

Aus dem Institut für Pflanzenbau und Grünland
Universität Hohenheim
Fachgebiet: Allgemeiner Pflanzenbau, Prof. Dr. W. Claupein

**Die Ökobilanz zur Abschätzung von Umweltwirkungen in der
Pflanzenproduktion – dargestellt anhand von Praxisversuchen zur
konservierenden Bodenbearbeitung und von unterschiedlich intensiv
wirtschaftenden konventionellen Betrieben**

Dissertation
zur Erlangung des Grades eines Doktors
der Agrarwissenschaften

vorgelegt
der Fakultät Agrarwissenschaften

von
Beate Arman
Diplom-Agrarbiologin
aus Schorndorf
2003

Die vorliegende Arbeit wurde am 27.08.2003 von der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als „Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften“ angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 14.10.2003

Dekan: Prof. Dr. Stahr

Berichterstatter, 1. Prüfer: Prof. Dr. Claupein

Mitberichterstatter, 2. Prüfer: Prof. Dr. Liebig

3. Prüfer: Prof. Dr. Hoffmann

Danksagung

Herrn Prof. Dr. W. Claupein danke ich für die Überlassung des Themas, seine ständige Gesprächsbereitschaft und die Unterstützung dieser Arbeit.

Herrn Prof. Dr. H.-P. Liebig danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens und für anregende Diskussionen.

Mein besonderer Dank gilt Frau Dr. Iris Lewandowski für die Mitbetreuung der Arbeit, die zahlreichen Anregungen und Stunden der Diskussion. Ebenso Herrn Dr. A. Kicherer, der die Arbeit hinsichtlich der Methodik der Ökobilanzierung kritisch begleitet hat.

Herrn Dr. T. Marheineke und dem Institut für rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, danke ich für die Unterstützung und die Überlassung des dort entwickelten Programms *balance*, wodurch die Handhabung der zahlreichen Daten für die Ökobilanzierung erleichtert wurde.

Den beteiligten Landwirten Herrn Willi und Matthias Lehr, Herrn Erb, Herrn Wolz, Herrn Kümmerer und Herrn Ohrnberger danke ich besonders herzlich. Durch ihre Fragen, ihre Bereitschaft zur Zusammenarbeit, die Auskunft über ihre Betriebsdaten, das entgegengebrachte Vertrauen und die offenen Gespräche haben sie den Grundstein für diese Arbeit gelegt. Ebenso möchte ich allen anderen Landwirten und Teilnehmern des Arbeitskreis konservierende Bodenbearbeitung im unteren Jagsttal für die Diskussionen und ihre Sicht der Dinge danken.

Den Mitarbeitern der Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe und des Instituts für Pflanzenbau und Grünland danke ich für die kollegiale Unterstützung.

Zuletzt gilt mein besonderer Dank Frau Christina Rhodes, meiner Tochter Sima, meinem Partner Bert und meiner ganzen Familie, die mich auf vielfältige Weise, vor allem während der Fertigstellung der Arbeit, unterstützt haben.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	XI
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	5
2.1 Ziele, Untersuchungsrahmen und Produktionssysteme	8
2.1.1 Hintergrund und Ziele	9
2.1.2 Untersuchungsrahmen.	10
2.2 Datengrundlage für die Sachbilanz	16
2.2.1 Energie	16
2.2.2 Dünger	20
2.2.3 Investitionsgüter	21
2.2.4 Pflanzenschutzmittel	27
2.2.5 Saatgut	28
2.2.6 Direkte Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion	29
2.3 Wirkungsabschätzung	40
2.3.1 Beanspruchung von abiotischen und biotischen Ressourcen	45
2.3.2 Energieaufwand	48
2.3.3 Landnutzung – Bodenverdichtung	49
2.3.4 Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung sowie Human- und Ökotoxizität	51
2.3.5 Normierung, Ordnung und Gewichtung	54
2.3.6 Sensitivitätsanalyse	57
2.4 Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung	58
2.4.1 Versuchsvarianten und Standorte	60
2.4.2 Produktionsmitteleinsatz	62
2.4.3 Messungen	63
2.4.4 Datenbasis für die Deckungsbeitragsrechnung	64
2.5 Landwirtschaftliche Betriebe	65
2.5.1 Zuckerrübenanbau	67
2.5.2 Winterweizenanbau	67
2.5.3 Wintergersteanbau	70
3 Ergebnisse	71
3.1 Erweiterung der Ökobilanz im Wirkungsbereich Boden	72
3.1.1 Stand des Wissens	73
3.1.2 Grundlagen für die Auswahl relevanter Indikatoren	74
3.1.2.1 Faktoren der Bodenfruchtbarkeit	74
3.1.2.2. Relevante Wirkungen der landwirtschaftlichen Bodennutzung	78
3.1.2.3 Auswahl an Indikatoren im Wirkungsbereich Boden	79

3.1.3	Klassifizierung der Umweltwirkungen im Bereich Boden in Wirkungskategorien	81
3.1.4	Bilanzierte Indikatoren im Wirkungsbereich Boden	83
3.1.4.1	Bodenabtrag	83
3.1.4.2	Humusbilanz	85
3.1.4.3	Nährstoffbilanz	86
3.1.4.4	Bodenverdichtung	89
3.2	Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung	92
3.2.1	Anbau von Zuckerrüben	93
3.2.2	Anbau von Silomais	100
3.2.3	Anbau von Winterweizen	103
3.2.4	Mittelwerte der Erträge und Deckungsbeiträge über die Standorte	107
3.3	Ökobilanz der Versuchsvarianten zur konservierenden Bodenbearbeitung	108
3.3.1	Sachbilanzergebnisse	110
3.3.2	Kumulierter Energieaufwand	112
3.3.3	Treibhauseffekt (20)	113
3.3.4	Versauerung	115
3.3.5	Eutrophierung	116
3.3.6	Human- und Ökotoxizität	117
3.3.7	Bodenverdichtung	120
3.3.8	Ressourcenbeanspruchung	123
3.3.9	Zusammenfassung	128
3.3.10	Ökoeffizienz mit und ohne MEKA Prämien	129
3.4	Ökobilanz – Vergleich der Betriebe	131
3.4.1	Sachbilanzergebnisse	132
3.4.2	Kumulierter Energieaufwand	134
3.4.3	Treibhauseffekt (20)	136
3.4.4	Versauerung	137
3.4.5	Eutrophierung	139
3.4.6	Human- und Ökotoxizität	141
3.4.7	Bodenverdichtung	145
3.4.8	Ressourcenbeanspruchung	149
3.4.9	Zusammenfassung	155
3.4.10	Szenario Anbau mit ausgeglichener Nährstoffbilanz bei Phosphor und Kalium	156
3.4.11	Ökoeffizienz	157
3.5	Sensitivitätsanalyse	162
3.5.1	Funktionelle Einheit	163
3.5.2	Höhe der Ammoniakemissionen	166
3.5.3	Höhe der Lachgasemissionen	169
3.5.4	Toxizität	171
3.5.5	Datengrundlage der Bereitstellung von Düngemittel	174

3.6 Bewertung	176
4 Diskussion und Schlussfolgerungen	179
4.1 Methode der Ökobilanz	179
4.1.1 Datenverfügbarkeit	180
4.1.2 Relevanz und Modellierung von direkten Emissionen	184
4.2 Methodische Erweiterung im Wirkungsbereich Boden	192
4.2.1. Auswahl und Güte der Indikatoren und Modelle	192
4.2.1.1 Bodenabtrag	193
4.2.1.2 Nährstoffbeanspruchung aus dem Boden	195
4.2.1.3 Humusbilanz	199
4.2.1.4 Bodenbelastung	202
4.2.2 Klassifizierung und Charakterisierung im Wirkungsbereich Boden	205
4.2.3 Ist der Wirkungsbereich Boden Ökobilanz kompatibel	209
4.3 Ökobilanzen als Instrument zum Umweltmanagement – Beurteilung der Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung	211
4.3.1 Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung – methodische, pflanzenbauliche und ökonomische Aspekte	212
4.3.1.1 Methodik von Praxisversuchen	212
4.3.1.2 Ergebnisse aus den Feldversuchen	212
4.3.2 Auswertung der Ökobilanz - Ist eine Beurteilung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren anhand von Ökobilanzen möglich?	217
4.3.3 Vergleich der Ergebnisse aus den Ökobilanzen mit anderen Ökobilanzstudien	220
4.4 Einsatz von Ökobilanzen im Marketing – Vergleich der drei Betriebe	222
4.4.1 Anforderungen an die Gültigkeit der Betriebsdaten	224
4.4.2 Besitzen die angewandten Indikatoren genügend Trennschärfe	226
4.4.2.1 Umweltwirkungen aufgrund der unterschiedlichen Düngung auf den Betrieben	226
4.4.2.2 Umweltwirkungen aufgrund unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren	230
4.4.2.3 Umweltwirkungen aufgrund der unterschiedlichen Pflanzenschutzmittelintensität.	232
4.4.3 Vergleichbarkeit der Produktionssysteme - Einfluss des Standortes	233
4.4.3.1 Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Ertrag	235
4.4.3.2 Einfluss des extensiven Anbaus auf den Ertrag von Winterweizen	237
4.4.4 Eignung als Marketinginstrument	238
5 Zusammenfassung	243
5 Summary	247
6 Literatur	250
Anhang	

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Teilschritte einer Ökobilanz nach <i>ISO 14040 (1997)</i>	6
Abbildung 2:	Bilanzgrenze der untersuchten landwirtschaftlichen Produktionssysteme	12
Abbildung 3:	Übersicht über unterschiedliche Energiearten, Stoffflüsse und Emissionsarten in einem Produktionsprozess, nach <i>Gaillard et al. (1997)</i> verändert	17
Abbildung 4:	Beziehung zwischen Motornennleistung und Leergewicht von Standardschleppern bis 85 kW. Datenquelle: <i>agriview (1999)</i>	24
Abbildung 5:	Verbindliche Schritte der Wirkungsabschätzung mit Beispiel	40
Abbildung 6:	Projektgebiet	61
Abbildung 7:	Direkte und indirekte Einflüsse von Produktionsmaßnahmen auf Faktoren der Bodenfruchtbarkeit und Wechselwirkungen zwischen den Faktoren (<i>nach Kundler 1989, Finck 1991, und Kuntze et al. 1988</i>)	77
Abbildung 8:	Zusammenhang zwischen Anbaumaßnahmen, Faktoren der Bodenfruchtbarkeit, und Auswahl an Indikatoren zur Bilanzierung der relevanten Wirkungen	80
Abbildung 9:	Verlauf der Bodentemperatur an einem kühlen (21.03.) und warmen (02.04.) Tag vor der Aussaat von ZR am Standort Kreßbach 1, 1999 in unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	94
Abbildung 10:	Tagesmittelwert der Bodentemperatur in 6 cm Tiefe und Feldaufgang von Zuckerrüben am Standort Kreßbach 1, 1999 nach der Aussaat in unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	95
Abbildung 11:	Bodenwassergehalt in einer Tiefe von 0-7cm im Frühjahr 1999 am Standort K1 (oben) und Frühjahr 2000 am Standort R3 (unten) vor und nach der Aussaat von Zuckerrüben in unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	96
Abbildung 12:	Tagesmittelwert der Bodentemperatur in 6 cm Tiefe und Feldaufgang von Silomais am Standort Roigheim 1 in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	101
Abbildung 13:	Keimdichte (Anzahl Pflanzen je m ²), Bestandesdichte (Anzahl Ähren je m ²) zur Ernte und Bestockungsrate von Winterweizen auf vier Standorten in den Jahren 2000 und 2001 bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung	104
Abbildung 14:	Ertrag und Deckungsbeitrag (%) in den Bodenbearbeitungsvarianten im Vergleich zur Pflugvariante (=100 %). Mittelwerte über vier Standorte (ZR, WW) oder zwei Standorte (SM) bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung	108
Abbildung 15:	Kumulierter Energieaufwand in MJ pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	113
Abbildung 16:	Treibhauspotential (GWP 20) pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	115
Abbildung 17:	Versauerungspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten.	116
Abbildung 18:	Eutrophierungspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten.	117
Abbildung 19:	Humantoxizitätspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten.	119
Abbildung 20:	Ökotoxizitätspotential durch den Einsatz von Düngemittel pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	119
Abbildung 21:	Potentielle Bodenverdichtung aufgrund der gewichteten Bodenbelastung pro 100 Getreideeinheiten (GE) in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	122

Abbildung 22:	Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern pro Getreideeinheit in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung	127
Abbildung 23:	Vergleich des prozentualen Anteils in den verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten in Bezug auf den Ertrag in Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Vergleichsgröße Variante Pflug gleich 100%.	128
Abbildung 24:	Prozentuale Anteile in den verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten in Bezug auf den Deckungsbeitrag (DB) incl. MEKA Prämien beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Vergleichsgröße Variante Pflug gleich 100%.	129
Abbildung 25:	Prozentuale Anteile in den verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten auf dem Betrieb Lehr in Bezug auf den Deckungsbeitrag (DB) ohne MEKA Prämien beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Vergleichsgröße Variante Pflug gleich 100%.	130
Abbildung 26:	Kumulierter Energieaufwand bezogen auf den Ertrag in Getreideeinheiten (GE) für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	135
Abbildung 27:	Potentieller Treibhauseffekt pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	137
Abbildung 28:	Potentielle Versauerung pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	138
Abbildung 29:	Eutrophierung pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	139
Abbildung 30:	Humantoxizitätspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	142
Abbildung 31:	Ökotoxizitätspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	143
Abbildung 32:	Humantoxizitätspotential unter der Annahme einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz bei Phosphor und Kalium für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	144
Abbildung 33:	Ökotoxizitätspotential unter der Annahme einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz bei Phosphor und Kalium für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	145
Abbildung 34:	Potentielle Bodenverdichtung pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR,WW,WG in drei unterschiedlichen Betrieben	149
Abbildung 35:	Ressourcennutzung von Energieträgern pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR,WW,WG in drei unterschiedlichen Betrieben	150
Abbildung 36:	Ressourcennutzung von Nichtenergieträgern pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei unterschiedlichen Betrieben	155
Abbildung 37:	Prozentualer Anteil der potentiellen Umweltwirkungen der drei Betriebe pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW. Vergleichsgröße Betrieb Lehr (intensiv) gleich 100%	155
Abbildung 38:	Prozentualer Anteil der potentiellen Umweltwirkungen bei ausgeglichener Nährstoffbilanz der drei Betriebe pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW. Vergleichsgröße Betrieb Lehr (intensiv) gleich 100%	157
Abbildung 39:	Ökoeffizienz der unterschiedlichen Betriebe beim Anbau von ZR, WW, WG. Prozentuale Anteile in den unterschiedlichen Wirkungskategorien, Betrieb Lehr (intensiv) entspricht 100%	161
Abbildung 40:	Vergleich des prozentualen Anteils der verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten in Bezug auf die Fläche in Hektar und den Ertrag in Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW. Variante Pflug entspricht 100 %	164

Abbildung 41:	Vergleich des prozentualen Anteils der verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei unterschiedlichen Betrieben in Bezug auf die Fläche in Hektar und den Ertrag in Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Betrieb Lehr (intensiv) entspricht 100 %	165
Abbildung 42:	Potentielle Versauerung bei unterschiedlichen Szenarien unter der Annahme von 20 %, 50 % oder 80 % NH ₃ -Verlusten bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger beim Anbau der Fruchtfolge ZR,WW,WG in den Betrieben Wolz (extensiv), Erb (Mulchsaat) und Lehr (intensiv)	168
Abbildung 43:	Eutrophierungspotential bei unterschiedlichen Szenarien unter der Annahme von 20 %, 50 % oder 80 % NH ₃ -Verlusten bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger beim Anbau der Fruchtfolge ZR,WW,WG in den Betrieben Wolz (extensiv), Erb (Mulchsaat) und Lehr (intensiv)	169
Abbildung 44:	Treibhauspotential bei unterschiedlichen Szenarien unter der Annahme von 2,48 %, 1,25 % oder 0,25 % N ₂ O-N-Verlusten des eingesetzten Dünger-N beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG in den Betrieben Wolz, Erb und Lehr	171
Abbildung 45:	Vergleich der prozentualen Ökotoxizitätspotentiale (ETP) und Humantoxizitätspotentiale (HTP), abgeschätzt mit den Modellen USES 2.0 und CST 95 beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG im Betrieb Lehr	173
Abbildung 46:	Bilanzbewertung der Betriebe anhand unterschiedlicher Bewertungsverfahren	178

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Getreideeinheitenschlüssel (<i>BMELF 2000</i>)	11
Tabelle 2:	Beschreibung der bei <i>Gaillard et al. (1997)</i> eingesetzten Endenergieträger für die Bereitstellung der in der Landwirtschaft eingesetzten Betriebsmittel	19
Tabelle 3:	Energieinhalte der betrachteten Rohenergieeressourcen gemäss <i>Frischknecht et al. (1994)</i> . Der Wert für Uran stammt von <i>Dubbel (1990)</i> . Entnommen aus <i>Gaillard et al. (1997)</i>	19
Tabelle 4:	Transportentfernungen bei der Bereitstellung von Düngemitteln vom Herstellungs- zum Verbrauchsort in Deutschland (<i>Patyk und Reinhardt 1997</i>) und der Schweiz (<i>Gaillard et al. 1997</i>).	21
Tabelle 5:	Übersicht über den Primärenergiebedarf bei der Bereitstellung von landwirtschaftlichen Maschinen und Geräten nach Angaben unterschiedlicher Autoren	22
Tabelle 6:	Maschinenverbrauch (kg/ha) beim Einsatz unterschiedlicher Bodenbearbeitungsgeräte	24
Tabelle 7:	Maschinenverbrauch (kg/h) an Traktoren und Erntemaschinen	25
Tabelle 8:	Verbrennungsemissionen von Kraftstoff bei landwirtschaftlichen Maschinen	26
Tabelle 9:	Energiebedarf bei der Herstellung verschiedener Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (<i>Green 1987, Audsley 1997</i>)	28
Tabelle 10:	Energieeinsatz bei der Bereitstellung von Saatgut	29
Tabelle 11:	Modelle zur Abschätzung von direkten Stickstoffemissionen im Rahmen von Stoffstromanalysen und Ökobilanzen, Literaturlauswertung	33
Tabelle 12:	Unterschiedliche Methoden zur Abschätzung des prozentualen Anteil des Bodenaustrags am Bodenabtrag	35
Tabelle 13:	Berechnung des Bodenaustrags für die unterschiedlichen Vergleichsbetriebe und Bodenbearbeitungsvarianten in Abhängigkeit vom Bodenabtrag und der Größe des Wassereinzugsgebiets	36
Tabelle 14:	Phosphataustrag auf den Vergleichsbetrieben Lehr, Erb und Wolz in der Fruchtfolge ZR, WW, WG und bei den Bodenbearbeitungsvarianten in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW	37
Tabelle 15:	Schwermetallgehalt von Düngern (<i>BUWAL 1991, LUFA Augustenberg und LAC Hohenheim 1999</i>)	39
Tabelle 16:	Wirkungskategorien und Wirkungsanteile der Landwirtschaft	42
Tabelle 17:	Beschreibung der betrachteten Wirkungskategorien	44
Tabelle 18:	Ressourcenbeanspruchung durch die Bereitstellung von Produktionsmitteln	47
Tabelle 19:	Äquivalenzfaktoren von Rohstoffen	49
Tabelle 20:	Gewichtungsfaktoren (%) bei unterschiedlichen Bewertungsansätzen (<i>Stahl 1999</i>)	56
Tabelle 22:	Fragen und Lösungsansätze bei der Umsetzung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren	59
Tabelle 23:	Vorteile und Nachteile von Praxisversuchen	60
Tabelle 24:	Fruchtfolge und Eigenschaften der Versuchsstandorte (beprobte Fruchtfolgeglieder in Fettdruck)	62
Tabelle 25:	Produktionsmitteleinsatz auf den Versuchsschlägen	62
Tabelle 26:	Berechnung des Orientierungspreises für Silomais	65
Tabelle 27:	Betriebsspiegel der bilanzierten Betriebe 1999/2000	66

Tabelle 28:	Eingesetzte Produktionsmittel und Erträge der 3 Vergleichsbetriebe beim Zuckerrübenanbau mit Senf als Zwischenfrucht.	68
Tabelle 29:	Eingesetzte Produktionsmittel und Erträge der 3 Vergleichsbetriebe beim Winterweizenanbau.	69
Tabelle 30:	Eingesetzte Produktionsmittel und Erträge der 3 Vergleichsbetriebe beim Anbau von Wintergerste	70
Tabelle 31:	Faktoren der Bodenqualität (<i>Audsley 1997</i>)	73
Tabelle 32:	Übersicht über Wirkungskategorien und Indikatoren die seither in Ökobilanzen im Bereich Boden verwendet wurden	74
Tabelle 33:	Wirkungsindikatoren im Wirkungsbereich Boden und Zuordnung zu Wirkungskategorien	83
Tabelle 34:	Faktoren zur Berechnung des flächenhaften Bodenabtrages nach der ABAG <i>Schwertmann et al. (1990)</i>	84
Tabelle 35:	Humusbilanzkoeffizienten und reproduktionswirksame organische Substanz (ROS) der angebauten Feldfrüchte, sowie eingesetzten Dünger	85
Tabelle 36:	Schlagbilanz für Nährstoffe	88
Tabelle 37:	Nährstoffgehalt von Wirtschaftsdüngern (<i>LAP 1998</i>)	88
Tabelle 38:	Nährstoffgehalt von Erntegut (<i>MLR 1996</i>)	89
Tabelle 39:	Zuordnung der Arbeitsschritte zum Faktor k_v , zur Berücksichtigung des Bodenzustandes bei der Berechnung der Druckspannung	91
Tabelle 40:	Reifenformate von Fahrzeugen nach <i>agriview (1999)</i> , <i>Kutzbach (2001)</i>	92
Tabelle 41:	Ertrags- und Qualitätszahlen von Zuckerrüben auf vier Standorten in den Jahren 1999 und 2000 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten	97
Tabelle 42:	Deckungsbeitrag von Zuckerrüben auf dem Betrieb Lehr in den Wirtschaftsjahren 98/99 und 99/00 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten	99
Tabelle 43:	Deckungsbeitrag von Zuckerrüben auf dem Betrieb Ohrnberger in den Wirtschaftsjahren 98/99 und 99/00 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten	100
Tabelle 44:	Erntedaten von Silomais an den Standorten Kreßbach 1 (K1) und Roigheim 1 (R1) im Erntejahr 2001	102
Tabelle 45:	Deckungsbeitrag von Silomais auf den Betrieben Lehr und Ohrnberger im Wirtschaftsjahr 00/01 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten	103
Tabelle 46:	Erntedaten von Winterweizen auf vier Standorten in den Jahre 2000 und 2001 bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung	105
Tabelle 47:	Deckungsbeitrag von Winterweizen im Betrieb Lehr in den Wirtschaftsjahren 99/00 und 00/01 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten	106
Tabelle 48:	Deckungsbeitrag von Winterweizen im Betrieb Ohrnberger in den Wirtschaftsjahren 99/00 und 00/01 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten	107
Tabelle 49:	Erträge und Deckungsbeiträge in der viergliedrigen Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten	109
Tabelle 50:	Input in das Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den drei Bodenbearbeitungsvarianten	110
Tabelle 51:	Output aus dem Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den drei Bodenbearbeitungsvarianten	111
Tabelle 52:	Maschinen- und Treibstoffverbrauch (kg/ha) für unterschiedliche Arbeitsschritte in den Bodenbearbeitungsvarianten Mulchsaat, Grubber und Pflug in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW	112

Tabelle 53:	Anteile der Bereitstellung und der direkten Emissionen für unterschiedliche Düngemitteln am Treibhauspotentialverursacht durch die Düngung in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW pro Hektar	114
Tabelle 54:	Versauerungspotentiale durch die Bereitstellung von Düngemitteln und direkte Emissionen bei deren Einsatz in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW pro Hektar	115
Tabelle 55:	Anteil der direkten Emissionen am gesamten Eutrophierungspotential in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Anbauverfahren	117
Tabelle 56:	Potentielle Humantoxizität durch die Bereitstellung von Dünger und direkte Emissionen der Dünger bei der Ausbringung in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW	118
Tabelle 57:	Potentielle Ökotoxizität durch die Bereitstellung von Dünger und direkte Emissionen bei der Düngerausbringung in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW pro Hektar	120
Tabelle 58:	Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) pro Hektar beim Anbau von Zuckerrüben, Winterweizen und Silomais in den unterschiedlichen Anbauverfahren	121
Tabelle 59:	Bodenabtrag und Ressourcenbeanspruchung an Boden in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	124
Tabelle 60:	Nährstoffbilanz für die Anbauverfahren Mulchsaat, Grubber und Pflug in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW	124
Tabelle 61:	Ressourcenbeanspruchung an Phosphor und Kalium aus dem Boden in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten	125
Tabelle 62:	Humusbilanz für die Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW im Versuchsbetrieb Lehr	126
Tabelle 63:	Ressourcenbeanspruchung an Humus C und Humus N in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW bei drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten im Betrieb Lehr pro Hektar und Jahr	126
Tabelle 64:	Ertragszahlen der Vergleichsbetriebe für die dreigliedrige Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen, Wintergerste	131
Tabelle 65:	Input in das Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, WG in den drei Vergleichsbetrieben	132
Tabelle 66:	Output aus dem Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, WG in den drei Vergleichsbetrieben	133
Tabelle 67:	Anteile der Bereitstellung und der direkten Emissionen beim Einsatz der Düngemittel am Treibhauspotential aufgrund der Düngung in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG	136
Tabelle 68:	Anteile der Bereitstellung und der direkten Emissionen beim Einsatz der Düngemittel am Versauerungspotential aufgrund der Düngung in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG	139
Tabelle 69:	Anteil von direkten und indirekten Emissionen am Eutrophierungspotential in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG	140
Tabelle 70:	Humantoxizitätspotentiale bei der Bereitstellung und Ausbringung mineralischer und organischer Düngemittel	141
Tabelle 71:	Ökotoxizitätspotentiale bei der Bereitstellung und Ausbringung mineralischer und organischer Düngemittel	143
Tabelle 72:	Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) und maximale Druckspannung in 20 cm Bodentiefe ($DS_{20 \text{ max}}$) beim Anbau von Winterweizen	146

Tabelle 73:	Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) und maximale Druckspannung in 20 cm Bodentiefe ($DS_{20 \text{ max}}$) beim Anbau von Wintergerste	147
Tabelle 74:	Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) und maximale Druckspannung in 20 cm Bodentiefe ($DS_{20 \text{ max}}$) beim Anbau von Zuckerrüben	148
Tabelle 75:	Bodenabtrag und Eingangparameter zur Berechnung des Bodenabtrags in den drei Vergleichsbetriebe, gewichteter Mittelwert der Schläge für die Fruchtfolge ZR, WW, WG	151
Tabelle 76:	Nährstoffbilanz für die Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste in kg/ha^*a	152
Tabelle 77:	Versorgung der Böden auf den Vergleichsbetrieben mit Phosphor und Kalium und Verfügbarkeit der Nährstoffe bei Beibehaltung des aktuellen Düngungs- und Ertragsniveaus	153
Tabelle 78:	Humusbilanz für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in den drei Vergleichsbetrieben	154
Tabelle 79:	Deckungsbeitrag für die Fruchtart Zuckerrüben in den Vergleichsbetrieben Lehr (intensiv), Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv)	158
Tabelle 80:	Deckungsbeitrag für die Fruchtarten Winterweizen in den Vergleichsbetrieben Lehr (intensiv), Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv)	159
Tabelle 81:	Deckungsbeitrag für die Fruchtart Wintergerste in den Vergleichsbetrieben Lehr (intensiv), Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv)	160
Tabelle 82:	Prozentuale Anteile in den unterschiedlichen Wirkungskategorien der Vergleichsbetriebe Erb und Wolz im Vergleich mit Betrieb Lehr = 100 % für Ökobilanz und Ökoeffizienz in der Fruchtfolge ZR, WW, WG	161
Tabelle 83:	Lachgasemissionen in (kg/ha) in der Winter- und Vegetationsperiode und ganzjährig beim Anbau unterschiedlicher Fruchtarten. Sowie Lachgasemissionen in Prozent der eingesetzten Stickstoffdüngung nach Abzug einer Hintergrundemission von $1 \text{ kg N}_2\text{O-N/ha}^*a$	170
Tabelle 84:	Vergleich von Human- und Ökotoxizitätspotentialen für Pflanzenschutzmittel und Schwermetalle (kg/kg ausgebrachter Wirkstoff), berechnet mit zwei unterschiedlichen Modellen	172
Tabelle 85:	Kumulierter Energieaufwand (MJ/ha) durch die Düngerbereitstellung, Berechnung auf Grundlage von zwei unterschiedlichen Datenquellen in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG	174
Tabelle 86:	Treibhauseffekt infolge der Düngerbereitstellung, Berechnung auf Grundlage von zwei unterschiedlichen Datenquellen in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG	175
Tabelle 87:	Eutrophierungspotential durch die Düngerbereitstellung, Berechnung auf Grundlage von zwei unterschiedlichen Datenquellen in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG	176
Tabelle 88:	Normierte Wirkungspotentiale, Bezugsgröße: Gesamtemissionen in Deutschland	177
Tabelle 89:	Literaturdaten zum Energieaufwand (GJ/ha) für unterschiedliche Fruchtarten bei unterschiedlichen Anbauverfahren	220

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	allgemeine Bodenabtragungsgleichung
AHL	Ammonium-Harnstofflösung
AP	acidification potential, Versauerungspotential
BD	Bestandesdichte
B _{gew}	gewichtete Bodenbelastung
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BZG	bereinigter Zuckergehalt
CH	Schweiz
DB	Deckungsbeitrag
DS _{max}	maximale Druckspannung
ETP	Ökotoxizitätspotential
EW	Eiweiß
FE	Funktionelle Einheit
GE	Getreideeinheit
GV	Grubbervariante
GWP	global warming potential, Treibhauspotential
HE	Humuseinheit
HTP	Humantoxizitätspotential
KAS	Kalkammonsalpeter
KEA	kumulierter Energie Aufwand
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
kW	Kilowatt
LCA	life-cycle-assessment
MEKA	Marktentlastungs- und Kulturausgleichsprogramm des Landes Baden Württemberg
MJ	Mega Joule (10 ⁶ Joule)
MSV	Mulchsaatvariante
MW	Mittelwert
NEL	Netto-Energie-Laktation
NP	nitrification potential, Eutrophierungspotential
PSM	Pflanzenschutzmittel
PV	Pflugvariante
SM	Silomais
SMV	Standard-Melasse-Verlust
SSA	schwefelsaurer Ammoniak
TKG	Tausend-Korn-Gewicht
TS	Trockensubstanz
TSP	Triplephosphat
UBA	Umweltbundesamt
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
WEG	Wassereinzugsgebiet
WG	Wintergerste
WW	Winterweizen
z.B.	zum Beispiel
ZR	Zuckerrüben

1 Einleitung

Die negativen Folgen der Landbewirtschaftung auf die Umwelt sind ein Thema, das Wissenschaft und Politik seit vielen Jahren intensiv beschäftigt (*SRU 1985, Heitefuß 1994, Ramsauer 1998*). Mit dem Ziel die negativen Umwelteinflüsse der Landwirtschaft zu verringern, wird durch die Politik die Entwicklung nachhaltiger Produktionsverfahren gefordert. Dabei bedeutet nachhaltige Landwirtschaft, dass sowohl die ökologischen Auswirkungen der Produktion berücksichtigt werden als auch die Wirkungen auf das Einkommen, die soziale Sicherheit und Bedürfnisse der Landwirte. Mit dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung, „die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass zukünftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (Brundtland Bericht, *Hauff 1987*).

Ein Problem bei der Einführung umweltverträglicher Produktionsverfahren in der Landwirtschaft ist die mangelnde Umsetzung wissenschaftlicher Erkenntnisse in die Praxis. Wie diese Umsetzung gefördert werden kann, welche Hemmnisse es dabei gibt und welche Methoden der Zusammenarbeit mit Akteuren Erfolg versprechen, sind Fragestellungen der **Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe**. An dem Projekt sind Mitarbeiter der Universitäten Hohenheim und Freiburg, der Fachhochschule Nürtingen sowie private Unternehmen beteiligt. In Zusammenarbeit mit den Akteuren in der Projektregion sollen in einem transdisziplinären Prozess Konzepte für die Umsetzung einer nachhaltigeren Landnutzung im Jagsttal (nördliches Baden-Württemberg) entwickelt werden (*Kirchner-Heßler et al. 1999*).

Ein Beispiel dafür ist das Teilprojekt „Konservierende Bodenbearbeitung“. In Gesprächen zur Situationsanalyse im Projektgebiet nannten die beteiligten Landwirte im unteren Jagsttal die Erosion als ein drängendes Problem im Bereich Boden- und Gewässerschutz. Daraus entwickelte sich der Arbeitskreis „Konservierende Bodenbearbeitung“ mit dem Ziel erosionsmindernde Produktionsverfahren unter den dortigen Betriebs- und Standortverhältnissen zu testen, anzupassen und in die Praxis umzusetzen. Als Hemmnisse, konservierende Bodenbearbeitung als erosionsminderndes Verfahren einzuführen, wurden ökonomische, soziale, produktionstechnische und ökologische Kriterien genannt (*vgl. auch Billen et al. 2001*).

Die ökologischen Fragen drückten die Unsicherheit der Landwirte hinsichtlich der vielseitigen Umweltwirkungen konservierender Bodenbearbeitungsverfahren und der Einschätzung der Höhe der Erosionsgefährdung auf ihren Schlägen aus. Es ist bekannt, dass die konservierende Bodenbearbeitung auf der einen Seite den Bodenabtrag vermindert und damit einen positiven Beitrag zum Boden- und Gewässerschutz leistet (*Sommer et al. 1983*). Als Folge davon kann aber ein erhöhter Pflanzenschutz aufwand an Herbiziden und Fungiziden und, durch verminderte Stickstoffmineralisation, eine höhere Stickstoffdüngung erforderlich werden (*Tippelt-Sander 1993, Schulze 1999*). Dieser zusätzliche Einsatz von Betriebsmitteln kann zu weiteren Belastungen in anderen Bereichen der Umwelt führen. Der daraus entstehende Zielkonflikt für den Landwirt, hinsichtlich der ökologischen Wirkungen seiner Produktion, ist ein Grund, der den Einsatz erosionsmindernder Bodenbearbeitungsverfahren hemmt. Entscheidungen in diesem Zielkonflikt könnten einerseits durch die Einschätzung der Erosionsgefährdung des Standortes unterstützt werden, andererseits durch ein **Umweltmanagementsystem**, das die potentiellen Wirkungen unterschiedlicher Produktionsverfahren auf die Umwelt aufzeigt.

Für die Landwirtschaft wurden in den letzten Jahren zahlreiche Systeme entwickelt, die anhand von **Indikatoren** Gefährdungspotentiale und direkte, mit einer Produktionsweise verbundene Umweltwirkungen aufzeigen. Beispiele dafür sind die Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft (*Eckert et al. 1999*), REPRO (*Hülsbergen und Diepenbrock 1997*) oder Agro-Environmental-Indicators (*Bockstaller et al. 1997*). Allen gemeinsam ist das Ziel, die vielseitigen direkten Umweltwirkungen, die mit einer Produktionsweise verbunden sind, aufzuzeigen und zu bewerten.

Eine anderes Umweltmanagementsystem ist die **Ökobilanz**, das neben den direkten auch die indirekten Umweltwirkungen, die mit der Herstellung eines Produktes verbunden sind, beschreibt. Indirekte Umweltwirkungen werden im Gegensatz zu den direkten nicht durch Emissionen verursacht, die bei der eigentlichen Herstellung des Produktes entstehen, sondern durch Emissionen aus den Vorketten. Die Vorketten umfassen die Herstellung und den Transport der Betriebsmittel für die Produktion. Das Verfahren der Ökobilanz ist in der *ISO 14040 (1997)* beschrieben und umfasst vier Schritte:

1. die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,

2. die Erstellung der Sachbilanz, in der die relevanten Input- und Outputflüsse eines Produktsystems zusammengestellt werden,
3. die Wirkungsabschätzung, die die mit den Input- und Outputflüssen verbundenen potentiellen Umweltwirkungen verschiedenen Wirkungskategorien zuordnet,
4. die Auswertung der Ergebnisse.

Wirkungskategorien können z.B. Ressourcenverbrauch, Treibhauseffekt, Ozonabbau, Human- und Ökotoxizität, Versauerung und Eutrophierung (*UBA 1995*) sein. Bei der Auswertung können die berechneten potentiellen Wirkungen mit denen eines Referenzsystems, z.B. Biodiesel versus Dieselöl, oder verschiedener Alternativen, z.B. unterschiedlicher Anbauverfahren, verglichen werden.

Als ein Verfahren innerhalb des Umweltmanagements eines Betriebes wurde die Ökobilanz vor allem zur Untersuchung industrieller Produkte entwickelt. Dabei wird der gesamte Produktlebensweg von der Rohstoffgewinnung über die Fertigung bis zur Entsorgung betrachtet. Durch die ursprüngliche Entwicklung für die industrielle Produktion werden jedoch Besonderheiten, die mit der landwirtschaftlichen Produktion verbunden sind, bisher nur unzureichend berücksichtigt. Eine Besonderheit ist, dass die landwirtschaftlichen Böden Produktionsfaktor und Schutzgut in Einem sind sowie die engen Wechselwirkungen, die sich daraus ergeben. Der Boden sollte deshalb nicht nur quantitativ unter dem Aspekt des Flächenverbrauchs betrachtet werden, sondern auch auf Wirkungen hin, welche die Bodenfruchtbarkeit beeinflussen.

Um Umweltwirkungen im Bereich des **landwirtschaftlich genutzten Bodens** zu erfassen, ist es notwendig, Modelle zu finden, die diese Wirkungen abbilden und die im Rahmen von Ökobilanzen eingesetzt werden können. Dabei ist bei der Auswahl der Modelle vor allem die Verfügbarkeit von Eingangsdaten ausschlaggebend. Die Notwendigkeit, Wirkungen im Bereich des Bodens zu berücksichtigen, wurde auch im Rahmen der Harmonisierung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft (European Commission DG VI Agriculture, *Audsley 1997*) betont. Da hierfür noch keine verbindliche Methodik vorliegt, d.h. noch nicht festgelegt ist, welche Wirkungen mit welchen Modellen erfasst werden und wie diese in Wirkungskategorien zusammengefasst werden, soll diese Arbeit zur Entwicklung dieser Methodik beitragen.

In drei Betrieben sollen die potentiellen Umweltwirkungen unterschiedlicher Produktionsverfahren durch Ökobilanzen - bei unterschiedlicher Intensität der Bodenbear-

beitung, des Pflanzenschutzmitteleinsatzes und der N-Düngung - für die Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste abgeschätzt werden.

Einer der Betriebe nimmt an Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung im Rahmen des Teilprojektes „Konservierende Bodenbearbeitung“ teil. In diesem Versuch werden drei alternative Varianten der Bodenbearbeitung in der Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen, Silomais, Winterweizen erprobt. Die dabei ermittelten Ergebnisse sollen Datengrundlage zur Bilanzierung der Versuchsvarianten in diesem Betrieb sein.

Insgesamt ergeben sich damit für diese Arbeit folgende Zielsetzungen:

- Prüfung der Ökobilanz als Methode zur Abschätzung von Umweltwirkungen aus der Pflanzenproduktion hinsichtlich der Datenverfügbarkeit in der Sachbilanz und Relevanz von direkten und indirekten Emissionen.
- Methodische Erweiterung der Ökobilanz in der Pflanzenproduktion im Wirkungsbereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens.
- Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Bodenbearbeitungsvarianten auf Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Feldaufgang, Ertrag und Deckungsbeitrag anhand der Versuchsergebnisse.
- Darstellung der potentiellen Umweltwirkungen der Produktion von Zuckerrüben, Winterweizen und Silomais bei unterschiedlichen Anbauverfahren im Rahmen von Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung mit Hilfe von Ökobilanzen. Dabei wird die Eignung von Ökobilanzen als Umweltmanagementinstrument für Landwirte bei der Entscheidung von Zielkonflikten und der Optimierung des Anbaus geprüft.
- Die potentiellen Umweltwirkungen der Produktion von Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste auf unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betrieben sind mit Hilfe von Ökobilanzen darzustellen und hinsichtlich ihrer Aussagekraft als Entscheidungshilfe für den Abnehmer zu beurteilen.

2 Material und Methode

Bei der Beschreibung der Methodik dieser Arbeit lassen sich drei Bereiche abgrenzen.

- Die Methodik der Ökobilanz, welche in diesem Kapitel beschrieben wird.
- Die Vorgehensweise bei der Erhebung der Betriebsdaten und der Durchführung der Feldversuche zur Konservierenden Bodenbearbeitung (Kapitel 2.4 und 2.5). Diese Daten bilden die Grunddaten der vergleichenden Ökobilanzstudien.
- Die Methodik bei der Entwicklung der Wirkungskategorie Bodenfruchtbarkeit und den darin enthaltenen Indikatoren. Da diese Wirkungskategorie eine Ergänzung zur üblichen Methodik der Ökobilanz darstellt und ein wichtiges Ergebnis dieser Arbeit ist, wird sie im Ergebniskapitel 3.1 beschrieben.

Das Vorgehen bei der Erstellung einer Ökobilanz ist in EN ISO 14040-14043 (environmental management - life cycle assessment) dargestellt. Einer der Grundsätze bei der Durchführung von Ökobilanzen ist: „Zur Durchführung von Ökobilanzstudien gibt es nicht nur eine Methode. Organisationen sollten in Abhängigkeit von der spezifischen Anwendung und den Bedürfnissen der Anwender bei der praktischen Durchführung einer Ökobilanz ... flexibel sein“ (*ISO 14040 1997*). Dies bedeutet, dass je nach Ziel und Untersuchungsrahmen die Annahmen, Datenqualität und Systemgrenzen unterschiedlich sein können. Zur Transparenz und Vergleichbarkeit einer Studie müssen diese Annahmen, Grenzen und Daten deshalb ausführlich dargestellt werden.

Als Bestandteile einer Ökobilanz nach *ISO 14040 (1997)* sind vier miteinander in Wechselbeziehung stehende Teilschritte vorgeschrieben (Abbildung 1).

- Festlegen von Ziel und Untersuchungsrahmen
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Bilanzbewertung

Die Festlegung des **Zieles der Studie** und des **Untersuchungsrahmens**, d.h. die Funktion des Produktionssystems, die funktionelle Einheit, die Systemgrenzen, Allokationsverfahren, Wirkungskategorien, Anforderung an die Datenqualität, Annahmen, Einschränkungen und die Art der kritischen Prüfung sind zu beschreiben. In der

Sachbilanz werden relevante Inputs und Outputs eines Produktsystems entlang des Produktlebensweges zusammengestellt und quantifiziert. Inputs und Outputs sind Stoffe oder Energie, die einem System zugeführt bzw. vom System abgegeben werden. Stoffe können dabei Ausgangsmaterialien, Zwischenprodukte, Produkte, Emissionen und Abfall sein.

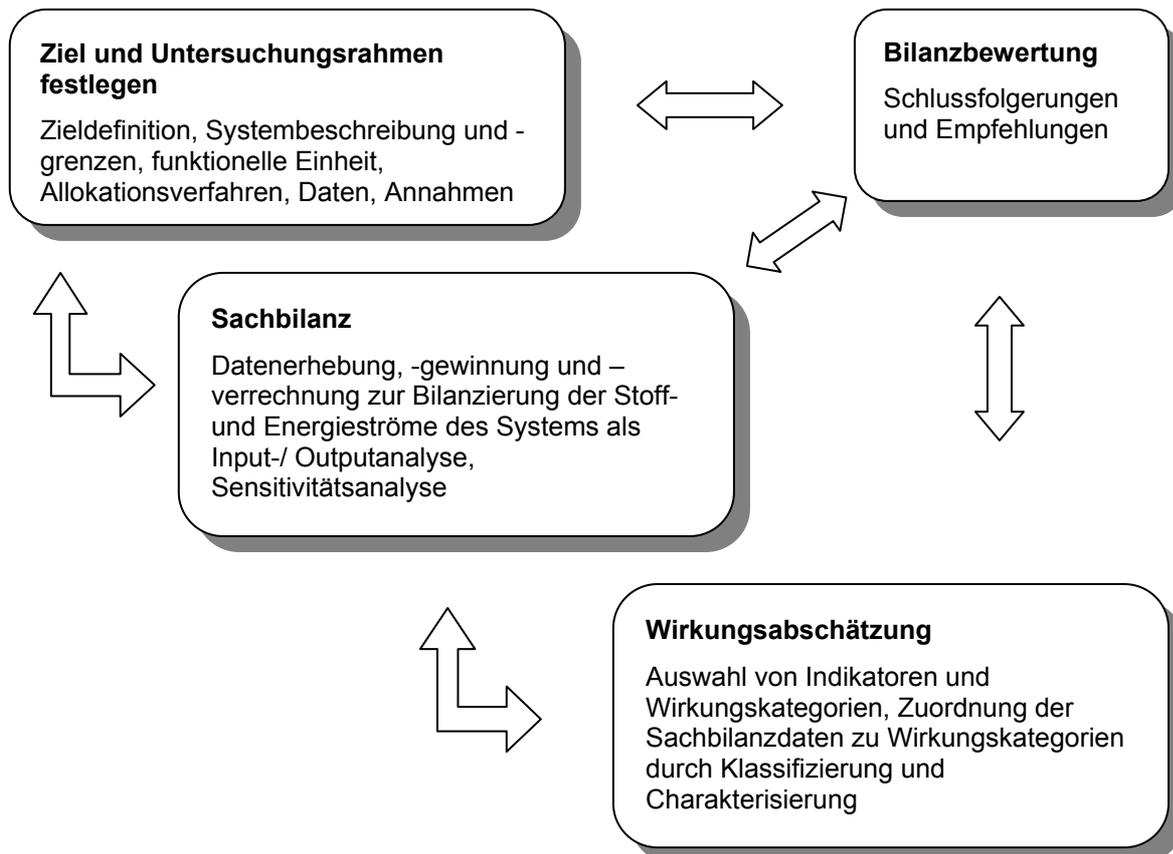


Abbildung 1: Teilschritte einer Ökobilanz nach ISO 14040 (1997)

Die **Wirkungsabschätzung** ist die Beurteilung der mit diesen Inputs und Outputs verbundenen potentiellen Umweltwirkungen. Emissionen, von denen ähnliche Wirkungen auf Mensch und Umwelt ausgehen, werden dazu in Wirkungskategorien zusammengefasst und innerhalb der Wirkungskategorien modelliert. Im letzten Schritt der Ökobilanz, der **Bilanzbewertung**, werden die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung hinsichtlich der Zielstellung der Studie zusammengefasst, um Empfehlungen und Schlussfolgerungen auszusprechen.

Die deutsche Bezeichnung **Ökobilanz** ist etwas irreführend, da es sich nicht um die Aufrechnung von Einträgen - Inputs und Austrägen - Outputs zu einem Saldo handelt, sondern um ein Verhältnis von Inputs und Outputs bezogen auf ein bestimmtes

Produkt oder auch auf eine Dienstleistung. Der englische Name life cycle assessment (LCA) drückt das Anliegen einer Ökobilanz klarer aus, nämlich die Bewertung eines Produktes über den Verlauf seines gesamten Lebensweges, d.h. von der Rohstoffgewinnung, über Produktion und Anwendung bis zur Beseitigung.

In der Landwirtschaft werden Ökobilanzen in unterschiedlichen Bereichen mit unterschiedlichen Zielen durchgeführt. Die ersten Ökobilanzen wurden im Bereich nachwachsender Rohstoffe erstellt (*Reinhardt 1993, Kaltschmitt und Reinhardt 1997, Wolfensberger und Dinkel 1997*). Ein wichtiges Argument für den Anbau von Bioenergieträgern ist die Umweltentlastung im Bereich der anthropogen verursachten CO₂-Emissionen und dem damit verbundenen Treibhauseffekt. Um diese Umweltentlastung nachzuweisen und zu quantifizieren, wurde der Anbau und die Nutzung von Bioenergieträgern mit dem Einsatz fossiler Energieträger verglichen. Ergebnisse aus diesen Studien können als Entscheidungshilfen für politische Entscheidungen dienen.

Weitere Ökobilanzen wurden im Bereich der Lebensmittelverarbeitung durchgeführt (*Keßeler 2000*), wobei die landwirtschaftliche Produktion als Vorkette zur Erzeugung der Rohstoffe bilanziert wurde. Ziel dabei kann die Optimierung von Produktionsprozessen in der Nahrungsmittelindustrie und eine Zertifizierung der Produktion im Rahmen des Umweltmanagements nach *ISO 14001 (1996)* sein. Die Zertifizierung der Produktion kann als Information für den Verbraucher zum besseren Marketing der Produkte dienen. Auftraggeber sind hier meist die Produktionsfirmen.

Ein weiterer Bereich der Anwendung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft ist der Vergleich von Anbausystemen, des konventionellen gegenüber dem integrierten oder ökologischen Anbau. Dabei wird die Umweltverträglichkeit der verschiedenen Systeme verglichen, wobei die Ergebnisse als Argumentationshilfe für das jeweilige Anbausystem im Vordergrund stehen (*z.B. Gaillard und Hausherr 1999, Geier et al. 1998, Geier 2000, Wetterich und Haas 1999*).

Ökobilanzen können außerdem zum Vergleich unterschiedlicher Anbauverfahren, durchgeführt werden (*z.B. Hansen 1998, Heuer 1999, Möhlmann 1998, Mörschner und Gerowitt 1999, Schorb 1998*), wie auch in der vorliegenden Arbeit. Dabei geht es darum, die vielfältigen ökologischen Wirkungen, die mit einem bestimmten Betriebs-

mitteleinsatz verbunden sind, aufzuzeigen und eine Entscheidungsgrundlage für die Optimierung von Anbauverfahren zu bieten. Zielgruppe dabei sind Berater, Landwirte oder Entscheidungsträger. In den letzten Jahren wurden ebenfalls Ökobilanzen über die Produktion von Betriebsmitteln wie Dünger (*Patyk und Reinhardt 1997*) und Maschinen (*Borken et al. 1999*) durchgeführt. Sie dienen als Datengrundlage bei der Bilanzierung landwirtschaftlicher Produkte.

Werden Ökobilanzen zur Optimierung von Anbauverfahren für Landwirte durchgeführt, besteht das Problem, dass viele der berücksichtigten Emissionen nicht im eigenen Betrieb auftreten und wirken, sondern bei vorgelagerten Produktionsprozessen entstehen mit globaler oder regionaler Wirkung. Bei den Emissionen, die direkt im Betrieb entstehen und als Umweltschäden mit der Landwirtschaft in Verbindung gebracht werden, sogenannte direkte Emissionen, werden derzeit vor allem die unterschiedlichen Stickstoffemissionen wie Ammoniak, Stickstoffdioxid und -monoxid oder Nitrat bei der Ausbringung von Stickstoffdüngern berücksichtigt (*Möhlmann 1998, Lewandowski et al. 2000*). Andere direkte Emissionen wie Bodenabtrag, Phosphatabtrag oder Pestizidaustrag werden hingegen nur unzureichend, rein qualitativ oder gar nicht erfasst, da hierfür die geeigneten Modelle und eine anwendbare Methodik noch nicht ausreichend entwickelt sind. Um den Einsatz von Ökobilanzen als Managementinstrument für Landwirte zu verbessern, muss die derzeitige Methodik erweitert werden, indem weitere relevante Umweltwirkungen berücksichtigt werden. In den in dieser Arbeit durchgeführten Ökobilanzen soll versucht werden, die klassischen Wirkungskategorien einer Ökobilanz um Wirkungen im Bereich des Bodens zu erweitern. Die Entwicklung und Berücksichtigung von Indikatoren zur Abschätzung von Wirkungen im Bereich landwirtschaftlich genutzter Böden wurde auch im Rahmen der Europäischen Kommission „DG VI Agriculture - Harmonisierung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft“ gefordert (*Audsley 1997*).

2.1 Ziele, Untersuchungsrahmen und Produktionssysteme

Die Ergebnisse von Ökobilanzen können nur beurteilt werden, wenn die Rahmenbedingungen, Annahmen und die Datengrundlage für das Produktionssystem bekannt sind. Im Folgenden werden einerseits die Hintergründe und Ziele der durchgeführten Ökobilanzen dargelegt und der Untersuchungsrahmen beschrieben. Zum anderen

werden die Daten aus den Versuchen und von den Betrieben aufgeführt, die als Grundlage für die Berechnung der Ökobilanzen dienen.

2.1.1 Hintergrund und Ziele

Die vorliegende Ökobilanz wurde im Rahmen des Teilprojektes "Konservierende Bodenbearbeitung" der Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe erstellt. In diesem Teilprojekt sollten Konzepte entwickelt werden, wie wissenschaftlich erprobte Verfahren zur umweltgerechten Landbewirtschaftung an die lokalen Verhältnisse angepasst und von den Landwirten umgesetzt werden können (*Billen et al. 2001*). Ein Beispiel dafür ist die Einführung von erosionsmindernden Anbauverfahren, wie die konservierende Bodenbearbeitung. Ein erster Schritt war in Gesprächen mit zahlreichen Landwirten die Analyse von Hemmnissen, die eine Umsetzung erosionsmindernder Verfahren verhindern. Als ein Hemmnis wurde dabei die Unsicherheit aufgeführt, ob bei der Durchführung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren nicht gleichzeitig ein vermehrter Einsatz an Pflanzenschutzmitteln und Dünger notwendig wird. Die Unsicherheit, ob die positiven Wirkungen im Erosionsschutz nicht durch negative Wirkungen infolge eines höheren Betriebsmitteleinsatzes aufgehoben werden, führte zu der Frage, wie eine Abschätzung der gesamten ökologischen Wirkungen, die mit unterschiedlichen Anbauverfahren verbunden sind, erfolgen kann.

Daraus erfolgte der Beschluss, Ökobilanzen durchzuführen, mit den Zielen:

- Die potentiellen Umweltbelastungen der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren Pflug, Grubber und Mulchsaat bei der Produktion von Zuckerrüben, Winterweizen und Silomais auf dem Versuchsbetrieb Lehr zu bilanzieren. Dabei sollte geprüft werden, in wie weit sich Ökobilanzen als Umweltmanagementinstrument für Landwirte eignen.
- Es sollte gezeigt werden, ob sich die Ökobilanzierung als Methode eignet, die Umweltwirkungen von Anbauverfahren der konventionell wirtschaftenden Betriebe Lehr (intensiv), Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv) mit unterschiedlicher Intensität bei der Bodenbearbeitung, Düngung und beim Pflanzenschutz zu vergleichen. Dabei könnten die Ergebnisse als Marketinginstrument eingesetzt werden.

Die Zielgruppe der Studie sind Landwirte und landwirtschaftliche Berater im Bereich Pflanzenproduktion. Nähere Angaben zu den Versuchen und den bilanzierten Betrieben finden sich in Kap. 2.4 und 2.5.

2.1.2 Untersuchungsrahmen

In der Studie wird zum einen der Anbau von Zuckerrüben, Winterweizen, Silomais, Winterweizen mit drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren in einem Betrieb verglichen, zum anderen die Produktion in drei unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betrieben in der Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste.

Die **Funktionelle Einheit** soll als Maß für die Leistung, die das betrachtete System erbringt, dienen (*SETAC 1993 in Audsley 1997*). In der Pflanzenproduktion sind dafür die Anbaufläche, der Ertrag oder der Deckungsbeitrag denkbare Größen. Die Anbaufläche als funktionelle Einheit bezieht beim Vergleich unterschiedlicher Betriebe oder Anbauverfahren nur die Unterschiede mit ein, die sich auf die unterschiedlichen Produktionsverfahren beziehen und lässt solche außer Acht, die durch ein unterschiedliches Ertragspotential des Standortes vorhanden sind. Da jedoch der Einsatz von Produktionsmitteln, wie z.B. Dünger und Pflanzenschutzmittel, nicht unabhängig vom Ertragspotential eines Standortes erfolgt, sondern wesentlich von den Ertrags-erwartungen bestimmt wird, gilt diese Aussage nur eingeschränkt. Soll in einer Öko-bilanz als Leistung des Systems die Nutzung einer Fläche - z. B. bei unterschiedlichen Nutzungsarten (Wald, Wiese, Acker) - verglichen werden, ist die Anbaufläche als funktionelle Einheit sinnvoll.

In einem landwirtschaftlichen Betrieb besteht die Leistung des Systems aus Sicht der Verbraucher hauptsächlich darin, über den Ertrag eine bestimmte Menge an Nahrungsmittel zu erzeugen. Der Ertrag als funktionelle Einheit bietet deshalb beim Vergleich unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme wie konventionellem und ökologischem Anbau oder unterschiedlicher Anbauverfahren eine bessere Vergleichsgrundlage als die Anbaufläche. Hierbei spielt die Überlegung eine Rolle, dass z.B. im konventionellen Anbau durch ein höheres Ertragsniveau die gleiche Leistung auf einer geringeren Anbaufläche erbracht werden kann als im ökologischen Anbau. Die

Anbaufläche als funktionelle Einheit ist somit zum Vergleich von Anbauverfahren hinsichtlich der damit verbundenen Umweltbelastungen wenig geeignet.

Bei der Betrachtung einer Fruchtfolge mit unterschiedlichen Fruchtarten ist es nicht sinnvoll, den Ertrag in dt/ha der verschiedenen Fruchtarten zu addieren. Die Leistung von einer Tonne Zuckerrüben als Nahrungsmittel kann nicht mit der einer Tonne Winterweizen gleichgesetzt werden. Eine Möglichkeit, die Erträge der unterschiedlichen Fruchtarten in ein Verhältnis zu setzen, besteht über die Betrachtung des Energielieferungsvermögens der Fruchtarten. Das Energielieferungsvermögen einer Fruchtart im Vergleich mit Gerste ist Grundlage für die Berechnung von Getreideeinheiten als Ertragsmesszahl.

Tabelle 1: Getreideeinheitenschlüssel (BMELF 2000)

Erzeugnis	Getreideeinheiten in dt
1 dt Gerste	1,00
1 dt Weizen	1,07
1 dt Zuckerrüben	0,27
1 dt Silomais	0,18

Für den Landwirt ist der Deckungsbeitrag seiner Produktion oder noch besser der Gewinn, den er mit seinem Anbau erzielt, letztendlich die Leistung seines Systems, die er erreichen möchte. Wird dieser Deckungsbeitrag aufgrund höherer Preise oder niedrigerer Kosten auf einer geringeren Anbauflächen oder mit einem geringem Ertrag erzielt, wird weniger Anbaufläche benötigt, und damit entstehen potentiell geringere Umweltbelastungen. Aus Sicht des Landwirtes ist es also interessant die Umweltbelastungen zu betrachten, die mit dem Erreichen eines bestimmten Deckungsbeitrags verbunden sind. Für ihn ist also die sogenannte Ökoeffizienz interessant, d.h. die Umweltwirkungen bezogen auf einen bestimmten ökonomischen Ertrag. Die Deckungsbeiträge wurden mit dem Programm VOKA 2000 berechnet (*Institut für Betriebswirtschaftslehre, Universität Hohenheim, 2000*). Der Berechnung liegen Preise für Pflanzenschutzmittel, Dünger und Erntegut in der Region Hohenlohe nach Angaben der Bezugs- und Absatzgenossenschaften für das jeweilige Wirtschaftsjahr zugrunde. Daten für den Maschineneinsatz stammen aus der KTBL Datensammlung.

Die **Bilanzierungstiefe** umfasst die Pflanzenproduktion der Betriebe in den betrachteten Fruchtfolgen. Inputs in das System sind die mit der Bereitstellung der Betriebsmittel und der landwirtschaftlichen Produktion verbundenen Energie- und Stoffflüsse, sowie die Anbaufläche. Zur Bereitstellung der Betriebsmittel zählen die Förderung, Aufbereitung oder Herstellung der eingesetzten Rohstoffe, Produktion und Transport der Betriebsmittel, sowie Reparatur und Instandhaltung der Maschinen in der landwirtschaftlichen Produktion. Die Herstellung der Maschinen und Produktionsstätten für die Produktion der Betriebsmittel werden in der Bilanz nicht berücksichtigt.

Outputs sind die lagerfähigen, unverarbeiteten Anbauprodukte, die Anbaufläche, sowie Emissionen aus dem System. Die Systemgrenze wird beim lagerfähigen Anbauprodukt gezogen, da das Ziel der Ökobilanz der Vergleich von Anbauverfahren ist und nicht von Verarbeitungs-, Verbrauchs- oder Entsorgungsprozessen, die unabhängig von der Anbauintensität sind und sich deshalb nicht wesentlich unterscheiden.

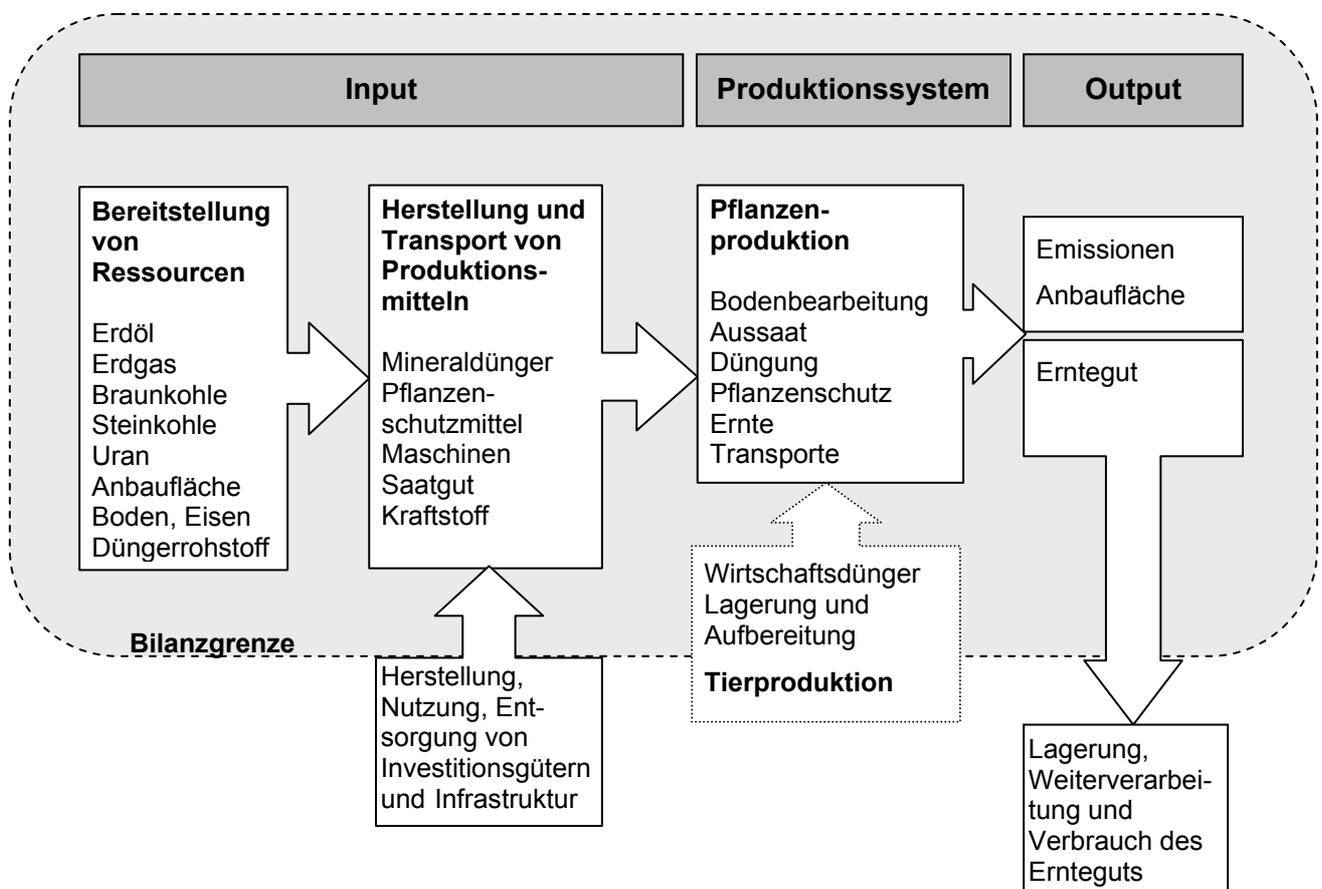


Abbildung 2: Bilanzgrenze der untersuchten landwirtschaftlichen Produktionssysteme

Geographische Systemgrenzen für die landwirtschaftliche Produktion sind im engeren Sinne die betrachteten Betriebe, sie können aber als repräsentative Betriebe für die Region Heilbronn/Hohenlohe angesehen werden. Für die Bereitstellung der Betriebsmittel für die landwirtschaftliche Produktion werden Daten für in der Bundesrepublik Deutschland und der Schweiz eingesetzte Betriebsmittel verwendet (*Gaillard et al. 1997, Borken et al. 1999*).

Die **zeitliche Systemgrenze** umfasst bei der Beschreibung der landwirtschaftlichen Produktion in den drei unterschiedlichen Betrieben den Durchschnitt der Jahre 1997-1999. Die Anbaudaten für die Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung in dem Betrieb Lehr beziehen sich auf die Versuchsjahre 1998/99 bis 2000/01. Die verwendeten Daten in der Sachbilanz sind zumeist Daten aus den neunziger Jahren, in einigen Fällen mussten Schätzungen auf der Basis älterer Daten vorgenommen werden. Genauere Angaben zu den Daten finden sich in Kap. 2.2.

Allokationen sind notwendig, wenn bei einem Produktionsprozess mehrere Produkte entstehen, neben dem bilanzierten Hauptprodukt also Kuppelprodukte anfallen, und das Umweltinventar auf die verschiedenen Produkte verteilt werden muss. In der landwirtschaftlichen Produktion fallen neben den Haupternteprodukten, wie hier Korn und Zuckerrüben, auch Nebenernteprodukte wie Stroh oder Zuckerrübenblatt an, die hauptsächlich in der Tierproduktion eingesetzt werden. Das Zuckerrübenblatt wird bei allen drei Betrieben nicht verwertet und bleibt deshalb innerhalb der Bilanzgrenzen. Das Stroh von Winterweizen und Wintergerste wird zum Teil im angrenzenden Produktionsverfahren der Tierhaltung eingesetzt. Die Allokation findet anhand des ökonomischen Wertes statt. Dabei werden die Allokationsfaktoren 95 % für Korn und 5 % für Stroh (*Audsley et al. 1997, S.20*) angenommen.

Des Weiteren ist eine Allokation bei Wirtschaftsdüngern, die als Kuppelprodukt in der Tierhaltung anfallen, und in der Pflanzenproduktion eingesetzt werden, nötig. Aufgrund des Überangebots von Wirtschaftsdünger wird davon ausgegangen, dass die unbehandelten Wirtschaftsdünger ein Abfallprodukt aus der Tierhaltung sind und nicht verkauft, sondern entsorgt werden müssten, wenn sie nicht in der Pflanzenproduktion eingesetzt werden. Das bedeutet, dass sie einen negativen Wert haben und die Belastungen aus der Tierhaltung voll diesem Produktionssystem angelastet werden. Durch die Lagerung und Aufbereitung werden die Wirtschaftsdünger aufge-

wertet und sind in der Pflanzenproduktion einsetzbar. Deshalb werden die Umweltbelastungen, die durch die Lagerung und Aufbereitung der Wirtschaftsdünger entstehen, zu 75 % der Pflanzenproduktion angerechnet (*Gaillard et al. 1997*).

Datenherkunft und Annahmen bei der Bilanzierung der landwirtschaftlichen Inputs werden in Kapitel 2.2 näher beschrieben.

Eine Beschreibung der ausgewählten **Wirkungskategorien** und Wirkungsindikatoren findet sich in Kapitel 2.3.

Werden in einer Ökobilanz Systeme miteinander verglichen, wie in dieser Studie die Anbausysteme dreier Betriebe, muss bei der Auswertung der Ergebnisse die **Vergleichbarkeit der Systeme** beurteilt werden. Systeme müssen unter Anwendung der gleichen funktionellen Einheiten und äquivalenten methodischen Festlegungen wie Leistung, Systemgrenzen, Datenqualität, Allokationsverfahren, Kriterien zur Beurteilung von Inputs und Outputs sowie zur Wirkungsabschätzung verglichen werden (*ISO 14040*), was in dieser Studie der Fall ist. Die geschätzten Umweltwirkungen werden auf die Fläche, den Ertrag und den Deckungsbeitrag bezogen. Der Ertrag und damit auch der Deckungsbeitrag sind nicht nur von den eingesetzten Produktionsmitteln, sondern auch von den natürlichen Standorteigenschaften wie Boden und Klima abhängig.

Beim Vergleich der drei Anbauverfahren aus den Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung sollen die Ergebnisse dem Landwirt Auskunft über die Umweltwirkungen dieser unterschiedlichen Anbauverfahren geben und als Entscheidungshilfe bei der Änderung seines Anbauverfahrens dienen. Da die drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren auf denselben Schlägen angewendet wurden, ist davon auszugehen, dass der Einfluss des Standorts in allen Versuchsvarianten nahezu gleich ist. Der Versuch wurde aufgrund der Fragestellung jedoch nicht mit randomisierten Wiederholungen angelegt, so dass ein Standorteinfluss nicht völlig auszuschließen ist. Beim Vergleich der drei unterschiedlichen Betriebe soll die Ökobilanz als Marketinginstrument dienen. Auf die Vergleichbarkeit der Systeme wird bei der Beurteilung der Ökobilanzen in der Diskussion (Kap. 4.4.3) näher eingegangen.

Die Ökobilanzen werden im Rahmen einer Dissertation durchgeführt und dabei veröffentlicht. Da es sich um vergleichende Ökobilanzen handelt, muss nach ISO 14040

eine **kritische Prüfung** durchgeführt werden. Ziel der kritischen Prüfung laut ISO 14040 ist es sicherzustellen, dass

- die angewendeten Methoden mit der ISO Norm übereinstimmen und wissenschaftlich begründet sind,
- die verwendeten Daten hinreichend und zweckmäßig sind,
- die Auswertung die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

In Anlehnung an ISO 14040 erfolgt die kritische Prüfung intern durch den Berichter der Dissertation Prof. W. Claupein; Universität Hohenheim, Institut für Pflanzenbau und Grünland, Fachgebiet für allgemeinen Pflanzenbau und den Mitberichter Prof. H.-P. Liebig, Universität Hohenheim, Institut für Sonderkulturen und Produktionsphysiologie, Fachgebiet Gemüsebau. Begleitend sind beteiligt die Mitbetreuerin der Arbeit Dr. Iris Lewandowski, Utrecht University, Dep. of Science, Technology and Society und Dr. Andreas Kicherer, BASF AG Wiesbaden, Leiter der Arbeitsgruppe Ökobilanzen. Als interessierte Kreise werden beim Vergleich der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren die am Arbeitskreis „Konservierende Bodenbearbeitung“ beteiligten Landwirte und Berater einbezogen. Die Studie zum Vergleich der drei Betriebe wird bezüglich Vorgehen und Ergebnisse mit den Betriebsleitern der drei Vergleichsbetriebe diskutiert. Die kritische Prüfung erfolgt intern anhand der Gutachten des Berichters und Mitberichters der Dissertation, wobei sich die Gutachten auf die gesamte Arbeit und nicht nur speziell auf den Aspekt der Ökobilanzierung beziehen. Die aus Besprechungen und Sitzungen mit den Beteiligten hervorgegangenen Anregungen, Kommentare und Ergebnisse sind als Protokolle im Anhang dokumentiert. Einzelne Aussagen werden in der Diskussion der Arbeit mit aufgenommen.

Die Verwaltung der Daten in der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung wurde mit Hilfe des **Ökobilanzprogramms BALANCE** durchgeführt. Das Programm wurde am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart entwickelt. Mit Hilfe von *BALANCE* lassen sich Daten zu den Inputs und Outputs der einzelnen Prozessstufen des Produktionssystems eingeben, die Prozessstufen miteinander verbinden und die Outputs den entsprechenden Wirkungskategorien zuordnen.

2.2 Datengrundlage für die Sachbilanz

Als landwirtschaftliche Inputs werden die im Anbau eingesetzten Betriebsmittel Dünger, Pflanzenschutzmittel, Maschinen, Geräte, Saatgut und der direkte Energieeinsatz in der landwirtschaftlichen Produktion in Form von Kraftstoff bilanziert. Außerdem werden die für die Produktion und den Transport der Betriebsmittel eingesetzten Energieträger, sowie die Aufbereitung dieser Energieträger aus Rohenergieressourcen berücksichtigt. Der Energieeinsatz in diesen Vorketten wird als indirekter Energieeinsatz bezeichnet, die Emissionen, die dabei entstehen, als indirekte Emissionen.

Daten, die mit der Bereitstellung dieser Betriebsmittel und Energieträger verbunden sind, sind im Wesentlichen der Veröffentlichung „Umweltinventare der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau“ (*Gaillard et al. 1997*) entnommen. Umweltinventare sind sowohl die aus der Umwelt entnommenen Ressourcen, wie auch in die Umwelt abgegebene Emissionen und Abfälle. Annahmen, die bei der Berechnung dieser Daten getroffen wurden, und Vergleiche mit anderen Datenquellen, werden in den Kapiteln 2.2.1 - 2.2.5 dargestellt. In Kapitel 2.2.6 sind Annahmen für die Berechnung der direkten Emission beschrieben, die auf dem Hof oder auf dem Feld infolge landwirtschaftlicher Aktivitäten entstehen.

Betriebsmittel, die aus Gründen der Datenverfügbarkeit und gering eingesetzter Mengen nicht bilanziert werden, sind die in den landwirtschaftlichen Maschinen eingesetzten Schmierstoffe, sie betragen ungefähr 1 % des Dieserverbrauchs (*KTBL 1998*), Mikronährstoffdünger in Form von schwefelsaurem Ammoniak (S) und Bittersalz (Mg), das Saatgut der Zwischenfrucht und das Verpackungsmaterial für die Pflanzenschutzmittel.

2.2.1 Energie

Die meisten Emissionen, die in einer Ökobilanz berechnet werden, entstehen durch die Förderung, Aufbereitung, den Transport und den Einsatz von Energieträgern. Dabei werden unterschiedliche Energie- und Emissionsarten unterschieden.

Bei den Energiearten unterscheidet man:

- Die Aufbereitungsenergie, die Energie, die für die Umwandlung von Rohenergie-ressourcen in Energieträger benötigt wird. Dazu gehören die Förderungs-, Raffinations- und Verarbeitungsprozesse sowie die Verteilung.
- Die Prozessenergie, die für die Herstellung, den Transport, den Unterhalt und die Entsorgung des betrachteten Inputs und seiner Ausgangsmaterialien benötigte Energie.
- Die innere Energie ist die Energie, die aus Energieträgern gewonnen wird, jedoch bis zum Einsatz des Inputs in diesem enthalten bleibt.
- Die Produktionsenergie ist die Summe aus Prozessenergie und innerer Energie

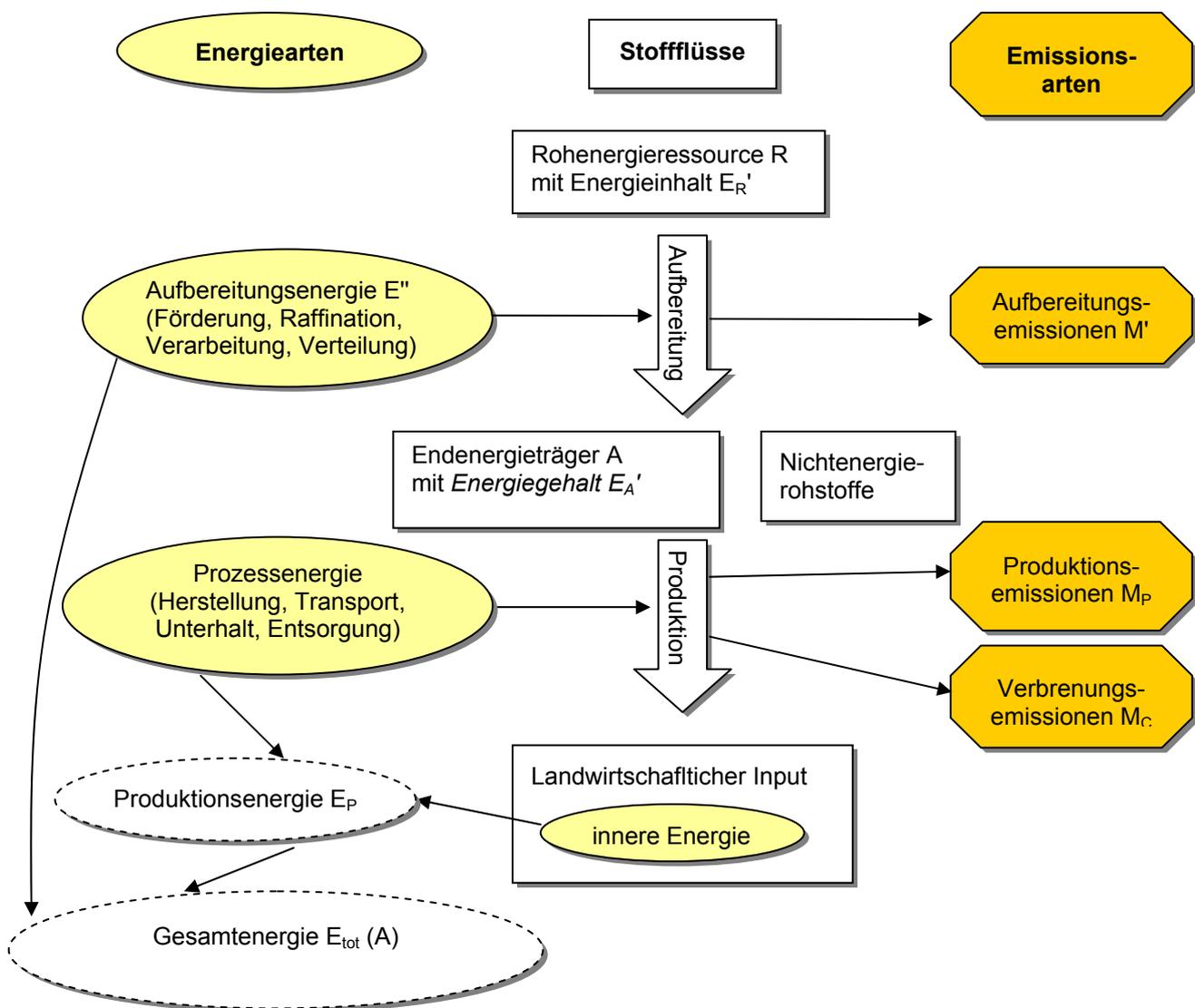


Abbildung 3: Übersicht über unterschiedliche Energiearten, Stoffflüsse und Emissionsarten in einem Produktionsprozess, nach Gaillard et al. (1997) verändert

In der vorliegenden Studie werden drei Arten von Emissionen betrachtet, die Aufbereitungs-, Verbrennungs- und Produktionsemissionen. Die Menge der Emissionen M_i , die mit dem Einsatz eines Energieträgers (A) verbunden sind, setzen sich zusammen aus den Aufbereitungsemissionen $M_i'(A)$ und Verbrennungsemissionen $M_{Ci}(A)$. Für die Elektrizität und die inneren Energieträger sind die Verbrennungsemissionen gleich null.

$$M_i(A) = M_i'(A) + M_{Ci}(A)$$

Die Gesamtmenge der Emissionen $M_i(I)$, die mit der Herstellung eines landwirtschaftlichen Inputs (I) verbunden sind, lassen sich berechnen aus den Aufbereitungs- und Verbrennungsemissionen der eingesetzten Energieträger und den bei der Herstellung des landwirtschaftlichen Inputs entstehenden Produktionsemissionen:

$$M_i(I) = \sum [r_A * E_P(A) * M_i(A)] + M_{Pi}(I)$$

r_A : Aufteilung der für die Herstellung eines Inputs benötigten Energieträger

E_P : Produktionsenergie des Inputs

M_{Pi} : Produktionsemissionen

Endenergieträger

Für die Bilanzierung der Umweltinventare, die mit dem Einsatz der landwirtschaftlichen Inputs verbunden sind, werden Werte aus *Gaillard et al. (1997)* übernommen. Die dabei zugrunde gelegten Endenergieträger werden in Tabelle 2 beschrieben.

Rohenergieressourcen

Die oben beschriebenen Endenergieträger werden laut *Frischknecht et al. (1994)* aus den in Tabelle 3 beschriebenen Rohenergieressourcen gewonnen. Für die fossilen Brennstoffe entspricht der Energiegehalt dem spezifischen Heizwert, wie von *VDI (1997)* empfohlen. Der direkte Energieverbrauch in der landwirtschaftlichen Produktion wird in Kapitel 2.2.3 beschrieben.

Tabelle 2: Beschreibung der bei *Gaillard et al. (1997)* eingesetzten Endenergieträger für die Bereitstellung der in der Landwirtschaft eingesetzten Betriebsmittel

Energieart	Energie-träger	Einheit	Energiegehalt (MJ/Einheit)	Bezeichnung und Referenzen gemäß <i>Frischknecht et al. (1994)</i> ¹
Prozess-energie	Elektrizität	MJ	1,0	Niederspannungsstrom, Bezug in UCPTÉ ²
		MJ	1,0	Mittelspannungsstrom, Bezug in UCPTÉ
	Steinkohle	kg	27,1	Nutzwärme ab Industriekohlenfeuerung (1-10MW)
	Braunkohle	kg	8,3	Nutzwärme, Einzelofen Braunkohlebricketts, (5-15 kW)
	Kohle	kg	22,4	Gewogenes Mittel aus 3/4 Steinkohle und 1/4 Braunkohle
	Erdgas ³	m ³	36,4	Nutzwärme ab Industriegasfeuerung > 100kW
	Schweröl	kg	42,7	Nutzwärme ab Industrieölfеuerung in Europa
	Diesel, Euro ⁴	kg	42,8	Produktion und Verbrauch in Europa; für die Bereitstellung: Diesel ab Regionallager Europa
	Diesel, CH	kg	42,8	Produktion und Verbrauch in der Schweiz; für die Bereitstellung: Diesel ab Regionallager Schweiz
Innere Energie	Steinkohle	kg	27,1	Europäische Steinkohle ab Bergwerk
	Erdgas	m ³	36,4	"Freies" Erdgas in der Schweiz
	Naphtha	kg	40,7	Naphta ab Raffinerie Europa
	Schweröl	kg	42,7	Heizöl ab Regionallager Europa

¹ Mit Ausnahme von Dieselöl und Kohle, für welche die Angaben *BUWAL (1996)* entnommen sind bzw. Schätzungen von *Gaillard et al. (1997)*

² UCPTÉ: Union pour la Coordination de la Production et du Transport de l'Électricité

³ Dichte 0,85 kg/m³

⁴ Ausschließlich Verbrennung

Tabelle 3: Energieinhalte der betrachteten Rohenergieressourcen gemäss *Frischknecht et al. (1994)*. Der Wert für Uran stammt von *Dubbel (1990)*. Entnommen aus *Gaillard et al. (1997)*

Rohenergieressource	Einheit	Energieinhalt (MJ/Einheit)
Erdölgas	m ³	40,9
Rohgas	m ³	35,0
Grubengas (Methan)	kg	35,9
Rohöl	kg	42,6
Rohfördersteinkohle	kg	18,0
Rohbraunkohle	kg	8,0
Uranerz	t	756,0

2.2.2 Dünger

Als Düngemittel werden beim Anbau sowohl mineralische Dünger als auch Wirtschaftsdünger in Form von Gülle und Mist eingesetzt.

Mineralischer Dünger

Für die Umweltinventare der Düngerproduktion und dem Düngertransport liegen für die BRD Daten aus *Patyk und Reinhardt (1997)* vor, für die Schweiz von *Gaillard et al. (1997)*. Bei den Daten aus *Patyk und Reinhardt (1997)* werden als Umweltinventar mineralische Ressourcen, Primärenergieträger und luftgetragene Schadstoffe in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Ozonabbau, Eutrophierung, Versauerung und Öko- und Humantoxizität aufgeführt. *Gaillard et al. (1997)* berücksichtigt neben den luftgetragenen auch Emissionen ins Wasser. Bei den Daten zum Energieeinsatz und den luftgetragenen Produktionsemissionen in der Düngerproduktion bezieht er sich auf Angaben von *Patyk (1996)*, bei den Einträgen in das Wasser auf Angaben aus *Audsley (1997)*. Bei den Produktionsemissionen sind keine Kohlendioxidemissionen berücksichtigt, da die Abweichungen in der Literatur zu groß sind.

In dieser Arbeit werden die Werte von *Gaillard et al. (1997)* verwendet, um die Emissionen ins Wasser mit zu berücksichtigen. Bei der Berechnung der Umweltinventare wurden vom Autor dabei folgende Annahmen getroffen:

- Die Energie, die bei der Herstellung von Stickstoffdüngern in Form von Kohle, Erdgas und Schweröl verbraucht wird, setzt sich zu zwei Dritteln aus innerer Energie und einem Drittel aus Prozessenergie zusammen.
- Bei sämtlichen Energieträgern, die zur Herstellung von Phosphor und Kalidüngern sowie von Kalk erforderlich sind, handelt es sich um Prozessenergieträger.

Tabelle 4 zeigt eine Gegenüberstellung der angenommenen Transportentfernungen bei der Bereitstellung von Düngemitteln in Deutschland und der Schweiz. Die daraus resultierenden Umwelteffekte stützen sich auf *Frischknecht et al. (1994)*.

Tabelle 4: Transportentfernungen bei der Bereitstellung von Düngemitteln vom Herstellungszum Verbrauchsort in Deutschland (Patyk und Reinhardt 1997) und der Schweiz (Gaillard et al. 1997).

	Schiene		Straße		Schiffe (See und Binnen)	
	BRD	CH	BRD	CH	BRD	CH
Min. Stickstoffdünger	520	100	182	250	607	
Min. Phosphordünger	520	60	182	150	4842	22000
Kalidünger	291	25	79	40	141	

Aus Gründen der Datenkonsistenz werden auch hier die Werte von *Gaillard et al. (1997)* übernommen. Es wird davon ausgegangen, dass der Dünger lose transportiert und verkauft wird, so dass kein Verpackungsmaterial anfällt.

Organische Dünger

Bei der Berechnung der Umwelteffekte durch den Einsatz von Gülle wird bei der Allokation der Ansatz des ökonomischen Wertes angewendet (*Audsley 1997*). Dabei wird davon ausgegangen, dass tierische Exkreme als Basis für organischen Dünger als Abfallprodukt aus der Tierhaltung keinen Wert besitzen. Deshalb werden die mit der Erzeugung der Exkreme verbundenen Umweltbelastungen dem System der Tierproduktion angerechnet, das außerhalb der hier angenommenen Systemgrenzen liegt. Zur Verwertung des Abfallproduktes als Dünger muss dieser gelagert und aufbereitet werden. Da die Lagerung und Behandlung einen Aufwertungsprozess beinhaltet, werden die dabei anfallenden Umweltbelastungen zum Teil als Düngerproduktion dem System der Pflanzenproduktion angerechnet. In der Bilanz werden die Werte von *Gaillard et al. (1997)* verwendet, der 75 % der von *Lambert (1995)* berechneten Werte der Aufwendungen für die Lagerung und Behandlung von Gülle und Mist berücksichtigt.

2.2.3 Investitionsgüter

Indirekter Energieverbrauch und Umweltinventar - landwirtschaftliche Maschinen und Geräte

Beim indirekten Energieverbrauch wird die Energie für die Produktion der Werkstoffe, die Fertigung der landwirtschaftlichen Maschinen, Instandhaltung und Reparatur sowie der Transport von der Fabrik zum Landwirtschaftsbetrieb berücksichtigt. Unberücksichtigt bleibt die Energieaufwendung für Gebäude und Maschinen zur Werk-

stoffherstellung und Fertigung der Maschinen, sowie die Anbindung des landwirtschaftlichen Betriebes an die Infrastruktur.

Tabelle 5: Übersicht über den Primärenergiebedarf bei der Bereitstellung von landwirtschaftlichen Maschinen und Geräten nach Angaben unterschiedlicher Autoren

Autor	Maschinen	Primärenergiebedarf (MJ/kg)			Gesamt
		Werkstoffherstellung	Maschinenfertigung	Instandhaltungsfaktor (%)	
Kalk und Hülsbergen (1996)	allgemein	45,0	25,0	55	108,0
Gaillard et al. (1997)	A1 Traktoren ≤ 45 kW	71,4	63,8	45	206,3
	A2 Traktoren > 45 kW	71,4	63,8	26	176,8
	A3 Erntemaschinen	71,4	56,4	23	163,4
	B Bodenbearbeitungsgeräte	71,4	37,6	30	150,8
	C Übrige ²	71,4	32,4	26	139,1
Schorb (1998) ¹	Bodenbearbeitung im Weinbau		29,0	-	29,0

¹ eigene Berechnung nach Angaben der Autoren, Gewichtsangaben S. 32-36 und KEA S. 56-62

² übrige Geräte sind: Mistzetter, Güllepumpen, -tankwagen, Sämaschinen, Ballenwickelmaschinen, Düngerstreuer, Pflanzenschutzspritzen.

Der Primärenergiebedarf nach *Gaillard et al. (1997)* ist deutlich höher, da neben der Produktionsenergie auch die Aufbereitungsenergie für die verwendeten Energieträger mit eingerechnet wurden. Aus Gründen der Datenkonsistenz und der größeren Differenziertheit werden Daten von *Gaillard et al. (1997)* zu Grunde gelegt, da auch bei der Ermittlung des Energiebedarfs anderer Betriebsmittel die Aufbereitungsenergie für die eingesetzten Energieträger mit berücksichtigt wurde. Bei der Werkstoffherstellung wird angenommen, dass Traktoren und Erntemaschinen, d.h. die Maschinen der Klassen A1-A3 (siehe Tab. oben), zu 95 % aus Stahl und 5 % aus Gummi bestehen, die Bodenbearbeitungsgeräte und übrigen landwirtschaftlichen Geräte zu 100 % aus Stahl. Die Produktionsenergie für Stahl beträgt 33 MJ/kg und kommt zu 53 % aus Schweröl, zu 24% aus Elektrizität, zu 17 % aus Erdgas und zu 6 % aus Dieselöl (*Weidema und Mortensen 1995*). Die Produktionsenergie von 23,4 MJ/kg für Gummi kommt zu 100 % aus Schweröl (*Cowell et al. 1995*). Für die Herstellung der Maschinen wird zu 100 % Elektrizität eingesetzt. Über den Einsatz der unterschiedlichen Energieträger bei der Bereitstellung der Maschinen können die dabei frei werdenden Emissionen/kg Maschine als Umweltinventar errechnet werden. Grundlage hierfür bilden wiederum Daten aus *Gaillard et al. (1997)*. Für den Trans-

port vom Herstellungsort der Maschinen zum Landwirtschaftsbetrieb wurden 100 km auf der Schiene und 400 km auf der Straße (LKW 40 t) angenommen

Entwicklung eines Ansatzes für die Berechnung der eingesetzten Maschinenmasse pro Arbeitsgang

Für die Berechnung des Umweltinventars eines bestimmten Arbeitsganges/ha wird die anteilig eingesetzte Masse der Maschinen mit den Emissionen pro kg Maschine multipliziert. Eine besondere Schwierigkeit dabei ist, dass die Landwirte meist keine Angaben zur Masse der Maschinen machen können, sondern nur zu bestimmten Leistungsmerkmalen wie Arbeitsbreite, Fassungsvermögen, Motornennleistung o.ä..

Deshalb war es notwendig, den von den Landwirten angegebenen Leistungsmerkmalen Maschinengewichte zuzuordnen. Die Zuordnung erfolgte über die Auswertung der Datenbank „*agriview 1999*“. Für Standardschlepper konnte dabei eine lineare Beziehung zwischen Motornennleistung und Maschinenleergewicht festgestellt werden. Mit einem Korrelationskoeffizienten von $r^2=0,91$ ist die Korrelation zwischen beiden Größen sehr hoch (Abbildung 4).

Die eingesetzte Masse der Maschinen (M_V) pro Arbeitsgang berechnet sich nun aus der Gesamtmasse der Maschinen und Geräte (M_G) und der Nutzungsdauer der Maschinen und Geräte (ND) in ha. Die Nutzungsdauer für die Maschinen und Geräte wird *KTBL (1998)* entnommen, dabei wird die Nutzungsdauer entweder in Leistungseinheiten wie ha, t oder m^3 angegeben oder in Zeiteinheiten (h). Ist die Nutzungsdauer in Leistungseinheiten angegeben, berechnet sich M_V wie folgt:

$$M_V = M_G / ND \quad (\text{kg/Leistungseinheit in ha, t, m}^3)$$

Ist die Nutzungsdauer in Zeiteinheiten angegeben, muss die eingesetzte Maschinenmasse für einen Arbeitsgang anhand des Gesamtgewichts, der Nutzungsdauer (h) und dem Arbeitszeitbedarf pro Arbeitsgang (AB) in h/ha ermittelt werden.

$$M_V = M_G / ND * AB \quad (\text{kg/ha})$$

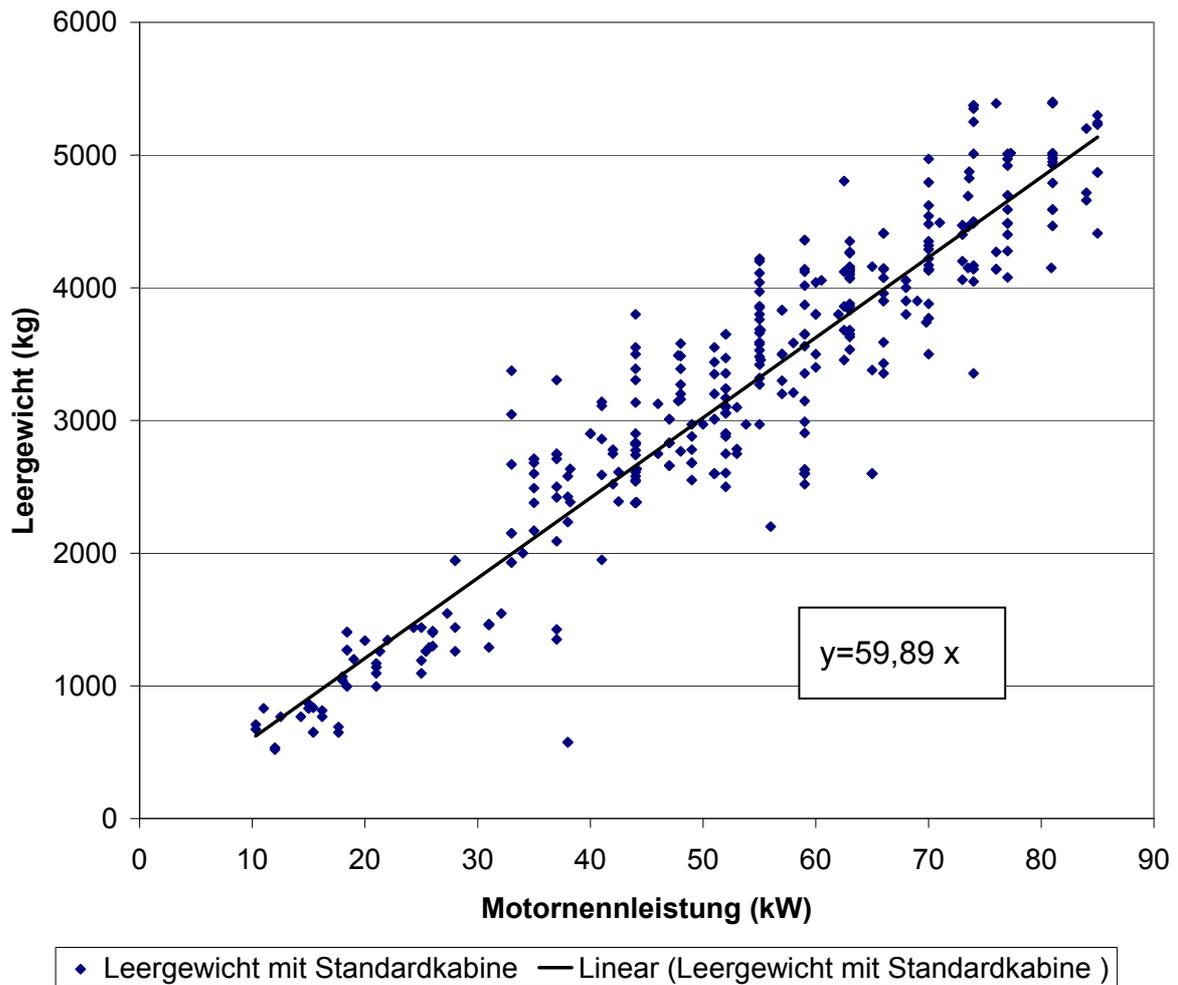


Abbildung 4: Beziehung zwischen Motornennleistung und Leergewicht von Standardschleppern bis 85 kW. Datenquelle: agriview (1999)

Tabelle 6: Maschinenverbrauch (kg/ha) beim Einsatz unterschiedlicher Bodenbearbeitungsgeräte

Bodenbearbeitung	Arbeitsbreite (m)	Gewicht (kg)	Lebensdauer (ha)	Maschinenverbrauch (kg/ha)	Betrieb
Drehpflug, angebaut	1,4	1282	2100	0,61	Wolz, Lehr
Grubber, schwer	3	1059	1500	0,71	Lehr
Grubber, schwer	2,8	755	1375	0,55	Erb
Kreiselegge	3	1037	3000	0,35	Erb/Wolz/Lehr
Rototiller	2,5	1196	2500	0,48	Wolz
Federzahnegge	5,5	1240	2750	0,45	Erb
Großfederzahnegge	5	2368	3000	0,79	Erb
Eggenkombination	3	720	1500	0,48	Wolz
Sattbettkombination	3,6	720	1800	0,40	Lehr
Sichelmulcher	3	1137	1500	0,76	Erb

Tabelle 7: Maschinenverbrauch (kg/h) an Traktoren und Erntemaschinen

Traktoren	Leistungs- merkmal kW	Gewicht kg	Lebens- dauer h	Arbeits- zeit h/ha	Maschinen- Betrieb verbrauch kg/h	
Hinterradantrieb	26	1531	10000	abhängig vom Ar- beitsgang	0,15	Wolz
Hinterradantrieb	37	2187	10000		0,22	Lehr
Hinterradantrieb	43	2581	10000		0,26	Erb
Hinterradantrieb	44	2625	10000		0,26	Wolz
Allradantrieb	51	3062	10000		0,31	Erb
Allradantrieb	58	3500	10000		0,35	Lehr
Allradantrieb	73	4375	10000		0,44	Wolz
Hinter-/ Allradantrieb	80	4812	10000		0,48	Erb/ Lehr
Erntemaschinen (Selbstfahrer)					kg/ha	
Rübenvollernter	6-reihig	21019	2000	1,9	10,51	Erb
Mähdrescher 5 m	160	9796	3000	1,2	3,92	Erb
Mähdrescher 4,2 m	103	8940	3000	1,3	3,87	Wolz
Mähdrescher 3 m	80	6260	3000	1,7	3,55	Lehr
Lademaus	230	19200	1500	6,9	0,06	allg.

Genauere Angaben zu den übrigen Maschinengewichten (Aussaat, Pflanzenschutz, Düngung, Transport) siehe Anhang 1 bis 3.

Direkter Energieverbrauch und Emissionen von landwirtschaftlichen Maschinen

Der direkte Energieverbrauch und die damit verbundenen Emissionen landwirtschaftlicher Maschinen, d.h. von Ackerschleppern und selbstfahrenden Erntemaschinen, sind im Wesentlichen von der Motorleistung und der Motorauslastung abhängig. Die Daten für den Verbrauch von Kraftstoff von landwirtschaftlichen Maschinen für die verschiedenen Arbeitsgänge sind *KTBL (1999)* entnommen. Die Maschinen werden nach der Motornennleistung eingeteilt, und es wird von einer Motorauslastung der Maschinen von 40 % ausgegangen. Die Motorauslastung von 40 % entspricht ungefähr der nach *Vellguth (1987)* und *Welschhof (1981)* im 5-Punkte Test ermittelten mittleren Motorauslastung von 41 %. Zur Ableitung dieser Zahl wurden über ein Wirtschaftsjahr und sämtliche Arbeiten Drehzahl und Drehmoment eines Schleppers erfasst.

An direkten Emissionen beim Einsatz der Maschinen fallen Verbrennungsemissionen an. Dafür sind in der Literatur die in Tab. 8 angegebenen Werte bekannt. Anhand der

Emissionen wird sichtbar, dass dabei einerseits von verbleitem Kraftstoff (*Gaillard et al. 1997*) und andererseits von unverbleitem (*Borken et al. 1999*) ausgegangen wurde. Da in der Bundesrepublik Deutschland in landwirtschaftlichen Maschinen Diesel als unverbleiter Kraftstoff eingesetzt wird, werden trotz der fehlenden Differenzierung bezüglich der Nennleistung der Maschinen die neueren Werte nach *Borken et al. (1999)* verwendet.

Gebäude und bauliche Anlagen

Da die hier betrachteten Produktionsverfahren keine differenzierte Ausstattung an Gebäuden und baulichen Anlagen der drei unterschiedlichen Betriebe bedingen, wird auf deren Bilanzierung verzichtet.

Tabelle 8: Verbrennungsemissionen von Kraftstoff bei landwirtschaftlichen Maschinen.

Emissionen (mg/kg)	<i>Gaillard et al. (1997)</i>					<i>Borken et al. (1999)</i>
	Traktoren			Mäh- drescher	Maishäcksler (selbstfahrend)	Landmaschinen
	41 kW	50 kW	85 kW	5m, 150 kW	200 kW	32-74 kW
Pb	1,10e-01	1,10e-01	1,10e-01	1,10e-01	1,10e-01	
CO	1,70e+04	1,57e+04	1,24e+04	1,38e+04	1,06e+04	9,88E+03
CO ₂	3,18e+06	3,18e+06	3,18e+06	3,18e+06	3,18e+06	3,17E+06
N ₂ O	8,00e+01	8,00e+01	8,00e+01	8,00e+01	8,00e+01	3,31E+02
NO _x	4,08e+04	3,91e+04	3,45e+04	4,67e+04	4,22e+04	3,39E+04
SO ₂	2,60e+03	2,60e+03	2,60e+03	2,60e+03	2,60e+03	9,02E+02
CH ₄	2,00e+02	2,00e+02	2,00e+02	2,00e+02	2,00e+02	1,37E+02
NH ₃						2,02E+01
Partikel	4,91e+03	4,65e+03	3,93e+03	4,99e+03	4,30e+03	2,96E+03
HCl						9,88E-01
Benzol	1,00e+00	1,00e+00	1,00e+00	1,00e+00	1,00e+00	1,12E+02
Formaldehyd						4,73E+02
übrige NMVOC	7,66e+03	7,10e+03	5,54e+03	6,05e+03	4,56e+03	
NMHC						5,58E+03
Emissionen (ng/kg)						
Benzo(a)pyren						7,69E+03
TCDD-TÄ						6,01E-02

2.2.4 Pflanzenschutzmittel

Die verwendeten Daten zum Umweltinventar für die Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln stammen aus *Gaillard et al. (1997)*, und eigenen Berechnungen. Den Berechnungen liegt eine Veröffentlichung von *Green (1987)* zugrunde, der den Energiebedarf für rund 40 Wirkstoffe berechnet hat. Da für die meisten Wirkstoffe keine Pläne über die Produktion in Form von Materialflüssen und Verlaufsplänen vorlagen, wurden diese anhand von Patentbeschreibungen geschätzt. Der dabei errechnete Energieeinsatz ist deshalb nur als Näherung zu betrachten. Die Berechnungen von *Green (1987)* sind die einzig verfügbare detaillierte Quelle für den Energieeinsatz bei der Herstellung von Pflanzenschutzmitteln. Für die nicht in dieser Liste aufgeführten Mittel wurde ein Extrapolationsverfahren angewandt.

Die Resultate von *Green (1987)* zeigen, dass die Produktionsenergie bei Wirkstoffen, die einer chemischen Familie angehören, enger korreliert sind als die Produktionsenergie der Wirkstoffe einer Wirkstoffgruppe (Fungizid, Herbizid, Insektizid usw.) (*Gaillard et al. 1997*). Deshalb wird die Produktionsenergie für einen nicht von *Green (1987)* behandelten Wirkstoff nach folgender Hierarchie extrapoliert:

- Bei einer Zugehörigkeit zur selben chemischen Familie wird der Durchschnittswert der zu dieser Familie gehörenden Wirkstoffe angenommen.
- Gehört der Wirkstoff keiner der chemischen Familien an, wird der Durchschnittswert der Wirkstoffe angenommen, die der selben Wirkstoffgruppe angehören.

Bei Wirkstoffen, die nicht bei *Gaillard et al. (1997)* berücksichtigt sind, jedoch von *Green (1987)* untersucht wurden, wurde das Umweltinventar über die bei der Herstellung eingesetzten Energieträger selbst berechnet (Tab. 9). Grundlage hierfür sind die Emissionsdaten der dabei eingesetzten Energieträger nach *Frischknecht et al. (1994)*, welche auch die Grundlage der Berechnungen von *Gaillard et al. (1997)* bilden.

**Tabelle 9: Energiebedarf bei der Herstellung verschiedener Pflanzenschutzmittelwirkstoffe
(Green 1987, Audsley 1997)**

Wirkstoff	Gesamte Innere Energie			Gesamte Prozessenergie			Gesamtenergie
	Naphta	Erdgas	Steinkohle	Erdöl	Dampf	Elektrizität	
MCPA	53,3	12,0		12,6	22,3	27,5	130,7
2,4 D	39,0			9,0	16,0	23,0	90,0
Fluazifop-butyl	89,2	71,6		8,6	165,2	183,4	521,0
Butylate	42,1	33,2	11,6	6,8	16,1	31,0	143,8
Bentazon	128,6	66,1		42,3	78,1	118,5	436,6
Imidacloprid	46,2	36,8	3,5	15,0	41,3	79,1	221,9
Cypermethrin	89,0	71,2		10,3	210,0	119,5	583,0
Diflufenican	88,1	52,2		8,4	79,3	113,2	344,2

Nicht berücksichtigt werden direkte Emissionen bei der Produktion der Pflanzenschutzmittel. Hierzu liegen keine detaillierten Angaben vor (Audsley 1997, Gaillard et al. 1997). Eine Studie in Großbritannien, welche die Gesamtverluste von Wirkstoffen in der Pflanzenschutzmittelindustrie mit der Jahresproduktion in Beziehung stellte, kam zu dem Schluss, dass die bei der Herstellung von Wirkstoffen entstehenden Emissionen ungefähr 1 mg/kg Wirkstoff betragen, rund 5000 mal weniger als die von Gaillard et al. (1997b) angenommenen direkten Feldemissionen. Die bei der Herstellung von Pestiziden entstehenden anderen toxischen Wirkstoffe betragen ungefähr 10 mg /kg Wirkstoff.

2.2.5 Saatgut

Der Anbau von **Zuckerrüben** zur Saatgutproduktion findet überwiegend im südlichen Europa - Italien, Frankreich, Spanien, Österreich und Ungarn - statt. Der Anbau im ersten Jahr verläuft ähnlich wie die Rübenproduktion in Deutschland. Das zweite, samentragende Anbaujahr erfordert zusätzliche Arbeitsschritte. Die Rübenpflanzen werden mehrfach geköpft und die Bestäuber zerstört. Wenn ungefähr 50 % der Samen reif sind, werden die Pflanzen geschnitten, geschwadet und im Schwaddrusch werden die Samenknäuel gewonnen. Meist ist eine sofortige Nachtrocknung nötig. Beim Anbau in Italien werden im Durchschnitt 1 t Grunddünger, 300 kg N, 7 kg Bor und 20 l PSM je Hektar eingesetzt. Die Ausbeute an verkaufsfähigen Samen beträgt durchschnittlich 600 Units/ha (Hansen 1998).

Die Samenknäuel werden importiert und in Deutschland aufbereitet. Sie werden dazu gereinigt, nach Größe und Gewicht sortiert, poliert und pilliert. Da die Aufbereitung

gegenüber der Aufbereitung von Getreide relativ aufwendig ist, sollte sie trotz der geringen Saatgutmenge von 2,8 – 3,2 kg/ha (pilliert) (KWS 2000) nicht vernachlässigt werden (Tab. 10).

Bei der Produktion von **Winterweizen-, Wintergerste- und Maissaatgut** wird davon ausgegangen, dass der Saatgutanbau nicht wesentlich aufwendiger ist als der normale Anbau. Deshalb wird in einigen Arbeiten (Möhlmann 1998, Hansen 1998) zur Bilanzierung des Saatgutanbaus lediglich der Ertrag an Winterweizen bzw. Wintergerste um die eingesetzte Saatgutmenge reduziert. Die Saatgutaufbereitung in Form von Reinigung und Beizung wird getrennt bilanziert. Dabei wird auf die Bilanzierung der Bereitstellung der Maschinen verzichtet und nur der Einsatz von Endenergieträgern während der Aufbereitung berücksichtigt. In anderen Arbeiten (Kaltschmitt und Reinhardt 1997, Diepenbrock et al. 1995) werden für die gesamte Saatgutbereitstellung Werte für den Energieeinsatz aufgeführt (Tab. 10).

Tabelle 10: Energieeinsatz bei der Bereitstellung von Saatgut

Fruchtart	<i>Diepenbrock et al. (1995)</i>	<i>Kaltschmitt und Reinhardt (1997)</i>
	Spez. Energieaufwand ¹ (MJ/kg)	Primärenergieaufwand (MJ/kg)
Winterweizen	3,5	3,0
Wintergerste	3,3	3,4
Zuckerrüben	unbedeutend	35,5
Mais	3,4	4,0

¹ Spezifischer Energieaufwand zur Saatgutherstellung: 20 % Zuschlag zum Anbau unter Standardbedingungen für vermehrte Aufwendungen in der Saatgutproduktion für Transport, Lagerung und Aufbereitung.

In der vorliegenden Arbeit werden die Werte von *Kaltschmitt und Reinhardt (1997, S. 224)*, zum Energieeinsatz und den dabei frei werdenden Emissionen übernommen. Die Zahlen beinhalten Anbau, Ernte und Trocknung des Saatgutes sowie den Transport zum Landhandel. Bei Zuckerrüben außerdem die Pillierung der Samen.

2.2.6 Direkte Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion

Neben den indirekten Emissionen, die in den Vorketten bei der Bereitstellung der eingesetzten Produktionsmittel entstehen, treten auch direkt bei der landwirtschaftlichen Produktion Emissionen auf. Diese direkten Emissionen entstehen durch:

- die Verbrennung von Kraftstoffen beim Einsatz der landwirtschaftlichen Maschinen (siehe Kap. 2.2.3),
- den Einsatz der Produktionsmittel, dabei werden umweltbelastende Stoffe in das Agrarökosystem eingetragen,
- die Umwandlung der Produktionsmittel, dabei einstehende Emissionen werden aus dem Feld in angrenzende Ökosysteme eingetragen.

Emissionen bei denen ein beträchtlicher Anteil der Gesamtemissionen in Deutschland aus der Landwirtschaft kommen sind z. B. Methan mit 34 %, Lachgas mit 41 %, Ammoniak mit 95 %, Phosphor in Fließgewässer mit 46 % und Stickstoffverbindungen in Fließgewässer (ohne den Eintrag über das Grundwasser) mit 15 % (UBA 1997). Insgesamt werden direkte Emissionen und Belastungen durch die landwirtschaftliche Produktion wie z.B. der Nährstoffaustrag in Luft und Wasser und Pestizidaustrag nur sehr unzureichend abgeschätzt. Eine einheitliche Methodik wie Belastungen und die Nutzung von Ressourcen im Bereich des Bodens, wie z.B. Bodenabtrag oder Bodenverdichtung, in Ökobilanzen berücksichtigt werden, liegt seither nicht vor. Da diese Emissionen jedoch mit dem Anbauverfahren unmittelbar verbunden sind, werden sie von Landwirten und vor allem von der Bevölkerung als Belastungen aus der Landwirtschaft vorrangig wahrgenommen. Zur Abschätzung dieser Emissionen liegen unterschiedliche Modelle vor. Tabelle 11 zeigt eine Übersicht der in unterschiedlichen Arbeiten angewandten Modelle zur Abschätzung von Stickstoffemissionen.

Die in dieser Arbeit betrachteten Versuchsvarianten zur Bodenbearbeitung und die Betriebe mit ihren unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen lassen deutliche Unterschiede bei Wirkungen im Bereich des Bodens erwarten. Insbesondere beim Vergleich der Bodenbearbeitungsvarianten, da hier der Aspekt des Bodenschutzes eine wesentliche Rolle spielt. Um die Methodik der Ökobilanz in der Landwirtschaft zu verbessern, soll deshalb ein Schwerpunkt dieser Arbeit die bessere Einbeziehung von Belastungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens sein. Die hierfür entwickelte Methodik, um Belastungen im Bereich Boden zu bilanzieren, wird in Kapitel 3 ausführlich dargestellt.

Insgesamt sollen in dieser Ökobilanz folgende direkte Emissionen und Ressourcen aus dem Feld betrachtet werden:

- Luft: Distickstoffoxid (Lachgas) N_2O
 Ammoniak NH_3
 Methan CH_4
 Pestizide
 Schwermetalle
- Wasser: Phosphat PO_4
 Nitrat NO_3
 Pestizide
 Schwermetalle
- Boden: Bodenabtrag
 Bodenverdichtung
 Pestizide
 Schwermetalle
 Humusbeanspruchung
 Nährstoffbeanspruchung

Distickstoffoxid (Lachgas, N_2O)

N_2O -Emissionen werden hauptsächlich durch die Prozesse von Nitrifikation und Denitrifikation bestimmt. Diese Prozesse hängen von der Existenz verschiedener Bakterienstämme und diese wiederum von einer Reihe weiterer Faktoren ab. Als bestimmende Einflussgröße wird jedoch grundsätzlich die Menge des im Boden vorhandenen leicht verfügbaren Stickstoffs angesehen (*Beese 1994*). Ein Modell, das diese komplexen Prozesse unter Feldbedingungen darstellt und in Ökobilanzen praktikabel ist, liegt derzeit nicht vor. Deshalb wird auf die Beziehung nach *Bouwman (1996)* zurückgegriffen, die am häufigsten angewendet wird, wonach die Lachgasemissionen 1,25 % des ausgebrachten Dünger-N ($kg/ha \cdot a$) betragen.

Ammoniak (NH_3)

NH_3 -Quellen in der Pflanzenproduktion sind vor allem die eingesetzten Mineral- und Wirtschaftsdünger, sowie abreifende Erntefrüchte (*Mannheim et al. 1996*). Die Ammoniakemissionen bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger werden maßgeb-

lich durch den Stickstoffgehalt in Form von Ammoniak und Ammonium der Dünger sowie dem Sättigungsdefizit der Luft bestimmt. Dabei werden durchschnittliche Verluste von 50 % des NH_3 der Wirtschaftsdünger angenommen (*Audsley 1997*). Die Ammoniakgehalte der eingesetzten Wirtschaftsdünger werden den Untersuchungsergebnissen der einzelnen Betriebe entnommen. Falls keine Untersuchungsergebnisse vorhanden sind, werden Faustzahlen aus der Düngedarfbedarfsberechnung (*LAP Forchheim 1998*) verwendet.

Für Mineraldünger wurden die von *ECETOC (1994)* unter Berücksichtigung typischer Witterungsverläufe und Bodentypen berechneten NH_3 -Emissionswerte verwendet, für Kalkammonsalpeter und NPK-Dünger 1 % und für Harnstofflösung 8 % der eingesetzten Stickstoffmenge.

Nitrat (NO_3)

Die Landwirtschaft ist mit über 50 % Hauptverursacher der Stickstoffeinträge in Fließgewässer der BRD. 42 % der Stickstoffeinträge gelangen indirekt über das Grundwasser in die Fließgewässer, wobei davon auszugehen ist, dass die Nitratbelastung des Grundwassers zu einem erheblichen Teil durch die Landwirtschaft verursacht wird (*UBA 1997*).

Die Abschätzung des Nitrataustrages erfolgt mit Hilfe eines Bestimmungsschlüssels, der im Rahmen des Projektes Kulturlandschaft Hohenlohe (*Arman et al. 2001*) erarbeitet wurde. Grundlage dafür ist ein in Frankreich entwickeltes Modell von *Bockstaller et al. (2000)*, das an die Verhältnisse in Baden-Württemberg angepasst wurde. Darin wird aus dem flächenbezogenen Stickstoffbilanzsaldo der angebauten Fruchtarten und der Sickerwassermenge der potentielle Nitrataustrag berechnet (Anhang Tab. 7). Das besondere gegenüber einer üblichen Flächenbilanz ist dabei, dass der Stickstoffbilanzsaldo getrennt für die Bilanzierungszeiträume Frühjahr/Sommer und Herbst/Winter berechnet wird. Das bedeutet, es wird als Ergebnis der Stickstoffsaldo zum Ende der Vegetationsperiode abgeschätzt, wenn der Zeitraum mit der potentiell größten Auswaschungsgefahr beginnt. Die Sickerwassermenge wird aus dem gewichteten Mittelwert der einzelnen Schläge, auf denen die in der Ökobilanz betrachtete Fruchtfolge angebaut wird, errechnet.

Tabelle 11: Modelle zur Abschätzung von direkten Stickstoffemissionen im Rahmen von Stoffstromanalysen und Ökobilanzen, Literaturlauswertung.

Emission	Lewandowski et al. (2000)	Möhlmann (1998)	Wolfensberger und Dinkel (1997)	Arman et al. (2001)	Audsley (1997) Ansatz in den Niederlande	Audsley (1997) Ansatz in der Schweiz
NH ₃ - N aus Mineraldünger	2 % des applizierten Mineraldüngers (Isermann 1994)	KAS 1 %; Harnstoff: nicht eingearbeitet 15 % eingearbeitet 5%; (ECETOC 1994)	2 % des eingesetzten Stickstoffes		2 % des N-Gehaltes	KAS 2 %; Harnstoff 15 %; (Asman 1992)
NH ₃ aus Wirtschaftsdünger			Emissionen abhängig vom Ammoniumgehalt der organischen Dünger und dem Sättigungsdefizit der Luft.		10-30 % des verfügbaren N je nach Ausbringungstechnik und N-Gehalt	50 % des ausgebrachten NH ₃ N; bei Gülle 50 % NH ₃ von Nges.; Mist 20 % NH ₃ von Nges.
N ₂ O aus Böden	1,25 % des gedüngten Stickstoffs (Bouwman et al. 1996)	1,25 % des gedüngten Stickstoffs (Bouwman et al. 1996)	3 % des ausgebrachten Stickstoffs		Tonboden 1,25 % Sandboden: 4 % des Denitrifizierten N	3 % des ausgebrachten N
NO ₃			Monatliche Werte für : Nitratbildung im Boden N Aufnahme der Pflanze N-Düngung pflanzenart-abhängiges N-Auswaschungsrisiko	Auswaschung aufgrund einer Stickstoffbilanz für die Zeiträume Frühjahr-Ernte und Ernte-Frühjahr multipliziert mit einem Auswaschungsfaktor	Tonboden: 20 % des N-Überschusses Sandboden 90 % des N-Überschusses Faktor für Grundwasserabstand	Monatliche Werte für : Nitratbildung im Boden N Aufnahme der Pflanze N-Düngung pflanzenart-abhängiges N-Auswaschungsrisiko

Grau unterlegt: in dieser Arbeit eingesetzte Modelle

Methan (CH₄)

Methanemissionen entstehen in der Landwirtschaft hauptsächlich in der Tierhaltung. Im Ackerbau werden die durch Lagerung, Bearbeitung und Ausbringung des eingesetzten Wirtschaftsdüngers entstehenden Emissionen angerechnet. Dabei wird von einem Wert von 14 kg CH₄ pro Rindergroßvieheinheit im Jahr ausgegangen (*Wolfensberger und Dinkel 1997*). Die Umrechnung des Emissionsfaktors pro Hofdüngermenge beruht auf Grunddaten aus *KTBL (1999, S. 181)*.

Phosphat (PO₄)

Der Eintrag von Phosphor in Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland stammt zu 50 % aus diffusen Quellen. Der Hauptteil wird zu 31 % durch Bodenerosion eingetragen. 12 % werden durch Einleitungen aus der Landwirtschaft eingetragen in Form von Düngemitteln, Sickersäften, Oberflächenabfluss von Wirtschaftsdüngern und nicht kanalisiertem Abwässern (*UBA 1997*). Weitere Einleitungen über Dränagewasser (3 %) und Grundwasser (2 %) spielen nur eine untergeordnete Rolle. Als Hauptquelle für Phosphoreinträge werden in dieser Bilanz die Einträge von Phosphat durch Erosion berücksichtigt.

Der Eintrag von Phosphat durch Erosion in Fließgewässer hängt ab von:

- dem Bodenabtrag,
- dem Anteil des erodierten Materials, das in ein Gewässer ausgetragen wird, das heißt dem Bodenaustrag,
- dem Nährstoffgehalt des erodierten Bodenmaterials,
- der Größe des Wassereinzugsgebiet.

Je größer das Wassereinzugsgebiet ist, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass das Phosphat mit dem erodierten Boden in die Gewässer eingetragen wird, bzw. umso größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Boden beim Transport wieder abgelagert wird. Dabei wurde angenommen, dass in dem WEG, in dem die Betriebe liegen, der auf den Anbauflächen geschätzte Bodenabtrag als mittlerer Bodenabtrag auftritt.

Der Bodenabtrag wird mit Hilfe des Bestimmungsschlüssels für Erosion (*Billen et al. 2001*) auf Grundlage der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (*Schwertmann et al. 1990*) berechnet (siehe Kap. 3.1.4.1).

Bei der Bodenerosion durch Wasser wird nur ein Teil des Bodenabtrags in die Gewässer ausgetragen, der Großteil wird nur über geringe Entfernungen transportiert und wieder abgelagert (*Barsch et al. 1998*). Tabelle 12 gibt eine Übersicht über Angaben aus der Literatur, wie groß der prozentuale Anteil des Bodenaustrags im Verhältnis zum Bodenabtrag ist. Zur Berechnung wurden von den Autoren unterschiedliche Methoden angewendet.

Tabelle 12: Unterschiedliche Methoden zur Abschätzung des prozentualen Anteils des Bodenaustrags am Bodenabtrag

Autor	Methode	Anteil des Bodenaustrags am Bodenabtrag (%)	Anmerkungen
<i>Jordan und Müller (1997)</i>	Anteil von gemessenem Bodenaustrag durch Oberflächenabfluss von Einzelschlägen zu geschätztem Bodenabtrag	3,6 %	Mittelwert von 5 Standorten in Bayern, Messungen über 4-6 Jahre
<i>Barsch et al. (1998), S. 196</i>	Anteil von gemessenem Bodenaustrag aus Einzugsgebieten zu geschätztem Bodenabtrag	2,0 - 2,7 %	Kraichgau, kleine und mittlere Einzugsgebiete
<i>Bernard et al. (1998)</i>	Verhältnis zwischen durchschnittlicher Erosion und durchschnittlichem Austrag (Berechnet aus Erosion – Deposition) aus einem Wassereinzugsgebiet	59 %	Pariser Becken, Frankreich, Einzugsgebiet mit 180 ha, Cs ¹³⁷ Methode
<i>Prasuhn und Braun (1994)</i>	Eintrag in Gewässer, Schätzung	20 %	Bodenseegebiet
<i>Auerswald, in Hamm (1991), S. 705</i>	Berechnung anhand der Formel zur Sedimentführung (SED) von Gewässern, in Abhängigkeit der Fläche der Einzugsgebiete (FI) und dem potentiellen mittleren Bodenabtrag (A) $SED = 700 + 8,5 * FI * A^{0,5} (t/a)$	3,0 - 7,4 %	Auswertung von gemessenem und berechnetem Sedi- menteintrag für 92 Wassereinzugs- gebiete zwischen 18 und 1000 km ² in Bayern;

In dieser Bilanz wird der Bodenaustrag nach der Gleichung von *Auerswald, in Hamm (1991)* berechnet. Gründe hierfür sind der hohe Stichprobenumfang (n=92) und die hochsignifikante Korrelation (r=0,854) für bayerische Gewässer. Als Bodenabtrag wird der gewichtete mittlere Bodenabtrag der Betriebe eingesetzt, als Fläche die Fläche der endständigen Wassereinzugsgebiete, in denen die Betriebe liegen. Der

Bodenaustrag wird ausgehend von der Sedimentführung der Gesamtfläche des Wassereinzugsgebietes auf einen Hektar umgerechnet.

Tabelle 13: Berechnung des Bodenaustrags für die unterschiedlichen Betriebe und Versuchsvarianten in Abhängigkeit vom Bodenabtrag und der Größe des Wassereinzugsgebietes

Betrieb, Versuchsvariante	Wassereinzugsgebiet	Fläche des Wassereinzugsgebietes (km ²)	Gew. mittlerer Bodenabtrag (t/ha*a)	Sedimentführung SED (t/a)	Bodenaustrag (t/ha*a)
Lehr (intensiv)	Kreißbach, 2388.780	5,271	10,38	844,35	4,07
Erb (Mulchsaat)	Sulzbach, 2388.740	13,231	2,03	860,24	1,47
Wolz (extensiv)	Seebach, 2388.240	44,859	2,31	1088,85	1,02
Lehr, Pflug	Kreißbach, 2388.780	5,271	17,81	889,08	4,92
Lehr, Grubber			13,36	863,75	4,43
Lehr, Mulchsaat			3,71	786,30	2,97

Die Phosphatgehalte im Boden sind aus Bodenuntersuchungen der hier betrachteten Betriebe bekannt. Da Phosphat sehr stark an Humus und Tonteilchen gebunden ist, erfolgt der Austrag des Phosphats durch Bindung an den feinen Korngrößen. Diese feinen Korngrößen werden durch den Oberflächenabfluss bevorzugt abtransportiert, so dass eine Anreicherung von Phosphat im Erosionsmaterial gegenüber dem Ausgangssubstrat stattfindet (*Werner 1991*). Die Anreicherung des Bodenabtrags mit Phosphat lässt sich nach *Auerswald und Weigand (1999)* berechnen:

$$ER = 1,42 * A^{-0,07}$$

ER: Anreicherungsfaktor (Enrichment Ratio)

A: Bodenabtrag

Der Phosphatgehalt im erodierten Boden lässt sich demnach berechnen mit:

$$P_g = P_{konz} * 1,42 * A^{-0,07}$$

P_g: Phosphatgehalt

P_{konz}: Gehalt an Phosphat im Boden

Der Phosphataustrag wird berechnet, indem der Phosphatgehalt des erodierten Bodens mit dem Bodenaustrag multipliziert wird .

Tabelle 14: Phosphataustrag in den Betrieben Lehr, Erb und Wolz in der Fruchtfolge ZR, WW, WG und bei den Versuchsvarianten in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

Betrieb, Versuchsvariante	Bodenabtrag (t/ha*a)	Bodenaustrag (t/ha*a)	Phosphat- konzentration im Boden (g/t)	Phosphat- gehalt im Austrag (g/t)	Phosphat- austrag (kg/ha*a)
Lehr (intensiv)	10,38	4,07	202,5	244,1	0,99
Erb (Mulchsaat)	2,03	1,74	342,0	462,2	0,80
Wolz (extensiv)	2,31	1,02	350,0	468,7	0,48
Pflug	17,81	4,92	202,5	235,1	1,16
Grubber	13,36	4,43	202,5	239,9	1,06
Mulchsaat	3,71	2,97	202,5	262,4	0,78

Pestizide

Pestizide gelangen auf unterschiedlichen Austragspfaden in die Umwelt und zu den Menschen:

- über den Boden, mit der Gefahr des Austrages in Grund- und Oberflächengewässer,
- durch die direkte Kontamination von Gewässern bei der Ausbringung,
- über die Luft, bei der Ausbringung der Pestizide besteht die Gefahr der Inhalation,
- über das Erntegut und die Nahrungskette.

Es wird davon ausgegangen, dass 85% der ausgebrachten Menge an Pflanzenschutzmittel auf und in den Boden gelangen (*Audsley 1997*). Die Berechnung des Transferfaktors von Pestiziden über den Boden in das Grundwasser nach *Jury et al. (1987)* berücksichtigt die Mobilität der Wirkstoffe, den biochemischen Abbau und die mikrobiologische Populationsdichte in unterschiedlichen Bodenschichten. Zur Berechnung dieser Größen sind umfangreiche Bodendaten notwendig wie z.B. der volumetrische Bodenwassergehalt, die Bodendichte oder die Tiefe unterschiedlicher Bodenschichten, die nur mit sehr viel Aufwand zu erheben sind. Soweit Transferfaktoren für die in dieser Studie eingesetzten Wirkstoffe in der Literatur angegeben sind, betragen diese 0 % (*Jury et al. 1987, Wolfensberger und Dinkel 1997*). Lediglich bei den Wirkstoffen Mecoprop P, Tebutam und Primicarb konnte ein potentieller Austrag ins Grundwasser berechnet werden. Diese Stoffe werden in der vorliegenden Studie nicht verwendet. Aus Gründen der schlechten Datenverfügbarkeit und

geringen Relevanz werden keine Pestizidemissionen ins Grundwasser berücksichtigt.

Der Transferfaktor von Pestiziden über den Boden in Oberflächengewässer beträgt 1,2 % (*Weber et al. 1980*). Dieser Faktor wurde als Mittelwert gemessener Pestizidgehalte im Oberflächenabfluss und Bodenabtrag unter natürlichen Niederschlagsverhältnissen berechnet. Ein Zusammenhang zwischen Stoffeigenschaften wie der Löslichkeit in Wasser, der Sorption am Boden oder dem Dampfdruck und der Höhe des Austrages ließ sich anhand der Literaturrecherche nicht feststellen. Vielmehr hängt der Abtrag in erster Linie von folgenden Faktoren ab,

- Intensität und Dauer der Niederschläge,
- Länge des Zeitintervalls zwischen Pestizidapplikation und Auftreten des Niederschlags,
- Bodenart und Hangneigung,
- Grad der Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung.

Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung sind Punkte, die vom Anbausystem beeinflusst werden. Durch konservierende Bodenbearbeitung kann der Herbizidabtrag durchschnittlich um 70 % reduziert werden (*Fawcett et al. 1994*). Deshalb wird bei Anbauverfahren mit konservierender Bodenbearbeitung ein verminderter Pestizidaustrag von 0,36 % der ausgebrachten Menge angenommen.

Die Berücksichtigung von Standort und Klimafaktoren beim Austrag von Pestiziden in Oberflächengewässer erfordert eine umfangreiche Modellierung wie sie von *Huijbergts (1999)* mit dem Programm USES 2.0 (Uniform System for the Evaluation of Substances) durchgeführt wurde. Für die in der vorliegenden Ökobilanz eingesetzten Pestizide liegen zum Großteil jedoch weder die nötigen Grundlagendaten für die Modellierung noch bereits berechnete Daten vor. Deshalb kann eine Berücksichtigung von Standort und Klimafaktoren nicht stattfinden.

Der direkte Eintrag von Pestiziden in Oberflächengewässer durch Abdrift bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln spielt nach Schätzungen von *Bach et al. (2000)* auf 88% der Ackerflächen in Deutschland keine Rolle. Für das Projektgebiet wurden dabei insgesamt keine bis sehr geringe Einträge abgeschätzt. Für ganz Deutschland wird mit einem Eintrag durch Abdrift von 89 kg/Jahr im Ackerbau

gerechnet. Aufgrund der geringen Bedeutung wird der Eintrag von Pestiziden in Oberflächengewässer über die Abdrift nicht berücksichtigt.

Beim Austragspfad über die Luft wird davon ausgegangen, dass 10 % der ausgebrachten Menge bei guter technischer Ausstattung und guten klimatischen Bedingungen in der Luft verbleiben mit einer durchschnittliche Verweildauer von 1,6 Tagen (Audsley 1997). In die Berechnung des substanzspezifischen Transferfaktors für den Austragspfad über das Erntegut in die Nahrung des Menschen fließen folgende Größen mit ein, die zugelassene Höchstmenge der Wirkstoffe in Lebensmitteln (Clive 1994, Perkow & Ploss 1999), die ausgebrachte Wirkstoffmenge und der Ertrag. Dabei wird davon ausgegangen, dass 0,5 % der zugelassenen Höchstmenge in den Lebensmitteln enthalten sind.

Schwermetalle

Durch den Einsatz von Düngemitteln findet ein direkter Eintrag von Schwermetallen in den Boden statt. Die Werte der Schwermetallgehalte in mineralischen Düngern stammen aus BUWAL (1991). Für Kalkammonsalpeter werden die Daten für Ammonsalpeter verwendet. Daten für die Wirtschaftsdünger stammen aus Untersuchungen der LUFA Augustenberg gemeinsam mit der Landesanstalt für landwirtschaftliche Chemie, Uni Hohenheim in Baden-Württemberg in den Jahren 1998/99 (Tab 15).

Tabelle 15: Schwermetallgehalt von Düngern (BUWAL 1991, LUFA Augustenberg und LAC Hohenheim 1999)

Schwer- metall	TSP (20 % P) mg/kg Düngemittel	Ammon- salpeter (27-33,5 % N)	Harnstoff 46 % N	Ammonium -sulfat 21% N	Gülle gemischt 7,1 % TM mg/kg TM	Schweine- gülle 3,6 % TM	Rinder- gülle/-mist 7,8 %TM
As	1,3	0,43	0,4	0,41	1,47	0,90	0,60
Cd	52	0,05	0,05	0,05	0,15	0,23	0,27
Co	2	5	2	2	0,99	1,20	3,27
Cr	261	4	2	2	12,31	8,12	9,08
Cu	45	7	6	4	40,2	64,0	311,0
Hg	0,022	0,023	0,01	0,01	0,04	0,03	0,02
Ni	44	13	2	1,8	5,62	7,18	13,50
Pb	3,5	1,9	1,1	1,1	3,18	3,49	2,62
Zn	299	50	44	30	219	250	1258

TSP: Tripelsuperphosphat; TM: Trockenmasse

Die Daten für Wirtschaftsdünger sind Mittelwerte aus 12 Proben bei gemischter Gülle, 37 Proben bei Schweinegülle sowie 61 Proben bei Rindergülle/ -mist (57 Gülle- und 4 Mistproben). Der Austrag von Schwermetallen findet hauptsächlich über das Erntegut in die Nahrungskette und über den Bodenabtrag in angrenzende Gewässer statt. Außerdem stellt die Anreicherung von Schwermetallen eine toxische Belastung im Boden dar.

2.3 Wirkungsabschätzung

In der Wirkungsabschätzung werden die in der Sachbilanz berechneten Outputs, das sogenannte Umweltinventar, über die Klassifizierung bestimmten Wirkungskategorien zugeordnet. In jeder Wirkungskategorie zeigt ein Wirkungsindikator die potentielle Wirkung an. Da einem Wirkungsindikator mehrere Umweltinventare zugeordnet werden, muss durch die Charakterisierung eine Gewichtung der einzelnen Größen mittels Charakterisierungsfaktoren stattfinden. Die Wirkungskategorien werden je nach Umweltwirkung den in *ISO 14040* festgelegten übergeordneten Schutzgütern „Menschliche Gesundheit“, „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ und „Natürliche Ressourcen“ zugeordnet. Als weiteres Schutzgut werden von *SETAC-Europe (1999a)* die Einbeziehung der von Menschen geschaffenen Umwelt, das heißt von Kultur- und Wirtschaftsgütern, gefordert.

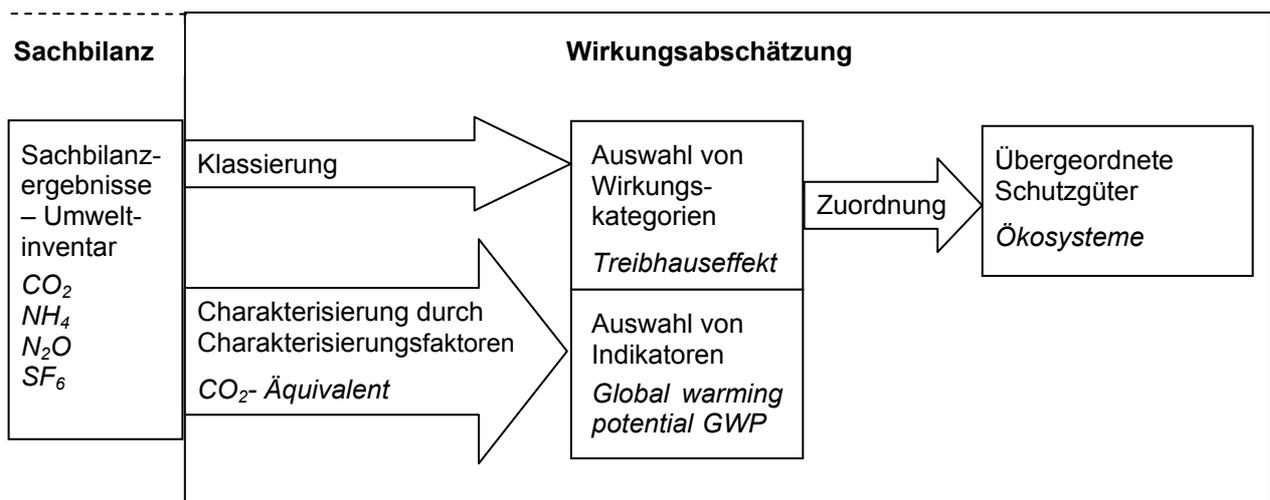


Abbildung 5: Verbindliche Schritte der Wirkungsabschätzung mit Beispiel

Optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung nach *ISO 14042* sind außerdem:

- Normierung, Berechnung der Größenordnung der Wirkungsindikatorergebnisse im Verhältnis zu Referenzwerten
- Ordnung, Rangbildung der Wirkungskategorien auf einer ordinalen Skala, z.B. hohe, mittlere, niedrige Priorität, wobei diese Rangbildung auf Werthaltungen beruht
- Gewichtung, Umwandlung von Indikatorergebnissen unter Verwendung numerischer Faktoren um zu vergleichenden Aussagen zu erhalten
- Analyse der Datenqualität, verbindlich bei vergleichenden Studien

Die Auswahl, welche Wirkungskategorien in einer Ökobilanz betrachtet werden, hängt vom Ziel und dem Untersuchungsrahmen einer Studie ab (*ISO 14040*). Sie soll einen umfassenden Satz mit Umweltthemen widerspiegeln, die mit dem zu untersuchenden Produktsystem verbunden sind (*ISO 14042*). Vorschläge über Wirkungskategorien in Ökobilanzen liegen von zahlreichen Arbeitsgruppen vor (*DIN NAGUS 1994, UBA 1995, SETAC-Europe 1999a*). Eine Auswahl an Wirkungskategorien kann sich ergeben aus:

- der ökologischen Bedeutung der Umweltkategorie,
- der gesellschaftlichen Bedeutung; seit Anfang der neunziger Jahre ist z.B. der Treibhauseffekt von hohem gesellschaftlichen Interesse,
- der Datenverfügbarkeit oder dem Vorhandensein geeigneter Modelle und Indikatoren, die die Umweltwirkung in einer Wirkungskategorie aufzeigen,
- dem Ziel der Ökobilanz; trotz der in den letzten Jahrzehnten zunehmenden Technisierung der Pflanzenproduktion, unterscheidet sich diese in einigen Merkmalen deutlich von Produktionsverfahren in anderen Wirtschaftszweigen, die im Folgenden bei der Beschreibung der Wirkungskategorien mit aufgezeigt werden,
- dem spezifischen Beitrag der Landwirtschaft am Gesamtaufkommen der Belastungen in einer Wirkungskategorie; Tabelle 16 stellt den von *SETAC Europe (1999a)* vorgeschlagenen Wirkungskategorien die bekannten Wirkungsanteile der Landwirtschaft in Deutschland gegenüber.

Tabelle 16: Wirkungskategorien und Wirkungsanteile der Landwirtschaft

Wirkungskategorien nach SETAC-Europe (1999a)	Wirkungsanteile der Landwirtschaft in Deutschland nach Geier (2000)
Inputbezogene Kategorien	
Beanspruchung von abiotischen und biotischen Ressourcen	Ca. 3 % des Primärenergieverbrauchs landwirtschaftsbürtig (<i>Haas & Köpke 1994</i>) Bodenabtragstoleranzen von Äckern werden großflächig überschritten (<i>RBS 1994</i>)
Landnutzung (Flächenverbrauch, lebensunterstützende Funktionen, Biodiversität)	54 % der Fläche in Deutschland werden landwirtschaftlich genutzt Hauptverursacher des Artenrückganges (<i>SRU 1985</i>)
Outputbezogene Kategorien	
Treibhauseffekt	Ca. 8,5 % landwirtschaftsbürtig (<i>BMU 1997, BML 1998</i>)
Versauerung	Ca. 20 % landwirtschaftsbürtig (<i>UBA 1997</i>)
Eutrophierung	Luftgetragene N-Emissionen zu 40 %, wassergetragener N-Austrag zu 51 % und wassergetragener P-Austrag zu 43 % aus der Landwirtschaft (<i>UBA 1997</i>)
Humantoxizität	Belastungen einiger Lebensmittel mit Pflanzenschutzmittelrückständen (<i>BGVV 1998</i>) Hauptverursacher für überhöhte Nitratgehalte im Grundwasser (<i>LAWA 1995</i>) Pflanzenschutzmittelfunde im Grundwasser: In 18,6 % der Messstellen unter und 9,7 % über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (<i>LAWA 1997</i>)
Ökotoxizität	Ca 10 Mio. ha Ackerfläche werden regelmäßig mit Bioziden behandelt Überschreitung der Zielvorgabe für aquatische Ökosysteme bei einigen Pflanzenschutzmitteln (<i>UBA 1997</i>)
Ozonabbau in der Stratosphäre	Landwirtschaftlicher Anteil nicht quantifizierbar
Sommersmog, Bildung von Photooxidantien	Ozonvorläufersubstanzen nur zu einem geringen Teil aus der Landwirtschaft (<i>UBA 1997</i>)

Darüber hinaus werden von verschiedener Seite Wirkungskategorien vorgeschlagen, für die noch keine endgültigen Konzepte für die Bilanzierung im Rahmen von Ökobilanzen vorliegen. Dies sind die Belästigung von Mensch, Tier und Pflanze, Strahlung und allgemeine Risiken (*UBA 1999*), Lärm, Geruch und Arbeitsschutz (*SETAC 1999a*). Überdies werden speziell für den Bereich Landwirtschaft als mögliche Wirkungskategorien genannt Diversität von Kultur- und Nutzpflanzen, Landschaftsbild, Bodenfunktionen, Trinkwasserqualität (*Geier 2000*) Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität und Landschaftswert (*Cowell and Clift 2000*), Bodenqualität, Lärm und Arbeitsumfeld (*Audsley 1997*).

Daraus wird deutlich, dass im Bereich Landwirtschaft die methodische Erweiterung der Ökobilanz um spezifische Wirkungskategorien gewünscht ist. Die Fragestellungen der hier durchgeführten Ökobilanzen beschäftigen sich mit dem Vergleich unterschiedlicher Bodenbearbeitungsvarianten sowie dem Vergleich von Betrieben, die sich in ihren Bodenbearbeitungssystemen unterscheiden. Deshalb ist es sinnvoll und erforderlich, insbesondere Wirkungen im Bereich des Bodens mit zu betrachten. Ein Ergebnis dieser Arbeit soll deshalb sein, als methodische Erweiterung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft, Konzepte für die Abschätzung von Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens zu erarbeiten (siehe Kapitel 3.1).

Im Folgenden sollen die Auswahl der betrachteten Wirkungskategorien (Tab.17) aus dem Katalog der von *SETAC (1999a)* vorgeschlagenen Kategorien und die dabei eingesetzten Indikatoren vorgestellt werden. Die Indikatoren, die zur Abschätzung einer Wirkung in den unterschiedlichen Wirkungskategorien verwendet werden, fassen die Wirkungen der verschiedenen Stoffe, die zu dieser Wirkung beitragen, zu einer Größe zusammen. Dabei müssen für jede Wirkungskategorie folgende Definitionen zusammengestellt werden:

- die zugehörigen Ergebnisse der Sachbilanz,
- die Indikatoren der Wirkungskategorien,
- das zugrundeliegende Modell, das die Umweltwirkungen wiedergibt, indem es die Beziehung zwischen den Ergebnissen der Sachbilanz und den Indikatoren beschreibt,
- die Charakterisierungsfaktoren,
- die Endpunkte der Wirkungskategorien, d.h., die Schutzgüter, in denen die Umweltwirkung auftritt.

Nicht bilanziert werden Wirkungen in der Kategorie Ozonabbau in der Stratosphäre und Bildung von Photooxidantien, da hier der Anteil der Landwirtschaft unbedeutend oder nicht quantifizierbar ist (siehe Tabelle 16). Bei der Nomenklatur der Wirkungskategorien werden als internationaler Standard die Vorgaben nach *SETAC (1999a)* angewendet.

Tabelle 17: Beschreibung der betrachteten Wirkungskategorien

Wirkungskategorie	Bilanzierte Ressourcen und Emissionen	Wirkungsindikator	Charakterisierungsfaktor	Quelle	Schutzgüter
Energieaufwand	Erdölgas, Rohbraunkohle, Rohsteinkohle, Rohgas, Rohöl, Uran, Grubengas	Kumulierter Energieaufwand (KEA)	(MJ)	<i>Frischknecht et al. (1994), Dubbel (1990)</i>	Natürliche Ressourcen
Ressourcenbeanspruchung	Energieträger (s.o.) und Nichtenergieträger (mineralische Ressourcen, Boden, Nährstoffe und Humus)	Verfügbarkeit	NaCl-Äquivalente	<i>Kicherer (2001)</i>	Natürliche Ressourcen
Bodenverdichtung	Bodenverdichtung,	Bodenbelastung	Bodenbelastung (bar)	<i>Dinkel und Wolfensberger (1997)</i>	Natürliche Ressource
Treibhauseffekt	CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ , CF ₄ , C ₂ F ₆	Global warming potential (GWP) aufgrund der gebildeten Infrarot-Wellenenergie (W/m ²) der einzelnen Stoffe	CO ₂ -Äquivalente	<i>IPCC (1995)</i>	Mensch
Eutrophierung	NO _x , NO ₃ , PO ₄ , N un spez., P un spez.	Nitrification Potential (NP) für Hauptnährstoffe in unterschiedlicher chemischer Verbindung	PO ₄ -Äquivalente	<i>Heijungs et al. (1992)</i>	aquatische und terrestrische Ökosysteme
Versauerung	SO ₂ , NO ₂ , H ₂ S, HCl, HF, NH ₃ , SO _x in Wasser	Acidification Potential (AP) für versauernd wirkende Stoffe aufgrund deren Vermögen Protonen abzugeben	SO ₂ -Äquivalente	<i>Heijungs et al. (1992)</i>	aquatische und terrestrische Ökosysteme
Human-toxizität	Schwermetalle, Pestizide, SO ₂ , NO ₃ , PO ₄ , Fluoride, Sulfide, Phenol,	Humantoxizitätspotential (HTP) Aufnahme durch Inhalation, Trinkwasser und Nahrung	Pb-Äquivalente	<i>Margni et al. (2000), Audsley (1997)</i>	Mensch
Ökotoxizität	Schwermetalle, Pestizide, Fette und Öle, Phenol	Ecotoxizitätspotential (ETP) für ökotoxische Stoffe in Oberflächengewässern und Böden	Zn-Äquivalente	<i>Margni et al. (2000), Audsley (1997)</i>	aquatische und terrestrische Ökosysteme

2.3.1 Beanspruchung von abiotischen und biotischen Ressourcen

Bei der Betrachtung abiotischer Ressourcen werden sowohl endliche wie auch erneuerbare Rohstoffe einbezogen. Dabei ist der Begriff Ressource nicht eindeutig definiert. Grundsätzlich sind Rohstoffe nach der Möglichkeit ihrer Gewinnung in Reserven und Ressourcen zu unterteilen (*Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 1998*):

- Reserven sind technisch und wirtschaftlich gewinnbare Rohstoffe.
- Ressourcen sind Rohstoffe, die entweder nachgewiesen sind, aber derzeit technisch und wirtschaftlich nicht gewinnbar sind, oder die nicht nachgewiesen sind, deren Vorkommen jedoch geologisch möglich ist.

Als Gesamtressourcen wird die Summe aus Reserven und Ressourcen bezeichnet. Bei der Bilanzierung von Ressourcen wird meist nicht definiert, ob der Begriff im Sinne von Reserven oder im Sinne von Gesamtressourcen verwendet wird, was auf die Abschätzung der Vorräte einen wesentlichen Einfluss hat.

In älteren Arbeiten wurden abiotische Ressourcen mit nicht erneuerbaren gleichgesetzt, im Unterschied zu biotischen, erneuerbaren Ressourcen (*UBA 1995*). Die Berechnung der Erschöpfung abiotischer Ressourcen erfolgte, in dem der Verbrauch durch den Vorrat geteilt wurde. Im Rahmen der *SETAC Europe, working group on LCIA (SETAC 1999b)*, wurde der Begriff der abiotischen Ressourcen weiter unterteilt nach der Geschwindigkeit der Erneuerung im Verhältnis zur Beanspruchung der Ressourcen in:

- Ablagerungen, dies sind endliche Rohstoffe, die nahezu völlig erschöpfbar sind, da sie sich extrem langsam erneuern, z.B. Erze, fossile Energieträger.
- Fonds, diese können vorübergehend erschöpft werden, sind aber auch wieder erneuerbar, z.B. Boden, Grundwasser.
- Flows, diese können nicht erschöpft werden, da sie sich schnell erneuern, es kann jedoch ein Wettkampf um die Nutzung entstehen, z.B. Solarenergie, Oberflächenwasser.

In der vorliegenden Arbeit werden erneuerbare und nicht erneuerbare abiotische und biotische Ressourcen, in Form von Ablagerungen und Fonds, als in der Pflanzenproduktion relevante Rohstoffe bilanziert. Da die sogenannten flows nahezu unerschöpflich sind und im Bereich der bilanzierten Systeme keine Nutzungskonkurrenz zu er-

warten ist, werden sie in dieser Ökobilanz nicht betrachtet. Relevant können sie in der Pflanzenproduktion z.B. beim Anbau von berechnungsintensiven Kulturen werden.

Die Grenze zwischen biotischen und abiotischen Rohstoffen ist fließend. Zu den biotischen Ressourcen zählen Rohstoffe, die aus derzeit lebenden Organismen gewonnen werden, wie z.B. Holz und Rapsöl. Rohstoffe wie z.B. Kohle oder Erdöl, die biotischen Ursprungs sind, aber nicht in menschlichen Zeiträumen erneuert werden können, werden den abiotischen Ressourcen zugeordnet (UBA 1999). Bei Rohstoffen wie Torf oder Humus ist die Abgrenzung zwischen abiotischen und biotischen Ressourcen schwierig, da keine weitere Definition vorliegt, was unter menschlichen Zeiträumen zu verstehen ist. Im folgenden werden die Ressourcen deshalb nach ihrer Verwendung in Energieträger oder Nichtenergieträger unterschieden.

Bei der Ressourcenbeanspruchung von **Energieträgern** werden im Bereich der Ablagerungen fossile Rohstoffe in Form von Erdöl, Erdgas, Grubengas, Rohgas, Rohöl, Rohbraunkohle und Rohsteinkohle sowie Uranerz berücksichtigt. In vielen Ökobilanzen wird die Beanspruchung von Energieträgern in Form des kumulierten Energieaufwandes beschrieben. Hierbei wird der Aufwand an Energie als aggregierende Größe für alle Primärenergieträger berechnet, ohne die unterschiedliche Knappheit der Ressourcen zu berücksichtigen. Da bei der Beanspruchung von Ressourcen die Knappheit eine große Rolle spielt, werden in dieser Arbeit die Primärenergieträger zum Einen als eingesetzte Masse unter Berücksichtigung der Knappheit und zum Anderen über ihren Energieinhalt in Form des spezifischen Heizwertes berechnet. Die Bilanzierung der Primärenergieträger entsprechend ihrem Energieinhalt erfolgt in einer eigenen Wirkungskategorie, dem kumulierten Energieaufwand (Kap. 2.3.2)

Bei der Bereitstellung von Produktionsmitteln werden an **Nichtenergieträgern** aus Ablagerungen Mineralstoffe für die Düngerherstellung (Kaliumchlorid, Rohphosphat, Kalkstein, Schwefel) und Eisen für die Maschinenherstellung beansprucht (Tabelle 18). Für die Nutzung von Eisen bei der Herstellung der Maschinen werden Werte für den Warm-Walz-Stahl Mix für Deutschland angenommen, der zu 80 % aus Stahl, der im Blasstahlverfahren hergestellt wird, besteht und zu 20 % aus Elektrostaahl (ProBas, UBA 2001b). Dabei wird zu einem bestimmter Anteil Stahlschrott mit verarbeitet, so dass ein Recycling der Maschinen auf diesem Wege mit berücksichtigt wird.

Tabelle 18: Ressourcenbeanspruchung durch die Bereitstellung von Produktionsmitteln

Produktionsmittel	Einheit	Ressource	kg/Einheit	Quelle
Kalkammonsalpeter	kg N	Kalkstein	0,87	<i>Patyk und Reinhard (1997)</i>
Triplesuperphosphat	kg P ₂ O ₅	Rohphosphat	0,91	"
	kg P ₂ O ₅	Schwefel	0,27	"
Kaliumdünger	kg K ₂ O	Kaliumchlorid	1,61	<i>ProBas, UBA (2001b)</i>
Traktoren	kg	Eisen	0,73	"
	kg	Brandkalk	0,05	"
Bodenbearbeitungs- und sonstige Maschinen	kg	Eisen	0,81	"
	kg	Brandkalk	0,06	"

Bei der Nutzung von Nichtenergeträgern aus Fonds gibt es große Unterschiede zwischen der Pflanzenproduktion in der Landwirtschaft und industriellen Produktionen. Der Boden als Produktionsgrundlage und die damit verbundene Bodenfruchtbarkeit wird im Ackerbau, im Gegensatz zu den meisten anderen Wirtschaftsbereichen, direkt in seinen unterschiedlichen Funktionen verändert. Der Erhalt des Bodens als Grundlage für die gegenwärtige und zukünftige Ernährung der Weltbevölkerung ist ein wichtiges Ziel bei der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen. Aufgrund der besonderen Bedeutung des Bodens für die Pflanzenproduktion wird die Bilanzierung von Wirkungen im Bereich des Bodens gefordert (*Audsley 1997*). Bei der Ressourcenbeanspruchung aus dem Boden handelt es sich zum Einen um abiotische Ressourcen, um den Boden als Masse, der aufgrund von Erosion abgetragen wird oder um Bestandteile des Bodens, wie Mineralstoffe, die durch den Anbau dem Boden entzogen werden, zum Anderen um biotische Ressourcen, wie der Humus im Boden, der bei einer negativen Humusbilanz beansprucht wird. Da für die Bilanzierung von Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens noch kein endgültiges Konzept vorliegt, werden nähere Ausführungen hierzu als Ergebnis im Kapitel 3.1 dargestellt.

Die Nutzung von **Trinkwasser** in der Pflanzenproduktion (ohne Beregnung) beschränkt sich auf den Verbrauch zum Ansetzen von Spritzbrühen und zur Reinigung von Arbeitsgeräten und ist auf Grund des niedrigen Verbrauchs, im Vergleich zu industriellen Produktionen, zu vernachlässigen.

Zur Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren für die Ressourcenbeanspruchung wird die Verfügbarkeit der jeweiligen Ressource ins Verhältnis zur Verfügbarkeit von

Kochsalz (NaCl) als Referenzsubstanz gestellt (Kicherer 2001). Die Verfügbarkeit errechnet sich aus dem Vorrat der jeweiligen Ressourcen geteilt durch die jährliche Beanspruchung dieser Ressource.

$$\text{Äquivalenzfaktor } i = \frac{\text{Verfügbarkeit NaCl (a)}}{\text{Verfügbarkeit } i \text{ (a)}} = \frac{\frac{\text{Vorrat NaCl (t)}}{\text{Beanspruchung (t} \cdot \text{a}^{-1})}}{\frac{\text{Vorrat } i \text{ (t)}}{\text{Beanspruchung } i \text{ (t} \cdot \text{a}^{-1})}} \quad (\text{NaCl Äquivalente})$$

Auf die Bedeutung der Erneuerung der Ressourcen im Bereich des landwirtschaftlichen Bodens für den Vorrat wird in der Diskussion (Kap. 4.2) näher eingegangen.

Der Ortsbezug für die Ressourcen, die in den Vorketten zur Bereitstellung der Produktionsmittel beansprucht werden, befindet sich auf nationaler oder globaler Ebene. Bei der Ressourcenbeanspruchung im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens ist der Ortsbezug lokal auf die bewirtschafteten Flächen beschränkt. Der Ressourcenvorrat ist deshalb von den örtlichen Gegebenheiten der Betriebsschläge abhängig, wie die Mächtigkeit des Bodens, dem Nährstoff- und Humusgehalt. Die Ressourcenbeanspruchung und der Vorrat wiederum sind vom Bewirtschaftungssystem des Betriebs abhängig. Die Äquivalenzfaktoren sind deshalb für jeden Betrieb, in Abhängigkeit des Ressourcenvorrats und des Ressourcenverbrauchs, unterschiedlich. Die Angaben zur Berechnung dieser Äquivalenzfaktoren finden sich in Kapitel 3.1. Tabelle 19 auf der folgenden Seite gibt einen Überblick der verwendeten Äquivalenzfaktoren als NaCl-Äquivalente.

2.3.2 Energieaufwand

Der Energieaufwand in Form des kumulierten Energieaufwands (KEA) wird nach der VDI Richtlinie 4600 berechnet. „Er gibt die Gesamtheit des primärenenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, der Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann“ (VDI 1997). Dabei wird sowohl der Aufwand an Primärenergieträgern berücksichtigt, die in Form von Prozessenergie genutzt werden, als auch derjenigen, die als Nichtenergieträger eingesetzt werden.

Tabelle 19: Äquivalenzfaktoren von Rohstoffen

Rohstoff	Ressourcenverfügbarkeit (Jahre)	NaCl-Äquivalente	Datenquelle
NaCl (Kochsalz)	1000	1	<i>Kicherer 2001</i>
Gas	61	16	„
Öl	40	25	„
Braunkohle	241	4	„
Steinkohle	162	6	„
Uran	37	27	„
Eisen	70	14	„
Kaliumchlorid	336	3	„
Kalk	500	2	„
Rohphosphat	86	12	„
Schwefel	24	42	„
Betrieb Lehr (intensiv)			
Boden	1223	0,82	eigene Berechnungen
Phosphor im Boden	177	5,64	„
Kalium im Boden	142	7,04	„
Humus C	346	2,89	„
Humus N	346	2,89	„
Betrieb Erb (Mulchsaat)			
Boden	6251	0,16	„
Phosphor im Boden	78	12,76	„
Kalium im Boden	45	22,22	„
Humus C	185	5,40	„
Humus N	185	5,40	„
Betrieb Wolz (extensiv)			
Boden	5494	0,18	„
Phosphor im Boden	72	13,94	„
Kalium im Boden	70	14,23	„
Humus C	269	3,72	„
Humus N	269	3,72	„

2.3.3 Landnutzung - Bodenverdichtung

Die Wirkungskategorie Landnutzung kann mehrere Aspekte umfassen, den Flächenverbrauch, die Beeinträchtigung von Regelungsfunktionen und den Rückgang der Biodiversität infolge der Landnutzung. Der **Flächenverbrauch** durch die Landwirtschaft liegt in Deutschland bei 54 % der Gesamtfläche (*UBA 1997*). Allerdings ist dieser Flächenverbrauch eher als Flächenbeanspruchung zu beschreiben. Anders

als bei industrieller Nutzung, wo meistens eine Versiegelung oder Divastation der Fläche stattfindet, ist die Qualität der Flächenbeanspruchung durch die Landwirtschaft eher mit einem Gebrauch als einem Verbrauch gleichzusetzen. Bei der Flächenbeanspruchung steht vielmehr der Einfluss auf das Landschaftsbild durch den großen Flächenanteil der Landwirtschaft an der Gesamtfläche im Vordergrund. Weite Teile unserer Kulturlandschaft in Deutschland wurden und werden durch die Landwirtschaft geprägt und gelten als schützenswert. Durch den Strukturwandel in der Landwirtschaft ist einerseits damit zu rechnen, dass durch weitere Rationalisierung die Strukturvielfalt abnimmt und damit die Monotonie der Landschaft zunimmt. Andererseits läuft der Rückzug der Landwirtschaft von marginalen Flächen dem politisch gewollten Erhalt der Kulturlandschaft entgegen. Welches Landschaftsbild erhalten werden soll und wie der Einfluss der Landwirtschaft zu bewerten ist, ist qualitativ über regional spezifische Leitbilder möglich, sofern diese vorhanden sind. Da der Flächenverbrauch durch die Landwirtschaft kein eigentlicher Verbrauch ist, und der Einfluss auf das Landschaftsbild objektiv nicht zu erfassen ist, wird der Aspekt des Flächenverbrauchs nicht betrachtet.

Die Biodiversität einer Landschaft wird durch die Pflanzenproduktion direkt beeinflusst. Zum Einen über den Anbau von Kulturarten und der dadurch bedingten Begleitflora und -fauna im Agrarökosystem und zum Anderen über den Einfluss auf angrenzende Ökosysteme. Die Einbindung von Pflanzen und Tieren in die Produktion ist mit keinem anderen Wirtschaftszweig vergleichbar. Derzeit existieren jedoch noch keine etablierten Modelle für Indikatoren, um Wirkungen im Bereich Arten- und Biotopvielfalt quantitativ in Ökobilanzen zu berechnen (*Geier 2000*).

Bei der Beeinträchtigung von lebensunterstützenden Funktionen in der natürlichen Umwelt werden Prozesse betrachtet, die eine umfassende Regelungsfunktion im Ökosystem haben und von der Landnutzung beeinflusst werden. Beispiele dafür sind der Nährstoffkreislauf im Ökosystem, die Bodendichte, die Bodenfruchtbarkeit oder der Wasserhaushalt. Rechnet man das Agrarökosystem zur natürlichen Umwelt, so sind in diesem Bereich zahlreiche Wirkungen zu erwarten. Durch den Nährstoffentzug der Pflanze, die Nährstoffzufuhr über die Düngung und Nährstoffverluste infolge des Austrags aus dem Agrarökosystem wird der Nährstoffhaushalt direkt beeinflusst und kann als ein Aspekt der Bodenfruchtbarkeit gezählt werden. Zur Erfassung der Bodenfruchtbarkeit im umfassenden Sinne (siehe Kap. 3.1) liegt derzeit noch kein

Indikator vor, der die unterschiedlichen Aspekte der Bodenfruchtbarkeit integrierend abbildet. Teilaspekte der Bodenfruchtbarkeit wie z.B. die Beeinträchtigung der Bodenmächtigkeit, des Nährstoffhaushalts oder des Humushaushalts werden in der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung quantifiziert. Um eine doppelte Berücksichtigung dieser Wirkungen zu vermeiden, werden die genannten Punkte in einer Wirkungskategorie Landnutzung nicht dargestellt. Ein Aspekt, der in der Landwirtschaft eine bedeutende Rolle bei der Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit spielt, ist die **Bodenverdichtung**. Diese wird über die Berechnung der Bodenbelastung als Einzelaspekt dargestellt. Näheres hierzu siehe Kap. 3.1.4.4.

2.3.4 Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung sowie Human- und Ökotoxizität

Der **Treibhauseffekt** beschreibt den Beitrag anthropogener Emissionen zur dauerhaften Erwärmung der Erdatmosphäre. Die emittierten treibhausrelevanten Luftschadstoffe erhöhen die Absorption von Wärmestrahlung und bewirken so eine Änderung der Gleichgewichtstemperatur der Erdatmosphäre. Das wichtigste Treibhausgas ist Kohlendioxid (CO_2), das als Referenzsubstanz bei der Berechnung des Treibhauspotentials eingesetzt wird. Methan, Distickstoffoxid, Perfluormethan und Perfluorethan sind weitere wichtige Treibhausgase. Die Wirkungspotentiale der einzelnen Stoffe werden ermittelt, indem die Änderung der Absorptionsfähigkeit der Atmosphäre aufgrund einer bestimmten Menge über eine bestimmte Zeit in Beziehung gesetzt wird zur Wirkung der gleichen Menge der Referenzsubstanz Kohlendioxid. In dieser Arbeit werden die Äquivalenzfaktoren zur Berechnung des Treibhauspotentials für einen Zeithorizont von 20 und 100 Jahren aus *IPCC 1995* verwendet (Anhang 4).

Die Schädigung versauernd wirkender Stoffe und deren Oxidations- und Umwandlungsprodukte wird in der Wirkungskategorie **Versauerung** zusammengefasst. Durch den Eintrag der Stoffe und der damit verbundenen Absenkung des pH-Werts können sowohl terrestrische und aquatische Ökosysteme wie auch die vom Menschen geschaffene Umwelt geschädigt werden. Die Referenzsubstanz zur Berechnung des Versauerungspotentials ist Schwefeldioxid (SO_2). Weitere versauernd wirkende Stoffe sind Stickoxide, Ammoniak, Chlor- und Fluorwasserstoff. Das chemische Potential jedes Stoffes H^+ -Ionen zu bilden in Relation zum H^+ -Ionenbildungspotential

von Schwefeldioxid ergibt den Äquivalenzfaktor für das stoffspezifische Versauerungspotential (*Heijungs et al. 1992*) (siehe Anhang 5).

Das **Eutrophierungspotential** beschreibt die Schadwirkung in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen durch den Eintrag von mineralischen Nährstoffen. In aquatischen Ökosystemen führt der Eintrag von Nährstoffen zunächst zu einem Anstieg der Biomasse. Entsteht aufgrund des daraus resultierenden höheren Sauerstoffbedarfs eine Sauerstoffknappheit, kann es zum Absterben der Gewässer kommen. In terrestrischen Ökosystemen führt ein verstärkter Nährstoffeintrag zu einer Verschiebung des Artengleichgewichts, was im allgemeinen mit einer Artenverarmung verbunden ist. Neben der Referenzsubstanz Phosphat (PO_4^{3-}) tragen hauptsächlich Stickoxid- und Ammoniakemissionen zur Eutrophierung bei. Die Äquivalenzfaktoren für das Eutrophierungspotential ergeben sich aus der Fähigkeit der Stoffe zur Biomassebildung beizutragen im Verhältnis zur Fähigkeit der Referenzsubstanz (*Heijungs et al. 1992*) (siehe Anhang 6).

Toxisch wirkende Stoffe können über die Luft, den Boden oder das Wasser in die Umwelt gelangen und zu einer direkten Schädigung des Menschen und von Umweltorganismen führen. Zur Abschätzung der **Toxizitätspotentiale** wird noch kein verbindliches Verfahren eingesetzt. Vielmehr werden derzeit unterschiedliche Modelle und Verfahren weiterentwickelt. Hierbei werden unterschiedliche Referenzsubstanzen oder –werte verwendet. Als toxische Stoffe spielen in dieser Arbeit hauptsächlich Pestizide und Schwermetalle eine Rolle. Die Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität unterscheiden Wirkungen, die beim Menschen auftreten, von Wirkungen, die bei Umweltorganismen auftreten. Um die Toxizität von Stoffen, die in die Umwelt gelangen, für Mensch und Umweltorganismen zu beurteilen, sind neben der emittierten Menge folgende Faktoren zu berücksichtigen:

- Der Transport und die Verteilung zwischen unterschiedlichen Medien.
- Der Transport innerhalb der Medien.
- Der Abbau und die Immobilisation der Stoffe.
- Der Grad der Toxizität der Stoffe für Organismen in den unterschiedlichen Medien.

Ansätze zur Berechnung von Toxizitätspotentialen die seither in Ökobilanzen angewendet wurden, unterscheiden sich wesentlich im Detaillierungsgrad in den oben aufgeführten Punkte. Der Ansatz der „critical volumes“ (*BUS 1984 in Heijungs 1992*) berücksichtigt nicht den Abbau und die Verteilung der Stoffe in der Umwelt und ist damit nur geeignet, wenn Stoffe mit ähnlichen Lebenszeiten und Verteilungsmustern verglichen werden. EDIP (*Hauschild 1994*) ist ein Ansatz, der über einen Faktor für die biologische Abbaubarkeit den Abbau von Stoffen in der Umwelt zumindest teilweise berücksichtigt. Allerdings liegen diese Faktoren für Pflanzenschutzmittel nicht vor.

Mit dem Modell USES 2.0 (*RIVM 1998 in Huijbregts 1999*) können für Ökosysteme in Süß- und Salzwasser, Süß- und Salzwassersedimenten und Böden, sowie für den Menschen substanzspezifische Toxizitätspotentiale berechnet werden. Dabei wird in verschiedenen Modulen betrachtet:

- die Emission der Stoffe in die Luft, in Süßwasser, Salzwasser, landwirtschaftliche Böden und industrielle Böden,
- der Transport, die Verteilung und der Abbau der Stoffe,
- die Exposition dieser Stoffe für Mensch, Raubvögel und Säugetiere
- die Wirkung der Stoffe anhand von PNEC's (Predicted No-Effect Concentrations) und NOAEL's (No Observed Adverse Effect Level).

Da von den 36 in dieser Studie verwendeten Pflanzenschutzwirkstoffen nur für 11 Wirkstoffe Toxizitätspotentiale vorliegen, kann diese Methode jedoch nicht angewendet werden. Die Modellierung der fehlenden Werte ist im Rahmen dieser Arbeit aufgrund der Komplexität des Modells und der fehlenden Eingangsdaten nicht möglich.

In dieser Arbeit wird der Ansatz **Critical Surface Time – CST 95 von Jolliet und Crettaz (1997)** angewendet, der die Wirkung und den Verbleib einer Substanz in der Umwelt in die Berechnung des Toxizitätspotentials einbezieht. In diesem halb-empirischen Ansatz werden Humantoxizitätspotentiale (HTP) für Emissionen in die Medien Luft, Wasser und Boden für die Aufnahme durch Inhalation, Trinkwasser und Nahrung berechnet, Ökotoxizitätspotentiale (ETP) für aquatische und terrestrische Ökosysteme. Die Werte für Schwermetalle, einige Pestizide und andere toxische Stoffe wurden aus *Margni et al. (2000)* und *Audsley (1997)* übernommen (Anhang 12). Toxizitätspotentiale für Pflanzenschutzmittel, die von den Autoren seither nicht

berücksichtigt wurden, konnten anhand der vorliegenden Formeln selbst berechnet werden, da die dazu notwendigen Daten verfügbar waren (siehe Anhang 9-11).

Das Gesamtoxizitätspotential (TP) einer Substanz (i) errechnet sich aus der Summe der einzelnen Toxizitätspotentiale. Die einzelnen Toxizitätspotentiale einer Substanz, die in ein Medium (m) emittiert und ein Medium (n) transferiert werden, berechnet man aus dem „effect“ (E) und „fate“ (F) Faktor im Verhältnis zu einer Referenzsubstanz (r).

$$TP_i = \sum \frac{E_i^m \cdot F_i^{nm}}{E_r \cdot F_r}$$

Als Referenzsubstanz für die Humantoxizitätspotentiale wird Blei angenommen, das in die Luft emittiert und durch Inhalation aufgenommen wird, für die Ökotoxizitätspotentiale wird als Referenzsubstanz Zink in Wasser angenommen.

2.3.5 Normierung, Ordnung und Gewichtung

Als optionale Elemente der Wirkungsabschätzung kann die Normierung, Gruppierung und Gewichtung der Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien erfolgen. Dahinter steht das Problem, dass beim Vergleich unterschiedlicher Systeme in einem System der Einfluss in den verschiedenen Umweltkategorien einmal positiver und einmal negativer sein kann als im anderen. Dabei entsteht die Frage, ob nun bei der Bewertung der Systeme alle Wirkungskategorien als gleich gewichtig anzusehen sind oder ob eine Rangbildung unter den Wirkungskategorien vorgenommen werden soll. Ziel dabei ist also, die weder qualitativ noch quantitativ miteinander vergleichbaren Indikatorergebnisse der unterschiedlichen Wirkungskategorien zu hierarchisieren und somit eine kategorienübergreifende Auswertung zu ermöglichen.

Bei der **Normierung** werden die Ergebnisse der Wirkungsindikatoren in den einzelnen Kategorien in Verhältnis zu einem Referenzwert gesetzt. Die Gesamtemission oder Ressourcenbeanspruchung für ein bestimmtes Gebiet oder für Grundwerte aus einem Szenario, das als alternatives Produktionssystem gilt, kann als Referenzwert angenommen werden. Damit soll die relative Signifikanz der Indikatorergebnisse eingeschätzt und eine Grundlage für die weiteren Schritte Ordnung und Gewichtung geschaffen werden. Bei der **Ordnung** werden die Wirkungskategorien entweder in

Gruppen zusammengefasst oder über eine Rangbildung in eine bestimmte Hierarchie eingeordnet. Als Kriterium zur Zuordnung in Gruppen können Charakteristika wie der Wirkungsort (global, regional, lokal) dienen oder ob es sich um input- oder output-bezogene Emissionen handelt. Die Rangbildung in einer Hierarchie kann über die Zuordnung der ökologischen Priorität der Wirkungskategorien (hoch, mittel, niedrig) erfolgen. Die Rangbildung ist ein subjektiver, von gesellschaftlichen Werten beeinflusster Schritt, der nicht mit objektiven, wissenschaftlichen Ergebnissen zu begründen ist (*ISO 14042*).

Das *UBA (1999)* schlägt als Verfahren zur Normierung die Berechnung des „Spezifischen Beitrags“ vor, indem die Höhe der einzelnen Emissionen und Ressourcenbeanspruchungen in Verhältnis zur Höhe der jährlichen Emissionen in Deutschland gesetzt werden. Verfahren zur Ordnung sind die Ermittlung der „Ökologischen Gefährdung“ und „Distance to Target“, das den Abstand zu einem angestrebten Umweltzustand darstellt (*UBA 1999*). Die Ergebnisse aller drei Größen werden in Klassen von A-E eingeordnet, die Kombination der Ergebnisse führt zu einer Einstufung der ökologischen Priorität in fünf Stufen von sehr groß bis sehr gering. Normierung und Ordnung führen zu einer Rangbildung, die einen relativen Vergleich der Wirkungskategorien zulässt, nicht dagegen als ein absolutes Urteil anzusehen ist.

Die **Gewichtung** ist ein Prozess, indem die Indikatorergebnisse der unterschiedlichen Wirkungskategorien mit Hilfe von numerischen Faktoren bewertet und umgerechnet werden, um sie zu einer Größe aggregieren zu können. Die Gewichtung und Bewertung ist von gesellschaftlichen Normen und Zielen abhängig und lässt sich rein wissenschaftlich nicht begründen. Dabei werden für die Gewichtung der einzelnen Wirkungskategorien unterschiedliche Ansätze verwendet wie z.B. die Ableitung aus dem Leitbild Nachhaltigkeit, die Ableitung aus umweltpolitischen Zielen, die Auswertung von Bevölkerungsbefragungen oder die Ergebnisse von Expertenbefragungen (Tabelle 20). Dabei zeigen sich zwischen den Gewichtungsfaktoren der verschiedenen Ansätze in den meisten Wirkungskategorien deutliche Unterschiede (*Stahl 1998*). Diese Verfahren sind bisher zur Anwendung im landwirtschaftlichen Bereich nur bedingt geeignet, da zu spezifischen Wirkungskategorien keine Gewichtungsfaktoren vorliegen. Eine andere Möglichkeit für landwirtschaftliche Fragestellungen erscheint deshalb, die verbal- argumentative Auswertung der Bilanzergebnisse (*Geier 2000*).

Tabelle 20: Gewichtungsfaktoren (%) aus unterschiedlichen Bewertungsansätzen (Stahl 1998)

Wirkungskategorie	Bevölkerungs- befragung	Experten- befragung	Politische Ziele	Leitbild Nachhaltigkeit
Treibhauseffekt	9	16	20	28
Versauerung	18	12	18	6
Eutrophierung	8	9	16	6
Ressourcen Energie	13	17	7	17
Ressourcen Nichtenergie	1	1	1	1
Ökotoxizität	14	15	8	16
Ozonerstörung	22	16	24	22
Abfall	15	14	6	4

Ein Vorteil der Gewichtung und Bildung eines Index liegt darin, dass die Ökobilanz-ergebnisse auf sehr komprimierte und schnell zu erfassende Weise dargestellt werden können. Eine Anforderung wie sie an die Darstellung von Ökobilanzergebnissen gestellt wird, wenn sie im Marketing eingesetzt werden sollen. Um den Einfluss unterschiedlicher Bewertungsverfahren aufzuzeigen, werden für die drei unterschiedlichen intensiv wirtschaftenden Betriebe die Ergebnisse in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung sowie Ressourcenbeanspruchung an Energieträger normalisiert und gewichtet. Für diese Wirkungskategorien liegen die entsprechenden Daten und Faktoren zur Normierung und Gewichtung vor. Für die Normierung werden als Datengrundlage Angaben zu Gesamtemissionen und der Beanspruchung von Ressourcen in Deutschland gewählt (Anhang 13).

2.3.6 Sensitivitätsanalyse

Sensitivitätsanalysen sind ein Teil der Wirkungsabschätzung von Ökobilanzen, um den Einfluss von Annahmen auf die Ergebnisse zu überprüfen, die bei der Durchführung einer Ökobilanz getroffen wurden. Mit der Sensitivitätsanalyse werden Schlüsselparameter einer Fehlerbetrachtung unterzogen, indem sie in der Bilanz innerhalb einer festzulegenden Variationsbreite geändert und die Szenarien neu bilanziert werden. Bei der Wahl der Variationsbreite sind alle verfügbaren Informationen zur realen Situation zu berücksichtigen (*Schmitz und Paulini 1999*). Der Vergleich der Ergebnisse der Szenarien mit der Referenzsituation ermöglicht es, den Einfluss der mit Unsicherheiten behafteten Eingabegrößen und methodischen Festlegungen auf das Ergebnis der Ökobilanz abzuschätzen. Als Schlüsselparameter können betrachtet werden:

- die funktionelle Einheit
- Festlegung der Systemgrenzen und damit verbundene Allokationen
- Unsicherheit von Datenwerten
- Annahmen bei der Auswahl von Modellen
- Auswahl und Definition von Wirkungskategorien

In der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene Sensitivitätsanalysen als sinnvoll erachtet und vorgenommen. Der Einfluss der funktionellen Einheit auf die Ergebnisse wird für die Bezugsgrößen Hektar, Getreideeinheit und Deckungsbeitrag bilanziert und dargestellt.

Bei der Systemgrenze spielt vor allem die Abgrenzung zum angrenzenden Produktionssystem der Tierproduktion eine Rolle. Hier besteht eine Verknüpfung über den Einsatz von Wirtschaftsdüngern aus der Tierproduktion in der Pflanzenproduktion und dem Einsatz von Stroh als Nebenprodukt in der Tierproduktion. Dabei ist die Allokation des Umweltinventars bei der Bereitstellung der Wirtschaftsdünger und die Verteilung des Umweltinventars der Bilanzierungen auf Haupt- und Nebenerntegut ausschlaggebend. Im Bereich dieser Allokationen werden die von der Kommission zur Harmonisierung von Ökobilanzen im Bereich Landwirtschaft vorgeschlagenen Verfahren verwendet (*Audsley 1997*). Auf eine Untersuchung der Sensitivität unterschiedlicher Verfahren bei der Verteilung von Belastungen auf Haupt- und Nebenprodukt, d.h. Korn und Stroh bei Getreide, wird deshalb verzichtet. Gleiches gilt für die Untersuchung der Verteilung der Belastungen bei der Bereitstellung von Wirtschaftsdünger auf das Produktionssystem Pflanzenproduktion und das angrenzende System Tierproduktion.

Der Einfluss von Datenwerten aus unterschiedlichen Datenquellen wird bei der Bereitstellung von Düngemitteln aufgrund der großen Bedeutung in einigen Wirkungskategorien untersucht. In den Wirkungsbereichen Treibhauseffekt, Eutrophierung, Versauerung und Toxizität spielen direkte Stickstoff- und Schwermetallemissionen eine große Rolle. Die Unterschiede zwischen den hierfür verwendeten Daten und Modellen sollen analysiert und geprüft werden.

Im Bereich der Auswahl von Modellen werden Sensitivitätsanalysen bei der Abschätzung direkter Emissionen wie Ammoniak- und Lachgasemissionen sowie Schwermetalleinträge aus der Düngung vorgenommen. Diese Emissionen zeigen einen

großen Einfluss in den Wirkungskategorien Versauerung, Eutrophierung, Treibhauseffekt sowie Human- und Ökotoxizität. Gründe für die Auswahl von Wirkungskategorien werden ausführlich im Kapitel 2.3 dargestellt. Eine weitere Überprüfung der Relevanz einzelner Wirkungskategorien anhand von Sensitivitätsanalysen fand nicht statt.

Die oben angesprochenen Sensitivitätsanalysen werden am Beispiel unterschiedlich intensiv wirtschaftender Betriebe (Lehr, Erb, Wolz) vorgenommen. Hier variiert die Höhe der eingesetzten Betriebsmittel zwischen den Betrieben stärker als beim Vergleich der Versuchsvarianten aus den Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung (Mulchsaat, Grubber, Pflug). Deshalb sind bei der Szenarienberechnung beim Vergleich der Betriebe größere Einflüsse zu erwarten als bei der Bilanzierung der Versuchsvarianten.

2.4 Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung

Im Rahmen der Arbeit der Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe wurde vom Herbst 1998 bis Winter 2002 das Teilprojekt „konservierende Bodenbearbeitung“ im unteren Jagsttal durchgeführt. In Gesprächen zum Thema Landwirtschaft und Gewässerschutz wurde von den beteiligten Landwirten die von Ihnen beobachtete Erosionsproblematik in den Vordergrund gestellt. Dabei ergab sich auch, dass die Einführung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren als mögliche Problemlösung durch Fragen zu ihren pflanzenbaulichen, ökologischen und ökonomischen Wirkungen (Tabelle 22) gehemmt wurde. Mit dem Ziel diese Hemmnisse abzubauen, wurden Feldversuche angelegt, in denen drei unterschiedliche Bodenbearbeitungsverfahren miteinander verglichen wurden.

Soziale Aspekte, die die Umsetzung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren in der Praxis hemmten, wurden in einem begleitenden Arbeitskreis aufgegriffen. Um die Erosionsgefährdung abzuschätzen, wurde ein Bewertungsschlüssel für Landwirte entwickelt (*Billen et al. 2002*). Die ökologische Gesamtgefährdung wurde mit Hilfe der hier vorliegenden Ökobilanzen abgeschätzt.

Tabelle 22: Fragen und Lösungsansätze bei der Umsetzung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren

Fragen und Hemmnisse	Lösungsansätze und Maßnahmen
pflanzenbauliche	Feldversuche
Saatzeitpunkt verzögert	Messung der Bodenfeuchte/-temperatur
Feldaufgang/Ertrag niedriger	Messungen, Vergleiche
Totalherbizid notwendig	Bestimmung des Unkrautbesatzes
Fusariumbefall höher	Bonitur, Sortenwahl, Fruchtfolge
Fruchtfolgeänderung nötig	Anbaualternativen
ökologische	
Erosionsgefährdung	Bewertungsschlüssel für Landwirte
Ökologische Gesamtwirkungen	Ökobilanz
ökonomische	
neue Maschinen nötig	Maschinengemeinschaften
Beobachtungs- und Managementaufwand höher	Einsatz von EDV, Umverteilung von Arbeitszeit
Einkommensverluste	Deckungsbeitragsrechnungen
soziale	Arbeitskreis
Risikobereitschaft	Risiken aufzeigen
Skepsis	Erfahrungen austauschen
Ordnung auf dem Acker	Werte überdenken
Angst vor Spott	Gegenseitige Unterstützung
Widersprüchliche Aussagen	Verfahren definieren, eigene Erfahrungen machen

Da das Hauptziel der Feldversuche die Demonstration der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren war, wurden die Versuche als Praxisversuche angelegt. Das heißt, die Versuche wurden mit den Landwirten zusammen konzipiert, unter Berücksichtigung der betrieblichen Voraussetzung. Die erforderlichen Arbeitsgänge zur Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung, Pflanzenschutz und Ernte wurden von den Landwirten mit den in den Betrieben vorhandenen Maschinen durchgeführt. Zur Ertragsermittlung wurden bei der Ernte Probeschnitte durch die Projektmitarbeiter vorgenommen. Mit der Durchführung von Praxisversuchen sind im Vergleich zu wissenschaftlichen Exaktversuchen neben Vorteilen auch Nachteile verbunden (Tabelle 23). Für die Zielsetzung der Versuche waren die Vorteile der Praxisnähe und Partizipation der Landwirte ausschlaggebend für die Methodenwahl.

Tabelle 23: Vorteile und Nachteile von Praxisversuchen

Vorteile	Nachteile
Durchführung der Versuche unter Praxisbedingungen, v.a. Einsatz von Maschinen aus der Praxis (wichtig bei Bodenbearbeitungsversuchen), realistischer Arbeitseinsatz.	Boden- und Standortunterschiede auf der Fläche werden nicht durch Randomisation ausgeglichen.
Höhere Beteiligung der Landwirte.	Meist nur einfaktorielle Versuche und Streifenversuche möglich, da sonst der Arbeitsaufwand für die Landwirte zu groß ist.
Planung und direkte Einbindung der Landwirte bei der Durchführung.	Versuche können unter der Arbeitsorganisation (Zeitdruck) der Versuchslandwirte leiden, guter Kontakt und Absprache sind nötig.
Erfahrungen der Betriebsleiter und ihre betrieblichen Erwartungen können in die Versuche einfließen.	Kaum statistische Auswertung möglich.
Versuche unter lokalen Bedingungen.	Schlechter verallgemeinerbar bzw. extrapolierbar.
Betonung praxisrelevanter Ziele. Bewertung der Ergebnisse unter den gegebenen standörtlichen und betrieblichen Bedingungen, der Machbarkeit und der Wirtschaftlichkeit.	
Ergebnisse leichter in die Praxis übertragbar.	

2.4.1 Versuchsvarianten und Standorte

Als Versuchsvarianten wurden drei unterschiedliche Verfahren der Bodenbearbeitung definiert. Dabei entspricht eine Variante der konventionellen Bodenbearbeitung mit Pflug und zwei Varianten entsprechen der konservierenden Bodenbearbeitung ohne Pflug. Die Begriffe der konventionellen und konservierenden Bodenbearbeitung werden gemäß der Definition nach *KTBL (1993)* verwendet. Die konservierende Bodenbearbeitung zeichnet sich dadurch aus, dass die Intensität der Bodenbearbeitung nach Art, Tiefe und Häufigkeit reduziert ist und Pflanzenreststoffe von Vor- und Zwischenfrüchten nahe oder auf der Bodenoberfläche belassen werden. „Ziel ist ein stabiles, tragfähiges Bodengefüge durch längere Bodenruhe als vorbeugender Schutz gegen Verdichtung“ und „eine möglichst ganzjährige Bodenbedeckung über einem intakten Bodengefüge als vorbeugender Schutz gegen Erosion und Verschlammung“ (*KTBL 1993*).

- **Pflugvariante**, die Grundbodenbearbeitung erfolgt mit dem Pflug auf Krumentiefe
- **Grubbervariante**, die Grundbodenbearbeitung erfolgt mit dem Grubber auf Krumentiefe. Vor Sommerungen wird die Zwischenfrucht im Winter als Frostbearbeitung eingearbeitet.
- **Mulchsaatvariante**, die Grundbodenbearbeitung findet erst kurz vor der Aussaat mit Rototiller oder Kreiselegge statt, bis maximal 10 cm Tiefe.

In der Grubber und Mulchsaatvariante wurde vor Sommerungen im Frühjahr ein Totalherbizid zur Unkrautbekämpfung eingesetzt. Die sonstigen Arbeitsschritte wurden abgesehen von Bodenbearbeitung in den Varianten gleich durchgeführt.

Die Versuche mit der Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen, Silomais, Winterweizen fanden in den Betrieben Lehr in Kreßbach (K), und Ohrnberger in Roigheim (R) auf insgesamt 4 Standorten statt (Abbildung 6, Tabelle 24). Als Grundlage, um die Ökobilanzen zum Vergleich der Bodenbearbeitungsvarianten zu berechnen, wurden Daten des Betriebes Lehr eingesetzt, da dieser auch am Vergleich der drei unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe (siehe Kap. 2.5) beteiligt ist.

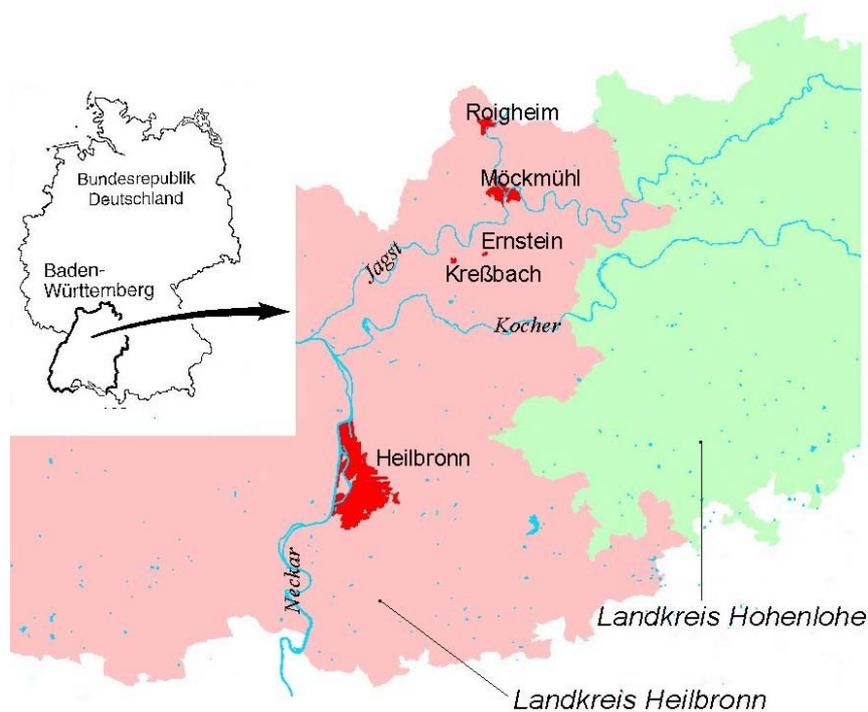


Abbildung 6: Projektgebiet

Die Varianten waren in Bearbeitungsrichtung parallel zum Hang in der Reihenfolge Pflug (oben), Grubber (Mitte) und Mulchsaat (unten) angelegt. Die Parzellengröße pro Variante umfasste eine Breite von 15 m und eine Länge zwischen 68 und 100 m, je nach Schlaggröße. Die Parzellen jeder Variante waren in 4 unechte Wiederholungen unterteilt.

Tabelle 24: Fruchtfolge und Eigenschaften der Versuchsstandorte (beprobte Fruchtfolgeglieder in Fettdruck)

Schlag	Exposition	HN [°] ¹⁾	Fruchtfolge ²⁾ 1998/99 – 2000/01	Bodenform	Oberbodenart ³⁾	Ackerzahl	K-Faktor ⁴⁾
K1	S	3-5	ZR, WW, SM	Parabraunerde aus Löss	Ut4	68-76	0,64
K3	S	5-6	WW, ZR, WW	lessivierte Braunerde aus Löss ⁵⁾	Ut4	73	0,62
R1	SW	5-6	ZR, WW, SM	pseudovergleyte Parabraunerde aus Löss	Ut4	58-66	0,60
R3	NW-SO	7	WW, ZR, WW	Parabraunerde - Braunerde aus Löss ⁵⁾	Ut4	62-64	0,63

1) Hangneigung in Grad

2) ZR: Zuckerrüben; SM: Silomais; WW: Winterweizen; WG: Wintergerste, vor Zuckerrüben und Silomais Senf als Zwischenfrucht, markierte Teile in der Fruchtfolge wurden in den Versuchsvarianten angebaut.

3) Ut4 = stark toniger Schluff

4) Maß für die Erodibilität eines Bodens, berechnet nach *Schwertmann et al. (1990)*

5) Bohrstockansprache

2.4.2 Produktionsmitteleinsatz

Die beteiligten Versuchsbetriebe sind für das untere Jagsttal typische Haupterwerbsbetriebe, d.h. Milchvieh- oder Gemischtbetrieb mit 40 bis 60 ha bewirtschafteter Fläche und Zuckerrübenkontingent.

Tabelle 25: Produktionsmitteleinsatz auf den Versuchsschlägen

Schlag	Fruchtart	Jahr	Aussaat	min. N-	Gülle-	Anzahl Pflanzen-	
				Düngung	düngung	Herbizide	Fungizide
				(kg/ha)	(m ³ /ha)		
K1	Senf, ZR	98/99	03.04.99	115	40	3; 4 in V1 und V2	
	WW	99/00	23.10.99	198	-	1	2
	Senf, SM	00/01	02.05.01	90	34	1; 2 in V1 und V2	
K3	Senf, ZR	99/00	24.03.00	115	45	3; 4 in V1 und V2	
	WW	00/01	30.10.00	190	-	1	2
R1	Senf, ZR	98/99	06.04.99	128	20	2	-
	WW	99/00	05.11.99	190	-	1	2
	Senf, SM	00/01	11.05.01	182	25	1; 2 in V1 und V2	
R3	Senf, ZR	99/00	08.04.00	110	20	2	-
	WW	00/01	28.10.00	193	-	1	1

Die Düngermenge erfolgte nach der Düngebedarfsberechnung (*LAP 1998*) unter Berücksichtigung des N-min Wertes zu Vegetationsbeginn. Der Pflanzenschutz

wurde betriebsüblich durchgeführt. In der Mulchsaatvariante fand zum Teil ein zusätzlicher Herbizideinsatz vor Zuckerrüben im Frühjahr statt. Die einzelnen Arbeitsgänge in den Versuchsvarianten und die dabei eingesetzte Maschinen im Betrieb Lehr sind in im Anhang 14 bis 16 dargestellt.

2.4.3 Messungen

Gemessen wurden Ertrag, Feldaufgang, Bodentemperatur und Bodenfeuchte. Der Ertrag dient als funktionelle Einheit für die Berechnung der Ökobilanzen. Um auftretende Ertragsunterschiede zwischen den Versuchsvarianten zu untersuchen, werden die Messungen zum Feldaufgang, zur Bodentemperatur und zur Bodenfeuchte betrachtet.

Der Ertrag wurde anhand von Probeernten ermittelt. Dabei wurden pro Variante bei Getreide 4x1 m², bei Silomais 4x2 m² und bei Zuckerrüben 4x10 m² geerntet. Die Untersuchungen der Inhaltstoffe bei Zuckerrüben erfolgte durch die Firma Südzucker, Abteilung landwirtschaftliche Forschung, Ochsenfurt, die Inhaltstoffe bei Getreide und Mais am Institut für Pflanzenbau. Der Standardmelasseverlust (SMV) und der bereinigte Zuckerertrag (BZG) wurde anhand der neuen Braunschweiger Formel (Buchholz et al. 1995) berechnet:

$$\text{SMV} = 0,12 \cdot w_{\text{K+Na}} + 0,25 \cdot w_{\alpha\text{-N}} + 0,48$$

SMV: Standardmelasseverlust

w: Stoffmengengehalt der Rüben in mmol/100g

K+Na: Summe von Kalium und Natrium

α-N: α-Amino-Stickstoff

$$\text{BZG} = w_z - \text{SMV} - 0,6$$

BZG: Bereinigter Zuckergehalt

w_z: Zuckergehalt der Rüben (Polarisation) in °Z

Der Feldaufgang wurde pro Versuchsvariante auf 4x1 m² bei Getreide und 4x10 m² bei Zuckerrüben und Mais an mehreren Terminen ausgezählt. Die Messungen zur Bodentemperatur erfolgten mit 3 Thermistoren (Messgenauigkeit +/- 0,1°C) pro Variante, angeschlossen an einen Datalogger (Fa. Unidata, Starlog 7000B) in einer Tiefe

von 6 cm auf ausgewählten Standorten. Die Bodenfeuchte im Oberboden bis 7 cm Tiefe wurde gravimetrisch in wöchentlichem Abstand bestimmt. Pro Variante wurden zu jedem Termin 8 Proben gezogen.

2.4.4 Datenbasis für die Deckungsbeitragsrechnung

Zur Berechnung der Deckungsbeiträge wurde das Programm *VOKA 2000* verwendet. Als Preise wurden die jeweiligen Preise im Anbaubereich für das Anbaujahr eingesetzt. In der betrachteten Fruchtfolge wird Silomais als Futtermittel angebaut, das direkt in den Betrieben eingesetzt wird. Bei der Berechnung des Deckungsbeitrags entsteht ein negativer Betrag, da der Anbau Kosten verursacht, ohne dass ein direkter Erlös erzielt wird. Der Erlös entsteht erst über die Veredelung des Futters in der Tierproduktion. Der Deckungsbeitrag soll in dieser Arbeit als funktionelle Einheit bei der Ökobilanzierung der Versuchsvarianten eingesetzt werden. Hierbei wird ausschließlich die pflanzliche Produktion, getrennt von der tierischen Produktion der Betriebe, betrachtet. Da das erzeugte Futter somit als Produkt aus der Pflanzenproduktion in das angrenzende Produktionssystem Tierproduktion angesehen wird, erscheint es sinnvoll, mit Silomais so umzugehen, als ob er von der Pflanzenproduktion in die Tierproduktion verkauft würde (wie auch bei Futtergetreide).

Der Erzeugerpreis für Silomais lässt sich auf unterschiedliche Weise bestimmen. Basierend auf dem Orientierungspreis für den Erzeuger oder auf den Marktpreisen, wobei der reale Handel mit Silomais nur sehr gering ist. Der Marktpreis für Maissilage für das Wirtschaftsjahr 2000/2001 lag bei 1,73 € je dt (*Landwirtschaftliches Wochenblatt Weser-Ems 2000;2001*). Zur Berechnung eines Orientierungspreises für den Silomaisverkauf wird angenommen, dass anstatt Silomais auch Körnermais angebaut werden könnte. Zu den variablen Kosten des Silomaisanbaus werden die Flächennutzungskosten des Körnermaisbaus addiert und als Grundlage für einen Mindestpreis angenommen, der erzielt werden müsste, um den gleichen Deckungsbeitrag wie für den Anbau von Silomais zu erreichen (Tabelle 26). Preise des Wirtschaftsjahres 2000/2001 dienen als Berechnungsgrundlage.

Tabelle 26: Berechnung des Orientierungspreises für Silomais

Zeile		Einheit	Quelle
1	Variable Kosten beim Silomaisanbau, Ertragserswartung 500 dt/ha	670,00 (€/ha)	Landwirtschaftliche Beratung Mittelfranken (2000)
2	Marktleistung Körnermais, Ertragserswartung 85 dt/ha	1075,00 (€/ha)	KTBL (2001)
3	Variable Kosten für Körnermais	821,00 (€/ha)	KTBL (2001)
4	Flächennutzungskosten (Zeile 2-3)	254,00 (€/ha)	
5	Orientierungswert für Silomaisverkauf ab Feld (Zeile 1+4)	924,00 (€/ha)	
6	Orientierungswert pro dt	1,85 (€/dt)	

Als Erzeugerpreis wird in dieser Arbeit ein Preis von 1,85 € je dt eingesetzt, der sich aus dem Orientierungspreis für Silomais ergibt. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, da es auf den betrachteten Versuchsfeldern möglich wäre, anstatt Silomais Körnermais anzubauen. Der Marktpreis aus der Region Weser-Ems liegt in ähnlicher Höhe wie der Orientierungspreis und bestätigt somit den Preis, obwohl er aufgrund eines sehr geringen Marktvolumens zustande kommt.

2.5 Landwirtschaftliche Betriebe

Die drei bilanzierten Betriebe können als für die Region Hohenlohe-Franken typische Betriebe angesehen werden. Sie werden alle im Haupterwerb bewirtschaftet und unterscheiden sich beim Anbau von Feldfrüchten zum Teil in der Intensität der Bodenbearbeitung, in der Höhe des Stickstoffdüngereinsatzes und der Intensität der Bodenbearbeitung.

Betrieb Lehr (intensiv) in Kreßbach, Gemeinde Neudenau: Wirtschaftet nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis, Einsatz von Pflug oder pfluglose Bewirtschaftung variabel in der Fruchtfolge; Pflanzenschutzmitteleinsatz nach Empfehlung, Düngung nach Bedarf.

Betrieb Erb (Mulchsaat) in Bittelbronn, Gemeinde Möckmühl: Mulchsaatbetrieb, völliger Pflugverzicht, daran angepasster Pflanzenschutzmitteleinsatz, Düngung nach Bedarf.

Betrieb Wolz (extensiv) in Michelbach a. d. Lücke, Gemeinde Wallhausen: Mitgliedsbetrieb der Erzeugergemeinschaft Hohenloher Höfe, Pflugeinsatz, bei Brotgetreide Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel und um 20 % reduzierte Stickstoffdüngung gegenüber der Bedarfsermittlung.

Tabelle 27: Betriebsspiegel der bilanzierten Betriebe 1999/2000

Betrieb	Lehr	Erb	Wolz
Allgemein			
Anbaufläche (ha)	47	59	40
davon Grünland (ha)	6	0	10
Schlaggröße Ø (ha)	2	3	2
Hof-Feld Entfernung Ø (km)	1	1	1
Arbeitskräfte	2,5	1,5	1,75
Tierbestand			
Milchkühe/Rinder	25		20
Jungvieh	25		20
Schweine	30	1100	32
Aufzuchtferkel	30		
Legehennen	35		
Fruchtarten (Anteile in ha)			
Winterweizen	16	24	8,5
Wintergerste	4,5	10	4,4
Zuckerrüben	9,6	3	1,2
Silomais	4,5	0	3,6
	Sonst. Getreide (4,5) Klee (1,8)	Winterraps (8,4) Futtererbsen (6,4)	Sonst. Getreide (6,9) Ackerbohnen (1,5)
Standort und Klima			
Höhe über NN (m)	250	320	450
Jahresdurchschnitts- temperatur (°C)	9,4	9,4	8,6
Jahresniederschlag (mm)	788	788	860
Durchschnittliche Ackerzahl	72	53	46

2.5.1 Zuckerrübenanbau

Dem Anbau der Zuckerrüben geht in allen drei Betrieben eine Begrünung mit Senf im Herbst voraus. Die Begrünung wird im Betrieb Lehr und Wolz im Herbst nach dem 15.11. untergepflügt, im Betrieb Erb als Frostbearbeitung im Winter mit einem Sichelmulcher und einer Großfederzahnegge bearbeitet. Als Saatgut wird in allen Betrieben mit Gaucho pilliertes Z-Saatgut eingesetzt. Die Düngung erfolgt nach Empfehlungen aufgrund einer EUF- (Elektro-Ultra-Fugation) Untersuchung. Die Ernte wird in den Betrieben Lehr und Wolz in Eigenarbeit mit einem 1- bzw. 2- reihigen Köpfrödebunker durchgeführt, im Betrieb Erb in Fremdarbeit mit einem 6-Reiher durch die Südzucker AG. Das Rübenblatt verbleibt auf dem Feld (Tab. 28).

2.5.2 Winterweizenanbau

Bei Anbau von Winterweizen werden im Betrieb Lehr hauptsächlich Sorten der Qualitätsgruppe E, im Betrieb Wolz Qualitätsweizen und im Betrieb Erb B-Weizen, der zum Großteil im eigenen Betrieb verfüttert wird, angebaut.

Der Weizen von Herrn Wolz wird nach den Richtlinien der Erzeugergemeinschaft Hohenloher Höfe erzeugt und über diese direkt an Mühlen und Bäckereien vermarktet. Die Richtlinien der Erzeugergemeinschaft beinhalten u.a.:

- den Verzicht auf den Einsatz von chem. Pflanzenschutzmitteln und Wachstumsregulatoren zu den über die Erzeugergemeinschaft vermarkteten Feldfrüchten,
- die Reduzierung der Stickstoffdüngung um 20 % gegenüber dem Bedarf, bestimmt nach einer EUF Bodenuntersuchung, kein Einsatz von Klärschlamm und Klärschlammkomposten,
- die Ansaat von Ackerrandstreifen.

Als Erzeugerpreis für die Erzeugung unter extensiven Bedingungen werden durchschnittlich 19,43 € je dt gezahlt.

Tabelle 28: Eingesetzte Produktionsmittel und Erträge der drei Betriebe beim Zuckerrübenanbau mit Senf als Zwischenfrucht.

Betrieb	Lehr		Erb		Wolz	
	Produktionsmittel	Menge	Produktionsmittel	Menge	Produktionsmittel	Menge
Aussaat (kg/ha)	Saatgut ZR	1 Einheit	Saatgut ZR	1 Einheit	Saatgut ZR	1 Einheit
	Saatgut Senf	15	Saatgut Senf	10	Saatgut Senf	30
Düngung (kg/ha)	Gülle (m ³ /ha)	40	Gülle (m ³ /ha)	10	Gülle (m ³ /ha)	15
	N-mineral. (KAS)	120	N-mineral. (AHL)	70	N-mineral. (KAS)	110
	P-mineral.	24	SSA	10	K-mineral.	60
	K-mineral.	24				
PSM Wirkstoffe (kg/ha)	Imidacloprid	0,07	Imidacloprid	0,07	Imidacloprid	0,07
	Chloridazon	2,00	Glyphosphat	0,71	Metamitron	2,13
	Quinmerac	0,25	Chloridazon	1,60	Chloridazon	0,40
	Ethofumesat	0,13	Quinmerac	0,20	Quinmerac	0,05
	Phenmedipham	0,06	Phenmedipham	0,16	Phenmedipham	0,16
	Desmedipham	0,02	Desmedipham	0,04	Desmedipham	0,04
	Difenoconazol	0,10	Ethofumesat	0,32	Ethofumesat	0,32
	Metamitron	1,42	Metamitron	1,77		
	Fluazifop-P	0,16	Fluazifop-P	0,11		
<i>Summe</i>		<i>4,21</i>		<i>4,98</i>		<i>3,17</i>
Maschinen (kg/ha) der Klassen ¹	A1		A1		A1	1,52
	A2	5,84	A2	3,39	A2	3,27
	A3	12,64	A3	10,51	A3	11,54
	B	1,01	B	2,87	B	2,08
	C	3,48	C	3,14	C	3,10
<i>Summe</i>		<i>22,97</i>		<i>19,91</i>		<i>21,52</i>
Treibstoff (l)		108,50		126,90		107,30
Erträge						
Zuckerrüben (dt/ha)		600		600		500

¹ Definition der Maschinenklassen (Tab. 5)

Tabelle 29: Eingesetzte Produktionsmittel und Erträge der drei Betriebe beim Winterweizenanbau

Betrieb	Lehr		Erb		Wolz	
	Produktionsmittel	Menge	Produktionsmittel	Menge	Produktionsmittel	Menge
Aussaat (kg/ha)	Saatgut	190		120		240
Düngung (kg/ha)	N-mineral. (KAS)	190	N-Mineral. (KAS)	170	N-Mineral. (KAS)	120
	P-mineralisch	28	N-Mineral.(AHL)	20		
	K-mineralisch	28				
PSM Wirkstoffe (kg/ha)	Isoproturon	2,10	Clodinfop	0,02		
	Bentazon	1,00	Cloquintocet	< 0,01		
	Dichlorprop-P	0,70	Isoproturon	0,70		
	Fluoroglycofen	0,03	Fluroxypyr	0,12		
	Epoxiconazol	0,13	Bromoxynil	0,24		
	Fenpropimorph	0,50	Epoxiconazol	0,10		
	Azoxystrobin	0,15	Kresoxim-methyl	0,10		
	Fenpropidin	0,50	Epoxiconazol	0,11		
	Tebuconazol	0,32	Fenpropimorph	0,31		
	Chlormequat	2,23				
	2,4 -D	0,75				
	Chlortalonil	0,50				
	<i>Summe</i>		<i>8,91</i>		<i>1,70</i>	
Maschinen (kg/ha) der Klassen ¹	A1	-	A1	0,34	A1	0,91
	A2	2,77	A2	2,63	A2	1,86
	A3	3,55	A3	3,92	A3	3,87
	B	2,37	B	2,69	B	2,20
	C	1,96	C	4,63	C	2,21
<i>Summe</i>		<i>10,65</i>		<i>14,20</i>		<i>11,05</i>
Treibstoff (l)		74,40		85,10		69,60
Erträge						
Winterweizen, Korn ~ 85% TS (dt/ha)		78		75		55
Strohbergung		-		+		+

¹ Definition der Maschinenklassen (Tab. 5)

2.5.3 Wintergersteanbau

Die Wintergerste wird in allen drei Betrieben in der Hauptsache als Futter im eigenen Stall verwendet. Die Grundbodenbearbeitung wird in den Betrieben Lehr und Wolz mit dem Pflug, im Betrieb Erb mit einem Schwergrubber durchgeführt.

Tabelle 30: Eingesetzte Produktionsmittel und Erträge der drei Betriebe beim Anbau von Wintergerste

Betrieb	Lehr		Erb		Wolz	
	Produktionsmittel	Menge	Produktionsmittel	Menge	Produktionsmittel	Menge
Aussaat (kg/ha)	Saatgut	190	Saatgut	120	Saatgut	200
Düngung (kg/ha)	N-mineralisch (KAS)	120	Gülle (m ³ /ha)	12	Festmist (dt/ha)	150
	P-mineralisch	28	N-mineral. (KAS)	150	N-mineral. (KAS)	100
	K-mineralisch	28	Bittersalz	15		
PSM Wirkstoffe (kg/ha)	Chlortoluron	1,50	Isoproturon	2,45	Pendimetalin	1,20
	Diflufenican	0,15	Fluroxypyr	0,10	Isoproturon	1,40
	Epoxiconazol	0,17	Bromoxynil/loxylinil	0,20	Azoxystrobin	0,15
	Fenpropimorph	0,50	Carbendazim	0,10	Carbendazim	0,08
			Flusilazol	0,20	Flusilazol	0,15
		Azoxystrobin	0,20			
<i>Summe</i>		2,32		3,25		2,98
Maschinen (kg/ha) der Klassen ¹	A1	0,28	A1	0,34	A1	1,83
	A2	2,92	A2	2,73	A2	1,38
	A3	3,55	A3	3,92	A3	3,87
	B	2,40	B	2,93	B	2,66
	C	3,77	C	4,65	C	3,62
<i>Summe</i>		12,93		14,56		13,36
Treibstoff (l)		78,00		85,50		77,90
						Erträge
Wintergerste Korn(kg/ha)		75		70		70
Strohbergung		+		+		+

¹ Definition der Maschinenklassen (Tab. 5)

Eine genauere Beschreibung der Arbeitsgänge, der dabei eingesetzten Maschinen und des Treibstoffverbrauchs findet sich in Anhang 17 bis 19.

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse umfassen fünf Aspekte dieser Arbeit. Als erstes werden Überlegungen und Schlussfolgerungen zur Berücksichtigung von Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens im Rahmen von Ökobilanzen dargelegt. Dann werden die Ergebnisse aus den Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung vorgestellt, die die Datengrundlage für die folgende Ökobilanzierung der Versuchsvarianten liefern. Daran schließt sich die Betrachtung der Ökobilanzen für die drei unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe an. Mit Hilfe der Ökobilanzen werden die Umweltwirkungen der unterschiedlichen Verfahren miteinander verglichen. Im letzten Kapitel werden dann Sensitivitätsanalysen als Teil der Auswertung der Ökobilanzen dargestellt. Die Sensitivitätsanalysen schätzten ab, welche Auswirkungen die getroffenen Annahmen auf die Ergebnisse der Ökobilanz haben.

3.1 Erweiterung der Ökobilanz im Wirkungsbereich Boden

Die Notwendigkeit, den landwirtschaftlich genutzten Boden als einen Wirkungsbereich im Rahmen von Ökobilanzen in der Landwirtschaft zu betrachten, ergibt sich aus dem Anspruch der Ökobilanz, alle relevanten Umweltwirkungen, die mit einem Produktionsverfahren verbunden sind, zu berücksichtigen. Bedeutende Umweltwirkungen der Landwirtschaft, wie z.B. Bodenerosion und Bodenverdichtung, können nur berücksichtigt werden, wenn der landwirtschaftlich genutzte Boden als Schutzgut in Ökobilanzen betrachtet wird. Nur so lässt sich auch der Einfluss der Bodenbearbeitung, die ein wichtiger Bestandteil des Produktionsverfahrens ist, umfassend ökologisch beurteilen. Wirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf Böden angrenzender Ökosysteme oder in den Vorketten werden in den Wirkungskategorien Versauerung, Eutrophierung und Ökotoxizität erfasst.

Die Notwendigkeit des Bodenschutzes ergibt sich daraus, dass der Boden Produktionsgrundlage für die Landwirtschaft bzw. der Nahrungsmittelproduktion ist. Die landwirtschaftliche Nutzfläche hat mit 55 % einen flächenmäßig bedeutenden Anteil an der Gesamtfläche in Deutschland.

Eine Besonderheit bei der Betrachtung landwirtschaftlicher Böden ist, dass der Standort als Produktionsfaktor identisch mit dem Schutzgut Boden ist. Das heißt, dass sich Produktionsfaktor und Wirkungsbereich überschneiden.

Der Boden kann somit aus zwei Richtungen betrachtet werden:

- Als Ökosystem, in dem durch Outputs aus der landwirtschaftlichen Produktion Wirkungen auftreten.
- Als Ressource, die zur Produktion von landwirtschaftlichen Erzeugnissen als Input in das Produktionssystem betrachtet wird und dabei Veränderungen erfährt.

Obwohl von verschiedenen Autoren eingefordert wird, Methoden zu entwickeln, die es ermöglichen, die Wirkungen auf die Bodenqualität und -quantität zu betrachten (*Audsley 1997, Cowell und Clift 1997, Keßeler 1998*), liegt seither noch keine Methode vor, die einheitlich angewendet wird.

Ziel dieses Kapitels ist es, eine Methodik zu entwickeln, um Wirkungen auf den landwirtschaftlich genutzten Boden abschätzen zu können. Dazu müssen 3 Fragen beantwortet werden.

- i. Welche Wirkungen anhand welcher Indikatoren wurden seither in Ökobilanzen im Wirkungsbereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens berücksichtigt und wie wurden sie Wirkungskategorien zugeordnet – Stand des Wissens (Kap. 3.1.1)?
- ii. Welche Indikatoren müssen betrachtet werden und mit welchen Modellen sind sie zu berechnen, um alle relevanten Wirkungen zu berücksichtigen (Kap. 3.1.2)? Um eine Grundlage für die Auswahl von relevanten Wirkungen und Indikatoren im Wirkungsbereich Boden zu erhalten, sind folgende Schritte nötig:
 - Festlegen des Schutzzieles und der Einflussfaktoren im Wirkungsbereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens.
 - Identifizieren von relevanten Wirkungen der Landwirtschaft auf diese Faktoren im Wirkungsbereich Boden
- iii. Wie können die Wirkungen bestehenden oder neuen Wirkungskategorien zugeordnet werden (Kap. 3.1.3)?

3.1.1 Stand des Wissens

Die EU Kommission zur Harmonisierung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft fordert die Entwicklung einer Wirkungskategorie Bodenqualität mit zahlreichen Indikatoren. Unter Bodenqualität wird hier ein Maß für die Fähigkeit des Bodens, eine gute Frucht zu erzeugen, verstanden. Eine gute Bodenqualität ergibt einen hohen Ertrag abhängig vom jeweiligen Bodentyp und den vorherrschenden Klimabedingungen

(Audsley 1997). Nach dieser Definition wäre der Begriff der Bodenqualität mit dem der Bodenfruchtbarkeit gleichzusetzen. Einen Überblick an Faktoren, die dabei berücksichtigt werden sollten, gibt Tab. 31.

Tabelle 31: Faktoren der Bodenqualität (Audsley 1997)

biologische	physikalische	chemische
<ul style="list-style-type: none"> • Unkrautpopulation • Bodenflora und -fauna • Humusgehalt 	<ul style="list-style-type: none"> • Erosionsgefährdung • Bodendichte • Bodengefüge • nutzbarer Wassergehalt 	<ul style="list-style-type: none"> • pH • Salzgehalt • Nährstoffverfügbarkeit • Organische Verunreinigungen • Schwermetallgehalte

In Ökobilanzen, die im Bereich Landwirtschaft durchgeführt wurden, wird der Bereich Boden nicht oder auf sehr unterschiedliche Weise betrachtet. Sowohl die Auswahl der Indikatoren als auch die Zusammenfassung und die Benennung in einer Wirkungskategorie sind dabei sehr unterschiedlich. Tabelle 32 gibt eine Übersicht über Ökobilanzen oder Stoffstromanalysen, welche Wirkungen im Bereich des Bodens berücksichtigt haben. Die Literaturübersicht zeigt, dass sowohl bei der Auswahl an Indikatoren und Modellen, als auch bei der Benennung der Wirkungskategorien eine sehr große Heterogenität besteht. Dies spiegelt wieder, dass es seither noch kein systematisches, einheitliches Vorgehen bei deren Auswahl gibt. Die Zuordnung der Indikatoren zu Wirkungskategorien ist außerdem keine echte Zusammenfassung anhand von Äquivalenzfaktoren im Sinne der Ökobilanzierung, sondern ein nebeneinander verschiedener Größen.

3.1.2 Grundlagen für die Auswahl relevanter Indikatoren

Ziel bei der Betrachtung des landwirtschaftlich genutzten Bodens als Wirkungsbereich in einer Ökobilanz ist es, schädliche Wirkungen, die sowohl quantitative als auch qualitative Veränderungen der unterschiedlichen Funktionen des Bodens bewirken, zu erfassen. Diese unterschiedlichen Funktionen des Bodens lassen sich auch unter dem Begriff der Bodenfruchtbarkeit zusammenfassen. Die Bodenfruchtbarkeit wiederum wird durch zahlreiche Faktoren beeinflusst wie z.B. Nährstoffgehalt, Gründigkeit, Dichte des Bodens.

Tabelle 32: Übersicht über Wirkungskategorien und Indikatoren die seither in Ökobilanzen im Bereich Boden verwendet wurden

Wirkungs-kategorie	Indikatoren	Modelle	Titel und Autor
Boden-ökologische Funktionen	Bodenfauna, Bodenmikroflora	deskriptiv	<i>Kaltschmitt und Reinhardt (1997),</i> Nachwachsende Energieträger
Boden-fruchtbarkeit	Bodenabtrag, Bodenstruktur, org. gebundener C, N; Nährstoffgehalt P, K, Mg; pH-Wert; Schwermetallgehalt	USLE gewichtete Bodenbelastung Messwerte	<i>Wolfensberger und Dinkel (1997),</i> Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz
Boden	Bodenverdichtung Bodenerosion Bodenflora und -fauna	deskriptiv	<i>Schorb (1998),</i> Ökobilanz Beikrautbekämpfung im Weinbau
Bodenschutz	Erosion Bodenverdichtung Humusgehalt Toxische Stoffe	Schätzverfahren Schätzverfahren Humuseinheiten diverse Quellen	<i>Keßeler (1998),</i> Umweltmanagement in Betrieb und Produktionskette
Boden-toxizität	Toxische Stoffe	(keine Angabe)	<i>Gaillard und Hausheer (1999),</i> Ökobilanz des Weizenanbaus
(Keine Zuordnung)	Schwermetalleintrag Humusgehalt Bodenverdichtung	Flächenbilanz deskriptiv deskriptiv	<i>Wetterich und Haas (1999):</i> Ökobilanz Allgäuer Grünlandbetriebe
Boden-funktionen	Erosion Bodenverdichtung Humusgehalt Toxische Stoffe	quantitativ	<i>Geier (2000):</i> Anwendung der Ökobilanz-Methode in der Landwirtschaft

Bei der Auswahl relevanter Indikatoren, die Wirkungen auf Faktoren der Bodenfruchtbarkeit aufzeigen, muss berücksichtigt werden:

- welche Faktoren die Fruchtbarkeit des Bodens beschreiben (Kap. 3.1.2.1),
- wo relevante Wirkungen auf diese Faktoren durch den Anbau zu erwarten sind (Kap. 3.1.2.2),
- welche Indikatoren in einer Ökobilanz eingesetzt werden können, um diese Wirkungen auf die Faktoren aufzuzeigen. (Kap. 3.1.2.3).

3.1.2.1 Faktoren der Bodenfruchtbarkeit

Was unter dem Begriff der Bodenfruchtbarkeit verstanden wird und wie die Bodenfruchtbarkeit genutzt wird, hat sich im Verlauf der Menschheitsgeschichte stark gewandelt. Zur Zeit der Jäger und Sammler wurde die natürliche Bodenfruchtbarkeit durch das Sammeln von Früchten genutzt, ohne direkt in das Gleichgewicht im Boden einzugreifen. Mit dem Beginn der Sesshaftigkeit, der sogenannten „neolithischen

Revolution“, beginnt die systematische Nutzung der Bodenfruchtbarkeit durch Pflanzenbau. Dabei wurde die natürliche Bodenfruchtbarkeit, d.h. "die ureigene Kraft des Bodens Pflanzen zur Entfaltung und Frucht reife zu bringen" (*Franz 1960*) bis zu deren Erschöpfung genutzt.

Mit der Einführung von Maßnahmen, welche die Bodenfruchtbarkeit erhalten, beginnt die Kulturwirtschaft. Dabei steht zunächst der Wechsel zwischen Nutzung und Erholung/Regeneration des Bodens im Vordergrund. Ab dem 19. Jahrhundert wird durch die Inanspruchnahme neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und technischer Möglichkeiten bei der Bodenbearbeitung versucht, die Bodenfruchtbarkeit nicht nur zu erhalten, sondern zu verbessern (*Winkel 1991*).

Dies kommt auch in verschiedenen Definitionen zum Ausdruck:

"Die Bodenfruchtbarkeit ist eine Eigenschaft des Bodens, die ihn befähigt, wirtschaftliche Aufwendungen des Menschen in Fruchtertrag umzusetzen" (*Köhnlein 1957*).

"Unter Fruchtbarkeit des Bodens ist bei industriemäßiger Pflanzenproduktion die Potenz des Bodens zu verstehen, eine stabile, ökonomisch effektive Produktion hoher Erträge in guter Qualität, auf großen Schlägen, bei hoher Konzentration der angebauten Kulturen und bei Einsatz leistungsfähiger Maschinensysteme zu ermöglichen" (*Groschoff et al. 1975*).

Kundler et al. (1989) definiert deshalb unterschiedliche **Formen der Bodenfruchtbarkeit**:

- natürliche: durch Bodeneigenschaften bedingt, die auf den Einfluss von Naturfaktoren zurückzuführen sind,
- kulturbedingte: durch Bodeneigenschaften bedingt, die durch die Nutzung und Bearbeitung des Bodens beeinflusst werden,
- potentielle: wird bei voller Ausnutzung der natürlichen und kulturbedingten Bodenfruchtbarkeit erzielt,
- effektive: ist mit den angewendeten ackerbaulichen und meliorativen Maßnahmen tatsächlich erreichbar.

In jüngster Zeit wird der Begriff der Bodenfruchtbarkeit erweitert. Der Boden wird nicht mehr nur in seiner Funktion als Produktionssystem wahrgenommen, sondern

auch in seinen ökosystemaren Regelungsfunktion (*Baeumer und Keller 1991*). "Die heutigen Zielvorstellungen der Bodenfruchtbarkeit schließen nicht nur die Funktion des Bodens als Standort der Pflanze, Nährstoffspeicher und -transformator ein, sondern auch seine Regelungs- und Filterfunktion gegenüber vielfältigen stofflichen Einwirkungen (landwirtschaftliche Produktionsmittel, persistente Schadstoffe, saure Niederschläge, radioaktive Stoffe)" (*Werner 1991*).

Funktionen des Bodens sind demnach die:

- Lebensraumfunktion: Lebensraum für Pflanzen und Tiere
- Regelungs- und Filterfunktion: Puffer- und Speicherkapazität des Bodens für Nähr- und Schadstoffe.
- Ertragsfunktion: als Standort für das Pflanzenwachstum landwirtschaftlicher Kulturen, Bodenfruchtbarkeit im engeren Sinne.

Diese Funktionen des Bodens werden durch die unterschiedlichen Eigenschaften des Bodens erfüllt, die im Folgenden Faktoren der Bodenfruchtbarkeit genannt werden.

Genauso vielfältig wie die Definitionen für Bodenfruchtbarkeit sind die Aussagen und die Einteilung von Faktoren, auf denen die Bodenfruchtbarkeit basiert. Als Faktoren werden einmal klassische Bodeneigenschaften genannt, wie die Bodentiefe, die Körnung und das Gefüge, die Bodenreaktion, der Nährstoffgehalt, der Humusgehalt und die Humuszusammensetzung, die Sorptionseigenschaften und der Gehalt an schädlichen Stoffen (*Finck 1979*). *Groschoff et al. (1975)* unterscheidet Naturfaktoren wie Klima und geologisches Substrat, die nicht bzw. kaum zu beeinflussen sind und gesellschaftliche Faktoren (pflanzenbauliche und meliorative Maßnahmen), deren Zusammenwirken die Bodenfruchtbarkeit ergeben. An anderer Stelle wird zwischen physikalischen (Wasser-, Lufthaushalt des Bodens, Struktur), chemischen (Nährstoffen) und biologischen Faktoren (Mikroorganismen) unterschieden (*Kahnt 1995*). Bei der Einteilung der Bodenfruchtbarkeitskennziffern von *Baeumer (1991)* spielt die Zeit eine Rolle, in der Eingriffe auf die Faktoren wirken. Er unterscheidet zwischen Faktoren, die durch langfristige Maßnahmen zu beeinflussen sind, wie Geländegehalt, Hydromorphie, Gründigkeit, Wasserspeicherung, Bodenkörnung, Humus, Bodengefüge, Sorptionseigenschaften, Azidität im Unterboden und Faktoren, die

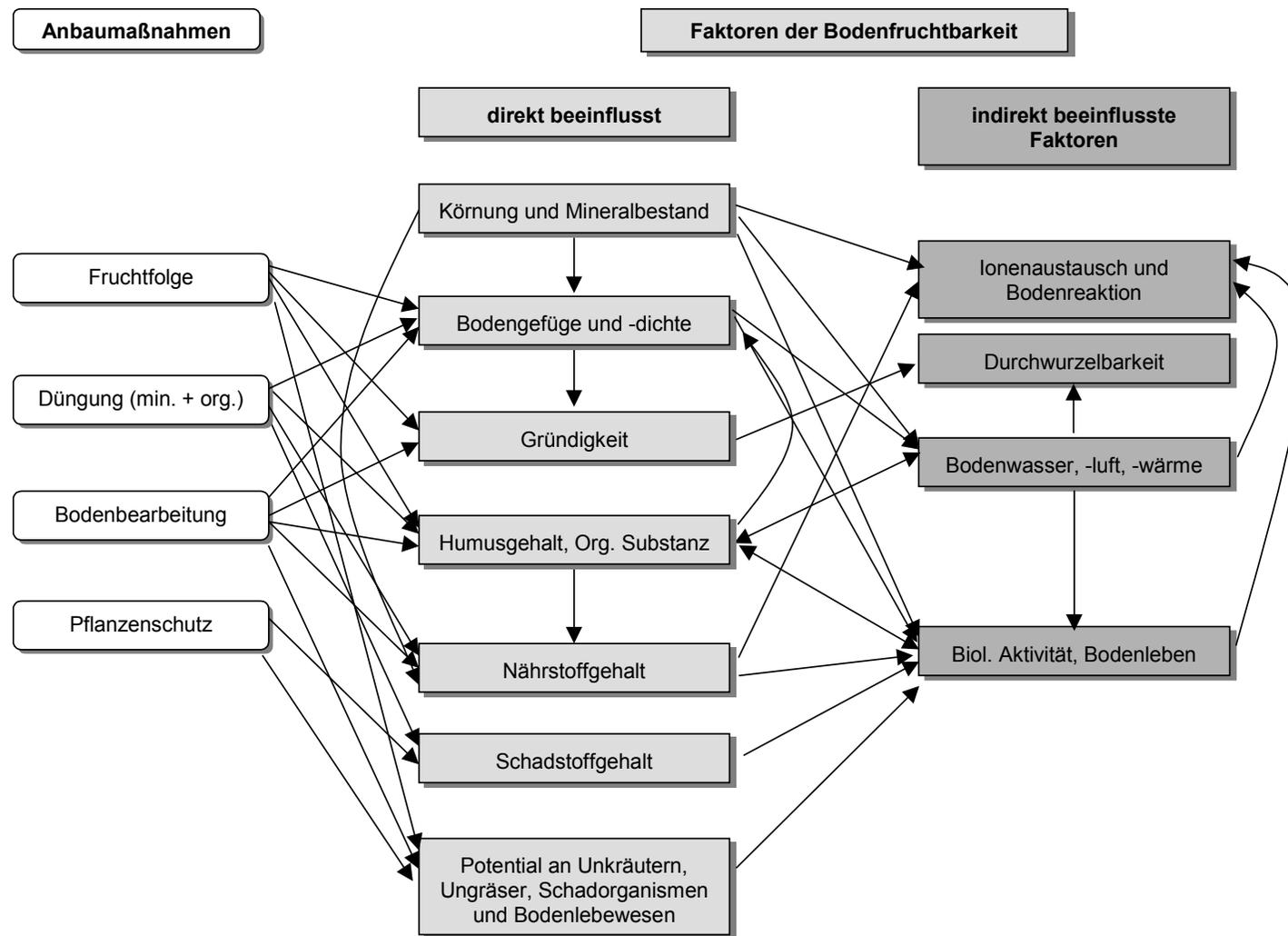


Abbildung 7: Direkte und indirekte Einflüsse von Produktionsmaßnahmen auf Faktoren der Bodenfruchtbarkeit und Wechselwirkungen zwischen den Faktoren (nach Kundler et al. 1989, Finck 1991, und Kuntze et al. 1988)

kurzfristig durch Anbaumaßnahmen verändert werden, wie Nährstoffvorrat, leicht zersetzbarer Humus, Azidität im Oberboden, Bodengefüge, Bodenlebewesen.

Sollen in einer Ökobilanz Wirkungen des Anbausystems auf die Bodenfruchtbarkeit aufgezeigt werden, ist es notwendig die Faktoren zu betrachten, die durch Anbaumaßnahmen direkt beeinflusst werden. Abb. 7 gibt eine Übersicht über die Beziehung zwischen den Faktoren der Bodenfruchtbarkeit, die direkt oder indirekt durch Anbaumaßnahmen wie Bodenbearbeitung, Düngung, Pflanzenschutz und Fruchtfolgegestaltung beeinflusst werden sowie die wichtigsten Beziehungen zwischen diesen Faktoren.

3.1.2.2. Relevante Wirkungen der Landwirtschaftlichen Bodennutzung

Hinweise auf relevante Wirkungen im Bereich Boden durch die landwirtschaftliche Nutzung gehen aus dem Bundesbodenschutzgesetz oder Umweltberichten hervor.

Das Bundesbodenschutzgesetz soll den Boden als natürliche Ressource vor negativen Wirkungen durch die Landwirtschaft schützen. Dabei wird nach §17 Absatz 1 und 2 „bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung die Vorsorgepflicht nach §7 durch die gute fachliche Praxis erfüllt. (...) Grundsätze der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung sind die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource. (Holzwarth et al. 1998).

Zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis gehört insbesondere, dass

1. die Bodenbearbeitung unter Berücksichtigung der Witterung grundsätzlich standortangepasst zu erfolgen hat,
2. die Bodenstruktur erhalten oder verbessert wird,
3. Bodenverdichtungen, insbesondere durch Berücksichtigung der Bodenart, Bodenfeuchtigkeit und des von den zur landwirtschaftlichen Bodennutzung eingesetzten Geräten verursachten Bodendrucks soweit wie möglich vermieden werden,
4. Bodenabträge durch eine standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung, möglichst vermieden werden,

5. die naturbetonten Strukturelemente der Feldflur, insbesondere Hecken, Feldgehölze, Feldraine und Ackerterrassen, die zum Schutz des Bodens notwendig sind, erhalten werden,
6. die biologische Aktivität des Bodens durch entsprechende Fruchtfolgegestaltung erhalten oder gefördert wird und
7. der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität, erhalten wird.

Der Umweltplan Baden-Württemberg (*MUV 2000*), weist im Bereich Bodenschutz auf besondere Belastungen durch die Landwirtschaft bei Schadstoffeinträgen aus Düngung und Pflanzenschutz, bei Bodenerosion (durchschnittlich 5,5 t/ha*a) und bei Bodenverdichtung hin.

3.1.2.3 Auswahl an Indikatoren im Wirkungsbereich Boden

Indikatoren im Wirkungsbereich Boden sollen negative Wirkungen auf die Faktoren der Bodenfruchtbarkeit aufzeigen, die von der Pflanzenproduktion ausgehen. Die Auswahl der Indikatoren ergibt sich aus der Schnittmenge der Faktoren der Bodenfruchtbarkeit, die direkt von Anbaumaßnahmen beeinflusst werden, (Abb. 8) und den Faktoren, für die konkrete Hinweise vorliegen, dass besondere Belastungen durch die Landwirtschaft auftreten.

Aus den vorangegangenen Überlegungen (Kap. 3.1.1 und 3.1.2) ergeben sich somit als Indikatoren im Wirkungsbereich Boden:

- Der Bodenabtrag zeigt Veränderung der Gründigkeit in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der Fruchtfolgegestaltung an.
- Die Bodenbelastung zeigt Veränderung in der Bodendichte durch Verdichtungen beim Befahren und Bearbeiten des Bodens an.
- Die Humusbilanz deckt Veränderungen des Humusgehalts durch humuszehrende Fruchtfolgen auf.
- Anhand von Nährstoffbilanzen kann der Einfluss der Düngung auf den Nährstoffgehalt im Boden aufgezeigt werden.
- Der Schadstoffgehalt des Bodens wird durch den Eintrag von Schadstoffen in den Boden mittels Dünger und Pflanzenschutzmittel beeinflusst.

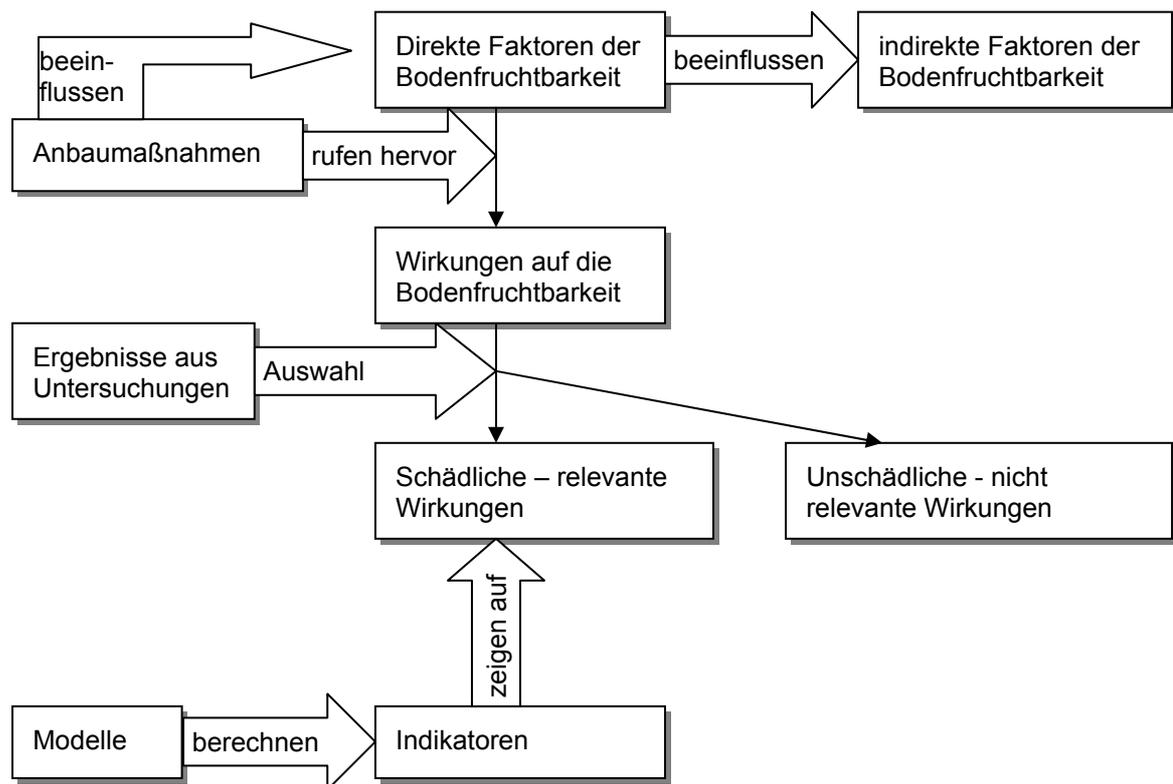


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen Anbaumaßnahmen, Faktoren der Bodenfruchtbarkeit, und Auswahl an Indikatoren zur Bilanzierung der relevanten Wirkungen

Von den Faktoren, die direkt vom Anbau beeinflusst werden, wird somit das Unkraut- und Schädlingspotential nicht betrachtet. Der Grund dafür ist, dass bisher kein indirekter Indikator vorliegt, mit dem Veränderungen in diesem Bereich abgeschätzt werden können. Veränderungen wären nur anhand direkter Indikatoren, d.h. durch Messungen feststellbar. Dies ist im Rahmen von Ökobilanzen aufgrund des methodischen Ansatzes und des dafür notwendigen Zeitaufwandes nicht möglich. Die Faktoren der Bodenfruchtbarkeit, die nur indirekt von der Landwirtschaft beeinflusst werden, werden auch nur indirekt über die Berücksichtigung der direkten Faktoren erfasst. Geeignete Modelle zur Berechnung der Indikatoren, welche Wirkungen auf die direkten Faktoren der Bodenfruchtbarkeit erfassen, werden in Kapitel 3.1.4 vorgestellt.

3.1.3 Klassifizierung der Umweltwirkungen im Bereich Boden in Wirkungskategorien

Die Methodik der Ökobilanz sieht vor, dass In- und Outputs eines Systems mit denselben Wirkungen in sogenannte Wirkungskategorien zusammengefasst werden. Diese werden dann wiederum den Schutzgütern Ressourcen, Mensch oder Ökosystem (Gewässer, Boden) zugeordnet. Dabei wird nach input- und outputbezogenen Wirkungskategorien unterschieden. In den inputbezogenen werden Inputs in das System als Verbrauch bilanziert. Die outputbezogenen Wirkungskategorien fassen unterschiedliche Wirkungen von Austrägen aus dem Produktionssystem zusammen.

Der landwirtschaftlich genutzte Boden besitzt die doppelte Funktion als Ökosystem, in dem Wirkungen durch Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Produktionsprozess auftreten, und als Produktionsmittel. Dabei wird das Produktionsmittel Boden über die Bodenfruchtbarkeit definiert, die als erneuerbare, erschöpfbare, natürliche Ressource in den Produktionsprozess eingebracht wird (vgl. *Dabbert 1994*). Einerseits werden also durch den Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmitteln Stoffe in das Ökosystem Boden eingetragen (Schwermetalle, Pestizide), sowie Druck durch die Bodenbelastung beim Überfahren auf den Boden ausgeübt. Andererseits wird der Boden als Produktionsmittel, also als Input in das Produktionssystem eingebracht, indem die Masse des Bodens, Nährstoffe und organische Substanz als Ressourcen beansprucht werden.

Als räumliche Dimension des landwirtschaftlich genutzten Bodens wird dabei die Hauptwurzelzone bis 90 cm Tiefe definiert. Dies widerspricht dem Ansatz von *Cowell und Clift (2000)*, die vorschlagen, nur den Bearbeitungshorizont zu betrachten. Da alle relevante Wirkungen jedoch auch im Unterboden auftreten, wird dies nicht als sinnvoll erachtet, auch wenn der Oberboden durch die Bearbeitung in seiner Zusammensetzung und Struktur anders beeinflusst wird. Als zeitliche Dimension werden Wirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf den Boden innerhalb einer Fruchtfolge (3-4 Jahre) betrachtet. Dies ist kritisch zu hinterfragen da zum Einen einige Produktionsmaßnahmen über den betrachteten Zeitraum hinauswirken, z. B. die Nährstoffzufuhr über die organische Substanz. Zum Anderen werden das aktuelle Produktionssystem und damit verbundene Wirkungen durch frühere Anbaumaßnahmen beeinflusst. Ein Beispiel hierfür ist, dass die Höhe der aktuellen Grund-

düngung, von der Höhe des Nährstoffvorrats im Boden abhängig ist und diese wiederum von einer Über- oder Unterdüngung in der Vergangenheit. Diese Aspekte werden bei der Auswertung und Diskussion der Ergebnisse besonders beachtet.

Bei den Wirkungskategorien für Ökobilanzen, wie sie nach Vorgaben des Umweltbundesamtes (UBA) (Kap. 23) erhoben werden, handelt es sich um Wirkungskategorien, z.B. Versauerung, die eine bestimmte Umweltwirkung beschreiben. In den oben aufgeführten Veröffentlichungen wird dieses Prinzip durchbrochen und verschiedene Umweltwirkungen werden in einer Wirkungskategorie zusammengefasst, die den Wirkungsbereich Boden, aber nicht eine bestimmte Wirkung beschreibt. Dabei kommt es zu Überschneidungen mit anderen Wirkungskategorien. So kann z.B. der Eintrag von Schwermetallen auch in der Wirkungskategorie Ökotoxizität betrachtet werden.

Um dem Ansatz des UBA zu folgen und Überschneidungen zwischen Wirkungskategorien zu vermeiden wurde wie folgt vorgegangen. Zum Einen wurden die unterschiedlichen Indikatoren im Bereich Boden verschiedenen, bestehenden Wirkungskategorien zugeordnet. Wenn dies nicht möglich war, wie bei der Bodenbelastung, wurde eine neue Wirkungskategorie gebildet. Das heißt:

- der Bodenabtrag und ein negativer Nährstoff- und Humussaldo werden als Verbrauch an Ressourcen in der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern bilanziert,
- der Schadstoffeintrag in Form von Pestiziden und Schwermetallen in den Boden wird in den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität berücksichtigt,
- die Bodenverdichtung wird als eigenständige Wirkungskategorie bilanziert.

Als Zusammenfassung der Überlegungen zur Bilanzierung von Wirkungspotentialen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens gibt Tabelle 33 eine Übersicht über die berücksichtigten Indikatoren und die mit diesen Indikatoren bilanzierten Ressourcen und Emissionen. Außerdem wird angegeben, welches Modell zur Berechnung des Indikators benutzt wurde und wie die Indikatoren zu den verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet werden. Im folgenden Kapitel werden die Indikatoren und Modelle eingehend vorgestellt. Das Modell zur Charakterisierung der

Schadstoffeinträge in den Boden wurde bereits in Kap. 2.3.4 erläutert, da hiermit auch Schadstoffeinträge in die Luft und in Gewässer charakterisiert werden.

Tabelle 33: Wirkungsindikatoren im Wirkungsbereich Boden und Zuordnung zu Wirkungskategorien

Wirkungsindikator	Bilanzierte Ressourcen und Emissionen	Modell zur Charakterisierung	Wirkungskategorie
Bodenabtrag	Bodenabtrag	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (Schwertmann et al. 1990)	Ressourcenverbrauch
Humusbilanz	Humusabbau/-aufbau durch Hauptfrüchte, Zwischenfrüchte, Organische Dünger	Humusbilanz (Leithold et al. 1997)	Ressourcenverbrauch
Nährstoffbilanz	Hauptnährstoffe N, P, K	Nährstoffbilanz (LAP Forchheim 1998)	Ressourcenverbrauch
Schadstoffeintrag	Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle in mineralischen und organischen Düngern	Critical Surface Time 95 (Jolliet und Crettaz 1997)	Human- und Ökotoxizität
Bodenbelastung	Bearbeitungsgänge zur Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung und Pflanzenschutz	Gewichtete Bodenbelastung (Wolfensberger und Dinkel 1997)	Bodenverdichtung

3.1.4 Bilanzierte Indikatoren im Wirkungsbereich Boden

3.1.4.1 Bodenabtrag

Im Gebiet der betrachteten Betriebe findet der Bodenabtrag von den Feldern hauptsächlich durch Wassererosion statt. Um diesen Bodenabtrag abzuschätzen, wurde im Rahmen des Teilprojektes "Konservierende Bodenbearbeitung" der Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe ein Bestimmungsschlüssel entwickelt (Billen et al. 2001). Wissenschaftliche Grundlage dieser Bestimmung ist für den flächenhaften Bodenabtrag die allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) (Schwertmann et al. 1990), für den linienhaften Bodenabtrag eine Vorlage von Mosimann und Rüttimann (1995). Der Bodenabtrag wird schlagbezogen über eine Fruchtfolge berechnet.

Eingangsdaten zur Berechnung des flächenhaften Bodenabtrags (A) sind sowohl standortabhängige Faktoren wie Bodenart, Hangneigung, Hanglänge und erosive Niederschläge, als auch bewirtschaftungsabhängige Faktoren, wie die Fruchtfolge und das Bodenbearbeitungssystem. Sie werden als Faktoren in der Formel der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) berücksichtigt.

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (\text{t/ha} \cdot \text{a})$$

**Tabelle 34: Faktoren zur Berechnung des flächenhaften Bodenabtrages nach der ABAG
Schwertmann et al. (1990)**

Faktor	Eingangsdaten
R, Regen und Oberflächenabflussfaktor, regionale Erosionskraft von NS	Jahres- oder Sommerniederschlagssummen
K, Bodenerodierbarkeitsfaktor	Bodenart, Humusgehalt (Oberboden)* und Steinbedeckungsgrad (Oberfläche)*
L, Hanglängenfaktor und S, Hangneigungsfaktor als Geländewert	Erosive Hanglänge*, Hangneigung und Geländeform
C, Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor	Fruchtfolge* und Bodenbearbeitungsverfahren*
P, Erosionsschutzfaktor	Konturnutzung* und Streifenanbau*

* sind vom Landwirt beeinflussbar

Die Erosionsgefährdung für den Betrieb wird als gewichteter Mittelwert (E_{gew}) der Schläge, auf denen die Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste angebaut wird, berechnet. Dazu wird die Erosionsgefährdung (E) der einzelnen Schläge (i) berechnet (Anhang 20) und anhand der Anteile der einzelnen Schläge (F_i) an der Gesamtfläche dieser Schläge gewichtet.

$$E_{gew} = \sum E_i \cdot F_i \div \sum F_i$$

Der Verbrauch der Ressource Boden durch Bodenabtrag wird der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern zugeordnet. Der Charakterisierungsfaktor für Boden ergibt sich aus dem Verhältnis der Verfügbarkeit von Steinsalz (NaCl) als Referenzsubstanz zur Verfügbarkeit des Bodens (in Jahren). Der Charakterisierungsfaktor wird somit in NaCl-Äquivalent angegeben. Die Verfügbarkeit einer Ressource berechnet sich aus dem Vorrat der Ressource dividiert durch den jährlichen Verbrauch. Bei der Berechnung des Bodenvorrats landwirtschaftlicher Böden wird als Grundlage eine Mächtigkeit der Böden von 90 cm Bodentiefe angenommen. Bei einer durchschnittlichen Bodendichte von 1,4 kg/dm ergibt dies einen Bodenvorrat von 12.690 t/ha.

Bei der Verfügbarkeit einer Ressource wird die allgemeine Verfügbarkeit für ein bestimmtes Gebiet z.B. Europa angegeben, da davon auszugehen ist, dass die Ressource frei gehandelt wird und für alle gleichermaßen verfügbar ist. Da der Boden jedoch nicht im Sinne von Energie- oder mineralischen Ressourcen abgebaut und frei gehandelt wird, macht es keinen Sinn eine allgemeine Verfügbarkeit anzugeben. Vielmehr ist die Verfügbarkeit an den Standort gebunden und wird vom betriebs-

spezifischen Verbrauch des Bodens in Form des Bodenabtrages beeinflusst. Die Verfügbarkeit des Bodens wird demnach für jeden Betrieb aus dem Bodenvorrat dividiert durch den Bodenabtrag berechnet. Gleiches gilt für den Ressourcenverbrauch an Nährstoffen und Humus im Boden.

$$\text{Verfügbarkeit des Bodens im Betrieb}(i) = \frac{\text{Bodenvorrat}}{\text{Bodenabtrag}(i)} [a]$$

Die Äquivalenzfaktoren für die berücksichtigten Ressourcen wurden bereits in Kapitel 2.3.1 Tabelle 18 dargestellt.

3.1.4.2 Humusbilanz

In der Humusbilanz (*Leithold et al. 1997*) werden humuszehrende und humusmehrende Fruchtarten, Zwischenfrüchte, und organische Dünger innerhalb einer Fruchtfolge über Humuseinheiten (HE) verrechnet. Dabei entspricht 1 HE einer Tonne Humus mit 50 kg Humus-Stickstoff und 580 kg Humus-Kohlenstoff. Zum besseren Vergleich der bei *Kundler et al. (1989)* in Humusbilanzen verwendeten Größe der reproduktionswirksamen organischen Substanz (ROS) sind entsprechende Werte angegeben. Für die Bilanzierung organischer Dünger wird ein Ersatz- bzw. Reproduktionsfaktor eingesetzt, der angibt, welchen Humusbilanzwert eine Dezitonne Frischmasse mit einem bestimmten Trockensubstanzgehalt hat.

Die Methode nach *Leithold et al. (1997)* wurde gewählt, da hierbei die Umrechnung des Humussaldos in eine entsprechende Menge an Humus-Stickstoff und Humus-Kohlenstoff möglich ist. Dieser Saldo kann mit dem Gesamtvorrat an Stickstoff und Kohlenstoff im Boden verrechnet werden, um zur Verfügbarkeit dieser Nährstoffe als Ressource im Boden zu gelangen.

Tabelle 35: Humusbilanzkoeffizienten (Leithold et al.1997) und reproduktionswirksame organische Substanz (ROS, Kundler et al. 1989) der angebauten Feldfrüchte, sowie eingesetzten Dünger

		Humuseinheit	ROS (t/ha)
Humuszehrende Fruchtarten	Rüben	-2,30	-6,50
	Silomais	-1,35	-3,90
	Getreide	-0,70	-2,00
Zwischenfrüchte	Senf	0,15	0,40
		Ersatzfaktor*	Reproduktionsfaktor*
org. Dünger	Rottemist (25% TS)	0,070	0,200
	Gülle Rind je 10 % TS	0,022	0,064
	Gülle gemischt 7,5%	0,015	0,045
	Gülle Schwein je 10 %TS	0,018	0,053
	Gülle Schwein 5% TS	0,009	0,027
	Stroh	0,120	0,340

* muss mit der Frischmasse in Tonnen multipliziert werden

Da auf vielen landwirtschaftlichen Betrieben keine genauen Angaben zum Humusgehalt der bewirtschafteten Böden bekannt sind, werden für die Böden der bilanzierten Betriebe Durchschnittswerte von Böden aus Baden-Württemberg angenommen. Nach Untersuchungen von *Dechene (1993)* beträgt der mittlere organische Stickstoffvorrat in Böden unter Ackernutzung in Baden-Württemberg 10,2 t/ha (n=34). Über eine Bodentiefe von 90 cm entspricht dies 0,1 % Stickstoff im Boden oder einem Humusgehalt von 2,0 %. Bei einem durchschnittlichen C:N Verhältnis von 11,6:1,0 ergeben sich daraus 118,3 t/ha Kohlenstoff im Boden. Eine Korrelation zwischen dem Tongehalt des Bodens und dem Gehalt an Stickstoff konnte dabei nicht festgestellt werden, weshalb kein Unterschied zwischen den Bodenarten gemacht wird. Die Ressourcenbeanspruchung an Humus-Stickstoff und Humus-Kohlenstoff berechnet sich aus dem Vorrat im Boden dividiert durch den Verbrauch dieser Nährstoffe bei einem negativem Bilanzsaldo.

3.1.4.3 Nährstoffbilanz

Der Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Nährstoffgehalt des Bodens lässt sich durch Nährstoffbilanzen abschätzen. Dafür stehen unterschiedliche Bilan-

zierungsmethoden wie die Hoftorbilanz, Feld-Stall-Bilanz oder die Schlagbilanz zur Verfügung mit entsprechend unterschiedlichen Bezugsebenen.

Die **Hoftorbilanz** vergleicht den Input von Nährstoffen auf den Betrieb durch den Zukauf von Betriebsmitteln und die Stickstoffbindung durch Leguminosen mit dem Output von Nährstoffen durch den Verkauf von Produkten und die Ammoniakverluste aus der Tierhaltung. Dabei wird nicht berücksichtigt, ob die zugekauften Betriebsmittel im selben Jahr eingesetzt werden oder wann die bilanzierten Produkte erzeugt wurden.

Die **Feld-Stall-Bilanz** berücksichtigt als Nährstoffinput, die im Betrieb eingesetzten Wirtschaftsdünger aufgrund des Jahresviehbestandes, den Zukauf von Düngemitteln und die Stickstoffbindung durch Leguminosen. Als Nährstoffoutput werden die abgefahrenen Ernteprodukte von Acker und Grünland und der Verkauf von organischem Dünger gegenübergestellt. Sowohl Hoftor als auch Feld-Stall-Bilanz werden für den Gesamtbetrieb berechnet. Sie geben Informationen über die Nährstoffeffizienz und Einsparungspotentiale. Der ermittelte Saldo kann durch die Hektar bewirtschafteter Fläche geteilt werden, um einen indirekten Flächenbezug herzustellen.

Einen direkten Flächenbezug bietet die **Schlagbilanz**. Dabei wird die Zufuhr an Mineraldünger und Wirtschaftsdünger sowie die Stickstoffbindung durch Leguminosen der Abfuhr durch Haupt- und Nebenernteprodukte gegenübergestellt. Soll nicht nur das Kompartiment Pflanze, sondern das gesamte System Boden-Pflanze betrachtet werden, können zusätzlich die Mineralisation und Immobilisation von Nährstoffen berücksichtigt werden. Grundsätzlich kann aber davon ausgegangen werden, dass sich ein mit einem bestimmten Anbausystem konstant bewirtschafteter Schlag in einem Gleichgewichtszustand befindet, so dass es weder zur Netto-Mineralisation noch zur Netto-Immobilisation kommt.

Soll die Schlagbilanz, wie in diesem Fall, dazu verwendet werden, den Einfluss der Bewirtschaftung auf den Nährstoffgehalt und -vorrat abzuschätzen, ist es konsequent, die Verluste von Nährstoffen, wie sie in einer Ökobilanz berechnet werden, als Nährstoffoutput einzuberechnen.

Als Input kann zusätzlich die Deposition von Nährstoffen aus der Luft berücksichtigt werden. Da hierzu jedoch keine flächendeckenden Informationen vorliegen, kann sie

in der Düngeplanung nicht berücksichtigt werden und somit auch nicht in der Bilanzierung.

Tabelle 36: Schlagbilanz für Nährstoffe

+ Nährstoffinput	- Nährstoffoutput	= Saldo
Mineralische Düngung	Erntegut	für
Organische Düngung	Abgefahrene Erntereste	Stickstoff
Stickstoffbindung durch Leguminosen	Stickstoffverluste durch: Verflüchtigung von Ammoniak, Lachgas und Stickstoffdioxid Austrag von Nitrat Phosphatverluste durch Bodenabtrag	Phosphor Kalium

Als Datengrundlage für die Nährstoffzufuhr durch Wirtschaftsdünger werden Angaben der Landesanstalt für Pflanzenbau in Forchheim (*LAP 1998*) zur Düngerbedarfsberechnung verwendet. Wenn mehrjährige Untersuchungsergebnisse von Wirtschaftsdüngern in den Betrieben vorhanden sind, werden diese eingesetzt. Bei der Nährstoffabfuhr durch das Erntegut werden Daten aus der Verordnung zur Durchführung der Düngeverordnung in Baden-Württemberg (*MLR 1996*) herangezogen.

Tabelle 37: Nährstoffgehalt von Wirtschaftsdüngern (*LAP 1998*)

Art	Tierart	TS %	N ges.	P₂O₅ kg dt⁻¹	K₂O
Festmist	Rind	25,0	0,52	0,33	0,88
				kg m⁻³	
Flüssigmist	Rind	7,5	3,90	1,3	5,30
	Schwein	5,0	3,70	2,1	1,90
	gemischt	7,5	4,00	2,5	4,00

Bei den Wirtschaftsdüngern wird der Gesamtgehalt an Stickstoff angerechnet, da die Stickstoffverluste getrennt bilanziert werden. Da bei der Bilanzierung die gesamte Fruchtfolge betrachtet wird, kann davon ausgegangen werden, dass der gebundene Stickstoff in abnehmender Wirksamkeit den Folgefrüchten vollständig zur Verfügung steht.

Tabelle 38: Nährstoffgehalt von Erntegut (MLR 1996)

Fruchtart		TS	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		%		kg/dt	
Zuckerrüben	Rübe		0,18	0,10	0,25
	Blatt		0,28	0,08	0,50
Winterweizen					
12% EW	Korn	86	1,80	0,80	0,60
14% EW	Korn	86	2,10	0,80	0,60
16% EW	Korn	86	2,40	0,80	0,60
	Stroh	90	0,50	0,30	1,40
Wintergerste	Korn	86	1,70	0,80	0,60
	Stroh	90	0,50	0,30	1,70
Silomais	Ganzpflanze	100	1,40	0,59	1,67

3.1.4.4 Bodenverdichtung

Die Bodenverdichtung wird definiert als die Zunahme der Bodenlagerungsdichte bzw. Verringerung des Porenvolumens gegenüber dem Ausgangswert (*UBA 1995b*). Bodenverdichtungen entstehen durch natürliche Sackungsvorgänge und in Folge von Belastungen. Das Ausmaß der Verdichtung eines Bodens ist abhängig von der Form und der Intensität der Belastung (exogene Faktoren) und der bodeneigenen Festigkeit (endogene Faktoren) (*Semmel und Horn 1995*). Die Tragfähigkeit eines Bodens ist der bodenendogene Widerstand gegenüber Belastungen.

Exogene Faktoren sind: Radlast, Reifeninnendruck, Kontaktfläche und Kontaktflächendruck, Reifen-/ Laufwerksbauart (Räder, Ketten etc.), Form der Belastung.

Endogene Faktoren sind: Wassergehalt und Porenwasserdruck, Korngrößenverteilung, Bodenstruktur, Aggregierungsgrad, Lagerungsdichte, Gehalt und Form der organischen Substanz, Tonmineralogie, Ionengehalt und -art.

In Ökobilanzen werden potentielle Umweltwirkungen erfasst. Potentielle Umweltwirkungen im Bereich der Bodenverdichtung entstehen durch die Intensität und Form der Bodenbelastung beim Befahren der Fläche (exogene Faktoren), die je nach Bodenzustand (endogene Faktoren) tatsächliche Wirkungen hervorrufen.

Zur Abschätzung der Bodenverdichtung stehen zahlreiche Modelle mit sehr unterschiedlichem Anspruch an die Einbeziehung der zahlreichen Einflussgrößen zur

Verfügung (UBA 1995b, KTBL 1995). Als Modell, das im Rahmen von Ökobilanzen eingesetzt werden kann, wurde das Modell der gewichteten Bodenbelastung (Wolfensberger und Dinkel 1997) ausgewählt. Dabei wird die Bodenbelastung in Abhängigkeit der Druckspannung in 20 cm Bodentiefe berechnet. Als exogene Faktoren werden die Radlast und die Kontaktfläche berücksichtigt. Als endogener Faktor (k_v) spielt der Zustand des Bodens zum Zeitpunkt der Bearbeitung (locker, teilabgesetzt oder abgesetzt) eine Rolle. Gründe für die Auswahl des hier verwendeten Modells waren die Verfügbarkeit der Eingangsdaten und die Berücksichtigung des Bodenzustandes als endogenem Faktor.

Die Druckspannung $\sigma_{i(20\text{cm})}$ gibt die Druckspannung der Achse in 20 cm Bodentiefe an. Diese Bodentiefe bildet durchschnittlich die Bearbeitungsgrenze, das heißt es findet unterhalb dieser Bodentiefe keine mechanische Lockerung des Bodens mehr statt. Die Druckspannung ist abhängig von der Radlast, der Reifenbreite, dem Reifendurchmesser und einem Faktor k_v , der den Bodenzustand (Tabelle 39) beschreibt. Dieser geht gemäß *Smith (1985)* als Exponent in die Rechnung ein.

Druckspannung in 20 cm Bodentiefe, $\sigma_{i\ 20\text{cm}}$

$$\sigma_{i(20\text{cm})} = \frac{r}{c} * \left(1 - \left(\frac{20}{\left(20^2 + \frac{c}{3,14} \right)^{0,5}} \right)^{k_v} \right)$$

r	Radlast	(kg)
c	Aufstandsfläche	(cm ²)
k_v	Faktor zur Berücksichtigung des Bodenzustands	(-)

Die Aufstandsfläche c berechnet sich aus der Pneubreite a und dem Pseudurchmesser d

$$c = a * d * 0,2697$$

Tabelle 39: Zuordnung der Arbeitsschritte zum Faktor k_v zur Berücksichtigung des Bodenzustandes bei der Berechnung der Druckspannung

Arbeitsschritt	Bodenzustand	Faktor k_v
Saatbettbereitung, Aussaat ¹	Lockerer Boden	4
Pflanzenschutz, Düngung	Teilabgesetzter Boden	3
Grunddüngung, Grundbodenbearbeitung, Stoppelbearbeitung, Ernte	Abgesetzter Boden	2

¹ Bei mehrjähriger pflugloser Bodenbewirtschaftung mit Mulchsaat wird von einer höheren Tragfähigkeit des Bodens und einer geringeren Lockerungstiefe ausgegangen, weshalb hier zur Aussaat der Faktor 3 angenommen wird.

Die Druckspannung in 20 cm Tiefe wird für jede Achse des Maschinenzuges berechnet. Da hierbei der Boden in derselben Spur mehrfach überrollt wird, wird bei der Berechnung der gewichteten Bodenbelastung ein Faktor für das Mehrfachbefahren (F) eingesetzt. Hierzu werden die Werte von $\sigma_{(20cm)}$ in abnehmender Reihenfolge geordnet und dem maximalen Wert eines Maschinenzugs der Faktor 1, dem mittleren der Faktor 0,5 und den niedrigsten je nach Anzahl der Achsen die Faktoren 0,25/0,125 usw. zugeordnet. Somit ist die gesamte gewichtete Bodenbelastung eines Fahrzeugzuges weniger als doppelt so hoch wie durch die Achse mit der maximalen Belastung.

Gewichtete Bodenbelastung B_{gew} (Wolfensberger und Dinkel 1997)

$$B_{gew} = \sum \left(\frac{2a_i}{b} \right) * \sigma_{(20cm)} * F_i$$

a_i	Reifenbreite	(cm)
b	Arbeitsbreite	(cm)
$\sigma_{i(20cm)}$	Druckspannung der Achse i in 20 cm Tiefe	(bar)
F_i	Faktor zur Berücksichtigung des Mehrfachbefahrens für die Achse i	

Bei der Berechnung der gewichteten Bodenbelastung werden folgende Annahmen getroffen:

- Die Radlastverteilung bei Schleppern beträgt 40:60 (Vorderachse:Hinterachse), bei Anhängern mit 2 Achsen und Rübenvollertern 50:50, bei Mähdreschern 60:40, da die Bunkerlast eher auf der Vorderachse liegt.

- Gezogene Geräte sind selbsttragend, d.h. die Radlast des Schleppers erhöht sich nicht durch Bodenbearbeitungsgeräte, angehängte Fahrzeuge tragen ihr Gewicht selbst.
- Bei aufgesattelten Pflanzenschutzgeräten und Düngerstreuern wird das Gewicht der Hinterachse zugeordnet.
- Als Ladegewicht wird die Hälfte des maximal möglichen Ladegewichtes angenommen (Bunkergröße bei Erntemaschinen, Fassungsvermögen bei Pflanzenschutzspritze, Düngerstreuer, Transportfahrzeuge)
- Düngung und Pflanzenschutz finden in Fahrgassen statt, so dass die dazu eingesetzten Überfahrten als Mehrfachbefahren mit entsprechenden Faktoren berechnet werden. Nach der zweiten Überfahrt werden die weiteren Überfahrten ($F < 0,1$) vernachlässigt.

Tabelle 41: Reifenformate von Fahrzeugen nach agriview (1999)

Fahrzeug	Format Standardreifen		Format Breitreifen	
	Vorderreifen	Hinterreifen	Vorderreifen	Hinterreifen
Schlepper				
25-33 kW	5.50-16	11.2 R28		
33-40 kW	7.50-16	14.9 R28		
40-60 kW	7.50-18	14.9 R30	7.50-18	480/65 R28
60-90 kW	420/70 R24	480/70 R38	480/65 R24	540/65 R38
Mähdrescher	650/75 R32	650/75 R32	800/65 R32	800/65 R32
Rübenernter 1, 2-reihig	400/70 R24			
Rübenernter 6-reihig SF			800/65 R32	
Hänger < 6t	11.5/80-15.3			
Hänger > 6t			355/60 R18	355/60 R18
Ladewagen	11.5/80-15.3			
Strohpresse, HD	10.0/80-12; 7.00-12			
Güllefass, Miststreuer			540/65 R24	
Kreiselschwader			16x650-8	

3.2 Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung

Die Versuche fanden im Rahmen des Teilprojektes konservierende Bodenbearbeitung im Projekt Kulturlandschaft Hohenlohe im unteren Jagsttal in den Jahren 1998 bis 2001 statt. Bei den Landwirten des begleitenden Arbeitskreises bestanden hinsichtlich der Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren Bedenken,

insbesondere bezüglich der Aussaat bei Zuckerrüben und Mais. Hierbei wurde befürchtet, dass der Aussaatzeitpunkt infolge einer geringeren Erwärmung und schlechteren Abtrocknung des Bodens verzögert wird. Als Konsequenz daraus wurde mit einem schlechteren Feldaufgang und geringeren Erträgen gerechnet. Die Versuche wurden als Praxisversuche angelegt, um den Landwirten die Möglichkeit zu geben, unter den Standortbedingungen vor Ort und den Bedingungen in der Praxis Erfahrungen zu sammeln. Dies wird als wichtige Maßnahme angesehen, um Hemmnisse bei der Einführung neuer Anbauverfahren abzubauen. Im Folgenden werden Ergebnisse aus den Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung in den Betrieben Lehr (Kreßbach) und Ohrnberger (Roigheim) in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW dargestellt. Die Ergebnisse zeigen Messungen der Bodentemperatur und Bodenfeuchte, den Feldaufgang sowie Erträge und Deckungsbeiträge für die unterschiedlichen Fruchtarten.

3.2.1 Anbau von Zuckerrüben

Messungen der **Bodentemperatur** im Frühjahr 1999 am Standort Kreßbach 1 (K1) mit der Bodenart toniger Schluff (Ut4) in 6 cm Tiefe ergaben vor der Aussaat der Zuckerrüben bei Bodentemperaturen zwischen 3,5 und 5,0 °C eine um 0,1 - 1,0 °C höhere mittlere Tagestemperatur in der Mulchsaatvariante (MSV) als in der Pflugvariante (PV) und Grubbervariante (GV). Die höhere Tagestemperatur in der Mulchsaatvariante ergab sich dadurch, dass diese in der Nacht weniger auskühlte als die Pflug- und Grubbervariante. Am Tag erwärmten sich die Varianten ungefähr gleich stark. (Abbildung 9). Bei einer Erwärmung des Bodens glichen sich die mittleren Tageswerte in den Varianten aneinander an. Nach der Erwärmung, bei Temperaturen von 9,3 - 10,4 °C, wies die Pflugvariante eine zwischen 0,1 und 0,2 °C höhere Bodentemperatur auf. Die höhere Tagestemperatur wurde durch die deutlich stärkere Erwärmung der Pflugvariante am Tag verursacht. In der Nacht kühlte sie aber auch stärker aus. Nahmen die Tagestemperaturen wieder ab, so lag die Temperatur in der Mulchsaatvariante zwischen 0,2 und 0,5 °C über der Temperatur der Grubber- und Pflugvariante.

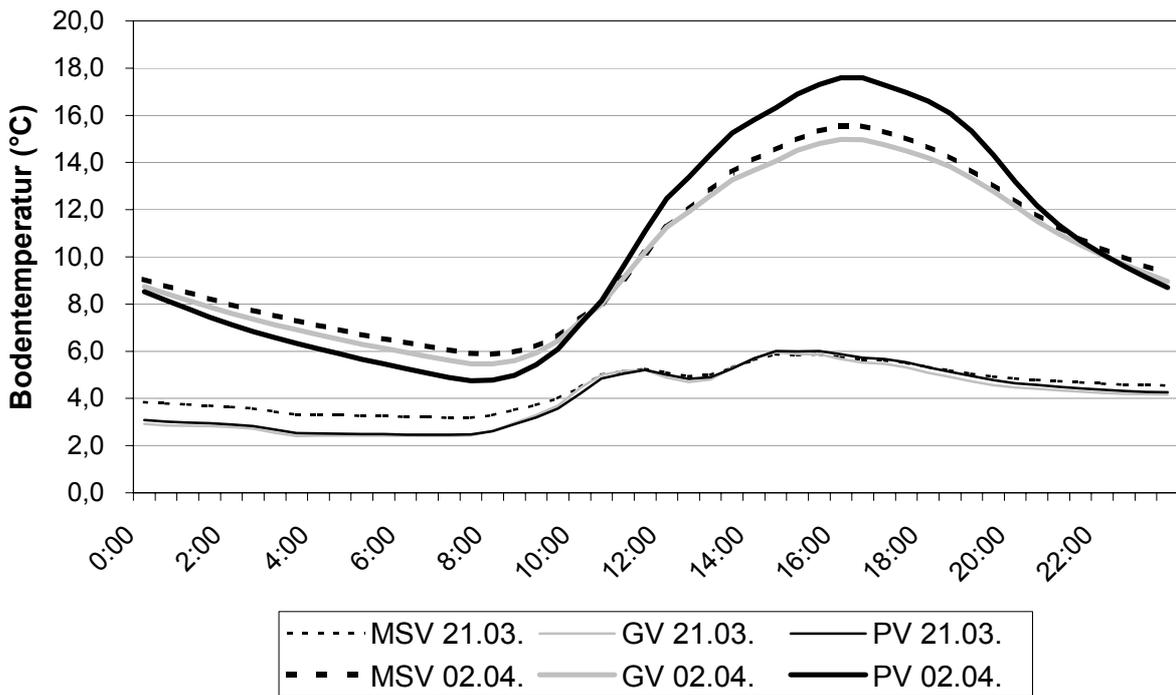


Abbildung 9: Verlauf der Bodentemperatur an einem kühlen (21.03.) und warmen (02.04.) Tag vor der Aussaat am Standort Kreßbach 1, 1999 in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

Nach der Aussaat der Zuckerrüben zeigte die Pflugvariante bei einem Anstieg der Temperatur eine schnellere Erwärmung als die Mulchsaatvariante und Grubbervariante. In den ersten 20 Tagen nach der Aussaat bei Bodentemperaturen bis 11,4 °C war der Boden in der Pflugvariante im Schnitt leicht wärmer. Beim **Feldaufgang** der Zuckerrüben ergaben sich 20 Tage nach der Aussaat Werte von 76 % in der Pflugvariante, 64 % in der Grubbervariante und 45 % in der Mulchsaatvariante (Abbildung 10). Nach einem Anstieg der mittleren Tagesstemperatur des Bodens auf 15,5 °C in der folgenden Woche verringerten sich die Unterschiede beim Feldaufgang. 54 Tage nach der Aussaat betrug der Unterschied zwischen Pflug- und Mulchsaatvariante noch 5 %. Die Temperatursumme der Tagesmittelwerte der Bodentemperatur ist für diesen Zeitraum in der Pflugvariante mit 677,9 °C um 22,1 °C höher als in der Mulchsaatvariante und um 19,1 °C höher als in der Grubbervariante.

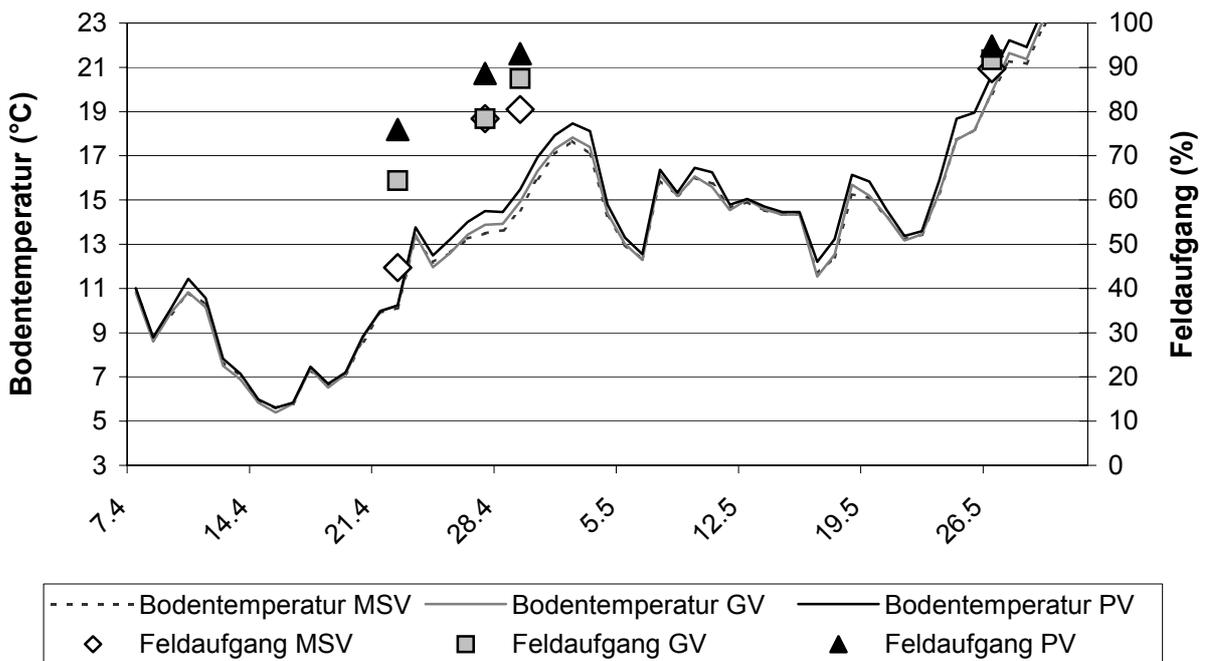


Abbildung 10: Tagesmittelwert der Bodentemperatur in 6 cm Tiefe und Feldaufgang von Zuckerrüben am Standort Kreßbach 1, 1999 nach der Aussaat in unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

Im Jahr 2000 zeichnete sich auf dem Standort Roigheim 3 (R3, Bodenart: Ut4) ein ähnliches Bild ab. In den 17 Tagen vor der Aussaat der Zuckerrüben am 8.4. war die mittlere Bodentemperatur in der Mulchsaatvariante mit durchschnittlich 7,3 °C um 0,6 °C höher als die Pflugvariante und um 0,3 °C höher als die Grubbervariante. Nach der Aussaat kehrte sich das Verhältnis um. Die Pflugvariante erreichte in den ersten 54 Tagen nach der Aussaat eine Temperatursumme der Tagesmittelwerte von 780,0 °C, gegenüber 750,7 °C in der Mulchsaat- und 765,0 °C in der Grubbervariante. Auch der Feldaufgang zeigte einen ähnlichen Verlauf wie bei K1 im Jahr 1999. Nach einem verzögerten Aufgang in der Mulchsaatvariante und Grubbervariante näherten sich die Werte in den Varianten aneinander an. Durch die insgesamt höheren Temperaturen im Jahr 2000 wurde der maximale Feldaufgang schon nach 40 Tagen erreicht, mit 90 % in der Mulchsaat- und Grubbervariante und 92 % in der Pflugvariante.

Der **Bodenwassergehalt** im Jahr 1999 am Standort K1 erreichte in der Zeit von 22 Tagen vor der Aussaat bis 54 Tage nach der Aussaat, Werte zwischen 16,0 und 30,5 % (Abb. 11). Bei allen Probenahmeterminen war der Bodenwassergehalt in der Mulchsaatvariante am höchsten, außer beim Messtermin am 13.4., bei dem jedoch von einem Fehler bei der Probennahme ausgegangen werden kann. Direkt vor der Aussaat am 3.4. lagen die Werte bei 24,8 % für die Mulchsaat-, bei 24,4 % für die

Grubber- und bei 22,9 % für die Pflugvariante. Bei einem deutlichen Rückgang der Bodenfeuchte zwischen zwei Probenahmeterminen war der Unterschied zwischen Mulchsaat- und Pflugvariante am größten. Im Jahr 2000 war der Boden am Standort R3 im vergleichbaren Zeitraum mit Werten zwischen 16,9 und 32,2 % Bodenwasser insgesamt etwas feuchter. Unter den feuchteren Bedingungen im Jahr 2000 war der Unterschied zwischen den Varianten deutlicher. An der Probenahme 5 Tage vor der Aussaat war die Mulchsaat- und Grubbervariante um ca. 3,6 % feuchter als die Pflugvariante. Die Differenz zwischen Mulchsaat- und Pflugvariante betrug im Durchschnitt der einzelnen Probenahmetermine 3,4 % und zwischen Grubbervariante und Pflugvariante 2,2 %. Die entsprechenden Werte im Jahr 1999 lagen bei 1,8 % und 1,1 %.

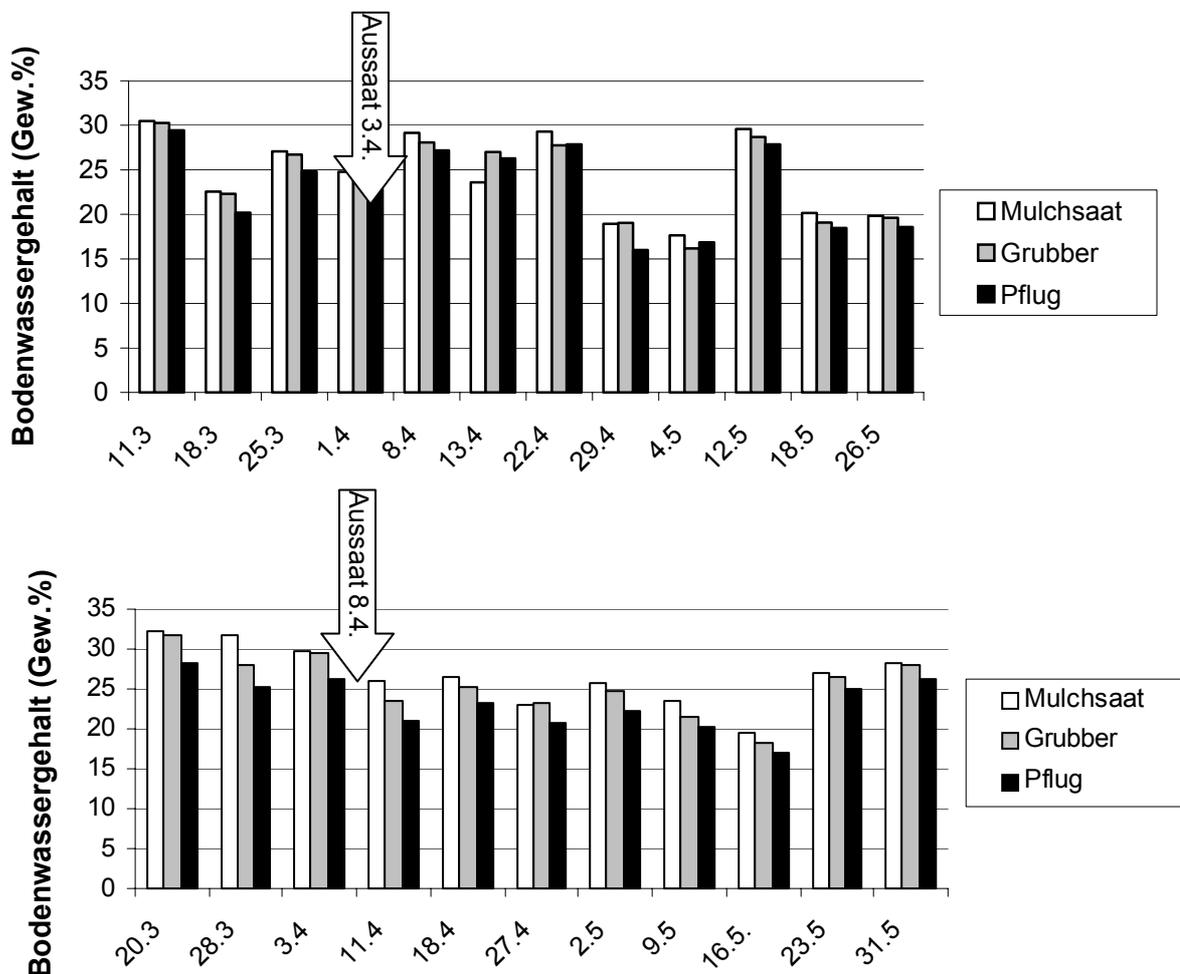


Abbildung 11: Bodenwassergehalt in einer Tiefe von 0-7cm im Frühjahr 1999 am Standort K1 (oben) und Frühjahr 2000 am Standort R3 (unten) vor und nach der Aussaat von Zuckerrüben in unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

Ähnlich wie zu Ende des Feldaufgangs ließen sich auch zum Zeitpunkt der Ernte bei der **Bestandesdichte** der Zuckerrüben nur geringe Unterschiede von 2.000 bis 6.000 Pflanzen/ha zwischen den Varianten mit konservierender Bodenbearbeitung und der Pflugvariante finden (Tab. 42). Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Höhe der Bestandesdichte und dem **Rübenertrag** war nicht zu erkennen. Im Jahr 1999 führte auf dem Standort K1 eine geringere Bestandesdichte von 6000 Pfl./ha in der Mulchsaatvariante im Vergleich zur Pflugvariante zu einem um 60 dt/ha höheren Rübenertrag. In der Grubbervariante wurde bei nahezu gleicher Bestandesdichte als in der Mulchsaatvariante ein Minderertrag von 132 dt/ha erzielt. Auf dem Standort R3 (2000) führte eine um 7000 Pfl./ha niedrigere Bestandesdichte in der Pflugvariante gegenüber der Grubbervariante zu einem um 57 dt/ha niedrigeren Rübenertrag.

Geringere Unterschiede beim Ertrag und bei der Bestandesdichte ließen sich auf den Standorten R1 im Jahr 1999 und K3 im Jahr 2000 feststellen. Der geringere Rübenertrag in der Pflugvariante auf diesen Standorten gegenüber den Varianten mit konservierender Bodenbearbeitung wurde durch einen höheren Zuckergehalt und teilweise geringeren Standardmelasseverlust (SMV) ausgeglichen, so dass der bereinigte Zuckerertrag nahezu gleich war.

Tabelle 42: Ertrags- und Qualitätszahlen von Zuckerrüben auf vier Standorten in den Jahren 1999 und 2000 bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Standort	Variante	Bestandesdichte (Pfl./ha)	Beinigkeits (%)	Rübenertrag (dt/ha)	Zuckergehalt (%)	SMV	Bereinigter Zuckerertrag (dt/ha)
K1 1999	Mulchsaat	80.000	43	808	17,8	1,47	127
	Grubber	81.000	51	676	17,0	1,45	101
	Pflug	86.000	40	748	17,5	1,53	115
R1 1999	Mulchsaat	73.000	33	711	18,8	1,44	119
	Grubber	72.000	31	731	18,6	1,67	119
	Pflug	75.000	33	696	18,9	1,53	117
K3 2000	Mulchsaat	80.000	43	864	16,7	1,41	127
	Grubber	82.000	36	855	16,6	1,37	125
	Pflug	82.000	42	850	16,8	1,31	126
R3 2000	Mulchsaat	76.000	23	717	16,8	1,43	106
	Grubber	80.000	35	713	17,0	1,43	106
	Pflug	73.000	31	656	16,8	1,25	98

SMV: Standard-Melasse-Verlust

Im Betrieb Lehr (Standorte K1 und K3) wurden in beiden Anbaujahren die Unterschiede zwischen den Anbauvarianten bei den Deckungsbeiträgen für Zuckerrüben hauptsächlich durch die Höhe der Leistungen beeinflusst. In der Mulchsaatvariante wurden durch die höheren Erträge, die höheren Erzeugerpreise und die zusätzliche Zahlung der MEKA Prämie (Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich, Programm des Landes Baden Württemberg) für Mulchsaat ein Mehrerlös bei den Leistungen gegenüber den anderen Varianten erzielt. Im Vergleich zur Grubbervariante betrug der Unterschied im Jahr 98/99 1037 €/ha und 137 €/ha im Jahr 99/00, gegenüber der Pflugvariante 530 €/ha im Jahr 98/99 und 169 €/ha in 99/00 (Tabelle 43).

Bei den variablen Kosten zeigten sich Unterschiede beim Pflanzenschutz. Durch den Einsatz eines Totalherbizids in der Mulchsaatvariante im Jahr 98/99 und der Mulchsaat- und Grubbervariante im Jahr 99/00 waren die Kosten für den Pflanzenschutz um 18 €/ha bzw. 28 €/ha höher. Bei den Maschinen entstanden in der Mulchsaatvariante im Jahr 98/99 höhere Kosten durch den zusätzlichen Arbeitsgang beim Ausbringen des Totalherbizids vor der Aussaat und den Mehrkosten beim Rüben-transport infolge des höheren Ertrags. Dem standen geringere Kosten bei der Grundbodenbearbeitung und Saatbettbereitung gegenüber: 65 €/ha in der Mulchsaatvariante im Vergleich zu 74 €/ha in der Pflugvariante. In der Grubbervariante, wo im Frühjahr eine Grundbodenbearbeitung mit Grubber und Saatbettbereitung mit Kreiselegge stattfand, entstanden mit 62 €/ha nahezu gleiche Kosten wie in der Mulchsaatvariante ohne Grundbodenbearbeitung und einer zweimaligen Saatbettbereitung mit der Kreiselegge. Insgesamt beliefen sich die variablen Kosten für den Einsatz der Maschinen auf 392 €/ha in der Mulchsaat-, 366 €/ha in der Grubber- und 388 €/ha in der Pflugvariante.

Im Wirtschaftsjahr 99/00 wurde in der Grubber- und Pflugvariante eine intensive Stoppelbearbeitung durch den zweimaligen Einsatz eines Schwergrubbers und einer zusätzlichen Bearbeitung mit einem Schichtengrubber vorgenommen. In der Mulchsaatvariante hingegen wurde die Stoppel nur einmal mit dem Schwergrubber bearbeitet. So entstanden in der Mulchsaatvariante trotz zusätzlicher Pflanzenschutzapplikation und höheren Transportkosten insgesamt geringere Maschinenkosten von 406 €/ha. In der Grubbervariante betrugen die variablen Maschinenkosten 433 €/ha und in der Pflugvariante 436 €/ha. Die Einsparungen in der Grubbervariante durch den Einsatz des Grubbers zur Grundbodenbearbeitung an Stelle

des Pfluges wurden von den Mehrkosten durch das Ausbringen des Totalherbizids vor der Saat nahezu ausgeglichen.

Tabelle 43: Deckungsbeitrag von Zuckerrüben im Betrieb Lehr in den Wirtschaftsjahren 98/99 und 99/00 bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Betrieb Fruchtart Standort Wirtschaftsjahr Variante	Lehr Zuckerrüben						
		K1 98/99			K3 99/00		
		Mulchsaat	Grubber	Pflug	Mulchsaat	Grubber	Pflug
Erzeugerpreis	€/ha	5,58	5,37	5,46	5,31	5,28	5,28
Ertrag, Frischmasse	dt/ha	808,00	676,00	748,00	864,00	855,00	850,00
Hauptleistung	€/ha	4917,33	3959,54	4447,96	4998,12	4922,23	4893,45
Zahlungen	€/ha	132,94	71,58	71,58	132,94	71,58	71,58
Leistungen	€/ha	5050,27	4031,12	4519,54	5131,05	4993,81	4965,03
Saatgut	€/ha	175,04	175,04	175,04	195,54	195,54	195,54
Düngung	€/ha	285,04	285,04	285,04	314,01	314,01	314,01
Pflanzenschutz	€/ha	313,63	295,27	295,27	273,90	273,90	245,88
Maschinen	€/ha	392,25	365,67	387,90	406,19	433,22	436,31
Versicherung, Zinsen	€/ha	71,98	61,27	66,20	73,70	72,90	71,99
Variable Kosten	€/ha	1237,92	1182,28	1209,44	1263,33	1289,57	1263,72
Deckungsbeitrag	€/ha	3812,34	2848,84	3310,11	3867,72	3704,24	3701,31
	€/dt	4,72	4,21	4,43	4,48	4,33	4,35

Auch im **Betrieb Ohrnberger** wurden die höchsten **Deckungsbeiträge** in beiden Wirtschaftsjahren in der Mulchsaatvariante erzielt. Obwohl im Jahr 98/99 der Ertrag in der Grubbervariante um 20 dt/ha höher lag als in der Mulchsaatvariante, waren die erzielten Leistungen etwas geringer (Tabelle 44). Grund dafür war der geringere Erzeugerpreis in der Grubbervariante, der sich hauptsächlich aus dem höheren Standardmelasseverlust ergab. Zahlungen erfolgten aus dem Förderprogramm MEKA des Landes Baden-Württemberg. Sie waren im Betrieb Ohrnberger für alle Varianten gleich, da nur die Ausgleichszahlungen für die Begrünung im Herbst, nicht aber für das Mulchsaatverfahren beantragt waren.

Im Jahr 99/00 war der Deckungsbeitrag in der Pflugvariante bei einem Minderertrag von ca. 60 dt/ha um 437 €/ha geringer als in der Mulchsaatvariante und um 350 €/ha geringer als in der Grubbervariante. In beiden Jahren wurde der Unterschied beim Deckungsbeitrag zwischen den Varianten nur geringfügig durch die variablen Kosten beeinflusst. Da in der Mulchsaat- und Grubbervariante kein Totalherbizid vor der Aussaat eingesetzt wurde, sind die Kosten für Pflanzenschutz in den drei Varianten

gleich hoch. Die unterschiedlichen Maschinenkosten entstanden durch die unterschiedliche Bodenbearbeitung in den Varianten. In der Mulchsaatvariante, in welcher keine Grundbodenbearbeitung durchgeführt wurde, dafür zur Saatbettbereitung ein zusätzlicher Arbeitsgang mit einer Saatbettkombination, entstanden mit 66 €/ha für die Grundbodenbearbeitung und Saatbettbereitung um 10 bis 16 €/ha geringere Kosten als in der Grubbervariante und um 32 bis 35 €/ha geringere Kosten als in der Pflugvariante.

Tabelle 44: Deckungsbeitrag von Zuckerrüben im Betrieb Ohrnberger in den Wirtschaftsjahren 98/99 und 99/00 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten

Betrieb Fruchtart Standort Wirtschaftsjahr Variante	Ohrnberger Zuckerrüben						
		R1 98/99			R3 99/00		
		Mulchsaat	Grubber	Pflug	Mulchsaat	Grubber	Pflug
Erzeugerpreis	€/ha	5,88	5,72	5,84	5,33	5,27	5,26
Ertrag, Frischmasse	dt/ha	711	731	696	717	713	656
Hauptleistung	€/ha	4560,79	4554,65	4433,54	4167,72	4096,79	3761,96
Zahlungen	€/ha	71,58	71,58	71,58	71,58	71,58	71,58
Leistungen	€/ha	4632,37	4626,23	4505,12	4239,30	4168,37	3833,54
Saatgut	€/ha	176,24	176,24	176,24	183,35	183,35	183,35
Düngung	€/ha	130,09	130,09	130,09	237,37	237,37	237,37
Pflanzenschutz	€/ha	263,84	263,84	263,84	211,07	211,07	211,07
Maschinen	€/ha	317,66	327,65	349,48	394,45	410,76	429,21
Versicherung, Zinsen	€/ha	62,07	62,14	61,21	61,12	60,62	57,54
Variable Kosten	€/ha	949,90	959,95	980,86	1087,37	1103,18	1118,55
Deckungsbeitrag	€/ha	3682,47	3666,27	3524,26	3151,93	3065,19	2715,00
	€/dt	5,18	5,02	5,06	4,40	4,30	4,14

3.2.2 Anbau von Silomais

Die Messung der **Bodentemperatur** am Standort Roigheim 1 zeigte in den 4 Wochen vor der Aussaat von Silomais in der Mulchsaatvariante mit durchschnittlich 6,7 °C eine um 0,8 °C höhere Temperatur als in der Pflugvariante. In der Grubbervariante betrug diese Differenz 0,6 °C. Nach der Aussaat des Silomais kehrte sich dieses Verhältnis schon nach kurzer Zeit um. In der ersten Woche der Messungen nach der Aussaat (11.5.) lag die mittlere Bodentemperatur in der Mulchsaatvariante mit 12,2 °C noch 0,1 °C über der Bodentemperatur der Pflugvariante, nach 20 Tagen lag der Unterschied bei durchschnittlich -0,3 °C und nach 40 Tagen bei -0,4 °C. Die

Tagesmittelwerte der Bodentemperaturen in der Grubber- und Pflugvariante waren nahezu gleich. Am Standort K1 wurden keine Bodentemperaturen gemessen.

Beim **Feldaufgang** am Standort R1 wurde 11 Tage nach der Aussaat in der Pflugvariante der niedrigste Wert mit 45 % erreicht. In der Grubber- und Mulchsaatvariante war er mit 84 % bzw. 76 % schon deutlich höher. Der Unterschied im Feldaufgang zwischen den Varianten wurde mit zunehmender Bodentemperatur geringer und erreichte 15 Tage nach der Aussaat ungefähr gleiche Werte in der Grubber- und Mulchsaatvariante und um 9 % geringere in der Pflugvariante als in der Grubbervariante. Am Standort Kreßbach 1 erfolgte im selben Jahr die Aussaat 9 Tage früher, am 2.5.. Der Feldaufgang war deutlich langsamer und betrug 24 Tage nach der Aussaat in der Mulchsaatvariante nur 28 %. Die Grubbervariante erreichte zu diesem Zeitpunkt bereits 52 %, die Pflugvariante 69 %. Auch 50 Tage nach der Aussaat war der Feldaufgang mit 51 % in der Mulchsaatvariante noch um 19 % niedriger als in den beiden anderen Varianten.

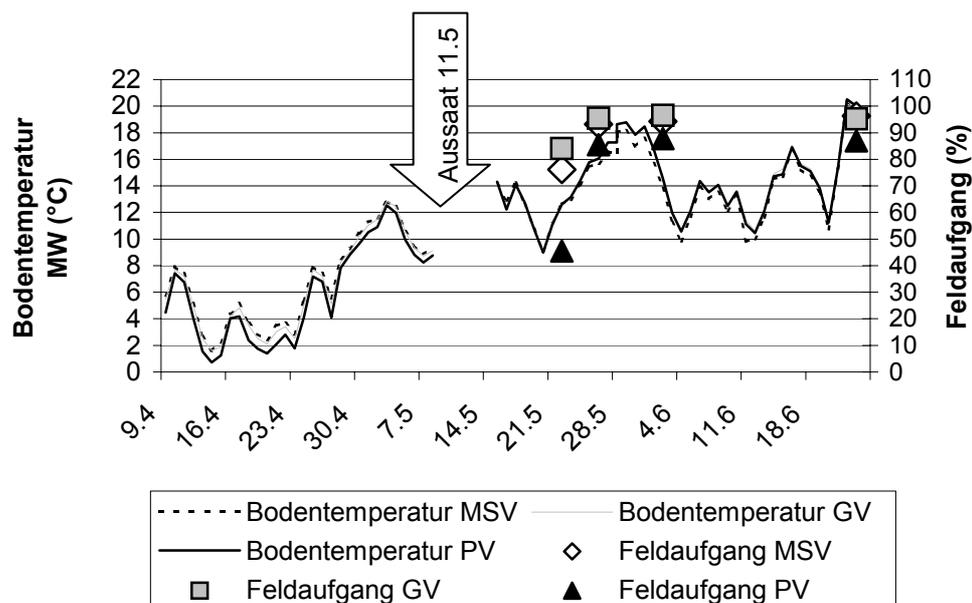


Abbildung 12: Tagesmittelwert der Bodentemperatur in 6 cm Tiefe und Feldaufgang von Silomais am Standort Roigheim 1 bei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

Die Unterschiede beim Feldaufgang spiegelten sich in der Bestandesdichte zum Zeitpunkt der Ernte wieder. Am Standort K1 war die Bestandesdichte in der Mulchsaatvariante mit 51.000 Pfl./ha am geringsten (Tabelle 44). Damit verbunden war auch ein geringerer **Ertrag** von 128 dt TS/ha gegenüber 137 dt TS/ha in der Grubbervariante und 148 dt TS/ha in der Pflugvariante. Der im Vergleich zu anderen

Varianten etwas höhere Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) in der Mulchsaatvariante war mit einer geringeren Netto-Energie-Laktation (NEL) verbunden. Beim Gesamtertrag der NEL pro Hektar ergaben sich somit 90.182 MJ in der Pflug-, 84.201 MJ in der Grubber- und 80.384 MJ in der Mulchsaatvariante.

Auf dem Standort R1 zeigte sich ein anderes Bild. Hier wurde wie schon beim Feldaufgang in der Pflugvariante mit 82.000 Pfl./ha eine geringere Bestandesdichte erreicht als in der Grubber- und Mulchsaatvariante. Trotzdem wurde in der Pflugvariante aufgrund eines mittleren Trockenmasseertrags und einer höheren NEL pro kg Erntegut als in den anderen Varianten eine höhere NEL pro Hektar von 106.774 MJ/ha erreicht. Die NEL in der Mulchsaatvariante betrug 104.037 MJ/ha, in der Grubbervariante 96.161 MJ/ha.

Tabelle 45: Erntedaten von Silomais an den Standorten Kreßbach 1 (K1) und Roigheim 1 (R1) im Erntejahr 2001

Standort, Jahr	Variante	BD (Pfl./ha)	TS-Ertrag (dt/ha)	TS-Gehalt (%)	NEL (MJ/kg TS)	NEL (MJ/ha)
K1 2001	Mulchsaat	51.000	128	28,9	6,28	80.384
	Grubber	67.000	137	28,3	6,15	84.201
	Pflug	64.000	148	29,5	6,08	90.182
R1 2001	Mulchsaat	85.000	191	28,3	5,44	104.037
	Grubber	86.000	176	26,4	5,47	96.161
	Pflug	82.000	186	28,3	5,74	106.774

BD: Bestandesdichte, TS: Trockensubstanz, NEL: Netto Energie Laktation

Der Deckungsbeitrag pro Dezitonne Erntegut war in beiden Betrieben in der Mulchsaatvariante mit 1,31 €/dt (Lehr) und 1,18 €/dt (Ohrnberger) am höchsten (Tabelle 46). Beim Deckungsbeitrag bezogen auf den Hektar erreichten die Varianten mit den höchsten Erträgen den größten Wert, im Betrieb Lehr die Pflugvariante mit 626 €/ha und im Betrieb Ohrnberger die Mulchsaatvariante mit 756 €/ha. Im Betrieb Lehr erreichte die Mulchsaatvariante trotz eines geringeren Ertrages gegenüber der Grubbervariante einen um mehr als 100 €/ha höheren Deckungsbeitrag als diese. Gründe dafür waren, dass in der Mulchsaatvariante bei den Leistungen die geringeren Hauptleistungen durch die höheren Zahlungen (MEKA Mulchsaat) ausgeglichen werden. Bei den variablen Kosten führte in der Grubbervariante der Einsatz eines Tiefenlockerers und ein zusätzlicher Arbeitsgang mit dem Grubber bei der Stoppelbearbeitung zu deutlichen Mehrkosten. Insgesamt entstanden damit in der Grubber-

variante Maschinenkosten von 457 €/ha, im Vergleich zu 375 €/ha in der Pflug- und 343 €/ha in der Mulchsaatvariante.

Die variablen Kosten beim Anbau von Silomais im Betrieb Ohrnberger unterschieden sich nur wenig und hauptsächlich durch die Maschinenkosten. Die Kosten für die Bodenbearbeitung beliefen sich in der Mulchsaatvariante auf 110 €/ha und infolge der zusätzlichen Grundbodenbearbeitung mit Grubber bzw. Pflug in der Grubbervariante auf 133 €/ha und in der Pflugvariante auf 149 €/ha.

Tabelle 46: Deckungsbeitrag von Silomais in den Betrieben Lehr und Ohrnberger im Wirtschaftsjahr 00/01 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten

Betrieb Fruchtart Standort Wirtschaftsjahr Variante		Lehr Silomais K1 00/01			Ohrnberger Silomais R1 00/01		
		Mulchsaat	Grubber	Pflug	Mulchsaat	Grubber	Pflug
Erzeugerpreis	€/ha	1,85	1,85	1,85	1,85	1,85	1,85
Ertrag (30% TS)	dt/ha	427	456	494	637	586	620
Hauptleistung	€/ha	860,14	920,37	996,72	1285,72	1182,03	1250,82
Zahlungen	€/ha	591,56	530,21	530,21	530,21	530,21	530,21
Leistungen	€/ha	1451,70	1450,58	1526,93	1815,93	1712,24	1781,03
Saatgut	€/ha	135,33	135,33	135,33	135,33	135,33	135,33
Düngung	€/ha	267,54	267,54	267,54	301,27	301,27	301,27
Pflanzenschutz	€/ha	111,97	111,97	87,95	199,34	199,34	199,34
Maschinen	€/ha	343,26	457,26	375,33	384,22	405,00	425,43
Versicherung, Zinsen	€/ha	33,86	35,23	34,72	40,82	39,03	40,11
Variable Kosten	€/ha	891,96	1007,33	900,86	1060,97	1079,96	1101,47
Deckungsbeitrag	€/ha	559,74	443,25	626,06	754,97	632,28	679,57
	€/dt	1,31	0,97	1,27	1,18	1,08	1,10

3.2.3 Anbau von Winterweizen

Betrachtet man die **Keimdichte** des Winterweizens auf den 4 Versuchsstandorten, ist zu sehen, dass die Mulchsaatvariante außer am Standort K3 die höchste Keimdichte erreichte. An den Standorten K1 und K3 war die Keimdichte bei einer Aussaatmenge von 380 Körnern/m² höher als auf den Standorten R1 und R3 mit 320 bzw. 280 Körnern/m². Die geringere Keimdichte wurde jedoch durch die höhere Bestockungsrate teilweise kompensiert. Am Standort K3 erreichte die Pflugvariante mit 324 Pflanzen/m² die höchste Keimdichte. Durch eine höhere Bestockungsrate in der

Pflugvariante wurde der Unterschied bei der Bestandesdichte gegenüber den anderen Varianten noch deutlicher. Genau das gegenteilige Bild zeigt sich auf dem Standort R1. Hier ergaben die höhere Bestockungsraten in der Mulchsaat- und Grubbervariante auch höhere Bestandesdichten als in der Pflugvariante. Am Standort K1 wurde die etwas geringere Keimdichte in der Pflugvariante durch eine leicht höhere Bestockungsrate ausgeglichen, so dass letztendlich die Bestandesdichten in den Varianten ähnlich waren. Durch hohe Bestockungsraten am Standort R3 (2001) ergaben sich bei einer Aussaatmenge von 280 Körnern/m² Bestandesdichten zwischen 418 Ähren/m² in der Grubbervariante und 496 Ähren/m² in der MV.

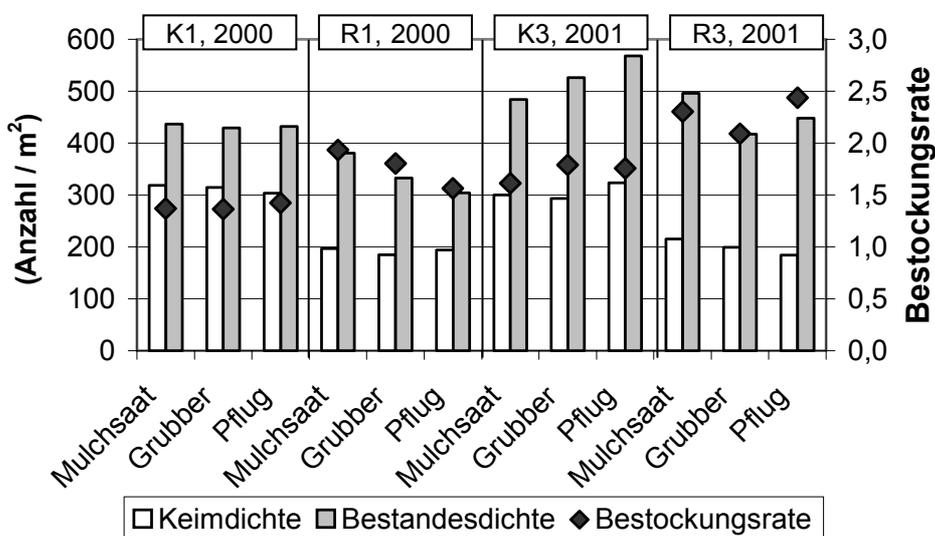


Abbildung 13: Keimdichte (Anzahl Pflanzen je m²), Bestandesdichte (Anzahl Ähren je m²) zur Ernte und Bestockungsrate von Winterweizen auf vier Standorten in den Jahren 2000 und 2001 bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Ebenso wie bei der Keimdichte und der Bestandesdichte erreichte die Mulchsaatvariante auf den Standorten K1 und R3 beim Kornertrag die höchsten Werte, auf den anderen beiden Standorten die Grubbervariante (Tabelle 47). War der höhere Kornertrag wie am Standort K3 in der Mulchsaatvariante gegenüber der Pflugvariante mit einem höheren Tausendkorngewicht (TKG) verbunden, war der Eiweißgehalt geringer. Anders war dies am Standort R3, hier ging der gegenüber der Pflugvariante höhere Ertrag in der Mulchsaatvariante mit einem niedrigeren TKG und einem leicht höheren Eiweißgehalt einher. Dieses Verhältnis ließ sich auch am Standort R1 zwischen der Grubber- und der Pflugvariante feststellen.

Tabelle 47: Erntedaten von Winterweizen auf vier Standorten in den Jahren 2000 und 2001 bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

Versuchsstandort	Variante	Kornertrag 86% TS (dt/ha)	TKG (g)	Eiweißgehalt (%)	Kornzahl /Ähre
K1 2000	Mulchsaat	102,2	46,6	14,9	50,2
	Grubber	99,0	46,1	15,3	50,0
	Pflug	98,5	44,8	15,6	50,8
R1 2000	Mulchsaat	86,4	39,7	13,3	57,2
	Grubber	92,6	39,4	14,6	70,8
	Pflug	77,9	40,6	13,5	63,1
K3 2001	Mulchsaat	90,4	42,1	13,9	44,3
	Grubber	94,3	39,9	14,1	44,9
	Pflug	88,5	38,9	14,8	40,0
R3 2001	Mulchsaat	91,6	44,0	15,2	41,9
	Grubber	88,2	44,5	15,1	47,4
	Pflug	89,8	45,6	15,1	44,0

Beim Anbau von Winterweizen konnten im Betrieb Lehr im Wirtschaftsjahr 99/00 Deckungsbeiträge von 1139 €/ha in der Mulchsaatvariante, 1128 €/ha in der Grubbervariante und 1139 €/ha in der Pflugvariante erwirtschaftet werden (Tabelle 48). Trotz des gegenüber der Pflugvariante um 4 dt/ha höheren Ertrags in der Mulchsaatvariante, kam es aufgrund des geringeren Eiweißgehaltes und damit Erzeugerpreises von 13,71 €/dt (Pflugvariante: 13,24 €/dt), zu nahezu gleichen Leistungen. Bei den variablen Kosten waren die Maschinenkosten im Jahr 99/00 in den Varianten nahezu gleich. In den beiden konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten erfolgte die Grundbodenbearbeitung durch den zweimaligen Einsatz eines Grubbers. Dabei entstanden insgesamt Kosten von 29 €/ha. Die Kosten für den Einsatz des Pfluges in der Pflugvariante lagen bei 35 €/ha. Im Jahr 2000/01 war in der Mulchsaat- und Grubbervariante nur ein Arbeitsgang mit dem Grubber zur Grundbodenbearbeitung nötig, so dass die Maschinenkosten geringer waren als im Vorjahr und auch geringer als in der Pflugvariante.

Im Wirtschaftsjahr 00/01 übten die unterschiedlichen Erträge in den Varianten den größten Einfluss auf den Deckungsbeitrag aus. Die Grubbervariante mit einem Ertrag von 94,3 dt/ha erzielt einen Deckungsbeitrag von 846 €/ha, der um 56 bzw. 59 €/ha höher ist als in der Mulchsaat- bzw. Pflugvariante. Durch den Anbau von A-Weizen und einen geringeren Eiweißgehalt im Jahr 00/01 wurden geringere Erzeugerpreise

erzielt als im Vorjahr beim Anbau von E-Weizen. Zusammen mit den geringeren Erträgen im Jahr 00/01 liegen die Deckungsbeiträge bis zu 350 €/ha niedriger als im Vorjahr. Der Unterschied zwischen den Jahren ist somit durch die Sortenwahl und das unterschiedliche Ertragsniveau deutlich größer als zwischen den Varianten.

Tabelle 48: Deckungsbeitrag von Winterweizen im Betrieb Lehr in den Wirtschaftsjahren 99/00 und 00/01 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten

Betrieb Fruchtart Standort Wirtschaftsjahr Variante	Lehr Winterweizen K1 99/00			Lehr Winterweizen K3 00/01			
	Mulchsaat	Grubber	Pflug	Mulchsaat	Grubber	Pflug	
Erzeugerpreis	€/ha	12,71	13,01	13,24	10,69	10,79	11,15
Ertrag (86% TS)	dt/ha	102,2	99,0	98,5	90,4	94,3	88,5
Hauptleistung	€/ha	1415,38	1404,45	1422,07	1052,61	1109,13	1075,46
Zahlungen	€/ha	301,66	301,66	301,66	323,65	323,65	323,65
Leistungen	€/ha	1717,04	1706,11	1723,73	1376,25	1432,78	1399,11
Saatgut	€/ha	83,54	83,54	83,54	86,49	86,49	86,49
Düngung	€/ha	116,39	116,39	116,39	167,67	167,67	167,67
Pflanzenschutz	€/ha	228,54	228,54	228,54	193,21	193,21	193,21
Maschinen	€/ha	111,10	111,10	117,16	103,77	103,86	128,29
Versicherung, Zinsen	€/ha	38,82	38,67	39,05	34,75	35,54	35,60
Variable Kosten	€/ha	578,39	578,24	584,67	585,88	586,76	611,25
Deckungsbeitrag	€/ha	1138,65	1127,87	1139,06	790,38	846,02	787,86
	€/dt	11,14	11,39	11,56	8,75	8,97	8,90

Die Höhe der Deckungsbeiträge von Winterweizen im **Betrieb Ohrnberger** waren im Wesentlichen von der Höhe der Erträge und des Erzeugerpreises abhängig. Den höchsten Deckungsbeitrag erzielte im Jahr 99/00 die Grubbervariante mit 838 €/ha. Der vergleichsweise geringe Ertrag in der Pflugvariante führte zu einem ca. 250 €/ha geringeren Deckungsbeitrag als in der Grubbervariante. Im Jahr 00/01 erreichte die Mulchsaatvariante den höchsten Ertrag und damit auch den höchsten Deckungsbeitrag von 840 €/ha. Die Unterschiede zu den anderen Varianten lagen hier zwischen 47 €/ha im Vergleich zur Grubber- und 60 €/ha zur Pflugvariante. Die variablen Kosten unterschieden sich nur im Bereich der Maschinenkosten. In der Pflugvariante wurden durch den Einsatz des Pfluges zur Bodenbearbeitung Mehrkosten von 28 €/ha im Jahr 99/00 und 32 €/ha im Jahr 00/01 verursacht, gegenüber dem Grubbereinsatz in der Grubber- und Mulchsaatvariante.

Tabelle 49: Deckungsbeitrag von Winterweizen im Betrieb Ohrnberger in den Wirtschaftsjahren 99/00 und 00/01 für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten

Betrieb	Fruchtart	Standort	Ohrnberger Winterweizen			Ohrnberger Winterweizen		
			R1			R3		
Wirtschaftsjahr			99/00		00/01			
Variante		Mulchsaat	Grubber	Pflug	Mulchsaat	Grubber	Pflug	
Erzeugerpreis	€/ha	10,38	11,04	10,48	11,35	11,30	11,30	
Ertrag (86% TS)	dt/ha	86,4	92,7	77,9	91,6	88,2	89,8	
Hauptleistung	€/ha	977,47	1115,31	889,99	1133,30	1085,70	1105,78	
Zahlungen	€/ha	301,66	301,66	301,66	301,66	301,66	301,66	
Leistungen	€/ha	1279,14	1416,97	1191,66	1434,96	1387,36	1407,44	
Saatgut	€/ha	60,73	60,73	60,73	53,53	53,53	53,53	
Düngung	€/ha	89,77	89,77	89,77	148,42	148,42	148,42	
Pflanzenschutz	€/ha	196,33	196,33	196,33	122,49	122,49	122,49	
Maschinen	€/ha	198,00	198,11	224,18	235,33	235,25	267,18	
Versicherung, Zinsen	€/ha	32,20	34,10	31,54	35,03	34,37	35,00	
Variable Kosten	€/ha	577,02	579,03	602,54	594,80	594,06	626,61	
Deckungsbeitrag	€/ha	702,11	837,94	589,12	840,16	793,30	780,82	
	€/dt	8,13	9,04	7,56	9,17	9,00	8,70	

3.2.4 Mittelwerte der Erträge und Deckungsbeiträge über die Standorte

Rechnet man die Mittelwerte für die Erträge und Deckungsbeiträge über die verschiedenen Standorte für die einzelnen Fruchtarten, so ergeben sich für Zuckerrüben und Winterweizen (4 Standorte) in der Mulchsaatvariante zwischen 4 % und 10 % höhere Werte als in der Pflugvariante (Abbildung 14). In der Grubbervariante ist der bereinigte Zuckerertrag und Deckungsbeitrag für die Zuckerrüben ungefähr gleich hoch, der Kornertrag und Deckungsbeitrag des Winterweizen höher als in der Pflugvariante. Beim Silomais (2 Standorte) sind die Erträge in den konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten um ca. 5 % geringer. Der größte Unterschied besteht in der Grubbervariante gegenüber der Pflugvariante mit einem um 19 % niedrigeren Deckungsbeitrag. Gründe dafür sind hohe Kosten für eine intensive Stoppelbearbeitung und Lockerung des Bodens auf einem Standort und einem durchschnittlichen Minderertrag von 11 dt TS/ha in der Grubbervariante.

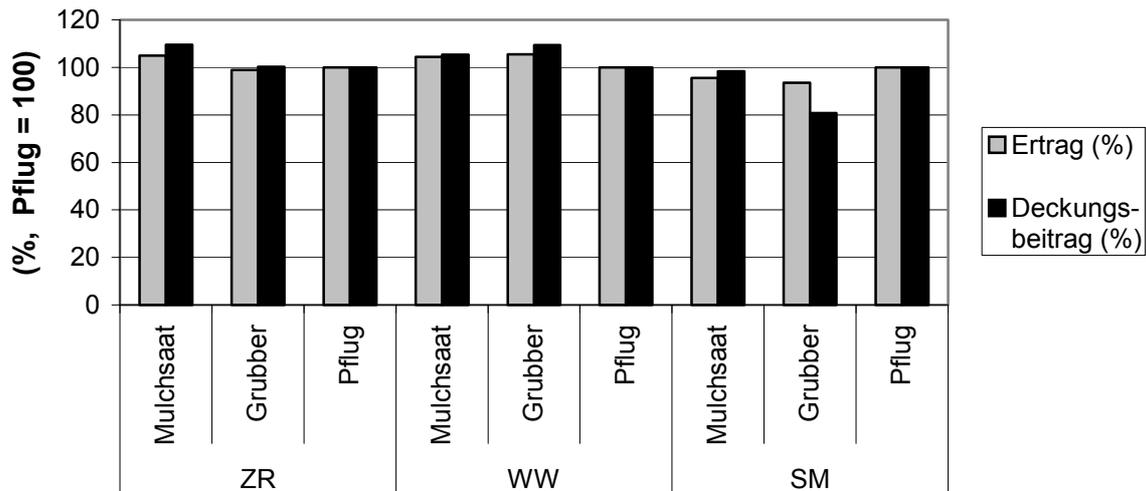


Abbildung 14: Ertrag und Deckungsbeitrag (%) in den Bodenbearbeitungsvarianten im Vergleich zur Pflugvariante (=100 %). Mittelwerte über vier Standorte (ZR, WW) oder zwei Standorte (SM) bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

3.3 Ökobilanz der Versuchsvarianten zur konservierenden Bodenbearbeitung

Die Ergebnisse der Ökobilanzen aus dem Vergleich der drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren sollen dem Landwirt als Entscheidungsgrundlage dienen, um seinen Anbau hinsichtlich der ökologischen Wirkungen zu optimieren. Grundlage für die Berechnungen sind die Ergebnisse aus den Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung in einem der Versuchsbetriebe, dem Betrieb Lehr. Als funktionelle Einheit dient der Ertrag in Getreideeinheiten (GE) der betrachteten Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen, Silomais, Winterweizen (ZR, WW, SM, WW). Er wurde berechnet als Summe aus den Getreideeinheiten der einzelnen Fruchtfolgeglieder. Sowohl der Ertrag mit 508,5 GE/ha wie auch der Deckungsbeitrag (DB) mit 6328,79 €/ha waren in der Mulchsaatvariante am höchsten.

Tabelle 49: Erträge und Deckungsbeiträge in der viergliedrigen Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW für unterschiedliche Bodenbearbeitungsvariante

Anbau- variante	Fruchtart	Ertrag dt/ha	Ertrag GE/ha	Deckungsbeitrag €/ha
Mulchsaat	Zuckerrüben	836,0	225,7	3840,03
	Winterweizen(86% TS)	96,3	103,0	964,51
	Silomais (30% TS)	426,6	76,8	559,74
	Winterweizen	96,3	103,0	964,51
			Σ 508,5	Σ 6328,79
Grubber	Zuckerrüben	766,0	206,8	3276,54
	Winterweizen	96,7	103,4	986,94
	Silomais	456,4	82,2	443,25
	Winterweizen	96,7	103,4	986,94
			Σ 495,8	Σ 5693,67
Pflug	Zuckerrüben	799,0	215,7	3505,71
	Winterweizen	93,5	100,0	963,46
	Silomais	494,3	89,0	626,06
	Winterweizen	93,5	100,0	963,46
			Σ 504,7	Σ 6058,69

Im Folgenden werden die in den Sachbilanzen berechneten Umweltinventare (Emissionen, Ressourcennutzungen, Kap. 3.3.1), die mit dem Anbau der Fruchtarten in den drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten verbunden sind, in der Wirkungsabschätzung in verschiedenen Wirkungskategorien zusammengefasst. Als Wirkungskategorien werden betrachtet: kumulierter Energieaufwand, Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Human- und Ökotoxizitätspotential, Bodenverdichtung und Ressourcennutzung. In der Wirkungskategorie Ressourcennutzung wird insbesondere die Nutzung von Ressourcen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens (Bodenmasse, Nährstoffe, Humus) als ein neuer Schwerpunkt von Ökobilanzen in der Landwirtschaft dargestellt. In den verschiedenen Wirkungskategorien werden jeweils die Emissionen und Ressourcennutzungen aggregiert, die durch die Anbauschritte Bodenbearbeitung und Aussaat, Düngung, Pflanzenschutz sowie Ernte und Transport entstehen. In den einzelnen Anbauschritten werden jeweils die mit dem Einsatz der dabei verwendeten Produktions- und Betriebsmittel verbundenen direkten und indirekten Emissionen und Ressourcen bilanziert. Dies umfasst auch die in den Anbauschritten eingesetzten Maschinen inklusive der Betriebsstoffe.

3.3.1 Sachbilanzergebnisse

Die Sachbilanz als Grundlage für die Wirkungsabschätzung bezieht sich auf die in Kap. 31 dargestellten Anbauverfahren des Versuchs zur konservierenden Bodenbearbeitung. Tabelle 50 zeigt eine Zusammenstellung der Inputs pro Hektar in das Anbausystem in Form energetischer und nichtenergetischer Ressourcen für die Versuchsvarianten Pflug, Grubber und Mulchsaat über die gesamte Fruchtfolge aggregiert. Emissionen und Erntegut als Outputs aus dem Anbausystem sind in Tabelle 51 dargestellt.

Tabelle 50: Input in das Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den drei Bodenbearbeitungsvarianten

Input	Einheit	Pflug	Grubber	Mulchsaat
Ressourcen Energieträger				
Erdölgas	Nm ³	2,29E+01	2,36E+01	2,28E+01
Grubengas	kg	2,40E+00	2,45E+00	2,43E+00
Rohgas	Nm ³	7,35E+02	7,44E+02	7,43E+02
Rohöl	kg	4,72E+02	4,85E+02	4,68E+02
Rohbraunkohle	kg	2,21E+02	2,29E+02	2,26E+02
Rohsteinkohle	kg	3,19E+02	3,26E+02	3,24E+02
Uran ab Erz	kg	1,21E-02	1,27E-02	1,25E-02
Ressourcen Nichtenergieträger				
Kaliumchlorid	kg	4,36E+02	4,36E+02	4,36E+02
Kalkstein	kg	1,03E+03	1,03E+03	1,03E+03
Schwefel	kg	8,02E+02	8,02E+02	8,02E+02
Rohphosphat	kg	9,83E+02	9,83E+02	9,83E+02
Eisen	kg	6,60E+02	6,62E+02	6,46E+02
Boden	kg	7,12E+04	5,34E+04	1,48E+04
Phosphor im Boden	kg	7,69E+01	7,18E+01	7,24E+01
Kalium im Boden	kg	2,18E+01	0,00E+00	5,40E-01
Humus C	kg	9,06E+02	9,06E+02	9,06E+02
Humus N	kg	7,81E+01	7,81E+01	7,81E+01
Anbaufläche	ha	1	1	1

Beim Einsatz der energetischen Ressourcen ergaben sich pro Hektar nur geringe Unterschiede, da sich der Produktionsmitteleinsatz zwischen den Versuchsvarianten nur wenig unterschied. Unterschiede waren bei der Ressourcenbeanspruchung an Boden aufgrund des unterschiedlichen Erosionspotentials der drei Bodenbearbeitungsvarianten zu sehen. Auch bei der Ressource Kalium im Boden ließen sich Unterschiede erkennen. Die Ressourcenbeanspruchung an Kalium war infolge einer leicht negativen Nährstoffbilanz für Kalium in der Pflugvariante größer als in den

Tabelle 51: Output aus dem Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den drei Versuchsvarianten

Output	Einheit	Pflug	Grubber	Mulchsaat
Emissionen Luft				
Kohlendioxid	kg	2,58E+03	2,63E+03	2,57E+03
Methan	kg	8,81E+00	8,95E+00	8,86E+00
Distickstoffoxid	kg	2,48E+01	2,48E+01	2,48E+01
Perfluormethan	kg	3,09E-04	3,15E-04	3,13E-04
Perfluorethan	kg	9,92E-05	1,00E-04	9,85E-05
Stickoxide	kg	2,68E+01	2,69E+01	2,64E+01
Schwefeloxide	kg	6,60E+00	7,12E+00	6,97E+00
Ammoniak	kg	1,22E+02	1,22E+02	1,22E+02
Salzsäure	kg	1,54E-01	1,59E-01	1,57E-01
Fluorwasserstoff	kg	1,19E-02	1,24E-02	1,22E-02
Schwefelwasserstoff	kg	1,43E-02	1,45E-02	1,45E-02
Phosphor	kg	2,54E-01	2,54E-01	2,54E-01
Kohlenmonoxid	kg	5,73E+00	5,75E+00	5,60E+00
Partikel	kg	3,69E+00	3,77E+00	3,68E+00
Quecksilber	kg	3,12E-02	3,12E-02	3,12E-02
Blei	kg	1,35E-01	1,35E-01	1,35E-01
Emissionen Wasser				
Ammoniak	kg	3,02E-02	3,10E-02	2,99E-02
Nitrate in Wasser	kg	1,60E+02	1,48E+02	1,56E+02
Phosphat	kg	2,50E+01	2,09E+01	1,08E+01
Fluoride	kg	6,07E+00	6,07E+00	6,07E+00
Sulfide	kg	6,01E-04	6,21E-04	6,01E-04
Phenole	kg	3,34E-03	3,44E-03	3,32E-03
Fette und Öle gesamt	kg	3,51E-01	3,59E-01	3,45E-01
<i>Schwermetalle gesamt</i>	kg	<i>7,90E-02</i>	<i>7,95E-02</i>	<i>7,93E-02</i>
Emissionen Boden				
	kg			
<i>Schwermetalle gesamt</i>		<i>1,85E+00</i>	<i>1,85E+00</i>	<i>1,85E+00</i>
Emissionen Luft, Wasser, Boden				
	kg			
<i>PSM gesamt</i>		<i>1,46E+01</i>	<i>1,77E+01</i>	<i>1,77E+01</i>
Haupterntegut				
Zuckerrüben	dt	799	766	836
Winterweizen (2 Jahre)	dt	187	193,4	192,6
Silomais (30% TS)	dt	494	456	426
Anbaufläche	ha	1	1	1

anderen Varianten, die eine nahezu ausgeglichen Kaliumbilanz hatten. Ursache für die negative Kaliumbilanz in der Pflugvariante war vor allem der höhere Ertrag an Silomais bei gleicher Düngung.

Bei den meisten Emissionen traten kaum Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten auf. Die Emissionen von Phosphat in Wasser sind mit dem Bodenabtrag verbunden und deshalb in der Pflugvariante höher als in der Grubbervariante und hier wiederum höher als in der Mulchsaatvariante. Der zusätzliche Einsatz an Pflanzenschutzmitteln in der Grubber- und Mulchsaatvariante führte auch zu entsprechend höheren Emissionen.

3.3.2 Kumulierter Energieaufwand

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) war im Anbauverfahren Grubber mit 14 GJ/100 Getreideeinheiten (GE) am höchsten gegenüber der Pflug- und Mulchsaatvariante mit 13 GJ/100 GE (Abbildung 15). Der Mehraufwand an Energie in der Grubbervariante gegenüber den anderen Varianten ergab sich hauptsächlich durch den unterschiedlichen Energieaufwand für die Düngung pro GE. Obwohl der Energieaufwand für die Düngung in den unterschiedlichen Varianten pro ha mit 38429 MJ gleich war, differenzierte der unterschiedliche Ertrag der Varianten den Energieaufwand für die Düngung, so dass er in der Grubbervariante ungefähr 400 MJ/100 GE höher war als in den anderen Varianten. Der kumulierte Energieaufwand zur Bodenbearbeitung und Aussaat war in der Mulchsaatvariante um 300 MJ/100 GE geringer als in den anderen beiden Varianten.

Tabelle 51: Maschinen- und Treibstoffverbrauch (kg/ha) für unterschiedliche Arbeitsschritte in den Bodenbearbeitungsvariante Mulchsaat, Grubber und Pflug in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

Anbau- variante	Bodenbearbeitung und Aussaat	Düngung	Pflanzen- schutz	Ernte und Transport	Summe
Maschinenverbrauch (kg/ha)					
Mulchsaat	14,96	3,56	4,24	37,95	60,85
Grubber	16,80	3,56	4,24	37,95	62,55
Pflug	17,44	3,56	3,60	37,95	62,54
Treibstoffverbrauch (kg/ha)					
Mulchsaat	94,02	17,14	19,22	130,87	261,25
Grubber	107,99	17,14	19,22	130,87	275,23
Pflug	109,99	17,14	16,64	130,87	274,64

Gründe hierfür waren der geringere Maschinenverbrauch für Bodenbearbeitung und Aussaat in der Mulchsaatvariante von 14,96 kg/ha gegenüber 16,80 kg/ha in der Grubbervariante und 17,44 kg/ha in der Pflugvariante verbunden mit einem geringeren Treibstoffverbrauch in der Mulchsaatvariante von 94,02 kg/ha gegenüber 109,99 kg/ha in der Pflugvariante (siehe auch Anhang 14-16).

In der Pflugvariante war der kumulierte Energieaufwand für den Pflanzenschutz mit 1031 MJ/100 GE um ungefähr ein Drittel geringer als in der Grubber- und Mulchsaatvariante. Der Grund dafür war, dass in der Pflugvariante im Frühjahr kein Herbizid vor der Saatbettbereitung zu Zuckerrüben und Silomais eingesetzt wurde, wie in den beiden konservierenden Bodenbearbeitungsvarianten. Insgesamt wurde das Ergebnis hauptsächlich von der Höhe des Ertrags der Varianten beeinflusst. Die Mulchsaatvariante mit dem höchsten Ertrag in der Fruchtfolge hatte einen etwas geringeren KEA je 100 GE obwohl der KEA pro Hektar mit 66227 MJ höher ist als in der Pflugvariante mit 65651 MJ/ha.

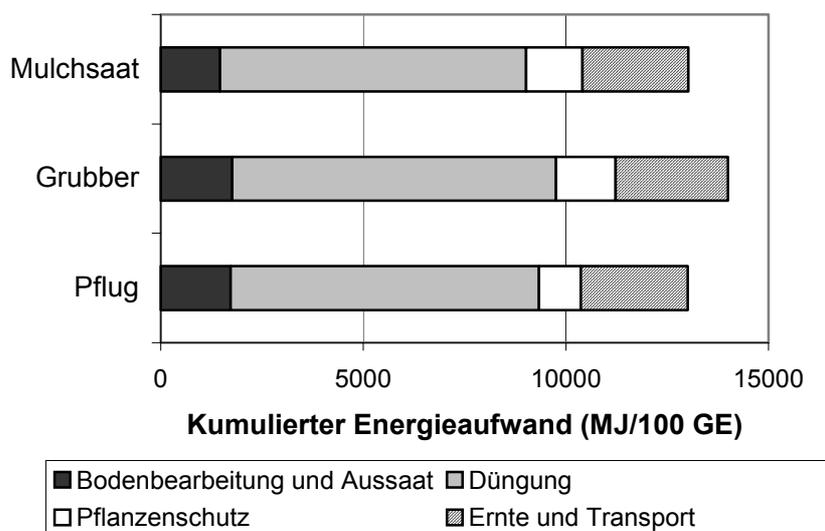


Abbildung 15: Kumulierter Energieaufwand in MJ pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

3.3.3 Treibhauseffekt (20)

Der Großteil an Emissionen, die zum Treibhauseffekt beitragen (CO_2 , N_2O , CH_4 , CF_4 , C_2F_6), wurde durch die Bereitstellung (Produktion und Transport) von Düngemitteln und beim Einsatz der Düngemittel als direkte Emissionen im Feld verursacht. Die Produktion von Kalkammonsalpeter (KAS) mit einem Treibhauspotential von 4,21 kg

CO₂-Äquivalenten (CO₂) pro kg Nährstoff und einer Ausbringungsmenge von 591 kg N/ha in der Fruchtfolge verursachten 30,2 % des Treibhauspotentials durch die Düngung (Tabelle 53). Die als KAS ausgebrachte Stickstoffmenge trug über direkte Emission von Lachgas (N₂O) aus dem Feld zu 39,3 % zu den Gesamtemissionen bei. Damit ergab sich aufgrund des Einsatzes von KAS ein Anteil von 69,6 % am gesamten Treibhauspotential der Anbaumaßnahmen zur Düngung. Eine weitere bedeutende Quelle für Treibhausemissionen aus der Düngung war die Gülle. Durch den Einsatz der Gülle wurden über direkte Emissionen an N₂O 24,6 % der Gesamtemissionen aus der Düngung verursacht.

Tabelle 53: Anteile der Bereitstellung und der direkten Emissionen für unterschiedliche Düngemittel am Treibhauspotential, verursacht durch die Düngung in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW pro Hektar

Düngemittel	Bereitstellung (kg CO ₂ /Einheit)	Direkte Emissionen	Menge (kg,m ³ /ha)	Treibhauspotential (kg CO ₂ /ha)	Bereitstellung (% der Gesamtemissionen)	Direkte Emissionen	Summe
KAS (kg N)	4,22	5,49	591,0	5735	30,2	39,3	69,6
TSP (kg P)	3,20	0,00	36,3	116	1,4	0,0	1,4
Kalium (kg K ₂ O)	0,74	0,00	90,0	67	0,8	0,0	0,8
Gülle gemischt (m ³)	3,32	26,46	76,5	2278	3,1	24,6	27,6
Summe				8196			99,4
Maschinen und Treibstoff für Düngerausbringung				97			0,6
Gesamtsumme Düngung				8293			100,0

Legende: KAS: Kalkammonsalpeter; TSP: Triplesuperphosphat

Da die Düngung in den Varianten pro Hektar gleich hoch war, werden die Unterschiede beim Treibhauspotential hauptsächlich vom unterschiedlichen Ertrag der Anbauvarianten beeinflusst. Mit 1630 kg CO₂/100 GE war das Treibhauspotential in der Mulchsaatvariante am geringsten, gegenüber 1640 kg CO₂/100 GE in der Pflugvariante und 1730 kg CO₂/100 GE in der Grubbervariante. Die geringeren Emissionen durch die Arbeitsgänge zur Bodenbearbeitung und Aussaat bei der Mulchsaatvariante von 116 kg CO₂/100 GE gegenüber 133 kg CO₂/100 GE in der Pflugvariante und 137 kg CO₂/100 GE in der Grubbervariante waren durch den geringeren Einsatz von Maschinen und Treibstoff bedingt. Beim Pflanzenschutz wurde der zusätzliche Einsatz eines Totalherbizids in der Mulchsaat- und Grubbervariante vor Sommerungen durch leicht höhere Treibhausgasemissionen sichtbar. Insgesamt hatte der Pflanzenschutz mit 2,5 - 3,5 % nur einen geringen Anteil an den Gesamtemissionen.

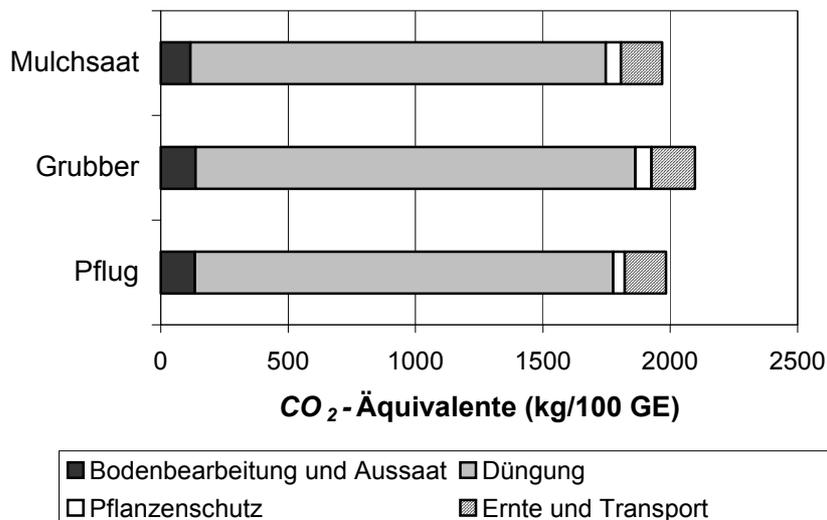


Abbildung 16: Treibhauspotential (GWP 20) pro 100 Getreideeinheiten beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

3.3.4 Versauerung

Emissionen aus Prozessen, die mit der Düngung verbunden waren, haben mit 242 kg SO₂-Äquivalenten (SO₂) pro ha zu 95 % zum Versauerungspotential beigetragen. Dabei wurden als versauernd wirkende Emissionen berücksichtigt: Stickstoff- und Schwefeloxide, Schwefelwasserstoff, Salz- und Fluorsäure, Ammoniak sowie Sulfide. Der Hauptanteil der Emissionen erfolgte durch den Einsatz von Wirtschaftsdünger mit 212 kg SO₂/ha.

Tabelle 54: Versauerungspotentiale durch die Bereitstellung von Düngemitteln und direkte Emissionen bei deren Einsatz in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW pro Hektar

Düngemittel	Bereitstellung (kg SO ₂ /Einheit)	Direkte Emissionen (kg SO ₂ /ha)	Menge (kg, m ³ /ha)	Versauerungspotential (kg SO ₂ /ha)	Bereitstellung (% der Gesamtemissionen)	Direkte Emissionen (% der Gesamtemissionen)	Summe
KAS (kg N)	0,013	0,032	591,0	26,48	3,2	7,8	11,0
TSP (kg P)	0,058	0,000	36,3	2,11	0,9	0,0	0,9
Kalium (kg K ₂ O)	0,001	0,000	90,0	0,13	0,1	0,0	0,1
Gülle gemischt (m ³)	0,025	2,750	76,5	212,33	0,8	87,0	87,8
Summe				241,04			99,7
Maschinen und Treibstoff für Düngerausbringung				0,71			0,3
Gesamtsumme Düngung				241,75			100,0

Legende: KAS: Kalkammonsalpeter; TSP: Triplesuperphosphat

Dabei wurden bei der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers 86 % der Gesamtemissionen als direkte Emission in Form von Ammoniak frei. Bei der Bereitstellung von Kalkammonsalpeter (KAS) entstanden 3,2 % und als direkte Emissionen bei der Ausbringung 7,8 % des Versauerungspotentials aus der Düngung.

Bezieht man das Versauerungspotential in den unterschiedlichen Versuchsvarianten auf den Ertrag für die Fruchtfolge, so war das Versauerungspotential in der Grubbervariante mit 53 kg SO_2 /100 GE etwas höher als in der Mulchsaat- und Pflugvariante mit den leicht höheren Erträgen (Abbildung).

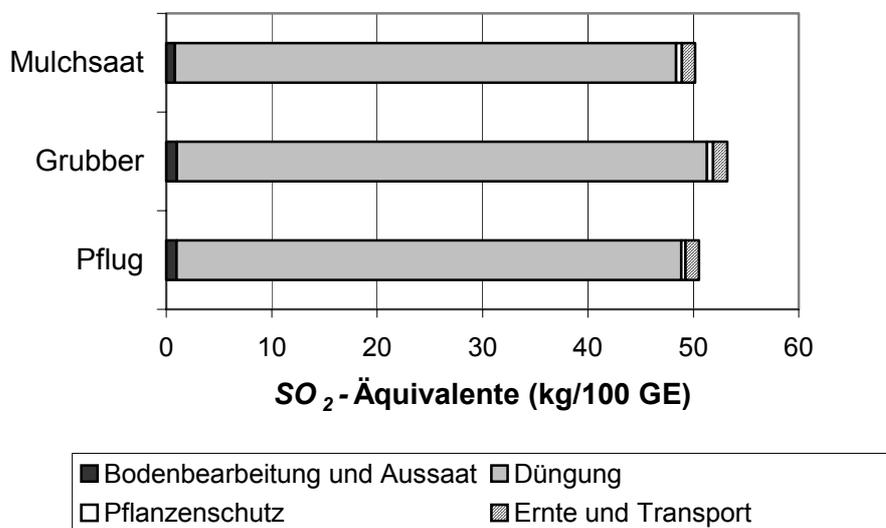


Abbildung 17: Versauerungspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten.

3.3.5 Eutrophierung

In der Grubbervariante war das Eutrophierungspotential mit 14,8 kg PO_4 /100 GE leicht höher als in der Pflugvariante mit 14,4 kg PO_4 /100 GE. Am geringsten war es in der Mulchsaatvariante mit 13,9 kg PO_4 /100 GE (Abbildung 18). Als Emissionen, die zur Eutrophierung beitrugen, wurden Luftemissionen in Form von Stickoxiden, Ammoniak und Phosphorverbindungen bilanziert, sowie Nitrat und Phosphat als Emissionen ins Wasser. Wesentliche Anteile des Eutrophierungspotentials stammten dabei aus der Düngung und hier aus direkten Emissionen beim Anbau, in Form von Ammoniak (NH_3) in die Luft bei der Düngerausbringung, von Nitrat (NO_3) ins Wasser und von Phosphat (PO_4) über den Bodenaustrag in Oberflächengewässer (Tab. 55).

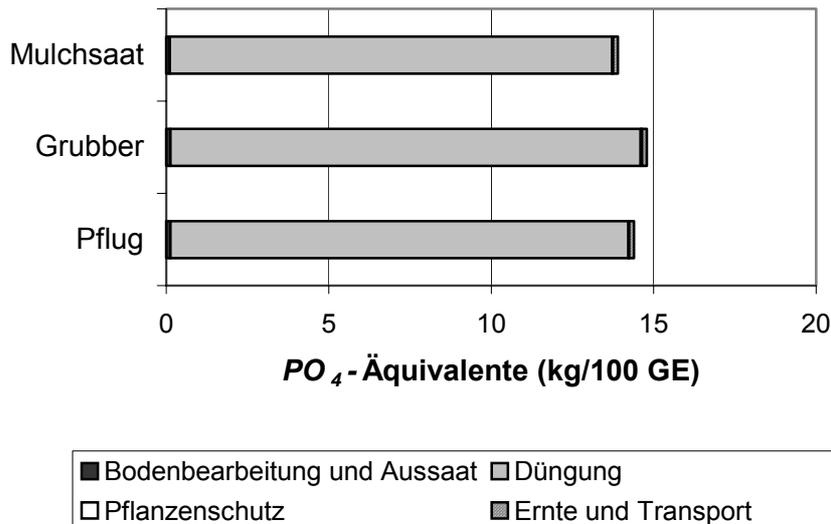


Abbildung 18: Eutrophierungspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten.

Unterschiede zwischen den Anbauverfahren zeigten sich beim Phosphataustrag. Pro Hektar lag hier der Wert in der Mulchsaatvariante mit 3,1 kg PO₄ niedriger als in der Grubbervariante mit 4,3 kg PO₄ und der Pflugvariante mit 4,6 kg PO₄. Der Anteil der direkten Emissionen an den Gesamtemissionen aus der Düngung betrug über 85 %.

Tabelle 55: Anteil der direkten Emissionen am gesamten Eutrophierungspotential in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvariante

Anbauverfahren	Direkte Emissionen			Sonstige Emissionen	Gesamte Emissionen	Direkte Emissionen (%)
	NH ₃	NO ₃	PO ₄			
Eutrophierungspotential (kg PO ₄ /ha)						
Mulchsaat	42,8	14,4	3,1	10,4	70,7	85,3
Grubber	42,8	14,2	4,3	9,8	71,1	86,2
Pflug	42,8	15,4	4,6	9,8	72,6	86,5

3.3.6 Human- und Ökotoxizität

Potentielle Umweltbelastungen im Bereich Humantoxizität entstanden hauptsächlich durch Schwermetalle, die durch das Ausbringen von Düngemitteln als direkte Emissionen in die Umwelt gelangten (Tabelle 56). In der betrachteten Fruchtfolge wurden 1823 kg Pb/ha, das entspricht 18,9 % des Humantoxizitätspotentials (HTP, human toxicity potential) bei der Düngung durch direkte Emissionen bei der Ausbringung des Kalkammonsalpeters (KAS) verursacht. Durch die Ausbringung von Triphosphat (TSP) entstanden trotz der geringen Menge von 36,3 kg P/ha ein HTP von 3157 kg Pb/ha. Der weitaus größte Anteil des Humantoxizitätspotentials aufgrund der

Düngung wurde mit 4566 kg *Pb*/ha bzw. 47,3 % der Gesamtemissionen durch die mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachten Schwermetalle verursacht.

Tabelle 56: Potentielle Humantoxizität durch die Bereitstellung von Dünger und direkte Emissionen der Dünger bei der Ausbringung in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

Düngemittel	Bereitstellung (kg <i>Pb</i> /Einheit)	Direkte Emissionen	Menge (kg,m ³ /ha)	HTP (kg <i>Pb</i> /ha)	Bereitstellung (% der Gesamtemissionen)	Direkte Emissionen	Summe
KAS (kg N)	0,000	3,085	591,0	1823	0,00	18,90	18,90
TSP (kg P)	0,024	86,864	36,3	3157	0,01	32,71	32,72
Kalium (kg K ₂ O)	0,189	0,933	90,0	101	0,18	0,87	1,05
Gülle gemischt (m ³)	0,000	59,684	76,5	4566	0,00	47,33	47,33
Gesamtsumme Düngung				9647			100,00

Legende: KAS: Kalkammonsalpeter; TSP: Triplesuperphosphat

Am gesamten HTP hatte die Düngung einen Anteil von 98,8 %. Der Rest entstand im wesentlichen durch die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln. Da die Düngung in allen Varianten je Hektar gleich hoch war, ergaben sich Unterschiede zwischen den Anbauverfahren bezogen auf die Getreideeinheit als funktionelle Einheit hauptsächlich durch den unterschiedlichen Ertrag. Die Grubbervariante wies aufgrund des geringsten Ertrags ein Humantoxizitätspotential von 2021 kg *Pb*/100 GE auf, gegenüber 1923 kg *Pb*/100 GE in der Pflugvariante und 1909 kg *Pb*/100 GE in der Mulchsaatvariante (Abbildung 19). Das HTP in Folge von Bodenbearbeitung, Aussaat, Ernte und Transport war kleiner als 0,1 kg *Pb*/100 GE und wurde deshalb in der Grafik nicht abgebildet.

Ähnlich wie beim HTP entstand in Zusammenhang mit der Düngung der überwiegende Anteil des **Ökotoxizitätspotentials (ETP)**. Der Anteil von 29,2 kg *Zn*/ha durch die Düngung entsprach 94,6 % des ETP durch den gesamten Anbau. Bezogen auf die Getreideeinheit ergab sich für die Grubbervariante ein ETP von 6,4 kg *Zn*/100 GE, für die Pflug- und Mulchsaatvariante von 6,1 kg *Zn*/100 GE. Arbeitsgänge zur Bodenbearbeitung und Aussaat und zu Ernte und Transport trugen mit weniger als 1 % zum ETP bei. Sie werden deshalb grafisch in Abbildung 20 nicht dargestellt.

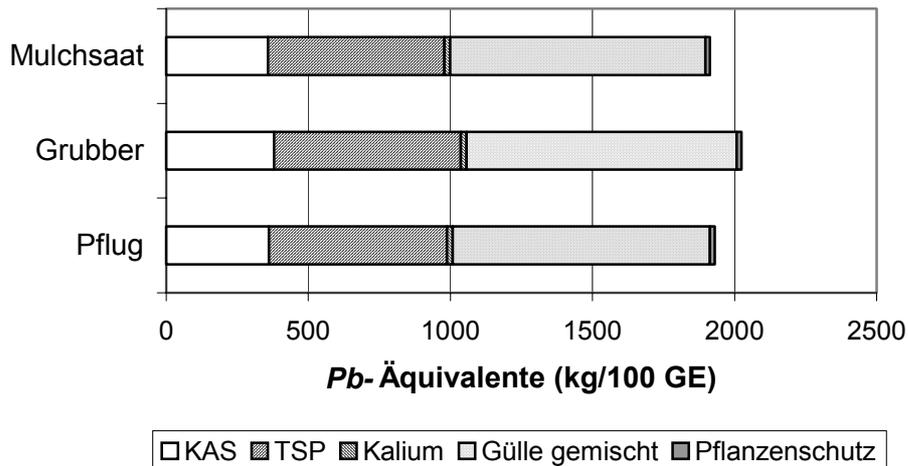


Abbildung 19: Humantoxizitätspotential pro Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvariante.

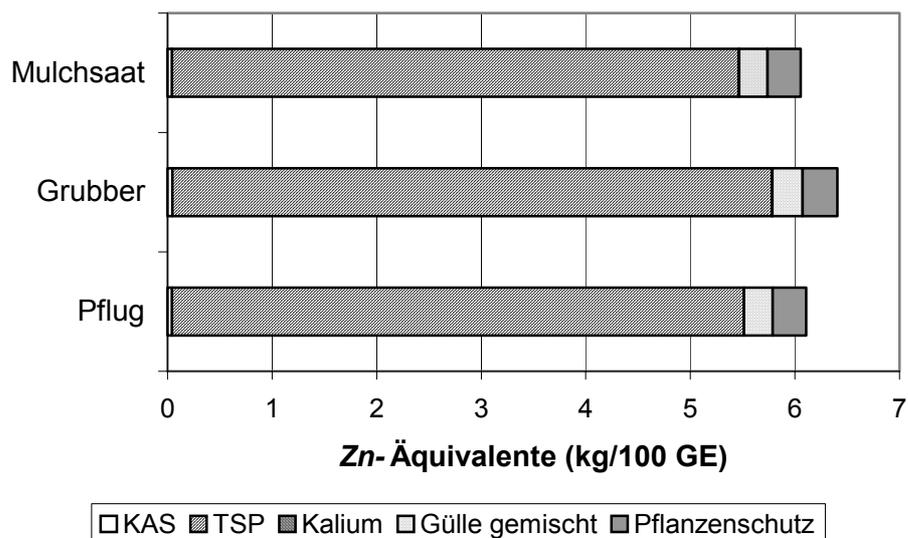


Abbildung 20: Ökotoxizitätspotential durch den Einsatz von Düngemittel pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, SM, WW bei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvariante

Beim ETP spielten direkte Emissionen in Form von Schwermetallen durch die Ausbringung der Dünger nur eine untergeordnete Rolle. Im angewandten Modell zur Abschätzung des Human- und Ökotoxizitätspotentials unterschieden sich die Äquivalenzfaktoren für Schwermetalle in den beiden Bereichen HTP und ETP um den Faktor 10^2 bis 10^6 (Anhang 12). Insgesamt ergab sich dadurch auch ein wesentlich geringeres ETP mit 56 kg Zn/ha gegenüber einem HTP von 9727 kg Pb/ha für die Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW.

Die Hauptbelastung im Bereich Ökotoxizität entstand durch die Bereitstellung der mineralischen Phosphor- und Kaliumdünger. Hier führten die weiten Transportwege der Dünger vor allem beim Phosphor zu einer Belastung durch die Bereitstellung (Produktion und Transport) der Dünger von 0,754 kg Zn pro kg P. Damit wurden bei einem ETP von 27,57 kg Zn/ha 93,9 % der Gesamtemissionen der Düngung durch die Phosphordüngung verursacht.

Tabelle 57: Potentielle Ökotoxizität durch die Bereitstellung von Dünger und direkte Emissionen bei der Düngerausbringung in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW pro Hektar

Düngemittel	Bereit-	Direkte	Menge	ETP	Bereit-	Direkte	Summe
	stellung	Emissionen			stellung	Emissionen	
	(kg Zn/Einheit)	(kg, m ³ /ha)	(kg Zn/ha)	(% der Gesamtemissionen)			
KAS (kg N)	0,0001	0,0003	591,0	0,22	0,20	0,00	0,74
TSP (kg P)	0,7541	0,0047	36,3	27,57	93,89	0,44	94,48
Kalium (kg K ₂ O)	0,0000	0,0001	90,0	0,01	0,00	0,00	0,04
Gülle gemischt (m ³)	0,0002	0,0179	76,5	1,38	0,05	0,08	4,74
Gesamtsumme Düngung				29,18			100,00

Legende: KAS: Kalkammonsalpeter; TSP: Triplesuperphosphat

3.3.7 Bodenverdichtung

Die potentielle Bodenbelastung beim Anbau von ZR, WW, SM, WW war in der Mulchsaatvariante mit 17,9 bar/ha am niedrigsten, gegenüber 19,9 bar/ha in der Grubbervariante und 20,6 bar/ha in der Pflugvariante. Bezogen auf den Ertrag als funktionelle Einheit, war durch den geringeren Ertrag in der Grubbervariante die potentielle Bodenbelastung etwas höher als in der Pflugvariante.

Die Unterschiede wurden maßgeblich durch die unterschiedliche Bodenbearbeitung verursacht. In der Mulchsaatvariante war die gewichtete Bodenbelastung durch Arbeitsgänge zur Bodenbearbeitung und Aussaat mit 6,0 bar/ha deutlich geringer als in der Grubbervariante mit 7,6 bar/ha und der Pflugvariante mit 8,0 bar/ha. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in der Mulchsaatvariante keine Grundbodenbearbeitung zur Einarbeitung der Zwischenfrucht vor dem Anbau von Zuckerrüben und Silomais durchgeführt wurde und die Tragfähigkeit des Bodens bei der Saatbettbereitung höher war.

Tabelle 58: Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) pro Hektar beim Anbau von Zuckerrüben, Winterweizen und Silomais in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

Fruchtart	Arbeitsgang	Pflug	B_{gew} (bar/ha)	
			Grubber	Mulchsaat
Zuckerrüben	Stoppelbearbeitung	0,456	0,456	0,456
	Stoppelbearbeitung	0,681	0,681	0,681
	Gülleausbringung	0,242	0,242	0,242
	Senfaussaats	0,098	0,098	0,098
	Grundbodenbearbeitung.	0,977	0,456	
	Grundbodenbearbtg.		0,681	
	Pflanzenschutz		0,225	0,113
	Saatbettbereitung			0,456
	Saatbettbereitung	0,904	0,904	0,681
	Aussaats	0,209	0,209	0,209
	Düngung und Pflanzenschutz	0,212	0,212	0,212
	Ernte	2,537	2,537	2,537
	Summe	6,313	6,699	5,683
Winterweizen	Grundbodenbearbeitung	0,977	0,456	0,456
	Aussaats	0,904	0,904	0,681
	Düngung und Pflanzenschutz	0,110	0,110	0,110
	Ernte	0,988	0,988	0,988
	Abtransport	0,023	0,023	0,023
	Summe	3,000	2,479	2,256
Silomais	Stoppelbearbeitung	0,456	0,456	0,456
	Stoppelbearbeitung und Senfaussaats	0,681	0,681	0,681
	Grundbodenbearbeitung.	0,977	0,456	
	Gülleausbringung	0,242	0,242	0,162
	Pflanzenschutz		0,086	0,058
	Sekundärbodenbearbeitung		0,456	0,456
	Saatbettbereitung	0,681	0,681	0,681
	Aussaats	0,004	0,004	0,004
	Düngung und Pflanzenschutz	0,110	0,110	0,110
	Ernte	3,564	3,564	3,564
	Transport	1,548	1,548	1,548
	Summe	8,261	8,282	7,718

Beim Anbau von Winterweizen war die potentielle Bodenbelastung in der Mulchsaatvariante durch den Einsatz des Grubbers zur Bodenbearbeitung am geringsten. Als Gründe dafür können die größere Arbeitsbreite der Grubbers im Vergleich mit dem Pflug in der Pflugvariante und die höhere Tragfähigkeit des Bodens bei der Saatbettbereitung und Aussaat angeführt werden. Beim Pflanzenschutz und der Düngung war die gewichtete Bodenbelastung in der Mulchsaatvariante ungefähr genauso hoch wie in der Pflugvariante. Die Mehrbelastung durch die zusätzliche Pflanzenschutzmaßnahme im Frühjahr vor Zuckerrüben und Mais wurde durch die geringere Bodenbelastung beim Ausbringen der Gülle vor der Maisaussaat, durch die höhere Tragfähigkeit des Bodens, rechnerisch ausgeglichen. Dieser Ausgleich fand in der Grubbervariante nicht statt. Die potentielle Bodenbelastung pro Hektar für Ernte und Transport war bei allen Anbauverfahren gleich hoch.

Bei der Getreideeinheit als funktionelle Einheit ergaben sich Unterschiede von 3,1 bar/100 GE in der Mulchsaatvariante 3,5 bar/ GE in der Pflugvariante und 3,6 bar/100 GE in der Grubbervariante.

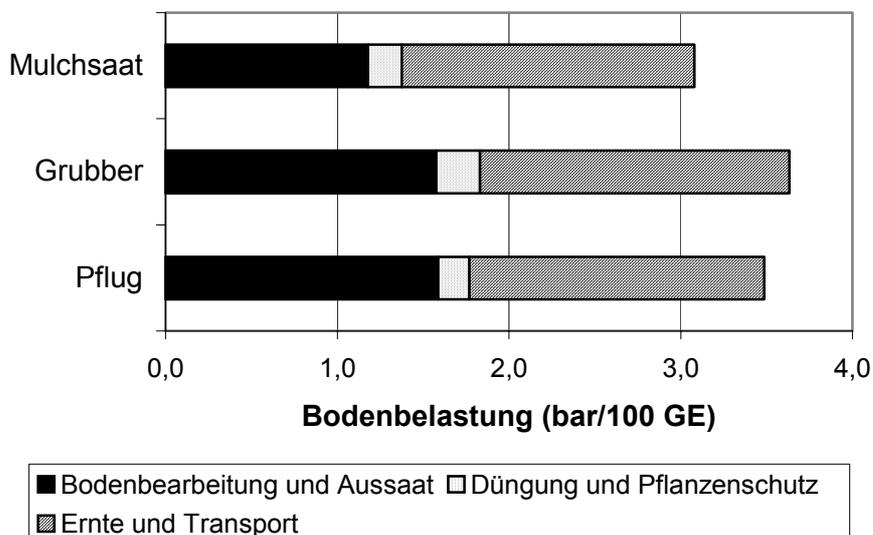


Abbildung 21: Potentielle Bodenverdichtung aufgrund der gewichteten Bodenbelastung pro 100 Getreideeinheiten (GE) in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

3.3.8 Ressourcenbeanspruchung

Die Ressourcenbeanspruchung (RB) an **Energieträgern** ergab für die Anbauverfahren ein ähnliches Bild wie beim kumulierten Energieaufwand. Die Grubbervariante hatte mit 5731 kg *NaCl*//100 GE die höchste Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern. In der Pflug- und Mulchsaatvariante waren es rund 400 kg *NaCl*//100 GE weniger.

Bei der Ressourcenbeanspruchung an **Nichtenergieträgern** wurde der Verbrauch an mineralischen Düngerrohstoffen, Eisen, Boden sowie Nährstoffen und Humus im Boden bilanziert. Als Vergleichssubstanz wird Steinsalz (*NaCl*-Äquivalente) verwendet. Im Vergleich zu den anderen Wirkungskategorien zeigten sich bei der Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern die größten Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten.

Die Unterschiede ergaben sich hauptsächlich durch den **Bodenabtrag**. Der potentielle Bodenabtrag wurde als gewichteter mittlerer Bodenabtrag für die Schläge in dem Versuchsbetrieb Lehr berechnet, auf denen die Fruchtfolge ZR; WW, SM, WW angebaut werden kann. Die Schläge haben bei einem Hanggefälle zwischen 3 und 11 % und einer Hanglänge zwischen 60 und 400 m einen mittleren Geländewert von 2,08 (Tabelle 59). Die vorherrschende Bodenart schluffiger Lehm und eine durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge von 788 mm führt zu einem Verschlammungswert von 36. Der Einfluss der unterschiedlichen Bodenbearbeitung in den Versuchsvarianten wird im Fruchtfolgewert deutlich. In der Pflugvariante liegt der Wert für die Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW bei 0,24, in der Grubbervariante bei 0,18 und in der Mulchsaatvariante bei 0,05. Dies führte zu einem mittleren gewichteten Bodenabtrag von 17,8 t/ha*a in der Pflugvariante, von 13,4 t/ha*a in der Grubbervariante und von 3,7 t/ha*a in der Mulchsaatvariante. Der unterschiedlich hohe Bodenabtrag in den Versuchsvarianten bedingt eine unterschiedliche Verfügbarkeit des Bodens und damit verschiedene Äquivalenzfaktoren für die Ressourcenbeanspruchung (Verfügbarkeit von *NaCl* in Jahren geteilt durch die Verfügbarkeit des Bodens in Jahren). Im Endeffekt ergab sich eine potentielle Ressourcenbeanspruchung an Boden von 854 kg *NaCl*//100 GE in der Mulchsaatvariante. In der Grubbervariante wurden 11704 kg *NaCl*//100 GE verbraucht und in der Pflugvariante 19834 kg *NaCl*//100 GE.

Tabelle 59: Bodenabtrag und Ressourcenbeanspruchung an Boden in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

	Pflug	Grubber	Mulchsaat
Geländewert, Mittelwert	2,08	2,08	2,08
Verschlämmungswert	36,00	36,00	36,00
Faktor für Hangform, Mittelwert	0,99	0,99	0,99
Fruchtfolgewert	0,24	0,18	0,05
Bodenabtrag, gewichteter Mittelwert (t/ha*a)	17,81	13,36	3,71
Bodenvorrat (t/ha)	12.690,00	12.690,00	12.690,00
Bodenverfügbarkeit (a)	712,52	949,99	3.419,56
Äquivalenzfaktor	1,40	1,05	0,29
Ressourcenbeanspruchung NaCl-Äq.(kg/ha)	99.983,01	56.244,65	4.340,90
Ressourcenbeanspruchung NaCl-Äq.(kg/100GE)	19.834,00	11.705,00	854,00

Bei den Hauptnährstoffen im Boden zeigte die **Nährstoffbilanz** über die Fruchtfolge gerechnet einen negativen Saldo bei Phosphor, Kalium und Stickstoff, außer in der Grubbervariante, hier war der Saldo für Kalium leicht positiv. Die negativen Bilanzsaldi führten zu einem Verbrauch der Nährstoffvorräte als Ressourcen im Boden. Das Nährstoffdefizit an Stickstoff wurde als Ressourcenbeanspruchung an Humus-Stickstoff bilanziert. Da der Nährstoffinput über den Düngereinsatz in den Versuchsvarianten gleich ist, lassen sich die Unterschiede in den Nährstoffbilanzen zwischen den Varianten auf den Nährstoffoutput zurückführen. Hierbei verursachte in der Pflugvariante vor allem der höhere Trockenmasseertrag an Silomais von 89,0 dt/ha gegenüber 76,8 dt/ha in der Mulchsaat- und 82,2 dt/ha in der Grubbervariante einen höheren Output an Kalium.

Tabelle 60: Nährstoffbilanz für die Bodenbearbeitungsvariante Mulchsaat, Grubber und Pflug in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

		Pflug			Grubber			Mulchsaat		
		N	P₂O₅	K₂O	N	P₂O₅	K₂O	N	P₂O₅	K₂O
		(kg/ha)								
Nährstoffinput	Min. Dünger	591	85	90	591	85	90	591	85	90
	Org. Dünger	371	159	448	371	159	448	371	159	448
Nährstoffoutput	Haupterntegut	744	317	560	736	312	536	734	313	538
	Verluste	236	3	0	230	3	0	234	3	0
Nährstoffsaldo Fruchtfolge		-18	-77	-22	-4	-72	2	-6	-72	-1

Aus dem unterschiedlichen jährlichen Nährstoffverbrauch in den Versuchsvarianten und dem Nährstoffvorrat im Boden lässt sich die Verfügbarkeit der Nährstoffe unter

der Annahme, dass die Bewirtschaftung in dieser Form fortgeführt wird, berechnen. Die Nährstoffverfügbarkeit in den Varianten in Bezug auf die Verfügbarkeit von Steinsalz als Referenzsubstanz (1000 Jahre) ergab für die Pflugvariante Äquivalenzfaktoren von 7,53 für Phosphor und 2,14 für Kalium und damit eine Ressourcenbeanspruchung von 579 kg $NaCl/ha$ für Phosphor und 47 kg $NaCl/ha$ für Kalium (Tabelle 61). Für die Grubbervariante lässt sich entsprechend für Phosphor ein Ressourcenbeanspruchung von 505 kg $NaCl/ha$ berechnen und für die Mulchsaatvariante für Phosphor und Kalium ein Ressourcenbeanspruchung von 513 kg $NaCl/ha$ bzw. 0,05 kg $NaCl/ha$. In der GV wurde für Kalium ein positiver Bilanzsaldo berechnet, dadurch fand keine Nährstoffbeanspruchung aus dem Bodenvorrat statt. Die Nährstoffverfügbarkeit ist damit, wenn die aktuelle Bewirtschaftung beibehalten wird, unendlich.

Tabelle 61: Ressourcenbeanspruchung an Phosphor und Kalium aus dem Boden in den unterschiedlichen Versuchsvarianten

	Pflug		Grubber	Mulchsaat	
	P_2O_5	K_2O	P_2O_5	P_2O_5	K_2O
Nährstoffverbrauch (kg/ha*a)	19,22	5,46	17,95	18,10	0,14
Nährstoffvorrat (kg/ha)	2552,00	2611,00	2552,00	2552,00	2611,00
Nährstoffverfügbarkeit (a)	132,78	467,61	142,17	140,99	18903,70
Äquivalenzfaktor Ressourcenbeanspruchung	7,53	2,14	7,03	7,09	0,05
Ressourcenbeanspruchung Fruchtfolge ($NaCl/ha$)	579,01	46,68	505,02	513,50	0,03

Die **Humusbilanz** für die Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW auf dem Betrieb Lehr zeigte ein Defizit von 1,56 Humuseinheiten auf. Diese entsprach einem Defizit an Humus C von 226,56 kg/ha*a und an Humus N von 19,53 kg/ha*a. Der Verbrauch an Humus durch den Anbau von ausschließlich humuszehrenden Fruchtarten, konnte durch den Anbau von Senf als Zwischenfrucht sowie die Gülle- und Strohdüngung nicht vollständig ausgeglichen werden (Tabelle 62).

Tabelle 62: Humusbilanz für die Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW in dem Versuchsbetrieb Lehr

	Humusfaktor	eingesetzte Menge	Humuseinheiten
Humuszehrend			
ZR			-2,30
WW			-0,70
Silomais			-1,35
WW			-0,70
Humusmehrend			
Senf			0,30
Gülle gemischt 7,5% (m ³)	0,015 pro m ³	76,50	1,15
Stroh (t)	0,12 pro t	17,00	2,04
Saldo, Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW			-1,56
Verbrauch Humus C (kg/ha*a)			226,56
Verbrauch Humus N (kg/ha*a)			19,53

Der Verbrauch an Humus C war in allen drei Bodenbearbeitungsvarianten gleich. Einem Vorrat an Humus C von 118320 kg/ha stand ein Verbrauch von 227 kg /ha*a gegenüber (Tabelle 63). Wird der Anbau in der betrachteten Weise beibehalten, ergibt sich eine Verfügbarkeit an Humus C von 522 Jahren. Im Verhältnis zur Verfügbarkeit von Steinsalz als Referenzsubstanz (1000 Jahre) ergibt sich ein Äquivalenzfaktor von 1,91. Die Ressourcenbeanspruchung betrug demzufolge 434 kg NaCl/ha*a. Zum Verbrauch an Humus N von 19,5 kg /ha*a infolge des negativen Humussaldos in der Fruchtfolge wurde der Verbrauch an Humus N auf Grund einer zu geringen Stickstoffdüngung von 4,4 kg N/ha*a in der Pflugvariante, 1,0 kg N/ha*a in der Grubbervariante und 1,5 kg N/ha*a in der Mulchsaatvariante hinzugezählt. Dementsprechend war die Ressourcenbeanspruchung in der Pflugvariante etwas höher als in der Grubber- und Mulchsaatvariante.

Tabelle 63: Ressourcenbeanspruchung an Humus C und Humus N in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW bei drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten in dem Betrieb Lehr pro Hektar und Jahr

	Pflug		Grubber		Mulchsaat	
	Humus C	Humus N	Humus C	Humus N	Humus C	Humus N
Humusvorrat (kg/ha)	118.320	10.200	118.320	10.200	118.320	10.200
Humusverbrauch (kg/ha*a)	227	24	227	20	227	21
Verfügbarkeit (a)	522	426	522	498	522	485
Äquivalenzfaktor	1,91	2,35	1,91	2,01	1,91	2,06
Ressourcenbeanspruchung (kg NaCl/ha*a)	434	56	434	41	434	43

Bei der Ressourcenbeanspruchung an mineralischen **Düngerrohstoffen**, hierzu gehören Kaliumchlorid, Kalkstein, Schwefel und Rohphosphat, bestanden durch die gleich hohe Düngung zwischen den Varianten keine Unterschiede pro Hektar. Bezogen auf den Ertrag war die Ressourcenbeanspruchung an Düngerrohstoffen mit 640 kg NaCl/100 GE in der Mulchsaatvariante leicht geringer als in der Pflugvariante mit 646 kg NaCl/100 GE und 677 kg NaCl/100 GE in der Grubbervariante (Abbildung 22).

Der Verbrauch an **Eisen** durch den Einsatz von Maschinen und Geräten war mit 646 kg NaCl/ha ca. 15 kg NaCl/ha niedriger als in der Pflug- und Grubbervariante. Der leicht höhere Verbrauch in der Grubbervariante ergab sich aus dem höheren Maschineneinsatz, da eine intensivere Lockerung des Bodens als bei der Mulchsaatvariante durchgeführt wurde (siehe auch Anhang 14-16).

Insgesamt betrug die Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern in der Mulchsaatvariante 2097 kg NaCl/100 GE, in der Grubbervariante 13020 kg NaCl/100 GE und in der Pflugvariante 21123 kg NaCl/100 GE.

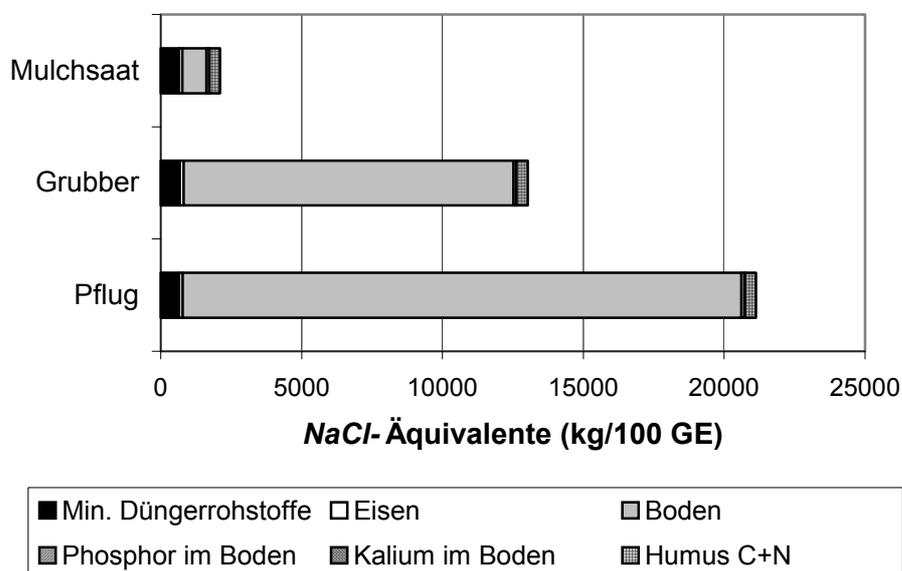


Abbildung 22: Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern pro 100 Getreideeinheiten (GE) in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW in den unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten

3.3.9 Zusammenfassung

Betrachtet man die verschiedenen Wirkungskategorien insgesamt, waren die potentiellen Umweltwirkungen bei der Bodenbearbeitungsvariante Grubber außer bei der Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern leicht höher, in Bezug auf die Getreideeinheit als funktionelle Einheit. Insgesamt sind die Unterschiede aber nur sehr gering.

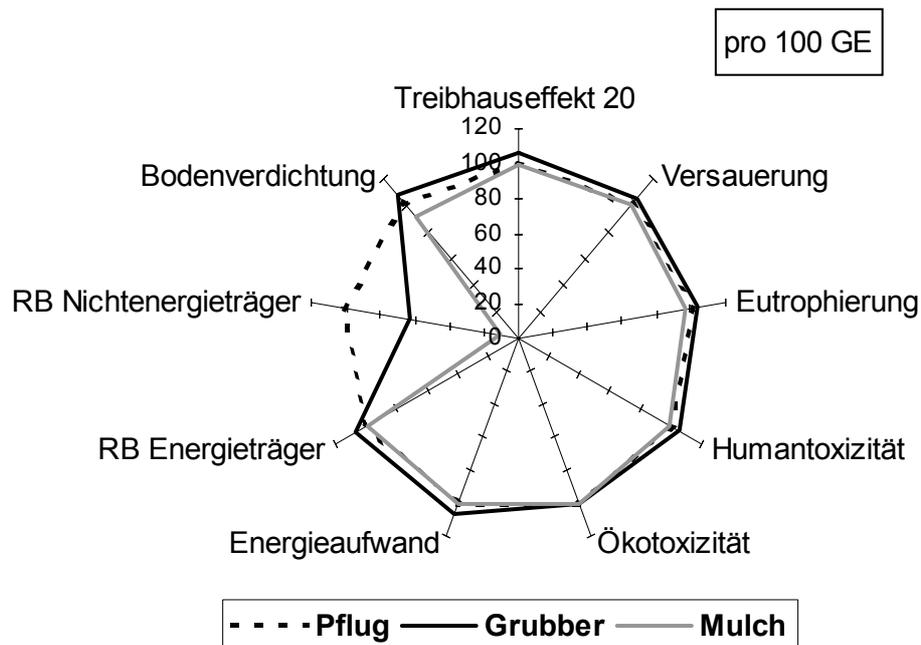


Abbildung 23: Vergleich des prozentualen Anteils in den verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten in Bezug auf den Ertrag in Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Vergleichsgröße Variante Pflug gleich 100%.

Der geringere Wert bei der Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern in der Grubber- und Mulchsaatvariante gegenüber der Pflugvariante lässt sich vor allem auf den geringeren Bodenabtrag zurückführen. In den Wirkungskategorien, in denen der überwiegende Teil der Emissionen auf die Düngung zurückzuführen war, wie beim Treibhauseffekt, Versauerung, Ozonabbau, Human- und Ökotoxizität, wurden von der Grubbersvariante über die Pflugvariante zur Mulchsaatvariante leicht abnehmende Umweltwirkungen bilanziert. Da die Düngung in den Varianten gleich war, wird dieses Ergebnis hauptsächlich vom unterschiedlichen Ertrag beeinflusst, der in der Grubbersvariante kleiner als in der Pflugvariante und hier wiederum etwas kleiner als in der Mulchsaatvariante war. In der Mulchsaatvariante sind in allen Umweltwir-

kungskategorien die Wirkungen nahezu gleich groß wie in der Pflugvariante. Die geringere Bodenbelastung in der Mulchsaatvariante entsteht dadurch, dass keine Grundbodenbearbeitung stattfindet, um die Zwischenfrucht einzuarbeiten und aufgrund der höheren Tragfähigkeit des Bodens bei der Aussaat im Mulchsaatverfahren.

3.3.10 Ökoeffizienz mit und ohne MEKA Prämien

Werden die Aussagen hinsichtlich der Umweltwirkungen eines Prozesses als Ergebnisse einer Ökobilanz mit einer ökonomischen Größe verknüpft, kann damit die Ökoeffizienz ausgedrückt werden. Die Ökoeffizienz ist letztendlich die Größe, die für den Landwirt entscheidend ist, da es beim Umweltmanagement nicht um eine Verbesserung der Umweltsituation um jeden Preis geht, sondern ökonomische Aspekte mit berücksichtigt werden sollen. Zur Berechnung der Ökoeffizienz wurde der Deckungsbeitrag (Berechnung siehe Kapitel 32) als funktionelle Einheit eingesetzt. Die Unterschiede zwischen den Varianten werden deutlicher als bei den Ökobilanzen, in denen der Ertrag als funktionelle Einheit dient.

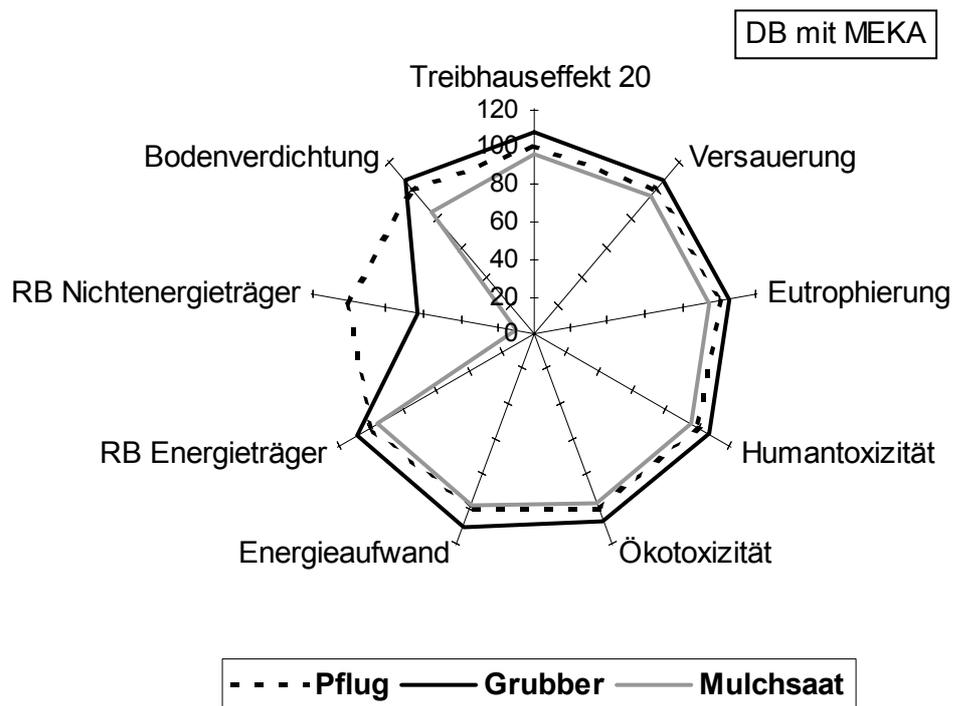


Abbildung 24: Prozentuale Anteile in den verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten in dem Betrieb Lehr in Bezug auf den Deckungsbeitrag (DB) incl. MEKA Prämien beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Vergleichsgröße Variante Pflug gleich 100%.

Insgesamt liegen die Unterschiede zwischen den Varianten unter 20%, außer in der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung (RB) von Nichtenergieträgern, und

sind damit immer noch als eher gering einzustufen. Bei der Berechnung der Deckungsbeiträge wurden Leistungen in Form von MEKA Prämien berücksichtigt, mit welchen in Baden-Württemberg Maßnahmen für einen marktentlastenden und umweltgerechteren Anbau unterstützt und dabei auftretende Ertragsverluste ausgeglichen werden sollen. In allen drei Versuchsvarianten wurde die Zahlung von MEKA Prämien für die Begrünung mit Zwischenfrüchten vor Sommerungen berücksichtigt. In der Mulchsaatvariante wurde zudem eine Mulchsaatprämie gezahlt, wodurch der Deckungsbeitrag nach MEKA I in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW um ca. 120 € höher war. Bei einem Deckungsbeitrag von rund 6000 € entspricht dies 2 %. Die Ergebnisse der Ökobilanz der Pflug- und Mulchsaatvariante gleichen sich damit einander an (Abbildung 25). Die MEKA Prämie für Mulchsaat unterstützt somit die Ökoeffizienz der umweltgerechteren Variante und ist hinsichtlich der Förderung eines umweltgerechteren Anbaus, insbesondere im Bereich Ressourcenbeanspruchung und mechanische Bodenbelastung, gerechtfertigt.

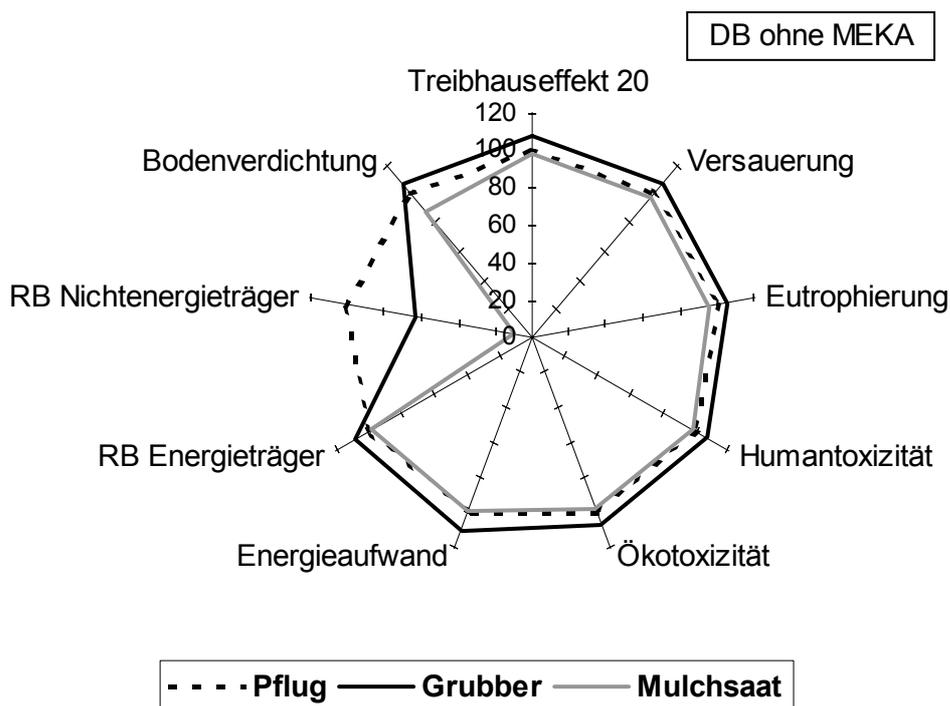


Abbildung 25: Prozentuale Anteile in den verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten in dem Betrieb Lehr in Bezug auf den Deckungsbeitrag (DB) ohne MEKA Prämien beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Vergleichsgröße Variante Pflug gleich 100%.

3.4 Ökobilanz – Vergleich der Betriebe

Der Vergleich der drei Betriebe soll es dem Verbraucher oder der weiterverarbeitenden Lebensmittelindustrie ermöglichen, Umweltwirkungen, die mit dem Anbau der Kulturen verbunden sind, abzuschätzen. Die Ergebnisse könnten eingesetzt werden als Marketinginstrument, z.B. bei der Direktvermarktung von Getreide, als Information für den Kunden oder als Grundlage für eine Umweltprämie, die einen Bestandteil bei der Festsetzung von Erzeugerpreisen durch die weiterverarbeitende Industrie bilden könnte. Die mit der Produktion verbundenen potentiellen Umweltbelastungen werden auf eine bestimmte Größe, die funktionelle Einheit, bezogen. Als funktionelle Einheit können die Anbaufläche in ha, der Naturalertrag in Dezitonnen oder Getreideeinheiten (GE) oder der Deckungsbeitrag (DB) verwendet werden. Einen Überblick der Ertragszahlen für die drei Betriebe gibt Tab. 64. Nähere Angaben zur Berechnung des Deckungsbeitrages werden in Kapitel 3.4.11 gemacht.

Tabelle 64: Ertragszahlen der Vergleichsbetriebe für die dreigliedrige Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen, Wintergerste

Betrieb	Fruchtart	Ertrag dt/ha	Ertrag GE/ha	Deckungsbeitrag €/ha
Lehr, intensiv	Zuckerrübe	102 ¹⁾	162	2158,62
	Winterweizen	78	83	596,91
	Wintergerste	75	75	519,57
			Σ 320	Σ 3275,10
Erb, Mulchsaat	Zuckerrübe	102 ¹⁾	162	2410,73
	Winterweizen	75	80	709,99
	Wintergerste	70	70	488,00
			Σ 312	Σ 3608,72
Wolz, extensiv	Zuckerrübe	85 ¹⁾	135	1782,35
	Winterweizen	55	59	1230,49
	Wintergerste	70	70	389,27
			Σ 264	Σ 3402,11

¹⁾Zuckerertrag

Die funktionelle Einheit als Bezugsgröße für Energie- und Stoffströme, die in einem Produktionsverfahren bilanziert werden, hat einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse der Ökobilanz (siehe Kap. 3.5.1). Beim Vergleich der potentiellen Wirkungen der drei Betriebe werden die Wirkungsäquivalente der unterschiedlichen Wirkungskategorien auf den Ertrag je 100 Getreideeinheiten (100 GE) bezogen. Dabei

werden die Umweltbelastungen, die durch den Anbau der Feldfrüchte entstehen, in vier Gruppen von Anbaumaßnahmen zusammengefasst. Gruppieren werden Maßnahmen zur Bodenbearbeitung und Aussaat, zur Düngung, zum Pflanzenschutz sowie zur Ernte und dem Transport der Ernteprodukte.

3.4.1 Sachbilanzergebnisse

Der Wirkungsabschätzung liegen die Ergebnisse der Sachbilanz für die Betriebe in der Fruchtfolge ZR, WW und WG zugrunde. Dabei wird als Input in das Produktionssystem die Beanspruchung von energetischen und nichtenergetischen Ressourcen bilanziert, die mit der Bereitstellung und dem Einsatz der Produktionsmittel sowie dem direkten Anbau der Feldfrüchte verbunden sind.

Tabelle 65: Input in das Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, WG in den drei Vergleichsbetrieben

Input	Einheit	Lehr	Erb	Wolz
Kumulierter Energieaufwand	MJ	4,76E+04	4,10E+04	3,76E+04
Ressourcen Energieträger				
Erdölgas	Nm ³	1,77E+01	1,84E+01	1,56E+01
Grubengas	kg	1,70E+00	1,52E+00	1,38E+00
Rohgas	Nm ³	5,39E+02	4,94E+02	4,12E+02
Rohöl	kg	3,63E+02	3,79E+02	3,22E+02
Rohbraunkohle	kg	1,56E+02	1,39E+02	1,22E+02
Rohsteinkohle	kg	2,25E+02	2,01E+02	1,84E+02
Uran ab Erz	kg	8,55E-03	7,54E-03	6,77E-03
Ressourcen Nichtenergieträger				
Kaliumchlorid	kg	1,29E+02	0,00E+00	9,68E+01
Kalkstein	kg	3,76E+02	2,81E+02	2,89E+02
Schwefel	kg	2,16E+01	0,00E+00	0,00E+00
Rohphosphat	kg	7,28E+01	0,00E+00	0,00E+00
Eisen	kg	3,48E+01	3,67E+01	3,47E+01
Boden	kg	3,11E+04	6,09E+03	6,70E+03
Phosphor im Boden	kg	4,32E+01	1,37E+02	1,01E+02
Kalium im Boden	kg	5,52E+01	3,83E+02	1,44E+02
Humus N	kg	8,85E+01	1,83E+02	1,14E+02
Humus C	kg	1,03E+03	1,92E+03	1,32E+03
Anbaufläche	ha	1	1	1

Tabelle 66: Output aus dem Produktionssystem pro Hektar beim Anbau von ZR, WW, WG in den drei Vergleichsbetrieben

Output	Einheit	Lehr	Erb	Wolz
Emissionen Luft				
Kohlendioxid	kg	1,92E+03	1,82E+03	1,64E+03
Methan	kg	6,36E+00	5,82E+00	5,04E+00
Distickstoffoxid	kg	1,58E+01	1,39E+01	1,09E+01
Perfluormethan	kg	2,33E-04	1,54E-04	1,33E-04
Perfluorethan	kg	8,21E-05	4,01E-05	3,57E-05
Stickoxide	kg	2,62E+02	1,91E+01	1,68E+01
Schwefeloxide	kg	5,03E+00	4,25E+00	3,25E+00
Ammoniak	kg	8,02E+01	6,00E+01	3,71E+01
Salzsäure	kg	1,05E-01	8,94E-02	8,82E-02
Fluorwasserstoff	kg	8,23E-03	7,07E-03	6,61E-03
Schwefelwasserstoff	kg	1,04E-02	9,08E-03	7,71E-03
Phosphor	kg	2,40E-01	1,61E-04	1,58E-04
Kohlenmonoxid	kg	4,27E+00	4,22E+00	3,79E+00
Partikel	kg	2,71E+00	2,58E+00	2,25E+00
Quecksilber	kg	2,95E-02	2,46E-04	2,24E-04
Blei	kg	1,27E-01	3,50E-04	2,93E-04
Emissionen Wasser				
Ammoniak	kg	2,28E-02	2,34E-02	2,02E-02
Nitrate in Wasser	kg	2,05E+02	1,62E+02	7,64E+01
Phosphat	kg	8,26E+00	1,18E+00	2,20E-01
Fluoride	kg	5,73E+00	1,45E-03	1,29E-03
Sulfide	kg	4,54E-04	4,64E-04	3,88E-04
Phenol	kg	2,52E-03	2,58E-03	2,18E-03
Fette und Öle gesamt	kg	2,64E-01	2,76E-01	2,43E-01
<i>Schwermetallionen gesamt</i>	kg	<i>6,87E-02</i>	<i>1,47E-02</i>	<i>1,35E-02</i>
Emissionen Boden				
<i>Schwermetalle gesamt</i>	kg	<i>1,06E+00</i>	<i>3,61E-01</i>	<i>2,18E+00</i>
Emissionen Luft, Wasser, Boden				
<i>PSM gesamt</i>	kg	<i>1,10E+01</i>	<i>9,71E+00</i>	<i>6,01E+00</i>
Haupterntegut				
Zuckerrüben	dt	600	600	500
Winterweizen	dt	78	75	55
Wintergerste	dt	75	70	70
Nebenerntegut				
Stroh	dt	75	137,5	119,5
Anbaufläche	ha	1	1	1

Als Output werden Emissionen in Luft, Wasser und Boden sowie das Erntegut und die Anbaufläche bilanziert. Die Emissionen einiger Stoffgruppen werden aus Gründen der Übersichtlichkeit zusammen angegeben (Tab. 66). Die Emissionen mit ähn-

lichen Wirkungen wurden anhand von Wirkungsäquivalenten gewichtet und in Wirkungskategorien zusammengefasst. Insgesamt ist zu sehen, dass die Emissionen im Betrieb Lehr (intensiv) höher waren als im Betrieb Erb (Mulchsaat) und hier wiederum höher als im Betrieb Wolz (extensiv). Ausnahmen bildete dabei Ammoniak, Sulfide, Phenol sowie Fette und Öle als Emissionen in Wasser. Diese waren im Betrieb Erb (Mulchsaat) leicht höher als im Betrieb Lehr (intensiv).

3.4.2 Kumulierter Energieaufwand

Der **kumulierte Energieaufwand (KEA)** im Betrieb Lehr (intensiv) war mit insgesamt 14,9 GJ/100 GE am höchsten gegenüber 14,2 GJ/100 GE in den Betrieben Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv). Der größte Anteil des Energieaufwandes erfolgte durch die Bereitstellung und Ausbringung der Düngemittel. Der Energieaufwand für die **Düngung** im Betrieb Lehr mit 8441 MJ/100 GE war durch den jährlichen Einsatz von Volldünger als Grunddüngung am höchsten. Im Betrieb Erb (7162 MJ/100 GE) mit etwa gleich hoher Stickstoffdüngung wurde auf die Grunddüngung mit Phosphor und Kalium verzichtet, da bei einem hohen Versorgungsgrad der Böden im Betrieb die Zufuhr über organischen Dünger ausreichend war. Die Höhe der Grunddüngung aufgrund des unterschiedlichen Versorgungsgrades der Böden verringert hier den Energieaufwand für die Düngung um ca. 15 %. Die Grunddüngung hängt im Betrieb Erb nicht ursächlich mit dem aktuellen Bewirtschaftungssystem zusammen, sondern wird von einer Überdüngung in früheren Jahren beeinflusst. Um diesen Aspekt zu quantifizieren, werden als Variante Ökobilanzen für die Betriebe gerechnet, bei denen von einer ausgeglichenen Grunddüngung mit Phosphor und Kalium ausgegangen wird (siehe Kap. 3.4.10). Der Energieeinsatz für die Düngung von 7298 MJ/ 100 GE im Betrieb Wolz ist aufgrund des geringeren Ertrags höher als im Betrieb Erb, obwohl der mengenmäßige Einsatz der Düngemittel pro Hektar geringer ist.

Der kumulierte Energieaufwand für den **Pflanzenschutz** mit 860 MJ/100 GE war im Betrieb Wolz (extensiv) um ein Drittel niedriger als in den anderen Betrieben. Grund hierfür ist zum größten Teil der Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel im Winterweizenanbau. Bei der **Bodenbearbeitung und Aussaat** ergab sich ein geringere Energieaufwand im Betrieb Wolz maßgeblich durch den geringeren Treibstoffeinsatz von 72,3 kg/ha in der Fruchtfolge, gegenüber 91,2 kg/ha im Betrieb Erb und

90,7 kg/ha im Betrieb Lehr. Die Unterschiede waren u.a. begründet durch die unterschiedliche Stoppelbearbeitung in den Betrieben und den dazu notwendigen Treibstoffaufwand. Der Betrieb Wolz bearbeitete die Stoppel nur einmal mit einer Kombination aus Vorgrubber und Rototiller (10,98 kg Diesel/ha in der Fruchtfolge), der Betrieb Erb bearbeitete zweimal mit einer Großfederzahnegge (12,89 kg Diesel/ha in der Fruchtfolge) und der Betrieb Lehr bearbeitete ebenfalls zweimal, jedoch mit dem Grubber (27,94 kg Diesel/ha in der Fruchtfolge). Der dennoch hohe Energieaufwand auf dem Betrieb Erb entsteht durch die Saatbettbereitung zur Zwischenfrucht mit Kreiselegge und dem Abschlegeln der Zwischenfrucht im Winter. In Bezug auf den Ertrag ist jedoch der Energieaufwand für Bodenbearbeitung und Aussaat im Betrieb Lehr am geringsten.

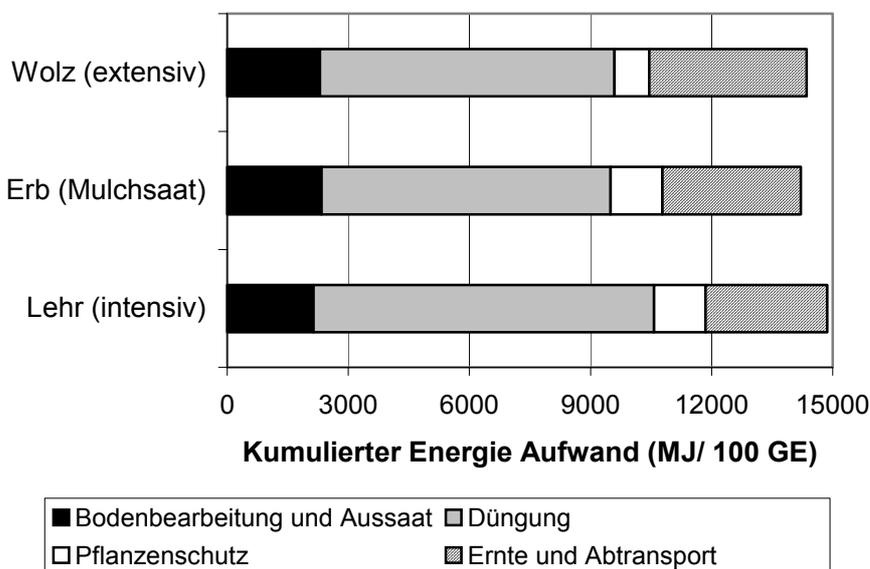


Abbildung 26: Kumulierter Energieaufwand bezogen auf den Ertrag in Getreideeinheiten (GE) für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Der kumulierte Energieaufwand bei **Ernte- und Transportarbeiten** wurde, wie bei der Bodenbearbeitung und Aussaat, vom Einsatz der Maschinen bestimmt. Grund für den höheren Energieaufwand in den Betrieben Wolz und Erb gegenüber dem Betrieb Lehr war der höhere Energieaufwand bei der Getreideernte. Mit zunehmender Schnittbreite der Mähdrescher (Lehr < Wolz < Erb) nimmt der Maschinen- und Treibstoffeinsatz pro Hektar zu. Der höhere Energieaufwand durch die Ernte des Weizenstrohs, das im Betrieb Lehr nicht geerntet wird, wird durch die Allokation des Energieaufwands auf Haupt- und Nebenerntegut nicht vollständig ausgeglichen. Der ge-

ringere Aufwand für die Getreideernte im Betrieb Lehr wurde durch einen geringeren Aufwand bei der Zuckerrübenenernte mit einem 1-Reiher, gegenüber einem 6-Reiher im Betrieb Erb ergänzt. Bei den Zuckerrübenrodern wurde nach Berechnung auf Grundlage von KTBL Angaben mit zunehmender Arbeitsbreite die eingesetzte Maschinenmasse pro ha geringer, der Treibstoffverbrauch jedoch höher (siehe auch Anhang 17-19).

3.4.3 Treibhauseffekt (20)

Der potentielle Treibhauseffekt, ausgedrückt in CO_2 -Äquivalenten, ist eng mit dem kumulierten Energieaufwand korreliert, da beim Einsatz fossiler Energieträger bei der Verbrennung Treibhausgase entstehen. Eine weitere Quelle in der Pflanzenproduktion ist die direkte Emission von Lachgas (N_2O) durch den Einsatz von Stickstoffdüngern. Die Bereitstellung (Produktion und Transport) und der Einsatz von Düngemitteln verursachten zwischen 76 und 80 % der Treibhausgasemissionen. Wesentliche Anteile hierzu haben CO_2 Emissionen, bei der Bereitstellung der mineralischen Stickstoffdünger beigetragen, sowie N_2O Emissionen als direkte Emissionen bei der Ausbringung der mineralischen N-Dünger und der organischen Dünger. Im Betrieb Wolz (extensiv), wo der Einsatz an mineralischem N-Dünger um 100 kg N/ha in der Fruchtfolge geringer war, ist das GWP der mineralischen N-Düngung um 1247 kg CO_2 /ha niedriger als im Betrieb Lehr (intensiv).

Tabelle 67: Anteile der Bereitstellung und der direkten Emissionen beim Einsatz der Düngemittel am Treibhauspotential aufgrund der Düngung in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Düngemittel	Einheit	Bereitstellung (kg CO_2 -Äq./Einheit)	Direkte Emissionen (kg CO_2 -Äq./Einheit)	Ausgebrachte Menge			Treibhauspotential		
				(Einheiten/ha)			(kg CO_2 -Äq. /ha)		
				Wolz	Erb	Lehr	Wolz	Erb	Lehr
KAS	kg N	4,216	5,488	330	320	430	3202	3105	4173
AHL flüssig	kg N	5,509	5,488	-	90	-	-	990	-
TSP	kg P	3,200	0,000	-	-	35	-	-	112
Kalium	kg K_2O	0,739	0,000	60	-	80	44	-	59
Gülle gemischt	m^3	3,322	21,812	15	-	40	377	-	1005
Gülle Schwein	m^3	3,322	30,016	-	22	-	-	733	-
Mist	t	3,429	30,800	15	-	-	462	-	-

Bezogen auf den Ertrag war der potentielle Treibhauseffekt im Betrieb Lehr mit 2087 kg CO_2 /100 GE am höchsten, gegenüber 1936 kg CO_2 /100 GE im Betrieb Erb

(Mulchsaat) und 1880 kg CO₂/100 GE im Betrieb Wolz (Abbildung 27). Die Unterschiede aufgrund von Arbeitsgängen zur Bodenbearbeitung und zum Pflanzenschutz zwischen den Betrieben Lehr und Erb waren nur relativ gering. Zwischen den Betrieben Lehr und Wolz bestand beim Pflanzenschutz durch den Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz im Winterweizen ein um 17 kg CO₂/100 GE geringeres Treibhauspotential. Unterschiede zwischen den Betrieben durch Arbeitsgänge zur Ernte und zum Transport traten durch die beim Kumulierten Energieaufwand angegebenen Unterschiede beim Einsatz der Maschinen auf.

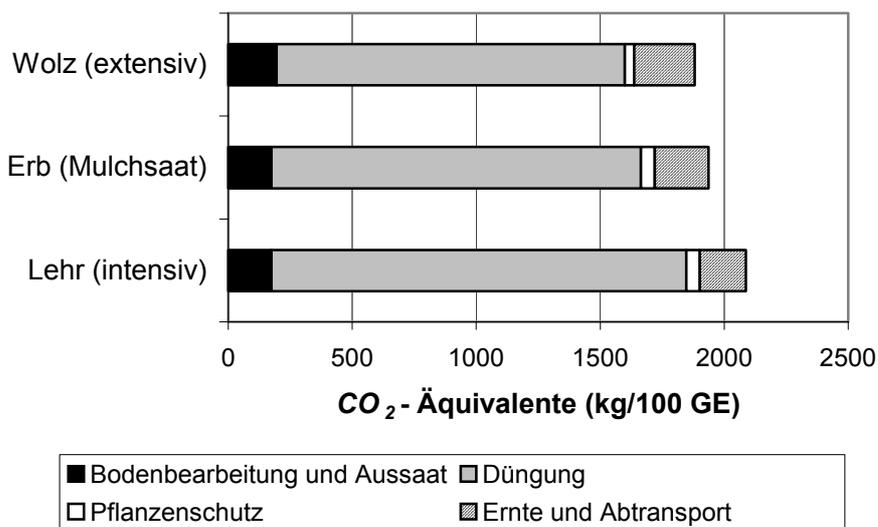


Abbildung 27: Potentieller Treibhauseffekt pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in den drei Vergleichsbetrieben

3.4.4 Versauerung

Die potentielle Versauerung umfasst den Eintrag von Stoffen über die Luft (NO_x, SO₂, H₂S, NH₃, HCl, HF) und das Wasser (Sulfide), die als Säuren in der Umwelt wirksam werden. Sie werden als SO₂-Äquivalente zusammengefasst. Im Betrieb Lehr (intensiv) wurden mit 53 kg SO₂/100 GE die höchste potentielle Versauerung bilanziert, gegenüber 42 und 32 kg SO₂/100 GE in den Betrieben Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv). Dabei verursachte die Düngung zwischen 89 % (Betrieb Wolz) und 94 % (Betrieb Lehr) der SO₂-Äquivalente (Abbildung 18). Die Hauptbelastung entstand dabei durch direkte Emissionen beim Einsatz der organischen Dünger infolge der Abgabe von Ammoniak in die Luft (Tabelle 68).

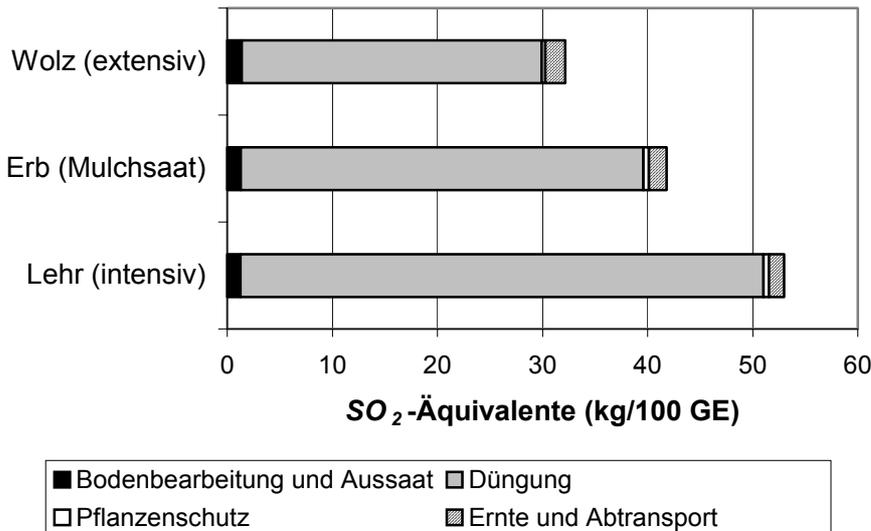


Abbildung 28: Potentielle Versauerung pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Das höhere Versauerungspotential (acidification potential, AP) der Düngung im Betrieb Lehr von 160 kg SO₂/ha wurde hauptsächlich durch die Düngung der Zwischenfrucht vor Zuckerrüben mit 40 m³ Gülle erreicht. Das damit verbunden AP von 111 kg SO₂/ha entstand zu 99,1 % durch direkte Emissionen von Ammoniak bei der Ausbringung der Gülle. Im Betrieb Erb wurden in der Fruchtfolge 22 m³ Schweinegülle eingesetzt und im Betrieb Wolz 15 m³ gemischte Gülle sowie 15 t Festmist. Das Versauerungspotential für die gesamte Düngung war mit 123 kg SO₂/ha (Erb) und 76 kg SO₂/ha (Wolz) entsprechend niedriger. Der geringere Wert im Betrieb Wolz wurde zudem durch die niedrigere mineralische Stickstoffdüngung von 330 kg N/ha in der Fruchtfolge erreicht. Die Verwendung von 90 kg N in Form von Harnstoff und 320 kg N als Kalkammonsalpeter (KAS) im Betrieb Erb führte zu einem AP von 27,53 kg SO₂/ha. Die ausschließliche Verwendung von KAS im Betrieb Lehr hingegen ergab trotz einer um 20 kg N/ha höheren Menge 19,26 kg SO₂/ha. Das höhere AP bei der Verwendung von Ammonium-Harnstoff Lösung (AHL) kommt von höheren Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von AHL gegenüber KAS.

Tabelle 68: Anteile der Bereitstellung und der direkten Emissionen beim Einsatz der Düngemittel am Versauerungspotential aufgrund der Düngung in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Düngemittel	Einheit	Bereitstellung (kg SO ₂ -Äq./Einheit)	Direkte Emissionen	Ausgebrachte Menge (Einheiten/ha)			Versauerungspotential (kg SO ₂ -Äq./ha)		
				Wolz	Erb	Lehr	Wolz	Erb	Lehr
KAS	kg N	0,013	0,032	330	320	430	14,78	14,34	19,26
AHL	kg N	0,023	0,123	-	90	-	-	13,19	-
TSP	kg P	0,058	0,000	-	-	35	-	-	2,03
Kalium	kg K ₂ O	0,001	0,000	60	-	80	0,08	-	0,11
Gülle gemischt	m ³	0,025	3,423	15	-	40	51,73	-	137,94
Gülle Schwein	m ³	0,025	4,337	-	22	-	-	95,97	-
Festmist	t	0,026	0,572	15	-	-	8,97	-	-

3.4.5 Eutrophierung

Die potentielle Eutrophierung von Ökosystemen durch Stickstoff- und Phosphorverbindungen erfolgt hauptsächlich durch den Austrag von Stickstoffverbindungen bei der Düngung in die Luft, von Nitrat in Gewässer und den Austrag von Phosphat aufgrund von Bodenerosion. Im Betrieb Lehr (intensiv) war mit dem Anbau von Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste das höchste Eutrophierungspotential (NP, nutrition potential) von 18,6 kg PO₄/100 GE verbunden. Das NP im Betrieb Erb (Mulchsaat) betrug 13,5 kg PO₄/100 GE, im Betrieb Wolz 9,2 kg PO₄/100 GE.

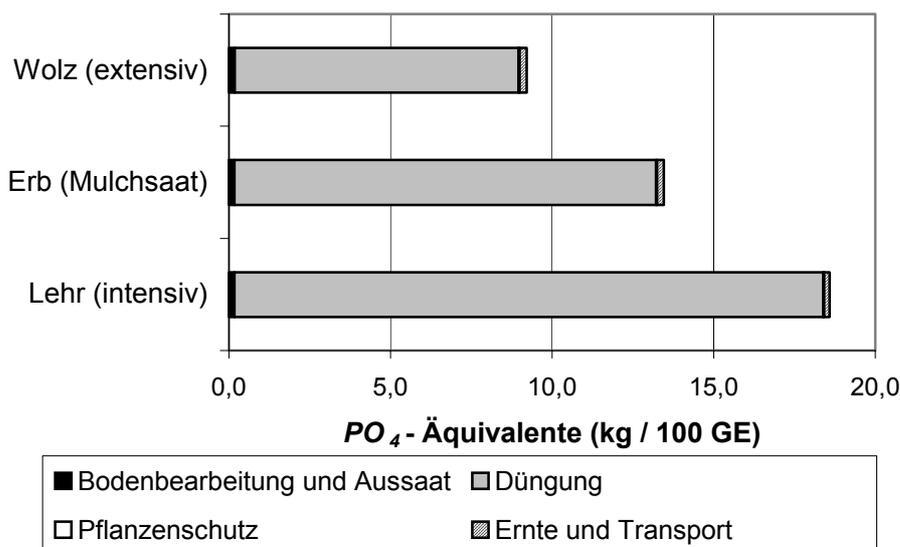


Abbildung 29: Eutrophierung pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Dabei spielten direkte Emissionen beim Anbau mit Anteilen zwischen 80,2 % und 76,2 % eine große Rolle (Tabelle 69). Ursachen für das höhere NP im Betrieb Lehr waren zum Einen, wie schon bei der Versauerung, die Emissionen von Ammoniak bei der Ausbringung einer größeren Menge an Wirtschaftsdünger als in den anderen beiden Betrieben. Zum Anderen lag die Ursache in den höheren direkten Emissionen beim Anbau, in Form von Nitrat und Phosphat. Das NP aufgrund des Nitrataustrags der Betriebe verlief parallel zum Stickstoffdüngungsniveau. Bei einer Stickstoffdüngung von 430 kg N/ha in der Fruchtfolge ZR, WW, WG im Betrieb Lehr kam es zu einem NP durch Nitrataustrag von 15,1 kg PO_4 /ha. Bei einer Düngung von 410 kg N/ha (Erb) entstanden hingegen 10,6 kg PO_4 /ha und bei 330 kg N/ha (Wolz) 5,6 kg PO_4 /ha. Im Betrieb Lehr (Pflugwirtschaft) mit einem potentiellen Bodenabtrag von 10,4 t/ha*a war ein Austrag von 3,0 kg/ha Phosphat in der Fruchtfolge ZR, WW, WG verbunden. Im Mulchsaatbetrieb Erb war der Bodenabtrag mit 2,0 t/ha*a geringer, durch den relativ hohen Phosphatgehalt im Boden wurde dennoch ein Phosphataustrag von 2,4 kg/ha erreicht. Der geringste Phosphataustrag fand im Betrieb Wolz mit 1,4 kg/ha bei einem Bodenabtrag von 2,3 t/ha*a statt. Indirekte Emissionen entstanden hauptsächlich bei der Produktion der Düngemittel. Diese umfassten hauptsächlich Ammoniakemissionen bei der Produktion von KAS, Phosphat-emissionen bei der Produktion von TSP und Stickoxidemissionen bei der Produktion der mineralischen Dünger und der Aufbereitung der organischen Dünger.

Tabelle 69: Anteil von direkten und indirekten Emissionen am Eutrophierungspotential in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Betrieb	Direkte Emissionen			Indirekte Emissionen	Gesamte Emissionen	Direkte Emissionen (%)
	NH ₃	NO ₃	PO ₄			
Eutrophierungspotential (kg PO ₄ -Äquivalent/ha)						
Lehr	27,3	15,1	3,0	14,2	59,6	76,2
Erb	20,5	10,6	2,4	8,5	42,0	79,8
Wolz	12,4	5,6	1,4	4,8	24,2	80,2

Da sowohl in den Wirkungskategorien Treibhaus und Versauerung wie auch bei der Eutrophierung die direkten Emissionen an Ammoniak und Lachgas einen großen Teil der Wirkungspotentiale verursachen, werden in diesem Bereich Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Dabei wird geprüft, welchen Einfluss die angewandten Modelle zur Abschätzung dieser Emissionen auf die Ergebnisse der Ökobilanz haben (Kap. 3.5.2 und 3.5.3).

3.4.6 Human- und Ökotoxizität

Toxische Stoffe gelangen auf unterschiedlichen Pfaden zu den hier betrachteten Schutzgütern, der menschlichen Gesundheit (Humantoxizität) und den Organismen im Boden und den Gewässern (Ökotoxizität). Hierbei werden Luftschadstoffe, Schwermetalle und Pestizide als toxische Stoffe bilanziert. Zur Berechnung der Toxizitätsäquivalente der emittierten Stoffe und deren Ausbreitung in der Umwelt bestehen unterschiedliche Modelle. Da die Ausbreitung der Stoffe von sehr komplexen Mechanismen bezüglich dem Abbau und Transport der Stoffe in unterschiedlichen Medien abhängt, kommen bei der Berechnung der Toxizitätsäquivalente die verschiedenen Modelle zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Anders als in anderen Umweltkategorien ist bei der Human- und Ökotoxizität der Harmonisierungsprozess, die Entscheidung, welche Modelle und Werte bei der Ökobilanzierung eingesetzt werden, noch nicht abgeschlossen. In dieser Ökobilanz wird das Modell der Critical-Surface-Time (CST) 95 verwendet (siehe S. 52). Der Vergleich mit einem anderen Modell findet anhand einer Sensitivitätsanalyse in Kap. 3.5.4 statt.

Beim Humantoxizitätspotential (HTP) wurden die Belastungen in den drei Betrieben zu 98-99 % durch die Düngung verursacht. Ursache hierfür waren die Schwermetallgehalte der eingesetzten mineralischen und organischen Düngemittel, die bei der Düngerausbringung in die Umwelt gelangten. Bei der Düngerbereitstellung entstanden demgegenüber nur geringe humantoxische Belastungen.

Tabelle 70: Humantoxizitätspotentiale bei der Bereitstellung und Ausbringung mineralischer und organischer Düngemittel

	Kalkammon- salpeter	Tripelsuper- phosphat	Ammonium- harnstoff	Kalium	Gülle gemischt	Schweine- gülle	Festmist
	kg Pb-Äq./kg Nährstoff				kg Pb-Äq./m ³		kg Pb-Äq./t
HTP Dünger- ausbringung	3,0847	3,0847	0,8162	1,7596	59,6841	26,7368	119,2324
HTP Dünger- bereitstellung	<10 ⁻⁴	0,0081	0,0002	<10 ⁻⁴	0,0002	0,0002	0,0020

Im Betrieb Lehr wurden im Vergleich zu den beiden anderen Betrieben die höchsten Düngermengen pro Hektar in der Fruchtfolge ZR, WW, WG ausgebracht. Das Humantoxizitätspotential betrug hier 2114 kg Pb/100 GE. (Abbildung 30) Dabei verursachten direkte Emissionen von Schwermetallen beim Einsatz der Düngemittel einen Anteil am Humantoxizitätspotential der Düngung von 19,4 % durch den Einsatz

des Kalkammonsalpeters (KAS), von 44,5 % durch Tripelsuperphosphat (TSP) und von 35,0 % durch den Einsatz der Gülle. Dem gegenüber wurden im Betrieb Wolz 1377 kg Pb/100 GE emittiert. Dieser Betrieb hatte in der betrachteten Fruchtfolge eine um 100 kg N/ha geringere Stickstoffdüngung und keine mineralische Phosphordüngung. Durch die fehlende Düngung von mineralischem Phosphor und Kali im Betrieb Erb wurde das geringste Humantoxizitätspotential von 518 kg Pb/100 GE erreicht.

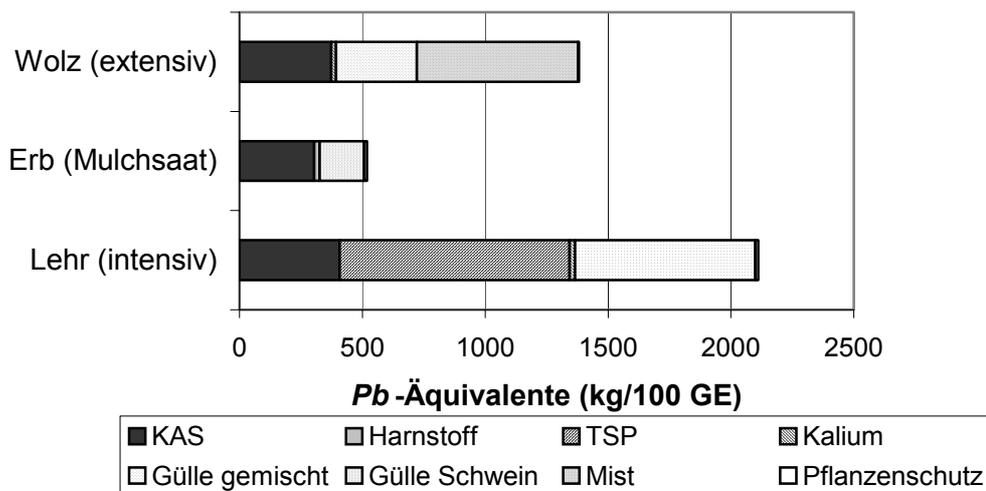


Abbildung 30: Humantoxizitätspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Anders als beim Humantoxizitätspotential wurde das höchste **Ökotoxizitätspotential** in Bezug auf ein Kilo Nährstoff nicht durch direkte Emissionen bei der Ausbringung, sondern durch Schwermetallemissionen bei der Bereitstellung (Produktion und Transport) von mineralischem Phosphordünger verursacht (Tabelle 71). Die Hauptbelastung entsteht beim Transport des Phosphordüngers durch die Emissionen von Quecksilber in die Luft, wobei ein Großteil des Transports auf dem Seeweg stattfindet. Aufgrund der Bedeutung des Transports der Dünger wird eine Sensitivitätsanalyse mit unterschiedlichen Datenquellen für die Düngerbereitstellung durchgeführt (Kap. 3.5.5). Das Ökotoxizitätspotential auf Grund der Bereitstellung des Phosphordüngers von 26,4 kg Zn/ha im Betrieb Lehr hat einen Anteil von 96,2 % an den Gesamtemissionen der Düngung. Bezogen auf den Ertrag wurde für den gesamten Anbau ein Ökotoxizitätspotential 8,7 kg Zn/100 GE (Lehr) errechnet.

Tabelle 71: Ökotoxizitätspotentiale bei der Bereitstellung und Ausbringung mineralischer und organischer Düngemittel

	Kalkammon- salpeter	Ammonium- harnstoff	Tripelsuper- phosphat	Kalium	Gülle gemischt	Schweine- gülle	Festmist
	kg Zn-Äquivalent./kg Nährstoff				kg Zn-Äquiv./m ³		kg Zn-Äquiv./t
ETP Dünger- ausbringung	0,0003	0,0001	0,0047	0,0001	0,0179	0,0106	0,1101
ETP Dünger- bereitstellung	<10 ⁻⁴	0,0001	0,7541	<10 ⁻⁴	0,0002	0,0002	0,0002

Im Betrieb Erb wurde infolge eines hohen Versorgungsgrades der Böden mit Phosphor und Kalium keine mineralische Düngung mit diesen Nährstoffen vorgenommen. Das Ökotoxizitätspotential betrug hier 0,3 kg Zn/100 GE. Direkte Emissionen an Schwermetallen bei der Ausbringung von Festmist verursachten im Betrieb Wolz den Großteil des Ökotoxizitätspotential von insgesamt 0,9 kg Zn/100 GE. Bei den Arbeitsgängen zur Bodenbearbeitung und Aussaat sowie zur Ernte und zum Abtransport entstanden in allen Betrieben ein Ökotoxizitätspotential von $\leq 0,01$ kg Zn/100 GE. Durch die Bereitstellung und Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln wurde ein Ökotoxizitätspotential von 0,3 kg Zn/100 GE im Betrieb Lehr, 0,2 kg Zn/100 GE im Betrieb Erb und 0,1 kg Zn/100 GE im Betrieb Wolz verursacht.

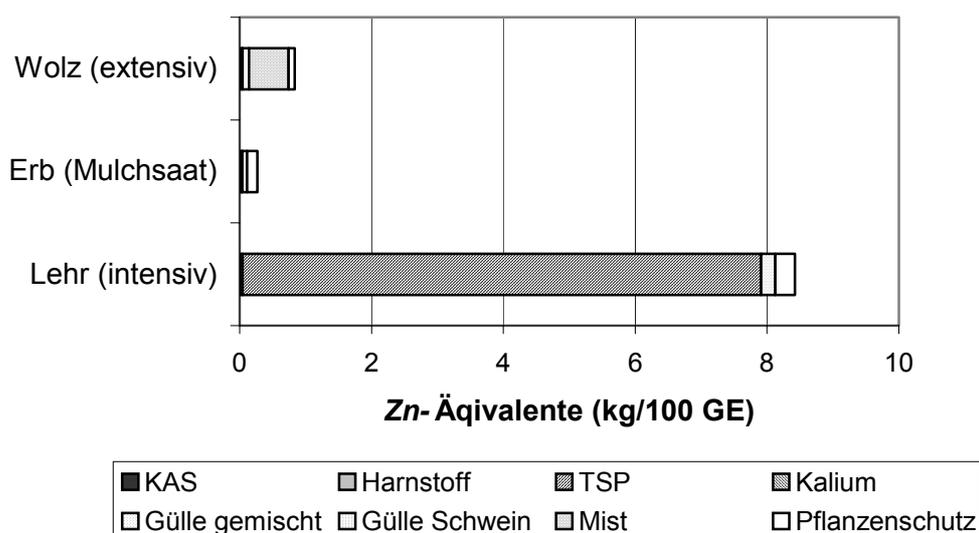


Abbildung 31: Ökotoxizitätspotential pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Die regelmäßige Grunddüngung mit Phosphor verursachte im Betrieb Lehr also ein deutlich höheres Human- und Ökotoxizitätspotential. Da die Höhe der Grunddüngung aufgrund des Bedarfs der Pflanzen in den unterschiedlichen Betrieben nicht ausschließlich vom aktuellen Bewirtschaftungssystem sondern über den Bodenvorrat durch frühere Düngesysteme beeinflusst wurde, ist die Vergleichbarkeit der Betriebe durch die unterschiedlichen Ausgangsbedingungen im Boden eingeschränkt. Um den Einfluss dieser Ausgangsbedingungen abzuschätzen, wurden als Szenario Ökobilanzen gerechnet, die von einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz für Phosphor und Kalium in den Betrieben ausgehen. Das heißt, es wurde angenommen, dass die Abfuhr an Phosphor und Kalium durch das Erntegut gleich hoch ist wie die Zufuhr über Düngemittel (siehe Kap. 3.4.10). Das bestehende Nährstoffdefizit (siehe Tabelle 76) wurde dabei durch den Einsatz von mineralischen Düngemitteln gedeckt. Unter dieser Annahme war das Humantoxizitätspotential im Betrieb Wolz und Lehr bezogen auf den Ertrag höher als im Betrieb Erb. Grund dafür waren die höheren Toxizitätsbelastungen der organischen Dünger gegenüber dem mineralischen Dünger pro kg Nährstoff. Beim betrachteten Szenario wird in den Betrieben Lehr und Wolz ein größerer Teil der Düngung an Phosphor und Kalium über organische Dünger ausgebracht als im Betrieb Erb.

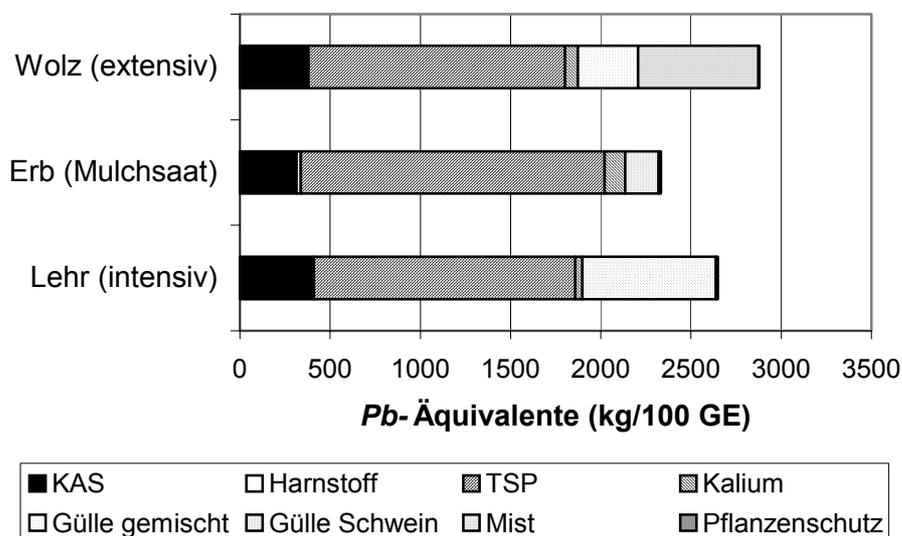


Abbildung 32: Humantoxizitätspotential unter der Annahme einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz bei Phosphor und Kalium für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Das Ökotoxizitätspotential erreichte unter der Annahme, dass ein Ausgleich der Nährstoffbilanz mit mineralischen Düngemitteln stattfindet, den höchsten Wert im

Betrieb Erb. Hier wurde durch den relativ geringen Einsatz von Wirtschaftsdünger der größte Anteil an mineralischem Phosphordünger eingesetzt.

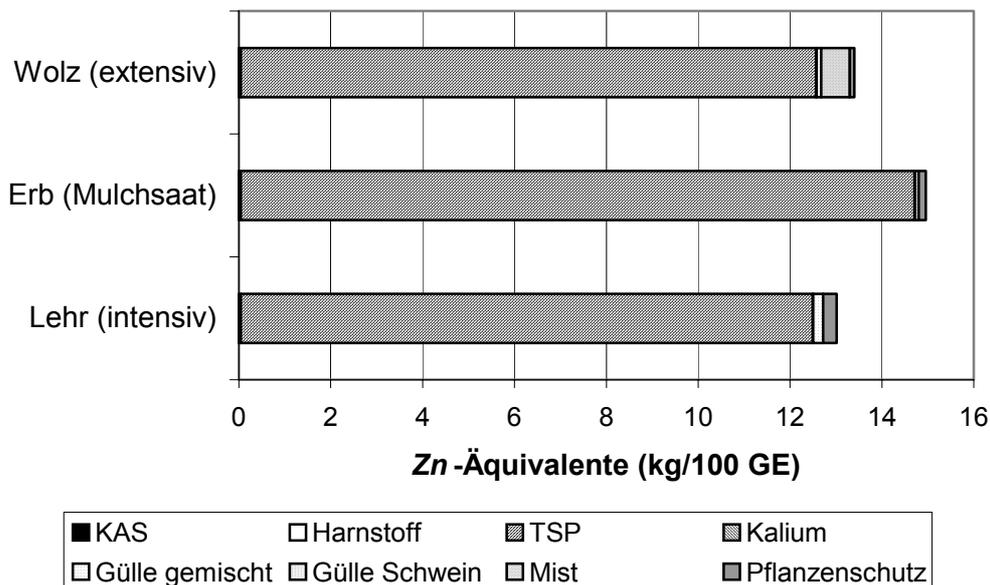


Abbildung 33: Ökotoxizitätspotential unter der Annahme einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz bei Phosphor und Kalium für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Weitere Ergebnisse in den unterschiedlichen Wirkungskategorien zur Annahme einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz finden sich in Kapitel 3.4.10

3.4.7 Bodenverdichtung

Als Maß für die Bodenverdichtung dient die maximale Druckspannung in 20 cm Bodentiefe, d.h. unterhalb des Bearbeitungshorizonts, und die gewichtete Bodenbelastung für die einzelnen Arbeitsgänge. Die gewichtete Bodenbelastung der einzelnen Arbeitsgänge einer Fruchtart wird zur gesamten gewichteten Bodenbelastung summiert. In allen drei Betrieben verursachte der Anbau von Zuckerrüben die größte potentielle Bodenverdichtung, hervorgerufen durch die hohe Bodenbelastung bei der Rübenernte. Vergleicht man die Bodenbelastung der drei Betriebe bei den einzelnen Fruchtarten, waren bei nahezu allen Arbeitsgängen Unterschiede zu erkennen, die verschiedene Ursachen haben. Angaben zu den eingesetzten Maschinen befinden sich in Anhang 17-19.

Beim Anbau von **Winterweizen** trat im Betrieb Lehr die geringste Bodenbelastung auf, da das Stroh nicht abgefahren wurde und somit Arbeitsgänge zur Strohernte

entfielen (Tabelle 72). Die Bodenbelastung durch die Grundbodenbearbeitung war mit 0,888 bar/ha im Betrieb Wolz und 0,977 bar/ha im Betrieb Lehr durch den Einsatz des Pfluges höher als im Betrieb Erb mit 0,551 bar/ha, wo der Grubber eingesetzt wurde. Grund dafür ist die größere Arbeitsbreite des Grubbers, die bei ungefähr gleicher Druckspannung zu geringerer Bodenbelastung auf der Fläche führte. Bei der Aussaat des Winterweizens waren Druckspannung und Bodenbelastung im Betrieb Erb geringer als im Betrieb Lehr, bei ungefähr gleicher Radlast, da im Betrieb Erb bei allen Arbeitsgängen Breitreifen eingesetzt wurden. Durch die breitere Bereifung und das Anlegen von entsprechenden Pflegegassen im Betrieb Erb lagen bei Düngung und Pflanzenschutz die Druckspannung mit 1,689 bar/ha unter der des Betriebes Lehr mit 1,797 bar/ha. Die gewichtete Bodenbelastung war trotz der schmaleren Pflegebereifung mit 0,197 bar/ha (Betrieb Erb) jedoch deutlich höher als im Betrieb Lehr mit 0,110 bar/ha. Grund für die höhere Belastung der Fläche war die geringere Arbeitsbreite der Geräte, zusammen mit einem höheren Fassungsvermögen der PS-Spritze und damit einer höheren Radlast im Betrieb Erb. Bei der Bodenbelastung durch die Erntemaschinen ließ sich der Vorteil durch größere Arbeitsbreite nicht wiederfinden. Die Mähdrescher mit größerer Arbeitsbreite in den Betrieben Erb und Wolz verursachten höhere potentielle Belastungen, da mit der Arbeitsbreite auch das Maschinengewicht und die Bunkerkapazität stieg.

Tabelle 72: Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) und maximale Druckspannung in 20 cm Bodentiefe ($DS_{20 \text{ max}}$) beim Anbau von Winterweizen

Arbeitsgang	Lehr		Erb		Wolz	
	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)
Grundbodenbearbeitung.	0,977	1,127	0,551	1,128	0,888	1,024
Aussaat	0,904	2,231	0,769	1,684	0,822	2,029
Düngung + Pflanzenschutz	0,110	1,797	0,197	1,689	0,169	0,744
Ernte	0,988	1,741	1,200	2,831	1,059	2,613
Transport	0,023	1,937	0,016	1,136	0,018	1,482
Schwaden			0,193	0,721	0,134	0,620
Strohpressen			0,426	0,721		
Strohtransport			0,019	1,128	0,426	0,873
Summe	3,000		3,372		3,516	

Der Einfluss der höheren Radlast war beim Anbau von **Wintergerste** bei der Ausbringung der organischen Dünger erkennbar. Der Betrieb Erb, dessen Pumptankwagen über ein Fassungsvermögen von 6800 l verfügt, hat mit 3,453 bar/ha eine höhere Druckspannung beim Ausbringen der Gülle aufgewiesen als der Betrieb Wolz, der zur organischen Düngung Mist eingesetzt hatte (Tabelle 73). Betrachtet man jedoch die gewichtete Bodenbelastung, war sie im Betrieb Wolz durch die geringe Arbeitsbreite höher, trotz niedrigerer Druckspannung. Bei der Bestellung der Wintergerste verursachte der Einsatz der gezogenen Eggenkombination im Vergleich zum Einsatz der Kreiselegge im Betrieb Wolz, geringere potentielle Bodenbelastungen. Unterschiede ergaben sich auch bei der Stoppelbearbeitung. Hier entstanden im Betrieb Lehr beim zweimaligen Einsatz des Grubbers insgesamt eine Bodenbelastung von 1,137 bar/ha. Im Betrieb Erb wurden 0,828 bar/ha erreicht durch die Verwendung von Federzahneggen zur Stoppelbearbeitung, die eine größere Arbeitsbreite aufweisen als der Grubber. Der Einsatz von einer Kombination von Vorgrubber und Rototiller führte bei einer einmaligen Stoppelbearbeitung zu einer Bodenbelastung von 0,497 bar/ha.

Tabelle 73: Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) und maximale Druckspannung in 20 cm Bodentiefe ($DS_{20 \text{ max}}$) beim Anbau von Wintergerste

Arbeitsgang	Betrieb Lehr		Betrieb Erb		Betrieb Wolz	
	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)
Gülleausbringung			0,288	3,453	0,295	1,024
Stoppelbearbeitung	0,456	1,127	0,309	1,128	0,497	1,117
Stoppelbearbeitung	0,681	1,682	0,419	1,684		
Grundbodenbearbeitung.	0,977	1,682	0,551	1,128	0,888	1,024
Saatbettbereitung					0,360	1,233
Aussaat	0,904	2,231	0,769	1,684	0,360	1,233
Düngung + Pflanzenschutz	0,110	1,797	0,197	1,689	0,130	1,364
Ernte	0,956	1,685	1,153	2,831	1,016	2,509
Transport	0,022	1,877	0,016	1,136	0,021	1,680
Schwaden	0,126	0,516	0,193	1,136	0,134	0,620
Strohpressen	0,450	0,824	0,426	0,721		
Strohtransport	0,031	0,692	0,019	0,721	0,426	0,873
Summe	4,711		4,340		4,127	

Die deutlich höhere Bodenbelastung beim Anbau von **Zuckerrüben** mit $B_{\text{gew}}=7,057$ bar/ha im Betrieb Erb gegenüber $B_{\text{gew}}=4,718$ bar/ha im Betrieb Wolz und

$B_{\text{gew}}=6,163$ bar/ha im Betrieb Lehr hatte hauptsächlich drei Ursachen (Tabelle 74). Erstens wurde im Betrieb Erb der Senf mit der Drillmaschine ausgesät, um einen optimalen Aufgang und damit Senfbestand zu erreichen. Dies führte aber zu einer ca. 0,7 bar/ha höheren Bodenbelastung als bei der Aussaat mit dem Düngerstreuer. Zweitens wurde zur Ernte ein 6-Reiher eingesetzt, der durch die hohen Radlasten zur höchsten Druckspannung ($DS_{\text{max}}=5,614$) und Bodenbelastung ($B_{\text{gew}}=2,975$ bar/ha) bei den betrachteten Arbeitsgängen führte. Drittens kompensiert der zusätzliche Einsatz eines Schlegels ($B_{\text{gew}}=0,263$ bar/ha) im Winter die geringere Bodenbelastung durch den Grubbereinsatz zur Grundbodenbearbeitung von $B_{\text{gew}}=0,551$ bar/ha gegenüber der Grundbodenbearbeitung mit Pflug mit $B_{\text{gew}}=0,888$ bar/ha (Betrieb Wolz) bzw. $B_{\text{gew}}=0,977$ bar/ha (Betrieb Lehr).

Berücksichtigt man den Zeitpunkt der Grundbodenbearbeitung, bei Pflug im Spätherbst und bei Grubber als Frostbearbeitung im Winter, ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Bodenverdichtung unterhalb des Bearbeitungshorizonts beim Pflugeinsatz durch die geringere Tragfähigkeit des feuchten Bodens deutlich größer ist.

Tabelle74: Gewichtete Bodenbelastung (B_{gew}) und maximale Druckspannung in 20 cm Bodentiefe ($DS_{20 \text{ max}}$) beim Anbau von Zuckerrüben

Arbeitsgang	Lehr		Erb		Wolz	
	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)	B_{gew} (bar/ha)	$DS_{20 \text{ max}}$ (bar/ha)
Stoppelbearbeitung	0,456	1,127	0,309	1,128	0,497	1,024
Stoppelbearbeitung	0,681	1,682	0,461	1,684		
Grundbodenbearbeitung.			0,551	1,128		
Aussaat, Senf	0,098	1,401	0,769	1,684	0,043	0,655
Gülleausbringung	0,242	1,913	0,206	1,727	0,272	2,147
Schlegel			0,263	0,721		
Grundbodenbearbeitung.			0,551	1,128	0,888	1,024
Düngung	0,977	1,127	0,147	1,689	0,064	0,990
Saatbettbereitung	0,753	2,231	0,419	1,684	0,271	0,927
Saatbettbereitung					0,271	0,927
Rübensaat	0,209	1,027	0,256	1,684	0,240	1,233
Düngung + Pflanzenschutz	0,212	1,666	0,147	1,689	0,130	1,364
Ernte	2,537	1,792	2,975	5,614	2,044	1,556
Summe	6,163		7,057		4,718	

Über die gesamte Fruchtfolge betrachtet ist die potentielle Bodenbelastung aufgrund von Bodenbearbeitung und Aussaat im Betrieb Erb geringer als in den anderen Betrieben (Abbildung 34). Die geringere Belastung ergibt sich durch die höhere Arbeitsbreite bei der Grundbodenbearbeitung mit dem Grubber. Die höhere Bodenbelastung durch die Bodenbearbeitung im Betrieb Lehr ergibt sich aus der intensiveren Stoppelbearbeitung. Die niedrigeren Werte bei Düngung und Pflanzenschutz sind auf die größeren Arbeitsbreiten der eingesetzten Geräte zurückzuführen.

Bei Ernte und Transportarbeiten treten im Betrieb Erb trotz Anwendung von Breitreifen durch die höheren Radlasten der Erntemaschinen vor allem bei der Zuckerrübenenernte potentiell höhere Belastungen auf, die durch die größere Arbeitsbreite dieser Maschinen nicht aufgefangen werden.

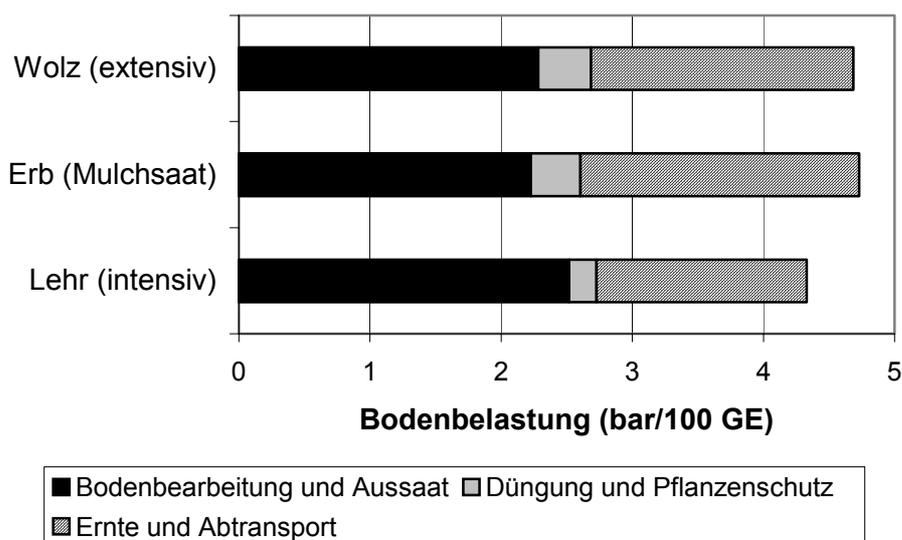


Abbildung 34: Potentielle Bodenverdichtung pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR,WW,WG in drei Vergleichsbetrieben

3.4.8 Ressourcenbeanspruchung

Die Beanspruchung von Ressourcen erstreckt sich über den Bereich der Energieträger und Nichtenergieträger. Im Bereich Energieträger werden fossile Primärenergieträger sowie die Nutzung von Uran bilanziert. Dabei werden die Energieträger als eingesetzte Masse und nicht, wie beim Energieaufwand, über ihre Energieinhalte beurteilt.

Die Ressourcenbeanspruchung an **Energieträgern** spiegelt nahezu den Energieaufwand wieder. Betrieb Lehr (intensiv) hatte durch den höheren Einsatz an Düngemitteln mit 6201 kg NaCl/100 GE eine etwas höhere Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern (Abb. 35). Der geringere Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Stickstoffdüngern und eine extensivere Stoppelbearbeitung im Betrieb Wolz (extensiv), zusammen mit dem geringeren Ertrag in der Fruchtfolge, ergaben eine um nur 75 kg NaCl/100 GE geringere Ressourcenbeanspruchung als im Betrieb Lehr. Dabei soll mit einer hohen bzw. niedrigen Ressourcenbeanspruchung nicht die Effizienz der Ressourcennutzung, sondern ausschließlich die Höhe der eingesetzten Ressource verglichen werden.

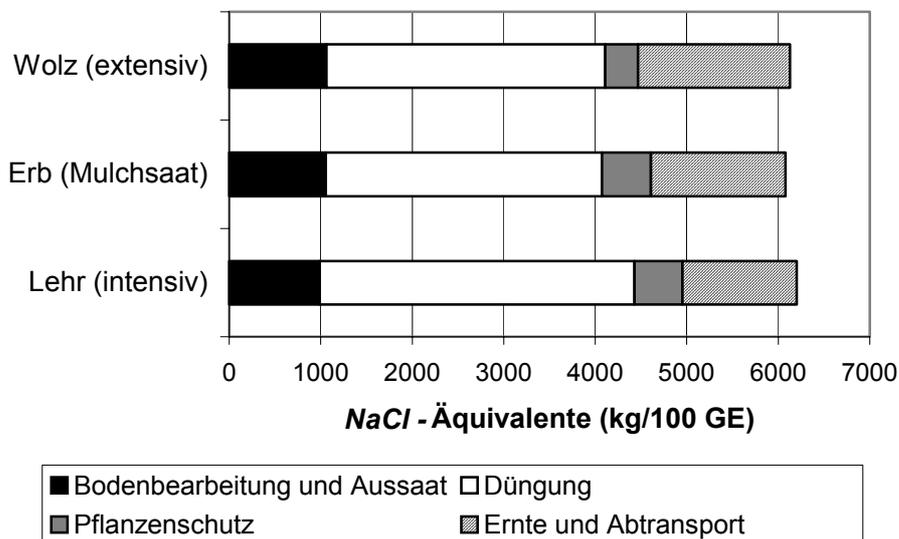


Abbildung 35: Ressourcennutzung von Energieträgern pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

Die Nutzung von **Nichtenergieträgern** erfolgte durch den Einsatz von Rohphosphat, Rohkali, Schwefel und Kalkstein bei der Minereraldüngerherstellung, dem Einsatz von Eisen bei der Maschinenherstellung und durch Ressourcen, die im Bereich des landwirtschaftlichen Bodens genutzt werden, d.h. der Boden selbst durch Bodenabtrag, sowie die Beanspruchung von Nährstoffen und Humus aus dem Boden.

Der geschätzte **Bodenabtrag** war im Betrieb Lehr mit 10,38 t/ha*a am höchsten (Tabelle 75). Gründe dafür waren zum Einen die höheren Geländewerte mit einer gewichteten mittleren Hangneigung der Schläge von 6,1 % und einer Hanglänge von 190 m. Zum Anderen war der Fruchtfolgewert (ZR, WW, WG) von 0,14 durch die Bodenbearbeitung mit Pflug höher als im Betrieb Erb, der aufgrund des Mulchsaat-

systems einen Fruchtfolgewert von 0,05 ausweist. Die vorherrschende Bodenart schluffiger Lehm im Betrieb Lehr ist weniger erosionsanfällig als lehmiger Schluff, der in den Betrieben Erb und Wolz dominiert, weshalb der Verschlammungswert geringer ist als in den anderen Betrieben. Trotz der anfälligeren Bodenart lehmiger Schluff war im Betrieb Erb aufgrund der Mulchsaat der mittlere Bodenabtrag mit 2,03 t/ha*a deutlich niedriger. Obwohl im Betrieb Wolz die Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug durchgeführt wurde, war hier der Bodenabtrag mit 2,31 t/ha*a deutlich geringer als auf dem Betrieb Lehr. Zu diesem geringen Bodenabtrag kommt es aufgrund der niedrigeren Geländewerte, mit einer gewichteten mittleren Hangneigung von 2,8 % und einer Hanglänge von 114 m. Die Werte für den Bodenabtrag wurden für die einzelnen Schläge der Betriebe, auf denen die Fruchtfolge ZR, WW, WG angebaut wird, berechnet und anhand der Größe der einzelnen Schläge als gewichtete Mittelwerte verrechnet. Nähere Angaben zu den Schlägen und zur Berechnung des Bodenabtrags befinden sich in Anhang 20.

Tabelle 75: Bodenabtrag und Eingangsparameter zur Berechnung des Bodenabtrags für drei Vergleichsbetrieben, gewichteter Mittelwert der Schläge für die Fruchtfolge ZR, WW, WG

Betrieb	Lehr	Erb	Wolz
Verschlammungswert	36	46	49
Hangneigung (%)	6,1	5,7	2,8
Hanglänge (m)	190	161	114
Fruchtfolgewert	0,14	0,05	0,14
Bodenabtrag (t/ha*a)	10,38	2,03	2,31
Bodenvorrat (t/ha)	12690	12690	12690
Bodenverfügbarkeit (a)	1223	6251	5494

In der **Nährstoffbilanz** werden neben den Inputs in Form von Düngern die Outputs durch das Erntegut und den Stoffaustrag in die Umwelt berücksichtigt. Die Bilanzierung der Hauptnährstoffe beim Anbau von Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste ergaben bei allen drei Betrieben einen Nährstoffüberschuss bei Stickstoff und ein Unterversorgung bei Phosphat und Kalium (Tabelle 76).

Tabelle 76: Nährstoffbilanz für die Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste in kg/ha*a

Betrieb		Lehr			Erb			Wolz		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Inputs	Min. Dünger	430,0	80,0	80,0	410,0	0,0	0,0	330,0	0,0	60,0
	Org. Dünger	194,0	82,9	234,1	148,5	81,0	81,0	138,0	87,0	192,0
Outputs	Haupt-erntegut	422,7	182,4	241,8	362,0	176,0	237,0	308,0	150,0	200,0
	Neben-erntegut	37,5	22,5	127,5	72,5	43,5	224,0	62,5	37,5	196,0
	Verluste ¹	97,7	1,2	0,0	92,5	1,3	0,0	49,2	0,2	0,0
Saldo		66,1	-43,2	-55,2	31,5	-139,8	-380,0	48,3	-100,7	-144,0

¹ als Verluste werden die in dieser Ökobilanz berechneten gasförmigen Verluste an Ammoniak, Lachgas und Stickstoffdioxid berücksichtigt sowie der Austrag von Nitrat und Phosphat, nähere Angaben hierzu siehe Kap.?? S.??

Die Düngungspraxis eines Landwirtes hängt neben dem Bedarf der angebauten Feldfrüchte auch vom Versorgungsgrad des Bodens mit Nährstoffen ab. Bei den Grundnährstoffen Phosphor und Kalium befinden sich die drei Betriebe in den Gehaltsstufen C-E. Beim Mulchsaatbetrieb Erb, mit dem höchsten negativen Saldo von -137,1 kg/ha bei Phosphor und -382,7 kg/ha bei Kalium in der Fruchtfolge, liegt der mittlere Gehalt der beiden Nährstoffe in Stufe E. In dieser Stufe wird der Verzicht auf eine Grunddüngung empfohlen, um die Überversorgung abzubauen. Wird die derzeitige Düngungsintensität beibehalten, reicht der Bodenvorrat bis in 90 cm Bodentiefe für 31,4 Jahre bei Phosphor und 16 Jahre bei Kalium. Der Betrieb Lehr, mit einem Saldo von -43,2 kg/ha bei Phosphor und -55,2 kg/ha bei Kalium, befindet sich bei beiden Nährstoffen in Stufe C, wo eine Düngung nach Entzug empfohlen wird. Es ist zu erwarten, dass bei einer Beibehaltung der derzeitigen Düngung eine Aushagerung des Bodens stattfindet. Der Bodenvorrat (0-90 cm Bodentiefe) wäre nach 59,1 Jahren (P₂O₅) bzw. 47,3 Jahren (K₂O) erschöpft. Im Betrieb Wolz befindet sich bei Kalium der Boden in Gehaltsstufe D, die empfohlene Düngung über die Hälfte des Entzugswertes (198 kg/ha K₂O) für die Fruchtfolge ZR, WW, WG wird mit der ausgebrachten Düngung von 192 kg/ha K₂O abgedeckt. Eine Erschöpfung des Bodenvorrats wäre nach 23,4 Jahren erreicht.

Tabelle 77: Versorgung der Böden in den Vergleichsbetrieben mit Phosphor und Kalium und Verfügbarkeit der Nährstoffe bei Beibehaltung des aktuellen Düngungs- und Ertragsniveaus

Betrieb	P ₂ O ₅				K ₂ O			
	mittlerer Gehalt	Gehaltsstufe	Boden-vorrat	Verfüg-barkeit	mittlerer Gehalt	Gehaltsstufe	Boden-vorrat	Verfüg-barkeit
	(mg/100g)		(kg/ha)	(Jahre)	(mg/100g)		(kg/ha)	(Jahre)
Lehr	20,3	C	2552	59,1	20,7	C	2611	47,3
Erb	34,2	E	4311	31,4	48,7	E	6132	16,0
Wolz	19,1	C	2409	14,0	26,8	D	3374	23,4

Die **Humusbilanz** für die Fruchtfolge Zuckerrüben, Winterweizen, Wintergerste ergab bei allen drei Betrieben einen negativen Saldo. Die humuszehrende Wirkung des Anbaus der Feldfrüchte wird nicht durch die Zufuhr von organischer Substanz über Erntereste, Zwischenfrüchte oder organische Dünger ausgeglichen. Das höchste Defizit von -3,31 Humuseinheiten (HE) errechnete sich im Betrieb Erb (Tabelle 78). Hier wurde das Stroh vollständig abgefahren und die Zufuhr über org. Dünger war am geringsten. Im Betrieb Wolz (-2,28 HE), in dem ebenfalls das gesamte Stroh abgefahren wurde, findet durch die Düngung von 150 dt/ha Rottemist auf die Weizenstoppel ein stärkerer Ausgleich statt. Den geringsten negativen Saldo weist der Betrieb Lehr auf. Hier wurde nur das Gerstenstroh geerntet und 40 m³ Rindergülle wurden zur Zwischenfrucht ausgebracht.

Das Bilanzdefizit des Stickstoffs aus Humus kann teilweise durch den Bilanzüberschuss aus der mineralischen Stickstoffdüngung kompensiert werden. Hierbei wird davon ausgegangen, dass der Bedarf an organischer Substanz zur Aufrechterhaltung des Gesamtstickstoffgehalts des Bodens umso geringer ist, je höher die mineralische Düngung liegt. (*Leithold 1991*).

Fasst man die eingesetzten nichtenergetischen Ressourcen bei der Dünger- und Maschinenherstellung sowie die Ressourcenbeanspruchung durch den Bodenabtrag, den Nährstoff- und Humusverbrauch zusammen, so zeigt sich, dass die Ressourcenbeanspruchung „Abtrag des landwirtschaftlich genutzten Bodens“ den größten Anteil hat.

Tabelle 78: Humusbilanz für die Fruchtfolge ZR, WW, WG in den drei Vergleichsbetrieben

Faktor pro t	Erb	Lehr Humuseinheiten	Wolz
Humuszehrend			
Zuckerrüben	-2,30	-2,30	-2,30
Winterweizen	-0,70	-0,70	-0,70
Wintergerste	-0,70	-0,70	-0,70
Humusmehrend			
Senf Zwischenfrucht	0,15	0,15	0,15
Rottemist (25% TS)	0,070		1,05
Gülle Rind je 10 % TS	0,022	0,88	
Gülle gemischt 7,5%	0,015		0,23
Gülle Schwein 5% TS	0,009	0,24	
Stroh, Winterweizen	0,120	0,90	
Saldo	-3,31	-1,77	-2,28
berechnetes Defizit			
Humusstickstoff (kg/ha*a)	-55	-30	-38
Humuskohlenstoff (kg/ha*a)	-640	-342	-441
geschätzter Vorrat (Humusgehalt 2%)			
Humusstickstoff (kg/ha)		10200	
Humuskohlenstoff (kg/ha)		118320	
Verfügbarkeit			
Humusstickstoff (Jahren)	185	340	268
Humuskohlenstoff (Jahren)	185	340	268

Durch den hohen Bodenabtrag im Betrieb Lehr ergab sich eine Ressourcenbeanspruchung an Boden von 7960 kg NaCl/100 GE (Abb. 36). Das entspricht einem Anteil von 79 % an der gesamten Ressourcennutzung von Nichtenergieträgern. Die Ressourcennutzung an Phosphor und Kalium aus dem Boden war im Betrieb Lehr gegenüber den anderen Betrieben durch die regelmäßige Grunddüngung nur gering. In den Betrieben Wolz und Erb hingegen spielte die Ressourcennutzung an Boden eine geringere Rolle. Hier macht die Nutzung von Phosphor und Kalium aus dem Boden 45 % (Erb) und 33 % (Wolz) der Ressourcennutzung aus, wobei die Ressourcennutzung von Phosphor und Kalium aus dem Boden im Betrieb Wolz mit 1370 NaCl/100 GE nur ungefähr ein Drittel so hoch war wie im Betrieb Erb. Dieses Ergebnis spiegelt die geringere bzw. fehlende mineralische Grunddüngung in den Betrieben wieder, wodurch der Bedarf an Phosphor und Kalium zu einem großen Teil aus dem Boden gedeckt wird. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sollte der aktuelle Versorgungsgrad der Böden mit Grundnährstoffen beachtet werden.

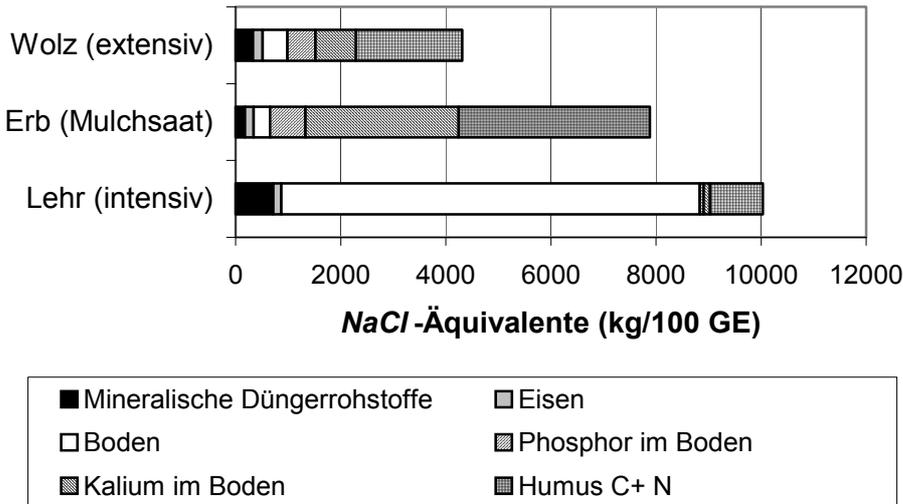


Abbildung 36: Ressourcennutzung von Nichtenergieträgern pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau von ZR, WW, WG in drei Vergleichsbetrieben

3.4.9 Zusammenfassung

Insgesamt sind die potentiellen Umweltwirkungen, die vom Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG in den Betrieben Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv) ausgehen, deutlich geringer als im Betrieb Lehr (intensiv) in Bezug auf den Ertrag in Getreideeinheiten als funktionelle Einheit.

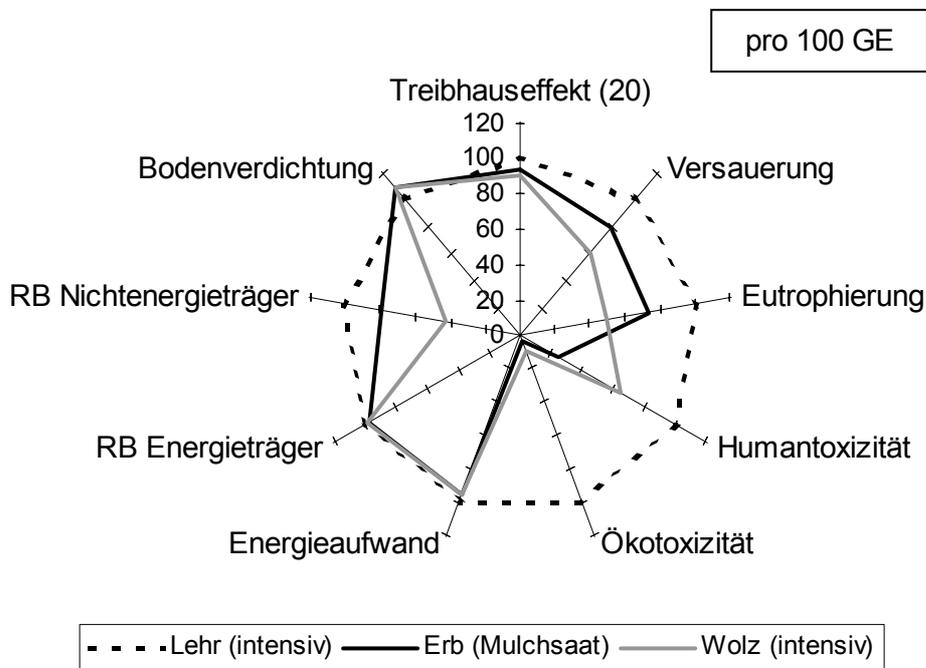


Abbildung 37: Prozentualer Anteil der potentiellen Umweltwirkungen der drei Vergleichsbetriebe in Bezug auf den Ertrag in 100 GE beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW. Vergleichsgröße Betrieb Lehr (intensiv) gleich 100%.

Durch den Anbau im Betrieb Wolz entstehen die geringsten Umweltwirkungen, außer im Bereich Human- und Ökotoxizität. Hier sind die Umweltbelastungen durch einen höheren Einsatz von organischem Dünger und dem damit verbundenen Eintrag von Schwermetallen größer als im Betrieb Erb. Die insgesamt geringeren Belastungen beim extensiven Anbau im Betrieb Wolz lassen sich hauptsächlich mit dem geringeren Einsatz an mineralischem Stickstoffdünger erklären. Die deutlich geringeren Umweltbelastungen in der Wirkungskategorie Human- und Ökotoxizität in den Betrieben Wolz und Lehr gegenüber dem Betrieb Lehr lassen sich darauf zurückführen, dass in diesen Betrieben keine mineralische Phosphatdüngung stattfindet. Sowohl bei der Bereitstellung als auch bei der Ausbringung von mineralischem Phosphatdünger spielen Schwermetallemissionen bei der toxischen Umweltbelastung eine wichtige Rolle. Da dieser Unterschied nicht primär auf ein unterschiedliches Bewirtschaftungssystem sondern auf unterschiedliche Ausgangsbedingungen im Boden zurückzuführen ist, wird der Einfluss der unterschiedlichen Ausgangsbedingungen in Kap. 3.4.10 näher dargestellt. Bei der Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern werden die geringeren Werte im Betrieb Erb gegenüber Lehr durch den geringeren Bodenabtrag infolge eines besseren Erosionsschutzes durch das Mulchsaatverfahren erzielt. Im Betrieb Wolz kommt es hier zu geringeren Werten als auf dem Betrieb Lehr, da die Anbauflächen weniger erosionsgefährdet sind.

3.4.10 Szenario Anbau mit ausgeglichener Nährstoffbilanz bei Phosphor und Kalium

Die Annahme, dass beim Anbau in den drei Betrieben die Ausgangsbedingungen hinsichtlich der Nährstoffversorgung mit Phosphor und Kalium in der Art gleich sind, dass eine Grunddüngung in Höhe der Abfuhr stattfindet, beeinflusst die Ergebnisse der Ökobilanzierung wesentlich (Abb. 31, 33). In den Wirkungskategorien Energieaufwand und Ressourcenbeanspruchung zeigen die Betriebe Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv) durch den zusätzlichen Düngereinsatz eine leichte Mehrbelastung bezogen auf den Ertrag gegenüber dem Betrieb Lehr (intensiv). Ohne Nährstoffausgleich waren die Umweltwirkungen in diesen Wirkungskategorien in diesen beiden Betrieben etwas geringer. Am auffälligsten ist der Einfluss in den Wirkungskategorien Human –und Ökotoxizität, Gründe dafür wurden bereits in Kapitel 3.4.6 erläutert. Bei der Versauerung und Eutrophierung ändert sich nur wenig, da die Umweltwirkungen hauptsächlich von der Höhe der Stickstoffdüngung

abhängig sind, die nicht verändert wurde. Die Erhöhung der Phosphor- und Kaliumdüngung führte auch zu einer stärkeren Ressourcennutzung an Düngeroberstoffen, so dass auch bei der Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergeträgern eine leicht höhere Belastung gegenüber dem realen Anbau entsteht.

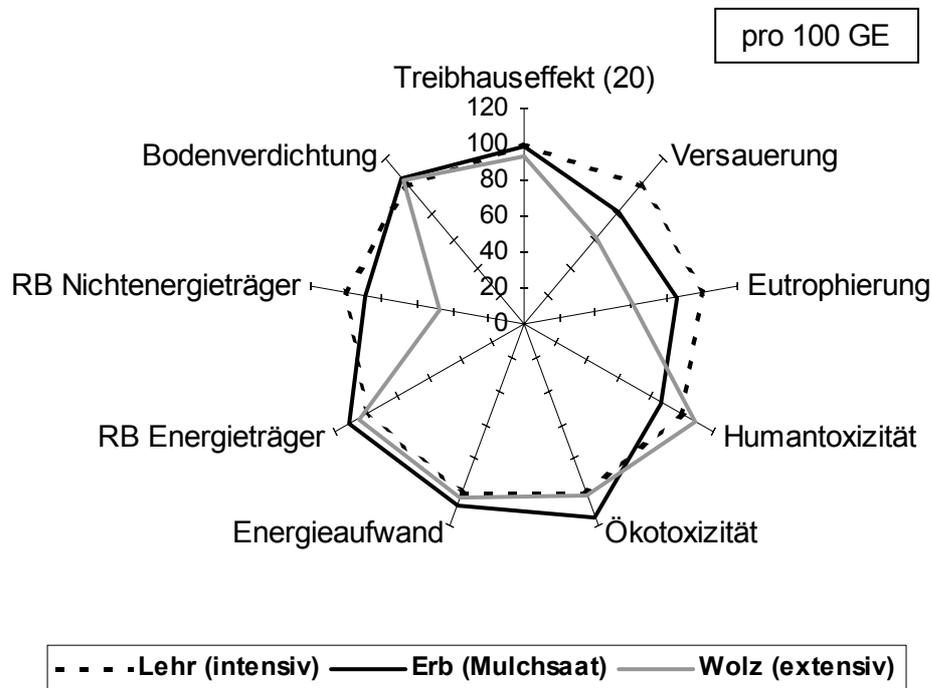


Abbildung 38: Prozentualer Anteil der potentiellen Umweltwirkungen bei ausgeglichener Nährstoffbilanz der drei Vergleichsbetriebe pro 100 Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW. Vergleichsgröße Betrieb Lehr (intensiv) gleich 100 %.

3.4.11 Ökoeffizienz

Werden die Ergebnisse der Ökobilanz mit einer ökonomischen Größe verknüpft, lassen sich Aussagen hinsichtlich der Ökoeffizienz der unterschiedlichen Betriebe machen. Hierzu wird der Deckungsbeitrag der betrachteten Fruchtfolge als funktionelle Einheit eingesetzt. Die Betrachtung der Ökoeffizienz folgt dem Gedanken der Nachhaltigkeit, die zum Ziel hat, bei Veränderungen ökonomische, ökologische und soziale Aspekte zu berücksichtigen. Als Grundlage für die Betrachtung der Ökoeffizienz wird zunächst die Berechnung der Deckungsbeiträge dargestellt.

Bei den **Zuckerrüben** kann der Betrieb Erb (Mulchsaat) aufgrund des guten Ertrags und der MEKA Prämie für Mulchsaat die höchsten Leistungen erzielen. Zusammen mit den geringsten variablen Kosten ergibt dies einen Deckungsbeitrag von 2158,62 €/ha gegenüber 2158,62 €/ha im Betrieb Lehr (intensiv) und 1782,35 €/ha

im Betrieb Wolz (extensiv). Die geringeren Kosten ergeben sich hauptsächlich aus niedrigeren Aufwendungen für die Düngung. Als Mineraldüngung erfolgt ausschließlich eine Stickstoffdüngung. Eine mineralische Düngung mit Kalium und Phosphat ist aufgrund der aktuellen Bodenvorräte nicht notwendig.

Tabelle 79: Deckungsbeitrag für die Fruchtart Zuckerrüben in den Betrieben Lehr (intensiv), Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv)

Betrieb	Lehr	Erb	Wolz
Schlag	Betrieb	Betrieb	Betrieb
Verfahren	Zuckerrüben	Zuckerrüben	Zuckerrüben
Wirtschaftsjahr	99/00	99/00	99/00
Vorfrucht	Gerste	Gerste	Gerste
Erzeugerpreis	5,09€ / dt	5,09€ / dt	5,09€ / dt
Ertragsstufe	600dt / ha	600dt / ha	500dt / ha
Hauptleistung	3.330,47€ / ha	3.330,47€ / ha	2.775,39€ / ha
Zahlungen GAP	-€ / ha	-€ / ha	-€ / ha
Zahlungen MEKA u.ä.	71,58€ / ha	132,94€ / ha	71,58€ / ha
Leistungen	3.402,05€ / ha	3.463,41€ / ha	2.846,98€ / ha
Saatgut	172,77€ / ha	170,14€ / ha	183,27€ / ha
Düngung	297,16€ / ha	74,72€ / ha	140,98€ / ha
Pflanzenschutz	344,79€ / ha	285,08€ / ha	187,31€ / ha
Eigene Maschinen	312,91€ / ha	110,38€ / ha	111,45€ / ha
Lohnmaschinen	82,83€ / ha	379,38€ / ha	414,15€ / ha
Versicherung	32,97€ / ha	32,97€ / ha	27,48€ / ha
Variable Kosten	1.243,43€ / ha	1.052,68€ / ha	1.064,63€ / ha
Deckungsbeitrag	2.158,62€ / ha	2.410,73€ / ha	1.782,35€ / ha
	3,60€ / dt	4,02€ / dt	3,56€ / dt
DB ohne MEKA	2.087,04€ / ha	2.277,80€ / ha	1.710,76€ / ha

Der trotz geringerer Erträge relativ hohe Deckungsbeitrag in der Fruchtfolge im Betrieb Wolz wird hauptsächlich durch den hohen Deckungsbeitrag für den Anbau des Weizens erzielt. Durch die Vermarktung des **Weizens** über die Erzeugergemeinschaft Hohenloher Höfe mit einem Erzeugerpreis von 19,43 €/dt wird der geringere Ertrag durch den extensiven Anbau kompensiert. Zusammen mit den MEKA Prämien, die aufgrund des extensiven Anbaus beantragt werden können, liegen die Leistungen für den Weizenanbau bei 1637,67 €/ha gegenüber 1323,22 €/ha im Betrieb Erb und 1279,99 €/ha im Betrieb Lehr. Außerdem entstehen durch den Verzicht auf chemische Pflanzenschutzmittel deutlich geringere Kosten im Betrieb Wolz.

Tabelle 80: Deckungsbeitrag für die Fruchtarten Winterweizen in den Betrieben Lehr (intensiv), Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv)

Betrieb	Lehr	Erb	Wolz
Schlag	Betrieb	Betrieb	Betrieb
Verfahren	Qualitätsweizen	Futterweizen	Grundmahlweizen
Wirtschaftsjahr	99/00	99/00	99/00
Vorfrucht	Zuckerrüben	Zuckerrüben	Zuckerrüben
Erzeugerpreis	11,25 € / dt	10,23 € / dt	19,43 € / dt
Ertragsstufe	78 dt / ha	75 dt / ha	55 dt / ha
Hauptleistung	956,34 € / ha	835,96 € / ha	1.068,60 € / ha
Zahlungen GAP	323,65 € / ha	323,65 € / ha	323,65 € / ha
Zahlungen MEKA u.ä.	- € / ha	163,61 € / ha	245,42 € / ha
Leistungen	1.279,99 € / ha	1.323,22 € / ha	1.637,67 € / ha
Saatgut	78,48 € / ha	48,58 € / ha	99,13 € / ha
Düngung	176,03 € / ha	138,32 € / ha	92,17 € / ha
Pflanzenschutz	312,19 € / ha	182,65 € / ha	- € / ha
Eigene Maschinen	103,19 € / ha	106,89 € / ha	88,65 € / ha
Lohnmaschinen	- € / ha	125,27 € / ha	112,48 € / ha
Versicherung	13,20 € / ha	11,54 € / ha	14,75 € / ha
Variable Kosten	683,08 € / ha	613,24 € / ha	407,17 € / ha
Deckungsbeitrag	596,91 € / ha	709,99 € / ha	1.230,49 € / ha
	7,65 € / dt	9,47 € / dt	22,37 € / dt
DB ohne MEKA	596,91 € / ha	546,37 € / ha	985,07 € / ha

Die höheren Hauptleistungen im Betrieb Lehr für Weizen ergeben sich durch den höheren Erzeugerpreis von 11,25 €/dt bei Qualitätsweizen (\varnothing 15% Eiweiß) gegenüber Futterweizen mit 10,23 €/dt. Dieser niedrigere Erzeugerpreis wird durch die MEKA Prämien für den Verzicht auf Wachstumsregulatoren und einen Drillreihenabstand von mindestens 17 cm im Betrieb Erb ausgeglichen. Die variablen Kosten für den Weizenanbau sind im Betrieb Lehr am geringsten, da hier die Ernte mit eigenen Maschinen erfolgt. Die Deckungsbeitragsrechnung erfasst nur die variablen Kosten und lässt die Anschaffungskosten unberücksichtigt. Deshalb ist die Getreideernte mit eigenen Maschinen kostengünstiger als die Ernte durch Lohnmaschinen in den Betrieben Wolz und Erb.

Der niedrigste Deckungsbeitrag für **Futtergerste** von 389,27 €/ha im Betrieb Wolz gegenüber dem höchsten mit 519,57 €/ha im Betrieb Lehr unterscheidet sich auf Seite der Leistungen durch den geringeren Ertrag. Hierdurch ist eine Einbuße von ungefähr 100 €/ha zu verzeichnen, die nur teilweise durch die MEKA Prämie (17 cm Drillreihenabstand) von 61,36 €/ha ersetzt wird. Zudem entstehen im Betrieb Lehr

geringere variable Kosten bei Futtergerste durch den Einsatz des eigenen Mäh-dreschers zur Ernte, wie schon beim Weizenanbau. Eine Kostenersparnis von bis zu 50 € im Betrieb Erb ergibt sich bei Gerste und Weizen durch geringere Saatgutkosten aufgrund der geringen Saatstärke von 240 Körnern/m².

Tabelle 81: Deckungsbeitrag für die Fruchtart Wintergerste in den Betrieben Lehr (intensiv), Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv)

Betrieb	Lehr	Erb	Wolz
Schlag	Betrieb	Betrieb	Betrieb
Verfahren	Futtergerste	Futtergerste	Futtergerste
Wirtschaftsjahr	99/00	99/00	99/00
Vorfrucht	Grundmahlweizen	Grundmahlweizen	Grundmahlweizen
Erzeugerpreis	9,46 € / dt	9,46 € / dt	9,46 € / dt
Ertragsstufe	75 dt / ha	70 dt / ha	65 dt / ha
Hauptleistung	773,27 € / ha	721,71 € / ha	670,16 € / ha
Zahlungen GAP	323,65 € / ha	323,65 € / ha	323,65 € / ha
Zahlungen MEKA u.ä.	- € / ha	61,36 € / ha	61,36 € / ha
Leistungen	1.096,91 € / ha	1.106,72 € / ha	1.055,17 € / ha
Saatgut	86,27 € / ha	54,49 € / ha	90,82 € / ha
Düngung	172,98 € / ha	170,96 € / ha	166,08 € / ha
Pflanzenschutz	146,56 € / ha	152,49 € / ha	144,17 € / ha
Eigene Maschinen	160,85 € / ha	105,55 € / ha	143,10 € / ha
Lohnmaschinen	- € / ha	125,27 € / ha	112,48 € / ha
Versicherung	10,67 € / ha	9,96 € / ha	9,25 € / ha
Variable Kosten	577,34 € / ha	618,72 € / ha	665,90 € / ha
Deckungsbeitrag	519,57 € / ha	488,00 € / ha	389,27 € / ha
	6,93 € / dt	6,97 € / dt	5,99 € / dt
DB ohne MEKA	519,57 € / ha	426,64 € / ha	327,92 € / ha

Summiert man die **Deckungsbeiträge** der einzelnen Fruchtarten über die gesamte **Fruchtfolge** auf, so ergibt dies im Betrieb Erb mit 3608,72 €/ha den höchsten Deckungsbeitrag, im Betrieb Wolz 3402,11 €/ha und den geringsten im Betrieb Lehr mit 3275,10 €/ha. Aufgrund der höheren Deckungsbeiträge in den Betrieben Erb und Wolz, die gleichzeitig auch in den meisten Wirkungskategorien eine geringere Belastung pro Ertragseinheit aufweisen, vergrößert sich der Unterschied zwischen den Betrieben bei der Betrachtung der **Ökoeffizienz** gegenüber der Ökobilanzierung mit Bezug auf den Ertrag als funktionelle Einheit.

Der prozentuale Anteil der Wirkungspotentiale im Vergleich mit dem Betrieb Lehr in den Wirkungskategorien, Versauerung, Eutrophierung und Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergeträgern war im Betrieb Erb bei der Ökoeffizienz um ca. 8-9 %

geringer als bei der Ökobilanz. Im Betrieb Wolz lagen die Unterschiede hier bei 8-12 %.

Tabelle 82: Prozentuale Anteile in den unterschiedlichen Wirkungskategorien der Betriebe Erb und Wolz im Vergleich mit Betrieb Lehr = 100% für Ökobilanz und Ökoeffizienz in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

funktionelle Einheit Betrieb	Ökobilanz Getreideeinheiten			Ökoeffizienz Deckungsbeitrag		
	Lehr	Erb	Wolz	Lehr	Erb	Wolz
Treibhauseffekt (20)	100,0	92,7	90,1	100,0	82,0	71,4
Versauerung	100,0	78,9	60,7	100,0	69,8	48,1
Eutrophierung	100,0	72,4	49,6	100,0	64,0	39,3
Humantoxizität	100,0	24,5	65,2	100,0	21,7	51,6
Ökotoxizität	100,0	3,4	9,9	100,0	3,0	7,8
Energieaufwand	100,0	95,6	95,8	100,0	78,1	76,0
RB Energieträger	100,0	98,0	98,8	100,0	86,7	78,3
RB Nichtenergieträger	100,0	78,5	43,0	100,0	69,5	34,1
Bodenbelastung	100,0	109,2	108,2	100,0	96,6	85,5

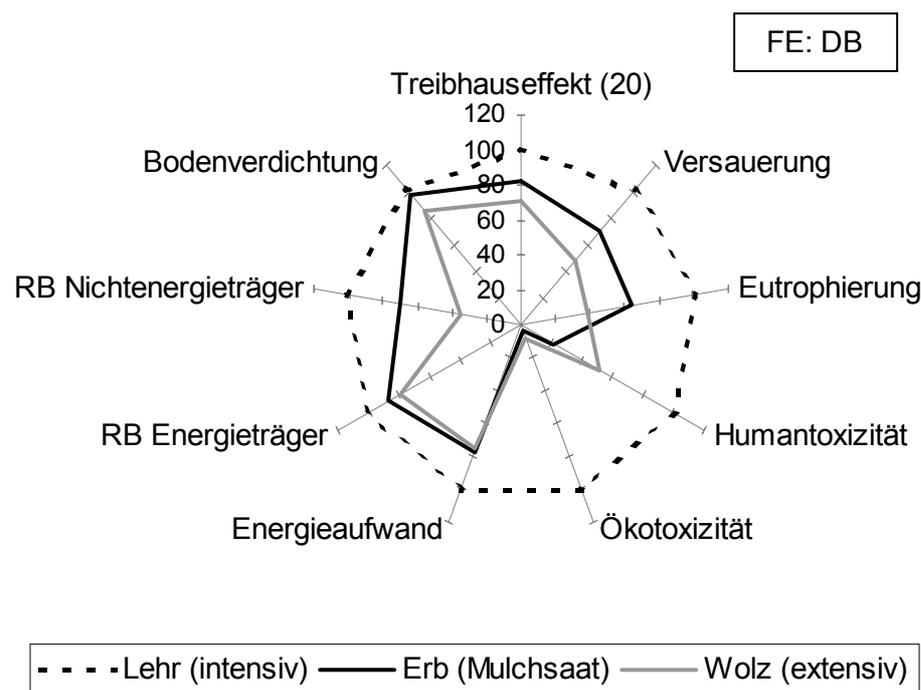


Abbildung 39: Ökoeffizienz der Vergleichsbetriebe beim Anbau von ZR, WW, WG. Prozentuale Anteile in den unterschiedlichen Wirkungskategorien, Betrieb Lehr (intensiv) entspricht 100%.

Die größten Unterschiede von bis zu 17 % im Betrieb Erb und 20 % im Betrieb Wolz ergaben sich in den Wirkungskategorien Energieaufwand und damit verbunden, der Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern und dem Treibhauseffekt. War die

Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern und dem Treibhauseffekt. War die potentielle Bodenverdichtung bei der Ökobilanz in den Betrieben Erb und Wolz größer als im Betrieb Lehr, war sie bei der Ökoeffizienz kleiner.

3.5 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse untersucht den Einfluss von wichtigen Parametern auf die Ergebnisse einer Ökobilanz (Kap. 2.3.6). In der vorliegenden Arbeit wurden die folgenden Parameter untersucht.

- Die funktionelle Einheit:
In der Pflanzenproduktion sind folgende Faktoren mögliche Bezugsgrößen; die Fläche in Hektar, der Naturalertrag in Dezitonnen, Getreideeinheiten oder andere Qualitätseinheiten sowie der ökonomische Ertrag in Form des Deckungsbeitrags.
- Annahmen und Modelle bei der Abschätzung relevanter direkter Emissionen:
Als Emissionen, die einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der Ökobilanz ausüben, wurden Ammoniak- und Lachgasemissionen sowie Schwermetalleinträge aus der Düngung aufgezeigt.
- Datenquellen:
Die mit der Bereitstellung der Düngemittel verbundenen Umweltwirkungen nahmen in einigen Wirkungskategorien einen großen Anteil ein, deshalb wurden unterschiedliche Datenquellen für die Bereitstellung der Düngemittel verglichen.

Die Sensitivitätsanalyse bezüglich der funktionellen Einheit wurde sowohl beim Vergleich der Versuchsvarianten wie auch beim Vergleich der unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe durchgeführt, da in beiden Vergleichen ein Einfluss der funktionellen Einheit auf die Ergebnisse zu erwarten war. Der Einfluss von geänderten Annahmen oder Datenquellen, die mit der Düngung in Zusammenhang stehen, wurde für den Vergleich der Betriebe untersucht. Da in den Betrieben der Einsatz von Düngemittel variiert, sind hier auch deutliche Einflüsse wahrscheinlich. Bei den unterschiedlichen Versuchsvarianten war hingegen der Düngemiteleinsatz gleich, so dass sich durch eine Änderung von Annahmen bezüglich der Düngung die Ergebnisse der Varianten im Verhältnis zueinander nicht verändern.

3.5.1 Funktionelle Einheit

Wie die Auswahl der funktionellen Einheit das Ergebnis beeinflusst, wird durch die Darstellung der potentiellen Umweltwirkungen in Bezug auf mögliche funktionelle Einheiten deutlich, wie die Fläche in Hektar (ha), die Getreideeinheit (GE) und im Rahmen der Ökoeffizienz der Deckungsbeitrag (DB). Die Ergebnisse der Ökobilanzen mit der Getreideeinheit als funktionellen Einheit auf der einen Seite und der Ökoeffizienz auf der anderen Seite wurden bereits in Kap. 3.3.10 und 3.4.11 verglichen. Im Folgenden soll der Vergleich der Ökobilanzergebnisse mit Bezug auf die Fläche in Hektar und den Ertrag in Getreideeinheiten als funktionelle Einheit dargestellt werden. Zum Vergleich der Varianten aus dem Versuch zur konservierenden Bodenbearbeitung wurden die Ergebnisse der Pflugvariante in den verschiedenen Wirkungskategorien gleich 100 % gesetzt und für die Grubber- und Mulchsaatvariante die relativen prozentualen Anteile zur Pflugvariante berechnet (Abbildung 40). Dasselbe wird in Abbildung 41 für den Vergleich der drei unterschiedlich wirtschaftenden Betriebe dargestellt. Hier wurden die Ergebnisse in den verschiedenen Wirkungskategorien für den Betrieb Lehr (intensiv) gleich 100 % gesetzt.

Beim Vergleich der Bodenbearbeitungsvarianten ergaben sich, bezogen auf den Hektar als funktionelle Einheit, nur geringe Unterschiede zwischen den Varianten, da sich der Betriebsmitteleinsatz nur geringfügig beim Pflanzenschutz und dem Maschineneinsatz zur Bodenbearbeitung unterscheidet. Ergebnisse in Wirkungskategorien, die hauptsächlich durch den Düngereinsatz beeinflusst wurden, wie Treibhauseffekt, Versauerung, Toxizität, waren für die drei Varianten gleich. Bezogen auf die Getreideeinheit als funktionelle Einheit wird der Unterschied im Verhältnis der Versuchsvarianten zueinander durch den geringeren Ertrag in der Grubbervariante etwas vergrößert. Insgesamt sind die Unterschiede aber immer noch gering.

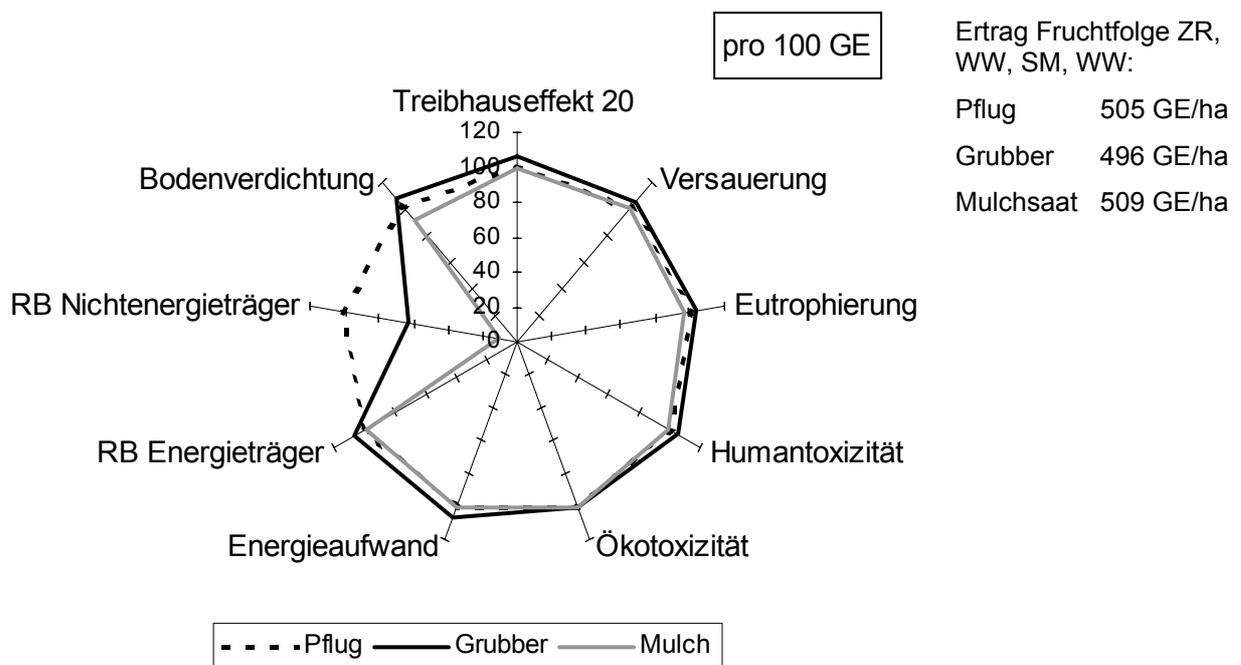
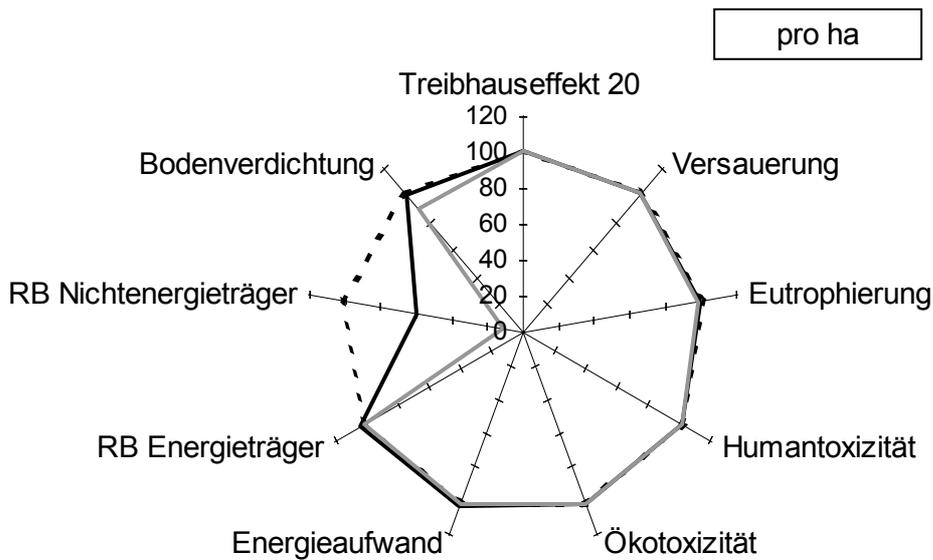


Abbildung 40: Vergleich des prozentualen Anteils der verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei Bodenbearbeitungsvarianten in Bezug auf die Fläche in Hektar und dem Ertrag in Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Variante Pflug entspricht 100 %.

Unterschiede, die sich durch die Wahl der funktionellen Einheit beim Vergleich der Ergebnisse der drei unterschiedlich wirtschaftenden Betriebe ergeben, sind deutlich zu sehen. Beim Hektar als funktionelle Einheit sind die Umweltwirkungen, die vom Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG vom Betrieb Wolz (extensiv) ausgehen, in beinahe allen Wirkungskategorien niedriger als bei den Betrieben Erb (Mulchsaat) und

Lehr (intensiv). Lediglich beim Human- und Ökotoxizitätspotential sind die Werte im Betrieb Wolz höher als bei Erb, da mehr organischer Dünger eingesetzt wird. Der Betrieb Erb hat wiederum geringere potentielle Umweltwirkungen als der Betrieb Lehr außer bei der Bodenbelastung.

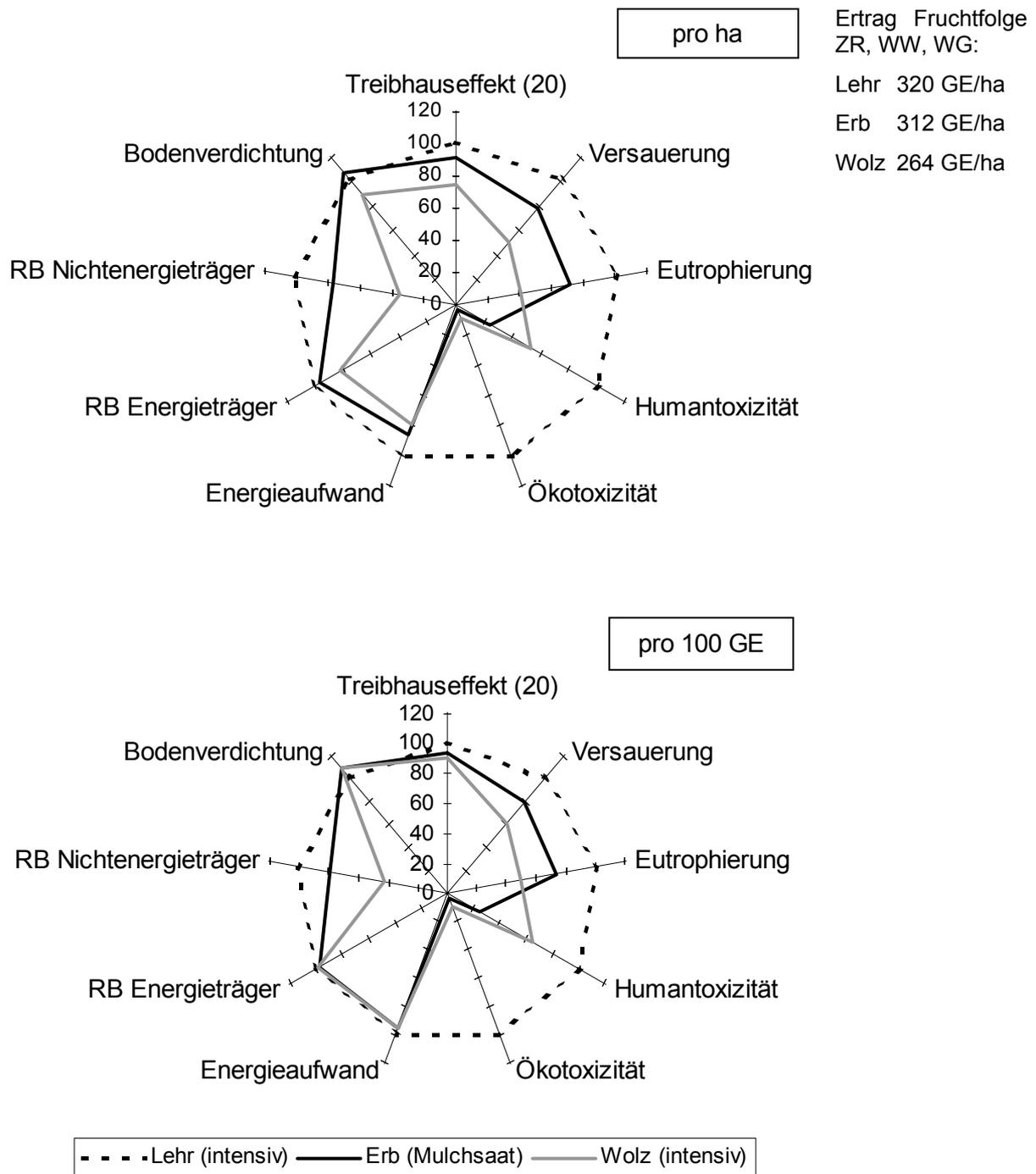


Abbildung 41: Vergleich des prozentualen Anteils der verschiedenen Umweltwirkungen zwischen den drei unterschiedlichen Betrieben in Bezug auf die Fläche in Hektar und dem Ertrag in Getreideeinheiten (GE) beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG. Betrieb Lehr entspricht 100 %.

Nimmt man die Getreideeinheit als funktionelle Einheit, verringern sich die Unterschiede zwischen den Betrieben, da der Betrieb Lehr (intensiv) mit den insgesamt höchsten Umweltwirkungen auch die höchsten Naturalerträge hat. Damit sinken die Belastungen pro Ertragseinheit im Vergleich zu den anderen Betrieben. Durch den deutlich geringeren Ertrag im Betrieb Wolz (extensiv) entstehen außer bei der Human- und Ökotoxizität auch beim kumulierten Energieaufwand und bei der Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern größere Belastungen als im Betrieb Erb (Mulchsaat). Bei der Bodenbelastung erreichen die Betriebe Erb und Wolz höhere Werte als der Betrieb Lehr.

3.5.2 Höhe der Ammoniakemissionen

Angewandtes Modell

Die Europäische Kommission zur Harmonisierung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft schlägt zur Abschätzung der Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern den Ansatz von *Menzi (1995, in Audsley 1997)* vor. Demnach werden 50 % der mit den Wirtschaftsdüngern ausgebrachten Ammoniummenge als Ammoniak emittiert. Dabei wird davon ausgegangen, dass 50 % der Gesamtstickstoffmenge in der Gülle als Ammonium vorliegen und 20 % bei Festmist.

Mögliche Ammoniakemissionen

Hinweise über die Spannweite möglicher Ammoniakemissionen liefern unterschiedliche Quellen, die als Grundlage für die Berechnung von Alternativszenarien in der Sensitivitätsanalyse dienen können. In der **Düngeverordnung (BML 1996)** wird im Rahmen der Düngebedarfsberechnung ein Stickstoffverlust im Stall und bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger von 10 % bei Gülle und Jauche und 25 % bei Festmist eingeräumt. Bei der Ausbringung kann bei flüssigen Wirtschaftsdüngern und Festmist ein Stickstoffverlust von 20 % des Gesamtstickstoffgehalts vor der Ausbringung angerechnet werden. Insgesamt können für die Verluste max. 30 % vom Gesamtstickstoff angerechnet werden. Bei einem Anteil von 75 % $\text{NH}_4\text{-N}$ am Gesamt-N in der Gülle und 10 % bei Festmist (*LAP Forchheim 1998*) würde dies einen anrechenbaren Stickstoffverlust durch die Ausbringung von 27 % des $\text{NH}_4\text{-N}$ in der Gülle und 100 % bei Festmist bedeuten.

Nach dem **Schätzrahmen** von *Horlacher und Marschner (1990)* sind bei der Ausbringung von Flüssigmist mit Breitverteiler bei einer mittleren Infiltrationsrate je nach Temperatur potentielle Verluste zwischen 22 und 75 % möglich. Durch die Einarbeitung des Flüssigmistes innerhalb der ersten 12 Stunden nach der Ausbringung (siehe Düngeverordnung) kann eine Minderung der Ammoniakverluste, je nach Temperatur und Zeitspanne, auf 4 bis 75 % des Gesamtpotentials stattfinden. Dies bedeutet insgesamt einen potentiellen Ammoniakverlust bei Breitverteilung mit Einarbeitung zwischen 1 % bei Temperaturen zwischen 0-5 °C und sofortiger Einarbeitung und 56 % bei Temperaturen von 15-20 °C und Einarbeitung nach 12 h.

In der **Literatur** sind nach (*KTBL 1990*) aufgrund von Versuchsergebnissen Emissionen an $\text{NH}_3\text{-N}$ in Abhängigkeit von der ausgebrachten Menge an $\text{NH}_4\text{-N}$ in Höhe von 5-30 % bei Einarbeitung der Gülle zu erwarten, von 32-60 % wenn die Gülle nicht eingearbeitet wird und von 60-80 % bei der Ausbringung auf die Stoppel mit Stroh ohne Einarbeitung.

Als Werte für die Sensitivitätsanalyse werden demnach Ammoniakemissionen angenommen, die verschiedene Situationen widerspiegeln.

- Alternativszenario 1 mit 20 % Ammoniakverlust, dies entspricht einer Verteilung mit Breitverteiler bei ungefähr 10-15 °C, bei Einarbeitung nach spätestens 4 Stunden oder bei 5-10 °C ohne Einarbeitung und einem Niederschlag nach 2 Tagen wie z.B. im Frühjahr vor Sommergetreide auf einen aufnahmefähigen Boden.
- Referenzszenario mit 50 % Ammoniakverlust
- Alternativszenario 2 mit 80 % Ammoniakverlust entspricht einer Ausbringung mit Breitverteiler bei ca. 15-20 °C, wie z.B. im Sommer auf die Stoppel ohne Niederschlag und Einarbeitung nach 24 Stunden nach der Ausbringung.

Sensitivitätsanalyse

Ammoniakemissionen tragen in der Umwelt sowohl zur Versauerung als auch zur Eutrophierung bei. Berechnet man für die drei unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe zum angenommenen Referenzszenario von 50 % Ammoniakverluste, Alternativszenarien von 20 % NH_3 -Verluste bei Einarbeitung der Gülle und maximal 80 % bei Ausbringung auf die Stoppel ohne Einarbeitung, so ergeben sich für die potentielle Versauerung die in Abbildung 42 dargestellten Werte. Die **Versauerungs-**

potentiale, ausgedrückt in SO_2 -Äquivalenten in den Alternativszenarien, weichen in den Betrieben Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv) um $\pm 42\%$ und im Betrieb Lehr (intensiv) um $\pm 48\%$ vom Referenzszenario ab. Die Annahme über die Höhe des Ammoniakverlusts beeinflusst somit wesentlich das absolute Gesamtergebnis der Bilanzierung.

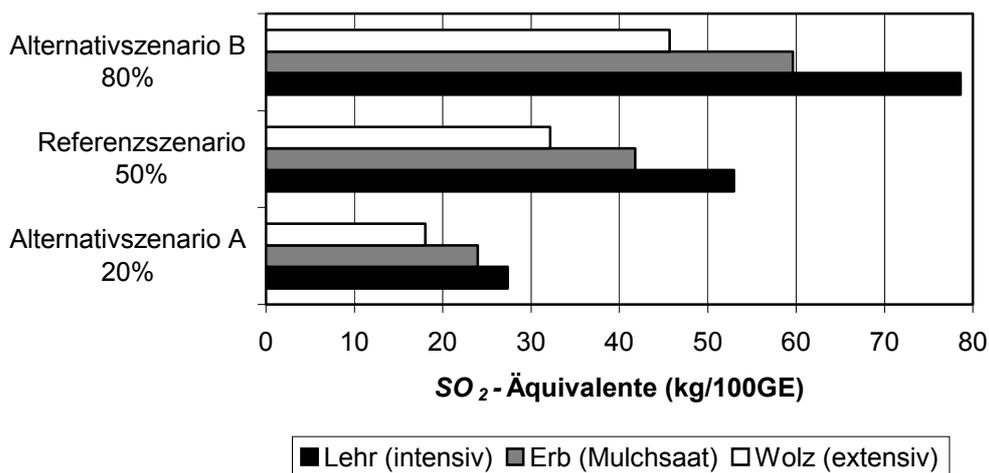


Abbildung 42: Potentielle Versauerung bei unterschiedlichen Szenarien unter der Annahme von 20 %, 50 % oder 80 % NH_3 -Verlusten bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger beim Anbau der Fruchtfolge ZR,WW,WG in den Betrieben Wolz, Erb und Lehr.

Beim **Eutrophierungspotential** werden Differenzen zwischen den Alternativszenarien und dem Referenzszenario von $\pm 1,84$ kg $PO_4/100$ GE im Betrieb Wolz erreicht, von $\pm 3,69$ kg $PO_4/100$ GE im Betrieb Erb und von $\pm 3,21$ kg $PO_4/100$ GE im Betrieb Lehr (Abbildung 43). Die Abweichungen zwischen dem Referenzszenario und den Alternativszenarien beträgt somit zwischen $\pm 21\%$ und $\pm 36\%$. Annahmen zur Höhe der Ammoniakemissionen aus Wirtschaftsdüngern haben demnach einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe des Eutrophierungspotentials.

Obwohl beim Versauerungs- und Eutrophierungspotential die Werte deutlich von der Annahme über die Höhe der Ammoniakemission beeinflusst werden, ändert sich am Ergebnis beim relativen Vergleich der Betriebe zueinander nur wenig. Mit zunehmender Höhe der Ammoniakemissionen werden jedoch die absoluten Unterschiede zwischen den Betrieben größer.

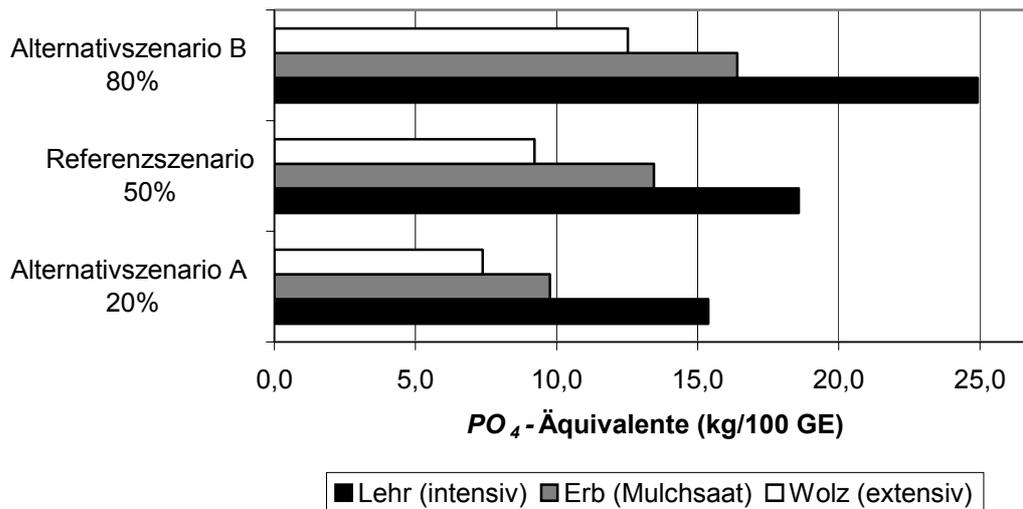


Abbildung 43: Eutrophierungspotential bei unterschiedlichen Szenarien unter der Annahme von 20 %, 50 % oder 80 % NH_3 -Verlusten bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger beim Anbau der Fruchtfolge ZR,WW,WG in den Betrieben Wolz, Erb und Lehr.

3.5.3 Höhe der Lachgasemissionen

Angewandtes Modell und mögliche Lachgasemissionen

Die Emissionen an Lachgas ($\text{N}_2\text{O-N}$) werden nach den Angaben von *IPCC (1997)* mit 1,25 % des ausgebrachten Düngerstickstoffs berechnet. *IPCC (1997)* auf der Grundlage von *Bouwman (1996)* geben eine Spanne für $\text{N}_2\text{O-N}$ -Emissionen zwischen 0,25 und 2,25 % der eingesetzten Stickstoffmenge an. Unter vergleichbaren Boden- und Klimaverhältnissen wurden im Kraichgau beim Anbau von Winterweizen jährliche $\text{N}_2\text{O-N}$ Emissionen zwischen 5,1 und 6,4 kg $\text{N}_2\text{O-N/ha}$ berechnet (*Schmidt 1998*). Hierbei sind allerdings N_2O -Hintergrundemissionen enthalten, die nicht auf die N-Düngung zurückgeführt werden können. Nach *Bouwman (1996)* ist als Hintergrundemission auf landwirtschaftlichen Flächen entsprechend der Lachgasemission ungedüngter Flächen von 1 kg $\text{N}_2\text{O-N/ha}$ auszugehen. Nach Abzug einer angenommenen Hintergrundemission von 1 kg $\text{N}_2\text{O-N}$ ergeben sich für die Ergebnisse nach *Schmidt (1998)* prozentuale $\text{N}_2\text{O-N}$ -Emissionen zwischen 2,48 und 3,72 % der gedüngten Stickstoffmenge. Andere Untersuchungen bei Ackerkulturen ergaben Werte bis zu 9,42 % (Tabelle 83). Bei Versuchen, in denen die N_2O -Emissionen getrennt für das Winterhalbjahr und die Vegetationszeit berechnet wurden, sind beim Anbau von Winterweizen die Emissionen in der Vegetationsperiode (*Dörsch 2000*), beim Anbau von Winterraps im Winterhalbjahr (*Teepe 1999*) höher.

Tabelle 83: Lachgasemissionen in (kg/ha) in der Winter- und Vegetationsperiode und ganz-jährig beim Anbau unterschiedlicher Fruchtarten. Sowie Lachgasemissionen in Prozent der eingesetzten Stickstoffdüngung nach Abzug einer Hintergrundemission von 1 kg N₂O-N/ha*a

Autor	Nov. – März	April – Okt.	Ganz- jährig	N Düngung (kg/ha)	N ₂ O-N (%) vom Dünger-N	Fruchtart	Klima	Bodenart
<i>Schmidt</i> (1998)			5,1	165	2,48	WW	9,5 °C,	IU
			6,4	145	3,72	WW	797 mm	U
<i>Dörsch</i> (2000)	2,3	7,1	9,4	190	4,42	WW	7,4 °C, 833 mm	uL
<i>Hack</i> (1999)			3,5	140	1,79	Mais		uL
			4,0	140	2,14	Mais		tL
			7,0	125	4,80	Mais		tL
<i>Teepe</i> (1999)	3,0	2,0	5,0	195	2,05	Raps	7,6 °C, 670 mm,	

Sensitivitätsanalyse

In der Sensitivitätsanalyse wurde das Treibhauspotential für zwei Alternativszenarien abgeschätzt. Als Werte für die Lachgasemissionen wurde zum Einen der untere der von *IPCC (1997)* angegebenen Grenzwerte von 0,25 % angenommen. Zum Anderen wurde der Median der gemessenen N₂O-Emissionen von 2,48 % eingesetzt. Dieser Median entspricht auch dem Messwert von *Schmidt (1998)*, der unter ähnlichen klimatischen Bedingungen und bei einem N-Düngereinsatz gemessen wurde, der einem mittleren Wert auf den betrachteten Betrieben für Winterweizen entspricht.

Dabei sind die Emissionen bezogen auf den Hektar in allen drei Szenarien im Betrieb Wolz am geringsten und im Betrieb Lehr am höchsten. Im Vergleich zum Referenzszenario verringern sich die N₂O-Emissionen im Alternativszenario A zwischen 33 % im Betrieb Wolz und 39 % im Betrieb Erb. Im Alternativszenario B unter der Annahme von 2,48 % N₂O-N-Verlusten des eingesetzten Dünger-N erhöhen sich die Emissionen um 37 % (Betrieb Lehr) bis 58 % (Betrieb Wolz) gegenüber dem Referenzszenario.

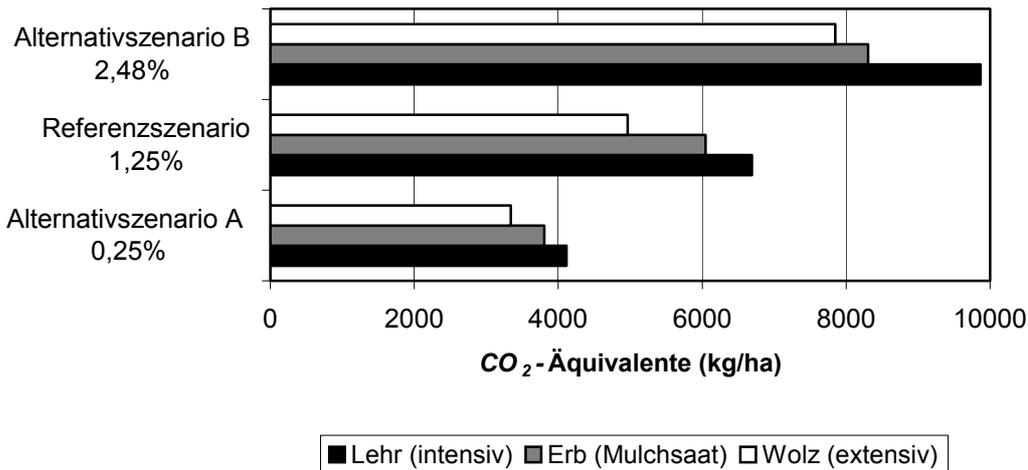


Abbildung 44: Treibhauspotential bei unterschiedlichen Szenarien unter der Annahme von 2,48 %, 1,25 % oder 0,25 % N₂O-N-Verlusten des eingesetzten Dünger-N beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG in den Betrieben Wolz, Erb und Lehr.

Damit hat die Annahme über die Höhe der prozentualen N₂O-Emissionen vom eingesetzten Stickstoffdünger einen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtpotential an Treibhausgasemissionen. Das relative Verhältnis beim Vergleich der Betriebe verändert sich dadurch jedoch nicht. Gegenüber den in unterschiedlichen Versuchen gemessenen Werten (Tabelle 83) erscheint der angenommene Wert von 1,25 % NO₂-N-Emissionen des eingesetzten N-Düngers nach IPCC (1997) eher als zu gering.

3.5.4 Toxizität

Die Ergebnisse zur Human- und Ökotoxizität wurden mit dem Modell Critical-Surface-Time 95 (CST 95) von Jolliet und Crettaz (1997) berechnet, wie es von der Kommission zur Harmonisierung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft empfohlen wird. Dabei wird insbesondere der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln und Schwermetallen bilanziert, die als die schädlichsten Emissionen aus der Landwirtschaft angesehen werden. Nach CST 95 sind für 102 unterschiedliche Pflanzenschutzmittelwirkstoffe Toxizitätspotentiale berechnet, darin sind 75 % der auf den hier betrachteten Betrieben eingesetzten Pflanzenschutzmittel berücksichtigt. Für die restlichen Pflanzenschutzmittel konnten die Toxizitätspotentiale anhand des Modells CST 95 selbst berechnet werden.

Aus Berechnungen mit einem anderen Modell USES 2.0 (Huijbregts 1999) liegen für 30 % der eingesetzten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe Toxizitätspotentiale vor. Eine eigene Berechnung der Toxizitätspotentiale für die restlichen Pflanzenschutzmittel ist

aufgrund des komplexen Modellansatzes nicht möglich. Tabelle 84 zeigt einen Vergleich der Toxizitätspotentiale, die mit Hilfe der zwei unterschiedlichen Modelle berechnet wurden. Die Werte sind Gesamtwerte, die beim Humantoxizitätspotential die Austragspfade Luft-Luft, Wasser-Wasser und Boden-Nahrung umfassen, beim Ökotoxizitätspotential die Austragspfade Luft-Wasser, Wasser-Wasser, Boden-Wasser, Luft-Boden und Boden-Boden. Dabei werden die Toxizitätspotentiale für CST 95 in Blei-, bzw. Zink-Äquivalenten ausgedrückt, für USES 2.0 in 1,4 Dichlorbenzen (DCB)-Äquivalenten, so dass die Zahlen nicht direkt miteinander vergleichbar sind.

Tabelle 84: Vergleich von Human- und Ökotoxizitätspotentialen für Pflanzenschutzmittel und Schwermetalle (kg/kg ausgebrachter Wirkstoff), berechnet mit zwei unterschiedlichen Modellen

Emissionen	Humantoxizität		Ökotoxizität	
	CST 95 Pb-Äquivalent	USES 2.0 1,4 DCB-Äquivalent	CST 95 Zn-Äquivalent	USES 2.0 1,4 DCB-Äquivalent
2,4-D	4,10E-01	5,71E+01	2,98E-04	4,70E+02
Bentazon	4,60E-02	1,71E+01	1,36E-04	6,57E+01
Carbendazim	2,08E+00	1,59E+02	2,35E-01	5,07E+03
Chloridazon	1,83E-01	2,35E+00	3,56E-04	3,37E+01
Chlortalonil	4,07E-01	1,60E+01	7,49E-01	3,74E+02
Dichlorprop-P	8,66E-02	7,01E+01	4,77E-07	5,41E+00
Glyphosphat	2,76E-01	8,41E-02	8,34E-05	1,42E+03
Isoproturon	4,76E-01	1,10E+03	1,24E-01	2,35E+03
MCPA	2,56E+01	1,30E+02	9,78E-06	2,87E+01
Metamitron	1,92E-01	7,54E+00	2,23E-02	6,50E+01
Triallat	4,22E-01	9,85E+01	8,76E-06	4,91E+04
Arsen	8,70E+04	3,83E+05	3,89E+00	5,29E+03
Blei	2,23E+04	3,78E+03	1,09E+01	6,75E+01
Cadmium	1,79E+05	1,70E+05	8,52E+02	1,54E+05
Chrom unspesz.	3,57E+04	5,75E+03	4,54E+00	9,31E+03
Kobalt	2,40E+05	1,95E+04	3,50E-01	2,67E+03
Kupfer	1,41E+03	4,40E+03	8,42E+00	2,03E+03
Nickel	3,57E+03	3,80E+04	2,72E+00	5,89E+03
Quecksilber	4,46E+05	1,33E+04	2,09E+03	8,69E+04
Selen	6,24E+05	1,33E+05	0,00E+00	5,39E+03
Zink	2,57E+02	2,22E+02	2,64E+00	1,95E+02
Zinn	8,70E+01	3,00E+01	0,00E+00	6,34E+01

Die Ergebnisse zeigen, dass die Toxizitätspotentiale für Pflanzenschutzmittel verglichen mit denen für Schwermetalle nach den Berechnungen mit USES 2.0 höher sind, als die mit dem Modell CST 95 ermittelten. Das heißt, mit dem Modell CST 95

werden die Schwermetalle stärker gewichtet als mit dem Modell USES 2.0. Der Eintrag von Schwermetallen über die mineralische und organische Düngung bei den Berechnungen mit dem Modell CST 95 verursacht den Großteil der Human- und Ökotoxizitätsbelastungen, während die eingesetzten Pflanzenschutzmittel nahezu keine Rolle spielen. Durch den Vergleich dieser Ergebnisse mit Ergebnissen, die anhand des Modells USES 2.0 berechnet wurden, soll dargestellt werden, welchen Einfluss die unterschiedliche Gewichtung der Äquivalenzfaktoren für Pestizide und Schwermetalle in den Modellen haben. Hierbei wurden nur die in Tabelle 84 aufgeführten Pestizide berücksichtigt, für die in beiden Modellen Toxizitätspotentiale vorliegen.

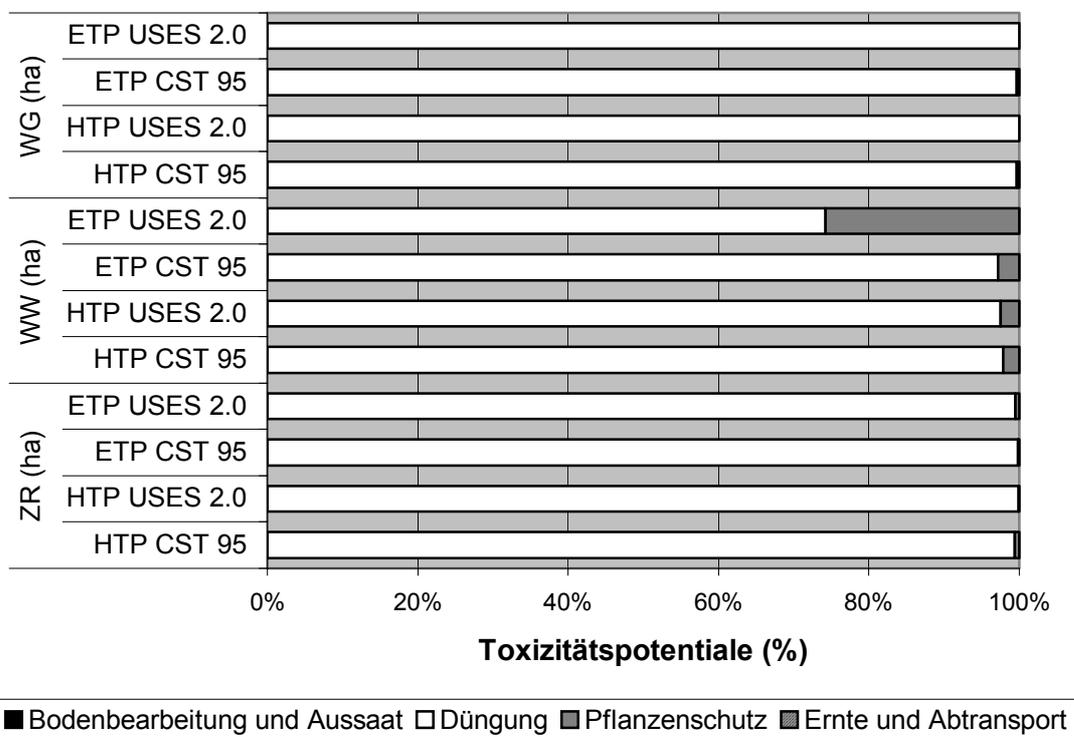


Abbildung 45: Vergleich der prozentualen Ökotoxizitätspotentiale (ETP) und Humantoxizitätspotentiale (HTP), abgeschätzt mit den Modellen USES 2.0 und CST 95 beim Anbau der Fruchtfolge ZR, WW, WG im Betrieb Lehr.

Der Vergleich der zwei Modelle zeigt, dass bei beiden Modellen der Einfluss der Düngung und damit die mit der Düngung ausgebrachten Schwermetalle den Großteil der potentiellen Toxizität verursachen. Abweichende Ergebnisse sind im Bereich Ökotoxizität beim Anbau von Winterweizen zu sehen. Hier trägt der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nach Berechnungen mit USES 2.0 zu 26 % zum ETP bei, nach CST 95 zu knapp 3 %. Beim Anbau von Winterweizen konnte über die Hälfte

der eingesetzten Menge an Pflanzenschutzmitteln berücksichtigt werden. Beim Anbau von Zuckerrüben, wo ungefähr 70 % der eingesetzten Pflanzenschutzmittelmengen berücksichtigt wurden, ergeben sich kaum Unterschiede zwischen den Modellen.

3.5.5 Datengrundlage der Bereitstellung von Düngemitteln

Die Bereitstellung von Düngemitteln übt in den Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand, Treibhauseffekt, Eutrophierung und Ökotoxizität einen deutlichen Einfluss aus. Grundlegende Daten hierfür wurden von *Patyk und Reinhardt (1997)* erarbeitet. Sie bilden auch teilweise die Grundlage für die Berechnungen zur Düngerbereitstellung von *Gaillard et al. (1997)*, der jedoch ein umfassenderes Umweltinventar berücksichtigt.

Der **kumulierte Energieaufwand** für die Düngerbereitstellung unterscheidet sich beim Vergleich der Werte - berechnet anhand der beiden Datenquellen - nur wenig. Insgesamt entstehen bei den Berechnungen nach *Patyk und Reinhardt (1997)* zwischen 1,1 % (Wolz, extensiv) und 2,3 % (Lehr, intensiv) geringere Energieaufwendungen für die Düngerbereitstellung in den Betrieben. Für den Betrieb Lehr ist nach *Gaillard et al. (1997)* der Energieaufwand bei der Produktion von Phosphordünger um 473 MJ/ha höher, dies wird jedoch teilweise durch einen um 258 MJ/ha geringeren Aufwand für den Transport ausgeglichen. Beim Vergleich des KEA für den gesamten Anbau ergeben sich prozentuale Abweichungen durch die unterschiedlichen Werte für die Düngerbereitstellung zwischen 0,53 % und 1,27 %.

Tabelle 85: Kumulierter Energieaufwand (MJ/ha) durch die Düngerbereitstellung, Berechnung auf Grundlage von zwei unterschiedlichen Datenquellen in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Datenquelle	Betrieb	N-Dünger	P-Dünger	K ₂ O-Dünger	Gesamt Kumulierter Energieaufwand (MJ/ha)
<i>Patyk und Reinhardt (1997)</i>	Wolz (extensiv)	16155		629	16784
	Erb (Mulchsaat)	20072			20072
	Lehr (intensiv)	21051	1394	838	23283
<i>Gaillard et al. (1997)</i>	Wolz (extensiv)	15995		705	17037
	Erb (Mulchsaat)	19873			20291
	Lehr (intensiv)	20960	1609	941	23830

Vergleicht man die beiden Datenquellen hinsichtlich des **Treibhauseffekts** aufgrund der Düngerbereitstellung, so sind die Werte nach *Patyk und Reinhardt (1997)* deutlich höher. Der größte Unterschied ergibt sich bei der Bereitstellung des Phosphordüngers und hier bei dessen Transport. Die CO₂-Emissionen beim Transport des Phosphordüngers sind bei *Patyk und Reinhardt (1997)* ungefähr dreifach so hoch als bei *Gaillard et al. (1997)*, obwohl geringere Transportentfernungen angenommen werden. Der Grund hierfür ist aus den Datenquellen nicht ersichtlich. Gemessen am potentiellen Treibhauseffekt für den gesamten Anbau betragen die Abweichungen zwischen 0,02 % und 0,25 %, bei Annahme der unterschiedlichen Datenquellen für die Düngerbereitstellung.

Tabelle 86: Treibhauseffekt infolge der Düngerbereitstellung, Berechnung auf Grundlage von zwei unterschiedlichen Datenquellen in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Datenquelle	Betrieb	N-Dünger	P-Dünger CO ₂ -Äquivalente kg/ha	K ₂ O-Dünger	Gesamt
<i>Patyk und Reinhardt (1997)</i>	Wolz (extensiv)	2,59		1,25	3,83
	Erb (Mulchsaat)	3,22			3,22
	Lehr (intensiv)	3,37	23,25	1,66	28,28
<i>Gaillard et al. (1997)</i>	Wolz (extensiv)	1,39		0,78	2,17
	Erb (Mulchsaat)	1,72			1,72
	Lehr (intensiv)	1,81	8,76	1,04	11,61

Beim **Eutrophierungspotential** werden von *Patyk und Reinhard (1997)* Emissionen von Stickstoffoxiden und Ammoniak berücksichtigt, bei *Gaillard et al. (1997)* zusätzlich Phosphat-, Nitrat- und unspezifische Phosphoremissionen. Vor allem bei der Bereitstellung des Phosphordüngers, der nur im Betrieb Lehr eingesetzt wird, entsteht durch die Anrechnung der Phosphatemissionen ein deutlich höheres Eutrophierungspotential in diesem Betrieb. Die Betriebe Erb und Wolz führen ausschließlich über organische Dünger Phosphor zu. Für die Stickstoffdüngung liegen die Werte nach *Patyk und Reinhard (1997)* etwas höher, da hier höhere Stickoxid- und Ammoniakemissionen durch die Düngerproduktion berechnet wurden. Die Abweichungen der Ergebnisse für den gesamten Anbau belaufen sich auf 7,25 % für den Betrieb Lehr, 1,37 % für den Betrieb Erb und 1,54 % für den Betrieb Wolz.

Tabelle 87: Eutrophierungspotentiale durch die Düngerbereitstellung, Berechnung auf Grundlage von zwei unterschiedlichen Datenquellen in den drei Vergleichsbetrieben in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Datenquelle	Betrieb	N-Dünger	P-Dünger PO ₄ -Äquivalente kg/ha	K ₂ O-Dünger	Gesamt
<i>Patyk und Reinhard (1997)</i>	Wolz (extensiv)	1,415		0,007	1,422
	Erb (Mulchsaat)	1,757			1,757
	Lehr (intensiv)	1,843	0,083	0,009	1,936
<i>Gaillard et al. (1997)</i>	Wolz (extensiv)	1,002		0,012	1,014
	Erb (Mulchsaat)	1,245			1,245
	Lehr (intensiv)	1,306	4,923	0,016	6,245

Für die Wirkungskategorie **Ökotoxizität** werden von *Patyk und Reinhardt (1997)* andere ökotoxische Emissionen angegeben als bei *Gaillard et al. (1997)*, weshalb ein direkter Vergleich der Emissionen in den beiden Datenquellen nicht möglich ist. Emissionen von Schwermetallen, die den Hauptteil der ökotoxischen Belastung im Bereich der Düngung darstellen, werden bei *Patyk und Reinhardt (1997)* nicht berücksichtigt. Für Emissionen, die bei *Patyk und Reinhardt (1997)* bilanziert werden, liegen im angewandten Modell CST 95 keine Toxizitätsäquivalente vor. Ein Vergleich der Toxizitätspotentiale anhand der beiden Datenquellen ist daher nicht möglich.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Auswirkungen der beiden unterschiedlichen Datenquellen für die Düngerbereitstellung im Detail durchaus Unterschiede aufweisen. Bezieht man die Ergebnisse jedoch nicht nur auf den Schritt der Düngerbereitstellung, sondern auf den gesamten Anbauprozess, so sind die Unterschiede in den relevanten, dargestellten Wirkungskategorien eher gering.

3.6 Bewertung

Eine Anwendungsmöglichkeit der Ökobilanzergebnisse der drei unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe liegt im Produktmarketing. Hierzu ist eine übersichtliche und für den Abnehmer leicht zu erfassende Darstellung notwendig. Am leichtesten ist das Gesamtergebnis einer Ökobilanz zu erfassen, wenn die Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien zu einem einzelnen Index zusammengefasst werden. Dazu müssen die Ergebnisse in einem Bewertungsverfahren normiert und gewichtet werden. Dafür stehen unterschiedliche Verfahren zur Verfügung (siehe Kap. 2.3.8). Um den Einfluss unterschiedlicher Bewertungsverfahren aufzuzeigen, wurden die

bilanzierten Wirkungspotentiale mit Bezug auf die Gesamtemissionen in Deutschland normiert und anhand der unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren aus den Bewertungsverfahren gewichtet. Dabei konnten die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung sowie Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern berücksichtigt werden.

Tabelle 88: Normierte Wirkungspotentiale, Bezugsgröße: Gesamtemissionen in Deutschland

	Lehr (intensiv)	Erb (Mulchsaat)	Wolz (extensiv)
Treibhauseffekt	5,9 E-09	5,3 E-09	4,4 E-09
Ressourcenbeanspruchung Energieträger	1,6 E-09	1,4 E-09	1,2 E-09
Versauerung	7,1 E-08	3,5 E-08	2,3 E-08
Eutrophierung	1,3 E-07	6,7 E-08	3,8 E-08

Die normierten Daten zeigen, dass in der Wirkungskategorie Eutrophierung die Wirkungspotentiale im Verhältnis zur Gesamtemission in Deutschland am größten sind. Eine ähnliche Relevanz besitzen die Wirkungen im Bereich der Versauerung. Die Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern und der Treibhauseffekt beim Anbau von ZR, WW, WG sind im Vergleich dazu, auf den drei Betrieben im Verhältnis zur Gesamtemission in Deutschland, geringer.

Werden die normierten Wirkungspotentiale anhand der Faktoren aus den Bewertungsverfahren „Expertenbefragung“, „Politische Ziele“ und „Nachhaltige Entwicklung“ (siehe Tab. 20) gewichtet, zeigt sich folgendes Bild (Abb. 46). Bei allen drei Bewertungsverfahren sind die Belastungen in den berücksichtigten Wirkungskategorien auf dem Betrieb Lehr (intensiv) größer als auf dem Betrieb Erb (Mulchsaat) und hier wiederum größer als auf dem Betrieb Wolz (extensiv). Unterschiede bei den Gewichtungsfaktoren von bis zu 12 % zwischen den Bewertungsverfahren führen nicht zu einer anderen Reihenfolge bei der Gesamtbewertung der Betriebe.

Das Bewertungsverfahren „Politische Ziele“ gewichtet die Wirkungskategorien Eutrophierung mit 16 % und Versauerung mit 18 % stärker als die beiden anderen Verfahren. Da in diesen Wirkungskategorien die höchsten normierten Wirkungspotentiale vorliegen, ergeben sich hier die jeweils höchsten Gesamtwerte für die einzelnen Betriebe. Obwohl die Gewichtungsfaktoren beim Treibhauseffekt mit 16 % (Expertenbefragung), 20 % (Politische Ziele) und 28 % (Nachhaltige Entwicklung) am höchsten sind, ist der Anteil der gewichteten Belastung an der dargestellten Gesamt-

belastung nur gering. Hier wirken sich, wie bei der Ressourcenbeanspruchung an Energieträgern, die geringeren normierten Wirkungspotentiale aus.

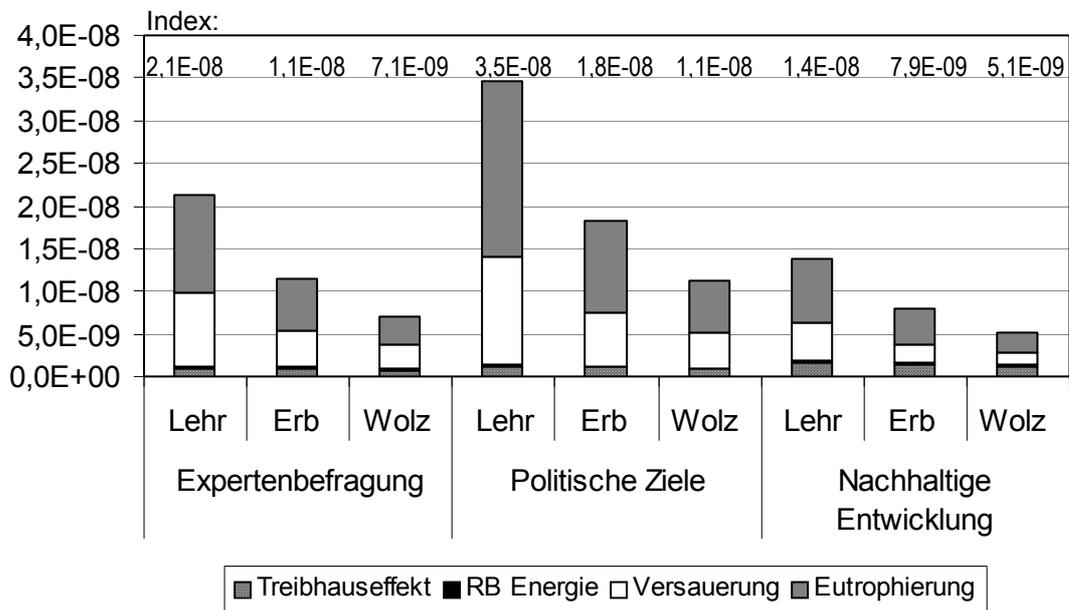


Abbildung 46: Bilanzbewertung der Betriebe anhand unterschiedlicher Bewertungsverfahren

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Im Folgenden sollen vier wesentliche Aspekte diskutiert werden. Zum Einen wird betrachtet, in wie weit sich die Methodik der Ökobilanzierung allgemein unter dem Aspekt der Datenqualität und der verfügbaren Modelle zur Abschätzung von Umwelteffekten in der Landwirtschaft eignet (Kap. 4.1). Ein besonderer Fokus liegt dabei auf den Modellen zur Abschätzung direkter Emissionen, da die Ergebnisse der Ökobilanzen zeigen, dass ein Großteil der potentiellen Umweltwirkungen durch direkte Emissionen verursacht werden. Zum Zweiten wird die Methodik, die zur Abschätzung von Umweltwirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens entwickelt wurde, diskutiert (Kap. 4.2). Aspekte sind dabei die Qualität der eingesetzten Indikatoren, die Zuordnung dieser Indikatoren zu Wirkungskategorien und die Vollständigkeit der berücksichtigten Wirkungen. Des weiteren wird anhand der Ergebnisse aus den Ökobilanzen zum Vergleich der drei Bodenbearbeitungsvarianten erörtert, ob sich die Ökobilanz als Instrument zum Umweltmanagement in der Pflanzenproduktion eignet (Kap.4.3). Die Trennschärfe der Ökobilanzierung, die Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse und der Vergleich mit anderen Instrumenten zur Abschätzung von Umwelteffekten aus der Landwirtschaft stehen dabei im Vordergrund. Darüber hinaus geht es um die Frage der Transparenz und Darstellbarkeit der Ergebnisse sowie der Vergleichbarkeit von Anbausystemen, wenn Ökobilanzen als Marketinginstrument eingesetzt werden sollen (Kap. 4.4).

Die Methodik und die Ergebnisse der Ökobilanzen wurden im Arbeitskreis konservierende Bodenbearbeitung im Jagsttal mit den Betriebsleitern der bilanzierten Betriebe und Herrn Andreas Kicherer, dem Leiter der Arbeitsgruppe Ökobilanzen der BASF Ludwigshafen, diskutiert. Einige der dabei vorgebrachten Kommentare werden als Anmerkungen in die Diskussion mit einbezogen.

4.1 Methode der Ökobilanz

Ökobilanzen als Instrumente zum Umweltmanagement in der Landwirtschaft haben im Vergleich zu anderen Verfahren zwei wesentliche Merkmale. Zum Einem die Normierung (*ISO 14040ff*), wodurch ein gewisser Qualitätsstandard der Ergebnisse gefördert wird, und zum Anderen die Berücksichtigung von Umweltwirkungen über den gesamten Lebensweg. Das bedeutet, dass Emissionen, die in den Vorketten bei

der Bereitstellung von Produktionsmitteln entstehen, und der Ressourceneinsatz in den Vorketten mit berücksichtigt werden. Konsequenzen dieser Vorgehensweise sind auf der einen Seite ein hoher Datenaufwand, andererseits ist eine umfassendere Abschätzung der Umweltwirkung durch die Berücksichtigung von direkten und indirekten Emissionen möglich. Werden Ökobilanzen zur Abschätzung von Umweltwirkungen in der Pflanzenproduktion eingesetzt, stellen sich bezüglich der Methode unter anderem die folgenden zwei Fragen.

- i. Ist die Verfügbarkeit und Qualität der Daten ausreichend?
- ii. Berücksichtigen die Modelle zur Abschätzung der Umweltwirkungen in ausreichendem Maße Bewirtschaftungseinflüsse, um Unterschiede zwischen Anbauverfahren abzubilden? Dies gilt insbesondere bei der Abschätzung direkter Emissionen aufgrund deren Relevanz.

Dabei soll aufgezeigt werden, wo aufbauend auf den Ergebnissen dieser Arbeit, Entwicklungspotentiale in der Methodik von Ökobilanzen beim Einsatz in der Pflanzenproduktion bestehen.

4.1.1 Datenverfügbarkeit

Für Ökobilanzen im Bereich der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion stehen Daten für die Bereitstellung von Produktionsmitteln wie Düngemitteln, Maschinen und Geräten, Pflanzenschutzmitteln und Saatgut zur Verfügung. Darüber hinaus sind Daten und Modelle erforderlich, mit denen die direkten Emissionen abgeschätzt werden können. Bei der Verfügbarkeit von Daten sind Aspekte wie der Zugang zu den Daten und die Datenqualität entscheidend.

Zugang zu Daten über die Bereitstellung von Produktionsmitteln in der Pflanzenproduktion finden sich in frei zugänglichen elektronischen Datenbanken, in Programmen zur Berechnung von Ökobilanzen und in Veröffentlichungen, die sich meist mit bestimmten Produktionsmitteln beschäftigen. In frei zugänglichen **Datenbanken** mit Daten zur Landwirtschaft, wie die Basisdaten Umweltmanagement (BAUM), die im Projekt ProBas des Umweltbundesamtes (UBA 2002) erarbeitet werden, oder GEMIS 4.1 (Ökoinstitut Freiburg 2001) sind nur wenige Datensätze zu Prozessen zur Bereitstellung von Produktionsmitteln in der Landwirtschaft vorhanden. Vorhandene Datensätze sind die Bereitstellung von Stickstoff-, Kalium-,

Phosphor- und Calciumdünger sowie die Produktion von Stahl als Grundlage für die Maschinenproduktion. Dabei fehlt die Differenzierung der Düngemittel in verschiedene Düngerformen, die durchaus einen Einfluss auf die Ergebnisse der Ökobilanz haben können (Möhlmann 1998). Daten zur Produktion verschiedener Pflanzenschutzmittel oder von Saatgut fehlen völlig. Die Datengrundlagen im Bereich der Pflanzenproduktion, die über Datenbanken im Netz verfügbar sind, sind somit derzeit eher unbefriedigend. Im weiteren Projektverlauf von BAUM, wie auch durch die Arbeit an ähnlichen Projekten wie z.B. Ecoinvent 2000 (ETH 2001), ist zu erwarten, dass sich die Datenverfügbarkeit in Zukunft verbessert.

Software zur Berechnung von Ökobilanzen, die mit den entsprechenden Daten im Bereich Landwirtschaft eingesetzt werden kann, ist kaum vorhanden. Das Programm Umberto wurde bei Ökobilanzen in der Landwirtschaft eingesetzt und weiterentwickelt (Möhlmann 1998, Heuer 1999, Patyk und Reinhardt 1997). Der Einsatz im wissenschaftlichen oder betrieblichen Bereich ist jedoch durch die damit verbundenen Kosten für das Programm eingeschränkt.

Daten zum Umweltinventar bei der Bereitstellung von Düngemitteln (Patyk und Reinhardt 1997), bei der Bereitstellung und dem Einsatz von Nutzfahrzeugen (Borken et al. 1999, KTBL 2000), der Energiebilanz von Produktionsmitteln (Mörschner 2000) und von Produktionsmitteln in der Landwirtschaft insgesamt (Gaillard et al. 1997) liegen als **Veröffentlichungen** vor und können entsprechend eingesetzt werden. Bezüglich der Datenqualität sind jedoch einige Punkte kritisch zu betrachten, die im Folgenden aufgezeigt werden sollen.

Unzureichend ist die Datengrundlage zur Bilanzierung der Bereitstellung von **Pflanzenschutzmitteln**. Hier werden Prozessdaten für die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln nach Green (1987) herangezogen, die sich auf Materialflüsse und Verlaufpläne aus Patentbeschreibungen von Pflanzenschutzmitteln stützen. Einige der damals berücksichtigten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe sind heute nicht mehr im Einsatz, für neuere Wirkstoffe fehlen entsprechende Berechnungen. Aufgrund der Datenunsicherheit wäre eine mögliche Herangehensweise, die Bilanzierung der Pflanzenschutzmittel aufgrund der im Vergleich zu anderen Produktionsmitteln gering eingesetzten Mengen ganz zu vernachlässigen. Dem widerspricht die mögliche Bedeutung der Pestizide in den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität

aufgrund direkter Emissionen beim Anbau. Eine weitere Alternative bestünde darin, Umweltwirkungen, die mit der Bereitstellung der Pestizide verbunden sind, aufgrund der Datenunsicherheit wegzulassen und nur die direkten toxischen Wirkungen beim Anbau zu bilanzieren. Dies widerspricht dem methodischen Ansatz der Ökobilanz, die im Produktionssystem eingesetzten Produktionsmittel von der Herstellung bis zu deren Einsatz zu bilanzieren. Dass Stoff- und Energieströme bei der Produktion von Pflanzenschutzmitteln von den Firmen veröffentlicht werden ist nicht zu erwarten, da daraus leicht Rückschlüsse auf Verfahrensweise und Herstellung der Wirkstoffe gezogen werden können. Dies soll aus Gründen des Patentschutzes vermieden werden (*Anmerkung Kicherer 2001, Anhang*). Bezüglich der Umwelteffekte bei der Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln können somit nur die derzeit zur Verfügung stehenden Daten eingesetzt werden.

Bei der Berechnung der indirekten Emissionen aufgrund der Bereitstellung und Instandhaltung der landwirtschaftlichen **Maschinen und Geräte** sind zwei Punkte kritisch zu betrachten. Zum Einen lassen sich in der Literatur unterschiedliche Werte für den Primärenergiebedarf finden. Die in dieser Arbeit angenommenen Werte, die je nach Art der Maschinen und Geräte von einem Primärenergiebedarf für die Bereitstellung und Instandhaltung zwischen 129 und 206 MJ/kg Maschinenmasse (*Gaillard et al. 1997*) ausgehen, sind höher als in anderen Veröffentlichungen angegebene Werte, wie z.B. bei *Kalk und Hülsbergen (1996)* mit 108 MJ/kg Maschinenmasse.

Zum Anderen ist die tatsächliche Nutzungsdauer der Maschinen höher als die nach *KTBL (2000)* angenommene Nutzungsdauer. Die Nutzungsdauer der Maschinen ergibt zusammen mit der Gesamtmasse der eingesetzten Maschinen und dem Zeitbedarf für den jeweiligen Arbeitsgang die anteilig eingesetzte Maschinenmasse für die verschiedenen Arbeitsgänge. Ist die tatsächliche Nutzungsdauer nun höher als die angenommene, wird die eingesetzte Maschinenmasse für die verschiedenen Arbeitsgänge und die mit deren Bereitstellung verbundenen Emissionen und Ressourcennutzungen überschätzt. Die Angaben zur Nutzungsdauer der Maschinen nach *KTBL* dienen als ökonomische Richtgröße bei der Abschreibung der Maschinen. Tatsächlich ist die Nutzungsdauer oft zwei- bis dreimal so hoch. Wenn aber in allen Ökobilanzen gleich verfahren wird, ist das Vorgehen akzeptabel (*Anmerkung Wolz 2003, Anhang*).

Die Datengrundlage bezüglich des Gewichts der Maschinen konnte durch die Auswertung der Datenbank *agriview* verbessert werden. Hierzu wurden die Leistungsmerkmale von Maschinen und Geräten mit deren Gewicht verbunden. Für die Beziehung zwischen Schlepperleistung und Gewicht konnte eine signifikante, lineare Korrelation berechnet werden.

In der vorliegenden Arbeit werden somit aufgrund der relativ hohen Werte für den Primärenergiebedarf der Maschinenbereitstellung (*Gaillard et al. 1997*) und die Unterschätzung der Lebensdauer der Maschinen, die Emissionen und die Nutzung von Ressourcen durch die Bereitstellung und Instandhaltung landwirtschaftlicher Maschinen eher überschätzt. Da beim Vergleich der Betriebe und Versuchsvarianten jedoch von derselben Datenbasis ausgegangen wird, ist der dadurch entstehende Fehler für alle Betriebe und Versuchsvarianten gleich hoch und beeinflusst nicht die Relation der Ergebnisse zwischen den Betrieben bzw. Versuchsvarianten.

Daten zu **Schwermetallgehalten in Düngern**, insbesondere in Wirtschaftsdüngern, wurden in größerem Umfang für Baden Württemberg in den Jahren 1998/1999 gemeinsam von der LUFA Augustenberg und der Landesanstalt für landwirtschaftliche Chemie in Hohenheim erhoben. Die dabei gemessenen Werte wurden für diese Arbeit zur Verfügung gestellt. Neuere, bundesweite Daten zum Schwermetallgehalt von Düngemitteln (*UBA 2001*) ergeben für Phosphordünger (Triplesuperphosphat) und Kaliumdünger (Kaliumchlorid) ein etwas geringeres Humantoxizitätspotential pro kg Dünger. Bei Kalkammonsalpeter beträgt das Humantoxizitätspotential 300 % bei Schweinegülle 260 % von den in dieser Arbeit verwendeten Werten, bei Rindergülle ist der Wert um 50 % geringer. Als Grund für die Verwendung der Daten aus Baden-Württemberg war ausschlaggebend, dass dem Aspekt der Regionalität der Daten Vorrang vor dem Aspekt der Aktualität gegeben wurde. In Anbetracht dessen, dass auf den betrachteten Betrieben mengenmäßig am meisten Kalkammonsalpeter und gemischte Gülle eingesetzt wird, wird das Humantoxizitätspotential, das durch direkte Schwermetallemissionen verursacht wird, mit den eingesetzten Daten im Vergleich zu den bundesweit erhobenen Werten eher unterschätzt. Beim Ökotoxizitätspotential liegen die Werte auf Grundlage der Werte aus *UBA (2001)*, außer für Schweinegülle, zum Teil deutlich unter den in dieser Arbeit verwendeten Werten.

4.1.2 Relevanz und Modellierung von direkten Emissionen

Die Ergebnisse der Ökobilanzen zeigen, dass in allen outputbezogenen Wirkungskategorien außer beim Ökotoxizitätspotential direkte Emissionen im Zusammenhang mit der Düngung über 50 % der potentiellen Umweltwirkungen verursachen. Deshalb sollen im Folgenden die Modelle zur Abschätzung der direkten Emissionen näher betrachtet werden.

Direkte Emissionen an **Lachgas** aus dem Feld aufgrund der Stickstoffzufuhr über die Düngung tragen sowohl auf den unterschiedlichen Betrieben als auch in den Versuchsvarianten ungefähr zur Hälfte zum Treibhauspotential beim Anbau der betrachteten Fruchtfolgen bei. Das angewandte Modell (*Bouwman 1996*) berücksichtigt mit Lachgasemissionen von 1,25 % der ausgebrachten Stickstoffmenge als Eingangsparameter ausschließlich die Höhe des eingesetzten Stickstoffdüngers. Das Modell wurde von der EU Kommission zur Harmonisierung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft empfohlen (*Audsley 1997*). Ziel der Harmonisierung ist es, einheitliche Grundlagen bei der Ökobilanzierung zu schaffen, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Ökobilanzen zu erhöhen.

In Versuchen beim Anbau von Winterweizen, Mais oder Raps wurden unter ähnlichen Klima und Bodenverhältnissen wie im Untersuchungsgebiet Lachgasemissionen zwischen 1,8 % und 4,8 % der ausgebrachten Stickstoffdüngermenge gemessenen (*Dörsch 2000, Hack 1999, Schmidt 1998, Teepe 1999*). Daraus lässt sich schließen, dass das Treibhauspotential aufgrund direkter Lachgasemissionen unterschätzt wurde und der Anteil am gesamten Treibhauspotential deutlich über 50 % liegen könnte.

Mögliche Einflussfaktoren der Bewirtschaftung auf die Lachgasemissionen, wie die Düngerform, der Kohlenstoffgehalt organischer Dünger, Fruchtfolge und Zwischenfruchtanbau, Management der Ernterückstände sowie die Bodenbearbeitung (*Amon et al. 1998, Dörsch 2000*) werden dabei nicht berücksichtigt. Einfache Modelle zur Abschätzung von Lachgasemissionen, die mit den zur Verfügung stehenden Eingangsparametern berechnet werden können und die gleichzeitig die oben genannten Faktoren berücksichtigen, sind derzeit nicht verfügbar. Angaben über Lachgasemissionen für unterschiedliche mineralische Dünger in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Ausbringung (Winter/Sommer) werden von *Armstrong-Brown et al. (1994)*,

Conrad et al. (1983) und *Eichner (1990)* gemacht. Bei der Auswertung von 180 Versuchen durch *Bouwman (1996)* konnte jedoch kein gesicherter Zusammenhang zwischen der Düngerform und der Höhe der Lachgasemission gefunden werden.

Zum Versauerungspotential tragen direkte **Ammoniakemissionen** bei der Ausbringung von stickstoffhaltigen Düngern zwischen 84 % und 92 % der Gesamtemissionen beim Anbau der betrachteten Fruchtfolgen bei. Der Anteil der direkten Ammoniakemissionen am Eutrophierungspotential beträgt für die Betriebe zwischen 46 % und 51 %, für die Versuchsvarianten zwischen 46 % und 68 %. Die Schwankungsbreite der prozentualen Anteile der direkten Ammoniakemissionen am Eutrophierungspotential bei den Versuchsvarianten trotz gleicher Düngung hängt damit zusammen, dass sich andere direkte Emissionen wie Nitrat- und Phosphat-austrag, die zur Eutrophierung beitragen, unterscheiden (Tab. 55).

Das angewandte Modell schätzt die Ammoniakemissionen ausschließlich in Abhängigkeit von der Menge des eingesetzten Stickstoffs ab. Andere Bewirtschaftungsfaktoren wie der Zeitpunkt der Ausbringung und damit Temperatur-, Feuchtigkeits- und Windverhältnisse, die Ausbringungstechnik, der Einarbeitungszeitpunkt, die Bodenbeschaffenheit hinsichtlich Infiltrationsvermögen oder das Management der Ernterückstände bei der Ausbringung auf die Stoppel bleiben unberücksichtigt (*KTBL 1990, Horlacher und Marschner 1990*).

Eine Möglichkeit, einige dieser Bewirtschaftungsfaktoren mit einzubeziehen, bietet der **Schätzrahmen** von *Horlacher und Marschner (1990)*. Mit Hilfe des Schätzrahmens lassen sich Ammoniakemissionen bei der Flüssigmistausbringung mit Breitverteiler abschätzen, in Abhängigkeit der Infiltration, der Temperatur, der Zeit bis zur Einarbeitung der Gülle sowie bis zum Zeitpunkt und der Höhe des nächsten Niederschlags. *Frede und Dabbert (1998)* haben den Schätzrahmen mit einem Korrekturfaktor für andere Verteiltechniken ergänzt. Da die Ökobilanz nicht für einzelne konkrete Ausbringungssituationen berechnet wird, sondern für eine durchschnittliche Anbausituation auf den Betrieben, fehlen die notwendigen Daten, um damit die Ammoniakemissionen abzuschätzen.

Ein anderes Modell wurde in der Schweiz von *Katz (1996)* zur Berechnung von Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von Gülle aufgestellt. Dieses

berücksichtigt den Stickstoffgehalt der Gülle, die ausgebrachte Menge und das Sättigungsdefizit der Luft in Abhängigkeit von Temperatur und Luftfeuchtigkeit. Berechnungen anhand des Modells für die betrachteten Betriebe mit Monatsmittelwerten für Lufttemperatur und Luftfeuchte ergaben durchschnittliche $\text{NH}_3\text{-N}$ Emissionen zwischen 50 % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ bei einer Ausbringungsmenge von 40 m^3 Gülle/ha und 99 % bei 10 m^3 Gülle/ha. Die Differenz der $\text{NH}_3\text{-N}$ Emissionen zwischen den Monaten Januar ($0,3 \text{ }^\circ\text{C}$) und Juli ($18,5 \text{ }^\circ\text{C}$) waren auf den unterschiedlichen Betriebsstandorten wesentlich geringer als diejenigen Differenzen, die sich aufgrund von Temperaturunterschieden nach dem Schätzrahmen von *Horlacher und Marschner (1990)* ergeben würden. Für den Betrieb Lehr wurden bei der Ausbringung von 40 m^3 gemischter Gülle ein Unterschied bei den prozentualen $\text{NH}_3\text{-N}$ Emissionen von 5,4 % zwischen den Monaten Januar und Juli und auf dem Betrieb Erb bei der Ausbringung von 10 m^3 Schweinegülle von 8,2 % berechnet. Der Einfluss der Temperatur auf die prozentualen $\text{NH}_3\text{-N}$ Emissionen wird nach dem Modell von *Katz (1996)* also geringer eingeschätzt als der Einfluss der applizierten Menge. Die großen Unterschiede der Ammoniakemissionen bei den unterschiedlichen Mengen lassen sich aufgrund von Angaben anderer Autoren nicht bestätigen. Vielmehr ist bei höheren Güllemengen mit einer gleichen oder höheren prozentualen Ammoniakemission zu rechnen (*Jarvis et al. 1987, Christensen 1988*). Für den Einfluss der Temperatur auf die Differenz der prozentualen $\text{NH}_3\text{-N}$ Emission bei einer Temperaturdifferenz von 15 bzw. $18 \text{ }^\circ\text{C}$ liegen Werte zwischen 9 % und 19 % vor (*Holzer et al. 1988, Amberger 1990*). Die Ergebnisse der Berechnungen nach dem Modell von *Katz (1996)* lassen sich also anhand von Messungen anderer Autoren nicht bestätigen, weshalb auf die Anwendung des Modells in dieser Arbeit verzichtet wurde.

Als Alternative wäre, aufbauend auf die Ergebnisse der Arbeit, zu prüfen, ob es möglich wäre für unterschiedliche Ausbringungszeitpunkte, -techniken und -situationen regionale Standardbedingungen hinsichtlich der Temperatur und der Niederschlagswahrscheinlichkeit zu definieren, um anschließend Ammoniakemissionen mit Hilfe des Schätzrahmens von *Horlacher und Marschner (1990)* zu berechnen.

Der **Nitrataustrag** trägt in den Versuchsvarianten zu knapp 20 % und bei den unterschiedlichen Betrieben zwischen 30 % und 42 % zum Eutrophierungspotential bei.

Neben den Emissionen an Lachgas hat somit der Nitrataustrag einen wesentlich Anteil am Eutrophierungspotential.

Die Abschätzung des Nitrataustrags erfolgt anhand des Bewertungsschlüssels zur ökologischen und ökonomischen Bewertung von Nitratverlusten (*Arman et al. 2001*). Der Bewertungsschlüssel verknüpft eine Stickstoffschlagbilanz für die Zeiträume Frühjahr/Sommer und Herbst/Winter auf Grundlage eines Modells nach *Bockstaller und Girardin (2000)* mit einem Wasserhaushaltsmodell (*AG Boden 1994*), um so den Nitrataustrag mit dem Sickerwasser zu berechnen. Im Vergleich zu sonstigen Bilanzierungsansätzen wird als Ergebnis des zweiten Bilanzierungszeitraumes der Stickstoffüberschuss im Winterhalbjahr, also dem Zeitraum, in welchem potentiell der Großteil der Nitratauswaschung stattfindet, berechnet. Dabei werden die wesentlichen Bewirtschaftungsfaktoren berücksichtigt, wie:

- die Menge an ausgebrachtem mineralischem und organischem Dünger,
- die Stickstoffabfuhr durch das Erntegut,
- die Stickstofffreisetzung aus Ernteresten in Abhängigkeit des Managements,
- die Stickstofflieferung aus dem Boden in Abhängigkeit der Bodenart, der Klimaverhältnisse, der Häufigkeit der organischen Düngung, der Abfuhr der Erntereste und dem Zeitraum zwischen Ernte der Vorfrucht und Aussaat der Folgefrucht,
- der Stickstoffentzug durch Zwischenfrüchte oder die Folgefrucht im Herbst in Abhängigkeit vom Aussaattermin.

Faktoren, die unberücksichtigt bleiben, sind der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Stickstoffmineralisierung aus Ernteresten und aus der organischen Substanz des Bodens. Untersuchungen zeigen, dass bei nichtwendender Bodenbearbeitung tendenziell die mikrobielle Aktivität und die Mineralisierung in der Oberkrume höher ist als bei wendender Bodenbearbeitung. In der Unterkrume ist es hingegen umgekehrt. Für die gesamte Krume konnte bei den nichtwendenden Verfahren eine leicht höhere Mikroorganismenaktivität und Mineralisierung festgestellt werden (*Grocholl 1991, Ahrens et al. 1994*). Während der Vegetationsperiode führt eine reduzierte Bodenbearbeitung zu einer länger anhaltenden N-Aufnahme der Pflanze, so dass nach der Ernte reduzierte Rest N-min Gehalte im Boden gemessen wurden (*Harrach und Richter 1992, LAP Forchheim 2000*). In der Sickerungsperiode von Herbst bis Frühjahr ist die N-Fracht stark von den Mineralisierungsbedingungen des Standorts abhängig. Diese werden zum Einen von der Intensität der Bodenbe-

arbeitung bestimmt. Nitratwerte im Boden sind im Spätherbst und Winter bei Pflugbearbeitung etwas höher als bei Mulchsaatverfahren (*LAP Forchheim 2000, Tippelt und Sander 1993*). Zum Anderen wird die Mineralisierung von Stickstoff und vor allem der Austrag ins Grundwasser durch die Bodenart beeinflusst, so dass eine reduzierte Bodenbearbeitung nicht unbedingt zu einer geringeren Nitratfracht führt (*Harrach und Richter 1994*).

Insgesamt wurde also die Nitratauswaschung in den Varianten mit konservierender Bodenbearbeitung tendenziell überschätzt. Durch die Berücksichtigung des Bodenbearbeitungsverfahrens bei der Mineralisierung von Stickstoff in Abhängigkeit von der Bodenart könnte die Abschätzung der Nitratauswaschung im angewandten Modell verbessert werden.

Der **Phosphataustrag** in Zusammenhang mit dem Bodenaustrag in die Gewässer durch Oberflächenabfluss trägt zwischen 4 % und 6 % zum Eutrophierungspotential bei. Zur Abschätzung des Phosphataustrags wurde ein von *Auerswald (1991)* aufgestelltes Modell für Wassereinzugsgebiete angewandt und davon ausgehend der Anteil pro Hektar berechnet. Als Parameter wurden bei der Berechnung der Bodenabtrag, die Phosphatkonzentration des Bodens und die Größe des Wassereinzugsgebiets berücksichtigt.

Der Phosphataustrag kann im angewandten Modell somit vom Landwirt durch seine Wirtschaftsweise indirekt, über den Bodenabtrag und die Phosphatkonzentration des Bodens, beeinflusst werden. Dabei geht der Bodenabtrag als Wurzel in die Berechnung ein, da mit zunehmender Abtragintensität ein größerer Teil im Kolluvium abgelagert und nicht bis ins Gewässer transportiert wird (*Auerswald 1991*). Die Phosphatkonzentration im Bodenabtrag ist höher als im Ausgangsmaterial, da es beim Transport über eine Tonanreicherung im Abtrag auch zu einer Anreicherung von Phosphat kommt. Diese Anreicherung wird mit der Enrichment Ratio (ER) beschrieben. Versuche in den USA zeigten, dass mit steigendem Bodenabtrag die ER abnimmt (*Sharpley 1980*). Untersuchungen von *Wilke und Schaub (1996)* bestätigten eine Anreicherung von Phosphat im Abtrag, sie konnten jedoch keine Abhängigkeit von der Höhe des Bodenabtrags feststellen. Gründe dafür wurden vor allem in größeren Hanglängen und lehmigeren Böden in den USA gesehen, wodurch der Prozess der selektiven Anreicherung im Bodenabtrag gefördert wird. Durch die Be-

rücksichtigung des medianen Korndurchmessers im Oberboden konnten *Auerswald und Weigand (1999)* eine bessere Korrelation zwischen Bodenabtrag und Phosphatanreicherung im Abtrag erreichen. Aus Gründen der Datenverfügbarkeit wurde in dieser Arbeit auf die einfachere Beziehung zwischen Bodenabtrag und Phosphatanreicherung zurückgegriffen. Die berechneten Phosphatausträge zwischen 0,9 und 1,55 kg PO₄/ha*a liegen in derselben Größenordnung wie Ergebnisse aus Versuchen, die unter ähnlichen Standortverhältnissen und bei vergleichbarer Höhe des Bodenabtrags in Bayern von *Jordan und Müller (1999)* gemessen wurden. Hier lag der Phosphataustrag an verschiedenen Messstellen zwischen 0,8 und 2,1 kg PO₄/ha*a errechnet als Mittelwert der Jahre 1990-1996 aus dem Phosphoraustrag.

Bei der Abschätzung der Humantoxizität mit dem angewandten Modell (CST 95) tragen direkte Emissionen in Form von **Schwermetallen** beim Ausbringen von Düngemitteln zu über 99 % zum Humantoxizitätspotential bei. Die Toxizität von **Pflanzenschutzmitteln** auf den Menschen spielt dem gegenüber mit unter 1 % nur eine sehr geringe Rolle. Betrachtet man den Beitrag direkter Emissionen zum Ökotoxizitätspotential hängt das Ergebnis wesentlich von den eingesetzten Düngerformen ab. Wird mineralischer Phosphordünger eingesetzt, wird das Ökotoxizitätspotential mit über 90 % durch indirekte Emissionen beim Transport des Phosphordüngers verursacht. Wird kein mineralischer Phosphordünger eingesetzt, können bei einem insgesamt deutlich niedrigeren Toxizitätspotential direkte Emissionen von Pflanzenschutzmitteln über 50 % beitragen, wie auf dem Betrieb Erb. Die Relevanz der Schwermetalle, insbesondere im Bereich der Humantoxizität, hängt mit den chemisch-physikalischen Eigenschaften und den damit verbundenen Abbau- und Transporteigenschaften dieser Stoffe zusammen, welche die Berechnung der Toxizitätspotentiale beeinflussen. Schwermetalle unterscheiden sich in ihrem Lebenszyklus wesentlich von Pflanzenschutzmitteln. Sie besitzen eine geringere Mobilität, reichern sich stärker im Boden an, werden weniger durch die Pflanzen aufgenommen und haben eine längere Verweilzeit im Ökosystem. Nach *Huijbregts 2000* könnte es notwendig sein, verschiedene Zeithorizonte bei der Berechnung von Wirkungspotentialen toxischer Stoffe in Ökobilanzen zu berücksichtigen. Durch die Berücksichtigung unterschiedlicher Zeithorizonte wäre die Differenzierung von Wirkungen der am längsten ausdauernden Substanzen, wie den

Schwermetallen, im Vergleich zu anderen kurzlebigen Substanzen, wie z.B. Pestiziden, möglich.

Bei der Bilanzierung der direkten Emissionen in Form von Schwermetallen aus der Düngung und von Pestiziden wird als Bewirtschaftungsfaktor in dem angewandten Modell CST 95 (*Jolliet und Crettaz 1997*) ausschließlich die Menge der eingesetzten Produktionsmittel berücksichtigt. Andere Bewirtschaftungsmaßnahmen, die den Abbau der Stoffe, die Verteilung in den unterschiedlichen Umweltkompartimenten oder den Transfer ins Ökosystem oder zum Menschen beeinflussen, werden nicht berücksichtigt. Als ein wichtiger Bewirtschaftungsfaktor wird das Bodenbearbeitungssystem und damit verbunden die Höhe des Oberflächenabflusses angesehen. Dies hat zwei Gründe. Zum Einen wird der Transport über den Oberflächenabfluss in die Umwelt im angewandten Modell bei Pflanzenschutzmitteln und Schwermetallen als wichtigster Transferweg angenommen. Diese Annahme wird durch *Bach et al. (2000)* bestätigt, der als Hauptquelle für Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer aus diffusen Quellen den Eintrag mittels Oberflächenabfluss angibt. Eine Auswertung von 239 Versuchen zu diesem Thema ergab, dass durchschnittlich 1,6 % der ausgebrachten Wirkstoffmenge mit dem Oberflächenabfluss ausgetragen werden (*Schneider et al. 1997*). Zum anderen lässt sich durch verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen der Austrag von Pestiziden im Oberflächenabfluss deutlich reduzieren, bei Direktsaatverfahren auf durchschnittlich 30 %, bei nichtwendender Bodenbearbeitung mit dem Grubber auf 31 % und durch Pflügen parallel zum Hang zu 58 % (*Fawcett et al. 1994*). Deshalb wurde bei der Berechnung der Ökobilanzen für die Versuchsvarianten und Betriebe, in denen nichtwendende Bodenbearbeitungsverfahren eingesetzt werden, der Transferfaktor von Pestiziden in Oberflächengewässer von 1,2 % auf 0,36 % reduziert. Der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln über die Abdrift in die Oberflächengewässer in Deutschland spielt auch nach Schätzung von *Bach et al. (2000)* nur eine untergeordnete Rolle. Auf 88 % der Ackerflächen in Deutschland ist mit keinem direktem Eintrag in die Oberflächengewässer durch Abdrift zu rechnen.

Im Bereich der Humantoxizität spielt die Aufnahme über die Nahrung bei Schwermetallen und Pestiziden die größte Rolle. Die Berücksichtigung von Einflüssen von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Transfer in die Pflanzen und damit in die Nahrung könnte auch hier die Ergebnisse der Ökobilanzierung weiter differenzieren.

Als Bewirtschaftungsmaßnahme könnte z.B. die Düngung relevant sein, welche über die Stoffkonzentration und den pH-Wert im Boden die Löslichkeit der Schwermetalle beeinflusst.

Insgesamt betrachtet stehen die wichtigsten Daten zur Verfügung, mit denen die Umwelteffekte abgebildet werden können, die mit der Bereitstellung der Produktionsmittel verbunden sind, die in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Hinsichtlich der Datenqualität sind insbesondere Defizite für die Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln zu verzeichnen. Da diese jedoch im Vergleich zu anderen Produktionsmitteln nur in geringer Menge eingesetzt werden, sind Umweltwirkungen aufgrund der Bereitstellung der Pestizide für die Ergebnisse der Ökobilanz nur in geringem Maße ausschlaggebend. Durch den Einsatz neu veröffentlichter regionaler Daten zu Schwermetallgehalten in Wirtschaftsdüngern sowie der Auswertung einer Datenbank bezüglich der Korrelation zwischen Leistungsmerkmalen und Gewicht von Landmaschinen konnte die Datenqualität in diesem Bereich verbessert werden.

Direkte Emissionen haben einen bedeutenden Anteil in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Eutrophierung, Versauerung und Humantoxizität. Die von der EU Kommission zur Harmonisierung von Ökobilanzen in der Landwirtschaft empfohlenen, hier meist eingesetzten Modelle zur Abschätzung dieser Emissionen, berücksichtigen aber nur in sehr eingeschränktem Maße Bewirtschaftungsmaßnahmen, insbesondere solche im Bereich der Bodenbearbeitung. Mit den derzeit zur Verfügung stehenden Daten und Modellen lassen sich Ökobilanzen im Bereich der Pflanzenproduktion berechnen. Die Qualität der Ökobilanz als Managementinstrument sollte durch die Weiterentwicklung von Modellen wie z.B. dem Schätzrahmen zur Ammoniakemission (Horlacher und Marschner 1990), die weitere Bewirtschaftungsmaßnahmen berücksichtigen, verbessert werden. Als Hemmnis für den Einsatz von Modellen kann dabei die Verfügbarkeit von Eingangsdaten im Rahmen der Ökobilanzierung auf der einen Seite und der Komplexität von Modellen auf der anderen Seite gesehen werden.

4.2 Methodische Erweiterung im Wirkungsbereich Boden

Die methodische Erweiterung von Ökobilanzen im Wirkungsbereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens war ein wesentliches Ziel dieser Arbeit. Dabei sollte aus bestehenden Indikatoren und Ansätzen eine sinnvolle Auswahl getroffen und diese so strukturiert werden, dass die relevanten Wirkungspotentiale der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion abgebildet werden. Um zu beurteilen, ob durch die methodische Erweiterung relevante Wirkungen im Bereich des Bodens ausreichend berücksichtigt werden, sollen folgende Fragen gestellt werden:

- i. Werden anhand der ausgewählten Indikatoren und Modelle potentielle Wirkungen im Bereich des Bodens hinreichend abgeschätzt (Kap. 4.2.1)?
- ii. Konnten die einzelnen Wirkungen sinnvoll in Wirkungskategorien zusammengefasst bzw. ihnen zugeordnet werden (Kap. 4.2.2)?
- iii. Können Umweltwirkungen im Bereich des Bodens, die von der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion ausgehen, im Rahmen der Ökobilanzierung befriedigend erfasst werden (Kap. 4.2.3)?

4.2.1. Auswahl und Güte der Indikatoren und Modelle

Die Bilanzierung von Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens hat zum Ziel, den Boden als Produktionsmittel und als Ökosystem in seiner Fruchtbarkeit zu erhalten. Dabei ist die Bodenfruchtbarkeit von zahlreichen Faktoren des Bodens abhängig, die von der landwirtschaftlichen Nutzung negativ beeinflusst werden können (Abb. 8). Bei der Auswahl der Wirkungen, die diese Faktoren negativ beeinflussen und deshalb im Rahmen von Ökobilanzen berücksichtigt werden sollten, spielten drei Aspekte eine Rolle. Erstens, welche dieser Faktoren, die die Bodenfruchtbarkeit beschreiben, werden direkt von Anbaumaßnahmen beeinflusst. Zweitens, für welche dieser Faktoren sind relevante negative Wirkungen durch die landwirtschaftliche Nutzung bekannt. Drittens war ausschlaggebend, mit welchen Indikatoren diese Wirkungen abgeschätzt werden können und ob hierfür geeignete Modelle zum Einsatz im Rahmen von Ökobilanzen vorhanden sind. Als relevante Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens wurden letztlich der Bodenabtrag, die Beanspruchung von Nährstoffen und Humus, die Bodenbelastung, sowie der Eintrag toxischer Stoffe ausgewählt. Die Vorgehensweise und Gründe für die Auswahl, welche Wirkungen betrachtet werden, sind in Kapitel 3.1 dargestellt. Im

Folgendes soll die Auswahl der Modelle zur Berechnung der Indikatoren, mit denen Wirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Faktoren der Bodenfruchtbarkeit abgeschätzt werden können, diskutiert werden.

Kriterien bei der Auswahl der Modelle waren:

- die wissenschaftliche Validität im Untersuchungsgebiet,
- die Verfügbarkeit der Eingangsdaten in den Betrieben,
- die Berücksichtigung von Bewirtschaftungsmaßnahmen und damit die Möglichkeit, den Einfluss unterschiedlicher Anbauverfahren abzubilden.

In Ökobilanzen sollten ausschließlich Rechenmodelle eingesetzt werden, da aufwendige Messungen und Erhebungen den zeitlichen und finanziellen Rahmen, der bei einem zukünftigen Einsatz der Ökobilanzen als Umweltmanagementverfahren in landwirtschaftlichen Betrieben gegeben ist, sprengen würden.

4.2.1.1 Bodenabtrag

Die Bodenerosion wird im Umweltplan von Baden-Württemberg (*MUV 2000*) als besondere Umweltbelastung durch die Landwirtschaft mit durchschnittlich 5,5 t/ha*a ausgewiesen. Als Modell zur Abschätzung des flächenhaften Bodenabtrags durch Wassererosion wurde die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (*ABAG, Schwertmann et al. 1990*) eingesetzt, wie von *Wolfensberger und Dinkel (1997)* und *Geier (2000)* zur Anwendung in Ökobilanzen empfohlen. Die ABAG wurde zur Berechnung des langjährigen durchschnittlichen Bodenabtrags auf Einzelschlägen entwickelt. Als empirisches Rechenmodell auf Grundlage der USLE (*Wischmeier und Smith 1978*) hat die ABAG weite Verbreitung in der Praxis und ist bisher als Modell zur Abschätzung von Wassererosion am besten an deutsche Verhältnisse angepasst (*Auerswald und Schwertmann 1990, Haider 1995*). Andere Erosionsmodelle wie z.B. CREAMS, EPIC, OPUS mit deterministisch-analytischem oder deterministisch-numerischem Ansatz wurden überwiegend als Forschungsmodelle entwickelt und sollten vor allem zum Verständnis von Prozessen und komplexen Systemzusammenhängen beitragen (*Bork 1991*). Deren Einsatz im Rahmen von Ökobilanzen ist vor allem aufgrund der notwendigen Eingangsdaten schwer möglich. Der Bodenbedeckungsgrad als einfach zu erhebender Indikator ist dazu geeignet, den Erosionsschutz unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren aufgrund des vorhandenen Mulchmaterials in der Praxis abzuschätzen (*Brunotte et al. 1999*). Er

führt aber nicht zu einer Quantifizierung des potentiellen Bodenabtrags unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse.

Kritik an der ABAG besteht an der unzureichenden Datengrundlage zur Erodibilität von sandigen Böden und der fehlenden Berücksichtigung von Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktorenwerten der Gleichung (*Morgan 1999*). Außerdem werden einige Faktoren, welche die Bodenerosion beeinflussen können, wie Fremdwasserzufluss, Hangnässe, Hangwasseraustritt oder schmelzender Schnee, nicht oder nur unzureichend erfasst. Bei vielfältig geformten und genutzten Hängen ist die Schätzgenauigkeit unzureichend (*Mosimann 1991*). Validierungen des Rechenmodells anhand gemessener Bodenabträge ergab, dass die größte Schätzgenauigkeit bei Hängen mit 5-12 % Neigung, bis 130 m Länge und Böden aus Schluff, schluffigem Lehm oder Lehm vorliegt (*Schwertmann et al. 1990*). Da dies Standortbedingungen sind, die auf dem Großteil der in dieser Arbeit betrachteten Standorte vorherrschen, wird die Schätzgenauigkeit als ausreichend angesehen.

Eingangsdaten zur Berechnung des Bodenabtrags können zum Teil aus Betriebsunterlagen (Bodenart aus Bodenuntersuchung, Bewirtschaftungstyp, Fruchtfolge, Schlaggröße aus Schlagkartei) oder der Befragung des Landwirts erhoben werden. Relevante Klimadaten, wie der jährliche Niederschlag, sind aus Aufzeichnungen des deutschen Wetterdienstes erhältlich. Benötigte Standortdaten, wie die Hangneigung und Hanglänge der einzelnen Schläge, sind im allgemeinen nicht verfügbar. Die Bestimmung durch den Landwirt oder den Bearbeiter der Ökobilanz benötigt, je nach Größe des Betriebes und Struktur der Schläge, mehrere Stunden. Durch die Verschneidung von digitalen Flurkarten, Landnutzungskarten und hoch aufgelösten Höhenlinienmodellen mittels geografischer Informationssysteme könnten diese Daten flächendeckend erarbeitet und zur Verfügung gestellt werden. Eine Überprüfung der angesetzten Hanglängen vor Ort wäre dennoch empfehlenswert, da die erosive Hanglänge, je nach Nutzung, nicht mit der natürlichen Hanglänge oder der Schlaglänge übereinstimmen muss. Insgesamt ist die Datenverfügbarkeit als befriedigend anzusehen.

Bei der Abschätzung des Bodenabtrags mit Hilfe der ABAG werden als wesentliche Bewirtschaftungsfaktoren die Fruchtfolge und das Bodenbearbeitungssystem berücksichtigt, so dass die Ergebnisse im Rahmen eines Umweltmanagement-

systems gut geeignet sind, verschiedene Anbauverfahren hinsichtlich ihrer Erosionsgefährdung zu unterscheiden. Einige untergeordnete Faktoren, die von der Bewirtschaftung abhängig sind, werden nicht berücksichtigt. Ein Beispiel hierfür ist der Kalkgehalt des Bodens. Dieser beeinflusst die Aggregatstabilität des Bodens und damit über die Verschlammungsneigung des Bodens den Oberflächenabfluss und den damit verbundenen potentiellen Bodenabtrag (*Mosimann 1991*).

Die Berücksichtigung des Bodenabtrags als Ressourcenbeanspruchung an Nicht-energeträgern führt beim Vergleich der drei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten zur stärksten Differenzierung zwischen den Varianten innerhalb einer Wirkungskategorie. Aufgrund des geringeren Bodenabtrags beträgt die Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergeträgern in der Mulchsaatvariante nur 10 % der Ressourcenbeanspruchung der Pflugvariante. Die Ressourcenbeanspruchung in der Grubbervariante erreicht 60 % der Pflugvariante. Auch beim Vergleich der drei unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe bedingt der fünffach höhere Bodenabtrag von 10,4 t/ha*a im Betrieb Lehr (intensiv) gegenüber dem Betrieb Erb (Mulchsaat) eine deutliche Differenzierung zwischen den Betrieben. Im Betrieb Wolz ist aufgrund der Standortverhältnisse der Bodenabtrag mit 2,3 t/ha*a und die Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergeträgern geringer als im Betrieb Lehr, obwohl hier ebenfalls die Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug erfolgt. Beim Vergleich unterschiedlicher Betriebe oder Standorte ist zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse sehr stark von Standortfaktoren abhängig sind und damit nur ein relativer Vergleich möglich ist. Das heißt, es kann beurteilt werden, inwieweit die unterschiedlichen Anbauverfahren der Betriebe hinsichtlich der Erosionsvermeidung an die Standortverhältnisse angepasst sind. Die Aussage, dass z.B. das Anbauverfahren im Betrieb Wolz generell zu einer niedrigeren Ressourcenbeanspruchung als in den anderen Betrieben führt, ist nicht möglich.

4.2.1.2 Nährstoffbeanspruchung aus dem Boden

Die Beanspruchung von Nährstoffen aus dem Boden wurde in den letzten Jahrzehnten als negative Folge der Landwirtschaft nicht in Betracht gezogen. Vielmehr wurde aufgrund des berechneten Überschusses an Nährstoffen in den westlichen Ländern von einer Anreicherung von Nährstoffen im Boden ausgegangen. Für die westlichen Länder wurden 1980 Spitzenwerte in den Nährstoffbilanzen bei Kalium von 86 kg/ha LF*a und 38 kg/ha LF*a bei Phosphor bilanziert. Seitdem ist der Trend

für alle Nährstoffe rückläufig. 1995 wurde in Deutschland noch ein Überschuss bei Kalium von 29 kg/ha LF*a und Phosphor von 11 kg/ha LF*a berechnet (*Bach et al. 1997*). Mit dem Erlass der Düngeverordnung in Deutschland (*BML 1996*) ist jeder Landwirt verpflichtet, in regelmäßigen Abständen die Nährstoffgehalte im Boden und in Wirtschaftsdüngern untersuchen zu lassen, seine Düngung am Bedarf der Pflanze auszurichten und Nährstoffbilanzen, zumindest auf Betriebsebene, durchzuführen. Das hat zur Folge, dass die Informationsbasis der Landwirte verbessert wurde und mit zunehmendem wirtschaftlichem Druck ein sparsamerer Umgang mit Düngemitteln zu erwarten ist. Dies kann auf Einzelschlägen zu negativen Bilanzsalden führen, wie in den Betrieben Erb und Wolz bei Phosphor und Kalium in der bilanzierten Fruchtfolge ZR, WW, WG gezeigt. Eine Nährstoffbilanzierung durchzuführen, um eine eventuelle Nährstoffbeanspruchung aus dem Boden aufzuzeigen, erscheint vor diesem Hintergrund notwendig.

Als Modell zur Berechnung einer eventuellen Nährstoffbeanspruchung aus dem Boden wurde die Schlagbilanz eingesetzt. Sie wurde für den Vergleich unterschiedlicher Anbauverfahren als sinnvoll angesehen, da sie Auskunft über Nährstoffinputs und -outputs auf der Bezugsebene der Fläche gibt und damit genauere Rückschlüsse auf den Nährstoffhaushalt im Boden zulässt. Bilanzen auf Betriebsebene, wie Hoftor oder Feld-Stallbilanz, sind weniger aufwendig und eignen sich, wenn es um den Vergleich des gesamten Betriebes oder von Betriebssystemen geht. Sie lassen aber keinen direkten und nach Fruchtfolgen differenzierten Rückschluss auf die Nährstoffsituation der landwirtschaftlichen Böden zu.

Mit Hilfe der Schlagbilanz kann der Einfluss der relevanten Bewirtschaftungsmaßnahmen erfasst werden. Dies sind der Nährstoffinput durch die organische und mineralische Düngung sowie der Nährstoffoutput durch die Ernte. Der Nährstoffoutput infolge eines Bodenaustrags in Abhängigkeit der Fruchtfolge und der Bodenbearbeitung wurde ebenfalls berücksichtigt. Die Datengrundlage für die Erstellung von Nährstoffbilanzen und die Berechnung von Nährstoffvorräten im Boden ist in den Betrieben infolge der Düngeverordnung vorhanden.

Bei der Auswertung der Ergebnisse der Ökobilanz, die sich aus der Nährstoffbilanz ergeben, sind wichtige Punkte zu beachten, die im Folgenden dargestellt werden sollen. Die eingesetzte Düngermenge in einem Anbauverfahren wird in der

Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern an zwei Punkten berücksichtigt. Zum Einen wird das Ergebnis der Nährstoffbilanz durch das Düngungsniveau beeinflusst und darüber die Beanspruchung von Nährstoffen aus dem Boden. Zum Anderen schlägt sich die Höhe der eingesetzten Düngermenge auch bei der Ressourcenbeanspruchung an Düngerrohstoffen nieder. Welche kritischen Punkte sich daraus für die Auswertung der Ökobilanzergebnisse ergeben, soll anhand des Vergleichs der drei unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe aufgezeigt werden. Das geringere Düngungsniveau bei Phosphor und Kalium in den Betrieben Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv) gegenüber dem Betrieb Lehr (intensiv) verursacht bei der Beanspruchung von Düngerrohstoffen ein niedrigeres Wirkungspotential. Im Betrieb Erb ist es am niedrigsten und beträgt ungefähr ein Viertel, im Betrieb Wolz ca. die Hälfte der Ressourcenbeanspruchung an Nährstoffen des Betriebs Lehr mit 717 kg $NaCl/100$ GE. Ein umgekehrtes Bild ergibt sich bei der Beanspruchung von Nährstoffen aus dem Boden. Hier wurde für den Betrieb Erb der höchste negative Nährstoffsaldo und damit ein Wirkungspotential mit 3586 kg $NaCl/100$ GE berechnet. Die Ressourcenbeanspruchung von Nährstoffen aus dem Boden beträgt im Betrieb Lehr hingegen nur 5 %, im Betrieb Wolz 36 % der Ressourcenbeanspruchung des Betriebs Erb. Im Bereich der Ressourcenbeanspruchung von Phosphor und Kalium aus dem Boden wird das Düngungsmanagement im Betrieb Erb (Mulchsaat) in der Ökobilanz am negativsten bewertet. Real handelt der Landwirt jedoch umweltgerecht, wie es gemäß Düngeverordnung verlangt wird. Das heißt, er verzichtet bei der Überversorgung seiner Böden mit pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium auf die mineralische Düngung dieser Nährstoffe. Die Ergebnisse der Ökobilanz beurteilen das Düngungsmanagement also negativ, obwohl er sich entsprechend der gesetzlichen Vorgaben richtig verhält.

Ein weiterer Aspekt, der bei der Auswertung von Nährstoffbilanzen und den damit verbundenen Umweltwirkungen beachtet werden muss, ist der Einfluss durch vergangene auf zukünftige Anbauverfahren eines Standorts. Ist die aktuelle Düngung an Nährstoffen aufgrund hoher Bodenvorräte aus einer früheren Überdüngung gering, sind die Umweltbelastungen im aktuellen Anbauverfahren, auf Kosten von höheren Belastungen in der Vergangenheit, geringer. Wird der Bodenvorrat durch eine Düngung unterhalb des Bedarfs auf ein suboptimales Nährstoffniveau gebracht, können in der Zukunft durch eine notwendige Aufdüngung der Bodenvorräte

vermehrt Umweltbelastungen entstehen. Oder kurz ausgedrückt, durch die Speicherfähigkeit des Bodens für Nährstoffe ist die Zufuhr von Nährstoffen als Produktionsmittel und die damit verbundenen Umweltbelastungen zeitlich von der Nutzung der Nährstoffe entkoppelt. Diese zeitliche Entkoppelung kann über den Zeitrahmen der in diesen Ökobilanzen betrachteten Fruchtfolgen hinausragen. Wie groß diese Verzerrung ist, kann durch die Ökobilanzierung von Szenarien abgeschätzt werden, in denen von einer Düngung mit ausgeglichenem Nährstoffsaldo ausgegangen wird. (siehe Kap. 3.4.9)

Wie sich ein Verzicht auf Phosphor- oder Kaliumdüngung über Jahre hinweg auf den Nährstoffvorrat im Boden auswirkt, lässt sich anhand von Düngungsversuchen im Ackerbau sehen. Düngerversuche über 10 Jahre in Baden-Württemberg haben gezeigt, dass bei einem Verzicht auf Phosphor- oder Kaliumdüngung der Vorrat an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium im Boden langsam abnimmt und kaum ein signifikanter Einfluss auf den Ertrag feststellbar ist (*Mokry 1996 und 1998*). Im Mittel von 6 Standorten nahm der Phosphorgehalt von 19 auf 13 mg $P_2O_5/100$ g Boden und der Kaliumgehalt von 33 auf 23 mg $K_2O/100$ g Boden ab. Ähnliche Ergebnisse wurden in langjährigen Dauerversuchen in anderen Bundesländern erzielt (*Baumgärtel 1996 und 1998, Jungk 1994*).

Aus den dargestellten Überlegungen lassen sich folgende Punkte bei der Beurteilung der Ressourcenbeanspruchung von Nährstoffen aus dem Boden ableiten.

- Ergebnisse zur Ressourcenbeanspruchung von Nährstoffen aus dem Boden spiegeln das aktuelle Düngungsmanagement wieder. Bei einer Beurteilung der Ergebnisse und der Ableitung von Handlungsempfehlungen muss der aktuelle Versorgungsgrad der Böden berücksichtigt werden.
- Die Düngung und die damit verbundenen Umweltwirkungen hängen stark von Standorteigenschaften ab, die bei der Auswertung von Ökobilanzen, insbesondere beim Vergleich unterschiedlicher Standorte und Betriebe, berücksichtigt werden müssen.
- Standorteigenschaften wie der Nährstoffgehalt des Bodens unterliegen einer zeitlichen Veränderung. Die Ökobilanzen liefern deshalb immer nur eine Aussage bezüglich der momentanen Situation und sollten in bestimmten Abständen

wiederholt werden. Bei der Festlegung dieser Abstände können Zeiträume, in denen eine Veränderung der Ausgangssituation stattfindet, als Maßstab zu Grunde gelegt werden. Aufgrund der Ergebnisse aus langjährigen Düngungsversuchen ist bei Phosphor und Kalium mit einer Änderung der Nährstoffvorräte um eine Versorgungsstufe nach ungefähr 10 Jahren zu rechnen, wenn keine Nährstoffe zugeführt werden.

4.2.1.3 Humusbilanz

Das Bundesbodenschutzgesetz schreibt vor, dass „der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität, erhalten wird“ (*Holzwarth et al. 1998*). Als wichtiger Faktor der Bodenfruchtbarkeit wird die Berücksichtigung des Humusgehalts im Boden im Rahmen der Ökobilanzierung als relevant angesehen. Die Bedeutung des Humusgehalts im Boden wurde bei der Vorstellung der Ergebnisse der Ökobilanzen im „Arbeitskreis Konservierende Bodenbearbeitung im Jagsttal“ auch von den teilnehmenden Landwirten betont (siehe Anhang). Neben der Beanspruchung von Humus als Ressource wurden gleichzeitig auch noch Einflüsse in anderen Umweltwirkungsbereichen gesehen. Ein höherer Humusgehalt hat positive Auswirkungen auf den Oberflächenabfluss und den Bodenabtrag und damit auch auf den Phosphat- und Pflanzenschutzmittelaustrag. Durch die Kohlenstoffbindung im Humus wird zudem weniger Kohlendioxid emittiert. Die Tragfähigkeit des Bodens erhöht sich, wodurch Bodenverdichtungen entgegengewirkt wird.

Das angewandte Modell von *Leithold et al. (1997)* hat gegenüber der Humusbilanzierung mit Hilfe von Werten für die reproduktionswirksame organische Substanz (ROS) nach *Kundler et al. (1989)* den Vorteil, dass die Humuseinheiten definierten Mengen an Humuskohlenstoff und -stickstoff entsprechen, die durch den Anbau der Feldfrüchte oder die Zufuhr von organischem Dünger entzogen oder zugeführt werden. Bei der Wirkungsabschätzung ist somit die Verrechnung einer negativen Humusbilanz als Ressourcenbeanspruchung, ausgedrückt in Humuskohlenstoff und -stickstoff, mit den Vorräten an Humuskohlenstoff und -stickstoff im Boden möglich.

Als wichtiger Standortfaktor wird bei der Humusbilanzierung mittels Humuseinheiten, anders als bei der Humusbilanzierung mittels der reproduktionswirksamen organischen Substanz (ROS), die Bodenart nicht berücksichtigt. Die Bodenart hat über den

Temperatur-, Wasser- und Lufthaushalt einen wichtigen Einfluss auf den Humushaushalt. Die zugehörigen ROS-Werte der hier verwendeten Humuseinheiten entsprechen im wesentlichen den ROS-Werten für mittlere und schwere Böden. Da hiermit das Spektrum der in dieser Studie betrachteten Böden abgedeckt wird, werden die Werte als hinreichend genau angesehen.

Eingangsdaten für die Humusbilanzierung sind die angebauten Fruchtarten inklusive Zwischenfrüchte, die Abfuhr der Erntereste und die Ausbringung von organischem Dünger. Diese sind in den Betrieben verfügbar und spiegeln gleichzeitig die Bewirtschaftungsfaktoren wieder, die in der Humusbilanz berücksichtigt werden.

Kritisch zu bewerten ist, dass das eingesetzte Modell zur Humusbilanzierung den Einfluss der Intensität der Bodenbearbeitung nicht berücksichtigt. Versuche haben ergeben, dass der Humusgehalt im Oberboden bei der Umstellung von Pflugwirtschaft auf konservierende Bodenbearbeitung zunimmt. Die geringere Bearbeitungstiefe und die flachere Einmischung der Erntereste, führt insbesondere zu einer Humusakkumulation in den oberen 10 cm (*Diez et al. 1988, Edwards et al. 1992, Liebhard 1995*). Gründe für die Zunahme des Humusgehalts im Boden bei konservierender Bodenbearbeitung sind darin zusehen, dass zum Einen aufgrund der geringeren Bodenbearbeitung die Durchlüftung und teilweise auch Erwärmung des Bodens geringer ist. Dadurch wird die Mineralisation gehemmt und weniger organische Substanz abgebaut (*Estler und Knittel 1996*). Die langsamere Erwärmung des Bodens wird in unseren Breitengraden als wichtigste Einflussgröße auf die Mineralisation angesehen (*Claupein 1991*). In Folge reduzierter Bearbeitung wurde in Versuchen eine geringere Mineralisierung im Boden festgestellt, die sich in geringeren N-min-Gehalten im Boden besonders im Frühjahr ausdrückte (*Harrach und Richter 1992, Schulze 1999*). In einem zweiten Schritt erhöht sich die biologische Aktivität im Boden aufgrund des höheren Humusgehalts und der geringeren Störungen in der Bodenschichtung. So ergibt sich bei konservierender Bodenbearbeitung gegenüber Pflugbearbeitung auf lange Sicht ein neues Fließgleichgewicht auf einem höheren Humusniveau und einer höheren mikrobiologischen Bodenaktivität in der Oberkrume bei gleicher oder geringerer Aktivität in der Unterkrume (*Grocholl 1991*).

Der Einfluss von Mulchsaatverfahren auf den Humushaushalt ist groß. Erfahrungen im eigenen Betrieb haben gezeigt, dass sich bei Umstellung auf Mulchsaat in fünf Jahren der Humusgehalt im Boden auf einzelnen Schlägen bis zu 2 % erhöht hat. (*Anmerkung des Arbeitskreis Konservierende Bodenbearbeitung im Jagsttal bei der Vorstellung der Ökobilanzergebnisse, 2002, siehe Anhang*).

Die Ergebnisse der Humusbilanz für die unterschiedlichen Versuchsvarianten Pflug, Grubber und Mulchsaat im Betrieb Lehr ergaben einen negativen Bilanzsaldo von -1,56 Humuseinheiten (HE). Da die Bewirtschaftung der Versuchsvarianten außer bei der Bodenbearbeitung gleich war, ergibt sich kein Unterschied in der Humusbilanz. Eine Berücksichtigung der Bodenbearbeitung ist, wie schon erwähnt, mit der angewandten Methode nicht möglich. Ergebnisse aus langjährigen Versuchen in Österreich zeigen jedoch, dass bei konservierender Bodenbearbeitung in einer ähnlichen Fruchtfolge (Zuckerrüben, Winterweizen, Körnermais, Winterweizen) der Humusgehalt zunahm. Bei Grubberbearbeitung nahm der Humusgehalt innerhalb von 10 Jahren in einer Bodentiefe von 0-20 cm um 0,4 % zu, bei der Bodenbearbeitung mit Fräse um 0,6 %. Dabei wurden die Erntereste auf dem Feld belassen und keine organische Düngung ausgebracht (*Liebhard 1995*). Zieht man in Betracht, dass in den Versuchsvarianten die Erntereste ebenfalls auf dem Feld verblieben sind, zusätzlich eine organische Düngung erfolgte und anstatt Körnermais Silomais mit geringeren Ernteresten angebaut wurde, so ist langfristig mit einer Erhöhung des Humusgehalts gegenüber dem Ausgangsgehalt in den Versuchsvarianten mit konservierender Bodenbearbeitung zu rechnen.

Beim Vergleich der Betriebe weist der Betrieb Erb (Mulchsaat) aufgrund des geringsten Einsatzes an organischem Dünger und der Abfuhr des gesamten Stroh mit -3,31 HE das höchste Humusdefizit auf. Der Betrieb Wolz mit Mist und Gülledüngung erreicht eine Defizit mit -2,28 HE. Das geringste Humusdefizit wird im Betrieb Lehr erzielt, da hier die Gülledüngung am höchsten ist und das Weizenstroh auf dem Feld belassen wird. Auch hier ist davon auszugehen, dass bei Berücksichtigung der Bodenbearbeitung das Humusdefizit im Betrieb Erb geringer wäre.

4.2.1.4 Bodenbelastung

Rationalisierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und größer werdende Betriebseinheiten führen zu stetig größer werdenden Maschinen. Dadurch werden die Böden immer stärker belastet (*Larink und Horn 1998, Neukam 1995*). Dies führt dazu, dass die Bodenverdichtung neben der Erosion zu den wichtigsten nichtstofflichen Bodenbeeinträchtigungen zählt (*Zapf 1997*). Inwieweit eine Bodenbelastung zu Bodenverdichtungen führt, hängt neben der Höhe und Intensität der Belastung (exogene Faktoren) vom bodeneigenen Widerstand, der Tragfähigkeit des Bodens (endogene Faktoren) ab.

Ein Modell zur Berechnung der Bodenbelastung, das ausschließlich exogene Faktoren berücksichtigt, gibt somit die potentielle Bodenverdichtung an. Die tatsächliche Bodenverdichtung kann berechnet werden, wenn darüber hinaus endogene Faktoren mit einbezogen werden. Da in Ökobilanzen potentielle Umweltwirkungen abgeschätzt werden, wird ein Modell, das die exogenen Faktoren berücksichtigt, als ausreichend angesehen. Neben der Verdichtung von Böden durch die landwirtschaftliche Nutzung findet aufgrund der Bodenbearbeitung auch eine Lockerung im bearbeiteten Horizont statt. Das angewandte Modell zur Abschätzung der gewichteten Bodenbelastung nach *Wolfensberger und Dinkel (1997)* schätzt deshalb die Bodenbelastung in 20 cm Tiefe, das heißt unterhalb des Bearbeitungshorizonts, ab. Es berücksichtigt dabei einen Großteil der exogenen Einflussfaktoren wie die Radlast, die Aufstandsfläche des Reifens auf dem Boden (welche von Pnuedurchmesser und –breite abhängig ist), die Arbeitsbreite der Maschinen und das Mehrfachbefahren einer Spur. Damit werden zum Einen mehr Einflussfaktoren berücksichtigt als bei anderen Modellen zur Berechnung der Bodenbelastung wie dem Projektionsdruck (*Zapf 1997*) oder dem Field Load Index (*Cowell and Clift 2000*). Auf der anderen Seite sind keine Messungen und Eingangsdaten notwendig, die im Rahmen einer Ökobilanz nicht zur Verfügung stehen, wie sie z.B. für das Penetrometermodell, das Finite-Element Modell oder das Druckzwiebelmodell (*Neukam 1995*) benötigt werden.

Wesentlicher Eingangsparameter, um die Höhe der Bodenbelastung zu berechnen, ist das Maschinengewicht. Angaben über das Gewicht der eingesetzten Maschinen und Geräte in den unterschiedlichen Arbeitsgängen sind von Landwirten meistens nicht zu bekommen. Vielmehr werden die Maschinen anhand von Leistungsmerk-

malen, wie Motorleistung, Arbeitsbreite oder Fassungsvermögen, beschrieben. Die den Leistungsmerkmalen entsprechenden Maschinengewichte konnten mit Hilfe der Datenbank *agriview 1999 (BLV Verlag 2000)* ermittelt werden. Bei der Auswertung der Daten zeigte sich eine signifikante Korrelation zwischen Motornennleistung und der Maschinenmasse von Traktoren. Die Datenbank wird laufend aktualisiert und fortgeschrieben, so dass die Datenbasis zur Berechnung der gewichteten Bodenbelastung als gut angesehen werden kann.

Zusätzlich zu den oben genannten exogenen Faktoren wird bei der Berechnung der Bodenbelastung der Lockerungszustand im Bearbeitungshorizont im Rahmen des angewandten Modells mit berücksichtigt. Dies gibt die Möglichkeit, den Einfluss der Bewirtschaftung nicht nur über die Auswahl der Maschinen und Bereifung zu erfassen, sondern auch das praktizierte Bodenbearbeitungssystem. Hierbei wird von einer erhöhten Lagerungsdichte und damit Tragfähigkeit konservierend bearbeiteter Böden ausgegangen, wie sie in zahlreichen Versuchen festgestellt wurde (*Ehlers 1991, Larink und Horn 1998*). Bei der Berechnung der gewichteten Bodenbelastung werden allerdings einige Faktoren nicht berücksichtigt, die vom Landwirt beeinflussbar sind und die Bodenbelastung mit bestimmen, wie der Reifeninnendruck, der Reifenaufbau und das Reifenprofil.

Die Ergebnisse aus dem Vergleich der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten zeigen in der Mulchsaatvariante eine deutlich geringere gewichtete Bodenbelastung unterhalb des Bearbeitungshorizonts als in der Pflugvariante. Gründe dafür sind vor allem die geringere Belastung durch die fehlende Bodenbearbeitung im Herbst zur Einarbeitung der Zwischenfrüchte und die höhere Tragfähigkeit des Bodens zur Saatbettbereitung und Aussaat. Zwischen Grubbervariante und Pflugvariante sind die Unterschiede nur gering. Hier ist die Bodenbelastung durch den Einsatz des Grubbers anstatt des Pfluges zur Grundbodenbearbeitung zwar geringer, aber in der Grubbervariante wurde eine Sekundärbodenbearbeitung mit Grubber oder Kreiselegge durchgeführt, wodurch zusätzliche Belastungen auftraten.

Der Vergleich der unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe hinsichtlich der potentiellen Bodenbelastung zeigt zwei Aspekte auf. Zum Einen ist die gewichtete Bodenbelastung im Betrieb Erb mit konservierender Bodenbearbeitung durch Arbeitsgänge zur Bodenbearbeitung und Aussaat geringer als in den anderen

Betrieben. Zum Anderen treten im Betrieb Erb (Mulchsaat) aber höhere Belastungen bei Ernte, Düngung und Pflanzenschutz auf als im Betrieb Lehr (intensiv), wodurch insgesamt höhere gewichtete Bodenbelastungen entstehen. Die höheren Belastungen werden durch größere und damit schwere Erntemaschinen verursacht, trotz Breitbereifung, da der Betrieb Erb durch Lohnunternehmen ernten lässt und der Betrieb Lehr kleinere eigene Erntemaschinen einsetzt. Die Größe der Erntemaschinen ist aber kein Faktor, der direkt mit den unterschiedlichen Anbauintensitäten der Betriebe zusammenhängt. Womit die Aussagen zur potentiellen Bodenbelastung nur eingeschränkt geeignet sind, um die unterschiedlichen Anbauintensitäten zu beurteilen. Sie können aber Hinweise geben, wo in den Betrieben besondere Gefährdungspotentiale der Bodenverdichtung liegen.

Die gewichtete Bodenbelastung und die Druckspannung geben einen Hinweis auf die potentielle Verdichtung des bewirtschafteten Bodens. Verdichtungen des Bodens aufgrund von Bodenbelastungen sind aber auch von der Tragfähigkeit des Bodens abhängig. Die Tragfähigkeit eines Bodens wiederum hängt von der Textur, Struktur, Ausgangsdichte, dem Wassergehalt, der Wasserspannung und der Konsistenz des Bodens ab (*Hanus 1990, Sommer und Hartge 1991*). Zur Einschätzung, in welchem Umfang die Gefahr einer tatsächlichen Bodenverdichtung besteht, könnte es sinnvoll sein, den wahrscheinlichen Zustand des Bodens zum Zeitpunkt einer Bewirtschaftungsmaßnahme in Verbindung mit der berechneten Bodenbelastung und der maximalen Druckspannung zu betrachten. Zusätzlich spielen bei der Beurteilung von Bodenverdichtungen natürliche biologische und physikalische Prozesse zur Bodenverdichtung und -lockerung eine Rolle.

Die Ausführungen zeigen, dass zur Bilanzierung von relevanten Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens Modelle gefunden wurden, die unter den Standortbedingungen der bilanzierten Betriebe mit ausreichender Schätzgenauigkeit eingesetzt werden können. Bei der Auswahl spielte vor allem die Verfügbarkeit der benötigten Eingangsdaten eine Rolle. Die Modelle berücksichtigen bei der Berechnung des Bodenabtrags und des Nährstoffsaldos die wichtigsten Bewirtschaftungsmaßnahmen und können deshalb in Ökobilanzen als Umweltmanagementinstrument sinnvoll eingesetzt werden. Die Berechnung des Bodenabtrags anhand der ABAG ist mit vertretbarem Aufwand möglich.

Durch den Einsatz entsprechender digitaler Karten könnte der Aufwand zur Bestimmung der Standortdaten reduziert werden. Im Bereich der Humusbilanzierung wäre eine Weiterentwicklung der eingesetzten Modells wünschenswert, das die Differenzierung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren in der Humusbilanzierung zulässt. Bei der Berechnung der Bodenbelastung werden einige Faktoren, die vom Landwirt beeinflusst werden können, nicht berücksichtigt - wie der Reifeninnendruck, der Reifenaufbau oder das Reifenprofil.

Durch die Berücksichtigung der Wirkungen im Bereich des Bodens wurden sowohl beim Vergleich der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsverfahren als auch bei den unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betrieben eine deutliche Differenzierung hinsichtlich der damit verbundenen Umweltwirkungen sichtbar. Des Weiteren ist es wichtig bei der Beurteilung der Ergebnisse zu beachten, dass bei der Berechnung der Wirkungen immer auch Standortfaktoren eine Rolle spielen. Beim Vergleich unterschiedlicher Betriebe wird somit aufgezeigt, inwieweit die Anbauverfahren unter den gegebenen Standortbedingungen hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit optimiert und zu beurteilen sind.

4.2.2 Klassifizierung und Charakterisierung im Wirkungsbereich Boden

In Ökobilanzen werden Emissionen, Stoff- oder Energieflüsse mit gleicher Umweltwirkung in Wirkungskategorien zusammengefasst. Dabei werden sie anhand von Äquivalenzfaktoren gewichtet, die die unterschiedliche Wirkungsintensität der verschiedenen Emissionen und Energien ausdrücken. Bei den neu erhobenen Belastungen im Bereich des Bodens stellte sich die Frage, ob sie in bestehende Wirkungskategorien integriert werden können oder ob neue Wirkungskategorien eingeführt werden müssen.

Im Fall der potentiellen Bodenbelastungen wurde eine neue Wirkungskategorie eingeführt, da die Bodenbelastung als energetischer Input in Form einer Druckbelastung in das System nicht in eine andere Wirkungskategorie mit aufgenommen werden konnte. Bodenabtrag, Nährstoff- und Humussaldo werden als Beanspruchung von Ressourcen in die Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergie-

trägern integriert. In dieser Wirkungskategorie werden als weitere nichtenergetische Ressourcen die eingesetzten Düngerrohstoffe bei der Düngerherstellung und von Eisen bei der Maschinenproduktion berücksichtigt. Die Gewichtung der einzelnen Ressourcen erfolgt über Äquivalenzfaktoren, indem die Verfügbarkeit der Ressourcen mit der Verfügbarkeit von Steinsalz (NaCl) verglichen wird. Die Verfügbarkeit einer Ressource wird bestimmt, indem der Vorrat der Ressource, der in einem Bezugsraum zur Verfügung steht, durch den Verbrauch in diesem Bezugsraum dividiert wird. Zur Berechnung der Äquivalenzfaktoren musste somit für die neu berücksichtigten Ressourcen Boden, Humus und Nährstoffe aus dem Boden der Vorrat abgeschätzt werden.

Bei der Berechnung der Verfügbarkeit werden unterschiedliche räumliche Bezugsebenen angenommen. Werden bei den Düngerrohstoffen der globale Verbrauch und Vorrat für die Verfügbarkeit der Ressource eingesetzt, werden beim Boden und den darin enthaltenen Nährstoffen und Humus, Verbrauch und Vorrat auf der Ebene des Betriebes angesetzt. Dieses Vorgehen ist damit begründet, dass sich die Ressource Boden in mehreren Punkten von sonstigen Ressourcen unterscheidet. Erstens ist die Ressource Boden nicht weltweit in derselben Weise verfügbar, wie z.B. Kupfer oder fossile Brennstoffe. Zweitens kann er nicht durch andere Ressourcen ersetzt werden, wie z.B. Kohle durch Gas. Drittens ist der Transport von Boden über die gesamte Welt nicht möglich (*Cowell und Clift 2000*). Vielmehr stehen dem einzelnen Landwirt nur die auf seinen Schlägen befindlichen Bodenressourcen zur Verfügung, und er kann nur durch lokale Bodenauffüllungen auf darüber hinaus vorhandene Bodenressourcen zugreifen. Diese werden im Vergleich zur Gesamtmasse des Bodens als vernachlässigbar eingestuft. Durch die Annahme, dass nur der Boden im eigenen Betrieb für den Landwirt verfügbar ist, sind der Vorrat des Bodens als solcher und die darin enthaltenen Nährstoff- und Humusressourcen für jeden Betrieb individuell zu ermitteln.

Zur Berechnung des Vorrats an Boden, Nährstoffen und Humus wird entsprechend der festgelegten Systemgrenze der Hauptwurzelraum bis 90 cm Tiefe berücksichtigt. Dabei wird von einer durchschnittlichen Bodendichte von $1,4 \text{ kg/dm}^3$ ausgegangen. Schlagspezifische Messungen zur Gründigkeit und Lagerungsdichte der Böden durch den Landwirt oder Bearbeiter der Ökobilanz sind im Rahmen einer Ökobilanz aufgrund des hohen Zeitaufwands unrealistisch. Bei Böden, die flachgründiger als

90 cm sind, ist dies aufgrund der Beprobungstiefe für Bodenproben meist bekannt und kann entsprechend berücksichtigt werden.

Der angenommene Bodenvorrat und damit die Bodenverfügbarkeit stellt somit ein Minimum dar. Das heißt, durch das angewandte Verfahren wird die Verfügbarkeit eher unterschätzt und damit die Ressourcenbeanspruchung überschätzt. Vernachlässigt wird, dass der Boden kein homogenes Substrat ist, sondern insbesondere zwischen Ober- und Unterboden Unterschiede, z.B. beim Humusgehalt, bestehen. Bei einer raschen Erosion des Oberbodens kann nicht davon ausgegangen werden, dass aus dem Unterboden gleichwertiger Boden im Sinne der Bodenfruchtbarkeit gebildet wird. Die Bodenneubildung aus der Gesteinverwitterung ist mit Maximalwerten zwischen 0,02 und 0,1 mm/a sehr gering. Zudem gilt es nicht als wissenschaftlich gesichert, dass unter ackerbaulicher Nutzung und heutigen Bedingungen überhaupt eine nennenswerte Bodenneubildung stattfindet. Die dafür notwendigen Säuren im Boden, als Antriebsmotor der Gesteinsverwitterung, werden oft durch ackerbaulich zugeführte Basen neutralisiert. Mit großer Wahrscheinlichkeit ist die Bodenneubildung in menschlichen Zeiträumen als unbedeutend anzusetzen und liegt im Bereich nahe Null (*Mosimann 1991*). Der Boden wird damit als nicht erneuerbare Ressource angesehen.

Der Vorrat an Nährstoffen im Boden in den verschiedenen Betrieben wurde aufgrund von Bodenuntersuchungen zum pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalt berechnet. Dabei ist Folgendes zu beachten. Die pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalte in den Böden Mitteleuropas betragen meist weniger als 5 % des Gesamtnährstoffgehalts des Bodens (*Horn 1990*). Durch Mobilisation von Nährstoffen aus dem stabilen Nährstoffvorrat können zusätzlich Nährstoffe pflanzenverfügbar werden. Auf der anderen Seite können verfügbare Nährstoffe immobilisiert werden. In welchem Umfang Mobilisation und Immobilisation, insbesondere aus bzw. in der organischen Substanz stattfindet, hängt von zahlreichen Faktoren ab, die im Rahmen einer Ökobilanz nicht zu erfassen sind. Durch die in der Bodenuntersuchung angewandte CAL-Methode werden in vielen Böden die Vorräte an pflanzenverfügbarem Phosphor und Kalium im Boden unterschätzt (*Schwertmann 1994*). Der als Berechnungsgrundlage eingesetzte Nährstoffgehalt der Böden aus den Ergebnissen zur Bodenuntersuchung der Betriebe kann also eher als Minimum des Bodenvorrats, der für die Pflanzen verfügbar ist, angesehen werden.

Daten um die Vorräte an Humuskohlenstoff und -stickstoff im Boden in den Betrieben abzuschätzen, können aus Untersuchungen zum Humusgehalt des Bodens entnommen werden. Messungen des Humusgehalts im Boden werden im Rahmen der Düngeverordnung nicht gefordert und sind im Vergleich zur Nährstoffbestimmung im Boden relativ teuer. Im Rahmen von Bodenuntersuchungen wird deshalb meist nur eine Einschätzung des Humusgehalts in Klassen vorgenommen. Das bedeutet, dass davon auszugehen ist, dass nur in wenigen Betrieben Daten zum genauen Humusgehalt der bewirtschafteten Schläge vorhanden sind, woraus sich der Vorrat im Boden berechnen ließe. Als Alternative dazu kann wie in den vorliegenden Ökobilanzen auf durchschnittliche Werte für den Stickstoff- und Kohlenstoffvorrat auf Ackerstandorten in Anhängigkeit von der Bodenart zurückgegriffen werden.

Bei der Berechnung der Verfügbarkeit von Humus als Ressource im Boden ist zu berücksichtigen, dass es sich, ähnlich wie bei den Nährstoffen, um eine erneuerbare Ressource handelt. Die Ressourcenbeanspruchung an Humus kann somit in einem Betrieb mit einem hohen Humusgehalt im Boden, und damit einem größeren Humusvorrat, niedriger sein als auf einem Betrieb mit geringerem Humusgehalt bei gleichem Humussaldo. Der höhere Humusgehalt des einen Betriebes kann aber mit einem höheren Einsatz von organischem Dünger in der Vergangenheit und dabei auftretenden Emissionen verbunden sein. Das bedeutet Umweltbelastungen, die mit dem Auf- oder Abbau von Humus verbunden sind, sind zeitlich entkoppelt von der Nutzung des Humus. Die Beurteilung der Ressourcenbeanspruchung an Humus ist demnach nur für die Anbausysteme korrekt, in denen sich der Humushaushalt in einem Gleichgewicht befindet. Bei einer Änderung der Bodenbewirtschaftung und damit verbunden einer Änderung der Zufuhr und dem Abbau organischer Substanz, stellt sich ein neues Fließgleichgewicht nach 10-15 Jahren (*Estler und Knittel 1996*) oder mehr als 20 Jahren ein (*Kundler et al. 1989*), abhängig vom Standort und den vorherrschenden ökologischen Bedingungen.

Die Zuordnung der Beanspruchung an Boden, Humus und Nährstoffen in die Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern, ist möglich. Die dabei notwendige Abschätzung der Vorräte der Ressourcen zur Berechnung der Äquivalenzfaktoren sind aufgrund der Datengrundlage mit einigen Unsicherheiten behaftet. Messungen zur Gründigkeit oder zum Humusgehalt im Boden könnten hier die Daten-

grundlage verbessern, erscheinen aber bei einem Einsatz von Ökobilanzen in der landwirtschaftlichen Praxis zu aufwendig.

4.2.3 Ist der Wirkungsbereich Boden Ökobilanz kompatibel

Mit den dargestellten Indikatoren können relevante Wirkungen im Bereich des Bodens, die direkt mit der Pflanzenproduktion verbunden sind, zum Großteil erfasst werden. Sowohl bei der Beanspruchung an Nichtenergieträgern in Form von Boden, Nährstoffen und Humus, bei der Bodenbelastung, als auch beim Eintrag toxischer Stoffe in Form von Schwermetallen führten die bilanzierten Wirkungspotentiale zu einer deutlichen Differenzierung der Vergleichsvarianten. Vor allem beim Vergleich der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsvarianten zeigten die Wirkungen im Bereich des Bodens Unterschiede zwischen den Varianten auf. Nicht berücksichtigt wurden Wirkungen auf das Samenpotential und auf Pathogene im Boden, die als Faktoren der Bodenfruchtbarkeit direkt vom Anbau beeinflusst werden. Dabei würde sich eine erhöhte Anzahl an Unkräutern und Pathogenen eher negativ auf die Bodenfruchtbarkeit auswirken. Unter dem Aspekt der Biodiversität hingegen wäre eine höhere Artenzahl positiv zu bewerten. Wirkungen auf das Bodenleben durch toxische Stoffe werden in der Wirkungskategorie Ökotoxizität berücksichtigt, eine direkte mechanische Schädigung wurde hingegen nicht erfasst. Um Wirkungen in diesen Bereichen zu erfassen, stehen keine Modelle zur Berechnung zur Verfügung. Vielmehr müssten direkte Messungen und Erhebungen vorgenommen werden, die den finanziellen und zeitlichen Rahmen einer Ökobilanzierung in der landwirtschaftlichen Praxis sprengen. Außerdem handelt es sich bei Unkräutern und Pathogenen nicht um Stoff- oder Energieflüsse, die im eigentlichen Sinn im Rahmen von Ökobilanzen erfasst werden.

Die Indikatoren Bodenabtrag, Nährstoffbilanz, Humusbilanz, Bodenbelastung und Schadstoffeintrag im Boden konnten anhand von Rechenmodellen abgeschätzt werden, für die die notwendigen Eingangsdaten überwiegend direkt verfügbar sind. An Betriebsdaten, die nicht in den Betriebsunterlagen vorhanden sind, mussten die Hanglänge und -neigung für die Berechnung des Bodenabtrags in den einzelnen Schlägen bestimmt werden. Mit der zunehmenden Möglichkeit, hochaufgelöste digitale Höhenlinienmodelle und Flurkarten zu verschneiden, ist damit zu rechnen, dass sich hier die Datengrundlage an den Landesvermessungsämtern in Zukunft

deutlich verbessern wird. Weitere in den Betrieben schlecht verfügbare Daten sind Angaben bezüglich der Masse der eingesetzten Maschinen und Geräte. Sie konnten durch die Auswertung der Datenbank *agriview* gewonnen werden.

Die eingesetzten Modelle sind in der Lage, die Wirkungen der unterschiedlichen Anbauverfahren plausibel abzuschätzen und Unterschiede aufzuzeigen. Näheres hierzu siehe auch Kapitel 4.3.2 und 4.4.2.2 bei der Auswertung der Ökobilanzen. Ein Defizit besteht bei der Humusbilanz. Hier werden Einflüsse unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren nicht berücksichtigt. Eine Erweiterung des Modells um diesen Aspekt wurde von den Autoren (*Leithold et al. 1997*) nicht für notwendig erachtet. Sie gehen bei einer Reduzierung der Grundbodenbearbeitung (insbesondere der Pflugtiefe) davon aus, dass lediglich eine Umschichtung des Bodens in die oberen Bodenschichten stattfindet, der Gesamtvorrat jedoch unverändert bleibt. Ergebnisse aus Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung und Direktsaat sprechen hier dagegen (*Liebhard 1995, Reicosky et al. 1995*).

Mit der Klassifizierung der betrachteten Emissionen und Ressourcen im Bereich des Bodens in den Wirkungskategorien Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern und Ökotoxizität konnten die meisten Wirkungen sinnvoll in bestehende Wirkungskategorien integriert werden.

Die Anzahl der Wirkungskategorien ist somit nur um die Kategorie Bodenverdichtung ergänzt worden, womit sie auf ein übersichtliches Maß begrenzt werden konnte.

Für die Charakterisierung der Ressourcenbeanspruchung an Boden sowie Nährstoffen und Humus aus dem Boden ist es notwendig, den Vorrat dieser Ressourcen abzuschätzen. Dabei wurden bei der Abschätzung Annahmen getroffen, die mit einiger Unsicherheit behaftet sind. Annahmen zur Berechnung des Bodenvorrats wurden bezüglich der Mächtigkeit und Dichte des Bodens getroffen. Bei der Abschätzung des Nährstoffvorrats im Boden kann auf Messwerte zum Nährstoffgehalt in den Betrieben zurückgegriffen werden. Beim Humusgehalt sind Messwerte im Boden jedoch meist nicht vorhanden.

4.3 Ökobilanzen als Instrument zum Umweltmanagement – Beurteilung der Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung

Umweltmanagementsysteme „... ermöglichen es einer Organisation, Verfahren einzuführen und deren Wirksamkeit zu beurteilen, um eine Umweltpolitik und konkrete Zielsetzungen festzulegen sowie Konformität mit diesen zu erreichen und nach außen hin nachweisen zu können“. Ziel dabei ist „...den Umweltschutz und die Verhütung von Umweltbelastungen im Einklang mit sozioökonomischen Erfordernissen zu fördern“ (ISO 14001, 1996 S.3). Im Bereich der Pflanzenproduktion bedeutet dies für den Landwirt, Unterstützung zu bekommen bei der Entscheidung, Anbauverfahren hinsichtlich ihrer Umweltwirkung zu optimieren. Dabei bilden persönliche Zielvorstellungen und gesetzliche Bestimmungen den Rahmen für die Festlegung der Umweltpolitik für den Anbau. Insbesondere bei Zielkonflikten bei der Einführung neuer Anbauverfahren sind Umweltmanagementinstrumente als Entscheidungshilfen notwendig. Ein Beispiel dafür ist der Zielkonflikt bei der Einführung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren. Einerseits kommt es zu einer Verbesserung des Bodenschutzes aufgrund eines geringeren Bodenabtrags, andererseits zu einer möglichen Verschlechterung im Gewässerschutz aufgrund höherer Herbizidanwendungen. Anforderungen an das Umweltmanagementinstrument sind deshalb zum Einen, dass die relevanten Umweltwirkungen, die von alternativen Verfahren ausgehen, erfasst werden. Zum Anderen muss das Instrument die notwendige Trennschärfe besitzen, um Unterschiede zwischen den Verfahren abzubilden. Dabei sollten Einflussfaktoren und Zusammenhänge zwischen Anbauverfahren und Umweltwirkung sichtbar werden, um dem Landwirt die notwendige Einsicht für seine Entscheidung zu ermöglichen. Idealerweise sollten gleichzeitig sozioökonomische Auswirkungen mit berücksichtigt werden können. Dies ist bei der Ökobilanzierung dadurch möglich, dass zusätzlich die Ökoeffizienz berechnet wird. Dabei werden die Umweltwirkungen, die mit dem Anbau verbunden sind, auf den Deckungsbeitrag als funktionelle Einheit bezogen.

Im Folgenden werden zuerst die methodischen, pflanzenbaulichen und ökonomischen Aspekte und Ergebnisse der Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung diskutiert, die als Datengrundlage für die Ökobilanzierung dienen. Mit Hilfe der Ökobilanzen wird dann eine ökologische Beurteilung der Verfahren vorgenommen.

Letztendlich soll die Frage beantwortet werden, ob die Ökobilanzierung bei dieser Fragestellung als Instrument zum Umweltmanagement eingesetzt werden kann.

4.3.1 Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung – methodische, pflanzenbauliche und ökonomische Aspekte

Die Daten aus den Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung dienen als Datengrundlage für die Ökobilanzierung. Die Verallgemeinerbarkeit von Ergebnissen hängt von der Methodik und Qualität der Datenerhebung und der Validität der Ergebnisse ab. Deshalb soll im Folgenden näher auf die Methodik von und die Ergebnisse aus den Praxisversuchen eingegangen werden.

4.3.1.1 Methodik von Praxisversuchen

Die Versuche zur konservierenden Bodenbearbeitung wurden als Streifenversuche ohne echte Wiederholung auf Praxisschlägen angelegt. Bei Fragen zum Thema konservierende Bodenbearbeitung ist diese Versuchsmethodik verbreitet (*Brunotte 1990, Becker 1997, Schulze et al. 2000*). Ein Grund dafür ist, dass hier die Vorteile von Praxisversuchen ausschlaggebend sind. Als Vorteil wird vor allem gesehen, dass der Einsatz von praxisüblichen Maschinen möglich ist, wodurch Ergebnisse erzielt werden, die leichter in die Praxis übertragbar sind. Außerdem findet bei den beteiligten Landwirte eine direkte Auseinandersetzung mit den vor Ort sichtbaren Ergebnissen statt, was eine Übernahme geeigneter Verfahren in die Praxis fördert (*Currle 1997*). Ein wesentlicher Nachteil von Praxisversuchen ist, dass sie meist durch das Fehlen von randomisierten Wiederholungen kaum statistisch auswertbar sind. Zufallsfehler, die z. B. durch die Heterogenität des Bodens und der Topographie des Standorts verursacht werden, sind durch die fehlende Randomisation nicht unabhängig. Die Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse ist stark eingeschränkt und lässt sich letztlich nur durch eine Betrachtung und einen Vergleich von Ergebnissen aus zahlreichen Standorten und Jahren erreichen.

4.3.1.2 Ergebnisse aus den Feldversuchen

In den Feldversuchen wurden Messungen zur Bodentemperatur und -feuchte, zum Feldaufgang, zur Bestandsentwicklung sowie zum Ertrag durchgeführt. Hintergrund dieser Messungen sind Befürchtungen von Landwirten, dass bei konservierender Bodenbearbeitung die Bodentemperatur niedriger und die Bodenfeuchte höher ist.

Dadurch rechnen sie mit einer verspäteten Aussaat, einem geringeren Feldaufgang und letztendlich mit geringeren Erträgen und Deckungsbeiträgen.

Die Ergebnisse der Messungen zur **Bodentemperatur** und -feuchte haben die Bedenken der Landwirte hinsichtlich einer schlechteren Erwärmung und Abtrocknung des Bodens im Frühjahr vor der Aussaat von Zuckerrüben und Mais und damit einer verzögerten Aussaat nur teilweise bestätigt. In den 3 Wochen **vor der Aussaat** war die durchschnittliche Bodentemperatur im Saathorizont in der Mulchsaatvariante je nach Standort um durchschnittlich um 0,2 bis 0,4 °C höher als in der Pflugvariante. Dabei waren die Minimumtemperaturen in der Mulchsaatvariante durchschnittlich um 0,6 bis 0,9 °C höher, die Maximumtemperaturen um bis zu 0,5 °C niedriger. Die Mulchsaatvariante kühlte aufgrund des geringeren Porenvolumens und der schützenden Mulchschicht weniger aus, erwärmte sich aber auch schlechter. Genau anders herum war es in der Pflugvariante. Durch das höhere Porenvolumen kühlte diese besonders in der Nacht und bei niedrigen Temperaturen stärker aus (*Estler 1987*). Die stärkere Auskühlung der Pflugvariante in der Nacht wurde durch die stärkere Erwärmung am Tag im Tagesmittel nicht ausgeglichen. Die **Bodenfeuchte** war **vor der Aussaat** der Zuckerrüben in der Mulchsaatvariante und Grubbervariante in einem eher trockenen Jahr ca. 2 Gew.% und in einem feuchteren Jahr ca. 3,5 Gew.% höher als in der Pflugvariante. Wobei die Mulchsaatvariante stets etwas feuchter war als die Grubbervariante. In den Versuchsvarianten wurde im ersten Jahr 2 Tage vor der Aussaat der Zuckerrüben eine Bodenfeuchte zwischen 22,9 Gew.% in der Pflugvariante und 24,8 Gew.% in der Mulchsaatvariante gemessen, im anderen Jahr 5 Tage vor der Aussaat zwischen 26,2 Gew.% (Pflugvariante) und 29,8 Gew.% (Mulchsaatvariante). Um eine optimale Krümelung der Deckschicht bei Zuckerrüben mit Aggregaten von 2-3 cm zu erreichen, sind im Frühjahr Bodenfeuchtegehalte von ca. 20 bis 25 Gew.% notwendig (*Estler und Knittel 1996*). Auch wenn man davon ausgeht, dass in den verbleibenden Tagen bis zur Aussaat der Boden noch leicht abtrocknete, werden diese Werte vor allem im zweiten Jahr von der Mulchsaat- und Grubbervariante nur knapp erreicht. Beobachtungen zeigten, dass in der Mulchsaat- und Grubbervariante das Saatbett etwas gröber war als in der Pflugvariante. Vorteile eines gröbereren Saatbetts liegen in der geringeren Verschlammungsneigung bei den schluffigen Böden der Versuchsstandorte.

Die durchschnittliche **Bodentemperatur nach der Aussaat** insbesondere bei einem Temperaturanstieg lag in der Pflugvariante höher als in der Mulchsaatvariante. Auch das kann als Folge des insgesamt höheren Porenvolumens der Pflugvariante gesehen werden, die sich am Tag bei höheren Temperaturen stärker erwärmt (*Al-Darby und Lowery 1987, Estler 1987, Strätz 1988*). In den ersten sechs Wochen nach der Aussaat wurde in der Pflugvariante sowohl eine durchschnittlich höhere Minimumtemperatur von bis zu 0,6 °C je nach Standort, als auch Maximumtemperatur von bis zu 1,0 °C als in der Mulchsaatvariante gemessen. Die Tagesmittelwerte zwischen Pflug- und Grubbervariante waren meist gering und lagen zwischen denen der Pflug- und Mulchsaatvariante. Der **Bodenfeuchtegehalt** im Saathorizont war auch **nach der Aussaat** in der Mulchsaatvariante höher als in der Grubbervariante und diese wiederum war höher als in der Pflugvariante. Ein höherer Bodenfeuchtegehalt kann niedrigere Bodentemperaturen hinsichtlich der Geschwindigkeit des Feldaufgangs teilweise ausgleichen (*Schneider und Gupta 1985*).

Mit Ausnahme der Maisaussaat am Standort K1 war der **Feldaufgang** in der Pflugvariante schneller als in der Grubber- und Mulchsaatvariante. Dies lässt sich mit der höheren Bodentemperatur nach der Aussaat in der Pflugvariante begründen (*Al-Darby und Lowery 1987, Schneider und Gupta 1985, Livingston und de Jong 1990*). Bei der Höhe des Feldaufgangs von Zuckerrüben und Winterweizen waren die Unterschiede im Mittel der Standorte zwischen den Varianten nur gering (2-4 %). Auch andere langjährige Untersuchungen auf mehreren Standorten kamen im Schnitt über die Jahre und Standorte zu ähnlichen Ergebnissen (*siehe Becker 1997, Schulze et al. 2000*). Für Silomais liegen nur Ergebnisse aus einem Jahr von zwei Standorten vor. Auf dem Standort K1 war der Feldaufgang in der Mulchsaatvariante um 15 % geringer als in der Pflugvariante, bei insgesamt sehr niedrigen Feldaufgängen (Pflugvariante 73 %), auf dem Standort R1 um 4 % höher. Auf dem Standort K1 konnte nach einem relativ nassen April zur Aussaat in der Mulchsaatvariante nur ein sehr grobes, klutiges Saatbett bereitet werden, die Aussaat war erst relativ spät am 2.5. möglich. Da bei der Aussaat von Mais keine Probleme hinsichtlich der Bodenfeuchte bei der Aussaat erwartet wurden, liegen jedoch keine Messungen zur Bodenfeuchte vor. Nach der Aussaat folgte sehr warmes und trockenes Wetter, weshalb das ungenügend eingebettete Saatgut, vermutlich aufgrund einer unzureichenden Wasserzufuhr, Schwierigkeiten bei der Keimung hatte. Ergebnisse aus

anderen Versuchen ergaben beim Feldaufgang von Silomais im Mittel aus fünf Jahren nahezu keine Unterschiede (*Schulze et al. 2000*).

Bei **Zuckerrüben** war der **Ertrag** im Mittel in der Mulchsaat- und Grubbervariante gleich hoch oder leicht höher als in der Pflugvariante, wie auch in anderen Versuchen auf vergleichbaren ertragsstarken Standorten festgestellt wurde. (*Becker 1997, Schulze et al. 2000, Wegener und Koch 1999*). Entsprechendes gilt auch für die Erträge bei **Winterweizen**. Die Versuchsergebnisse unterstützen Beobachtungen, dass auf mittel- bis tiefgründigen Standorten mit mittelschweren Böden bei Mulchsaatverfahren Winterweizen gleiche oder leicht höhere Erträge erzielt (*Schulze et al. 2000*). Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Bodenbearbeitungsverfahren, dem Feldaufgang, der Bestandesdichte und dem Ertrag auf den einzelnen Standorten ließ sich nicht finden. Geringere Bestandesdichten wurden zum Teil über die Rübengröße, die Kornzahl je Ähre oder das Tausendkorngewicht ausgeglichen. Die Auswirkungen der Bodenbearbeitungsvarianten auf den Ertrag bei **Silomais** waren an den beiden Standorten sehr unterschiedlich. Die **Mulchsaatvariante** erreichte auf dem Standort K1 86 % und auf dem Standort R1 103 % des Trockensubstanzertrags der Pflugvariante. *Schulze (1999)* konnte im Schnitt von 15 Standorten keinen Ertragsunterschied zwischen Pflug- und Mulchsaatvariante bei Silomais feststellen. Wobei auf einzelnen Standorten in der Mulchsaatvariante Erträge zwischen 92 % und 103 % der Pflugvariante erzielt wurden. Der geringe Ertrag in der Mulchsaatvariante auf dem Standort K1 lässt sich durch einen deutlich geringeren Feldaufgang aufgrund eines klutigen Saatbetts erklären. Hier wurde am 2.5. unter relativ feuchten Bedingungen ausgesät. Zur Saatbettbereitung wurde flach mit dem Grubber und der Kreiselegge bearbeitet. Am Standort R1 hingegen war der Feldaufgang in der Mulchsaatvariante höher als in der Pflugvariante. Hier wurde erst am 11.5. unter trockeneren Bedingungen ausgesät. Zur Saatbettbereitung wurden zwei Tage vor der Aussaat eine Großfederzahnegge und direkt vor der Aussaat ein Rototiller eingesetzt. Die **Grubbervarianten** erzielten Trockensubstanzerträge von 92 % (K1) und 95 % (R1) der Pflugvariante. Die Schwankungen beim Ertrag zwischen den beiden Standorten entsprechen ungefähr der Schwankungsbreite von 92 % bis 103 % wie sie von *Schulze (1999)* auf unterschiedlichen Standorten ermittelt wurden.

Der **Deckungsbeitrag** bei **Zuckerrüben** war in der Grubbervariante im Mittel der Standorte gleich hoch, in der Mulchsaatvariante um 10 % höher als in der Pflugvariante. Der höhere Deckungsbeitrag ergab sich hauptsächlich aufgrund höherer Erträge und der MEKA-Prämie für Mulchsaat. Die Ergebnisse entsprechen Berechnungen unter ähnlichen Standortbedingungen im Kraichgau von *Becker (1997)*. Im Mittel von acht Standorten in Deutschland wurden allerdings um 5 % geringere Deckungsbeiträge errechnet. Mehrjährige Versuche in Baden-Württemberg haben ergeben, dass die Mulchsaatvariante Einkommensvorteile bringt, auch ohne MEKA-Zahlungen (*Schulze 1999*). Auch bei **Winterweizen** werden die um 5 % höheren Deckungsbeiträge in der Mulchsaatvariante gegenüber der Pflugvariante durch andere Ergebnisse bestätigt (*Becker 1997, Liebhard et al. 1997, Schulze 1999*). In der Grubbervariante wurden wie in dieser Arbeit zum Teil höhere (*Becker 1997*), zum Teil geringere Deckungsbeiträge (*Liebhard et al. 1997*) ermittelt. Für **Silomais** liegt die Einschätzung vor, dass mit Mulchsaatverfahren bei der Zahlung von MEKA-Prämien Einkommensvorteile erzielt werden (*Schulze 1999*). Dies kann durch die eigenen Berechnungen nicht bestätigt werden. Wobei sich die Ergebnisse nur auf die Berechnungen für zwei Standorte stützen und durch die ungewöhnlich geringen Erträge am Standort K1 stark beeinflusst werden.

Die Ergebnisse der Versuche sind aufgrund der Versuchsanlage als Praxisversuche nur mit Vorsicht verallgemeinerbar. Die Messungen zur Bodentemperatur, Bodenfeuchte und zum Feldaufgang entsprechen jedoch im Wesentlichen anderen Versuchsergebnissen. Eine Ausnahme bildet dabei der geringe Feldaufgang bei Silomais in der Mulchsaatvariante am Standort K1, der auch den Ertrag und damit indirekt die Ergebnisse der Ökobilanz beeinflusst. Ansonsten konnte keine allgemeine Tendenz zwischen dem Bodenbearbeitungsverfahren, dem Feldaufgang und dem Ertrag festgestellt werden. Ein geringerer Feldaufgang in den konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren wurde zum Teil durch andere Ertragsparameter ausgeglichen. Die Ergebnisse zu den Erträgen und Deckungsbeiträgen entsprechen bei Zuckerrüben und Winterweizen im wesentlichen Ergebnissen aus anderen Versuchen zum Vergleich von Bodenbearbeitungsverfahren unter ähnlichen Standortbedingungen. Bei Silomais sind sie etwas geringer. Für die gesamte Fruchtfolge wird davon

ausgegangen, dass die Ergebnisse der Versuche als Datengrundlage für die Ökobilanzierung als repräsentativ für die jeweiligen Bodenbearbeitungsverfahren angesehen werden können, zumindest unter den gegebenen Standortbedingungen.

4.3.2 Auswertung der Ökobilanz - Ist eine Beurteilung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren anhand von Ökobilanzen möglich

Um diese Frage zu beantworten ist es notwendig zu wissen, wo Unterschiede hinsichtlich der Umweltwirkungen zwischen den Verfahren zu erwarten sind und ob diese Unterschiede abgebildet werden. Als Effekte konservierender Bodenbearbeitung, aus denen ökologische Wirkungen resultieren können, werden genannt (*zusammengestellt nach Estler und Knittel 1996*):

- Die Verminderung der Bodenerosion aufgrund einer möglichst ganzjährigen Bodenbedeckung.
- Eine höhere Tragfähigkeit der Böden, was zu geringerer Schadverdichtung führt.
- Energieeinsparungen durch höhere Flächenleistung der eingesetzten Bodenbearbeitungsgeräte.
- Ein erhöhter Pestizidaufwand und damit eine potentiell höhere Human- und Ökotoxizität, da die mechanische Unkrautbekämpfung verringert ist, sowie einige Pilzkrankheiten häufiger auftreten können.
- Die Erhöhung der biologischen Aktivität im Boden, insbesondere der Regenwurmdichte.
- Veränderungen im Humushaushalt und damit der Bodenfruchtbarkeit.

Einige der erwarteten Umweltwirkungen der konservierenden Bodenbearbeitung werden in den durchgeführten Ökobilanzen abgebildet.

Der berechnete **Bodenabtrag** ist in der Pflugvariante mit $17,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher als in der Grubbervariante mit $13,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $3,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der Mulchsaatvariante. Dies drückt sich in einer geringeren Beanspruchung der Ressource Boden aus. Sie beträgt in der Grubbervariante 60 % und in der Mulchsaatvariante 4 % der Ressourcenbeanspruchung an Boden der Pflugvariante, bezogen auf den Ertrag in Getreideeinheiten.

Die potentielle **Bodenverdichtung** pro 100 Getreideeinheiten erreicht in der Mulchsaatvariante 90 % des Wertes der Pflugvariante. Die geringere Bodenbelastung in der Mulchsaatvariante ergibt sich aufgrund der höheren Tragfähigkeit des Bodens und dem geringeren Einsatz an Maschinen zur Grundbodenbearbeitung. Messungen zum Bodendruck beim Überfahren des Bodens in Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung ergaben in 20 cm Tiefe bei konservierender Bodenbearbeitung einen leicht geringeren Bodendruck als bei konventioneller Bodenbearbeitung (*Gruber 1994*). Die Bodenbelastung in der Grubbervariante ist in Bezug auf die Getreideeinheiten höher als in der Pflugvariante, da der Ertrag in der Grubbervariante geringer ist. Nimmt man als funktionelle Einheit die Anbaufläche, ist die Bodenbelastung nahezu gleich. Auf der einen Seite entsteht eine geringere Bodenbelastung bei der Grundbodenbearbeitung in der Grubbervariante durch die größere Arbeitsbreite des Grubbers gegenüber dem Pflug in der Pflugvariante. Auf der anderen Seite wurden bei der Grubbervariante ein zusätzlicher Arbeitsgang mit dem Grubber im zeitigen Frühjahr zu Zuckerrüben und Silomais zur Lockerung durchgeführt. Die Lockerung war notwendig, da der Boden sehr schlecht das Wasser drainierte und die Befürchtung bestand, dass der Boden zur Aussaat zu nass sein würde.

Ergebnisse zur **Human- und Ökotoxizität** pro Hektar werden durch den Einsatz zusätzlicher Herbizide in der Mulchsaat- und Grubbervariante nicht beeinflusst, da deren Wirkungen beim eingesetzten Modell CST 95 von der toxischen Wirkung von Schwermetallen aus der Düngung überlagert wird (siehe auch Kap. 4.1.2). Da die Düngung in den verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten gleich ist, ergeben sich beim Human- und Ökotoxizitätspotential nur Unterschiede $< 0,1 \%$ zwischen den Varianten pro Hektar. Aufgrund der unterschiedlich hohen Erträge in den Bodenbearbeitungsvarianten differenzieren die Ergebnisse nur mit Bezug auf den Ertrag als funktionelle Einheit.

Der geringere **Energieaufwand** in der Mulchsaatvariante gegenüber der Pflugvariante aufgrund des geringeren Maschineneinsatzes von durchschnittlich $0,3 \text{ GJ/ha} \cdot \text{a}$ bei der Bodenbearbeitung wird durch höhere Energieaufwendungen von durchschnittlich $0,5 \text{ GJ/ha} \cdot \text{a}$ infolge eines zusätzlichen Herbizideinsatzes im Frühjahr vor Zuckerrüben und Silomais kompensiert. Dies bestätigt Ergebnisse, dass Mulchsaatverfahren, was den Energieeinsatz für die Bodenbearbeitung betrifft, ca.

0,4 GJ ha⁻¹ sparsamer sind (Heuer 1999), dass diese Energieeinsparung aber bei erhöhten Aufwendungen für den Pflanzenschutz kompensiert werden. In der Grubbervariante sind die Energieeinsparungen für die Bodenbearbeitung geringer als in der Mulchsaatvariante, weshalb durch den höheren Herbizideinsatz insgesamt ein höherer Energieaufwand entsteht als in der Mulchsaat- und Pflugvariante.

Wirkungen im Bereich der **biologischen Aktivität und Biodiversität** werden nicht erfasst, da noch keine geeigneten Modelle vorliegen, die es erlauben, Wirkungen mit vertretbarem Aufwand zu quantifizieren (Geier 2000). Reisner (2001) versucht ein Bewertungsverfahren im Rahmen der Ökobilanzierung aufzustellen, das den Einfluss der Landwirtschaft auf ausgewählte Indikatororganismen beurteilt und aggregiert. Ergebnisse hierzu liegen noch nicht vor.

Anhand des eingesetzten Modells zur Humusbilanzierung (Leithold et al. 1997) lassen sich Auswirkungen der Bodenbearbeitung auf den **Humushaushalt** nicht abschätzen. Auch in anderen in Deutschland üblichen Bilanzierungsmethoden findet die Bodenbearbeitung in der Humusbilanzierung keine Berücksichtigung (siehe auch Kap. 4.2.1.3).

Wirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren auf die Umwelt können mit Hilfe von Ökobilanzen in den Bereichen Ressourcenbeanspruchung an Boden, Bodenbelastung und Energieaufwand plausibel abgebildet werden. Hier weist die Mulchsaatvariante geringere Wirkungspotentiale auf als die Pflugvariante. Die Grubbervariante zeigt nur bei der Ressourcenbeanspruchung an Boden ein geringeres Wirkungspotential als die Pflugvariante.

In den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität werden mit dem eingesetzten Modell Wirkungen aufgrund des höheren Herbizideinsatzes durch toxische Wirkungen in Zusammenhang mit der Düngung überlagert. Zur Abschätzung von Wirkungen im Bereich Biodiversität und Humushaushalt konnten keine Modelle gefunden werden, die Unterschiede bei der Bodenbearbeitung berücksichtigen und im Rahmen von Ökobilanzen eingesetzt werden können. Durch die methodische Erweiterung der Ökobilanz im Wirkungsbereich Boden kann dem Landwirt zur Beurteilung

unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren eine Entscheidungsgrundlage geboten werden, die wichtige, jedoch noch nicht alle möglichen Umweltwirkungen berücksichtigt oder befriedigend abbildet.

4.3.3 Vergleich der Ergebnisse aus den Ökobilanzen mit anderen Ökobilanzstudien

Ein Vergleich der Ergebnisse der berechneten Ökobilanzen mit Ergebnissen aus anderen Veröffentlichungen ist schwierig, da bisher für die betrachteten Fruchtarten und Wirkungskategorien nur wenige Ergebnisse vorliegen. Am Besten ist ein Vergleich über den kumulierten Energieaufwand pro Hektar der einzelnen Fruchtarten möglich, da hierzu aus Energiebilanzen die meisten Daten vorliegen (Tabelle 89). Einzelne Daten sind zusätzlich aus Ökobilanzen zum Treibhaus- und Versauerungspotential verfügbar (Geier et al. 1998, Heuer 1999). Dazu müssen die Fruchtarten der in dieser Arbeit bilanzierten Fruchtfolgen einzeln betrachtet werden, da keine Ergebnisse von Ökobilanzen für die gesamte Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW vorliegen. Hierfür werden den Fruchtarten vereinfachend die dabei eingesetzten Produktionsmittel zugeordnet, ohne Allokationen bei den Produktionsmitteln vorzunehmen, die über das Anbaujahr hinaus wirken, wie z. B. die organischen Düngemittel.

Tabelle 89: Literaturdaten zum Energieaufwand (GJ/ha) für unterschiedliche Fruchtarten bei unterschiedlichen Anbauverfahren

Autor	Anbauverfahren	KEA (GJ/ha)		
		Zucker- rüben	Winter- weizen	Silomais
<i>Biermann et al. (1999)</i>	Durchschnitt von acht Betrieben	13,9	13,1	
<i>Merkes und Ladewig (1997)</i>	hohe Intensität	23,0		
<i>Heuer (1999)</i>	Pflug ohne Zwischenfrucht	17,0	16,1	
	Pflug mit Zwischenfrucht	18,4		
	Mulchsaat mit Zwischenfrucht	20,1		
<i>Geier et al. (1998)</i>	konventionell		17,9	17,4
<i>Mörschner und Gerowitt (1999)</i>	integriert		16,8	
Eigene Berechnungen	Pflug	19,0	16,5	13,6
	Grubber	20,3	16,2	14,6
	Mulchsaat	19,8	16,2	14,1

Die berechneten Werte für den Energieaufwand für Zuckerrüben und Winterweizen liegen in etwa in derselben Größenordnung wie aus anderen Quellen bekannt, außer im Vergleich zu den Werten von *Biermann et al. (1999)*. Dieser gibt als durchschnittlichen Energieverbrauch beim Anbau von acht Betrieben deutlich niedrigere Werte an. Sie lassen sich damit erklären, dass bei der Berechnung dieser Energiebilanzen deutlich geringere Energieaufwendungen für die Bereitstellung von Düngemitteln angenommen wurden. Zum Beispiel wurde pro kg N-Dünger ein Energieeinsatz von 35,3 MJ eingesetzt (*nach Appel 1997*). In der vorliegenden Arbeit beträgt der Energieeinsatz 48,4 MJ/kg N (*nach Gaillard et al. 1997*). *Patyk und Reinhardt (1997)*, als weiter häufig verwendete Datenquelle, geben einen Energieaufwand von 49,1 MJ/kg N an. Der geringe Wert bei *Appel (1997)* wird mit dem technischen Fortschritt bezüglich eines effektiveren Energieeinsatzes bei der Produktion von Stickstoffdünger begründet.

Der um ca. 3-4 GJ/ha höhere Energieaufwand im **Zuckerrübenanbau** bei *Merkes und Ladewig (1997)* lässt sich vor allem dadurch erklären, dass hier ausschließlich mineralischer Dünger eingesetzt wird. Die Produktion von mineralischem Dünger ist energieaufwendiger als die von organischem Dünger. Beim organischen Dünger werden nur die Energieaufwendungen für Lagerung und Aufbereitung mit einberechnet, da er als Abfallprodukt der Tierproduktion betrachtet wird. Beim Vergleich von Ökobilanzen mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung lässt sich der oft erwähnte geringere Energieverbrauch bei konservierender Bodenbearbeitung auch bei *Heuer (1999)* nicht bestätigen. Durch den zusätzlichen Einsatz von Herbiziden im Frühjahr bei Zuckerrüben und Mais ergibt sich ein insgesamt höherer Energieaufwand, trotz Energieeinsparungen bei der Bodenbearbeitung. Der Unterschied zwischen Pflugbearbeitung und Mulchsaat ist bei *Heuer (1999)* größer, da hier in der Mulchsaatvariante die Zwischenfrucht um 20 kg N/ha mehr angedüngt wird als die Pflugvariante. Wird beim Anbau mit Pflug keine Zwischenfrucht ausgesät, unterscheidet sich der Energieeinsatz zwischen Pflugbearbeitung und Mulchsaat noch deutlicher.

Der unterschiedliche Energieeinsatz beim Anbau von **Winterweizen** zwischen 16,1 und 17,9 GJ/ha lässt sich meist durch einen geringeren (*Heuer 1999*) oder höheren Düngereinsatz (*Geier et al. 1998*) erklären. Vergleicht man den Energieeinsatz beim Anbau von **Silomais**, so ist der Wert bei *Geier et al. (1998)* deutlich höher, trotz ähnlichem Düngerniveau. Pro Hektar werden hier 243 kg N, 77 kg P₂O₅, und 268 kg K₂O

in Form von organischem und mineralischem Dünger ausgebracht. In den in dieser Arbeit bilanzierten Bodenbearbeitungsvarianten wurden 253 kg N, 92 kg P₂O₅, und 221 kg K₂O gedüngt. Ein Grund hierfür kann im Allokationsverfahren bei der Bilanzierung des organischen Düngers liegen. Dazu sind keine Angaben gemacht, weshalb sich nicht sagen lässt, inwieweit sich daraus eventuell Unterschiede ergeben. Ein Unterschied im Energieeinsatz, der sich aus der Veröffentlichung ablesen lässt, ergibt sich aus dem Einsatz von Schleppern. Dieser ist bei *Geier et al. (1998)* mit 18,5 Stunden/ha für den Anbau von Silomais um 3,3 Stunden höher, was auf einen höheren Maschinen- und Dieserverbrauch schließen lässt. Gründe hierfür können in unterschiedlichen Arbeitsgängen beim Anbau oder durch die Nutzung verschiedener Datenquellen liegen.

Beim Vergleich der verfügbaren Daten zum Treibhauseffekt beim Anbau von Zuckerrüben in Mulchsaat (*Heuer 1999*) zeigt sich, dass das Treibhauspotential um ca. 250 kg CO₂/ha niedriger ist, obwohl der Energieeinsatz um 0,3 GJ/ha höher ist als in der vorliegenden Ökobilanz. Dafür können unterschiedliche Gründe verantwortlich sein. Zum Einen kann die Datengrundlage für die Bereitstellung der Produktionsmittel verschieden sein. Da zu den verwendeten Datengrundlagen in der Veröffentlichung keine Angaben gemacht werden, ist dies nicht zu beurteilen. Zum Anderen wurden bei der Berechnung des Treibhauspotentials von *Heuer (1999)* weniger Stoffe berücksichtigt. Emissionen an Perflourmethan und Perflourethan wurden nicht bilanziert.

Der Vergleich der Ökobilanzergebnisse aus den Bodenbearbeitungsvarianten mit Ergebnissen aus anderen Energie- und Ökobilanzen zeigt, dass:

- *die Ergebnisse zum Energieaufwand beim Anbau der verschiedenen Fruchtarten in einer ähnlichen Größenordnung liegen als in anderen Ökobilanzen.*
- *Unterschiede beim Energieaufwand meist durch die Höhe und Art der verwendeten Düngemittel erklärt werden können, der Düngemitelein-satz also beim Vergleich von Ökobilanzen mit betrachtet werden muss.*
- *Angaben zu den Produktionsverfahren, der Datengrundlage für die Sachbilanz und Wirkungsabschätzung sowie der angewandten*

Methodik (z.B. Allokationsverfahren) nötig sind, um Ergebnisse von Ökobilanzen vergleichen zu können.

- *der Vergleich zwischen unterschiedlichen Ökobilanzen trotz Normierung und Bemühungen zur Harmonisierung schwierig ist, da sich die Grundlage für die Bilanzierungen oft in den oben genannten Punkten unterscheiden.*
- *ein Vergleich mit Ergebnissen aus anderen Ökobilanzen somit nur zur orientierenden Einschätzung der eigenen Ergebnisse dienen kann, aber nicht zur Überprüfung von deren Richtigkeit.*

4.4 Einsatz von Ökobilanzen im Marketing – Vergleich der drei Betriebe

Ein möglicher Anwendungsbereich von Ökobilanzen kann darin liegen, die ökologische Gestaltung der Produktion als sogenannten Zusatznutzen beim Marketing der Produkte einzusetzen. Dabei soll anhand der Ökobilanz dem Abnehmer hinsichtlich der Umweltverträglichkeit der Produktion der Lebensmittel eine Entscheidungshilfe geboten werden. In der Landwirtschaft besteht diese Möglichkeit insbesondere bei direkt vermarktenden Betrieben oder bei Erzeugergemeinschaften, die einen umweltgerechten Anbau als Argument im Marketing direkt nutzen können. Bei Betrieben, die nicht direkt vermarkten, ist vorstellbar, dass zukünftig Vermarkter oder verarbeitende Betriebe einen umweltgerechten Anbau fordern und honorieren. Damit könnten die Firmen Produkt- und Umweltqualität als Marketingkriterium beim Absatz der Produkte einsetzen. Eine Studie zur Bedeutung von Kaufkriterien beim Einkauf von Lebensmitteln ergab, dass Umweltaspekte und damit verbunden der Wunsch nach gesunden Lebensmitteln wichtige Kriterien sind. Das Kaufkriterium „ohne Rückstände von beispielsweise chemischen Stoffen“ wurde als zweitwichtigstes Argument für die Kaufentscheidung genannt, eine „umweltfreundliche Verpackung“ belegte Platz 4, die „ökologische bzw. biologische Erzeugung“ Platz 8 (Wirthgen et al. 1999). Mit dem seit kurzem eingeführten Bio-Siegel wurde für Betriebe des ökologischen Landbaus die Möglichkeit geschaffen, mit einem einheitlichen Auftreten ihren als umweltgerecht und gesund eingestuften Anbau als Marketinginstrument einzusetzen. Im Bereich des konventionellen Landbaus wurden anhand des „Herkunfts- und Qualitätszeichens“ (HQZ) und der Definition der „Integrierten Produktion“ Qualitätsstandards in der Produktion festgelegt. Ein auf

breiter Basis akzeptiertes und eingeführtes Kennzeichen für umweltverträglichen Anbau fehlt jedoch bislang.

Um die Eignung von Ökobilanzen als Entscheidungshilfe für den Abnehmer beurteilen zu können, soll im Folgenden auf vier Aspekte eingegangen werden.

- i. Der Abnehmer wird die Ergebnisse von Ökobilanzen nur dann akzeptieren, wenn Methodik und Daten glaubwürdig erscheinen. Auf die Qualität der Methodik und Daten in den Vorketten wurde bereits in Kap. 4.1 eingegangen. An dieser Stelle soll deshalb die Frage nach Anforderungen an die Gültigkeit der Betriebsdaten gestellt werden.
- ii. Ökobilanzen sind nur dann als Marketinginstrument konventioneller Betriebe geeignet, wenn sie genügend Trennschärfe besitzen, um verschiedene konventionelle Anbauverfahren hinsichtlich ihrer Umweltwirkung zu unterscheiden. Die Frage ist deshalb: Werden die wesentlichen, zu erwartenden Umweltwirkungen und Unterschiede beim Vergleich der drei betrachteten Betriebe aufgezeigt?
- iii. Werden zur Beurteilung von Ökobilanzen im Marketing verschiedene Betriebe miteinander verglichen, ist zu überlegen, inwieweit die Vergleichbarkeit der Betriebe gegeben sein muss. Die Vergleichbarkeit hängt davon ab, ob ähnliche Rahmenbedingungen vorliegen und hier maßgeblich welchen Einfluss der Standort auf das Anbauverfahren und die Ergebnisse der Ökobilanz hat.
- iv. Sollen die Ergebnisse einer Ökobilanz im Marketing eingesetzt werden, ist es notwendig, diese entsprechend darstellen zu können. Dabei stellt sich die Frage, ob und wie das möglich ist.

4.4.1 Anforderungen an die Gültigkeit der Betriebsdaten

Um die Ergebnisse der Ökobilanz beurteilen zu können, ist es notwendig zum Einen die Datenqualität der Bilanzierungsdaten in den Vorketten der landwirtschaftlichen Produktion, zum Anderen die betrieblichen Anbaudaten zu prüfen. Überlegungen zur Datenqualität der Bilanzdaten in den Vorketten wurden bereits in Kapitel 4.1 angestellt. Deshalb soll an dieser Stelle näher auf die Gültigkeit der betrieblichen Anbaudaten eingegangen werden.

Die betrieblichen Daten wurden aus einer Befragung der Betriebsleiter, der Auswertung von Schlagkarteien und eigenen Erhebungen zu Standortdaten gewonnen. Eine gute Vertrauensbasis mit dem Betriebsleiter ist erfahrungsgemäß eine unverzichtbare Voraussetzung für den Erhalt verlässlicher Betriebsdaten. Eine Erfassung durch einen unabhängigen, fachlich geschulten Ökobilanzierer gewährleistet, dass die Daten auf ihre Plausibilität hin geprüft werden.

Datengrundlage für die berechneten Ökobilanzen sind Mittelwerte zu den Anbauverfahren aus den vorangegangenen drei Jahren vor der Bilanzierung und dokumentieren somit den Anbau in den Jahren 1997-1999. Erfahrungen in der Landwirtschaft zeigen jedoch, dass Anbauverfahren einem stetigen Wandel unterliegen. Das Angebot an Pflanzenschutzmitteln und Sorten kann sich durch Neuentwicklungen ändern. Erträge sind von Leistungsänderungen der Anbauverfahren und von der jährlichen Witterung abhängig und unterliegen Schwankungen. Bei Pflanzenschutzmitteln kann bei der Auswahl der eingesetzten Mittel der aktuelle Preis ausschlagend sein. Bei der Düngermenge spielen verfügbare Vorräte der Nährstoffe im Boden eine Rolle. Bei der Auswertung und der zeitlichen Gültigkeit von Ökobilanzergebnissen sollten deshalb die Auswirkungen dieser Variabilität beachtet werden. Im Folgenden sollen einige Punkte angesprochen werden, die die Gültigkeitsdauer von Ökobilanzergebnissen beleuchten.

Als Anhaltspunkt, in welchem Zeitraum Änderungen in der Düngung aufgrund veränderter Vorräte an Nährstoffen im Boden wahrscheinlich sind, können die Bestimmungen der Düngeverordnung dienen (*BML 1996*). Diese schreibt vor, dass die Bestimmung der Bodenvorräte für Stickstoff jährlich, für Phosphor und Kalium mindestens alle 6 Jahre zu erfolgen hat.

Bei den Pflanzenschutzmitteln werden jährlich neue Wirkstoffe, neue Konzentrationen oder neue Kombinationen bekannter Wirkstoffe auf den Markt gebracht. Änderungen, die sich aus einer veränderten Auswahl an Pflanzenschutzmitteln ergeben, können aufgrund der geringen Einsatzmengen und der damit verbundenen geringen Umweltwirkungspotentiale als weniger bedeutend angesehen werden.

Wie sich Erträge im Laufe der Zeit verändern, lässt sich anhand der Auswertung statistischer Daten abschätzen. Eine Analyse der Standarddeckungsbeiträge ergab,

dass die Erträge der betrachteten Fruchtarten Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrüben in einem Zeitraum von 20 Jahren durchweg zugenommen haben (KTBL 1980, 1985, 1990, 1995-1999). Dabei waren die Ertragszuwächse in den 80er Jahren höher als in den 90er Jahren. Die größten Zuwächse in der mittleren Leistungsklasse innerhalb eines Zeitraums von 5 Jahren gab es bei Winterweizen mit 23 %. Der entsprechende Wert für Wintergerste lag bei 14 %. Bei Zuckerrüben war der maximale Ertragsanstieg über 5 Jahre mit 10 % geringer als bei Getreide. Beim Vergleich der Jahre 1995 und 1999 konnten bei Winterweizen und Wintergerste Ertragsrückgänge von bis zu 3 % festgestellt werden. Es kann somit gesagt werden, dass innerhalb von 5 Jahren mit deutlichen Ertragssteigerungen gerechnet werden kann, der Ertragszuwachs in der jüngsten Vergangenheit aber geringer, teilweise sogar negativ ist.

Bei der Berechnung der Ökoeffizienz wird der Deckungsbeitrag als funktionelle Einheit eingesetzt. Eine wichtige Größe bei der Ermittlung des Deckungsbeitrags sind die Erzeugerpreise. Diese nahmen im Zeitraum von 1980 bis 1999 insgesamt für Winterweizen und Wintergerste um über 50 % ab, für Zuckerrüben um 9 % zu. Dabei waren die größten Preisänderungen innerhalb von 5 Jahren Anfang der 90er Jahre mit minus 28 % bei Winterweizen und Wintergerste zu verzeichnen.

Aus den oben angeführten Punkten lässt sich schließen, dass als Datengrundlage für Ökobilanzen in der Pflanzenproduktion Durchschnittswerte aus mehreren Jahren verwendet werden sollten, um jährliche Schwankungen beim Produktionsmitteleinsatz und den Erträgen auszugleichen. Eine wiederholte Berechnung der Ökobilanzen sollte in einem Zeitabstand von 5-6 Jahren stattfinden, um die Aktualität der Ergebnisse zu gewährleisten.

4.4.2 Besitzen die angewandten Indikatoren genügend Trennschärfe

Unterschiede in den Anbauverfahren der Betriebe bestehen in der Höhe, der Form und dem Zeitpunkt der Düngung, der Grundbodenbearbeitung und der Intensität des Pflanzenschutzmitteleinsatzes. Im Folgenden soll geprüft werden, welche Unterschiede in den Umweltwirkungen aufgrund der verschiedenen Anbauverfahren der Betriebe abgebildet werden und welche darüber hinaus zu erwarten sind.

4.2.2.1 Umweltwirkungen aufgrund der unterschiedlichen Düngung auf den Betrieben

Die Höhe der **Stickstoffdüngung** in Form von mineralischer und organischer Düngung ist im Betrieb Lehr (intensiv) mit 589 kg N/ha in der Fruchtfolge ZR, WW und WG höher als im Betrieb Erb (Mulchsaat) mit 531 kg N/ha und dem Betrieb Wolz (intensiv) mit 447 kg N/ha. Die Stickstoffdüngung hat aufgrund direkter Stickstoffemissionen in die Luft einen maßgeblichen Einfluss in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerungs- und Eutrophierungspotential. Bei der Berechnung der Stickstoffemissionen wird, wie schon in Kap. 4.1 erläutert, an Bewirtschaftungsmaßnahmen nur die Menge des ausgebrachten Stickstoffdüngers berücksichtigt.

In der Wirkungskategorie Treibhauseffekt werden deutliche Unterschiede zwischen den Betrieben sichtbar. Im Betrieb Lehr (intensiv) entsteht mit 1672 kg CO₂/100 GE das höchste Treibhauspotential für die Düngung. Im Betrieb Erb (Mulchsaat) ergeben sich 1490 kg CO₂/100 GE, auf im Betrieb Wolz (extensiv) 1405 kg CO₂/100 GE. Dabei wird der Treibhauseffekt zu 35–38 % durch Lachgasemissionen verursacht. Bei der Emission von Lachgas vom Feld kann - neben der Abhängigkeit von der Düngermenge - unter anderem von einem Einfluss der Bodenbearbeitung ausgegangen werden. *Goodroad et al. (1984)* haben die höchsten Lachgasemissionen auf Feldern gemessen, auf denen eine reduzierte Bodenbearbeitung stattfand und die mit Wirtschaftsdünger gedüngt wurden. Vergleichsmessungen zwischen Pflugbearbeitung und Direktsaat ergaben bei Direktsaat tendenziell höhere Lachgasemissionen als bei Anbausystemen mit Pflugbearbeitung (*Burford et al. 1981, Linn und Doran 1984*). Als Grund wird das geringere Luftvolumen im Boden bei konservierender Bodenbearbeitung und damit der größere wassergefüllte Porenraum genannt, wodurch die Denitrifikation höher sein kann. Tendenziell ist also davon auszugehen, dass im Mulchsaatbetrieb Erb die prozentuale Lachgasemission pro kg Düngerstickstoff etwas höher ist als in den anderen Betrieben mit wendender Bodenbearbeitung. Damit wird das Treibhauspotential im Betrieb Erb eher unterschätzt.

Sowohl beim Eutrophierungspotential als auch beim Versauerungspotential werden die höchsten Werte im Betrieb Lehr (intensiv) berechnet (19 kg PO₄/100 GE, 53 kg SO₂/100 GE). Im Betrieb Erb (Mulchsaat) sind die Werte für das Eutrophierungspotential um 28 % und beim Versauerungspotential um 21 % geringer. Im Betrieb Wolz (extensiv) sind die entsprechenden Werte um 50 % bzw. 39 %

niedriger. Ungefähr die Hälfte des Eutrophierungspotentials und bis zu 92 % des Versauerungspotentials werden in den Betrieben durch Emissionen an Ammoniak bei der Düngerausbringung verursacht. Diese werden bei der organischen Düngung neben der ausgebrachten Menge von der Art der Ausbringung und der Einarbeitung beeinflusst. Unterschiede zwischen den Betrieben zeigen sich bei der Ausbringung der Gülle zur Zwischenfrucht. Im Betrieb Lehr (intensiv) wird die Gülle vor der Zwischenfrucht auf die Stoppel der Wintergerste ausgebracht und eingearbeitet. In den Betrieben Erb (Mulchsaat) und Wolz (extensiv) wird die Gülle auf die Zwischenfrucht im Herbst ausgebracht und deshalb nicht eingearbeitet. Aufgrund der ähnlichen Maschinenausstattung der Betriebe mit Breitverteilern zur Gülleausbringung sind infolge der Art der Ausbringung kaum Unterschiede zu erwarten. Um den Einfluss des Zeitpunkts und der Einarbeitung zu beurteilen, wurden potentielle Ammoniakemissionen mit dem Schätzrahmen nach *Horlacher und Marschner (1990)* für verschiedene Standardsituationen ermittelt (Anhang 24). Bei einer Ausbringung auf die Stoppel im Sommer bei Temperaturen zwischen 15-20 °C mit sofortiger Einarbeitung der Gülle werden Ammoniakemissionen von 27 % der ausgebrachten Ammoniummenge erwartet. Derselbe Wert wird bei einer Güllendüngung im Herbst zur Zwischenfrucht ohne Einarbeitung und einem geringen Niederschlag ca. 8 Stunden nach der Ausbringung berechnet. Aufgrund des unterschiedlichen Ausbringungszeitpunkts der Gülle in den Betrieben lassen sich somit anhand der Schätzungen nicht eindeutig höhere oder niedrigere Ammoniakemissionen verbinden. Letztendlich dürfte entscheidend sein, bei welchen Temperaturen im Herbst die Gülle ausgebracht wird und ob, wann und in welcher Höhe nach der Ausbringung der Gülle auf die Zwischenfrucht Niederschläge folgen, die die Gülle in den Boden einwaschen (*Horlacher und Marschner 1990*). Je später die Gülle ausgebracht wird, das heißt umso geringer die Temperaturen bei der Ausbringung sind, desto niedriger liegen die potentiellen Ammoniakemissionen. Gleichzeitig steigt jedoch die Gefahr, dass die Zwischenfrucht den verfügbaren Stickstoff nicht mehr aufnimmt und dieser in Form von Nitrat ausgewaschen werden kann. Insgesamt kann gesagt werden, dass durch das angewandte Modell, das von einer Ammoniakemission von 50 % des ausgebrachten Ammoniumstickstoffs ausgeht, die Emissionen in den Betrieben eher überschätzt werden.

Bei der Abschätzung der Nitratemissionen wurde, anders als bei der Abschätzung der Lachgas- und Ammoniakemissionen, ein Modell eingesetzt, das verschiedene Anbaumaßnahmen berücksichtigt. Neben der Menge an ausgebrachtem Stickstoff spielen das Management der Erntereste, die Art und Entwicklung von Zwischenfrüchten, sowie der Aussattermin und die Art der Folgefrucht eine Rolle (*Arman et al. 2002*). Auswirkungen der unterschiedlichen Bodenbearbeitung in den Betrieben werden bei der Mineralisierung von Stickstoff aus den Ernteresten im Zeitraum Herbst/Winter berücksichtigt, Auswirkungen auf die Mineralisierung im Boden in diesem Zeitraum aufgrund der Bodenbearbeitung jedoch nicht. Mehrjährige Messungen zum Nitratstickstoff im Boden im Rahmen des Systemvergleichs Bodenbearbeitung (*LAP 2001*) ergaben in der Mulchsaatvariante für den Zeitraum nach der Ernte bis Ende Februar des Folgejahres durchschnittlich 7 % geringere Werte an Nitratstickstoff pro Hektar als in der Pflugvariante. Dies entspricht einem Unterschied von 0,6 kg NO₃N/ha. Die Unterschiede im Nitratgehalt scheinen aufgrund der Bodenbearbeitung eher gering zu sein und damit auch die Auswirkungen auf die potentielle Nitratauswaschung.

Die Höhe der Grunddüngung mit **Phosphor und Kalium** muss laut Düngeverordnung abhängig vom Versorgungsgrad des Bodens erfolgen (*BML 1996*). Bodenuntersuchungen ergaben mittlere Versorgungsgrade im Betrieb Lehr und sehr hohe im Betrieb Erb (Mulchsaat). Folgerichtig findet im Betrieb Lehr (intensiv) eine Grunddüngung nach Entzug statt und im Betrieb Erb wird, über die organische Düngung hinaus, auf die Düngung mit Phosphor und Kalium verzichtet. Im Betrieb Wolz (extensiv) wird bei mittlerem bis hohem Versorgungsgrad des Bodens die Hälfte der Phosphorabfuhr durch die Düngung ausgeglichen, bei Kalium ungefähr zwei Drittel. Die Unterschiede in der Grunddüngung zwischen den Betrieben und die damit verbundenen Umweltwirkungen sind also wesentlich vom Standort und der früheren Bewirtschaftung beeinflusst. Die Auswirkungen, die sich daraus in der Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern ergeben, wurden bereits in Kap. 4.2.1.2 erläutert. Aufgrund der niedrigeren mineralischen Düngung mit Phosphor und Kalium stehen einer geringeren Beanspruchung an Düngerrohstoffen in den Betrieben Erb und Wolz eine höhere Beanspruchung von Nährstoffen aus dem Boden gegenüber. Deutliche Unterschiede zwischen den Betrieben infolge der Grunddüngung und den damit verbundenen Schwermetallemissionen zeigen sich vor

allem in den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität. Beim Humantoxizitätspotential werden im Betrieb Erb im Vergleich zum Betrieb Lehr nur 25 %, im Betrieb Wolz 65 % erreicht, im Bereich Ökotoxizität entsprechend 3 % und 10 %. Der Einfluss der aktuellen Nährstoffversorgung im Boden auf die Ergebnisse der Ökobilanzen der Betriebe wurde anhand einer Szenariorechnung aufgezeigt (Kap. 3.4.9). Dabei wurde der Ansatz von *Cowell und Clift (2000)* angewendet. Der negative Nährstoffsaldo wurde durch den theoretischen Einsatz der entsprechenden Menge an Mineraldünger ausgeglichen. Bei ausgeglichener Nährstoffbilanz liegt das Humantoxizitätspotential im Betrieb Erb nur noch 14 % unter dem Potential des Betriebs Lehr, im Betrieb Wolz liegt es 9 % höher. Das Ökotoxizitätspotential ist sogar in beiden Betrieben (Erb 15 %, Wolz 3 %) höher als im Betrieb Lehr. Anhand der Szenariorechnung konnte aufgezeigt werden, dass die Ergebnisse nicht nur vom aktuellen Anbauverfahren, sondern auch von vorangegangenen beeinflusst wird. Außerdem konnte der Frage nach der zeitlichen Systemgrenze (eine Fruchtfolge) und damit der Allokation von Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie z.B. der Düngung, die über eine Fruchtfolge hinauswirken, nachgegangen werden.

4.4.2.2 Umweltwirkungen aufgrund unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren

Unterschiede aufgrund des Bodenbearbeitungsverfahrens sind zwischen den Betrieben Lehr (intensiv) und Wolz (extensiv) mit Pflugwirtschaft auf der einen Seite und dem Betrieb Erb als Mulchsaatbetrieb auf der anderen Seite zu erwarten. Wie schon in Kapitel 4.3 erläutert, werden mit Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung, wie dem Mulchsaatverfahren im Betrieb Erb, bestimmte Umwelteffekte verbunden. Es wird von einem geringeren Ressourcenverbrauch und verminderten Emissionen aufgrund eines niedrigeren Maschineneinsatzes und Treibstoffverbrauchs ausgegangen. Zudem wird eine Verminderung der Erosion, eine bessere Tragfähigkeit des Bodens und eine Erhöhung des Humusgehalts erwartet.

Beim Vergleich der drei Betriebe zeigt sich, dass **Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch** im Betrieb Erb (Mulchsaat) höher sind als in den anderen Betrieben. Zwar ist der Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch für die Grundbodenbearbeitung mit Grubber geringer als mit Pflug, jedoch entsteht an anderer Stelle ein höherer Verbrauch. Vor der Aussaat der Zwischenfrucht wird im Betrieb Erb ein zusätzlicher

Arbeitsgang mit dem Grubber zur Lockerung durchgeführt. Die Zwischenfrucht wird mit Kreiselegge und Drillmaschine ausgesät und im Winter abgeschlegelt. Die hauptfruchtmäßige Bestellung der Zwischenfrucht führt zu einem üppigen Bestand und einem hohen Bodenbedeckungsgrad bis zur Aussaat der Zuckerrüben, was Voraussetzung für einen effektiven Erosionsschutz ist (*Estler 1987, Diez et al. 1988*). Bei der Beurteilung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren ist es somit wichtig, das gesamte Anbauverfahren zu betrachten und nicht nur den Einsatz an Maschinen und Treibstoff zur Grundbodenbearbeitung, da es nicht in jedem Fall zu einer Verminderung kommt.

Erwartungsgemäß ist der **Bodenabtrag** im Betrieb Erb (Mulchsaat) mit 2 t/ha*a wesentlich geringer als im Betrieb Lehr (intensiv) mit 10 t/ha*a. Ein ungefähr gleich hoher Bodenabtrag und damit eine vergleichbare Ressourcenbeanspruchung an Boden wie auf dem Betrieb Erb wurde im Betrieb Wolz (extensiv) trotz Pflugbearbeitung berechnet. Grund dafür ist die geringere Hangneigung der Schläge. Hierbei wird deutlich, dass die Ressourcenbeanspruchung an Boden nicht alleine vom Anbauverfahren abhängig ist, sondern auch wesentlich von den vorherrschenden Standortbedingungen. Das Ergebnis der Ökobilanzen im Bereich der Ressourcenbeanspruchung an Boden gibt also an, wie gut das Anbausystem an die Standortbedingungen angepasst ist. Der Einfluss des Standorts auf die Vergleichbarkeit der Betriebe wird in Kapitel 4.4.3 näher erläutert.

Die **Bodenbelastung** unterhalb des Bearbeitungshorizonts ist durch Arbeitsgänge zur Bodenbearbeitung und Aussaat im Betrieb Erb (Mulchsaat) geringer als im Betrieb Lehr (intensiv). Die geringere Bodenbelastung ergibt sich zum Einen aus der höheren Arbeitsbreite der Geräte zur Stoppel- und Grundbodenbearbeitung und damit einer geringeren Überfahungsdichte. Zum Anderen wird bei konservierender Bodenbearbeitung eine höhere Tragfähigkeit des Bodens angenommen, die der Bodenbelastung entgegenwirkt. Die höhere Tragfähigkeit des Bodens bei konservierender Bodenbearbeitung wird durch die intensivere Aggregation des Bodens hervorgerufen (*Horn 1986, Sommer 1986*). Die Tragfähigkeit kann jedoch auch verringert sein, wenn durch eine zu hohe Lagerungsdichte der Wasserfluss in den Unterboden behindert ist. Steigt infolgedessen der Wassergehalt über die Ausrollgrenze, wird der Boden stark plastisch und die Tragfähigkeit nimmt ab (*Hanus 1990*). Am geringsten ist die Bodenbelastung durch Arbeitsgänge zur Bodenbearbeitung

und Aussaat im Betrieb Wolz (extensiv). Hier wurde die Stoppelbearbeitung und Saatbettbereitung zur Zwischenfrucht durch eine Gerätekombination aus Vorgrubber und Rototiller auf einen Arbeitsgang reduziert.

Unterschiede bei der Bodenbelastung aufgrund der Bodenbearbeitung zwischen den Betrieben entstehen somit nicht nur durch die unterschiedliche Grundbodenbearbeitung, sondern auch durch die unterschiedliche Stoppelbearbeitung. Die Wahrscheinlichkeit, dass die potentielle Bodenbelastung zu einer tatsächlichen Bodenverdichtung führt, ist bei den Arbeitsgängen zur Grundbodenbearbeitung im Herbst nach spät räumenden Fruchtarten oder zur Einarbeitung der Zwischenfrucht jedoch größer. Ein Grund dafür ist, dass der Boden zur Grundbodenbearbeitung im Herbst meist feuchter und damit weniger tragfähig ist als im Sommer bei der Stoppelbearbeitung. Das heißt, die Unterschiede aufgrund der Grundbodenbearbeitung zwischen dem Betrieb Erb und Lehr sind höher zu bewerten als die Unterschiede durch die Stoppelbearbeitung zwischen Betrieb Wolz und den beiden anderen Betrieben.

4.4.2.3 Umweltwirkungen aufgrund der unterschiedlichen Pflanzenschutzmittelintensität.

Beim Pflanzenschutz bestehen folgende Unterschiede zwischen den Betrieben. Im Betrieb Erb erfolgt bei der Mulchsaat von Zuckerrüben eine zusätzliche Herbizidspritzung im Frühjahr, beim Anbau von Winterweizen wird kein Halmverkürzer eingesetzt. Im Betrieb Wolz (extensiv) wird beim Anbau von Winterweizen kein chemischer Pflanzenschutz durchgeführt. In der gesamten Fruchtfolge wird im Betrieb Erb im Vergleich zum Betrieb Lehr nur $2/3$, im Betrieb Wolz $2/5$ der Wirkstoffmenge eingesetzt. Unterschiede bei den Umweltwirkungen werden von den Ökobilanzen aufgrund des Pflanzenschutzmitteleinsatzes jedoch kaum abgebildet. Gründe dafür sind die im Vergleich mit anderen Produktionsmitteln geringen Mengen an Pflanzenschutzmittelwirkstoffen zwischen 6 und 15 kg/ha in der Fruchtfolge. Dadurch ist der Anteil der Emissionen durch die Bereitstellung der Pflanzenschutzmittel in den unterschiedlichen Wirkungskategorien nur relativ gering. Die toxische Wirkung der Pflanzenschutzmittel wird durch die toxische Wirkung von Schwermetallen aus der Düngerbereitstellung und -ausbringung überlagert (siehe Kap. 4.1.2.5). Die Unterschiede beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln spielen deshalb beim Vergleich der Betriebe nahezu keine Rolle. Da die human- und ökotoxische Wirkung von Pflanzenschutz-

mitteln bei den Verbrauchern eine hohe Aufmerksamkeit besitzt, sind die Ergebnisse des eingesetzten Modells nicht befriedigend.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass überwiegend die Umweltwirkungen aufgrund des unterschiedlich hohen Düngemittleinsatzes zur Differenzierung zwischen den Betrieben führen. Die Trennschärfe der Ökobilanzierung könnte verbessert werden, wenn bei direkten Stickstoffemissionen außer der Höhe der Düngung der Einfluss weiterer Anbaumaßnahmen berücksichtigt wird. Unterschiede zwischen den Betrieben können vor allem bei den Lachgasemissionen aufgrund der unterschiedlichen Bodenbearbeitung erwartet werden. Durch die Entwicklung eines Ansatzes, mit dessen Hilfe Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens berücksichtigt werden, können Unterschiede zwischen den Betrieben hinsichtlich des Bodenabtrags, des Phosphataustrags, der Nährstoffbeanspruchung und der Bodenbelastung infolge der unterschiedlichen Bodenbearbeitung aufgezeigt werden. Bei Umweltwirkungen aufgrund der Höhe der Grunddüngung und des Bodenabtrags übt neben dem Anbauverfahren der Standort einen wichtigen Einfluss aus. Unterschiede zwischen den Betrieben infolge des unterschiedlichen Pflanzenschutzmitteleinsatzes spielen nur eine untergeordnete Rolle, aufgrund der geringen Menge der Wirkstoffe im Vergleich zu anderen Produktionsmitteln. Die toxische Wirkung der Pflanzenschutzmittel wird in der Bilanzierung von der Wirkung von Schwermetallen aus der Düngung überlagert.

4.4.3 Vergleichbarkeit der Produktionssysteme - Einfluss des Standortes

Wie im vorangegangenen Kapitel angesprochen sind die Bewirtschaftung, der damit verbundene Einsatz von Produktionsmitteln und damit auch die Ergebnisse der Ökobilanz nicht unabhängig vom Standort. „Voraussetzung für den Vergleich von Betrieben wäre Idealerweise, dass die Betriebe bei einer Übernahme des Anbauverfahrens der jeweils anderen Betriebe die gleichen Umweltwirkungen erzielen würden“ (Anmerkung A. Kicherer 2002, siehe Anhang).

Damit diese Voraussetzung erfüllt wird, dürften nur Betriebe mit denselben standörtlichen und klimatischen Verhältnissen verglichen werden, die gewährleisten, dass mit demselben Produktionsmitteleinsatz die gleichen Leistungen erzielt werden könnten. Diese Forderung ist durch die hohe Variabilität der Standort- und Klimaeigenschaften und den unterschiedlichen Zustand durch die Geschichte der Nutzung der Flächen nicht zu erfüllen. Schon in einem Betrieb ist die Variabilität zwischen und innerhalb der Schläge so groß, dass keine exakt identischen Schläge vorhanden sind. Ziel des Anbaus ist deshalb keine einheitliche Bewirtschaftung der Flächen, sondern vielmehr ein standort- und pflanzengerechter Anbau. Es kann also gesagt werden, dass es nicht sinnvoll ist, Anbauverfahren auf andere Betriebe zu übertragen, da dies ohne eine Anpassung an die Standortverhältnisse nicht möglich ist. Vielmehr geht es darum, die ökonomische Leistung und die damit verbundenen Umweltwirkungen unter den jeweiligen Standortbedingungen zu optimieren. Zur Verdeutlichung sei als Beispiel ein Vergleich der Zuckerproduktion aus Rohrzucker- oder Zuckerrübenanbau genannt. Durch die unterschiedlichen klimatischen Bedingungen ist es nicht möglich, die Fruchtarten und die damit verbundenen Anbauverfahren zu übernehmen. Trotzdem ist die Information, welche Umweltwirkungen bei der Produktion von Zucker aus Rüben- oder Rohrzucker entstehen, als Kaufkriterium für den Verbraucher durchaus sinnvoll.

Ein weiterer Punkt ist, dass nicht nur der Einsatz der Produktionsmittel, sondern auch der damit erzielte Ertrag vom Standort beeinflusst wird. Da die Ergebnisse der Ökobilanzen auf den Ertrag als funktionelle Einheit bezogen werden, steht deshalb die Frage im Vordergrund, inwieweit der Ertrag der Betriebe von den unterschiedlichen Standortbedingungen abhängig ist. Hierzu ist es hilfreich abzuschätzen, welcher Anteil an der Ertragsbildung durch feste und welcher durch variable Produktionsfaktoren bestimmt wird. Feste Produktionsfaktoren sind solche, die vom Landwirt nicht beeinflusst werden können, wie Bodenart und Klima. Die variablen Produktionsfaktoren charakterisieren das Anbauverfahren, wie Maschineneinsatz, Düngung usw.. Schwierigkeiten ergeben sich dadurch, dass das Anbausystem, d.h. die Höhe und Art der eingesetzten Produktionsmittel, an die Standorteigenschaften und damit an das natürliche Ertragspotential angepasst ist. Der exakte Einfluss der Standorteigenschaften auf den Ertrag lässt sich durch die zahlreichen Wechselwirkungen nur schwer quantifizieren. Zudem spielen beim erzielten Ertrag auch Fähigkeiten des

Landwirts eine Rolle, die sich nicht durch die Höhe des Produktionsmitteleinsatzes ausdrücken, sondern z.B. durch die richtige Terminierung der Maßnahmen. Diese Unterschiede sind nicht erfassbar.

Eine weitere Schwierigkeit liegt darin, dass keine Zahlen, die die aktuelle Ertragsfähigkeit eines Standortes angeben, verfügbar sind. Die oftmals dafür angewandten Ackerzahlen gehen auf die Reichsbodenschätzung von 1934 zurück. Sie drücken den Reinertragsunterschied (nicht Ernteertrag sondern Gewinn) eines Schlages durch die Standorteigenschaften unter sonst gleichen Bedingungen aus. Seit der ersten Schätzung aufgrund des Bodenschätzungsgesetzes 1934 wurden die Zahlen nur durch eine Nachschätzung in den 60er-70er Jahren angepasst. Seit diesem Zeitpunkt haben sich jedoch sowohl in der Produktionstechnik und dem Einfluss der natürlichen Standorteigenschaften auf den Ertrag als auch bei den Preisen für Produktionsmittel und den Erlösen drastische Veränderungen vollzogen, weshalb die Ackerzahl als Zahl für die Ertragsfähigkeit der Böden unter den heutigen Bedingungen nur eingeschränkt genutzt werden kann.

Mögliche Ansätze, den Einfluss des Standortes auf den Ertrag abzuschätzen und damit die Vergleichbarkeit der Anbausysteme zwischen den drei Betrieben zu beurteilen sind:

- Anhand von Versuchsergebnissen und bekannten Einflussfaktoren die Auswirkung der unterschiedlichen Anbauverfahren bei Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste auf den Ertrag abzuschätzen.
- Die Ackerzahl, die Klimabedingungen und die durchschnittlichen Hektarerträge der Fruchtarten in den Land- bzw. Stadtkreisen, in denen die Betriebe liegen, zu vergleichen. Sind diese Zahlen ungefähr gleich, ist davon auszugehen, dass Ertragsunterschiede zwischen den Betrieben durch das Produktionssystem bedingt sind. Sind sie unterschiedlich, kann ein möglicher Einfluss des Standorts abgeschätzt werden.

4.4.3.1 Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Ertrag

Der Betrieb Erb mit konservierender Bodenbearbeitung liegt bei den Erträgen von Winterweizen und Wintergerste leicht unter denen des Betriebes Lehr mit konventioneller Bodenbearbeitung, bei Zuckerrüben sind die Erträge gleich hoch.

Bei der konservierenden Bodenbearbeitung können durch die folgenden Faktoren Ertragseinbußen entstehen:

- die verzögerte Abtrocknung der Böden durch die Mulchauflage im Frühjahr vor der Einsaat von Sommerungen und dadurch eine spätere Aussaat, insbesondere bei schweren Böden und in niederschlagsreichen Frühjahren,
- eine geringere Nährstoffverfügbarkeit,
- ein erhöhter Unkrautdruck und Schädlingsbefall, vor allem durch Schnecken,
- bei Stoppelweizen oder Weizen nach Mais kann ein erhöhtes Risiko für Fusariuminfektionen oder HTR vorliegen. Bei anderen Getreidekrankheiten wie Schwarzbeinigkeit oder Halmbruch wurde hingegen ein geringerer Befall beobachtet (*Arnold-Reimer 1994*).

Allerdings können auch positive Effekte auftreten:

- ein geringerer Abtrag des Bodens und der darin enthaltenen Nährstoffe, besonders bei erosionsanfälligen, lehmig - schluffigen Böden, in hängigen Lagen,
- eine geringere Verschlammung des Bodens und den dadurch besseren Gasaustausch, vor allem bei schluffigen Böden,
- eine bessere Infiltration des Wassers in den Boden, so dass der Pflanze mehr Wasser zur Verfügung steht.

Bei Winterweizen liegt der Ertragsunterschied im Betrieb Erb (Mulchsaat) gegenüber dem Betrieb Lehr (intensiv) von -3 dt/ha bei Winterweizen, in der Größenordnung wie sie auch in langjährigen Versuchen in Baden-Württemberg beim Vergleich zwischen Bodenbearbeitung mit Pflug gegenüber Mulchsaat von -3,3 dt/ha (*Schulze et al. 2000*) ermittelt wurden. Andere Untersuchungen ergaben einen durchschnittlichen Minderertrag (n=8) von 0,8 dt/ha bei Winterweizen (*Becker 1997*). *Wegener und Koch (1999)* konnten keine Ertragsunterschiede bei Winterweizen zwischen Mulchsaat und Bodenbearbeitung mit Pflug feststellen.

Die durchschnittlichen Erträge bei Zuckerrüben unterschieden sich in den Betrieben Erb und Lehr trotz unterschiedlicher Bodenbearbeitung nicht. Dies entspricht Ergebnissen wie sie auch in Versuchen zur konservierenden Bodenbearbeitung (*Brunotte 1990, Becker 1997, Wegener und Koch 1999*) ermittelt wurden. *Liebhard et al. (1997)* berichten von einem Ertragsabfall bei Zuckerrüben in einem langjährigen Versuch bei Mulchsaat, allerdings auf schwerem Boden. Auf mittleren Böden in Baden-Württemberg wurden bei Zuckerrüben in Mulchsaat höhere Erträge erzielt als bei Pflugbearbeitung (*Schulze 1999*).

Auf dem Mulchsaatbetrieb Erb ist der Ertrag bei Wintergerste um 5 dt/ha bzw. 7 % niedriger als im Betrieb Lehr. Beim Anbau von Wintergerste nach Hafer oder Triticale mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung wurden nach *Schulze et al. (2000)* Ertragsdifferenzen von –28 % zwischen Mulchsaat- und Pflugvariante gemessen. Der Ertragsabfall wurde auf Schwierigkeiten beim Strohmanagement und der Aussaat der Wintergerste in der Mulchsaatvariante zurückgeführt. Auch *Höppner (1999)* stellte einen Ertragsrückgang um 9,8 % beim Anbau von Wintergerste nach Winterweizen in Mulchsaat fest. *Trapp (2001)* ermittelte hingegen für Wintergerste gleiche Erträge bei nichtwendender Bearbeitung mit Grubber oder um 7 dt/ha höhere Erträge bei Bearbeitung mit Zinkenrotor und einmaliger krummentiefer Lockerung in der Fruchtfolge ZR, WW, WG.

Die geringeren Erträge von 5 dt/ha bei Wintergerste und 100 dt/ha bei Zuckerrüben des Betriebes Wolz (extensiv) gegenüber Lehr (intensiv) lassen sich bei gleichem Bodenbearbeitungssystem und ähnlicher Anbauintensität von Zuckerrüben teilweise durch das schlechtere Ertragspotential des Standorts erklären. Anhaltspunkte dafür liefern die niedrigere Ackerzahl im Betrieb, die geringere Jahresdurchschnittstemperatur und die niedrigeren Hektarerträge der Feldfrüchte im Kreis Schwäbisch Hall gegenüber dem Kreis Heilbronn. Bei Wintergerste unterscheiden sich die Erträge im Durchschnitt der Jahre 1995–1999 um -3,5 dt/ha und um -41,1 dt/ha bei Zuckerrüben (*StaLa Baden-Württemberg 2000*). Bei den Erträgen der Zuckerrüben im Betrieb Wolz ist zu sagen, dass die Anbaufläche von 1,2 ha relativ gering ist und deshalb die Zahlenbasis kleiner ist als im Betrieb Lehr mit 9,6 ha.

4.4.3.2 Einfluss des extensiven Anbaus auf den Ertrag von Winterweizen

Ertragsunterschiede beim extensiven Anbau können bei reduzierter Düngung durch das geringere Nährstoffangebot verursacht werden. Dabei wurden bei einer Reduzierung der Stickstoffdüngung um 20 %, ausgehend von einem Düngenniveau von 200 kg N/ha, nur geringe Ertragsunterschiede gemessen (Finck 1994, Kleiber 2000). Unterschiede treten vor allem beim Proteingehalt auf. Der Einsatz von Herbiziden kann durch eine mechanische Unkrautregulierung teilweise kompensiert werden, dennoch sind durch die Konkurrenz der Ackerunkräuter Ertragseinbußen zu erwarten. Einen deutlichen Einfluss auf den Ertrag kann der Verzicht auf Fungizide haben. Der Verzicht auf chemischen Pflanzenschutz oder den Einsatz von Fungiziden hatte auf Standorten mit vergleichbarer Bodenart wie im Betrieb Wolz Mindererträge von 15-18 dt/ha zur Folge (Odörfer 1996, Gerowitt und Wildnhayn 1997, Kleiber 2000). Dabei ist die Höhe der Mindererträge auch vom Ertragspotential abhängig. Bei Standorten mit höherem Ertragspotential sind größere Ertragseinbußen zu erwarten (Gerowitt und Wildenhayn 1997, Kleiber 2000). Beim Vergleich der Hektarerträge für Winterweizen ist zwischen den Landkreisen, in denen die Betriebe liegen, lediglich ein Unterschied von 0,5 dt/ha angegeben (StaLa Baden-Württemberg 2000). Deshalb wird davon ausgegangen, dass der Minderertrag bei Winterweizen im Betrieb Wolz von 23 dt/ha zum Großteil auf das extensive Anbauverfahren zurückzuführen ist.

Die Ausführungen zeigen, dass sich die Ertragsunterschiede bei Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste zwischen den Betrieben Lehr und Erb auf die unterschiedlichen Bodenbearbeitungssysteme zurückführen lassen. Ebenso lassen sich durch den extensiven Anbau des Winterweizens im Betrieb Wolz die Ertragsunterschiede zu den Betrieben Lehr und Erb zum Großteil erklären. Ein Teil des geringeren Ertrags bei den unterschiedlichen Fruchtarten im Betrieb Wolz ist vermutlich durch ein geringeres Ertragspotential des Standorts bedingt. Das bedeutet, dass beim Vergleich der Ökobilanzen mit dem Ertrag als funktionelle Einheit, das Ergebnis vor allem im Betrieb Wolz nicht nur vom Produktionsverfahren beeinflusst ist. Die Alternative hierzu wäre ein Vergleich der Umweltwirkungen bezogen auf den Hektar. Hier wird wiederum nicht berücksichtigt, dass mit dem Anbau auf ertragsstärkeren Standorten auch ein höherer Produktionsmitteleinsatz verbunden ist. Werden die Betriebe

jedoch unter dem Aspekt verglichen, dass es nicht darauf ankommt, das Anbausystem von einem Betrieb auf den anderen übertragen zu können, sondern darauf hin zu beurteilen, ob auf dem jeweiligen Betrieb ein standort- und ertragsangepasster Anbau stattfindet, ist ein Betriebsvergleich mit Bezug auf den Ertrag sinnvoll.

4.4.4 Eignung als Marketinginstrument

Die Ergebnisse von Ökobilanzen können im Marketing von Produkten im Bereich der Produkt- und Kommunikationspolitik eingesetzt werden. In der Produktpolitik wird durch einen umweltgerechteren Anbau das Produktumfeld, d.h. die immaterielle Beschaffenheit der Produkte verbessert. Dies kann dem Verbraucher im Bereich der Kommunikationspolitik als Zusatznutzen der Produkte über die Werbung vermittelt werden. Aspekte des Zusatznutzens werden in Werbebotschaften immer wichtiger. Dabei ist die Nutzenbegründung besonders wichtig. Je genauer die angeführten Beweise sind, umso glaubwürdiger ist die Botschaft (*Hamm 1991*). Berücksichtigt man zudem Anforderungen an eine Werbebotschaft wie: Werbung soll Spaß machen und Emotionen anregen, aber auch kurz, übersichtlich und informativ sein (*Hamm 1991, Pottebaum und Bullerdiek 1994*), deutet sich ein Spagat beim Einsatz von Ökobilanzergebnissen in der Werbung an. Wie auch in ISO 14040 gefordert wird, sollen auf der einen Seite sowohl die Methodik der Ökobilanz, als auch die Ergebnisse mit größtmöglicher Transparenz und Genauigkeit dargestellt werden. Auf der anderen Seite ist der damit verbundene Informationsumfang schwierig in Form einer kurzen, übersichtlichen Werbebotschaft zu gestalten.

Um den Verbraucher anhand von Ökobilanz über Umweltwirkungen, die mit verschiedenen Verfahren in der Pflanzenproduktion verbunden, sind zu informieren, sind unterschiedliche Möglichkeiten denkbar.

- i. Ein aggregierter Index, der die Umweltwirkungen gewichtet, zusammenfasst und dabei bewertet.
- ii. In Form einer graphischen Darstellung, die Unterschiede auf der Ebene der unbewerteten Wirkungspotentiale vergleicht.
- iii. Durch eine Zertifizierung oder Validierung, welche bestätigt, dass der Betrieb ein Umweltmanagementsystem durchführt und sich bemüht, die Produktion hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit zu verbessern.

Durch den Schritt der Bewertung und der Bildung eines **Indexes** ist es möglich, in sehr komprimierter, leicht vermittelbarer Form Ergebnisse von Ökobilanzen darzustellen. Für die Bewertung von Ökobilanzen wurden bereits mehrere Modelle entwickelt. Sie weisen zum Teil große Unterschiede bei der Gewichtung der verschiedenen Wirkungskategorien auf (*Stahl 1998*). Als Grundlage, um Gewichtungsfaktoren in den verschiedenen Bewertungsverfahren festzulegen, werden unterschiedliche Ansätze verwendet. Beispiele dafür sind die Ableitung aus dem Leitbild Nachhaltigkeit, die Ableitung aus umweltpolitischen Zielen (distance to target), die Auswertung von Bevölkerungsbefragungen oder die Ergebnisse von Expertenbefragungen.

Die Gesamtbewertung der Produktionsverfahren der betrachteten Betriebe anhand unterschiedlicher Bewertungsverfahren zeigte, dass sich beim relativen Vergleich zwischen den Betrieben keine Unterschiede ergaben. Das heißt, bei allen drei getesteten Bewertungsverfahren wurde der Betrieb Lehr (intensiv) am schlechtesten und der Betrieb Wolz (extensiv) am besten bewertet. Eine Schwierigkeit, diese Bewertungsverfahren in den vorliegenden Ökobilanzen anzuwenden, lag darin, dass nicht für alle Wirkungskategorien Daten zur Normierung und Gewichtung vorliegen. Insbesondere für die Wirkungskategorien im Bereich Toxizität und des landwirtschaftlich genutzten Bodens sind derzeit keine Daten und Gewichtungsfaktoren verfügbar, die für die Bewertung der durchgeführten Bilanzen eingesetzt werden konnten. Um zu einer umfassenden Bewertung der Produktionsverfahren mit Hilfe von Indices zu kommen, ist weitere Forschungsarbeit nötig.

Bei der Anwendung von Bewertungsverfahren ist kritisch zu betrachten, dass in höchstem Maße die Transparenz für den Abnehmer verloren geht, sowohl hinsichtlich Sachbilanz und Wirkungsabschätzung, als auch hinsichtlich des Bewertungsverfahrens. Durch die Berechnung eines Indexes wird leicht der Eindruck objektiver Ergebnisse durch die Quantifizierung erweckt, was aber nicht gerechtfertigt ist (*Giegerich et al. 1995*). Eine Bewertung ist nie rein objektiv und wissenschaftlich zu begründen, sondern spiegelt immer auch gesellschaftliche Normen und Werthaltungen wieder.

Anhand der **graphischen Darstellung** der Ergebnisse in Form der verwendeten Spinnendiagramme oder von T-Diagrammen ist es möglich, die Ergebnisse der

Wirkungsabschätzung übersichtlich darzustellen. Durch die gewählte Vorgehensweise die Ergebnisse der Ökobilanzen der verschiedenen Betriebe anhand von Diagrammen zu vergleichen, findet ein relativer Vergleich aber keine absolute Bewertung statt. Für eine absolute Bewertung wäre es erforderlich, Grenz- oder Orientierungswerte für die landwirtschaftliche Produktion festzulegen. Diese sind momentan nicht vorhanden und können nur in einem breiten gesellschaftlichen und wissenschaftlichen Diskurs festgelegt werden. Bei einer graphischen Darstellung auf der Ebene der unbewerteten Wirkungspotentiale ist die Objektivität und Transparenz der Ergebnisse gegenüber einem Index höher, da der subjektive und komprimierende Schritt der Bewertung fehlt. Hinsichtlich der Vorgehensweise in der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung ist die Transparenz weniger gegeben. Für die Durchführung der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung sind jedoch aufgrund der ISO-Normierung Standards festgeschrieben, die eine bestimmte Vorgehensweise und Qualität gewährleisten. Als schnelle Entscheidungshilfe beim Einkauf von Produkten ist die graphische Darstellung vermutlich zu komplex. Eine Möglichkeit, Ergebnisse von Ökobilanzen in dieser Form im Marketing einzusetzen, wird im Rahmen von Informations- und Werbebroschüren, sowie Internetseiten von Erzeugergemeinschaften oder Betrieben gesehen. Hier bietet sich zusätzlich die Möglichkeit an, neben der Darstellung der Ergebnisse, auch die wichtigsten Hintergrundinformationen zur Vorgehensweise in der Ökobilanzierung zu liefern.

Eine weitere Möglichkeit ist, die Ökobilanz als Indikatorensystem im Rahmen des Umweltmanagementsystems eines landwirtschaftlichen Betriebes gemäß EG-Öko-Audit-Verordnung (EWG Nr. 1836/93) oder ISO 14001 einzusetzen. Hierbei werden ökologische Schwachstellen der Produktion aufgezeigt und vom Betrieb Ziele und Maßnahmen formuliert, diese Belastungen zu reduzieren, um den Umweltschutz kontinuierlich über die gesetzlichen Regelungen hinaus zu verbessern. Dabei besteht die Möglichkeit, den Betrieb von Umweltgutachtern nach EMAS **validieren** bzw. nach ISO 14001 **zertifizieren** zu lassen. Seit November 2001 sind in Deutschland Umweltgutachter akkreditiert, die im Bereich Landwirtschaft nach der EG-Öko-Audit-Verordnung Betriebe begutachten können. Die Einführung des Ökoaudits in der Landwirtschaft befindet sich derzeit noch in der Erprobungsphase (*Spindler 2001*). Ein latenter Druck auf die Landwirtschaft zur Einführung von Umweltmanagementsystemen wird von Seiten der Lebensmittelindustrie ausgeübt. Unternehmen der

Lebensmittelindustrie liegen in Deutschland an zweiter Stelle der nach EMAS validierten Standorte. Dabei sind sie gezwungen, indirekte Umweltaspekte, wie z. B. Umweltleistungen und Umweltverhalten der Landwirtschaft, als Zulieferer zu berücksichtigen (Pape 2001). Gründe, die derzeit einer breiten Einführung in die Praxis entgegenstehen, sind unter anderem die hohen Kosten, die Kompliziertheit des Systems und die mangelhafte Anpassung der Methodik für den Bereich Landwirtschaft.

Ein Ansatz, die Produktion landwirtschaftlicher Betriebe hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit zu bewerten und zertifizieren zu lassen, der in der Praxis in Deutschland schon am umfangreichsten getestet wurde, ist das Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL) des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (ehemals Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft, Eckert et al. 1999). Der Nachteil dieses Indikatorensystems gegenüber der Ökobilanz besteht darin, dass es nicht mit Ökobilanzen nachgelagerter Verarbeitungsbetriebe kompatibel ist. Die Ökobilanzierung als international normiertes Umweltmanagementsystem hingegen gewährleistet, dass die landwirtschaftliche Produktion als Vorkette in Ökobilanzen der weiterverarbeitenden Lebensmittelindustrie eingesetzt werden kann.

Ergebnisse von Ökobilanzen im Marketing direkt beim Verkauf von Produkten einzusetzen ist in Form eines Index für das Produkt oder eines Zertifikats für den Produktionsbetrieb möglich. Berechnungen anhand unterschiedlicher Bewertungsverfahren zur Bildung eines Indexes haben ergeben, dass sie im relativen Vergleich der unterschiedlichen Produktionsverfahren der Betriebe in der Gesamtbewertung zum selben Ergebnis führen. Dabei konnten jedoch nicht alle Wirkungskategorien berücksichtigt werden. Für die Weiterentwicklung der Bewertungsverfahren für Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlichen Bodens ist zusätzliche Forschungsarbeit nötig. Eine übersichtliche graphische Darstellung von Ökobilanzergebnissen in Form von Spinnendiagrammen, die unterschiedliche Produktionsverfahren vergleichen, ist in ausführlichen Werbeproschüren oder Internetauftritten von Erzeugergemeinschaften oder Betrieben denkbar. Unter wissenschaftlichen Aspekten ist diese Anwendung zu bevorzugen. Hierbei kann die geforderte Transparenz bezüglich

der Vorgehensweise bei der Bilanzierung durch entsprechende Zusatzinformationen geschaffen werden.

5 Zusammenfassung

Die landwirtschaftliche Produktion wird immer stärker unter dem Fokus der damit verbundenen Umweltwirkungen betrachtet. Die Ökobilanz ist ein Instrument, um Umweltwirkungen abzuschätzen. Die Besonderheit dieses international normierten Verfahrens besteht darin, dass der gesamte Lebensweg der Produkte bilanziert wird. Hierbei werden die Stoff- und Energieflüsse in einem Produktionssystem, einschließlich der Vorketten, und die damit verbundenen Emissionen und Ressourcennutzungen erfasst. Ressourcen und Emissionen, die ähnliche Wirkungen in der Umwelt hervorrufen, werden dabei in Umweltwirkungskategorien zusammengefasst. Je höher das dadurch berechnete Wirkungspotential umso negativer die Umweltwirkung.

Im Bereich der Landwirtschaft treten Schwierigkeiten bei Ökobilanzen dadurch auf, dass die Methodik der Ökobilanzierung in der technisch-industriellen Produktion entwickelt wurde. Die landwirtschaftliche Produktion unterscheidet sich von der industriellen Produktion jedoch maßgeblich durch die stärkere Abhängigkeit von natürlichen Ressourcen und den direkten Einfluss auf diese. Bei der Anpassung der Ökobilanz als Methode in der Landwirtschaft stehen deshalb, neben der Bereitstellung von Daten für die eingesetzten Produktionsmittel, die Erweiterung der Umweltwirkungskategorien um spezifische Wirkungen aus der Landwirtschaft im Vordergrund. Defizite bestehen dabei unter anderem bei der Bilanzierung von Wirkungen im Bereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens.

Die vorliegenden Ökobilanzen wurden mit zwei unterschiedlichen Zielsetzungen durchgeführt. Es sollten zum Einen die Auswirkungen konventioneller und konservierender Bodenbearbeitungsverfahren bilanziert werden. Als positiv bei konservierender Bodenbearbeitung wird ein geringerer Bodenabtrag sowie ein niedrigerer Treibstoffbedarf zur Bodenbearbeitung betrachtet. Durch den höheren Einsatz von Herbiziden werden aber auch negative Umwelteffekte gesehen. Ziel dieser Ökobilanzen war es deshalb zu zeigen, ob die Ökobilanz genügend Trennschärfe besitzt, um als Entscheidungshilfe bei der Optimierung von Anbauverfahren hinsichtlich der damit verbundenen Umweltwirkungen zu dienen. Zum anderen wurde die Anbauintensität dreier Betriebe verglichen. Hier sollte gezeigt werden, ob die Ökobilanz Transparenz hinsichtlich der Umwelteffekte verschiedener Produktionsverfahren schafft, die es ermöglicht, dem Verbraucher Informationen über die Umweltrelevanz dieser Verfah-

ren zu geben. Die Entwicklung einer Methode, um Wirkungen im Bereich des Bodens in Ökobilanzen zu erfassen, war ein weiteres Ziel der Arbeit.

Die untersuchten Betriebe lagen in der Region Hohenlohe und waren in das Teilprojekt „Konservierende Bodenbearbeitung“ der Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe eingebunden. Zur Bilanzierung der Bodenbearbeitungsverfahren wurden die drei Verfahren Pflug, Grubber und Mulchsaat untersucht. Die Daten wurden auf zwei Versuchsfeldern mit gleicher Fruchtfolge in einem der Betriebe erhoben. Die Bilanzierung der Anbauintensität erfolgte in drei konventionell wirtschaftenden Betrieben, die sich in der Höhe der eingesetzten Düngemittel, Pflanzenschutzmittel und der Bodenbearbeitung unterschieden. Die bilanzierte Fruchtfolge der drei Betriebe unterschied sich nicht (Zuckerrüben, Winterweizen, Wintergerste). Dabei wird in einem Betrieb mit einem relativ hohen Einsatz an Dünge- und Pflanzenschutzmittel gearbeitet (Betrieb intensiv), in dem zweiten wird ausschließlich in Mulchsaat angebaut (Betrieb Mulchsaat). Der dritte Betrieb ist Mitgliedsbetrieb der Erzeugergemeinschaft Hohenloher Höfe, der beim Anbau von Winterweizen Stickstoff 20 % unter dem Bedarf düngt und auf chemischen Pflanzenschutz verzichtet (Betrieb extensiv).

Bei der Entwicklung der Methodik zur Bilanzierung von Umweltwirkungen im Wirkungsbereich des landwirtschaftlich genutzten Bodens waren bei der Auswahl der bilanzierten Wirkungen drei Aspekte ausschlaggebend: 1. Welche Bodeneigenschaften gibt es? 2. Welche dieser Eigenschaften werden direkt von Anbaumaßnahmen beeinflusst? 3. Für welche sind relevante, negative Wirkungen durch die landwirtschaftliche Nutzung bekannt?

Für folgende Bodeneigenschaften wurden anhand der angegebenen Modelle die Wirkungen abgeschätzt:

- Die Gründigkeit des Bodens wird durch den Bodenabtrag beeinflusst. Die Berechnung des Bodenabtrags erfolgte anhand der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung.
- Der Einfluss auf den Nährstoffgehalt des Bodens wurde mit Hilfe einer Nährstoffschlagbilanz abgeschätzt, der Humusgehalt mit Hilfe einer Humusbilanz.
- Veränderungen in der Dichte des Bodens durch Bodenbelastungen wurden mit Hilfe der gewichteten Bodenbelastung abgeschätzt.

- Das Bodenleben wird durch eingetragene Schadstoffe beeinflusst, die Modellierung des Wirkungspotentials erfolgte mit Hilfe des Critical-Surface-Time Modells.

Die Nutzung an Boden, Nährstoffen und Humus wird zusammen mit anderen Nichtenergeträgern in der Wirkungskategorie „Ressourcennutzung an Nichtenergeträgern“ zusammengefasst. Schadstoffe im Boden werden in die Wirkungskategorie Human- und Ökotoxizität integriert, die Verdichtung des Bodens bildet eine eigene Wirkungskategorie.

Die Ergebnisse der Ökobilanzen zeigten, dass die Wirkungskategorien Treibhaus-effekt, Versauerung, Eutrophierung sowie Human- und Ökotoxizität maßgeblich von der Höhe der Düngung beeinflusst werden. Da in den Bodenbearbeitungsvarianten dieselbe Düngermenge aufgewandt wurde, ergaben sich relevante Unterschiede hauptsächlich im Wirkungsbereich des Bodens. Unterschiede im Bodenabtrag führten zu einer großen Differenz bei der Ressourcennutzung an Nichtenergeträgern, die in der Pflugvariante ungefähr zehnmal höher und in der Grubbervariante sechsmal höher geschätzt wurde als in der Mulchsaatvariante. Durch den Bodenabtrag gehen außerdem Humus und Nährstoffe als Ressourcen verloren. Der höhere Herbizideinsatz in der Mulchsaatvariante beeinflusste das Wirkungspotential in den Kategorien Human- und Ökotoxizität um weniger als 1 %. Hier entstanden über 95 % der Wirkungspotentiale durch Schwermetallemissionen beim Transport und durch die Ausbringung von Mineraldüngern.

Beim Vergleich der Betriebe ergaben die Berechnungen der Ökobilanz abnehmende Wirkungspotentiale parallel zum abnehmenden Düngungsniveau von Betrieb intensiv über Betrieb Mulchsaat zu Betrieb extensiv in den Wirkungskategorien Treibhaus-effekt, Versauerung, Eutrophierung, Human- und Ökotoxizität sowie Energieaufwand. Eine besondere Rolle spielten direkte Emissionen, die mit der Düngung verbunden sind. Dabei waren die Unterschiede bezogen auf den Hektar größer als beim Naturalertrag als Bezugsgröße. Wurden die Wirkungspotentiale auf den Deckungsbeitrag bezogen, waren die Werte im Betrieb intensiv wiederum deutlich höher, als im Betrieb extensiv. In der Wirkungskategorie Ressourcennutzung an Nichtenergeträgern wurde im Betrieb intensiv mit Pflugbearbeitung durch den höheren Bodenabtrag das höchste Wirkungspotential erreicht.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass es zur Differenzierung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsvarianten hinsichtlich ihrer Umwelteffekte notwendig ist, Wirkungen im Bereich des Bodens mit zu betrachten. Der Vergleich der Betriebe zeigt, dass Ökobilanzen die Umweltrelevanz verschiedener Anbauintensitäten abbilden und für den Verbraucher sichtbar machen können.

5 Summary

Agricultural production is increasingly considered in the light of the environmental effects resulting from it. Life-cycle assessment is an instrument for the assessment of impacts on the environment. The special feature of this internationally standardized method is that the whole product life cycle is balanced. Material and energy flows in a production system including upstream effects as well as emissions and utilized resources are included in the calculations. Resources and emissions causing similar effects in the environment are grouped in environmental impact categories. The higher the calculated potential effect, the more negative the environmental impact.

In the agricultural field difficulties in life-cycle assessment result from the fact that the methods of life-cycle assessment were developed in techno-industrial production. Agricultural production, however, differs from industrial production in that it depends more strongly on natural resources and, moreover, has a direct influence on them. Hence, apart from preparing data for the used production goods, the expansion of environmental impact categories to include specific effects from agriculture is focused on in the adaptation of ecobalances as an agricultural method. Among others deficiencies here include the balancing of effects in agriculturally utilized soil.

The ecobalances at hand were carried out with two different goals in mind. For one, the impact of conventional and conservational cultivation methods were to be balanced. In conservation tillage, a small loss of soil and low fuel requirements for the working of the soil are considered positively. However, intensified application of herbicides also causes negative environmental effects. Therefore it was the goal of this ecobalance to show whether life-cycle assessment have adequate selective power in order to be used as a decision criterion in the optimisation of cultural methods and their environmental impact. For another, the intensity of cultivation of three agricultural enterprises was compared. It was to be shown here whether life-cycle assessment can provide transparency as to the environmental effects of various production methods, which would enable the consumer to obtain information on the environmental relevance of these methods. A further goal of this work was the development of a method for the recording of effects on the soil in life-cycle assessment.

The examined farms are situated in the Hohenlohe region and were integrated in the subproject "Conservation Tillage" of the "Cultural Landscape Hohenlohe" project group. In order to balance soil working methods, the three methods plow, cultivator and mulch sowing were examined. The data was obtained from two test fields with the same crop rotation on one of the farms. Balancing of the intensity of cultivation was carried out on three conventionally working farms using varying levels of fertilizer, crop protectants and tillage. The balanced crop rotation of the three farms did not vary (sugar-beets, winter wheat, winter barley). One of the farms operates with a relatively high level of fertilizer and crop protectants (*intensive farming*), the second farm operates exclusively with mulch sowing (*mulch sowing farm*). The third farm is member of the Producer Association Hohenloher Farms (Erzeugergemeinschaft Hohenloher Höfe) fertilizing nitrogen 20 % below requirement and does completely without chemical crop protectants (*extensive farm*), when cultivating breadstuffs.

When developing methods for balancing environmental effects on agriculturally utilized soil three aspects were decisive in the selection of balanced effects: 1. What soil properties are there? 2. Which of these properties are influenced directly by cultivation measures? 3. For which properties are relevant negative effects caused by agriculture known?

Based on the indicated methods the impact was assessed for the following soil properties:

- Soil depth is influenced by soil loss. Soil loss was calculated with the universal soil loss equation.
- Impact on the nutrient content was assessed with the help of a nutrient field balance, humus content with the help of a humus balance.
- Variations in soil density caused by loading were assessed with the help of the weighted soil load.
- Soil life is affected by pollutant input, modelling of the effect potential was carried out with the help of the Critical-Surface-Time model.

Utilization of soil, nutrients and humus are grouped together with other non-energy carriers in the impact category "Resource Utilization with Non-Energy Carriers".

Pollutants in the soil are integrated in the human and ecotoxicity impact category, soil compaction forms its own impact category.

Results of the ecobalances show that the greenhouse effect, acidification, eutrophication and human- and ecotoxicity impact categories are affected significantly by the level of fertilization. As the amount of fertilizer used in the tillage variants was the same, relevant differences were yielded mainly with respect to the soil. Differences in soil loss resulted in a wide difference in the Resource Utilization with Non-Energy Carriers, which was assessed about ten times higher in the plow variant and six times higher in the cultivator variant than in the mulch sowing variant. Humus and nutrients are also lost as resources when soil loss occurs. Higher utilization of herbicides in the mulch sowing variant affected the impact potential in the categories human and ecotoxicity by less than 1 %. Over 95 % of the impact potentials were caused by heavy-metal emissions while transporting and applying mineral fertilizers.

When comparing the three farms, calculations of the life-cycle assessment yielded decreasing impact potentials analogous to the decreasing fertilization level of the *intensive farm* through the *mulch sowing farm* to the *extensive farm* in the impact categories greenhouse effect, acidification, eutrophication, human- and ecotoxicity and energy requirements. Direct emissions involved with fertilization played a special role. Here, the differences per hectare were greater than with the natural yield as reference quantity. When the impact potentials were referenced against the profit contribution, the values in the *intensive farm* were again distinctly higher than in the *extensive farm*. In the impact category Resource Utilization with Non-Energy Carriers the *intensive farm* achieved the highest impact potential due to soil loss caused by plow-based tillage.

All in all the results show that in order to differentiate between the tillage variants with respect to their environmental impact, it is necessary to also consider effects on the soil. Comparison of the farms showed that life-cycle assessment can reflect the environmental relevance of different cultivation intensities and can make them visible for the consumer.

6 Literatur

- AG Boden 1994*: Bodenkundliche Kartieranleitung 4. Aufl. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart
- agriview 1999*: Die umfangreichste Landmaschinen Marktübersicht Europas. dlz agrarmagazin, BLV Verlagsgesellschaft mbH, München
- Ahrens, E., H. Böhm, G. Fernau und J. Grocholl 1994*: Mikrobiologische Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen unter besonderer Berücksichtigung der C- und N-Umsetzung sowie Einflüsse von Herbizidanwendungen. In: Tebrügge, F. und M. Dreier (Hrsg.), Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen hinsichtlich Arbeitseffekten und deren langfristigen Auswirkungen auf den Boden. Wiss. Fachverlag, Gießen, S. 41-64
- Al-Darby, A.M. und B. Lowery 1987*: Seed zone soil temperature and early corn growth with three conservation tillage systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, S. 768-774
- Amberger, A. 1990*: Ammoniakverluste aus der Anwendung organischer und anorganischer Dünger. VDLUFA Schriftenreihe 30, S. 103-108
- Amon, B., T. Amon und J. Boxberger 1998*: Untersuchung der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft Österreichs zur Ermittlung der Reduktionspotentiale und Reduktionsmöglichkeiten. Endbericht Forschungsprojekt des BMLF Nr. L 883/64, Wien.
- Appel, M. 1997*: Modern production technologies – a review. Nitrogen – The journal of the World Nitrogen and Methanol Industries, S. 4-65.
- Arman, B., N. Billen, G. Häring 2002*: Ein Nährstoff macht sich vom Acker – Ökologische und betriebswirtschaftliche Bewertung von Nitratverlusten und Maßnahmen zu deren Verminderung. http://www.uni-hohenheim.de/~kulaholo/public_data/nkey0305www.pdf, 35 S
- Armstrong-Brown, S., M.D.A. Rounsevell, J.D. Annan, V.R. Phillips und E. Audsley 1994*: The effects of MAFF policies on greenhouse gas emissions (unpublished report)
- Arnold-Reimer, K. 1994*: Einfluss konservierender Bodenbearbeitung auf Pflanzenkrankheiten und Unkräuter im Getreide und Konsequenzen für eine gezielten Pflanzenschutz. Diss. Uni Göttingen
- Audsley, E. (ed.) 1997*: Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Final Report Concerted Action AIR3-CT94-2028.- Silsoe Research Institute, UK
- Auerswald, K. und S. Weigand 1999*: Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässer. VDLUFA Schriftenreihe 50/1999, S. 37-54
- Auerswald, K. und U. Schwertmann 1990*: Bodenerosion und Bodenfruchtbarkeit – Kenntnisstand und Forschungsdefizite. Ber. Ldw. 68, S. 596-603
- Bach M., Huber A. und H.G. Frede 2000*: Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA Berichte 3/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 272 S.
- Bach, M., H.-G. Frede und G. Lang 1997*: Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen für die Bundesrepublik Deutschland – Methodik, Trends und Bewertung von PARCOM-gemäßen und flächenbezogenen Bilanzierungen. VDLUFA Schriftenreihe 46/1997 Darmstadt, S. 351-354
- Baeumer, K. 1991*: Bodenfruchtbarkeit als wissenschaftlicher Begriff: Kenngrößen und Prozesse im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Produktion im Agrarökosystem. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 203, S. 29-45
- Baeumer, K. und E.R. Keller 1991*: Bodenfruchtbarkeit als wissenschaftliches und gesellschaftliches Problem. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 203, S. 9-13
- Barsch, D., G. Schukraft und A. Schulte 1998*: Der Eintrag von Bodenerosionsprodukten in die Gewässer und seine Reduzierung - das Geländeexperiment "Langenzell". In: Richter, G. (Hrsg.), Bodenerosion. Wiss. Buchges, Darmstadt, S. 194-203
- Baumgärtel, G. 1996*: Ergebnisse langjähriger statischer Phosphatdüngungsversuche auf ackerbau-lich genutzten Flächen. VDLUFA Schriftenreihe 42/1996, Darmstadt, S. 94-109

- Baumgärtel, G. 1998:* Ergebnisse langjähriger statischer Kaliumdüngungsversuche auf ackerbaulich genutzten Flächen in Gebieten der LWK Hannover. VDLUFA Schriftenreihe 47/1998 Darmstadt, S. 14-29
- Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau 1997:* Datenvorgabe für die Erstellung des Vergleichs der Nährstoffzu- und abfuhr nach §5 Düngeverordnung und Handformular zur Berechnung der Nährstoffzu- und abfuhr. Stand Februar 1997. Eigenverlag Freising/München.
- Becker, C. 1997:* Dauerhaft pfluglose Bodenbearbeitungssysteme und Betriebsgröße – eine pflanzenbaulich-ökonomische Analyse. Cuvellier Göttingen, 121 S.
- Beese, F. 1994:* Gasförmige Stickstoffverbindungen. In: Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des 12. Deutschen Bundestages (Hrsg.): Studienprogramm 1, Teilband 1, Studie D. Economica Verlag, Bonn.
- Bernard, C., L. Moabit, S. Wicherek and M.R. Laverdière 1998:* Long-term soil redistribution in a small french watershed as estimated from Cesium-137 data. J. Environ. Qual. 27, p. 1178-1183
- BGVV (Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin, Hrsg.) 1998:* Lebensmittelmonitoring 1996. Berlin
- Biermann, S., G.W. Rathke, K.J. Hülsbergen und W. Diepenbrock 1999:* Energy Recovery by Crops in Dependence on the Input of Mineral Fertilizer. Final Report, Uni Halle-Wittenberg, 42 S.
- Billen, N., B. Arman, A. Thomas, S. Sprenger und G. Häring 2001:* Wissenstransfer für eine nachhaltige Landwirtschaft – Zusammenarbeit von Praxis und Forschung am Beispiel des Erosionsschutzes. Landnutzung und Landentwicklung 42, S. 166-172
- Billen, N., B. Arman, G. Häring und S. Sprenger 2002:* Der heimliche Verlust der Bodenfruchtbarkeit - Ein Schlüssel zur ökologischen und betriebswirtschaftlichen Bewertung von Bodenerosion und Schutzmaßnahmen für Landwirte und Berater. http://www.uni-hohenheim.de/~kulaholo/public_data/ekey0305www.pdf
- BLV Verlag 2000:* agriview 99 - die umfangreichste Landmaschinen Marktübersicht Europas. dlz agrarmagazin, BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) 1996:* Die neue Düngeverordnung. Bonn, 55 S.
- BML 1998:* Agrarbericht der Bundesregierung. Bonn
- BML 2000:* Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landwirtschaftsverlag Münster Hilstrup, 533 S.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 1997:* Umweltpolitik – Klimaschutz in Deutschland. Zweiter Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderung. Bonn
- Bockstaller, C., P. Girardin, H.M.G. van der Werf 1997:* Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. European Journal of Agronomy 7, p. 261-270.
- Bockstaller, C. und P. Girardin 2000:* Berechnungsverfahren Agrarökologische Indikatoren. Landwirtschaftliche Versuchsanstalt INRA, Colmar (Frankreich).
- Bork, Hans-Rudolf 1991:* Bodenerosionsmodelle – Forschungsstand und Forschungsbedarf. Berichte über Landwirtschaft 205. Sonderheft, Paul Parey Berlin und Hamburg, S. 51-67
- Borken, J., A. Patyk und G. A. Reinhardt 1999:* Basisdaten für ökologische Bilanzierungen – Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden. 223 S.
- Bouwman, A.F. 1996:* Direct immision of nitrous oxide form agricultural soils. Nutrient Cycling in Agoecosystems 46, p. 53-70.
- Bouwman, A:F., L.Fung, E. Matthews and J.John 1993:* Global analysis of the potential for N₂O production in natural soils. Global Biogeochem. Cycles 7, p. 557-597.
- Brunotte, J. 1990:* Landtechnische Maßnahmen zum bodenschonenden und bodenschätzenden Zuckerrübenanbau. Diss. Uni Kiel

- Brunotte, J., B. Winnige, M. Frielinghaus und C. Sonne: 1999: Der Bodenbedeckungsgrad – Schlüssel für die gute fachliche Praxis im Hinblick auf das Problem Bodenabtrag in der pflanzlichen Produktion. Bodenschutz 2, S. 57-61
- Buchholz, K., B. Märlander, H. Puke, H. Glattkowski und K. Thielecke 1995: Neubewertung des technischen Wertes von Zuckerrüben. Zuckerindustrie 120 Nr. 2, S. 113-121
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 1998: Reserven, Ressourcen und Verfügbarkeit von Energierohstoffen, Teil 2. <http://www.bgr.de/aktthema/enrstud/definit.html#abgrenzung>, 5.9.2001
- Burford J.R., R.J. Dowdell and R. Cress 1981: Emissions of nitrous oxide to the atmosphere from direct -drilled an ploughed soils. J. Sci. Food Agri. 32, p. 219-232
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft) 1991: Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern. Schriftenreihe Umwelt 162
- BUWAL 1996: Schadstoffemissionen und Treibstoffverbrauch des Offroad-Sektors. Umweltmaterialien 49, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern CH, 243 S.
- Christensen, B.T. 1988: Ammonia loss from surface applied slurry under sustained drying conditions. In Volatile emissions from livestock farming and sewage options, Nielsen (ed.). Elsevier Applied Science, p. 92-102
- Claupein, W. 1991: Methoden zur Quantifizierung der Stickstoffmineralisation in Ackerböden. In: Böhm, W. (Hrsg.), Ziele und Wege der Forschung im Pflanzenbau. Triade Verlag E. Claupein Göttingen, S. 75-90
- Conrad, R., W. Seiler and G. Bunse 1983: Factors influencing the loss of fertilizer nitrogen into the atmosphere as nitrous oxide. J. Geophys. Res. 888, p. 6708-6718
- Cowell S., E. Audsley und R. Clift 1995: Report for EU concerted action: Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for agriculture, Centre of Environmental Strategy, University of Surrey and Silsoe research Institute GB, 15 p and appendix
- Cowell, S.J. and R. Clift 1997: Impact assessment for LCAs involving agricultural production. Int. J. LCA 2 (2), p. 99-103
- Cowell S.J. and R. Clift 2000: A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. J. of Cleaner Production 8, p. 321-331
- Currle, J. 1997: Landwirte und Bodenabtrag -empirische Analyse der bäuerlichen Wahrnehmung von Bodenerosion und Erosionsschutzverfahren in drei Gemeinden des Kraichgaus. Diss. Uni Hohenheim, Markgraf Verlag Weikersheim, 244 S.
- Dabbert, S. 1994: Ökonomik der Bodenfruchtbarkeit. Ulmer, Stuttgart 200 S.
- Dechene, P. 1993: Regionale Verteilung der N-Vorräte in Böden Baden Württembergs. Diplomarbeit Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Uni Hohenheim 120 S.
- DFG (Deutsche Forschungsgesellschaft) 1990: Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser. Mitteilung XVI der Kommission für Pflanzenschutz-, Pflanzenbehandlungs- und Vorratsschutzmittel. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim
- Diepenbrock W., B. Pelzer und J. Radtke 1995: Energiebilanz im Ackerbaubetrieb. KTBL Arbeitspapier, 55 S.
- Diez, T., J. Kreitmavv und H. Weigelt 1988: Erosionsschutzmaßnahmen im Mais- und Zuckerrübenanbau. DLZ 39 (1), S. 14-27
- DIN NAGUS (Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes beim deutschen Institut für Normung) 1994: Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen. In: DIN Mitt. 73, Nr. 3, S. 208-212
- Dörsch, Peter 2000: Nitrous Oxide and Methane Fluxes in Differentially Managed Agricultural Soils of al Hilly Landscape in Southern Germany. – FAM Bericht 44, 226 p.
- Dubbel 1990: Taschenbuch für den Maschinenbau, in Beitz, W. und K.H. Kuttner (Hrsg.), Springer Verlag, 17. Auflage.
- ECETOC 1994: Ammonia emissions to air in Western Europe. Technical Report 62, European Centre for Ecotoxicology, Brüssel.

- Eckert, H., G. Breitschuh und D. Sauerbeck 1999:* Kriterien umweltgerechter Landbewirtschaftung (KUL) – ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *Agribiological research* 52 (1), S. 57-76
- Edward, J.H., C.W. Wood, D.L. Thurlow and M.E. Ruf 1992:* Tillage and crop rotation effects on fertility status of a Hapludult soil. *Soil Sc. Soc. of America Journal* 56, p. 1577-1582
- Ehlers, W. 1991:* Wirkungen von Bearbeitungssysteme auf gefügeabhängige Eigenschaften verschiedener Böden. *Berichte über Landwirtschaft* 204. Sonderheft, S. 118-137
- Eichner, M.J. 1990:* Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19, p. 272-280
- Estler, M. 1987:* Verfahrenstechnische Lösungen zur Verminderung der Bodenerosion. *Landtechnik* 42 (4), S. 166-170.
- Estler, M. und H. Knittel 1996:* *Praktische Bodenbearbeitung* Verlags Union Agrar, 264 S.
- ETH 2001:* Ecoinvent 2000, Gruppe Energie, Stoffe, Umwelt (ESU). <http://www.esu-services.ch/>
- Fawcett, R.C., B.R. Christensen und D.P. Tierney 1994:* The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water: A review and analysis. *Journal of soil and water conservation*, S. 126-134
- Finck, A. 1979:* *Dünger und Düngung: Grundlagen und Anleitung zur Düngung von Kulturpflanzen.* Verl. Chemie, Weinheim, 442 S.
- Finck, A. 1991:* *Düngung.* Ulmer Verlag, Stuttgart, 174 S.
- Finck, M. 1994:* Einfluss der Wechselwirkung zwischen Gülledüngung, mineralischer N-Düngung, Bodenbearbeitung und Fungizidbehandlung auf Wachstum, N-Aufnahme, Ertrag und N-Verwertung bei Winterweizen. Diss. Uni Kiel
- Franz, H. 1960:* *Feldbodenkunde.* Fromme, Wien 583 S.
- Frede, H.-G. und S. Dabbert 1998:* *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.* Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg
- Frischknecht R., P. Hofstetter, I. Knoepfel., R. Dones und E. Zollinger 1994:* *Ökoinventare für Energiesysteme, ESU und PSI, 1. Auflage, 3 Bände*
- Furrer, O.J. und W. Stauffer 1987:* Phosphatverlagerung im Boden und Auswaschung. Phosphat in Landwirtschaft und Umwelt, FAC Oktobertagung
- Gaillard G., P. Crettaz und J. Hausheer 1997:* *Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau.* FAT Schriftenreihe 46, Tänikon, CH
- Gaillard G., F. Dinkel und B. Waldeck 1997:* Ressourcenbedarf und ökologische Wirkungen von Stoffflüssen. In : Wolfensberger U. und F. Dinkel (Hrsg.), *Beurteilung nachwachsender Rohstoffe, Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Landwirtschaft, FAT und Carbotech CH, S. 37-88 und Anhänge*
- Gaillard, G. und J. Hausheer 1999:* *Ökobilanz des Weizenanbaus.* *Agrarforschung* 6 (1), S. 37-40
- Geier U., B. Friebe, G. Haas, V. Molkenthin und U. Köpke 1998:* *Ökobilanz Hamburger Landwirtschaft – Umweltrelevanz verschiedener Produktionsweisen, Handlungsfelder Hamburger Umweltpolitik.* Köster Berlin, 260 S.
- Geier, Uwe 2000:* *Anwendung der Ökobilanzmethode in der Landwirtschaft - dargestellt am Beispiel einer Prozessökobilanz konv. und organischer Bewirtschaftung.* Köster, Berlin, 172 S.
- GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme),* Öko Institut Heidelberg <http://www.oeko.de/service/gemis/de/index.htm> (Version 4.1, 15.05.03)
- Gerowitt, B. und M. Wildenhayn 1997:* *Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau – Ergebnisse des Göttinger Intex Projektes 1990-94.* Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Goltze Druck, 344 S.
- Giegerich, J., U. Mampel, M. Duschka, R. Zaschyk, S. Osorio-Peters und T. Schmidt 1995:* *Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen – Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven.* In: *Umweltbundesamt, Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen, Texte 23/95*

- Goedkoop, M. und R. Spriensma 2001: The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report third edition. <http://www.pre.nl>, 20.6.2002
- Goodroad, L.L., D.R. Keeney and L.A. Peterson 1984: Nitrous oxide from agricultural soils in Wisconsin. *J. Environ. Qual.* 13, p.557-561
- Green, M.B. 1987: Energy in Pesticide Manufacture, Distribution and Use. In: Z.R. Hessel (Hrsg.) *Energy in Plant Nutrition and Pest Control*, Vol. 2. Elsevier Amsterdam, S. 165-177
- Grocholl, Jürgen 1991: Der Einfluss verschiedener Bodenbearbeitungssysteme auf den mikrobiologischen Status von Böden verschiedener Standorte unter besonderer Berücksichtigung der C-Umsetzung. *Wissenschaftlicher Fachverlag Giessen*, 189 S.
- Groschoff, K., P. Kundler, R. Sachse und D. Spaar 1975: Thesen zur Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit beim Übergang zur industriemäßigen Pflanzenproduktion. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunden*, Bd. 19, Heft 5, S. 315-324
- Gruber, W. 1993: Auswirkungen der Bodenbelastung mit landwirtschaftlichen Arbeitsmaschinen und der Bodenbearbeitung auf das Bodengefüge. *Diss Uni Gießen, Fleck, Niederkleen*, 126 S.
- Haas, G. und U. Köpke 1994: Vergleich der Klimarelevanz Ökologischer und Konventioneller Landbewirtschaftung. Studie im Auftrag der Enquetekommission des Bundestages „Schutz der Erdatmosphäre“, 2. überarbeitete Fassung. *Studienprogramm, Teilband II, Landwirtschaft, Band 1*
- Hack, Joachim 1999: N₂O-Emissionen und denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste landwirtschaftlich genutzter Böden im Elsass unter Berücksichtigung von Boden- und Witterungsfaktoren sowie der nitratreduzierenden und nitrifizierenden Mikroflora. – *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 50, 271 S.
- Haider J. 1995: Faktoren der ABAG und dABAG. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg (Hrsg.), *Handbuch Boden – Prognose von Bodenerosion*. LFU Karlsruhe, S. 37-55
- Hamm, Alfred (Hrsg.) 1991: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Arbeitsgruppe 8, *Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich N- und P- Verbindungen* S. 653-830
- Hamm, Ulrich 1991: *Landwirtschaftliches Marketing*. Ulmer, Stuttgart, 331 S.
- Hansen, Anja 1998: Stoffstromnetze für Fruchtfolgen – eine Marktfruchtfolge des südniedersächsischen Hügellandes. *Diplomarbeit Institut für Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig*, 78 S.
- Hanus, H. 1990: Bearbeitung und Verdichtung von Böden. In: Blume, H.P. *Handbuch des Bodenschutzes*. Ecomed, Landberg/Lech, S. 138-164
- Harrach, T. und U. Richter 1992: Wirkungen von Bodenbearbeitungsverfahren auf den Stickstoffhaushalt im System Boden-Pflanze. In: Friebe, B. (Hrsg.), *Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden*. Fachverlag Dr. Fleck, Giessen, S. 81-96
- Harrach, T. und U. Richter 1994: Einfluss langjährig differenzierter Bodenbearbeitung auf den N-Entzug der Pflanzen und die N_{min}-Gehalte in den folgenden Verlagerungsperioden. *KLBL Schriftenreihe* 190, S. 75-78
- Hauff, V. (Hrsg.) 1987: *Unsere gemeinsame Zukunft (d. Brundtland Bericht)*. Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Eggenkamp, Greven 421 S.
- Hauschild, M.Z. 1994: Characterisation of product specific toxicity in LCA. In: Undo de Haes (ed.), *Integrating impact assessment into LCA*. Proceedings of the 4th SETAC Europe congress, p. 75-81
- Heijungs, R. (ed.) 1992: *Environmental life cycle assessment of products – a guide of practice*. Centre of Environmental Science (CML), Leiden, NL
- Heitefuß, R. (Hrsg.) 1994: *Integrierte Pflanzenproduktion: 2. Abschlussbericht zum Schwerpunktprogramm „Entwicklung eines integrierten Systems der Pflanzenproduktion unter Beachtung ökonomischer und ökologischer Aspekte im Pflanzenschutz in Weizen*. Forschungsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft

- Heuer, Edda 1999: Stoffstromanalyse – Ein Instrument zur Effizienzkontrolle von Umweltmaßnahmen in der Landwirtschaft? Diplomarbeit Institut für Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig, 99 S.*
- Holzer, U., H. Dohler und R. Aldag 1988: Ammoniakverluste bei der Rindergülleausbringung im Modellversuch. VDLUFA Schriftenreihe 23, S. 265-278*
- Holzwarth, F., H. Radtke und B. Hilger 1998: Bodenschutz und Altlasten, Bodenschutzgesetz Handkommentar. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 237 S.*
- Höppner, F. 1999: Auswirkungen einer reduzierten Stickstoffdüngung und Bodenbearbeitung auf Erträge und Qualität von Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste bei enger Fruchtfolgegestaltung. Institut für Pflanzenbau und Grünland, FAL Braunschweig. www.fal.de/de/publikationen/jahresbericht/2002/fal-jb02_pb_s.pdf (15.04.03)*
- Horlacher, D. und H. Marschner 1990. Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Flüssigmist. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, S. 107-115*
- Horn, R. 1986: Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf die mechanische Belastbarkeit von Ackerböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, S. 181-202*
- Horn, R. 1990: Standortanforderungen der Pflanzen. In: Blume (Hrsg.), Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed Landsberg/Lech, S. 71-84*
- Huijbregts M.A.J. 1999: Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA. – University of Amsterdam, <http://www.beidenuniv.nl/interfac/cml/lca2> (17.5.2000)*
- Huijbregts M.A.J. 2000: Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA. Time horizon dependency. University of Amsterdam, The Netherlands, 12 p.*
- Hülsbergen, K.J. und W. Diepenbrock 1997: Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, DBU, S. 43-54*
- Institut für Betriebswirtschaftslehre, Universität Hohenheim 2000: VOKA 2000, Deckungsbeitragsrechnung Pflanzenbau. Institut für Betriebswirtschaftslehre, Fachgebiet Produktionstheorie und Ressourcenökonomik im Agrarbereich, Universität Hohenheim*
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1995: Greenhouse gas inventory reference manual, Volume 3. Intergovernmental Panel of Climate Change*
- IPCC 1997: Greenhouse gas inventory workbook. Hadley Center Bracknell, UK*
- ISO 14001 1996: Umweltmanagementsysteme, Spezifikation mit Anleitung zu Anwendung. Beuth Verlag, Berlin.*
- ISO 14040 1997: Umweltmanagement - Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Beuth, Berlin, 14 S.*
- ISO 14041 1997: Umweltmanagement -Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz, Beuth, Berlin, 41 S.*
- ISO 14042 2000: Environmental management – life cycle assessment – life cycle impact assessment. ISO copyright office, Genf, CH, 16 S.*
- ISO 14043 2000: Environmental management – life cycle assessment – Life cycle interpretation. ISO copyright office, Genf, CH, 16 S.*
- Jarvis, S.C., M. Sherwood and J.H.A.M. Steenvoorden 1987: Nitrogen losses from animal manures from grazed pastures and from spilled slurry. In: Animal manure on grassland and fodder crops - Fertilizer or waste? Proc. Int. Symp. Europ. Grassland Fed., Wageningen NL. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster, S. 195-212*
- Jolliet, O. und P. Crettaz 1997: Critical Surface-Time 95, A Life Cycle Impact Assessment Methodology Including Fate and Exposure. EPFL Lausanne, CH*
- Jordan; F. und Ch. Müller 1999: Oberflächenabfluss, Boden- und Nährstoffaustrag von ackerbaulich genutzten Flächen. Bayrische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau. <http://www.lbp.bayern.de/wwwlbp/forsch/bl/bdf.html> (15.03.1999)*

- Jungk, Albrecht 1994*: Die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe im Boden. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 5 Nährstoffhaushalt. Parey Hamburg S. 70-84
- Jury, W.A.; D.D. Focht und W.J. Spencer 1987*: Evaluation of pesticide groundwater pollution from standard indices of soil chemical adsorption and biodegradation, J. Environ. Qual. 16 (4), p.422-428
- Kahnt, Günther 1995*: Minimalbodenbearbeitung. Ulmer, Stuttgart, 112 S.
- Kalk W.D. und K.J. Hülsbergen 1996*: Methodik des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. Kühn.-Arch. 90 (1), S. 41-56
- Kaltschmitt, M. & G.A. Reinhardt 1997*: Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung, Vieweg Verlag, Braunschweig, 527 S.
- Katz, P.E. 1996*: Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland. Diss ETH 11382, ETH Zürich, 71 S.
- Keßeler, T. 2000*: Prozesskettenübergreifende Produkt-Ökobilanz auf der Basis einzelbetrieblicher Umwelt Informationen – Beispiel Fleischwirtschaft. Diss. Uni Bonn, 328 S.
- Keßeler, Thomas 1998*: Umweltmanagement in Betrieb und Produktionskette: Einbeziehung ökologischer Parameter in betriebliche Entscheidungsprozesse. 39 Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus vom 30.9.-2.10.1998 in Bonn
- Kicherer, A. 2001*: Verfügbarkeit von Rohstoffen. Persönliche Mitteilung, BASF AG Ludwigshafen, Arbeitsgruppe Ökobilanzen
- Kirchner-Heßler, R.; W. Konold; R. Lenz; und A. Thomas 1999*: Ökologische Konzeptionen von Agrarlandschaften. Modellprojekt Kulturlandschaft Hohenlohe - ein Forschungsprojekt. Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (9) S.275-282
- Kleiber, E. 2000*: Untersuchungen über die Reaktion von Winterweizensorten auf extensive und intensive Anbaubedingungen. Shaker, Aachen, 136 S.
- Köhnlein 1957*: Die Beeinflussung der Bodenfruchtbarkeit durch unsere Düngungsmaßnahmen im letzten Jahrzehnt. Landwirtschaft Angewandte Wissenschaft, Nr. 76, S. 51-61
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) 1980, 1985, 1990, 1995-1999, 2001*: Standarddeckungsbeiträge. Landwirtschaftsverlag, Münster Hiltrup
- KTBL 1990*: Ammoniak in der Umwelt: Kreisläufe, Wirkungen, Minderung. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 663 S.
- KTBL 1993*: Definition und Einordnung von Verfahren der Bodenbearbeitung und Bestellung. KTBL Arbeitsblatt 236/1993, 4 S.
- KTBL 1995*: Bodenverdichtung, Schrift 362, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 206 S.
- KTBL 1998*: Taschenbuch für die Landwirtschaft 98/99. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 273 S.
- KTBL 1999*: Betriebsplanung: Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft, 16. Ausgabe. Landwirtschaftsverlag, Münster Hiltrup
- KTBL 2000*: Taschenbuch Landwirtschaft 2000/2001, 20. Auflage. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 273 S.
- Kundler, P., K. Steinbrenner, M. Smukalski, A. Kunze, J. Quast, und D. Roth 1989*: Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 452 S.
- Kuntze, H., G. Roeschmann und G. Schwerdtfeger 1988*: Bodenkunde. Ulmer, Stuttgart, 568 S.
- KWS 2000*: Informationen zur Aufbereitung und zum Gewicht von Zuckerrübensaatgut. Persönliche Mitteilungen, KWS Saat AG, Einbeck
- Lambert L. 1995*: Bilans énergétiques et écologiques de la culture et de la combustions du Miscanthus sinsensis „Giganteus“ en comparaison avec le bois et le fuel domestique. Diplomarbeit, FAT und ESIPTA CH, 119 S.

- Landwirtschaftliche Beratung Mittelfranken 2000*: Deckungsbeitrag, Variable Kosten, Akh Bedarf der wichtigsten landwirtschaftlichen Produktionsverfahren incl. Sonderkulturen, Regierungsbezirk Mittelfranken. www.regierung.mittelfranken.bayert.de/wir_f_s/wissenw/landwirt/db2000.pdf
- Landwirtschaftsverlag Weser Ems, Hrsg. 2000, 2001*: Marktübersicht Futtermittel, Landwirtschaftsblatt Weser Ems Heft 25, 2000 bis 24, 2001, Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg
- LAP (Landesanstalt für Pflanzenbau) Forchheim 1998*: Beratungsgrundlagen für die Düngung im Ackerbau und auf Grünland 1998. Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim Baden Württemberg
- LAP 2001*: Ökologische Auswirkungen von verschiedenen Bodenbearbeitungsverfahren – Teilbereich Pflanzenbau 1995 – 2000. Informationen für die Pflanzenproduktion. Sonderheft 3/2001, Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim Baden-Württemberg
- Larink, O. und R. Horn 1998*: Ackerböden unter Druck. Mitteilungen der DFG 1-2/98 S. 32-34.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 1995*: Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat. Eigenverlag, Stuttgart
- LAWA 1997*: Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Pflanzenschutzmittel. Eigenverlag, Stuttgart
- Leithold G., K.-J. Hülsbergen, D. Michel und H. Schönmeier 1997*: Humusbilanzierung – Methode und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, DBU, S. 43-54
- Lewandowski I. und A. Bohn 2000*: Ökobilanz einer Wärmebereitstellung aus Getreideganzpflanzen: Einfluss von Getreideart und Stickstoff-Düngung an zwei Standorten. Pflanzenbauwissenschaften, 4 (1), S. 15-25
- Liebhart, Peter 1995*: Effekte langjähriger unterschiedlicher Primärbodenbearbeitung auf ausgewählte Bodenkennzahlen und das Ertragsverhalten von Winterweizen, Körnermais, Zuckerrüben im semihumiden Ackerbaugebiet Oberösterreichs. Habilitationsschrift Universität für Bodenkultur Wien, 171 S.
- Liebhart, P., A. Schreiberhuber und W. Claupein 1997*: Erträge und Wirtschaftlichkeit langjähriger unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 10, S. 233-234
- Linn, D.M. and J.W. Doran 1984*: Effect of water filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, p. 1267-1272
- Livingston, N.J. and E. de Jong 1990*: Matric and osmotic potential effects on seedling emergence at different temperatures. Agron. J. 82, p. 995-998
- LUFA (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt) Augustenberg und LAC (Landesanstalt für Chemie) Hohenheim 1999*: Reihenmessungen zu Schwermetallgehalten in Wirtschaftsdünger in Baden-Württemberg 1998-99. Persönliche Mitteilungen, unveröffentlicht.
- Mannheim, T., J. Braschkat und H. Marschner 1996*: Ammoniakemissionen aus alternden Pflanzen und bei der Zersetzung von Ernterückständen. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 160, S. 125-132
- Margni, M., O. Jolliet, D. Rossier and P. Crettaz 2000*: Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. EPFL, Lausanne, CH
- Merkes R. und E. Ladewig 1997*: Vergleich der Energiebilanz verschiedener Anbauverfahren bei Zuckerrüben. VDLUFA Schriftenreihe 46, S. 467-469
- MLR (Ministerium Ländlicher Raum Baden Württemberg) 1996*: *Verwaltungsvorschrift zum Vollzug der Düngeverordnung, Az.: 23-8222.00*
- Möhlmann, H. 1998*: Stoffstromanalyse von Agrarprodukten am Beispiel Winterweizen. Diplomarbeit Institut für Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig
- Mokry, M. 1996*: P-Düngungsversuche – Baden Württemberg. VDLUFA Schriftenreihe 42/1996 Darmstadt, S. 4-10
- Mokry, M. 1998*: K-Düngungsversuche – Baden Württemberg. VDLUFA Schriftenreihe 47/1998 Darmstadt, S. 99-104
- Morgan R.P.C. 1999*: Bodenerosion und Bodenerhaltung. Enke, Stuttgart, 236 S.

- Mörschner, J. 2000: 5. Entwurf VDLUFA Standpunkt "Energiebilanz im Landwirtschaftsbetrieb" FSZLU/Agrartechnik Uni Göttingen, 9 S.
- Mörschner, J. und B. Gerowitt 1999: Direct und indirect energy use in arable farming – an example on winter wheat production in Northern Germany. <http://www.gwdg.de/~jmoersc/internet/lcanet99/lcanet99.htm> (07.07.1999)
- Mosier, A. und C. Kroeze 1998: A new approach to estimate emissions of nitrous oxide from agriculture and its implementations for the global N₂O budget. IGBP Newsletter 34, p. 8-13.
- Mosimann, T. und M. Rüttimann 1995: Bodenerosion selbst abschätzen – ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Volkswirtschafts- und Sanitätsdirektion des Kanton Basel-Landschaft, CH (Hrsg.), Landwirtschaftliches Zentrum Ebenrain (Bezugsquelle)
- Mosimann, Thomas 1991: Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten – Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogramms „Nutzung des Bodens in der Schweiz“. Liebfeld Bern, 187 S.
- MUV (Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden Württemberg) 2000: Umweltplan Baden- Württemberg, Besonderer Teil / Bodenschutz, S. 147-162
- Neukam, M. 1995: Vorhersage von Bodenbeeinflussungen auf der Grundlage computergestützter Berechnungsmodelle. KTBL Schrift 362, S.45-60
- Odörfer, A. 1996: Auswirkungen einer Extensivierung des Weizenanbaus auf das Auftreten und die Schadrelevanz von Fuß-, Blatt- und Ährenkrankheiten. Kovac, Hamburg, 163 S.
- Pape, J. 2001: Umwelt-Audit auch für Landwirte. Neue Landwirtschaft 5, S. 32-34
- Patyk A. und G.A. Reinhardt 1997: *Düngemittel – Energie und Stoffstrombilanzen*, Vieweg Braunschweig/Wiesbaden 223 S.
- Patyk, Andreas 1996: Balance of energy consumption and emissions of fertiliser production and supply. In: Ceutrik, D (ed.), Int. Conference on Application of LCA in Agriculture, Food and Non-Food Agro-Industry and Forestry: Achievements and Prospects, p. 47-67
- Perkow, Werner und Hartmut Ploss 1999: Wirksubstanzen der Pflanzenschutz und Schädlingsbekämpfungsmittel, 3. Auflage, Bd 1-3. Parey Buchverlag, Berlin
- Pottebaum, P. und A. Bullerdiek 1994: Handbuch Direktvermarktung - Neue Wege für den Absatz landwirtschaftlicher Produkte. Verlags Union Agrar, 376 S.
- Prasuhn, V. und M. Braun 1994: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern, FAC Schriftenreihe 17, Liebfeld, Bern, 113 S.
- Prasuhn, V., E. Spiess und M. Braun 1996: Methoden zur Abschätzung der Phosphor und Stickstoff-einträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 45 IUL, Liebfeld, Bern
- Ramsauer, U. (Hrsg.) 1998: Landwirtschaft und Ökologie. Novos, Baden-Baden, 275 S.
- RBS (Robert Bosch Stiftung) 1994: Für eine umweltfreundliche Bodennutzung in der Landwirtschaft. Denkschrift des Schwäbisch Haller Agrarkolloquiums zu Bodennutzung, den Bodenfunktionen und der Bodenfruchtbarkeit. Gerlingen, 104 S.
- Regierung von Mittelfranken, Hrsg. 2000: Deckungsbeiträge, variable Kosten und Arbeitskräftebedarf der wichtigsten landwirtschaftlichen Produktionsverfahren incl. Sonderkulturen, Regierungsbezirk Mittelfranken, S.68. http://www.regierung.mittelfranken.bayern.de/wir_f_s/wissenw/landwirt/db2000.pdf (10.01.2002)
- Reicosky, D.C., W.D. Kemper, G.W. Langsdale, C.L. Douglas Jr. and P.E. Rasmussen 1995: Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. J. soil water conservation 5/6, p. 253-261
- Reinhardt, G.A. 1993: Energie und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe. Theoretische Grundlagen und Fallstudie Raps. Vieweg, Braunschweig
- Reisner, Y., B. Schüpbach und P. Jeanneret 2001: Biodiversität und Landschaftsästhetik in der Ökobilanzierung. FAL Schriftenreihe 38, Zürich-Reckenholz, S. 22-27

- Sauerbeck, D. 1992:* Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit – ein Überblick. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit Bd.4 Humushaushalt. Bericht über Landwirtschaft 206. Sonderheft, Parey, Hamburg, S. 13-29
- Schmidt, Ulrich 1998:* Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltfaktoren auf Lachgas Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Lößböden. - Hohenheimer Bodenkundl. Hefte 45, 154 S.
- Schmitz, S. und I. Paulini 1999:* Bewertung in Ökobilanzen. UBA Texte 92/99, 33 S.
- Schneider, E.C. and S.C. Gupta 1985:* Corn emergence as influenced by soil temperature, matric potential and aggregate size distribution. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, p. 415-422
- Schneider, M., P. Hertl und B. Düfer 1997:* Pflanzenschutzmittelabschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen. In BBA (Hrsg.), Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Runoff und Dränung, Mitteilungen Heft 330, Parey, Berlin. S. 63-85
- Schorb, Achim 1998:* Ökobilanz - Beikrautbekämpfung im Weinbau. Ifeu, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Köster Berlin 228 S.
- Schulze, R., C. Amann, F. Klotz und U. Haag 2000:* Systemvergleich Bodenbearbeitung – Versuchsbericht 1995-1999. Informationen für die Pflanzenproduktion Sonderheft 2/2000, Landesanstalt für Pflanzenbau, Forchheim 63 S.
- Schulze, Reinhardt 1999:* Pfluglose Bodenbearbeitung aus pflanzenbaulicher Sicht. Landinfo 5/6, 29-32
- Schwertmann, U., W. Vogl und M. Kainz 1990:* Bodenerosion durch Wasser. Ulmer, Stuttgart, 64 S.
- Schwertmann, Udo 1994:* Grundsätzliches zur Phosphor und Kaliumdynamik in Böden. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forste (Hrsg.), Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 5 Nährstoffhaushalt. Parey Hamburg S. 55-69
- Semmel, H. und R. Horn 1995:* Möglichkeiten zur Bestimmung der mechanischen Belastbarkeit und der Druckfortpflanzung im Boden im Hinblick auf die Ableitung von bodentyp- und maschinenspezifischen Grenzwerten. KTBL Schrift 362, S. 61-92
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Europe 1999a:* Best available practice regarding impact categories and category indicators in LCA. SETAC Europe (WIA-2), Int. J. LCA 4 (2), p. 66-74
- SETAC Europe 1999b:* Best available practice regarding impact categories and category indicators in LCA. SETAC Europe (WIA-2), Int. J. LCA 4 (3), p. 167-174
- Sharpley, A.N. 1980:* The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. J. Environ. Qual. 9, p. 521-526
- Smith, D.L.O. 1985:* Compaction by wheels: numerical model for agricultural soils. J. Soil Sci. 36, p. 621-632
- Sommer, C. 1986:* Bodenschonende und bodenschützende Pflanzenproduktion dargestellt am Beispiel der Bodenbearbeitung. Landtechnik 41 (9), S. 379-382.
- Sommer, C., M. Zach und S. Müller 1983:* Bodenerosion auf dem Acker? Die „Konservierende Bodenbearbeitung“ zeigt einen Ausweg. Agrar-Übersicht 34 (2), S. 32-35.
- Sommer, C. und K.H. Hartge 1991:* Verdichtung und Befahrbarkeit von Ackerböden – Probleme und Auswege. Berichte über Landwirtschaft 204. Sonderheft, S. 104-117
- Spindler, E.A. (Hrsg.) 2002:* Agrar-Öko-Audit: Agrarwende mit System. DLG-Verl., Frankfurt am Main, 252 S.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) 1985:* Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Kohlhammer, Stuttgart.
- Stahl, Beate 1998:* Methodenvergleich und Methodenentwicklung zur Lösung der Bewertungsproblematik in produktbezogenen Ökobilanzen, Diss Uni Bremen, 203 S.
- StaLa (Statistisches Landesamt) Baden-Württemberg 2000:* Landwirtschaft, Regionaldaten. www.statistik.baden-wuerttemberg.de/SRDB/home.asp?H=04 (23.09.2001)

- Strätz, J. 1988:* Mulchsaat bremst Bodenerosion. Lohnunternehmer 5, S. 296-301
- Teepe, R. 1999:* Quantifizierung der klimarelevanten Spurengasflüsse beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen Reihe A Bd. 158, 126 S.
- Tippelt-Sander, R. 1993:* Einfluss von Bodenbearbeitungssystemen auf den Nitrathaushalt. KTBL Arbeitspapier 190, S. 80-82.
- Tomlin, C. 1994:* The pesticide manual, incorporating the agrochemical handbook, 10. Ausgabe. British crop protection council, Surrey, UK
- Trapp, F. 2001:* Erosionsmindernde Anbauverfahren, Konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat. www.smul.sachsen.de/lfi/Fachinformationen/Versuchsbericht_2001/download/Kap_1_PP/Kap_1_4/E1.pdf.(15.04.03)
- UBA (Umweltbundesamt) 1995:* Methodik der produktbezogenen Ökobilanz – Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA Texte 23/95
- UBA 1995b:* Bodenverdichtung Texte 55/95, Umweltbundesamt Berlin
- UBA 1997:* Daten zur Umwelt: der Zustand der Umwelt in Deutschland. Schmidt, Berlin, 570 S.
- UBA 2001:* Grundsätze und Maßnahmen für ein vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzte Böden. Texte 59/01.126.S.
- UBA 2001b:* Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (ProBas). www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/baum/(15.05.01)
- VDI 1997:* Richtlinie 4600, Kumulierter Energieaufwand. Beuth, Berlin, 18 S.
- Vellguth, G. 1987:* Emissionen bei Verwendung alternativer Kraftstoffe in Schlepper-Dieselmotoren. Grndl. Landtechnik 37, S. 207-213
- Weber J.B.; Sheas P.J. und H.J. Streek 1980:* An evaluation of nonpoint sources of pesticide pollution in runoff. In: Overcash M.R. und J.M. Davidson (eds.), Environmental impacts of nonpoint source pollution, Ann Arbor Sci. Pbl. Inc., Michigan, S. 69-99
- Wegener, U. und H.-J.Koch 1999:* Ackerbau ohne Pflug - ausgereifte Verfahren. DLG-Mitteilungen 7, S. 36-38
- Weidema, B.P. und B. Mortensen 1995:* Preliminary life cycle inventory for wheat production. Internal report, Institute for Product Development, Technical University of Denmark, Lyngby, 9 S.
- Welschhof, G. 1981:* Der Ackerschlepper – Mittelpunkt der Landtechnik. VDI-Berichte 407, S. 11-17
- Werner, W., H.W. Olf, K. Auerswald und K. Isermann 1991:* Stickstoff – und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: Hamm, A. (Hrsg.), Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia, Sankt Augustin, S. 665-764
- Wetterich F. und G. Haas 1999:* Ökobilanz Allgäuer Grünlandbetriebe. Köster, Berlin.
- Wilke, B. und D. Schaub 1996:* Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 79, S. 435-438
- Winkel, H. 1991:* Historische Entwicklung der Vorstellung von der Bodenfruchtbarkeit und ihr Bezug zu den produktionstechnischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 203, S. 14-28
- Wirthgen, B. 1999:* Die regionale Herkunft von Lebensmitteln und ihre Bedeutung für die Einkaufsentscheidung der Verbraucher - auf der Basis von Verbraucherbefragungen in drei benachbarten Regionen Deutschlands In: Berichte über Landwirtschaft 77, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltup, S. 243-261
- Wischmeier, W. H. and D.D. Smith 1978:* Predicting rainfall erosion losses. Agr. Handbook No. 537, U.S. Dept. Agr., Washington D.C.
- Wolfensberger, U. und F. Dinkel 1997:* Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993-1996. FAT Tänikon/carbotech, Basel
- Zapf, Rita 1997:* Mechanische Bodenbelastung durch die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau 7/97, 33 S.

Anhang

Anhangtabellen

- Anhang 1: Maschinenverbrauch (kg/ha) bei unterschiedlichen Geräten zum Pflanzenschutz und zur Düngung
- Anhang 2: Maschinenverbrauch (kg/t Erntegut) beim Transport der Erntefrüchte
- Anhang 3: Maschinenverbrauch (kg/ha) beim Einsatz unterschiedlichen Geräten zur Aussaat und Ernte
- Anhang 4: Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt
- Anhang 5: Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungskategorie Versauerung
- Anhang 6: Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungskategorie Eutrophierung
- Anhang 7: Berechnung des Nitrataustrags auf den Betrieben Erb (Mulchsaat), Wolz (extensiv) und Lehr (intensiv) in der Fruchtfolge ZR, WW, WG
- Anhang 8: Datengrundlage und berechnete Humantoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Gewässer - Trinkwasser für einige Pflanzenschutzmittel
- Anhang 9: Daten und berechnete Humantoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Erntegut - Nahrung für einige Pflanzenschutzmittel
- Anhang 10: Daten und berechnete Ökotoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Gewässer für einige Pflanzenschutzmittel
- Anhang 11: Daten und berechnete Ökotoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Boden für einige Pflanzenschutzmittel
- Anhang 12: Human- und Ökotoxizitätspotentiale der eingesetzten Pflanzenschutzmittel, von Schwermetallen und sonstigen toxischen Emissionen
- Anhang 13: Gesamtemissionen in Deutschland
- Anhang 14: Betrieb Lehr Variante Pflug: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW
- Anhang 15: Betrieb Lehr Variante Grubber: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW
- Anhang 16: Betrieb Lehr Variante Mulchsaat: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW
- Anhang 17: Betrieb Lehr: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, WG
- Anhang 18: Betrieb Erb: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, WG
- Anhang 19: Betrieb Wolz, Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, WG
- Anhang 20: Datengrundlage und Berechnung der Erosion auf den einzelnen Schlägen der drei Betriebe
- Anhang 21: Wirkungspotentiale in den Bodenbearbeitungsvarianten Pflug, Grubber und Mulchsaat in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW
- Anhang 22: Wirkungspotentiale beim Anbau von ZR, WW, WG in den Betrieb Lehr, Erb und Wolz
- Anhang 23: Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern (*NaCl*/100 GE)
- Anhang 24: Ammoniakemissionen in (%) der ausgebrachten Ammoniakmenge bei Ausbringung mit Breitverteiler (Schätzrahmen nach *Horlacher und Marschner 1990*).

Protokolle

Protokolle zu den Treffen mit Wissenschaftlern und Landwirten die die Ökobilanzierung kritisch begleitet haben.

Anhang 1: Maschinenverbrauch (kg/ha) bei unterschiedlichen Geräten zum Pflanzenschutz und zur Düngung

Pflanzenschutz und Düngung	Leistungsmerkmale (m/l)	Gewicht (kg)	Lebensdauer (ha)	ausgebrachte Menge	Arbeitszeit (h/ha)	Maschinenverbrauch (kg/ha)	Betrieb
PS Spritze	12/1000	542	5000			0,11	Erb
PS Spritze	12/400	542	2000			0,27	Lehr/ Wolz
PS Spritze	15/800	542	6000			0,09	Lehr
Hackstriegel	3	269	1800			0,15	Wolz
Fronthackmaschine	2,7	1390	1500			0,93	Lehr
Düngerstreuer	12/1000	189	6000			0,03	Erb/Lehr
Düngerstreuer	10/ 600	189	2500			0,08	Wolz
Pumptankwagen	6800 l	2498	70000 h	12 m ³	0,70	0,02	Erb
Pumptankwagen	4000 l	1667	26000 h	15 m ³	0,94	0,06	Wolz
Pumptankwagen	3200 l	1667	19500 h	40 m ³	3,40	0,29	Lehr
Miststreuer	5m/3,5 t	1100	18000 t	1,5 t	1,90	0,12	Wolz

Anhang 2: Maschinenverbrauch (kg/t Erntegut) beim Transport der Erntefrüchte

Transport	Leistungsmerkmal (t)	Gewicht (kg)	Lebensdauer (t)	Maschinenverbrauch (kg/t)	Betrieb
Kipper	8,0	2950	24000	0,12	Erb/Wolz/ Lehr
	7,0	2560	21000	0,12	Lehr
	6,0	2000	19500	0,10	Wolz/Lehr
	3,5	1450	10500	0,14	Erb
	3,0	1000	12000	0,08	Erb/Wolz

Anhang 3: Maschinenverbrauch (kg/ha) beim Einsatz unterschiedlichen Geräten zur Aussaat und Ernte

Aussaat- und Erntemaschinen	Leistungsmerkmal	Gewicht (kg)	Lebensdauer (ha)	Arbeitszeit (h/ha)	Maschinenverbrauch (kg/ha)	Betrieb
Einzelkornsämaschine 6-reihig		935	750		1,25	Lehr/Wolz
Einzelkornsämaschine 12-reihig		1798	1500		1,20	Erb
Drillmaschine	3 m	1304	2250		0,58	Lehr/Erb/Wolz
Walze	2,7 m	2250	1200		1,88	Lehr
Cambridgewalze	3 m	961	1800		0,53	Erb
Rübenernter	1-reihig	2800	330		8,48	Lehr
Rübenernter	2-reihig	4870	660		7,38	Wolz
Maishäcksler	1-reihig	485	150		3,23	Lehr
h						
Strohhäcksler		1420	1000	1,50	2,13	Wolz
Ladewagen	16 m ³	1913	7500	1,80	0,46	Wolz
Schwader	4,2 m	600	2100	0,56	0,16	Wolz
Fördergebläse	11 kW	158	2000	1,30	0,10	Wolz
Hochdruckpresse	15 t/h	1473	7500	5,00	0,98	Erb, Lehr
Ballenschleuder		150	5000	5,00	0,15	Erb, Lehr
Förderband	10 m	151	2000	0,65	0,05	Erb, Lehr

Anhang 4: Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt

Wirkungskategorie	Wirkungs-indikator	Umweltinventar	Einheit	Charakterisierungsfaktor
Treibhauseffekt	GWP 20			CO ₂ Äquiv
		CO ₂ Kohlendioxid	(kg)	1 ^a
		CH ₄ Methan (Alkan)	(kg)	56
		N ₂ O Distickstoffoxid	(kg)	280
		FKW Perfluormethan (CF ₄)	(kg)	4400
		FKW Perfluorethan (C ₂ F ₆)	(kg)	6200

Quelle: IPCC 1995; ^a Referenzsubstanz

Anhang 5: Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungskategorie Versauerung

Wirkungskategorie	Wirkungs-indikator	Umweltinventar	Einheit	Charakterisierungsfaktor
Versauerung	AP			SO ₂ Äquiv
		SO _x als SO ₂ Schwefeloxide	(kg)	1 ^a
		NO _x als NO ₂ Stickoxide	(kg)	0,70 ^b
		H ₂ S Schwefelwasserstoff	(kg)	1,88 ^c
		HCl Salzsäure	(kg)	0,88 ^b
		HF Fluorwasserstoff	(kg)	1,60 ^b
		NH ₃ Ammoniak	(kg)	1,88 ^b
		Sulfide in Wasser	(kg)	2,00 ^c

Quelle: ^b Heijungs 1992, ^c Marheineke 2000; ^a Referenzsubstanz

Anhang 6: Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungskategorie Eutrophierung

Wirkungskategorie	Wirkungs-indikator	Umweltinventar	Einheit	Charakterisierungsfaktor
Eutrophierung	NP			PO ₄ Äquiv
		PO ₄ ³⁻ Phosphate in Wasser	(kg)	1 ^a
		P Phosphor unspezifiziert in Wasser	(kg)	3,06
		NO ₃ ⁻ Nitrate in Wasser	(kg)	0,10
		Ammoniak als N in Wasser	(kg)	0,42
		NO _x als NO ₂ Stickoxide	(kg)	0,13
		NH ₃ in Luft	(kg)	0,35

Quelle: Heijungs 1992; ^a Referenzsubstanz

Anhang 7: Berechnung des Nitrataustrags auf den Betrieben Erb (Mulchsaat), Wolz (extensiv) und Lehr (intensiv) in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

		Erb			Wolz			Lehr		
Grunddaten	Angebaute Fruchtart im Frühjahr/Sommer	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG	ZR	WW	WG
	Zwischen-/Folgefrucht im Herbst/Winter	WW	WG	Senf	WW	WG	Senf	WW	WG	Senf
	Ertrag (dt/ha)	600	75	70	500	55	65	600	78	75
N-Bilanz Frühjahr/Sommer	N aus Mineraldünger (kg /ha)	72	190	150	110	120	100	120	190	120
		+	+	+	+	+	+	+	+	+
	N aus Wirtschaftsdünger (kg/ha)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	N-Abfuhr * Ertrag (kg/ha)	108	173	154	90	127	143	108	187	165
	=	=	=	=	=	=	=	=	=	
	N-Saldo Frühjahr/Sommer (kg/ha)	-36	18	-4	20	-7	-43	12	3	-45
Bei positivem Bilanzsaldo im Frühjahr/ Sommer die Hälfte im Herbst/Winter dazuzählen										
N-Bilanz Herbst/ Winter	N aus Ernteresten (kg/ha)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		0	-20	-20		-20	-20		-20	-20
		+	+	+	+	+	+	+	+	+
	N aus Mineraldüngung (kg/ha)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	N aus Wirtschaftsdünger (kg/ha)	0	41	34		23	51			100
		+	+	+	+	+	+	+	+	+
	N aus org. Substanz (kg/ha)	0	41	66	0	35	56	0	33	53
Stickstoffaufnahme (kg/ha)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	15	25	80	15	25	80	15	25	80	
	=	=	=	=	=	=	=	=	=	
	N- Saldo Herbst/Winter (kg/ha)	-15	46	0	-5	13	7	-9	-4	53
	gewichteter Austauschfaktor		x			x			x	
			0,83			0,91			0,92	
	Umrechnungsfaktor N->NO ₃		x			x			x	
			4,43			4,43			4,43	
			=			=			=	
	Nitrataustrag (kg/ha)	-55,5	170,1	0	-20,1	52,23	28,12	-36,6	-16,3	215,7

Humantoxizität, Berechnung nach CST 95

$$HTP_i^l = \frac{E_i^n \cdot F_i^n}{E_{Pb}^n \cdot F_{Pb}^n}$$

E_i^n : Effekt Faktor der Substanz i in Medium n

E_{Pb}^n : Effekt Faktor von Blei in Medium n

F_i^n : Fate and exposure Faktor der Substanz i in Medium n

F_{Pb}^n : Fate and exposure Faktor von Blei in Medium n

Humantoxizität Wirkungspfad Luft – Inhalation

$$E_i^I \cdot F_i^I = \frac{f^L \cdot t^L}{V^L} \cdot \frac{1}{NEC_i}$$

- f^L : Transferfaktor, Menge die bei der Ausbringung mit Spritzgestänge in die Luft emittiert wird und eine längere Verweildauer als 10 min. hat; $f^L = 0,1$ Durchschnittswert für alle Pestizide (Audsley 1997)
 t^L : durchschnittliche Verweildauer in der Luft; $t^L = 1,6425$ Tage (Dinkel et al. 1996)
 V^L : Verdünnungsvolumen pro Einheit Weltfläche; $V^L = 1115,12 \text{ m}^3/\text{m}^2$
 NEC_i : No effect concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); Werte aus Heijungs et al. (1992)

Die Berechnung der fehlenden Werte war nicht möglich, da keine NEC Werte für die entsprechenden Wirkstoffe vorhanden sind.

Wirkungspfad Gewässer – Trinkwasser (T)

$$HTP_i^T = \frac{E_i^T \cdot F_i^T}{E_{Pb}^T \cdot F_{Pb}^T} \quad E_i^T \cdot F_i^T = \frac{f^W \cdot t^T}{V^W} \cdot \frac{Q^W}{B \cdot ADI_i}$$

- f^W : Transferfaktor, Menge an Pflanzenschutzmittel, die in die Gewässer gelangt;
 $f^W = 0,012$ bei konventioneller und $0,0036$ bei konservierender Bodenbearbeitung für alle Pestizide; Durchschnittswert nach Weber et al. 1980, Fawcett et al. 1994
 t^T : Verweildauer in Oberflächengewässer = $1/1/t_w + NS / V$ (Tage)
 t^W : Lebenszeit der Substanz in Wasser (Tage); t^W = substanzspezifisch
 NS : Jahresniederschlag; $NS = 0,82 \text{ m}$; Durchschnittlicher Jahresniederschlag Baden Württemberg
 V^W : Menge an Grund- und Oberflächenwasser pro m^2 Erdoberfläche; $V^W = 20,8 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (Audsley 1997)
 Q^W : täglicher Trinkwasserkonsum; $Q^W = 0,002 \text{ m}^3/\text{Tag}$
 B : Körpergewicht; $B = 70 \text{ kg}$
 ADI_i : acceptable daily intake; substanzspezifisch nach WHO, DFG 1990

EF Pb: 12081

Anhang 8: Datengrundlage und berechnete Humantoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Gewässer - Trinkwasser für einige Pflanzenschutzmittel

Wirkstoff	Anwendungsbereich	Lebenszeit der Substanz im Boden (Tagen)	Verweildauer in Oberflächengewässer (Tage)	ADI mg/kg KG Tag	EF PSM	HTP Trinkwasser
Azoxystrobin	Fungizid	39	0,106	0,200	0,009	7,26E-07
Dichlorprop-P	Herbizid	20	0,055	0,030	0,030	2,49E-06
Fenoxaprop-P	Herbizid	17	0,046	0,010	0,077	6,34E-06
Imidacloprid	Insektizid	48	0,131	0,057	0,038	3,13E-06
Kresoxim-methyl	Fungizid	120	0,325	0,010	0,535	4,43E-05
Mefenpyr	Herbizid	62	0,169	0,010	0,278	2,30E-05
Quinmerac	Herbizid	33	0,090	0,080	0,019	1,54E-06
Triallat	Herbizid	62	0,169	0,010	0,278	2,30E-05
Haloxyfop (R-methylester)	Herbizid	62	0,169	0,010	0,278	2,30E-05
Glyphosat-Trimesium	Herbizid	215	0,576	0,010	0,949	7,85E-05
Flufenacet	Herbizid	34	0,093	0,010	0,153	1,27E-05
Metosulam	Herbizid	47	0,128	0,020	0,106	8,74E-06
Nicosulfuron	Herbizid	49	0,134	0,010	0,220	1,82E-05

Wirkungspfad Erntegut-Nahrung (N)

$$HTP_i^N = E_i^N \cdot F_i^N = \frac{0,05 \cdot V_i \cdot Y}{D_i} \cdot \frac{1}{B \cdot P \cdot N \cdot ADI_i}$$

Faktor 0,05 = Annahme das durchschnittlich 5% der zugelassenen Höchstmenge in Lebensmitteln enthalten sind (Audsley 1997).

V_i : zugelassene Höchstmenge (mg/kg Lebensmittel), substanzspezifisch (Clive 1994, Perkow & Ploss 1999)

Y : durchschnittlicher Ertrag (kg/ha); Mittelwert der durchschnittlichen Erträge in Baden Württemberg in den Jahren 90-99 (Statistisches Landesamt Baden Württemberg)

D_i : Aufwandmenge an Wirkstoff (kg/ha)

B : Körpergewicht; $B = 70$ kg

P : Populationsdichte in Deutschland $P = 0,000116$ Personen/m²

N : Tage pro Jahr; $N = 365$

ADI_i : acceptable daily intake; substanzspezifisch nach (DFG 1990)

EF Pb: 12081

Anhang 9: Daten und berechnete Humantoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Erntegut - Nahrung für einige Pflanzenschutzmittel

Wirkstoff	Frucht-art	V_{tol} (mg/kg)	Aufwand-menge (kg/ha)	Ertrag (kg/ha)	Transfer-faktor f (kg/kg ausgebracht)	ADI/DTA mg/kg KG Tag	F-Faktor	EF (PSM)	HTPsoil-food kg Pb äquiv./kg ausgebracht
Azoxystrobin	WW	0,30	0,250	6499	389,9E-6	0,200	1687023	658	5,45E-02
Clodinafop	WW	0,05	0,036	6499	457,7E-6	0,010	33740468	15442	1,28E+00
Cloquintocet	WW	0,05	0,008	6499	2,2E-3	0,040	8435117	18273	1,51E+00
Dichlorprop-P	WW	0,20	0,699	6499	93,0E-6	0,030	11246823	1046	8,66E-02
Fenoxaprop-P	WG	0,10	0,066	5835	442,0E-6	0,003	112468228	49716	4,12E+00
Fenpropidin	WW	0,20	0,300	6499	216,6E-6	0,005	67480937	14619	1,21E+00
Imidacloprid	ZR	0,05	0,091	56547	1,6E-3	0,057	5919380	9196	7,61E-01
Kresoxim-methyl	WW	0,05	0,125	6499	130,0E-6	0,001	337404683	43856	3,63E+00
Mefenpyr	WG	0,05	0,075	5835	194,5E-6	0,001	337404683	65625	5,43E+00
Quinmerac	ZR	0,10	0,250	56547	1,1E-3	0,080	4217559	4770	3,95E-01
Triallat	ZR	0,10	1,440	56547	196,3E-6	0,013	25954206	5096	4,22E-01
Haloxyfop (R-methylester)	ZR	0,05	0,054	56547	2,6E-3	0,001	337404683	883297	7,31E+01
Glyphosat-Trimesium	ZR	0,10	1,920	56547	147,3E-6	0,300	1124682	166	1,37E-02
Glyphosat-Trimesium	Mais	0,10	1,920						
Flufenacet	Mais	0,05	0,060						
Metosulam	Mais	0,01	0,025						
Nicosulforon	Mais	0,02	0,040						

Silomais als Tierfutter,
Annahme: gelangt nicht in die
menschliche Nahrung

Ökotoxizität, Berechnung nach CST 95

$$ETP_i^I = \frac{E_i^n \cdot F_i^n}{E_{Zn}^n \cdot F_{Zn}^n}$$

E_i^n : Effekt Faktor der Substanz i in Medium n

E_{Zn}^n : Effekt Faktor von Zink in Medium n

F_i^n : Fate and exposure Faktor der Substanz i in Medium n

F_{Zn}^n : Fate and exposure Faktor von Zink in Medium n

Wirkungspfad Gewässer (W)

$$E_i^W \cdot F_i^W = \frac{f^W \cdot t_i}{V^W} \cdot \frac{1}{NEC_i}$$

f: Transferfaktor, Menge an Pestizide die bei der Ausbringung durch Oberflächenabfluß in die Gewässer gelangt. f = 0,012 bei konventioneller und 0,0036 bei konservierender Bodenbearbeitung für alle Pestizide; Durchschnittswert nach *Weber et al. (1980)*, *Fawcett et al. (1994)*

t_i : $1/1/t_w + NS / V$

t_w : Lebenszeit der Substanz in Wasser; t_w = substanzspezifisch (*Linders et al. 1994*).

NS: Jahresniederschlag (m); NS = 0,82 m, durchschnittlicher Jahresniederschlag Baden Württemberg

V^W : Menge an Oberflächenwasser pro m^2 Erdoberfläche; $V = 0,18 m^3/m^2$ (*Audsley 1997*)

NEC_i : No effect concentration ($\mu g/m^3$); kleinster LC 50 Wert der Werte für Algen, Daphnien und Fische dividiert durch 100, falls alle 3 Werte bekannt sind, ansonsten dividiert durch 1000.

EF Zn Wasser: 506073

Anhang 10: Daten und berechnete Ökotoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Gewässer für einige Pflanzenschutzmittel

Wirkstoff	Lebenszeit der Substanz im Wasser (Jahre)	tW	NEC (mg/l)	EF PSM	ETH Wasser
Azoxystrobin	0,107	0,072	0,010	0,479	9,47E-07
Dichlorprop-P	0,055	0,044	1,000	0,003	5,78E-09
Fenoxaprop-P	0,047	0,038	0,005	0,557	1,10E-06
Imidacloprid	0,367	0,137	0,100	0,092	1,81E-07
Kresoxim-methyl	0,329	0,132			
Mefenpyr	0,170	0,096	0,024	0,266	5,26E-07
Quinmerac	0,247	0,116	0,087	0,089	1,76E-07
Triallat	0,033	0,029	0,000	4,433	8,76E-06
Haloxyfop (R-methylester)	0,003	0,003	0,000	0,644	1,27E-06
Glyphosat-Trimesium	0,249	0,117	0,100	0,078	1,54E-07
Flufenacet	0,093	0,065	0,002	2,076	4,10E-06
Metosulam	0,082	0,060	0,200	0,020	3,94E-08
Nicosulfon	0,134	0,083	1,000	0,006	1,10E-08

Wirkungspfad Boden

$$E_i^B \cdot F_i^B = \frac{f^B \cdot t_i}{V^B} \cdot \frac{1}{NEC_i}$$

- f^B : Transferfaktor, Menge die bei der Ausbringung auf und in den Boden gelangt; $f^B = 0,85$ (Audsley 1997)
 t_i : $1/1/t_w + NS / V$
 t^w : Lebenszeit der Pflanzenschutzmittel im Boden; substanzspezifisch (Linders et al. 1994)
 NS: Jahresniederschlag (m); NS = 0,82 m, durchschnittlicher Jahresniederschlag Baden Württemberg
 V^B : betrachtetes Bodenvolumen pro m^2 Erdoberfläche; $V = 0,2 m^3/m^2$ (Audsley 1997)
 NEC_i : No effect concentration ($\mu g/m^3$); LC 50 Wert für Regenwürmer, falls dieser nicht bekannt ist für Tubifex in Wasser dividiert durch 1000.

EF Zink, Boden: 7095865

Anhang 11: Daten und berechnete Ökotoxizitätspotentiale für den Wirkungspfad Boden für einige Pflanzenschutzmittel

Wirkstoff	Lebenszeit der Substanz im Boden (Tage)	LC 50, 14 Tage für Regenwurm	NEC	EF PSM ETP Boden	
		(mg /kg Boden)	(kg/m ³ Boden)		
Azoxystrobin	39	nicht schädigend für Regenwurm			0,00E+00
Dichlorprop-P	20	994	1,39E-03	3,34	4,71E-07
Fenoxaprop-P	17	413	5,78E-04	6,84	9,64E-07
Imidacloprid	48	10,5	1,47E-05	759,89	1,07E-04
Kresoxim-methyl	120				
Mefenpyr	62	1000	1,40E-03	10,31	1,45E-06
Quinmerac	33	4000	5,60E-03	1,37	1,93E-07
Triallat	62				
Haloxyfop (R-methylester)	62	880	1,23E-03	11,71	1,65E-06
Glyphosat-Trimesium	215	1739	2,43E-03	20,55	2,90E-06
Flufenacet	34				
Metosulam	47	1000	1,40E-03	7,81	1,10E-06
Nicosulfuron	49	1000	1,40E-03	8,15	1,15E-06

Anhang 12: Human- und Ökotoxizitätspotentiale der eingesetzten Pflanzenschutzmittel, von Schwermetallen und sonstigen toxischen Emissionen (Audsley 1997, Jolliet und Crettaz 1997)

Wirkstoff 1	HTP Luft +	HTP Nahrung	HTP	ETP	ETP Boden	ETP Gesamt
	Wasser	gesamt		Wasser		
	Pb-Äquivalente			Zn-Äquivalente		
	(kg/kg ausgebrachter Wirkstoff)			(kg/kg ausgebrachter Wirkstoff)		
2,4-D	1,20E-03	4,09E-01	4,10E-01	2,32E-08	3,35E-05	3,35E-05
Azoxystrobin	7,26E-07	5,45E-02	5,45E-02	9,47E-07	0,00E+00	9,47E-07
Bentazon	4,32E-05	4,60E-02	4,60E-02	2,21E-08	1,31E-04	1,31E-04
Bromoxynil/	4,53E-04	2,21E-01	2,21E-01	2,87E-05	6,81E-03	6,84E-03
Carbendazim	1,87E-04	2,08E+00	2,08E+00	9,92E-04	1,74E-01	1,75E-01
Chloridazon	1,03E-04	1,83E-01	1,83E-01	6,26E-07	1,50E-05	1,56E-05
Chlormequat	3,60E-04	3,84E+00	3,84E+00	4,43E-08	5,48E-05	5,48E-05
Chlortalonil	1,36E-02	3,93E-01	4,07E-01	3,48E-04	2,27E-03	2,62E-03
Chlortoluron	4,31E-04	3,27E-01	3,27E-01	4,14E-07	4,09E-05	4,13E-05
Clodinafop	3,74E-07		3,74E-07	9,14E-07	9,66E-06	1,06E-05
Cloquintocet	1,15E-10	1,51E+00	1,51E+00	1,59E-07	2,41E-05	2,43E-05
Desmedipham	3,87E-03	1,85E+02	1,85E+02	1,72E-05	2,17E-04	2,34E-04
Dichlorprop-P	2,49E-06	8,66E-02	8,66E-02	5,78E-09	4,71E-07	4,77E-07
Difenoconazol	1,78E-07	2,43E-01	2,43E-01	1,30E-07	7,76E-04	7,76E-04
Diflufenican	6,15E-04	4,53E-01	4,54E-01	2,09E-07	4,06E-04	4,06E-04
Epoxiconazol	1,16E-03	1,16E+01	1,16E+01	7,58E-07		7,58E-07
Ethofumesat	9,69E-06	5,24E-02	5,24E-02	2,24E-07	2,02E-03	2,02E-03
Fenoxaprop-P	6,34E-06	4,12E+00	4,12E+00	1,10E-06	9,64E-07	2,06E-06
Fenpropidin	5,83E-07	1,21E+00	1,21E+00	4,30E-05	3,75E-04	4,18E-04
Fenpropimorph	1,09E-04	3,93E+00	3,93E+00	7,03E-07	3,90E-04	3,91E-04
Fluazifop-P	4,54E-06	1,41E+02	1,41E+02	1,30E-06	5,64E-05	5,77E-05
Fluoroglycofen	1,07E-08	4,60E-03	4,60E-03	2,23E-07	1,21E-05	1,23E-05
Fluroxypyr	4,02E-06	3,41E-01	3,41E-01	5,09E-07	4,82E-03	4,82E-03
Flusilazol	1,11E-02	1,77E+01	1,77E+01	1,44E-05	2,71E-03	2,72E-03
Glyphosphat	4,34E-05	2,76E-01	2,76E-01	1,79E-07	1,17E-05	1,19E-05
Imidacloprid	3,13E-06	7,61E-01	7,61E-01	1,81E-07	1,07E-04	1,07E-04
loxynil	8,67E-03	6,45E+00	6,46E+00	9,72E-07	1,16E-04	1,17E-04
Isoproturon	8,24E-04	4,75E-01	4,76E-01	2,81E-05	1,47E-05	4,28E-05
Kresoxim-methyl	4,43E-05	3,63E+00	3,63E+00			0,00E+00
MCPA	5,48E-02	2,55E+01	2,56E+01	1,73E-07	5,09E-06	5,26E-06
Mefenpyr	2,30E-05	5,43E+00	5,43E+00	5,26E-07	1,45E-06	1,98E-06
Metamitron	1,51E-05	1,92E-01	1,92E-01	6,13E-08	1,01E-02	1,01E-02
Pendimethalin	1,19E-03	5,52E-01	5,53E-01	2,89E-05	2,74E-04	3,03E-04
Phenmedipham	2,51E-04	9,10E-01	9,10E-01	5,45E-06	2,57E-05	3,11E-05
Quinmerac	1,54E-06	3,95E-01	3,95E-01	1,76E-07	1,93E-07	3,69E-07
Tebuconazol	5,86E-03	5,89E+00	5,90E+00	1,45E-06	1,60E-03	1,60E-03
Triallat	2,30E-05	4,22E-01	4,22E-01	8,76E-06		8,76E-06
Haloxyfop (R-methylester)	2,30E-05	7,31E+01	7,31E+01	1,27E-06	1,65E-06	2,92E-06
Glyphosat-Trimesium	7,85E-05	1,37E-02	1,38E-02	1,54E-07	2,90E-06	3,05E-06
Flufenacet	1,27E-05		1,27E-05	4,10E-06		
Metosulam	8,74E-06		8,74E-06	3,94E-08	1,10E-06	1,14E-06
Nicosulfuron	1,82E-05		1,82E-05	1,0974E-08	1,15E-06	1,16E-06

Werte selbst berechnet

¹ bei selbst berechneten Werten nur HTP Wasser

Anhang 12ff:

Wirkstoff	HTP Luft	HTP Wasser	HTP Nahrung	ETP Wasser	ETP Boden	ETP Gesamt
	Pb-Äquivalente (kg/kg ausgebrachter Wirkstoff)			Zn-Äquivalente (kg/kg ausgebrachter Wirkstoff)		
Schwermetalle						
Arsen	9,00E+03	1,50E+00	7,80E+04	7,60E-01	2,30E+00	1,09E+01
Blei	2,30E+03	8,60E-01	2,00E+04	1,04E+01	5,40E-01	8,52E+02
Cadmium	1,90E+04	3,20E+00	1,60E+05	8,39E+02	1,27E+01	8,34E+00
Chrom Unspez.	3,70E+03	6,20E-01	3,20E+04	3,80E+00	2,70E-01	3,50E-01
Kobalt	1,29E+05	2,20E+00	1,11E+05		2,70E-01	1,56E+01
Kupfer	1,45E+02	2,20E-02	1,26E+03	7,20E+00	4,20E-01	3,99E+00
Nickel	3,70E+02	6,20E-02	3,20E+03	1,27E+00	1,45E+00	4,16E+03
Quecksilber	4,60E+04	7,80E+00	4,00E+05	2,07E+03	2,49E+01	0,00E+00
Selen	6,40E+04	1,09E+01	5,60E+05			
Zink	2,70E+01	3,20E-03	2,30E+02	1,23E+00	1,00E+00	0,00E+00
Sonstige Emissionen						
CO	1,40E-03					
NO _x	1,95E-03					
SO _x	7,46E-03					
Aldehyde	8,70E-03					
NO ₃		8,50E-04				
PO ₄		3,20E-06		1,00E-02		1,00E-02
Sulfide		2,10E+00				
Fluoride		4,50E-02				
Fette und Öle				1,30E-01		1,30E-01
Phenole		5,20E-02		1,50E+01		1,50E+01

bei Humantoxizität berücksichtigte Emissionen an Schwermetalle und sonstigen Stoffen

Anhang 13: Gesamtemissionen in Deutschland (

Wirkungskategorie	Emissionen/Ressourcen	Einheit
Treibhauseffekt	CO ₂	861000
	CH ₄	195104
	N ₂ O	44800
	Halogenierte Kohlenwasserstoffe	31095
	Summe	1131999
Versauerung	SO _x	1292
	NH ₃	1175
	NO _x	1246
	Summe	3713
Eutrophierung	NO _x	231,4
	N-Ges	338,1
	P-Ges	37,5
	Summe	607,0
Ressourcenbeanspruchung an Primärenergieträgern	Erdöl	3505,0
	Steinkohle	409,2
	Braunkohle	671,2
	Gas	1565,0
	Summe	6150,4

Anhang 14: Betrieb Lehr Variante Pflug: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

Fruchtart	Arbeitsgang	Schlepper (kW)	Geräte	Anzahl	(Akh/ha)	Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch
						Schlepper	Geräte	Gesamt	Gesamt kg/ha
ZR	Gülleausbringung	58	Pumptankwagen, Güllerührer	1	3,40	1,19	0,15	1,34	4,83
	Senfaussaat	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	Grundbodenbearbtg.	80	Pflug	1	1,70	0,82	0,61	1,43	11,73
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	Saatbettbereitung	80	Saatbettkombination	1	0,54	0,26	0,40	0,66	3,66
	Aussaart	58	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,38	1,25	1,63	3,91
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	PS Schutz	58	PS Spritze 400 l	4	0,45	0,63	1,08	1,71	5,32
	Ernte	58	Rübenernter	1	7,10	2,48	8,48	10,97	31,28
	Verladen	168	Lademaus	1	6,90	4,16		4,16	22,88
	Transport	58	8 t Kipper	1	2,30	0,80	0,90	1,70	4,16
<i>Summe</i>								<i>23,90</i>	<i>90,27</i>
WW	Grundbodenbearbtg.	80	Pflug	1	1,70	0,82	0,61	1,43	11,73
	Aussaart	80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,46	9,57
	Düngung	58	Düngerstreuer	3	0,19	0,20	0,09	0,29	2,50
	PS-Einsatz	58	PS Spritze 800 l	4	0,34	0,48	0,36	0,84	4,99
	Ernte	80	Mähdrescher	1	1,70	3,55		3,55	17,97
	Abtransport	58	Kipper 8t	1	0,26	0,09	0,92	1,01	1,16
	Stoppelbearbeitung, Senfaussaat	80	Grubber; Säaufsatz	2	0,68	0,65	1,41	2,07	13,98
<i>Summe</i>								<i>10,65</i>	<i>61,90</i>
Silomais	Grundbodenbearbtg.	80	Pflug	1	1,70	0,82	0,61	1,43	11,73
	Gülleausbringung	58	Pumptankwagen, Güllerührer	1	3,40	1,19	0,15	1,34	4,83
	Saatbettbereitung	80	Kreiselegge	1	0,54	0,26	0,40	0,66	3,66
	Aussaart	58	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,38	1,25	1,63	3,91
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	PS Schutz	58	PS Spritze 800 l	1	0,34	0,12	0,09	0,21	1,33
	Ernte	80	Maishäcksler	1	4,40	2,12	3,23	5,35	19,47
	Transport	58	Kipper 8t	1	2,50	0,87	5,53	6,41	9,73
	Silage verfestigen	37		1	1,10	0,24		0,24	5,08
<i>Summe</i>								<i>17,36</i>	<i>60,57</i>

Anhang 15: Betrieb Lehr Variante Grubber: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

Fruchtart	Arbeitsgang	Maschineneinsatz		Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch		
		Schlepper (kW)	Geräte	Anzahl	(Akh/ha)	Schlepper	Geräte	Gesamt	Gesamt kg/ha
ZR	Gülleausbringung	58	Pumptankwagen, Güllerührer	1	3,40	1,19	0,15	1,34	4,83
	Senfaussaat	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	Grundbodenbearbtg.	80	Grubber	1	0,68	0,33	0,48	0,81	6,99
	Pflanzenschutz	58	PS Spritze 400 l	1	0,45	0,16	0,27	0,43	1,33
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	Saatbettbereitung	80	Kreiselegge	2	1,00	0,44	0,35	0,79	13,64
	Aussaat	58	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,38	1,25	1,63	3,91
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	PS Schutz	58	PS Spritze 400 l	4	0,45	0,63	1,08	1,71	5,32
	Ernte	58	Rübenernter	1	7,10	2,48	8,48	10,97	31,28
	Verladen	168	Lademaus	1	6,90	4,16		4,16	22,88
	Transport	58	8 t Kipper	1	2,30	0,80	0,90	1,70	4,16
	<i>Summe</i>							<i>23,84</i>	<i>96,84</i>
WW	Grundbodenbearbtg.	80	Grubber	1	0,68	0,33	0,71	1,03	6,99
	Aussaat	80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,46	9,57
	Düngung	58	Düngerstreuer	3	0,19	0,20	0,09	0,29	2,50
	PS-Einsatz	58	PS Spritze 800 l	4	0,34	0,48	0,36	0,84	4,99
	Ernte	80	Mähdrescher	1	1,70	3,55		3,55	17,97
	Abtransport	58	Kipper 8t	1	0,26	0,09	0,92	1,01	1,16
	Stoppelbearbeitung, Senfaussaat	80	Grubber; Säaufsatz	2	0,68	0,65	1,41	2,07	13,98
<i>Summe</i>							<i>10,25</i>	<i>57,16</i>	
Silomais	Grundbodenbearbtg.	80	Grubber	1	0,68	0,33	0,71	1,03	6,99
	Pflanzenschutz	58	PS Spritze 800 l	1	0,34	0,12	0,09	0,21	1,25
	Gülleausbringung	58	Pumptankwagen, Güllerührer	1	3,40	1,19	0,15	1,34	4,83
	Saatbettbereitung	80	Grubber	1	0,68	0,33	0,71	1,03	6,99
	Saatbettbereitung	80	Kreiselegge	1	0,54	0,26	0,40	0,66	3,66
	Aussaat	58	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,38	1,25	1,63	3,91
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	PS Schutz	58	PS Spritze 800 l	1	0,34	0,12	0,09	0,21	1,33
	Ernte	80	Maishäcksler	1	4,40	2,12	3,23	5,35	19,47
	Transport	58	Kipper 8t	1	2,50	0,87	5,53	6,41	9,73
	Silage verfestigen	37		1	1,10	0,24		0,24	5,08
<i>Summe</i>							<i>18,21</i>	<i>64,06</i>	

Anhang 16: Betrieb Lehr Variante Mulchsaat: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

Fruchtart	Arbeitsgang	Maschineneinsatz		Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch			
		Schlepper (kW)	Geräte	Anzahl (Akh/ha)	Schlepper	Geräte	Gesamt	Gesamt kg/ha		
ZR	Gülleausbringung	58	Pumptankwagen, Güllerührer	1	3,40	1,19	0,15	1,34	4,83	
	Senfaussaat	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83	
	Pflanzenschutz	58	PS Spritze 400 l	1	0,45	0,16	0,27	0,43	1,33	
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83	
	Saatbettbereitung	80	Kreiselegge	2	1,00	0,44	0,35	0,79	13,64	
	Aussaat	58	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,38	1,25	1,63	3,91	
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83	
	PS Schutz	58	PS Spritze 400 l	4	0,45	0,63	1,08	1,71	5,32	
	Ernte	58	Rübenernter	1	7,10	2,48	8,48	10,97	31,28	
	Verladen	168	Lademaus	1	6,90	4,16		4,16	22,88	
	Transport	58	8 t Kipper	1	2,30	0,80	0,90	1,70	4,16	
	<i>Summe</i>						<i>10,45</i>	<i>12,58</i>	<i>23,03</i>	<i>89,86</i>
	WW	Grundbodenbearbtg.	80	Grubber	1	0,68	0,33	0,71	1,03	6,99
Aussaat		80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,46	9,57	
Düngung		58	Düngerstreuer	3	0,19	0,20	0,09	0,29	2,50	
PS-Einsatz		58	PS Spritze 800 l	4	0,34	0,48	0,36	0,84	4,99	
Ernte		80	Mähdrescher	1	1,70	3,55		3,55	17,97	
Abtransport		58	Kipper 8t	1	0,26	0,09	0,92	1,01	1,16	
Stoppelbearbeitung, Senfaussaat		80	Grubber, Säaufsatz	2	0,68	0,65	1,41	2,07	13,98	
<i>Summe</i>							<i>10,25</i>	<i>57,16</i>		
Silomais	Pflanzenschutz	58	PS Spritze 800 l	1	0,34	0,12	0,09	0,21	1,25	
	Gülleausbringung	58	Pumptankwagen, Güllerührer	1	3,40	1,19	0,15	1,34	4,83	
	Saatbettbereitung	80	Grubber	1	0,68	0,33	0,71	1,03	6,99	
	Saatbettbereitung	80	Kreiselegge	1	0,54	0,26	0,40	0,66	3,66	
	Aussaat	58	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,38	1,25	1,63	3,91	
	Düngung	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83	
	PS Schutz	58	PS Spritze 800 l	1	0,34	0,12	0,09	0,21	1,33	
	Ernte	80	Maishäcksler	1	4,40	2,12	3,23	5,35	19,47	
	Transport	58	Kipper 8t	1	2,50	0,87	5,53	6,41	9,73	
	Silage verfestigen	37		1	1,10	0,24		0,24	5,08	
<i>Summe</i>					<i>5,70</i>	<i>11,48</i>	<i>17,17</i>	<i>57,08</i>		

Anhang 17: Betrieb Lehr: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Fruchtart	Arbeitsgang	Maschineneinsatz		Anzahl	(Akh/ha)	Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch
		Schlepper (kW)	Geräte			Schlepper	Geräte	Gesamt	Gesamt kg/ha
ZR	Gülleausbringung	58	Pumptankwagen, Güllerührer	1	3,40	1,19	0,15	1,34	4,83
	Senfaussaat	58	Düngerstreuer	1	0,19	0,07	0,03	0,10	0,83
	Grundbodenbearbtg.	80	Pflug	1	1,70	0,82	0,61	1,43	11,73
	Saatbettbereitung	80	Saatbettkomb.	1	0,54	0,26	0,40	0,66	3,66
	Aussaat	58	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,38	1,25	1,63	3,91
	Düngung	58	Düngerstreuer	2	0,19	0,13	0,06	0,20	1,66
	PS Schutz	58	PS Spritze 400 l	4	0,45	0,63	1,08	1,71	5,32
	Ernte	58	Rübenernter	1	7,10	1,55	8,48	10,04	31,28
	Verladen	168	Lademaus	1	6,90	4,16		4,16	22,88
	Transport	58	8 t Kipper	1	2,30	0,80	0,90	1,70	4,16
	Summe							22,97	90,27
WW	Grundbodenbearbtg.	80	Pflug	1	1,70	0,82	0,61	1,43	11,73
	Aussaat	80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,46	9,57
	Düngung	58	Düngerstreuer	3	0,19	0,20	0,09	0,29	2,50
	PS-Einsatz	58	PS Spritze 800 l	4	0,34	0,48	0,36	0,84	4,99
	Ernte	80	Mähdrescher	1	1,70	3,55		3,55	17,97
	Abtransport	58	Kipper 8t	1	0,26	0,09	0,92	1,01	1,16
	Stoppelbearbeitung	80	Grubber	2	0,68	0,65	1,41	2,07	13,98
Summe							10,65	61,90	
WG	Grundbodenbearbtg.	80	Pflug	1	1,70	0,82	0,64	1,46	11,73
	Aussaat	80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,46	9,57
	Düngung	58	Düngerstreuer	2	0,19	0,13	0,06	0,20	1,66
	PS	58	Spritze	2	0,34	0,24	0,18	0,42	2,50
	Ernte	80	Mähdrescher	1	1,70	3,55		3,55	17,97
	Transport und Abkippen	58	Kipper 8t	1	0,26	0,13	0,92	1,05	1,16
	Schwaden	58	Schwader	1	0,56	0,27	0,16	0,43	3,08
	Strohpresse	58	Hochdruckpresse	1	0,50	0,15	0,98	1,13	2,16
	Strohtransport	37	Wagen	1	1,30	0,28	0,84	1,12	1,08
	Förderband			1	1,57		0,05	0,05	
	Stoppelbearbeitung	80	Grubber	2	0,68	0,65	1,41	2,07	13,98
Summe							12,93	64,90	

Anhang 18: Betrieb Erb: Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Fruchtart	Arbeitsgang	Maschineneinsatz		Anzahl	(Akh/ha)	Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch Gesamt kg/ha
		Schlepper (kW)	Geräte			Schlepper	Geräte	Gesamt	
ZR	Grundbodenbearbtg.	80	Grubber	1	0,72	0,35	0,55	0,90	6,82
	Senfaussaat	80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,46	8,99
	Gülleausbringung	51	Gülletankwagen, Güllerührer	1	0,70	0,21	0,02	0,24	3,99
	Schlegel bei Frost	51	Sichelmulcher	1	1,30	0,40	0,73	1,13	8,99
	Grundbodenbearb.	80	Großfederzahnegge	1	0,47	0,23	0,79	1,02	3,16
	PS+AHL -Einsatz	51	PS Spritze	1	0,38	0,12	0,11	0,22	1,58
	Saatbettbereitung	80	Federzahnegge, Krümmler	1	0,44	0,21	0,45	0,66	3,41
	ZR Aussaat	80	Sägerät	1	0,62	0,30	1,20	1,50	3,91
	PS Einsatz	51	PS Spritze	3	0,38	0,35	0,33	0,67	4,74
	Ernte	Selbstfahrer	6-Reiher	1	1,90	10,51		10,51	55,24
	Abtransport	51	8 t Kipper	1	2,30	0,70	0,90	1,60	4,16
<i>Summe</i>								<i>19,91</i>	<i>105,00</i>
WW	Grundbodenbearbtg.	80	Grubber	2	0,72	0,69	1,10	1,79	13,64
	Aussaat	80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,45	9,57
	KAS Düngung	51	Düngerstreuer	3	0,19	0,17	0,09	0,27	2,50
	PS	51	PS Sritze	3	0,38	0,35	0,33	0,67	4,74
	Ernte	162	Mähdrescher	1	1,20	3,92		3,92	23,96
	Transport	80	Kipper	1	0,26	0,13	0,90	1,03	1,16
	Schwaden	51	Schwader	1	0,56	0,17	0,16	0,33	3,08
	Strohpressen	51	Hochdruckpresse	1	0,50	0,15	1,68	1,83	3,41
	Strohtransport	43	Wagen	1	1,30	0,34	0,84	1,18	2,16
	Förderband			1	1,57		0,05	0,05	
	Stoppelbearbeitung	80	Großfederzahnegge	1	0,47	0,23	0,79	1,02	3,16
	Stoppelbearbeitung	80	Federzahnegge, Krümmler	1	0,44	0,21	0,45	0,66	3,41
	<i>Summe</i>								<i>14,20</i>

Anhang 18 ff:

Fruchtart	Arbeitsgang	Maschineneinsatz		Anzahl	(Akh/ha)	Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch
		Schlepper (kW)	Geräte			Schlepper	Geräte	Gesamt	Gesamt kg/ha
WG	Gülleausbringung	51	Güleetankwagen, Güllerührer	1	0,70	0,21	0,02	0,24	3,99
	Stoppelbearbeitung	80	Federzahnegge, Krümler	1	0,44	0,21	0,45	0,66	3,41
	Grundbodenbearbeitg.	80	Grubber	1	0,72	0,35	0,55	0,90	6,82
	Aussaart	80	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,53	0,93	1,46	9,57
	Düngung	51	Düngerstreuer	3	0,19	0,17	0,09	0,27	2,50
	PS	51	PS- Spritze	3	0,38	0,35	0,33	0,67	4,74
	Ernte	162	Mähdrescher	1	1,20	3,92		3,92	23,96
	Transport	80	Kipper	1	0,26	0,13	0,90	1,03	1,16
	Schwaden	51	Schwader	1	0,56	0,17	0,16	0,33	3,08
	Strohpressen	51	Hochdruckpresse	1	0,50	0,15	1,68	1,83	3,41
	Strohtransport	43	Wagen	1	1,30	0,34	0,84	1,18	2,16
	Förderband			1	1,57		0,05	0,05	
	Stoppelbg.	80	Großfederzahnegge	2	0,47	0,45	1,58	2,03	6,32
	<i>Summe</i>								<i>14,56</i>

Anhang 19: Betrieb Wolz, Arbeitsgänge, Maschinenverbrauch und Treibstoffverbrauch in der Fruchtfolge ZR, WW, WG

Fruchtart	Arbeitsgang	Maschineneinsatz		Anzahl	(Akh/ha)	Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch			
		Schlepper (kW)	Geräte			Schlepper	Geräte	Gesamt	Gesamt kg/ha			
ZR	Senfaussaart	26	Düngerstreuer	1	0,23	0,04	0,08	0,11	0,75			
	Gülledüngung	44	Pumptankwagen	1	1,32	0,35	0,11	0,46	3,99			
	Grundbodenbarbtg.	73	Pflug	1	1,70	0,74	0,64	1,38	10,65			
	Grunddüngung	26	Düngerstreuer	1	0,23	0,04	0,08	0,11	0,75			
	Saatbett	44	Saatbettkomb.	3	0,65	0,51	1,44	1,95	8,49			
	Rübensaart	44	Einzelkornsägerät	1	1,10	0,29	1,25	1,54	3,91			
	Düngung	26	Düngerstreuer	2	0,23	0,07	0,15	0,22	1,50			
	PS	44	PS Spritze	2	0,45	0,24	0,54	0,78	2,66			
	Ernte	73	Roder 2-reihig	1	4,40	1,92	7,38	9,30	29,54			
	Verladen	168	Lademaus	1	6,90	4,16		4,16	22,88			
	Transport	73	8 t Kipper	1	2,30	0,60	0,90	1,50	4,16			
	<i>Summe</i>								<i>8,96</i>	<i>12,56</i>	<i>21,52</i>	<i>89,27</i>

Anhang 19 ff:

Fruchtart	Arbeitsgang	Maschineneinsatz		Anzahl	(Akh/ha)	Materialverbrauch (kg/ha)			Treibstoffverbrauch
		Schlepper (kW)	Geräte			Schlepper	Geräte	Gesamt	Gesamt kg/ha
WW	Grundbodenbearbtg.	73	Pflug	1	1,70	0,74	0,64	1,38	10,65
	Aussaat	73	Kreiselegge, Sämaschine	1	1,10	0,48	0,93	1,41	9,57
	Düngung	26	Düngerstreuer	3	0,23	0,11	0,23	0,33	2,25
	PS	26	Hackstriegel	1	1,20	0,18	0,15	0,33	2,33
	Ernte	103	Mähdrescher	1	1,30	3,87		3,87	18,64
	Transport	73	Kipper 8t	1	0,26	0,11	0,68	0,79	0,83
	Schwaden	44	Schwader	1	0,56	0,15	0,16	0,31	3,08
	Strohbergung	44	Ladewagen	1	1,80	0,47	0,46	0,93	5,08
	Stroheinlagerung		Fördergebläse	1	1,30		0,10	0,10	
	Stoppelbeartg.	73	Vorgrubber, Rototiller	1	1,20	0,52	1,06	1,59	5,49
	<i>Summe</i>						<i>6,64</i>	<i>4,40</i>	<i>11,05</i>
WG	Düngung, Mist	44	Miststreuer	1	1,90	0,50	0,92	1,42	9,73
	Grundbodenbarbtg.	73	Pflug	1	1,70	0,74	0,64	1,38	10,65
	Saatbettbertg.	44	Saatbettkomb.	1	0,65	0,17	0,48	0,65	2,83
	Aussaat	44	Sattbettkomb., Drillmaschine	1	0,89	0,23	1,06	1,29	3,83
	Düngung	26	Düngerstreuer	2	0,23	0,07	0,08	0,15	1,50
	PS	44	PS Spritze	2	0,45	0,24	0,54	0,78	2,66
	Ernte	103	Mähdrescher	1	1,30	3,87		3,87	19,14
	Transport	73	Kipper 8t	1	0,26	0,11	0,78	0,89	0,83
	Schwaden	44	Schwader	1	0,56	0,15	0,16	0,31	3,08
	Strohbergung	44	Ladewagen	1	1,80	0,47	0,46	0,93	5,08
	Stroheinlagerung		Fördergebläse	1	1,30		0,10	0,10	
Stoppelbearbeitung	73	Vorgrubber, Rototiller	1	1,20	0,52	1,06	1,59	5,49	
<i>Summe</i>						<i>7,08</i>	<i>6,28</i>	<i>13,36</i>	<i>64,81</i>

Anhang 20: Datengrundlage und Berechnung der Erosion auf den einzelnen Schlägen der drei Betriebe

Betrieb	Schlag	Bodenart	Hang- neigung	Hanglänge	Erosion	Fläche	Erosion	gewichtete mittlere Erosion
			(%)	(m)	(t/ha*a)	(ha)	(t/a)	(t/ha*a)
Lehr (intensiv)	1	uL	3,5	60	2,62	2,00	5,24	
	2	uL	4,5	120	3,23	4,54	14,66	
	3+4	uL	9,0	350	16,10	6,07	97,73	
	5	uL	9,5	400	28,20	4,45	125,49	
	6	uL	11,0	154	16,70	1,29	21,54	
	7	uL	0,0	0	0,00	0,87	0,00	
	8	uL	0,0	0	0,00	0,73	0,00	
	9	uL	0,0	0	0,00	0,70	0,00	
	10	uL	10,0	115	16,60	2,61	43,33	
	11	uL	0,0	0	0,00	0,83	0,00	
	12	uL	4,0/9,0	240/244	7,86	4,21	33,09	
	13	uL	6,0	95	7,56	0,53	4,01	
	14	uL	3,0	100	2,62	3,32	8,70	
	15	uL	3,0	110	3,23	1,50	4,85	
	16	uL	0,0	0	0,00	0,63	0,00	
	17	uL	8,0	68	7,56	1,00	7,56	
		Summe					35,28	366,19
Erb (Mulchsaat)	2	IU	4,0	95	0,84	2,77	2,33	
	3	IU	6,0	134	2,60	3,60	9,36	
	4	tL	4,5	149	0,40	3,90	1,56	
	8	IU	7,0	300	4,20	1,44	6,05	
	9	IU	8,0	200	3,00	2,65	7,95	
	12	IU	9,5/4,0	90/230	2,30	4,65	10,70	
	13	IU	7,0	79	2,40	2,00	4,80	
	Summe					21,01	42,74	2,03
Wolz (extensiv)	327	IU/tL	3,0/2,0	230/95	3,90	2,47	9,63	
	371	uL	0,0	0	0,00	4,59	0,00	
	372	IU	0,0	0	0,00	3,00	0,00	
	379	IU/IU/uL	3,0/3,0/5,0	110/160/165	3,84	5,00	19,20	
	44	uL	5,0	95	3,73	2,32	8,64	
	76	IU	4,0	110	4,31	1,29	5,56	
	Summe					18,66	43,03	2,31

Anhang 21: Wirkungspotentiale in den Bodenbearbeitungsvarianten Pflug, Grubber und Mulchsaat in der Fruchtfolge ZR, WW, SM, WW

Verfahren, Ertrag		Wirkungskategorie	Einheit	Anbau gesamt	Bodenbearbeitung und Aussaat	Düngung	Pflanzen- schutz	Ernte und Transport
Pflug, 504 GE/ha	Treibhauseffekt (20 Jahre)		kg CO ₂ /100 GE	1982,98	133,36	1642,93	44,86	161,82
	Treibhauseffekt 100 Jahre)		kg CO ₂ /100 GE	2069,33	129,48	1743,78	41,63	154,45
	Versauerung		kg SO ₂ /100 GE	50,53	0,97	47,90	0,40	1,26
	Eutrophierung		kg PO ₄ /100 GE	14,39	0,13	10,01	0,03	0,14
	Humantoxizität		kg Pb/100 GE	1923,64	0,01	1907,46	16,13	0,01
	Ökotoxizität		kg Zn/100 GE	6,11	0,01	5,78	0,32	0,01
	KEA fossil (Uran 0,46 TJ/kg)		MJ/100 GE	13005,61	1724,99	7612,80	1031,00	2636,82
	RB Energie		kg NaCl /100 GE	5344,14	784,38	3040,68	430,14	1088,94
	Bodenverdichtung		bar/100 GE	3,49	1,59		0,18	1,72
Grubber, 481 GE/ha	Treibhauseffekt (20 Jahre)		kg CO ₂ /100 GE	2096,56	137,13	1725,89	63,54	169,99
	Treibhauseffekt 100 Jahre)		kg CO ₂ /100 GE	2186,22	133,20	1831,83	58,95	162,25
	Versauerung		kg SO ₂ /100 GE	53,21	0,99	50,31	0,58	1,33
	Eutrophierung		kg PO ₄ /100 GE	14,79	0,13	10,52	0,03	0,15
	Humantoxizität		kg Pb/100 GE	2021,00	0,01	2003,77	17,19	0,01
	Ökotoxizität		kg Zn/100 GE	6,42	0,01	6,07	0,33	0,01
	KEA fossil (Uran 0,46 TJ/kg)		MJ/100 GE	13996,91	1760,60	7997,26	1469,10	2769,95
	RB Energie		kg NaCl /100 GE	5731,53	804,81	3194,25	588,54	1143,92
	Bodenverdichtung		bar/100 GE	3,63	1,57		0,25	1,80
Mulchsaat, 509 GE/ha	Treibhauseffekt (20 Jahre)		kg CO ₂ /100 GE	1967,28	115,85	1630,77	60,04	160,63
	Treibhauseffekt 100 Jahre)		kg CO ₂ /100 GE	2052,57	112,71	1730,86	55,70	153,30
	Versauerung		kg SO ₂ /100 GE	50,17	0,83	47,54	0,55	1,25
	Eutrophierung		kg PO ₄ /100 GE	13,90	0,11	9,94	0,03	0,14
	Humantoxizität		kg Pb/100 GE	1909,58	0,00	1893,33	16,24	0,01
	Ökotoxizität		kg Zn/100 GE	6,06	0,01	5,73	0,32	0,01
	KEA fossil (Uran 0,46 TJ/kg)		MJ/100 GE	13022,44	1460,55	7556,48	1388,13	2617,28
	RB Energie		kg NaCl /100 GE	5319,84	664,67	3018,20	556,10	1080,87
	Bodenverdichtung		bar/100 GE	3,08	1,18		0,20	1,70

Anhang 22: Wirkungspotentiale beim Anbau von ZR, WW, WG in den Betrieb Lehr, Erb und Wolz

	Wirkungskategorie	Einheit	Anbau	Bodenbearbeitung und Aussaat	Düngung	Pflanzenschutz	Ernte und Abtransport
Lehr (intensiv), 320 GE	Treibhauseffekt (20 Jahre)	kg CO2/100 GE	2087,42	174,45	1672,35	55,18	185,44
	Treibhauseffekt 100 Jahre)	kg CO2/100 GE	2165,76	169,93	1767,63	51,21	177,00
	Versauerung	kg SO2/100 GE	52,98	1,24	49,80	0,49	1,45
	Eutrophierung	kg PO4/100 GE	18,59	0,17	18,22	0,03	0,17
	Humantoxizität	kg Pb/100 GE	2113,70	0,01	2101,68	12,00	0,01
	Ökotoxizität	kg Zn/100 GE	8,72	0,01	8,40	0,30	0,01
	KEA fossil (Uran 0,46 TJ/kg)	MJ/100 GE	14867,77	2136,20	8441,70	1119,93	2630,89
	RB Energie	kg NaCl /100 GE	6201,25	989,44	3439,96	523,10	1248,76
	Bodenverdichtung	bar/100 GE	4,33	2,52	0,21		1,60
Erb (Mulchsaat), 312 GE	Treibhauseffekt (20 Jahre)	kg CO2/100 GE	1936,07	173,98	1489,75	56,46	215,88
	Treibhauseffekt 100 Jahre)	kg CO2/100 GE	2004,78	168,41	1577,71	52,40	206,27
	Versauerung	kg SO2/100 GE	41,80	1,28	38,33	0,51	1,67
	Eutrophierung	kg PO4/100 GE	13,45	0,16	13,05	0,03	0,20
	Humantoxizität	kg Pb/100 GE	517,74	0,01	506,88	10,85	0,01
	Ökotoxizität	kg Zn/100 GE	0,29	0,01	0,11	0,16	0,01
	KEA fossil (Uran 0,46 TJ/kg)	MJ/100 GE	14212,79	2333,02	7162,46	1289,09	3428,22
	RB Energie	kg NaCl /100 GE	6077,15	1054,00	3017,69	536,25	1469,22
	Bodenverdichtung	bar/100 GE	4,73	2,23	0,38		2,13
Wolz (extensiv), 264 GE	Treibhauseffekt (20 Jahre)	kg CO2/100 GE	1880,66	194,23	1404,60	37,82	244,02
	Treibhauseffekt 100 Jahre)	kg CO2/100 GE	1937,42	189,46	1479,76	35,10	233,09
	Versauerung	kg SO2/100 GE	32,17	1,37	28,56	0,34	1,89
	Eutrophierung	kg PO4/100 GE	9,22	0,18	8,79	0,02	0,23
	Humantoxizität	kg Pb/100 GE	1377,29	0,01	1372,69	4,58	0,01
	Ökotoxizität	kg Zn/100 GE	0,86	0,01	0,74	0,10	0,01
	KEA fossil (Uran 0,46 TJ/kg)	MJ/100 GE	14248,92	2295,36	7297,94	761,52	3434,17
	RB Energie	kg NaCl /100 GE	6125,89	1063,53	3045,06	357,91	1659,38
	Bodenverdichtung	bar/100 GE	4,69	2,28	0,40		2,00

Anhang 23: Ressourcenbeanspruchung an Nichtenergieträgern (NaCl/100 GE)

	Anbau gesamt	Kalium- chlorid	Kalkstein	Schwefel	Roh- phosphat	Eisen	Boden	Phosphor im Boden	Kalium im Boden	Humus C	Humus N
Pflug	21123,42	86,39	205,21	159,07	194,96	131,00	19833,74	114,86	9,26	344,24	44,68
Grubber	13020,24	90,63	215,28	166,88	204,52	137,75	11704,73	105,10	0,00	361,13	34,23
Mulchsaat	2096,91	85,64	203,41	157,68	193,25	127,02	853,57	100,97	0,01	341,22	34,14
Lehr (intensiv),	10035,87	120,98	235,29	283,50	77,70	153,13	7959,84	76,12	121,49	927,84	79,99
Erb (Mulchsaat),	7883,03	0,00	180,06	0,00	0,00	164,85	312,25	674,73	2911,68	3321,93	317,55
Wolz (extensiv),	3935,52	109,98	219,27	0,00	0,00	183,88	96,86	531,55	775,99	1857,82	160,18

Anhang 24: Ammoniakemissionen in (%) der ausgebrachten Ammoniakmenge bei Ausbringung mit Breitverteiler (Schätzrahmen nach Horlacher und Marschner 1990).

Ausbringung Einarbeitung oder Regen nach Regenintensität (mm)	unbearbeitete Stoppel		bearbeitete Stoppel		zur Zwischenfrucht			
	2 h	8 h	2 h	8 h	8 h	2 d	8 h	2 d
					0-2	0-2	5-10	5-10
Juli (18,5 °C) ¹	27,0	58,5	16,5	35,8				
August (17,9 °C) ¹	27,0	58,5	16,5	35,8				
September (14,5 °C) ¹	17,5	14,0	10,0	8,0	52,0	60,6	39,0	56,2
Oktober (9,7 °C) ¹					28,6	38,5	15,4	30,3
November (4,5 °C) ¹					8,9	12,0	4,2	8,4

¹ Temperaturen bei der Ausbringung sind die langjährigen Monatsmitteltemperaturen im Projektgebiet (Station Neudenu)

Protokoll

Treffen: Kritische Begleitung der Ökobilanz landwirtschaftlicher Anbauverfahren, Diskussion der Methodik und Vorgehensweise
Zeitpunkt 30.01.2001, 16.30 –18.00 Uhr
Anwesende: Prof. W. Claupein, Prof. H.-P. Liebig, Dr. I. Lewandowski, Dr. A. Kicherer, Beate Arman
Ort: Hohenheim, HS 23
Verfasserin: Iris Lewandowski, Beate Arman

Ziel des Treffens

Vorgehensweise und Datengrundlage bei der Berechnung der Ökobilanzen sollen überprüft werden, aus agrarwissenschaftlicher und methodischer Sicht.

Präsentation zu den Punkten

Untersuchungsgebiet, Ziel der Ökobilanz, Zielgruppe, funktionelle Einheit, Betriebe und Produktionsverfahren, Vergleichbarkeit der Systeme, Grenzen, Allokationen, Datengrundlage: was wird nicht berücksichtigt, Wirkungsabschätzung, Klassierung des Umweltinventar, Charakterisierung

Diskussion und Anmerkungen

Thema

Anmerkungen, Anregungen

Allokation bei Nebenprodukten (Stroh)	Allokation über den ökonomischen Wert, wenn die Landwirte ihr Stroh nicht verkaufen, hat es für sie einen Wert. Marktwert nehmen, realistischer Marktwert für die Annahme, dass alle Landwirte ihr Stroh verkaufen würden, real besteht nur ein begrenztes Angebot. Vorschlag: unterschiedliche Allokationsmöglichkeiten rechnen und Sensitivitätsanalyse vornehmen (Kicherer).
Allokation bei Wirtschaftsdüngereinsatz	Schnittstelle zwischen Tier- und Pflanzenproduktion genau definieren. Wo werden welche Lasten angerechnet. Sollte in Ökobilanzen in der Tierproduktion und Pflanzenproduktion gleich gehandhabt werden (Kicherer). Allgemein gültige Regeln können durch diese Arbeit nicht aufgestellt werden (Liebig).
Datengrundlage, was wird nicht berücksichtigt	Gebäude und Infrastruktur macht nur geringen Anteil aus, darf weggelassen werden (Kicherer). Im Diskussionsteil der Arbeit die Frage durchspielen, ob verschiedene Posten einen Einfluss auf die Bilanz hätten (Liebig). Bei Düngern die Grenze angeben ab wann die Menge eines Düngemittel berücksichtigt wird, z.B. >1% der gesamten eingesetzten Düngermenge (Liebig).
Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch	Verbrauch an Nichtenergie-Ressourcen mitbilanzieren wenn diese knapp sind. Bei Düngern Knappheit von S, P, Fe prüfen in kg /Jahr, die die Ressource noch verfügbar ist. Bei Schwefel nur noch 40 Jahre. Andreas Kicherer kann ein Modell und Zahlen zur Bewertung zur Verfügung stellen (Kicherer). Ressourcenverbrauch bei Energieträgern in kg angeben, Kumulierter Energieaufwand (KEA) gibt Energieverbrauch an und nicht den Ressourcenverbrauch (Kicherer).
Wirkungskategorie Bodenfruchtbarkeit	Hier werden bisher nur Zustandsgrößen als Massen dargestellt. Größen, die für die Bodenbiologie wichtig sind, fehlen. Prüfen, ob es dafür geeignete Parameter gibt. Gegebenenfalls Wirkungskategorie anders benennen, Bodenfruchtbarkeit sehr komplexer Begriff. Zeithorizont der Maßnahmen: lassen sich bestimmte Maßnahmen nur auf eine Fruchtfolge beziehen – Verteilung der Lasten? (Liebig)
Vergleichbarkeit der Systeme – funktionelle Einheit.	Systeme können nur verglichen werden, wenn die Voraussetzungen in den Systemen gleich sind. D.h. wenn Landwirt A nach dem System von Landwirt B wirtschaften würde, müsste er die selben Erträge erzielen können. Real sind aber auf keinem Betrieb/Schlag dieselben

Vorraussetzungen, in natürlichen Systemen ist das nicht zu erreichen. Anpassung der Erträge ist notwendig? Ein Vorschlag für Ertragsanpassung: Landwirte abschätzen lassen, wieviel sie mit dem System der anderen Betriebe auf ihren Schlägen ernten würden (Kicherer) Eignung von Ackerzahlen nochmals überprüfen (Arman). Können die Ergebnisse der Versuche zur Konservierenden Bodenbearbeitung stärker genutzt werden (Liebig, Lewandowski)

Protokoll

Treffen: Arbeitskreis Konservierende Bodenbearbeitung, Vorstellung der Ökobilanzergebnisse der drei Bodenbearbeitungsvarianten
 Datum: 22.01.2002, 20.00-23.00 Uhr
 Anwesende: Versuchslandwirte Herr Lehr und Herr Ohrnberger, Landwirte des Arbeitskreis, Herr Himmelhan (Berater ALLB Heilbronn), Norbert Billen (Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe), Beate Arman
 Ort: Kressbach
 Verfasserin: Beate Arman

Anmerkungen zu den Ergebnissen der Ökobilanzierung

Thema	Anmerkung
Energiebilanz	Der Energiegewinn in der Pflanzenproduktion ist sehr hoch und sollte mitbetrachtet werden. Wenn die Tierproduktion mitbetrachtet wird, ergibt sich aber aufgrund der Veredelung kein so positives Bild. Die Systemgrenzen wären in diesem Fall entscheidend für die Gesamtaussage.
Funktionelle Einheit	Der Deckungsbeitrag als funktionelle Einheit und damit die Ökoeffizienz macht Schwierigkeiten die Ergebnisse zu akzeptieren. Positiv erwartete Ergebnisse in Bezug auf die Umweltbelastung, z. B. bei der Variante Grubber gegenüber der Pflugvariante, werden durch den geringeren Ertrag überlagert.
Ökotoxizität	Vergleich zwischen Schwermetallbelastungen aus Wirtschaftsdünger und Klärschlamm wäre interessant. Hohe Zink und Kupfer Gehalte im Wirtschaftsdünger kommen vermutlich durch Stallbau und Fütterung
Bodenverdichtung	Der Einfluss der Mulchsaat auf die Tragfähigkeit des Bodens ist nach Erfahrung der Landwirte wesentlich höher als im Modell berücksichtigt. Die Werte für die potentielle Bodenverdichtung müssten weiter auseinander liegen. Die Fahrspuren sind nach dem 3. Jahr Mulchsaatwirtschaft nur noch 1/3 so tief wie bei Pflugwirtschaft.
Eutrophierungspotential	Phosphataustrag müsste stärker mit Bodenabtrag korrelieren. Modell zur Abschätzung des Phosphataustrags ist schwer nachvollziehbar. Weshalb wird der Beitrag von Stickstoffverbindungen bei der Eutrophierung berücksichtigt? Ihr Beitrag wird als nur sehr gering eingestuft.
Ressourcenverbrauch, Humus	Einfluss der Mulchsaat auf die Humusbilanz sollte berücksichtigt werden. Die Zunahme des Humusgehalts bei Mulchsaat kann nach Erfahrung bis zu 2% in 5 Jahren betragen. Ein höherer Humusgehalt hat positive Auswirkungen auf den Oberflächenabfluss und den Bodenabtrag und damit auch auf den Phosphat- und Pflanzenschutzmittelaustrag. Durch die Kohlenstoffbindung im Humus wird zudem weniger Kohlendioxid emittiert. Die Tragfähigkeit des Bodens erhöht sich, wodurch Bodenverdichtungen entgegengewirkt wird.
Ökobilanz als Managementinstrument	Die Ökobilanz als Instrument erscheint wenig praxisbezogen. Die eingesetzten Modelle wirken zum Teil zu theoretisch und widersprechen teilweise den Erfahrungen der Landwirte. Hier wird weiterer Erklärungs- und Abstimmungsbedarf zwischen Wissenschaft und Praxis gesehen.

Protokoll

Treffen: Besprechung der Ökobilanzergebnisse
Datum: 19.06.02, 10.00 – 13.00 Uhr
Anwesende: Andreas Kicherer, Beate Arman
Ort: BASF Ludwigshafen
Verfasserin: Beate Arman

Anmerkungen zu den Ergebnissen

Thema	Anmerkung / Anregungen
Funktionelle Einheit	Die Ökoeffizienz baut als 2. Schritt auf die Ökobilanz auf. Eine Gegenüberstellung der Ergebnisse von Ökobilanz und –effizienz könnte interessant sein. Beim Deckungsbeitrag als funktionelle Einheit stellt sich die Frage, inwieweit die Ergebnisse von den Ausgleichszahlungen beeinflusst werden – wird das richtige Verfahren gefördert? (Kap. 3.3.10 und 3.4.11)
Datengrundlage Pflanzenschutzmittel	Aus Gründen des Patentschutzes werden Daten über die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln, die für die Ökobilanzierung genutzt werden könnten, nicht veröffentlicht.
Flächenverbrauch als Umweltwirkung der Landwirtschaft	Bei Verfahren, die sich im Ertrag stark unterscheiden, könnte als zusätzliches Kriterium für die Umweltwirkung der Verfahren der Flächenverbrauch für den Anbau pro Getreideeinheit sein. Die müsste mit dem Flächenverbrauch in den Vorketten zusammengefasst werden. Dabei stellt sich die Frage, wie der unterschiedliche Grad der Beeinträchtigung der Flächen durch die unterschiedliche Inanspruchnahme der Flächen gewichtet wird.
Nährstoffbilanz	Vergleichende Aussagen zwischen Betrieben aufgrund von Nährstoffbilanzen sind schwierig, da die Ausgangsbedingungen unterschiedlich sind. Um den Einfluss aufzuzeigen, können Szenarien mit ausgeglichener Nährstoffbilanz gerechnet werden. In der Diskussion der Ergebnisse sollte der Standorteinfluss diskutiert werden. (Kap. 3.4.10)
Treibhauseffekt	Der Anteil der einzelnen Emissionen sollte aufgezeigt werden. (Kap. 3.4.3)
Human- und Ökotoxizität	Auch hier erscheint es wichtig, den Einfluss der Nährstoffversorgung des Standorts auf die Düngung aufzuzeigen und die damit verbundenen Wirkungen im Bereich der Toxizität (Kap. 3.4.10)
Vergleichbarkeit der Systeme	Beim Einsatz der Ökobilanzen der unterschiedlichen Betriebe als Managementinstrument: Voraussetzung für den Vergleich von Betrieben wäre idealerweise, dass die Betriebe bei einer Übernahme des Anbauverfahrens der jeweils anderen Betriebe die gleichen Umweltwirkungen erzielen würden. (Kap. 4.3.3)
Bewertung	Im Anschluss an die Wirkungsabschätzung sollte noch die Relevanz der verschiedenen Wirkungskategorien betrachtet werden. Hierzu werden die ermittelten Wirkungsäquivalente in den einzelnen Wirkungskategorien ins Verhältnis zur Gesamtemission dieser Wirkungsäquivalente in Deutschland gesetzt. (Kap. 3.6)

Protokoll

Treffen: Besprechung der Ökobilanzergebnisse zum Vergleich der unterschiedlich intensiv wirtschaftenden Betriebe
Datum: 31.01.2003
Anwesende: Herr Wolz, Herr Erb, Frau Arman
Ort: Michelbach, Bittelbronn
Verfasserin: Beate Arman

Anmerkungen zu den Ergebnissen

Thema	Anmerkung
Verbrauch an Maschinen und Geräten, Treibstoff	Die tatsächlich Nutzungsdauer der Maschinen ist 2-3-fach so hoch als die von KTBL angegebene Nutzungsdauer. Diese dient als ökonomische Größe für die Abschreibung der Maschinen. Der Treibstoffverbrauch ist erfahrungsgemäß niedriger als die dort angegebenen Werte. Die Annahme von standardisierten Werten ist verständlich. Wenn für alle Betriebe dieselbe Datengrundlage verwendet wird, ist der Fehler akzeptabel.
Umweltbelastungen aufgrund der Düngung	Die Bedeutung der Düngung zum Energieaufwand und bei der Toxizität ist überraschend. Die Ökobilanzergebnisse liefern vor allem Hinweise, was bei der Düngung verändert werden sollte.
Einfluss der Phosphatdüngung-Zeithorizont	Die Phosphatwerte im Boden auf dem Betrieb Erb waren vor 10 Jahren vorwiegend in der Versorgungsstufe B. Deshalb wurde damals eine Aufdüngung mit Triplesuperphosphat vorgenommen. Seither wird davon gezehrt. Die Bodenproben, die alle 5 Jahre gezogen werden, zeigen seither kaum veränderte Werte.
Bodenverdichtung	Die Erfahrung zeigt, dass Bodenverdichtungen durch schwere Erntemaschinen, auch wenn sie oberflächlich nicht sichtbar sind, zu einem schlechteren Aufwuchs von Ausfallgetreide und Zwischenfrucht führen. Die Verdichtungen werden dadurch sichtbar und treten selbst bei Breitbereifung auf. Große Maschinen sind jedoch bei den Lohnunternehmen gängig – es besteht keine Alternative, wenn nicht selbst geerntet wird.
Verständlichkeit der Ergebnisse	Die Ergebnisse sind nachvollziehbar, plausibel und verständlich. Als Verfahren für die Praxis zum Umweltmanagement erscheinen sie jedoch zu aufwendig.
Aufwand	Verfahren zum Umweltmanagement dürfen für den Landwirt nicht mehr Aufwand hinsichtlich der Aufzeichnung von Daten bedeuten. Die Landwirte sind in dieser Hinsicht nicht noch mehr belastbar.