg N _{verf} /ha	136	136	80	100	120	105	73	59	64
Gülle	m ³ /ha	3,3	4,0	6,8	6,8	0,0	8,5	0,0	13,1	13,1
Mist	t/ha	0,1	0,0	1,8	1,8	0,0	5,5	0,0	13,7	13,7
Pestizide Total	kg/ha	2,66	1,80	2,85	2,85	1,04	2,43	4,00	9,53	9,53
Durchg. Feldspritze	Anz.	3,4	2,5	2,7	2,7	1,9	3,5	1,0	6,8	6,8

Tabelle 22 (Fortsetzung)

		Körnermais	Körnermais (CCM)	Silomais	Zucker- rüben	Futter- rüben	Eiweiss- erbsen	Sojabohnen	Acker- bohnen	Karotten	Kohl
Energiebedarf	GJ-Äq./ha*J)	34,1	17,9	23,2	20,2	18,5	14,1	13,3	13,5	33,9	45,6
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha*J)	5796	4734	4247	4424	4019	3209	3999	3217	4082	6641
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha*J)	980	719	1056	921	936	604	570	561	1277	1716
Eutrophierung	kg N-Äq./ha*J)	104	104	68	43	45	30	68	27	71	142
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha*J)	56	54	70	53	58	14	22	10	26	45
Terr. Ökotoxizität	TEP/ha*J)	723	717	581	1809	1482	1995	554	137	47585	57742
Aquat. Ökotoxizität	AEP/ha*J)	815	779	1059	1365	1075	1978	429	492	917	3817
Humantoxizität	HTP/ha*J)	501	440	584	509	405	405	304	299	10474	1050
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	4,3	2,1	1,3	1,2	1,3	4,2	5,1	4,1	6,1	4,1
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./kg TS	726	565	247	266	276	961	1532	978	740	594
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./kg TS	123	86	61	55	64	181	218	170	232	153
Eutrophierung	g N-Äq./kg TS	13,1	12,5	4,0	2,6	3,1	9,0	25,9	8,3	12,9	12,7
Versauerung	g SO ₂ -Äq./kg TS	7,1	6,4	4,1	3,2	4,0	4,2	8,6	3,1	4,6	4,0
Terr. Ökotoxizität	TEP/kg TS	0,091	0,086	0,034	0,109	0,102	0,597	0,212	0,042	8,630	5,164
Aquat. Ökotoxizität	AEP/kg TS	0,102	0,093	0,062	0,082	0,074	0,592	0,164	0,150	0,166	0,341
Humantoxizität	HTP/kg TS	0,063	0,053	0,034	0,031	0,028	0,121	0,117	0,091	1,899	0,094
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr	7,5	4,6	3,4	2,5	2,4	4,3	2,9	4,4	1,7	2,0
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./Fr	1275	1227	617	546	511	974	872	1059	202	297
Ozonbildung	mg C ₂ H ₄ -Äq./Fr	215	186	153	114	119	183	124	185	63	77
Eutrophierung	g N-Äq./Fr	23,0	27,0	9,9	5,3	5,7	9,1	14,8	9,0	3,5	6,3
Versauerung	g SO ₂ -Äq./Fr	12,4	14,0	10,1	6,5	7,4	4,2	4,9	3,4	1,3	2,0
Terr. Ökotoxizität	TEP/Fr	0,159	0,186	0,084	0,223	0,189	0,606	0,121	0,045	2,354	2,582
Aquat. Ökotoxizität	AEP/Fr	0,179	0,202	0,154	0,169	0,137	0,600	0,093	0,162	0,045	0,171
Humantoxizität	HTP/Fr	0,110	0,114	0,085	0,063	0,052	0,123	0,066	0,098	0,518	0,047
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	7980	8379	17208	16631	14550	3340	2610	3290	5514	11181
Rohleistung	Fr/ha	4547	3859	6883	8099	7857	3295	3896	3038	20218	22362
N-Mineraldünger netto	kg N _{verf} /ha	110	110	86	60	30	5	5	5	92	200
Gülle	m ³ /ha	11,8	11,8	23,7	13,1	20,0	4,3	9,4	0,0	0,0	0,0
Mist	t/ha	7,8	7,8	11,9	9,0	13,2	0,3	2,2	0,0	0,0	0,0
Pestizide Total	kg/ha	1,56	1,56	1,07	3,34	2,29	2,86	2,82	0,26	9,41	5,42
Durchg. Feldspritze	Anz.	1,7	1,7	1,0	4,4	2,9	1,8	1,2	1,0	7,0	5,0

in Wasserschutzgebieten, wo die Frühjahrssaat mit vorangehender Gründüngung eine interessante Option zur Reduktion der Nitratauswaschung darstellt).

Ein weiterer Vergleich wird bezüglich der Produktion von Energie aus Biomasse gezogen (Tab. 23). Diese wird dargestellt als Brennwert (BW) oder oberer Heizwert der abgeführten Biomasse, das heisst der Haupt- und Nebenprodukte. Die Angaben zu den Brennwerten der verschiedenen Produkte stammen aus Nemecek *et al.* (2004b). Es handelt sich hier nicht um eine Studie bezüglich der Erzeugung von Bioenergieträgern, denn für diesen Zweck müssten spezielle Szenarien erstellt werden. Zum Beispiel könnte man das Stroh von Raps, Sonnenblumen und Körnerleguminosen ebenfalls abführen und energetisch verwerten. Weiter ist zu beachten, dass es sich bei der Bezugsbasis (GJ Brennwert der Produkte) um Biomasse-Energie handelt, während bei der Wirkungskategorie Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen fossile und nukleare Ressourcen bilanziert werden. Diese Ergebnisse sollen lediglich zusätzliche Anhaltspunkte für den Vergleich der Kulturen liefern. Zusätzlich zu den Ackerkulturen wurde stellvertretend für den Futterbau die Variante Eingrasen dargestellt.

Tab. 23: Umweltwirkungen verschiedener Ackerkulturen pro GJ produzierte Brutto-Energie (Brennwert oder oberer Heizwert der abgeführten Haupt- und Nebenprodukte, GJ BW).

Dargestellt ist jeweils die Variante IP oder IPintensiv im Talgebiet. Zusätzlich wird die Produktion von Gras (Eingrasen, Variante 2) dargestellt.

		Winterweizen	Sommerweizen	Winterroggen	Wintergerste	Sommergerste	Winterraps	Sonnenblumen	Kartoffeln (früh)	Kartoffeln (mittel-spät)
Energiebedarf	GJ-Äq./GJ BW	0,137	0,163	0,095	0,120	0,147	0,237	0,300	0,270	0,193
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./GJ BW	25	28	17	23	25	49	42	61	37
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./GJ BW	5	6	4	4	5	8	9	15	10
Eutrophierung	kg N-Äq./GJ BW	0,62	0,46	0,50	0,75	0,58	0,75	0,76	1,85	0,75
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./GJ BW	0,18	0,22	0,14	0,19	0,17	0,54	0,27	0,74	0,47
Terr. Ökotoxizität	TEP/GJ BW	4	8	5	6	1	12	3	133	77
Aquat. Ökotoxizität	AEP/GJ BW	11	12	4	4	10	71	29	9	6
Humantoxizität	HTP/GJ BW	11	6	7	9	4	8	8	13	9
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	5461	4601	6409	5803	5074	2926	2962	4800	8309
Ertrag Nebenprodukt	kg TS/ha	3328	2916	4261	3065	2749	0	0	0	0
Brennwert Hauptprodukt	MJ/kg TS	18,1	18,1	17,9	18,1	18,1	26,5	30,3	17,6	17,6
Brennwert Nebenprodukt	MJ/kg TS	20,5	20,5	20,5	20,5	20,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Brennwert Haupt- & Nebenpr.	GJ/(ha*J)	167,3	143,2	202,1	168,1	148,4	77,5	89,6	84,4	146,2

		Körnermais	Körnermais (CCM)	Silomais	Zucker- rüben	Futter- rüben	Eiweiss- erbsen	Soja- bohnen	Acker- bohnen	Karotten	Kohl	Gras
Energiebedarf	GJ-Äq./GJ BW	0,231	0,115	0,071	0,074	0,077	0,228	0,221	0,222	0,362	0,248	0,036
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./GJ BW	39	31	13	16	17	52	67	53	44	36	13
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./GJ BW	7	5	3	3	4	10	10	9	14	9	3
Eutrophierung	kg N-Äq./GJ BW	0,71	0,67	0,21	0,16	0,19	0,49	1,13	0,45	0,76	0,77	0,29
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./GJ BW	0,38	0,35	0,21	0,19	0,24	0,23	0,37	0,17	0,27	0,24	0,55
Terr. Ökotoxizität	TEP/GJ BW	5	5	2	7	6	32	9	2	508	314	1,9
Aquat. Ökotoxizität	AEP/GJ BW	6	5	3	5	4	32	7	8	10	21	0,1
Humantoxizität	HTP/GJ BW	3	3	2	2	2	7	5	5	112	6	1,1
Ertrag Hauptprodukt	kg TS/ha	7980	8379	17208	16631	14550	3340	2610	3290	5514	11181	12697
Ertrag Nebenprodukt	kg TS/ha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brennwert Hauptprodukt	MJ/kg TS	18,5	18,5	19,0	16,4	16,5	18,5	23,0	18,5	17,0	16,5	17,9
Brennwert Nebenprodukt	MJ/kg TS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Brennwert Haupt- & Nebenpr.	GJ/(ha*J)	147,8	155,2	327,0	273,3	240,2	61,7	60,0	60,9	93,7	184,1	227,3

Hierbei erweist sich Gras – in diesem Fall eine Variante mit güllebetonter Düngung – bei allen Umweltwirkungen ausser bei der Eutrophierung und bei der Versauerung als die weitestaus günstigste Kultur. Von den Ackerkulturen zeigen Silomais, Zucker- und Futterrüben die besten Ergebnisse. Getreide nehmen eine mittlere Position ein, wobei Roggen aufgrund der hohen Erträge positiv auffällt. Die Ölfrüchte Raps und Sonnenblumen weisen einen relativ hohen Energiebedarf pro produziertem GJ BW auf. Ebenfalls ungünstig zeigen sich die Körnerleguminosen, denn obwohl sie keinen N-Dünger benötigen, ist ihre Energie-Effizienz kaum besser als jene von Raps.

7.5 Sensitivitätsanalyse zur Abschätzung der Ökotoxizität mit der Methode SYNOPSIS

Bei der Abschätzung der Ökotoxizität besteht eine grosse methodische Unsicherheit. Zur besseren Abstützung der Ergebnisse werden die Risiken für die Ökotoxizität einiger ausge-

wählter Varianten zusätzlich mit der Methode SYNOPSIS zur Abschätzung von Pestizidrisiken evaluiert (Gutsche *et al.* 1997, Reus *et al.* 2002). Die Methode wurde schon von Geier *et al.* (2001) in der Ökobilanz der Apfelproduktion eingesetzt.

Berechnet wurden die subchronischen biologischen Risiken der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln für Regenwürmer, Daphnien, Fische und Algen durch die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) in Kleinmachnow (D)³ für besonders wichtige Varianten (Tab. 24). Die Wirkung auf Regenwürmer ist mit der terrestrischen, jene auf die übrigen Artengruppen mit der aquatischen Ökotoxizität vergleichbar. Zu berücksichtigen ist aber, dass die Methoden EDIP97, CML01 und CST95 zusätzlich zu den Pestiziden noch andere toxische Substanzen wie Schwermetalle erfassen. Das Risiko für Bienen konnte aufgrund fehlender Parameter nicht berechnet werden. Das akute biologische Risiko, welches ebenfalls berechnet werden kann, verwenden wir nicht, weil die Ökobilanzmethodik auf langfristige Effekte ausgerichtet ist. Das akute Risiko ist mit den verwendeten Methoden nicht vergleichbar.

Tab. 24: Abschätzung der subchronischen Risiken für vier Organismengruppen ausgewählter Kulturen.

	Winterweizen					Wintergerste			Kartoffeln		Winterraps				
	Kv-D	Kv-CH	IP _{int}	IP _{ext}	Bio	IP _{int}	IP _{ext}	Bio	IP	Bio	Kv-D	Kv-CH	IP _{int}	IP _{ext}	Bio
Regenwürmer	5,3E-2	7,7E-1	8,3E-1	4,7E-1	0,0E+0	6,4E-1	3,8E-1	0,0E+0	2,4E-2	4,5E-3	9,3E-3	2,1E-1	2,9E-2	4,9E-2	0,0E+0
Daphnien	1,1E+1	5,9E-1	2,3E-2	1,0E-3	0,0E+0	1,8E-1	1,8E-1	0,0E+0	3,0E-1	1,6E+0	1,1E+1	5,7E+0	4,3E+0	4,1E-2	0,0E+0
Fische	1,9E-1	8,4E-2	2,6E-3	5,9E-4	0,0E+0	3,1E-2	1,8E-2	0,0E+0	3,0E-1	2,4E+0	1,7E-1	1,0E+0	1,2E-1	1,1E+0	0,0E+0
Algen	1,5E+0	6,1E+0	2,3E+0	1,3E+0	0,0E+0	3,1E+0	4,8E+0	0,0E+0	1,2E+0	1,6E+0	9,2E-3	6,0E-2	3,0E-3	6,0E-2	0,0E+0

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (IP oder IP_{int}, hellgrau unterlegt, vgl. Tab. 6). Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IP_{int} = IP_{intensiv}, IP_{ext} = IP_{extensiv}, Bio = biologisch.

Die Ergebnisse zeigen tendenziell ein höheres Risiko für den konventionellen Landbau im Vergleich zur IP an. Dies gilt aber nicht in gleichem Masse für alle Artengruppen. Der Extensivbau erweist sich als günstig für Weizen und Gerste, für Raps hingegen eher als ungünstig. Das Risiko in der biologischen Produktion von Weizen, Gerste und Raps ist gleich Null, weil keine Pestizide zum Einsatz kommen. Die Zahlen sind hier der Vollständigkeit halber dargestellt. Bei IP-Kartoffeln wird die Krautfäule durch Chlorothalonil und Mancozeb bekämpft, während im Bio-Anbau Kupfer zum Einsatz kommt. Der Vergleich fällt bei den Regenwürmern zu Gunsten des Biolandbaus aus, dagegen ungünstig bei Daphnien und Fischen.

Bei der konventionellen Weizenproduktion in Deutschland ist das Insektizid Lambda-Cyhalothrin massgebend für Daphnien und Fische, in der Schweiz sind es Bifenoxy, Isoprothuron und Chlorothalonil. Für Kv-D dominieren Lambda-Cyhalothrin und Metazachlor, für Kv-CH Carbendazim, Trifluralin und Cypermethrin.

Insgesamt werden die Folgerungen im Bereich der Ökotoxizität also durch SYNOPSIS bestätigt. Eine gewisse Einschränkung ist beim Kupfereinsatz bei Bio-Kartoffeln angebracht. Sowohl bei EDIP97 als auch bei CML01 wird eine viel tiefere Ökotoxizität bei Bio-Kartoffeln angezeigt (Anhang 7b). Die dritte Methode CST95 hingegen zeigt eine höhere terrestrische Ökotoxizität an. Ziehen wir noch in Betracht, dass die Akkumulation von Kupfer bei einem regelmässigen Einsatz in einem kritischen Bereich liegt (vgl. Ergebnisse von SALCA-Bodenqualität, Tab. 20), so darf bei Kupfer keine Entwarnung gegeben werden. Die Suche nach Alternativen in der Krautfäulebekämpfung bleibt im Sinne des Vorsorgeprinzips ein dringendes Anliegen.

³ Pers. Mitteilung von Jörn Strassmeyer, BBA Kleinmachnow, August 2005.

8 Umweltwirkungen der Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden

Die Fütterung von Wiederkäuern in der Schweiz basiert zum grossen Teil auf Raufutter, das von Wiesen und Weiden stammt. Aus wirtschaftlichen Gründen und ökologischen Überlegungen zu Nährstoffkreisläufen wird angestrebt, dass die Tiere einen hohen Anteil ihrer Leistung aus dem Grundfutter gewinnen. Dies stellt allerdings hohe Anforderungen an die Grundfutterqualität. Weil der Energie- und Eiweissgehalt im Wiesenfutter stark vom phänologischen Stadium der Pflanzen zum Nutzungszeitpunkt abhängt, wird ein Teil des Graslandes intensiv bewirtschaftet, um Futter in genügender Qualität zu ernten. Für eine ökologische Optimierung der Produktion müssen die durch die Graslandbewirtschaftung verursachten Umweltwirkungen bekannt sein. Die Wiesen und Weiden spielen zudem eine entscheidende Rolle für das Erscheinungsbild der Kulturlandschaft und für die Erhaltung der Biodiversität. Im Jahr 2002 machten die extensiv und wenig intensiv bewirtschafteten Wiesen einen Anteil von rund 87% an den gesamten beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen aus, was einer Fläche von 83'000 ha entspricht (BLW 2003).

In diesem Kapitel werden die potenziellen Wirkungen der Bewirtschaftung von Graslandsystemen mit der Ökobilanzmethode SALCA analysiert. Eine Beurteilung der Bodenqualität erfolgt in diesem Kapitel nicht, weil die Methode nur für Ackerland geeignet ist. Die Diskussion erfolgt nach den verschiedenen Faktoren (Nutzungsart, Futterkonservierung, Anlagedauer, Produktionsregion, Düngungs- und Landbauform, Bewirtschaftungsintensität und Typen von ökologischen Ausgleichsflächen) und wird mit einem Vergleich betriebseigener Futtermittel ergänzt.

Eine Übersicht über die Produktionsdaten der bilanzierten Verfahren ist in den Tab. 25 und Tab. 26 gegeben. Details zu den Produktionsinventaren sind in Kapitel 3.1.4 und den Anhängen 3.1.4 und 8a zu finden. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung aller Varianten sind im Anhang 8b dargestellt.

8.1 Nutzungsart

Das Grasland wird entweder als Mähwiese (ausschliesslich geschnitten), als Mähweide oder als Weide (ausschliesslich beweidet) genutzt. Für diese Studie wurden nur die Mähwiese und die Weide betrachtet. Bei der Mähweide kommen in der Praxis alle Nutzungskombinationen zwischen Schnitt und Weide vor.

Ressourcen-Management: Unter den Arbeitsschritten auf dem Grasland benötigen die Ernte-Arbeitsgänge wesentlich mehr nicht-erneuerbare Energieressourcen als die Düngung. Im Bezug auf den Energiebedarf sind deshalb die Weiden deutlich günstiger als das Eingrasen (Abb. 24). Das Treibhauspotenzial der Weiden wird dagegen höher geschätzt als für das Eingrasen, weil die Lachgasemissionen von Harnstellen deutlich grösser sind als bei anderen Stickstoffquellen (Abb. 25). Bezüglich des Ozonbildungspotenzials ist das Beweiden deutlich günstiger als das Eingrasen (Anhang 8b).

Nährstoff-Management: Bei den in dieser Studie untersuchten Systemen zur Raufuttergewinnung wird das Eutrophierungspotenzial hauptsächlich durch die Emissionen von Ammoniak (NH_3) bestimmt, während die vor allem durch den Treibstoffverbrauch emittierten NO_x nicht relevant sind (Abb. 26). Bei Weide wird zwar deutlich weniger Ammoniak emittiert als beim Eingrasen, dafür gelangt mehr Nitrat ins Grundwasser. Es folgt daraus ein ähnliches Eutrophierungspotenzial pro Hektare wie beim Eingrasen. Das Versauerungspotenzial wird fast ausschliesslich durch die Ammoniakverflüchtigung bestimmt. Die Weiden sind deshalb für dieses Potenzial günstiger als das Eingrasen (Anhang 8b). Bei reiner Gülledüngung für beide Nutzungsarten ist das Eutrophierungspotenzial bei den Weiden im Vergleich zu Mähwiesen höher, das Versauerungspotenzial dagegen ähnlich (Abb. 30).

Tab. 25: Beschreibung der ausgewählten Produktionsverfahren für die Darstellung des Einflusses der Nutzungsart, der Futterkonservierung, der Anlagedauer und der Produktionsregion.

Verfahren				Netto- Ertrag dt TS/ha und Jahr	NEL-Gehalt MJ/kg TS	Anzahl Nutzungen /Jahr	kg N _{verf} gedüngt pro ha und Jahr
Nr.	Bezeichnung	Produkt	Beschreibung				
Nutzungsart							
103	Weiden	Weidegras	3,4 GVE/ha/Weideperiode	101,3	6,6	6	122
1	Eingrasen	Frisches Gras	Täglich eingrasen, für 25 Kühe	127,0	6,5	5	146
Futterkonservierung							
14	Silage-Ballen	Grassilage	Rundballen, 700 kg schwer	116,8	6,4	5	146
30	Silage-Hochsilo	Grassilage	Hochsilo aus Kunststoff	114,9	6,4	5	146
42	Silage-Flachsilo	Grassilage	Flachsilo	116,8	6,4	5	146
54	Heu-Belüftung	Belüftungsheu	Heubelüftung ohne Wärmekollektor	116,0	6,0	5	146
69	Heu-Bel. m. WK	Belüftungsheu	Heubelüftung mit Wärmekollektor	116,0	6,0	5	146
84	Bodenheu	Bodenheu	Rundballen, Talgebiet (500 m.ü.M.)	110,7	5,8	5	146
Anlagedauer							
1	Dauerwiese	Frisches Gras	Tägliche eingrasen, für 25 Kühe	127,0	6,5	5	146
122	3 j. M SM	Frisches Gras	3 jährige Mattenkee-Gras-Ansaatwiese	124,0 ^a	6,1	4	41
119	3 j. G SM	Frisches Gras	3 jährige Gras-Weissklee-Ansaatwiese	115,8 ^a	6,5	5	134
118	2 j. G SM	Frisches Gras	2 jährige Gras-Weissklee-Ansaatwiese	118,6 ^a	6,5	5	125
165	Überwinter. ZK	Frisches Gras	Überwinternde Gras-Klee Zwischenkultur	49,5 ^b	6,5	2 ^b	30 ^b
164	Nicht überw. ZK	Frisches Gras	Nicht überwinternde Zwischenkultur	27,0 ^b	6,5	1 ^b	30 ^b
Produktionsregion							
84	Tal	Bodenheu	Rundballen, Talgebiet (500 m.ü.M.)	110,7	5,8	5	146
88	Hügel	Bodenheu	Rundballen, Hügelgebiet (800 m.ü.M.)	80,9	5,8	4	88
89	Berg	Bodenheu	Rundballen, Berggebiet (1300 m.ü.M.)	59,3	5,4	3	64

Alle Verfahren entsprechen einer intensiven IP-Bewirtschaftung. Weitere Produktionskennzahlen der Verfahren finden sich im Anhang 8a.

^a Durchschnitt Saat im August – letztes Hauptnutzungsjahr; ^b pro ha für die Dauer der Kultur

N_{verf} = verfügbarer Stickstoff, Bel. = Belüftung, WK = Wärmekollektor, M SM = Mattenkee-Gras-Standardmischung, G SM = Gras-Weissklee-Standardmischung, ZK = Zwischenkultur.

Schadstoff-Management: Für das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial nach EDIP97 spielen die Schadstoffemissionen aus der Mechanisierung (vor allem Zyanid-Emissionen im Wasser aus den Vorketten der Maschinenproduktion) eine wichtigere Rolle als die durch Herbizide oder Dünger verursachten Schadstofffrachten. Dementsprechend schneidet die Weide günstiger ab als das Eingrasen (Abb. 27). Die Schwermetallemissionen während den Erntearbeiten erhöhen das aquatische Ökotoxizitätspotenzial des Eingrasens gegenüber jenem der Weiden deutlich (Anhang 8b). Beim Humantoxizitätspotenzial nach EDIP97 werden Benzinmotoren wegen den Benzol-Emissionen viel schlechter bewertet als Dieselmotoren. Das Verfahren Eingrasen schneidet daher nach dieser Methode sehr schlecht ab (Schnitt mit benzinbetriebenen Motormäher). Dies ist nach der CML-Methode nicht der Fall (Anhang 8b).

Biodiversität: Ausser für die Kleinsäuger werden intensive Mähwiesen für die Biodiversität günstiger bewertet als intensive Weiden (Tab. 27). Für die Flora ist die Differenz zwischen den beiden Verfahren gering. In der Praxis sind die Unterschiede im Weidemanagement gross und dementsprechend auch die Unterschiede in der Anzahl Pflanzenarten, die in Weiden ähnlicher Bewirtschaftungsintensität gefunden wird (Balent *et al.* 1999). Eine höhere Pflanzenvielfalt in Weiden als in Wiesen wurde auch von Kampmann *et al.* (2005) beobachtet.

Tab. 26: Ausgewählte Produktionsverfahren für die Darstellung des Einflusses der Düngungsform, der Landbauform und der Bewirtschaftungsintensität.

Verfahren			Netto-Ertrag dt TS/ha und Jahr	NEL-Gehalt MJ/kg TS	Anzahl Nutzungen /Jahr	kg N _{verf} gedüngt pro ha und Jahr	Düngungsform (% N _{verf})			Herbizide kg Wirkstoff /Jahr
Nr.	Bezeichnung	Produkt					NH ₄ NO ₃	Gülle	Mist	
Düngungsform										
87	Mineral	Bodenheu	110,7	5,8	5	146	100			0,5
84	80%VG & Min	Bodenheu	110,7	5,8	5	146	20	80		0,5
85	VG-Prallteller	Bodenheu	110,7	5,8	5	146		100		0,5
176	VG-Schlepps.	Bodenheu	Wie «VG-Prallteller», aber Gülleverteilung mit Schleppschlauchverteiler							
86	Gülle & Mist	Bodenheu	110,7	5,8	5	146		75	25	0,5
Landbauform										
85	IP Int VG	Bodenheu	110,7	5,8	5	146		100		0,5
90	Bio Int VG	Bodenheu	94,1	5,8	5	102		100		0
93	IP Mittel Int	Bodenheu	90,2	5,2	4	99		75	25	0,5
97	Bio Mittel Int	Bodenheu	81,2	5,2	4	69		75	25	0
106	IP Weide Int	Weidegras	101,2	6,6	6	122		100		0,5
109	Bio Weide Int	Weidegras	86,1	6,6	6	85		100		0
Bewirtschaftungsintensität										
85	Intensiv VG	Bodenheu	110,7	5,8	5	146		100		0,5
94	Mittel int VG	Bodenheu	90,2	5,2	4	99		100		0,5
	2/3Int + 1/3Ext	Bodenheu	83,3	5,6	0, 67 ha wie «VG-Prallteller», 0,33 ha wie «Extensiv»					
	3/4Int + 1/4Ext	Bodenheu	90,2	5,7	0, 75 ha wie «VG-Prallteller», 0,25 ha wie «Extensiv»					
Ökologische Ausgleichsflächen										
100	Wenig Int	Bodenheu	55,7	4,8	3				100	0
102	Extensiv	Bodenheu	27,0	4,2	1					0
117	Weide Extensiv	Weidegras	22,8	5,3	2					0

Alle Verfahren entsprechen einer Bewirtschaftung im Talgebiet. Weitere Produktionskennzahlen der Verfahren finden sich im Anhang 8a.

N_{verf} = verfügbarer Stickstoff, VG = Vollgülle, Min = mineral, Schlepps. = Schleppschlauchverteiler, Int = intensiv, Ext = extensiv.

8.2 Futterkonservierung

Infolge der langen Winterperiode muss ein wesentlicher Anteil des Raufutters als Dürrfutter oder Grassilage konserviert werden. Um den Einfluss der Konservierungsmethode zu evaluieren, wurde die Produktion von Grassilage in Ballen, Hochsilo oder Flachsilo und von Heu mit oder ohne Heubelüftung verglichen. In diesem Unterkapitel sind als Beispiel die Ergebnisse für intensiv bewirtschaftetes Dauergrasland dargestellt (Tab. 25).

Ressourcen-Management: Bezüglich des Energiebedarfs ist die Art und Weise der Futterkonservierung entscheidend. Der Energiebedarf pro produziertem Mega-Joule Nettoenergie Laktation (MJ NEL) ist für die Produktion von Belüftungsheu mit Heubelüftung ohne Wärmekollektor zwei Mal höher als für die Produktion von Grassilage in einem Flachsilo. Für die Erstellung von Rundballen braucht der Prozess «Ballen wickeln» viel Energie (im Ernte-Prozess berechnet). Zwischen den Konservierungsverfahren sind die Unterschiede bezüglich des Treibhauspotenzials viel geringer als die Unterschiede bezüglich des Energiebedarfs, denn die energiebedingten CO₂-Emissionen spielen im Vergleich zum Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) eine untergeordnete Rolle (Abb. 25). Die Unterschiede

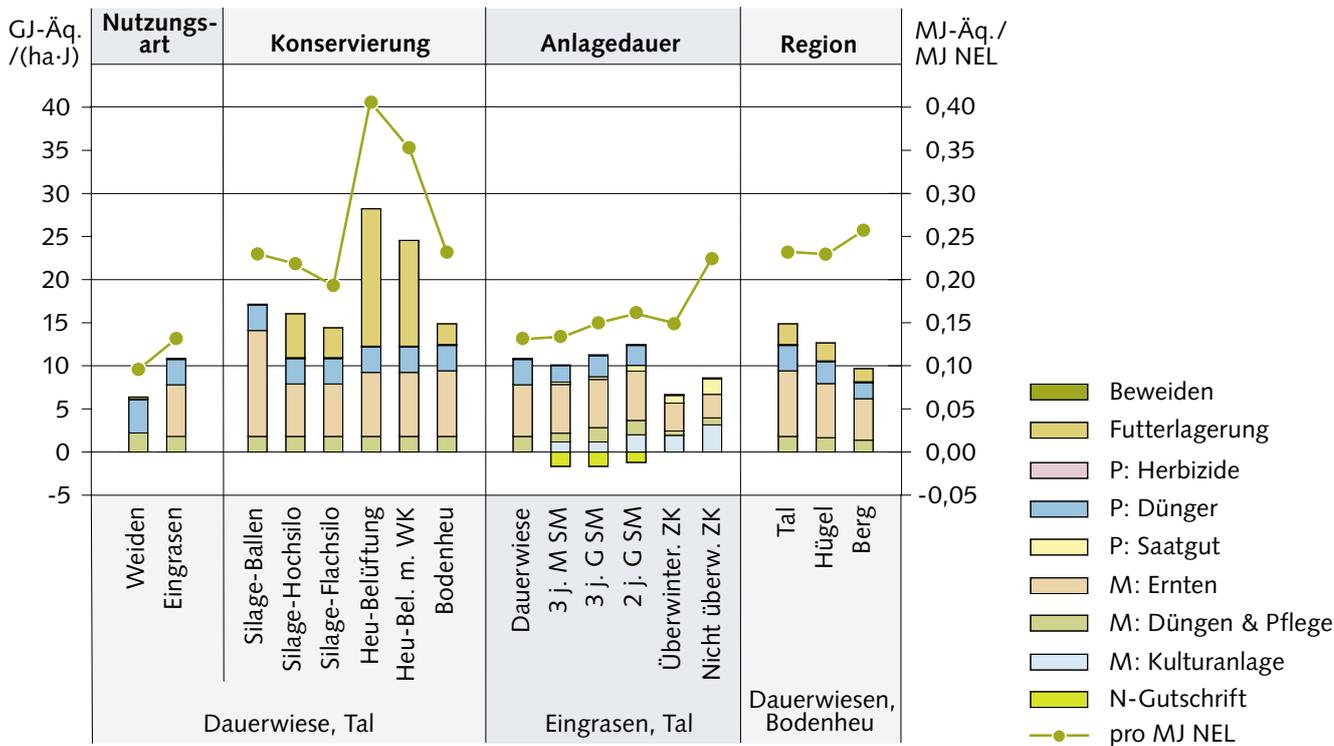


Abb. 24: Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen pro Hektare und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Frischfutter mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und die Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren. Die Produktionsverfahren sind in der Tab. 25 erläutert. Alle Verfahren entsprechen einer intensiven IP-Bewirtschaftung. N-Gutschrift: Stickstoff-Gutschrift für die Nachkultur in Form von Ammoniumnitrat, entsprechend dem Düngerwert der Ansaatwiesen als Vorkultur; M: Mechanisierung; P: Produktionsmittel; Beweiden: Energiebedarf, der direkt mit dem Beweiden verbunden ist.

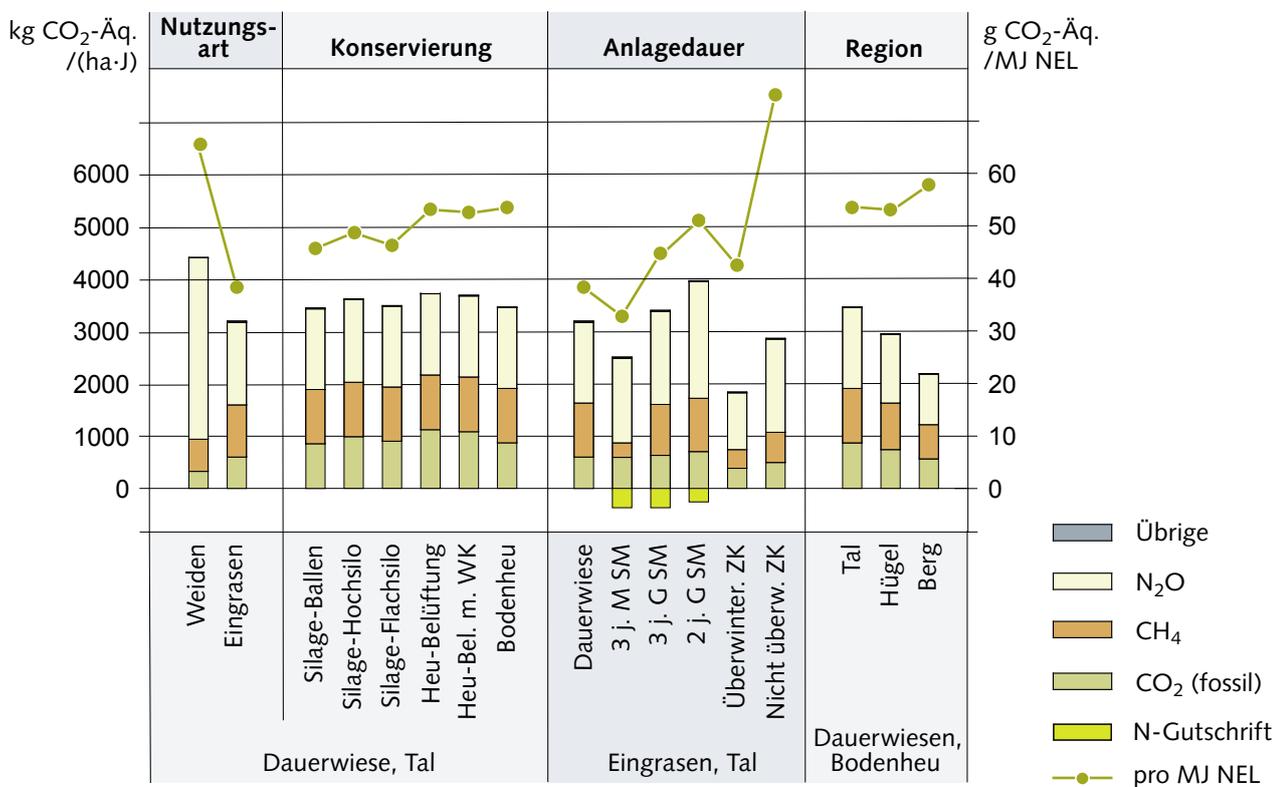


Abb. 25: Treibhauspotenzial über 100 Jahre pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Gras mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und der Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren. Die Produktionsverfahren sind in der Tab. 25 erläutert. Alle Verfahren entsprechen einer intensiven IP-Bewirtschaftung. N-Gutschrift: Stickstoff-Gutschrift für die Nachkultur in Form von Ammoniumnitrat, entsprechend dem Düngerwert der Ansaatwiesen als Vorkultur.

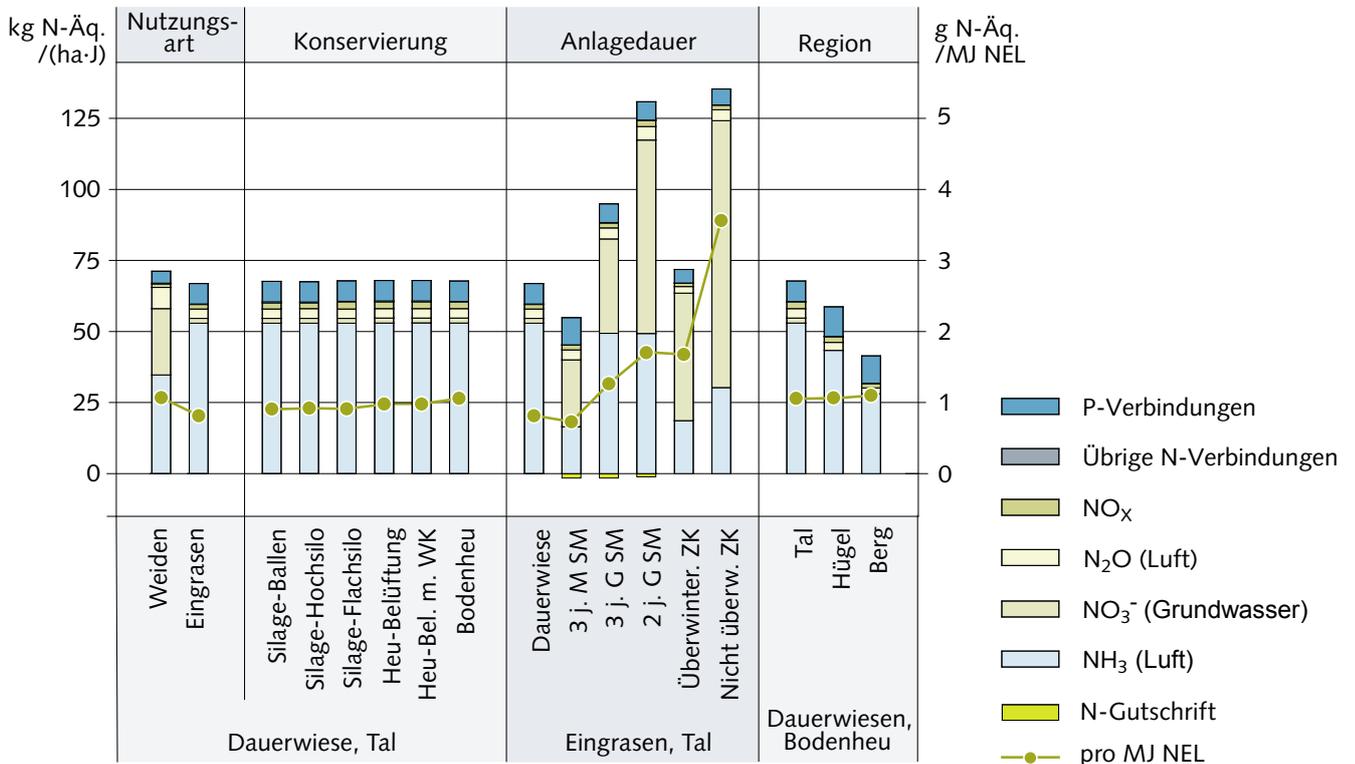


Abb. 26: Eutrophierungspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Gras mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und die Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren. Siehe Tab. 25 für die Beschreibung der Produktionsverfahren. Alle Verfahren entsprechen einer intensiven IP-Bewirtschaftung. N-Gutschrift: Stickstoff-Gutschrift für die Nachkultur in Form von Ammoniumnitrat, entsprechend dem Düngerwert der Ansaatwiesen als Vorkultur.

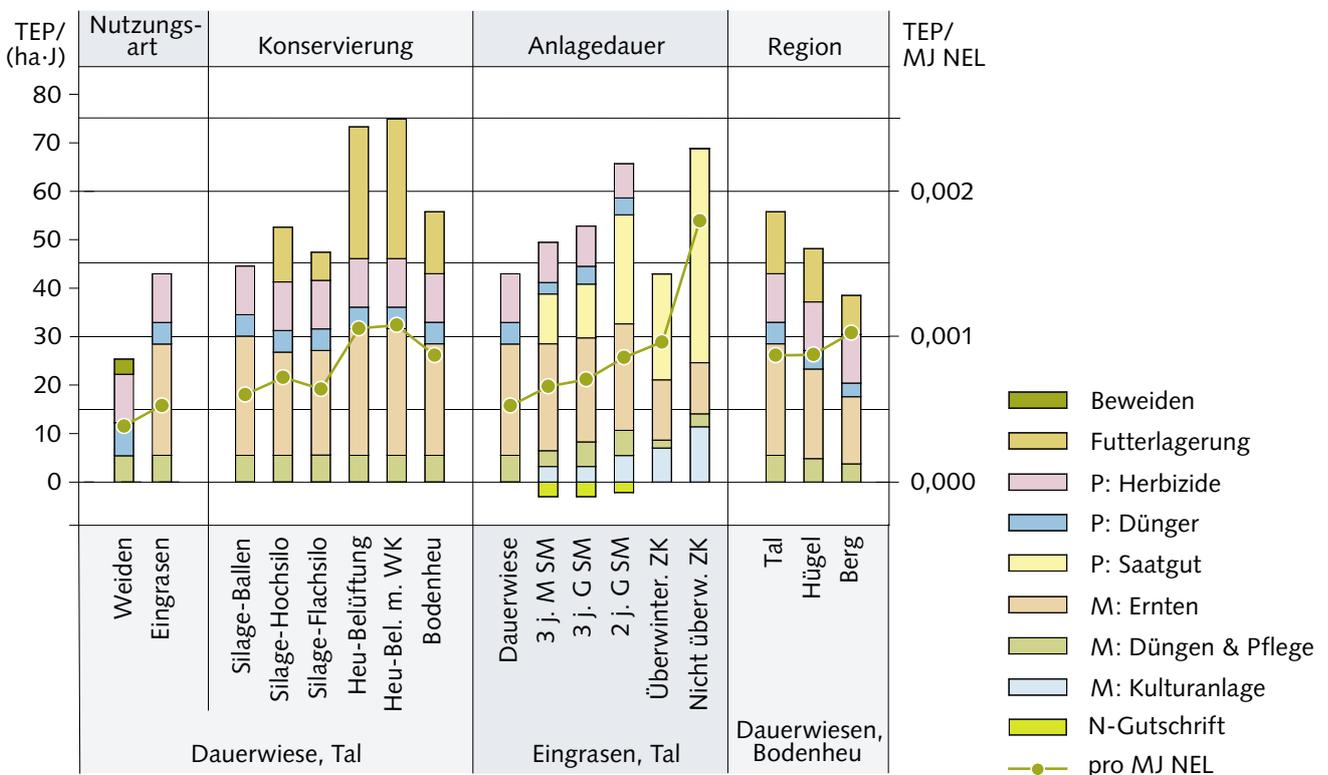


Abb. 27: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Gras mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und die Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren. Die Produktionsverfahren sind in der Tab. 25 erläutert. Alle Verfahren entsprechen einer intensiven IP-Bewirtschaftung. N Gutschrift: Stickstoff-Gutschrift für die Nachkultur in Form von Ammoniumnitrat, entsprechend dem Düngerwert der Ansaatwiesen als Vorkultur; M: Mechanisierung; P: Produktionsmittel; Beweiden: Emissionen, die direkt mit dem Beweiden verbunden sind.

zwischen den Konservierungsverfahren sind auch bezüglich des Ozonbildungspotenzials klein (Anhang 8b).

Nährstoff-Management: Weil das Eutrophierungspotenzial hauptsächlich durch die Emission von Ammoniak (NH₃) bestimmt wird und die Konservierungsverfahren sich in der Düngung nicht unterscheiden, haben sie alle das gleiche Eutrophierungspotenzial pro Hektare (Abb. 26).

Schadstoff-Management: Die Heubelüftung hat ein höheres terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial als die anderen Konservierungsverfahren (Abb. 27). Dafür sind Zyanid-Emissionen aus den Vorketten verantwortlich.

Biodiversität: Für die Heuschrecken hat das Erstellen von Siloballen wegen des Umwickelns des Erntegutes mit Folien negative Konsequenzen. Ansonsten wird die Biodiversität durch die Konservierungsart nicht beeinflusst (Tab. 27). Dies zeigt, dass die Anzahl Bearbeitungsgänge des Futters mit dem Zetter und dem Schwader auf intensiv genutzten Parzellen für die Flora und die Fauna unbedeutend ist.

Tab. 27: Einfluss der Nutzungsart, Futterkonservierung und der Produktionsregion auf die Biodiversität für die verschiedenen Indikator-Gruppen.
(Einheit: Biodiversitätspunkte)

Faktor	Nutzungsart		Konservierung					Region		
Nr. ^{a)}	103	1	14	30	42	54	84	84	88	89
Indikatoren	Weiden	Eingrasen	Silage-Ballen	Silage-Hochsilo	Silage-Flachsilo	Heu-Belüftung	Bodenheu	Tal	Hügel	Berg
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)										
Total aggregiert	4,6	6,4	6,1	6,2	6,2	6,2	6,2	6,2	6,3	6,4
Graslandflora	3,4	3,8	3,6	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7
Kleinsäuger	10,4	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
Vögel	5,6	6,6	6,3	6,3	6,3	6,3	6,3	6,3	6,5	6,7
Amphibien	1,7	2,1	2,0	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Bienen	5,7	7,6	7,3	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4
Heuschrecken	4,5	7,2	6,4	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	6,9
Laufkäfer	3,1	7,2	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,4
Tagfalter	3,7	7,0	6,7	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	7,0
Spinnen	5,4	9,3	8,9	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1	9,2	9,4
Mollusken	3,7	5,5	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,5	5,5
Merkmale 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)										
Amphibien	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Heuschrecken	3,8	6,8	6,3	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8
Laufkäfer	3,1	7,2	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,3
Tagfalter	3,4	6,7	6,5	6,7	6,7	6,7	6,7	6,7	6,8	6,8
Spinnen	4,7	9,1	8,7	8,9	8,9	8,9	8,9	8,9	9,0	9,2

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zum jeweiligen hellgrau unterlegten Verfahren für jeden Einflussfaktor (vgl. Tab 6a, Kapitel 5.2.2).

^{a)} Siehe Tab. 25 für die Definition der Verfahren.

8.3 Anlagedauer

Um den Einfluss der Anlagedauer zu schätzen, wurden Dauerwiesen mit drei- und zwei-jährigen Ansaatwiesen sowie Zwischenfrüchten verglichen (drei-jährig = ein Saatjahr und zwei Hauptnutzungsjahre). Die Mattenklée-Gras-Ansaatwiesen weisen im Normalfall einen hohen Kleeanteil im Pflanzenbestand auf. Deshalb benötigen sie nach dem Auflaufen keine Stickstoffdüngung, um hohe Erträge zu erreichen.

Ressourcen-Management: Unter den Arbeitsschritten auf dem Feld benötigen die Ernte-Arbeitsgänge wesentlich mehr nicht erneuerbare Energieressourcen als die Düngung oder die Kulturanlage (Bodenbearbeitung und Saat für die Ansaatwiesen). In Bezug auf den Energiebedarf schneiden deshalb die Dauerwiesen nur wenig günstiger ab als die zwei-jährigen Ansaatwiesen (Abb. 24). Nimmt man an, dass die Düngung Hofdünger-betont ist, werden weniger als 30% des Bedarfes an Energieressourcen für das Bereitstellen der Inputs (Dünger, Herbizide, Saatgut) gebraucht. Die geringere Düngung auf Mattenklée-Gras-Ansaatwiesen verringert das Treibhauspotenzial, vor allem dank geringeren Methan-emissionen aus der Hofdüngerlagerung (Abb. 25).

Nährstoff-Management: Ansaatwiesen haben wegen der Nitratauswaschungsgefahr bei deren Anlage ein höheres Eutrophierungspotenzial als Dauerwiesen (Abb. 26). Die geringere N-Düngung der Mattenklée-Gras-Ansaatwiese verringert das Eutrophierungs- und das Versauerungspotenzial gegenüber den höheren Düngungsgaben auf den Gras-Weissklée-Mischungen. Nicht überwinternde Zwischenkulturen haben ein besonders hohes Potenzial an Nitratverlusten pro produziertem MJ NEL, weil die Nitratauswaschungsgefahr bei der Anlage für einen relativ kleinen Ertrag in Kauf genommen werden muss. Überwinternde Zwischenkulturen schneiden deutlich günstiger ab. Innerhalb einer Fruchtfolge bedecken die Zwischenkulturen aber den Boden nach der Hauptkultur und vermindern damit die Gefahr der Nitratauswaschung.

Schadstoff-Management: Rund ein Drittel des terrestrischen Ökotoxizitätspotenzials der zwei-jährigen Ansaatwiese stammt aus der Saatgutproduktion, davon 96% aus dem Pestizideinsatz (Abb. 27). Für die nicht überwinternde Zwischenkultur steigt der Anteil aus der Saatgutproduktion sogar auf zwei Drittel. Dieser grosse Einfluss der Saatgutproduktion auf das Ergebnis ist mit dem tiefen Niveau des Ökotoxizitätspotenzials im Futterbau zu relativieren: Im Vergleich zum Ackerbau wird das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial der zwei-jährigen Ansaatwiese pro Hektare und Jahr beispielsweise rund zehn Mal tiefer geschätzt als jenes von Winterweizen *IPintensiv* (Tab. 20, Kapitel 7). Die gefundenen Unterschiede zwischen den Dauer- und den Ansaatwiesen sind gegenüber den Unterschieden zwischen Ackerbaukulturen sehr klein.

Biodiversität: Das Modell SALCA-Biodiversität wurde nicht für die Analyse von Systemen über stark unterschiedliche Zeitdauern entwickelt. Deshalb wird hier kein Vergleich zwischen Dauerwiesen, Ansaatwiesen und Zwischenkulturen bezüglich der Biodiversität gezogen. Zudem gibt es bei der Fauna (v.a. bei Spinnen und Laufkäfern) teilweise grosse Unterschiede in Bezug auf die Artenzusammensetzung, was den Vergleich zwischen Dauerwiesen, Ansaatwiesen und Zwischenkulturen erschwert.

8.4 Produktionsregion

Futterbau wird unter sehr unterschiedlichen Standortbedingungen betrieben. Produktionsinventare wurden hier für drei Standorte der Alpennordseite erstellt. Andere biogeographische Regionen der Schweiz bleiben unberücksichtigt. Mit steigender Höhenlage nimmt die Nutzungshäufigkeit und damit der Energiebedarf, das Treibhaus- und das Ozonbildungspotenzial pro Flächeneinheit ab (Abb. 24 bis Abb. 27). Pro MJ NEL sind aber die Unterschiede gering. Die durchschnittliche Neigung der Parzelle nimmt mit steigender Höhenlage zu (Anhang 3.1.4). Obwohl der Zeitaufwand für die Bewirtschaftung einer Parzelle mit einer

zunehmenden Hangneigung steigt (Schick 1995), wird der Bedarf an Energieressourcen pro MJ NEL nur für die intensiven Verfahren im Berggebiet höher geschätzt als im Talgebiet. Bei den mittel intensiven Verfahren wird der neigungsbedingte zusätzliche Energiebedarf im Berggebiet durch einen tendenziell höheren Ertrag pro Schnitt kompensiert. Wegen einer grösseren durchschnittlichen Neigung sind die Emissionen von P-Verbindungen im Hügel- und im Berggebiet höher als im Talgebiet. Die Biodiversitätspunkte unterscheiden sich kaum zwischen den Produktionsregionen (Tab. 27). Das bedeutet, dass ein ähnlicher Anteil des Biodiversitätspotenzials der Region im Tal-, Hügel- oder Berggebiet erreicht wird. Davon darf nicht abgeleitet werden, dass die gesamte Artenvielfalt zwischen den Regionen nicht unterschiedlich ist, weil die Verfahren mit dem Biodiversitätspotenzial ihrer Region verglichen werden. Es ist hier zu beachten, dass die Methode SALCA-Biodiversität kein spezifisches, von der jeweiligen Region abhängiges Modell enthält.

8.5 Düngungsform

Ob auf intensivem und mittel intensivem Grasland nur Gülle, Mist und Gülle, oder zusätzlich Mineraldünger ausgebracht wird, hängt vom Anteil des Ackerlandes an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN), der Nährstoffbilanz (Suisse-Bilanz) und dem Aufstallungssystem des Betriebes ab. Die Düngungsform kann dementsprechend zwischen zwei Betrieben stark unterschiedlich sein. Da in der Schweiz die meisten Raufutter produzierenden Betriebe Tiere als Haupterwerbszweig halten, wird kaum eine Futterfläche nur mit Mineraldüngern gedüngt. Zum Vergleich haben wir aber die potenziellen Umweltwirkungen eines solchen Produktionsverfahrens berechnet (Tab. 26).

Ressourcen-Management: Die eingesetzte Menge an Mineraldüngern spielt eine wesentliche Rolle für den Energiebedarf, weil die Produktion und der Transport von Mineraldüngern viel Energie benötigt (Abb. 28). Dagegen unterscheiden sich die Verfahren mit nur Vollgülle («VG-Prallteller») und mit kotarmer Gülle und Mist («Gülle & Mist») bezüglich ihres Energiebedarfs kaum. Die Düngungsform beeinflusst das gesamte Treibhauspotenzial der Produktionsverfahren nur geringfügig. Die Verhältnisse zwischen den drei wichtigsten Treibhausgasen werden dagegen stark verändert (Abb. 29). Bei mineralischer N-Düngung wird im Vergleich zur Vollgülle fast kein CH₄ emittiert, dafür aber mehr CO₂ und mehr N₂O. Das Potenzial für Lachgasemissionen ist bei Düngung mit Mist und kotarmer Gülle höher als bei Vollgülle, weil der Verlustrate bei Mist viel höher liegt (vgl. Kap. 3.3.3). Für das Ozonbildungspotenzial auf Parzellenebene ist die Düngung mit mineralischem Stickstoff wegen geringer Methanemissionen günstiger. Auf einem Betrieb mit Viehhaltung würde aber eine mineralische Düngung der Wiesen zu einer Anwendung der Hofdünger auf den Ackerflächen führen und somit keine Reduktion der Methanemissionen des Betriebes bewirken.

Nährstoff-Management: Auf Parzellenebene erscheint eine mineralische Düngung bezüglich des Eutrophierungspotenzials wegen der geringeren Ammoniakemissionen deutlich günstiger als eine organische Düngung (Abb. 30). Die Phosphorausträge werden hingegen höher geschätzt. Massnahmen zur Reduktion der Ammoniakverluste, wie der Einsatz eines Schleppschauchverteilers für die Ausbringung der Gülle, vermindern deutlich das Eutrophierungspotenzial der Verfahren mit Gülle.

Schadstoff-Management: Gemäss EDIP97 hat eine mineralische Düngung ein deutlich höheres terrestrisches und aquatisches Ökotoxizitätspotenzial als eine organische Düngung (Abb. 31). Für das Humantoxizitätspotenzial schneidet die mineralische Düngung sogar besonders schlecht ab (Anhang 8b). Diese Unterschiede zwischen der mineralischen und der organischen Düngung kommen durch die Emissionen während der Produktion der mineralischen Düngemittel zustande (Vorkette): Für die aquatische Ökotoxizität wegen Cadmiumemissionen ins Wasser während der Herstellung der Phosphordünger und für die terrestrische Ökotoxizität bzw. die Humantoxizität wegen Aceton- bzw. Chromemissionen bei der Produktion der N-, P- und K-Dünger. Das terrestrische und aquatische Ökotoxizitäts-

potenzial des Verfahrens «Mist & Gülle» ist ähnlich wie jenes des Verfahrens «VG-Prallteller».

Biodiversität: Es wurde kein wesentlicher Effekt der Düngungsform auf die Biodiversität von intensiv bewirtschafteten Wiesen beobachtet, wenn gleich viel verfügbarer Stickstoff gedüngt wird (Tab. 28). Einzig für die Vögel wird eine Düngung mit Mist und kotarmer Gülle leicht günstiger als die anderen Verfahren bewertet, wegen des höheren Futterangebots (Würmer und Insekten) im Mist für die Vögel. Der Einfluss der Düngungsform auf die Biodiversität der wenig intensiven Wiese wurde hier nicht untersucht.

8.6 Landbauform

Wegen der lückenhaften Datenlage bezüglich Ertrags- und Düngungsunterschieden zwischen dem biologischen Landbau und der integrierten Produktion, basiert die Analyse des Einflusses der Landbauform auf groben Schätzungen. Es wurde angenommen, dass bei gleicher Nutzungshäufigkeit im biologischen Landbau weniger TS-Ertrag pro Flächeneinheit erzielt, aber pro kg TS auch weniger gedüngt wird als in der IP (Tab. 26).

Ressourcen-Management: Der Energiebedarf pro Flächeneinheit ist für den biologischen Landbau geringer als für die integrierte Produktion (Abb. 28). Mit den hier angenommenen Ertrags- und Düngungsunterschieden zwischen den zwei Landbauformen schneidet die biologisch bewirtschaftete Weide auch pro MJ NEL besser ab als die IP-Weide. Für die Mähwiesen ergibt sich bei gleicher Düngungsform kein Unterschied pro MJ NEL. Beim Treibhauspotenzial ist Bio immer günstiger pro Hektare und pro MJ NEL, wegen der dank tieferer Düngung verminderten NH_3 - und CH_4 -Emissionen (Abb. 29). Die Verfahren des biologischen Landbaus haben tendenziell ein geringeres Ozonbildungspotenzial pro Hektare. Die Unterschiede pro MJ NEL sind sehr gering. Der Flächenbedarf hingegen fällt zu Gunsten der integrierten Produktion aus (Anhang 8b).

Nährstoff-Management: Bezüglich des Eutrophierungspotenzials sind die Unterschiede zwischen IP und Bio von den Annahmen über die Düngerform anhängig (Abb. 30). Je höher der Anteil an Mineraldüngern ist, umso günstiger werden die IP-Verfahren bewertet, weil bei Mineraldüngern weniger Ammoniak als bei Gülle entweicht. Werden hingegen in Bio und IP Hofdünger eingesetzt, ist die Eutrophierung bei Bio wegen der geringeren Düngermenge pro Ertragseinheit tiefer, dies sowohl pro Flächeneinheit als auch pro MJ NEL.

Schadstoff-Management: Die Regulierung der Blacken (*Rumex obtusifolius* L.) erfolgt im Biolandbau normalerweise manuell durch Ausstechen, während bei IP Einzelstockbehandlungen von Problem-Unkräutern mit Herbiziden durchgeführt werden können. Deshalb haben die biologisch bewirtschafteten Flächen ein tieferes terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial nach EDIP97 als die Flächen der IP-Verfahren (Abb. 31). Die Einzelstockbehandlung mit Herbiziden spielt aber für die terrestrische Ökotoxizität nach EDIP97 eine untergeordnete Rolle, obwohl die Dichte an Blacken in den Beständen als relativ hoch angenommen wurde (0,5 Blackenpflanzen pro m^2). Wichtig sind hier vor allem die Zyanide und Aceton aus den Vorketten der Mechanisierung und der Gebäude. Dementsprechend sind auch die Unterschiede im terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial zwischen den beiden Landbauformen im Futterbau viel geringer als im Ackerbau (vgl. Kap. 7.1). Für das aquatische Ökotoxizitätspotenzial nach EDIP97 fallen die Emissionen von Cadmium und Kupfer ins Wasser aus der Mechanisierung stärker ins Gewicht als der Herbizideinsatz. Daher wird der biologische Landbau nur pro Flächeneinheit günstiger bewertet, nicht aber pro MJ NEL (Anhang 8b). Nach CML01 spielt aber der Herbizideinsatz für das terrestrische und das aquatische Ökotoxizitätspotenzial eine wichtige Rolle (Anhang 8b). Für die Humantoxizität vernachlässigbar ist der Herbizideinsatz im Vergleich zu den Schwermetall-Emissionen aus der Mechanisierung und den Gebäuden. Die Bio-Verfahren sind aber auch diesbezüglich leicht günstiger (Anhang 8b).

Biodiversität: Bei den Mähwiesen erreichen die Bio-Szenarien für sechs von den zehn Indikatoren signifikant mehr Biodiversitätspunkte als die IP-Szenarien. Bei den Weiden gilt dies für acht Indikatoren (Tab. 28). Dieses Ergebnis stellt einen Effekt der Düngermenge und des Herbizideinsatzes dar, da die Anzahl und die Termine der Nutzungen für beide Landbauformen gleich angenommen wurden und weil die Düngungsform keinen wesentlichen Einfluss auf die Biodiversität hat (vgl. Kap. 8.5).

8.7 Bewirtschaftungsintensität

Die Bewirtschaftungsintensität reicht von den ungedüngten, einmal jährlich genutzten extensiven Flächen mit einem Ertrag von 10 bis 30 dt TS/ha bis zu den fünf- bis sechsmal jährlich genutzten Flächen mit einem Ertrag von 135 dt TS/ha. Weil sie den NEL-Gehalt des Futters und damit dessen Einsatzmöglichkeiten in der Rindviehfütterung bestimmt, werden verschiedene Futtertypen von Grasland mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität in der Viehfütterung als unterschiedliche Produkte betrachtet. Obwohl die funktionelle Einheit MJ NEL zur Beurteilung der produktiven Funktion der Aktivität dient, ist der direkte Vergleich zwischen extensivem und intensivem Grasland deshalb nur teilweise möglich. Die ökologischen Ausgleichsflächen werden daher separat behandelt (vgl. 8.8). Als Beispiel für die Darstellung der Effekte der Bewirtschaftungsintensität wurde die Produktion von Bodenheu auf Dauerwiesen im Talgebiet ausgewählt (Tab. 26).

Ressourcen-Management: Eine mittel intensive Produktion benötigt weniger Energieressourcen pro Hektare als eine intensive Produktion. Pro produziertem MJ NEL steigt aber der Energiebedarf mit einer Extensivierung der Bewirtschaftung bis zu den wenig intensiven Verfahren (Abb. 28). Das Futter von intensiven und extensiven Wiesen kann in einer Futtermischung gemischt werden, was zu einem mittleren NEL-Gehalt des Grundfutters führt. Um diesen Sachverhalt zu illustrieren wurden zwei mögliche Kombinationen von intensiven und extensiven Wiesen berechnet. Wird eine Flächeneinheit in eine intensive und eine extensive Wiese unterteilt, so dass die gesamte NEL-Produktion (Verfahren «2/3Int + 1/3Ext») oder die gesamte TS-Produktion (Verfahren «3/4Int + 1/4Ext») äquivalent zu der Produktion einer Flächeneinheit mittel intensiver Wiese ist, ist der Bedarf an Energieressourcen pro MJ NEL geringfügig kleiner als mit der mittel intensiven Wiese (Abb. 28). Weil die vor allem aus der Düngung emittierten Treibhausgase CH₄ und N₂O eine wichtigere Rolle spielen als das aus der Mechanisierung emittierte CO₂, ist das Treibhauspotenzial von mittel intensiven Wiesen pro MJ NEL trotz des höheren Energiebedarfs kleiner als jenes von intensiven Wiesen (Abb. 29). Bezüglich dieses Potenzials ist die Kombination von intensiven und extensiven Wiesen gegenüber einer mittel intensiven Produktion nicht interessant.

Nährstoff-Management: Gegenüber einer mittel intensiven Produktion von Heu ist die Produktion der gleichen Menge an MJ NEL oder Kilogramm Heu mit einer Kombination von intensiven und extensiven Wiesen bezüglich der Eutrophierung deutlich vorteilhafter (Abb. 30). Weil NH₃ sowohl für die Eutrophierung als auch für die Versauerung ausschlaggebend ist, sind diese beiden Kategorien sehr eng korreliert.

Schadstoff-Management: Pro Hektare ist das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial der mittel intensiven Produktion deutlich tiefer als dasjenige der intensiven Produktion. Pro MJ NEL trifft aber das Gegenteil zu (Abb. 31).

Biodiversität: Die mittel intensiven Produktionsverfahren weisen nur geringfügig mehr Biodiversitätspunkte auf als die intensiven Verfahren, aber markant weniger als die wenig intensiven oder extensiven Wiesen (Tab. 28). Daraus lässt sich ableiten, dass die Verfahren «2/3Int + 1/3Ext» und «3/4Int + 1/4Ext» gegenüber den mittel intensiven Verfahren für die Biodiversität deutlich vorteilhaft sind, weil das Biodiversitätspotenzial des extensiven Teils dieser Mischverfahren markant höher ist, als jenes von mittel intensiven Wiesen.

8.8 Ökologische Ausgleichsflächen

Die extensiv und wenig intensiv bewirtschafteten Wiesen und Weiden machen den grössten Teil der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) im Agrarraum der Schweiz aus. Auf diesen Flächen wird in erster Linie die Förderung der Biodiversität und nicht die Produktion von Grundfutter angestrebt. Extensive Weiden können aber für die Haltung anspruchsloser Tiere auch landwirtschaftlich interessant sein. Extensive Wiesen schneiden bei allen Umweltwirkungen deutlich günstiger ab als die wenig intensiven Wiesen. Das relativ hohe Treibhauspotenzial der wenig intensiven Wiesen kommt durch die N₂O-Emissionen aus dem Mist zu Stande (Abb. 29). Die flächenbezogene Umweltlast der wenig intensiven Wiesen ist viel geringer als jene von intensiven oder mittel intensiven Wiesen (Abb. 28 bis Abb. 31) oder des extensiven Ackerbaus (Tab. 20). Gegenüber extensiven Wiesen sind extensive Weiden günstiger beim Energiebedarf, bei der Ozonbildung und der Ökotoxizität, jedoch weniger vorteilhaft beim Treibhauspotenzial, dem Eutrophierungspotenzial und bei der Versauerung.

Biodiversität: Extensive Wiesen erreichen mehr Biodiversitätspunkte als wenig intensive Wiesen. Einzig für die Kleinsäuger stellen extensive und wenig intensive Wiesen ein gleich günstiges Habitat dar (Tab. 28). Andere Pflanzengesellschaften mit einer anderen Artenzusammensetzung entwickeln sich unter extensiver und wenig intensiver Bewirtschaftungsintensität (Dietl & Grünig 2001), und im Berggebiet weisen die wenig intensiven Wiesen meistens eine sehr interessante Flora auf. Für die botanische Artenvielfalt sind deshalb beide

Tab. 28: Einfluss der Düngungsform, Landbauform und Bewirtschaftungsintensität auf die Biodiversität für die verschiedenen Indikator-Artengruppen (Einheit: Biodiversitätspunkte).

Nr. ^{a)}	Düngungsform				Landbauform						Intensität		öAF		
	87	84	85	86	85	90	93	97	106	109	85	94	100	102	117
Indikatoren	Mineral	80%VG & Min	VG-Prallteller	Gülle & Mist	IP Int VG	Bio Int VG	IP Mittel Int	Bio Mittel Int	IP Weide Int	Bio Weide Int	Intensiv VG	Mittel Int VG	Wenig Int	Extensiv	Weide Extensiv
Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)															
Total aggregiert	6,3	6,2	6,2	6,3	6,2	6,8	6,5	7,0	4,6	5,3	6,2	6,4	13,8	21,3	20,1
Graslandflora	3,7	3,7	3,7	3,8	3,7	4,1	4,0	4,4	3,4	3,9	3,7	3,9	11,4	18,5	21,0
Kleinsäuger	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	10,4	10,4	7,3	7,3	11,1	11,1	10,8
Vögel	6,2	6,3	6,4	6,6	6,4	8,0	6,9	8,4	5,8	7,6	6,4	6,7	13,8	22,0	25,3
Amphibien	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	1,7	1,7	2,1	2,1	5,2	9,5	11,8
Bienen	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,5	7,6	7,7	5,7	5,9	7,4	7,6	18,6	23,0	20,6
Heuschrecken	7,0	6,9	6,9	7,0	6,9	7,4	7,0	7,6	4,4	5,1	6,9	6,9	19,4	33,1	31,6
Laufkäfer	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,4	7,4	7,5	3,2	3,9	7,0	7,4	13,6	21,0	14,8
Tagfalter	6,9	6,9	6,8	6,9	6,8	8,7	7,1	8,9	3,6	5,9	6,8	7,0	20,0	36,0	35,8
Spinnen	9,2	9,1	9,1	9,1	9,1	9,7	9,3	9,8	5,4	6,4	9,1	9,3	15,8	22,4	19,3
Mollusken	5,5	5,4	5,4	5,4	5,4	5,6	5,6	5,6	3,7	3,9	5,4	5,6	5,8	11,3	6,4
Merkmale 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)															
Amphibien	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	1,1	0,8	1,1	0,8	1,1	0,8	0,8	2,9	4,8	5,8
Heuschrecken	6,9	6,8	6,8	6,8	6,8	7,3	6,9	7,6	3,7	4,5	6,8	6,8	19,3	32,9	30,0
Laufkäfer	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,4	7,3	7,4	3,2	3,8	7,0	7,3	13,4	20,6	14,0
Tagfalter	6,8	6,7	6,7	6,7	6,7	8,7	6,9	8,8	3,2	5,7	6,7	6,8	19,4	36,0	35,8
Spinnen	9,0	8,9	8,9	8,9	8,9	9,4	9,0	9,5	4,7	5,5	8,9	9,0	15,3	21,6	17,8

^{a)} Siehe Tab. 26 für die Definition der Verfahren.
VG = Vollgülle, Min = mineral, Int = intensiv.

Die Farbcodes bezeichnen Unterschiede im Vergleich zur jeweiligen Referenz (hellgrau unterlegt) für jeden Einflussfaktor (vgl. Tab 6a, Kapitel 5.2.2). Für die Landbauform werden die Verfahren „IP Int VG“ mit „Bio Int VG“, „IP Mittel Int“ mit „Bio Mittel Int“, und „IP Weide Int“ mit „Bio Weide Int“ paarweise mit den Farbcodes verglichen.

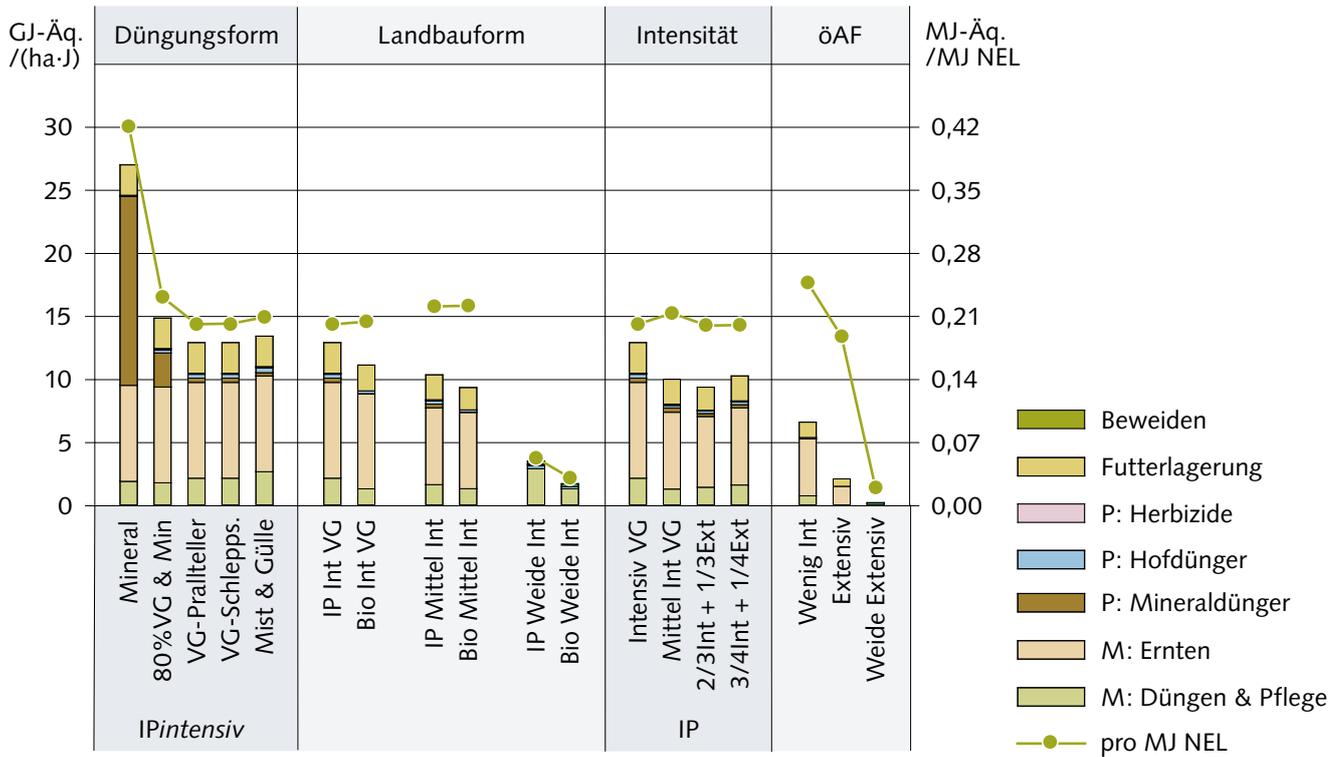


Abb. 28: Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Die Produktionsverfahren sind in der Tab. 26 erläutert. M: Mechanisierung; P: Produktionsmittel; Beweiden: Energiebedarf, der direkt mit dem Beweiden verbunden ist.

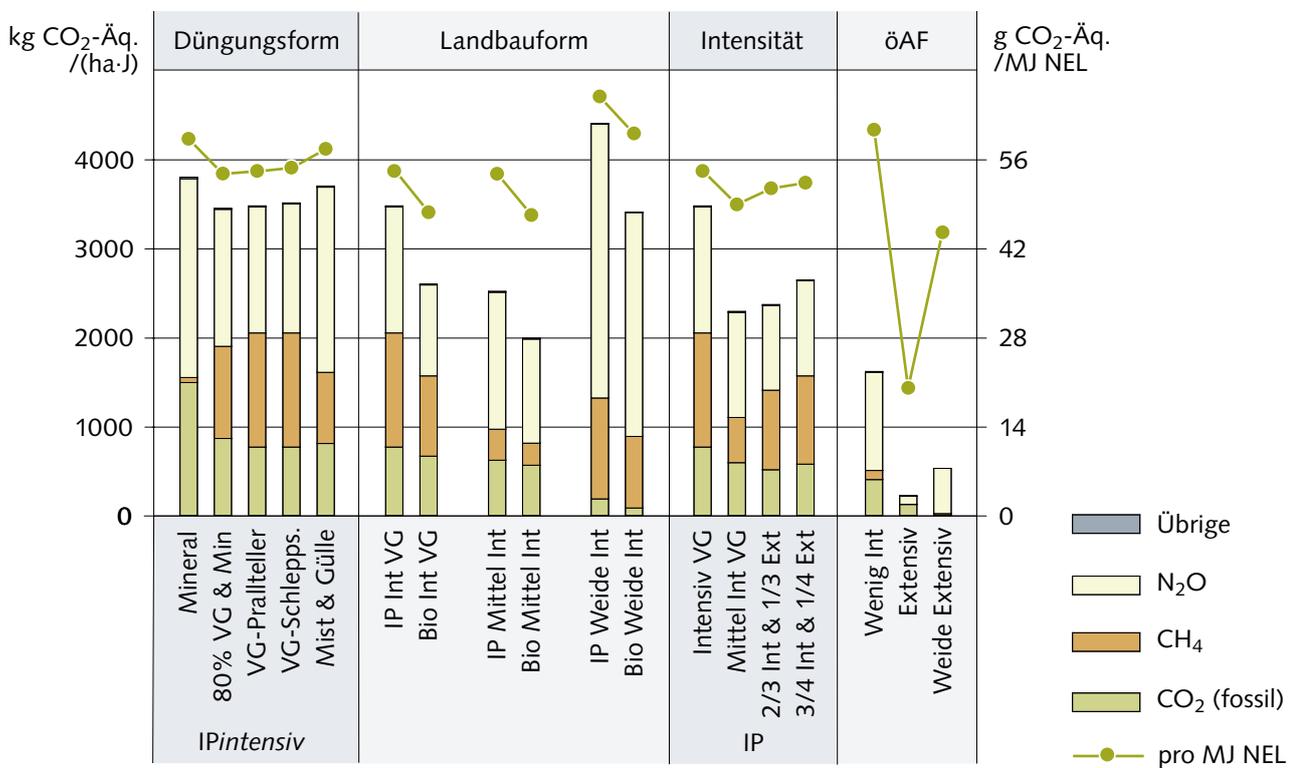


Abb. 29: Treibhauspotenzial über 100 Jahre pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Die Produktionsverfahren sind in der Tab. 26 erläutert.

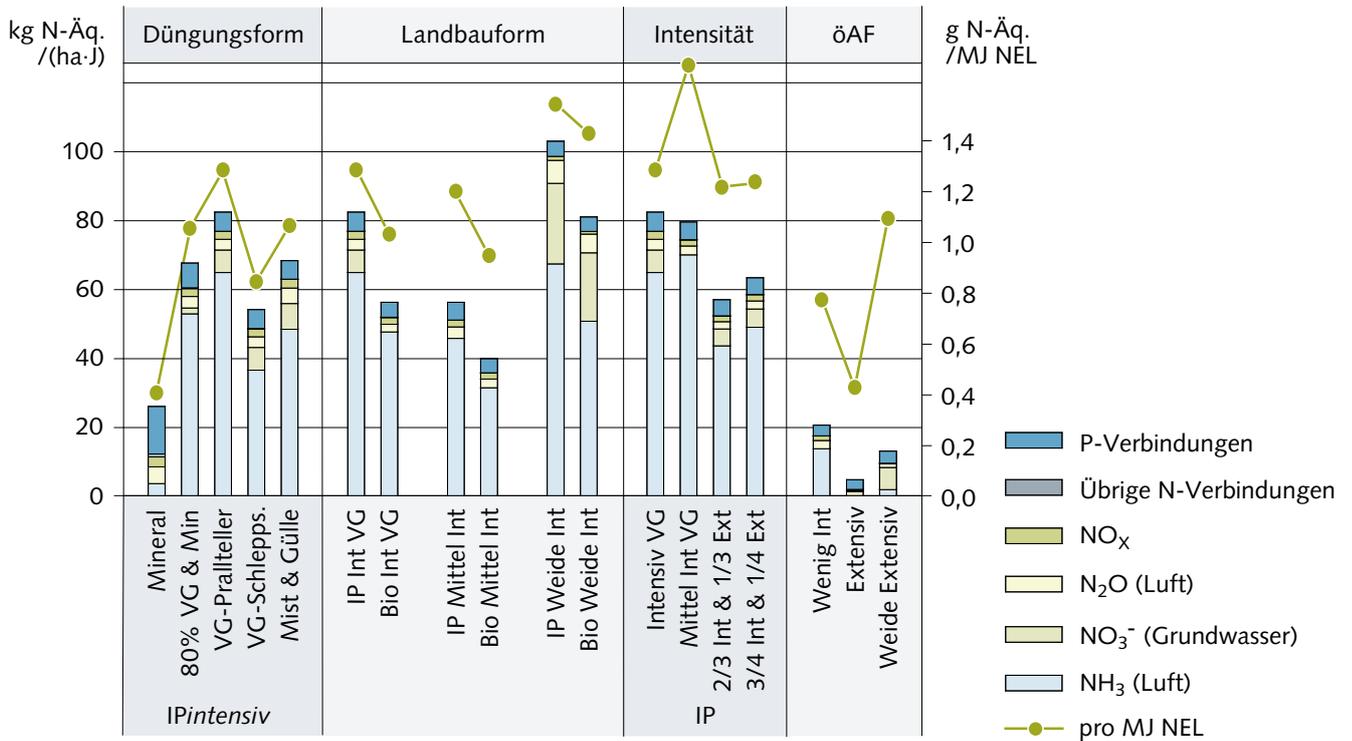


Abb. 30: Eutrophierungspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Die Produktionsverfahren sind in der Tab. 26 erläutert.

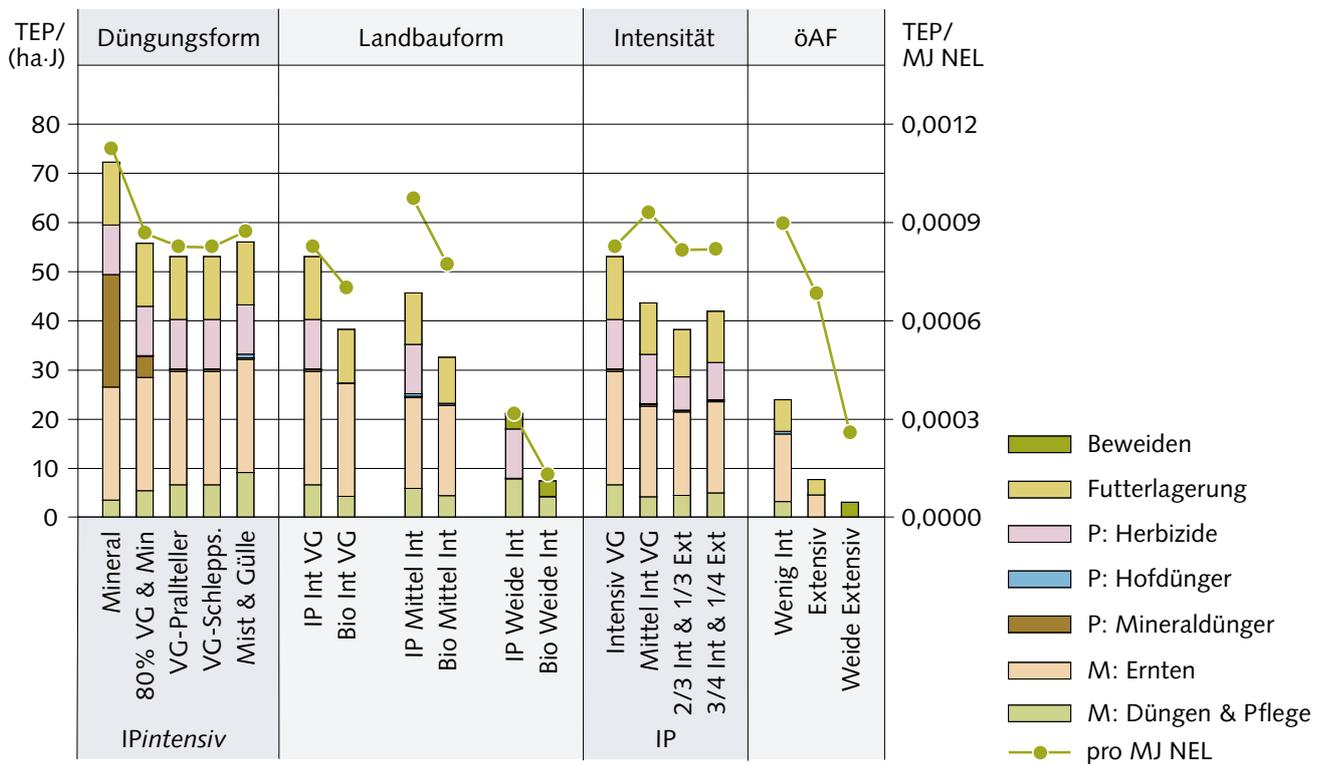


Abb. 31: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial pro Hektare Anbaufläche und Jahr (Säulen) und pro MJ NEL (Punkte) für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Die Produktionsverfahren sind in Tab. 26 erläutert. M: Mechanisierung; P: Produktionsmittel; Beweiden: Emissionen, die direkt mit dem Beweiden verbunden sind.

Lebensraumtypen wichtig. Im Vergleich zur extensiven Wiese schneidet die extensive Weide bei der Graslandflora, den Vögeln und den Amphibien günstiger ab, hingegen ungünstiger bei den anderen Indikatoren.

8.9 Vergleich betriebseigener Futtermittel

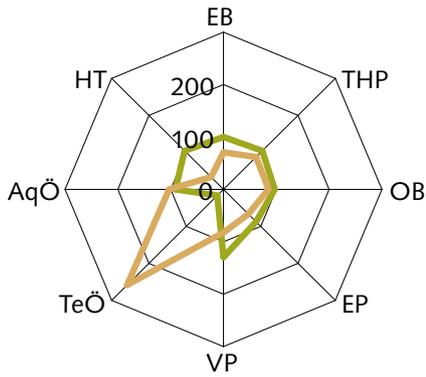
Wir vergleichen die Produktion von ausgewählten betriebseigenen Futtermitteln aus IP-Anbau. In einer Futterrations, werden verschiedene Futtermittel gemischt, um eine tiergerechte und effiziente Fütterung zu erreichen. Sowohl die Effekte solcher Futterrations als auch jene der gesamten Tierproduktion werden hier nicht untersucht. Zu den im Kapitel 7 vorgestellten Bilanzen der Ackerkulturen wurden hier die Lagerung und Vorbereitung des Futters zugerechnet (Silierung für Silomais und CCM, Lagerung und Zerkleinern/ Zerquetschen für Futterrüben und Körner). Für die Grassilage wurde das Verfahren für eine intensiv bewirtschaftete Dauerwiese im Talgebiet verwendet.

Die Umweltwirkungen von Silomais liegen nahe bei jenen von Grassilage (Abb. 32A). Für die Produktion eines MJ NEL mit Silomais muss man aber eine sieben Mal höhere terrestrische Ökotoxizität in Kauf nehmen als bei Grassilage. Bei einem ähnlichen Anteil an mineralischem Stickstoff in der Düngung hat der Silomais zwar ein höheres Eutrophierungspotenzial als die Grassilage, das Versauerungspotenzial liegt aber tiefer. Bezüglich des Energiebedarfs unterscheiden sich unsere Resultate deutlich von den Ergebnissen von Kelm *et al.* (2004), die für Grassilage einen etwa zwei Mal höheren Energiebedarf als für Maissilage pro MJ NEL berechnet haben. In ihrer Studie war aber der NEL-Ertrag des Graslandes nur die Hälfte von jenem der Maiskultur; unter schweizerischen Verhältnissen erreicht das Dauergrasland dagegen rund drei Viertel des NEL-Ertrages von Mais. In unserer Studie wird auch die Anlage einer Gründüngung dem Silomais zugerechnet (siehe Kapitel 2.3.2). Die Produktion eines MJ NEL mit Futterrüben ist für die meisten Umweltwirkungen günstiger als mit Silomais oder konserviertem Wiesenfutter, wobei diese Kultur eine viel höhere terrestrische Ökotoxizität aufweist als das Grasland oder die Maiskultur.

Beim Vergleich energiereicher Kraftfutter ist CCM bezüglich Ressourcen-Management deutlich günstiger als Körnermais (Abb. 32B). Bezüglich des Nährstoff-Managements und Schadstoffmanagement sind die zwei Kulturen ähnlich. Pro MJ NEL, ist Gerste im Bereich Schadstoff-Management markant ungünstiger als den beiden Mais-Kulturen. Der Vergleich mit Grassilage bestätigt, dass die Strategie einen möglichst hohen Anteil der Milchleistung aus dem Grundfutter zu gewinnen, ökologisch sinnvoller ist als der Einsatz von viel energiereichem Kraftfutter.

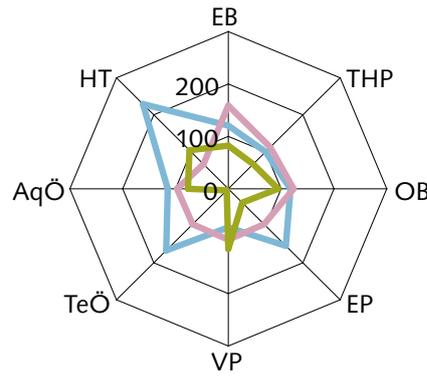
Für die Produktion von APD (absorbierbares Protein im Darm) sind Eiweisserbsen gegenüber Ackerbohnen deutlich ungünstiger im Bereich Schadstoff-Management (Abb. 32C), was auf den Insektizideinsatz in Eiweisserbsen zurückzuführen ist. Wiesenfutter scheint auch als Eiweissquelle für Wiederkäuer ökologisch interessant zu sein. Das gilt aber nicht für das Versauerungspotenzial, das wegen der Gülledüngung bei intensiven Wiesen markant höher liegt als bei Körnerleguminosen. Das Versauerungspotenzial der Produktion von Grassilage könnte aber mit Mattenkee-Gras-Mischungen deutlich vermindert werden.

A) Pro MJ NEL,
100 % = Maissilage



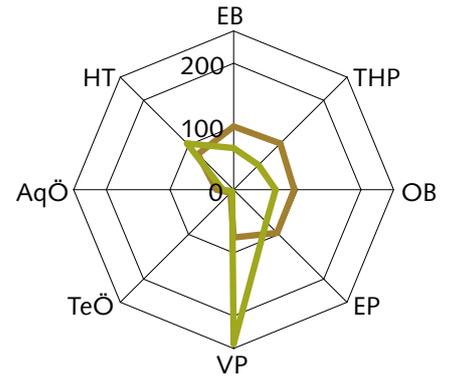
Grassilage
Futterrüben

B) Pro MJ NEL,
100 % = CCM



Gerste
Körnermais
Grassilage

C) Pro g APD,
100 % = Eiweisserbsen



Ackerbohnen
Grassilage

Abb. 32: Umweltwirkungen der Produktion von MJ NEL mit Silomais und Futterrüben im Vergleich zu Grassilage (A), mit Gerste, Körnermais und Grassilage im Vergleich zu Corn-Cob-Mix (CCM, B) und der Produktion von APD (absorbierbares Protein im Darm) mit Eiweisserbsen und Grassilage im Vergleich zu Ackerbohnen (C). EB: Energiebedarf, THP: Treibhauspotenzial, OB: Ozonbildung, EP: Eutrophierungspotenzial, VP: Versauerungspotenzial, AqÖ: aquatisches Ökotoxizität, TeÖ: terrestrisches Ökotoxizität, HT: Humantoxizität (nach CML).

Teil III: Auswertung

9 Diskussion

Die Umweltwirkungen von Anbausystemen werden gemäss den Faktoren des Auswertungskonzepts analysiert (vgl. Kap. 5.1). Anschliessend folgen allgemeine Überlegungen zum Management, zur Öko-Effizienz und zur Unsicherheit der Daten. Wo die Aussagen nicht näher spezifiziert sind, gelten sie für alle betrachteten Systeme und funktionellen Einheiten.

9.1 Landbauform

9.1.1 Vergleich biologischer und integrierter Produktion

Der Vergleich der Umweltwirkungen von biologischer und integrierter Bewirtschaftung erfordert eine differenzierte Betrachtung. Die Beurteilung hängt von folgenden Faktoren ab:

- Ebene der Analyse (Kultur, Fruchtfolge oder Betrieb),
- Betrachtete Funktion und
- Betrachtete Umweltwirkung.

Vergleich auf Ebene des Anbausystems:

Der Vergleich ergibt ein günstiges Ergebnis für den Biolandbau, wenn er als Gesamtsystem betrachtet wird (d.h. auf Ebene der Fruchtfolge oder des Betriebes). Dies belegen die Ergebnisse, welche für die Anbausystemversuche DOK (Tab. 8 und Tab. 9) und Burgrain (Tab. 15 und Tab. 16) ermittelt wurden. Die Ergebnisse für Bio sind gesichert günstiger als jene für die IP oder ähnlich. Eine deutliche Erhöhung der Umweltwirkungen durch die biologische Bewirtschaftung ist nur beim Flächenbedarf (Tab. 9) zu beobachten.

Diese Aussagen gelten für den Durchschnitt praxisüblicher Systeme. Die Ergebnisse für DOK und Burgrain zeigen nämlich auch, dass diese Aussagen für den Einzelfall durchaus nicht immer zutreffen. Eine optimierte IP ist in vielen Fällen ebenso gut, manchmal sogar besser als das biologische System (z.B. IP*extensiv* im Vergleich zu Bio auf Burgrain, Tab. 15 und Tab. 16). Ähnliches wurde beim DOK-Versuch beobachtet: Das konventionelle System K1 mit halbiertes Düngung schneidet nur noch beim Bedarf an mineralischen Ressourcen, bei der Toxizität und beim flächenbezogenen Energiebedarf signifikant ungünstiger ab als O2 (Tab. 8 und Tab. 9, dies aber bei leicht höheren Erträgen). Die produktbezogene Versauerung ist sogar signifikant tiefer. Beim Flächenbedarf und der Versauerung ist K1 dem Verfahren O2 überlegen. Diese Befunde zeigen, dass ein praxisübliches biologisches Anbausystem einer praxisüblichen IP im Mittel überlegen ist. Sie zeigen aber auch, dass innerhalb beider Systeme noch ein beträchtliches Optimierungspotenzial besteht. Die Umweltlasten lassen sich durch Optimierungsmassnahmen beispielsweise in der Düngung, im Pflanzenschutz und in der Bodenbearbeitung noch markant senken, wobei dies oft zu Lasten der Wirtschaftlichkeit gehen dürfte. Andererseits können weder Bio- noch IP-Richtlinien eine unsachgemässe Bewirtschaftung mit potenzieller Gefährdung der Umwelt verhindern. Die Bandbreite der Umweltwirkungen von Systemen und Betrieben innerhalb einer Landbauform ist so gross, dass sich die Umweltwirkungen von IP- und Bio-Systemen überlappen. Dies wurde beispielsweise von Rossier & Gaillard (2004) für Betriebe gezeigt. Die Autoren folgerten, dass die Betriebsleitenden einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Umweltwirkungen ausüben, weil verschiedene andere Faktoren ausgeschlossen werden konnten.

Die grössten Vorteile der biologischen Bewirtschaftung liegen im Bereich des Schadstoff-Managements (Kap. 6.1.5 und 6.2.5), des Ressourcen-Managements (Kap. 6.1.3 und 6.2.3) und der Biodiversität (Kap. 6.1.7 und 6.2.7). Durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide wird ein klarer Vorteil im Biolandbau erreicht. Vorsicht ist aber beim Kupfereinsatz angezeigt, da die Ergebnisse auf Risiken des Kupfereinsatzes hindeuten – auch wenn dessen Evaluation gegenüber den chemisch-synthetischen Pestiziden nicht abschliessend geführt werden kann (Tab. 24). Da Kupfer im Ackerbau nur bei Kartoffeln eingesetzt wird und diese gemäss ÖLN höchstens ein Viertel der Anbaufläche belegen dürfen, sind die Risiken jedoch begrenzt. Bei ausdauernden Spezialkulturen (Reb- und Obstbau) dürften die Risiken aber deutlich höher sein, weil die Behandlungen jedes Jahr stattfinden.

Der Verbrauch mineralischer Phosphor- und Kalium-Ressourcen ist deutlich vermindert (Tab. 8 und Tab. 9), wengleich auch im Biolandbau gewisse Mineraldünger (z.B. Rohphosphat, Patentkali, Kaliumsulfat; vgl. Speiser *et al.* 2005) zugelassen sind und auch eingesetzt werden. Der Biolandbau weist meist einen tieferen Energiebedarf auf und trägt damit zur Schonung von immer knapper werdenden Rohstoffen bei. Beim Treibhauspotenzial und bei der Ozonbildung zeigen sich weniger grosse Unterschiede (Kap. 6.1.3 und 6.2.3). Auch im Bereich des Nährstoff-Managements bringt der Biolandbau Vorteile, doch sind diese kleiner als in den übrigen Bereichen (Kap. 6.1.4 und 6.2.4). Insgesamt wird zwar weniger Stickstoff gedüngt, die Strategie des Hofdüngereinsatzes in vielen kleinen Gaben bewirkt jedoch eine Erhöhung der Ammoniak-Verluste. Die Nitratverluste werden aufgrund des tieferen N-Einsatzes durch die biologische Bewirtschaftung meist vermindert. Dies gilt aber nicht immer: Bei Schädlings- und Krankheitsbefall ist die N-Aufnahme geringer, was zur Erhöhung des Auswaschungsrisikos führen kann.

Bezüglich der längerfristigen Auswirkungen auf die *Bodenqualität* belegen die Modellrechnungen die sehr günstige Wirkung der organischen Düngung (Tab. 11 und Tab. 17). Wird jedoch ein Vergleich bei gleicher Zufuhr an organischer Substanz und gleicher Fruchtfolge durchgeführt (Tab. 11: D2-O2-K2 und D1-O1-K1), ergeben sich nach den Abschätzungen durch die Methode SALCA-Bodenqualität durch die biologische Bewirtschaftung keine namhaften Vorteile. Besondere Beachtung ist dem Gülleinsatz im Biolandbau zu schenken: Häufiger Gülleinsatz – insbesondere bei Ackerkulturen – ist für die Regenwürmer potenziell schädlich. Verschiedentlich wurde in der Literatur eine positive Wirkung des Biolandbaus auf die Bodenfruchtbarkeit festgestellt (z.B. Reganold *et al.* 2001, Mäder *et al.* 2002). Dazu muss festgehalten werden, dass sich die Aussage der vorliegenden Studie auf den Vergleich zwischen der integrierten und der biologischen Bewirtschaftung unter schweizerischen Bedingungen bezieht. Das heisst, dass in beiden Systemen regelmässig Hofdünger in ähnlicher Menge eingesetzt werden. Ausserdem gehen die Anbausystemvergleiche in dieser Studie von identischen Fruchtfolgen aus. Schjonning *et al.* (2002) fanden, dass die Befahrung, die organischen Dünger und die Fruchtfolge als Hauptfaktoren die Bodenqualität bestimmen. Zudem spielt der Bodentyp eine entscheidende Rolle. Wenn sich diese Faktoren gleichen, sind auch keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Systemen zu erwarten. Man kann daher vermuten, dass sich die Bodenqualität aufgrund unterschiedlicher Betriebsstruktur und Fruchtfolge in der Praxis stärker unterscheidet. Allerdings ist dies durch Untersuchungen auf Betrieben schwierig nachzuweisen: Beim Praxisvergleich von 24 Paaren integriert oder biologisch bewirtschafteten Parzellen (Oberholzer & Mäder 2003) ergaben sich nur bei der N-Mineralisierung statistisch signifikante Unterschiede. Der Humusgehalt, die mikrobielle Biomasse, die Basalatmung und der metabolische Quotient unterschieden sich dagegen nicht signifikant.

Es muss hier auch angefügt werden, dass die Methode SALCA-Bodenqualität potenzielle Veränderungen nur dann anzeigt, wenn sie als relevant und langfristig betrachtet werden. Aus den Abschätzungen mit der Methode SALCA-Bodenqualität lässt sich ableiten, dass im Einzelfall die Bodenqualität durch unsachgemässe Bewirtschaftung gefährdet sein kann. Bei

praxisüblicher integrierter oder biologischer Bewirtschaftung kann in der Schweiz jedoch davon ausgegangen werden, dass die Bodenqualität langfristig erhalten bleibt.

Bei der *Biodiversität* zeigen sich klar vorteilhafte Ergebnisse für den Biolandbau (Tab. 12 und Tab. 18). Der Verzicht auf Insektizide und Herbizide sowie die geringere Düngung wirken sich vorteilhaft aus. Zudem scheint die organische Düngung bei Ackerkulturen im Vergleich zur Ausbringung von Mineraldüngern etwas günstiger zu sein. Vorsicht ist bei der mechanischen Unkrautregulierung angebracht, da sich allzu häufige Massnahmen negativ auf verschiedene Indikator-Artengruppen auswirken. Diese Befunde gelten allerdings nur dann, wenn wir die produktive Funktion ausser Acht lassen. Da der Ertrag bei IP höher liegt als bei Bio, wird weniger Fläche benötigt, um dieselbe Produktmenge zu erzeugen. Die frei werdende Fläche könnte in eine ökologische Ausgleichsfläche umgewandelt werden. Am ehesten käme hier eine Bunt- oder Rotationsbrache in Frage. Da aber diese in der vorliegenden Studie nicht untersucht wurde, erfolgte eine näherungsweise Abschätzung mit den Ergebnissen für die extensive Wiese (Tab. 28). Unter diesen Voraussetzungen schneidet die Kombination *IPintensiv* und ökologische Ausgleichsfläche merklich besser ab als die biologische Produktion. Dasselbe gilt auch für die Extensoproduktion, wenn auch nicht im gleichen Ausmass: Für 1 ha Bio-Weizen wurden 8,7 Biodiversitätspunkte ermittelt (Tab. 20). Erzeugen wir dieselbe Körnermenge mit Extenso oder *IPintensiv* unter gleichzeitiger Nutzung der freiwerdenden Fläche als ökologische Ausgleichsfläche, so resultieren mit 11,4 bzw. 13,3 deutlich mehr Biodiversitätspunkte. Somit müssen die Vorteile des Biolandbaus bei der Biodiversität (bezogen auf die produktive Funktion) relativiert werden (vgl. dazu Green *et al.* 2005). Für eine weitere Vertiefung dieser Fragen wären Untersuchungen auf gesamtbetrieblicher Ebene notwendig. Im Weiteren ist zu beobachten, dass die Unterschiede zwischen Bio und IP im Acker- und Futterbau zwar klar ersichtlich sind, diese jedoch in Bezug auf die potenziell mögliche Artenvielfalt trotzdem bescheiden ausfallen (vgl. Kap. 6.1.7). Die Spannweite der Biodiversitätspunkte bei den Ackerkulturen (6,2–8,3 in Tab. 20) ist nur ein Bruchteil dessen, was im Futterbau unter Einbezug von ökologischen Ausgleichsflächen gefunden wurde (4,6–21,3 in Tab. 28). Dies bedeutet, dass die Umstellung auf Biolandbau die ökologischen Ausgleichsflächen keinesfalls ersetzt.

Weil sowohl Pestizide als auch Mineraldünger im Futterbau viel sparsamer eingesetzt werden als im Ackerbau, unterscheidet sich der biologische Futterbau viel weniger von der integrierten Produktion als der Ackerbau (Kap. 8.6). Die Düngung beruht in beiden Landbauformen zur Hauptsache auf Hofdüngern. Die Ergebnisse hängen stark von der Düngung und dem erreichten Ertrag ab. In der Praxis sind deshalb innerhalb der Landbauformen mindestens so grosse Unterschiede wie zwischen den Landbauformen zu erwarten.

Eine differenzierte Betrachtung ist auch bezüglich der untersuchten *Funktion* notwendig: Die biologische Produktion schneidet bezüglich der Funktion Landbewirtschaftung und der finanziellen Funktion meist deutlich günstiger ab (Tab. 20). Für die produktive Funktion verhält es sich jedoch anders, weil die Erträge für Bio wesentlich tiefer liegen als für die integrierte Bewirtschaftung. Je nach Situation werden günstige, gleiche oder ungünstige Ergebnisse erzielt.

Vergleich auf Ebene der Einzelkultur:

Die Analyse einzelner Kulturen (Kap. 7 und 8) führt zu einem etwas anderen Bild als die Ergebnisse für die Gesamtsysteme: Bezüglich Hektare Anbaufläche und Franken Rohleistung ist die biologische Bewirtschaftung in den meisten Fällen der IP ökologisch überlegen. Ein Kilogramm Bio-Produkt aus dem Ackerbau ist aber in einigen Fällen mit signifikant höheren Umweltlasten verbunden (Tab. 20). Dies gilt vor allem für die Versauerung, Eutrophierung, Ozonbildung und das Treibhauspotenzial. Diese unterschiedliche Beurteilung im Vergleich zu den Fruchtfolgeuntersuchungen kann folgendermassen erklärt werden:

1. Die Ertragsausfälle des biologischen Anbaus im Vergleich zu *IPintensiv* betragen bei Kulturen wie Getreide, Raps und Kartoffeln 35 bis 45%, und somit deutlich mehr, als für die gesamten Fruchtfolgen in den Vergleichsversuchen DOK und Burgrain ermittelt wurde (Tab. 20, Tab. 7, Tab. 14). Diese Fruchtfolgen enthalten einen hohen Anteil an Ansaatwiesen, bei denen die Ertragsausfälle deutlich geringer sind. Es ist aber auch möglich, dass die Ertragsunterschiede in der Praxis grösser ausfallen als in den zwei Vergleichsversuchen an fruchtbaren Standorten mit einer sehr intensiven Pflege. Aufgrund der tiefen Erträge resultiert eine eher ungünstige produktbezogene Ökobilanz.
2. Die Hofdünger – insbesondere die Gülle – werden gemäss einer anderen Strategie verteilt: Konventionell und integriert produzierende Landwirte bringen die Gülle hauptsächlich auf ihren Wiesen aus (Reidy & Menzi 2005) und setzen im Ackerbau vorwiegend Mineraldünger ein. Diese Möglichkeit bleibt den biologisch wirtschaftenden Kollegen verwehrt. Daher decken sie den N-Bedarf ihrer Ackerkulturen auch mit Gülle. Dies führt dazu, dass die damit verbundenen Umweltlasten oft deutlich höher ausfallen (Abb. 14, Tab. 13 und Tab. 19). Dies gilt insbesondere für die Versauerung, in geringerem Ausmass auch für die Eutrophierung und das Treibhauspotenzial.
Insgesamt lässt sich feststellen, dass der Biolandbau als Gesamtsystem zu geringeren Umweltlasten führt und auch erlaubt, das Einkommen des Landwirts mit weniger Umweltlasten zu erwirtschaften. Er erzeugt aber nicht immer ökologischere Produkte.

9.1.2 Vergleich konventioneller und integrierter Produktion

Bei diesem Vergleich ist vorauszuschicken, dass nur für die beiden Kulturen Winterweizen und Winterraps konventionelle Varianten berechnet wurden. Diese Analyse hat deshalb nicht dieselbe Aussagekraft wie die Vergleich von IP und Bio.

Die Vorteile der integrierten Produktion im Vergleich zum konventionellen Anbau sind beim Pestizideinsatz besonders deutlich (Tab. 20 und Tab. 24). Die Reduktion der Anzahl Behandlungen, der Aufwandmengen und die Meidung bestimmter Wirkstoffe und Behandlungen zahlt sich ökologisch aus. Die Umweltwirkungen im Bereich Ressourcen-Management und Nährstoff-Management sind zwar meist etwas tiefer, jedoch ist dieser Trend – mit Ausnahme der Eutrophierung – nicht gesichert. Im ÖLN wird eine hohe Bodenbedeckung im Winter verlangt. Diese dürfte die Nährstoffverluste durch Erosion und Auswaschung vermindern. Da in der vorliegenden Studie nur Winterkulturen verglichen wurden, kann dieser Effekt hier nicht aufgezeigt werden.

Da die konventionelle Produktion höhere Erträge hervorbringt, unterscheiden sich die produktbezogenen Umweltwirkungen weniger stark von der IP als die flächenbezogenen (Tab. 20).

9.2 Produktionsintensität

Die Extensivierungsmöglichkeiten und dementsprechend die Intensitätsunterschiede sind im *Futterbau* deutlich grösser als im Ackerbau, wo ein gewisser Aufwand nicht zu vermeiden ist (Kap. 6.1.2, 7.2, 8.7 und 8.8). Die Saat oder Pflanzung und die Ernte sowie das Saatgut gehören zu einem Minimalaufwand. Dazu kommt meist eine Bodenbearbeitung und Saatsbettbereitung. Deshalb können die Umweltlasten im Ackerbau kaum unter ein bestimmtes Niveau gesenkt werden. Im Futterbau hingegen kann die Extensivierung viel weiter gehen, da die extensiven Wiesen mit einem sehr geringem Aufwand auskommen.

Eine leichte Extensivierung der Bewirtschaftung im Futterbau von intensiven zu mittelintensiven Wiesen und Weiden bringt zwar eine Verminderung der Umweltlast pro Flächeneinheit (Kap. 8.7 und 8.8); diese steht jedoch im Zielkonflikt mit der produktiven Funktion der Kultur (Umweltlast meist höher pro MJ NEL). Extensives Grasland ermöglicht es, sowohl die flächenbezogene als auch die produktbezogene Umweltlast zu minimieren. Es ist jedoch zu beachten, dass sich dieses Futter nur für bestimmte Tierkategorien oder in begrenzten

Mengen in der Futtermittelration geeignet. Eine Kombination von intensiven und extensiven Verfahren erscheint Erfolg versprechend, um die Umwelt wirksam zu entlasten und um die Biodiversität zu erhalten (Kap. 8.7).

Der Vergleich des extensiven mit dem intensiven Pflanzenschutz im Ackerbau bei Getreide und Raps (*Extensio-Produktion*) zeigt Vorteile bezüglich der Ökotoxizität und der Biodiversität (Kap. 7.2). Die übrigen Umweltwirkungen sind pro Hektare geringfügig reduziert, pro Produkteinheit aber erhöht. Um von einer wirklich extensiven Produktion sprechen zu können, müssten (wie schon durch Gaillard & Nemecek 2002 ausgeführt) auch beim Einsatz der Dünger und Herbizide Anstrengungen unternommen werden. Dieses Beispiel zeigt, dass punktuelle Verbote nur punktuelle Wirkungen erzielen können. Anbausysteme müssen aber als Ganzes gestaltet werden. Bei der Extensivierung ist unbedingt auf eine ausgewogene Ausgestaltung der Massnahmen zu achten.

Zwischen Pflanzenschutz- und Düngungsmassnahmen besteht ein Zielkonflikt: Wird auf Behandlungen verzichtet, so schlägt sich das positiv beim Schadstoff-Management und bei der Biodiversität nieder. Resultiert aber eine markante Ertragsreduktion, werden der Energiebedarf und die Nährstoffverluste pro Produkteinheit meist erhöht. Andererseits kann eine höhere Düngung aber auch zu grösserer Krankheitsanfälligkeit führen (z.B. Stickstoff im Getreide).

9.3 Verfahren der Graslandbewirtschaftung

Der Energiebedarf kann vor allem durch energiesparende Verfahren der Futterkonservierung und eine Minimierung der Mineraldüngung zugunsten eines effizienten Hofdüngereinsatzes verringert werden (Abb. 24). Da die Wetterverhältnisse im Frühling eine Bodentrocknung oft nicht zulassen, haben jedoch Betriebe, welche Silage nicht verfüttern dürfen, keine Alternative zur Heubelüftung für die Gewinnung von hochwertigem konserviertem Futter. Hier besteht ein Zielkonflikt zwischen der Produktqualität von Käse und der Umwelt. Durch die Integration von Wärmekollektoren wird die Energieeffizienz der Heubelüftung gesteigert. Diese Massnahme trägt jedoch nur wenig zu einer Reduktion des Treibhauspotenzials bei, weil der Schweizer Strommix zur Hauptsache auf Wasserkraft und Nuklearenergie beruht und deshalb vergleichsweise geringe CO₂-Emissionen verursacht.

Durch eine Erhöhung des Weideanteils lässt sich der Energiebedarf wirksam senken (Abb. 24). Diese Massnahme stösst aber auf markante Zielkonflikte zwischen Umweltwirkungen und Emissionen. So werden die Ammoniakemissionen (Abb. 26), das Ozonbildungspotential (Anhang 8b) und die aquatische und terrestrische Ökotoxizität (Abb. 27) positiv beeinflusst; die Lachgas- (Abb. 25) und Nitratemissionen (Abb. 26) sowie die Artenvielfalt (Tab. 27) entwickeln sich dagegen negativ.

Das Treibhauspotenzial der Raufutterproduktion lässt sich zuerst durch eine Verminderung der Lachgas- und Methanemissionen reduzieren (Abb. 25 und Abb. 29). Dies setzt einen sorgfältigen Umgang mit den Hofdüngern voraus (Lagerung und Ausbringung). Ein sparsamer Umgang mit Maschinen ist ebenfalls wichtig, weil neben den CO₂-Emissionen auch die Ozonbildung und Ökotoxizität auf diese Weise vermindert werden können.

9.4 Düngungsform und Düngermenge

Mineralische Dünger führen zu unterschiedlichen Umweltwirkungen im Vergleich zu organischen Düngern. In der Studie wurden vor allem die Hofdünger untersucht, welche in der Schweiz eine dominierende Rolle spielen. Zur Herstellung von Mineraldüngern – insbesondere von N-Düngern – werden sehr viele fossile Energieressourcen verbraucht (vgl. Nemecek & Erzinger 2005). Zudem entweichen bei der Produktion neben Kohlendioxid und Ammoniak auch grössere Mengen von Lachgas. Damit ist dieser Prozess klimaschädlich. Der Einsatz von mineralischen Phosphor- und Kalium-Düngern führt ferner zu einem Abbau

von nicht-erneuerbaren mineralischen Erzen und Salzen; zudem werden Gewässer während der Abbau- und Herstellungsprozesse mit diesen Nährstoffen belastet.

Bei Hofdüngern handelt es sich dagegen um rezyklierte Abfallprodukte, womit Ressourcen geschont werden. Die Ausbringung der gleichen Nährstoffmenge ist jedoch bei Hofdüngern mit einem intensiveren Maschineneinsatz verbunden als bei Mineraldüngern (Abb. 6, Verfahren K2-M2), welche Nährstoffe höherer Konzentration enthalten. Dadurch ist bei Mineraldüngern eine kleinere Masse zu transportieren. Die Verluste von Ammoniak bei der Lagerung und besonders bei der Ausbringung sind ungleich grösser bei Hofdüngern (Abb. 9, Abb. 10 und Abb. 30) und können bei über der Hälfte des löslichen oder einem Drittel des gesamten Stickstoffs liegen (Menzi *et al.* 1997, Milchkuh mit Vollgüllesystem), während sie bei Mineraldüngern nur wenige Prozente ausmachen. Damit wird auch das Versauerungspotenzial erhöht. Massnahmen wie Schleppschauchsysteme sind wirksam, jedoch mit hohen Kosten verbunden. Gemäss kürzlich durchgeführten Umfragen (Reidy & Menzi 2005) wenden nur 12% der Landwirte das Schleppschauchsystem an. 21% der Güllebehälter sind noch immer ohne Abdeckung. Ein intensiver Einsatz von organischen Düngern kann zu einer höheren Nitratauswaschung und damit Eutrophierung führen (Abb. 9, Verfahren K2-M2). Die Stickstoffzufuhr lässt sich weniger genau auf den Pflanzenbedarf abstimmen, da sie von den Mineralisierungsprozessen abhängt und diese stark wetterabhängig sind.

Bezüglich der Einträge von Schadstoffen gibt es ebenfalls Unterschiede: Bei mineralischen Phosphor-Düngern sind vor allem die Verunreinigungen durch Cadmium und Chrom problematisch, während Hofdünger relativ hohe Gehalte an Zink und Kupfer aufweisen (Desaules & Studer 1993). Im Unterschied zur vorliegenden Studie ist bei einer Betrachtung des Gesamtbetriebs zu beachten, dass Hofdünger innerhalb des Betriebes rezykliert werden, während Mineraldünger von aussen zugeführt werden und entsprechend anders zu bewerten sind. Auf die Bodenqualität wirkt sich der Einsatz von Hofdüngern sehr positiv aus: Er verbessert die Humusbilanz und damit auch die Bodenstruktur und die mikrobielle Aktivität (Tab. 11). Andererseits wirkt sich häufiger Gülleeinsatz toxisch auf die Regenwürmer aus (Tab. 11 und Tab. 17).

Aus den obigen Ausführungen ergeben sich bei der Düngung erhebliche Zielkonflikte:

- Da sowohl mineralische als auch organische Dünger Vor- und Nachteile für die Umwelt bringen, können nicht alle Umweltziele vollständig erreicht werden. Dies deutet darauf hin, dass eine geschickte Kombination der beiden Düngerformen zu einem optimalen Kompromiss zwischen verschiedenen Umweltzielen führen sollte.
- Eine starke Gülleverdünnung führt zwar zu geringeren Ammoniakverlusten (Menzi *et al.* 1997) und einer besseren Schonung der Regenwürmer; dies wird jedoch mit einem höheren Energiebedarf bei der Ausbringung erkauft.
- Massnahmen wie Schleppschläuche, Einarbeitung und Gülleverdünnung tragen zur Minderung der Ammoniakemissionen bei und stellen den Pflanzen mehr Stickstoff zur Verfügung, was insbesondere im Biolandbau entscheidend ist. Andererseits verursachen sie auch höhere Kosten.
- Die Ammoniakverluste würden bei einer Düngung im Winter am stärksten reduziert. Diese Massnahme könnte aber zu höheren Nitratverlusten und zu einer Gefahr der Abschwemmung führen. Um die Nitratverluste zu minimieren, sind N-Gaben möglichst genau auf den Pflanzenbedarf abzustimmen. Dies führt zu vielen einzelnen Düngergaben, welche beim Ausbringen der Gülle neben höheren Kosten auch höhere Ammoniakverluste verursachen, denn diese steigen bei kleinen Mengen überproportional an (Menzi *et al.* 1997). Zudem reagieren Regenwürmer empfindlich auf häufigere Güllegaben (Oberholzer *et al.* 2006).

Im Ackerbau scheint für die meisten Umweltwirkungen eher ein mittleres Düngungsniveau optimal zu sein (vgl. Kap. 6.1), welches tiefer liegt als die praxisüblichen und empfohlenen Mengen und somit auch deutlich tiefer als das wirtschaftliche Optimum. Daher besteht ein

Zielkonflikt mit der Wirtschaftlichkeit. Die vorliegende Studie erlaubt aufgrund der wenigen Datenpunkte nicht, dieses Niveau genau zu ermitteln. Dazu müssten Versuche mit vielen Düngungsstufen an unterschiedlichen Standorten bilanziert werden (vgl. dazu Hülsbergen *et al.* 2002, Brentrup 2003).

Im Futterbau ist eine gute Abstimmung zwischen Nutzungsintensität und Düngungsmenge wichtig. Die mittlere Bewirtschaftungsintensität scheint keine Vorteile zu bringen, weil offenbar die Reduktion der Umweltlast kleiner ausfällt als der Ertragsverlust. Extensive Wiesen und Weiden erbringen günstigere Ergebnisse, eine intensive Bewirtschaftung ist – bezogen auf das Produkt – mindestens gleich günstig zu werten, wie eine mittel intensive.

9.5 Produktionsregion

Die Unterschiede zwischen Produktionsregionen sind im Futterbau (Kap. 8.4) markanter als im Ackerbau (Kap. 7.3). Dies kommt von der grösseren Spannweite der Standortbedingungen: Während der Ackerbau in höheren Lagen stark eingeschränkt und nur auf Gunstlagen möglich ist, ist die Palette der Futterbaustandorte ungleich grösser. Verglichen mit anderen Faktoren – wie der Landbauform – sind jedoch die Unterschiede in den Umweltwirkungen trotzdem gering.

Im Vergleich der Produktionsregionen gibt es gegenläufige Tendenzen. Einerseits kann das Risiko von Nährstoffverlusten erhöht sein, beispielsweise weil die Erosion aufgrund grösserer Hangneigung steigt oder weil die Nitratauswaschung durch höhere Niederschläge und eine längere Winterperiode erhöht ist. Andererseits werden Ammoniakverluste durch das kühl-feuchte Klima in der Bergregion verringert. Zudem ist die Produktionsintensität standortbedingt reduziert. In der Summe führen diese Faktoren zu einer leicht abnehmenden Umweltlast pro Flächeneinheit, während die produktbezogenen Umweltwirkungen gleich bleiben oder leicht zunehmen.

Aufgrund dieser Ergebnisse, sollte der Ackerbau in höheren Lagen weder gefördert noch vermieden werden. Allerdings ist eine Konzentration auf produktive und wenig geneigte Flächen mit guten Böden angezeigt. Die übrigen Flächen sollten als Dauergrasland genutzt werden.

9.6 Analyse und Management von Anbausystemen

Die Studie zeigt klar, dass eine Evaluation von Anbausystemen auf der Ebene des Gesamtsystems, das heisst der Fruchtfolge, erfolgen muss. In der Ökobilanzliteratur wurden bis jetzt hauptsächlich Vergleiche pro Kilogramm Produkt gezogen (Produktökobilanzen). Solche Ergebnisse sind zwar für die Konsumenten besonders interessant, denn diese sind an den Umweltwirkungen interessiert, welche mit dem gekauften Produkt verbunden sind. Diese Analyse muss aber zwingend mit einer Betrachtung auf höherer Ebene ergänzt werden, sobald die Entscheidungsträger/-innen aus der Landwirtschaft und Politik angesprochen werden. Im Falle von pflanzlichen Produkten ist die Analyse auf Ebene der Fruchtfolge zu führen; bei tierischen Produkten sollte die Ebene des Gesamtbetriebs einbezogen werden. Wie auch Nemecek *et al.* (2001) zeigen die vorliegenden Ergebnisse, dass insbesondere die ungleiche Verteilung der Gülle zu Verzerrungen von Ergebnissen führen kann (Abb. 14, Tab. 13, Tab. 19). Bei einigen Bio-Ackerkulturen entstehen dadurch viel höhere Umweltlasten, als in den entsprechenden IP-Kulturen (Tab. 20). Diese höheren Werte werden jedoch durch tiefere Wirkungen bei anderen Kulturen im Rahmen der Fruchtfolge kompensiert, so dass über die Fruchtfolge gleich hohe oder tiefere Umweltwirkungen resultieren.

Ökobilanzen einzelner Kulturen dienen definitionsgemäss dem Aufzeigen des Optimierungspotenzials bei dieser Kultur. Geht es darum, Produkte aus unterschiedlichen Landbauformen zu vergleichen, so muss die Analyse auf der Stufe der Einzelkultur erfolgen. Die

Aussagekraft der Ergebnisse ist dann natürlich auf diese Kultur beschränkt und es dürfen keine allgemeinen Schlüsse für das Gesamtsystem gezogen werden. Für die Beurteilung des Biolandbaus oder der IP als Gesamtsystem muss die Analyse auf Stufe des Anbausystems oder des Betriebes erfolgen.

Aus der Analyse der Zusammenhänge zwischen den Umweltwirkungen im Kapitel 4.5.2 werden drei prinzipielle Handlungsachsen des Bewirtschafters abgeleitet. Dieser hat grundsätzlich drei umweltrelevante Optionen, um auf das Anbausystem einzuwirken:

- *Physikalisch-mechanisch* (z.B. durch Bodenbearbeitung, Schnitt und andere Maschineneinsätze),
- *Chemisch* (durch die Zufuhr von *Pflanzennährstoffen*),
- *Chemisch* (durch den gezielten Einsatz von *Bioziden* zur Ausschaltung von Konkurrenten sowie durch unerwünschte *Verunreinigungen*, z.B. Schwermetalle in Düngern).

Diese drei Achsen werden nachstehend als *Ressourcen-Management*, *Nährstoff-Management* und *Schadstoff-Management* bezeichnet (Abb. 33).

Für die Bodenqualität und Biodiversität drängt sich eine gesonderte Betrachtung auf:

- Die Wirkungen auf die *Bodenqualität* sind stark mit dem Nährstoff-Management verbunden, weil der Düngereinsatz eine zentrale Rolle spielt. Die Bodenqualität kann aber nicht ausschliesslich hier zugeordnet werden, weil auch der Maschineneinsatz (Bodenverdichtung) und die Schadstoffe (Pestizide, Schwermetalle) wichtig sind. Daraus rechtfertigt sich eine separate Betrachtung dieser Wirkungskategorie.
- Dasselbe gilt für die *Biodiversität*: Mechanische Eingriffe wie Bodenbearbeitung, Unkrautregulierung oder Wiesenmahd sind zentrale Einflussfaktoren. Das Düngungsniveau spielt ebenfalls eine wichtige Rolle für die Artenvielfalt. Der Einsatz von Pestiziden wirkt schliesslich direkt und indirekt sehr stark auf die Biodiversität ein. Die Biodiversität lässt sich deshalb nicht einer bestimmten Achse zuordnen und muss gesondert analysiert werden.

Die entsprechenden Handlungen finden in unterschiedlichen Zeiträumen statt: Die mit dem Ressourcen-Management verbundene Infrastruktur entspricht einer langfristigen Planung des Betriebes und erstreckt sich über Jahre bis Jahrzehnte. Das Schadstoff-Management ist eine kurzfristige Angelegenheit und kann sich über Tage und Wochen ändern. Das Nährstoff-Management nimmt mit einem Zeithorizont von Monaten bis Jahren eine Zwischenstellung ein.

Das System ist eingebettet in eine Reihe von Rahmenbedingungen und weiteren Managemententscheiden, welche direkt oder indirekt in den Handlungen des Bewirtschafters Eingang finden. Darunter sind biologische Faktoren wie die Gestaltung der Fruchtfolge zur Krankheitsvermeidung, die biologische Schädlingsbekämpfung oder die Sortenwahl zu nennen. Die Betriebsstruktur ist ebenfalls entscheidend für die Umweltwirkungen. Diese Einflussgrößen sind aber entweder bereits indirekt über die oben beschriebenen Handlungsachsen abgedeckt (resistente Sorten erlauben es z.B., die Anzahl Behandlungen zu vermindern) oder von wenig direkter Relevanz für die Umweltwirkungen (biologische Schädlingsbekämpfung).

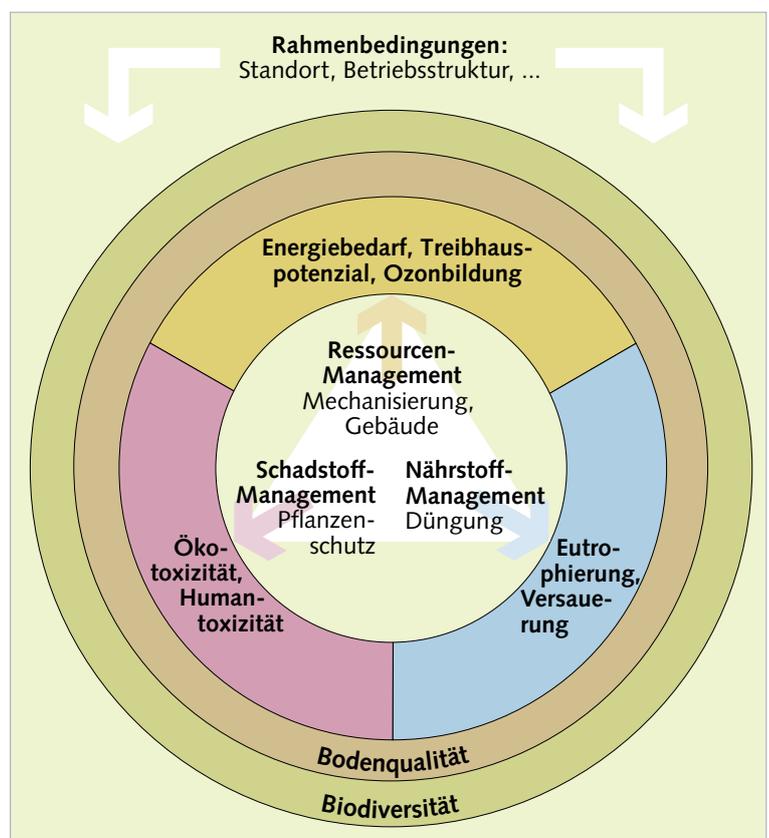


Abb. 33: Management-Dreieck von Anbausystemen: Drei hauptsächlich Management-Achsen, welche die verschiedenen Umweltwirkungen beeinflussen.

Betrachten wir unterschiedliche Produktionssysteme, so haben die drei Bereiche eine unterschiedliche Relevanz:

- Bei *Getreide* dominiert die Düngung; die Maschinen und der Pflanzenschutz sind aber ebenfalls von Bedeutung.
- *Hackfrüchte* wie Kartoffeln und Rüben bedingen einen intensiven Maschineneinsatz und stellen auch in Bezug auf den Pflanzenschutz hohe Ansprüche. Die Düngung ist hingegen vergleichsweise weniger wichtig.
- In *Graslandsystemen* dominiert der Maschineneinsatz die Ergebnisse, gefolgt vom Nährstoff-Management, während Pestizide kaum eine Rolle spielen. Bei der Weidenutzung ist das Management der Nährstoffe die Schlüsselgröße; die anderen Bereiche sind untergeordnet.
- Ganz anders verhält es sich beispielsweise in *Spezialkulturen* wie dem Obstbau: Neben dem Ressourcen-Management ist das Schadstoff-Management von erstrangiger Bedeutung; die Düngung hingegen ist dort weniger wichtig (Mouron *et al.* 2005).

Je nach System und Kultur muss die Optimierung somit auf einen anderen Bereich fokussieren. Diese unterschiedlichen Eigenschaften der landwirtschaftlichen Betriebszweige hinsichtlich der Umwelt müssen bei der Gestaltung von Massnahmen und der Agrarpolitik berücksichtigt werden. Dabei ist zu beachten, dass Massnahmen in einem Bereich negative Konsequenzen für andere Bereiche haben können.

9.7 Modell zur Ökoeffizienz

Die Diskussion soll mit einem theoretischen Modell der Öko-Effizienz ergänzt werden, welches grundsätzliche Zusammenhänge abbildet (Nemecek *et al.* 2005). Die Herausforderung für die globale Landwirtschaft der Zukunft ist die Ernährung der wachsenden Weltbevölkerung bei gleichzeitiger Schonung der begrenzten Ressourcen und unter Minimierung der Belastung der Ökosysteme, welche nur eine begrenzte Tragfähigkeit haben. Dieses Modell wird an gängigen Methoden der Ökonomie angelehnt und mit Beispielen aus der Studie illustriert.

So wie Ökonomen fixe und variable Kosten unterscheiden, lassen sich auch Umweltkosten oder Umweltlasten in fixe und variable Lasten einteilen. Als fixe Umweltlasten sind solche zu betrachten, die mit der Anlage einer Weizenkultur verbunden sind, beispielsweise Aufwendungen für das Saatgut und das Säen. Variable Umweltlasten sind beispielsweise Düngergaben und chemische oder mechanische Pflanzenschutzmassnahmen, welche zu einer Ertragssteigerung führen.

Mit einem einfachen Modell für den Ertrag und die Umweltwirkungen lassen sich die Zusammenhänge gut darstellen (Abb. 34). Der Ertrag (yield) Y_i in Funktion eines Inputs I wird definiert als:

$$Y_i = Y_0 + (1 - e^{-aI}) (Y_{max} - Y_0)$$

Dabei entspricht Y_0 dem minimalen Ertrag ohne den Input I , Y_{max} dem maximal erreichbaren Ertrag (Ertragspotenzial) und a dem Ertragssteigerungskoeffizienten. Obwohl auch andere Funktionen wie die quadratische Funktion für den Ertrag verwendet werden können (vgl. z.B. Hülshagen *et al.* 2002), benutzen wir hier die Exponentialfunktion aus folgendem Grund: Bei der quadratischen Funktion nimmt die Ertragsfunktion nach Überschreiten des Maximums ab und wird sogar negativ, was unrealistisch ist. Eine Abnahme des Ertrags durch übermässige Anwendung von Inputs ist höchstens in Extremfällen und nicht bei einer ordnungsgemässen Bewirtschaftung zu finden. Die exponentielle Ertragsfunktion zeigt hingegen die abnehmende Ertragseffizienz, wie sie beispielsweise bei der Stickstoffdüngung sehr gut zu beobachten ist.

Für die Umweltwirkung B_i wird eine ähnliche Funktion verwendet:

$$B_i = B_0 + bI + cI^2$$

B_0 stellt die Umweltwirkung in Abwesenheit des Inputs I dar (bei $I=0$). Viele Umweltwirkungen treten natürlicherweise auch ohne einen bestimmten Input auf, wie z.B. die Nitratauswaschung, welche auch ohne Stickstoffdüngung zu beobachten ist («Fixkosten»). Mit zunehmender Inputmenge nimmt die Umweltwirkung zu (Faktor b , «variable Kosten»). Oft wird ein überproportionaler Anstieg beobachtet, welcher mit dem quadratischen Term abgebildet wird (Faktor c). Dies trifft beispielsweise für die Stickstoffdüngung zu: Übersteigt die Gabe den Bedarf der Kultur, so nehmen Stickstoffverluste in die Luft und ins Wasser überproportional zu.

Öko-Effizienz wird oft als Quotient von Produktmenge und Umweltlast definiert (Wetterich 2004). Entsprechend der Praxis in Ökobilanzen definieren wir hier die Öko-Effizienz (E) als Verhältnis von Umweltwirkung und Produktmenge:

$$E = B_i / Y_i$$

Das Ziel einer Optimierung der Öko-Effizienz besteht somit in der Minimierung von E .

Durch Variieren der Parameter a , b und c (Abb. 35, Nemecek *et al.* 2005) können folgende vier Situationen entstehen:

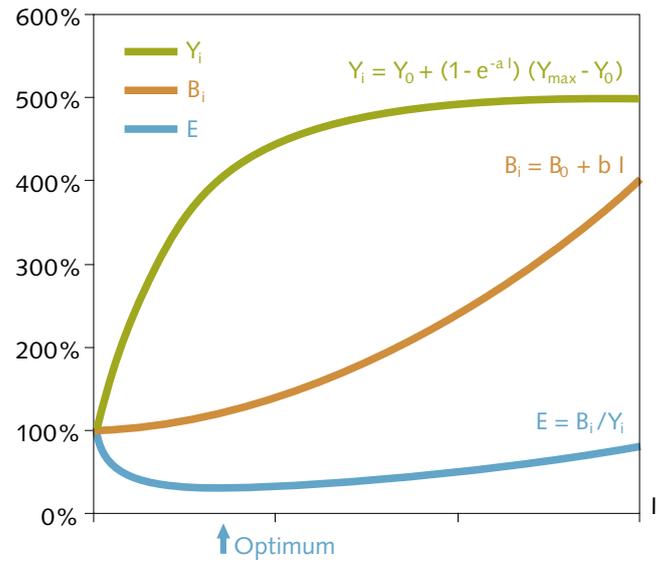
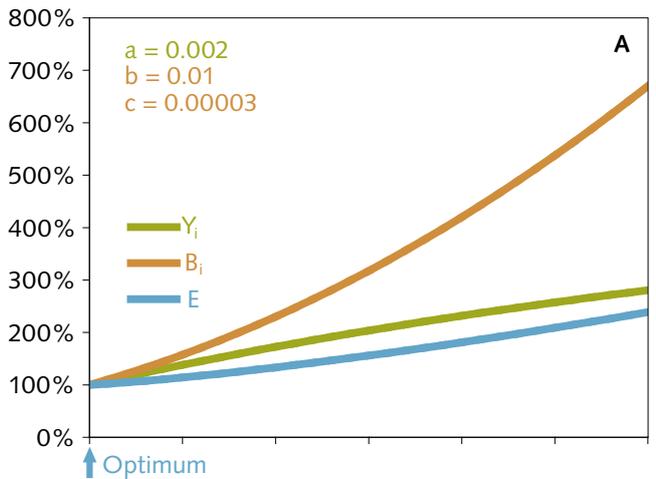
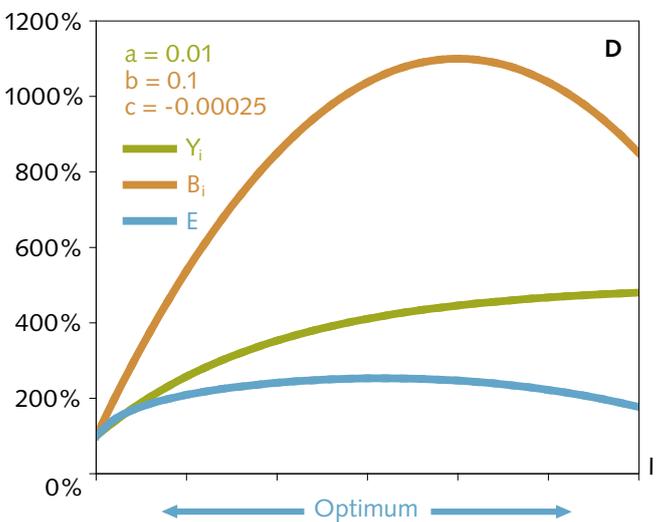
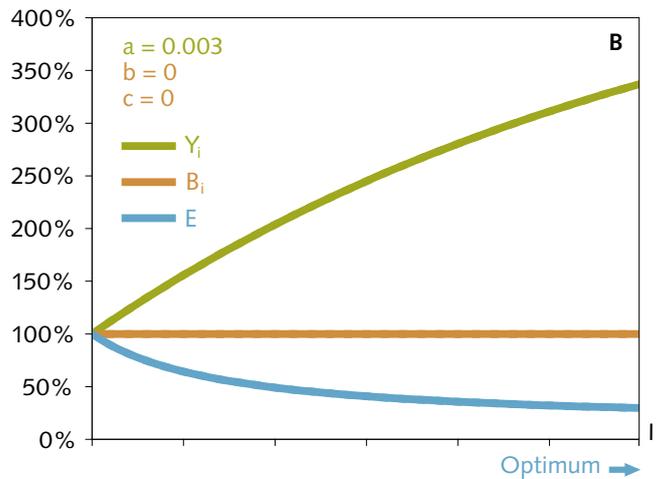
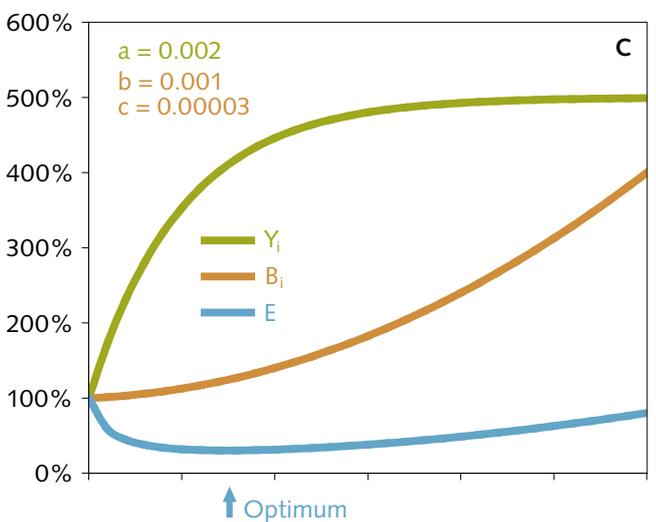


Abb. 34: Modell der Öko-Effizienz.

Abb. 35: Vier verschiedene Situationen von Öko-Effizienzfunktionen (E). A: Stetig zunehmend, B: Stetig abnehmend, C: Konvex, D: Konkav. I = Input, Y_i = Ertrag, B_i = Umweltwirkung. Zahlenwerte im Beispiel: $Y_0 = 1$, $Y_{max} = 5$, $B_0 = 1$, übrige Werte sind in der Abbildung angegeben.



- *Fall A*: Mit zunehmender Inputmenge steigt die Umweltwirkung stärker an als der Ertrag. Die beste Öko-Effizienz wird somit bei $I=0$ erreicht, das heisst aus Umweltsicht sollte auf diesen Input vollständig verzichtet werden. (Beispiel: Versauerungspotenzial im DOK-Versuch, Abb. 10).
- *Fall B*: Die betrachtete Umweltwirkung bleibt konstant, das heisst sie wird durch den Input nicht beeinflusst. Dieser Fall tritt ein, wenn $b=0$ und $c=0$. Dann sollte die Inputmenge erhöht werden, solange sich noch eine Ertragswirkung erzielen lässt. Diese Situation ist jedoch selten, weil die meisten Inputs eine Umweltwirkung haben. Hierzu haben wir in der vorliegenden Studie kein Beispiel gefunden, das diesen Zusammenhang exakt widerspiegelt. Der Flächenbedarf verhält sich jedoch ähnlich: Er wird weitgehend von der Anbaufläche bestimmt, während nicht-landwirtschaftliche Prozesse meist nur 1 bis 2% des gesamten Bedarfs ausmachen. Somit ergibt sich der Flächenbedarf als Reziprokwert des Ertrags. Je höher der Ertrag ausfällt, umso geringer ist der Flächenbedarf pro Produkteinheit (Tab. 9).
- *Fall C*: Die Öko-Effizienz verbessert sich zuerst mit zunehmender Inputmenge und verschlechtert sich anschliessend. Somit wird bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität das beste Ergebnis erzielt. Liegt die Inputmenge unter dem Optimum, sollte sie erhöht werden, liegt sie darüber, müsste sie verringert werden. Glücklicherweise ist das Modell tolerant gegenüber kleineren Abweichungen vom Optimum. Es ist also nicht so entscheidend, das Optimum genau zu treffen. Dies lässt die Möglichkeit offen, gleichzeitig verschiedene Funktionen zu optimieren. (Beispiele: Energiebedarf im DOK-Versuch, Abb. 6, oder Eutrophierungspotenzial im Burgrainversuch, Abb. 19 AFF).
- *Fall D*: Hier ergibt eine mittlere Bewirtschaftungsintensität das schlechteste Ergebnis. Daraus folgt, dass sowohl eine geringe als auch eine hohe Bewirtschaftungsintensität eine gute Öko-Effizienz ergibt und eine mittlere Intensität vermieden werden sollte. (Beispiele: Energiebedarf im Futterbau in Abhängigkeit der Schnitthäufigkeit, Abb. 28, und Energiebedarf pro kg Getreide *IPintensiv*–*IPextensiv*–Bio in Tab. 20).

Das Modell zeigt, dass die Umweltwirkung pro Flächeneinheit mit zunehmender Intensität in der Regel zunimmt. Ausnahmen davon sind sehr selten. Daraus folgt, dass extensive Systeme wie die biologische oder die Low-Input-Produktion normalerweise zu geringeren flächenbezogenen Umweltlasten führen. Eine ausschliesslich flächenbezogene Betrachtung greift jedoch zu kurz, denn die flächenbezogene Umweltlast liesse sich gewiss mit Verzicht auf die produktive Landwirtschaft noch viel weiter absenken (vgl. dazu das System D0 im DOK-Versuch im Kap. 6.1 oder die ökologischen Ausgleichsflächen im Kap. 8). Es ist also notwendig, auch die produktive und finanzielle Funktion einzubeziehen (vgl. Kap. 2.4).

Für die Optimierung der Öko-Effizienz bestehen grundsätzlich folgende Möglichkeiten:

- Verminderung oder Erhöhung der Intensität (Input I),
- Reduktion der Umweltbelastung B_i bei gleichem Input, d.h. die rote Kurve wird nach unten verschoben,
- Erhöhung der Ertragswirksamkeit des Inputs I , d.h. Y_i wird nach oben verschoben.

Im *biologischen Landbau* ist die Auswahl und die Menge der einsetzbaren Inputs meist sehr begrenzt. Diese Inputs müssen deshalb so geschickt eingesetzt werden, damit eine möglichst hohe Ertragswirkung entsteht. Die Optimierungs-Massnahmen sind also in erster Linie *output-orientiert*, das heisst, dass sie auf eine Erhöhung des Ertrags ohne Erhöhung der Umweltlasten abzielen.

In der *integrierten Produktion* geht es in erster Linie darum, das Intensitätsniveau so einzustellen, dass ein optimale Öko-Effizienz resultiert. Die Optimierungs-Massnahmen sind hier also in erster Linie *input-orientiert*.

Für beide Landbauformen gilt zudem, dass mit technischen Massnahmen wie beispielsweise dem Einsatz von Schleppschläuchen, die Umweltlasten pro Inputeinheit vermindert werden.

Bei der Analyse der Öko-Effizienz (produktive oder finanzielle Funktion) stellen wir folgendes fest:

- Die Öko-Effizienz lässt sich verbessern, wenn die relative Ertragssteigerung höher ausfällt als die relative Zunahme der Umweltwirkung. Das Ziel besteht darin, Inputs und Techniken zu finden, welche eine hohe Ertragssteigerung bei gleichzeitig kleiner Umweltlast bewirken (Fälle B und C, Tab. 9, Abb. 6, Abb. 19 AFF).
- Ist die fixe Umweltwirkung B_0 klein, die variable Umweltwirkung (Faktoren b und c) hingegen hoch bei gleichzeitig bescheidener Ertragswirkung (a ist klein), so liefert eine Extensivierung die beste Öko-Effizienz. Die Inputmenge sollte in diesem Fall verringert werden (Fall A, Abb. 10).
- Ist dagegen die fixe Umweltwirkung B_0 hoch, die variable Umweltwirkung (b und c) klein und die Ertragswirkung hoch (Faktor a), so führt eine Intensivierung zu einer besseren Öko-Effizienz bis zu einem Optimum (Fall C, Abb. 6, Abb. 19 AFF).

9.8 Unsicherheitsanalyse

Mit der Unsicherheitsanalyse werden zwei Fragen untersucht:

1. Wie pflanzt sich die Unsicherheit der Eingangsdaten (Produktionsinventare) in die Umweltwirkungen fort?
2. Wie stark werden die Umweltwirkungen von den Eingangsgrößen beeinflusst?

Zu diesem Zweck erfolgt eine Monte-Carlo-Simulation mit der Software TEAM. Es werden vier Einflussvariablen in die Ökobilanz eingeführt, welche wichtige Schlüsselgrößen variieren:

- *Ertragsvariable*: bei einer produktbezogenen Auswertung ist der Ertrag eine Schlüsselgröße. Im Gegensatz zu den anderen Größen wirkt der Ertrag als Divisor bei einer Abschätzung der Umweltwirkungen pro Kilogramm Produkt.
- *Mechanisierungsvariable*: der Maschineneinsatz ist eine wichtige Größe für viele Umweltwirkungen. Mit diesem Parameter werden alle Maschineneinsätze – und die damit verbundenen Umweltwirkungen – variiert, welche nicht mit der Ausbringung von Düngern und Pflanzenschutzmitteln verknüpft sind (siehe unten).
- *Düngungsvariable*: dieser Parameter wirkt auf die Mengen ausgebrachter organischer und mineralischer Dünger, auf die Maschinenarbeitsgänge für deren Ausbringung und auf direkte Emissionen von Nährstoffen.
- *Pflanzenschutzvariable*: damit werden die eingesetzten Wirkstoffmengen und die Anzahl Durchgänge mit der Feldspritze variiert.

Als Variante wurde Winterweizen *IPintensiv* ausgewählt (Ökobilanz pro kg TS Weizenkörner), weil sie eine hohe Bedeutung für den Ackerbau hat und schon sehr gut mit Ökobilanzen untersucht ist. Die Variabilität der Inputdaten wurde aufgrund von statistischen Erhebungen abgeschätzt (Tab. 29).

Tab. 29: Für die Monte-Carlo-Simulation zu Grunde gelegte Variabilität der Inputdaten (Variationskoeffizient in % des Mittelwerts).

Inputdaten	Variationskoeffizient	Quelle
Ertrag	15%	Pilotbetriebsnetz des SRVA, Erträge von Winterweizen integriert-intensiv (Zimmermann 2003) ⁴
Mechanisierung	15%	Annahme: Gleich wie Ertrag
Düngung	20%	Pilotbetriebsnetz des SRVA, N-Düngung von Winterweizen integriert-intensiv (Zimmermann 2003) ⁴
Pflanzenschutz	25%	Abgeschätzt aufgrund der Variabilität der Pflanzenschutzkosten aus BLW <i>et al.</i> (1998) und Eggimann & Mollet (2000)

⁴ Die Rohdaten wurden von A. Zimmermann im August 2004 zur Verfügung gestellt.

Die Monte-Carlo-Simulation wurde mit 200 Iterationen durchgeführt. Die Korrelationskoeffizienten (Tab. 30) zeigen, wie eng die Inputdaten mit den Umweltwirkungen verknüpft sind. Die Biodiversität und Bodenqualität wurden nicht mit einbezogen, weil es sich erstens um teilweise qualitative Bewertungen handelt, und es zweitens technisch zurzeit noch nicht realisierbar ist.

Tab. 30: Monte-Carlo-Simulationsergebnisse: Korrelationskoeffizienten zwischen Einflussvariablen und Umweltwirkungen, Varianzkoeffizienten (VK) der Umweltwirkungen und halbe Vertrauensintervalle (+/-VI) in % des Mittelwertes für vier verschiedene Stichprobengrößen (N, 5% -Niveau).

Einflussvariable	Energiebedarf	Treibhauspotenzial	Ozonbildung	Ressource P	Ressource K	Eutrophierung	Versauerung	Aquat. Ökotoxizität	Terr. Ökotoxizität	Human-toxizität
Ertrag	-0,81	-0,72	-0,84	-0,67	-0,67	-0,67	-0,72	-0,70	-0,60	-0,68
Mechanisierung	0,24	0,11	0,37	0,05	0,05	0,06	0,12	0,13	0,10	0,13
Düngung	0,49	0,66	0,34	0,72	0,72	0,71	0,65	0,26	0,13	0,22
Pflanzenschutz	0,09	0,07	0,08	0,06	0,06	0,06	0,07	0,64	0,76	0,67
VK	23%	26%	22%	28%	28%	28%	26%	25%	29%	26%
+/-VI, N=10	16%	18%	16%	20%	20%	20%	18%	18%	20%	18%
+/-VI, N=20	11%	12%	11%	13%	13%	13%	12%	12%	13%	12%
+/-VI, N=50	7%	7%	6%	8%	8%	8%	7%	7%	8%	7%
+/-VI, N=100	5%	5%	4%	5%	6%	5%	5%	5%	6%	5%

Gelbe Markierung = signifikante Korrelationen

Der wichtigste Faktor ist der Ertrag. Weil durch diesen dividiert wird, korreliert er stark negativ und signifikant mit allen Umweltwirkungen. Die zweitwichtigste Einflussgrösse ist die Düngung. Sie bestimmt naturgemäss den Verbrauch mineralischer Ressourcen, die Eutrophierung und Versauerung. Weiter ist auch das Treibhauspotenzial und (etwas weniger eng) der Energiebedarf davon beeinflusst. Die Mechanisierung hat den engsten Bezug zur Ozonbildung und beeinflusst auch den Energiebedarf. Die Beziehungen sind aber vergleichsweise schwach. Änderungen im Bereich Pflanzenschutz korrelieren erwartungsgemäss mit der Toxizität stark, haben aber keinen Einfluss auf die übrigen Umweltwirkungen.

Daraus lässt sich folgern, dass der Ertrag die wichtigste Grösse bei einer produktbezogenen Ökobilanz ist. Eine möglichst genaue Schätzung ist erforderlich. Im Bereich der Düngung sind ebenfalls genaue Angaben entscheidend. Für die Abschätzung der Wirkungen im Bereich Toxizität ist natürlich die Kenntnis des Pestizideinsatzes unverzichtbar. Auf die übrigen Umweltwirkungen hat dieser jedoch kaum einen Einfluss. Bei der Mechanisierung kann hingegen auch mit weniger genauen Schätzungen gearbeitet werden, ohne dass die Aussagekraft allzu sehr darunter leidet. Schwache und trotzdem signifikante Korrelationen bestehen nur zur Ozonbildung und zum Energiebedarf.

Bei der Analyse der Variabilität gilt es, zwei statistische Merkmale zu unterscheiden:

1. Der Varianz der Einzelwerte und
2. Der Varianz oder Unsicherheit des Mittelwerts.

Der *Variationskoeffizient* bezieht sich auf die Varianz der Einzelwerte und liegt bei allen Umweltwirkungen zwischen 20 und 30%. Er zeigt Abweichungen von den berechneten Werten, die für einzelne Parzellen zu erwarten sind. Sein wahrer Wert ist von der Stichprobengrösse unabhängig. In dieser Monte-Carlo-Analyse ist jedoch nur die Unsicherheit der Inputdaten (Produktionskennzahlen) berücksichtigt, nicht aber jene der Ökoinventare, Emissionsmodelle und Charakterisierungskoeffizienten der Wirkungsabschätzung. Pfefferli

et al. (2001) fanden unterschiedliche Variabilitäten für die Bereiche Ressourcen, Nährstoffe und Schadstoffe. Dies dürfte damit zusammenhängen, dass mit der hier durchgeführten Monte-Carlo-Simulation nur ein Teil der Variabilität abgebildet werden kann. Faktoren, wie die Bodenbearbeitungs- und Düngungszeitpunkte oder die Wahl von Pflanzenschutzmitteln oder Düngern wurden nicht variiert.

Die *Vertrauensintervalle* zeigen an, wie genau der Mittelwert ausgehend von einer bestimmten Stichprobengrösse abgeschätzt werden kann. In vielen Fällen beruhen die ermittelten Kennzahlen auf etwa 50 Datenpunkten. Für die Erträge sind die Stichproben meist deutlich grösser, für einige Produktionszahlen (z.B. Pestizide oder organische Dünger) sind sie aber auch geringer. Bei 50 Datenpunkten beträgt das halbseitige Vertrauensintervall 6 bis 8% des Mittelwerts. Dies bedeutet z.B. bei 7%, dass der wahre Wert mit 95%iger Wahrscheinlichkeit zwischen 93 und 107% der ermittelten Umweltwirkung liegen dürfte. Es wird aber wiederum nur die Unsicherheit in den Produktionskennzahlen berücksichtigt.

Aufgrund von Erfahrungswerten können wir aber versuchen, die tatsächliche Unsicherheit (ausgehend von den obigen Vertrauensintervallen) abzuschätzen: Die Umweltwirkungen im Bereich Ressourcenverbrauch (Energie- und mineralische Ressourcen) sind ziemlich gut bekannt. Im Bereich der Nährstoffverluste sind die Unsicherheiten vor allem bei den Emissionsmodellen beträchtlich; entsprechend tiefer ist die Genauigkeit anzusetzen. Am grössten sind die Unsicherheiten bei der Toxizität. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Methoden belegen dies eindrücklich.

Vergleichen wir diese Ergebnisse mit dem verwendeten Interpretationsschema, so scheinen die Grössenordnungen der ermittelten Beurteilungsklassen (Tab. 6) realistisch. Es ist noch zu beachten, dass einerseits beim Vergleich zweier Varianten beide Werte mit Unsicherheiten behaftet sind. Andererseits gilt jedoch, dass sich die Unter- oder Überschätzung einer Emission zwar auf das absolute Niveau auswirkt, die Ergebnisse eines relativen Vergleichs aber oft kaum beeinflusst, weil sie bei beiden Varianten in dieselbe Richtung wirkt.

10 Schlussfolgerungen

Die vorliegende Studie hat gezeigt, dass mit der Umstellung auf die integrierte Produktion oder auf den biologischen Landbau – aber auch durch Optimierungsmassnahmen innerhalb dieser Landbauformen – bedeutende Verbesserungen der Umweltleistungen sowie Verminderungen der Umweltlasten möglich sind.

Im ersten Teil der Schlussfolgerungen (10.1) wird eine Gesamtbeurteilung nach den untersuchten Faktoren vorgenommen. Die sich daraus ergebenden ökologischen Verbesserungsmöglichkeiten sind im zweiten Teil (10.2) aufgezeigt. Im dritten Teil (10.3) werden schliesslich zusätzliche Forschungsbedürfnisse aufgeführt.

10.1 Zusammenfassende Beurteilung

In Tab. 31 werden die Ergebnisse in der Gesamtübersicht schematisch dargestellt, um die allgemeinen Tendenzen aufzuzeigen. Dabei werden fünf Bereiche unterschieden (vgl. Abb. 33 und Kap. 4.5.2):

- *Ressourcen-Management*: Energiebedarf, Treibhauspotenzial und Ozonbildung,
- *Nährstoff-Management*: Eutrophierung und Versauerung,
- *Schadstoff-Management* (v.a. Pestizide und Schwermetalle): terrestrische und aquatische Ökotoxizität sowie Humantoxizität,
- *Bodenqualitäts-Management*: physikalische, chemische und biologische Indikatoren und
- *Biodiversitäts-Management*: gesamte Artenvielfalt und Vorkommen von Arten mit hohen ökologischen Anforderungen.

Für den *Biolandbau* fällt der Vergleich mit der *integrierten Produktion* (IP) positiv aus, insbesondere in den Bereichen Schadstoff-Management, Ressourcen-Management und Biodiversität. Diese Beurteilung gilt für das Nährstoff-Management nur eingeschränkt und lässt sich zudem nicht einfach auf einzelne Produkte übertragen. Bei der Biodiversität werden zwar klare Vorteile erreicht, doch diese können keinesfalls jene der ökologischen Ausgleichsflächen ersetzen.

Der *konventionelle Landbau* schneidet beim Schadstoff-Management bei den untersuchten Kulturen Weizen und Raps deutlich ungünstiger ab als die IP. Auch bezüglich Eutrophierung und Biodiversität fällt die Beurteilung des konventionellen Anbaus weniger günstig aus.

Der Verzicht auf Fungizide, Insektizide und Wachstumsregulatoren bei Getreide und Raps im Rahmen der *Extenso-Produktion* bewirkt eine Verbesserung beim Schadstoff-Management und bei der Biodiversität. Beim Ressourcen- und Nährstoff-Management bestehen (bezogen auf die Anbaufläche) kleine Vorteile, welche jedoch durch die Ertragsverluste überkompensiert werden, so dass die Umweltlasten bezogen auf ein Kilogramm Produkt meist höher ausfallen.

Eine *Extensivierung im Futterbau* bringt (bezogen auf die Fläche) eine grosse Reduktion aller Umweltlasten. Auch pro MJ NEL schneidet extensives Grasland günstiger ab als intensives, wobei die Unterschiede von der betrachteten Umweltwirkung abhängen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass sich dieses Futter nur für bestimmte Tierkategorien oder in begrenzten Mengen in der Futterration eignet. Eine abgestufte Intensität (d.h. eine Kombination von intensiven und extensiven Wiesen) erscheint ökologisch Erfolg versprechender als eine flächendeckende Bewirtschaftung mittlerer Intensität.

Bei der *Graslandbewirtschaftung* wirkt sich die Weide günstig auf den Energiebedarf aus, aber ungünstig auf das Treibhauspotenzial (höhere Lachgasverluste). Bei der Eutrophierung ist das Ergebnis ähnlich oder schlechter für Weide als für Mahd. Die verschiedenen Konservierungsverfahren unterscheiden sich bezüglich des Ressourcen- und Schadstoff-

Tab. 31: Umweltwirkungen von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau in der Gesamtübersicht.

Faktor:	Landbauform					Produktionsintensität				Düngungsform	Dünger- menge	
Ausprägung:	Biologisch			Konventionell		Pflanzenschutz: Extensiv		Futterbau: Extensiv		Organisch	Reduziert	
Referenz:	vs IP					vs intensiv		vs intensiv		vs mineral.	vs normal	
Funkt. Einheit:	ha	kg ¹⁾	kg ²⁾	ha	kg	ha	kg	ha	NEL		ha	kg
Ressourcen- Management	++	++	+/-	0	0	+	-	+++	+	+++	+++	0
Nährstoff- Management	++	0	+/-	-	0	0	-	+++	++	--	+++	++
Schadstoff- Management	+++	+++	+++	---	---	++	++	+++	+	+	+	0
Biodiversitäts- Management	++			-		++		+++		0	++	
Bodenqualitäts- Management	0			0		0				+++	-- ³⁾	

Faktor:	Verfahren: Futterernte	Verfahren: Futter- Konservierung	Produktions- region	
Ausprägung:	Weide	Ausmass der Unterschiede	Berg/Hügel	
Referenz:	vs Mahd		vs Tal	
Funkt. Einheit:	ha od. NEL		ha	kg
Ressourcen- Management	Energie + Treibhauspot. -	--/++	+	-
Nährstoff- Management	0	0	-	-
Schadstoff- Management	0	-/+	0	-
Biodiversitäts- Management	intensiv - extensiv +	0	+	
Bodenqualitäts- Management			0	

Beurteilungsklassen:

---	Sehr ungünstig
--	Ungünstig
-	Leicht ungünstig
0	Kein wesentlicher Unterschied
+	Leicht günstig
++	Günstig
+++	Sehr günstig
+/-	Sowohl günstige als auch ungünstige Ergebnisse
	Keine Beurteilung möglich

Dargestellt sind die Vergleiche für die verschiedenen Faktoren, bezogen auf die jeweilige Referenz. Sie sind aufgeschlüsselt nach fünf Bereichen gemäss Abb. 33.

- 1) auf Stufe Anbausystem
- 2) auf Stufe Kultur
- 3) bei organischer Düngung

Managements. Aus Umweltsicht ist das Silieren der Trocknung klar vorzuziehen. Bodenheu ist dem Belüftungsheu ökologisch überlegen, wobei beim letzteren noch ein Optimierungspotenzial durch die Nutzung von Sonnenkollektoren besteht.

Die organische *Düngung* in Form von Hofdüngern bewirkt im Vergleich zur mineralischen Düngung eine wesentliche Reduktion des Ressourcenbedarfs sowie eine Verbesserung der Bodenqualität. Beim Nährstoff-Management wirkt sie sich hingegen wegen höherer Nährstoffverluste ungünstig aus. Da in einem Betrieb mit Tierhaltung Hofdünger anfallen, ist deren Verwendung im Sinne des Recyclings sinnvoll.

Eine Reduktion der Düngung wirkt sich (bezogen auf die Anbaufläche) in allen Umweltbereichen günstig aus – mit Ausnahme der Bodenqualität, die bei einer verringerten organischen Düngung beeinträchtigt werden kann. Bezogen auf das Produkt sind günstigere Werte vor allem beim Nährstoff-Management zu verzeichnen. Eine reduzierte Düngung scheint daher ökologisch interessant zu sein, dürfte aber in der Regel zu Lasten der Wirtschaftlichkeit gehen.

Zwischen den *Produktionsregionen* unterscheiden sich die Umweltwirkungen nur wenig. Flächenbezogen ergibt sich mit Ausnahme des Nährstoff-Managements eine geringfügige Verbesserung in höheren Lagen. Produktbezogen verhält es sich umgekehrt. Diese kleinen Unterschiede sind durch eine tiefere Produktionsintensität und tiefere Erträge in höheren Lagen bedingt.

10.2 Ökologische Verbesserungsmöglichkeiten

Aus dieser Analyse ergeben sich Hinweise auf Möglichkeiten zur Verminderung der Umweltlasten oder zur Steigerung der Umweltleistungen. Bevor konkrete Massnahmen umgesetzt werden, müssen diese aber auf ihre Wirksamkeit zur Senkung von Umweltlasten untersucht werden, was in der vorliegenden Studie nur ansatzweise möglich war. Zudem ist zu beachten, dass die gleichzeitige Umsetzung aller Massnahmen zu Zielkonflikten führen kann, welche im Einzelnen zu untersuchen und zu lösen sind. Ferner sind auch die sozio-ökonomischen Konsequenzen genau zu evaluieren.

In der nachfolgenden Auflistung werden Massnahmen, welche sich primär auf bestimmte Umweltbereiche beziehen, in Klammern wie folgt bezeichnet: RM = Ressourcen-Management, NM = Nährstoff-Management, SM = Schadstoff-Management, BQ = Bodenqualität, BD = Biodiversität. Massnahmen, die nicht mit IP oder Bio angeschrieben sind, beziehen sich auf beide Landbauformen.

10.2.1 Ackerbausysteme

Allgemeine Massnahmen:

- Zurückhaltender Einsatz von Produktionsmitteln (v.a. Energieträger und Düngemittel, RM)
- Hohe Bodenbedeckung (v.a. durch Gestaltung der Fruchtfolge, Zwischenkulturen, Einsaaten, NM, BQ)
- IP: *Input-orientierte Optimierung*, das heisst Anpassung der Intensität zur Erreichung einer optimalen Öko-Effizienz
- Bio: *Output-orientierte Optimierung*, vor allem durch Ertragssteigerung bei Getreide und Kartoffeln (z.B. durch Stärkung der Konkurrenzkraft der Kulturpflanzen, Sortenwahl, Nährstoff-Management)

Maschineneinsatz:

- Hohe Auslastung durch überbetrieblichen Einsatz oder längere Einsatzdauer (RM)
- Reduzierte Bodenbearbeitung (z.B. Direktsaat, Mulchsaat, Streifenfrässaat, RM, BQ)
- Bio: Begrenzung der Anzahl Durchfahrten (v.a. in der Pflege, Anwendung kombinierter Verfahren, RM)

Düngung:

- Emissionsmindernde N-Düngerausbringung (NM): optimale Zeitpunkte (Witterung, Abstimmung auf Nährstoffbedarf), Ausbringungstechnik (z.B. Unterfussdüngung, Gülleausbringung mit Schleppschlauch, Gülleverdünnung)
- Verminderung der Nährstoffverluste durch Gestaltung der Fruchtfolge (Bodenbedeckung) und Bodenbearbeitungstechnik, insbesondere nach Leguminosen und Kleegraswiesen (NM)
- Ausreichende organische Düngung (Hofdünger, Kompost), Einarbeitung von Ernterückständen (BQ)
- Abdeckung der Güllebehälter (NM)
- IP: Optimierung der Düngung durch Reduktion der Düngergaben und Präzisionslandwirtschaft (NM, RM, BD)
- Bio: weniger häufige Gülleanwendung, besonders bei Ackerkulturen, Gülleverdünnung (BQ: Regenwürmer, NM)
- Extenso: Reduktion der Düngung (NM, BD, vgl. Gaillard & Nemecek 2002)

Pflanzenschutz (SM, BD):

- IP: Wirkstoffmengen reduzieren durch
 - resistente Sorten,
 - Prognosesysteme und konsequente Anwendung von Schadensschwellen,
 - Präzisionslandwirtschaft, Behandlungstechnik, Teilflächenbehandlung.
- IP: Wahl von Wirkstoffen mit weniger negativen Nebenwirkungen (Forschung, Expertensysteme, Re-Evaluation der zugelassenen PSM)
- Bio: Resistente Sorten, Mischkulturen, gezielter Einsatz oder Ersatz von Kupfer, alternative biologische und physikalische Verfahren
- Bio: weniger häufig hacken (BD)
- Extenso: Verminderung des Herbizideinsatzes (vgl. Gaillard & Nemecek 2002)

10.2.2 Futterbausysteme

Maschineneinsatz:

- Hohe Auslastung durch überbetrieblichen Einsatz (RM)
- Anzahl Durchfahrten reduzieren durch kombinierte Verfahren (z.B. Frontmäherwerk mit Ladewagen) oder Verfahren mit Aufbereiter (RM, SM).

Nutzung:

- Klare Zielausrichtung bei der Nutzung einzelner Wiesen und Weiden, entweder auf
 1. Menge und Qualität (produktive Funktion): Eine dem Standort angepasste intensive Nutzung (RM, NM, SM) oder auf
 2. Ökologisierung: Extensive oder wenig intensive Nutzung (RM, NM, SM, BD).
Ein Kompromiss in Form einer mittel intensiven Bewirtschaftung aller Futterflächen eines Betriebes ist nicht zielführend.
- Weide: Zur Reduktion des Energiebedarfs und der Ökotoxizität Weide fördern. Steht hingegen die Minimierung der N-Verluste und des Treibhauspotenzials im Vordergrund, sollte Weide gemieden werden.

Düngung:

- Emissionsmindernde N-Düngerausbringung (NM): optimale Zeitpunkte, Ausbringungstechnik (z.B. Gülleausbringung mit Schleppschauch, Gülleverdünnung)
- Förderung eines optimalen Kleeanteils in den Beständen mit entsprechender Reduktion der N-Düngung (RM, NM)

Futterkonservierung (RM, SM):

Auf intensiven Wiesen gemäss folgenden Prioritäten:

1. Vermeiden durch Weide und Frischfütterung,
2. Silieren,
3. Belüftungsheu mit Sonnenkollektor.

Auf extensivem Grasland Bodenheu oder Weide.

10.3 Ausblick

Aus dieser Studie ergibt sich ein Forschungsbedarf im Hinblick auf die Weiterentwicklung der Ökobilanzmethode sowie auf die ökologische Optimierung von Anbausystemen.

Methodisch gesehen ist eine Verfeinerung und breitere Abstützung der Methoden im Bereich Bodenqualität und Ökotoxizität wichtig. Bei der Bodenqualität konnte zudem der Bereich des Graslandes noch nicht abgedeckt werden. Die Methoden erlauben gemäss dem jetzigen Entwicklungsstand eine Grob beurteilung der Bodenqualität und Ökotoxizität, müssen aber für die Weiterentwicklung umweltschonender Anbausysteme noch weiter ausgebaut werden.

Für die *Optimierung von Anbausystemen* ergeben sich folgende Forschungsbedürfnisse:

- Die *Öko-Effizienz-Funktionen* (vgl. Kap. 9.7) sollten *quantifiziert* werden, um das optimale Intensitätsniveau ermitteln zu können. Im *Biolandbau* steht die Frage im Vorder-

grund, wie durch die zur Verfügung stehenden Mittel und Techniken und durch neu entwickelte Methoden die Erträge gesteigert werden können. In der *IP* geht es primär um die Einhaltung einer optimalen Produktionsintensität (hauptsächlich in der Düngung) und um die Entwicklung von innovativen Methoden, welche geringere Umweltlasten mit sich bringen. Dabei sind Systemansätze gefragt, welche eine interdisziplinäre Zusammenarbeit voraussetzen und zu einer ausgewogenen Ausgestaltung von Anbausystemen mit minimalen Umweltlasten führen.

- Die Wirkungen der in Kapitel 10.2 vorgestellten *Verbesserungsmöglichkeiten* müssen überprüft und *quantifiziert* werden. Insbesondere ist darauf zu achten, dass einzelne Massnahmen keine unerwünschten Nebenwirkungen verursachen. Zudem ist die Wirtschaftlichkeit und Machbarkeit dieser Massnahmen abzuklären.
- Die vorliegende Beurteilung von Kulturen und Fruchtfolgen sollte mit *Untersuchungen auf Stufe Betrieb* ergänzt werden. Dies betrifft insbesondere Fragen wie die optimale Ausnutzung von Synergien zwischen den Betriebszweigen, den Einbezug der Tierhaltung (z.B. für die vertiefte Evaluation der Weide- gegenüber der Schnittnutzung), den optimalen Hofdüngereinsatz, die Futterqualität (z.B. Bewirtschaftungsintensität, Kleeanteil in den Beständen) und die Landschaftsgestaltung mit produktiven Schlägen und Ökoflächen (z.B. Grösse, Lage und Vernetzung der extensiven Wiesen).
- Beim *Nährstoff-Management* stehen neue Techniken zur *Vermeidung von N-Verlusten* in Form von Ammoniak, Nitrat und Lachgas im Vordergrund.
- Beim *Schadstoff-Management* geht es primär um die ökologische *Evaluation der Pesticid-Wirkstoffe* in der integrierten und um *Alternativen zu Kupfer* in der biologischen Produktion. Daneben ist auch die Entwicklung alternativer Pflanzenschutzverfahren gefragt.
- Schliesslich ist die Beurteilung verschiedener Systeme mit *reduzierter Bodenbearbeitung* als weiteres wichtiges Forschungsfeld zu nennen.

Der vorliegende Bericht erlaubt eine breit abgestützte Beurteilung der Umweltwirkungen von Anbausystemen des Acker- und Futterbaus in der Schweiz. Neben den typischerweise in Ökobilanzen berücksichtigten Umweltwirkungen wie Energiebedarf, Treibhauspotenzial, Ozonbildung, Eutrophierung, Versauerung, Öko- und Humantoxizität konnte erstmals auch die Wirkung der Bewirtschaftung auf die Bodenqualität und die Biodiversität im gleichen Beurteilungskontext abgeschätzt werden, dank der neu entwickelten quantitativ-qualitativen SALCA-Modelle. Dadurch wurde eine umfassende Beurteilung ermöglicht.

Dabei wurde gezeigt, dass sowohl im Biolandbau als auch in der integrierten Produktion schon wichtige Schritte in Richtung einer umweltfreundlicheren Landwirtschaft erfolgt sind. Gleichzeitig wurden aber auch Schwachstellen offen gelegt und Möglichkeiten aufgezeigt, wie diese Schwachstellen im Rahmen der beiden Landbauformen behoben oder ausgebaut werden können. Es ist unser Anliegen, dass durch die vorliegende Studie und die darauf basierenden weiteren Forschungs- und Entwicklungsarbeiten eine nachhaltigere landwirtschaftliche Produktion gefördert wird.

11 Bericht des kritischen Prüfers

Vorgehensweise

1. Die europäische Norm ISO 14040 (-42) schreibt für Ökobilanzierungen, die als Basis zur Veröffentlichung vergleichender Aussagen dienen, die frühzeitige Einbindung von Öffentlichkeit und externer Expertise sowie die kritische Sichtung durch einen externen Prüfer verbindlich vor.
2. Diesen Anforderungen wurde mit der hier vorgelegten Ökobilanz entsprochen. Der externe Prüfer wurde in mehrtägigen Zusammenkünften über Inhalte und Fortschritte der Ökobilanzierung unterrichtet. So konnten schon frühzeitig Ergänzungs- und Korrekturbedarf angemeldet, mit den Erstellern diskutiert und von diesen bei der Abfassung des Textes berücksichtigt werden. Dabei wurde entsprechend der ISO-Vorgaben in keiner Phase vom kritischen Prüfer zur Primärerstellung von Daten und Inhalten beigetragen. Gleichwohl wurde mit diesem Verfahren dem Charakter der Ökobilanz als iterativem Prozess entsprochen; d. h. während der Erstellung wurden gemäß 5.1.2, EN ISO 14040, zusätzliche Methoden und neu rekrutierte Informationen zur Modifizierung des Untersuchungsrahmens hinzugezogen (z. B. SYNOPSIS zur Bewertung der Umweltlasten von Pflanzenschutzmitteln). Die frühzeitige Hinzuziehung des externen Gutachters repräsentiert auch eine Variante der Beteiligung der weiteren Öffentlichkeit («interessierte Kreise») im Sinne von 7.3.3 EN ISO 14040.
3. Inhalt des kritischen Prüfverfahrens waren die folgenden Prüfmodule:
 - Übereinstimmung mit den der ISO Norm entsprechend geforderten Methoden;
 - wissenschaftliche Begründung der angewandten Methoden und deren Entsprechung mit dem aktuellen Stand der Ökobilanztechnik,
 - Prüfung der verwendeten Daten bezüglich hinreichender und zweckmäßiger Zielkonformität,
 - Berücksichtigung von Zielkonformität und Einschränkungen der Aussagekraft,
 - Prüfung auf Transparenz und Stimmigkeit.
4. Im besonderen wurde geprüft, ob nachfolgende Aspekte adäquat in der vorliegenden Ökobilanzstudie Berücksichtigung fanden und eindeutig beschrieben wurden:
 - Art und Aufbau des vorgelegten Berichtes,
 - die zugrunde liegenden Annahmen,
 - mögliche Einschränkungen,
 - Funktionen der verglichenen Produktionssysteme,
 - die zu untersuchenden Produktionssysteme,
 - die Grenzen der Produktionssysteme,
 - ihre funktionellen Einheiten,
 - die an die verwendeten Daten gestellten Anforderungen,
 - die Allokationsverfahren,
 - die Umweltwirkungsbereiche (Wirkungskategorien),
 - die Methoden der Wirkungsabschätzung,
 - die anschließend angewandte Auswertung,
 - abgeleitete Handlungsanweisungen.
5. Vor Abschluss der Ökobilanzierung wurde den Erstellern eine erste Fassung des kritischen Prüfberichtes vorgelegt. Die Ersteller konnten hierzu detailliert Stellung nehmen und bei Akzeptanz der Gutachterhinweise und -monita entsprechende Ergänzungen und Korrekturen im Schlusstext anbringen.
6. Der hier vorgelegte kritische Prüfbericht ist somit Endergebnis eines dreistufigen Prüfprozesses mit begleitender intensiver Diskussion und Kommentierung. Der Bericht weist folglich neben den die Qualität der Ökobilanz würdigenden Elementen nur noch jene Restmengen an Monita und Kritikpunkten auf, über die im Dialog mit den Erstellern keine Vereinbarkeit zu erreichen war. Die in Kap. 12 nachfolgende Stellungnahme der Ersteller auf das externe Gutachten bezieht sich somit im Wesentlichen nur noch auf den hier vorgestellten resultierenden Prüfbericht, der als Folge des intensiven dialogisch-reflexiven Entstehungsprozesses kurz gefasst sein kann.

Festlegung der Ziele und des Untersuchungsrahmens – Systemgrenzen

1. Ziele und Untersuchungsrahmen der Studie wurden eindeutig festgelegt und auf Anwendungen und Zielgruppen abgestimmt. Der Untersuchungsrahmen der Studie beschränkt sich auf die Schweiz. Die Studie kann gleichwohl für andere Ökobilanzstudien orientiert auf andere Untersuchungsräume beispielgebend sein.
2. Alle Komponenten der Ökobilanz wurden klar beschrieben und gemäß der Normierung abgegrenzt. Grundsätzlich kann bestätigt werden, dass der Untersuchungsrahmen in der vorgelegten Ökobilanzierung klar definiert ist, so dass Breite, Tiefe und Einzelheiten der Studie im Hinblick auf Beschreibung und Abgrenzung der Produktionssysteme, der Produkte und

Systemgrenzen widerspruchsfrei und für das vorgegebene Ziel hinreichend sind.

3. Das Ziel einer möglichst umfassenden Beurteilung von Anbausystemen im Acker- und Futterbau in der Schweiz wird mit den analysierten Teilgebieten Landbauformen, Produktionsintensität, Verfahren der Futterernte und -konservierung, der Düngung, der Wahl der Ackerkultur und der Produktionsregion beispielhaft – und in dieser Weise bislang nicht gekannt – umfänglich erfüllt.

Funktion und funktionelle Einheiten

Besondere Würdigung muss die konsequente Trennung der drei Funktionsbereiche «Produktive Funktion», «Funktion Landbewirtschaftung» und «finanzielle Funktion» erfahren; ebenso die klare Zuordnung der diesbezüglichen funktionellen Einheiten, – eine in dieser Breite und Konsequenz bei der Durchführung von Ökobilanzen nicht gekannte Vorgehensweise. Angesichts der wiederholten Diskussion darüber, ob für Ökobilanzen der Flächenbezug sinnvoll ist, wäre eine kurze Begründung zu allen verwendeten funktionellen Einheiten mit Berücksichtigung der vorliegenden Literatur auch als Beitrag zum methodischen Fortschritt wünschenswert gewesen. Mit dem Zitat Hayashi *et al.* (2005) wird dem Leser eine Übersicht über landwirtschaftliche Ökobilanzstudien mit multiplen funktionellen Einheiten indirekt zugänglich gemacht. Die Begriffe «Funktion» und «funktionelle Einheit» werden zu Beginn des Kapitels eingeführt und erklärt, die Auswahl der funktionellen Einheiten im Text erläutert.

Daten: Berechnung, Verfügbarkeit und Qualität

Als wesentliche Einschränkung für die Anwendung von Ökobilanzen gilt unter anderem die beschränkte Zugänglichkeit oder Verfügbarkeit relevanter Daten oder nicht hinreichende Datenqualität (Datenlücken, Art der Daten, Zusammenfassung und Mittelwertbildung standortsspezifischer Daten). Bedauerlicherweise sind die verwendeten *ecoinvent*-Daten lizenzrechtlich geschützt und sind nur gegen Gebühr frei zugänglich. Dagegen sind die zugrunde liegenden Produktionsdaten in den Anhängen der vorliegenden Studie ausführlich dokumentiert.

Ergebnisdarstellung

Der Ergebnisteil ist von zahlreichen gut interpretierbaren farbigen Abbildungen gekennzeichnet, denen

aber jeweils nur ein karg dimensionierter Text beigelegt ist. Dieser Sachverhalt mag durch die Entscheidung der Autoren begründet sein, den Ergebnisteil von Diskussion und Schlussfolgerungen klar abzugrenzen, doch erscheinen die Ergebnisse im Text somit oftmals wie „gelistet“. Es fehlen wiederholt hinreichend detaillierte Hintergrundinformationen zum verbesserten Ergebnisverständnis. Dieser Umstand mag dem vorgegebenen begrenzten Umfang der Studie geschuldet sein, womit aber der Detailtiefe der Analyse durchaus bedauerliche Grenzen gesetzt werden.

Auswertung – Handlungsempfehlungen

1. Auswertung (Diskussion), Schlussfolgerungen (Handlungsempfehlungen) und Zusammenfassung stellen nicht nur für den «schnellen Leser» die wichtigsten Ergebnisteile von Ökobilanzierungen dar. Diese Passagen nehmen in der vorliegenden Studie einen nur vergleichsweise geringen Seitenumfang ein. Gleichwohl wird der Gefahr plakativer (Fehl-) Interpretationen vor allem durch den schnellen Leser im Diskussionsteil durch Verweise auf die Ergebnisse (Tabellen, Abbildungen und Unterkapitel) begegnet.
2. Die ISO Norm 14040 definiert unter 3.11 (Auswertung) eindeutig, dass Ergebnisse von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung so zusammengeführt werden müssen, dass Schlussfolgerungen und Empfehlungen gegeben werden können. Ökobilanzen sollen Möglichkeiten zur Verbesserung der Umweltaspekte verschiedener Produktionsweisen aufzeigen und zur Entscheidungsfindung/Optimierung der Prozesse und der sie beschreibenden Indikatoren – auch für Umweltaussagen beitragen.
3. Aus der detaillierten Analyse lassen sich Optimierungspotentiale für die verschiedenen Landbau-/Landnutzungsformen ableiten. Auf diese Potentiale weisen die Ersteller zwar in den Schlussfolgerungen allgemein hin, entsprechende klare auf das jeweilige Anbausystem bezogene Optimierungshinweise und Handlungsanweisungen fehlen aber weitgehend. Die Ableitung von Anwendungs-Details des jeweiligen Umweltmanagement-Potentials (siehe Zielsetzung der Studie) wird somit weitgehend dem Leser überlassen, womit sich Unsicherheiten in der Anwendung der Ergebnisse für die ökologische Optimierung ergeben, ein Umstand der die Zielerfüllung treffgenauere Entscheidungen der mit zu den Zielgruppen gehö-

gen Beratung und der Agrarpolitik zu ermöglichen, erschwert. Dies gilt insbesondere auch im Hinblick auf Schlussfolgerungen abgeleitet aus den Simulationen zur Ökoeffizienz.

Methodische Fortschritte

1. Bei der Beschreibung der Wirkungsabschätzung wird der Begriff des «Wirkungskoeffizienten» verwendet, dessen Eigenschaften und Rolle im Rahmen der zu erstellenden Wirkungskategorien bzw. Umweltwirkungsbereiche unklar bleiben.
2. Kapitel 5.2 verdient besondere Würdigung. Hier zeigen die Bearbeiter die der späteren Bewertung zugrunde liegenden Unsicherheiten für die verschiedensten Ebenen von den Produktionsdaten über die Ökoinventare bis hin zu den Emissionsmodellen auf. Die Nutzung der Monte-Carlo-Simulation in Kapitel 9.8 zur Analyse der Fortpflanzung der Unsicherheit von den Produktionsdaten in die Umweltwirkungen ist innovativ.
3. Die Entscheidung mit Blick auf die Zielgruppen den Begriff der Toxizitätspunkte einzuführen und die üblichen Toxizitätswerte der Methoden EDIP 97 und CML 01 zu ersetzen, wird ausdrücklich begrüßt. Dies gilt auch für die Bewertung der Biodiversität und Bodenqualität mit den neu entwickelten Methoden und die damit verbundenen Parameterlisten (4.3).
4. Der mit Ökobilanzen vertraute Leser hätte sich von der ausgewiesenen Kompetenz des Bearbeiterteams auch Informationen zur Überwindung einer immer wieder auftretenden methodischen Unklarheit gewünscht: Wie muß mit zum Teil kompensierend wirkenden Umwelteffekten umgegangen werden? Wie die Gesamtbeurteilung durchgeführt werden? Dieserhalb wäre ein Methodikvorschlag, anknüpfend an die gewählte Vorgehensweise – vielleicht illustriert durch ein Fallbeispiel, hilfreich gewesen.

Layout

Die exzellenten Abbildungen in Kapitel 8 erlauben sogleich den Vergleich der Ergebnisse mit Bezug auf die

verschiedenen funktionellen Einheiten (Flächen-/Produktbezug). Es ist bedauerlich, daß diese Art der Darstellung nicht auch in den früheren Kapiteln statt der weitgehend unübersichtlichen Tabellen genutzt wurde.

Resümee

Die vorgelegte Ökobilanz ist weitgehend klar in der Aussage, stringent formuliert und nimmt vergleichsweise wenig Textraum ein. Alle Arbeitsinhalte und -schritte sind im Wesentlichen wohlbegründet, die verwendeten Methoden transparent eingesetzt; gleichwohl hätten Schlussfolgerungen und daraus abgeleitete Handlungsempfehlungen umfassender und deutlicher ausgeführt werden müssen. Derzeit befindet sich das Verfahren der Ökobilanzierung, insbesondere in der Anwendung auf die landwirtschaftliche Primärproduktion und die damit verbundenen Umweltlasten und -leistungen, methodisch in einem immer noch vergleichsweise frühen Entwicklungsstadium. Mit der hier vorgelegten Ökobilanzierung tragen die Ersteller zum erheblichen Fortschritt der Methode bei und profilieren erneut ihre Expertise. Die vorgelegte Ökobilanzstudie stellt die bislang auch hinsichtlich Daten-Einzugsfeld, Datenquantität und -qualität bislang umfangreichste Bilanzierung zur Landwirtschaft dar. Obwohl mit dem Focus eindeutig auf die Schweiz orientiert und damit nur sehr eingeschränkt auf andere Natur- und Wirtschaftsräume übertragbar, ist sie beispielgebend für künftige ähnliche Studien dieser Art. Eine entsprechende englischsprachige Fassung wird ebenso empfohlen wie Teilveröffentlichungen in internationalen renommierten Journalen.

Bonn, 12. Dezember 2005



Prof. Dr. Ulrich Köpke
Institut für Organischen Landbau, Universität Bonn

12 Stellungnahme zum Bericht des kritischen Prüfers

Wir möchten uns bestens bei Prof. Köpke für den intensiven Austausch im Rahmen der kritischen Prüfung bedanken. Die Diskussionen an den drei Treffen und der Austausch zwischen diesen haben zu einer klaren Verbesserung des Berichts beigetragen. Erfreut nehmen wir die im Grundsatz positive Würdigung der Studie zur Kenntnis. Zu drei Punkten, die im Gutachten bemängelt wurden, möchten wir noch einige Erklärungen anbringen.

Handlungsempfehlungen:

Im Gutachten wird auf zu wenig deutliche Handlungsempfehlungen hingewiesen. Wir sind mit Prof. Köpke der Meinung, dass die Ökobilanz als Umwelt-Management-Instrument grundsätzlich dem Zweck dient, Produktionssysteme zu analysieren, um daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten. Im Kapitel 10.2 zeigen wir ökologische Verbesserungsmöglichkeiten auf, die sich direkt oder indirekt aus den Ergebnissen der Studie ableiten lassen. Dabei vermeiden wir jedoch bewusst den Begriff «Empfehlungen». Folgende Gründe haben uns dazu geführt:

- Empfehlungen waren weder das Ziel des Projekts noch dieses Berichts (vgl. Kap. 2.1). Die Zielsetzung der Studie, nämlich die umfassende Beurteilung der Umweltwirkungen von Anbausystemen, wurde erfüllt, was auch vom Gutachter bestätigt wird (siehe Kap. 11, Festlegung der Ziele und des Untersuchungsrahmens, Punkt 3).
- Um eine Handlungsempfehlung abzugeben, müssten die Konsequenzen dieser Handlung für die Umwelt geprüft werden. Es wäre zu eruieren, ob die gewünschte Wirkung erzielt wird und dabei keine unerwünschten Nebenwirkungen auftreten. Dies ist aber aufgrund der Ergebnisse der Studie in vielen Fällen nicht möglich. Beispielsweise kann aufgezeigt werden, dass die Bodenbearbeitung einen bedeutenden Anteil am gesamten Energiebedarf einer Ackerkultur ausmacht. Weiter können wir aufgrund der Daten ermitteln, dass sich dieser mit einer Umstellung auf Direktsaat deutlich verringern lässt. Wir können jedoch nicht folgern, ob sich das Direktsaatsystem insgesamt positiv oder negativ auf die Umwelt auswirkt. Die Einsparungen im Energiebereich könnten z.B. durch tiefere Erträge wieder zunichte gemacht werden. Der häufige Glyphosat-Einsatz und vermehrtes Auftreten von Krankheiten und ausdauernden Unkräutern sind weitere mögliche Probleme. Wir weisen deshalb darauf hin, dass mit der Massnahme «Direktsaat» der Energiebedarf gesenkt werden kann; aus wissenschaftlicher Sicht wäre aber eine Empfehlung der Direktsaat aufgrund der Studie allein nicht haltbar.
- Verschiedene Aspekte wurden in dieser Studie nicht eingeschlossen, welche ebenfalls zu berücksichtigen wären. Darunter zu erwähnen sind die gesamtbetriebliche Analyse (mit Einbezug der Tierhaltung und der Spezialkulturen), wirtschaftliche und soziale Aspekte sowie die Auswirkungen auf den Sektor Landwirtschaft.

Wir sind aber klar der Meinung, dass weitere Studien auf der Grundlage der vorliegenden Arbeit notwendig sind, um zu solchen Handlungsanweisungen zu gelangen.

Methodische Fortschritte, Punkt 1:

Die angesprochenen «Wirkungskoeffizienten» sind die Charakterisierungskoeffizienten im Rahmen der Wirkungsabschätzung gemäss ISO-Norm. Beispielsweise werden die verschiedenen Treibhausgase gemäss der IPCC-Methode in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Dabei entspricht 1 kg Methan 23 kg CO₂-Äquivalenten und 1 kg Lachgas 296 CO₂-Äquivalenten über einen Zeitraum von 100 Jahren.

Methodische Fortschritte, Punkt 4:

Wie ist eine Gesamtbeurteilung durchzuführen, wenn sich eine Variante im Vergleich zu einer anderen in bestimmten Wirkungskategorien günstiger, in anderen hingegen ungünstiger auswirkt?

Aus den in Kapitel 4.5 aufgeführten Gründen verzichten wir auf eine Gesamtagggregation und eine Gewichtung der verschiedenen Wirkungskategorien, wie sie beispielsweise von der Methode EcoIndicator99 vorgenommen wird. Das angewendete Vorgehen besteht vielmehr darin, eine Gruppierung der Wirkungskategorien nach statistischen Kriterien durchzuführen. Dadurch wird die Auswertung und Kommunikation der Ergebnisse vereinfacht, weil sich die Analyse ohne wesentlichen Informationsverlust auf eine geringe Anzahl von Umweltwirkungen einschränken lässt. Die Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien bleiben aber dennoch erkennbar. Zudem sollen gerade die Zielkonflikte aufgrund nicht aggregierter Ergebnisse dargestellt und nicht überdeckt werden. Mittels Argumentation werden gegenläufige Ergebnisse untereinander abgewogen.

Wir sind der Meinung, dass dieses Vorgehen für Entscheidungsträger in der Landwirtschaft geeignet ist, was auch durch die Erfahrung bestätigt wird. Diese Entscheidungsträger müssen die relevanten Probleme erkennen, deshalb ist eine Darstellung auf dieser Stufe angemessen. Dadurch wird eine Delegation der Verantwortung vom Entscheidungsträger zum Methodenentwickler verhindert.

Die Autoren

Literatur

- Alföldi Th., Schmid O., Gaillard G. & Dubois D., 1999. IP- und Bio-Produktion: Ökobilanzierung über eine Fruchtfolge. *Agrarforschung* 6: 337-340.
- Amman H., 2001. Maschinenkosten 2002. *FAT-Bericht* 569, 40 S.
- Andersson K., 1998. Life Cycle Assessment (LCA) of Food Products and Production Systems. Ph.D. Thesis. Swedish Environmental Protection Agency, Göteborg, 58 S.
- Andersson K., 2000. LCA of food products and production systems. *Int. J. LCA* 5, 239-248.
- Asman W. A. H., 1992. Ammonia emission in Europe: updated emission and emission variations. National Inst. of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven; Report 228471008.
- Aubert S., Dumondel M., Durgiai B., Gallandat T., Meier H., Meier B., Murbach F. & Pfefferli S., 2005. Betriebswirtschaftliche Begriffe im Agrarbereich. 7. ed. Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale (LmZ), Zollikofen, 212 S.
- Audsley E., Alber S., Cliff R., Cowell S., Crettaz S., Gaillard G., Hausheer J., Jolliet O., Kleijn R., Mortensen B., Pearce D., Roger E., Teulon H., Weidema B. & van Zeijts H., 1997. Harmonisation of life cycle assessment for agriculture. Final Report, Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture, Silsoe, 140 S.
- Bailey A. P., Basford W. D., Penlington N., Park J. R. Keatinge J. D. H., Rehman T., Tranter R. B. & Yates C. M., 2003. A comparison of energy use in conventional and integrated arable farming systems in the UK. *Agriculture Ecosystems & Environment* 97, 241-253.
- Balent G., Alard D., Blanfort V. & Poudevigne I., 1999. Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies. *Fourrages* 160: 385-402.
- BFS, 2000. Einblicke in die schweizerische Landwirtschaft. Ausgabe 1999. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel, 124 S.
- Bio Suisse, 2005. Richtlinien für die Erzeugung, Verarbeitung und den Handel von Knospen-Produkten. Bio Suisse, Basel, 57 S.
- Bio-Verordnung, 1997. Verordnung vom 22. September 1997 über die biologische Landwirtschaft und die Kennzeichnung biologisch produzierter Erzeugnisse und Lebensmittel (Bio-Verordnung). Bern, 40 S.
- BLW, 1992. Siebter Landwirtschaftsbericht. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern, 419 S.
- BLW, 2003. Agrarbericht 2003. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern, 380 S.
- BLW, FAT, FiBL, LBL & SRVA, 1998. Ökologische und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbetriebe 1991 bis 1996. Schlussbericht der nationalen Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe. FAT, Tänikon, 169 S.
- Bockisch F.-J., 2000. Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen. *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 211, 206 S.
- Brentrup F., 2003. Life Cycle Assessment to Evaluate the Environmental Impact of Arable Crop Production. Ph.D. Thesis. Cuvillier Verlag, Göttingen, 187 S.
- Büchel K., 1993. Ökobilanz landwirtschaftlicher Produktion. Liechtensteinische Ingenieurschule, Vaduz, 132 S.
- Candinas T., Golder E., Kupper T. & Besson J. M., 1999. Nähr- und Schadstoffe im Kompost. *Agrarforschung* 6, 421-424.
- Candinas T., Neyroud J.-A., Oberholzer H.-R. und Weisskopf P., 2002. Grundlagen für die Beurteilung der nachhaltigen landwirtschaftlichen Bodennutzung: ein Bodenkonzept für die Landwirtschaft in der Schweiz. *Bodenschutz* 3, 90-98.
- Cederberg C. & Mattsson B., 1998. Life cycle assessment of Swedish milk production – a comparison of conventional and organic farming. In: International Conference on Life cycle assessment in agriculture, agro-industry and forestry, 3-4 December 1999, Brussels, Belgium, 161-170.
- Charles R., Jolliet O. & Gaillard G., 1998. Taking into account quality in the definition of functional unit and influence on the environmental optimisation of fertiliser level. In: International Conference on Life cycle assessment in agriculture, agro-industry and forestry, 3.-4.12.1998, Brussels, Belgium, 11-16.
- Dalgaard T., Halberg N. & Porter J. R., 2001. A model for fossil energy use in danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 87, 51-65.
- Desaules A. & Studer C., 1993. NABO – Nationales Beobachtungsnetz, Messresultate 1985-1991. BUWAL, Bern; Schriftenreihe Umwelt Nr. 200, 175 S.
- Dietl W., 1986. Pflanzenbestand, Bewirtschaftungsintensität und Ertragspotential von Dauerpflanzen. *Schweizerische Landwirtschaftliche Monatshefte* 64, 241-262.

- Dietl W. & Grünig A., 2001. Sag mir, wo die Margriten blüh'n ... Artenreiche Mähwiesen der Schweiz. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 39, 7-16.
- DZV, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV). Bern, 46 S.
- Eggimann H. & Mollet C., 2000. Kostenstellenbericht 1999 – Ergebnisse der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten, Betriebe mit ökologischem Leistungsnachweis, ohne Biobetriebe. FAT, Tänikon, 106 S.
- Elmer R., Flückiger E., Herren W., Hofmann H.U., Kraft B., Messerli N., Schüpbach H., Thöni E. & Waser K., 1995. Futterbau und Futtermittelherstellung. Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale, Zollikofen.
- FAL, 2002. Ökobilanzen – Beitrag zu einer nachhaltigen Landwirtschaft. FAL, Zürich; Schriftenreihe der FAL 38, 37 S.
- FAL & RAC, 1999. Arbeitsprogramm 2000-2003 des Kompetenzzentrums für Ackerbau, Futterbau und Agrarökologie. Zürich und Nyon, 221 S.
- FAL & RAC, 2003. Arbeitsprogramm 2004-2007 des Kompetenzzentrums für Ackerbau, Futterbau und Agrarökologie. Zürich und Nyon, 204 S.
- FAW & BLW, 2000. Pflanzenschutzmittelverzeichnis 2000. FAW, BLW, 377 S.
- Fliessbach A., Oberholzer H. R., Gunst L. & Mäder P., im Druck. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Soil Science Society of America Journal.
- Freiermuth R., 2006. Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der landwirtschaftlichen Ökobilanz, 39 S.
- Frick C., Dubois D., Nemecek T. & Gaillard G., 2001. Burgrain: Vergleichende Ökobilanz dreier Anbausysteme. Agrarforschung 8, 152-157.
- Frick R. & Ammann H., 1999. Einsatz von Intensivaufbereitern in der Futterwerbung. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon; FAT-Bericht Nr. 532.
- Frick R. & Ammann H., 2000. Futterwerbung mit dem Schwadwender. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon; FAT-Bericht Nr. 545.
- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Hellweg S., Hirschler R., Nemecek T., Rebitzer G. & Spielmann M., 2004a. Overview and Methodology – ecoinvent data v1.01. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (ecoinvent), Dübendorf; ecoinvent report 1, 76 S.
- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Hellweg S., Hirschler R., Nemecek T., Margni M. & Spielmann M., 2005. Implementation of life cycle assessment methods – ecoinvent data v1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (ecoinvent), Dübendorf; ecoinvent report 3, 116 S.
- Frischknecht R., Althaus H.-J., Bauer C., Capello C., Doka G., Dones R., Hirschler R., Jungbluth N., Kellenberger D., Margni M., Nemecek T. and Spielmann M., 2005. Documentation of changes implemented in ecoinvent Data v1.2. ecoinvent report No. 16. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 98 S.
- Gaillard G., Crettaz P. & Hausheer J., 1997. Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau: Daten für die Erstellung von Energie- und Ökobilanzen in der Landwirtschaft. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon; Schriftenreihe der Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT) 46, 45 S.
- Gaillard G., Freiermuth R., Baumgartner D., Calanca P. L., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H. R., Prasuhn V., Richner W. & Weisskopf P., 2006. Methode zur Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Systeme. Schriftenreihe der FAL. In Vorbereitung.
- Gaillard G. & Hausheer J., 1999. Ökobilanz des Weizenanbaus. Agrarforschung 6, 37-40.
- Gaillard G. & Nemecek T., 2002. Ökobilanzierung des Extensivbaus von Getreide und Raps. Agrarforschung 9, 490-495.
- Geier U., Frieben B., Gutsche V. & Köpke U., 2001. Ökobilanz der Apfelerzeugung in Hamburg – Vergleich integrierter und ökologischer Bewirtschaftung. Verlag Dr. Köster, Berlin; Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau 17, 173 S.
- Geier U., Frieben B., Haas G., Molkenhuth V. & Köpke U., 1998. Ökobilanz Hamburger Landwirtschaft: Umweltrelevanz verschiedener Produktionsweisen, Handlungsfelder Hamburger Umweltpolitik. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau, Verlag Köster, Bonn, 260 S.
- Gerowitt B. & Wildenhayn M., 1997. Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau – Ergebnisse des Göttinger INTEX-Programmes 1990-94. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit / Universität Göttingen, 343 S.
- Gisi U., Schenker R., Schulin R., Stadelmann F. X. & Sticher H., 1997. Bodenökologie. 2nd ed. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 351 S.

- Green R. E., Cornell S. J., Scharlemann J. P. W. & Balmford A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550-555.
- Goedkoop M. & Spriensma R., 1999. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment. PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands.
- Guinée J. B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H. & Weidema B. P., 2001. Life cycle assessment – An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, Netherlands.
- Gutsche, V. & Rossberg, D., 1997. Synops 1.1: A Model to Assess and to Compare the Environmental Risk Potential of Active Ingredients in Plant Protection Products. *Agriculture Ecosystems & Environment* 64, 181-188.
- Haas G., Wetterich F. & Köpke U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 83, 43-53.
- Habersatter K., 1991. Ökobilanz von Packstoffen – Stand 1990. BUWAL, Bern; Schriftenreihe Umwelt 132, 263 S.
- Hansen B., Alroe H. F. & Kristensen E. S., 2001. Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 11-16.
- Hansen S. & Engelstad F. 1999. Earthworm populations in a cool and wet district as affected by tractor traffic and fertilisation. *Applied Soil Ecology* 13: 237-250.
- Hauschild M. & Wenzel H., 1998. Environmental assessment of products. Vol. 2: Scientific background. Chapman & Hall, London, 565 S.
- Hausheer J. & Meier B., 2001. Hauptbericht 1999 über die wirtschaftliche Entwicklung der Schweizer Landwirtschaft. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon; Ergebnisse der zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten 23, 83 S.
- Hayashi K., Gaillard G. & Nemecek T., 2005. Life cycle assessment of agricultural production systems: current issues and future perspectives. Proc. of the International seminar on technology development for good agricultural practice, Tsukuba, Japan, 25.-26.10.2005, 154-171.
- Heijungs R., Guinée J. B., Huppes G., Langreijer R. M., de Haes U. & Sleeswijk A. W., 1992. Environmental life cycle assessment of products – guide. CML, Leiden, 96 S.
- Heinzer L., Gaillard G., Dux D. & Stettler C., 2000. Ökologische und ökonomische Bewertung von Bioenergieträgern – Vergleichende Untersuchung von Stückholzheizung, Rapsmethylester und Fernwärme aus Heu. FAT Tänikon; Schriftenreihe der FAT 52, 117 S.
- Herter U. & Külling, 2001. Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 271 S.
- Houba V. J. G. & Uittenbogaard J., 1994. International Plant-Analytical Exchange (IPE). Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Houba V. J. G. & Uittenbogaard J., 1995. International Plant-Analytical Exchange (IPE). Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Houba V. J. G. & Uittenbogaard J., 1996. International Plant-Analytical Exchange (IPE). Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Houba V. J. G. & Uittenbogaard J., 1997. International Plant-Analytical Exchange (IPE). Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Hülsbergen K.-J., Feil B. & Diepenbrock W., 2002. Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: results of a long-term experiment. *Field Crops Research*, 77, 61-76.
- IP-Suisse, 2004. IP-Suisse: Gesamtbetriebliche Anforderungen. IP-Suisse, Zollikofen, 6 S.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. In: Houghton, J. T. *et al.* (eds.), Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK.
- ISO, 1997. ISO 14040 – Umweltmanagement/Ökobilanz. 14 S.
- ISO, 1998. ISO 14041 – Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis, 22 S.
- ISO, 2000a. ISO 14042 – Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment. 16 S.
- ISO, 2000b. ISO 14043 – Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation assessment. 18 S.

- Jakob R. & Van Caenegem L., 1993. Flachsilo – Bau und Technik. Ausgereifte, sinnvolle Alternative zum Hochsilo. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon; FAT-Bericht Nr. 438.
- Jeanneret P., Baumgartner D., Freiermuth R. & Gaillard G., 2006. Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité. Rapport FAL.
- Jolliet O. & Crettaz P., 1997. Critical Surface-Time 95: A life cycle impact assessment methodology including fate and exposure. Swiss Federal Institute of Technology, Institute of Soil and Water Management, Lausanne, 79 S.
- Jossi W., Valenta A., Tschachtli R., Zihlmann U. & Dubois D., 2004. Das Auf und Ab der Regenwurmfaua. In: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Resultate aus 12 Jahren Forschung (1991-2002). Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 52, 53-58.
- Jungbluth N., 2000. Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums. Ph.D. Thesis. ETH, Zürich 13499, 285 S.
- Kaltschmitt M. & Reinhardt G., 1997. Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg, Braunschweig, Wiesbaden, 527 S.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret Ph., Konold W., Lüscher A., Peter M., Walter T. & Wildi O., 2005. Influence of site conditions and management type on grassland biodiversity in the Swiss Alps. In Vorbereitung.
- Katz P. E., 1996. Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland. Ph.D. Thesis. ETH, Zürich Nr. 11382.
- Keller T. & Desaulles A., 2001. Böden der Schweiz: Schadstoffgehalte und Orientierungswerte (1990–1996). BUWAL, Bern; Umwelt-Materialien 139, 115 S.
- Kelm M., Wachendorf M., Trott H., Volkens K. & Taube F., 2004. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass and Forage Science* 59, 69-79.
- Kramer J. K., Ploeger K., van Woerden S. & Ruijs M., 2000. Environmental and economic aspects of organic greenhouse vegetables in the Netherlands. In: Alföldi, Th., Lockeretz, W., & Niggli, U. 13th International IFOAM Scientific Conference, 28-31 August 2000, Basel. vdf Hochschulverlag AG, Zürich, 168.
- Kuesters J. & Jansen T., 1998. Life cycle analysis of different fertilisers. In: International Conference on Life cycle assessment in agriculture, agro-industry and forestry, 3.-4.12.1998, Brussels, Belgium, 131-139.
- Kühnholz O., 2001. Schwermetalle in der Ökobilanz von landwirtschaftlichen Produktionssystemen. FAL Reckenholz, Zürich; Interner Bericht, 58 S.
- Külling D. R., Stadelmann F. X. & Candinas T., 2002. Nährstoffe und Schwermetalle im Klärschlamm 1975 – 1999. *Agrarforschung* 9, 200-205.
- Landwirtschaftliche Zonen-Verordnung, 1998. Verordnung über den landwirtschaftlichen Produktionskataster und die Ausscheidung von Zonen. Bern, 4 S.
- LBL, SRVA & FiBL, 2000. Deckungsbeiträge – Ausgabe 2000.
- Lehmann J., Rosenberg E. & Briner H.-U., 2001. Modell für die Berechnung des Ertrages von Klee-Gras-Mischungen. *Agrarforschung* 8, 364-369.
- Leifeld J., Bassin S. & Fuhrer J., 2003. Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland. *Schriftenreihe der FAL* 44, 120 S.
- Lünzer I., 1997. Energiebilanzen in der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft. In: Braun, Chr., Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft: Vorträge zum Generalthema des 109. VDLUFA-Kongresses, 15.-19.9.1997, Leipzig. VDLUFA Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 463-466.
- LwG, 1998. Bundesgesetz über die Landwirtschaft (Landwirtschaftsgesetz, LwG) vom 29. April 1998. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bern, 66 S.
- Lötjönen T., 2003. Machine work and energy consumption in organic farming. *Ecology and Farming*, 2003, 7-8.
- Mäder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P. & Niggli U., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Margni M., Rossier D., Crettaz P. & Jolliet O., 2002. Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 93, 379-392.
- Mattsson B., 1999. Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of Agricultural Food Production. Ph.D. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, 298 S.
- Menzi H., Frick R. & Kaufmann R., 1997. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz; *Schriftenreihe der FAL* 26, 107 S.

- Menzi H. & Kessler J., 1998. Heavy metal content of manures in Switzerland. In: Martinez, J. & Maudet, M. N. (eds.), Proc. 8th International Conference on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN 98), 26.-29.5.1998, Rennes, Fr., 495-506.
- Migros, 2005. Das ist Bio: Sechs Fragen und Antworten. Accessed 15.2.2005. Available at: http://www.migros.ch/Migros_DE/Content/EssenTrinken/Bio/rs_bio_fragen_antworten_26_03.htm.
- Milà I Canals L., Burnip G. M., Suckling D. M. & Cowell S. J., 2001. Comparative LCA of apple production in New Zealand und two production systems. In: Geerken, T., Mattsson, B., Olsson, P., & Johansson, E. (eds.). Proceedings of the International Conference on LCA in Foods, 26-27 April 2001, Gothenburg. SIK, VITO, Gothenburg.
- Moerschner J., Gerowitt B. & Lücke W., 1997. Abbildung energetischer Effekte beim Vergleich von Ackerbausystemen mit geringen Intensitätsunterschieden. In: Braun, Chr., Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft: Vorträge zum Generalthema des 109. VDLUFA-Kongresses, 15.-19.9.1997, Leipzig. VDLUFA Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 471-474.
- Mosimann T. & Rüttimann M., 1995. Bodenerosion selber schätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Ackerbauggebiete Basel. Volkswirtschafts- und Sanitätsdirektion des Kantons Basel-Landschaft, Liestal, 17 S.
- Mosimann T. & Rüttimann M., 1996a. Abschätzung der Bodenerosion und Beurteilung der Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit. Grundlagen zum Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Amt für Umweltschutz und Energie (AUE) Basel Landschaft, Liestal, 40 S.
- Mosimann T. & Rüttimann M., 1996b. Erosion. Clé d'appréciation du risque. Sols cultivées de Suisse romande. Service Romand de Vulgarisation Agricole, Lausanne, 27 S.
- Mosimann T. & Rüttimann M., 1999. Bodenerosion selber schätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Ackerbauggebiete des zentralen Mittellandes. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Landwirtschaft; Abteilung Umwelt und Landwirtschaft des Kantons Bern; Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern und Amt für Umweltschutz und Amt für Landwirtschaft des Kantons Solothurn, Bern, 36 S.
- Mott N. *et al.*, 1971. In: Nösberger, J., Futterbauskript II: Naturfutterbau, Wintersemester 1997/98, 185 S.
- Mouron P., Nemecek T., Scholz R. W. & Weber O., 2005. Environmental management of apple-growing: combining life cycle assessment with statistical risk assessment for Swiss fruit farms. *Agriculture Ecosystems & Environment* (In press).
- Näf E., 1996. Arbeitsvoranschlag – Datenkatalog für den Arbeitszeitbedarf der landwirtschaftlichen Arbeiten. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon.
- Nemecek T. & Charles R., 2002. Ökobilanzierung der Zuckerrüben. In: Fachtagung der RAC, der FAL und der Schweizerischen Fachstelle für Zuckerrübenanbau SFZ, FAL 1.3.2002 und RAC 8.2.2002, Zürich und Nyon.
- Nemecek T. & Erzinger S., 2005. Modelling Representative Life Cycle Inventories for Swiss Arable Crops. *Int J LCA* 10, 68-76.
- Nemecek T., Frick C., Dubois D. & Gaillard G., 2001. Comparing farming systems at crop rotation level by LCA. In: Geerken, T., Mattsson, B., Olsson, P., & Johansson, E. (eds.). Proceedings of the International Conference on LCA in Foods, 26.-27.4.2001, Gothenburg. SIK, VITO, Gothenburg, 65-69.
- Nemecek T., Gaillard G. & Zimmermann A., 2004a. Referenzwerte für Ökobilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. *Agrarforschung* 11, 324-329.
- Nemecek T., Heil A., Huguenin O., Meier S. Erzinger S., Blaser S., Dux D. & Zimmermann A., 2004b. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Final reportecoinvent 2000 No. 15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH., 289 S.
- Nemecek T., Heil A., Erzinger S. & Zimmermann A., 2003. SALCA – Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database, Umweltinventare für die Landwirtschaft, Version 031a, Mai 2003. FAL; Bericht FAL und FAT, 86 S.
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G., 2005. Eco-efficiency in arable and grassland systems. Proc. of the Int. Conf. of Life Cycle Management, Barcelona, 5.-7.9.05, 431-434.
- Neyroud J.-A., 1997. La part du sol dans la production intégrée 1. Gestion de la matière organique et bilan humique. *Revue suisse d'agriculture* 29, 45-51.
- Nicoletti G. M., Notarnicola B. & Tassielli G., 2001. Comparison of conventional and organic wine. In: Geerken, T., Mattsson, B., Olsson, P., & Johansson, E. (eds.). Proceedings of the International Conference on LCA in Foods, 26-27 April 2001, Gothenburg. SIK, VITO, Gothenburg, 48-52.

- Oberholzer H.R., 2004. Mikrobiologische Eigenschaften des Bodens. In: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Resultate aus 12 Jahren Forschung (1991-2002). Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 52, 59-64.
- Oberholzer H. R. & Mäder P., 2003. Bodenqualität bei biologischer und integrierter Bewirtschaftung. In: Forschung für den biologischen Landbau. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 45, 60-65 .
- Oberholzer H. R. & Walther U., 2001. Modell zur Abschätzung des Nitratauswaschungspotenzials. In: Walther, U., Neue Erkenntnisse zu Stickstoffflüssen im Ackerbau, 6.4.2001, Fachtagung Zürich-Reckenholz, 6.4.2001. FAL.
- Oberholzer H.R., Weisskopf P., Gaillard G., Weiss F. & Freiermuth R., 2006. Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen. Bericht FAL.
- Perkow W. & Ploss H., 1994. Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- Peter M., 2001. Flächennutzung in der Schweiz. Arbeitspapier, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Zürich.
- Pfefferli S., Graf M., Nemecek Th. und Gaillard G., 2001. Monitoring und Management der potentiellen Umweltwirkungen der Landwirtschaft – Machbarkeitsstudie zur zentralen Auswertung einzelbetrieblicher Ökobilanzen. Bericht FAT, LBL, FAL.
- Pierr A. & Werner W., 1998. Nachhaltige landwirtschaftliche Produktionssysteme im Vergleich: Bewertung anhand von Umweltindikatoren. Dachverband Wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V., Frankfurt (Main), 111 S. (Agrarspectrum Schriftenreihe).
- Prasuhn V., 2006. Vorschlag zur Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung, 18S.
- Ramjeawon T., 2004. Life cycle assessment of cane-sugar on the island of Mauritius. Int. J. LCA 9, 254-260.
- RAP, 1999. Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Wiederkäuer. 4. ed.; LmZ, Zollikofen.
- Refsgaard K., Halberg N. & Kristensen E. S., 1998. Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. Agricultural Systems 57, 599-630.
- Reganold J. P., Glover J. D., Andrews P. K. & Hinman H. R., 2001. Sustainability of three apple production systems. Nature 410, 926-929.
- Reidy B. & Menzi H., 2005. Stand der Produktionstechnik und Hofdüngerwirtschaft. Agrarforschung 12, 368-373.
- Reus J., Leendertse P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., van der Werf H., Alfaro F., Blümel S., Isart J., McGrath D. & Seppälä T., 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. Agriculture, Ecosystems and Environment 90, 177-187.
- Richner W., Oberholzer H.-R., Freiermuth R., Huguenin-Elie O. & Walther U., 2006. Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Abhängigkeit der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften, 24 S.
- Roberts T. L. & Stewart W. M., 2002. Inorganic phosphorus and potassium production and reserves. Better Crops 86, 6-7.
- Rossier D., 2000. Vereinfachte Beurteilung der potenziellen Umweltwirkungen der schweizerischen Landwirtschaft – Studie im Rahmen des Projekts: ‚Zentrale Auswertung und Ökobilanzierung‘. SRVA, BLW, FAL, FAT & FiBL, 60 S.
- Rossier D. & Gaillard G., 2001. Bilan écologique de l'exploitation agricole: Méthode et application à 50 entreprises. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich, 176 S.
- Rossier D. & Gaillard G., 2004. Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs – Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich; FAL-Schriftenreihe 53, 142 S.
- Salzgeber Ch. & Lörcher M., 1997. Produktökobilanz Brot unter verschiedenen Landbaubedingungen. In: Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H., & Reinhardt, G. eds., Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, 11.-12.7.1996, Wittenberg. Zeller Verlag, Osnabrück, Initiativen zum Umweltschutz 5, 249-269.
- SBV, 2000. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 76. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Brugg, 223 S.
- Schjonning P., Elmholt S., Munkholm L. J. & Deboz K., 2002. Soil quality aspects of humid sandy loams as influenced by organic and conventional long-term management. Agriculture Ecosystems & Environment 88, 195-214.

- Schick M., 1995. Arbeit auf dem Bergbetrieb. Zeitbedarf für Rauhfutter-Konservierungsverfahren. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon; FAT-Bericht Nr. 472.
- Schmid M., Neftel A. & Fuhrer J., 2000. Lachgasemissionen aus der Schweizer Landwirtschaft. FAL; Schriftenreihe der FAL 33, 131 S.
- Schultheiss U., Roth U., Döhler H. & Ecker H., 2004. Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrarökosysteme. Umweltbundesamt, Berlin; UBA-FB 000580, 130 S.
- Sleeswijk A. W., Meussen M. J. G., van Zeijts H., Kleijn R., Leneman H., Reus J. & Sengers H., 1996. Application of LCA to agricultural products. CML, Leiden, 106 S.
- Speiser B., Tamm L., Maurer V., Berner A., Walkenhorst M., Früh B. & Böhler K., 2005. Hilfsstoffliste 2005 – Zugelassene und empfohlene Hilfsstoffe für den biologischen Landbau. Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick, 68 S.
- Spruit-Verkerke J., Schoorlemmer H., van Woerden S., Peppelman G., de Visser M. & Vermeij I., 2004. Duurzaamheid va de biologische landbouw - Prestaties op milieu, dierenwelzijn en arbeid-omstandigheden. PPO, Lelystad, 118 S.
- Tschachtli R., Dubois D. & Zihlmann U., 2004. Ertrag und Qualität vder Ackerkulturen. In: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Resultate aus 12 Jahren Forschung (1991-2002). Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 52, 28-33.
- Von Richthofen J.S., 2005. Kostengünstig und umweltschonend. Körnerleguminosen rechnen sich – innerhalb der Fruchtfolge. Neue Landwirtschaft 8, 28-32.
- Von Steiger B. & Baccini P., 1990. Regionale Stoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Böden mit messbarem Ein- und Austrag. Nationales Forschungsprogramm 22, Bericht 38: Boden.
- VBBo, 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo). EMDZ, Bern; (SR 814.12), 12 S.
- Walther U., Ryser J.-P. & Flisch R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. Agrarforschung 8, 1-80.
- Wetterich F., 2004. Umweltindikatorsysteme: Entwicklung und Anwendung am Beispiel der Landwirtschaft. Ph.D. Thesis. Verlag Dr. Köster, Berlin, 92 S.
- Wolfensberger U., Dinkel F., Gaillard G., Hirs B., Lips A., Nentwig W., Todt W. & Waldeck B., 1997. Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993 - 1996. Vergleichende Betrachtung von Produkten aus ausgewählten NWR und entsprechenden konventionellen Produkten bezüglich Umweltwirkungen und Wirtschaftlichkeit. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern, 230 S.
- Zihlmann U., Dubois D. & Tschachtli R., 2004a. Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain. Resultate aus 12 Jahren Forschung (1991-2002). Agroscope FAL Reckenholz, Zürich; FAL-Schriftenreihe 52, 91 S.
- Zihlmann U. & Tschachtli R., 2004. Standort- und Versuchsbeschreibung. In: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Resultate aus 12 Jahren Forschung (1991-2002). Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 52, 23-27.
- Zihlmann U., Tschachtli R. & Weisskopf P., 2004b. Standort- und Kultureffekte prägen das Bodengefüge. In: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Resultate aus 12 Jahren Forschung (1991-2002). Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 52, 48-52.
- Zimmermann A., 2003. Réseau d'exploitations pilotes du SRVA. SRVA, Lausanne, 37 S.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Die vier Phasen einer Ökobilanz nach der ISO-Norm 14040 (ISO 1997).	17
Abb. 2:	Produktsystem für die Analyse von Ackerkulturen und Fruchtfolgen.	22
Abb. 3:	Produktsystem für die Analysen im Futterbau.	23
Abb. 4:	Vorgehen bei den Gutschriften für die Nährstoffe P und K in den Ernterückständen.	27
Abb. 5:	Übersicht über die definierten Varianten von Ackerkulturen.	33
Abb. 6:	Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	65
Abb. 7:	Treibhauspotenzial für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	66
Abb. 8:	Ozonbildungspotenzial für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	66
Abb. 9:	Eutrophierungspotenzial für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	67
Abb. 10:	Versauerungspotenzial für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	68
Abb. 11:	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	68
Abb. 12:	Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	68
Abb. 13:	Humantoxizitätspotenzial für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	69
Abb. 14:	Relativer Vergleich zwischen den Anbausystemen O2 und K2 für drei ausgewählte Wirkungskategorien.	74
Abb. 15:	Sensitivitätsanalyse zum Einsatz biodynamischer Präparate.	74
Abb. 16:	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	78
Abb. 17:	Treibhauspotenzial über 100 Jahre der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	78
Abb. 18:	Ozonbildungspotenzial der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	78
Abb. 19:	Eutrophierungspotenzial der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	80
Abb. 20:	Versauerungspotenzial der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	80
Abb. 21:	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	81
Abb. 22:	Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	81
Abb. 23:	Humantoxizitätspotenzial der drei Anbausysteme im Versuch Burgrain.	81
Abb. 24:	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen für die Produktion von Frischfutter mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und die Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren.	106
Abb. 25:	Treibhauspotenzial über 100 Jahre für die Produktion von Gras mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und der Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren.	106
Abb. 26:	Eutrophierungspotenzial für die Produktion von Gras mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und die Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren.	107
Abb. 27:	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial für die Produktion von Gras mit unterschiedlicher Nutzungsart und Anlagedauer und die Produktion von Silage und Heu mit unterschiedlichen Konservierungsverfahren.	107
Abb. 28:	Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität.	114
Abb. 29:	Treibhauspotenzial über 100 Jahre für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität.	114
Abb. 30:	Eutrophierungspotenzial für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität.	115
Abb. 31:	Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial für die Produktion von Bodenheu und Weidegras mit unterschiedlichen Dünger- und Landbauformen sowie für die Produktion von Bodenheu mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität.	115

Abb. 32:	Umweltwirkungen der Produktion von MJ NEL mit Silomais und Futterrüben im Vergleich zu Grassilage (A), mit Gerste, Körnermais und Grassilage im Vergleich zu Corn-Cob-Mix (CCM, B) und der Produktion von APD (absorbierbares Protein im Darm) mit Eiweisserbsen und Grassilage im Vergleich zu Ackerbohnen (C).	117
Abb. 33:	Management-Dreieck von Anbausystemen.	125
Abb. 34:	Modell der Öko-Effizienz.	127
Abb. 35:	Vier verschiedene Situationen von Öko-Effizienzfunktionen.	127

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über die Funktionen und funktionellen Einheiten.	26
Tab. 2:	Für Gutschriften eingesetzte Düngemittel.	28
Tab. 3:	Übersicht über die untersuchten Systeme im DOK-Versuch.	31
Tab. 4:	Spearman Rang-Korrelationskoeffizienten zwischen den verschiedenen Wirkungskategorien	50
Tab. 5:	Übersicht über die untersuchten Faktoren und ihre Ausprägungen.	53
Tab. 6:	Interpretationsschema für die Bewertung der Unterschiede.	58
Tab. 7:	Produktionskennzahlen der Anbausysteme im DOK-Versuch.	61
Tab. 8:	Vergleich der verschiedenen Anbausysteme und Düngungsstufen im DOK-Versuch pro Hektare und Jahr in der Übersicht.	62
Tab. 9:	Vergleich der verschiedenen Anbausysteme und Düngungsstufen im DOK-Versuch pro Kilogramm geerntete Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte in der Übersicht.	63
Tab. 10:	Zusammenstellung der statistischen Vergleiche.	64
Tab. 11:	Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung auf die Bodenqualität für die Anbausysteme im DOK-Versuch.	70
Tab. 12:	Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung in den verschiedenen Anbausystemen des DOK-Versuchs (1985-98) auf die Biodiversität.	72
Tab. 13:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die einzelnen Kulturen pro Hektare Anbaufläche und Jahr und pro Kilogramm Trockensubstanz (kg TS) der Hauptprodukte.	73
Tab. 14:	Produktionskennzahlen des Versuchs Burgrain.	75
Tab. 15:	Vergleich der drei Anbausysteme pro Hektare und Jahr in der Übersicht.	76
Tab. 16:	Vergleich der drei Anbausysteme pro Kilogramm geerntete Trockensubstanz der Hauptprodukte in der Übersicht.	77
Tab. 17:	Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung auf die Bodenqualität für den Burgrain-Versuch.	82
Tab. 18:	Beurteilung der Wirkungen der Bewirtschaftung in den verschiedenen Anbausystemen des Burgrain-Versuchs auf die Biodiversität.	84
Tab. 19:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die einzelnen Kulturen.	85
Tab. 20:	Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf die Umweltwirkungen ausgewählter Ackerkulturen.	88
Tab. 21:	Einfluss der Produktionsregion auf die Umweltwirkungen ausgewählter Ackerkulturen.	96
Tab. 22:	Vergleich zwischen verschiedenen Ackerkulturen.	99
Tab. 23:	Umweltwirkungen verschiedener Ackerkulturen pro GJ produzierte Brutto-Energie.	101
Tab. 24:	Abschätzung der subchronischen Risiken für vier Organismengruppen von ausgewählten Kulturen.	102
Tab. 25:	Beschreibung der ausgewählten Produktionsverfahren für die Darstellung des Einflusses der Nutzungsart, der Futterkonservierung, der Anlagedauer und der Produktionsregion.	104
Tab. 26:	Ausgewählte Produktionsverfahren für die Darstellung des Einflusses der Düngungsform, der Landbauform und der Bewirtschaftungsintensität.	105
Tab. 27:	Einfluss der Nutzungsart, Futterkonservierung, Anlagedauer und der Produktionsregion auf die Biodiversität für die verschiedenen Indikator-Gruppen.	108
Tab. 28:	Einfluss der Düngungsform, Landbauform und Bewirtschaftungsintensität auf die Biodiversität für die verschiedenen Indikator-Gruppen.	113
Tab. 29:	Für die Monte-Carlo-Simulation zu Grunde gelegte Variabilität der Inputdaten.	129
Tab. 30:	Monte-Carlo-Simulationsergebnisse: Korrelationskoeffizienten zwischen Einflussvariablen und Umweltwirkungen.	130
Tab. 31:	Umweltwirkungen von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau in der Gesamtübersicht.	133

Abkürzungen

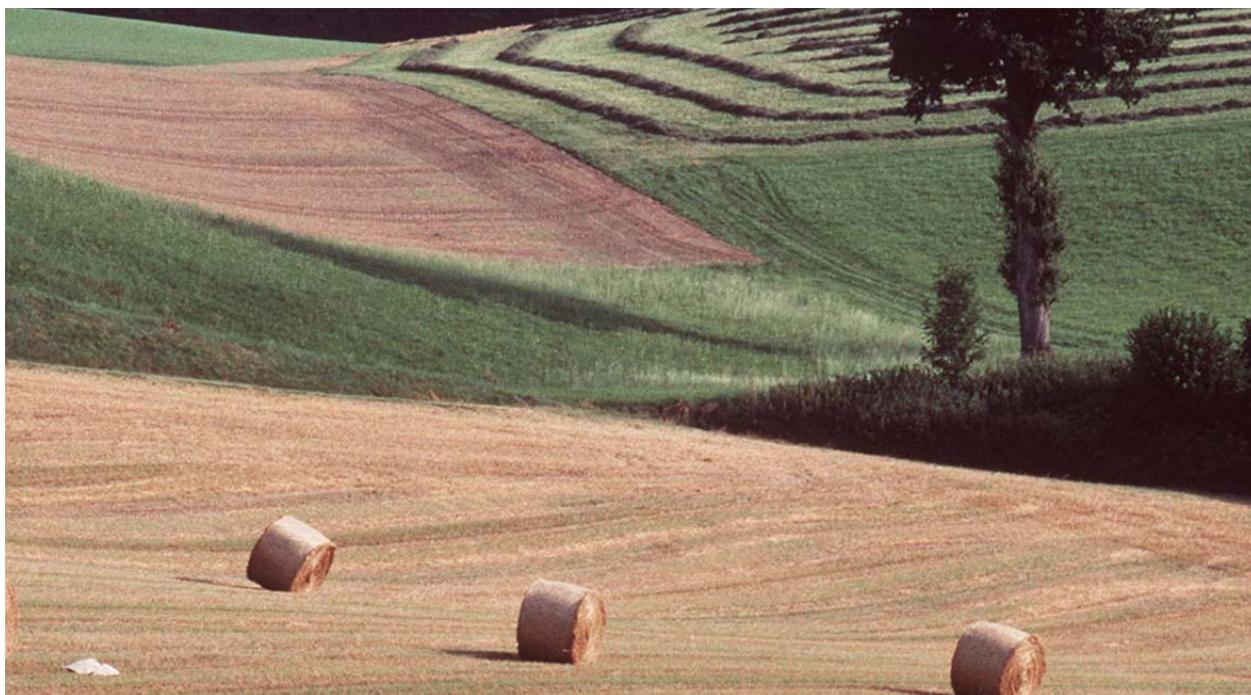
AEP	Aquatische Ökotoxizitätspunkte
AFF	Ackerbaubetonte Fruchtfolge des Burgrain-Versuchs
ANOVA	Varianzanalyse
APD	Absorbierbares Protein im Darm
Äq.	Äquivalent
Bio	Biologische Produktion
BD	Biodiversität
BDP	Biologisch-dynamische Präparate
BQ	Bodenqualität
CCM	Corn-Cob-Mix, Gemisch von Körnern und Spindeln bei Mais
CHF	Schweizer Franken
CO ₂	Kohlendioxid
DGVE	Dünger-Grossvieheinheit
dt	Dezi-Tonne (100 kg)
Fr	Schweizer Franken (CHF)
FAL	Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau
FAT	Agroscope FAT Tänikon, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik
FiBL	Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FFF	Futterbaubetonte Fruchtfolge des Burgrain-Versuchs
GAV	Gesamte Artenvielfalt
GJ	Giga-Joule (=10 ⁹ Joule)
G SM	Gras-Weissklee Standardmischung
GVE	Grossvieh-Einheit
HTP	Humantoxizitätspunkte
HÖA	Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (stenök)
IP	Integrierte Produktion (in dieser Studie verwendet für Betriebe mit ÖLN, welche nicht nach den Bio-Richtlinien wirtschaften)
IPint/IPintensiv	Intensive integrierte Produktion
IPext/IPextensiv	Extensive integrierte Produktion
K	Kalium
Kv	Konventioneller Landbau
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MJ	Mega-Joule (=10 ⁶ Joule)
M SM	Mattenklee-Gras-Standardmischung
N	Stickstoff
NEL	Netto-Energie Laktation
N ₂ O	Lachgas
NH ₃	Ammoniak
N _{lös}	Löslicher Stickstoff
NM	Nährstoff-Management
NO ₃	Nitrat
N _{total}	Gesamter Stickstoff
N _{verfügbar} /N _{verf}	Verfügbarer Stickstoff
J	Jahr
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
öAF	Ökologische Ausgleichsfläche
P	Phosphor
PSM	Pflanzenschutzmittel
RM	Ressourcen-Management

SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SM	Schadstoff-Management
SRVA	Service romand de vulgarisation agricole
StdAbw	Standardabweichung
TEP	Terrestrische Ökotoxizitätspunkte
TS	Trockensubstanz
VBBo	Verordnung über Belastungen des Bodens
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds)
VG	Vollgülle
ZA	Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten
ZK	Zwischenkultur

Glossar

Allokation	Zuordnung der Input- und Outputflüsse zur betrachteten Funktion
Anbausystem	Landwirtschaftliches Produktionssystem für die Erzeugung von pflanzlichen Produkten
Ansaatwiese	Temporäres Grasland, welches für eine Nutzungsdauer von wenigen Jahren angesät wird
Brennwert	Wärmemenge an, die bei vollständiger Verbrennung und anschließender Abkühlung der Verbrennungsgase erzeugt wird (auch oberer Heizwert genannt)
Dauerwiese	Permanentes Grasland
DOK-Versuch	Versuch in Oberwil zum Vergleich biologisch-dynamischer, biologisch-organischer und konventioneller Produktion
ecoinvent	Schweizer Zentrum für Ökoinventare
Eutrophierung	Nährstoffanreicherung in Ökosystemen
Extenso	Extensive Produktion von Getreide und Raps
Funktionelle Einheit	Bezugsgrösse für die Auswertung einer Ökobilanz, welche einen Nutzen des Systems beschreibt
Gründüngung	Zwischenkultur, welche nicht geerntet wird, sondern nur dem Bodenschutz dient
Gülle	Flüssige Hofdünger. Diese können hauptsächlich aus Harn bestehen (kot-arme Gülle) oder aus einem Kot-Harn-Gemisch (Vollgülle)
Hauptkultur	Die wirtschaftlich wichtigste Kultur, welche in einer Vegetationsperiode angebaut wird
Hofdünger	Gelagerte tierische Exkremente, welche in Form von Gülle und/oder Mist im Pflanzenbau eingesetzt werden (Synonym: Wirtschaftsdünger)
Kultur	Angesäte Pflanzenpopulation, welche aus einer Pflanzenart oder einer definierten Artenmischung besteht
Oberer Heizwert	siehe Brennwert
Ökoinventar	Inventar der benötigten Ressourcen und entstehenden Emissionen (Elementarflüsse) eines Produktsystems
Produktionsintensität	Pro Flächeneinheit eingesetzte Menge eines Produktionsmittels
Produktionsinventar	Inventar der Inputs und Outputs des betrachteten Prozesses (technische Prozessbeschreibung)
Produktsystem	System, welches festgelegte Funktionen erfüllt
Rohleistung	Gesamtheit der erzeugten Produkte und Dienstleistungen
Umweltlast	Negative Umweltwirkung
Umweltleistung	Positive Umweltwirkung
Umweltwirkung	Positive oder negative Wirkung eines Produktionssystems auf die Umwelt
Zwischenkultur	Kultur, welche zwischen zwei Hauptkulturen angebaut wird

ÖKOBILANZIERUNG VON ANBAUSYSTEMEN IM SCHWEIZERISCHEN ACKER- UND FUTTERBAU



Anhänge

- Anhang 3.1.1:**
Vorgehen für die Ökobilanzierung der Anbausysteme im DOK-Versuch
- Anhang 3.1.2:**
Vorgehen für die Ökobilanzierung der Anbausysteme im Burgrain-Versuch
- Anhang 3.1.3:**
Vorgehen für die Ökobilanzierung der Ackerkulturen
- Anhang 3.1.4:**
Vorgehen für die Ökobilanzierung der Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden
- Anhang 7a:**
Produktionsinventare für die Ackerkulturen
- Anhang 7b:**
Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen (tabellarische Darstellung)
- Anhang 7c:**
Umweltwirkungen von Ackerkulturen (graphische Darstellung)
- Anhang 8a:**
Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter
- Anhang 8b:**
Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden

Zitat: Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D. & Gaillard, G. 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Schriftenreihe der FAL 58.

Anhang 3.1.1: Vorgehen für die Ökobilanzierung im Anbausystem-Versuch DOK

1 Allokation Getreidestroh

Das Getreidestroh (Weizen und Gerste) wird als Nebenprodukt des Getreideanbaus betrachtet. Im DOK-Versuch wurde das Stroh jeweils vom Feld abgeführt. Die Betrachtung fällt entsprechend der betrachteten Funktion unterschiedlich aus:

- Bei der *produktiven Funktion* wird das Stroh als Nebenprodukt angesehen und gehört deshalb nicht zum betrachteten System, denn Stroh wird in der Schweiz als Einstreu benutzt und nicht als Futtermittel. Bei der produktiven Funktion wurde pro kg TS der Hauptprodukte (exkl. Stroh) gerechnet. Für die Allokation wird das ökonomische Prinzip angewandt.
- Bei der Funktion *Flächennutzung* wird das Stroh einberechnet, da für die Landwirtschaft alle Prozesse zu berücksichtigen sind. In diesem Fall ist keine Allokation erforderlich.

Als Allokationsfaktor wurde der Mittelwert der Allokationsfaktoren aus Nemecek *et al.* (2004) verwendet. Demnach entfällt 92% des Erlöses auf die Körner, 8% auf das Stroh. Alle Prozesse, welche klar den Körnern (z.B. Abtransport der Körner, Trocknung) oder dem Stroh (z.B. Stroh pressen) zuteilbar sind, werden zu 100 % den Körnern oder dem Stroh belastet. Alle übrigen Prozesse (Bodenbearbeitung, Saat, Düngung, Pflege, etc.) werden im Verhältnis 92:8 auf Körner und Stroh aufgeteilt.

2 Maschineneinsatz

Die verschiedenen Arbeitsgänge wurden aus den Schlagkarteien ermittelt. Da jedoch im Versuch viele Massnahmen von Hand oder mit nicht praxisüblichen Spezialmaschinen und -geräten durchgeführt wurden, musste eine praxisübliche Mechanisierung angenommen werden. Zwei Quellen kamen dabei zur Anwendung: der Deckungsbeitragskatalog (LBL *et al.* 2000), welcher typische Verfahren des Pflanzenbaus definiert, und die in der Datenbank ecoinvent definierten Feldarbeitsprozesse (Nemecek *et al.* 2004).

Tabelle 1: Arbeitsgänge im Versuch und verwendete Datensätze aus der ecoinvent-Datenbank.

Arbeitsgang	Verwendeter Datensatz aus ecoinvent
Bodenbearbeitung	
Eggen mit Federzinkenegge	Bodenbearbeitung, Eggen mit Federzinkenegge (CH)
Eggen mit Kreiselegge	Bodenbearbeitung, Eggen mit Kreiselegge (CH)
Fräsen	Bodenbearbeitung, Fräsen (CH)
Pflügen	Bodenbearbeitung, Pflügen (CH)
Walzen	Bodenbearbeitung, Walzen (CH)
Saat	
Säen	Säen (CH)
Kartoffeln setzen	Pflanzen (CH)
Düngung	
Mineraldünger ausbringen	Düngen, mit Schleuderstreuer (CH)
Gülle ausbringen	Jauche ausbringen, mit Vakuumfass (CH)
Mist streuen	Mist laden und ausbringen, mit Mistkran und Miststreuer (CH)
Mist einarbeiten	Bodenbearbeitung, Eggen mit Kreiselegge (CH)
Steinmehl streuen	Düngen, mit Schleuderstreuer (CH) ¹⁾
Pflege	
Hacken	Hacken (CH)
Kartoffeln Hacken/Häufeln	Bodenbearbeitung, Hacken und Häufeln, Kartoffeln (CH)
Pflanzenschutzmittel ausbringen	Ausbringen Pflanzenschutzmittel, mit Feldspritze (CH)

Arbeitsgang	Verwendeter Datensatz aus ecoinvent
Ernte	
Mulchen	Mulchen (CH)
Kartoffelkraut schlegeln	Kartoffelkrautschlagen (CH)
Abflammen	Bodenbearbeitung, Hacken und Häufeln, Kartoffeln (CH) ^{*)}
Futterernte	Mähen mit Kreiselmäher (CH)
	Heuen mit Kreiselheuer (CH)
	Schwaden mit Kreiselschwader (CH)
	Futter laden mit Ladewagen (CH)
Kartoffelernte	Ernten, mit Vollernter, Kartoffeln (CH)
	Transport, Traktor und Pneuwagen (CH)
	Kartoffeln sortieren (CH)
Getreideernte	Dreschen mit Mähdrescher (CH)
	Transport, Traktor und Pneuwagen (CH)
	Ballen pressen (CH)
	Ballen laden (CH)
Stoppeln mähen	Mähen mit Kreiselmäher (CH)
Randenernte	Ernten, mit Vollernter, Kartoffeln (CH) ^{*)}
	Transport, Traktor und Pneuwagen (CH)

^{*)} Für diese Prozesse waren keine Datensätze in ecoinvent definiert. Entsprechend wurden ähnliche Prozesse eingesetzt, welche aufgrund folgender Kriterien ausgewählt wurden: vergleichbar hoher Dieserverbrauch pro Arbeitseinheit, Maschinenamortisation in gleicher Grössenordnung.

Für die Erntemassnahmen wurden die Arbeitsgänge basierend auf dem Deckungsbeitragskatalog definiert (LBL *et al.* 2000).

Die Gasmengen für das Abflammen wurden mangels verfügbarer Aufzeichnungen gemäss (Jolliet & Crettaz, 1997) als 110 kg/ha angenommen. Es wurde ein Gemisch aus Propan und Butan eingesetzt. Dieses wurde durch ein entsprechendes Modul für Erdgas aus Frischknecht *et al.* (2004) angenähert.

Eine besondere Behandlung war für die Bilanzierung der Ausbringung biologisch-dynamischer Präparate (sog. „Betriebs-spritzungen“) erforderlich. Diese können bei kleinen Flächen von Hand ausgebracht werden, wie dies auch im Versuch der Fall war. Bei einer manuellen Behandlung müssten keine Maschinendurchgänge bilanziert werden. In der betrachteten Versuchsperiode 1985-98 wurden im Durchschnitt zehn Behandlungen pro Jahrdurchgeführt, dies bei allen Kulturen. Dies ist deutlich mehr, als in der Praxis üblich. Die Demeter-Richtlinien schreiben mindestens zwei Behandlungen pro Jahr vor (Demeter 2003): je eine mit Hornmist und mit Hornkiesel. Praxisüblich im biologisch-dynamischen Anbau in der Schweiz sind zwei bis vier Behandlungen pro Jahr¹. Als typischem Wert kann also von drei Behandlungen pro Jahr ausgegangen werden. Um abzuschätzen, wie sich der Maschinenbedarf für diese Behandlungen auf die Ökobilanz auswirkt, wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse für das Anbauverfahren „D“ eine Variante mit drei und eine mit zehn Behandlungen pro Jahr gerechnet.

Transporte von Erntegut:

- Bei Kunstwiese und Zwischenfutter gingen wir von einem 20m³-Ladewagen aus. Für die Anzahl Fahrten wurde mit Anwelkfutter gerechnet (Dichte 63 kg TS/m³ bzw. 1260 kg TS/Fuder (LBL *et al.* 2000)).

Durch verschiedene Konsistenz- und Plausibilitätstests wurde sichergestellt, dass

¹ Pers. Mitteilung von F. Strasser, FAL, 30.3.05

- keine Arbeitsgänge versehentlich doppelt gerechnet werden (z.B. zweimal pflügen in kurzem Zeitintervall)
- Pflanzenschutzmittel und Dünger, welche im gleichen Arbeitsgang ausgebracht werden, nur einmal berechnet werden und
- keine notwendigen Arbeitsgänge vergessen werden (Beispiel: jede Kultur wird mindestens einmal gesät und einmal geerntet).

3 Düngung

Die Berechnung der Produktion der Düngemittel erfolgte entsprechend Tabelle 2.

Tabelle 2: Bilanzierung der Düngemittel.

Düngemittel	Zuordnung zu	Datenquelle
Mineraldünger		
Ammoniumnitrat	Ammoniumnitrat, als N, ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Hasoglen	Kalk, Meeresalgen, ab Regionallager (CH)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Hasolit	Kalk, Meeresalgen, ab Regionallager (CH)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Hasolit B	Kalk, Meeresalgen, ab Regionallager (CH)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Kalfosan	PKCa-Mischdünger	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Kali 60%	Kaliumchlorid, als K ₂ O, ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Kalisulfat	Kaliumsulfat, als K ₂ O, ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Kalkammonsalpeter	Calciumammoniumnitrat, als N, ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Lonza Spezial	NPKCa-Mischdünger	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Makrophos	PCa-Mischdünger	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Mg-Sulfat	Kalkstein, gemahlen, lose, ab Werk (CH)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Patentkali	Kaliumchlorid, als K ₂ O, ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Ricasol 16	NPK-Mischdünger	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Rübendünger	NPK- Mischdünger	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Steinmehl	Steinmehl, ab Regionallager (CH)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Superphosphat	Singlesuperphosphat, als P ₂ O ₅ , ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Supertriple	Triple-Superphosphat, als P ₂ O ₅ , ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Thomasmehl	Thomasmehl, als P ₂ O ₅ , ab Regionallager (RER)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Tresan Bor	NPKCa- Mischdünger	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Organische Dünger		
Gülle	Rindviehgülle	Produktion der Tierhaltung zugerechnet
Mist	Rindviehmist	Produktion der Tierhaltung zugerechnet
Wachtelmist	Hühnermist, getrocknet, ab Regionallager (CH)	Nemecek <i>et al.</i> (2004)
Rizinusschrot	154 Rizinusschrot: Produktion	Nemecek <i>et al.</i> (2003)

Mischdünger (siehe Tabelle 2) wurden aufgrund ihrer Nährstoffgehalte auf folgende Dünger umgerechnet:

- N → Ammoniumnitrat, als N, ab Regionallager (RER)
- P → Triple-Superphosphat, als P₂O₅, ab Regionallager (RER)
- K → Kaliumchlorid, als K₂O, ab Regionallager (RER)
- Ca → Kalkstein, gemahlen, lose, ab Werk (CH)

Mg wurde mangels Daten zu den Herstellungsprozessen in Ca umgerechnet. Die Herstellung des Fladenpräparats wurde vernachlässigt, weil einerseits die Menge mit 600 g/ha sehr klein ist und andererseits keine relevante Umweltbelastung zu erwarten ist.

4 Pflanzenschutz

Die Pflanzenschutzmassnahmen wurden entsprechend den Aufzeichnungen der Kulturmassnahmen bilanziert. In den betrachteten zwei Fruchtfolge-Perioden wurden insgesamt 45 verschiedene chemisch-synthetische Wirkstoffe ausgebracht. Zusätzlich wurde noch Kupfer und *Bacillus thuringiensis* angewendet.

Nicht berücksichtigt wurde die Produktion der meisten biologischen Präparate, nämlich:

- Holzasche
- Hornkiesel
- Hornmist
- Kleie
- Schachtelhalmbrühe.

Es waren keine Daten über diese Prozesse vorhanden und die eingesetzten Mengen sind vernachlässigbar klein.

5 Saat/Ernte

Nachsaaten:

In einem Fall wurde das Feld geeeggt und neu angesät (Randen 1994, wegen Schneckenfrass). Hier wurde die normale Saatmenge für die Nachsaat angenommen. In einigen Fällen musste nach- oder übersät werden (Kunstwiese und Winterweizen). Da keine Angaben über die Saatmenge verfügbar waren, rechneten wir mit 50 % der normalen Saatmenge.

Saatgutmengen:

Für die Kartoffeln wurden die Saatgutmengen aufgrund der Pflanzabstände unter der Annahme eines mittleren Knollengewichtes von 62 g (Désirée, Saatzuchtgenossenschaft Oberemmental, SOE, Mittel 1987-1993) ermittelt. Bei Randen wurde das Gewicht mittels der Saatchichte und einem Tausendkorngewicht von 12 g berechnet (Angaben SZG Koppigen, www.szg.ch). Dies ergab eine Saatmenge von ca. 10 kg/ha.

Saat- und Erntedaten:

Die Daten für die Saat- und die Erntemonate stammen aus der Schlagkartei.

6 Erträge

Die Erträge sind Naturalerträge, welche vom Feld abgeführt wurden. Dabei sind Verluste, welche z.B. durch das Sortieren entstehen, nicht berücksichtigt.

Referenzen

Demeter, 2003. Demeter Anbau Richtlinien, Stand 1. Januar 2003, 37 p. http://www.bio-inspecta.ch/download/Demeter_Anbau_RL_2003.pdf

Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Hellweg S., Hirsch R., Nemecek T., Rebitzer G. & Spielmann M., 2004. Overview and Methodology - ecoinvent data v1.01. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (ecoinvent), Dübendorf; ecoinvent report 1, 76 p.

Joliet, O. & Crettaz, P., 1997. Ökobilanz unterschiedlicher Strategien zur Kartoffelkrautbeseitigung. In: Diepenbrock, W., Kaltschmitt, M., Nieberg, H. & Reinhardt, G. eds., Umweltverträgliche Pflanzenproduktion: Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Oekobilanzen, Wittenberg. Zeller Verlag, Osnabrück, Initiativen zum Umweltschutz 5, 235-248.

LBL, SRVA & FiBL, 2000. Deckungsbeiträge - Ausgabe 2000.

Nemecek T., Heil A., Huguenin O., Meier S. Erzinger S., Blaser S., Dux D. & Zimmermann A., 2004. Life cycle inventories of agricultural production systems - ecoinvent data v1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH; ecoinvent report 15, 289 p.

Nemecek T., Heil A., Erzinger S. & Zimmermann A., 2003. SALCA - Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database, Umweltinventare für die Landwirtschaft, Version 031a, Mai 2003. FAL; Bericht FAL und FAT, 86 p.

Anhang 3.1.2: Vorgehen für die Ökobilanzierung im Anbausystem-Versuch Burgrain

1 Datenquellen

Soweit nicht anders erwähnt, wurden die Produktionsdaten aus den Schlagkarteien bzw. aus den jährlich erscheinenden Berichten zum Versuch entnommen.

2 Allokation Getreidestroh

Das Getreidestroh (Weizen und Gerste) wird als Nebenprodukt des Getreideanbaus betrachtet. In diesem Versuch wurde das Stroh jeweils vom Feld abgeführt. Die Betrachtung fällt entsprechend der betrachteten Funktion unterschiedlich aus:

- Bei der *produktiven Funktion* wird das Stroh als Nebenprodukt angesehen und gehört deshalb nicht zum betrachteten System, denn Stroh wird in der Schweiz als Einstreu benutzt und nicht als Futtermittel. Bei der produktiven Funktion wurde pro kg TS der Hauptprodukte (exkl. Stroh) gerechnet. Für die Allokation wird das ökonomische Prinzip angewandt.
- Bei der Funktion *Flächennutzung* wird das Stroh einberechnet, da für die Landwirtschaft alle Prozesse zu berücksichtigen sind. In diesem Fall ist keine Allokation erforderlich.

Als Allokationsfaktor wurde der Mittelwert der Allokationsfaktoren aus Nemecek *et al.* (2004) verwendet. Demnach entfällt 92% des Erlöses auf die Körner, 8% auf das Stroh. Alle Prozesse, welche klar den Körnern (z.B. Abtransport der Körner, Trocknung) oder dem Stroh (z.B. Stroh pressen) zuteilbar sind, werden zu 100 % den Körnern oder dem Stroh belastet. Alle übrigen Prozesse (Bodenbearbeitung, Saat, Düngung, Pflege, etc.) werden im Verhältnis 92:8 auf Körner und Stroh aufgeteilt.

Das Vorgehen ist somit analog zum DOK-Versuch.

3 Maschineneinsatz

Tabelle 1: Arbeitsgänge im Versuch und verwendete Datensätze aus der ecoinvent-Datenbank (Nemecek *et al.* 2004).

Arbeitsgang	Verwendeter Datensatz aus ecoinvent
Bodenbearbeitung	
Grubbern	Bodenbearbeitung, Grubbern (CH)
Pflügen	Bodenbearbeitung, Pflügen (CH)
Eggen mit Zinkenrotor	Bodenbearbeitung, Eggen mit Kreiselegge (CH)
Eggen mit Federzinkenegge	Bodenbearbeitung, Eggen mit Federzinkenegge (CH)
Walzen	Bodenbearbeitung, Walzen (CH)
Striegeln	Bodenbearbeitung, Striegeln mit Hackstriegel (CH)
Saat	
Säen	Säen (CH)
Kartoffeln setzen	Pflanzen (CH)
Düngung	
Mineraldünger ausbringen	Düngen, mit Schleuderstreuer (CH)
Gülle ausbringen	Jauche ausbringen, mit Vakuumfass (CH)
Mist streuen	Mist laden und ausbringen, mit Mistkran und Miststreuer (CH)
Pflege	
Hacken	Hacken (CH)
Kartoffeln Hacken/Häufeln	Bodenbearbeitung, Hacken und Häufeln, Kartoffeln (CH)

Arbeitsgang	Verwendeter Datensatz aus ecoinvent
Pflanzenschutzmittel ausbringen	Ausbringen Pflanzenschutzmittel, mit Feldspritze (CH)
Ernte	
Futterernte	Mähen mit Kreiselmäher (CH)
	Heuen mit Kreiselheuer (CH)
	Schwaden mit Kreiselschwader (CH)
	Futter laden mit Ladewagen (CH)
Kartoffelkraut schlagen	Kartoffelkrautschlagen (CH)
Kartoffelernte	Ernten, mit Vollernter, Kartoffeln (CH)
	Transport, Traktor und Pneuwagen (CH)
	Kartoffeln sortieren (CH)
Getreideernte	Dreschen mit Mähdrescher (CH)
	Transport, Traktor und Pneuwagen (CH)
	Ballen pressen (CH)
	Ballen laden (CH)
Körnermaisernte	Dreschen mit Mähdrescher (CH)
	Transport, Traktor und Pneuwagen (CH)
Silomaisernte	Mais häckseln (CH)
	Futter laden mit Ladewagen (CH)

Da im grossflächigen Anbau-Vergleichsversuch Burgrain praxisübliche Maschinen eingesetzt wurden, konnten diese Angaben direkt aus den Schlagkarteien für das Produktionsinventar verwendet werden (Tabelle 1).

Transporte von Erntegut:

- Für die Transporte des Ernteguts vom Feld zum Hof wurde aus den Parzellenplänen eine Entfernung von 0.5 km abgeschätzt (nach Zihlmann & Tschachtli 2004).
- Für die Transporte von Getreide zur Getreidesammelstelle wurde eine Entfernung von 10 km angenommen.
- Bei Kunstwiese und Zwischenfutter wurden mit einem 20m³-Ladewagen gerechnet. Für die Anzahl Fahrten wurde mit Anwelkfutter gerechnet (Dichte 63 kg TS/m³ bzw. 1260 kg TS/Fuder, LBL *et al.* 2000).
- Ernte von Silomais: für das Abführen von Silomais wurde ein Ladewagen angenommen. Gemäss LBL *et al.* (2000) fasst der Lagewagen 20 m³ oder 5 t Frischsubstanz. Daraus ergibt sich eine Dichte von 250 kg FS/m³ oder 70 kg TS/m³.

4 Düngung

4.1 Ermittlung der Zusammensetzung der Gülle

Die ausgebrachte Gülle stammt aus der Rindvieh- und Schweinehaltung, wobei die Anteile der beiden Tierarten stark schwanken. Für die Ökobilanzierung werden die Angaben über die Anteile der verschiedenen Güllearten und den Verdünnungsgrad der Gülle (Anteile Gülle und Wasser) benötigt. Diese wurden jedoch auf dem Betrieb nicht systematisch erfasst.

Aus diesem Grund wurden diese Parameter aus den Angaben von Walther *et al.* (2001) modelliert:

- Die Berechnungen basieren auf den Laboranalysen, welche in den Jahren 1998 (11 Proben im Jahresverlauf) und 1999 (9 Proben im Jahresverlauf) durchgeführt wurden. Verwendet wurde das arithmetische Mittel der beiden Analyseserien.
- In einem ersten Schritt wurde das Verhältnis von Rinder- und Schweinegülle abgeschätzt. Diese beiden Güllearten unterscheiden sich wesentlich in den Gehalten von P und K: während Rindergülle vor allem Kalium-reich ist, hat Schweinegülle hohe Phosphor-Gehalte. Aus dem Verhältnis der P- und K-Werte wurde ein Anteil von 18%

Schweinegülle ermittelt bei der Annahme von kotarmer Rindergülle, bzw. 3% bei Annahme von Rindvieh-Vollgülle.

- Anschliessend wurden die Nährstoffgehalte (N_{total} , $N_{\text{löslich}}$, P_2O_5 , K_2O und der Gehalt an organischer Substanz) mit den Werten in den Düngungsnormen (Walther *et al.* 2001) verglichen. Daraus ergab sich, dass die kotarme Rindviehgülle den effektiv gemessenen Werten am ehesten entsprach.
- Im letzten Schritt wurde der Verdünnungsgrad ermittelt aus dem Quotienten der gemessenen und modellierten Werte. Für die Messwerte wurde ein Anteil unverdünnter Gülle von 28% ermittelt (d.h. 28 Teile Gülle und 72 Teile Wasser).

4.2 Verwendete Ökoinventare

Für den Mineraldünger Ammoniumnitrat wurden die Ökoinventare aus der ecoinvent-Datenbank verwendet (Nemecek *et al.* 2004).

Für Mangan-Sulfat ($MnSO_4$, Mn-Gehalt 32%) wurde Kaliumsulfat (K_2SO_4) eingesetzt (Annahme: 1 kg $MnSO_4$ entspricht 1 kg K_2SO_4).

Für Bittersalz ($MgSO_4$) wurde das Inventar von Kalk verwendet. Bittersalz hat einen Mg-Gehalt von ca. 10%. Daraus ergab sich der Umrechnungsfaktor von 0,1: für 1 kg Bittersalz wurde 1 kg Ca eingesetzt.

Die beiden Spezialdünger Mangan-Sulfat und Bittersalz wurden nur in geringen Mengen ausgebracht. Andere Mineraldünger kamen nicht zur Anwendung, insbesondere wurden keine P-Dünger ausgebracht, weil die P-Versorgung der Boden hoch ist und die P-Zufuhr mit den Hofdüngern den Pflanzenbedarf bereits abdeckt.

5 Saatgut

Hafersaatgut wurde mit Gerstensaatgut angenähert. Für alle anderen Saatgutarten konnten die Ökoinventare aus der ecoinvent-Datenbank (Nemecek *et al.* 2004) verwendet werden.

6 Behandlung der Kunstwiesen

In den Jahren 1997-2000 (von der betrachteten Periode) wurde jeweils eine der beiden Kunstwiesen-Parzellen der ackerbaubetonten Fruchtfolge als Kurzrasenweide genutzt. Für die Ökobilanz wurde stattdessen eine Schnittnutzung eingesetzt. Dabei kamen für die Erträge, den Einsatz der Maschinen und die Güllegaben die durchschnittlichen Werte aller Kunstwiesenparzellen mit Schnittnutzung der ackerbaubetonten Fruchtfolge im Zeitraum 1997-2002 zur Anwendung.

Referenzen

LBL, SRVA & FiBL, 2000. Deckungsbeiträge - Ausgabe 2000.

Nemecek T., Heil A., Huguenin O., Meier S., Erzinger S., Blaser S., Dux D. & Zimmermann A., 2004. Life cycle inventories of agricultural production systems - ecoinvent data v1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH; ecoinvent report 15, 289 p.

Zihlmann U. & Tschachtli R., 2004. Standort- und Versuchsbeschreibung. In: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich - Anbausystemversuch Burgrain, Resultate aus 12 Jahren Forschung (1991-2002). Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schriftenreihe der FAL 52, 23-27.

Walther U., Ryser J.-P. & Flisch R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. Agrarforschung, 8: 1-80.

Anhang 3.1.3: Vorgehen für die Ökobilanzierung der Ackerkulturen

1 Übersicht

Tab. 1: Übersicht über die Herleitung der Produktionsdaten für die Ackerkulturen. ZA = Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten der Agroscope FAT Tänikon.

Datenkategorie	Grunddatenquelle	Verfahren	Bemerkungen
Erträge	ZA 1996-2003 (Buchhaltungsdaten)	flächengewichtete Mittelwerte	
Stroherträge	Walther <i>et al.</i> (2001)		geerntete Anteile durch Experten geschätzt
Feuchtegehalte	LBL <i>et al.</i> (2000)		
Saat-/Ernte-Zeitpunkte	Näf (1996)		angepasst durch Experten
Saatgut-Mengen	LBL <i>et al.</i> (2000)		
Saatbeizmittel	Auskünfte von Lieferanten und Experten		
Düngungszeitpunkte	Näf (1996)		angepasst durch Experten
Nährstoffmengen	Walther <i>et al.</i> (2001)	IP = 100% ertragskorrigierte Norm Bio = 70% ertragskorrigierte Norm bei Getreide; 100% bei Kartoffeln und Mais	Korrektur der N-Düngung für Gründüngung und Hacken
Düngerarten IP	Importstatistik 1996-98 BLW <i>et al.</i> (1998): 1994-96	Mineraldüngermengen Hofdüngermengen	
Düngerarten Bio	BLW <i>et al.</i> (1998): 1994-96	Aufteilung auf Gülle-/Mistarten proportional zu $N_{\text{verfügbar}}$	
Aufteilung der N-Gaben	Walther <i>et al.</i> (2001)	proportional zu maximalen N-Gaben Mist (IP/Bio): Grunddüngung Gülle IP: 1. Kopfdüngung Gülle Bio: Aufteilung auf verschiedene Gaben der Kopfdüngung	
Pestizide	BLW <i>et al.</i> (1998): 1994-96		
Arbeitsgänge Maschinen	LBL <i>et al.</i> (2000)		abgestimmt auf die Inventare

Eine detaillierte Diskussion über Datenquellen und die Erstellung von Produktionsinventaren für Modellkulturen findet sich in Nemecek & Erzinger (2005).

2 Erträge

2.1 Datenquellen

Die Erträge wurden aus der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsbetrieben (ZA) der Agroscope FAT Tänikon ermittelt¹. Dabei kamen die flächengewichteten Mittelwerte der Jahre 1996-2003 zur Anwendung.

Für folgende Kulturen stand keine oder nur eine ungenügende Datengrundlage in der ZA zur Verfügung, weshalb wir auf andere Quellen ausweichen mussten:

- Silomais: die Silomaiserträge ergaben sich aus den Mittelwerten der Sortenversuche der FAL 1996-2003². Im Mittel wurden 20240 kg TS/ha geerntet. Die Erträge in den Sortenversuchen sind erfahrungsgemäss höher als in der Praxis. Deshalb wurden sie nach Schätzung von M. Menzi (FAL) um 15% reduziert. Die Schätzung der Erträge für die Hügelzone folgte aus dem in der ZA ermittelten Ertragsverhältnis für Körnermais in der Tal- und Hügelzone (88%). Für Bio nahmen wir nach LBL *et al.* (2000) 20% tiefere Erträge als für die entsprechenden IP-Varianten an.
- Corn-Cob-Mix (CCM): diese Konservierungsart von Körnermais beinhaltet die Körner und ca. 30% der Spindeln (RAP 1999). Der geerntete TS-Mehrertrag wird auf 5% gegenüber von Körnermais geschätzt³.
- Ackerbohnen: Aus den Statistischen Erhebungen und Schätzungen des Bauernverbands (SBV 2000 und 2002) kamen die Erträge für die IP-Varianten. Die Bio-Erträge wurden gemäss LBL *et al.* (2000) als 89% der IP-Erträge geschätzt.
- Frühkartoffeln: die Erträge wurden von der SwissPatat für die Jahre 1998-2000 ermittelt⁴.
- Karotten: die Erträge im Deckungsbeitragskatalog beruhen auf detaillierten statistischen Erhebungen. Deshalb verwendeten wir die Angaben aus LBL *et al.* (2000)

2.2 Sommer- und Winterformen von Weizen und Gerste

Die Erträge der Sommer- und Winterformen von Weizen und Gerste werden in der ZA nicht unterschieden. Diese mussten demnach aus den verfügbaren Daten modelliert werden. Dabei verwendeten wir die Flächenanteile der Winter- und Sommerformen in den drei Produktionsregionen und die relativen Erträge der Winter- und Sommerformen.

Der mittlere Ertrag E der Sommer- und Winterformen in einer bestimmten Region ergibt sich aus dem Flächenanteilen der Winterform in dieser Region (A_w , berechnet nach BLW *et al.* 1998) und den mittleren Erträgen dieser beiden Formen (E_w und E_s):

$$E = A_w E_w + (1-A_w) E_s$$

Die Statistischen Erhebungen und Schätzungen des Bauernverbands weisen die Erträge von Winter- und Sommergetreide separat aus SBV (1996, 1997, 1998 & 1999). Daraus konnten die Ertragsverhältnisse der beiden Formen berechnet werden:

$$E_s = s E_w$$

Für Sommerweizen ergab sich $s = 84\%$ des Ertrags von Winterweizen und für Sommergerste $s = 87\%$ des Ertrags von Wintergerste. Der mittlere Ertrag E kann aus den Erträgen der Sommer- und Winterformen wie folgt ermittelt werden:

¹ Persönliche Mitteilungen von Hugo Eggimann, Agroscope FAT Tänikon vom 26.9.01 und 12.4.05.

² Persönliche Mitteilung von M. Menzi, Agroscope FAL Reckenholz, Mai 2005.

³ Persönliche Mitteilung von M. Menzi, Agroscope FAL Reckenholz, 23.6.05.

⁴ Persönliche Mitteilung Th. Hebeisen, Agroscope FAL Reckenholz, 2001.

$$E = E_w (A_w + (1-A_w) s)$$

Daraus ergibt sich:

$$E_w = E / (A_w + (1-A_w) s)$$

E_s kann dann aus obiger Gleichung ermittelt werden. Die berechneten Relativerträge spiegeln also einerseits die Flächenanteile, andererseits die Relativerträge der Sommer- und Winterformen wider.

Tab. 2: Ermittlung der relativen Erträge der Winter- und Sommerformen von Weizen und Gerste aus den Mittelwerten pro Region.

		Flächenanteile		Erträge rel. zum Gesamtmittel der jeweiligen Region	
		Region	Winterform	Sommerform	Winterform
Weizen	Tal	95%	5%	101%	85%
	Hügel	96%	4%	101%	85%
	Berg	54%	46%	108%	91%
Gerste	Tal	96%	4%	101%	88%
	Hügel	76%	24%	103%	90%
	Berg	9%	91%	113%	99%

2.3 Stroherträge

Für die Bestimmung der Stroherträge bei Getreide dienen die Düngungsnormen (Walther *et al.* 2001, Tab. 2) als Grundlage. Dabei wurde angenommen:

- Der Ernteindex ist konstant, d.h. die Stroherträge ändern sich proportional zu den Körnererträgen. Die Stroherträge wurden deshalb proportional zu den Körnererträgen angepasst.
- Nur 65% des Stroh können geerntet werden (Walther *et al.* 2001, Tab. 38), der Rest verbleibt in Form von Stoppeln auf dem Feld.
- Im Bioanbau wird Stroh auf der gesamten Fläche geerntet, weil die meisten Biobetriebe in der Schweiz Vieh halten. In der integrierten und konventionellen Produktion wurde durch die Experten geschätzt, dass Stroh nur auf 75% der Fläche geerntet wird.

3 Feuchtegehalte

Die Feuchtegehalte bei der Ernte und beim Verkauf (lagerfähiges Gut) stammen aus LBL *et al.* (2000). Diese Angaben dienen einerseits der Bestimmung der Trockenmasse-Erträge, andererseits der Berechnung des Bedarfs an Körnertrocknung.

Die zu entziehende Wassermenge W_{evap} [kg H₂O] ergibt sich nach Nemecek *et al.* (2004) aus dem Wassergehalt vor der Trocknung W_1 [%], jenem nach der Trocknung W_2 [%] und dem Erntemenge nach der Trocknung [kg]:

$$W_{\text{evap}} = (W_2 - W_1) / (W_1 - 100) E$$

4 Saatgut

Der Deckungsbeitragskatalog (LBL *et al.* 2000) diente als Datenquelle für die eingesetzten Saatgutmengen.

Für die Berechnung wurden die Ökoinventare aus der ecoinvent-Datenbank verwendet (Tab. 3, Nemecek *et al.* 2004). Bei folgenden Kulturen mussten Annäherungen getroffen werden, weil keine entsprechenden Inventare zur Verfügung standen: Sonnenblumen, Futterrüben, Ackerbohnen, Soja, Karotten und Kohl (siehe Tab. 3). Für Kulturen, wo kein spezielles Inven-

tar für die Bioproduktion zur Verfügung stand, wurde auf das entsprechende IP-Inventar zurückgegriffen, jedoch ohne Saatbeizmittel.

Für Angaben, welche nicht in kg Saatgut vorlagen, galten folgende Umrechnungsfaktoren:

- Mais: 1 Dose enthält 50'000 Samen, Tausendkorngewicht = 250 g
- Zuckerrüben: 1 Dose enthält 100'000 Samen, Tausendkorngewicht = 18,9 g
- Futterrüben: 1 Dose enthält 100'000 Samen, Tausendkorngewicht = 18,9 g
- Sonnenblumen: 1 Dosis Saatgut enthält 75'000 Samen, Tausendkorngewicht = 50 g
- Karotten: 2,2 Mio. Samen/ha, Tausendkorngewicht = 2 g (aus SZG 2005, Wert für Lagerkarotten)
- Einschnidekabis: 24'000 Setzlinge/ha, Tausendkorngewicht = 5 g. Die Anzucht der Setzlinge wurde vernachlässigt.

Tab. 3: Für die Berechnung des Saatguts eingesetzte Ökoinventare.

Kultur	Ökoinventar aus ecoinvent
Weizen, konventionell und IP	Weizen-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Weizen, Bio	Weizen-Saatgut Bio, ab Regionallager (CH)
Roggen, konventionell und IP	Roggen-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Roggen, Bio	Roggen-Saatgut Bio, ab Regionallager (CH)
Gerste, konventionell und IP	Gersten-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Gerste, Bio	Gersten-Saatgut Bio, ab Regionallager (CH)
Körner-/Silomais, IP	Mais-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Körner-/Silomais, Bio	Mais-Saatgut Bio, ab Regionallager (CH)
Raps/Gründüngung/Sonnenblumen, IP	Raps-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Raps/Gründüngung, Bio	Raps-Saatgut IP, ab Regionallager (CH), ohne Beizmittel
Zuckerrüben/Futterrüben, IP	Zuckerrüben-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Eiweisserbsen/Ackerbohnen/Soja, IP	Erbsen-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Eiweisserbsen/Ackerbohnen/Soja, Bio	Erbsen-Saatgut Bio, ab Regionallager (CH)
Karotten/Einschnidekabis, IP	Zuckerrüben-Saatgut IP, ab Regionallager (CH)
Karotten/Einschnidekabis, Bio	Zuckerrüben-Saatgut IP, ab Regionallager (CH), ohne Beizmittel

Die Daten über Saatbeizmittel stammen von Auskünften von Experten und Lieferanten.

5 Düngung

5.1 Düngermengen und -arten

Zur Bestimmung der Düngermengen für die integrierte und konventionelle Produktion gingen wir wie folgt vor:

1. Der *Nährstoffbedarf* der Kulturen ergab sich aus den Düngungsnormen (Walther *et al.* 2001, Tab. 2). Diese Normen bilden die Voraussetzung für den ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) und für die entsprechenden Direktzahlungen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die meisten Landwirte diese weitgehend befolgen.
2. Die Düngungsnorm wurde für den effektiven *Ertrag* korrigiert. Die Menge ergab sich aus dem Verhältnis des effektiven Ertrags und des Normertrags, multipliziert mit der Normdüngung. Für die N-Düngung erfolgte die Korrektur nur nach unten; entsprechend der Empfehlung in Walther *et al.* (2001) nahmen wir an, dass die N-Düngungsnorm nicht überschritten wird. Eine Ausnahme bildete hier die konventionelle Produktion, welche die Kriterien des ÖLN nicht zu erfüllen hat: hier nahmen wir an, dass die N-Düngung auch über der Norm liegen kann. Dies wird durch die Ergebnisse aus BLW *et al.* (1998) gestützt.

3. Im Falle von *Hacken* wurde die N-Gabe um 10 kg/ha vermindert, entsprechend der Empfehlung von Walther *et al.* (2001, Tab. 26).
4. Für im Frühjahr gesäte Kulturen wurde die N-Gabe um 20 kg/ha verringert (gemäss Walther *et al.* 2001, Tab. 23). Bei diesen Kulturen wurde ja eine obligatorische *Gründüngung* eingerechnet.
5. Die Aufteilung der Nährstoffgaben auf die verschiedenen Düngerarten erfolgte nach folgendem Schema:
 - Die Mengen an Hofdüngern wurden aus BLW *et al.* (1998) entnommen und die darin enthaltenen Nährstoffe von der gesamten Gabe abgezogen.
 - Der verbleibende Nährstoffbedarf muss über Mineraldünger gedeckt werden. Die Aufteilung erfolgte über einen auf der Importstatistik (1996-98, aus Rossier 2000) basierenden Schlüssel (Tab. 4).

Tab. 4: Verteilschlüssel für die Aufteilung der Nährstoffe N, P und K auf verschiedene Mineraldünger (aus Rossier 2000, Anhang 1). Der Anteil N in den Ammonium-Phosphaten (AP_N) ergab sich aus dem Anteil P_2O_5 , welcher in Form von Ammonium-Phosphaten (AP_P) ausgebracht wurde. Die anderen N-Dünger wurden nach Abzug von AP_N berechnet.

	Anteil der Dünger an der Nährstoffgabe		
	N	P_2O_5	K_2O
Harnstoff	$(100-AP_N)*18\%$		
Ammoniumnitrat	$(100-AP_N)*52\%$		
Ammoniumsulfat	$(100-AP_N)*4\%$		
Kalk-Ammoniumnitrat	$(100-AP_N)*26\%$		
Ammonium-Phosphate	$18/46*AP_P$	AP_P: 28%	
Triple-Superphosphat		41%	
Superphosphat		2%	
Thomasmehl		5%	
Rohphosphat (Hyperphosphat)		24%	
Kaliumchlorid			86%
Kaliumsulfat			6%
Patentkali			8%
Summe	100%	100%	100%

Für den Biolandbau wurde eine andere Prozedur befolgt:

1. Ausgangspunkt für die Berechnung der Düngergaben bildet der N-Bedarf gemäss Düngungsnorm (Walther *et al.* 2001).
2. Nach Anwendung der obigen Schritte 1-3 wurde die N-Gabe als 70% des ermittelten N-Bedarfs bei Getreide und als 100% bei allen übrigen Kulturen ermittelt⁵.
3. Die Aufteilung auf die verschiedenen Hofdüngerarten erfolgte proportional zur den Anteilen des Stickstoffs, welcher mit den verschiedenen Hofdüngerarten ausgebracht wurde (Daten aus BLW *et al.* 1998). Für Körnerleguminosen wurden die Hofdüngermengen direkt BLW *et al.* (1998) entnommen.

5.2 Düngungszeitpunkte

Die Düngungszeitpunkte ergaben sich wie folgt:

- Die P- und K-Gaben sowie Mist wurden als Grunddünger ausgebracht (bei der Bodenbearbeitung).

⁵ Persönliche Mitteilung von S. Hartnagel (FiBL, Frick) vom 6.11.01.

- Die N-Düngungszeitpunkte ergaben sich aus den Angaben von Näf (1996) und Walther *et al.* (2001, Tab. 20). Die Aufteilung erfolgte proportional zu den maximal empfohlenen N-Gaben.
- Güllegaben im integrierten und konventionellen Anbau (meist rel. geringe Mengen) wurden vollständig zur ersten Kopfdüngung zugeteilt.
- Im Biolandbau wurde die Verteilung der Güllegaben proportional zu den empfohlenen N-Mengen gerechnet.

6 Pflanzenschutzmittel

Als Datengrundlage dienten die Erhebungen bei den Ökopilotbetrieben 1994-96 (BLW *et al.* 1998). Neuere Untersuchungen, welche eine detaillierte Zuordnung des PSM-Einsatzes auf einzelne Kulturen, Landbauformen, Intensitäten und Produktionszonen erlaubt hätten, standen uns nicht zur Verfügung.

Für die Definition der Inventare wurde wie folgt vorgegangen:

- Aus der Klasse der Herbizide wurden die drei mengenmässig wichtigsten Wirkstoffe berücksichtigt, aus den Fungiziden zwei und aus den Insektiziden, Molluskiziden und Wachstumsregulatoren jeweils nur der wichtigste Wirkstoff berücksichtigt.
- Die Mengen der nicht berücksichtigten Wirkstoffe wurden anteilmässig auf die berücksichtigten verteilt.
- Für jeden Wirkstoff wurde geprüft, ob er in der betreffenden Kultur noch zugelassen ist (Pflanzenschutzmittelverzeichnis 2004, FAW & BLW 2004). Nicht mehr zugelassene Wirkstoffe wurden durch solche ersetzt, welche in der betreffenden Kultur gegen denselben Zielorganismus zugelassen sind.

7 Maschineneinsatz

Grundlage für die Definition des Maschineneinsatzes bildet der Deckungsbeitragskatalog LBL *et al.* (2000). Tab. 5 zeigt die Mechanisierungsstufen aus dem Deckungsbeitragskatalog und die entsprechenden Ökoinventare aus ecoinvent (Nemecek *et al.* 2004).

Weil verschiedene Datenquellen zur Anwendung kamen, waren verschiedene Anpassungen notwendig, um die Konsistenz der Datensätze zu gewährleisten:

- Die Anzahl Durchgänge mit dem Schleuderstreuer wurde durch die Anzahl angenommene Düngungen bestimmt und wich teilweise von LBL *et al.* (2000) ab.
- Ebenso wurden die ausgebrachten Mengen an Hofdüngern gemäss obigen Annahmen bestimmt.
- Die Anzahl Durchgänge für die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln ergab sich aus BLW *et al.* (1998), um die Konsistenz mit den ausgebrachten Wirkstoffmengen zu gewährleisten.
- Die Anzahl Strohballen ergab sich direkt aus den Ertragsannahmen. Das mittlere Gewicht einer Strohballen gemäss Ammann (1999) ist 160 kg. Das Inventar „Ballen pressen (CH)“ aus ecoinvent bezieht sich aber auf Siloballen, deren Herstellung deutlich aufwändiger ist, als das Pressen von Strohballen. Aus diesem Grund wurde – wie schon in Nemecek *et al.* (2004) – folgende Korrektur angewendet: für eine Strohballen wurde 0,23 des Prozesses „Ballen pressen (CH)“ berechnet. Dieser Faktor entspricht dem Verhältnis der Zeitaufwände für Strohballen (0,03 h/Balle) und Siloballen (0,13 h/Balle).
- Die Menge sortierter Kartoffeln ergab sich direkt aus den Ertragsannahmen.

Für den Transport des Erntegutes gelten folgende Annahmen:

- Distanz zum Hof: 1 km (nach Näf 1996).

- Distanz zur Getreidesammelstelle (für Körner): 10 km. Gemäss KSGGV (2005) gibt es in der Schweiz noch 143 Getreidesammelstellen. Diese sind v.a. im Ackerbauggebiet angesiedelt.
- Ernte von Silomais: für das Abführen von Silomais wurde ein Ladewagen angenommen. Gemäss LBL *et al.* (2000) fasst der Lagewagen 20 m³ oder 5 t Frischsubstanz. Daraus ergibt sich eine Dichte von 250 kg FS/m³ oder 70 kg TS/m³.

Tab. 5: Mechanisierungsstufen aus LBL *et al.* (2000) und entsprechende Ökoinventare aus ecoinvent (Nemecek *et al.* 2004).

Verfahren in LBL <i>et al.</i> (2000)	Ökoinventar in ecoinvent
Pflug, 2-scharig	Bodenbearbeitung, Pflügen (CH)
Bodenfräse mit Stabkrümmler, 2,1 m	Bodenbearbeitung, Fräsen (CH)
Federzinkenegge mit Krümmler, 3 m	Bodenbearbeitung, Eggen mit Federzinkenegge (CH)
Kreiselegge mit Stabkrümmler, 3 m	Bodenbearbeitung, Eggen mit Kreiselegge (CH)
Schleuderstreuer, bis 500 l	Düngen, mit Schleuderstreuer (CH)
Misten	Mist laden und ausbringen, mit Mistkran und Miststreuer (CH)
Sämaschine mit Fahrgassenschaltung, 2,5 m	Säen (CH)
Kartoffellegemaschine, 2-reihig	Kartoffellegen (CH)
Einzelkornsämaschine für Mais, 4-reihig	Säen (CH)
Einzelkornsämaschine für Rüben, 6-reihig	Säen (CH)
Feldspritze, 12m	Ausbringen Pflanzenschutzmittel, mit Feldspritze (CH)
Hackstriegel, 6 m	Bodenbearbeitung, Striegeln mit Hackstriegel (CH)
Scharhackgerät für Mais, 4-reihig	Hacken (CH)
Rübenhackgerät, 6-reihig	Hacken (CH)
Sternhackgerät für Mais, 4-reihig	Hacken (CH)
Sternhackgerät mit Vorschar für Rüben, 6-reihig	Hacken (CH)
Kartoffelhack- und häufelgerät, 4-reihig	Bodenbearbeitung, Hacken und Häufeln, Kartoffeln (CH)
Schleuderstreuer, bis 500 l	Düngen, mit Schleuderstreuer (CH)
Gülldüngung	Jauche ausbringen, mit Vakuumfass (CH)
Mähdrescher, 95 kW (129 PS)	Dreschen mit Mähdrescher (CH)
Mähdrescher, 125 kW (170 PS)	Dreschen mit Mähdrescher (CH)
Anbaumaishäcksler, 1-reihig	Mais häckseln (CH)
Zuckerrübenvollernter, mittel, mit Bunker,	Ernten, mit Vollernter, Rüben (CH)
Kartoffelkrautschläger, 1,8 m, 2-reihig	Kartoffelkrautschlagen (CH)
Kartoffelvollernter, mittel, Rollbodenbunker, 1-reihig	Ernten, mit Vollernter, Kartoffeln (CH)
Schlegelmulchgerät ohne Schwenkarm, 2-2,5 m	Mulchen (CH)
Ladewagen mit Schneidvorrichtung, 13-20 m ³	Futter laden mit Ladewagen (CH)
Pneuwagen, 2-achsig, 8 t, hydraulisch kippbar	Transport, Traktor und Pneuwagen (CH)
Hochdruckpresse	Ballen pressen (CH)
Ballenlader	Ballen laden (CH)
Grubber mit Nachläufer, 2,2 m	Bodenbearbeitung, Grubbern (CH)
Kartoffelsortiermaschine mit Verleseband	Kartoffeln sortieren (CH)

8 Standortparameter

Die standortspezifischen Parameter für die drei Produktionsregionen in der Schweiz sowie für Sachsen-Anhalt in Deutschland sind in Tab. 6 zusammengestellt. Für die übrigen Parameter wurden jeweils die Default-Werte eingesetzt.

Tab. 6: Standortspezifische Parameter für die Berechnung der Ökobilanzen von Ackerkulturen.

Region	Tal-CH	Hügel-CH	Berg-CH	Deutsch-land	Quellen
Region ⁶	2a	2b	2b	2a	Gemäss Empfehlung
Bodenart	Lehm	Lehm	Lehm	Lehm	Default-Wert
Tongehalt (%)	20	20	20	21	CH: Typische Werte D: GL-Pro ⁷
Humusgehalt (%)	2	2	2	2,6	CH: Typische Werte D: GL-Pro ⁷
Gründigkeit (cm)	80	80	80	80	Default-Wert (nach Nemecek <i>et al.</i> 2004)
pH (-)	6,7	6,7	6,7	7	CH: Typische Werte D: GL-Pro ⁷
Hangneigung (%)	5	10	14	2	CH: abgeschätzt aus SBV (2000) D: GL-Pro ⁷
Umrechnungsfaktor Nitrat	0,8	0,8	0,8	0,34	Nitratmodell, Korrektur für D mit dem Verhältnis der Winterniederschläge
Klimaeignungszone	A	B	C	A	Klimaeignungskarte
Klimatyp	feucht	feucht	nass	trocken	Klimaeignungskarte

⁶1 = Talzone des westlichen Mittellandes, 2a = Talzone des zentralen und östlichen Mittellandes, 2b = Hügelzone des zentralen und östlichen Mittellandes, 3 = Lössgebiete, 4 = Hügelzone des Juras

⁷ GL-Pro: Angaben aus der konzertierten Aktion "European extension network for the development of grain legume production in the EU", EC Contract: QLK5-CT-2002-02418 (5. EU-Rahmenprogramm). Nähere Angaben in von Richthofen (2005).

Referenzen

- Ammann, H., 1999. Maschinenkosten 2000. FAT-Bericht Nr. 539, 40p.
- BLW, FAT, FiBL, LBL & SRVA, 1998. Ökologische und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbetriebe 1991 bis 1996 - Schlussbericht der nationalen Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe. FAT, Tänikon, 169 p.
- FAW & BLW, 2004. Pflanzenschutzmittelverzeichnis 2004. FAW, BLW.
- KSGGV, 2005. Kommission für Sicherheit und Gesundheitsschutz im Getreidehandel und der Getreideverarbeitung, ASA – Erfahrungsbericht der Branchenlösung „Getreide“. Zugang: http://www.vsf-mills.ch/downloads/ksggv/ErfaBericht_BrL_Getreide_2003.pdf [17.6.05].
- LBL, SRVA & FiBL, 2000. Deckungsbeiträge - Ausgabe 2000.
- Näf E., 1996. Datenkatalog für den Arbeitszeitbedarf der landwirtschaftlichen Arbeiten, FAT, Tänikon.
- Nemecek T. & Erzinger S., 2005. Modelling Representative Life Cycle Inventories for Swiss Arable Crops. Int J LCA, 10: 68-76.
- Nemecek T., Heil A., Huguenin O., Meier S., Erzinger S., Blaser S., Dux D. & Zimmermann. A., 2004. Life cycle inventories of agricultural production systems - ecoinvent data v1.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (ecoinvent), Dübendorf; ecoinvent report 15, 289p.
- RAP, 1999. Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Wiederkäuer. 4. ed.; LmZ, Zollikofen.
- Rossier D., 2000. Vereinfachte Beurteilung der potenziellen Umweltwirkungen der schweizerischen Landwirtschaft - Studie im Rahmen des Projekts: 'Zentrale Auswertung und Ökobilanzierung'. SRVA, BLW, FAL, FAT & FiBL, 60 p.
- SBV, 1996. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 72. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- SBV, 1997. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 73. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- SBV, 1998. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 74. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- SBV, 1999. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 75. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- SBV, 2000. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 76. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- SBV, 2002. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 78. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Brugg.
- SZG, 2005. Saat- und Pflanztafel. SZG, CH-3425 Koppigen. Zugang: http://www.szg.ch/gemuese/pdf/technik_saatpflanztafel_df.pdf [30.9.05].
- Von Richthofen J.S., 2005. Kostengünstig und umweltschonend. Körnerleguminosen rechnen sich – innerhalb der Fruchtfolge. Neue Landwirtschaft 8, 28-32.
- Walther U., Ryser J.-P. & Flisch R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. Agrarforschung, 8: 1-80.

Anhang 3.1.4: Vorgehen für die Ökobilanzierung der Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden

1 Übersicht

Tab. 1: Übersicht über die Herleitung der Produktionsdaten für die Raufutterkulturen.

Datenkategorie	Grunddatenquelle	Bemerkungen
Anzahl Nutzungen	Walther <i>et al.</i> (2001). Grundlagen für die Düngung	Bestimmt die Bewirtschaftungsintensität zusammen mit der Düngung.
Mechanisierung	Schick und Stark (2002) Arbeitswirtschaftliche Kennzahlen zur Raufutterernte. LBL, SRVA, FiBL (2001). Deckungsbeiträge. Jakob und Van Caenegem (1993). Flachsilo – Bau und Technik. Schick (1995). Arbeit auf dem Bergbetrieb. FAT (1996). Arbeitsvoranschlag.	Annahmen: Hangneigung (berechnet mit Hilfe von Angaben in Bundesamt für Statistik 2000, und Schweizerischer Bauernverband 2000).
Unkrautregulierung	AGFF (1996). Wiesenblacke und Alpenblacke. Vorbeugen und bekämpfen.	Annahmen: Blackendichte im Bestand
Saatgut	Lehmann <i>et al.</i> (2000). Standardmischungen für den Futterbau	
Botanische Zusammensetzung	Dietl (2003). Wiesen- und Alpenpflanzen. Lehmann <i>et al.</i> (2000). Standardmischungen für den Futterbau.	Futterbaulich günstige botanische Zusammensetzung
Bruttoertrag	Dietl (1986). Pflanzenbestand, Bewirtschaftungsintensität und Ertragspotential von Dauerwiesen. Lehmann <i>et al.</i> (2001). Modell für die Berechnung des Ertrages von Klee-Gras-Mischungen.	Annahmen: 500, 800 und 1300 m ü.M. Kein Einfluss von der Exposition. Angaben über die Variabilität innerhalb einer Bewirtschaftungsintensität sind nicht vorhanden.
Verluste	Jakob R., Van Caenegem L. (1993) Flachsilo – Bau und Technik. LBL (2000). Betriebsplanung	Annahmen: Gute bis mittlere Verhältnisse
Verluste auf der Weide	LBL (2000). Betriebsplanung Expertenmeinung	Datensatz klein, Schätzungen.
Futterqualität (NEL-Gehalt)	RAP (1999). Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen	
Düngermenge	Walther <i>et al.</i> (2001). Grundlagen für die Düngung	

2 Erträge

Die Bruttoertragswerte kamen aus der Betriebsplanung (LBL, 2000), welche sich auf die Arbeit von Dietl (1986) stützen. Die in diesem Werk angegebenen Bruttoerträge für intensiven Wiesen entsprechen einer Produktion unter sehr günstigen Standort- und Bestandverhältnissen. Für die intensiven Wiesen wurden deshalb die Bruttoerträge gegenüber den Angaben in LBL (2000) um 10% reduziert, damit nach Abzug der Feldverluste nicht mit höhere Feldertragswerte als jene in Walther *et al.* (2001) resultieren (Tab. 2). Im Weiteren wird von einer durchschnittlichen Ertragsabnahme von 5% pro 100 Höhenmeter ausgegangen (Dietl, 1986; Dietl *et al.*, 1997; LBL, 2000). Der Einfachheit halber verzichten wir darauf, die verschiedenen Klimagebiete (Alpennordseite und Jura, Zentralalpen, Südalpen) mit ihren spezifisch ausgeprägten Höhenstufen – und damit unterschiedlichen Pflanzenbeständen auf gleicher Höhe – im Einzelnen zu berücksichtigen. Dietl *et al.* (1997) weisen darauf hin, dass sich insbesondere im Berggebiet die Exposition auf den Ertrag auswirkt. Der Komplexität wegen wird hier darauf verzichtet, den Einfluss der Exposition in den Berechnungen zu berücksichtigen. Der Ertrag der Ansaatwiesen wurde mit dem Modell für die Berechnung des Ertrages von Klee-Gras-

Mischungen (Lehmann *et al.*, 2001) geschätzt (Tab. 3). Angenommen wurden Standorte mit ausgeglichenen Niederschlags- (950-1050 mm) und guten Bestandesverhältnissen mit 200 Wachstumstagen (1. April bis 20. Oktober). Für die intensiven Verfahren werden günstige Raigraslagen angenommen, womit der Vegetationsbeginn auf den 15. März vorverschoben wird.

Für den Biolandbau wurde für die Dauerwiesen ein 15% kleinerer Ertrag in den intensiven Verfahren und ein 10% kleinerer Ertrag in den mittel intensiven angenommen; für die Ansaatwiese ein 10% kleinerer Ertrag im Biolandbau. Die Erträge der Zwischenkulturen leiten sich aus dem AGFF-Merkblatt 9 (AGFF, 2001) her (Tab. 4). Der Auswahl der Zwischenkulturen für die Ökobilanzierung geschah aufgrund ihres Vorkommen in der Schweiz (Lehmann, mündliche Mitteilung).

Tab. 2: Bruttoerträge von Dauerwiesen und -weiden in Abhängigkeit der Höhenlage und der Bewirtschaftungsintensität in Tonnen (t) Trockensubstanz (TS) pro Hektar und Jahr. Pflanzenbestände sind ausgewogen oder gräserreich. Angepasst von Dietl (1986).

Höhe ü. M.	Intensität	Anzahl Nutzungen bei Schnittwiesen	Bruttoertrag (t TS ha ⁻¹ Jahr ⁻¹)
500	Intensiv	5	13,5
	Mittel intensiv	4	11,0
	Wenig intensiv	3	8,0
	Extensiv	1	4,0
800	Intensiv	4	11,6
	Mittel intensiv	3	9,5
	Wenig intensiv	2	6,8
	Extensiv	1	3,4
1300	Intensiv	3	8,5
	Mittel intensiv	2	7,0
	Wenig intensiv	1	4,8
	Extensiv	1	2,4

Tab. 3: TS-Bruttoerträge von Ansaatwiesen in Abhängigkeit des Mischungstyps. Berechnet nach Lehmann *et al.* (2001). HNJ = Hauptnutzungsjahr.

Mischungstyp	Anzahl Nutzungen pro Jahr	Bruttoertrag (t TS ha ⁻¹)			Total
		Ansaatjahr	1. HNJ	2. HNJ	
SM 2xx, 2-jährig	5	2,5	15,4		17,9
G SM, 3-jährig	5	2,5	14,3	13,0	29,8
M+L SM, 3-jährig	4	2,5	15,4	14,0	31,9

SM = Standardmischung, G SM = Gras-Weissklee-Standardmischung, M SM = Mattenklee-Gras-Standardmischung, L SM = Luzerne-Gras-Standardmischung

Tab. 4: TS-Bruttoerträge von verschiedenen Zwischenkulturen. Quelle: AGFF Merkblatt 9; Lehmann, 1991.

Kultur	Saattermin	Bruttoertrag (t TS ha ⁻¹)		
		Herbst	Frühling	Total
Grünschnittmais	Beginn August	4,0	-	4,0
Nicht-überwinternde Zwischenkultur ohne Leguminosen (Futerraps)	Beginn-Mitte August	3,2	-	3,2
Überwinternde Zwischenkultur ohne Leguminosen (Ital. Raigras)	Beginn-Mitte August	2,3	3,0	5,3
Nicht-überwinternde Zwischenkultur mit Leguminosen (SM101)	Beginn-Mitte August	3,0	-	3,0
Überwinternde Zwischenkultur mit Leguminosen (SM210)	Beginn-Mitte August	2,5	3,0	5,5

3 Futterverluste

Feldverluste

Die Verluste werden nicht direkt durch die Bewirtschaftungsintensität definiert, sondern durch Parameter, welche stärker auf den Bestand eingehen. Es sind dies: Alter des Futters bei der Ernte, TS-Gehalt des geborgenen Futters, Mechanisierungsgrad in Abhängigkeit der Bestandeszusammensetzung und Konservierungsart. Es hat sich gezeigt (Frick und Ammann, 1999; 2000), dass die Feldverluste insbesondere durch die Futterbearbeitung mit dem Kreiselheuer stark zunehmen. Der Grund für die Annahme grösserer Verluste bei leguminosen- und kräuterreichen Beständen liegt bei den höheren Bröckelverlusten während der Mähauflbereitung und des Abtrocknens auf dem Feld (Frick und Ammann, 2000). Diese Verluste treten nur bei der Heu- und Silagebereitung auf. Durch die Bergung des Futters entstehen mechanische Verluste; angenommen wurde ein einheitlicher Ertragsverlust von 5% über alle Konservierungsverfahren. Die Feldverluste wurden deshalb anhand der folgenden Faktoren gerechnet: die Konservierungsart, das Alter des Futter bei der Ernte bestimmt durch die Bewirtschaftungsintensität und die botanische Zusammensetzung der Bestände (Tab. 5). Insbesondere bei der Weide gibt es eine grosse Vielfalt an Führungsformen, von z.B. Portionenweiden bis zu Kurzrasenweiden. Die individuelle Weidetechnik beeinflusst die Verlustmenge sehr stark und fällt oft stärker ins Gewicht als die Systeme an und für sich. Ein Beispiel dafür ist die zeitliche Anpassung der Futternachfrage an die wechselnden Zuwachsraten. Mott *et al.* (1971) beschreiben die Weideverluste in Abhängigkeit der Graslänge. Sie schlagen für die Portionenweide 10% Verluste bei kurzem und 25% bei langem Gras vor. Bei der Umtriebsweide sind es 20% respektiv 40%. Aus dem oben erwähnten Grunde wurde für diese Studie auf einen starken Detaillierungsgrad verzichtet und die Futterverluste auf der Weide nach der Bewirtschaftungsintensität definiert (Tab. 6). Bei einer optimalen Führung der Weide können aber die Futterverluste deutlich kleiner sein. Als Vergleich wurde deshalb ein Szenario mit nur 5% Futterverlusten gerechnet (Verfahren Nr. 104 „Weid_Int_TiVer“, siehe Anhang 8a). Obwohl der Netto-Futterertrag bei diesem Verfahren 27% höher gerechnet wird als beim Verfahren mit 25% Futterverlusten, liegen die Werte für die Umweltwirkungen pro produziertes MJ NEL im Durchschnitt nur 12% tiefer, weil die Gesamtmenge der tierischen Ausscheidungen mit einem steigenden Netto-Futterertrag zunimmt.

Tab. 5: Feldverluste in % des Bruttoertrags in Abhängigkeit der Konservierungsart, der Bewirtschaftungsintensität und der botanischen Zusammensetzung des Bestandes.

Intensität	Bestand	Eingrasen	Silage	Belüftungsheu	Bodenheu
Intensiv	A oder G	5 %	7,5 %	10 %	15 %
Mittel intensiv	A oder G	5 %	7,5 %	10 %	15 %
Mittel intensiv	L oder K	5 %	8,5 %	12 %	19 %
Wenig intensiv	A oder G			12,5 %	17,5 %
Extensiv	A oder G			15 %	20 %

A oder G = Ausgewogen (50-70 % Gräser) oder Gräserreich (mehr als 70 % Gräser), L oder K = Leguminosen- oder Kräuterreich (weniger als 50 % Gräser).

Tab. 6: Angenommene Futterverluste auf der Weide in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität (Modifiziert aus Mott *et al.* (1971) und LBL (2000)).

	Feldverluste (% des Bruttoertrags)
Intensive Umtriebsweide	25%
Mittel und wenig intensive Umtriebsweide	30%
Extensive Standweide	35%

Lagerungsverluste

Die Lagerungsverluste setzen sich aus den Verlusten der eigentlichen Lagerungsprozesse (mechanische Verluste) und den Konservierungsverlusten (Fermentations- und Gärverluste, Gärstoffverluste) zusammen (LBL 2000).

Tab. 7: Lagerungs- und Konservierungsverluste in Abhängigkeit der Konservierungsart und den Konservierungsbedingungen. Quelle: LBL (2000), Jakob R. und Van Caenegem, L. (1993).

Konservierung	Bedingungen	Lagerungsverluste % des Feldertrags
Eingrasen	gute Futterqualität	1%
Silierung Ballen	gute-mittlere Verhältnisse	6,5%
Silierung Hochsilo	gute-mittlere Verhältnisse	8%
Silierung Fahrsilo	gute-mittlere Verhältnisse	6,5%
Heubelüftung	gute-mittlere Verhältnisse	4,5%
Bodentrocknung	gute-mittlere Verhältnisse	3,5%

Die nach Abzug der Feld- und Lagerungsverluste berechneten Netto-Erträge sind für den verschiedenen Verfahren in den Tabelle 12 und 13 angegeben.

4 Nutzungszeitpunkt und Nutzungsstadium

Der Nutzungszeitpunkt, und damit auch das Nutzungsstadium, wurden aufgrund der Höhe und der Nutzungsintensität mit Hilfe des AGFF Merkblattes 3 (AGFF, 2000) festgelegt. Die Vegetationsperiode wird auf 500 m mit 200 Tagen, auf 800 m mit 180 Tagen und auf 1300 m mit 130 Tagen definiert (Elmer *et al.*, 1995). Entsprechend dem Jahresverlauf des Graszuwachses wird mehr Zeit zwischen zwei Nutzungen im Herbst als im Frühjahr gerechnet.

Der erste Weidegang im Frühling findet in der Regel vor der ersten Schnittnutzung statt. In der Folge wird hier angenommen, dass bei gleicher Intensität ein Mal mehr geweidet als gemäht wird.

Als durchschnittliches Nutzungsstadium wurde angenommen:

- Intensive Mähwiesen: Stadium 3 (Stadium Hauptgras = Beginn Rispenschieben)
- Mittel intensive Mähwiesen: Stadium 4 (Stadium Hauptgras = Volles Rispenschieben)
- Intensive Weiden: Stadium 2 (Stadium Hauptgras = Schossen)
- Mittel intensive Weiden: Stadium 3 (Stadium Hauptgras = Beginn Rispenschieben)

Bei den extensiven und wenig intensiven Wiesen wurden die Nutzungszeitpunkte für der ökologische Leistungsnachweis nach Art. 45 der Direktzahlungsverordnung (DZV, 1998) angenommen.

5 Pflanzenbestände

Bedingt durch unterschiedliche Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse, zeichnen sich die Dauerwiesen und -weiden durch eine grosse Vielfalt in ihrer Zusammensetzung aus. Als Verallgemeinerung wurde für intensiv bis wenig intensiv bewirtschaftete Wiesen von ausgeglichenen Beständen und für extensiv bewirtschaftete Wiesen von gräserreichen Beständen ausgegangen. Ein Bestand wird als ausgewogen betrachtet, wenn der Gräseranteil zwischen 50 und 70% des Gesamtertrags beträgt. Bei gräserreichen Beständen liegt er darüber. Für intensiv bewirtschaftete Wiesen wurde auf 500 und 800 m ü.M. von Raigräsern als Bestandesbildner, auf 1300 m ü.M. von Nicht-Raigräsern, ausgegangen. Es wurde angenommen, dass bei allen anderen Bewirtschaftungsintensitäten die Bestände nicht hauptsächlich durch Raigräser gebildet werden.

6 Futterqualität

Der Energiegehalt des Futters in Nettoenergie für die Laktation (NEL) wurde anhand des phänologischen Stadiums der Pflanzen bei der Ernte, der Zusammensetzung des Pflanzenbestands und des Konservierungsverfahrens festgelegt (Tab. 8 und 9). Die unvermeidbaren Gehaltsverluste, die während der Konservierung auftreten, wurden damit berücksichtigt. Die Daten für den Energiegehalt lieferte uns das Buch „Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Wiederkäuer“ (RAP, 1999).

Tab. 8: NEL-Gehalte im Futter aus Dauerwiesen, in MJ NEL pro kg TS. Quelle: RAP (1999).

	Intensiv			Mittel Intensiv			Wenig Intensiv		Extensiv
	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	T+H	Berg	
Weide	6,6	6,6	6,5	6,2	6,2	6,2	5,8	5,8	5,3
Frisches Gras	6,5	6,5	6,2	5,9	5,9	5,9			
Silage	6,4	6,4	6,1	5,7	5,7	5,7			
Belüftungsheu	6,0	6,0	5,6	5,4	5,4	5,4	5,0	5,0	4,4
Bodenheu	5,8	5,8	5,4	5,2	5,2	5,2	4,8	4,8	4,2

Tab. 9: NEL-Gehalte im Futter aus Ansaatwiesen und Zwischenkulturen, in MJ NEL pro kg TS.
Quelle: RAP, 1999.

	Gras-Weissklee- Mischungen	Mattenklee-Gras- und Luzerne-Gras- Mischungen	Zwischenkulturen
Weide	6,6		
Frisches Gras	6,5	6,1	6,3
Silage	6,4	6,0	6,1
Belüftungsheu	6,0	5,5	
Bodenheu	5,8		

7 Saattermin

Ansaatwiesen können vom Frühjahr bis Sommer angesät werden. Wir berechnen hier nur die Sommersaat-Variante (Äugstlen), also eine Saat nach der Ernte einer Hauptkultur. Die Nutzungsdauer der Parzelle wird entsprechend korrigiert.

Der Saattermin der Zwischenkulturen wurde zwischen dem 1. und dem 15. August gemäss dem AGFF-Merkblatt 9 (AGFF, 2001) und der SRVA-Fiche technique 15.15 (SRVA, 2003) bestimmt.

8 Düngung

Dauerwiese

Der Nährstoffbedarf für Dauer- und Ansaatwiesen entnehmen wir aus Walther *et al.* (2001). Da in der Praxis kaum auf die durch die Konservierungsform verursachten Abweichungen des Feldertrags eingegangen wird, wurde für die Berechnung der Düngung ein einheitlicher Feldertrag für alle Konservierungsarten angenommen (90% des Bruttoertrages für die intensiven und die mittel intensiven Wiesen, und 85% für die wenig intensiven Wiesen). In der Schweiz sind die meisten Betriebe, welche Raufutter produzieren, hauptsächlich Futterbaubetriebe (Peter, 2001). Deshalb wurde hier angenommen, dass der Nährstoffbedarf hauptsächlich mit Hofdüngern gedeckt wird (Tab. 10). Ferner gehen wir davon aus, dass die biologischen Verfahren 70% der Düngungsmenge des entsprechenden ÖLN-Verfahrens bekommen, wobei 100% des Stickstoffs als Hofdünger und wenn nötig Phosphor als Rohphosphat verabreicht wird. Für die intensiv und mittel intensiv bewirtschafteten Mähwiesen wird die Düngermenge durch die Anzahl Nutzungen geteilt und vor jedem Aufwuchs ausgebracht.

Ansaatwiese

Die Annahmen für die Düngung der Gras-Weissklee-Mischungen während der Hauptnutzungsjahre sind identisch mit denjenigen für die Düngung der Dauerwiesen. Im Ansaatjahr wird eine Grunddüngung von 20 m³ Vollgülle angenommen.

Dank ihrem hohen Anteil an Leguminosen brauchen die Mattenklee- und die Luzerne-Gras-Mischungen keine oder nur geringe Stickstoffdüngung. Für diese Mischungen wird eine Grunddüngung von 20 Tonnen Stapelmist angenommen, um die nötige Stickstoffmenge für das Auflaufen und einen Teil des P- und K-Bedarfs der nächsten Jahre zu decken. Es wird angenommen, dass im Ansaatjahr nur einmal genutzt wird. Infolgedessen erfolgt auch keine weitere Düngung während des Ansaatjahrs. Es wurde weiter angenommen, dass 20 m³ Vollgülle und mineralisches P während den Hauptnutzungsjahren verabreicht wird.

Zwischenfutter

Um das Potential des Wachstums der Zwischenfrüchte zu gewährleisten, empfehlen Elmer *et al.* (1995) eine ausreichende Düngung von 20 kg P₂O₅, 60 kg K₂O und 25-30 kg N. Es wurde für diese Studie angenommen, dass dieser Nährstoffbedarf über eine Vollgüllegabe (1:1) von 20 m³ vor der Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat gedeckt wird. Im Herbst wird, auch bei zweimaliger Nutzung (SM 106, 151, 155), auf eine weitere Düngung verzichtet. Bei überwintertem Zwischenfutter wird zu Beginn der Vegetationsperiode eine weitere Güllegabe desselben Umfangs wie im Herbst verabreicht. Für Grünschnittmais wurde mit einer Grunddüngungsgabe von 26,7 m³ Vollgülle (40 kg N) gerechnet.

Tab. 10: Benutzten Faktoren für die Berechnung des Stickstoff- und Phosphorbedarfs der Wiesen und Weiden (vereinfacht aus Walther *et al.* 2001), sowie angenommener Anteil an Hofdüngerstickstoff und Hofdüngerart.

Intensität	Nährstoffbedarf kg/dt TS		% N aus	
	N	P	Hofdünger	Hofdüngerart
<i>Mähnutzung</i>				
Intensiv	1,2	0,35	80	Vollgülle
Mittel intensiv	1,0	0,31	100	Mist + Gülle kotarm
Wenig intensiv	0,6 ¹⁾	0,26	100	Laufstallmist
<i>Weidenutzung</i>				
Intensiv	1,2	0,16	50	Vollgülle
Mittel intensiv	0,85	0,14	100	Mist + Gülle kotarm
Wenig intensiv	0	0,19	100% P-Bedarf	Laufstallmist

¹⁾ Maximal aber 30 kg N pro Hektare und Jahr.

Die Anhand diesen Annahmen berechneten Düngungsgaben für den verschiedenen Verfahren sind in den Tabellen 14 bis 16 angegeben.

9 Pflegemassnahmen und Herbizide

Bei Weiden, ausser bei extensiven, wird ein Reinigungsschnitt mit dem Motormäher pro Jahr angenommen. Bei Ansaatwiesen wurde mit einem Reinigungsschnitt während des Ansaatjahrs gerechnet.

Für die Unkrautbekämpfung wurde mit einer jährlichen Einzelstockbehandlung gegen Blacken mit einer 5%-igen Asulam-Lösung und einer Menge von 2 cm³ pro Pflanze gerechnet (AGFF, 1996). Angenommen wurde eine Blackendichte von 0,5 Pflanzen pro m². Die Ansaatwiesen werden während des letzten Hauptnutzungsjahrs nicht behandelt. Auf wenig intensiven und extensiven Wiesen, sowie in den Bio-Verfahren, wird kein Herbizid eingesetzt.

10 Arbeitsverfahren und Mechanisierung

Der Typ, die Grösse und Arbeitsbreite der eingesetzten Maschinen wurde für alle Verfahren gleich definiert. Für die Anlage von Ansaatwiesen wird gepflügt, geeggt und gewalzt. Die Saat erfolgt mit einer Sämaschine. Für die Ausbringung von Gülle wird ein 4000 l grosses Vakuumfass angenommen. Das angenommene Mähwerk ist der Motormäher für das Eingrasen, und der Kreiselmäher mit Mähauflbereiter für alle anderen Verfahren. Das Bearbeiten des Mähgutes nach dem Mähen und vor der eigentlichen Ernte teilt sich in die Arbeitsvorgänge „Zetten“, „Wenden“ und „Schwaden“. Das Bodenheu, das einen Tag länger auf

dem Feld bleibt, benötigt zwei Bearbeitungsgänge mehr als das Belüftungsheu. Folgende Arbeitsdurchgänge wurden angenommen:

- Silage: 1,5x Zetten + 1x Schwaden
- Belüftungsheu: 2,5x Zetten + 1x Schwaden
- Bodenheu: 3,5x Zetten, 2x Schwaden

Die Grasernte für das Eingrasen, das Belüftungsheu sowie das Anwelkgras für das Hoch- und das Flachsilo erfolgt mit dem Ladewagen. Für das Eingras-Verfahren wird eine Kuhherde von 25 Kühen angenommen, wobei davon ausgegangen wurde, dass einmal pro Tag die Hälfte der Grundfutterration geerntet wird. Dies bedingt, dass der Ladewagen nicht bis zur vollen Kapazität geladen wird. Als Vergleich wurde auch ein Verfahren für eine 50-köpfige Kuhherde gerechnet, in welchem das Schneiden mit einer Frontkreiselmäher geschieht. Für die Vorbereitung der Silage im Flachsilo wird zusätzlich mit dem Einsatz eines Walztraktors gerechnet. Die Einsatzzeit wird wie folgt berechnet: $\text{Traktorzeit} = \text{Feldertrag} \cdot 0,03$ (umgerechnet von den Daten in Jakob und Van Caenegem, 1993). Die Verfahrenskette bei der Herstellung von Ballensilage besteht aus den Verfahrensabläufen „Pressen“, „Wickeln“ und „Transport“. Mit dem Bodenheu werden Kleinballen erstellt.

Detaillierte Angaben über die Mechanisierung der verschiedenen Verfahren sind in die Tabellen 17 und 18 dargestellt.

Der Energiebedarf für den Ventilator der Kaltbelüftung wird mit 12 kWh / dt TS Feldertrag (Baumgartner, 1991) berechnet. Für die Warmbelüftung wird ein Sonnenkollektor und ein Energiebedarf von 7 kWh / dt TS Feldertrag (Baumgartner, 1991) angenommen.

Berggebiet

Im Berggebiet sind die Produktionsbedingungen erschwert. Die Hangneigung hat einen Einfluss auf die Mechanisierung und den Arbeitszeitbedarf für die Bewirtschaftung einer Parzelle, wobei der Arbeitszeitbedarf mit steigender Hangneigung steigt (FAT-Arbeitsvoranschlag, 1996). Mit einer Traktormechanisierung ist der Arbeitszeitbedarf für die Bewirtschaftung einer Parzelle mit einer Hangneigung zwischen 26 und 35%, 30% grösser als für die Bewirtschaftung einer Parzelle mit einer Hangneigung kleiner als 18%; (Schick, 1995). Wegen des erhöhten Arbeitszeitbedarfs und der wahrscheinlichen höheren Belastung der Maschinen mit einer steigenden Hangneigung ist anzunehmen, dass der Energiebedarf für die Bewirtschaftung einer Parzelle mit zunehmender Hangneigung steigt. Im Durchschnitt steigt auch der Anteil an steilen Parzellen vom Tal- zum Berggebiet. Aufgrund des Datenmaterials des Bundesamts für Statistik (2000) und des Schweizerischen Bauernverbands (2000) wurde die Steigerung dieses Anteils geschätzt und mit einem zusätzlichen Energiebedarf von +5% für die Bewirtschaftung von den Parzellen im Hügelland und +10% für die Bewirtschaftung von Parzellen im Berggebiet gerechnet.

11 Zaunmaterial für Weide

Für die Bestimmung des nötigen Zaunmaterials für die Weiden werden folgende Annahmen getroffen: Die Weide ist ein 1 ha grosses Viereck, gezäunt wird mit einem 1 Draht-Elektrozaun und die Pfähle werden im Abstand von 8,3 m, nach Baumgartner und Näf (1996), gesteckt. Das gleiche Zaunmaterial wurde für alle Weideverfahren angenommen.

Tabelle 11: Angenommenes Zaunmaterial für 1 ha Weide.

Material	Menge Stück, m	Gewicht/Menge kg	Gesamtgewicht kg
Eck- und Torfpfähle aus Holz	5	7	35
Eisen-Steckpfähle	43	1,3	55,9
Verzinkte Stahldraht Ø 2 mm	400 m	2,5 /100 m	10
Isolatoren (Kunststoff+Metal)	48	0,023	1,1
Sonnenkollektor-Elektrogerät	1	16	16

Literatur

- AGFF, 1996. AGFF Merkblatt 7, 4. Auflage, 1996. Wiesenblacke und Alpenblacke. Vorbeugen und bekämpfen. *Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus*, Zürich-Reckenholz.
- AGFF, 2000. AGFF Merkblatt 3, 3. Auflage: Bewertung von Wiesenfutter: Nährstoffgehalt und Milchleistung. *Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus*, Zürich-Reckenholz.
- AGFF, 2001. AGFF Merkblatt 9, 3. Auflage: Die Methode „Immergrün“: Zwischenfutter, Gründüngung. *Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus*, Zürich-Reckenholz.
- Baumgartner, J., 1991. Die Heubelüftung von A bis Z. FAT-Berichte Nr. 406. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- Baumgartner, J. und Näf, E., 1996. Elektro-Weidezaun. Ein flexibles, hütensicheres und arbeitssparendes Zaunsystem. FAT-Berichte Nr. 487. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- Bundesamt für Statistik, 2000. Einblicke in die schweizerische Landwirtschaft. Ausgabe 1999. BFS, Neuchâtel, 124 S.
- Dietl, W., 1986: Pflanzenbestand, Bewirtschaftungsintensität und Ertragspotential von Dauerwiesen. *Schweizerische Landwirtschaftliche Monatshefte*, 64, 241-262.
- Dietl, W., Hug, L., Indermühle, P., Lauener, H., Peterer, R., Schläppi, W., Stadler, F. und Wäfler, P., 1997: Alpwirtschaft. *Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale*, Zollikofen, 150 S.
- Dietl, W., 2003. Wiesen- und Alpenpflanzen. *Österreichischer Agrarverlag*, Leopoldsdorf, Österreich, 651 S.
- DZV, 1998 (Stand 2001): Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft, SR 910.13.
- Elmer, R. et al., 1995. Futterbau und Futterkonservierung. *Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale*, Zollikofen.
- FAT, 1996. Arbeitsvoranschlag. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- Frick, R. und Ammann, H., 1999: Einsatz von Intensivaufbereitern in der Futterwerbung. FAT-Berichte Nr. 532, *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- Frick, R. und Ammann, H., 2000: Futterwerbung mit dem Schwadwender. FAT-Berichte Nr. 545, *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- Jakob R. und Van Caenegem, L., 1993. Flachsilo – Bau und Technik. Ausgereifte, sinnvolle Alternative zum Hochsilo. FAT-Berichte Nr. 438. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- LBL, 2000: Betriebsplanung. *Landwirtschaftliche Beratungszentrale*, Lindau.
- LBL, SRVA, FiBL, 2001. Deckungsbeiträge. Ausgabe 2001. *Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau, Service romand de vulgarisation agricole und Forschungsinstitut für biologischen Landbau*, Lindau.
- Lehmann, J. et al., 1991: Zwischenkulturen – was können sie und was können sie nicht? *Landwirtschaft Schweiz*, 4 (4): 151-158.
- Lehmann, J., Rosenberg, E. und Mosimann, E., 2000: Standardmischungen für den Futterbau. *Agrarforschung*, 7 (10): 1-12.
- Lehmann, J., Rosenberg, E. und Briner, H.-U., 2001: Modell für die Berechnung des Ertrages von Klee-Gras-Mischungen. *Agrarforschung*, 8 (9): 364-369.
- Mott, N. et al., 1971: In Futterbauskript II: Naturfutterbau, Nösberger, J., Wintersemester 1997/98, 185 p.
- Peter, M., 2001: Flächennutzung in der Schweiz. Arbeitspapier. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL*.
- RAP, 1999. Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Wiederkäuer. 4. überarb. Aufl. 327 S. Zollikofen, *Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale*.
- Schick, M., 1995. Arbeit auf dem Bergbetrieb. Zeitbedarf für Rauhfutter-Konservierungsverfahren. FAT-Berichte Nr. 472. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- Schick, M. und Stark, R., 2002. Arbeitswirtschaftliche Kennzahlen zur Rauhfutterernte. Zeitbedarf und Verfahrensleistungen für Grassilage- und Heuernte. FAT-Berichte Nr. 588. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.

- Schweizerischer Bauernverband, 2000. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. 76. Jahresheft. Schweizerischer Bauernverband, Abteilung Statistik und Dokumentation, Brugg. 223 S.
- SRVA (2003). Fiche technique 15.15, Cultures dérochées. In : Grandes cultures, fiches techniques. *Service romand de vulgarisation agricole*, Lausanne.
- Walther, U., Ryser, J.-P. und Flisch, R. 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau 2001. *Agrarforschung*, 8 (6), 80 S.

Tab. 12: Berechneter Netto-Futterertrag für Dauerwiesen, in t TS ha⁻¹ Jahr⁻¹.

	Intensiv						Mittel intensiv						Wenig intensiv		Extensiv
	ÖLN			BIO			ÖLN			BIO			ÖLN + BIO		Alle
	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal-Hüg.	Berg	
Eingrasen	12,697	10,910	7,994	10,792	9,273	6,795	10,346	8,935	6,584	9,311	8,041	5,925			
Rundballen	11,676	10,033	7,351	9,924	8,528	6,249	9,514	8,216	6,054	8,562	7,395	5,449			
Hochsilo	11,489	9,872	7,234	9,765	8,391	6,148	9,361	8,085	5,957	8,425	7,276	5,361			
Flachsilo	11,676	10,033	7,351	9,924	8,528	6,249	9,514	8,216	6,054	8,562	7,395	5,449			
Belüft.Kalt	11,603	9,970	7,306	9,863	8,475	6,210	9,455	8,165	6,017	8,509	7,349	5,415	5,849	4,011	2,841
Belüft.Warm	11,603	9,970	7,306	9,863	8,475	6,210	9,455	8,165	6,017	8,509	7,349	5,415	5,849	4,011	2,841
Bodenheu	11,073	9,515	6,972	9,412	8,088	5,926	9,023	7,792	5,742	8,120	7,013	5,168	5,573	3,821	2,702
Weide	10,125	8,700	6,375	8,606	7,395	5,419	7,700	6,650	4,900				4,900	3,360	2,275

t = Tonne, TS = Trockensubstanz

Tab. 13: Berechneter Netto-Futterertrag für Ansaatwiesen und Zwischenkulturen. Total Ertrag der Kultur, in t TS ha⁻¹.

	SM 2xx 2-jährig ÖLN	G SM 3-jährig ÖLN	G SM 3-jährig BIO	M+L SM 3-jährig ÖLN	M+L SM 3-jährig BIO	Grün Mais	Nicht überw. Ohne Leg.	Überwinternd Ohne Leg.	Nicht überw. Mit Leg.	Überwinternd Mit Leg.
Eingrasen	16,835	28,027	25,224	30,002	27,002	3,762	3,010	4,985	2,822	5,173
Rundballen	15,481	25,773	23,196	27,291	24,562			4,339	2,456	4,502
Hochsilo	15,233	25,360	22,824	26,853	24,168			4,265	2,414	4,426
Flachsilo	15,481	25,773	23,196	27,291	24,562			4,339	2,456	4,502
Kalt	15,385	25,613	23,052	26,809	24,128					
Warm	15,385	25,613	23,052	26,809	24,128					
Bodenheu	14,682	24,443	21,999							
Pasture		22,350	20,115							

SM = Standardmischung, G SM = Gras-Weissklee-Standardmischung, M SM = Mattenklee-Gras-Standardmischung, L SM = Luzerne-Gras-Standardmischung
 Nicht überw. = Nicht überwinternd, Mit Leg. = Mit Leguminosen, Ohne Leg. = Ohne Leguminosen.

Tab. 14: Berechnete Düngermenge für gemähte Dauerwiesen (Alle Angaben pro ha).

	Intensiv						Mittel intensiv						Wenig intensiv	
	ÖLN			BIO			ÖLN			BIO			ÖLN + BIO	
	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal-H.	Berg
Rindvieh Vollgülle (m ³)	78	63	49	68	55	43								
Rindvieh kotarme Gülle (m ³)							53	43	34	37	30	24		
Rindvieh Stapelmist (t)							12,4	10,1	7,9	8,7	7,1	5,5	15,0	12,2
Gülleverdünnung (Anteil unverdünnte Gülle in %)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33		
N Ammoniumnitrat (kg N)	29,2	23,8	18,4											
P Triple-Superphos. (kg P ₂ O ₅)	27	22	17				8	7	5					
Rohphosphat (kg P ₂ O ₅)				7	5	4				6	5	4		

Tab. 15: Berechnete Düngermenge für beweidete Dauerwiesen (Alle Angaben pro ha).

	Intensiv						Mittel intensiv			Wenig intensiv	
	ÖLN			BIO			ÖLN + BIO			ÖLN + BIO	
	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal-H.	Berg
Rindvieh Vollgülle (m ³)	40	33	25	56	47	35					
Rindvieh kotarme Gülle (m ³)							32	24	19		
Rindvieh Stapelmist (t)							7,5	5,6	4,4	6,1	4,2
Gülleverdünnung (Anteil unverdünnte Gülle in %)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,33	0,33	0,33		
N Ammoniumnitrat (kg N)	60	50	37,5								
DGVE ha ⁻¹ Jahr ⁻¹	1,54	1,32	0,97	1,31	1,13	0,82	1,17	1,01	0,75	0,75	0,51

Tab. 16: Berechnete Düngermenge für gemähte Ansaatwiesen und Zwischenkulturen, Total für die Kultur, pro ha.

	SM 2xx 2-jährig ÖLN	G SM 3-jährig ÖLN	G SM 3-jährig BIO	M+L SM 3-jährig ÖLN	M+L SM 3-jährig BIO	Grün Mais	Nicht überw. Ohne Leg.	Überwinternd Ohne Leg.	Nicht überw. Mit Leg.	Überwinternd Mit Leg.
Rindvieh Vollgülle (m ³)	89	157	138	40	40	27	20	40	20	40
Rindvieh Stapelmist (t)				20	20					
Gülleverdünnung (Anteil unverdünnte Gülle in %)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
N Ammoniumnitrat (kg N)	33	59								
P Triple-Superphos. (kg P ₂ O ₅)	27	51		126						
Rohphosphat (kg P ₂ O ₅)			6		58					

SM = Standardmischung, G SM = Gras-Weissklee-Standardmischung, M SM = Mattenklee-Gras-Standardmischung, L SM = Luzerne-Gras-Standardmischung
 Nicht überw. = Nicht überwinternd, Mit Leg. = Mit Leguminosen, Ohne Leg. = Ohne Leguminosen.

Tabelle 17: Mechanisierung für die Ernte der Wiesen und die Konservierung des Futters, sowie für die Anlage von Ansaatwiesen und Zwischenkulturen.

	Einheit	Eingrasen	Siloballen	Hochsilos	Flachsilos	Heu, kalt belüftet	Heu, warm belüftet	Bodenheu	Ansaat- wiesen	Zwischen- futter	Quelle, bzw. Literatur
Ernte und Transport											
Motormäher (1,6 m Balken)	Arbeitsgang	1									
Ladewagen (20 m ³)	kg TS Fuhr ⁻¹	187,5		1260	1260	960	960				1)
Kreiselmäher mit Mähauflbereiter (1,6-2 m)	Arbeitsgang		1	1	1	1	1	1			
Kreiselheuer (4,6-6 m)	Arbeitsgang		1,5	1,5	1,5	2,5	2,5	3,5			2)+3)
Kreiselschwader (2,8-3,3 m)	Arbeitsgang		1	1	1	1	1	2			2)+3)
Transporte, 8t-Pneuwagen	s t ⁻¹ FS		25,6					25,6			
Hochdruckpresse	kg FS Balle ⁻¹		700					27			
Ballenlader (laden und einführen)	kg FS Balle ⁻¹		700								
Konservierung und Entnahme											
Traktorarbeit Walzen	s t ⁻¹ TS				1080						4)
Häckselgebläse	kg Diesel t ⁻¹ FS			0,38							
Obenentnahmefräse	kWh m ⁻³			1,75							
Ventilator Belüftung	kWh t ⁻¹ TS					120	70				5)
Greifzange (verteilen und entnehmen)	kWh t ⁻¹ FS					5	5				
Traktorarbeit Entnahme	s t ⁻¹ TS				2520						4)
Bodenbearbeitung und Ansaat											
4-Schar-Pflug	Arbeitsgang								1		
Bodenfräse (2,5 m)	Arbeitsgang									1	
Federzinkenegge (3 m mit Krümmler)	Arbeitsgang								1		
Rauwalze (2,5 m)	Arbeitsgang								1		
Sämaschine (2,5 m)	Arbeitsgang								1	1	

1) Deckungsbeiträge 2000. LBL, srva, FiBL 2000.

2) Schick, M. und Stark, R., 2002. Arbeitswirtschaftliche Kennzahlen zur Raufutterernte. Zeitbedarf und Verfahrensleistungen für Grassilage- und Heuernte. FAT-Berichte Nr. 588. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon.*

- 3) Frick, R. und Ammann, H., 2000: Futterwerbung mit dem Schwadwender. FAT-Berichte Nr. 545, *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- 4) Jakob R. und Van Caenegem, L., 1993. Flachsilo – Bau und Technik. Ausgereifte, sinnvolle Alternative zum Hochsilo. FAT-Berichte Nr. 438. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.
- 5) Baumgartner, J., 1991. Die Heubelüftung von A bis Z. FAT-Berichte Nr. 406. *Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik*, Tänikon.

Tabelle 18: Mechanisierung für die Düngung.

		Intensiv						Mittel intensiv						Wenig intensiv	
		ÖLN			BIO			ÖLN			BIO			ÖLN + BIO	
Einheit		Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal-H.	Berg
Schnittwiese															
Vakuumfass (4000 l)	Fass	19,5	15,75	12,25	17	13,75	10,75	13,25	10,75	8,5	9,25	7,5	6		
Misten, Hydrauliklader	t							12,4	10,1	7,9	8,7	7,1	5,5	15	12,24
Miststreuer (3-4 t)	Fuhr							3,1	2,525	1,975	2,175	1,775	1,375	3,75	3,06
Schleuderstreuer (500 l)	ha	1	1	1	0,23	0,18	0,14	0,28	0,23	0,18	0,66	0,54	0,42		
Weide															
Vakuumfass (4000 l)	Fass	10	8,325	6,25	14	11,675	8,75	8,025	6,025	4,7	8,025	6,025	4,7		
Misten, Hydrauliklader	t							7,5	5,6	4,4	7,5	5,6	4,4	6,1	4,2
Miststreuer (3-4 t)	Fuhr							1,875	1,4	1,1	1,875	1,4	1,1	1,525	1,05
Schleuderstreuer (500 l)	ha	3	2	2											

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Winterweizen										
		Kv	Kv	Kv	IPint	IPint	IPint	IPext	IPext	IPext	Bio	Bio
Region		D	T	H	T	H	B	T	H	B	T	H
Produkte:												
Ertrag Hauptprodukt	kg FS	7510	6833	6024	6425	6115	5926	5305	4951	4860	4069	4109
Ertrag Hauptprodukt	kg TS		5808	5120	5461	5198	5037	4509	4209	4131	3459	3493
Preis Hauptprodukt	Fr/kg	0,156	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	1,1	1,1
Feuchtegehalt Ernte	%	10%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%
Feuchtegehalt Verkauf	%	9%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%
Ertrag Nebenprodukt	kg FS	9388	8541	7530	8031	7643	7407	6631	6189	6075	5087	5137
Preis	Fr/kg		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Nebenprodukt abgeführt	%		49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	65%	65%
Rohleistung	Fr	1172	4517	3975	4248	4040	3914	3898	3661	3600	4801	4845
Anbau-/Extensobeiträge	Fr	573						400	400	400	400	400
Allokation Hauptprodukt	%	100%	92,5%	92,5%	92,5%	92,5%	92,5%	92,5%	92,5%	92,5%	93,1%	93,1%
Allokation Stroh	%		7,5%	7,5%	7,5%	7,5%	7,5%	7,5%	7,5%	7,5%	6,9%	6,9%
Bodenbearbeitung, Saat, Ernte:												
Zeitpunkt Pflugeinsatz	Datum	1.10	15.10	5.10	15.10	5.10	15.10	5.10	15.10	5.10	15.10	5.10
Saatgut	kg	180	180	180	180	180	180	180	180	180	200	200
Zeitpunkt Saat	Datum	15.10	25.10	15.10	25.10	15.10	5.10	25.10	15.10	5.10	25.10	15.10
Zeitpunkt Ernte	Datum	15.8	5.8	15.8	5.8	15.8	25.8	5.8	15.8	25.8	5.8	15.8
Düngung												
Düngergabe N	kg	172,8	159,4	140,6	140,0	140,0	138,3	123,8	115,5	113,4	66,5	67,1
davon Mineraldünger	%	100%	100%	100%	97%	100%	100%	92%	88%	88%		
Düngergabe P ₂ O ₅	kg	83	79,7	70,3	75,0	71,3	69,1	61,9	57,8	56,7	65,3	65,9
davon Mineraldünger	%	100%	100%	100%	96%	100%	100%	85%	81%	81%		
Düngergabe K ₂ O	kg	150	102,5	90,4	96,4	91,7	88,9	79,6	74,3	72,9	196,1	198,1
davon Mineraldünger	%	100%	100%	100%	88%	100%	100%	59%	43%	41%		
Bonus Ernterückstände N	kg											
Bonus Ernterückstände P ₂ O ₅	kg	18,3	9,0	7,9	8,5	8,1	7,8	7,0	6,5	6,4	5,0	5,1
Bonus Ernterückstände K ₂ O	kg	113,2	39,6	34,9	37,3	35,5	34,4	30,8	28,7	28,2	51,8	52,3
Rindvieh Vollgülle	m ³				3,3			8,2	12,0	12,0	46,0	46,5
Rindvieh Stalmist	t				0,1			1,0	0,6	0,6	3,9	3,9
Schweine Gülle	m ³										2,9	3,0
Schweine Mist	t										2,1	2,2
Mastpoulets Mist	t										0,0	0,0
Hormmehl	kg											
Zeitpunkt Grunddüngung	Datum	15.10	15.10	5.10	15.10	5.10	5.10	15.10	5.10	5.10	15.10	5.10
Zeitpunkt 1. Kopfdüngung	Datum	15.3	15.3	25.3	15.3	25.3	5.4	15.3	25.3	5.4	15.3	25.3
Zeitpunkt 2. Kopfdüngung	Datum	15.4	15.4	25.4	15.4	25.4	5.5	15.4	25.4	5.5	25.4	25.4
Zeitpunkt 3. Kopfdüngung	Datum	15.5	15.5	25.5	15.5	25.5	5.6	15.5				
N-Anteil Grunddüngung	%				0%			1%	1%	1%	22%	22%
N-Anteil 1. Kopfdüngung	%	44%	33%	33%	33%	33%	33%	33%	44%	44%	35%	35%
N-Anteil 2. Kopfdüngung	%	21%	42%	42%	42%	42%	42%	41%	55%	55%	44%	44%
N-Anteil 3. Kopfdüngung	%	35%	25%	25%	25%	25%	25%	25%				
Gülleanteil Grunddüngung	%											
Gülleanteil 1. Kopfdüngung	%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	44%	44%
Gülleanteil 2. Kopfdüngung	%										56%	56%
Arbeiten und Mechanisierung:												
Pflug	Durchg.	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bodenfräse	Durchg.											
Federzinkenegge	Durchg.				2	2	2	2	2	2	2	2
Kreiselegge	Durchg.	4	1	1								
Rauwalze	Durchg.											
Sämaschine	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kartoffellegemaschine	Durchg.											
Hackstriegel	Durchg.				1	1	1	1	1	1	3	3
Hackgerät	Durchg.											
Kartoffelhack- und häufelgerät	Durchg.											
Pflanzenschutzspritze	Durchg.	5	3,9	3,9	3,4	2,8	2,8	1	1	1		
Beregnung	m ³											
Mähdrescher	Durchg.	1										
Anbaumaishäcksler	Durchg.											
Zuckerrübenschnitzgerät	Durchg.											
Kartoffelkrautschläger	Durchg.											
Abflammgerät	Durchg.											
Kartoffelvollernter	Durchg.											
Traktorarbeit Ernte	h											
Schlegelmulchgerät	Durchg.											
Ladewagen	m ³											
Pneuwagen	tkm	75,1	68,3	60,2	64,3	61,1	59,3	53,0	49,5	48,6	40,7	41,1
Hochdruckpresse	Ballen		26,0	22,9	24,5	23,3	22,6	20,2	18,9	18,5	20,7	20,9
Ballenlader	Ballen		26,0	22,9	24,5	23,3	22,6	20,2	18,9	18,5	20,7	20,9
Grubber	Durchg.		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Winterweizen										
		Kv	Kv	Kv	IPint	IPint	IPint	IPext	IPext	IPext	Bio	Bio
Region		D	T	H	T	H	B	T	H	B	T	H
Herbizide:												
Herbizid (unspezifiziert)	g	311										
2,4-D	g											
Aclonifen	g											
Atrazine	g											
Bentazon	g											
Bifenox	g		150	150								
Carbetamide	g											
Chloridazon	g	360										
Chlortoluron	g					160	160					
Dicamba	g											
Diflufenican	g	63										
Diquat	g											
Ethofumesate	g											
Fluazifop-P-Butyl	g											
Glyphosate	g											
Ioxynil	g				190			200	190	190		
Isoproturon	g		1180	1180	1270	630	630	720	450	450		
Linuron	g											
MCPA	g											
MCPB	g											
Mecoprop-P	g		330	330	310	250	250	350	300	300		
Metamitron	g											
Metolachlor	g											
Metribuzin	g											
Napropamid	g											
Orbencarb	g											
Pendimethalin	g											
Phenmedipham	g											
Pyridate	g											
Rimsulfuron	g											
Tebutam	g											
Trifluralin	g											
Fungizide:												
Fungizid (unspezifiziert)	g	360										
Carbendazim	g											
Chlorothalonil	g		660	660								
Cyproconazol	g	27										
Cyprodinil	g	200	450	450		140	140					
Difenoconazol	g		18	18	18	18	18	18	18	18		
Fenpiclonil	g											
Fenpropidin	g	255										
Fenpropimorph	g				450	180	180					
Kupfer (Cu)	g											
Mancozeb	g											
Metalaxyl	g											
Metconazol	g											
Prochloraz	g	13										
Propiconazol	g	81										
Tebuconazole	g	98			160							
Insektizide:												
Insektizid (unspezifiziert)	g											
Cypermethrin	g											
Lambda-cyhalothrin	g	8										
Pirimicarb	g											
Teflubenzuron	g											
Terbufos	g											
Andere PSM:												
Chlormequat (CCC)	g	792	400	400	230	380	380					
Ethephon	g											
Metaldehyd	g		30	30	30							
Trinexapac-ethyl	g	22										
Trichogramma	ha											
Legende:												
Kv = konventionell												
IP = integrierte Produktion												
Bio = biologische Produktion												
IPint = IPintensiv												
IPext = IPextensiv (Extensio)												
T = Talregion CH												
H = Hugelregion CH												
B = Bergregion CH												
D = Deutschland (Sachsen-Anhalt)												
Durchg. = Anzahl Durchgange												

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Sommerweizen						Winterroggen					
		IPint	IPint	IPext	IPext	Bio	Bio	IPint	IPint	IPext	IPext	Bio	Bio
		T	H	T	H	T	H	T	H	T	H	T	H
Produkte:													
Ertrag Hauptprodukt	kg FS	5412	5151	4468	4171	3428	3462	7540	6613	5969	5877	4172	4415
Ertrag Hauptprodukt	kg TS	4601	4378	3798	3545	2914	2942	6409	5621	5074	4996	3546	3752
Preis Hauptprodukt	Fr/kg	0,75	0,75	0,75	0,75	1,1	1,1	0,62	0,62	0,62	0,62	1	1
Feuchtegehalt Ernte	%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%
Feuchtegehalt Verkauf	%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%
Ertrag Nebenprodukt	kg FS	7036	6696	5809	5422	4456	4500	10282	9018	8140	8015	5689	6020
Preis	Fr/kg	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Nebenprodukt abgeführt	%	49%	49%	49%	49%	65%	65%	49%	49%	49%	49%	65%	65%
Rohleistung	Fr	3575	3400	3342	3143	4099	4136	4022	3521	3563	3524	4502	4745
Anbau-/Extensobeiträge	Fr			400	400	400	400			400	400	400	400
Allokation Hauptprodukt	%	92,2%	92,2%	92,2%	92,2%	92,9%	92,9%	90,3%	90,3%	90,3%	90,3%	91,9%	91,9%
Allokation Stroh	%	7,8%	7,8%	7,8%	7,8%	7,1%	7,1%	9,7%	9,7%	9,7%	9,7%	8,1%	8,1%
Bodenbearbeitung, Saat, Ernte:													
Zeitpunkt Pflugeinsatz	Datum	5.3	25.3	5.3	25.3	5.3	25.3	25.9	25.9	25.9	25.9	25.9	25.9
Saatgut	kg	190	190	190	190	220	220	140	140	140	140	170	170
Zeitpunkt Saat	Datum	15.3	5.4	15.3	5.4	15.3	5.4	5.10	5.10	5.10	5.10	5.10	5.10
Zeitpunkt Ernte	Datum	15.8	25.8	15.8	25.8	15.8	25.8	5.8	5.8	5.8	5.8	5.8	5.8
Düngung													
Düngergabe N	kg	109,9	103,6	87,2	80,1	37,6	38,2	90,0	90,0	90,0	90,0	47,8	50,6
davon Mineraldünger	%	96%	96%	84%	28%			89%	82%	91%	66%		
Düngergabe P ₂ O ₅	kg	59,5	56,7	49,2	45,9	36,9	37,5	89,1	78,2	70,5	69,5	46,9	49,6
davon Mineraldünger	%	95%	95%	78%				88%	71%	91%	46%		
Düngergabe K ₂ O	kg	97,4	92,7	80,4	75,1	110,9	112,6	130,2	114,2	103,1	101,5	141,0	149,2
davon Mineraldünger	%	87%	86%	44%				74%	75%	74%			
Bonus Ernterückstände N	kg												
Bonus Ernterückstände P ₂ O ₅	kg	6,3	6,0	5,2	4,9	2,7	2,7	13,8	12,1	10,9	10,7	5,0	5,2
Bonus Ernterückstände K ₂ O	kg	39,1	37,2	32,3	30,1	30,4	30,8	50,9	44,7	40,3	39,7	37,6	39,8
Rindvieh Vollgülle	m ³	4,0	4,0	13,1	30,0	26,0	26,4	6,8		7,7	18,5	33,1	35,0
Rindvieh Stapelmist	t			0,5	2,4	2,2	2,2	1,8	1,7	0,3	7,6	2,8	3,0
Schweine Gülle	m ³					1,7	1,7		1,7			2,1	2,2
Schweine Mist	t					1,2	1,2					1,5	1,6
Mastpoulets Mist	t			1,5	0,0	0,0		0,8				0,0	0,0
Hormmehl	kg												
Zeitpunkt Grunddüngung	Datum	5.3	25.3	5.3	25.3	5.3	25.3	25.9	25.9	25.9	25.9	25.9	25.9
Zeitpunkt 1. Kopfdüngung	Datum	5.4	25.4	5.4	25.4	5.4	25.4	15.3	25.3	15.3	15.3	15.3	25.3
Zeitpunkt 2. Kopfdüngung	Datum	5.5	25.5	5.5	25.5	5.5	25.5	15.4	25.4	15.4	15.4	15.4	25.4
Zeitpunkt 3. Kopfdüngung	Datum	5.6	25.6	5.6									
N-Anteil Grunddüngung	%			1%	33%	22%	22%	3%	16%	0%	13%	22%	22%
N-Anteil 1. Kopfdüngung	%	25%	25%	25%	23%	27%	27%	43%	37%	44%	39%	35%	35%
N-Anteil 2. Kopfdüngung	%	46%	46%	46%	43%	51%	51%	54%	47%	55%	49%	44%	44%
N-Anteil 3. Kopfdüngung	%	29%	29%	28%									
Gülleanteil Grunddüngung	%												
Gülleanteil 1. Kopfdüngung	%	100%	100%	100%	100%	35%	35%	100%	100%	100%	100%	44%	44%
Gülleanteil 2. Kopfdüngung	%					65%	65%					56%	56%
Arbeiten und Mechanisierung:													
Pflug	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bodenfräse	Durchg.												
Federzinkenegge	Durchg.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Kreiselegge	Durchg.												
Rauwalze	Durchg.												
Sämaschine	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kartoffellegemaschine	Durchg.												
Hackstriegel	Durchg.	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	3	3
Hackgerät	Durchg.												
Kartoffelhack- und häufelgerät	Durchg.												
Pflanzenschutzspritze	Durchg.	2,5	2,5	1,2	1			2,7	2,2	1,2	1,2		
Beregnung	m ³												
Mähdrescher	Durchg.												
Anbaumaishäcksler	Durchg.												
Zuckerrübensvollernter	Durchg.												
Kartoffelkrautschläger	Durchg.												
Abflammgerät	Durchg.												
Kartoffelvollernter	Durchg.												
Traktorarbeit Ernte	h												
Schlegelmulchgerät	Durchg.												
Ladewagen	m ³												
Pneuwagen	tkm	54,1	51,5	44,7	41,7	34,3	34,6	75,4	66,1	59,7	58,8	41,7	44,1
Hochdruckpresse	Ballen	21,4	20,4	17,7	16,5	18,1	18,3	31,3	27,5	24,8	24,4	23,1	24,5
Ballenlader	Ballen	21,4	20,4	17,7	16,5	18,1	18,3	31,3	27,5	24,8	24,4	23,1	24,5
Grubber	Durchg.	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Sommerweizen						Winterroggen					
		IPint	IPint	IPext	IPext	Bio	Bio	IPint	IPint	IPext	IPext	Bio	Bio
Region		T	H	T	H	T	H	T	H	T	H	T	H
Herbizide:													
Herbizid (unspezifiziert)	g												
2,4-D	g			310									
Aclonifen	g												
Atrazine	g												
Bentazon	g												
Bifenox	g												
Carbetamide	g												
Chloridazon	g												
Chlortoluron	g			190				390	320	630			
Dicamba	g												
Diflufenican	g												
Diquat	g												
Ethofumesate	g												
Fluazifop-P-Butyl	g												
Glyphosate	g											650	
Ioxynil	g											410	
Isoproturon	g	240	240					950	760	530			
Linuron	g												
MCPA	g	140	140		1400								
MCPB	g												
Mecoprop-P	g	270	270	390	240							520	
Metamitron	g												
Metolachlor	g												
Metribuzin	g												
Napropamid	g												
Orbencarb	g												
Pendimethalin	g							420	570	420			
Phenmedipham	g												
Pyridate	g				140								
Rimsulfuron	g												
Tebutam	g												
Trifluralin	g												
Fungizide:													
Fungizid (unspezifiziert)	g												
Carbendazim	g												
Chlorothalonil	g	440	440					350	220				
Cyproconazol	g												
Cyprodinil	g												
Difenoconazol	g	19	19	19	19			14	14	14	14		
Fenpiclonil	g												
Fenpropidin	g												
Fenpropimorph	g	310	310					370					
Kupfer (Cu)	g												
Mancozeb	g												
Metalaxyl	g												
Metconazol	g												
Prochloraz	g								290				
Propiconazol	g												
Tebuconazole	g												
Insektizide:													
Insektizid (unspezifiziert)	g												
Cypermethrin	g												
Lambda-cyhalothrin	g												
Pirimicarb	g												
Teflubenzuron	g												
Terbufos	g												
Andere PSM:													
Chlormequat (CCC)	g	380	380										
Ethephon	g							320	480				
Metaldehyd	g							40		30			
Trinexapac-ethyl	g												
Trichogramma	ha												
Legende:													
Kv = konventionell													
IP = integrierte Produktion													
Bio = biologische Produktion													
IPint = IPintensiv													
IPext = IPextensiv (Extensio)													
T = Talregion CH													
H = Hugelregion CH													
B = Bergregion CH													
D = Deutschland (Sachsen-Anhalt)													
Durchg. = Anzahl Durchgange													

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Wintergerste						Sommergerste								
		IPint	IPint	IPext	IPext	Bio	Bio	IPint	IPint	IPint	IPext	IPext	IPext	Bio	Bio	Bio
		T	H	T	H	T	H	T	H	B	T	H	B	T	H	B
Produkte:																
Ertrag Hauptprodukt	kg FS	6828	6479	5403	5177	4153	4225	5970	5665	4360	4724	4526	3988	3631	3694	3654
Ertrag Hauptprodukt	kg TS	5803	5508	4593	4400	3530	3591	5074	4815	3706	4016	3847	3390	3086	3140	3106
Preis Hauptprodukt	Fr/kg	0,47	0,47	0,47	0,47	0,735	0,735	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,735	0,735	0,735
Feuchtegehalt Ernte	%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	16%
Feuchtegehalt Verkauf	%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%	15%
Ertrag Nebenprodukt	kg FS	7397	7019	5854	5608	4499	4577	6633	6295	4845	5249	5029	4431	4034	4105	4060
Preis	Fr/kg	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Nebenprodukt abgeführt	%	49%	49%	49%	49%	65%	65%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	65%	65%	65%
Rohleistung	Fr	3609	3445	3340	3233	3852	3905	3206	3063	2449	3020	2927	2674	3469	3515	3486
Anbau-/Extensobeiträge	Fr	400	400	800	800	800	800	400	400	400	800	800	800	800	800	800
Allokation Hauptprodukt	%	89,9%	89,9%	89,9%	89,9%	91,3%	91,3%	89,7%	89,7%	89,7%	89,7%	89,7%	89,7%	91,1%	91,1%	91,1%
Allokation Stroh	%	10,1%	10,1%	10,1%	10,1%	8,7%	8,7%	10,3%	10,3%	10,3%	10,3%	10,3%	10,3%	8,9%	8,9%	8,9%
Bodenbearbeitung, Saat, Ernte:																
Zeitpunkt Pflugeinsatz	Datum	15.9	5.9	15.9	5.9	15.9	5.9	15.3	25.3	5.4	15.3	25.3	5.4	15.3	25.3	5.4
Saatgut	kg	110	110	110	110	140	140	120	120	120	120	120	120	150	150	150
Zeitpunkt Saat	Datum	25.9	15.9	25.9	15.9	25.9	15.9	25.3	5.4	5.4	25.3	5.4	5.4	25.3	5.4	5.4
Zeitpunkt Ernte	Datum	15.7	25.7	15.7	25.7	15.7	25.7	15.8	25.8	25.8	15.8	25.8	25.8	15.8	25.8	25.8
Düngung																
Düngergabe N	kg	110,0	110,0	99,1	94,9	53,3	54,2	90,0	90,0	67,2	74,5	70,5	59,8	30,8	31,7	31,2
davon Mineraldünger	%	91%	85%	92%	68%			100%	100%	100%	86%	41%	67%			
Düngergabe P ₂ O ₅	kg	79,7	75,6	63,0	60,4	52,3	53,2	59,7	56,7	43,6	47,2	45,3	39,9	30,3	31,1	30,6
davon Mineraldünger	%	86%	70%	90%	38%			100%	100%	100%	74%		3%			
Düngergabe K ₂ O	kg	136,6	129,6	108,1	103,5	157,3	160,0	165,8	157,4	121,1	131,2	125,7	110,8	91,0	93,6	91,9
davon Mineraldünger	%	75%	78%	76%				100%	100%	100%	73%		25%			
Bonus Ernterückstände N	kg															
Bonus Ernterückstände P ₂ O ₅	kg	8,9	8,4	7,0	6,7	4,0	4,1	7,2	6,8	5,2	5,7	5,4	4,8	2,5	2,6	2,5
Bonus Ernterückstände K ₂ O	kg	53,5	50,8	42,4	40,6	42,1	42,8	66,9	63,5	48,9	53,0	50,7	44,7	25,1	25,8	25,3
Rindvieh Vollgülle	m ³	6,8		7,7	18,5	36,9	37,6				6,4	20,1	1,8	21,4	22,0	21,6
Rindvieh Stalmist	t	1,8	1,7	0,3	7,6	3,1	3,2				2,3	14,0	11,7	1,8	1,9	1,8
Schweine Gülle	m ³		1,7			2,4	2,4							1,4	1,4	1,4
Schweine Mist	t					1,7	1,7							1,0	1,0	1,0
Mastpoulets Mist	t		0,8			0,0	0,0							0,0	0,0	0,0
Hormmehl	kg															
Zeitpunkt Grunddüngung	Datum	15.9	5.9	15.9	5.9	15.9	5.9	15.3	25.3	5.4	15.3	25.3	5.4	15.3	25.3	5.4
Zeitpunkt 1. Kopfdüngung	Datum	15.3	25.3	15.3	25.3	15.3	25.3	15.4	25.4	5.5	15.4	25.4	5.5	15.4	25.4	5.5
Zeitpunkt 2. Kopfdüngung	Datum	15.4	25.4	15.4	25.4	25.4	5.5	15.5	25.5	5.6	15.5	25.5	5.6	15.5	25.5	5.6
Zeitpunkt 3. Kopfdüngung	Datum	15.5		15.5												
N-Anteil Grunddüngung	%	3%	13%	0%	12%	22%	22%				5%	30%	29%	22%	22%	22%
N-Anteil 1. Kopfdüngung	%	32%	39%	33%	39%	35%	35%	35%	35%	35%	33%	25%	25%	27%	27%	27%
N-Anteil 2. Kopfdüngung	%	41%	48%	41%	49%	44%	44%	65%	65%	65%	62%	46%	46%	51%	51%	51%
N-Anteil 3. Kopfdüngung	%	24%		25%												
Gülleanteil Grunddüngung	%															
Gülleanteil 1. Kopfdüngung	%	100%	100%	100%	100%	44%	44%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	35%	35%	35%
Gülleanteil 2. Kopfdüngung	%					56%	56%							65%	65%	65%
Arbeiten und Mechanisierung:																
Pflug	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bodenfräse	Durchg.															
Federzinkenegge	Durchg.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Kreiselegge	Durchg.															
Rauwalze	Durchg.															
Sämaschine	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kartoffellegemaschine	Durchg.															
Hackstriegel	Durchg.	1	1	1	1	3	3	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Hackgerät	Durchg.															
Kartoffelhack- und häufelgerät	Durchg.															
Pflanzenschutzspritze	Durchg.	2,7	2,2	1,2	1,2			1,9	1,9	1,9	0,7	0,7	1,3			
Beregnung	m ³															
Mähdrescher	Durchg.															
Anbaumaishäcksler	Durchg.															
Zuckerrübenschnitzgerät	Durchg.															
Kartoffelkrautschläger	Durchg.															
Abflammgerät	Durchg.															
Kartoffelvollernter	Durchg.															
Traktorarbeit Ernte	h															
Schlegelmulchgerät	Durchg.															
Ladewagen	m ³															
Pneuwagen	tkm	68,3	64,8	54,0	51,8	41,5	42,3	59,7	56,7	43,6	47,2	45,3	39,9	36,3	36,9	36,5
Hochdruckpresse	Ballen	22,5	21,4	17,8	17,1	18,3	18,6	20,2	19,2	14,8	16,0	15,3	13,5	16,4	16,7	16,5
Ballenlader	Ballen	22,5	21,4	17,8	17,1	18,3	18,6	20,2	19,2	14,8	16,0	15,3	13,5	16,4	16,7	16,5
Grubber	Durchg.	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Wintergerste						Sommergerste								
		IPint	IPint	IPext	IPext	Bio	Bio	IPint	IPint	IPint	IPext	IPext	IPext	Bio	Bio	Bio
Region		T	H	T	H	T	H	T	H	B	T	H	B	T	H	B
Herbizide:																
Herbizid (unspezifiziert)	g															
2,4-D	g															
Aclonifen	g															
Atrazine	g															
Bentazon	g															
Bifenox	g							190	190	190						
Carbetamide	g															
Chloridazon	g															
Chlortoluron	g	390	320	630												
Dicamba	g															
Diflufenican	g															
Diquat	g															
Ethofumesate	g															
Fluazifop-P-Butyl	g															
Glyphosate	g					650					770		770			
Ioxynil	g					410		60	60	60						
Isoproturon	g	950	760	530										180		
Linuron	g															
MCPA	g										140	410	520			
MCPB	g										280	490				
Mecoprop-P	g					520		230	230	230			190			
Metamitron	g															
Metolachlor	g															
Metribuzin	g															
Napropamid	g															
Orbencarb	g															
Pendimethalin	g	420	570	420												
Phenmedipham	g															
Pyridate	g															
Rimsulfuron	g															
Tebutam	g															
Trifluralin	g															
Fungizide:																
Fungizid (unspezifiziert)	g															
Carbendazim	g															
Chlorothalonil	g	350	220													
Cyproconazol	g	2	2	2	2			2	2	2	2	2	2			
Cyprodinil	g	8	8	8	8			8	8	8	8	8	8			
Difenoconazol	g															
Fenpiclonil	g															
Fenpropidin	g															
Fenpropimorph	g	370						330	330	330						
Kupfer (Cu)	g															
Mancozeb	g															
Metalaxyl	g															
Metconazol	g															
Prochloraz	g		290													
Propiconazol	g															
Tebuconazole	g							220	220	220						
Insektizide:																
Insektizid (unspezifiziert)	g															
Cypermethrin	g															
Lambda-cyhalothrin	g															
Pirimicarb	g															
Teflubenzuron	g															
Terbufos	g															
Andere PSM:																
Chlormequat (CCC)	g															
Ethephon	g		320	480												
Metaldehyd	g		40		30											
Trinexapac-ethyl	g															
Trichogramma	ha															
Legende:																
Kv = konventionell																
IP = integrierte Produktion																
Bio = biologische Produktion																
IPint = IPintensiv																
IPext = IPextensiv (Extensio)																
T = Talregion CH																
H = Hügelregion CH																
B = Bergregion CH																
D = Deutschland (Sachsen-Anhalt)																
Durchg. = Anzahl Durchgänge																

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Winterraps					Sonnenblumen	Kartoffeln	Kartoffeln (mitte/spät)			
		Kv	Kv	IPint	IPext	Bio	IP	IP	IP	IP	Bio	Bio
Region		D	T	T	T	T	T	T	T	H	T	H
Produkte:												
Ertrag Hauptprodukt	kg FS	3500	3391	3113	2683	2023	3151	24000	37770	31436	22908	24907
Ertrag Hauptprodukt	kg TS	2993	3188	2926	2522	1901	2962	4800	8309	6916	5040	5479
Preis Hauptprodukt	Fr/kg	0,315	0,75	0,75	0,75	1,1	0,8	0,67	0,44	0,44	0,9	0,9
Feuchtegehalt Ernte	%	16%	12%	12%	12%	12%	17%	80%	78%	78%	78%	78%
Feuchtegehalt Verkauf	%	15%	6%	6%	6%	6%	6%	80%	78%	78%	78%	78%
Ertrag Nebenprodukt	kg FS	6500	6298	5781	4983	3756	6302	19200	15108	12574	9163	9963
Preis	Fr/kg											
Nebenprodukt abgeführt	%											
Rohleistung	Fr	1103	4043	3835	3912	4125	4021	13174	12809	10661	15921	17310
Anbau-/Extensobeiträge	Fr	589,5	1500	1500	1900	1900	1500					
Allokation Hauptprodukt	%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Allokation Stroh	%											
Bodenbearbeitung, Saat, Ernte:												
Zeitpunkt Pflugeinsatz	Datum	15.8	15.8	15.8	15.8	15.8	25.4	15.12	25.3	25.3	25.3	25.3
Saatgut	kg	3,5	5,5	5,5	5,5	5,5	375	2520	2520	2520	2520	2520
Zeitpunkt Saat	Datum	15.8	25.8	25.8	25.8	25.8	25.4	25.3	15.4	15.4	15.4	15.4
Zeitpunkt Ernte	Datum	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	20.9	30.6	15.9	25.9	15.9	25.9
Düngung												
Düngergabe N	kg	112,9	135,6	124,5	107,3	65,8	43,0	66,0	70,7	53,8	31,1	36,4
davon Mineraldünger	%	100%	84%	84%	63%		100%	44%	48%	18%		
Düngergabe P ₂ O ₅	kg	78,0	77,5	71,1	61,3	110,4	52,5	67,2	75,5	62,9	50,6	59,3
davon Mineraldünger	%	100%	55%	61%	22%		100%	14%	23%			
Düngergabe K ₂ O	kg	143,0	135,6	124,5	107,3	262,0	420,1	307,2	344,1	286,4	120,0	140,6
davon Mineraldünger	%	100%	38%	47%			100%	56%	61%	35%		
Bonus Ernterückstände N	kg											
Bonus Ernterückstände P ₂ O ₅	kg	22,7	22,6	20,7	17,9	32,1	17,1	18,1	8,8	7,3	5,9	6,9
Bonus Ernterückstände K ₂ O	kg	107,8	102,2	93,8	80,9	197,4	393,5	162,3	117,7	98,0	41,1	48,1
Rindvieh Vollgülle	m ³		7,3	8,5	24,4	20,0		13,1	13,1	6,1	9,7	11,4
Rindvieh Stalmist	t		9,2	4,4	9,4	30,0		12,5	12,5	25,2	13,3	15,6
Schweine Gülle	m ³										0,7	0,9
Schweine Mist	t			1,1				1,2	1,2			
Mastpoulets Mist	t											
Hormmehl	kg											
Zeitpunkt Grunddüngung	Datum	15.8	15.8	15.8	15.8	15.8	25.4	25.3	5.4	25.3	25.3	25.3
Zeitpunkt 1. Kopfdüngung	Datum	15.2	25.3	15.3	15.3	15.3	25.5	15.5	20.5	25.5	20.5	25.5
Zeitpunkt 2. Kopfdüngung	Datum	15.3	15.4	15.4	15.4				30.5	5.6	5.6	10.6
Zeitpunkt 3. Kopfdüngung	Datum											
N-Anteil Grunddüngung	%		22%	22%	22%	68%	75%	42%	38%	70%	64%	64%
N-Anteil 1. Kopfdüngung	%	55%	44%	44%	44%	32%	25%	58%	50%	24%	29%	29%
N-Anteil 2. Kopfdüngung	%	45%	33%	33%	33%				13%	6%	7%	7%
N-Anteil 3. Kopfdüngung	%											
Gülleanteil Grunddüngung	%											
Gülleanteil 1. Kopfdüngung	%		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	80%	80%
Gülleanteil 2. Kopfdüngung	%										20%	20%
Arbeiten und Mechanisierung:												
Pflug	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bodenfräse	Durchg.											
Federzinkenegge	Durchg.			2	2	2	2				1	1
Kreiselegge	Durchg.	3	2					2	2	2	1	1
Rauwalze	Durchg.											
Sämaschine	Durchg.	1	1	1	1	1	1					
Kartoffellegemaschine	Durchg.							1	1	1	1	1
Hackstriegel	Durchg.					1		1	1	1	2	2
Hackgerät	Durchg.					1						
Kartoffelhack- und häufelgerät	Durchg.							2	2	2	2	2
Pflanzenschutzspritze	Durchg.	5	5,1	3,5	1,9		1	6,8	6,8	6,8	4,4	1,7
Beregnung	m ³											
Mähdrescher	Durchg.											
Anbaumaishäcksler	Durchg.											
Zuckerrübensvollernter	Durchg.											
Kartoffelkrautschläger	Durchg.							1	1	1	1	1
Abflammgerät	Durchg.											
Kartoffelvollernter	Durchg.							1	1	1	1	1
Traktorarbeit Ernte	h											
Schlegelmulchgerät	Durchg.											
Ladewagen	m ³											
Pneuwagen	tkm	35,0	33,9	31,1	26,8	20,2	31,5	24,0	37,8	31,4	22,9	24,9
Hochdruckpresse	Ballen											
Ballenlader	Ballen											
Grubber	Durchg.											

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur		Winterraps					Sonnen-	Kartoffel	Kartoffeln			
		Kv	Kv	IPint	IPext	Bio	blumen	n	(mittel/spät)			
Anbausystem		D	T	T	T	T	IP	IP	IP	IP	Bio	Bio
Region		D	T	T	T	T	T	T	T	H	T	H
Herbizide:												
Herbizid (unspezifiziert)	g	708										
2,4-D	g											
Aclonifen	g						3000					
Atrazine	g											
Bentazon	g											
Bifenox	g											
Carbetamide	g			590	240							
Chloridazon	g											
Chlortoluron	g											
Dicamba	g											
Diflufenican	g											
Diquat	g							1600	1600	1600		
Ethofumesate	g											
Fluazifop-P-Butyl	g	80										
Glyphosate	g											
Ioxynil	g											
Isoproturon	g											
Linuron	g											
MCPA	g											
MCPB	g											
Mecoprop-P	g											
Metamitron	g											
Metolachlor	g											
Metribuzin	g							150	150	150		
Napropamid	g		560	460								
Orbencarb	g							810	810	810		
Pendimethalin	g											
Phenmedipham	g											
Pyridate	g											
Rimsulfuron	g											
Tebutam	g		1620	1090	1880							
Trifluralin	g		380		460							
Fungizide:												
Fungizid (unspezifiziert)	g	127										
Carbendazim	g		760									
Chlorothalonil	g							3280	3280	3280		
Cyproconazol	g											
Cyprodinil	g											
Difenoconazol	g											
Fenpiclonil	g							126	126	126		
Fenpropidin	g											
Fenpropimorph	g											
Kupfer (Cu)	g										1704	1791
Mancozeb	g							4260	4260	4260		
Metalaxyl	g						750					
Metconazol	g	30										
Prochloraz	g											
Propiconazol	g											
Tebuconazole	g	226										
Insektizide:												
Insektizid (unspezifiziert)	g											
Cypermethrin	g	10	40	30								
Lambda-cyhalothrin	g	8										
Pirimicarb	g											
Teflubenzuron	g							10	10	10		
Terbufos	g											
Andere PSM:												
Chlormequat (CCC)	g											
Ethephon	g		40									
Metaldehyd	g		360	260	210		250					
Trinexapac-ethyl	g											
Trichogramma	ha											
Legende:												
Kv = konventionell												
IP = integrierte Produktion												
Bio = biologische Produktion												
IPint = IPintensiv												
IPext = IPextensiv (Extensio)												
T = Talregion CH												
H = Hügelregion CH												
B = Bergregion CH												
D = Deutschland (Sachsen-Anhalt)												
Durchg. = Anzahl Durchgänge												

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur		Körnermais					Silomais				Zucker-	Futter-
		IP	IP	Bio	IP	Bio	IP	IP	Bio	Bio	rüben	rüben
		T	H	T	T	T	T	H	T	H	T	T
Anbausystem												
Region												
Produkte:												
Ertrag Hauptprodukt	kg FS	9279	8180	7777	14700	12320	61457	54083	49166	43266	72310	97002
Ertrag Hauptprodukt	kg TS	7980	7035	6688	8379	7022	17208	15143	13766	12114	16631	14550
Preis Hauptprodukt	Fr/kg	0,49	0,49	0,75	0,263	0,263	0,4	0,4	0,4	0,4	0,112	0,54
Feuchtegehalt Ernte	%	39%	39%	39%	43%	43%	72%	72%	72%	72%	77%	85%
Feuchtegehalt Verkauf	%	14%	14%	14%	43%	43%	72%	72%	72%	72%	77%	85%
Ertrag Nebenprodukt	kg FS	11019	9714	9235	10555	8846					55623	36376
Preis	Fr/kg											
Nebenprodukt abgeführt	%											
Rohleistung	Fr	4547	4008	5832	3859	3234	6883	6057	5507	4846	8099	7857
Anbau-/Extensobeiträge	Fr											
Allokation Hauptprodukt	%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Allokation Stroh	%											
Bodenbearbeitung, Saat, Ernte:												
Zeitpunkt Pflugeinsatz	Datum	25.4	25.4	25.4	25.4	25.4	15.5	15.5	15.5	15.5	5.3	5.3
Saatgut	kg	25	25	25	25	25	27	27	27	27	2,1	2,1
Zeitpunkt Saat	Datum	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	15.5	15.5	15.5	15.5	25.3	25.3
Zeitpunkt Ernte	Datum	25.10	25.10	25.10	25.10	25.10	25.9	15.10	25.9	15.10	5.10	15.10
Düngung												
Düngergabe N	kg	107,6	92,5	76,9	107,6	76,9	98,3	84,1	64,6	53,3	81,2	60,9
davon Mineraldünger	%	75%	77%		75%		57%	25%			62%	33%
Düngergabe P ₂ O ₅	kg	110,2	97,1	93,5	110,2	93,5	123,7	108,8	78,6	64,8	105,7	100,0
davon Mineraldünger	%	66%	53%		66%		55%	22%			60%	43%
Düngergabe K ₂ O	kg	290,0	255,6	270,7	290,0	270,7	268,9	236,6	227,4	187,5	367,1	363,8
davon Mineraldünger	%	68%	63%		68%		43%	12%			71%	58%
Bonus Ernterückstände N	kg										20,0	20,0
Bonus Ernterückstände P ₂ O ₅	kg	44,1	38,9	37,4	40,8	34,6					47,8	28,6
Bonus Ernterückstände K ₂ O	kg	244,4	215,4	228,1	242,1	226,0					234,8	179,3
Rindvieh Vollgülle	m ³	11,8		46,4	11,8	46,4	23,7	26,8	39,0	32,1	13,1	20,0
Rindvieh Stapelmist	t	7,5	14,3	18,3	7,5	18,3	11,9	16,6	15,4	12,7	8,7	13,2
Schweine Gülle	m ³											
Schweine Mist	t											
Mastpoulets Mist	t	0,2		0,1	0,2	0,1		0,7	0,1	0,1	0,3	
Hormmehl	kg											
Zeitpunkt Grunddüngung	Datum	25.4	25.4	25.4	25.4	25.4	15.5	15.5	15.5	15.5	5.3	5.3
Zeitpunkt 1. Kopfdüngung	Datum	5.6	5.6	5.6	5.6	5.6	25.6	25.6	25.6	25.6	25.3	25.3
Zeitpunkt 2. Kopfdüngung	Datum	25.6	25.6	25.6	25.6	25.6	5.7	5.7	5.7	5.7	5.5	5.5
Zeitpunkt 3. Kopfdüngung	Datum											
N-Anteil Grunddüngung	%	38%	38%	38%	38%	38%	38%	42%	38%	38%	38%	38%
N-Anteil 1. Kopfdüngung	%	38%	38%	38%	38%	38%	38%	35%	38%	38%	44%	44%
N-Anteil 2. Kopfdüngung	%	25%	25%	25%	25%	25%	25%	23%	25%	25%	19%	19%
N-Anteil 3. Kopfdüngung	%											
Gülleanteil Grunddüngung	%											
Gülleanteil 1. Kopfdüngung	%	100%	100%	60%	100%	60%	100%	100%	60%	60%	100%	100%
Gülleanteil 2. Kopfdüngung	%			40%		40%			40%	40%		
Arbeiten und Mechanisierung:												
Pflug	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bodenfräse	Durchg.											
Federzinkenegge	Durchg.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Kreiselegge	Durchg.											
Rauwalze	Durchg.											
Sämaschine	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kartoffellegemaschine	Durchg.											
Hackstriegel	Durchg.			1		1			1	1		
Hackgerät	Durchg.	1	1	2	1	2	1	1	2	2	2	2
Kartoffelhack- und häufelgerät	Durchg.											
Pflanzenschutzspritze	Durchg.	1,7	1		1,7		1	1			4,4	2,9
Beregnung	m ³											
Mähdrescher	Durchg.											
Anbaumaishäcksler	Durchg.						1	1	1	1		
Zuckerrübensvollernter	Durchg.										1	1
Kartoffelkrautschläger	Durchg.											
Abflammgerät	Durchg.											
Kartoffelvollernter	Durchg.											
Traktorarbeit Ernte	h											
Schlegelmulchgerät	Durchg.											
Ladewagen	m ³				58,8	49,28	245,8	216,3	196,7	173,1		
Pneuwagen	tkm	92,8	81,8	77,8							72,3	97,0
Hochdruckpresse	Ballen											
Ballenlader	Ballen											
Grubber	Durchg.											

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur		Körnermais					Silomais				Zucker- rüben	Futter- rüben
		IP	IP	Bio	IP	Bio	IP	IP	Bio	Bio	IP	IP
Anbausystem		T	H	T	T	T	T	H	T	H	T	T
Region												
Herbizide:												
Herbizid (unspezifiziert)	g											
2,4-D	g											
Aclonifen	g											
Atrazine	g	660	430		660		560	390				
Bentazon	g											
Bifenox	g											
Carbetamide	g											
Chloridazon	g											
Chlortoluron	g											
Dicamba	g		170					230				
Diflufenican	g											
Diquat	g											
Ethofumesate	g										530	380
Fluazifop-P-Butyl	g											
Glyphosate	g	250			250		200					
Ioxynil	g											
Isoproturon	g											
Linuron	g											
MCPA	g											
MCPB	g											
Mecoprop-P	g											
Metamitron	g										2020	1390
Metolachlor	g	590			590		240	240				
Metribuzin	g											
Napropamid	g											
Orbencarb	g											
Pendimethalin	g											
Phenmedipham	g										370	340
Pyridate	g											
Rimsulfuron	g		5									
Tebutam	g											
Trifluralin	g											
Fungizide:												
Fungizid (unspezifiziert)	g	61	61		61		65	65			25	25
Carbendazim	g										70	
Chlorothalonil	g											
Cyproconazol	g											
Cyprodinil	g											
Difenoconazol	g											
Fenpiclonil	g											
Fenpropidin	g											
Fenpropimorph	g										150	
Kupfer (Cu)	g											
Mancozeb	g											
Metalaxyl	g											
Metconazol	g											
Prochloraz	g											
Propiconazol	g											
Tebuconazole	g											
Insektizide:												
Insektizid (unspezifiziert)	g										99	99
Cypermethrin	g											
Lambda-cyhalothrin	g											
Pirimicarb	g											
Teflubenzuron	g											
Terbufos	g											60
Andere PSM:												
Chlormequat (CCC)	g											
Ethephon	g											
Metaldehyd	g										80	
Trinexapac-ethyl	g											
Trichogramma	ha	1000	1000	1000	1000	1000						
Legende:												
Kv = konventionell												
IP = integrierte Produktion												
Bio = biologische Produktion												
IPint = IPintensiv												
IPext = IPextensiv (Extensio)												
T = Talregion CH												
H = Hügelregion CH												
B = Bergregion CH												
D = Deutschland (Sachsen-Anhalt)												
Durchg. = Anzahl Durchgänge												

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur		Eiweiss- erbsen		Soja		Acker- bohnen		Karotten		Kohl		Grün- düngung	
		IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio
		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Anbausystem													
Region													
Produkte:													
Ertrag Hauptprodukt	kg FS	3840	3044	2933	2806	3782	3384	45950	41100	79863	69797	2500	2300
Ertrag Hauptprodukt	kg TS	3340	2649	2610	2497	3290	2944	5514	4932	11181	9772	2500	2300
Preis Hauptprodukt	Fr/kg	0,53	0,77	0,817	1,1	0,47	0,65	0,44	0,95	0,28	0,34		
Feuchtegehalt Ernte	%	16%	16%	16%	16%	16%	16%	88%	88%	86%	86%		
Feuchtegehalt Verkauf	%	13%	13%	11%	11%	13%	13%	88%	88%	86%	86%		
Ertrag Nebenprodukt	kg FS	3840	3044	2933	2806	4255	3807	22975	20550	39931	34899		
Preis	Fr/kg												
Nebenprodukt abgeführt	%												
Rohleistung	Fr	3295	3604	3896	4587	3038	3460	20218	39045	22362	23731		
Anbau-/Extensobeiträge	Fr	1260	1260	1500	1500	1260	1260						
Allokation Hauptprodukt	%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Allokation Stroh	%												
Bodenbearbeitung, Saat, Ernte:													
Zeitpunkt Pflugeinsatz	Datum	1.2	1.2	1.4	1.4	1.2	1.2	15.5	15.5	15.5	15.5		
Saatgut	kg	250	275	110	120	175	190	4,2	3,8	0,12	0,125	10	10
Zeitpunkt Saat	Datum	1.3	1.3	1.5	1.5	1.3	1.3	15.5	15.5	15.5	15.5	15.8	15.8
Zeitpunkt Ernte	Datum	25.7	25.7	15.9	15.9	10.8	10.8	5.10	5.10	5.10	5.10		
Düngung													
Düngergabe N	kg	4,9	37,5	13,2	8,1		37,5	61,9	58,8	169,7	112,2	30,0	
davon Mineraldünger	%							100%		100%		100%	
Düngergabe P ₂ O ₅	kg	69,1	40,3	76,3	11,5	66,2	40,3	46,0	39,0	59,9	64,8		
davon Mineraldünger	%	94%		82%		100%		100%		100%			
Düngergabe K ₂ O	kg	130,5	128,6	176,0	30,4	165,5	128,6	168,5	47,5	249,6	135,6		
davon Mineraldünger	%	88%		74%		100%		100%		100%			
Bonus Ernterückstände N	kg	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0					20,0	20,0
Bonus Ernterückstände P ₂ O ₅	kg	29,8	17,4	35,8	5,4	14,7	9,0	16,4	13,9	15,0	16,2		
Bonus Ernterückstände K ₂ O	kg	74,6	73,5	107,3	18,5	102,0	79,3	69,5	19,6	80,9	44,0		
Rindvieh Vollgülle	m ³	4,3	26,5	9,4	3,9		26,5					30,0	
Rindvieh Stalmist	t	0,3	6,6	2,2	2,7		6,6		7,2		6,0		
Schweine Gülle	m ³												
Schweine Mist	t												
Mastpoulets Mist	t												
Hormmehl	kg								400,0		600,0		
Zeitpunkt Grunddüngung	Datum	1.2	1.2	1.4	1.4	1.2	1.2	15.5	15.5	15.5	15.5		
Zeitpunkt 1. Kopfdüngung	Datum							15.6	15.6	15.6	15.6	15.8	
Zeitpunkt 2. Kopfdüngung	Datum							15.7	15.7	15.7	15.7		
Zeitpunkt 3. Kopfdüngung	Datum												
N-Anteil Grunddüngung	%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		18%	31%	31%		
N-Anteil 1. Kopfdüngung	%								37%	30%	58%	58%	100%
N-Anteil 2. Kopfdüngung	%								63%	52%	12%	12%	
N-Anteil 3. Kopfdüngung	%												
Gülleanteil Grunddüngung	%	1	1	1	1	1	1						
Gülleanteil 1. Kopfdüngung	%							100%	37%	100%	83%	100%	
Gülleanteil 2. Kopfdüngung	%								63%		17%		
Arbeiten und Mechanisierung:													
Pflug	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Bodenfräse	Durchg.							1		1			
Federzinkenegge	Durchg.	2	2	2	2	2	2		2		2	1	1
Kreiselegge	Durchg.								1		1		
Rauwalze	Durchg.							1	1				
Sämaschine	Durchg.	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1
Kartoffellegemaschine	Durchg.									1	1		
Hackstriegel	Durchg.	1	2		1	1	1						
Hackgerät	Durchg.			1		1	1	2	2	3	3		
Kartoffelhack- und häufelgerät	Durchg.												
Pflanzenschutzspritze	Durchg.	1,8		1,2		1		7		5	2		
Beregnung	m ³							600	600	400	400		
Mähdrescher	Durchg.												
Anbaumaishäcksler	Durchg.												
Zuckerrübensvollernter	Durchg.												
Kartoffelkrautschläger	Durchg.												
Abflammgerät	Durchg.								1				
Kartoffelvollernter	Durchg.												
Traktorarbeit Ernte	h							25	15	61	45		
Schlegelmulchgerät	Durchg.											1	1
Ladewagen	m ³												
Pneuwagen	tkm	38,4	30,4	29,3	28,1	37,8	33,8	46,0	41,1	79,9	69,8		
Hochdruckpresse	Ballen												
Ballenlader	Ballen												
Grubber	Durchg.												

Anhang 7a: Produktionsinventare der Ackerkulturen

Kultur		Eiweiss- erbsen		Soja		Acker- bohnen		Karotten		Kohl		Grün- düngung	
		IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Anbausystem		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Region		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Herbizide:													
Herbizid (unspezifiziert)	g												
2,4-D	g												
Aclonifen	g	1450											
Atrazine	g												
Bentazon	g	740				180							
Bifenox	g												
Carbetamide	g	150											
Chloridazon	g												
Chlortoluron	g												
Dicamba	g												
Diflufenican	g												
Diquat	g												
Ethofumesate	g												
Fluazifop-P-Butyl	g					80							
Glyphosate	g												
Ioxynil	g												
Isoproturon	g												
Linuron	g			342				2750					
MCPA	g												
MCPB	g												
Mecoprop-P	g												
Metamitron	g												
Metolachlor	g			2478									
Metribuzin	g												
Napropamid	g												
Orbencarb	g												
Pendimethalin	g												
Phenmedipham	g												
Pyridate	g												
Rimsulfuron	g												
Tebutam	g												
Trifluralin	g												
Fungizide:													
Fungizid (unspezifiziert)	g	400											
Carbendazim	g												
Chlorothalonil	g												
Cyproconazol	g												
Cyprodinil	g												
Difenoconazol	g							3240		500			
Fenpiclonil	g	50											
Fenpropidin	g												
Fenpropimorph	g												
Kupfer (Cu)	g							1620					
Mancozeb	g									1880			
Metalaxyl	g												
Metconazol	g												
Prochloraz	g												
Propiconazol	g												
Tebuconazole	g												
Insektizide:													
Insektizid (unspezifiziert)	g												
Cypermethrin	g							1800					
Lambda-cyhalothrin	g												
Pirimicarb	g	70								2340			
Teflubenzuron	g												
Terbufos	g												
Andere PSM:													
Chlormequat (CCC)	g												
Ethephon	g												
Metaldehyd	g									700			
Trinexapac-ethyl	g												
Trichogramma	ha												
Legende:													
Kv = konventionell													
IP = integrierte Produktion													
Bio = biologische Produktion													
IPint = IPintensiv													
IPext = IPextensiv (Extensio)													
T = Talregion CH													
H = Hügelregion CH													
B = Bergregion CH													
D = Deutschland (Sachsen-Anhalt)													
Durchg. = Anzahl Durchgänge													

Anhang 7b: Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Winterweizen											
		Region	Kv	Kv	Kv	IPI	IPI	IPI	IPE	IPE	IPE	Bio	Bio
			D	T	H	T	H	B	T	H	B	T	H
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	MJ-Äq./ha-J	2,61E+04	2,49E+04	2,32E+04	2,29E+04	2,27E+04	2,25E+04	1,98E+04	1,82E+04	1,80E+04	9,31E+03	9,33E+03	
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./ha-J	4,32E+03	4,34E+03	4,14E+03	4,13E+03	3,94E+03	4,27E+03	3,96E+03	3,93E+03	4,20E+03	3,42E+03	3,65E+03	
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./ha-J	8,25E-01	7,81E-01	7,49E-01	7,60E-01	7,39E-01	7,34E-01	7,05E-01	6,77E-01	6,73E-01	6,72E-01	6,75E-01	
Ressource P	kg P/ha-J	3,16E+01	3,25E+01	2,87E+01	2,93E+01	2,91E+01	2,83E+01	2,13E+01	1,89E+01	1,85E+01	-2,38E+00	-2,40E+00	
Ressource K	kg K/ha-J	9,09E+01	1,54E+02	1,36E+02	1,18E+02	1,38E+02	1,34E+02	4,16E+01	1,01E+01	8,05E+00	-1,27E+02	-1,29E+02	
Flächenbedarf	m2-J/ha-J	1,12E+04	1,04E+04	1,12E+04	1,04E+04	1,12E+04	1,12E+04	1,03E+04	1,12E+04	1,12E+04	1,05E+04	1,13E+04	
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	7,22E+01	1,29E+02	1,37E+02	1,03E+02	1,22E+02	1,59E+02	1,16E+02	1,31E+02	1,63E+02	1,39E+02	1,61E+02	
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	6,42E+01	1,21E+02	1,27E+02	9,48E+01	1,12E+02	1,44E+02	1,09E+02	1,22E+02	1,49E+02	1,35E+02	1,54E+02	
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,11E+00	1,15E+00	1,38E+00	1,14E+00	1,39E+00	2,02E+00	9,50E-01	1,21E+00	1,85E+00	5,65E-01	8,89E-01	
Versauerung	kg SO2-Äq./ha-J	2,39E+01	3,07E+01	2,79E+01	3,03E+01	2,76E+01	2,75E+01	3,24E+01	3,30E+01	3,24E+01	8,16E+01	8,22E+01	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	6,19E+04	5,47E+03	1,46E+03	6,23E+02	3,11E+02	3,10E+02	4,29E+02	3,29E+02	3,28E+02	2,12E+01	2,13E+01	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	3,25E+03	2,02E+03	2,07E+03	1,92E+03	1,66E+03	1,85E+03	1,89E+03	1,76E+03	1,97E+03	3,66E+02	4,70E+02	
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/ha-J	3,19E+02	3,51E+02	3,04E+02	3,18E+02	3,02E+02	2,70E+02	2,58E+02	2,24E+02	1,95E+02	1,74E+02	1,65E+02	
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	1,63E+01	2,05E+01	1,97E+01	2,05E+01	1,41E+01	1,32E+01	1,17E+01	9,06E+00	7,93E+00	1,20E+01	1,16E+01	
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	2,21E+02	3,52E+02	3,72E+02	3,66E+02	2,60E+02	3,09E+02	2,08E+02	1,79E+02	2,29E+02	2,88E+01	5,40E+01	
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	8,14E+02	1,76E+03	1,73E+03	1,80E+03	1,17E+03	1,17E+03	1,17E+03	8,77E+02	8,70E+02	2,10E+02	2,09E+02	
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,83E+00	3,83E+00	4,04E+00	3,74E+00	3,90E+00	3,98E+00	3,91E+00	3,87E+00	3,90E+00	2,31E+00	2,29E+00	
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./kg TS	6,32E-01	6,85E-01	7,41E-01	6,92E-01	6,94E-01	7,77E-01	8,07E-01	8,57E-01	9,34E-01	9,13E-01	9,64E-01	
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./kg TS	1,21E-04	1,18E-04	1,29E-04	1,22E-04	1,25E-04	1,28E-04	1,38E-04	1,42E-04	1,44E-04	1,72E-04	1,71E-04	
Ressource P	kg P/kg TS	4,63E-03	5,17E-03	5,19E-03	4,97E-03	5,19E-03	5,19E-03	4,37E-03	4,16E-03	4,14E-03	-6,40E-04	-6,40E-04	
Ressource K	kg K/kg TS	1,33E-02	2,44E-02	2,45E-02	1,99E-02	2,45E-02	2,45E-02	8,53E-03	2,21E-03	1,80E-03	-3,43E-02	-3,43E-02	
Flächenbedarf	m2-J/kg TS	1,64E+00	1,65E+00	2,02E+00	1,76E+00	1,99E+00	2,06E+00	2,12E+00	2,45E+00	2,50E+00	2,82E+00	3,01E+00	
Eutrophierung	kg N-Äq./kg TS	1,06E-02	2,05E-02	2,48E-02	1,74E-02	2,16E-02	2,91E-02	2,37E-02	2,88E-02	3,64E-02	3,74E-02	4,28E-02	
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./kg TS	9,39E-03	1,92E-02	2,30E-02	1,60E-02	1,98E-02	2,64E-02	2,23E-02	2,68E-02	3,34E-02	3,32E-02	4,11E-02	
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./kg TS	1,63E-04	1,83E-04	2,48E-04	1,93E-04	2,46E-04	3,70E-04	1,95E-04	2,66E-04	4,15E-04	1,52E-04	2,37E-04	
Versauerung	kg SO2-Äq./kg TS	3,49E-03	4,83E-03	4,97E-03	5,08E-03	4,85E-03	4,98E-03	6,58E-03	7,20E-03	7,19E-03	2,19E-02	2,18E-02	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/kg TS	9,06E+00	2,33E-01	2,64E-01	1,05E-01	5,51E-02	5,68E-02	8,78E-02	7,20E-02	7,33E-02	5,42E-03	5,37E-03	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/kg TS	4,76E-01	3,19E-01	3,72E-01	3,23E-01	2,93E-01	3,37E-01	3,85E-01	3,85E-01	4,40E-01	9,53E-02	1,22E-01	
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/kg TS	4,67E-02	5,53E-02	5,43E-02	5,32E-02	5,32E-02	4,90E-02	5,23E-02	4,85E-02	4,30E-02	4,58E-02	4,32E-02	
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	2,38E-03	3,26E-03	3,55E-03	3,46E-03	2,51E-03	2,42E-03	2,40E-03	1,99E-03	1,77E-03	3,22E-03	3,09E-03	
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	3,23E-02	5,60E-02	6,70E-02	6,18E-02	4,62E-02	5,67E-02	4,26E-02	3,92E-02	5,11E-02	7,60E-03	1,42E-02	
Humantoxizität (CML)	HTP/kg TS	1,19E-01	2,79E-01	3,10E-01	3,04E-01	2,07E-01	2,12E-01	2,38E-01	1,91E-01	1,93E-01	5,41E-02	5,34E-02	
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr.	2,23E+01	5,52E+00	5,83E+00	5,39E+00	5,62E+00	5,74E+00	5,07E+00	4,98E+00	5,01E+00	1,94E+00	1,93E+00	
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./Fr.	3,69E+00	9,61E-01	1,04E+00	9,71E-01	9,74E-01	1,09E+00	1,02E+00	1,07E+00	1,17E+00	7,13E-01	7,53E-01	
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./Fr.	7,04E-04	1,73E-04	1,88E-04	1,79E-04	1,83E-04	1,87E-04	1,81E-04	1,85E-04	1,87E-04	1,40E-04	1,39E-04	
Ressource P	kg P/Fr.	2,70E-02	7,19E-03	7,23E-03	6,91E-03	7,21E-03	7,22E-03	5,47E-03	5,16E-03	5,13E-03	-4,95E-04	-4,96E-04	
Ressource K	kg K/Fr.	7,76E-02	3,40E-02	3,41E-02	2,77E-02	3,41E-02	3,41E-02	1,07E-02	2,75E-03	2,24E-03	-2,65E-02	-2,65E-02	
Flächenbedarf	m2-J/Fr.	9,57E+00	2,30E+00	2,81E+00	2,44E+00	2,77E+00	2,86E+00	2,65E+00	3,05E+00	3,10E+00	2,18E+00	2,33E+00	
Eutrophierung	kg N-Äq./Fr.	6,17E-02	2,86E-02	3,45E-02	2,43E-02	3,01E-02	4,05E-02	2,97E-02	3,58E-02	4,51E-02	2,90E-02	3,32E-02	
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./Fr.	5,48E-02	2,67E-02	3,20E-02	2,23E-02	2,76E-02	3,68E-02	2,79E-02	3,34E-02	4,14E-02	2,81E-02	3,19E-02	
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./Fr.	9,50E-04	2,55E-04	3,46E-04	2,69E-04	3,43E-04	5,15E-04	2,44E-04	3,30E-04	5,15E-04	1,18E-04	1,84E-04	
Versauerung	kg SO2-Äq./Fr.	2,04E-02	6,79E-03	7,01E-03	7,14E-03	6,83E-03	7,02E-03	8,31E-03	9,02E-03	9,00E-03	1,70E-02	1,70E-02	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/Fr.	5,28E+01	3,25E-01	3,68E-01	1,47E-01	7,69E-02	7,93E-02	1,10E-01	8,98E-02	9,12E-02	4,42E-03	4,39E-03	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/Fr.	2,77E+00	4,47E-01	5,21E-01	4,52E-01	4,10E-01	4,73E-01	4,84E-01	4,81E-01	5,48E-01	7,62E-02	9,70E-02	
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/Fr.	2,72E-01	7,77E-02	7,64E-02	7,48E-02	7,48E-02	6,90E-02	6,63E-02	6,11E-02	5,41E-02	3,62E-02	3,41E-02	
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	1,39E-02	4,53E-03	4,95E-03	4,82E-03	3,49E-03	3,37E-03	3,00E-03	2,48E-03	2,20E-03	2,49E-03	2,39E-03	
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	1,89E-01	7,80E-02	9,35E-02	8,61E-02	6,44E-02	7,91E-02	5,35E-02	4,89E-02	6,35E-02	6,00E-03	1,11E-02	
Humantoxizität (CML)	HTP/Fr.	6,95E-01	3,90E-01	4,34E-01	4,24E-01	2,90E-01	2,98E-01	3,00E-01	2,39E-01	2,42E-01	4,38E-02	4,32E-02	
Bodenqualität													
Grobporenvolumen		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Aggregatstabilität		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	
Org.-Gehalt		0	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	
Schwermetallgehalt		-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Organische Schadstoffe		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Regenwurmbiomasse		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mikrobielle Biomasse		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	
Mikrobielle Aktivität		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	7,2	7,7	7,7	7,5	7,6	7,6	8,4	8,4	8,4	8,7	8,7	
Ackerflora	Biodiversitätspunkte	15,1	15,2	15,2	15,1	14,9	14,9	16,0	16,0	16,0	17,3	17,3	
Graslandflora	Biodiversitätspunkte												
Vögel	Biodiversitätspunkte	4,8	5,3	5,3	5,0	5,0	5,1	6,2	6,2	6,2	6,4	6,4	
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	
Mollusken	Biodiversitätspunkte	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	
Spinnen	Biodiversitätspunkte	7,4	8,2	8,2	8,0	8,3	8,3	10,5	10,5	10,5	10,7	10,7	
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	9,9	10,9	10,9	10,6	11,0	11,0	11,7	11,7	11,7	11,9	11,9	
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Bienen	Biodiversitätspunkte	4,0	5,2	5,2	4,9	4,8	4,8	5,0	5,0	5,0	4,8	4,8	
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,3	1,5	1,5	1,4	1,4	1,4	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	
Spinnen	Biodiversitätspunkte	7,2	8,0	8,0	7,8	8,1	8,1	10,3	10,3	10,3	10,5	10,5	
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	9,2	10,6	10,6	10,1	10,4	10,4	11,2	11,2	11,2	11,3	11,3	
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Legende:													
Kv = konventionell	T = Talregion CH												
IP = integrierte Produktion	H = Hügelregion CH												
Bio = biologische Produktion	B = Bergregion CH												
IPI = IP intensiv	D = Deutschland												
IPE = IP extensiv (Extenso)													

Anhang 7b: Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Sommerweizen					
		Region		Bio		Bio	
Region		T	H	T	H	T	H
Wirkungskategorie	Einheit						
Energiebedarf	MJ-Äq./ha-J	2,34E+04	2,28E+04	1,99E+04	1,57E+04	1,01E+04	1,01E+04
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./ha-J	4,05E+03	4,01E+03	3,86E+03	4,05E+03	2,81E+03	2,92E+03
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./ha-J	8,23E-01	8,12E-01	7,87E-01	7,86E-01	6,34E-01	6,36E-01
Ressource P	kg P/(ha-J)	2,34E+01	2,23E+01	1,56E+01	-1,46E+00	-1,21E+00	-1,23E+00
Ressource K	kg K/(ha-J)	1,12E+02	1,05E+02	1,05E+01	-6,86E+01	-7,47E+01	-7,58E+01
Flächenbedarf	m2-J/(ha-J)	9,59E+03	9,59E+03	9,57E+03	9,55E+03	9,72E+03	9,72E+03
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	6,64E+01	7,24E+01	7,28E+01	9,29E+01	6,90E+01	8,02E+01
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	5,90E+01	6,34E+01	6,66E+01	8,77E+01	6,49E+01	7,43E+01
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,02E+00	1,24E+00	8,62E-01	7,17E-01	5,69E-01	8,11E-01
Versauerung	kg SO2-Äq./ha-J	3,12E+01	3,03E+01	3,53E+01	7,58E+01	5,61E+01	5,68E+01
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	1,18E+03	1,18E+03	9,09E+01	4,16E+03	2,85E+01	2,86E+01
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	1,70E+03	1,76E+03	2,09E+03	1,50E+03	4,02E+02	4,85E+02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/(ha-J)	2,90E+02	2,70E+02	2,31E+02	1,75E+02	1,26E+02	1,20E+02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	2,60E+01	2,55E+01	2,26E+01	2,50E+01	2,16E+01	2,13E+01
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	1,96E+02	2,13E+02	1,32E+02	1,29E+02	6,11E+01	7,99E+01
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	8,36E+02	8,23E+02	5,14E+02	5,55E+02	2,37E+02	2,36E+02
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	4,53E+00	4,65E+00	4,69E+00	3,93E+00	3,00E+00	2,97E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./kg TS	8,06E-01	8,38E-01	9,30E-01	1,05E+00	8,85E-01	9,11E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./kg TS	1,58E-04	1,64E-04	1,84E-04	1,98E-04	1,93E-04	1,91E-04
Ressource P	kg P/kg TS	4,70E-03	4,69E-03	3,78E-03	-3,80E-04	-3,85E-04	-3,87E-04
Ressource K	kg K/kg TS	2,25E-02	2,22E-02	2,56E-03	-1,79E-02	-2,38E-02	-2,39E-02
Flächenbedarf	m2-J/kg TS	1,92E+00	2,02E+00	2,32E+00	2,49E+00	3,10E+00	3,07E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./kg TS	1,33E-02	1,52E-02	1,77E-02	2,41E-02	2,20E-02	2,53E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./kg TS	1,18E-02	1,33E-02	1,61E-02	2,28E-02	2,07E-02	2,34E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./kg TS	2,05E-04	2,61E-04	2,09E-04	1,86E-04	1,81E-04	2,56E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./kg TS	6,20E-03	6,32E-03	8,50E-03	1,97E-02	1,78E-02	1,79E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/kg TS	2,37E-01	2,49E-01	2,18E-02	1,08E+00	8,78E-03	8,70E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/kg TS	3,38E-01	3,69E-01	5,05E-01	3,88E-01	1,25E-01	1,50E-01
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/kg TS	5,76E-02	5,62E-02	5,55E-02	4,48E-02	3,92E-02	3,70E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	5,21E-03	5,37E-03	5,48E-03	6,49E-03	6,88E-03	6,73E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	3,92E-02	4,48E-02	3,20E-02	3,33E-02	1,93E-02	2,51E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/kg TS	1,66E-01	1,72E-01	1,23E-01	1,42E-01	7,29E-02	7,20E-02
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr.	6,54E+00	6,70E+00	5,97E+00	4,99E+00	2,45E+00	2,44E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./Fr.	1,13E+00	1,18E+00	1,15E+00	1,29E+00	6,84E-01	7,05E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./Fr.	2,30E-04	2,39E-04	2,35E-04	2,50E-04	1,55E-04	1,54E-04
Ressource P	kg P/Fr.	6,55E-03	6,55E-03	4,66E-03	-4,65E-04	-2,94E-04	-2,96E-04
Ressource K	kg K/Fr.	3,14E-02	3,10E-02	3,15E-03	-2,18E-02	-1,82E-02	-1,83E-02
Flächenbedarf	m2-J/Fr.	2,68E+00	2,82E+00	2,86E+00	3,04E+00	2,37E+00	2,35E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./Fr.	1,86E-02	2,13E-02	2,18E-02	2,96E-02	1,68E-02	1,94E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./Fr.	1,65E-02	1,87E-02	1,99E-02	2,79E-02	1,58E-02	1,80E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./Fr.	2,86E-04	3,64E-04	2,58E-04	2,28E-04	1,39E-04	1,96E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./Fr.	8,74E-03	8,92E-03	1,06E-02	2,41E-02	1,37E-02	1,37E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/Fr.	3,31E-01	3,48E-01	2,72E-02	1,32E+00	6,96E-03	6,90E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/Fr.	4,75E-01	5,18E-01	6,25E-01	4,77E-01	9,80E-02	1,17E-01
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/Fr.	8,13E-02	7,94E-02	6,92E-02	5,56E-02	3,07E-02	2,90E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	7,27E-03	7,50E-03	6,75E-03	7,95E-03	5,27E-03	5,16E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	5,49E-02	6,27E-02	3,96E-02	4,09E-02	1,49E-02	1,93E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/Fr.	2,34E-01	2,42E-01	1,54E-01	1,76E-01	5,77E-02	5,71E-02
Bodenqualität							
Grobporenvolumen		-	-	-	-	-	-
Aggregatstabilität		--	--	--	0	0	0
Org-Gehalt		--	--	--	0	0	0
Schwermetallgehalt		0	0	0	0	0	0
Organische Schadstoffe		0	0	0	0	0	0
Regenwurmbiomasse		-	-	-	-	-	-
Mikrobielle Biomasse		-	-	-	0	0	0
Mikrobielle Aktivität		-	-	-	0	0	0
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)							
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,8	6,8	7,0	7,0	7,8	7,8
Ackerflora	Biodiversitätspunkte	12,7	12,7	13,2	13,3	14,5	14,5
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	2,7	2,7	2,7	2,7	3,2	3,2
Vögel	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	8,0	7,9	10,2	10,2
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,0	2,0	2,0	2,0	2,3	2,3
Mollusken	Biodiversitätspunkte	2,3	2,3	2,3	2,3	2,4	2,4
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,5	9,5	10,6	10,6	11,1	11,1
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	11,1	11,1	11,5	11,5	11,9	11,9
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4
Bienen	Biodiversitätspunkte	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,9	7,9	7,9	7,9	10,0	10,0
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anfr							
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,4	1,4	1,5	1,5	1,7	1,7
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,5	9,5	10,6	10,6	11,1	11,1
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,7	10,7	11,0	11,0	11,4	11,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,7	7,7	7,7	7,7	10,0	10,0
Legende:							
Kv = konventionell	T = Talregion CH						
IP = integrierte Produktion	H = Hügelregion CH						
Bio = biologische Produktion	B = Bergregion CH						
IPI = IP intensiv	D = Deutschland						
IPE = IP extensiv (Extenso)							

Anhang 7b: Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Winterroggen					
		IPI	IPI	IPE	IPE	Bio	Bio
Region		T	H	T	H	T	H
Wirkungskategorie	Einheit						
Energiebedarf	MJ-Äq./ha-J	1,93E+04	1,78E+04	1,79E+04	1,55E+04	9,27E+03	9,39E+03
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./ha-J	3,48E+03	3,76E+03	3,35E+03	3,61E+03	3,01E+03	3,06E+03
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./ha-J	7,12E-01	6,62E-01	6,63E-01	6,87E-01	6,11E-01	6,23E-01
Ressource P	kg P/(ha-J)	2,93E+01	1,98E+01	2,43E+01	9,72E+00	-2,33E+00	-2,47E+00
Ressource K	kg K/(ha-J)	1,11E+02	9,90E+01	8,91E+01	-9,28E+01	-9,25E+01	-9,79E+01
Flächenbedarf	m2-J/(ha-J)	1,03E+04	1,03E+04	1,03E+04	1,03E+04	1,04E+04	1,04E+04
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	1,01E+02	1,16E+02	1,01E+02	1,19E+02	1,21E+02	1,25E+02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	9,26E+01	1,07E+02	9,37E+01	1,12E+02	1,17E+02	1,19E+02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,12E+00	1,22E+00	1,01E+00	9,43E-01	5,50E-01	8,38E-01
Versauerung	kg SO2-Äq./ha-J	2,87E+01	3,92E+01	2,59E+01	4,58E+01	6,32E+01	6,65E+01
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	9,29E+02	1,38E+03	2,91E+02	8,61E+02	2,07E+01	2,09E+01
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	7,37E+02	6,23E+02	6,43E+02	2,52E+03	3,52E+02	4,56E+02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/(ha-J)	3,03E+02	2,39E+02	2,55E+02	2,07E+02	1,32E+02	1,29E+02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	2,08E+01	1,96E+01	1,36E+01	1,30E+01	8,15E+00	8,19E+00
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	3,20E+02	3,21E+02	2,11E+02	1,32E+02	2,75E+01	5,15E+01
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	1,41E+03	1,20E+03	9,54E+02	3,85E+02	2,07E+02	2,08E+02
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	2,57E+00	2,71E+00	3,03E+00	2,66E+00	2,19E+00	2,09E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./kg TS	4,84E-01	5,98E-01	5,90E-01	6,46E-01	7,69E-01	7,39E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./kg TS	9,34E-05	9,94E-05	1,11E-04	1,17E-04	1,49E-04	1,43E-04
Ressource P	kg P/kg TS	4,13E-03	3,18E-03	4,32E-03	1,76E-03	-6,05E-04	-6,05E-04
Ressource K	kg K/kg TS	1,56E-02	1,59E-02	1,59E-02	-1,68E-02	-2,40E-02	-2,40E-02
Flächenbedarf	m2-J/kg TS	1,45E+00	1,65E+00	1,83E+00	1,86E+00	2,70E+00	2,55E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./kg TS	1,42E-02	1,86E-02	1,80E-02	2,14E-02	3,14E-02	3,07E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./kg TS	1,30E-02	1,72E-02	1,67E-02	2,02E-02	3,03E-02	2,92E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./kg TS	1,58E-04	1,97E-04	1,79E-04	1,70E-04	1,42E-04	2,05E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./kg TS	3,98E-03	6,23E-03	4,55E-03	8,22E-03	1,63E-02	1,62E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/kg TS	1,31E-01	2,21E-01	5,16E-02	1,55E-01	5,05E-03	4,80E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/kg TS	1,01E-01	9,77E-02	1,12E-01	4,53E-01	8,77E-02	1,08E-01
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/kg TS	4,21E-02	3,78E-02	4,48E-02	3,68E-02	3,34E-02	3,06E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	2,93E-03	3,15E-03	2,42E-03	2,35E-03	2,11E-03	2,00E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	4,50E-02	5,14E-02	3,75E-02	2,37E-02	6,96E-03	1,25E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/kg TS	1,96E-01	1,91E-01	1,68E-01	6,78E-02	5,11E-02	4,82E-02
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr.	4,80E+00	5,04E+00	5,02E+00	4,40E+00	2,06E+00	1,98E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./Fr.	8,66E-01	1,07E+00	9,40E-01	1,02E+00	6,68E-01	6,45E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./Fr.	1,77E-04	1,88E-04	1,86E-04	1,95E-04	1,36E-04	1,31E-04
Ressource P	kg P/Fr.	7,29E-03	5,62E-03	6,81E-03	2,76E-03	-5,19E-04	-5,21E-04
Ressource K	kg K/Fr.	2,76E-02	2,81E-02	2,50E-02	-2,63E-02	-2,06E-02	-2,06E-02
Flächenbedarf	m2-J/Fr.	2,56E+00	2,92E+00	2,88E+00	2,91E+00	2,31E+00	2,20E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./Fr.	2,50E-02	3,29E-02	2,83E-02	3,36E-02	2,69E-02	2,64E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./Fr.	2,30E-02	3,04E-02	2,63E-02	3,17E-02	2,60E-02	2,51E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./Fr.	2,79E-04	3,48E-04	2,83E-04	2,68E-04	1,22E-04	1,77E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./Fr.	7,13E-03	1,11E-02	7,27E-03	1,30E-02	1,40E-02	1,40E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/Fr.	2,31E-01	3,91E-01	8,18E-02	2,44E-01	4,61E-03	4,41E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/Fr.	1,83E-01	1,77E-01	1,80E-01	7,16E-01	7,81E-02	9,61E-02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/Fr.	7,53E-02	6,80E-02	7,16E-02	5,88E-02	2,94E-02	2,72E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	5,18E-03	5,57E-03	3,82E-03	3,69E-03	1,81E-03	1,73E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	7,96E-02	9,11E-02	5,93E-02	3,74E-02	6,10E-03	1,09E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/Fr.	3,50E-01	3,41E-01	2,68E-01	1,09E-01	4,61E-02	4,37E-02
Bodenqualität							
Grobporenvolumen		-	-	-	-	-	-
Aggregatstabilität		-	-	-	0	-	-
Org-Gehalt		-	-	-	+	0	0
Schwermetallgehalt		0	0	0	0	0	0
Organische Schadstoffe		0	0	0	0	0	0
Regenwurmbiomasse		-	-	-	-	-	-
Mikrobielle Biomasse		-	-	-	0	-	-
Mikrobielle Aktivität		-	-	-	0	-	-
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)							
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	7,5	7,7	8,4	8,4	8,7	8,7
Ackerflora	Biodiversitätspunkte	14,9	15,4	16,0	16,1	17,3	17,3
Graslandflora	Biodiversitätspunkte						
Vögel	Biodiversitätspunkte	5,1	5,1	6,2	6,2	6,4	6,4
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
Mollusken	Biodiversitätspunkte	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Spinnen	Biodiversitätspunkte	8,0	8,1	10,5	10,5	10,7	10,7
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,6	10,8	11,7	11,7	11,9	11,9
Tagfalter	Biodiversitätspunkte						
Bienen	Biodiversitätspunkte	4,9	5,0	5,0	5,0	4,8	4,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte						
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anfr							
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,4	1,4	1,6	1,6	1,6	1,6
Spinnen	Biodiversitätspunkte	7,8	8,0	10,3	10,3	10,5	10,5
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,1	10,3	11,2	11,2	11,3	11,3
Tagfalter	Biodiversitätspunkte						
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte						
Legende:							
Kv = konventionell	T = Talregion CH						
IP = integrierte Produktion	H = Hügelregion CH						
Bio = biologische Produktion	B = Bergregion CH						
IPI = IP intensiv	D = Deutschland						
IPE = IP extensiv (Extenso)							

Anhang 7b: Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Wintergerste					
		Region		Bio		Bio	
Wirkungskategorie	Einheit	T	H	T	H	T	H
Energiebedarf	MJ-Äq./ha-J	2,01E+04	1,86E+04	1,82E+04	1,50E+04	8,84E+03	8,87E+03
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./ha-J	3,94E+03	4,08E+03	3,76E+03	3,76E+03	3,14E+03	3,15E+03
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./ha-J	7,25E-01	6,66E-01	6,72E-01	6,68E-01	6,12E-01	6,16E-01
Ressource P	kg P/(ha-J)	2,73E+01	2,03E+01	2,26E+01	7,44E+00	-1,88E+00	-1,91E+00
Ressource K	kg K/(ha-J)	1,20E+02	1,21E+02	9,59E+01	-9,51E+01	-1,03E+02	-1,05E+02
Flächenbedarf	m2-J/(ha-J)	1,03E+04	1,03E+04	1,02E+04	1,02E+04	1,03E+04	1,03E+04
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	1,25E+02	1,28E+02	1,32E+02	1,34E+02	1,33E+02	1,37E+02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	1,18E+02	1,19E+02	1,25E+02	1,27E+02	1,29E+02	1,31E+02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,08E+00	1,24E+00	9,75E-01	8,96E-01	5,46E-01	8,35E-01
Versauerung	kg SO2-Äq./ha-J	3,15E+01	4,19E+01	2,73E+01	4,63E+01	6,92E+01	7,30E+01
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	9,30E+02	1,38E+03	2,92E+02	8,60E+02	2,03E+01	2,04E+01
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	7,37E+02	6,29E+02	6,43E+02	2,50E+03	3,49E+02	4,52E+02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/(ha-J)	3,08E+02	2,58E+02	2,55E+02	1,98E+02	1,47E+02	1,40E+02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	2,09E+01	1,99E+01	1,36E+01	1,30E+01	9,57E+00	9,28E+00
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	3,19E+02	3,21E+02	2,10E+02	1,29E+02	2,76E+01	5,18E+01
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	1,43E+03	1,23E+03	9,64E+02	3,82E+02	2,03E+02	2,03E+02
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,00E+00	2,93E+00	3,44E+00	2,96E+00	2,12E+00	2,09E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./kg TS	6,05E-01	6,61E-01	7,32E-01	7,64E-01	8,04E-01	7,94E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./kg TS	1,07E-04	1,03E-04	1,26E-04	1,31E-04	1,51E-04	1,49E-04
Ressource P	kg P/kg TS	4,23E-03	3,31E-03	4,43E-03	1,52E-03	-4,86E-04	-4,86E-04
Ressource K	kg K/kg TS	1,85E-02	1,97E-02	1,88E-02	-1,94E-02	-2,68E-02	-2,68E-02
Flächenbedarf	m2-J/kg TS	1,59E+00	1,67E+00	2,01E+00	2,09E+00	2,67E+00	2,62E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./kg TS	1,94E-02	2,08E-02	2,59E-02	2,73E-02	3,44E-02	3,48E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./kg TS	1,82E-02	1,93E-02	2,45E-02	2,60E-02	3,34E-02	3,33E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./kg TS	1,68E-04	2,03E-04	1,91E-04	1,83E-04	1,41E-04	2,12E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./kg TS	4,82E-03	6,78E-03	5,29E-03	9,40E-03	1,78E-02	1,85E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/kg TS	1,44E-01	2,25E-01	5,69E-02	1,76E-01	5,00E-03	4,93E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/kg TS	1,12E-01	1,01E-01	1,24E-01	5,09E-01	8,76E-02	1,12E-01
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/kg TS	4,72E-02	4,17E-02	4,94E-02	4,00E-02	3,74E-02	3,49E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	3,24E-03	3,25E-03	2,66E-03	2,65E-03	2,47E-03	2,35E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	4,93E-02	5,22E-02	4,10E-02	2,63E-02	7,02E-03	1,30E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/kg TS	2,20E-01	1,99E-01	1,87E-01	7,66E-02	5,05E-02	4,95E-02
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr.	5,57E+00	5,41E+00	5,44E+00	4,65E+00	2,30E+00	2,27E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./Fr.	1,09E+00	1,19E+00	1,13E+00	1,16E+00	8,14E-01	8,07E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./Fr.	2,01E-04	1,93E-04	2,01E-04	2,07E-04	1,59E-04	1,58E-04
Ressource P	kg P/Fr.	7,56E-03	5,88E-03	6,77E-03	2,30E-03	-4,88E-04	-4,90E-04
Ressource K	kg K/Fr.	3,31E-02	3,51E-02	2,87E-02	-2,94E-02	-2,69E-02	-2,70E-02
Flächenbedarf	m2-J/Fr.	2,84E+00	2,98E+00	3,07E+00	3,16E+00	2,68E+00	2,64E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./Fr.	3,47E-02	3,70E-02	3,96E-02	4,14E-02	3,45E-02	3,51E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./Fr.	3,26E-02	3,44E-02	3,75E-02	3,94E-02	3,35E-02	3,35E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./Fr.	3,00E-04	3,61E-04	2,92E-04	2,77E-04	1,42E-04	2,14E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./Fr.	8,71E-03	1,21E-02	8,17E-03	1,43E-02	1,80E-02	1,87E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/Fr.	2,58E-01	4,00E-01	8,74E-02	2,66E-01	5,27E-03	5,22E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/Fr.	2,04E-01	1,83E-01	1,93E-01	7,74E-01	9,06E-02	1,16E-01
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/Fr.	8,53E-02	7,50E-02	7,63E-02	6,14E-02	3,82E-02	3,59E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	5,79E-03	5,78E-03	4,07E-03	4,02E-03	2,48E-03	2,38E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	8,83E-02	9,30E-02	6,29E-02	4,00E-02	7,17E-03	1,33E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/Fr.	3,96E-01	3,56E-01	2,89E-01	1,18E-01	5,28E-02	5,19E-02
Bodenqualität							
Grobporenvolumen		-	-	-	-	-	-
Aggregatstabilität		-	-	-	0	0	0
Org-Gehalt		-	-	-	+	+	+
Schwermetallgehalt		0	0	0	0	0	0
Organische Schadstoffe		0	0	0	0	0	0
Regenwurmbiomasse		0	0	0	0	0	0
Mikrobielle Biomasse		-	-	-	0	0	0
Mikrobielle Aktivität		-	-	-	0	0	0
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)							
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	7,5	7,7	8,4	8,4	8,7	8,7
Ackerflora	Biodiversitätspunkte	14,9	15,4	16,0	16,1	17,3	17,3
Graslandflora	Biodiversitätspunkte						
Vögel	Biodiversitätspunkte	5,1	5,1	6,2	6,2	6,4	6,4
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
Mollusken	Biodiversitätspunkte	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Spinnen	Biodiversitätspunkte	8,0	8,1	10,5	10,5	10,7	10,7
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,6	10,8	11,7	11,7	11,9	11,9
Tagfalter	Biodiversitätspunkte						
Bienen	Biodiversitätspunkte	4,9	5,0	5,0	5,0	4,8	4,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte						
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anfr							
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,4	1,4	1,6	1,6	1,6	1,6
Spinnen	Biodiversitätspunkte	7,8	8,0	10,3	10,3	10,5	10,5
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,1	10,3	11,2	11,2	11,3	11,3
Tagfalter	Biodiversitätspunkte						
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte						
Legende:							
Kv = konventionell	T = Talregion CH						
IP = integrierte Produktion	H = Hügelregion CH						
Bio = biologische Produktion	B = Bergregion CH						
IPI = IP intensiv	D = Deutschland						
IPE = IP extensiv (Extenso)							

Anhang 7b: Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Sommergerste								
		IPI	IPI	IPI	IPE	IPE	IPE	Bio	Bio	Bio
Region		T	H	B	T	H	B	T	H	B
Wirkungskategorie	Einheit									
Energiebedarf	MJ-Äq./ha-J	2,19E+04	2,17E+04	1,93E+04	1,89E+04	1,56E+04	1,64E+04	9,65E+03	9,68E+03	9,66E+03
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./ha-J	3,75E+03	3,74E+03	3,31E+03	3,92E+03	4,07E+03	3,83E+03	2,75E+03	2,76E+03	2,68E+03
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./ha-J	7,65E-01	7,59E-01	7,14E-01	7,28E-01	7,66E-01	7,01E-01	5,95E-01	5,98E-01	5,96E-01
Ressource P	kg P/ha-J	2,41E+01	2,29E+01	1,77E+01	1,37E+01	-2,10E+00	-1,29E+00	-1,11E+00	-1,14E+00	-1,12E+00
Ressource K	kg K/ha-J	2,39E+02	2,27E+02	1,75E+02	1,04E+02	-1,19E+02	-3,84E+01	-6,16E+01	-6,34E+01	-6,23E+01
Flächenbedarf	m2-J/ha-J	9,50E+03	9,50E+03	9,48E+03	9,48E+03	9,47E+03	9,46E+03	9,57E+03	9,57E+03	9,57E+03
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	8,62E+01	8,78E+01	8,43E+01	9,08E+01	9,61E+01	8,52E+01	7,10E+01	7,34E+01	6,95E+01
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	7,89E+01	7,88E+01	7,23E+01	8,49E+01	9,12E+01	7,62E+01	6,70E+01	6,76E+01	5,98E+01
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,02E+00	1,23E+00	1,67E+00	8,08E-01	6,75E-01	1,24E+00	5,52E-01	7,95E-01	1,33E+00
Versauerung	kg SO2-Äq./ha-J	2,51E+01	2,50E+01	2,14E+01	3,13E+01	6,08E+01	4,14E+01	4,58E+01	4,69E+01	4,41E+01
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	1,25E+02	1,24E+02	1,21E+02	1,11E+03	1,26E+03	2,27E+03	2,78E+01	2,78E+01	2,78E+01
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	1,49E+03	1,55E+03	1,65E+03	5,50E+02	1,27E+03	7,37E+02	3,88E+02	4,70E+02	6,55E+02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/ha-J	2,87E+02	2,69E+02	1,99E+02	2,26E+02	2,09E+02	1,62E+02	1,12E+02	1,07E+02	9,15E+01
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	2,42E+01	2,38E+01	2,26E+01	2,03E+01	2,99E+01	2,23E+01	2,04E+01	2,02E+01	1,93E+01
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	1,54E+02	1,71E+02	2,01E+02	9,53E+01	1,41E+02	1,64E+02	6,01E+01	7,80E+01	1,18E+02
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	5,51E+02	5,46E+02	4,95E+02	4,63E+02	4,43E+02	6,05E+02	2,30E+02	2,30E+02	2,28E+02
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	3,75E+00	3,92E+00	4,55E+00	4,11E+00	3,52E+00	4,21E+00	2,68E+00	2,64E+00	2,66E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./kg TS	6,58E-01	6,91E-01	7,96E-01	8,71E-01	9,44E-01	1,01E+00	8,03E-01	7,94E-01	7,79E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./kg TS	1,30E-04	1,36E-04	1,67E-04	1,57E-04	1,73E-04	1,80E-04	1,68E-04	1,67E-04	1,67E-04
Ressource P	kg P/kg TS	4,25E-03	4,26E-03	4,28E-03	3,06E-03	-4,89E-04	-3,41E-04	-3,28E-04	-3,32E-04	-3,29E-04
Ressource K	kg K/kg TS	4,22E-02	4,22E-02	4,23E-02	2,32E-02	-2,78E-02	-1,02E-02	-1,82E-02	-1,84E-02	-1,83E-02
Flächenbedarf	m2-J/kg TS	1,68E+00	1,77E+00	2,29E+00	2,12E+00	2,21E+00	2,50E+00	2,82E+00	2,77E+00	2,80E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./kg TS	1,52E-02	1,63E-02	2,04E-02	2,03E-02	2,24E-02	2,25E-02	2,09E-02	2,13E-02	2,04E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./kg TS	1,39E-02	1,47E-02	1,75E-02	1,89E-02	2,12E-02	2,01E-02	1,98E-02	1,96E-02	1,75E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./kg TS	1,80E-04	2,30E-04	4,03E-04	1,80E-04	1,57E-04	3,29E-04	1,63E-04	2,30E-04	3,91E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./kg TS	4,38E-03	4,60E-03	5,12E-03	6,93E-03	1,41E-02	1,09E-02	1,34E-02	1,35E-02	1,29E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/kg TS	2,18E-02	2,30E-02	2,90E-02	2,47E-01	2,93E-01	5,99E-01	7,94E-03	7,81E-03	7,89E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/kg TS	2,61E-01	2,87E-01	3,98E-01	1,21E-01	2,95E-01	1,93E-01	1,12E-01	1,34E-01	1,89E-01
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/kg TS	5,03E-02	4,97E-02	4,76E-02	4,99E-02	4,83E-02	4,24E-02	3,23E-02	3,03E-02	2,61E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	4,28E-03	4,43E-03	5,46E-03	4,54E-03	6,97E-03	5,89E-03	6,02E-03	5,87E-03	5,67E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	2,71E-02	3,17E-02	4,86E-02	2,12E-02	3,27E-02	4,32E-02	1,76E-02	2,25E-02	3,45E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/kg TS	9,60E-02	1,00E-01	1,18E-01	1,02E-01	1,02E-01	1,59E-01	6,58E-02	6,46E-02	6,47E-02
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr.	6,82E+00	7,07E+00	7,87E+00	6,27E+00	5,32E+00	6,12E+00	2,78E+00	2,75E+00	2,77E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./Fr.	1,17E+00	1,22E+00	1,35E+00	1,30E+00	1,39E+00	1,43E+00	7,92E-01	7,86E-01	7,69E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./Fr.	2,39E-04	2,48E-04	2,91E-04	2,41E-04	2,62E-04	2,62E-04	1,71E-04	1,70E-04	1,71E-04
Ressource P	kg P/Fr.	7,50E-03	7,46E-03	7,23E-03	4,53E-03	-7,17E-04	-4,82E-04	-3,20E-04	-3,26E-04	-3,22E-04
Ressource K	kg K/Fr.	7,45E-02	7,40E-02	7,14E-02	3,44E-02	-4,07E-02	-1,44E-02	-1,78E-02	-1,80E-02	-1,79E-02
Flächenbedarf	m2-J/Fr.	2,96E+00	3,10E+00	3,87E+00	3,14E+00	3,23E+00	3,54E+00	2,76E+00	2,72E+00	2,74E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./Fr.	2,69E-02	2,87E-02	3,44E-02	3,01E-02	3,28E-02	3,19E-02	2,05E-02	2,09E-02	1,99E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./Fr.	2,46E-02	2,57E-02	2,95E-02	2,81E-02	3,12E-02	2,85E-02	1,93E-02	1,92E-02	1,72E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./Fr.	3,18E-04	4,03E-04	6,80E-04	2,67E-04	2,31E-04	4,65E-04	1,59E-04	2,26E-04	3,83E-04
Versauerung	kg SO2-Äq./Fr.	7,83E-03	8,15E-03	8,72E-03	1,04E-02	2,08E-02	1,55E-02	1,32E-02	1,33E-02	1,27E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/Fr.	3,88E-02	4,06E-02	4,92E-02	3,66E-01	4,29E-01	8,47E-01	8,01E-03	7,91E-03	7,97E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/Fr.	4,64E-01	5,06E-01	6,74E-01	1,82E-01	4,35E-01	2,76E-01	1,12E-01	1,34E-01	1,88E-01
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/Fr.	8,96E-02	8,80E-02	8,11E-02	7,48E-02	7,15E-02	6,06E-02	3,22E-02	3,05E-02	2,63E-02
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	7,55E-03	7,77E-03	9,21E-03	6,73E-03	1,02E-02	8,33E-03	5,89E-03	5,76E-03	5,55E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	4,80E-02	5,57E-02	8,22E-02	3,15E-02	4,80E-02	6,12E-02	1,73E-02	2,22E-02	3,39E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/Fr.	1,72E-01	1,78E-01	2,02E-01	1,53E-01	1,51E-01	2,26E-01	6,63E-02	6,53E-02	6,53E-02
Bodenqualität										
Grobporenvolumen		-	-	-	-	0	0	-	-	-
Aggregatstabilität		--	--	--	-	+	+	0	0	0
Org-Gehalt		--	--	--	-	+	+	0	0	0
Schwermetallgehalt		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Organische Schadstoffe		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regenwurmbiomasse		-	-	-	-	0	0	-	-	-
Mikrobielle Biomasse		-	-	-	-	+	+	0	0	0
Mikrobielle Aktivität		-	-	-	-	+	+	0	0	0
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)										
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,9	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	7,8	7,8	7,8
Ackerflora	Biodiversitätspunkte	13,2	13,2	13,2	13,2	13,3	13,3	14,5	14,5	14,5
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	3,2	3,2	3,2
Vögel	Biodiversitätspunkte	7,2	7,2	7,4	7,9	7,9	8,0	10,2	10,2	10,3
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,3	2,3	2,3
Mollusken	Biodiversitätspunkte	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,4	2,4	2,4
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,6	9,6	9,6	10,6	10,6	10,6	11,1	11,1	11,1
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	11,3	11,3	11,3	11,5	11,5	11,5	11,9	11,9	11,9
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4	9,4
Bienen	Biodiversitätspunkte	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	10,0	10,0	10,0
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anf										
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	1,5	1,7	1,7	1,7
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,6	9,6	9,6	10,6	10,6	10,6	11,1	11,1	11,1
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,8	10,8	10,8	11,0	11,0	11,0	11,4	11,4	11,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	9,4	9,4	9,4
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	10,0	10,0	10,0
Legende:										
Kv = konventionell	T = Talregion CH									
IP = integrierte Produktion	H = Hügelregion CH									
Bio = biologische Produktion	B = Bergregion CH									
IPI = IP intensiv	D = Deutschland									
IPE = IP extensiv (Extenso)										

Anhang 7b: Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Winterraps					Sonnenblumen	Kartoffeln (früh)		Kartoffeln (mittel/spät)			
		Kv	Kv	IPI	IPE	Bio	IP	IP	IP	IP	Bio	Bio	
Region		D	T	T	T	T	T	T	T	H	T	H	
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	MJ-Äq./ha-J	1,97E+04	2,19E+04	1,84E+04	1,48E+04	5,30E+03	2,69E+04	2,28E+04	2,83E+04	2,59E+04	1,88E+04	1,83E+04	
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./ha-J	3,01E+03	4,19E+03	3,82E+03	3,38E+03	2,95E+03	3,78E+03	5,15E+03	5,43E+03	5,43E+03	3,85E+03	4,00E+03	
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./ha-J	6,75E-01	7,03E-01	6,05E-01	6,10E-01	4,86E-01	8,09E-01	1,26E+00	1,41E+00	1,41E+00	1,21E+00	1,20E+00	
Ressource P	kg P/ha-J	2,64E+01	8,61E+00	9,62E+00	-2,33E+00	-1,51E+01	1,78E+01	-4,41E+00	3,85E+00	-3,43E+00	-2,72E+00	-3,20E+00	
Ressource K	kg K/ha-J	8,41E+01	-1,21E+02	-8,33E+01	-1,93E+02	-4,85E+02	6,55E+01	3,05E+01	2,25E+02	1,11E+01	-1,01E+02	-1,18E+02	
Flächenbedarf	m2-J/ha-J	1,01E+04	1,03E+04	1,02E+04	1,02E+04	1,01E+04	1,23E+04	1,05E+04	1,14E+04	1,14E+04	1,18E+04	1,18E+04	
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	4,32E+01	8,71E+01	5,78E+01	7,39E+01	5,70E+01	6,81E+01	1,57E+02	1,10E+02	1,28E+02	1,11E+02	1,19E+02	
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	3,63E+01	8,28E+01	5,25E+01	7,15E+01	5,36E+01	6,09E+01	1,54E+02	1,05E+02	1,23E+02	1,07E+02	1,13E+02	
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	9,49E-01	5,99E-01	7,27E-01	3,43E-01	4,75E-01	9,97E-01	3,95E-01	7,02E-01	7,32E-01	5,95E-01	8,37E-01	
Versauerung	kg SO2-Äq./ha-J	1,67E+01	4,64E+01	4,21E+01	5,35E+01	7,54E+01	2,46E+01	6,24E+01	6,89E+01	7,57E+01	5,66E+01	6,33E+01	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	7,04E+03	5,11E+03	9,11E+02	1,65E+02	1,45E+01	2,92E+02	1,12E+04	1,12E+04	1,12E+04	7,75E+01	7,60E+01	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	3,74E+03	7,94E+03	5,53E+03	8,24E+03	3,31E+02	2,64E+03	7,54E+02	9,37E+02	9,80E+02	8,12E+02	8,86E+02	
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/ha-J	2,11E+02	2,22E+02	2,02E+02	1,46E+02	1,72E+02	2,66E+02	3,25E+02	3,94E+02	3,86E+02	3,06E+02	3,10E+02	
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	9,11E+02	3,67E+03	2,72E+03	4,63E+01	2,69E+01	6,08E+02	1,24E+02	1,38E+02	1,42E+02	2,83E+01	2,94E+01	
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	2,13E+03	9,75E+03	6,20E+03	2,35E+02	4,62E+01	1,65E+03	2,67E+03	2,71E+03	2,73E+03	8,77E+01	1,08E+02	
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	6,03E+02	9,15E+02	6,16E+02	4,42E+02	6,04E+01	7,09E+02	1,13E+03	1,27E+03	1,21E+03	7,80E+02	7,71E+02	
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	6,60E+00	6,60E+00	6,29E+00	5,87E+00	2,79E+00	9,07E+00	4,74E+00	3,40E+00	3,75E+00	3,73E+00	3,35E+00	
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./kg TS	1,01E+00	1,31E+00	1,30E+00	1,34E+00	1,55E+00	1,28E+00	1,07E+00	6,53E-01	7,85E-01	7,64E-01	7,31E-01	
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./kg TS	2,26E-04	2,20E-04	2,07E-04	2,42E-04	2,55E-04	2,73E-04	2,63E-04	1,74E-04	2,04E-04	2,41E-04	2,19E-04	
Ressource P	kg P/kg TS	8,82E-03	2,70E-03	3,29E-03	-9,25E-04	-7,95E-03	6,00E-03	-9,18E-04	4,64E-04	-4,96E-04	-5,39E-04	-5,83E-04	
Ressource K	kg K/kg TS	2,81E-02	-3,78E-02	-2,85E-02	-7,65E-02	-2,55E-01	2,21E-02	6,35E-03	2,71E-02	1,60E-03	-2,00E-02	-2,16E-02	
Flächenbedarf	m2-J/kg TS	3,39E+00	3,22E+00	3,50E+00	4,05E+00	5,33E+00	4,17E+00	2,19E+00	1,37E+00	1,65E+00	2,33E+00	2,15E+00	
Eutrophierung	kg N-Äq./kg TS	1,44E-02	2,73E-02	1,97E-02	2,93E-02	3,00E-02	2,30E-02	3,26E-02	1,32E-02	1,85E-02	2,21E-02	2,18E-02	
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./kg TS	1,21E-02	2,60E-02	1,80E-02	2,83E-02	2,82E-02	2,05E-02	3,20E-02	1,26E-02	1,78E-02	2,12E-02	2,07E-02	
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./kg TS	3,17E-04	1,88E-04	2,48E-04	1,36E-04	2,50E-04	3,37E-04	8,23E-05	8,45E-05	1,06E-04	1,18E-04	1,53E-04	
Versauerung	kg SO2-Äq./kg TS	5,60E-03	1,46E-02	1,44E-02	2,12E-02	3,96E-02	8,30E-03	1,30E-02	8,29E-03	1,09E-02	1,12E-02	1,16E-02	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/kg TS	2,35E+00	1,60E+00	3,11E-01	6,55E-02	7,63E-03	9,86E-02	2,34E+00	1,35E+00	1,62E+00	1,54E-02	1,39E-02	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/kg TS	1,25E+00	2,49E+00	1,89E+00	3,27E+00	1,74E-01	8,91E-01	1,57E-01	1,13E-01	1,42E-01	1,61E-01	1,62E-01	
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/kg TS	7,06E-02	6,95E-02	6,91E-02	5,77E-02	9,04E-02	8,99E-02	6,77E-02	4,74E-02	5,58E-02	6,07E-02	5,66E-02	
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	3,04E-01	1,15E+00	9,30E-01	1,83E-02	1,41E-02	2,05E-01	2,58E-02	1,66E-02	2,05E-02	5,62E-02	5,36E-02	
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	7,12E-01	3,06E+00	2,12E+00	9,30E-02	2,43E-02	5,57E-01	5,57E-01	3,27E-01	3,95E-01	1,74E-02	1,97E-02	
Humantoxizität (CML)	HTP/kg TS	2,02E-01	2,87E-01	2,11E-01	1,75E-01	3,18E-02	2,39E-01	2,36E-01	1,52E-01	1,76E-01	1,55E-01	1,41E-01	
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr.	1,79E+01	5,20E+00	4,80E+00	3,79E+00	1,28E+00	6,68E+00	1,73E+00	2,21E+00	2,43E+00	1,18E+00	1,06E+00	
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./Fr.	2,73E+00	1,04E+00	9,95E-01	8,63E-01	7,14E-01	9,41E-01	3,91E-01	4,24E-01	5,09E-01	2,42E-01	2,31E-01	
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./Fr.	6,13E-04	1,74E-04	1,58E-04	1,56E-04	1,18E-04	2,01E-04	9,59E-05	1,13E-04	1,33E-04	7,62E-05	6,92E-05	
Ressource P	kg P/Fr.	2,39E-02	2,13E-03	2,51E-03	-5,96E-04	-3,67E-03	4,42E-03	-3,34E-04	3,01E-04	-3,22E-04	-1,71E-04	-1,85E-04	
Ressource K	kg K/Fr.	7,63E-02	-2,98E-02	-2,17E-02	-4,93E-02	-1,18E-01	1,63E-02	2,31E-02	1,76E-02	1,04E-03	-6,34E-03	-6,83E-03	
Flächenbedarf	m2-J/Fr.	9,20E+00	2,54E+00	2,67E+00	2,61E+00	2,46E+00	3,07E+00	7,97E-01	8,92E-01	1,07E+00	7,39E-01	6,80E-01	
Eutrophierung	kg N-Äq./Fr.	3,92E-02	2,16E-02	1,51E-02	1,89E-02	1,38E-02	1,69E-02	1,19E-02	8,56E-03	1,20E-02	6,98E-03	6,89E-03	
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./Fr.	3,29E-02	2,05E-02	1,37E-02	1,83E-02	1,30E-02	1,51E-02	1,17E-02	8,16E-03	1,15E-02	6,71E-03	6,54E-03	
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./Fr.	8,60E-04	1,48E-04	1,89E-04	8,77E-05	1,15E-04	2,48E-04	3,00E-05	5,48E-05	6,86E-05	3,73E-05	4,84E-05	
Versauerung	kg SO2-Äq./Fr.	1,52E-02	1,15E-02	1,10E-02	1,37E-02	1,83E-02	6,12E-03	4,73E-03	5,38E-03	7,10E-03	3,56E-03	3,66E-03	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/Fr.	6,39E+00	1,26E+00	2,38E-01	4,22E-02	3,52E-03	7,26E-02	8,52E-01	8,77E-01	1,05E+00	4,87E-03	4,39E-03	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/Fr.	3,39E+00	1,96E+00	1,44E+00	2,11E+00	8,03E-02	6,56E-01	5,72E-02	7,31E-02	9,19E-02	5,10E-02	5,12E-02	
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/Fr.	1,92E-01	5,48E-02	5,27E-02	3,72E-02	4,17E-02	6,62E-02	2,47E-02	3,07E-02	3,62E-02	1,92E-02	1,79E-02	
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	8,26E-01	9,07E-01	7,09E-01	1,18E-02	6,51E-03	1,51E-01	9,40E-03	1,08E-02	1,33E-02	1,78E-03	1,70E-03	
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	1,93E+00	2,41E+00	1,62E+00	6,00E-02	1,12E-02	4,11E-01	2,03E-01	2,12E-01	2,56E-01	5,51E-03	6,24E-03	
Humantoxizität (CML)	HTP/Fr.	5,47E-01	2,26E-01	1,61E-01	1,13E-01	1,47E-02	1,76E-01	8,59E-02	9,89E-02	1,14E-01	4,90E-02	4,46E-02	
Bodenqualität													
Grobporenvolumen		-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	
Aggregatstabilität		-	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	
Org-Gehalt		0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Schwermetallgehalt		0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	
Organische Schadstoffe		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Regenwurmbiomasse		0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	
Mikrobielle Biomasse		-	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	
Mikrobielle Aktivität		-	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,7	6,5	7,2	8,0	8,3	7,0	5,1	6,1	6,1	7,0	7,0	
Ackerflora	Biodiversitätspunkte	14,5	14,2	14,5	14,8	16,2	12,6	6,5	8,4	8,4	9,2	9,2	
Graslandflora	Biodiversitätspunkte						2,7		2,7	2,7	3,2	3,2	
Vögel	Biodiversitätspunkte	4,6	4,7	5,5	6,8	6,8	6,8	4,1	5,7	5,8	8,4	8,5	
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	4,5	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,5	4,6	4,6	4,6	4,6	
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,5	1,5	1,5	1,6	1,9	2,0	1,7	2,0	2,0	2,3	2,3	
Mollusken	Biodiversitätspunkte	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,3	2,2	2,3	2,3	2,4	2,4	
Spinnen	Biodiversitätspunkte	6,9	6,4	9,1	10,4	10,9	10,9	6,8	9,0	9,0	9,9	10,0	
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	8,0	7,6	8,4	9,9	10,2	11,6	8,7	11,1	11,1	12,2	12,4	
Tagfalter	Biodiversitätspunkte						7,9		7,9	7,9	9,4	9,4	
Bienen	Biodiversitätspunkte	4,0	4,1	4,1	5,2	4,9	4,5	2,9	3,3	3,3	3,6	3,6	
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte						7,9		7,9	7,9	10,0	10,0	
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anf													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,3	1,3	1,5	1,7	1,7	1,5	1,2	1,3	1,3	1,6	1,6	
Spinnen	Biodiversitätspunkte	6,9	6,4	9,1	10,4	10,9	10,8	6,8	8,9	8,9	9,8	9,9	
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,4	7,1	7,9	9,7	9,7	11,2	7,9	10,4	10,4	11,7	11,9	
Tagfalter	Biodiversitätspunkte						7,9		7,9	7,9	9,4	9,4	
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte						7,7		7,7	7,7			

Anhang 7b: Wirkungsabschätzung für die Ackerkulturen

Kultur	Anbausystem	Eiweiss- erbsen		Soja		Acker- bohnen		Karotten		Kohl	
		IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio	IP	Bio
Region		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Wirkungskategorie	Einheit										
Energiebedarf	MJ-Äq./ha-J	1,41E+04	8,93E+03	1,33E+04	9,65E+03	1,35E+04	8,52E+03	3,39E+04	2,71E+04	4,56E+04	2,67E+04
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./ha-J	3,21E+03	3,44E+03	4,00E+03	3,71E+03	3,22E+03	3,93E+03	4,08E+03	3,37E+03	6,64E+03	4,17E+03
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./ha-J	6,04E-01	5,96E-01	5,70E-01	4,73E-01	5,61E-01	5,72E-01	1,28E+00	9,92E-01	1,72E+00	1,35E+00
Ressource P	kg P/ha-J	1,56E+01	-8,13E+00	1,09E+01	-2,48E+00	2,29E+01	-4,16E+00	1,30E+01	-6,48E+00	2,00E+01	-7,56E+00
Ressource K	kg K/ha-J	1,04E+02	-1,81E+02	6,02E+01	-4,55E+01	1,57E+02	-1,95E+02	2,37E+02	-4,81E+01	4,04E+02	-1,08E+02
Flächenbedarf	m2-J/ha-J	9,21E+03	9,58E+03	1,05E+04	1,07E+04	9,01E+03	9,26E+03	1,03E+04	1,02E+04	1,03E+04	1,02E+04
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	3,01E+01	5,65E+01	6,77E+01	6,60E+01	2,75E+01	5,45E+01	7,13E+01	7,34E+01	1,42E+02	1,12E+02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	2,56E+01	5,29E+01	6,35E+01	6,18E+01	2,17E+01	5,09E+01	6,59E+01	6,98E+01	1,35E+02	1,08E+02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	6,22E-01	5,06E-01	5,86E-01	5,73E-01	7,89E-01	4,90E-01	7,49E-01	4,99E-01	9,17E-01	5,05E-01
Versauerung	kg SO2-Äq./ha-J	1,39E+01	4,03E+01	2,24E+01	1,54E+01	1,02E+01	3,93E+01	2,55E+01	2,45E+01	4,48E+01	6,69E+01
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	2,00E+03	2,61E+01	5,54E+02	2,58E+01	1,37E+02	2,51E+01	4,76E+04	5,68E+01	5,77E+04	5,50E+01
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	1,98E+03	4,11E+02	4,29E+02	3,64E+02	4,92E+02	3,95E+02	9,17E+02	6,56E+02	3,82E+03	8,38E+02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/ha-J	2,11E+02	8,59E+01	1,96E+02	4,66E+01	2,29E+02	8,53E+01	2,69E+02	5,46E+01	3,20E+02	-2,64E+01
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	4,22E+01	2,30E+01	2,37E+01	1,70E+01	2,00E+01	2,27E+01	1,62E+05	5,61E+00	3,13E+02	-2,19E+00
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	3,56E+02	6,47E+01	4,78E+03	5,91E+01	8,63E+01	6,29E+01	3,59E+05	7,23E+01	4,23E+03	7,81E+01
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	4,05E+02	1,85E+02	3,04E+02	2,05E+02	2,99E+02	1,78E+02	1,05E+04	4,64E+02	1,05E+03	4,57E+02
Energiebedarf	MJ-Äq./kg TS	4,22E+00	3,37E+00	5,08E+00	3,86E+00	4,11E+00	2,89E+00	6,15E+00	5,49E+00	4,08E+00	2,73E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./kg TS	9,61E-01	1,30E+00	1,53E+00	1,49E+00	9,78E-01	1,33E+00	7,40E-01	6,82E-01	5,94E-01	4,27E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./kg TS	1,81E-04	2,25E-04	2,18E-04	1,89E-04	1,70E-04	1,94E-04	2,32E-04	2,01E-04	1,53E-04	1,39E-04
Ressource P	kg P/kg TS	4,67E-03	-3,07E-03	4,17E-03	-9,92E-04	6,97E-03	-1,41E-03	2,36E-03	-1,31E-03	1,79E-03	-7,74E-04
Ressource K	kg K/kg TS	3,10E-02	-6,82E-02	2,30E-02	-1,82E-02	4,77E-02	-6,62E-02	4,30E-02	-9,75E-03	3,61E-02	-1,11E-02
Flächenbedarf	m2-J/kg TS	2,76E+00	3,62E+00	4,03E+00	4,28E+00	2,74E+00	3,14E+00	1,86E+00	2,07E+00	9,20E-01	1,04E+00
Eutrophierung	kg N-Äq./kg TS	9,02E-03	2,13E-02	2,59E-02	2,64E-02	8,34E-03	1,85E-02	1,29E-02	1,49E-02	1,27E-02	1,15E-02
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./kg TS	7,67E-03	2,00E-02	2,43E-02	2,48E-02	6,61E-03	1,73E-02	1,20E-02	1,42E-02	1,21E-02	1,11E-02
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./kg TS	1,86E-04	1,91E-04	2,24E-04	2,30E-04	2,40E-04	1,66E-04	1,36E-04	1,01E-04	8,20E-05	5,17E-05
Versauerung	kg SO2-Äq./kg TS	4,16E-03	1,52E-02	8,58E-03	6,19E-03	3,12E-03	1,34E-02	4,63E-03	4,96E-03	4,00E-03	6,85E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/kg TS	5,97E-01	9,87E-03	2,12E-01	1,03E-02	4,17E-02	8,54E-03	8,63E+00	1,15E-02	5,16E+00	5,63E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/kg TS	5,92E-01	1,55E-01	1,64E-01	1,46E-01	1,50E-01	1,34E-01	1,66E-01	1,33E-01	3,41E-01	8,57E-02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/kg TS	6,33E-02	3,24E-02	7,52E-02	1,87E-02	6,97E-02	2,90E-02	4,88E-02	1,11E-02	2,87E-02	-2,70E-03
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	1,26E-02	8,68E-03	9,10E-03	6,82E-03	6,07E-03	7,70E-03	2,93E+01	1,14E-03	2,80E-02	-2,24E-04
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./kg TS	1,07E-01	2,44E-02	1,83E+00	2,37E-02	2,62E-02	2,14E-02	6,51E+01	1,47E-02	3,78E-01	7,99E-03
Humantoxizität (CML)	HTP/kg TS	1,21E-01	6,98E-02	1,17E-01	8,19E-02	9,09E-02	6,06E-02	1,90E+00	9,40E-02	9,39E-02	4,68E-02
Energiebedarf	MJ-Äq./Fr.	4,28E+00	2,48E+00	2,89E+00	2,93E+00	4,45E+00	2,46E+00	1,68E+00	6,93E-01	2,04E+00	1,12E+00
Treibhauspotenzial	kg CO2-Äq./Fr.	9,74E-01	9,55E-01	8,72E-01	1,13E+00	1,06E+00	1,14E+00	2,02E-01	8,62E-02	2,97E-01	1,76E-01
Ozonbildung	kg C2H4-Äq./Fr.	1,83E-04	1,65E-04	1,24E-04	1,44E-04	1,85E-04	1,65E-04	6,32E-05	2,54E-05	7,67E-05	5,71E-05
Ressource P	kg P/Fr.	4,73E-03	-2,26E-03	2,37E-03	-7,52E-04	7,55E-03	-1,20E-03	6,44E-04	-1,66E-04	8,95E-04	-3,19E-04
Ressource K	kg K/Fr.	3,15E-02	-5,01E-02	1,31E-02	-1,38E-02	5,17E-02	-5,63E-02	1,17E-02	-1,23E-03	1,80E-02	-4,55E-03
Flächenbedarf	m2-J/Fr.	2,80E+00	2,66E+00	2,29E+00	3,24E+00	2,97E+00	2,68E+00	5,08E-01	2,62E-01	4,60E-01	4,30E-01
Eutrophierung	kg N-Äq./Fr.	9,15E-03	1,57E-02	1,48E-02	2,00E-02	9,04E-03	1,57E-02	3,53E-03	1,88E-03	6,33E-03	4,73E-03
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./Fr.	7,78E-03	1,47E-02	1,38E-02	1,88E-02	7,16E-03	1,47E-02	3,26E-03	1,79E-03	6,04E-03	4,57E-03
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./Fr.	1,89E-04	1,40E-04	1,28E-04	1,74E-04	2,60E-04	1,42E-04	3,70E-05	1,28E-05	4,10E-05	2,13E-05
Versauerung	kg SO2-Äq./Fr.	4,22E-03	1,12E-02	4,88E-03	4,69E-03	3,37E-03	1,14E-02	1,26E-03	6,27E-04	2,00E-03	2,82E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/Fr.	6,06E-01	7,25E-03	1,21E-01	7,83E-03	4,52E-02	7,27E-03	2,35E+00	1,45E-03	2,58E+00	2,32E-03
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/Fr.	6,00E-01	1,14E-01	9,35E-02	1,10E-01	1,62E-01	1,14E-01	4,54E-02	1,68E-02	1,71E-01	3,53E-02
Humantoxizität (EDIP)	m3 Boden/Fr.	6,42E-02	2,38E-02	4,28E-02	1,41E-02	7,55E-02	2,47E-02	1,33E-02	1,40E-03	1,43E-02	-1,11E-03
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	1,28E-02	6,38E-03	5,18E-03	5,17E-03	6,58E-03	6,55E-03	7,99E+00	1,44E-04	1,40E-02	-9,22E-05
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./Fr.	1,08E-01	1,79E-02	1,04E+00	1,79E-02	2,84E-02	1,82E-02	1,77E+01	1,85E-03	1,89E-01	3,29E-03
Humantoxizität (CML)	HTP/Fr.	1,23E-01	5,13E-02	6,63E-02	6,21E-02	9,84E-02	5,15E-02	5,18E-01	1,19E-02	4,69E-02	1,93E-02
Bodenqualität											
Grobporenvolumen		-	-	-	-	-	-	0	0	0	0
Aggregatstabilität		0	0	0	0	0	0	0	+	0	+
Org-Gehalt		+	+	+	+	0	+	-	+	-	+
Schwermetallgehalt		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Organische Schadstoffe		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regenwurmbiomasse		0	0	-	-	0	0	0	0	0	0
Mikrobielle Biomasse		0	0	0	0	0	0	-	-	-	0
Mikrobielle Aktivität		0	0	0	0	0	0	-	0	-	0
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)											
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,5	7,5	6,8	7,6	6,8	7,5	6,1	7,3	6,2	7,3
Ackerflora	Biodiversitätspunkte	11,0	12,2	11,2	12,4	11,3	12,2	8,3	9,3	8,4	9,3
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	2,7	3,2	2,7	3,2	2,7	3,2	2,7	3,2	2,7	3,2
Vögel	Biodiversitätspunkte	6,2	9,0	6,9	9,0	6,7	9,0	6,2	9,1	6,2	9,0
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,0	2,4	2,0	2,4	2,1	2,4	2,0	2,3	1,9	2,3
Mollusken	Biodiversitätspunkte	2,3	2,4	2,3	2,4	2,3	2,4	2,3	2,4	2,3	2,4
Spinnen	Biodiversitätspunkte	10,2	11,2	10,9	11,3	11,0	11,2	9,2	11,5	9,4	11,3
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,9	11,9	11,6	11,9	11,7	11,9	11,4	13,0	11,6	12,9
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4
Bienen	Biodiversitätspunkte	3,3	3,6	3,7	3,6	3,6	3,6	3,3	3,6	3,3	3,6
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,9	10,0	7,9	10,0	7,9	10,0	7,9	10,0	7,9	10,0
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökologischen Anfr											
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,4	1,8	1,5	1,8	1,5	1,8	1,3	1,7	1,3	1,7
Spinnen	Biodiversitätspunkte	10,2	11,2	10,8	11,2	11,0	11,2	9,1	11,4	9,2	11,2
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	10,3	11,4	11,2	11,4	11,2	11,4	10,7	12,5	10,9	12,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4	7,9	9,4
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,7	10,0	7,7	10,0	7,7	10,0	7,7	10,0	7,7	10,0
Legende:											
Kv = konventionell	T = Talregion CH										
IP = integrierte Produktion	H = Hügelregion CH										
Bio = biologische Produktion	B = Bergregion CH										
IPI = IP intensiv	D = Deutschland										
IPE = IP extensiv (Extensio)											

Anhang 7c: Umweltwirkungen von Ackerkulturen

Beiträge der verschiedenen Inputs bzw. Emissionen zu den Umweltwirkungen Energiebedarf, Eutrophierung und terrestrische Ökotoxizität.

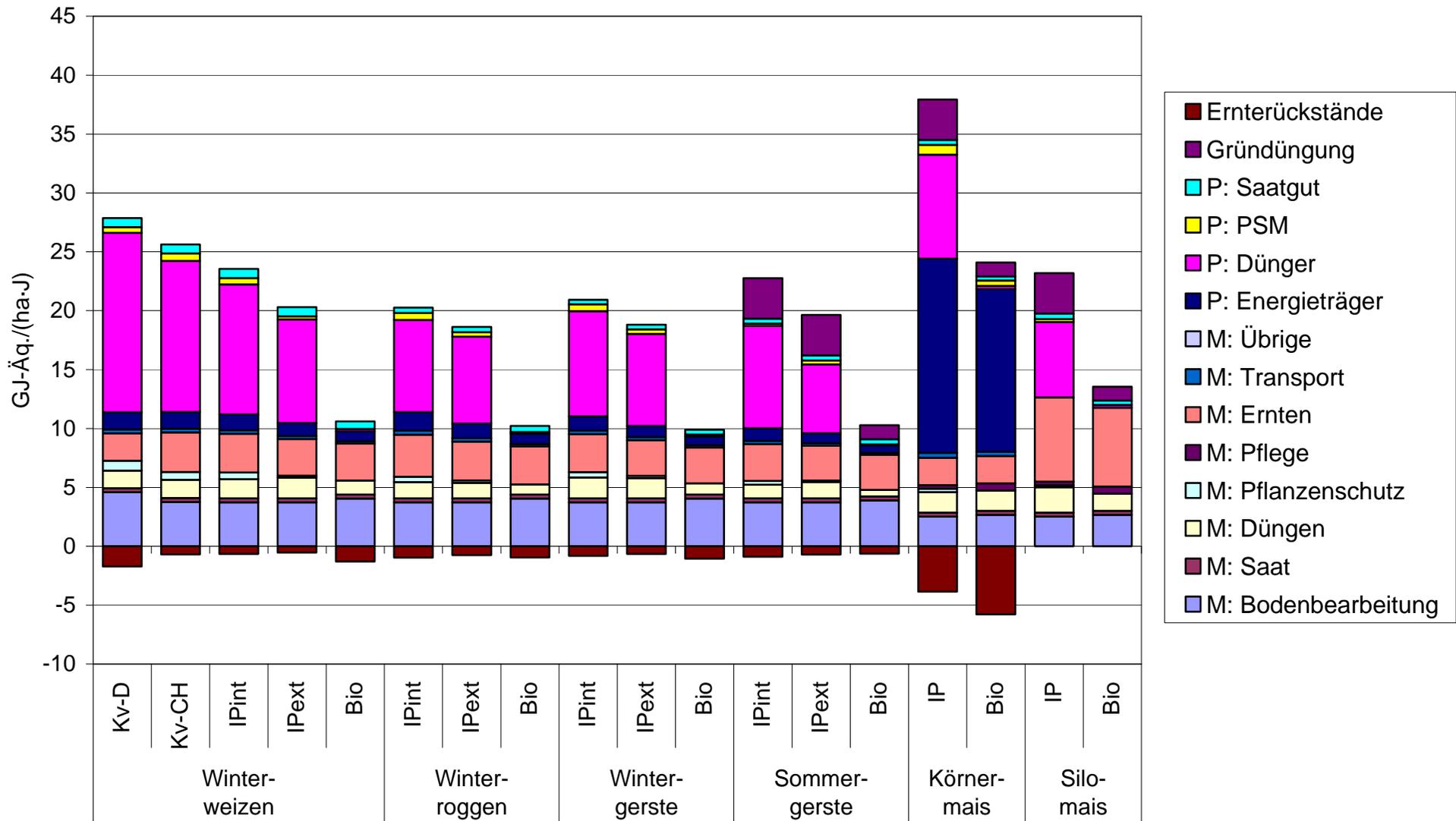


Abb. 1: Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf den Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

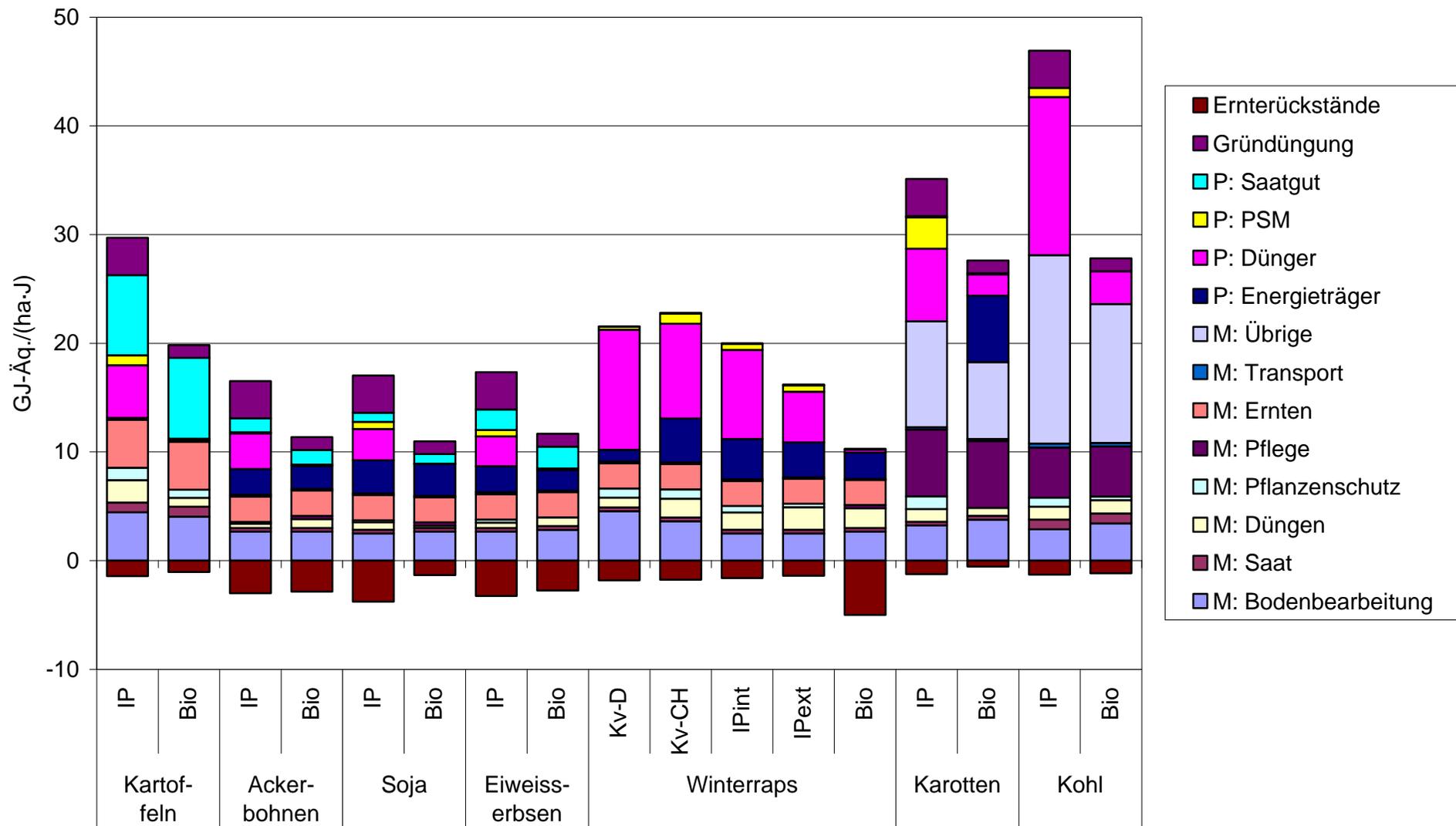


Abb. 2: Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf den Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

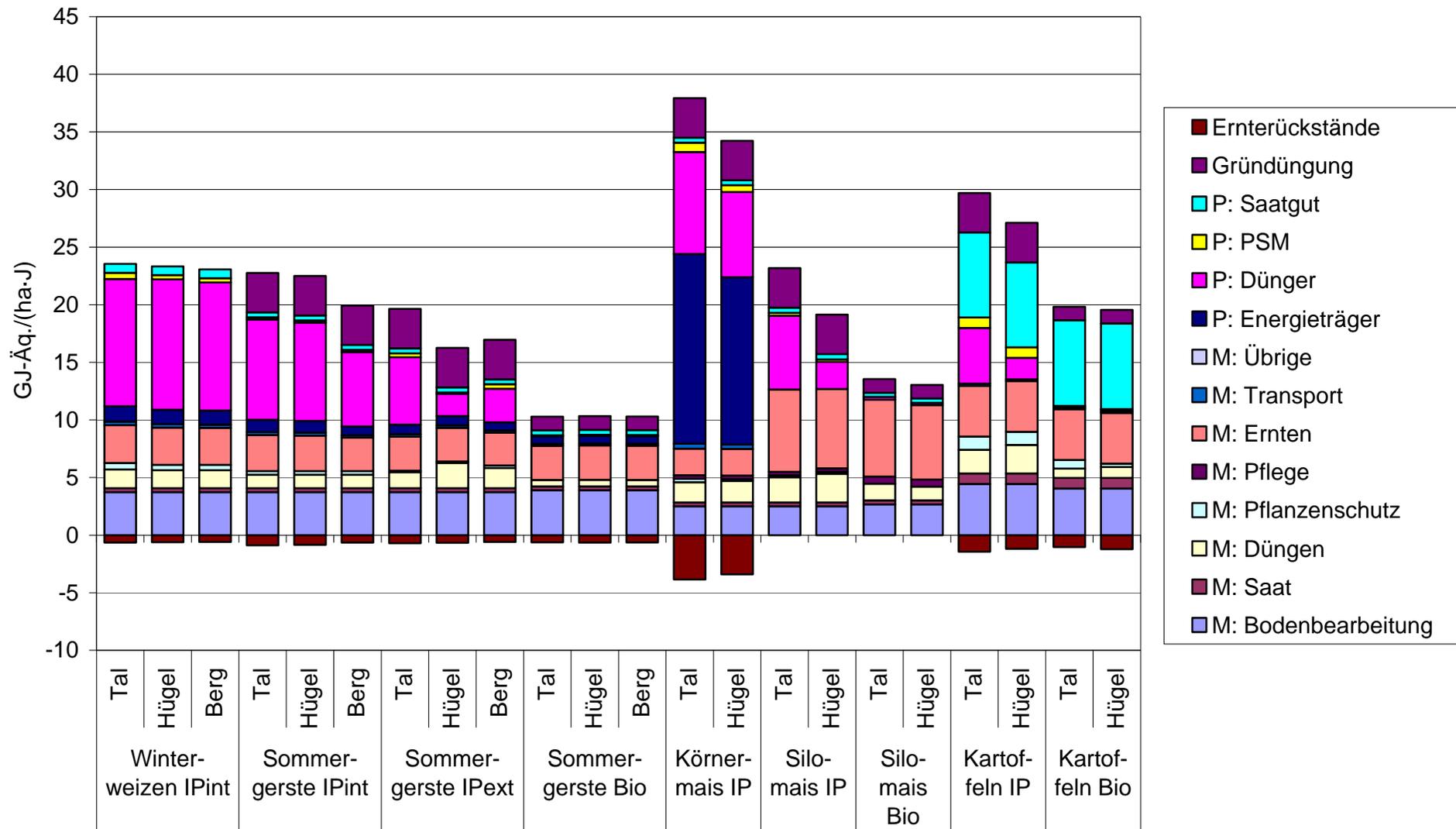


Abb. 3: Einfluss der Produktionsregion auf die Umweltwirkungen den Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr ausgewählter Ackerkulturen. IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

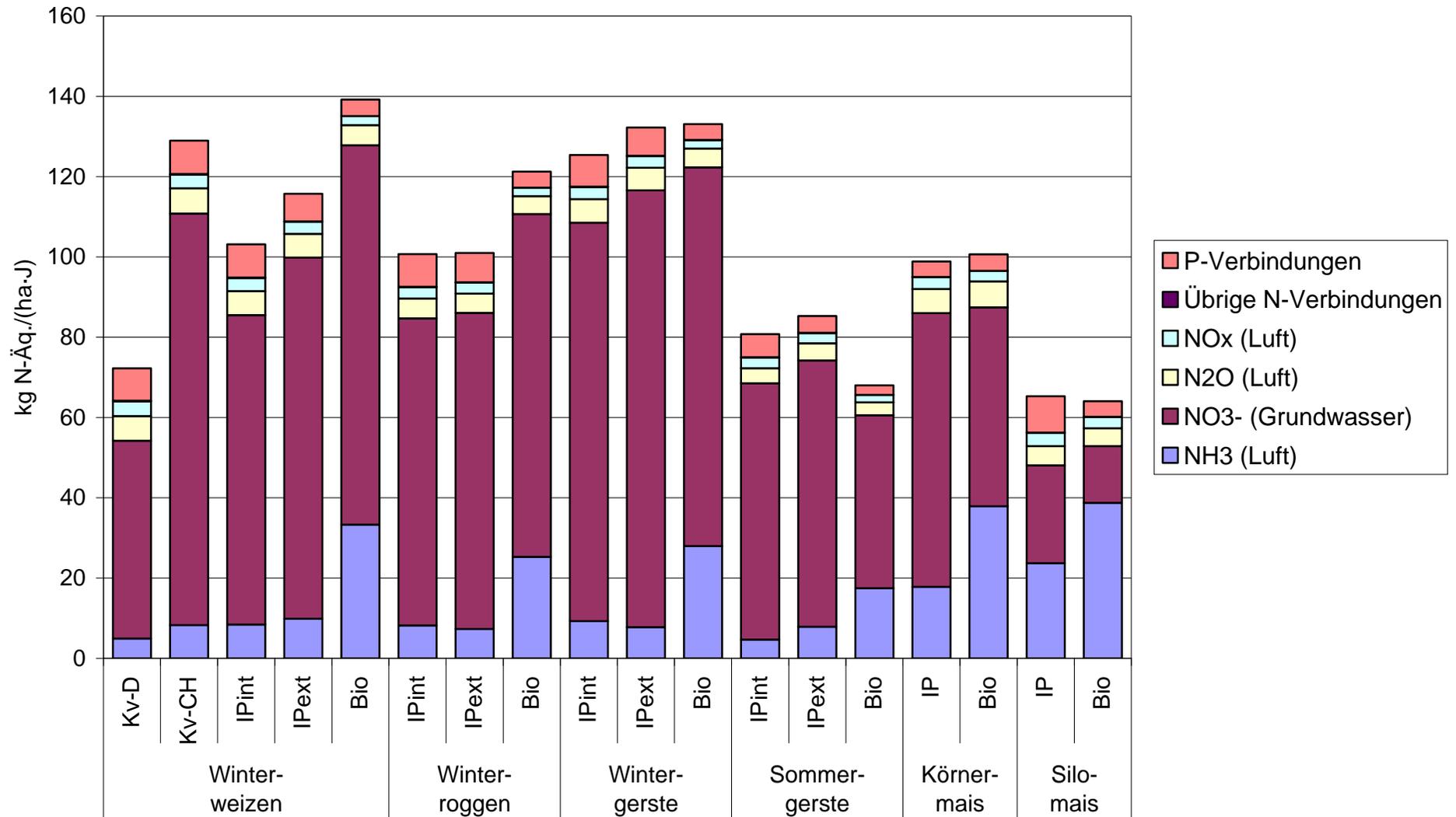


Abb. 4: Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf das Eutrophierungspotenzial ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

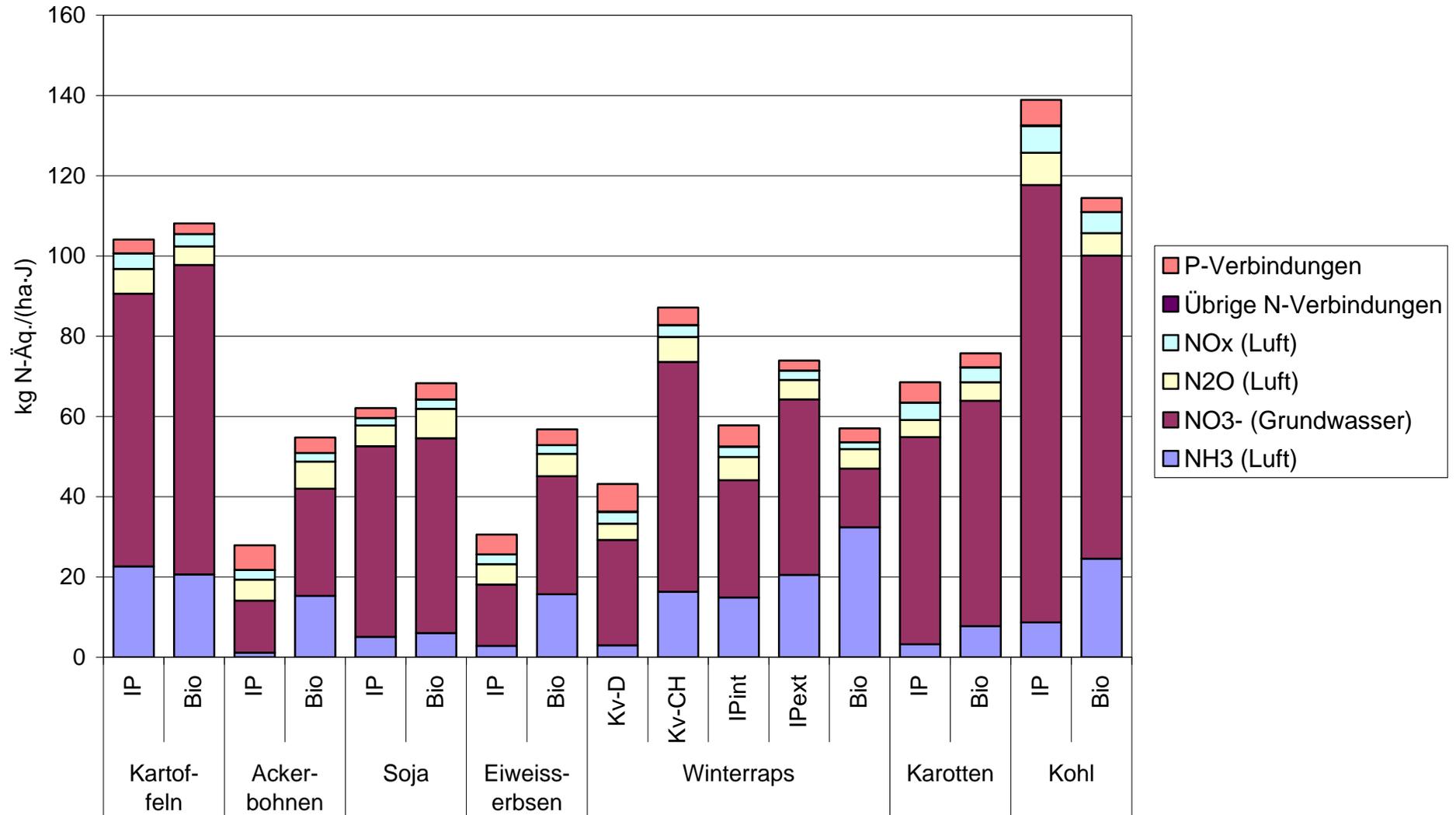


Abb. 5: Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf das Eutrophierungspotenzial ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

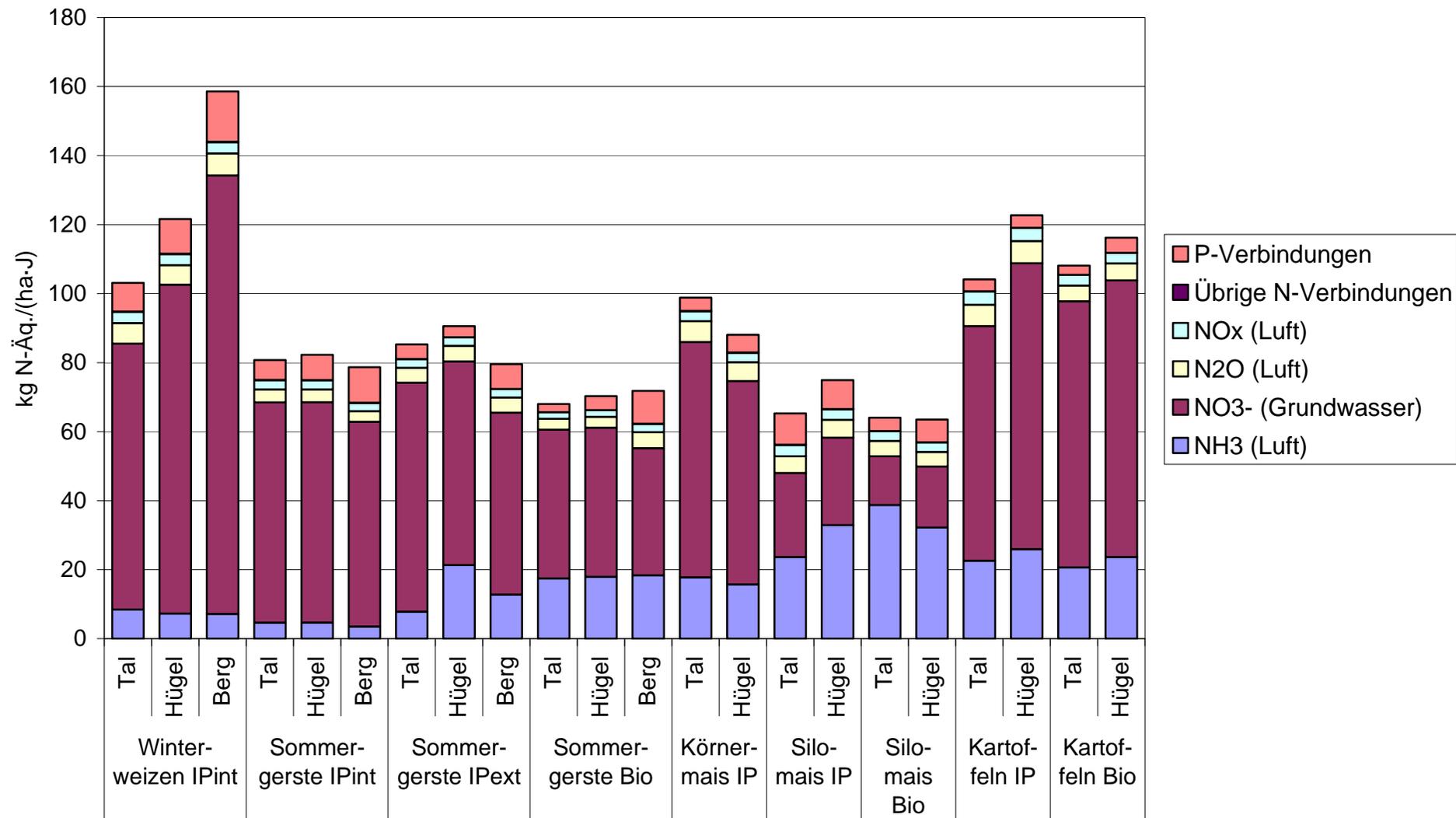


Abb. 6: Einfluss der Produktionsregion auf das Eutrophierungspotenzial ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

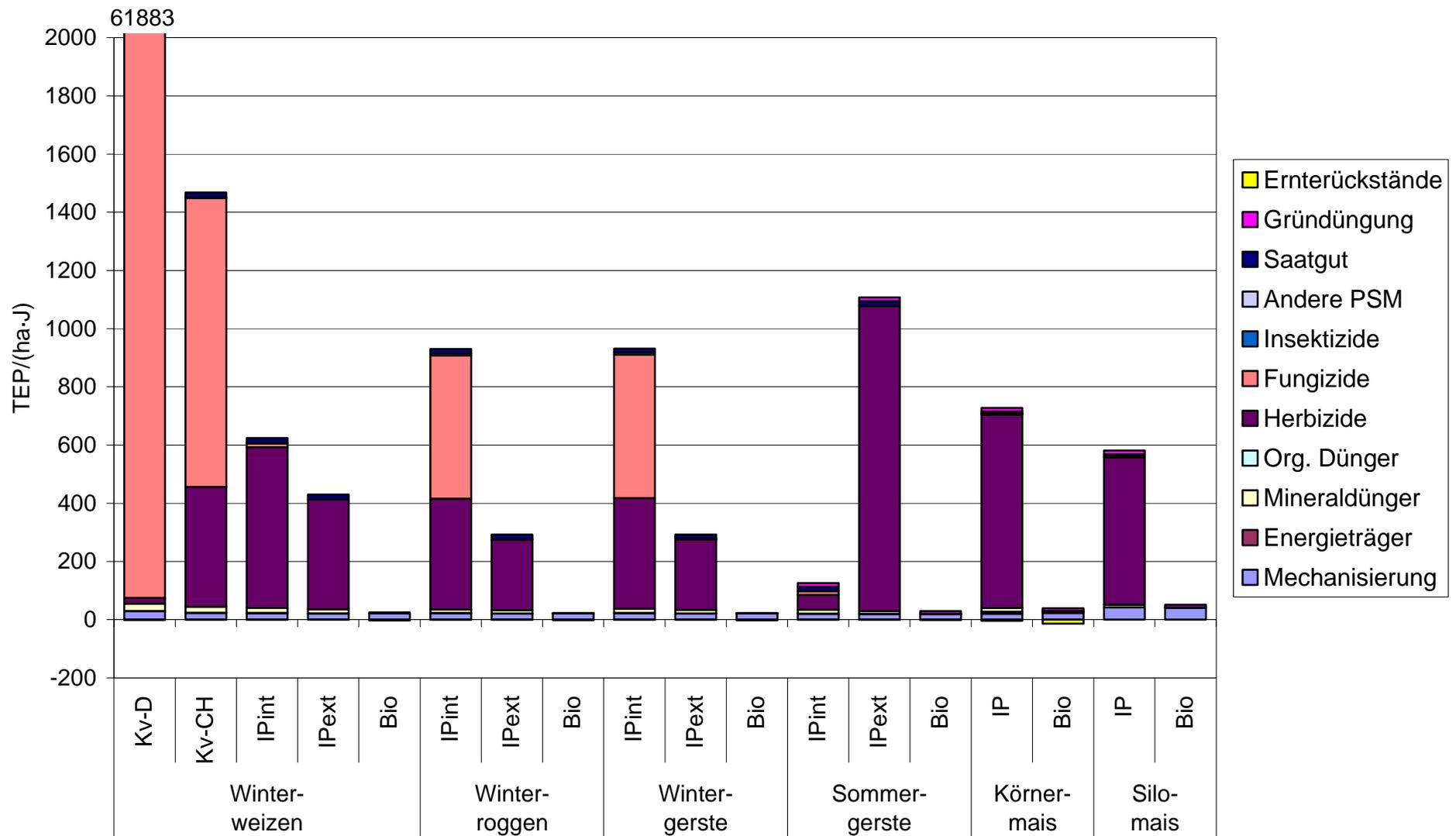


Abb. 7: Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

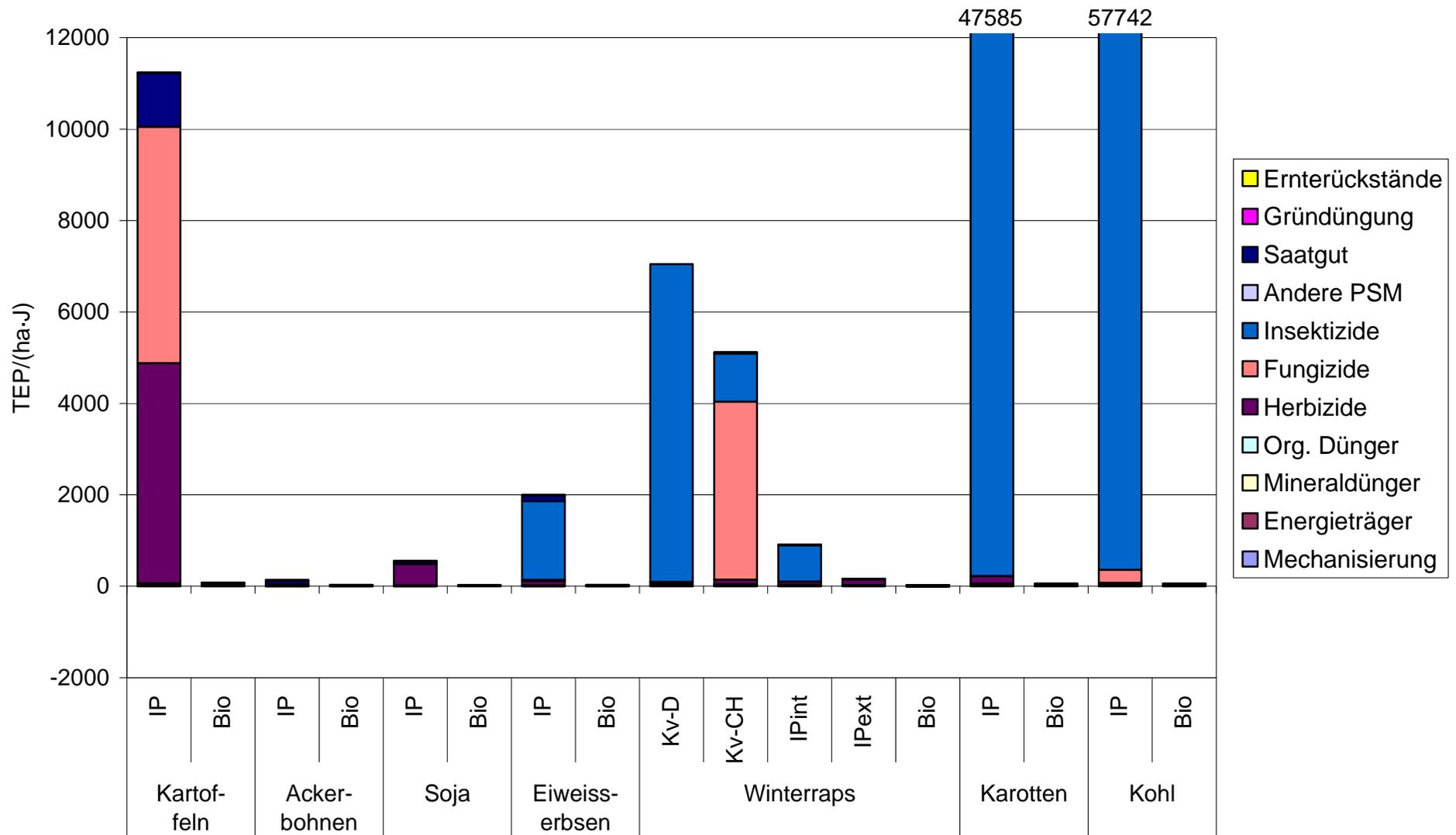


Abb. 8: Einfluss der Landbauform und Intensität des Pflanzenschutzes auf das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

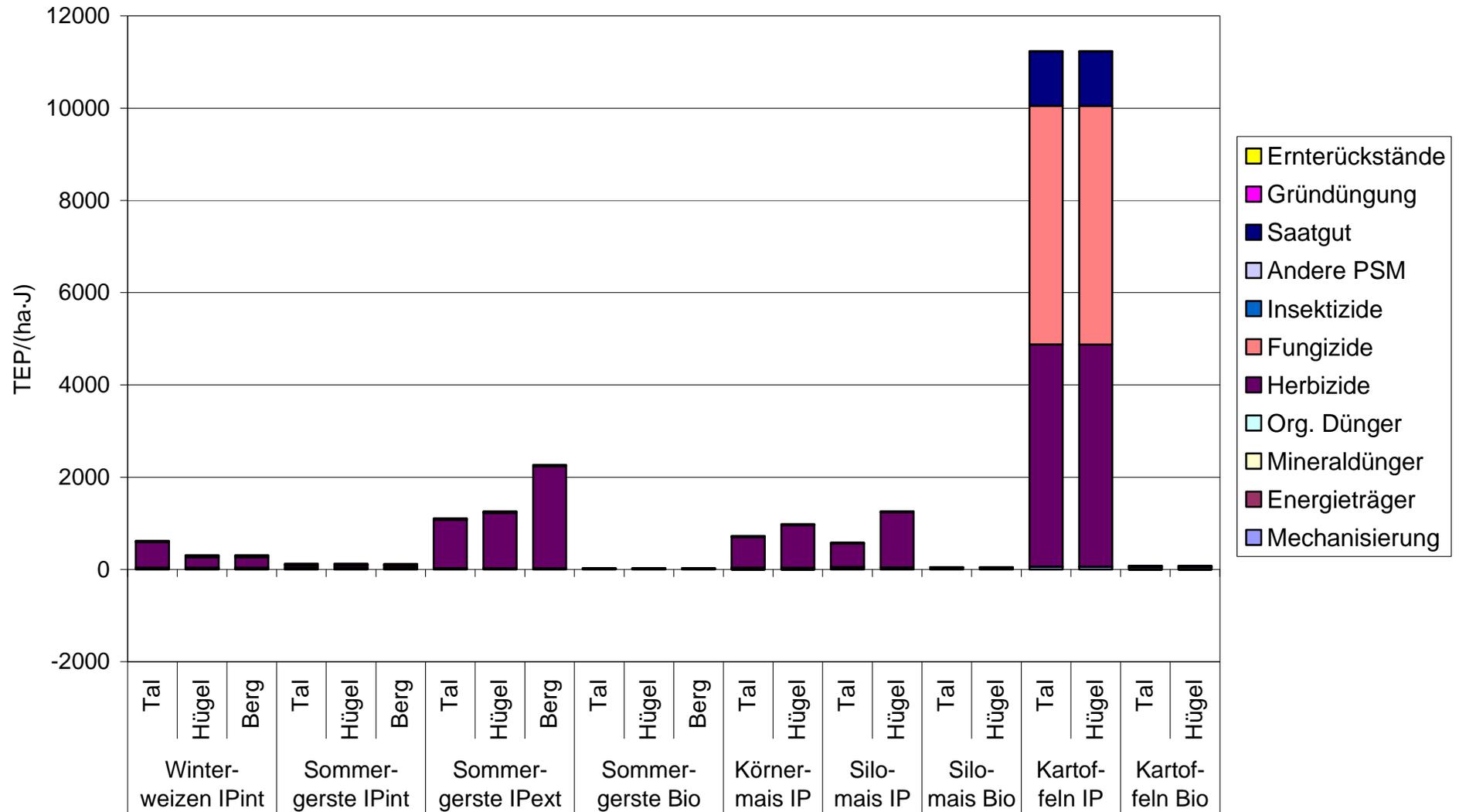


Abb. 9: Einfluss der Produktionsregion auf das terrestrische Ökotoxizitätspotenzial ausgewählter Ackerkulturen pro Hektare und Jahr. Kv = konventionell (CH = Schweiz, D = Deutschland), IP = integriert, IPint = integriert intensiv, IPext = integriert extensiv, Bio = biologisch.

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Verfahren		Gras_Int_T	Gras_Int_T_50K	Gras_Int_H	Gras_Int_B	Gras_Int_T_Bio	Gras_Int_H_Bio	Gras_Int_B_Bio	Gras_M_Int_T	Gras_M_Int_H	Gras_M_Int_B	Gras_M_Int_T_Bio	Gras_M_Int_H_Bio	Gras_M_Int_B_Bio	SiBal_Int_T	SiBal_Int_T_VG	SiBal_Int_T_G&M	SiBal_Int_T_Min
Kultur		DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW
Intensität		Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	Int	Int	Int	Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	5	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2	5	5	5	5
Anzahl Weidetage	Tag-GVE																	
Konservierung		keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.
Region		Tal	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Tal	Tal	Tal
Anbausystem		IP	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	IP
Saatgut	kg/ha																	
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	13500	13500	11600	8500	11475	9860	7225	11000	9500	7000	9900	8550	6300	13500	13500	13500	13500
Feldverluste	%	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,075	0,075	0,075	0,075
Lagerungsverluste	%	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,065	0,065	0,065	0,065
Netto-Ertrag	kg TS/ha	12697	12697	10910	7994	10792	9273	6795	10346	8935	6584	9311	8041	5925	11676	11676	11676	11676
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6,5	6,5	6,5	6,2	6,5	6,5	6,2	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9	5,9	6,4	6,4	6,4	6,4
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	82529	82529	70914	49564	70150	60277	42130	61038	52715	38843	54935	47444	34958	74725	74725	74725	74725
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	78	78	67	49	68	58	43							78	97		
Rindvieh kotarme Gülle	m ³								53	46	34	37	32	24			78	
Rindvieh Stapelmist	t								12,4	10,7	7,9	8,7	7,5	5,5			18,2	
N als Ammoniumnitrat	kg N	29	29	25	18										29			146
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	27	27	23	17				8	7	5				27	10	8	97
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅					7	6	4				6	5	4				
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O																	292
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha																	
Bodenfräse (2,5m)	ha																	
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Führen								3,1	2,7	2,0	2,2	1,9	1,4				4,6
Sämaschine, 2,5m	ha																	
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	1	1	1	1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	0,4	1	1	1	5
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	19,4	19,4	16,7	12,2	17,0	14,6	10,7	13,3	11,5	8,4	9,3	8,0	5,9	19,4	24,3	19,5	0,0
Motormäher, 1,6 m Balken	ha	5		4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2				
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha		1												5	5	5	5
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha														7,5	7,5	7,5	7,5
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha														5	5	5	5
Ladewagen	Führen	68,4	34,2	58,8	43,1	58,1	50,0	36,6	55,7	48,1	35,5	50,2	43,3	31,9				
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen														51,0	51,0	51,0	51,0
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen																	

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv
W.Int = Wenig intensiv
Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz
Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese
3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.
Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34
Verfahren		SiBal_Int_H	SiBal_Int_B	SiBal_Int_T_Bio	SiBal_Int_H_Bio	SiBal_Int_B_Bio	SiBal_M.int_T	SiBal_M.int_T_VG	SiBal_M.int_H	SiBal_M.int_B	SiBal_M.int_T_Bio	SiBal_M.int_H_Bio	SiBal_M.int_B_Bio	SiHoch_Int_T	SiHoch_Int_H	SiHoch_Int_B	SiHoch_Int_T_Bio	SiHoch_Int_H_Bio
Kultur		DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW
Intensität		Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	Int	Int	Int	Int	Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	4	3	5	4	3	4	4	3	2	4	3	2	5	4	3	5	4
Anzahl Weidetage	Tag-GVE																	
Konservierung		Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo
Region		Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel
Anbausystem		IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	Bio	Bio
Saatgut	kg/ha																	
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	11600	8500	11475	9860	7225	11000	11000	9500	7000	9900	8550	6300	13500	11600	8500	11475	9860
Feldverluste	%	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075
Lagerungsverluste	%	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Netto-Ertrag	kg TS/ha	10033	7351	9924	8528	6249	9514	9514	8216	6054	8562	7395	5449	11489	9872	7234	9765	8391
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6,4	6,1	6,4	6,4	6,1	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	6,4	6,4	6,1	6,4	6,4
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	64208	44844	63516	54577	38117	54228	54228	46833	34509	48805	42150	31058	73526	63178	44124	62497	53702
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	67	49	68	58	43								78	67	49	68	58
Rindvieh kotarme Gülle	m ³						53	66	46	34	37	32	24					
Rindvieh Stapelmist	t						12,4	0,0	10,7	7,9	8,7	7,5	5,5					
N als Ammoniumnitrat	kg N	25	18											29	25	18		
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	23	17				8	10	7	5				27	23	17		
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅			7	6	4					6	5	4				7	6
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O																	
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha																	
Bodenfräse (2,5m)	ha																	
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Fahren					3,1		2,7	2,0	2,2	1,9	1,4						
Sämaschine, 2,5m	ha																	
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	1	1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	0,4	1	1	1	0,2	0,2
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	16,7	12,2	17,0	14,6	10,7	13,3	16,5	11,5	8,4	9,3	8,0	5,9	19,4	16,7	12,2	17,0	14,6
Motormäher, 1,6 m Balken	ha																	
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	4	3	5	4	3	4	4	3	2	4	3	2	5	4	3	5	4
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	6	4,5	7,5	6	4,5	6	6	4,5	3	6	4,5	3	7,5	6	4,5	7,5	6
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	4	3	5	4	3	4	4	3	2	4	3	2	5	4	3	5	4
Ladewagen	Fahren													9,9	8,5	6,2	8,4	7,2
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen	43,8	32,1	43,3	37,2	27,3	41,5	41,5	35,9	26,4	37,4	32,3	23,8					
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen																	

Legende: Int = Intensiv
M.Int = Mittel intensiv
W.Int = Wenig intensiv
Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit
TS = Trockensubstanz
Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese
2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese
3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.
ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.
Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51
Verfahren		SiHoch_Int_B_Bio	SiHoch_M.Int_T	SiHoch_M.Int_H	SiHoch_M.Int_B	SiHoch_M.Int_T_Bio	SiHoch_M.Int_H_Bio	SiHoch_M.Int_B_Bio	SiFla_Int_T	SiFla_Int_H	SiFla_Int_B	SiFla_Int_T_Bio	SiFla_Int_H_Bio	SiFla_Int_B_Bio	SiFla_M.Int_T	SiFla_M.Int_H	SiFla_M.Int_B	SiFla_M.Int_T_Bio
Kultur		DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW
Intensität		Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	3	4	3	2	4	3	2	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4
Anzahl Weidetage	Tag-GVE																	
Konservierung		Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo
Region		Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal
Anbausystem		Bio	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	Bio
Saatgut	kg/ha																	
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	7225	11000	9500	7000	9900	8550	6300	13500	11600	8500	11475	9860	7225	11000	9500	7000	9900
Feldverluste	%	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075
Lagerungsverluste	%	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065
Netto-Ertrag	kg TS/ha	6148	9361	8085	5957	8425	7276	5361	11676	10033	7351	9924	8528	6249	9514	8216	6054	8562
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6,1	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	6,4	6,4	6,1	6,4	6,4	6,1	5,7	5,7	5,7	5,7
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	37506	53358	46082	33955	48022	41473	30559	74725	64208	44844	63516	54577	38117	54228	46833	34509	48805
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	43							78	67	49	68	58	43				
Rindvieh kotarme Gülle	m ³		53	46	34	37	32	24							53	46	34	37
Rindvieh Stapelmist	t		12,4	10,7	7,9	8,7	7,5	5,5							12,4	10,7	7,9	8,7
N als Ammoniumnitrat	kg N								29	25	18							
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅		8	7	5				27	23	17				8	7	5	
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅	4				6	5	4				7	6	4				6
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O																	
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha																	
Bodenfräse (2,5m)	ha																	
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Führen		3,1	2,7	2,0	2,2	1,9	1,4							3,1	2,7	2,0	2,2
Sämaschine, 2,5m	ha																	
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	0,1	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	0,4	1	1	1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,7
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	10,7	13,3	11,5	8,4	9,3	8,0	5,9	19,4	16,7	12,2	17,0	14,6	10,7	13,3	11,5	8,4	9,3
Motormäher, 1,6 m Balken	ha																	
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	3	4	3	2	4	3	2	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	4,5	6	4,5	3	6	4,5	3	7,5	6	4,5	7,5	6	4,5	6	4,5	3	6
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	3	4	3	2	4	3	2	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4
Ladewagen	Führen	5,3	8,1	7,0	5,1	7,3	6,3	4,6	9,9	8,5	6,2	8,4	7,2	5,3	8,1	7,0	5,1	7,3
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen																	
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen																	

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv

W.Int = Wenig intensiv

Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68
Verfahren		SiFla_M.int_H_Bio	SiFla_M.int_B_Bio	BehK_int_T	BehK_int_H	BehK_int_B	BehK_int_T_Bio	BehK_int_H_Bio	BehK_int_B_Bio	BehK_M.int_T	BehK_M.int_H	BehK_M.int_B	BehK_M.int_T_Bio	BehK_M.int_H_Bio	BehK_M.int_B_Bio	BehK_W.int_T	BehK_W.int_H	BehK_W.int_B
Kultur		DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW
Intensität		M.Int	M.Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	W.Int	W.Int	Ext
Anzahl Nutzungen	Anzahl	3	2	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2	3	2	1
Anzahl Weidetage	Tag-GVE																	
Konservierung		Flachsilo	Flachsilo	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.
Region		Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Berg	X
Anbausystem		Bio	Bio	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP+Bio
Saatgut	kg/ha																	
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	8550	6300	13500	11600	8500	11475	9860	7225	11000	9500	7000	9900	8550	6300	7000	4800	3500
Feldverluste	%	0,075	0,075	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,125	0,125	0,15
Lagerungsverluste	%	0,065	0,065	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045
Netto-Ertrag	kg TS/ha	7395	5449	11603	9970	7306	9863	8475	6210	9455	8165	6017	8509	7349	5415	5849	4011	2841
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	5,7	5,7	6	6	5,6	6	6	5,6	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5	5	4,4
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	42150	31058	69620	59821	40912	59177	50848	34775	51054	44092	32489	45949	39683	29240	29247	20055	12501
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³			78	67	49	68	58	43									
Rindvieh kotarme Gülle	m ³	32	24							53	46	34	37	32	24			
Rindvieh Stapelmist	t	7,5	5,5							12,4	10,7	7,9	8,7	7,5	5,5	16,4	11,2	
N als Ammoniumnitrat	kg N			29	25	18												
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅			27	23	17				8	7	5						
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅	5	4				7	6	4				6	5	4			
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O																	
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha																	
Bodenfräse (2,5m)	ha																	
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Führen	1,9	1,4							3,1	2,7	2,0	2,2	1,9	1,4	4,1	2,8	
Sämaschine, 2,5m	ha																	
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	0,5	0,4	1	1	1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	0,4			
Vakuumfass, 4000 l	Fässer	8,0	5,9	19,4	16,7	12,2	17,0	14,6	10,7	13,3	11,5	8,4	9,3	8,0	5,9	0,0	0,0	
Motormäher, 1,6 m Balken	ha																	
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	3	2	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2	3	2	1
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	4,5	3	12,5	10	7,5	12,5	10	7,5	10	7,5	5	10	7,5	5	7,5	5	2,5
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	3	2	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2	3	2	1
Ladewagen	Führen	6,3	4,6	12,7	10,9	8,0	10,8	9,2	6,8	10,3	8,9	6,6	9,3	8,0	5,9	6,4	4,4	3,1
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen																	
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen																	

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv

W.Int = Wenig intensiv

Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85
Verfahren		BehW_Int_T	BehW_Int_H	BehW_Int_B	BehW_Int_T_Bio	BehW_Int_H_Bio	BehW_Int_B_Bio	BehW_M.Int_T	BehW_M.Int_H	BehW_M.Int_B	BehW_M.Int_T_Bio	BehW_M.Int_H_Bio	BehW_M.Int_B_Bio	BehW_W.Int_T	BehW_W.Int_H	BehW_W.Int_B	BodH_Int_T	BodH_Int_T_VG
Kultur		DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW
Intensität		Int	Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	W.Int	W.Int	Ext	Int	Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2	3	2	1	5	5
Anzahl Weidetage	Tag-GVE																	
Konservierung		Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bodenheu	Bodenheu
Region		Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Berg	X	Tal	Tal
Anbausystem		IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP	IP
Saatgut	kg/ha																	
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	13500	11600	8500	11475	9860	7225	11000	9500	7000	9900	8550	6300	7000	4800	3500	13500	13500
Feldverluste	%	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,125	0,125	0,15	0,15	0,15
Lagerungsverluste	%	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,035	0,035
Netto-Ertrag	kg TS/ha	11603	9970	7306	9863	8475	6210	9455	8165	6017	8509	7349	5415	5849	4011	2841	11073	11073
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6	6	5,6	6	6	5,6	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5	5	4,4	5,8	5,8
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	69620	59821	40912	59177	50848	34775	51054	44092	32489	45949	39683	29240	29247	20055	12501	64226	64226
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	78	67	49	68	58	43										78	97
Rindvieh kotarme Gülle	m ³							53	46	34	37	32	24					
Rindvieh Stapelmist	t							12,4	10,7	7,9	8,7	7,5	5,5	16,4	11,2			
N als Ammoniumnitrat	kg N	29	25	18													29	
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	27	23	17				8	7	5							27	10
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅				7	6	4				6	5	4					
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O																	
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha																	
Bodenfräse (2,5m)	ha																	
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Führen							3,1	2,7	2,0	2,2	1,9	1,4	4,1	2,8			
Sämaschine, 2,5m	ha																	
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	1	1	1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	0,4				1	1
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	19,4	16,7	12,2	17,0	14,6	10,7	13,3	11,5	8,4	9,3	8,0	5,9	0,0	0,0		19,4	24,3
Motormäher, 1,6 m Balken	ha																	
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2	3	2	1	5	5
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	12,5	10	7,5	12,5	10	7,5	10	7,5	5	10	7,5	5	7,5	5	2,5	17,5	17,5
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	5	4	3	5	4	3	4	3	2	4	3	2	3	2	1	10	10
Ladewagen	Führen	12,7	10,9	8,0	10,8	9,2	6,8	10,3	8,9	6,6	9,3	8,0	5,9	6,4	4,4	3,1		
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen																	
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen																11,0	11,0

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv

W.Int = Wenig intensiv

Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	101	102
Verfahren		BodH_Int_T_G&M	BodH_Int_T_Min	BodH_Int_H	BodH_Int_B	BodH_Int_T_Bio	BodH_Int_H_Bio	BodH_Int_B_Bio	BodH_M.Int_T	BodH_M.Int_H	BodH_M.Int_B	BodH_M.Int_T_Bio	BodH_M.Int_H_Bio	BodH_M.Int_B_Bio	BodH_W.Int_T	BodH_W.Int_H	BodH_W.Int_B	BodH_Ext_T
Kultur		DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW
Intensität		Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	M.Int	W.Int	W.Int	Ext
Anzahl Nutzungen	Anzahl	5	5	4	3	5	4	3	4	4	3	2	4	3	2	3	2	1
Anzahl Weidetage	Tag-GVE																	
Konservierung		Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu
Region		Tal	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Berg	X
Anbausystem		IP	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP+Bio
Saatgut	kg/ha																	
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	13500	13500	11600	8500	11475	9860	7225	11000	11000	9500	7000	9900	8550	6300	7000	4800	3500
Feldverluste	%	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,175	0,175	0,2
Lagerungsverluste	%	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035
Netto-Ertrag	kg TS/ha	11073	11073	9515	6972	9412	8088	5926	9023	9023	7792	5742	8120	7013	5168	5573	3821	2702
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	5,8	5,8	5,8	5,4	5,8	5,8	5,4	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2	4,8	4,8	4,2
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	64226	64226	55186	37649	54592	46908	32002	46918	46918	40520	29857	42226	36468	26871	26750	18343	11348
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³			67	49	68	58	43										
Rindvieh kotarme Gülle	m ³	78							53	66	46	34	37	32	24			
Rindvieh Stapelmist	t	18,2							12,4		10,7	7,9	8,7	7,5	5,5	16,4	11,2	
N als Ammoniumnitrat	kg N		146	25	18													
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	8	97	23	17				8	10	7	5						
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅					7	6	4					6	5	4			
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O		292															
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha																	
Bodenfräse (2,5m)	ha																	
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Fahren	4,6							3,1		2,7	2,0	2,2	1,9	1,4	4,1	2,8	
Sämaschine, 2,5m	ha																	
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	1	5	1	1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	0,4			
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	19,5	0,0	16,7	12,2	17,0	14,6	10,7	13,3	16,5	11,5	8,4	9,3	8,0	5,9	0,0	0,0	
Motormäher, 1,6 m Balken	ha																	
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	5	5	4	3	5	4	3	4	4	3	2	4	3	2	3	2	1
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	17,5	17,5	14	10,5	17,5	14	10,5	14	14	10,5	7	14	10,5	7	10,5	7	3,5
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	10	10	8	6	10	8	6	8	8	6	4	8	6	4	6	4	2
Ladewagen	Fahren																	
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen																	
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen	11,0	11,0	9,4	6,9	9,3	8,0	5,9	9,0	9,0	7,7	5,7	8,1	7,0	5,1	5,5	3,8	2,7

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv

W.Int = Wenig intensiv

Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119
Verfahren		Weid_Int_T	Weid_Int_T_Ver	Weid_Int_T_Holz	Weid_Int_T_VG	Weid_Int_H	Weid_Int_B	Weid_Int_T_Bio	Weid_Int_H_Bio	Weid_Int_B_Bio	Weid_M_Int_T	Weid_M_Int_H	Weid_M_Int_B	Weid_W_Int_T	Weid_W_Int_B	Weid_Ext_T	Gras_2j_GSM	Gras_3j_GSM
Kultur		DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	DW	2j. AW	3j. AW
Intensität		Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	W.Int	W.Int	Ext	Int	Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	6	6	6	6	5	4	6	5	4	5	4	3	3	2	2	6	11
Anzahl Weidetage	Tag-GVE	562,5	712,5	562,5	562,5	483,3	354,2	478,1	410,8	301,0	427,8	369,4	272,2	272,2	186,7	126,4		0
Konservierung		keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine
Region		Tal	Tal	Tal	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Hügel	Berg	Tal	Berg	X	Tal	Tal
Anbausystem		IP	IP	IP	IP	IP	IP	Bio	Bio	Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP+Bio	IP	IP
Saatgut	kg/ha																32	33
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	13500	13500	13500	13500	11600	8500	11475	9860	7225	11000	9500	7000	7000	4800	3500	17900	29800
Feldverluste	%	0,25	0,05	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,35	0,05	0,05
Lagerungsverluste	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01
Netto-Ertrag	kg TS/ha	10125	12825	10125	10125	8700	6375	8606	7395	5419	7700	6650	4900	4900	3360	2275	16835	28027
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6,6	6,6	6,6	6,6	6,6	6,5	6,6	6,6	6,5	6,2	6,2	6,2	5,8	5,8	5,3	6,5	6,5
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	66825	84645	66825	66825	57420	41438	56801	48807	35222	47740	41230	30380	28420	19488	12058	109427	182175
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	41	49	41	81	35	26	57	49	36	35	30	22				109	177
Rindvieh kotarme Gülle	m ³																	0
Rindvieh Stapelmist	t										8,2	13,1	9,7	6,1	4,2			0
N als Ammoniumnitrat	kg N	61	73	61		52	38			0	0	0	0	0	0	0	33	59
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	51
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅																	0
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O																	0
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha																1	1
Bodenfräse (2,5m)	ha																	0
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Fahren										2,0	3,3	2,4	1,5	1,1			0
Sämaschine, 2,5m	ha																1	1
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	3	3	3	3	2	2										1	2
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	10,1	12,2	10,1	20,3	8,7	6,4	14,2	12,2	8,9	8,8	7,6	5,6	0,0	0,0		27,2	44
Motormäher, 1,6 m Balken	ha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	6	11
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		1	1
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha																	0
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha																	0
Ladewagen	Fahren																90,7	151
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen																	0
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen																	0

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv

W.Int = Wenig intensiv

Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	131	132	133	134	135	136
Verfahren		Gras_3j_GSM_H	Gras_3j_GSM_Bio	Gras_3j_MSM_H	Gras_3j_MSM_Bio	SiBal_2j_GSM	SiBal_3j_GSM	SiBal_3j_GSM_H	SiBal_3j_GSM_Bio	SiBal_3j_MSM_H	SiBal_3j_MSM_Bio	SiHoch_2j_GSM	SiHoch_3j_GSM	SiHoch_3j_GSM_H	SiHoch_3j_GSM_Bio	SiHoch_3j_MSM_H	SiHoch_3j_MSM_Bio	SiFla_2j_GSM
Kultur		3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	2j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	2j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	2j. AW
Intensivität		Int	Int	M.Int	M.Int	M.Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	11	11	9	9	6	11	11	11	9	9	6	11	11	11	9	9	6
Anzahl Weidetage	Tag-GVE	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Konservierung		keine	keine	keine	keine	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Hochsilo	Flachsilo
Region		Hügel	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Hügel	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Hügel	Tal	Tal	Tal	Tal
Anbausystem		IP	Bio	IP	Bio	IP	IP	IP	Bio	IP	Bio	IP	IP	IP	Bio	IP	Bio	IP
Saatgut	kg/ha	33	33	30	30	32	33	33	33	30	30	32	33	33	33	30	30	32
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	23000	26820	31900	28710	17900	29800	23000	26820	31900	28710	17900	29800	23000	26820	31900	28710	17900
Feldverluste	%	0,05	0,05	0,05	0,05	0,075	0,075	0,075	0,075	0,085	0,085	0,075	0,075	0,075	0,075	0,085	0,085	0,075
Lagerungsverluste	%	0,01	0,01	0,01	0,01	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,065
Netto-Ertrag	kg TS/ha	21632	25224	30002	27002	15481	25773	19892	23196	27291	24562	15233	25360	19573	22824	26853	24168	15481
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6,5	6,5	6,1	6,1	6,4	6,4	6,4	6,4	6	6	6,4	6,4	6,4	6,4	6	6	6,4
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	140605	163957	183012	164711	99080	164949	127310	148454	163747	147373	97491	162303	125267	146072	161121	145008	99080
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	141	158	40	40	109	177	141	158	40	40	109	177	141	158	40	40	109
Rindvieh kotarme Gülle	m ³	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rindvieh Stapelmist	t	0	0	20	20	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	20	20	0
N als Ammoniumnitrat	kg N	45	0	0	0	33	59	45	0	0	0	33	59	45	0	0	0	33
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	36	0	126	0	27	51	36	0	126	0	27	51	36	0	126	0	27
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅	0	6	0	58	0	0	0	6	0	58	0	0	0	6	0	58	0
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bodenfräse (2,5m)	ha	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Fahren	0	0	5	5		0	0	0	5	5		0	0	0	5	5	
Sämaschine, 2,5m	ha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	1
Vakuumfass, 4000 l	Fässer	35	39	10	10	27,2	44	35	39	10	10	27,2	44	35	39	10	10	27,2
Motormäher, 1,6 m Balken	ha	11	11	9	9		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	1	1	1	1	7	12	12	12	10	10	7	12	12	12	10	10	7
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	0	0	0	0	9	17	17	17	14	14	9	17	17	17	14	14	9
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	0	0	0	0	6	11	11	11	9	9	6	11	11	11	9	9	6
Ladewagen	Fahren	117	136	162	145		0	0	0	0	0	13,1	22	17	20	23	21	13,1
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen	0	0	0	0	67,6	113	87	101	120	108		0	0	0	0	0	
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	

Legende: Int = Intensiv GVE = Grossvieheinheit DW = Dauerwiese ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.
M.Int = Mittel intensiv TS = Trockensubstanz 2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.
W.Int = Wenig intensiv Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor 3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese Ss = Schleppschlauchverteiler
Ext = Extensiv

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		137	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153
Verfahren		SiFla_3j_GSM	SiFla_3j_GSM_H	SiFla_3j_GSM_Bio	SiFla_3j_MSM_H	SiFla_3j_MSM_Bio	BehK_2j_GSM	BehK_3j_GSM	BehK_3j_GSM_H	BehK_3j_GSM_Bio	BehK_3j_MSM_H	BehK_3j_MSM_Bio	BehW_2j_GSM	BehW_3j_GSM	BehW_3j_GSM_H	BehW_3j_GSM_Bio	BehW_3j_MSM_H	BehW_3j_MSM_Bio
Kultur		3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	2j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	2j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW
Intensität		Int	Int	Int	M.Int	M.Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int	Int	Int	Int	Int	M.Int	M.Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	11	11	11	9	9	6	11	11	11	9	9	6	11	11	11	9	9
Anzahl Weidetage	Tag-GVE	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Konservierung		Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Heubelüft.	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK	Bel.m.WK
Region		Tal	Hügel	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Hügel	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Hügel	Tal	Tal	Tal
Anbausystem		IP	IP	Bio	IP	Bio	IP	IP	IP	Bio	IP	Bio	IP	IP	IP	Bio	IP	Bio
Saatgut	kg/ha	33	33	33	30	30	32	33	33	33	30	30	32	33	33	33	30	30
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	29800	23000	26820	31900	28710	17900	29800	23000	26820	31900	28710	17900	29800	23000	26820	31900	28710
Feldverluste	%	0,075	0,075	0,075	0,085	0,085	0,1	0,1	0,1	0,1	0,12	0,12	0,1	0,1	0,1	0,1	0,12	0,12
Lagerungsverluste	%	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045
Netto-Ertrag	kg TS/ha	25773	19892	23196	27291	24562	15385	25613	19769	23052	26809	24128	15385	25613	19769	23052	26809	24128
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6,4	6,4	6,4	6	6	6	6	6	6	5,5	5,5	6	6	6	6	5,5	5,5
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	164949	127310	148454	163747	147373	92310	153679	118611	138311	147448	132703	92310	153679	118611	138311	147448	132703
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	177	141	158	40	40	109	177	141	158	40	40	109	177	141	158	40	40
Rindvieh kotarme Gülle	m ³	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rindvieh Stäpelmist	t	0	0	0	20	20		0	0	0	20	20		0	0	0	20	20
N als Ammoniumnitrat	kg N	59	45	0	0	0	33	59	45	0	0	0	33	59	45	0	0	0
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	51	36	0	126	0	27	51	36	0	126	0	27	51	36	0	126	0
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅	0	0	6	0	58		0	0	6	0	58		0	0	6	0	58
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bodenfräse (2,5m)	ha	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Führen	0	0	0	5	5		0	0	0	5	5		0	0	0	5	5
Sämaschine, 2,5m	ha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2
Vakuumfass, 4000 l	Fässer	44	35	39	10	10	27,2	44	35	39	10	10	27,2	44	35	39	10	10
Motormäher, 1,6 m Balken	ha	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	12	12	12	10	10	7	12	12	12	10	10	7	12	12	12	10	10
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	17	17	17	14	14	15	28	28	28	23	23	15	28	28	28	23	23
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	11	11	11	9	9	6	11	11	11	9	9	6	11	11	11	9	9
Ladewagen	Führen	22	17	20	23	21	16,8	28	22	25	29	26	16,8	28	22	25	29	26
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m3)	Ballen	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0		0	0	0	0	0

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv

W.Int = Wenig intensiv

Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170
Verfahren		BodH_2j_GSM	BodH_3j_GSM	BodH_3j_GSM_H	BodH_3j_GSM_Bio	Weid_3j_GSM	Weid_3j_GSM_TVVe	Weid_3j_GSM_Bio	Gras_ZK_Mais	Gras_ZK_Bras	Gras_ZK_WH_NLeg	Gras_ZK_NWH_NLeg	Gras_ZK_WH_Leg	SiBal_ZK_WH_NLeg	SiBal_ZK_NWH_NLeg	SiBal_ZK_WH_Leg	SiHoch_ZK_WH_NLeg	SiHoch_ZK_NWH_NLeg
Kultur		2j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	3j. AW	ZF1	ZF1	ZF1	ZFL1	ZFL1	ZF1	ZFL1	ZFL1	ZF1	ZFL1
Intensität		Int	Int	Int	Int	Int	Int	Int										
Anzahl Nutzungen	Anzahl	6	11	11	11	13	13	13	1	1	2	1	2	2	1	2	2	1
Anzahl Weidetage	Tag-GVE		0	0	0	1219	1544	975										
Konservierung		Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	Bodenheu	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	keine	Silobal.	Silobal.	Silobal.	Hochsilo	Hochsilo
Region		Tal	Tal	Hügel	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal
Anbausystem		IP	IP	IP	Bio	IP	IP	Bio	IP	IP	IP	IP	IP	IP	IP	IP	IP	IP
Saatgut	kg/ha	32	33	33	33	41	41	41	80	10	30	36	30	30	36	30	30	36
Produkt:																		
Bruttoertrag	kg TS/ha	17900	29800	23000	26820	29800	29800	26820	4000	3200	5300	2900	5500	5300	2900	5500	5300	2900
Feldverluste	%	0,15	0,15	0,15	0,15	0,25	0,05	0,25	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075
Lagerungsverluste	%	0,035	0,035	0,035	0,035	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,115	0,115	0,115	0,13	0,13
Netto-Ertrag	kg TS/ha	14682	24443	18866	21999	22350	28310	20115	3762	3010	4985	2727	5173	4339	2374	4502	4265	2334
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	5,8	5,8	5,8	5,8	6,6	6,6	6,6	6,2	6,3	6,2	6,5	6,5	5,8	6,4	6,4	5,8	6,4
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	85158	141772	109421	127595	147510	186846	132759	23324	18960	30905	17728	33623	25165	15194	28816	24738	14936
Düngung:																		
Rindvieh Vollgülle	m ³	109	177	141	158	102	102	135	30	20	40	20	20	40	20	20	40	20
Rindvieh kotarme Gülle	m ³		0	0	0	0	0	0										
Rindvieh Stapelmist	t		0	0	0	0	0	0										
N als Ammoniumnitrat	kg N	33	59	45	0	123	123	0										
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅	27	51	36	0	0	0	0										
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅		0	0	6	0	0	0										
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O		0	0	0	0	0	0										
Arbeiten und Mechanisierung:																		
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha	1	1	1	1	1	1	1										
Bodenfräse (2,5m)	ha		0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Führen		0	0	0	0	0	0										
Sämaschine, 2,5m	ha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha	1	2	2	1	6	6	0										
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	27,2	44	35	39	25	25	34	7,4	5,0	10,0	5,0	5,0	10,0	5,0	5,0	10,0	5,0
Motormäher, 1,6 m Balken	ha		0	0	0	3	3	3	1	1	2	1	2					
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	7	12	12	12	0	0	0						2	1	2	2	1
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	21	39	39	39	0	0	0						4	2	4	4	2
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	12	22	22	22	0	0	0						4	2	4	4	2
Ladewagen	Führen		0	0	0	0	0	0	20,3	16,2	26,9	14,7	27,9					
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen	14,6	24	19	22	0	0	0						20,0	25,5	20,8		
Heuballen pressen (1,4m3)	Ballen		0	0	0	0	0	0										

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv
W.Int = Wenig intensiv
Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8a: Produktionskennzahlen der Modell-Verfahren für die Produktion von Raufutter

Alle Angaben pro ha und Jahr für die Dauerwiesen und pro ha für die gesamte Dauer der Kultur für die Ansaatwiesen und die Zwischenfrüchte.

Verfahren Nr.		171	172	173	174	175	176
Verfahren		SiHoch_ZK_WH_Leg	SiFla_ZK_WH_NLeg	SiFla_ZK_NWH_NLeg	SiFla_ZK_WH_Leg	SiBal_Int_VG_Ss	BodH_Int_VG_Ss
Kultur		ZFL1	ZF1	ZFL1	ZFL1	DW	DW
Intensität						Int	Int
Anzahl Nutzungen	Anzahl	2	2	1	2	5	5
Anzahl Weidetage	Tag-GVE						
Konservierung		Hochsilo	Flachsilo	Flachsilo	Flachsilo	Silobal.	Bodenheu
Region		Tal	Tal	Tal	Tal	Tal	Tal
Anbausystem		IP	IP	IP	IP	IP	IP
Saatgut	kg/ha	30	30	36	30		
Produkt:							
Bruttoertrag	kg TS/ha	5500	5300	2900	5500	13500	13500
Feldverluste	%	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075	0,15
Lagerungsverluste	%	0,13	0,115	0,115	0,115	0,065	0,035
Netto-Ertrag	kg TS/ha	4426	4339	2374	4502	11676	11073
Energiegehalt des Futters	MJ NEL/kg TS	6,4	5,8	6,4	6,4	6,4	5,8
Ertrag NEL	MJ NEL/ha	28327	25165	15194	28816	74725	64226
Düngung:							
Rindvieh Vollgülle	m ³	20	40	20	20	97	97
Rindvieh kotarme Gülle	m ³						
Rindvieh Stapelmist	t						
N als Ammoniumnitrat	kg N					0	0
P als Triple-Superphos.	kg P ₂ O ₅					10	10
P als Hyperphosphat (Rohphosphat)	kg P ₂ O ₅						
K als Kalisalz (KCl)	kg K ₂ O						
Arbeiten und Mechanisierung:							
4-Schar-Pflug; Egge; Walze	ha						
Bodenfräse (2,5m)	ha	1	1	1	1		
Miststreuer, 3,0-4,0 t	Führen						
Sämaschine, 2,5m	ha	1	1	1	1		
Schleuderstreuer, bis 500 l	ha					1	1
Vakuumfass, 4000 l	Fässe	5,0	10,0	5,0	5,0	24,3	24,3
Motormäher, 1,6 m Balken	ha						
Kreiselmäher, 1,6-2 m	ha	2	2	1	2	5	5
Kreiselheuer, 4,6-6 m	ha	4	4	2	4	7,5	17,5
Kreiselschwader, 2,8-3,3 m	ha	4	4	2	4	5	10
Ladewagen	Führen	4,0	3,9	2,1	4,0		
Hochdruckpresse gross (700 kg)	Ballen					51,0	
Heuballen pressen (Ballen, 1,4m ³)	Ballen						11,0

Legende: Int = Intensiv

M.Int = Mittel intensiv

W.Int = Wenig intensiv

Ext = Extensiv

GVE = Grossvieheinheit

TS = Trockensubstanz

Bel.m.WK = Heubelüftung mit Wärmekollektor

DW = Dauerwiese

2j. AW = 2 jährige Ansaatwiese

3j. AW = 3 jährige Ansaatwiese

ZF1 = Zwischenfrucht ohne Leguminosen Saat vor 1.9.

ZFL1 = Zwischenfrucht leguminosenhaltig Saat vor 1.9.

Ss = Schleppschlauchverteiler

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Verfahren		Gras_Int_T	Gras_Int_50K	Gras_Int_H	Gras_Int_B	Gras_Int_T_Bio	Gras_Int_H_Bio	Gras_Int_B_Bio	Gras_M.Int_T	Gras_M.Int_H	Gras_M.Int_B	Gras_M.Int_T_Bio	Gras_M.Int_H_Bio
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./(ha-J)	10,8	8,2	9,4	7,2	6,9	5,9	4,5	7,2	6,2	4,6	6,0	5,2
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./(ha-J)	3189	3016	2733	2023	2326	2002	1479	2311	1999	1476	1778	1531
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./(ha-J)	1180	655	996	746	1030	862	642	795	650	464	713	579
Ressource P	kg P/(ha-J)	13	13	11	8	3	3	2	4	3	3	3	2
Ressource K	kg K/(ha-J)	0,005	0,004	0,004	0,003	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Flächenbedarf	m ² -J/(ha-J)	10076	10049	10065	10048	10057	10048	10036	10060	10050	10036	10051	10043
Eutrophierung	kg N-Äq./(ha-J)	67	67	58	41	55	50	35	56	49	38	39	40
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./(ha-J)	60	59	48	31	51	42	27	51	41	30	35	32
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./(ha-J)	1,0	1,0	1,4	1,3	0,6	1,1	1,1	0,7	1,2	1,1	0,6	1,1
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./(ha-J)	127	126	104	68	113	92	59	109	87	63	75	70
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	549	425	675	580	399	534	468	421	554	478	360	489
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	43	34	38	31	25	21	15	35	32	26	22	19
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/(ha-J)	2057	48	1629	1214	1994	1577	1177	1653	1227	813	1604	1186
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	82	77	121	113	35	72	65	74	112	104	32	67
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	-0,1	-0,2	-0,7	0,1	-3,0	-3,5	-2,8	4,3	3,2	2,9	-1,8	-2,5
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	593	251	494	374	470	384	285	449	362	261	390	308
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	1,3E-01	9,9E-02	1,3E-01	1,4E-01	9,8E-02	9,8E-02	1,1E-01	1,2E-01	1,2E-01	1,2E-01	1,1E-01	1,1E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	38,6	36,5	38,5	40,8	33,2	33,2	35,1	37,9	37,9	38,0	32,4	32,3
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,4E-02	7,9E-03	1,4E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,4E-02	1,5E-02	1,3E-02	1,2E-02	1,2E-02	1,3E-02	1,2E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	1,6E-04	1,6E-04	1,6E-04	1,6E-04	4,6E-05	4,6E-05	4,8E-05	6,6E-05	6,6E-05	6,6E-05	5,1E-05	5,1E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	6,3E-08	5,3E-08	6,3E-08	6,7E-08	3,1E-08	3,0E-08	3,2E-08	4,0E-08	3,9E-08	3,9E-08	3,3E-08	3,3E-08
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	1,2E-01	1,2E-01	1,4E-01	2,0E-01	1,4E-01	1,7E-01	2,4E-01	1,6E-01	1,9E-01	2,6E-01	1,8E-01	2,1E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	8,1E-01	8,1E-01	8,2E-01	8,2E-01	7,9E-01	8,3E-01	8,2E-01	9,1E-01	9,3E-01	9,7E-01	7,2E-01	8,4E-01
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	7,2E-01	7,2E-01	6,7E-01	6,3E-01	7,3E-01	6,9E-01	6,4E-01	8,3E-01	7,7E-01	7,6E-01	6,4E-01	6,8E-01
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	1,2E-02	1,2E-02	2,0E-02	2,7E-02	8,5E-03	1,8E-02	2,6E-02	1,2E-02	2,3E-02	3,0E-02	1,0E-02	2,3E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,54	1,53	1,47	1,37	1,61	1,53	1,40	1,79	1,66	1,63	1,37	1,47
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	6,6E-03	5,2E-03	9,5E-03	1,2E-02	5,7E-03	8,9E-03	1,1E-02	6,9E-03	1,1E-02	1,2E-02	6,6E-03	1,0E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	5,2E-04	4,1E-04	5,4E-04	6,2E-04	3,5E-04	3,5E-04	3,7E-04	5,8E-04	6,0E-04	6,7E-04	4,0E-04	3,9E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	2,5E-02	5,8E-04	2,3E-02	2,4E-02	2,8E-02	2,6E-02	2,8E-02	2,7E-02	2,3E-02	2,1E-02	2,9E-02	2,5E-02
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	9,9E-01	9,3E-01	1,7E+00	2,3E+00	4,9E-01	1,2E+00	1,6E+00	1,2E+00	2,1E+00	2,7E+00	5,8E-01	1,4E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-1,8E-03	-2,4E-03	-9,5E-03	1,4E-03	-4,3E-02	-5,9E-02	-6,7E-02	7,1E-02	6,1E-02	7,6E-02	-3,3E-02	-5,2E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	7,18	3,05	6,97	7,55	6,70	6,38	6,77	7,36	6,88	6,72	7,10	6,50
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,4	6,2	6,5	6,5	6,9	6,9	7,0	6,6	6,8	6,7	7,1	7,2
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	3,8	3,7	3,8	3,8	4,2	4,2	4,4	4,1	4,1	4,0	4,5	4,5
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
Vögel	Biodiversitätspunkte	6,6	6,3	6,8	7,0	8,3	8,3	8,5	7,2	7,6	7,4	8,7	8,8
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,2	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,6	7,5	7,6	7,6	7,7	7,7	7,8	7,8	7,8	7,8	7,9	7,9
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,2	6,9	7,2	7,2	7,6	7,6	7,7	7,3	7,3	7,2	7,8	7,8
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,2	7,0	7,3	7,6	7,5	7,5	7,6	7,6	8,1	7,8	7,7	8,0
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,0	6,9	7,1	7,1	8,8	8,8	8,9	7,2	7,2	7,2	9,0	9,0
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,3	9,1	9,4	9,6	9,9	9,9	10,0	9,6	9,8	9,7	10,0	10,2
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,5	5,4	5,6	5,6	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	0,8	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,8	6,8	6,8	6,8	7,3	7,4	7,4	6,9	6,9	6,8	7,6	7,6
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,2	7,0	7,3	7,4	7,5	7,5	7,5	7,4	7,8	7,5	7,5	7,7
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,7	6,7	6,8	6,8	8,7	8,6	8,8	6,9	6,9	6,9	8,8	8,8
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,1	8,9	9,2	9,4	9,6	9,6	9,7	9,2	9,5	9,4	9,7	9,8

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Verfahren		Gras_M.Int_B_Bio	SiBaL_Int_T	SiBaL_Int_T_VG	SiBaL_Int_T_G&M	SiBaL_Int_T_Min	SiBaL_Int_H	SiBaL_Int_B	SiBaL_Int_T_Bio	SiBaL_Int_H_Bio	SiBaL_Int_B_Bio	SiBaL_M.Int_T	SiBaL_M.Int_T_VG
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	3,8	17,3	15,4	15,9	29,5	14,9	11,2	12,8	10,9	8,2	12,4	12,0
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	1135	3438	3465	3688	3789	2939	2178	2564	2199	1628	2511	2285
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	411	1056	1118	1009	975	902	676	895	759	565	697	719
Ressource P	kg P/ha-J	2	13	5	4	46	11	8	3	3	2	4	5
Ressource K	kg K/ha-J	0,001	0,006	0,004	0,004	696	0,006	0,004	0,003	0,003	0,002	0,003	0,003
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10031	10091	10085	10093	10149	10076	10057	10074	10061	10045	10072	10066
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	27	68	82	68	26	59	41	56	50	35	56	80
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	19	60	77	63	12	48	32	52	42	27	51	74
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,1	1,0	0,8	0,7	1,9	1,4	1,3	0,6	1,1	1,1	0,7	0,7
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	41	130	156	119	22	106	70	115	94	60	111	166
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	424	583	525	538	873	700	599	437	563	490	448	434
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	14	45	42	45	62	40	32	28	23	17	37	35
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	785	94	79	136	357	59	36	30	6	-1	82	52
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	60	83	79	80	102	122	113	37	74	66	75	72
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	-2,0	0,3	2,8	7,3	4,1	-0,3	0,4	-2,6	-3,2	-2,6	4,7	2,5
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	214	347	303	321	621	294	225	232	191	141	252	241
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	1,1E-01	2,3E-01	2,1E-01	2,1E-01	3,9E-01	2,3E-01	2,5E-01	2,0E-01	2,0E-01	2,1E-01	2,3E-01	2,2E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	32,5	46,0	46,4	49,4	50,7	45,8	48,6	40,4	40,3	42,7	46,3	42,1
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,2E-02	1,4E-02	1,5E-02	1,4E-02	1,3E-02	1,4E-02	1,5E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,5E-02	1,3E-02	1,3E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	5,1E-05	1,7E-04	6,2E-05	4,9E-05	6,2E-04	1,7E-04	1,8E-04	5,0E-05	5,0E-05	5,3E-05	7,5E-05	8,7E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	3,2E-08	8,6E-08	5,7E-08	5,8E-08	9,3E-03	8,6E-08	9,1E-08	5,2E-08	5,1E-08	5,4E-08	6,3E-08	6,2E-08
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,9E-01	1,4E-01	1,3E-01	1,4E-01	1,4E-01	1,6E-01	2,2E-01	1,6E-01	1,8E-01	2,6E-01	1,9E-01	1,9E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	7,7E-01	9,0E-01	1,1E+00	9,1E-01	3,5E-01	9,1E-01	9,2E-01	8,8E-01	9,2E-01	9,2E-01	1,0E+00	1,5E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	5,5E-01	8,1E-01	1,0E+00	8,4E-01	1,6E-01	7,5E-01	7,1E-01	8,2E-01	7,8E-01	7,2E-01	9,4E-01	1,4E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	3,0E-02	1,3E-02	1,0E-02	9,9E-03	2,6E-02	2,2E-02	3,0E-02	9,4E-03	2,0E-02	2,8E-02	1,3E-02	1,3E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,17	1,73	2,09	1,59	0,30	1,66	1,55	1,81	1,73	1,58	2,05	3,07
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,2E-02	7,8E-03	7,0E-03	7,2E-03	1,2E-02	1,1E-02	1,3E-02	6,9E-03	1,0E-02	1,3E-02	8,3E-03	8,0E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	3,9E-04	6,0E-04	5,7E-04	6,1E-04	8,3E-04	6,2E-04	7,1E-04	4,4E-04	4,3E-04	4,5E-04	6,8E-04	6,5E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	2,2E-02	1,3E-03	1,1E-03	1,8E-03	4,8E-03	9,1E-04	8,0E-04	4,7E-04	1,1E-04	-3,2E-05	1,5E-03	9,6E-04
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	1,7E+00	1,1E+00	1,1E+00	1,1E+00	1,4E+00	1,9E+00	2,5E+00	5,7E-01	1,4E+00	1,7E+00	1,4E+00	1,3E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-5,8E-02	4,5E-03	3,8E-02	9,8E-02	5,5E-02	-4,1E-03	8,2E-03	-4,1E-02	-5,9E-02	-6,8E-02	8,7E-02	4,6E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	6,13	4,64	4,06	4,30	8,31	4,58	5,02	3,66	3,51	3,71	4,64	4,44
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	7,2	6,1	6,1	6,2	6,2	6,2	6,3	6,7	6,7	6,8	6,4	6,3
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	4,6	3,6	3,6	3,7	3,6	3,6	3,6	4,1	4,1	4,2	3,9	3,8
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
Vögel	Biodiversitätspunkte	8,9	6,3	6,4	6,6	6,2	6,5	6,7	8,0	8,0	8,2	6,9	6,7
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1	2,0	2,0
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,9	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,8	6,4	6,4	6,5	6,5	6,5	6,4	6,9	6,9	7,0	6,5	6,4
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	8,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,4	7,4	7,4	7,5	7,4	7,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	9,0	6,7	6,6	6,7	6,7	6,8	6,8	8,5	8,5	8,6	6,9	6,8
Spinnen	Biodiversitätspunkte	10,2	8,9	8,9	8,9	9,1	9,1	9,2	9,6	9,6	9,7	9,2	9,2
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,7	5,4	5,4	5,4	5,5	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,2	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8	0,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,5	6,3	6,3	6,3	6,4	6,3	6,3	6,9	6,9	7,0	6,4	6,3
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,7	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1	7,3	7,4	7,4	7,4	7,3	7,3
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	8,9	6,5	6,5	6,5	6,6	6,6	6,6	8,5	8,5	8,6	6,7	6,6
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,8	8,7	8,7	8,7	8,8	8,8	9,0	9,2	9,2	9,4	8,8	8,8

Legende:

Gras = Eingrasen
SiBaL = Silage-Ballen
SiHoch = Silage-Hochsilo
SiFla = Silage-Flachsilo
BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
BodH = Bodenheu
Weid = Weide

Int = Intensiv
M.Int = Mittel intensiv
W.Int = Wenig intensiv
Ext = Extensiv

T = Talregion
H = Hügelregion
B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
G&M = Gülle und Mist
Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
Verfahren		SiBaL_M.Int_H	SiBaL_M.Int_B	SiBaL_M.Int_T_Bio	SiBaL_M.Int_H_Bio	SiBaL_M.Int_B_Bio	SiHoch_Int_T	SiHoch_Int_H	SiHoch_Int_B	SiHoch_Int_T_Bio	SiHoch_Int_H_Bio	SiHoch_Int_B_Bio	SiHoch_M.Int_T
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./(ha-J)	10,5	7,7	11,0	9,2	6,7	16,0	13,7	10,4	11,7	9,9	7,4	11,4
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./(ha-J)	2157	1587	1973	1685	1242	3609	3084	2283	2709	2323	1717	2650
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./(ha-J)	585	425	609	508	368	956	815	611	809	685	510	615
Ressource P	kg P/(ha-J)	3	3	3	2	2	13	11	8	3	3	2	4
Ressource K	kg K/(ha-J)	0,003	0,002	0,003	0,002	0,002	0,016	0,014	0,010	0,011	0,010	0,007	0,011
Flächenbedarf	m ² -J/(ha-J)	10058	10041	10064	10052	10036	10140	10118	10088	10115	10097	10071	10112
Eutrophierung	kg N-Äq./(ha-J)	50	38	40	40	27	68	59	41	56	50	35	56
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./(ha-J)	41	30	36	33	20	60	48	32	52	42	27	51
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./(ha-J)	1,2	1,1	0,6	1,1	1,1	1,0	1,4	1,3	0,6	1,1	1,1	0,7
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./(ha-J)	89	65	77	71	42	129	106	69	115	94	60	111
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	571	489	389	509	436	583	701	599	437	564	490	448
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	32	26	24	20	14	53	46	37	34	29	21	43
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/(ha-J)	49	29	33	8	0	347	276	195	245	191	134	288
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	112	105	33	68	60	85	123	114	38	75	67	76
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	3,5	3,2	-1,5	-2,2	-1,8	0,4	-0,2	0,4	-2,5	-3,1	-2,5	4,8
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	209	156	197	159	112	868	742	553	675	572	420	676
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	2,2E-01	2,2E-01	2,2E-01	2,2E-01	2,2E-01	2,2E-01	2,2E-01	2,3E-01	1,9E-01	1,9E-01	2,0E-01	2,1E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	46,1	46,0	40,4	40,0	40,0	49,1	48,8	51,7	43,4	43,3	45,8	49,7
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,2E-02	1,2E-02	1,2E-02	1,2E-02	1,2E-02	1,3E-02	1,3E-02	1,4E-02	1,3E-02	1,3E-02	1,4E-02	1,2E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	7,5E-05	7,5E-05	5,7E-05	5,7E-05	5,7E-05	1,8E-04	1,8E-04	1,9E-04	5,1E-05	5,1E-05	5,4E-05	7,6E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	6,1E-08	6,0E-08	5,7E-08	5,5E-08	5,3E-08	2,2E-07	2,2E-07	2,3E-07	1,8E-07	1,8E-07	1,9E-07	2,1E-07
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,1E-01	2,9E-01	2,1E-01	2,4E-01	3,2E-01	1,4E-01	1,6E-01	2,3E-01	1,6E-01	1,9E-01	2,7E-01	1,9E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,1E+00	1,1E+00	8,2E-01	9,6E-01	8,8E-01	9,2E-01	9,3E-01	9,3E-01	9,0E-01	9,4E-01	9,3E-01	1,1E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	8,8E-01	8,6E-01	7,3E-01	7,8E-01	6,3E-01	8,2E-01	7,6E-01	7,2E-01	8,3E-01	7,9E-01	7,3E-01	9,6E-01
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	2,5E-02	3,3E-02	1,2E-02	2,5E-02	3,4E-02	1,4E-02	2,3E-02	3,0E-02	9,6E-03	2,0E-02	2,9E-02	1,3E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,90	1,87	1,59	1,69	1,36	1,76	1,68	1,57	1,84	1,75	1,60	2,08
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,2E-02	1,4E-02	8,0E-03	1,2E-02	1,4E-02	7,9E-03	1,1E-02	1,4E-02	7,0E-03	1,0E-02	1,3E-02	8,4E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	6,9E-04	7,5E-04	5,0E-04	4,7E-04	4,5E-04	7,2E-04	7,3E-04	8,3E-04	5,5E-04	5,3E-04	5,6E-04	8,1E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	1,1E-03	8,3E-04	6,7E-04	2,0E-04	8,8E-07	4,7E-03	4,4E-03	4,4E-03	3,9E-03	3,6E-03	3,6E-03	5,4E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	2,4E+00	3,0E+00	6,8E-01	1,6E+00	1,9E+00	1,2E+00	2,0E+00	2,6E+00	6,0E-01	1,4E+00	1,8E+00	1,4E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	7,6E-02	9,2E-02	-3,0E-02	-5,1E-02	-5,8E-02	6,1E-03	-2,6E-03	9,9E-03	-4,1E-02	-5,8E-02	-6,7E-02	9,0E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	4,46	4,53	4,03	3,77	3,62	11,81	11,74	12,53	10,80	10,65	11,21	12,67
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,5	6,4	6,9	6,9	6,9	6,2	6,3	6,4	6,8	6,8	6,9	6,5
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	3,9	3,9	4,3	4,4	4,4	3,7	3,7	3,7	4,1	4,1	4,3	4,0
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
Vögel	Biodiversitätspunkte	7,2	7,1	8,4	8,5	8,6	6,3	6,5	6,7	8,0	8,0	8,2	6,9
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,5	7,5	7,6	7,6	7,6	7,4	7,4	7,4	7,5	7,6	7,6	7,6
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,5	6,5	7,1	7,1	7,1	6,9	7,0	6,9	7,4	7,4	7,5	7,0
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,9	7,7	7,5	7,9	7,9	7,0	7,1	7,4	7,4	7,4	7,5	7,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,9	6,8	8,7	8,7	8,7	6,9	7,0	7,0	8,7	8,6	8,8	7,1
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,5	9,3	9,7	9,8	9,8	9,1	9,2	9,4	9,7	9,7	9,8	9,3
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,4	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6	5,6
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,4	6,3	7,1	7,1	7,1	6,8	6,8	6,8	7,3	7,4	7,4	6,9
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,6	7,4	7,4	7,6	7,6	7,0	7,1	7,3	7,4	7,4	7,4	7,3
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,7	6,7	8,6	8,6	8,7	6,7	6,8	6,8	8,7	8,6	8,8	6,9
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,1	9,0	9,4	9,5	9,5	8,9	9,0	9,2	9,4	9,4	9,5	9,0

Legende:

Gras = Eingrasen
SiBaL = Silage-Ballen
SiHoch = Silage-Hochsilo
SiFla = Silage-Flachsilo
BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
BodH = Bodenheu
Weid = Weide

Int = Intensiv
M.Int = Mittel intensiv
W.Int = Wenig intensiv
Ext = Extensiv

T = Talregion
H = Hügelregion
B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
G&M = Gülle und Mist
Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	
Verfahren		SiHoch_M.Int_H	SiHoch_M.Int_B	SiHoch_M.Int_T_Bio	SiHoch_M.Int_H_Bio	SiHoch_M.Int_B_Bio		SiFla_Int_T	SiFla_Int_H	SiFla_Int_B	SiFla_Int_T_Bio	SiFla_Int_H_Bio	SiFla_Int_B_Bio	SiFla_M.Int_T
Wirkungskategorie	Einheit													
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	9,6	7,0	10,0	8,4	6,1	14,4	12,4	9,4	10,3	8,8	6,6	10,0	
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	2276	1673	2098	1792	1320	3483	2979	2208	2602	2233	1653	2548	
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	513	371	536	443	319	981	838	629	831	705	525	636	
Ressource P	kg P/ha-J	3	3	3	2	2	13	11	8	3	3	2	4	
Ressource K	kg K/ha-J	0,009	0,007	0,010	0,008	0,006	0,006	0,005	0,004	0,003	0,002	0,002	0,003	
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10093	10067	10100	10083	10059	10132	10111	10082	10108	10091	10067	10105	
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	50	38	40	40	27	68	59	41	56	51	35	56	
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	41	30	36	33	20	61	48	32	52	43	27	51	
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,2	1,1	0,6	1,1	1,1	1,0	1,4	1,3	0,6	1,1	1,1	0,7	
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	89	64	77	71	42	130	106	70	115	94	60	111	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	572	489	389	509	436	568	687	590	424	552	482	436	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	37	30	30	24	17	47	41	33	30	25	18	39	
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	227	160	218	169	118	98	62	38	33	9	1	85	
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	113	105	34	69	61	84	122	114	37	74	67	75	
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	3,6	3,2	-1,4	-2,1	-1,8	0,3	-0,3	0,3	-2,7	-3,2	-2,6	4,7	
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	576	426	579	489	355	329	279	214	217	178	132	237	
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	2,1E-01	2,1E-01	2,1E-01	2,0E-01	2,0E-01	1,9E-01	1,9E-01	2,1E-01	1,6E-01	1,6E-01	1,7E-01	1,9E-01	
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	49,4	49,3	43,7	43,2	43,2	46,6	46,4	49,2	41,0	40,9	43,4	47,0	
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,1E-02	1,1E-02	1,1E-02	1,1E-02	1,0E-02	1,3E-02	1,3E-02	1,4E-02	1,3E-02	1,3E-02	1,4E-02	1,2E-02	
Ressource P	kg P/MJ NEL	7,6E-05	7,6E-05	5,8E-05	5,8E-05	5,8E-05	1,7E-04	1,7E-04	1,8E-04	5,0E-05	5,0E-05	5,3E-05	7,5E-05	
Ressource K	kg K/MJ NEL	2,1E-07	2,0E-07	2,0E-07	2,0E-07	2,0E-07	7,6E-08	7,5E-08	8,0E-08	4,1E-08	4,0E-08	4,3E-08	5,1E-08	
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,2E-01	3,0E-01	2,1E-01	2,4E-01	3,3E-01	1,4E-01	1,6E-01	2,2E-01	1,6E-01	1,8E-01	2,6E-01	1,9E-01	
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,1E+00	1,1E+00	8,3E-01	9,8E-01	8,9E-01	9,1E-01	9,2E-01	9,2E-01	8,9E-01	9,3E-01	9,2E-01	1,0E+00	
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	8,9E-01	8,8E-01	7,4E-01	7,9E-01	6,4E-01	8,1E-01	7,5E-01	7,1E-01	8,2E-01	7,8E-01	7,2E-01	9,5E-01	
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	2,6E-02	3,4E-02	1,2E-02	2,6E-02	3,5E-02	1,3E-02	2,2E-02	3,0E-02	9,4E-03	2,0E-02	2,8E-02	1,3E-02	
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,93	1,90	1,61	1,71	1,37	1,73	1,66	1,55	1,81	1,73	1,58	2,05	
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,2E-02	1,4E-02	8,1E-03	1,2E-02	1,4E-02	7,6E-03	1,1E-02	1,3E-02	6,7E-03	1,0E-02	1,3E-02	8,0E-03	
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	8,1E-04	8,7E-04	6,2E-04	5,9E-04	5,7E-04	6,3E-04	6,5E-04	7,5E-04	4,7E-04	4,6E-04	4,8E-04	7,2E-04	
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	4,9E-03	4,7E-03	4,5E-03	4,1E-03	3,9E-03	1,3E-03	9,6E-04	8,6E-04	5,3E-04	1,6E-04	2,4E-05	1,6E-03	
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	2,5E+00	3,1E+00	7,2E-01	1,7E+00	2,0E+00	1,1E+00	1,9E+00	2,5E+00	5,8E-01	1,4E+00	1,7E+00	1,4E+00	
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	7,9E-02	9,5E-02	-2,9E-02	-5,0E-02	-5,8E-02	4,1E-03	-4,5E-03	7,8E-03	-4,2E-02	-5,9E-02	-6,8E-02	8,6E-02	
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	12,49	12,56	12,06	11,79	11,63	4,40	4,34	4,76	3,41	3,26	3,46	4,37	
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)														
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,6	6,5	7,0	7,0	7,1	6,2	6,3	6,4	6,8	6,8	6,9	6,5	
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	4,0	3,9	4,4	4,4	4,5	3,7	3,7	3,7	4,1	4,1	4,3	4,0	
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	
Vögel	Biodiversitätspunkte	7,2	7,1	8,4	8,5	8,6	6,3	6,5	6,7	8,0	8,0	8,2	6,9	
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7	7,4	7,4	7,4	7,5	7,6	7,6	7,6	
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,0	7,0	7,6	7,6	7,6	6,9	7,0	6,9	7,4	7,4	7,5	7,0	
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,9	7,7	7,5	7,9	7,9	7,0	7,1	7,4	7,4	7,4	7,5	7,4	
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,1	7,0	8,9	8,9	8,9	6,9	7,0	7,0	8,7	8,6	8,8	7,1	
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,6	9,5	9,8	10,0	10,0	9,1	9,2	9,4	9,7	9,7	9,8	9,3	
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,4	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6	5,6	
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)														
Amphibien	Biodiversitätspunkte	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8	
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,9	6,8	7,6	7,6	7,5	6,8	6,8	6,8	7,3	7,4	7,4	6,9	
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,6	7,4	7,4	7,6	7,6	7,0	7,1	7,3	7,4	7,4	7,4	7,3	
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,9	6,9	8,8	8,8	8,9	6,7	6,8	6,8	8,7	8,6	8,8	6,9	
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,3	9,2	9,5	9,6	9,6	8,9	9,0	9,2	9,4	9,4	9,5	9,0	

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Verfahren		SiFla_M.Int_H	SiFla_M.Int_B	SiFla_M.Int_T_Bio	SiFla_M.Int_H_Bio	SiFla_M.Int_B_Bio	BeHK_Int_T	BeHK_Int_H	BeHK_Int_B	BeHK_Int_T_Bio	BeHK_Int_H_Bio	BeHK_Int_B_Bio	BeHK_M.Int_T
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	8,4	6,2	8,8	7,4	5,4	28,2	24,2	18,0	22,2	18,9	14,0	21,3
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	2190	1611	2006	1714	1264	3723	3180	2355	2814	2411	1783	2742
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	532	386	554	460	333	1122	956	715	958	811	603	750
Ressource P	kg P/ha-J	3	3	3	2	2	13	11	8	3	3	2	4
Ressource K	kg K/ha-J	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,021	0,018	0,013	0,016	0,013	0,010	0,015
Flächenbedarf	m ² -J/(ha-J)	10087	10062	10094	10077	10055	10935	10801	10588	10792	10678	10497	10759
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	50	38	40	41	27	68	59	41	56	51	35	56
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	41	30	36	33	20	61	48	32	52	43	27	51
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,2	1,1	0,6	1,1	1,1	1,0	1,4	1,3	0,6	1,1	1,1	0,7
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	89	65	77	71	42	131	107	70	116	95	61	112
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	561	481	378	499	429	708	806	677	548	657	559	550
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	34	27	26	21	15	73	64	50	52	44	32	60
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	52	31	35	11	2	254	195	136	167	123	85	212
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	113	105	33	68	60	90	128	117	42	79	70	80
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	3,5	3,2	-1,5	-2,2	-1,8	1,0	0,3	0,8	-2,1	-2,7	-2,2	5,3
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	196	147	184	147	104	895	764	570	702	593	436	698
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	1,8E-01	1,8E-01	1,8E-01	1,7E-01	1,7E-01	4,1E-01	4,0E-01	4,4E-01	3,8E-01	3,7E-01	4,0E-01	4,2E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	46,8	46,7	41,1	40,7	40,7	53,5	53,2	57,6	47,6	47,4	51,3	53,7
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,1E-02	1,1E-02	1,1E-02	1,1E-02	1,1E-02	1,6E-02	1,6E-02	1,7E-02	1,6E-02	1,6E-02	1,7E-02	1,5E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	7,5E-05	7,5E-05	5,7E-05	5,7E-05	5,7E-05	1,9E-04	1,9E-04	2,0E-04	5,4E-05	5,4E-05	5,8E-05	7,9E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	4,9E-08	4,8E-08	4,5E-08	4,3E-08	4,1E-08	3,0E-07	3,0E-07	3,2E-07	2,7E-07	2,6E-07	2,8E-07	3,0E-07
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,2E-01	2,9E-01	2,1E-01	2,4E-01	3,2E-01	1,6E-01	1,8E-01	2,6E-01	1,8E-01	2,1E-01	3,0E-01	2,1E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,1E+00	1,1E+00	8,2E-01	9,6E-01	8,8E-01	9,8E-01	9,8E-01	1,0E+00	9,5E-01	1,0E+00	1,0E+00	1,1E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	8,8E-01	8,7E-01	7,4E-01	7,8E-01	6,4E-01	8,7E-01	8,1E-01	7,8E-01	8,8E-01	8,4E-01	7,9E-01	1,0E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	2,5E-02	3,3E-02	1,2E-02	2,5E-02	3,4E-02	1,4E-02	2,4E-02	3,2E-02	1,0E-02	2,2E-02	3,1E-02	1,4E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,90	1,87	1,59	1,69	1,36	1,88	1,79	1,72	1,97	1,87	1,75	2,20
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,2E-02	1,4E-02	7,7E-03	1,2E-02	1,4E-02	1,0E-02	1,3E-02	1,7E-02	9,3E-03	1,3E-02	1,6E-02	1,1E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	7,2E-04	7,8E-04	5,3E-04	5,0E-04	4,8E-04	1,1E-03	1,1E-03	1,2E-03	8,8E-04	8,6E-04	9,3E-04	1,2E-03
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	1,1E-03	8,9E-04	7,2E-04	2,6E-04	6,1E-05	3,6E-03	3,3E-03	3,3E-03	2,8E-03	2,4E-03	2,4E-03	4,2E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	2,4E+00	3,0E+00	6,8E-01	1,6E+00	1,9E+00	1,3E+00	2,1E+00	2,9E+00	7,1E-01	1,5E+00	2,0E+00	1,6E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	7,5E-02	9,2E-02	-3,1E-02	-5,2E-02	-5,9E-02	1,5E-02	5,3E-03	1,9E-02	-3,5E-02	-5,3E-02	-6,4E-02	1,0E-01
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	4,19	4,25	3,76	3,50	3,34	12,86	12,77	13,92	11,86	11,67	12,55	13,68
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,6	6,5	7,0	7,0	7,1	6,2	6,3	6,4	6,8	6,8	6,9	6,5
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	4,0	3,9	4,4	4,4	4,5	3,7	3,7	3,7	4,1	4,1	4,3	4,0
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
Vögel	Biodiversitätspunkte	7,2	7,1	8,4	8,5	8,6	6,3	6,5	6,7	8,0	8,0	8,2	6,9
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7	7,4	7,4	7,4	7,5	7,6	7,6	7,6
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,0	7,0	7,6	7,6	7,6	6,9	7,0	6,9	7,4	7,4	7,5	7,0
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,9	7,7	7,5	7,9	7,9	7,0	7,1	7,4	7,4	7,4	7,5	7,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,1	7,0	8,9	8,9	8,9	6,9	7,0	7,0	8,7	8,6	8,8	7,1
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,6	9,5	9,8	10,0	10,0	9,1	9,2	9,4	9,7	9,7	9,8	9,3
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,4	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6	5,6
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,9	6,8	7,6	7,6	7,5	6,8	6,8	6,8	7,3	7,4	7,4	6,9
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,6	7,4	7,4	7,6	7,6	7,0	7,1	7,3	7,4	7,4	7,4	7,3
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,9	6,9	8,8	8,8	8,9	6,7	6,8	6,8	8,7	8,6	8,8	6,9
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,3	9,2	9,5	9,6	9,6	8,9	9,0	9,2	9,4	9,4	9,5	9,0

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72
Verfahren		BeHK_M.Int_H	BeHK_M.Int_B	BeHK_M.Int_T_Bio	BeHK_M.Int_H_Bio	BeHK_M.Int_B_Bio	BeHK_W.Int_T	BeHK_W.Int_H	BeHK_W.Int_B	BeHW_Int_T	BeHW_Int_H	BeHW_Int_B	BeHW_Int_T_Bio
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./(ha-J)	18,1	13,2	19,0	16,1	11,7	13,2	9,1	5,5	24,6	21,0	15,7	19,1
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./(ha-J)	2352	1727	2185	1863	1371	1746	1204	300	3682	3145	2329	2780
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./(ha-J)	625	452	661	547	394	445	308	148	1129	961	720	964
Ressource P	kg P/(ha-J)	4	3	3	2	2	0	0	0	13	11	8	3
Ressource K	kg K/(ha-J)	0,013	0,010	0,013	0,011	0,008	0,009	0,006	0,004	0,017	0,015	0,011	0,013
Flächenbedarf	m ² -J/(ha-J)	10651	10478	10683	10586	10429	10474	10325	10221	10958	10820	10602	10812
Eutrophierung	kg N-Äq./(ha-J)	50	38	40	41	27	21	19	5	68	59	41	56
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./(ha-J)	41	30	36	33	20	18	12	2	61	48	32	52
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./(ha-J)	1,2	1,1	0,6	1,1	1,1	0,4	0,9	0,4	1,0	1,4	1,3	0,6
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./(ha-J)	90	65	78	72	43	36	25	1	131	107	70	116
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	656	550	483	587	492	382	465	86	691	792	666	534
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	52	40	45	37	27	32	22	12	75	65	51	54
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/(ha-J)	161	110	150	109	74	138	76	53	246	188	131	160
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	117	108	38	72	63	34	66	4	89	127	117	42
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	4,0	3,5	-1,0	-1,7	-1,5	2,5	0,8	0,1	1,0	0,3	0,8	-2,1
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	593	438	600	506	367	421	286	178	861	734	548	672
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	4,1E-01	4,1E-01	4,1E-01	4,1E-01	4,0E-01	4,5E-01	4,5E-01	4,4E-01	3,5E-01	3,5E-01	3,8E-01	3,2E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	53,3	53,2	47,6	47,0	46,9	59,7	60,0	24,0	52,9	52,6	56,9	47,0
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,4E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,3E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,2E-02	1,6E-02	1,6E-02	1,8E-02	1,6E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	7,9E-05	7,9E-05	6,1E-05	6,1E-05	6,1E-05	1,6E-07	1,6E-07	1,6E-07	1,9E-04	1,9E-04	2,0E-04	5,4E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	3,0E-07	2,9E-07	2,9E-07	2,9E-07	2,9E-07	3,2E-07	3,2E-07	3,4E-07	2,5E-07	2,5E-07	2,7E-07	2,1E-07
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,4E-01	3,2E-01	2,3E-01	2,7E-01	3,6E-01	3,6E-01	5,1E-01	8,2E-01	1,6E-01	1,8E-01	2,6E-01	1,8E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,1E+00	1,2E+00	8,7E-01	1,0E+00	9,4E-01	7,1E-01	9,5E-01	3,9E-01	9,8E-01	9,8E-01	1,0E+00	9,5E-01
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	9,4E-01	9,2E-01	7,8E-01	8,3E-01	6,8E-01	6,0E-01	6,1E-01	1,7E-01	8,7E-01	8,1E-01	7,8E-01	8,8E-01
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	2,7E-02	3,5E-02	1,2E-02	2,7E-02	3,6E-02	1,5E-02	4,6E-02	3,1E-02	1,4E-02	2,4E-02	3,2E-02	1,0E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	2,04	2,01	1,71	1,81	1,46	1,24	1,26	0,12	1,88	1,79	1,72	1,96
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,5E-02	1,7E-02	1,1E-02	1,5E-02	1,7E-02	1,3E-02	2,3E-02	6,9E-03	9,9E-03	1,3E-02	1,6E-02	9,0E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	1,2E-03	1,2E-03	9,8E-04	9,4E-04	9,2E-04	1,1E-03	1,1E-03	9,9E-04	1,1E-03	1,1E-03	1,2E-03	9,1E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	3,7E-03	3,4E-03	3,3E-03	2,8E-03	2,5E-03	4,7E-03	3,8E-03	4,2E-03	3,5E-03	3,1E-03	3,2E-03	2,7E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	2,7E+00	3,3E+00	8,3E-01	1,8E+00	2,2E+00	1,2E+00	3,3E+00	3,4E-01	1,3E+00	2,1E+00	2,9E+00	7,1E-01
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	9,1E-02	1,1E-01	-2,1E-02	-4,4E-02	-5,1E-02	8,7E-02	3,9E-02	8,7E-03	1,4E-02	4,9E-03	1,9E-02	-3,5E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	13,44	13,48	13,07	12,74	12,54	14,38	14,25	14,21	12,36	12,27	13,39	11,36
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,5	6,5	7,0	7,0	7,1	13,8	13,8	21,3	6,2	6,3	6,4	6,8
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	4,0	3,9	4,4	4,4	4,5	11,4	11,5	18,5	3,7	3,7	3,7	4,1
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	11,1	11,1	11,1	7,3	7,3	7,3	7,3
Vögel	Biodiversitätspunkte	7,1	7,1	8,4	8,5	8,6	13,8	13,9	22,0	6,3	6,5	6,7	8,0
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	5,2	5,2	9,5	2,1	2,1	2,1	2,1
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7	18,6	18,6	23,0	7,4	7,4	7,4	7,5
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,0	7,0	7,6	7,6	7,6	19,4	19,5	33,1	6,9	7,0	6,9	7,4
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,7	7,7	7,5	7,9	7,9	13,6	13,6	21,0	7,0	7,1	7,4	7,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	7,0	7,0	8,9	8,9	8,9	20,0	19,8	36,0	6,9	7,0	7,0	8,7
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,5	9,5	9,8	10,0	10,0	15,8	16,1	22,4	9,1	9,2	9,4	9,7
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,8	5,8	11,3	5,4	5,5	5,5	5,6
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	2,9	2,9	4,8	0,8	0,8	0,8	1,1
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,9	6,8	7,6	7,6	7,5	19,3	19,5	32,9	6,8	6,8	6,8	7,3
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,4	7,4	7,4	7,6	7,6	13,4	13,4	20,6	7,0	7,1	7,3	7,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,9	6,9	8,8	8,8	8,9	19,4	19,2	36,0	6,7	6,8	6,8	8,7
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,2	9,2	9,5	9,6	9,6	15,3	15,6	21,6	8,9	9,0	9,2	9,4

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84
Verfahren		BeHW_Int_H_Bio	BeHW_Int_B_Bio	BeHW_M.int_T	BeHW_M.int_H	BeHW_M.int_B	BeHW_M.int_T_Bio	BeHW_M.int_H_Bio	BeHW_M.int_B_Bio	BeHW_W.int_T	BeHW_W.int_H	BeHW_W.int_B	BodH_Int_T
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	16,2	12,1	18,3	15,5	11,3	16,3	13,8	10,0	11,3	7,8	4,6	14,9
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	2381	1761	2709	2323	1706	2155	1837	1352	1726	1190	290	3455
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	816	607	755	630	456	666	552	398	448	310	150	1045
Ressource P	kg P/ha-J	3	2	4	4	3	3	2	2	0	0	0	13
Ressource K	kg K/ha-J	0,011	0,008	0,012	0,011	0,008	0,011	0,009	0,007	0,007	0,005	0,003	0,008
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10695	10510	10778	10667	10490	10700	10600	10440	10486	10333	10226	10611
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	51	35	56	50	38	40	41	27	21	19	5	68
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	43	27	51	41	30	36	33	20	18	12	2	61
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	1,1	1,1	0,7	1,2	1,1	0,6	1,1	1,1	0,4	0,9	0,4	1,0
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	95	61	112	90	65	78	72	43	36	25	1	130
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	645	550	536	644	541	470	576	484	373	459	82	644
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	45	33	61	53	41	46	38	28	33	23	13	56
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	117	80	205	155	106	144	104	70	134	73	51	172
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	78	70	80	117	108	38	71	63	34	66	4	86
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	-2,7	-2,2	5,2	4,0	3,5	-1,0	-1,8	-1,5	2,5	0,8	0,1	1,6
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	568	418	670	568	420	575	484	351	403	274	169	564
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	3,2E-01	3,5E-01	3,6E-01	3,5E-01	3,5E-01	3,6E-01	3,5E-01	3,4E-01	3,9E-01	3,9E-01	3,7E-01	2,3E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	46,8	50,6	53,1	52,7	52,5	46,9	46,3	46,2	59,0	59,3	23,2	53,8
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,6E-02	1,7E-02	1,5E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,2E-02	1,6E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	5,4E-05	5,8E-05	7,9E-05	7,9E-05	7,9E-05	6,1E-05	6,1E-05	6,1E-05	1,6E-07	1,6E-07	1,5E-07	2,0E-04
Ressource K	kg K/MJ NEL	2,1E-07	2,3E-07	2,4E-07	2,4E-07	2,4E-07	2,4E-07	2,3E-07	2,3E-07	2,6E-07	2,6E-07	2,7E-07	1,3E-07
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,1E-01	3,0E-01	2,1E-01	2,4E-01	3,2E-01	2,3E-01	2,7E-01	3,6E-01	3,6E-01	5,2E-01	8,2E-01	1,7E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,0E+00	1,0E+00	1,1E+00	1,1E+00	1,2E+00	8,7E-01	1,0E+00	9,4E-01	7,1E-01	9,5E-01	3,9E-01	1,1E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	8,4E-01	7,9E-01	1,0E+00	9,4E-01	9,2E-01	7,8E-01	8,3E-01	6,8E-01	6,0E-01	6,1E-01	1,7E-01	9,4E-01
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	2,2E-02	3,1E-02	1,4E-02	2,7E-02	3,5E-02	1,2E-02	2,7E-02	3,6E-02	1,5E-02	4,6E-02	3,1E-02	1,5E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,87	1,75	2,20	2,04	2,00	1,70	1,81	1,46	1,24	1,26	0,12	2,02
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,3E-02	1,6E-02	1,0E-02	1,5E-02	1,7E-02	1,0E-02	1,5E-02	1,7E-02	1,3E-02	2,3E-02	6,5E-03	1,0E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	8,9E-04	9,6E-04	1,2E-03	1,2E-03	1,3E-03	1,0E-03	9,7E-04	9,5E-04	1,1E-03	1,1E-03	1,0E-03	8,7E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	2,3E-03	2,3E-03	4,0E-03	3,5E-03	3,3E-03	3,1E-03	2,6E-03	2,4E-03	4,6E-03	3,6E-03	4,0E-03	2,7E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	1,5E+00	2,0E+00	1,6E+00	2,6E+00	3,3E+00	8,2E-01	1,8E+00	2,2E+00	1,2E+00	3,3E+00	3,3E-01	1,3E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-5,4E-02	-6,5E-02	1,0E-01	9,1E-02	1,1E-01	-2,2E-02	-4,4E-02	-5,2E-02	8,6E-02	3,8E-02	8,1E-03	2,6E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	11,17	12,01	13,12	12,89	12,93	12,51	12,18	11,99	13,78	13,65	13,53	8,79
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,8	6,9	6,5	6,6	6,5	7,0	7,0	7,1	13,8	13,8	21,3	6,2
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	4,1	4,3	4,0	4,0	3,9	4,4	4,4	4,5	11,4	11,5	18,5	3,7
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	11,1	11,1	11,1	7,3
Vögel	Biodiversitätspunkte	8,0	8,2	6,9	7,2	7,1	8,4	8,5	8,6	13,8	13,9	22,0	6,3
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	5,2	5,2	9,5	2,1
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7	18,6	18,6	23,0	7,4
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,4	7,5	7,0	7,0	7,0	7,6	7,6	7,6	19,4	19,5	33,1	6,9
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,4	7,5	7,4	7,9	7,7	7,5	7,9	7,9	13,6	13,6	21,0	7,0
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	8,6	8,8	7,1	7,1	7,0	8,9	8,9	8,9	20,0	19,8	36,0	6,9
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,7	9,8	9,3	9,6	9,5	9,8	10,0	10,0	15,8	16,1	22,4	9,1
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,8	5,8	11,3	5,4
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,1	1,2	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	2,9	2,9	4,8	0,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,4	7,4	6,9	6,9	6,8	7,6	7,6	7,5	19,3	19,5	32,9	6,8
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,4	7,4	7,3	7,6	7,4	7,4	7,6	7,6	13,4	13,4	20,6	7,0
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	8,6	8,8	6,9	6,9	6,9	8,8	8,8	8,9	19,4	19,2	36,0	6,7
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,4	9,5	9,0	9,3	9,2	9,5	9,6	9,6	15,3	15,6	21,6	8,9

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
Verfahren		BodH_Int_T_VG	BodH_Int_T_G&M	BodH_Int_T_Min	BodH_Int_H	BodH_Int_B	BodH_Int_T_Bio	BodH_Int_H_Bio	BodH_Int_B_Bio	BodH_M.Int_T	BodH_M.Int_H	BodH_M.Int_B	BodH_M.Int_T_Bio
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./(ha-J)	13,0	13,5	27,1	12,7	9,7	11,2	9,4	7,1	10,4	10,1	8,6	6,2
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./(ha-J)	3482	3705	3806	2947	2189	2606	2228	1654	2523	2297	2154	1578
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./(ha-J)	1107	999	964	885	667	912	766	574	686	708	560	400
Ressource P	kg P/(ha-J)	5	4	46	11	8	3	3	2	4	5	3	3
Ressource K	kg K/(ha-J)	0,006	0,006	696	0,007	0,005	0,005	0,004	0,003	0,005	0,005	0,004	0,003
Flächenbedarf	m ² -J/(ha-J)	10604	10613	10669	10521	10383	10521	10443	10326	10495	10489	10421	10307
Eutrophierung	kg N-Äq./(ha-J)	82	68	26	59	41	56	51	35	56	80	50	38
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./(ha-J)	77	63	12	48	32	52	43	27	51	74	41	30
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./(ha-J)	0,8	0,7	1,9	1,4	1,3	0,6	1,1	1,1	0,7	1,2	1,1	1,1
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./(ha-J)	156	119	22	106	70	116	95	61	111	166	89	64
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	586	600	934	747	635	506	616	530	497	482	603	508
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	53	56	72	48	39	38	32	24	46	44	39	30
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/(ha-J)	157	214	424	124	84	99	64	42	145	115	102	66
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	82	83	105	124	115	40	76	68	77	75	114	106
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	4,1	8,6	4,3	0,9	1,2	-1,5	-2,2	-1,9	5,8	3,5	4,5	3,8
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	521	539	838	477	360	428	355	263	428	417	355	261
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	2,0E-01	2,1E-01	4,2E-01	2,3E-01	2,6E-01	2,1E-01	2,0E-01	2,2E-01	2,2E-01	2,1E-01	2,1E-01	2,1E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	54,2	57,7	59,3	53,4	58,1	47,7	47,5	51,7	53,8	49,0	53,1	52,9
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,7E-02	1,6E-02	1,5E-02	1,6E-02	1,8E-02	1,7E-02	1,6E-02	1,8E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,4E-02	1,3E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	7,2E-05	5,7E-05	7,2E-04	2,0E-04	2,2E-04	5,9E-05	5,9E-05	6,3E-05	8,6E-05	1,0E-04	8,6E-05	8,6E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	9,7E-08	9,8E-08	1,1E-02	1,3E-07	1,4E-07	9,4E-08	9,1E-08	9,9E-08	1,1E-07	1,1E-07	1,0E-07	1,0E-07
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	1,7E+01	1,7E+01	1,7E+01	1,9E+01	2,8E+01	1,9E+01	2,2E+01	3,2E+01	2,2E+01	2,2E+01	2,6E+01	3,5E+01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,3E+00	1,1E+00	4,1E-01	1,1E+00	1,1E+00	1,0E+00	1,1E+00	1,1E+00	1,2E+00	1,7E+00	1,2E+00	1,3E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	1,2E+00	9,8E-01	1,9E-01	8,8E-01	8,4E-01	9,5E-01	9,1E-01	8,6E-01	1,1E+00	1,6E+00	1,0E+00	1,0E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	1,2E-02	1,2E-02	3,0E-02	2,6E-02	3,5E-02	1,1E-02	2,3E-02	3,4E-02	1,5E-02	1,5E-02	2,9E-02	3,8E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	2,43	1,85	0,35	1,93	1,85	2,12	2,02	1,89	2,37	3,55	2,20	2,16
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	9,1E-03	9,3E-03	1,5E-02	1,4E-02	1,7E-02	9,3E-03	1,3E-02	1,7E-02	1,1E-02	1,0E-02	1,5E-02	1,7E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	8,3E-04	8,8E-04	1,1E-03	8,8E-04	1,0E-03	7,0E-04	6,8E-04	7,4E-04	9,8E-04	9,3E-04	9,6E-04	1,0E-03
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	2,4E-03	3,3E-03	6,6E-03	2,3E-03	2,2E-03	1,8E-03	1,4E-03	1,3E-03	3,1E-03	2,5E-03	2,5E-03	2,2E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	1,3E+00	1,3E+00	1,6E+00	2,3E+00	3,1E+00	7,3E-01	1,6E+00	2,1E+00	1,6E+00	1,6E+00	2,8E+00	3,5E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	6,4E-02	1,3E-01	6,7E-02	1,5E-02	3,1E-02	-2,8E-02	-4,8E-02	-6,0E-02	1,2E-01	7,5E-02	1,1E-01	1,3E-01
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	8,11	8,39	13,05	8,64	9,56	7,83	7,57	8,20	9,12	8,88	8,75	8,73
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	6,2	6,3	6,3	6,3	6,4	6,8	6,8	6,9	6,5	6,4	6,6	6,5
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	3,7	3,8	3,7	3,7	3,7	4,1	4,1	4,3	4,0	3,9	4,0	3,9
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
Vögel	Biodiversitätspunkte	6,4	6,6	6,2	6,5	6,7	8,0	8,0	8,2	6,9	6,7	7,2	7,1
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,5	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,9	7,0	7,0	7,0	6,9	7,4	7,4	7,5	7,0	6,9	7,0	7,0
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,0	7,0	7,0	7,1	7,4	7,4	7,4	7,5	7,4	7,4	7,9	7,7
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,8	6,9	6,9	7,0	7,0	8,7	8,6	8,8	7,1	7,0	7,1	7,0
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,1	9,1	9,2	9,2	9,4	9,7	9,7	9,8	9,3	9,3	9,6	9,5
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,4	5,4	5,5	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	1,1	1,1	1,2	0,8	0,8	0,8	0,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	6,8	6,8	6,9	6,8	6,8	7,3	7,4	7,4	6,9	6,8	6,9	6,8
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,0	7,0	7,0	7,1	7,3	7,4	7,4	7,4	7,3	7,3	7,6	7,4
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	6,7	6,7	6,8	6,8	6,8	8,7	8,6	8,8	6,9	6,8	6,9	6,9
Spinnen	Biodiversitätspunkte	8,9	8,9	9,0	9,0	9,2	9,4	9,4	9,5	9,0	9,0	9,3	9,2

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		97	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108
Verfahren		BodH_M.Int_H_Bio	BodH_M.Int_B_Bio	BodH_W.Int_T	BodH_W.Int_H	BodH_W.Int_B	BodH_Ext_T	Weid_Int_T	Weid_Int_TIVer	Weid_Int_T_Holz	Weid_Int_T_VG	Weid_Int_H	Weid_Int_B
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./(ha-J)	9,4	7,6	5,5	6,7	4,7	2,1	6,4	7,3	6,2	3,5	5,4	4,4
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./(ha-J)	1998	1693	1242	1624	1123	228	4399	5276	4390	4406	3754	2774
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./(ha-J)	613	497	353	418	290	123	444	502	445	598	385	321
Ressource P	kg P/(ha-J)	3	2	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Ressource K	kg K/(ha-J)	0,004	0,004	0,003	0,003	0,002	0,001	0,005	0,005	0,005	0,001	0,004	0,003
Flächenbedarf	m ² -J/(ha-J)	10447	10380	10277	10313	10214	10140	10037	10041	10089	10029	10033	10028
Eutrophierung	kg N-Äq./(ha-J)	40	41	27	21	19	5	71	85	71	103	66	52
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./(ha-J)	36	33	20	18	12	2	67	80	67	99	58	45
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./(ha-J)	0,6	1,1	1,1	0,4	0,9	0,4	0,6	0,6	0,6	0,6	1,1	1,1
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./(ha-J)	78	71	42	36	25	1	84	96	83	158	76	61
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/(ha-J)	442	544	458	358	448	67	253	265	246	270	397	373
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/(ha-J)	33	26	18	24	16	8	25	27	23	21	23	21
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/(ha-J)	91	57	35	98	48	29	273	224	260	302	394	399
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	36	69	61	33	65	3	64	65	63	65	100	94
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./(ha-J)	-0,5	-1,3	-1,2	2,9	1,0	0,1	-12,4	-17,2	-12,5	-7,1	-1,0	0,1
Humantoxizität (CML)	HTP/(ha-J)	361	294	209	258	174	94	216	236	212	160	199	174
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	2,2E-01	2,1E-01	2,0E-01	2,5E-01	2,6E-01	1,9E-01	9,6E-02	8,6E-02	9,3E-02	5,3E-02	9,4E-02	1,1E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	47,3	46,4	46,2	60,7	61,2	20,1	65,8	62,3	65,7	65,9	65,4	66,9
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,5E-02	1,4E-02	1,3E-02	1,6E-02	1,6E-02	1,1E-02	6,6E-03	5,9E-03	6,7E-03	9,0E-03	6,7E-03	7,8E-03
Ressource P	kg P/MJ NEL	6,6E-05	6,6E-05	6,6E-05	1,2E-07	1,2E-07	1,0E-07	7,3E-06	6,9E-06	7,3E-06	2,0E-08	7,3E-06	7,4E-06
Ressource K	kg K/MJ NEL	1,0E-07	9,7E-08	9,4E-08	1,1E-07	1,1E-07	1,0E-07	6,8E-08	6,4E-08	7,0E-08	1,6E-08	6,8E-08	7,2E-08
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,5E-01	2,8E-01	3,8E-01	3,9E-01	5,6E-01	8,9E-01	1,5E-01	1,2E-01	1,5E-01	1,5E-01	1,7E-01	2,4E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	9,5E-01	1,1E+00	1,0E+00	7,7E-01	1,0E+00	4,3E-01	1,1E+00	1,0E+00	1,1E+00	1,5E+00	1,2E+00	1,3E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	8,5E-01	9,0E-01	7,3E-01	6,6E-01	6,7E-01	1,8E-01	1,0E+00	9,5E-01	1,0E+00	1,5E+00	1,0E+00	1,1E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	1,4E-02	2,9E-02	4,0E-02	1,6E-02	5,0E-02	3,4E-02	8,7E-03	7,0E-03	8,7E-03	9,1E-03	1,9E-02	2,6E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,84	1,95	1,57	1,34	1,36	0,10	1,25	1,14	1,25	2,36	1,33	1,46
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,0E-02	1,5E-02	1,7E-02	1,3E-02	2,4E-02	5,9E-03	3,8E-03	3,1E-03	3,7E-03	4,0E-03	6,9E-03	9,0E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	7,8E-04	7,2E-04	6,9E-04	9,0E-04	8,9E-04	6,9E-04	3,8E-04	3,2E-04	3,5E-04	3,2E-04	4,1E-04	5,1E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	2,2E-03	1,6E-03	1,3E-03	3,7E-03	2,6E-03	2,6E-03	4,1E-03	2,6E-03	3,9E-03	4,5E-03	6,9E-03	9,6E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	8,5E-01	1,9E+00	2,3E+00	1,2E+00	3,6E+00	2,8E-01	9,5E-01	7,7E-01	9,4E-01	9,8E-01	1,7E+00	2,3E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-1,2E-02	-3,7E-02	-4,6E-02	1,1E-01	5,4E-02	5,6E-03	-1,9E-01	-2,0E-01	-1,9E-01	-1,1E-01	-1,7E-02	1,3E-03
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	8,55	8,07	7,78	9,65	9,49	8,29	3,24	2,79	3,18	2,39	3,47	4,19
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	7,0	7,0	7,1	13,8	13,8	21,3	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,8
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	4,4	4,4	4,5	11,4	11,5	18,5	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	7,3	7,3	7,3	11,1	11,1	11,1	10,4	10,4	10,4	10,4	10,4	10,4
Vögel	Biodiversitätspunkte	8,4	8,5	8,6	13,8	13,9	22,0	5,6	5,6	5,6	5,8	5,7	6,4
Amphibien	Biodiversitätspunkte	2,1	2,1	2,1	5,2	5,2	9,5	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,6
Bienen	Biodiversitätspunkte	7,7	7,7	7,7	18,6	18,6	23,0	5,7	5,7	5,7	5,7	5,6	5,7
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,6	7,6	7,6	19,4	19,5	33,1	4,5	4,5	4,5	4,4	4,5	4,6
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,5	7,9	7,9	13,6	13,6	21,0	3,1	3,1	3,1	3,2	3,2	3,6
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	8,9	8,9	8,9	20,0	19,8	36,0	3,7	3,7	3,7	3,6	3,8	3,8
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,8	10,0	10,0	15,8	16,1	22,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,6	5,8
Mollusken	Biodiversitätspunkte	5,6	5,6	5,6	5,8	5,8	11,3	3,7	3,7	3,7	3,7	3,8	3,8
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,1	1,1	1,2	2,9	2,9	4,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	7,6	7,6	7,5	19,3	19,5	32,9	3,8	3,8	3,8	3,7	3,8	3,8
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	7,4	7,6	7,6	13,4	13,4	20,6	3,1	3,1	3,1	3,2	3,2	3,3
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	8,8	8,8	8,9	19,4	19,2	36,0	3,4	3,4	3,4	3,2	3,4	3,5
Spinnen	Biodiversitätspunkte	9,5	9,6	9,6	15,3	15,6	21,6	4,7	4,7	4,7	4,7	4,8	5,0

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120
Verfahren		Weid_Int_T_Bio	Weid_Int_H_Bio	Weid_Int_B_Bio	Weid_M.Int_T	Weid_M.Int_H	Weid_M.Int_B	Weid_W.Int_T	Weid_W.Int_B	Weid_Ext_T	Gras_2j_GSM	Gras_3j_GSM	Gras_3j_GSM_H
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	1,8	1,6	1,3	1,7	1,9	1,6	0,9	0,8	0,2	12,4	11,3	9,4
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	3414	2930	2160	3038	3007	2228	1558	1080	538	3957	3395	2691
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	408	365	295	291	297	245	141	129	14	1209	1159	1018
Ressource P	kg P/ha-J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	7
Ressource K	kg K/ha-J	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	16	12	12
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10021	10020	10018	10023	10025	10022	10016	10015	10009	10272	10155	10144
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	81	70	50	56	58	43	28	24	13	131	95	73
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	77	62	43	52	50	35	24	17	10	124	88	67
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	0,6	1,1	1,1	0,6	1,1	1,1	0,5	1,0	0,5	0,9	0,9	0,8
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	119	95	63	66	70	47	23	17	5	120	119	93
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	207	371	351	206	394	371	161	289	10	523	516	454
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	7	7	6	8	9	8	5	5	3	66	53	47
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	409	394	396	421	447	432	398	394	19	1767	1882	1867
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	25	62	57	25	68	64	20	44	1	69	73	69
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	-0,4	-1,2	-1,1	0,6	3,2	2,1	-1,2	-1,4	0,1	0,1	0,1	0,9
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	106	98	89	104	110	98	78	73	7	594	579	525
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	3,1E-02	3,3E-02	3,8E-02	3,6E-02	4,7E-02	5,2E-02	3,0E-02	4,0E-02	2,0E-02	1,6E-01	1,5E-01	1,6E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	60,1	60,0	61,3	63,6	72,9	73,3	54,8	55,4	44,6	51,3	45,1	46,3
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	7,2E-03	7,5E-03	8,4E-03	6,1E-03	7,2E-03	8,1E-03	5,0E-03	6,6E-03	1,2E-03	1,6E-02	1,5E-02	1,8E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	1,3E-08	1,4E-08	1,7E-08	1,6E-08	2,0E-08	2,3E-08	1,6E-08	2,2E-08	1,9E-08	1,3E-04	1,4E-04	1,3E-04
Ressource K	kg K/MJ NEL	1,1E-08	1,2E-08	1,3E-08	1,3E-08	1,6E-08	1,7E-08	9,9E-09	1,3E-08	7,7E-09	1,4E-04	6,4E-05	8,2E-05
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	1,8E-01	2,1E-01	2,8E-01	2,1E-01	2,4E-01	3,3E-01	3,5E-01	5,1E-01	8,3E-01	1,3E-01	1,3E-01	1,7E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,4E+00	1,4E+00	1,4E+00	1,2E+00	1,4E+00	1,4E+00	9,7E-01	1,2E+00	1,1E+00	1,7E+00	1,3E+00	1,3E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	1,4E+00	1,3E+00	1,2E+00	1,1E+00	1,2E+00	1,2E+00	8,4E-01	8,5E-01	8,0E-01	1,6E+00	1,2E+00	1,2E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	1,0E-02	2,2E-02	3,0E-02	1,2E-02	2,7E-02	3,6E-02	1,8E-02	5,2E-02	4,0E-02	1,2E-02	1,2E-02	1,4E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	2,09	1,94	1,79	1,39	1,70	1,55	0,83	0,85	0,42	1,56	1,58	1,59
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	3,6E-03	7,6E-03	1,0E-02	4,3E-03	9,6E-03	1,2E-02	5,7E-03	1,5E-02	8,0E-04	6,8E-03	6,9E-03	7,8E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	1,3E-04	1,4E-04	1,7E-04	1,7E-04	2,2E-04	2,5E-04	1,9E-04	2,5E-04	2,6E-04	8,5E-04	7,0E-04	8,1E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	7,2E-03	8,1E-03	1,1E-02	8,8E-03	1,1E-02	1,4E-02	1,4E-02	2,0E-02	1,6E-03	2,3E-02	2,5E-02	3,2E-02
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	4,4E-01	1,3E+00	1,6E+00	5,3E-01	1,7E+00	2,1E+00	6,9E-01	2,3E+00	7,4E-02	8,9E-01	9,7E-01	1,2E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-6,5E-03	-2,4E-02	-3,0E-02	1,2E-02	7,9E-02	6,9E-02	-4,2E-02	-7,2E-02	8,7E-03	1,5E-03	1,6E-03	1,6E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	1,86	2,01	2,53	2,19	2,67	3,22	2,74	3,76	0,57	7,71	7,69	9,04
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte	5,3	5,3	5,5	5,5	5,5	5,7	11,1	11,2	20,1			
Graslandflora	Biodiversitätspunkte	3,9	3,9	4,1	4,1	4,1	4,4	11,6	11,6	21,0			
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte	10,4	10,4	10,4	10,4	10,4	10,4	10,4	10,4	10,8			
Vögel	Biodiversitätspunkte	7,6	7,6	8,2	8,4	8,4	9,1	13,6	14,1	25,3			
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,7	1,7	1,7	1,8	1,8	1,8	4,9	4,7	11,8			
Bienen	Biodiversitätspunkte	5,9	5,9	5,9	6,3	6,3	6,2	14,9	14,8	20,6			
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	5,1	5,1	5,3	5,3	5,3	5,4	13,4	13,4	31,6			
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	3,9	3,9	4,2	4,1	4,1	4,6	8,5	9,1	14,8			
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	5,9	5,9	6,0	6,1	6,1	6,2	14,6	14,6	35,8			
Spinnen	Biodiversitätspunkte	6,4	6,4	6,5	6,4	6,4	6,6	11,9	11,9	19,3			
Mollusken	Biodiversitätspunkte	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9	4,3	4,3	6,4			
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte	1,1	1,1	1,2	1,1	1,1	1,2	3,0	3,0	5,8			
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte	4,5	4,5	4,7	4,7	4,7	4,9	12,2	12,1	30,0			
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte	3,8	3,8	3,8	3,9	3,9	4,1	7,8	7,8	14,0			
Tagfalter	Biodiversitätspunkte	5,7	5,7	5,8	5,9	5,9	6,1	13,1	13,2	35,8			
Spinnen	Biodiversitätspunkte	5,5	5,5	5,7	5,5	5,5	5,8	10,4	10,4	17,8			

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	131	132
Verfahren		Gras_3j_GSM_Bio	Gras_3j_MSM_H	Gras_3j_MSM_Bio	SiBal_2j_GSM	SiBal_3j_GSM	SiBal_3j_GSM_H	SiBal_3j_GSM_Bio	SiBal_3j_MSM_H	SiBal_3j_MSM_Bio	SiHoch_2j_GSM	SiHoch_3j_GSM	SiHoch_3j_GSM_H
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	8,2	10,1	7,9	18,2	17,2	14,6	13,8	15,8	13,2	17,1	16,0	13,7
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	2630	2503	2296	4174	3622	2903	2850	2705	2491	4333	3778	3023
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	1048	856	794	1111	1047	890	928	781	711	1017	955	819
Ressource P	kg P/ha-J	1	25	12	10	10	7	1	25	12	10	10	7
Ressource K	kg K/ha-J	12	10	10	16	12	12	12	10	10	16	12	12
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10141	10141	10130	10284	10169	10159	10156	10150	10140	10330	10214	10194
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	79	55	49	131	96	73	79	55	50	131	95	73
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	74	45	45	125	89	68	75	46	45	125	89	68
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	0,6	1,3	0,6	0,9	0,9	0,8	0,6	1,3	0,6	0,9	0,9	0,8
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	108	44	42	122	122	95	111	46	44	122	121	94
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	404	588	383	549	547	490	438	607	405	549	547	490
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	38	49	37	67	55	51	41	49	38	74	62	56
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	1825	1552	1482	108	97	81	40	94	24	344	328	260
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	35	79	33	70	74	71	36	79	34	71	76	72
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	-2,8	-3,2	-5,1	0,6	0,6	1,2	-2,4	-2,6	-4,5	0,7	0,7	1,3
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	484	511	431	381	355	313	265	315	240	868	831	680
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	1,2E-01	1,3E-01	1,2E-01	2,6E-01	2,5E-01	2,8E-01	2,2E-01	2,3E-01	2,2E-01	2,5E-01	2,4E-01	2,6E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	38,8	33,1	33,7	59,8	53,1	55,2	46,5	40,0	40,9	63,1	56,3	58,4
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,5E-02	1,1E-02	1,2E-02	1,6E-02	1,5E-02	1,7E-02	1,5E-02	1,2E-02	1,2E-02	1,5E-02	1,4E-02	1,6E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	2,2E-05	3,3E-04	1,7E-04	1,4E-04	1,5E-04	1,4E-04	2,4E-05	3,7E-04	1,9E-04	1,5E-04	1,6E-04	1,4E-04
Ressource K	kg K/MJ NEL	7,1E-05	5,7E-05	6,3E-05	1,6E-04	7,0E-05	9,1E-05	7,8E-05	6,3E-05	7,0E-05	1,6E-04	7,2E-05	9,3E-05
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	1,5E-01	1,3E-01	1,5E-01	1,5E-01	1,5E-01	1,9E-01	1,7E-01	1,5E-01	1,7E-01	1,5E-01	1,5E-01	2,0E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,2E+00	7,3E-01	7,2E-01	1,9E+00	1,4E+00	1,4E+00	1,3E+00	8,2E-01	8,2E-01	1,9E+00	1,4E+00	1,4E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	1,1E+00	6,0E-01	6,6E-01	1,8E+00	1,3E+00	1,3E+00	1,2E+00	6,8E-01	7,5E-01	1,8E+00	1,3E+00	1,3E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	8,7E-03	1,7E-02	8,6E-03	1,3E-02	1,3E-02	1,5E-02	9,6E-03	1,9E-02	9,6E-03	1,3E-02	1,3E-02	1,5E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,60	0,58	0,62	1,75	1,78	1,80	1,81	0,69	0,73	1,77	1,81	1,82
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	6,0E-03	7,8E-03	5,6E-03	7,9E-03	8,0E-03	9,3E-03	7,1E-03	9,0E-03	6,6E-03	8,0E-03	8,2E-03	9,5E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	5,7E-04	6,5E-04	5,5E-04	9,6E-04	8,0E-04	9,6E-04	6,7E-04	7,3E-04	6,2E-04	1,1E-03	9,2E-04	1,1E-03
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	2,7E-02	2,1E-02	2,2E-02	1,5E-03	1,4E-03	1,5E-03	6,5E-04	1,4E-03	3,9E-04	5,0E-03	4,9E-03	5,0E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	5,1E-01	1,0E+00	4,9E-01	1,0E+00	1,1E+00	1,4E+00	5,9E-01	1,2E+00	5,6E-01	1,0E+00	1,1E+00	1,4E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-4,2E-02	-4,2E-02	-7,4E-02	8,1E-03	8,2E-03	2,4E-02	-4,0E-02	-3,8E-02	-7,4E-02	9,7E-03	9,9E-03	2,6E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	7,14	6,76	6,33	5,47	5,21	5,95	4,32	4,66	3,94	12,64	12,39	13,13
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfalt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte												
Graslandflora	Biodiversitätspunkte												
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte												
Vögel	Biodiversitätspunkte												
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Bienen	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												
Mollusken	Biodiversitätspunkte												
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												

Legende:

Gras = Eingrasen
SiBal = Silage-Ballen
SiHoch = Silage-Hochsilage
SiFla = Silage-Flachsilo
BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
BodH = Bodenheu
Weid = Weide

Int = Intensiv
M.Int = Mittel intensiv
W.Int = Wenig intensiv
Ext = Extensiv

T = Talregion
H = Hügelregion
B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
G&M = Gülle und Mist
Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		133	134	135	136	137	138	139	140	141	142	143	144
Verfahren		SiHoch_3j_GSM_Bio	SiHoch_3j_MSM_H	SiHoch_3j_MSM_Bio	SiFla_2j_GSM	SiFla_3j_GSM	SiFla_3j_GSM_H	SiFla_3j_GSM_Bio	SiFla_3j_MSM_H	SiFla_3j_MSM_Bio	BeHK_2j_GSM	BeHK_3j_GSM	BeHK_3j_GSM_H
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	12,7	14,5	12,0	15,5	14,5	12,5	11,4	12,9	10,6	28,4	27,1	22,4
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	2990	2867	2636	4216	3663	2934	2887	2746	2527	4435	3882	3114
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	846	681	621	1040	978	837	867	705	643	1168	1107	947
Ressource P	kg P/ha-J	1	25	12	10	10	7	1	25	12	10	10	7
Ressource K	kg K/ha-J	12	10	10	16	12	12	12	10	10	16	12	12
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10196	10197	10183	10322	10206	10188	10189	10189	10175	11071	10939	10755
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	79	55	50	132	96	74	80	56	50	132	96	74
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	75	46	45	125	89	68	75	46	46	125	89	68
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	0,6	1,3	0,6	0,9	0,9	0,8	0,6	1,3	0,6	0,9	0,9	0,8
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	110	46	44	122	122	95	111	46	44	123	123	96
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	438	606	404	535	533	480	425	591	391	663	661	585
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	47	56	44	69	57	52	43	51	40	93	80	71
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	247	339	244	111	100	84	43	98	27	257	243	195
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	38	81	35	70	75	71	36	79	34	76	80	76
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	-2,3	-2,5	-4,4	0,5	0,5	1,2	-2,4	-2,6	-4,5	1,2	1,2	1,7
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	693	818	692	364	339	300	250	297	224	892	856	703
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	2,1E-01	2,2E-01	2,0E-01	2,2E-01	2,1E-01	2,4E-01	1,9E-01	1,9E-01	1,7E-01	4,4E-01	4,3E-01	4,6E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	49,5	43,1	44,0	60,4	53,7	55,8	47,1	40,6	41,5	68,2	61,1	63,5
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,4E-02	1,0E-02	1,0E-02	1,5E-02	1,4E-02	1,6E-02	1,4E-02	1,0E-02	1,1E-02	1,8E-02	1,7E-02	1,9E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	2,5E-05	3,8E-04	1,9E-04	1,4E-04	1,5E-04	1,4E-04	2,4E-05	3,7E-04	1,9E-04	1,5E-04	1,7E-04	1,5E-04
Ressource K	kg K/MJ NEL	8,0E-05	6,4E-05	7,2E-05	1,6E-04	7,0E-05	9,1E-05	7,8E-05	6,3E-05	7,0E-05	1,7E-04	7,6E-05	9,8E-05
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	1,7E-01	1,5E-01	1,7E-01	1,5E-01	1,5E-01	1,9E-01	1,7E-01	1,5E-01	1,7E-01	1,7E-01	1,7E-01	2,2E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,3E+00	8,3E-01	8,3E-01	1,9E+00	1,4E+00	1,4E+00	1,3E+00	8,2E-01	8,2E-01	2,0E+00	1,5E+00	1,5E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	1,2E+00	6,9E-01	7,6E-01	1,8E+00	1,3E+00	1,3E+00	1,2E+00	6,8E-01	7,5E-01	1,9E+00	1,4E+00	1,4E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	9,8E-03	2,0E-02	9,8E-03	1,3E-02	1,3E-02	1,5E-02	9,6E-03	1,9E-02	9,6E-03	1,4E-02	1,4E-02	1,6E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,83	0,69	0,73	1,75	1,78	1,80	1,80	0,68	0,73	1,90	1,93	1,95
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	7,3E-03	9,1E-03	6,7E-03	7,7E-03	7,8E-03	9,1E-03	6,9E-03	8,7E-03	6,4E-03	1,0E-02	1,0E-02	1,2E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	7,8E-04	8,5E-04	7,4E-04	9,9E-04	8,3E-04	9,9E-04	7,0E-04	7,6E-04	6,5E-04	1,4E-03	1,3E-03	1,4E-03
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	4,1E-03	5,1E-03	4,1E-03	1,6E-03	1,5E-03	1,6E-03	7,0E-04	1,4E-03	4,4E-04	3,9E-03	3,8E-03	4,0E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	6,2E-01	1,2E+00	5,9E-01	1,0E+00	1,1E+00	1,4E+00	5,9E-01	1,2E+00	5,6E-01	1,2E+00	1,3E+00	1,6E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-3,9E-02	-3,7E-02	-7,4E-02	7,7E-03	7,8E-03	2,3E-02	-4,0E-02	-3,8E-02	-7,5E-02	1,8E-02	1,9E-02	3,5E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	11,47	12,28	11,55	5,22	4,97	5,70	4,07	4,39	3,67	13,72	13,47	14,35
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte												
Graslandflora	Biodiversitätspunkte												
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte												
Vögel	Biodiversitätspunkte												
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Bienen	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												
Mollusken	Biodiversitätspunkte												
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												

Legende:

Gras = Eingrasen
SiBal = Silage-Ballen
SiHoch = Silage-Hochsilo
SiFla = Silage-Flachsilo
BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
BodH = Bodenheu
Weid = Weide

Int = Intensiv
M.Int = Mittel intensiv
W.Int = Wenig intensiv
Ext = Extensiv

T = Talregion
H = Hügelregion
B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
G&M = Gülle und Mist
Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		145	146	147	148	149	150	151	152	153	154	155	156
Verfahren		BeHK_3j_GSM_Bio	BeHK_3j_MSM_H	BeHK_3j_MSM_Bio	BeHW_2j_GSM	BeHW_3j_GSM	BeHW_3j_GSM_H	BeHW_3j_GSM_Bio	BeHW_3j_MSM_H	BeHW_3j_MSM_Bio	BodH_2j_GSM	BodH_3j_GSM	BodH_3j_GSM_H
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	22,8	25,8	22,3	24,9	23,8	19,8	19,8	22,3	19,2	16,9	16,1	14,3
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	3089	2959	2722	4397	3845	3086	3055	2920	2687	4222	3684	2989
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	987	826	755	1174	1113	952	993	832	761	1130	1081	954
Ressource P	kg P/ha-J	1	25	12	10	10	7	1	25	12	10	10	7
Ressource K	kg K/ha-J	12	10	10	16	12	12	12	10	10	16	12	12
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10849	10953	10863	11092	10960	10771	10868	10975	10883	10769	10646	10534
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	80	56	50	132	96	74	80	56	50	132	96	74
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	75	46	46	125	89	68	75	46	46	125	89	68
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	0,6	1,3	0,6	0,9	0,9	0,8	0,6	1,3	0,6	0,9	0,9	0,8
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	112	47	45	123	123	96	112	47	45	123	122	95
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	543	718	506	647	646	573	529	701	492	610	616	566
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	64	75	62	94	82	72	66	77	63	78	66	61
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	171	247	161	249	235	189	165	239	154	183	173	144
Aquat. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	42	85	39	76	80	76	41	85	39	73	78	75
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	-1,9	-1,8	-3,8	1,2	1,2	1,7	-1,9	-1,8	-3,8	1,8	1,8	2,2
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	717	833	707	859	824	679	688	799	677	590	565	490
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	4,0E-01	4,2E-01	4,1E-01	3,8E-01	3,7E-01	4,0E-01	3,5E-01	3,7E-01	3,5E-01	2,8E-01	2,7E-01	3,2E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	54,0	48,6	49,6	67,6	60,5	63,0	53,5	47,9	49,0	70,4	62,9	66,1
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,7E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,8E-02	1,8E-02	1,9E-02	1,7E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,9E-02	1,8E-02	2,1E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	2,6E-05	4,1E-04	2,1E-04	1,5E-04	1,7E-04	1,5E-04	2,6E-05	4,1E-04	2,1E-04	1,7E-04	1,8E-04	1,6E-04
Ressource K	kg K/MJ NEL	8,4E-05	7,0E-05	7,8E-05	1,7E-04	7,6E-05	9,8E-05	8,4E-05	7,0E-05	7,8E-05	1,9E-04	8,2E-05	1,1E-04
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	1,9E-01	1,8E-01	2,0E-01	1,7E-01	1,7E-01	2,2E-01	1,9E-01	1,8E-01	2,0E-01	1,8E-01	1,8E-01	2,3E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,4E+00	9,1E-01	9,1E-01	2,0E+00	1,5E+00	1,5E+00	1,4E+00	9,1E-01	9,1E-01	2,2E+00	1,6E+00	1,6E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	1,3E+00	7,6E-01	8,3E-01	1,9E+00	1,4E+00	1,4E+00	1,3E+00	7,6E-01	8,3E-01	2,1E+00	1,5E+00	1,5E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	1,0E-02	2,2E-02	1,1E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,6E-02	1,0E-02	2,2E-02	1,1E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,8E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	1,95	0,78	0,82	1,89	1,93	1,95	1,95	0,78	0,82	2,04	2,08	2,11
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	9,5E-03	1,2E-02	9,2E-03	1,0E-02	1,0E-02	1,2E-02	9,3E-03	1,2E-02	9,0E-03	1,0E-02	1,1E-02	1,3E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	1,1E-03	1,2E-03	1,1E-03	1,5E-03	1,3E-03	1,5E-03	1,1E-03	1,3E-03	1,1E-03	1,3E-03	1,1E-03	1,4E-03
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	3,0E-03	4,1E-03	2,9E-03	3,8E-03	3,7E-03	3,9E-03	2,9E-03	3,9E-03	2,8E-03	3,1E-03	2,9E-03	3,2E-03
Aquat. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	7,3E-01	1,4E+00	7,2E-01	1,2E+00	1,3E+00	1,5E+00	7,3E-01	1,4E+00	7,1E-01	1,2E+00	1,3E+00	1,7E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-3,3E-02	-2,9E-02	-6,9E-02	1,8E-02	1,8E-02	3,5E-02	-3,3E-02	-2,9E-02	-7,0E-02	3,0E-02	3,0E-02	4,8E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	12,54	13,67	12,90	13,22	12,97	13,85	12,04	13,12	12,35	9,84	9,65	10,83
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte												
Graslandflora	Biodiversitätspunkte												
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte												
Vögel	Biodiversitätspunkte												
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Bienen	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												
Mollusken	Biodiversitätspunkte												
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												

Legende:

Gras = Eingrasen
 SiBal = Silage-Ballen
 SiHoch = Silage-Hochsilo
 SiFla = Silage-Flachsilo
 BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor
 BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor
 BodH = Bodenheu
 Weid = Weide

Int = Intensiv
 M.Int = Mittel intensiv
 W.Int = Wenig intensiv
 Ext = Extensiv

T = Talregion
 H = Hügelregion
 B = Bergregion

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung
 3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung

VG = Vollgülle
 G&M = Gülle und Mist
 Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168
Verfahren		BodH_3j_GSM_Bio	Weid_3j_GSM	Weid_3j_GSM_TVe	Weid_3j_GSM_Bio	Gras_ZK_Mais	Gras_ZK_Bras	Gras_ZK_WH_NLeg	Gras_ZK_NWH_NLeg	Gras_ZK_WH_Leg	SiBal_ZK_WH_NLeg	SiBal_ZK_NWH_NLeg	SiBal_ZK_WH_Leg
Wirkungskategorie	Einheit												
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	13,1	7,1	7,1	3,3	20,4	13,6	7,1	8,6	6,7	11,4	17,3	11,0
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	2923	4336	4801	3451	6310	4198	1745	2861	1838	1933	3241	2028
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	976	523	528	492	1781	1386	792	785	666	781	990	656
Ressource P	kg P/ha-J	1	0	0	0	3	0	1	3	1	1	3	1
Ressource K	kg K/ha-J	12	13	13	13	2,880	0,001	8,224	16,651	14,159	8,225	16,652	14,160
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10588	10128	10128	10114	11511	10306	10263	7958	10403	10282	7990	10422
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	80	89	97	86	300	215	55	135	72	56	136	72
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	75	85	93	82	291	208	50	130	67	51	131	68
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	0,6	0,6	0,6	0,6	1,3	1,1	0,7	0,8	0,7	0,7	0,8	0,7
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	111	89	94	94	177	136	81	74	46	83	78	48
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	509	260	260	225	1107	1031	407	531	381	459	642	433
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	52	41	41	26	134	68	62	69	43	66	79	47
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	109	397	336	416	1875	1630	1100	911	1060	59	87	20
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	40	58	58	27	254	227	45	59	38	47	64	40
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	-1,3	-10,6	-15,8	-8,7	15,9	57,5	0,3	0,0	-3,6	0,5	0,3	-3,3
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	460	254	251	157	823	690	371	394	355	262	360	245
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	2,5E-01	1,2E-01	9,2E-02	6,0E-02	2,2E-01	1,8E-01	1,7E-01	2,2E-01	1,5E-01	3,4E-01	5,3E-01	2,9E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	55,4	71,1	62,2	62,9	67,6	55,4	42,4	74,5	41,0	57,6	98,5	52,8
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	1,9E-02	8,6E-03	6,8E-03	9,0E-03	1,9E-02	1,8E-02	1,9E-02	2,0E-02	1,5E-02	2,3E-02	3,0E-02	1,7E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	2,8E-05	6,4E-06	5,0E-06	7,0E-06	3,6E-05	3,1E-06	2,0E-05	6,7E-05	3,0E-05	2,5E-05	7,9E-05	3,5E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	9,1E-05	8,5E-05	6,7E-05	9,4E-05	1,2E-04	5,1E-08	2,7E-04	9,4E-04	4,2E-04	3,3E-04	1,1E-03	4,9E-04
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	2,0E-01	1,7E-01	1,3E-01	1,8E-01	1,2E-01	1,4E-01	2,5E-01	2,1E-01	2,3E-01	3,1E-01	2,4E-01	2,7E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,5E+00	1,5E+00	1,3E+00	1,6E+00	3,2E+00	2,8E+00	1,3E+00	3,5E+00	1,6E+00	1,7E+00	4,1E+00	1,9E+00
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	1,4E+00	1,4E+00	1,2E+00	1,5E+00	3,1E+00	2,7E+00	1,2E+00	3,4E+00	1,5E+00	1,5E+00	4,0E+00	1,8E+00
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	1,1E-02	9,2E-03	7,2E-03	1,1E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,6E-02	2,0E-02	1,5E-02	2,0E-02	2,4E-02	1,7E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	2,11	1,46	1,22	1,72	1,90	1,79	1,98	1,93	1,03	2,48	2,36	1,25
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	9,7E-03	4,3E-03	3,4E-03	4,1E-03	1,2E-02	1,4E-02	9,9E-03	1,4E-02	8,5E-03	1,4E-02	1,9E-02	1,1E-02
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	9,9E-04	6,7E-04	5,3E-04	4,7E-04	1,4E-03	8,9E-04	1,5E-03	1,8E-03	9,6E-04	2,0E-03	2,4E-03	1,2E-03
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	2,1E-03	6,5E-03	4,4E-03	7,6E-03	2,0E-02	2,1E-02	2,7E-02	2,4E-02	2,4E-02	1,8E-03	2,6E-03	5,1E-04
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	7,6E-01	9,5E-01	7,5E-01	4,8E-01	2,7E+00	3,0E+00	1,1E+00	1,5E+00	8,4E-01	1,4E+00	1,9E+00	1,0E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	-2,5E-02	-1,7E-01	-2,0E-01	-1,6E-01	1,7E-01	7,6E-01	6,8E-03	-6,9E-04	-8,0E-02	1,6E-02	7,9E-03	-8,7E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	8,73	4,16	3,26	2,85	8,82	9,10	9,01	10,26	7,93	7,80	10,95	6,36
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)													
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte												
Graslandflora	Biodiversitätspunkte												
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte												
Vögel	Biodiversitätspunkte												
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Bienen	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												
Mollusken	Biodiversitätspunkte												
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)													
Amphibien	Biodiversitätspunkte												
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte												
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte												
Tagfalter	Biodiversitätspunkte												
Spinnen	Biodiversitätspunkte												

Legende:

Gras = Eingrasen	Int = Intensiv	ZK = Zwischenkultur
SiBal = Silage-Ballen	M.Int = Mittel intensiv	WH = Winterhart
SiHoch = Silage-Hochsilo	W.Int = Wenig intensiv	NWH = Nicht Winterhart
SiFla = Silage-Flachsilo	Ext = Extensiv	Leg = Mit Leguminosen
BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor		NLeg = Ohne Leguminose
BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor	T = Talregion	Bras = Kreuzblütler
BodH = Bodenheu	H = Hügelregion	Ss = Schleppschlauchverteiler
Weid = Weide	B = Bergregion	

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung	VG = Vollgülle
3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung	G&M = Gülle und Mist
3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung	Min = Mineral Dünger

Anhang 8b: Wirkungsabschätzung für die Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden,
bezogen auf die funktionellen Einheiten Hektare-Jahr oder MJ NEL.

Verfahren Nr.		169	170	171	172	173	174	175	176
Verfahren		SiHoch_ZK_WH_NLeg	SiHoch_ZK_NWH_NLeg	SiHoch_ZK_WH_Leg	SiFla_ZK_WH_NLeg	SiFla_ZK_NWH_NLeg	SiFla_ZK_WH_Leg	SiBal_Int_VG_Ss	BodH_Int_VG_Ss
Wirkungskategorie	Einheit								
Energiebedarf	GJ-Äq./ha-J	10,8	11,6	10,3	9,9	10,8	9,4	15,4	13,0
Treibhauspotenzial	kg CO ₂ -Äq./ha-J	2023	3096	2121	1952	3033	2047	3498	3515
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./ha-J	728	731	601	739	741	612	1118	1107
Ressource P	kg P/ha-J	1	3	1	1	3	1	5	5
Ressource K	kg K/ha-J	8,228	16,653	14,163	8,224	16,651	14,159	0,004	0,006
Flächenbedarf	m ² -J/ha-J	10308	7996	10448	10302	7991	10442	10085	10604
Eutrophierung	kg N-Äq./ha-J	56	136	72	56	136	72	54	54
Eutrophierung, nur N	kg N-Äq./ha-J	51	130	68	51	130	68	49	49
Eutrophierung, nur P	kg P-Äq./ha-J	0,7	0,8	0,7	0,7	0,8	0,7	0,8	0,8
Versauerung	kg SO ₂ -Äq./ha-J	83	76	48	83	76	48	91	91
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/ha-J	459	573	433	450	565	423	525	586
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/ha-J	70	75	51	67	73	48	42	53
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/ha-J	192	183	157	61	67	21	79	157
Aquat.Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	48	61	41	47	61	40	79	82
Terr. Ökotoxizität (CML)	kg 1,4-DCB-Äq./ha-J	0,6	0,2	-3,3	0,5	0,2	-3,4	2,8	4,1
Humantoxizität (CML)	HTP/ha-J	534	545	528	252	294	234	300	517
Energiebedarf	MJ-Äq./MJ NEL	3,3E-01	3,6E-01	2,7E-01	2,9E-01	3,3E-01	2,4E-01	2,1E-01	2,0E-01
Treibhauspotenzial	g CO ₂ -Äq./MJ NEL	61,3	95,7	56,1	58,2	92,1	53,3	46,8	54,7
Ozonbildung	g C ₂ H ₄ -Äq./MJ NEL	2,2E-02	2,3E-02	1,6E-02	2,2E-02	2,3E-02	1,6E-02	1,5E-02	1,7E-02
Ressource P	kg P/MJ NEL	2,5E-05	8,0E-05	3,6E-05	2,5E-05	7,8E-05	3,5E-05	6,2E-05	7,2E-05
Ressource K	kg K/MJ NEL	3,3E-04	1,1E-03	5,0E-04	3,3E-04	1,1E-03	4,9E-04	5,7E-08	9,7E-08
Flächenbedarf	m ² -J/MJ NEL	3,1E-01	2,5E-01	2,8E-01	3,1E-01	2,4E-01	2,7E-01	1,3E-01	1,7E-01
Eutrophierung	g N-Äq./MJ NEL	1,7E+00	4,2E+00	1,9E+00	1,7E+00	4,1E+00	1,9E+00	7,2E-01	8,4E-01
Eutrophierung, nur N	g N-Äq./MJ NEL	1,5E+00	4,0E+00	1,8E+00	1,5E+00	4,0E+00	1,8E+00	6,5E-01	7,6E-01
Eutrophierung, nur P	g P-Äq./MJ NEL	2,0E-02	2,4E-02	1,7E-02	2,0E-02	2,4E-02	1,7E-02	1,0E-02	1,2E-02
Versauerung	g SO ₂ -Äq./MJ NEL	2,52	2,33	1,27	2,48	2,30	1,25	1,22	1,42
Aquat. Ökotoxizität (EDIP)	AEP/MJ NEL	1,4E-02	1,8E-02	1,1E-02	1,3E-02	1,7E-02	1,1E-02	7,0E-03	9,1E-03
Terr. Ökotoxizität (EDIP)	TEP/MJ NEL	2,1E-03	2,3E-03	1,3E-03	2,0E-03	2,2E-03	1,2E-03	5,7E-04	8,3E-04
Humantoxizität (EDIP)	m ³ Boden/MJ NEL	5,8E-03	5,7E-03	4,2E-03	1,8E-03	2,0E-03	5,5E-04	1,1E-03	2,4E-03
Aquat.Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	1,5E+00	1,9E+00	1,1E+00	1,4E+00	1,8E+00	1,0E+00	1,1E+00	1,3E+00
Terr. Ökotoxizität (CML)	g 1,4-DCB-Äq./MJ NEL	1,8E-02	7,4E-03	-8,7E-02	1,6E-02	5,2E-03	-8,7E-02	3,8E-02	6,4E-02
Humantoxizität (CML)	HTP/MJ NEL	16,20	16,85	13,97	7,50	8,94	6,10	4,02	8,06
Biodiversität/Merkmal 1: gesamte Artenvielfahrt (GAV)									
Total aggregiert	Biodiversitätspunkte								
Graslandflora	Biodiversitätspunkte								
Kleinsäuger	Biodiversitätspunkte								
Vögel	Biodiversitätspunkte								
Amphibien	Biodiversitätspunkte								
Bienen	Biodiversitätspunkte								
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte								
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte								
Tagfalter	Biodiversitätspunkte								
Spinnen	Biodiversitätspunkte								
Mollusken	Biodiversitätspunkte								
Biodiversität/Merkmal 2: Arten mit hohen ökolog. Anforderungen (HÖA)									
Amphibien	Biodiversitätspunkte								
Heuschrecken	Biodiversitätspunkte								
Laufkäfer	Biodiversitätspunkte								
Tagfalter	Biodiversitätspunkte								
Spinnen	Biodiversitätspunkte								

Legende:

Gras = Eingrasen	Int = Intensiv	ZK = Zwischenkultur
SiBal = Silage-Ballen	M.Int = Mittel intensiv	WH = Winterhart
SiHoch = Silage-Hochsil	W.Int = Wenig intensiv	NWH = Nicht Winterhart
SiFla = Silage-Flachsilo	Ext = Extensiv	Leg = Mit Leguminosen
BeHK = Belüftungsheu ohne Wärmekollektor		NLeg = Ohne Leguminose
BeHW = Belüftungsheu mit Wärmekollektor	T = Talregion	Bras = Kreuzblütler
BodH = Bodenheu	H = Hügelregion	Ss = Schleppschlauchverteiler
Weid = Weide	B = Bergregion	

2j_GSM = 2 jährige Gras-Weissklee-Mischung	VG = Vollgülle
3j_GSM = 3 jährige Gras-Weissklee-Mischung	G&M = Gülle und Mist
3j_MSM = 3 jährige Mattenklee-Gras-Mischung	Min = Mineral Dünger

Schriftenreihe der FAL Les cahiers de la FAL

22–37	siehe im Internet unter www.reckenholz.ch >Publikationen >Schriftenreihe der FAL voir à l'internet sous www.reckenholz.ch >Publications >Les cahiers de la FAL		
38	Ökobilanzen – Beitrag zu einer nachhaltigen Landwirtschaft Bilans écologiques: Contribution à une agriculture durable 2002 FAL-Tagung vom 18. Januar 2002 / Journée FAL du 18 janvier 2002	D/F	CHF 30.–
39	Artenreiche Wiesen Prairies à haute diversité biologique 2002 <i>Thomas Walter et al.</i>	D	CHF 30.–
40	Ausmass und mögliche Auswirkungen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf ökologische Ausgleichsflächen Dimension et possible effets de la dérive des produits phytosanitaires sur des surfaces de compensation écologiques 2002 <i>Rudolf Büchi und Franz Bigler</i>	D	CHF 20.–
41	Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln Structure du sol – classification et évaluation visuelle 2002 <i>Jakob Nievergelt, Milan Petrusek und Peter Weisskopf</i>	D	CHF 40.–
42	Biogene VOC und Aerosole – Bedeutung der biogenen flüchtigen organischen Verbindungen für die Aerosolbildung COV biogènes et aérosols – Les composés organiques volatils biogènes et leur contribution aux aérosols 2002 <i>Christoph Spirig und Albrecht Neftel</i>	D	CHF 20.–
43	Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt – Probleme, Lösungswege und Perspektiven im internationalen, nationalen und lokalen Umfeld L'azote dans l'agriculture et l'environnement – Problèmes, voies de solution et perspectives à l'échelon international, national et local 2003 FAL-Tagung vom 24. Januar 2003 / Journée FAL du 24 janvier 2003	D	CHF 30.–
44	Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland 2003 <i>Jens Leifeld, Seraina Bassin and Jürg Fuhrer</i>	E	CHF 30.–
45	Forschung für den biologischen Landbau Recherche en agriculture biologique 2003 <i>Beat Boller et al.</i>	D/F	CHF 30.–
46	Von der Kontrollstation zum Nationalen Zentrum für Agrarökologie Zur Geschichte der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz 1878–2003 2003 <i>Josef Lehmann</i>	D	CHF 30.–
47	Agrar-Umweltindikatoren – Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz Indicateurs agro-environnementaux – Etude de faisabilité pour la réalisation en Suisse 2003 <i>Gérard Gaillard et al.</i>	D	CHF 30.–
48	Risikoabschätzung zur landwirtschaftlichen Abfalldüngerverwertung Estimation des risques liés à l'utilisation agricole des engrais de recyclage 2003 <i>Ulrich Herter, Thomas Kupper und David Külling</i>	D	CHF 25.–
49	Forschung für die Agrarlandschaft Recherche pour les paysages agricoles 2004 FAL-Tagung vom 23. Januar 2004 / Journée FAL du 23 janvier 2004	D/E/F	CHF 30.–
50	La structure du sol – observer et évaluer Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln 2004 <i>Gerhard Hasinger, Jakob Nievergelt, Milan Petrusek und Peter Weisskopf</i>	F	CHF 45.–
51	Umweltmonitoring gentechnisch veränderter Pflanzen in der Schweiz Monitoring environnemental en Suisse de plantes génétiquement modifiées 2004 <i>Olivier Sanvido, Franz Bigler, Franco Widmer und Michael Winzeler</i>	D	CHF 30.–
52	Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain Productions intégrée et biologique en comparaison – l'essai des systèmes de production au Burgrain 2004 <i>Urs Zihlmann et al.</i>	D	CHF 30.–
53	Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs Bilan écologique de l'exploitation agricole 2004 <i>Dominique Rossier und Gérard Gaillard</i>	D	CHF 30.–
54	Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der nationalen Bodenbeobachtung Bilans des métaux lourds sur les parcelles agricoles du réseau national d'observation des sols en Suisse 2005 <i>Armin Keller, Nicolas Rossier und André Desaulles</i>	D	CHF 30.–
55	Koexistenz verschiedener landwirtschaftlicher Anbausysteme mit und ohne Gentechnik – Konzept Concept de coexistence d'une agriculture avec et sans OGM en Suisse 2005 <i>Olivier Sanvido et al.</i>	D	CHF 30.–
56	Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Biodiversität Évaluation des mesures écologiques – Domaine biodiversité 2005 <i>Felix Herzog und Thomas Walter</i>	D/F	CHF 40.–
57	Evaluation der Ökomassnahmen – Bereich Stickstoff und Phosphor Évaluation des mesures écologiques – Domaine de l'azote et du phosphore 2005 <i>Felix Herzog und Walter Richner</i>	D/F	CHF 40.–