

Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)

Thünen Report 8

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.ti.bund.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.ti.bund.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Hülsbergen K-J, Rahmann G (eds.) (2013) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 412 p, Thünen Rep 8

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.



THÜNEN

Thünen Report 8

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuener-report@ti.bund.de
www.ti.bund.de

ISSN 2196-2324

ISBN 978-3-86576-108-8

DOI:10.3220/REP_8_2013

urn:nbn:de:gbv:253-201311-dn052695-5

Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)

Thünen Report 8

Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen (Hrsg.)
Technische Universität München
Alte Akademie 12
85350 Freising-Weihenstephan
E-Mail: sekretariat.oekolandbau@wzw.tum.de

Prof. Dr. Gerold Rahmann (Hrsg.)
Thünen-Institut für Ökologischen Landbau
Trenthorst 32
23847 Westerau
E-Mail: gerold.rahmann@ti.bund.de

Thünen Report 8

Weihenstephan/Trenthorst, im November 2013

**Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und
konventioneller Betriebssysteme
– Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben**

Abschlussbericht

Projektlaufzeit: 15. November 2008 – 28. Februar 2013

gefördert durch das

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger
Landwirtschaft

Förderkennzeichen 06OE160 (TUM) und 06OE353 (TI)

Projektpartner

Technische Universität München (TUM)

Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme

Alte Akademie 12, 85350 Freising-Weihenstephan

Bearbeiter: Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen, Projektleitung 06OE160
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Harald Schmid, Projektkoordinator TUM
Dr. Hans-Jürgen Reents, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Sandra Anke, Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Helmut Frank, M.Sc., Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Johann Peter, M.Sc., Wissenschaftlicher Mitarbeiter

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei

a. Institut für Ökologischen Landbau (OL)

Trenthorst 32, 23847 Westerau

Bearbeiter: Prof. Dr. Gerold Rahmann, Projektleitung 06OE353
Sylvia Warnecke, M.Sc., Projektkoordinatorin TI
Dr. Hans-Marten Paulsen, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Franziska Schulz, M.Sc., Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Dr. Britta Blank, Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Antje Kassow, M.Sc., Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Dagmar Schaub, Wissenschaftliche Mitarbeiterin

b. Institut für Agrarklimaschutz (AK)

Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Bearbeiter: Prof. Dr. Heinz Flessa
Dr. Annette Freibauer
Dr. Ulrich Dämmgen
Dr. Rene Dechow, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Dipl.-Geogr. Claus Rösemann, Wissenschaftlicher Mitarbeiter

c. Institut für Biodiversität (BD)

Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Bearbeiter: Prof. Dr. Hans-Joachim Weigel
Dr. Sebastian Klimek

Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Institut für Organischen Landbau (IOL)

Katzenburgweg 3, 53115 Bonn

Bearbeiter: Prof. Dr. Ulrich Köpke
Dr. Daniel Neuhoff, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Patrick Lind, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Henning Rudolf, Wissenschaftlicher Mitarbeiter

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU)

Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften

Betty-Heimann-Str. 5, 06120 Halle (Saale)

Bearbeiter: Prof. Dr. Olaf Christen
Dr. Jan Rücknagel, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Eva Höhne, Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Eileen Kloweit, Wissenschaftliche Mitarbeiterin

Bioland Beratung GmbH (BBG)

Auf dem Kreuz 58, 86152 Augsburg

Bearbeiter: Dipl.-Ing. agr. (univ.) Jan Plagge, Bioland
Helmut Frank, M.Sc., Projektkoordinator BBG
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Thomas Fisel, BBG
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Gregor Pöpsel, BBG
Dipl.-Ing. agr. (FH) Uwe Becherer, Bioland-Berater
Dipl.-Ing. agr. (FH) Michaela Braun, Bioland-Beraterin
Marie Engelbrecht, B.Sc., Bioland-Beraterin
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Eva Milz, Bioland-Beraterin
Dipl.-Ing. agr. (FH) Harald Rasch, Bioland-Berater
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Frank Späthe, Bioland-Berater

Inhaltsverzeichnis

1	Vorwort	1
2	Problemstellung und Forschungsbedarf	3
2.1	Vorbemerkungen	3
2.2	Wissenschaftliche Ziele zur Analyse und Bewertung von Klimawirkungen	3
2.3	Wissenschaftliche Ziele zur Analyse und Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit	5
2.4	Aufbau eines deutschlandweiten Netzwerkes von Pilotbetrieben	6
2.5	Forschungsbericht	7
2.6	Literatur	8
3	Methodischer Ansatz	11
3.1	Netzwerk Pilotbetriebe	11
3.2	Datenerfassung, Monitoring, Analytik	15
3.2.1	Flächenauswahl und Anlage von Testflächen	15
3.2.2	Bodenuntersuchungen	18
3.2.3	Pflanzenanalysen	20
3.2.4	Analyse von Futtermitteln und Futterrationen	22
3.2.5	Analyse von Wirtschaftsdüngern	23
3.2.6	Betriebsdatenerfassung	24
3.2.7	Klima- und Witterungsdaten	26
3.2.8	Literatur	26
3.3	Kommunikationsstruktur	27
3.3.1	Datendrehscheibe	27
3.3.2	Intranet	29
3.3.3	Projekttreffen	29
3.3.4	Regionale Workshops	30
4	Forschungsberichte der Arbeitsgruppen	33
4.1	Bewertung der Bodenstruktur mit Indikatoren der visuellen Gefügeansprache	33
4.1.1	Einleitung	35
4.1.2	Material und Methoden	37
4.1.2.1	Datenerhebung und Probenahme	37
4.1.2.2	Bodenphysikalische und -mechanische Untersuchungen	38
4.1.2.3	Visuelle Gefügebewertung	38
4.1.2.4	Statistische Auswertung	41
4.1.3	Ergebnisse	42
4.1.3.1	Mechanische Vorbelastung	42
4.1.3.2	Luftkapazität	46

4.1.3.3	Gesättigte Wasserleitfähigkeit	50
4.1.3.4	Effektive Lagerungsdichte	54
4.1.4	Diskussion	57
4.1.4.1	Eignung der Schemata zur Ableitung von Schadverdichtungszuständen	57
4.1.4.2	Vorbelastung in Abhängigkeit von der Gefügebonitur und vom optimalen Gefügezustand	58
4.1.4.3	Bedeutung der Einzelparameter für die physikalischen Messwerte	59
4.1.5	Schlussfolgerungen	62
4.1.6	Bodenphysikalischer Zustand ökologischer und konventionell wirtschaftender Betriebe unterschiedlicher Standorte	63
4.1.6.1	Material und Methoden	64
4.1.6.2	Statistik	64
4.1.6.3	Ergebnisse	64
4.1.6.3.1	Mechanische Vorbelastung	64
4.1.6.3.2	Luftkapazität	66
4.1.6.3.3	Gesättigte Wasserleitfähigkeit	67
4.1.6.3.4	Effektive Lagerungsdichte	68
4.1.6.3.5	Feldbonitur	69
4.1.6.4	Diskussion	70
4.1.6.5	Schlussfolgerung	74
4.1.7	Danksagung	74
4.1.8	Literatur	74
4.1.9	Anhang	79
4.2	Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Ertrag und Qualität von Luzerne-Klee gras und Dauergrünland sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung	81
4.2.1	Einleitung	82
4.2.2	Material und Methoden	83
4.2.2.1	Analytik	83
4.2.2.2	Feldversuche	84
4.2.3	Ergebnis und Diskussion	84
4.2.3.1	Betriebliche Erträge und Nährstoffgehalte	84
4.2.3.2	Feldversuche	97
4.2.4	Schlussfolgerungen	100
4.2.5	Literatur	100
4.3	Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Ertrag und Qualität von Winterweizen sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung	103
4.3.1	Einleitung	104
4.3.2	Material und Methoden	105
4.3.2.1	Analytik	105

4.3.2.2	Feldversuche	106
4.3.3	Ergebnis und Diskussion	107
4.3.3.1	Betriebliche Erträge und Nährstoffgehalte	107
4.3.3.2	Feldversuche	115
4.3.4	Literatur	119
4.4	Messung und Modellierung von Treibhausgasflüssen auf Versuchsfeldern	121
4.4.1	Einleitung und Problemstellung	122
4.4.2	Material und Methoden	123
4.4.3	Ergebnisse	124
4.4.3.1	Ergebnisse der Messung von THG-Flüssen	124
4.4.3.2	Ergebnisse der DNDC-Modellierung von THG-Flüssen im Vergleich zu Messwerten	127
4.4.4	Diskussion	130
4.4.5	Literatur	132
4.5	Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland	135
4.5.1	Einleitung	136
4.5.2	Material und Methoden	138
4.5.2.1	Prozessschritt Futtererzeugung	141
4.5.2.2	Prozessschritt Futterlagerung	143
4.5.2.3	Prozessschritt Haltungssystem	143
4.5.2.4	Prozessschritt Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung	144
4.5.2.5	Prozessschritt Milchgewinnung	144
4.5.2.6	Prozessschritt Allokation	144
4.5.2.7	Treibhausgasbilanzierung	145
4.5.2.8	Betriebsdaten	146
4.5.2.9	Gestaltung von Modellbetrieben	147
4.5.3	Ergebnisse	147
4.5.3.1	Fossiler Energieeinsatz	147
4.5.3.2	Treibhausgasemissionen	149
4.5.3.3	Koppelprodukte	152
4.5.3.4	Ergebnisse aus den Modellbetrieben	152
4.5.4	Diskussion	154
4.5.4.1	Methodendiskussion	154
4.5.4.2	Ergebnisdiskussion	156
4.5.5	Literatur	158
4.6	Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland	163
4.6.1	Einleitung	164
4.6.2	Material und Methoden	165
4.6.3	Ergebnisse	165
4.6.4	Diskussion	169
4.6.5	Literatur	171

4.7	Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen	175
4.7.1	Einleitung	176
4.7.2	Material und Methoden	177
4.7.3	Ergebnisse	179
4.7.4	Diskussion	183
4.7.5	Schlussfolgerungen	185
4.7.6	Literatur	186
4.8	Unterschiede der Fütterung ökologischer und konventioneller Betriebe und deren Einfluss auf die Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen	189
4.8.1	Einleitung	190
4.8.2	Material und Methoden	191
	4.8.2.1 Berechnung der Jahresdurchschnittsrationen der Milchkühe	192
	4.8.2.2 Berechnung der Methan-Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen	193
4.8.3	Ergebnisse	194
4.8.4	Diskussion	199
4.8.5	Schlussfolgerungen	203
4.8.6	Literatur	204
4.9	Berechnung emissionswirksamer Substanzen in Exkrementen der Milchkühe ökologischer und konventioneller Betriebe in Deutschland basierend auf den Futterrationen und den Futterinhaltsstoffen	207
4.9.1	Einleitung	208
4.9.2	Material und Methoden	209
	4.9.2.1 Berechnung der VS in den Ausscheidungen	210
	4.9.2.2 Berechnung der N-Mengen in den Ausscheidungen	211
	4.9.2.3 Berechnung der Anteile der Ausscheidungen auf der Weide, beim Melken und im Stall	216
4.9.3	Ergebnisse	216
4.9.4	Diskussion	221
4.9.5	Schlussfolgerungen	224
4.9.6	Danksagung	225
4.9.7	Literatur	225
4.10	Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe – Berechnung ausgewählter Teilbereiche mit den Modellen REPRO und GAS-EM unter besonderer Berücksichtigung der Fütterungsmodellierung	229
4.10.1	Einleitung	230
4.10.2	Material und Methoden	232
	4.10.2.1 Die verwendeten Modelle REPRO und GAS-EM	232
	4.10.2.1.1 Allgemeine Modellbeschreibung	232
	4.10.2.1.2 Berechnung von Futtermengen und Emissionen in GAS-EM	233
	4.10.2.1.3 Berechnung der Futtermengen und Emissionen in REPRO	234

4.10.2.1.4	Berechnung produktbezogener Emissionen	235
4.10.2.2	Datengrundlage	236
4.10.2.2.1	Datengewinnung	236
4.10.2.2.2	Beschreibung der Beispielbetriebe	236
4.10.2.3	Vorgehensweise und verwendete Eingangsdaten	238
4.10.2.3.1	Vorgehensweise	238
4.10.2.3.2	Eingangsdaten für GAS-EM	239
4.10.2.3.3	Eingangsdaten für REPRO	240
4.10.2.3.4	Gegenüberstellung der Eingangsdaten beider Modelle	240
4.10.2.3.5	Aufteilung der in REPRO angenommenen Rationen auf Laktierende und Trockensteher für die Emissionsberechnung in GAS-EM	241
4.10.3	Ergebnisse und Diskussion	242
4.10.3.1	Emissionen der Milchviehhaltung auf den Betrieben (EG und LK)	242
4.10.3.1.1	Vergleich der betrieblichen THG-Emissionen (EG)	242
4.10.3.1.2	Vergleich der THG-Emissionen der Betriebe mit den Landkreiswerten (EG und LK)	244
4.10.3.2	Gegenüberstellung der Ergebnisse von REPRO und GAS-EM	245
4.10.3.2.1	Energiegehalte und Futtermengen in den Ausgangsrationen von REPRO und EINGANG	245
4.10.3.2.2	Futtermengen in den Ausgangsrationen von REPRO und EINGANG gegenüber den in GAS-EM daraus errechneten Rationen	247
4.10.3.2.3	Gegenüberstellung der Methanemissionen aus der Verdauung, (EG - RG, EG - R und RG - R)	249
4.10.3.2.4	Gegenüberstellung der THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (RG - R)	251
4.10.3.2.5	Gegenüberstellung der Gesamt-THG-Emissionen (EG und RG)	253
4.10.4	Schlussfolgerungen	253
4.10.5	Literatur	256
4.11	Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe	259
4.11.1	Einleitung	260
4.11.2	Material und Methoden	262
4.11.2.1	Datenerfassung und Modellierung	262
4.11.2.2	Energiebilanzierung im Pflanzenbau	263
4.11.2.3	Modellierung betrieblicher Kohlenstoffkreisläufe und Berechnung der C-Sequestrierung	263
4.11.2.4	Modellierung betrieblicher Stickstoffkreisläufe und Berechnung der N-Emissionen	264
4.11.3	Ergebnisse	265
4.11.3.1	Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen	265
4.11.3.2	Stoff- und Energiebilanzen	270
4.11.3.3	Betriebliche Stickstoffkreisläufe	275

4.11.3.4	Betriebsvergleiche	280
4.11.4	Diskussion und Schlussfolgerungen	287
4.11.5	Literatur	291
4.12	Einzelbetriebliche Datenauswertung als Grundlage für eine Schwachstellenanalyse und Betriebsoptimierung	295
4.12.1	Einleitung	296
4.12.2	Material und Methoden	296
4.12.3	Ergebnisse und Diskussion	297
4.12.3.1	Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen	297
4.12.3.2	Humusbilanzen	299
4.12.3.3	Stickstoffbilanzen und Stickstoffkreisläufe	299
4.12.3.4	Bewertungsfunktionen	305
4.12.3.5	Betriebsvergleiche und Benchmarking	307
4.12.3.5.1	Energieeffizienz	308
4.12.3.5.2	Stickstoffsalden und Stickstoffverluste	309
4.12.3.5.3	Humusbilanz und C-Sequestrierung	310
4.12.3.5.4	Indikatoren zur Milchviehhaltung	310
4.12.4	Schlussfolgerungen und Ausblick	312
4.12.5	Literatur	313
4.13	Erfassung der Sensibilität in Bezug auf Klimaschutz und Nachhaltigkeit von Betriebsleitern anhand eines Betriebsleiterinterviews	315
4.13.1	Problemstellung und Ziele	316
4.13.2	Methoden	316
4.13.2.1	Schwerpunkt Klimaschutz	316
4.13.2.2	Schwerpunkt Nachhaltigkeit	317
4.13.3	Ergebnisse	318
4.13.3.1	Schwerpunkt Klimaschutz	318
4.13.3.2	Schwerpunkt Nachhaltigkeit	322
4.13.4	Diskussion und Schlussfolgerung für die Beratung	329
4.13.5	Literatur	329
4.13.6	Anhang	330
4.14	Entwicklung eines Beratungsansatzes und eines Instruments zur Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung landwirtschaftlicher Betriebe	333
4.14.1	Problemstellung und Ziele	334
4.14.2	Entwicklung eines Beratungskonzepts zur Nachhaltigkeitsberatung	334
4.14.2.1	Methoden	334
4.14.2.2	Ergebnisse	335
4.14.2.2.1	Bestehende Ansätze zur Nachhaltigkeitsberatung und Ableitung von Zielen für den eigenen Beratungsansatz	335
4.14.2.2.2	Konzeption des Beratungsangebots	337
4.14.2.2.2.1	Basisangebot	338
4.14.2.2.2.2	Intensivangebot	339
4.14.2.2.3	Praxistest der beschriebenen Beratungsangebote	340

4.14.2.3	Diskussion	341
4.14.3	Entwicklung einer Humusbilanzmethode zur vertiefenden Nachhaltigkeitsberatung	342
4.14.3.1	Methoden	343
4.14.3.2	Ergebnisse	343
4.14.3.3	Diskussion	345
4.14.4	Schlussfolgerungen	346
4.14.5	Literatur	346
4.14.6	Anhang	348
4.15	Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität unterschiedlicher Betriebssysteme (Biodiversitätspotenzial)	351
4.15.1	Vorwort	351
4.15.2	Einleitung und Problemstellung	352
4.15.3	Material und Methoden	354
4.15.4	Ergebnisse	356
4.15.5	Ausblick	358
4.15.6	Literatur	358
5	Publikationen	361
6	Generaldiskussion und Ausblick	363
6.1	Etablierung des Netzwerks der Pilotbetriebe als Grundlage transdisziplinärer Forschung	363
6.2	Ergebnisse der Forschungsarbeiten im Netzwerk der Pilotbetriebe	366
6.2.1	Modellierung von Stoff- und Energieflüssen sowie THG-Bilanzierung	367
6.2.2	Ergebnisse des Betriebsmonitorings	369
6.2.2.1	Ergebnisse zur Milchviehhaltung	369
6.2.2.2	Ergebnisse zum Bodengefüge	370
6.2.2.3	Ergebnisse zur Ertragsbildung im Pflanzenbau	371
6.2.2.4	Ergebnisse der Stoff-, Energie- und THG-Bilanzierung	373
6.2.2.5	Ergebnisse zum Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität ökologischer und konventioneller Betriebssysteme	376
6.2.3	Nutzung der Ergebnisse in der Betriebsberatung	376
6.3	Schlussfolgerungen und Ausblick	378
6.4	Literatur	379
7	Danksagung	383

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1-1:	Lage der Pilotbetriebe und Versuchsstationen	14
Abbildung 3.2-1:	Lage der Testflächen innerhalb der Schläge eines Pilotbetriebs	15
Abbildung 3.2-2:	Ideale Anordnung von ökologischer und konventioneller Testfläche	17
Abbildung 3.2-3:	Anordnung der Testflächen und Zusatzflächen	18
Abbildung 3.3-1:	Schema zum Datentransfer mit der Datendrehscheibe Nutriweb	28
Abbildung 4.1-1:	Einordnung aller untersuchten Proben in das Korngrößendreieck nach AG Bodenkunde (2005) (verändert) und deren Zuteilung zu den Bodenartenhauptgruppen	37
Abbildung 4.1-2a:	Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf allen Böden	43
Abbildung 4.1-2b:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf allen Böden	43
Abbildung 4.1-3a:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Lehmböden	44
Abbildung 4.1-3b:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Sandböden.	44
Abbildung 4.1-3c:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Schluffböden	44
Abbildung 4.1-3d:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Tonböden.	44
Abbildung 4.1-4:	Zusammenhang der ermittelten Gefügeformen mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa]	46
Abbildung 4.1-5a:	Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf allen Böden	47
Abbildung 4.1-5b:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf allen Böden	47
Abbildung 4.1-6a:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Lehmböden	48

Abbildung 4.1-6b:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Sandböden.	48
Abbildung 4.1-6c:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Schluffböden.	48
Abbildung 4.1-6d:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Tonböden.	48
Abbildung 4.1-7:	Zusammenhang der ermittelten Gefügeform mit den Werten der Luftkapazität [Vol%]	50
Abbildung 4.1-8a:	Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schema mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf allen Böden	51
Abbildung 4.1-8b:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf allen Böden.	51
Abbildung 4.1-9a:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Lehm Böden	52
Abbildung 4.1-9b:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Sandböden	52
Abbildung 4.1-9c:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Schluffböden	52
Abbildung 4.1-9d:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Tonböden	52
Abbildung 4.1-10:	Zusammenhang der Gefügeform mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}].	54
Abbildung 4.1-11a:	Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schemas mit den Werten der effektiven Lagerungsdichte [g cm^{-3}] auf allen Böden	55
Abbildung 4.1-11b:	Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der effektiven Lagerungsdichte [g cm^{-3}] auf allen Böden	55
Abbildung 4.1-12:	Zusammenhang der Gefügeform mit den Werten der der effektiven Lagerungsdichte [g/cm^3]	56
Abbildung 4.1-13:	Ergebnisse der logarithmierten Werte der mechanischen Vorbelastung [kPa] der Ackerkrume (AK; 17 – 23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 - 38 cm). Unterschiedliche	

	Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen	65
Abbildung 4.1-14:	Ergebnisse der Luftkapazität [Vol%] in der Ackerkrume (AK; 17 – 23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 – 38 cm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen	66
Abbildung 4.1-15:	Ergebnisse der Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm / d] in der Ackerkrume (AK; 17 – 23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 – 38 cm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen	68
Abbildung 4.1-16:	Ergebnisse der effektiven Lagerungsdichte [g / cm ³] in der Ackerkrume (AK; 17 -23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 – 38 cm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen	69
Abbildung 4.1-17:	Darstellung der vergebenen Boniturnoten auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen in der unteren Ackerkrume (AK, 15 - 30 cm) und dem krumennahen Unterboden (UB, 30 - 45 cm)	70
Abbildung 4.2-1:	Trockenmasseerträge [dt ha ⁻¹] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2009 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe	85
Abbildung 4.2-2:	Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2009 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe	86
Abbildung 4.2-3:	Trockenmasseerträge [dt ha ⁻¹] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2010 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe.	87

Abbildung 4.2-4:	Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2010 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe	88
Abbildung 4.2-5:	Trockenmasseerträge [dt ha ⁻¹] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2009 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe	89
Abbildung 4.2-6:	Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2009 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe	90
Abbildung 4.2-7:	Trockenmasseerträge [dt ha ⁻¹] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2010 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe	91
Abbildung 4.2-8:	Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2010 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe	92
Abbildung 4.2-9:	Trockenmassegesamterträge [dt ha ⁻¹] des Jahres 2010 der Klee-gras- und Grünlandflächen (zusammengefasst) der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	93
Abbildung 4.2-10:	Phosphorgehalte [% TM] aller Grünlandaufwüchse des Jahres 2010. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	94
Abbildung 4.2-11:	Kaliumgehalte [% TM] aller Grünlandaufwüchse des Jahres 2010. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	95

Abbildung 4.2-12:	C/N-Verhältnis [dimensionslos] aller Grünlandaufwüchse des Jahres 2010. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	96
Abbildung 4.2-13:	Trockenmassegesamtertrag (links) und Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses (rechts) in Abhängigkeit des Schnittregimes. Ökologisch bewirtschaftetes Grünland. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$. * Für die Variante [4/10] erfolgte wegen eines Versuchsfehlers keine Signifikanzuntersuchung des Gesamtertrages	98
Abbildung 4.2-14:	Trockenmassegesamtertrag (links) und Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses (rechts) in Abhängigkeit des Schnittregimes. Konventionell bewirtschaftetes Grünland. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$	99
Abbildung 4.3-1:	Kornertrag [dt ha ⁻¹] des Jahres 2009 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	107
Abbildung 4.3-2:	Kornertrag [dt ha ⁻¹] des Jahres 2010 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	108
Abbildung 4.3-3:	Strohertrag [dt ha ⁻¹] des Jahres 2009 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	109
Abbildung 4.3-4:	Strohertrag [dt ha ⁻¹] des Jahres 2010 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	110
Abbildung 4.3-5:	Stickstoffgehalt [% TM] des Korns im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	111
Abbildung 4.3-6:	Phosphorgehalt [% TM] des Korns im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	112

Abbildung 4.3-7:	Kaliumgehalt [% TM] des Korns im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel	113
Abbildung 4.3-8:	C/N-Verhältnis (dimensionslos) des Strohs im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel.	114
Abbildung 4.3-9:	Kornertrag [dt ha ⁻¹] in Abhängigkeit der Behandlung des Saatgutes mit <i>Pseudomonas chlororaphis</i> . Einfaktorielle Feldversuche der Standorte Hennef, Alpen, Soest und Much. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$	116
Abbildung 4.3-10:	Kornertrag [dt ha ⁻¹] am Standort Rüthen in Abhängigkeit von Behandlung und Sorte. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$	117
Abbildung 4.3-11:	Kornertrag [dt ha ⁻¹] am Standort Rheinbach in Abhängigkeit von Behandlung und Sorte. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$.	118
Abbildung 4.4-1:	N ₂ O-Emissionen beim Anbau von Winterweizen und Klee gras vom 1.5.2009 bis 29.8.2009, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen (Peter et al., 2011), Biogasgülledüngung: 11.5.2009 und 13.8.2009, 35 und 100 kg N ha ⁻¹	124
Abbildung 4.4-2:	N ₂ O-Emissionen beim Anbau von Winterweizen und Klee gras vom 1.9.2009 bis 30.4.2010, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen, Klee grasumbruch und Weizenaussaat: 27.10.2009	125
Abbildung 4.4-3:	CH ₄ -Flüsse beim Anbau Winterweizen und Klee gras vom 1.5.2009 bis 29.8.2009, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen (Peter et al., 2011)	125
Abbildung 4.4-4:	CH ₄ -Flüsse beim Anbau von Winterweizen und Klee gras vom 1.9.2009 bis 30.4.2010, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen	126
Abbildung 4.4-5:	N ₂ O-Emissionen beim Anbau von Winterweizen vom 1.5.2009 bis 29.8.2009, Messungen und Modellierung mit DNDC im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen, Biogasgülledüngung: 11.5.2009 und 13.8.2009, 35 und 100 kg N ha ⁻¹	127
Abbildung 4.4-6:	N ₂ O-Emissionen beim Anbau von Klee gras vom 1.10.2008 bis 19.4.2009, Messungen im und Modellierung mit DNDC im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen	128
Abbildung 4.5-1:	Energieflüsse und Prozessmodule in einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Milchviehhaltung	140

Abbildung 4.5-2:	Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung	149
Abbildung 4.5-3:	Treibhausgasemissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.	151
Abbildung 4.5-4:	Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit der Milchleistung in Modellbetrieben	153
Abbildung 4.5-5:	THG-Emissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit der Milchleistung in Modellbetrieben	153
Abbildung 4.5-6:	Entwicklung der einzelnen THG-Emissionsquellen bei steigender Milchleistung	154
Abbildung 4.6-1:	Zusammenhang von Milchleistung und Nutzungsdauer (A, n=37), Lebenseffektivität und Milchleistung (B, n=35), Lebenseffektivität und Nutzungsdauer (C, n=34) und Lebenseffektivität und Erstkalbealter (D, n=34) ökologischer und konventioneller Milchviehherden aus vier Regionen Deutschlands, Mittelwerte der Wirtschaftsjahre 2009, 2010, 2011	167
Abbildung 4.6-2:	Zusammenhang von Milchleistung und dem Kraftfutteranteil (A, n=33) und Milchleistung und dem Maissilageanteil am Grundfutter (B, n=33) in der Ration ökologischer und konventioneller Milchviehherden aus vier Regionen Deutschlands, Mittelwerte der Wirtschaftsjahre 2009, 2010, 2011	168
Abbildung 4.6-3:	Zusammenhang von Milchleistung und Weidegang ökologischer und konventioneller Milchviehherden aus vier Regionen Deutschlands, Mittelwerte der Wirtschaftsjahre 2009, 2010, 2011 (n=29)	169
Abbildung 4.7-1:	Treibhausgasemissionen der Lagerung von Wirtschaftsdüngern getrennt nach konventionellen und ökologischen Milchviehbetrieben, errechnet aus mittleren Stoffgehalten und Lagerungsbedingungen	182
Abbildung 4.8-1:	Mittelwerte der durchschnittlichen Jahresration der Milchkühe (beinhaltet Laktation und Trockenstehen) mit zusätzlicher Differenzierung der Jahresration nach laktierenden und trockenstehenden Milchkühen der ökologischen (ö; n=22) und konventionellen (k; n=22) Pilotbetriebe (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Siehe Tabelle 4.8-1 für Informationen zu den in der Kategorie „Sonstiges Grund- sowie Saftfutter“ enthaltenen Futtermitteln	196

Abbildung 4.8-2:	Nach den Schätzformeln von Kirchgeßner et al. (1994) und Ellis et al. (2007) berechnete produktspezifische Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen ökologischer (ö; n=22) und konventioneller (k; n=22) Betriebe (Mittelwerte (MW) der Jahre 2008 bis 2010, benachbarte Betriebspaare ö-k z.B. 10-20, 33-43, 77-87)	198
Abbildung 4.8-3:	Einfluss von Milchleistung und betrieblicher Futterrational auf die produktspezifische Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen ökologischer (ö; n=22) und konventioneller (k; n=22) Betriebe (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010)	199
Abbildung 4.9-1:	Anteilig als organisch ($m_{\text{excr, org}}$, hier dargestellt als $m_{\text{excr, org}}$) und ammoniakalisch ($m_{\text{excr, TAN}}$, hier dargestellt als $m_{\text{excr, TAN}}$) auf der Weide und in Stall und Melkstand ausgeschiedener N der ökologischen (öko) und konventionellen (kon) Pilotbetriebe (Mittelwerte 2008 bis 2010)	220
Abbildung 4.10-1:	Datenfluss bei den verschiedenen Vorgehensweisen zur Berechnung von Futtermengen und Emissionen (vereinfachte Darstellung)	239
Abbildung 4.10-2:	Mit GAS-EM berechnete produktbezogene THG-Emissionen der Beispielbetriebe und der dazugehörigen Landkreise	243
Abbildung 4.10-3:	Tierplatzbezogene Treibhausgasemissionen ausgewählter Teilbereiche der sechs Beispielbetriebe berechnet mit den beiden Modellen REPRO und GAS-EM	249
Abbildung 4.11-1:	Winterweizenerträge der ökologischen Pilotbetriebe in Relation zu den Erträgen der konventionellen Pilotbetriebe, differenziert nach Untersuchungsregionen und -jahren (Ertrag der konventionellen Betriebe = 1; ermittelt auf Testflächen der Betriebe)	268
Abbildung 4.11-2:	Erträge und Energieoutput der ökologischen Betriebe in Relation zu den Erträgen der konventionellen Betriebe, differenziert nach Marktfrucht- und Gemischtbetrieben (Ertrag der konventionellen Marktfrucht- und Gemischtbetriebe = 1), dargestellt sind der GE-Ertrag je ha LN, die Energiebindung im Ertrag je ha LN, der TM-Ertrag bei Klee gras und der Frischmasseertrag bei Weizen)	269
Abbildung 4.11-3:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 24, Region Süd (Bayerisches Tertiärhügelland), Konventioneller Landbau, Marktfruchtbetrieb, 0 GV ha^{-1} , Weizen- und Rapsanbau	276

Abbildung 4.11-4:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 14, Region Süd (Bayerisches Tertiärhügelland), Ökologischer Landbau, Marktfruchtbetrieb, $0,1 \text{ GV ha}^{-1}$, Weizen-, Roggen- und Kleegrasanbau, Nutzung von Kleegras in einer Biogasanlage, Einsatz von Gärresten	277
Abbildung 4.11-5:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 68, Region Ost (Sachsen, Mittlere Mulde), Konventioneller Landbau, Gemischtbetrieb, $1,0 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Ölfrucht- und Hackfruchtanbau	278
Abbildung 4.11-6:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 73, Region Nord (Mecklenburg-Vorpommern), Ökologischer Landbau, Gemischtbetrieb, $0,27 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Körnerleguminosen und Kleegrasanbau	279
Abbildung 4.11-7:	Beziehung zwischen Ackerzahl und Winterweizenertrag	280
Abbildung 4.11-8:	Beziehung zwischen dem Energie-Input und dem Netto-Energieoutput im Pflanzenbau	281
Abbildung 4.11-9:	Vergleich der Energieeffizienz und der durch den Einsatz fossiler Energie verursachten CO_2 -Emissionen im Mittel der ökologischen und konventionellen Betriebe, bezogen auf die Pflanzenproduktion. (Relativwerte: konventionell = 1)	282
Abbildung 4.11-10:	Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo (ohne ΔN_{org}) der flächenbezogenen Stickstoffbilanz	283
Abbildung 4.11-11:	Vergleich der N-Effizienz und der N_2O -Emissionen im Mittel der ökologischen und konventionellen Betriebe, bezogen auf die Pflanzenproduktion. (Relativwerte: konventionell = 1)	284
Abbildung 4.11-12:	Beziehung zwischen dem Energie-Input und den flächenbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau	285
Abbildung 4.11-13:	Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den produktbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau	286
Abbildung 4.11-14:	Vergleich der flächen- und produktbezogenen $\text{CO}_2 \text{ eq}$ -Emissionen sowie der Einflussfaktoren Energieeinsatz, C-Sequestrierung und Lachgasemissionen, bezogen auf die Pflanzenproduktion (Relativwerte: konventionell = 1).	286

Abbildung 4.12-1:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 58, Region Ost (Sachsen, Mittlere Mulde), Ökologischer Landbau, Marktfruchtbetrieb mit extensiver Mutterkuhhaltung, $0,17 \text{ GV ha}^{-1}$, Getreide, Kartoffel- und Gemüsebau, Untersuchungsjahr 2009/2010	302
Abbildung 4.12-2:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 68, Region Ost (Sachsen, Mittlere Mulde), Konventioneller Landbau, Gemischtbetrieb, $1,0 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Ölfrucht- und Hackfruchtanbau	303
Abbildung 4.12-3:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 33, Region West (Sauerland), Ökologischer Landbau, Milchviehhaltung, $0,38 \text{ GV ha}^{-1}$, Getreide, Körnerleguminosen- und Ölfruchtbau, Untersuchungsjahr 2009/2010.	304
Abbildung 4.12-4:	Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 40, Region West (Soester Börde), Konventioneller Landbau, Marktfruchtbetrieb, 0 GV ha^{-1} , Getreide-, Ölfrucht- und Hackfruchtanbau.	305
Abbildung 4.12-5:	Bewertung der Stickstoffsalden ausgewählter Pilotbetriebe mit einer Nachhaltigkeits-Bewertungsfunktion (nach Hülsbergen, 2003)	306
Abbildung 4.12-6:	Bewertung der Humussalden ausgewählter Pilotbetriebe mit einer Nachhaltigkeits-Bewertungsfunktion (nach Hülsbergen, 2003 und VDLUFA, 2004)	307
Abbildung 4.12-7:	Beziehung zwischen dem Energieinput und dem Netto-Energieoutput in der Pflanzenproduktion	308
Abbildung 4.12-8:	Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo (ohne ΔN_{org}) der flächen-bezogenen Stickstoffbilanz	309
Abbildung 4.12-9:	Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den produktbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau	310
Abbildung 4.12-10:	Beziehung zwischen der Milchleistung und dem Energieeinsatz je kg ECM	311
Abbildung 4.12-11:	Beziehung zwischen der Milchleistung und den Treibhausgasemissionen je kg ECM	312
Abbildung 4.13-1:	Ebenen der Nachhaltigkeit (Seidel, 2012)	324
Abbildung 4.13-2:	Typenbildung zum Nachhaltigkeitsverhalten von Landwirten (Seidel, 2012)	325
Abbildung 4.14-1:	IFOAM-Prinzipien für nachhaltiges Wirtschaften (nach IFOAM, 1980)	337

Abbildung 4.14-2:	Screenshot Humusbilanzrechner mit Angaben zum Betrieb, den Fruchtarten und den Erträgen	344
Abbildung 4.14-3:	Screenshot Humusbilanzrechner Düngung	344
Abbildung 4.14-4:	Screenshot zur Auswertungstabelle	345
Abbildung 4.15-1:	Anzahl (Mittelwert \pm Standardfehler) der durch Insekten bestäubten Pflanzenarten auf den untersuchten Winterweizenflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe in den vier Projektregionen im Jahr 2010 (Klimek, 2013, unveröffentlicht)	357
Abbildung 4.15-2:	Artenzahl (Mittelwert \pm Standardfehler) der durch Insekten bestäubten Pflanzenarten auf den untersuchten Grünlandflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe in den vier Projektregionen im Jahr 2011 (Klimek, 2013, unveröffentlicht)	357

Abbildungsverzeichnis des Anhangs

Abbildung A4.13-1:	Anleitung für die Durchführung des Betriebsleiterinterviews	330
--------------------	---	-----

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1-1:	Kriterien für die Auswahl der Betriebe	12
Tabelle 3.1-2:	Anbauverbände der ökologischen Betriebe	13
Tabelle 3.1-3:	Nomenklatur der Pilotbetriebe	13
Tabelle 3.2-1:	Codierung der Testflächen	16
Tabelle 3.2-2:	Parameter der bodenphysikalischen Analysen	18
Tabelle 3.2-3:	Parameter der bodenchemischen Analysen	20
Tabelle 3.2-4:	Parameter der Pflanzenanalyse	21
Tabelle 3.2-5:	Analysierte Parameter der Futtermittel	23
Tabelle 3.2-6:	Parameter der Wirtschaftsdüngeranalyse	24
Tabelle 3.2-7:	Parameter der Betriebsdatenerfassung	25
Tabelle 4.1-1:	Einzelparameter der visuellen Gefügeansprache und deren Bewertung	40
Tabelle 4.1-2:	Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und mechanischer Vorbelastung [log kPa], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0.01$	45
Tabelle 4.1-3:	Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und Luftkapazität [Vol%], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0.01$	49
Tabelle 4.1-4:	Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und gesättigter Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0.01$	53
Tabelle 4.1-5:	Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und der effektiven Lagerungsdichte [g cm^{-3}], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0.01$	56
Tabelle 4.4-1:	Kumulative N_2O -, CH_4 - und CO_2 eq -Emissionen im Zeitraum 1.5. bis 31.8.2009, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen (Peter et al., 2011)	126
Tabelle 4.4-2:	Kumulative N_2O -, CH_4 - und CO_2 eq -Emissionen im Zeitraum 1.9. bis 30.4.2010, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen	127

Tabelle 4.4-3:	Vergleich der kumulierten N ₂ O-Messwerte und der N ₂ O-Modellwerte (g ha ⁻¹)	129
Tabelle 4.4-4:	Vergleich der kumulierten N ₂ O-Messwerte und der N ₂ O-Modellwerte mit berechneten Werte nach IPCC (1997) und mit einem standortspezifischem Emissionsfaktor nach Flessa et al. (2002b) (g ha ⁻¹)	130
Tabelle 4.5-1:	Energie- und Treibhausgasäquivalente für ausgewählte Inputs	139
Tabelle 4.5-2:	Energieeinsatz und THG-Emissionen für die Erzeugung von Zukauffuttermitteln	143
Tabelle 4.5-3:	Kennwerte der Milchviehhaltung der einbezogenen Pilotbetriebe Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN) und größter Wert (MAX)	146
Tabelle 4.5-4:	Daten der konstruierten Modellbetriebe	147
Tabelle 4.5-5:	Produktbezogener Energieeinsatz je kg Milch (MJ (kg ECM) ⁻¹) Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)	148
Tabelle 4.5-6:	Produktbezogene THG-Emissionen der Pilotbetriebe je kg Milch (g CO _{2 eq} (kg ECM) ⁻¹)	150
Tabelle 4.5-7:	Energieeinsatz und Treibhausgasemissionen der Koppelprodukte der Milchviehhaltung	152
Tabelle 4.6-1:	Überblick über ausgewählte Kenngrößen der untersuchten ökologischen und konventionellen Milchviehbetriebe (Mittelwerte und Spannweiten (Min-Max) der Wirtschaftsjahre 2009/2010/ 2011)	166
Tabelle 4.7-1:	Überblick über die Aufstallungssysteme der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)	179
Tabelle 4.7-2:	Überblick über Parameter der Wirtschaftsdüngerlagerung der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)	180
Tabelle 4.7-3:	Trockensubstanz, organische Substanz, Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte von Fest- und Flüssigmist ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland, Mittelwerte und Spannbreiten (Wirtschaftsjahre 2008/09, 2009/10, 2010/11)	181

Tabelle 4.7-4:	Mittlere errechnete Treibhausgasemissionen aus der Lagerung von Flüssig- und Festmist in CO ₂ -Äquivalenten* aller Betriebe, verglichen mit Messwerten nach Amon et. al. (2006) und Amon und Boxberger (2001); Mittelwerte, Standardabweichung, Spannweite	183
Tabelle 4.8-1:	Durchschnittliche Jahresrationen der Milchkühe der ökologischen (ö) und konventionellen (k) Pilotbetriebe in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Die Summe der Spalten 7, 8, 9, 12, 13 ergibt jeweils 100 %	194
Tabelle 4.9-1:	Aschegehalt ($X_{ash, feed}$) und Verdaulichkeit der organischen Substanz (X_{DOM}) der für die Berechnung der VS-Ausscheidung verwendeten Futtermittelkategorien bezogen auf die Trockensubstanz (Mittelwerte der Analysedaten aller Jahre und aller Betriebe)	211
Tabelle 4.9-2:	Durchschnittliche Ausscheidung der Milchkühe der emissionsrelevanten Substanzen volatile solids (VS) und Gesamtstickstoff (m_{excr} , aufgeteilt in die Fraktionen $m_{excr, TAN}$ im Urin und $m_{excr, org}$ in Kot sowie verlorenen Haaren und Hautpartikeln) unter Berücksichtigung der Sommer- und Winterfütterung und der trockenstehenden und laktierenden Kühe der ökologischen (öko) und konventionellen (kon) Pilotbetriebe in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) sowie die jährlichen Anteile, die die Milchkühe auf der Weide, im Melkstand und im Stall verbrachten (Mittelwerte der Anzahl der Futterjahre 2008 bis 2010)	218
Tabelle 4.9-2:	Fortsetzung	219
Tabelle 4.10-1:	Überblick über die sechs Beispielbetriebe (Eingangsdaten für GAS-EM, Werte von 2009 und 2010)	237
Tabelle 4.10-2:	Mit GAS-EM berechnete tierplatzbezogene THG-Emissionen [$kg CO_2 eq Kuh^{-1} a^{-1}$] aus der Milchviehhaltung der sechs Beispielbetriebe und der zugehörigen Landkreise (LK)	242
Tabelle 4.10-3:	Verwendete Futterqualitäten in REPRO und EINGANGS-Daten	246
Tabelle 4.10-4:	Tierplatzbezogene Treibhausgasemissionen [$kg CO_2 eq Tier^{-1} a^{-1}$] ausgewählter Teilbereiche der sechs Beispielbetriebe berechnet mit den beiden Modellen REPRO und GAS-EM (RG)	251
Tabelle 4.10-5:	Futtermengen der Jahresdurchschnittsration [$kg TM Tier^{-1} d^{-1}$] in REPRO, laut EINGANGS-Daten und in GAS-EM daraus berechnete Mengen	255
Tabelle 4.11-1:	Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der ökologischen Pilotbetriebe	265

Tabelle 4.11-2:	Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe	266
Tabelle 4.11-3:	Stoff- und Energiebilanzen der ökologischen Pilotbetriebe	273
Tabelle 4.11-4:	Stoff- und Energiebilanzen der konventionellen Pilotbetriebe	274
Tabelle 4.12-1:	Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen ausgewählter Pilotbetriebe	298
Tabelle 4.12-2:	Stoff- und Energiebilanzen ausgewählter Pilotbetriebe	300
Tabelle 4.13-1:	Quellen für die Informationsbeschaffung der befragten Landwirte (Seidel, 2012)	323
Tabelle 4.13-2:	Zuordnung der Betriebsleiter zu den Nachhaltigkeits-Typen (Seidel, 2012)	327
Tabelle 4.14-1:	Vergleich der Bewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe und Produkte aus Sicht der Betriebsberatung – Ergebnisse des Expertenworkshop	336
Tabelle 4.14-2:	Ablaufschema der Beratung für das Basisangebot	339
Tabelle 4.15-1:	Übersicht über die Anzahl der untersuchten Winterweizen- und Grünlandflächen in den vier Projektregionen	355
Tabelle 4.15-2:	Mittlere Artenzahl und Standardabweichung von Gefäßpflanzen auf den kartierten Winterweizen- und Grünlandflächen	356

Tabellenverzeichnis des Anhangs

Tabelle A4.1-1:	Übersicht: Bezeichnung, Probenahmetiefe, Textureigenschaften, Mittelwerte: der Trockenrohddichte (TRD), der Aggregatrohddichte (ARD), der Luftkapazität (LK), der gesättigten Wasserleitfähigkeit (kf-Wert), der Logarithmus der mechanischen Vorbelastung ($\log \sigma_p$), die Boniturnoten nach Diez- und Packungsdichte (PD) -Schema und die Boniturnoten der Einzelparameter der untersuchten Flächen	79
Tabelle A4.13-1:	Fragebogen zur Identifikation des Nachhaltigkeits-Typus	332
Tabelle A4.14-1:	Leitfragen zu den Nachhaltigkeitsbereichen	348

1 Vorwort

Der vorliegende Endbericht bezieht sich auf die beiden eng miteinander vernetzten Projekte:

- „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“,
- „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“,

Die Darstellung der Ergebnisse in einem projektübergreifenden Forschungsbericht ist fachlich begründet und erfolgt in Abstimmung mit allen Projektpartnern, der BLE und dem BMELV. Bereits die Konzipierung und Beantragung der Projekte erfolgte mit dem Ziel, einheitliche Untersuchungsmethoden in den ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben anzuwenden, um ein Netzwerk der Pilotbetriebe aufzubauen. So wurden jeweils benachbarte ökologische und konventionelle Betriebe zu Betriebspaaren zusammengefasst, die unter vergleichbaren Standortbedingungen wirtschaften. Dadurch sind nicht nur Analysen zu Klimawirkungen und zur Nachhaltigkeit innerhalb des ökologischen und innerhalb des konventionellen Landbaus, sondern auch Systemvergleiche möglich.

Nach der Beschreibung der Projektziele, der verwendeten Methoden und Modelle erfolgt eine Darstellung der Ergebnisse aller am Projekt beteiligten Arbeitsgruppen. An ausgewählten Pilotbetrieben wird gezeigt, welche Aussagen auf der Grundlage der Monitoringdaten und der modellgestützten Analysen getroffen werden können. Betriebsvergleiche belegen die Variabilität der Umweltwirkungen und der Treibhausgasemissionen der Pilotbetriebe.

2 Problemstellung und Forschungsbedarf

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann, Harald Schmid, Jan Plagge, Karl Kempkens

2.1 Vorbemerkungen

In den Jahren 2009 bis 2013 wurden die beiden eng mit einander verbundenen transdisziplinären Projekte „*Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*“ und „*Klimawirkungen und Nachhaltigkeit konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*“ durchgeführt.

Projektpartner waren die Technische Universität München, das Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, die Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, die Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, die Bioland Beratung GmbH sowie 80 landwirtschaftliche „Pilotbetriebe“.

Die Untersuchungen fanden in den Pilotbetrieben und nahegelegenen Versuchsstationen in vier Agrarregionen Deutschlands statt. Die beteiligten Betriebe bildeten gemeinsam mit der Wissenschaft und Beratung das „Netzwerk der Pilotbetriebe“. In beiden Projekten kamen die gleichen, abgestimmten Analyse- und Bewertungsmethoden zur Anwendung, so dass die Ergebnisse projektübergreifend auswertbar und Systemvergleiche möglich sind. Im vorliegenden Forschungsbericht werden daher die Untersuchungsmethoden und Forschungsergebnisse beider Projekte gemeinsam dargestellt und diskutiert.

2.2 Wissenschaftliche Ziele zur Analyse und Bewertung von Klimawirkungen

Weltweit verursacht die Landwirtschaft 10 bis 12 % der anthropogenen Treibhausgas (THG)-Emissionen bzw. 58 % der N₂O- und 47 % der CH₄-Emissionen (Burney et al., 2010). Der Anteil der Nahrungserzeugung an den Treibhausgasemissionen steigt auf 30 %, wenn die Betrachtungsebene erweitert und Landnutzungsänderungen einbezogen werden (European Commission, 2006; The Government Office for Science, 2011). Den stärksten Einfluss auf die Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft haben in der Europäischen Union die Stickstoffdüngerproduktion und die Tierhaltung, letztere vor allem durch die Methanemissionen (European Commission, 2006). Bei der pflanzlichen Produktion sind neben den CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie die Böden als Quellen und Senken von Kohlenstoff bedeutsam. Die Ableitung wirksamer Maßnahmen zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen setzt die Kenntnis der Quellen und Emis-

onsprozesse sowie der Einflussfaktoren auf die Höhe der Treibhausgasemissionen voraus. Es ist noch nicht ausreichend untersucht, in welchem Umfang durch angepasste Produktionsverfahren und die Systemoptimierung von Betrieben Emissionen reduziert werden können. Kontrovers wird vor allem der Einfluss von Landbausystemen (ökologischer vs. konventioneller Landbau) und Intensitätsniveaus (Low-Input- vs. High-Input-Systeme) auf die Klimabilanz diskutiert.

Bei der Analyse von THG-Emissionen ist der Untersuchungsgegenstand „Landwirtschaftlicher Betrieb“ von herausragender Bedeutung. Wenngleich es umfassende Untersuchungen zu Teilprozessen von THG-Emissionen in der Landwirtschaft gibt, so fehlen doch ganzheitliche betriebliche Analysen. Fast immer werden pflanzliche oder tierische Produktionssysteme isoliert betrachtet, beispielsweise bei produktbezogenen Carbon Footprints oder bei Produktökobilanzen – ohne Berücksichtigung der innerbetrieblichen Interaktionen. Dies kann zu Fehlbewertungen führen. Die THG-Emissionen werden entscheidend von den Kohlenstoff- und Stickstoffkreisläufen im Landwirtschaftsbetrieb geprägt. Untersuchungen und Mitigationsstrategien sollten daher nicht nur auf Einzelmaßnahmen, sondern vielmehr auf gesamtbetriebliche Optimierungen der Stoffkreisläufe ausgerichtet werden. Die Untersuchung von Stoffkreisläufen unter Verwendung von Modellen bietet daher viele Ansatzpunkte, die Ursachen von THG-Emissionen aufzuklären und Maßnahmen zur Emissionsminderung abzuleiten.

Für die Bewertung von Treibhausgasflüssen sind neben den flächenbezogenen THG-Emissionen die produktbezogenen THG-Emissionen von großer Bedeutung. Produktbezogene Emissionen können nicht nur durch eine absolute Emissionsminderung, sondern auch durch Ertragssteigerungen bei gleicher Emissionsmenge oder die Kombination beider Strategien erreicht werden. Die Intensivierung von Landnutzungssystemen mit dem Ziel der Ertragssteigerung ist daher eine wichtige Strategie, um produktbezogene Emissionen zu minimieren (Burney et al., 2010; Tuomisto et al., 2012). Auch der Einfluss der Leistungssteigerung in der Milchviehhaltung ist Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (Zehetmeier et al., 2011).

Die Landwirtschaft führt nicht nur zu THG-Emissionen, sie kann substantielle Beiträge zur Minderung des Treibhausgasausstoßes leisten (Smith, 2004). Veränderte Produktionsverfahren ermöglichen eine Reduzierung des direkten sowie indirekten Energieeinsatzes. Die Landwirtschaft kann durch angepasstes Management (Fruchtfolgen, Bodenbearbeitungsintensität) eine langfristige CO₂-Speicherung in Böden durch Humusaufbau erreichen (Robertson et al., 2000; West und Marland, 2002).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass trotz zahlreicher Untersuchungen von Treibhausgasflüssen die Daten und verfügbaren Methoden nicht ausreichend sind, um betriebsspezifische Aussagen zu Klimawirkungen der Landwirtschaft zu treffen und umsetzbare Minderungsstrategien abzuleiten. Hierzu sind weitergehende Untersuchungen von Produktions- und Betriebssystemen unter differenzierten Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen notwendig.

In vier Boden-Klimaregionen Deutschlands wurden daher die Emissionen klimarelevanter Gase beim Anbau landwirtschaftlicher Nutzpflanzen und der Haltung von Milchkühen, sowie die Standort- und Nutzungseinflüsse auf die Treibhausgasbilanz untersucht. Hierzu fanden Messungen in Versuchsstationen und Bilanzierungen der Kohlendioxid-, Methan- und Lachgasemissionen in der Pflanzenproduktion und Milchviehhaltung der Pilotbetriebe statt. Projektziele zum Klimaschutz waren:

- die Weiterentwicklung von Methoden und Modellen zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung, die Verbesserung der Datenbasis der Modelle sowie die Modellvalidierung,
- die Analyse der Klimawirkungen landwirtschaftlicher Produktions- und Betriebssysteme des ökologischen und konventionellen Landbaus unterschiedlicher Intensität unter differenzierten Boden- und Klimabedingungen,
- die Berechnung vollständiger und detaillierter Treibhausgasbilanzen im Pflanzenbau und in der Milchviehhaltung unter Nutzung von Messdaten und leistungsfähigen Modellen,
- die Ableitung umsetzbarer Strategien zur Emissionsminderung auf Betriebsebene,
- die Entwicklung von Instrumenten zur Klimaschutzberatung.

Die Projektergebnisse sollen die Datenbasis für die nationale Klimaberichterstattung verbessern und Möglichkeiten für eine nachhaltige Landnutzung aufzeigen.

2.3 Wissenschaftliche Ziele zur Analyse und Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit

Unter den sich ständig ändernden Rahmenbedingungen der Landwirtschaft ist es außerordentlich wichtig, Entwicklungsprozesse in landwirtschaftlichen Betrieben zu analysieren, hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit zu bewerten und zu optimieren. Aus Sicht der Landwirte ist es hierbei wichtig, die eigene Produktionsweise und das Betriebssystem vergleichend bewerten zu können (z.B. Vergleich mit Zielwerten und Benchmarking). Daraus lassen sich Konsequenzen für die Betriebsentwicklung und ggf. Argumente für die Vermarktung ableiten. Nachhaltigkeitsindikatoren können zur betrieblichen und schlagspezifischen Schwachstellenanalyse genutzt werden, z.B. zur Identifizierung von Problembereichen – wie mangelnde Humusversorgung oder erhöhte Stickstoffverluste.

Indikatorenmodelle werden daher nicht nur im wissenschaftlichen Bereich, sondern zunehmend in der Praxis und Beratung eingesetzt (Bockstaller et al., 1997, Lewis und Bardon, 1998; Eckert et al., 1999; Hülsbergen, 2003; Schaffner und Hövelmann, 2009). Sie unterscheiden sich bezüglich der Anwendungsgebiete (Verwaltung, Marketing, Betriebsoptimierung), der Komplexität, der verwendeten Indikatoren und Analysemethoden sowie der Grenzwertsetzung. Ergebnisse zur Nachhaltigkeit der Landwirtschaft sind darüber hinaus von hohem Interesse für Verbraucher (ökologische Glaubwürdigkeit, Prozessqualität) und für die Politikberatung.

Weltweit arbeiten Wissenschaftlergruppen und Organisationen daher intensiv an der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren sowie an ihrer Einbindung in Modelle und Bewertungsansätze. Durch regionale Bezüge und die spezifische Ausrichtung der Forschungsaktivitäten entstanden unterschiedliche Modellansätze. Allein in Westeuropa gibt es mehr als 50 Modelle für die Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit auf der Ebene des Landwirtschaftsbetriebes (Goodlass et al., 2003; Halberg et al., 2005; Bockstaller et al., 2009). Bisher entwickelte Indikatorensysteme sind aber für die breite Anwendung in der landwirtschaftlichen Praxis teilweise noch zu aufwändig und zu teuer; zudem müssen sie weiter wissenschaftlich fundiert und umfassend erprobt werden.

Ein zentraler Bestandteil leistungsfähiger Nachhaltigkeitsmanagementsysteme sind Tools zur Analyse betrieblicher Stoff- und Energieflüsse. Aufgrund der besonderen Produktions- und Umweltrelevanz entstanden differenzierte Ansätze der Stickstoffbilanzierung, zum Beispiel Hof-, Stall- und Flächenbilanzen (Schröder et al., 2003; Oenema et al., 2003). Ebenso existieren unterschiedliche Methoden der Energiebilanzierung für einzelne Produktionsprozesse oder Betriebssysteme (Refsgaard et al., 1998; Hülsbergen et al., 2001).

Im Forschungsprojekt kamen in den 80 Pilotbetrieben Driving Force Indikatoren (z.B. Berechnung von Stickstoff- und Treibhausgasemissionen) und State-Indikatoren (z.B. Messung von Humusgehalten) auf unterschiedlichen Systemebenen (Testflächen, Schläge, Pflanzenbau, Milchviehhaltung, Gesamtbetrieb) zur Anwendung.

Projektziele zum Nachhaltigkeitsmanagement waren:

- die Weiterentwicklung und Praxiserprobung von Nachhaltigkeitsindikatoren,
- die Analyse der ökologischen Nachhaltigkeit landwirtschaftliche Betriebssysteme des ökologischen und konventionellen Landbaus mit den Schwerpunkten Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Humuswirtschaft und Nährstoffkreisläufe,
- die Entwicklung einer Nachhaltigkeitsberatung für die landwirtschaftliche Praxis.

2.4 Aufbau eines deutschlandweiten Netzwerkes von Pilotbetrieben

Ein wesentliches Projektziel bestand darin, mit dem Netzwerk von Pilotbetrieben optimale Voraussetzungen und Strukturen für langfristige, systemare Forschungsarbeiten zu schaffen. In der Anfangsphase des Projektes wurden die Pilotbetriebe nach genau definierten Kriterien ausgewählt. Um ein breites Spektrum an Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen zu erfassen, wurden vier Projektregionen gebildet:

- Region Süd: Tertiärhügelland Bayerns (Marktfrucht- und Gemischtbetriebe) und Allgäu (Milchviehbetriebe),

- Region West: Niederrheinische Bucht (Marktfrucht- und Gemischtbetriebe) und Grünland dominierte Mittelgebirgsstandorte (Milchviehbetriebe),
- Region Nord: niederschlagsreiche und niederschlagsarme Diluvialstandorte der Nord- und Ostsee-Küstenregionen (jeweils Marktfrucht-, Gemischt- und Milchviehbetriebe),
- Region Ost: Lößstandorte des mitteldeutschen Trockengebiets (Marktfruchtbetriebe) und Diluvialstandorte der Altmark und des Spreewalds (Gemischt- und Milchviehbetriebe).

Das Projekt wurde so gestaltet, dass die Betriebsleiter und die Betriebsberatung aktiv an dem Gesamtvorhaben teilnehmen konnten. Hierzu dienten unter anderem zahlreiche Betriebsbesuche mit intensiven Diskussionen, die durchgeführten Betriebsleiterinterviews, die betriebsindividuelle Aufbereitung und Erläuterung der Projektergebnisse, die jährlich veranstalteten Regional-Workshops.

Der Daten- und Informationsaustausch im Projekt wurde über die zentrale „Datendrehscheibe“ NutriWeb – von der Datenerfassung in den Betrieben bis zur Ergebnispräsentation – realisiert. Landwirte und Berater können somit die Projektergebnisse für einzelbetriebliche Auswertungen nutzen. Die aufgebaute Projektinfrastruktur mit den Betrieben, der Datenerfassung, der Datenspeicherung, den Auswertungsverfahren bietet eine längerfristige Perspektive für die Forschung.

2.5 Forschungsbericht

Im vorliegenden Forschungsbericht wird der methodische Ansatz des Gesamtprojektes beschrieben. Die wichtigsten Ergebnisse der dreijährigen Untersuchungen in den 80 Pilotbetrieben und den beteiligten Forschungsstationen werden dargestellt und umfassend diskutiert.

Die Ergebnisdarstellung orientiert sich an den Untersuchungsschwerpunkten der am Projekt beteiligten der Arbeitsgruppen.

Wichtige Zielsetzungen hierbei sind,

- die methodischen Fortschritte und Innovationen darzustellen, beispielsweise die Modellentwicklung und die Verbesserung der Datenbasis für die Modellierung,
- die Ergebnisse der Stoff-, Energie- und Treibhausgasflüssen im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung zu bewerten und einzuordnen,
- Strategien zur klimaneutralen Produktivitätssteigerung zu prüfen,
- Beratungsansätze zu Klimaschutz und Nachhaltigkeit zu entwickeln und zu testen.

In einer abschließenden Generaldiskussion werden die Teilergebnisse zu einer Gesamtaussage zusammengeführt, der weitere Forschungsbedarf aufgezeigt und ein Ausblick auf künftige Untersuchungen gegeben.

2.6 Literatur

- Bockstaller C, Girardin P, van der Werf HMG (1997) Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *Europ. J. Agronomy* 7:261-270
- Bockstaller C, Guichard L, Keichinger O, Girardin P, Galan, M-B, Gaillard G (2009) Comparison of Methods to Assess the Sustainability of Agricultural Systems: A Review. In: Lichtfouse E, Navarrete M, Debaeke P, Souchère V, Alberola C (eds.): *Sustainable Agriculture*. Springer New York, 769-785
- Burney JA, Davis SJ, Lobell DB (2010) Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *PNAS* 107:12053-12057
- Eckert H, Breitschuh G, Sauerbeck D (1999) Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) – ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *Agribiol. Res.* 52:57-84
- European Commission (2006) Environmental impact of products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the total final consumption of the EU 25. European Commission Technical Report EUR 22284 EN. Brussels: European Commission
- Goodlass G, Halberg N, Verschuur G (2003) Input output accounting systems in the European community – an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy* 20:17-24
- Halberg N, Verschuur G, Goodlass G (2005) Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105:195-212
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen
- Hülsbergen K-J, Feil B, Biermann S, Rathke G-W, Kalk W-D, Diepenbrock W (2001) A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86:303-321
- Lewis KA, Bardon KS (1998) A computer-based informal environmental system for agriculture. *Environmental Modelling & Software* 13:123-137
- Oenema O, Kros H, de Vries W (2003) Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20:3-16
- Refsgaard K, Halberg N, Kristensen ES (1998) Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems* 57:599-630
- Robertson GP, Paul EA, Harwood RR (2000) Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 289:1922-1925
- Schaffner A, Hövelmann L (2009) Der DLG-Nachhaltigkeitsstandard „Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“. In: Grimm C, Hülsbergen K-J (eds.): *Nachhaltige Landwirtschaft - Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 161-171
- Schröder JJ, Aarts HFM, ten Berge HFM, van Keulen H, Neeteson JJ (2003) An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy* 20:33-44
- Smith P (2004) Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy* 20:229-236

- The Government Office for Science (2011) The Future of Food and Farming: Challenges and choices for global sustainability. Final Project Report. The Government Office for Science, London, UK
- Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108:42-49
- West TO, Marland G (2002) Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. *Environmental Pollution* 116:439-444
- Zehetmeier M, Baudracco J, Hoffmann H, Heißenhuber A (2011) Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6:154-166

3 Methodischer Ansatz

Harald Schmid, Britta Blank, Jörg Bokemeyer, Michaela Braun, Klaus-Dieter Buchwald, Olaf Christen, Helmut Frank, Eva Höhne, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Antje Kassow, Ulrich Köpke, Patrick Lind, Harald Maier, Daniel Neuhoff, Johann Peter, Jan Plagge, Hans Marten Paulsen, Gerold Rahmann, Hans-Jürgen Reents, Hennig Rudolf, Jan Rücknagel

3.1 Netzwerk Pilotbetriebe

Ein wesentliches Projektziel bestand im Aufbau des Netzwerks von Pilotbetrieben mit 40 ökologischen und 40 konventionellen Betrieben. Der erste Arbeitsschritt war die Auswahl der Pilotbetriebe.

Kriterien der Betriebsauswahl

Um ein breites Spektrum an Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen zu erfassen, wurden vier Projektregionen gebildet:

- Region Süd: Tertiärhügelland Bayerns (Marktfrucht- und Gemischtbetriebe) und Allgäu (Milchviehbetriebe),
- Region West: Niederrheinische Bucht (Marktfrucht- und Gemischtbetriebe) und Grünland dominierte Mittelgebirgsstandorte (Milchviehbetriebe),
- Region Nord: niederschlagsreiche und niederschlagsarme Diluvialstandorte der Nord- und Ostsee-Küstenregionen (jeweils Marktfrucht-, Gemischt- und Milchviehbetriebe),
- Region Ost: Lößstandorte des mitteldeutschen Trockengebiets (Marktfruchtbetriebe) und Diluvialstandorte der Altmark und des Spreewalds (Gemischt- und Milchviehbetriebe).

Betriebsauswahl

Die untersuchten Betriebstypen sind:

- Marktfruchtbetriebe (Viehbesatz < 0,1 GV/ha),
- Gemischtbetriebe mit Marktfruchtbau und Milchviehhaltung,
- Milchviehbetriebe.

In jeder der vier Projektregionen wurden auf der Basis eines einheitlichen Fragebogens 10 ökologische Betriebe und 10 benachbarte konventionelle Betriebe ausgewählt, die jeweils Betriebspaare bilden, die unter ähnlichen Standortbedingungen wirtschaften. Die Auswahl erfolgte anhand der in Tabelle 3.1-1 dargestellten Kriterien.

Tabelle 3.1-1: Kriterien für die Auswahl der Betriebe

Kriterium	Milchviehbetrieb	Gemischtbetrieb	Marktfruchtbetrieb
Erwerbsart	Vollerwerb		
Betriebsgröße	über dem regionalen Durchschnitt		
Ökologische Bewirtschaftungszeit	mindestens 7 Jahre		
Tierbesatz, Milchvieh (GV/ha)	> 0,5	0,1 – 0,5	< 0,1
Leistungs- und Ertragsniveau	Spreizung über die regionale Spannweite		
Anteil Grünlandfläche			< 10 %
Anteil Weizen am Ackerland			≈ 20 %
Milchviehrasse	Holstein, Fleckvieh, Braunvieh		
Haltungssystem	Laufstall mit Variationen (Weidegang, Laufhof)		
Dokumentation	Bereitschaft digitale Ackerschlagkartei zu nutzen/einzuführen		
Buchführung	Erforderlich		
Ökonomische und soziale Indikatoren	Bereitschaft, erforderliche Daten zu liefern		
Betriebspaare und Flächenpaare	Mitarbeitswillige Betriebspartner		
Bereitschaft zur langfristigen Zusammenarbeit	Erforderlich		
Synergien zu ähnlichen Projekten	Vorteil: Nutzung bereits erhobener Daten		

In einem Erstgespräch wurden die Betriebe hinsichtlich ihrer Eignung zur Projektteilnahme eingeschätzt. Den Betriebsleitern wurden die Ziele des Projekts, das methodische Vorgehen und die Mitwirkung der Betriebe während der Projektlaufzeit dargelegt.

Die konventionellen Partnerbetriebe wurden nach den gleichen Kriterien wie die ökologischen Pilotbetriebe ausgewählt. Wichtig war die räumliche Nähe zum ökologischen Partnerbetrieb (möglichst direkt angrenzende Flächen mit ähnlichen Bodeneigenschaften). Zudem sollten die ökologischen und konventionellen Partnerbetriebe auf einem vergleichbaren Leistungsniveau (jeweils für den ökologischen und konventionellen Landbau standorttypische Milchleistungen und Getreideerträge) wirtschaften und im Wesentlichen eine regionaltypische Betriebsausrichtung aufweisen.

Bei der Auswahl der ökologischen Betriebe kam es darüber hinaus darauf an, verschiedene Anbauverbände einzubeziehen (Tabelle 3.1-2), wobei auch regionale Unterschiede (Biopark, Gäa in der Region Ost, Biokreis in der Region Süd) zum Tragen kamen.

Tabelle 3.1-2: Anbauverbände der ökologischen Betriebe

	Region Süd	Region West	Region Ost	Region Nord	Summe
Gesamt	10	10	10	10	40
Bioland	6	6	3	6	21
Naturland	2	1	1	1	4
Demeter	1	3	2	1	6
Biopark				2	2
Biokreis, Gää, Ökohof	1		2		3
EU			2		2

Für besonders aufwändige Analysen (Messung von Treibhausgasen, Modellvalidierung, etc.) wurden zusätzlich die Versuchsstationen der beteiligten Institute/Lehrstühle einbezogen (Tabelle 3.1-3).

Tabelle 3.1-3: Nomenklatur der Pilotbetriebe

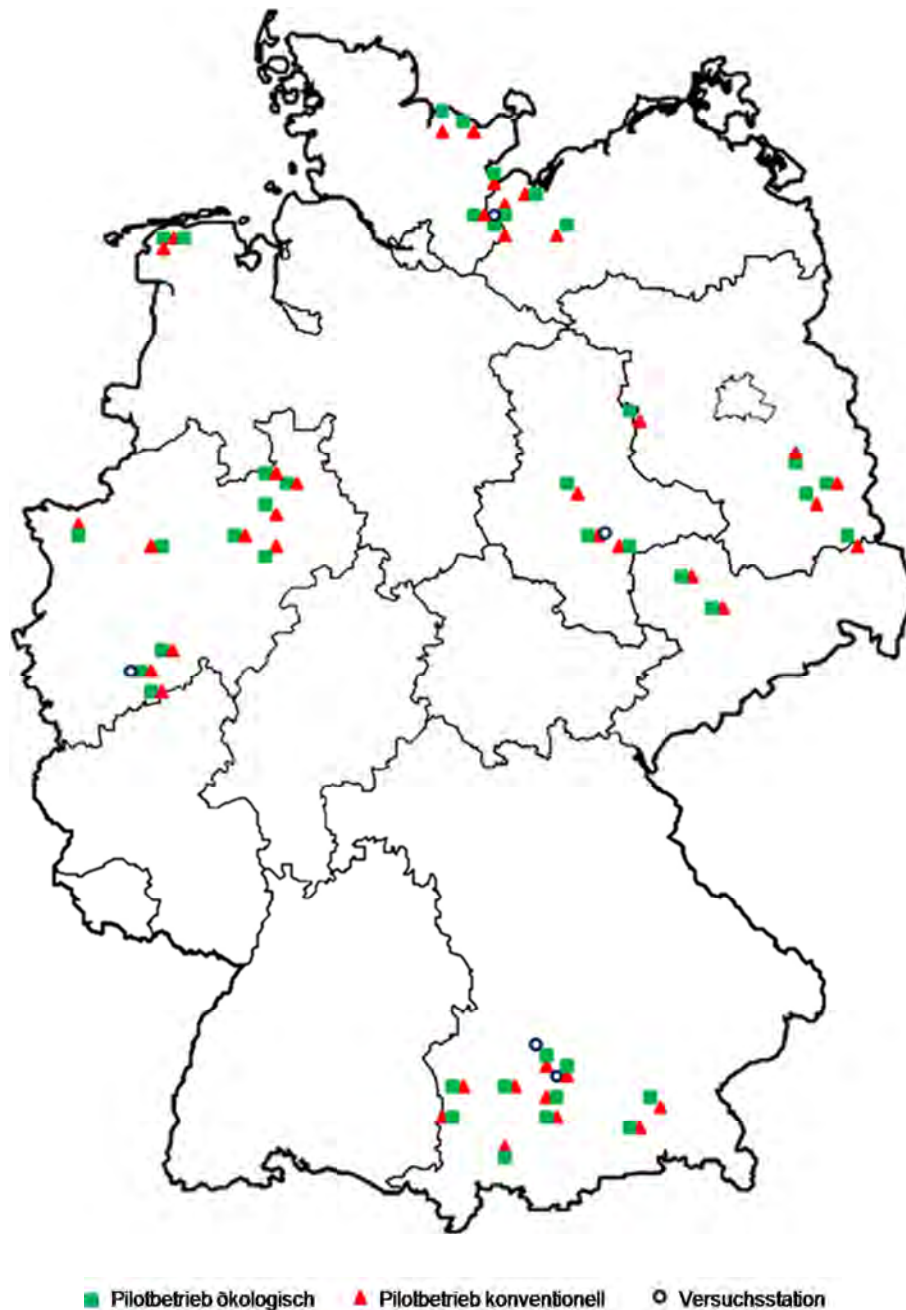
Nr.	Betrieb/Region	Bewirtschaftung
01	Versuchsstation Viehhausen (TUM)	Öko
02	Versuchsstation Scheyern (Helmholtz Zentrum München)	Öko
03	Versuchsstation Scheyern (Helmholtz Zentrum München)	Kon
04	Versuchsbetrieb Wiesengut (IOL)	Öko
06	Lehr- und Versuchsstation Bad Lauchstädt (MLU)	Öko
08	Versuchsbetrieb Trenthorst – Milch (TI)	Öko
09	Versuchsbetrieb Trenthorst – Marktfrucht (TI)	Öko
10-19	Pilotbetriebe Süd	Öko
20-29	Pilotbetriebe Süd	Kon
30-39	Pilotbetriebe West	Öko
40-49	Pilotbetriebe West	Kon
50-59	Pilotbetriebe Ost	Öko
60-69	Pilotbetriebe Ost	Kon
70-79	Pilotbetriebe Nord	Öko
80-89	Pilotbetriebe Nord	Kon

Den Pilotbetrieben wurden einheitliche Nummern zugeordnet (Tabelle 3.1-3), die während der gesamten Projektlaufzeit von allen Partnern verwendet werden.

Die Lage der Pilotbetriebe ist in Abbildung 3.1-1 dargestellt. Durch diese regionale Gliederung werden sehr unterschiedliche Boden-Klima-Regionen einbezogen. So sind die Klimabedingungen

des maritimen Nordens, der trocken-kontinentalen Mitte, des niederschlagsreichen Südens sowie des mild-feuchten Westens der Bundesrepublik Deutschland und die jeweils standorttypischen Böden berücksichtigt.

Abbildung 3.1-1: Lage der Pilotbetriebe und Versuchsstationen



Es kann somit nicht der Anspruch erhoben werden, flächendeckende, repräsentative Aussagen für die Landwirtschaft in Deutschland zu treffen. Vielmehr sollen charakteristische und regionstypische Betriebsbeispiele untersucht, Tendenzen aufgezeigt und allgemeine Schlussfolgerungen gezogen werden.

3.2 Datenerfassung, Monitoring, Analytik

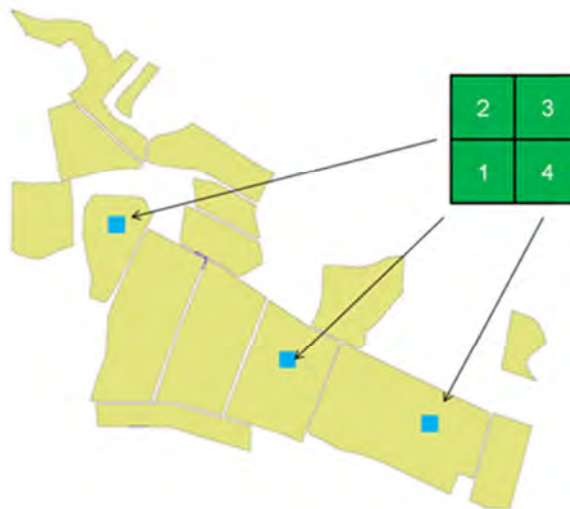
3.2.1 Flächenauswahl und Anlage von Testflächen

Je Pilotbetrieb wurden bis zu 9 Testflächen innerhalb größerer Schläge (> 1 ha) angelegt.

Die Auswahl der Testflächen erfolgte durch die Bearbeiter vor Ort anhand der Fruchtartenliste des Betriebs, unter Berücksichtigung von Standortkarten (Reichsbodenschätzung, Konzeptbodenkarte) und einer Geländebegehung. Die Homogenität der Testflächen wurde durch Einstiche mit einem Bohrstock überprüft.

Die Testflächen wurden stationär angelegt, d.h. sie wechseln im Untersuchungszeitraum nicht mit der Fruchtfolge. Die Kern-Testflächen, auf denen die überwiegende Zahl der Untersuchungen stattfindet, haben eine Größe von 20 x 20 m, die in vier Quadranten (Wiederholungen) zu je 10 x 10 m eingeteilt wurden. Die Testflächen wurden mittels hochgenauen GPS vermessen. Die Anordnung der Testflächen ist in Abbildung 3.2-1 dargestellt.

Abbildung 3.2-1: Lage der Testflächen innerhalb der Schläge eines Pilotbetriebs



Anhand der Fruchtfolge des Pilotbetriebs erfolgte die Festlegung der Flächen. Für die Untersuchungen wurden die Testflächen auf den Betrieben einheitlich nummeriert (Tabelle 3.2-1).

Tabelle 3.2-1: Codierung der Testflächen

Flächennummer	Kultur	Jahr	Alternative Kultur*
1	Winterweizen	2009	Dinkel, Triticale, Winterroggen
2	Winterweizen	2010	Dinkel, Triticale, Winterroggen
3	Winterweizen	2011	Dinkel, Triticale, Winterroggen
4	Luzerne-Klee gras	2009	Luzernegras, Klee gras, Luzerne, Klee
5	Luzerne-Klee gras	2010	Luzernegras, Klee gras, Luzerne, Klee
6	Luzerne-Klee gras	2011	Luzernegras, Klee gras, Luzerne, Klee
7, 8, 9	Grünland		

* falls kein Winterweizen vorhanden

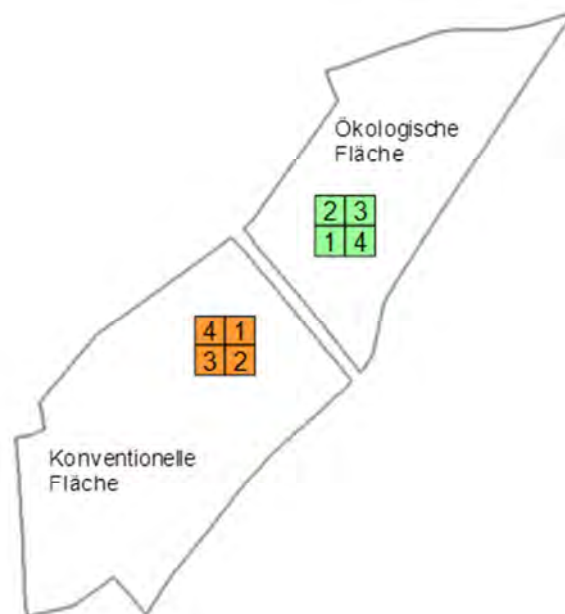
Die Auswahl der Testflächen erfolgte nach folgenden Kriterien:

- langjährige Nutzung als Ackerland (kein Grünlandumbruch in den letzten 20 Jahren) bzw. langjährige Nutzung als Grünland (keine Umwandlung von Ackerland in Grünland in den letzten 20 Jahren),
- Beachtung von typischen Standortbedingungen und Zuordnung der Bodendaten (inkl. Kartenmaterial),
- Zuordnung der Testflächenpaare (ökologisch - konventionell) anhand der Bodenkenndaten,
- Sonstige Auswahlkriterien (Besichtigung vor Ort, Befragung des Betriebsleiters):
 - homogene Fläche, typische Bodenform des Betriebes (Extreme vermeiden),
 - ebene oder nur leicht geneigte Flächen (keine Hanglage, kein Kolluvium),
 - vergleichbares Höhengniveau der Testflächenpaare,
 - kleinräumige Geländegestaltung (Hecken, Feldgehölzen, Wäldern, etc.) vermeiden,
 - Mindestabstand vom Feldrand 20 m (besser doppelter Fahrgassenabstand),
 - keine ehemalige Mietenplätze, Wege, Siedlungsplätze, Gräben, etc.,
 - keine stauernässten oder zeitweilig zur Stauernässung neigende Flächen,
 - keine Auffälligkeiten im Wuchsbild der Vegetation.
- Bodenprofilansprache der Testflächenpaare (Bohrstock): Übereinstimmung bei folgenden gemeinsamen pedogenen Merkmalen:
 - Abfolge und Mächtigkeit der Horizonte,
 - horizontweise Bodenfarbe,
 - horizontweise Bodenart,

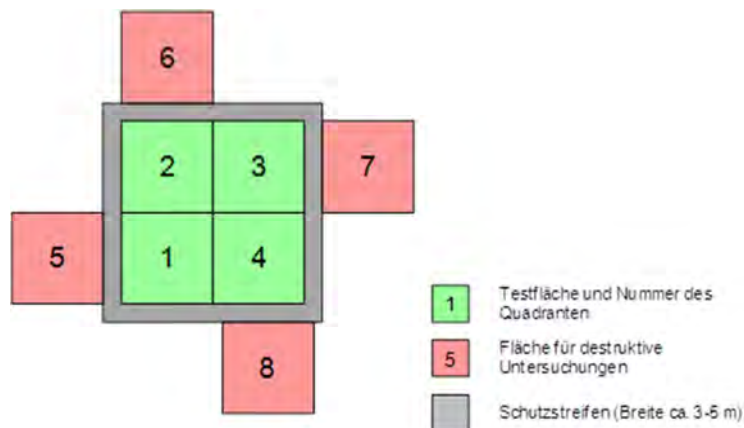
- horizontweiser Carbonatgehalt (HCL-Test),
- vergleichbare Durchwurzelungstiefe.

Auf eine möglichst enge räumliche Nähe zwischen den ökologischen und konventionellen Flächen wurde geachtet. Eine ideale Anordnung zeigt Abbildung 3.2-2.

Abbildung 3.2-2: Ideale Anordnung von ökologischer und konventioneller Testfläche



Um die Testflächen wurde ein Schutzstreifen von 3 bis 5 m vorgesehen. Außerhalb dieses Schutzstreifens sind die Flächen für destruktive Beprobungen, z.B. Profilgruben (Abbildung 3.2-3). Die Lage der jeweiligen Testflächen, Quadranten und Zusatzflächen wurde allen Projektbeteiligten zugänglich gemacht und wurde im Methodenhandbuch festgehalten. Jeder Quadrant erhielt eine eindeutige Kennzeichnung.

Abbildung 3.2-3: Anordnung der Testflächen und Zusatzflächen

3.2.2 Bodenuntersuchungen

Physikalische Bodenuntersuchungen

Die bodenphysikalischen Untersuchungen wurden auf ausgewählten Testflächen (Winterweizen oder alternative Fruchtart) in den vier Regionen durchgeführt. Die Probennahme erfolgte auf den Testflächen in einer Bodentiefe 20 und 35 cm. In den Laboruntersuchungen wurden folgende Parameter analysiert (Tabelle 3.2-2).

Tabelle 3.2-2: Parameter der bodenphysikalischen Analysen

Parameter	Verfahren	Quelle
Korngrößenverteilung	Gestörte Bodenproben, Sieb- und Pipettmethode	DIN ISO 11277 (2002), AG Bodenkunde (2005)
Festsubstanzdichte (FSD)	Gestörte Bodenproben, Heliumpyknometer	Hartge und Horn (1989)
Trockenrohddichte (TRD)	Stechzylinder, Trocknung bei 105 °C	DIN ISO 11272 (2001)
Luftkapazität (LK)	Luftkapazität der Stechzylinder (Saugspannung: -6 kPa)	DIN ISO 11274 (2001)
Gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf-Wert)	Stechzylinder, stationären Anlage	DIN 19683 (1998)
Mechanische Vorbelastung (pV)	Graphische Bestimmung nach Druck-Trockenrohddichtefunktionen aus eindimensionalem drainierten Kompressionsversuch	Casagrande (1936), DIN 18135 (1999)
Aggregatdichte (ARD)	Gestörte Bodenproben, Aggregate (8-10 mm), Wasserspannung von -6 kPa	Rücknagel et al. (2007)

Tabelle 3.2-3: Parameter der bodenchemischen Analysen

Parameter	Verfahren	Quelle
TS	Trockenschrankverfahren bei 105°C	VDLUFA Methodenbuch I Kap. A 2.11
pH	pH Elektrode, 0,01 M CaCl ₂ , Verhältnis Boden : Lösung (1:2,5)	Schachtschabel (1971)
C _{org}	Verbrennungsverfahren nach Dumas	DIN ISO 10694 Tabatabai und Bremner, (1991)
N _t	Verbrennungsverfahren nach Dumas	DIN ISO 10694 Tabatabai und Bremner (1991)
P _{CAL}	Extraktion mit CAL, photometrisch Ammoniummolybdat, Kaliumantimonoxidtartrat und Ascorbinsäure	Schüller (1969), Murphy u. Riley (1962), VDLUFA Methodenbuch I.A Kap. 6.2.1.1
K _{CAL}	Extraktion mit CAL, Flammenphotometer	Schüller (1969), VDLUFA Methodenbuch I.A Kap. 6.2.1.1
C _{HWL}	Hydrolysat durch 1-stündiges Erhitzen (100 °C), Verhältnis Boden : dest. Wasser = 1:5, katalysatorgestützten Pyrolyse (800 °C)	DIN ISO 10694 VDLUFA Methodenbuch I.A Kap. 4.3.2
N _{HWL}	Hydrolysat durch 1-stündiges Erhitzen (100 °C), Verhältnis Boden : dest. Wasser = 1:5, thermokatalytisch Oxidation, Chemolumineszenzdetektor	DIN ISO 10694 VDLUFA Methodenbuch I.A Kap. 4.3.2
C _{MIK}	substratinduzierten Respiration, Heinemeyer-Apparatur	Heinemeyer et al. (1989), Alef (1991), DIN ISO 16072

3.2.3 Pflanzenanalysen

Bonitur und Ertragsfassung von Winterweizen

In den Getreide-Testflächen (Winterweizen oder alternative Fruchtart) wurden zu verschiedenen Zeitpunkten Bonituren der Bestandesdichte und des Krankheitsbefalls durchgeführt. Zur Reduzierung des Fahrtenaufwands wurden diese zeitgleich mit dem 1. und 2. Schnitttermin in Klee gras bzw. Grünland durchgeführt.

Die Schätzung des Bodendeckungsgrades erfolgte mit Hilfe eines Göttinger Schätzrahmens auf mindestens zwei zufällig ausgewählten Schätzflächen je Quadrant.

Krankheitsbonituren fanden an mindestens vier zufällig ausgewählten Stellen je Quadrant statt. Die zu erfassenden Krankheiten waren:

- *Puccinia striiformis* (Gelbrost),
- *Puccinia recondita* (Braunrost),
- *Erysiphe graminis* (Echter Mehltau),
- *Septoria* spp. (Blattdürre bzw. -bräune).

Bis zu einer Woche vor dem zu erwartenden Erntetermin wurden im Bestand Pflanzenproben genommen. Ziel war die Bestimmung von Ertragsstruktur und Ertrag.

Mit einer Handschere wurden je Quadrant zwei zufällig ausgewählte, repräsentative Teilstücke zu insgesamt 2 m² geschnitten und folgende Parameter bestimmt:

- Anzahl der Ähren je m²,
- Frisch- und Trockenmasse von Korn und Stroh,
- Tausendkorngewicht (TKG).

Anschließend wurden die Proben gemahlen und am IOL auf die Nährstoffe N, P, K und C untersucht.

Bonituren und Ertragserfassung von Luzerne-Kleegras und Grünland

Die Bonitur und Ertragserfassung erfolgte etwa eine Woche vor der geplanten Nutzung durch den Landwirt. Mit einer Handschere wurden je Quadrant, an vier zufällig ausgewählten Schätzflächen jeweils 0,25 m² geschnitten. Am geernteten Pflanzenmaterial wurde die Frisch- und Trockenmasse bestimmt und eine Teilprobe zu Analyse (N, P, K und C-Gehalt) an das IOL geschickt.

Vor dem Schneiden wurde mit Hilfe des Schätztrainers von Stein-Bachinger et al. (2004) der Anteil der Fraktionen Gräser, Kräuter und Leguminosen geschätzt.

Pflanzenanalytik

Die Analytik erfolgt im Labor des IOL, an getrocknetem und auf < 2 mm gemahlene Probenmaterial. Folgende Parameter werden analysiert (Tabelle 3.2-4):

Tabelle 3.2-4: Parameter der Pflanzenanalyse

Parameter	Verfahren	Quelle
TS	Trockenschränkverfahren bei 105°C	VDLUFA Methodenbuch I Kap. A 2.11
C _t	Verbrennungsverfahren nach Dumas	Tabatabai und Bremner (1991)
N _t	Verbrennungsverfahren nach Dumas	Tabatabai und Bremner (1991)
P	Säureaufschluss am Mikrowellengerät, photometrisch mit Ammoniumheptamolybdat und Ascorbinsäure	
K	Säureaufschluss am Mikrowellengerät, AAS	

3.2.4 Analyse von Futtermitteln und Futterrationen

Die in viehhaltenden Betrieben eingesetzten Futtermittel wurden mengenmäßig erfasst und beprobt. Zusätzlich wurden Daten über die Futtermittellager (Lagerart, -bauform und Lagerbedingungen) sowie zur Fütterung und Futterverwendung erhoben.

Probenahme

Die Beprobung von Silagen erfolgte bei Flachsilos mit einem Silobohrstock vertikal in den Silostock. Die Mischprobe aus mehreren repräsentativen Einstichen wurde sofort gekühlt, anschließend tiefgefroren. Bei anderen Silobauarten (Tiefsilos, Hochsilos) wurde die Probenahme entsprechend angepasst.

Die Entnahme von Heuproben erfolgte ebenfalls mit dem Bohrstock. Bei den Probenahmen war darauf zu achten, dass alle Feinteile erhalten bleiben. Die Heuproben wurden in Plastikbeutel gefüllt, überschüssige Luft herausgestrichen, der Beutel verschlossen. Die Probe wurde bis zum Versand kühl und dunkel gelagert.

Bei Grün- und Weidefutter wurde eine repräsentative Mischprobe gebildet, die nach der Probenahme in Plastiktüten gefüllt, sofort gekühlt und anschließend tiefgefroren wurde.

Kraftfutter und Kraftfuttermischungen wurden repräsentativ als Teilproben mit einem Probennehmerspeer aus den jeweiligen Vorratsbehältern beprobt, wobei eventuelle Schichtungen der Mischung im Behälter berücksichtigt wurden. Die Teilproben wurden anschließend zu einer Mischprobe vermengt, in Plastikbeutel gefüllt und bis zur Analyse gekühlt gelagert.

Analytik

Die Futtermittel werden im Labor des OEL-TI untersucht. Proben mit einem hohem Feuchtigkeitsgehalt (Silagen, Frischfutter) wurden vor dem Vermahlen (1 mm) auf einen Feuchtigkeitsgehalt von 8-12 % vorgetrocknet. In Tabelle 3.2-5 sind die analysierten Parameter und die zugehörigen Verfahren aufgelistet.

Tabelle 3.2-5: Analysierte Parameter der Futtermittel

Parameter	Verfahren	Quelle
TS	Trockenschrankverfahren, 105°C	VDLUFA Methodenbuch III (1997) Kap. 3.1
Rohprotein	Verfahren nach Kjeldahl	VDLUFA Methodenbuch III (1997) Kap. 4.1.1
Rohasche	Veraschung bei 550°C	VDLUFA Methodenbuch III (1997) Kap. 8.1
Rohfett	saure Hydrolyse mit anschließender Petrolether-Extraktion	VDLUFA Methodenbuch III (1997) Kap. 5.1.1
Rohfaser	Glühverlust nach Säure- und Laugebehandlung	VDLUFA Methodenbuch III (1997) Kap. 6.1.1
N-freie Extraktstoffe	Rechnerisch	VDLUFA Methodenbuch III (1997) Kap. 7

Futterrationen

Die Futterrationen für die verschiedenen Leistungsgruppen der Milchkühe und der Nachzucht (Jungvieh, Färsen, Kälber) wurden erfasst. Hierbei wurde zwischen Sommer- und Winterfütterung, Weide- und Stallfütterung unterschieden. Auf den Betrieben vorhandene Ergebnisse von Futtermittelanalysen wurden einbezogen.

3.2.5 Analyse von Wirtschaftsdüngern

Auf den viehhaltenden Betrieben wurden alle anfallenden und eingesetzten Wirtschaftsdünger (auch zugekaufte organische Dünger) beprobt. Zusätzlich wurde die jährlich anfallende Menge der verschiedenen Wirtschaftsdünger erhoben.

Die Proben für Gülle und andere flüssige Wirtschaftsdünger wurden aus den Lagerstätten entnommen. Soweit möglich, wurde die Gülle zuvor durch Rühren homogenisiert. Anschließend wurden an mehreren Stellen mit einem Eimer Proben entnommen. Aus der Mischprobe wurden zwei Wiederholungen (ca. 0,75 l) abgefüllt, sofort gekühlt und anschließend tiefgefroren.

Feste Wirtschaftsdünger wurden auf dem Stapel beprobt. An mehreren Stellen wurden repräsentative Proben entnommen und zu einer Mischprobe (ca. 1 kg) vereint. Diese Mischproben wurden sofort gekühlt und anschließend tiefgefroren.

Analytik

Die Wirtschaftsdüngerproben werden im Labor des OEL-TI auf nachfolgende Parameter analysiert (Tabelle 3.2-6).

Tabelle 3.2-6: Parameter der Wirtschaftsdüngeranalyse

Parameter	Verfahren	Quelle
Trockensubstanz	Trockenschrankverfahren bei 105°C	VDLUFA Methodenbuch I Kap. A 2.11
C _t	Elementaranalyse	ISO 10694 (1995)
org. Substanz	Glühverlust bei 550°C	VDLUFA Methodenbuch II.1 2. Erg. (2004) Kap. 10.1
N _t	Verfahren nach Kjeldahl	VDLUFA Methodenbuch II.1 2. Erg. (2004) Kap. 3.5.11
NH ₄ -N	Destillation mit Natronlauge	VDLUFA Methodenbuch II.1 2. Erg. (2004) Kap. 3.2.1.
P	trockene Veraschung, Säureaufschluss, photometrisch Bestimmung nach Anfärbung (Vanadat-Molybdat)	VDLUFA Methodenbuch II.1 2. Erg. (2004) Kap. 4.3.2
K	Trockene Veraschung, Säureaufschluss, AAS	VDLUFA Methodenbuch II.1 2. Erg. (2004), Kap. 5.1.3
basisch wirksame Bestandteile, CaO	Lösung mit HCl, Titration des Säureüberschusses	VDLUFA Methodenbuch II.1 2. Erg. (2004), Kap. 6.3.2
pH	pH Elektrode, direkt oder Verdünnung mit Wasser (1:2)	VDLUFA Methodenbuch II.2 Kap. 4.3

3.2.6 Betriebsdatenerfassung

Auf den Pilotbetrieben wurden allgemeine Betriebs- und Standortdaten sowie jahresspezifische Bewirtschaftungsdaten erfasst. Die Datenaufnahme umfasste die Daten auf der untersten Bewirtschaftungsebene im Pflanzenbau (Schlag bzw. Teilschlag) und in der Tierhaltung (Stallbereich: Tiere gleicher Leistungs-, Alters-, Fütterungsklasse). Die Daten sind in Tabelle 3.2-7 aufgelistet.

Tabelle 3.2-7: Parameter der Betriebsdatenerfassung

Analyseschwerpunkt	Erfasste Betriebsdaten
Standortparameter	
Schlagdaten	Schlagnummer, -name, Größe, Entfernung zum Hof, Schlagkonturen (GIS)
Standort- und Bodendaten	Bodenart, Bodenzahl, Ackerzahl/Grünlandzahl, Zustandsstufe, Bodenform
Bodenchemie	Bodenuntersuchungsdaten (incl. Termin und Tiefe): pH, P, K,
Pflanzenbau	
Fruchtarten	Haupt-, Zwischenfrüchte, Untersaaten, Sorte
Saatguteinsatz	Herkunft, Termin, Menge, Art des Saatgutes
Düngung	mineralisch und organisch Düngung: Mittel, Termin, Menge Zukauf und Verkauf (org. Dünger)
Pflanzenschutz	Mittel, Termin, Menge
Ertrags- und Qualitätskennzahlen	für Haupt-, Nebenprodukt, Zwischenfrüchte, Untersaaten Anzahl der Ernten (Schnitte bzw. Nutzungen); Leguminosenanteil Termin, Menge (optional Inhaltsstoffe)
Produktverwendung	für Haupt-, Nebenprodukt, Zwischenfrüchte, Untersaaten Verwendung: z.B. Gründüngung, Originalsubstanz, Silage, Heu, etc. Verbleib: z.B. Verkauf, Lager, Saatgut, Futter, Biogasanlage, etc.
Verfahren	Bearbeitung: Termin, Schlepper, Maschinen und Geräte Arbeitsbreite und -tiefe Leistung, Leergewicht, Nutzlast, Tankvolumen Bereifung, Luftdruck (optional Kraftstoffverbrauch)
Lagerhaltung	
Produktlager, PS-Lager, Düngemittellager	Ort, Lagerbeschreibung Termin, ein- und ausgelagerte Menge (Lagerprotokoll) Lagerung, Lagerbedingungen, Lagerdauer
Tierhaltung	
Tierbestand und Tierartenstruktur	Tierart und -rasse, Produktionsrichtung Aufstellungsart, Haltungssystem, Melksystem Auszüge aus der HIT-Datenbank
Tierleistung	Lebendgewicht, Anfangs- u. Endgewicht, Tageszunahme, Mastdauer Leistung bzgl. Milch, Eier, Wolle, Inhaltsstoffe, etc. Anzahl der Nachkommen, Durchgänge, Säugetage
Zu- und Verkauf, Verluste	Tiere und tierischer Produkte Termin, Menge (optional Inhaltsstoffe)
Tiergesundheit	Gesundheitliche Probleme, Medikamenteneinsatz
Futtereinsatz	Weidetage (Termin) Fütterungssystem, Futtereinsatz Weide und Stall, Futterrationen Eigen- und Zukaufsfutter (incl. Mineralfutter), Menge (optional Inhaltsstoffe)
Stallhaltungssystem	Aufstallung, Bauart, Stroheinsatz Anfall organischer Dünger, Verarbeitung (Zwischenlager), Menge, (optional Inhaltsstoffe, TS)

3.2.7 Klima- und Witterungsdaten

Die Klima- und Witterungsdaten wurden vom Deutschen Wetterdienst bereitgestellt.

Es werden aktuelle Witterungsdaten, beispielsweise zur Modellierung der Bodenfeuchtedynamik auf ausgewählten Testflächen als Eingangsgrößen für das Modell zur Bodenschadverdichtung sowie als Information zur Interpretation der Ertragsdaten benötigt.

- Langjährige Daten:
 - Temperatur (°C)
 - Niederschlag (mm)
 - R-Faktoren u. R-Faktorenverteilung
- Langjährige und aktuelle Daten für die Bodenfeuchtedynamik (0 – 60 cm):
 - FK (Vol%)
 - PWP (Vol%)
 - nFK (Vol%)
 - nFK (%)
- Aktuelle Daten:
 - Temperatur (°C)
 - Niederschlag (mm)
 - Luftfeuchtigkeit (%)
 - Sonnenscheindauer (h) bzw. Globalstrahlung (J cm^{-2})
 - Windgeschwindigkeit (m s^{-1})
 - Potentielle und aktuelle Evapotranspiration (mm)

3.2.8 Literatur

- AG Bodenkunde (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 5. Auflage, Hannover 2005
- Alef K (1991) Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie Ecomed, Landsberg am Lech
- Casagrande A (1936) The determination of preconsolidation load and its practical significance. Proc. of the 1st Int. Conf. Soil Mech. Found. Eng., Cambridge 3:60-64
- Diez T (1991) Beurteilung des Bodengefüges im Feld. Möglichkeiten, Grenzen und ackerbauliche Folgerungen. In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit 2, BMELF (Hrsg.), Hamburg und Berlin, 96-103
- DIN 18135 (1999) Baugrund - Untersuchung von Bodenproben - Eindimensionaler Kompressionsversuch
- DIN 19682-10 (2007) Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau – Felduntersuchungen - Teil 10 Beschreibung und Beurteilung des Bodengefüges
- DIN 19683 (1998) Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderbodenproben
- DIN ISO 10694 (1996) Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). Beuth Verlag, Berlin, Wien, Zürich

- DIN ISO 11272 (2001) Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Trockenrohdichte. Beuth Verlag, Berlin, Wien, Zürich
- DIN ISO 16072 (2005) Bodenbeschaffenheit – Laborverfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Bodenatmung. Beuth Verlag, Berlin, Wien, Zürich
- Hartge K, Horn R (1989) Die physikalische Untersuchung von Böden. Enke Verlag, Stuttgart
- Heinemeyer O, Insam H, Kaiser EA (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. *Plant Soil* 116:191-195
- ISO 10694 (1995) Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). Beuth Verlag, Berlin, Wien, Zürich
- Murphy J, Riley JP (1962) A modified single solution method for determination of phosphat in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27:31-36
- Rücknagel J, Hofmann B, Paul R, Christen O (2007) Estimating precompression stress of structured soils on the basis of aggregate density and dry bulk density. *Soil Till. Res.* 92:213-220
- Schachtschabel P (1971) Methodenvergleich zur pH-Bestimmung von Böden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 130:37-43
- Schüller H (1969) Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates im Boden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 123:48-63
- Stein-Bachinger K, Bachinger J, Schmitt L (2004) Nährstoffmanagement im ökologischen Landbau – ein Handbuch für Beratung und Praxis. KTBL-Schrift 423. Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt
- Tabatabai MA, Bremner JM (1991) Automated instruments for determination of total carbon, nitrogen, and sulfur in soils by combustion techniques. In SMITH, K. A. (ed.): *Soil Analysis – Modern instrumental techniques*, 261-285
- VDLUFA Methodenbuch I (1991) Die Untersuchung von Böden, 4. Aufl. 1991, inkl. 2. bis 5. Teillieferungen: 1197/2002/2004/2007
- VDLUFA Methodenbuch II. 1 (1995) Die Untersuchung von Düngemitteln, 4. Aufl., inkl. 1. bis 4. Ergänzungslieferung 1999/2004/2007
- VDLUFA Methodenbuch II. 2 (2000) Die Untersuchung von Sekundärrohstoffdüngern, Kultursubstraten und Bodenhilfsstoffen, 1. Auflage 2000
- VDLUFA Methodenbuch Band III (1997) Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. 1976 mit Ergänzungslieferungen 1983, 1988, 1993, 1997. VDLUFA-Verlag Darmstadt

3.3 Kommunikationsstruktur

3.3.1 Datendrehscheibe

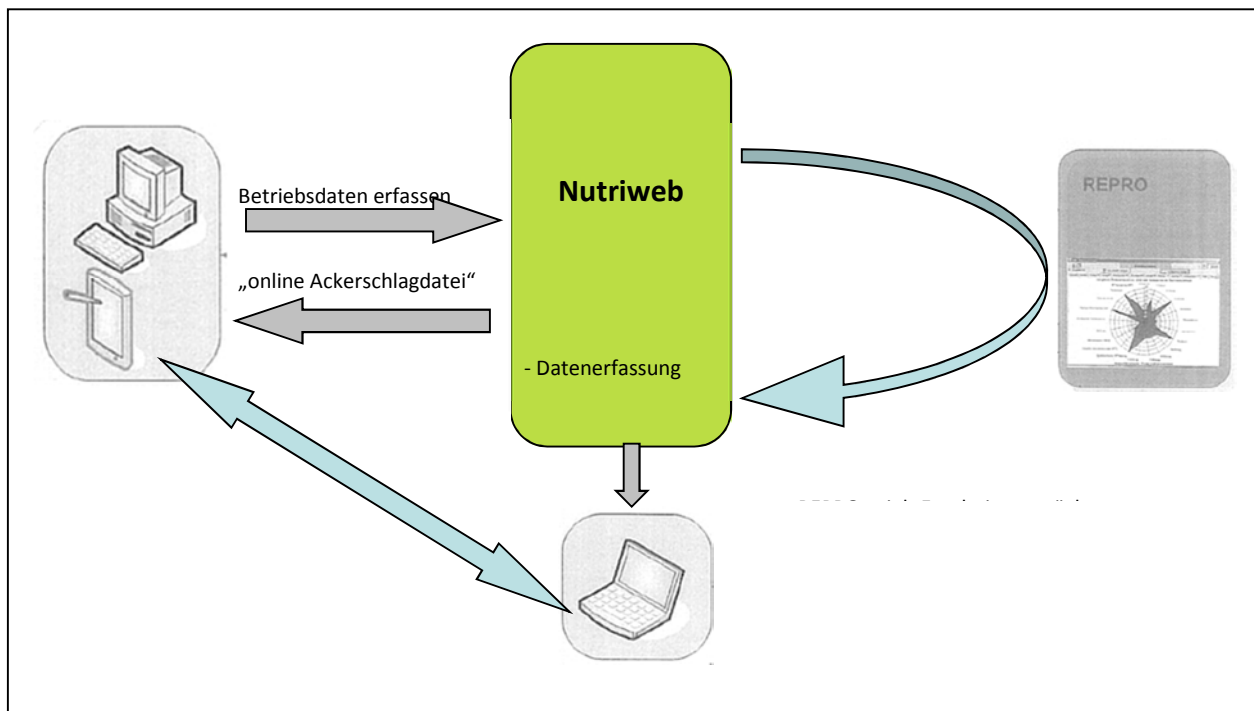
Im Projekt wird die Datendrehscheibe Nutriweb als zentrale Datenbank für alle erhobenen Daten verwendet. Sie dient der effizienten Datenerfassung in den Betrieben und dem Datentransfer. Nutriweb ist ein von der Firma Intact (Österreich) entwickeltes internetbasiertes Dokumentationssystem. Ausschlaggebend für diese Wahl war die dreijährige Praxiserfahrung durch die BBG,

bei der sich diese Datenbank im Qualitätsmanagementsystem des Pflanzenbaus und der Milch bewährt hat.

Alle für das Projekt relevanten landwirtschaftlichen Primärdaten wurden im System Nutriweb schlagbezogen erfasst. Jeder Landwirt kann (Passwort geschützt) seine eigenen, betriebsbezogenen Daten einsehen und kontrollieren. Alle Projektmitarbeiter können Daten in Nutriweb einstellen und für Auswertungen darauf zugreifen.

Die betrieblichen Bewirtschaftungsdaten des Pflanzenbaus werden in Form einer Ackerschlagkartei aufbereitet und abgelegt. Die zur weiteren Bearbeitung und Auswertung im Modell REPRO zur Stoff- und Energiebilanzierung notwendigen Daten können exportiert werden. Zwischen Nutriweb und dem Modell REPRO besteht eine Schnittstelle (Abbildung 3.3-1). REPRO übernimmt die auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüften Betriebsdaten, führt die Berechnungen zur Ermittlung der ökologischen Indikatoren durch und übergibt die Ergebnisdaten zurück an Nutriweb. Die Ergebnisse der Untersuchungen werden in der zentralen Datenbank abgelegt, einschließlich der Auswertungsergebnisse des Modells REPRO.

Abbildung 3.3-1: Schema zum Datentransfer mit der Datendrehscheibe Nutriweb



Die Datendrehscheibe trug dazu bei, die Datenauswertung deutlich zu vereinfachen und die beteiligten Landwirte wesentlicher enger in das Vorhaben einzubinden. Neben der Möglichkeit aller Beteiligten, die Datenerfassung zurückzuverfolgen und auf Plausibilität zur prüfen, ist der Einblick in den Stand der Ergebnisse vom großen Vorteil. Hier kann ein Benchmarking (Vergleich eines Betriebes mit der Gesamtheit aller Betriebe (oder Teilen hiervon)) durchgeführt werden. Jeder Pilotbetrieb hat einen persönlichen Zugang zur Datenbank, so dass betriebspezifische Daten

eingesehen werden können und Vergleiche zu den anderen Betrieben durchgeführt werden können.

3.3.2 Intranet

Mit dem Projektstart wurde auch eine interne Kommunikationsplattform eingerichtet. Jeder Projektmitarbeiter hat einen persönlichen Zugang zu dieser Plattform. Diese beinhaltet:

- Projektkalender zur Arbeits- und Zeitplanung,
- Ablagefächer Protokolle, Berichte, etc.

3.3.3 Projekttreffen

Die regelmäßig stattfindenden Projekttreffen werden vom Koordinationsteam geplant und abwechselnd in den verschiedenen Regionen durchgeführt. Teilnehmer dieser Treffen sind alle Projektmitarbeiter und eingeladene Gäste. Die Projekttreffen dienen

- zur Abstimmung von Arbeits- und Zeitplänen,
- zum Abgleich der Methoden,
- zur interne Vernetzung der Projektarbeiten,
- zum kritischen Hinterfragen und Diskutieren der Methodik und der Projektergebnisse,
- zur Abstimmung von Optimierungsmöglichkeiten.

Folgende Projekttreffen haben bisher stattgefunden:

- 12./13.11.08 Freising Arbeitstreffen zum Start des Projektes
- 03./04.02.09 Halle Arbeitstreffen zum Abgleich der Methodik
- 17./18.06.09 Bonn Arbeitstreffen zur interne Vernetzung
- 21./22.01.10 Freising Optimierungsmöglichkeiten und Vernetzung mit Partnern
- 21./22.09.10 Trenthorst Stand der Datenerfassung/Optimierungsmöglichkeiten
- 22./23.04.11 Augsburg Stand der Auswertung und Verlängerung des Projektes
- 26./27.10.11 Halle Datenübergabe und Abschlussbericht
- 18.04.12 Bonn erreichter Stand und Planung Folgeprojekt
- 10.10.12 Freising erreichter Stand, Abschlussbericht und Planung Folgeprojekt
- Okt. 13 Augsburg geplant

3.3.4 Regionale Workshops

In den einzelnen Untersuchungsregionen wurden regionale Workshops durchgeführt, an denen die beteiligten Landwirte in der Region, die beteiligten Berater (BBG) und Wissenschaftler sowie eingeladene Gäste teilnahmen, um gemeinsam die ersten Projektergebnisse zu diskutieren.

Folgende regionale Workshops haben 2010 stattgefunden:

- 26.02.10 Trenthorst (Landwirte: 11)
- 02.03.10 Freising (Landwirte: 16)
- 04.03.10 Halle (Landwirte: 3)
- 12.03.10 Haus Düsse (Region West) (Landwirte: 7).

Im ersten Jahr (2010) bestand ein Hauptziel dieser Treffen, die beteiligten Landwirte über den Umfang des Projektes und die ersten Ergebnisse zu informieren, sie transparent daran teilhaben zu lassen, und Ihnen die Möglichkeit zu geben, sich mit kritischen Anregungen daran zu beteiligen und ihre Vorschläge konstruktiv ins Projekt einfließen zu lassen. Ein weiterer Schwerpunkt lag darin, neben den projektbezogenen Fachvorträgen sich auszutauschen und kennenzulernen.

Die Reaktionen der Landwirte auf den Workshops waren durchweg positiv.

Ziel der zweiten Runde der regionalen Workshops (2011) war es, die Pilotbetriebe über den aktuellen Stand des Gesamtprojektes zu informieren. In diesem Zusammenhang wurden die aktuellen Ergebnisse der Arbeitsgruppen vorgestellt und diskutiert. Jeder Pilotbetrieb erhielt die vorliegenden betriebsspezifischen Auswertungen (Analysenwerte von Futtermittel und Wirtschaftsdünger, Inhaltstoffe und Erträge von Klee gras/Grünland und Getreide, Energie- und Nährstoffkreisläufe, Bilanzierungsergebnisse); zudem wurden horizontale Betriebsvergleiche vorgestellt. Die teilnehmenden Landwirte waren sehr interessiert und es fand ein reger Austausch mit konstruktiven Diskussionen aller Beteiligten statt. Alle teilnehmenden Landwirte äußerten den ausdrücklichen Wunsch, das Projekt über den bisherigen Zeitraum hinaus fortzuführen.

Folgende regionale Workshops haben 2011 stattgefunden:

- 07.02.11 Freising (Landwirte: 15)
- 15.02.11 Halle (Landwirte: 3)
- 16.02.11 Trenthorst (Landwirte: 10)
- 23.02.11 Bonn (Landwirte: 10).

Aufgrund des großen Interesses der Pilotbetriebe wurde in den Regionen Nord, Süd und West im Jahr 2011 ein zusätzlicher Praxisworkshop organisiert. Ziel des Tages war die praxisnahe Diskussi-

on der aktuellen Ergebnisse, incl. Schwachstellenanalyse anhand des Betriebes auf dem der Workshop stattfand:

- 07.06.11 Region Süd
- 21.06.11 Region West
- 23./24.11.11 Region Nord (Ostfriesland und Mecklenburg).

Im November 2012 wurde in der Region Süd ein regionaler Workshop mit 15 Landwirten durchgeführt. Die in den anderen Regionen geplanten Workshops konnten nicht abgehalten werden.

Die Ergebnisse des Forschungsprojektes wurden am 27.02.2013 am Thünen-Institut in Braunschweig in Form einer wissenschaftlichen Tagung vorgestellt. Diese Tagung war mit über 120 Teilnehmern gut besucht und fand auch in der Presse gute Resonanz. In den darauffolgenden Monaten erschienen in der Fachpresse mehrere Artikel zum Projekt und seinen Ergebnissen.

4 Forschungsberichte der Arbeitsgruppen

4.1 Bewertung der Bodenstruktur mit Indikatoren der visuellen Gefügeansprache

Eva Höhne, Jan Rücknagel, Olaf Christen

Zusammenfassung

Im ersten Teil des Berichtes werden die Zusammenhänge zwischen Bodenphysikalischen und -mechanischen Messwerten und den Parametern der Gefügeansprache im Feld hergestellt und diskutiert. Im zweiten Teil werden die erhobenen Labordaten auf der Systemebene ökologisch-konventionell ausgewertet.

Die visuelle Gefügeansprache auf dem Feld bietet die einfache Möglichkeit Informationen zum Zustand der Bodenstruktur zu erhalten. Inwieweit diese Gefügebewertung mit messbaren physikalischen und mechanischen Bodenkennwerten korrespondiert, ist Gegenstand der vorliegenden Untersuchung. Es wurden zwei Feldmethoden (Packungsdichte nach DIN 19682 (2007) und Spatendiagnose nach Diez (1991)) mit ihren einzelnen Parametern (Wurzelverteilung, Makroporen, Aggregatgröße, Lagerung der Aggregate, Gefügeart und Verfestigungsgrad) den Messwerten der Trockenrohdichte, effektiven Lagerungsdichte, Luftkapazität, gesättigten Wasserleitfähigkeit (kf-Wert) und mechanischen Vorbelastung (-6 kPa Matrixpotential) gegenübergestellt. Als zusätzlicher Parameter wurde der mechanische Widerstand mit einem Taschenmesser nach dem Schema von Harrach (1991) bewertet. Auf 25 landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen (10 konventionell und 10 ökologisch bewirtschafteten Praxisflächen sowie 5 Feldversuchsflächen) in verschiedenen Regionen Deutschlands wurden dazu Bodenproben entnommen und parallel zu dieser Beprobung die visuelle Gefügeansprache durchgeführt.

Für die einzelnen Bodenartengruppen lassen sich spezifische Einzelmerkmale identifizieren, die insgesamt besonders gut mit den physikalischen und mechanischen Laborwerten korrelieren. So ist bei Lehmböden besonders auf die Aggregatgröße, die Lagerung der Aggregate zueinander und auf den Verfestigungsgrad zu achten. Die Wurzelverteilung ist auf Sandböden das bedeutendste Einzelmerkmal. Auf Schluffböden sollte das Hauptaugenmerk auf der Lagerung der Aggregate, der Wurzelverteilung und dem Verfestigungsgrad liegen. Bei Tonböden ist die Bedeutung der einzelnen Gefügemerkmale wesentlich ausgeglichener. Hier sollte allen Parametern Aufmerksamkeit geschenkt werden. Die Gefügestufe ist auf allen Standorten ein wichtiges Merkmal.

Bei Boniturnote 3 werden nach beiden Schemata auf den meisten Standorten die Mindestanforderungen gemessen an physikalischen Laborwerten noch hinreichend gut erfüllt. Die mittleren mechanischen Vorbelastungen bei dieser Boniturnote bewegen sich in einem Rahmen zwischen

etwa 80 kPa (Schluffböden), 100 kPa (Tonböden) und um 130 kPa (Lehm- und Sandböden). Lediglich die Bewertung der Lehm Böden bei Note 3 entspricht nicht den Mindestansprüchen an den bodenphysikalischen Zustand.

Die Spatendiagnose erwies sich insgesamt als ein praktisches Instrument des physikalischen Bodenschutzes, das eine breite Anwendung erlaubt und aufwändige Laboruntersuchungen einzusparen hilft. Mit beiden hier untersuchten Schemata ist der Nachweis von Bodenschadverdichtungen beziehungsweise die Bewertung des Gefügestandes an sich gut möglich, obwohl sie den Schwerpunkt der Beurteilung auf unterschiedliche Einzelparameter legen. Sie kommen sogar zu ähnlichen Spannen für die physikalischen Bodenparameter bei gleicher Boniturnote. Eine Anpassung der Boniturschemata an differenzierte Standortbedingungen würde deren Genauigkeit vermutlich weiter verbessern.

Die statistische Auswertung der Ergebnisse der bodenphysikalischen und -mechanischen Laboranalysen zeigt Unterschiede in der Ackerkrume der Lehm- und Tonböden zwischen den Bewirtschaftungssystemen ökologisch und konventionell. Im Bereich des krumennahen Unterbodens konnten keine Unterschiede zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen gefunden werden. Auch eine Feldbonitur mittels Spatendiagnose auf 40 ökologisch und 39 konventionell bewirtschafteten Flächen kam zu keinem anderen Ergebnis. Diese Untersuchung gibt Hinweise darauf, dass die strukturfördernden Maßnahmen der ökologischen Bewirtschaftungsweise – z.B. Anbau von Leguminosen, Förderung der organischen Bodensubstanz, Einsatz leichter Maschinen - durch andere systemtypische Verfahren – z.B. mechanische Unkrautregulierung, verstärkter Anbau von Sommerungen und allgemein die höhere Anzahl an Überfahrten - aufgehoben werden.

Schlüsselwörter: Bodenstruktur, mechanische Bodenkennwerte, Spatendiagnose, Trockenrohdichte, Bodenschadenverdichtung

Abstract

Visual structure designation is a simple method of obtaining information about the state of soil structure. The extent to which this assessment corresponds to physical and mechanical soil measurements is the subject of this study. Two methods (packing density according to DIN 19682 (2007) and spade diagnosis according to Diez (1991)) were compared, with their individual parameters (root spread, macropores, mechanical soil resistance, aggregate size, aggregate settlement, aggregate type and degree of soil solidification), to measurements of dry bulk density, effective packing density, air capacity, saturated water conductivity and mechanical precompression stress (-6 kPa matric potential).

For the individual main soil type groups, single parameters can be identified which correlate strongly with the laboratory values. In the case of loamy soils, particular attention should be paid here to aggregate size, aggregate settlement in relation to other aggregates and the degree of

solidification. In sandy soils, root spread is the most significant individual characteristic. For silty soils, the main focus should be on aggregate settlement, root spread and the degree of solidification. With clay soils, attention should be paid to all of the parameters. The aggregate type is an important characteristic at all sites.

In the case of soil scoring level 3, at most of the sites the minimum requirements measured by way of physical laboratory values are still sufficiently fulfilled. The average mechanical precompression stress levels at this scoring range for silty and clay soils between 80 kPa and 100 kPa. In this area, the sandy and loamy soils display values of 135 kPa.

Both of the schemas applied represent a useful opportunity to obtain evidence of soil compaction damage and to assess the structural state of the soil itself, although for each of these the emphasis of assessment lies on different parameters. Adjusting the soil appraisal schemas to different, site-specific conditions would presumably further improve the accuracy of these.

There were no statistically significant differences between the organic and the conventional treatments in soil physical parameters. The visual soil structure assessment (spade diagnose) showed the same results from 40 organic and 39 conventional test fields as well. This could be an advice that the positive effects of special organic farming, like cultivation of legumes, special focus on soil organic matter or the use of machines with a small weight, is offset by other special features of organic farming – e.g. higher impact of working steps for mechanical weed regulation or cropping of spring crops with tillage early in the season.

Keywords: soil structure, mechanical soil measurement, spade diagnosis, bulk density, soil compaction

4.1.1 Einleitung

Die Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft werden entscheidend vom Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf geprägt. Dabei spielt der Boden in seiner Funktion als Speicher und Filter aber auch als Ort von Transformationsprozessen der genannten Kreisläufe eine zentrale Rolle. Das Bodengefüge beeinflusst in vielfältiger Weise bodenökologische sowie für das Pflanzenwachstum relevante Funktionen. So wirkt sich der Zustand des Gefüges direkt auf die Durchwurzelung (Dannowski, 1983; Dannowski, 1987) und damit die Aneignung der Nährstoffe aus (Herbst und Hofmann, 2005). In verdichteten Böden ist eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse zu beobachten (Kayser et al., 1995), Bodentiere, besonders solche, die nicht selbst graben haben nur eingeschränkte Lebensmöglichkeiten, (Larink et al., 1995) und durch den gestörten Luft- und Wasserhaushalt kommt es zu erhöhten N₂O-Emissionen (Aulakh et al., 1992). Insbesondere im ökologischen Landbau sind die Kulturpflanzen zur bedarfsgerechten Versorgung mit Nährstoffen aber auf diese Umsetzungsvorgänge im Boden angewiesen. Bodenverdichtungen führen folglich, und nicht nur im ökologischen Landbau, zu deutlichen Ertragseinbußen und der Zunahme der Ertragsunsicherheit (Ehlers et al., 2000; Voorhees, 2000). Zudem bedingt ein kompaktes Gefüge

verringerte Infiltrationsleistungen und einen gesteigerten Oberflächenabfluss sowie Erosion (Fleige und Horn, 2000).

Das Bodengefüge beschreibt allgemein die räumliche Anordnung der Bodenteilchen sowie -aggregate und damit einen physikalischen Zustand. Dieser lässt sich durch verschiedene Labormethoden sehr exakt erfassen. Eine vergleichsweise einfach zu bestimmende Größe ist die Trockenrohdichte, als ein Maß für den Verdichtungszustand des Bodens. Aussagen über die Verteilung und Leistungsfähigkeit des Porensystems sind mit der Trockenrohdichte allein nicht möglich. Die absolute Höhe ist zudem sehr stark texturabhängig. Eine bessere Vergleichbarkeit über das gesamte Texturspektrum landwirtschaftlich genutzter Böden soll durch die effektive Lagerungsdichte erreicht werden. In deren Berechnung fließt zusätzlich der Tongehalt ein (AG Bodenkunde, 2005). Daneben ist die Luftkapazität eine wichtige bodenökologische Größe. Sie beschreibt den Luftgehalt des Bodens bei Feldkapazität und umfasst im deutschsprachigen Raum Poren mit einem Äquivalentdurchmesser $>50\ \mu\text{m}$ ($-6\ \text{kPa}$ Matrixpotential), in denen sich Wasser der Schwerkraft folgend bewegt. Die Luftkapazität erlaubt allein jedoch keine abschließende Aussage über die Leistungsfähigkeit und Kontinuität dieser groben Poren. Hierfür ist die gesättigte Wasserleitfähigkeit ein wichtiges Maß. Diese Größe beschreibt die Wasserdurchlässigkeit eines wassergesättigten Bodens. Neben den physikalischen Zustandsparametern des Bodengefüges hat sich die mechanische Vorbelastung als wichtiges Kriterium für die Anfälligkeit gegenüber Verdichtung etabliert. Dieser Wert entspricht dem maximalen Druck der in der Vergangenheit auf den Boden, z.B. durch Befahrung eingewirkt hat, wenn er unter den gleichen Belastungsbedingungen ermittelt wird (Topp et al., 1997).

Allen beschriebenen physikalischen und mechanischen Laborparametern ist der hohe zeitliche und finanzielle Aufwand für die Bestimmung gemein. Eine breite Anwendung in der landwirtschaftlichen Praxis ist deshalb nahezu unmöglich, zumal das Bodengefüge oftmals großen zeitlichen und räumlichen Schwankungen unterliegt. Hier sollen einfach zu handhabende Boniturmethode helfen, einen umfassenden Gesamteindruck über das Bodengefüge zu erhalten. Bei ihnen werden sensorisch zu ermittelnde Parameter, wie die Wurzelverteilung, die Aggregatgröße, die Lagerung der Aggregate, der Verfestigungsgrad, der mechanische Widerstand, die Gefügeform und die Makroporenverteilung direkt im Feld ermittelt. Oft wird hierzu ein mit dem Spaten ausgestochener Bodenblock genutzt, weshalb diese Vorgehensweise auch als „Spatendiagnose“ bezeichnet wird. Die Bewertung der Einzelparameter kann in verschiedenen Schemata erfolgen. In Deutschland sind vor allem die Methoden von Diez (1991) und die Ermittlung der Packungsdichte (Harrach und Vorderbrügge, 1991; DIN 19682-10, 2007) sehr verbreitet. Daneben gibt es zahlreiche weitere, aber weniger etablierte Bewertungshilfen (u.a. Werner und Thämert, 1989; Weyer und Boeddinghaus, 2009; Brunotte et al., 2011).

Vorrangiges Ziel dieses Teilprojektes ist die Beschreibung und Quantifizierung von Zusammenhängen zwischen ausgewählten Methoden der visuellen Gefügebewertung sowie deren einzeln erfassten Gefügemerkmale und bodenmechanischen sowie -physikalischen Laborkennwerten. Aus diesen Beziehungen sollen Bereiche abgeleitet werden, in denen die Mindestanforderungen an den physikalischen Bodenzustand gewährleistet sind. Den Bereichen können danach jeweils die mechanischen Stabilitäten der Böden in Form der Vorbelastung zugeordnet werden. Darüber

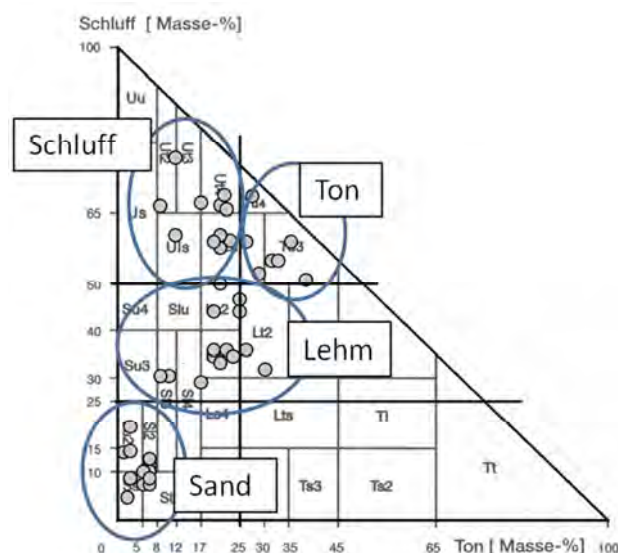
hinaus wird der Frage nachgegangen, welche der visuell erfassten Einzelparameter innerhalb der verwandten Boniturmethode besonders relevant für die bodenmechanischen und -physikalischen Laborkennwerte sind.

4.1.2 Material und Methoden

4.1.2.1 Datenerhebung und Probenahme

Auf 20 Praxisflächen des Pilotbetriebsnetzwerks des Projekts „Klimawirkung und Nachhaltigkeit von Landbausystemen“ und ergänzend auf fünf Versuchsflächen wurden jeweils aus der Ackerkrume (17 - 23 cm) und dem krumennahen Unterboden (32 - 38 cm) Proben für physikalische und mechanische Laboranalysen entnommen und parallel dazu eine visuelle Gefügeansprache im Feld in den gleichen Tiefen durchgeführt. Um die Spannweite häufig vorkommender Bodenarten in der Fragestellung ausreichend berücksichtigen zu können, spielte ein breites Texturspektrum bei der Standortwahl eine wichtige Rolle. Die Einordnung in die Bodenarten folgt dabei dem Schema der KA5 (AG Bodenkunde, 2005) (Abbildung 4.1-1). Es sind Standorte aus allen Bodenartengruppen (Sande, Schluffe, Lehme und Tone) vertreten wobei Sande mit einem Schluffanteil > 25 % der Bodenartenhauptgruppe der Lehme zugeordnet wurden. Alle Flächen waren zum Zeitpunkt der Probenahme mit Winterweizen bzw. Winterroggen bestellt. Die Untersuchungen fanden bis auf zwei Ausnahmen im Frühjahr statt. Diese wurden im Herbst beprobt.

Abbildung 4.1-1: Einordnung aller untersuchten Proben in das Korngrößendreieck nach AG Bodenkunde (2005) (verändert) und deren Zuteilung zu den Bodenartenhauptgruppen



4.1.2.2 Bodenphysikalische und -mechanische Untersuchungen

Für die Untersuchung des Druck-Setzungsverhalten der Böden sind 220 cm³ Stechzylinder (h=2,8 cm, d=10 cm, n=5) entnommen und in einer Sandsaugbox auf ein Matrixpotential von -6 kPa eingestellt worden. Sie dienten der Durchführung eines eindimensionalen drainierten Kompressionsversuches mit behinderter Seitendehnung (DIN 18135). Die Druckstufen von 5, 10, 25, 50, 100, 200, 350, 550 und bei einem Teil der Proben auch von 1200 und 2500 kPa wurden nacheinander für jeweils 180 Minuten auf die Probe aufgebracht. Zwischen den Belastungsstufen war jeweils eine Entlastungszeit von 15 Minuten bei einer Druckstufe von 2 kPa. Eine vollständige Entlastung war aus technischen Gründen nicht möglich. Die Bestimmung der mechanischen Vorbelastung anhand der Druck-Trockenrohdichte-Funktion erfolgte nach dem graphischen Verfahren von Casagrande (1936) durch zwei unabhängige Personen (Rücknagel et al., 2010).

Neben den Stechzylindern zur Ermittlung der mechanischen Vorbelastung wurden Stechzylinder mit einem Volumen von 250 cm³ (h=6 cm, d=7,28 cm, n=8) entnommen. Auch diese wurden zunächst in einer Sandsaugbox auf einen Wassergehalt von -6 kPa entsprechend der Feldkapazität eingestellt. Als Differenz aus dem Gesamtporenvolumen und dem Wasservolumen bei Feldkapazität ergibt sich die Luftkapazität (DIN ISO 11274). Weiterhin wurde die gesättigte Wasserleitfähigkeit in einer stationären Anlage ermittelt (DIN 19683-9). Die Trocknung der 220 und 250 cm³ Stechzylinder bei 105°C bis zur Massekonstanz diente zur Ermittlung der Trockenrohdichte (DIN ISO 11272).

Aus der Trockenrohdichte (TRD) und dem Tongehalt (T) der jeweiligen Probe berechnet sich die effektive Lagerungsdichte (eLD) empirisch nach bodenkundlicher Kartieranleitung (AG Bodenkunde, 2005):

$$eLD [g\ cm^{-3}] = TRD [g\ cm^{-3}] + 0,009 * T [M\%] \quad [1]$$

4.1.2.3 Visuelle Gefügebewertung

Die Gesamtboniturnoten des Gefüges wurden zum einen nach dem Schema von Diez (1991) und zum anderen nach dem Schema der DIN 19682-10 (2007) zur Ermittlung der Packungsdichte vergeben. Die Spannbreite der Noten in den Schemata bewegt sich im Bereich von 1 (sehr günstig) bis 5 (sehr ungünstig) und orientiert sich an der Güte der Bodenstruktur für das Pflanzenwachstum. Die Gesamtnoten setzen sich aus Teilnoten von Einzelmerkmalen zusammen, die je nach Schema mit unterschiedlicher Gewichtung berücksichtigt werden (Formeln 2 und 3). Diese Merkmale sind: der mechanische Widerstand (meWi), die Aggregatgröße (Aggr), der Verfestigungsgrad (Fallprobe) (Verfg), die Lagerung der Aggregate (LaAgr), die Makroporenverteilung (Mapo), die Wurzelverteilung (Wuve) und die Gefügestufe (Gefo). Auf Böden ohne Aggregatgefüge konnten die Merkmale „Aggregatgröße“ und „Lagerung der Aggregate“ nicht berücksichtigt werden. Sie fließen deshalb auch nicht in die Gesamtnoten ein. Um dennoch besonders auf die-

sen Böden Informationen zum bodenmechanischen Zustand zu erlangen wurde zusätzlich der mechanische Widerstand mit einem Taschenmesser nach dem Schema von Harrach (1991) als Einzelparameter bewertet. Die Bewertung der Einzelmerkmale erfolgte nach den in Tabelle 4.1-1 beschriebenen Klassifikationen und fand je Versuchsfläche in vierfacher Wiederholung statt.

$$Note_Diez = \frac{N_{Gefo} + N_{Wuive} + N_{Mapo}}{n_{Gefo} + n_{Wuive} + n_{Mapo}} \quad [2]$$

$$Note_PD = \frac{N_{Aggr} + N_{Verf} + 2 * (N_{Mapo} + N_{Lage}) + 3 * N_{Wuive}}{n_{Aggr} + n_{Verf} + 2 * (n_{Mapo} + n_{Lage}) + 3 * n_{Wuive}} \quad [3]$$

N = Gefügenreife des Einzelparameters

n = Vorkommen des Merkmals (1 = ja, 0 = nein)

Tabelle 4.1-1: Einzelparameter der visuellen Gefügeansprache und deren Bewertung

Note	Wurzelverteilung ⁽¹⁾	Biogene Makroporen ⁽¹⁾	Aggregatgröße ⁽¹⁾	Lagerung der Aggregate ⁽¹⁾	mechanischer Widerstand ⁽³⁾	Verfestigungsgrad (Fallprobe) ⁽¹⁾	Gefügetform ⁽²⁾			
							nicht aggregiert	aggregiert		
1	die Wurzeln verteilen sich gleichmäßig über den ganzen Horizont (sehr gleichmäßig)	viele große Poren vorhanden	< 0,2 cm	sperrig unorientierte Anordnung; viele Hohlräume	sehr gering	zerfällt schon bei Entnahme	Einzelkorngefüge	Kohärenzgefüge	Krümelgefüge	aggregiert
2	Makroporen wie Regenwurmgänge oder Spalten werden als bevorzugte Wurzelbahnen genutzt (gleichmäßig)	mittelviele große Poren; viele mittlere Poren	0,2 cm – 0,5 cm	offen Klüfte, Spalten zwischen den Aggregatoberflächen bilden kaum Abdrücke	gering	zerfällt bei Aufprall in zahlreiche Bruchstücke bzw. Aggregate	locker (ein lo)	locker zusammhängend, porös, bei Druck leicht zerfallend (kit-lo)		
3	die Wurzeln konzentrieren sich auf die durch Spalten getrennten Aggregatoberflächen und Makroporen (ungleichmäßig)	wenig große Poren; mittelviele mittelgroße Poren; viele feine Poren	0,5 cm – 2 cm	halboffen Aggregate teils durch Klüfte / Spalten getrennt	mittel	zerfällt bei Aufprall in wenige Bruchstücke bzw. Aggregate, die von Hand weiter aufgeteilt werden können				0,5 - 3 cm
4	starke Häufung in Rissen und auf Aggregatoberflächen, teilweise kann von Wurzelfilz gesprochen werden	wenig mittelgroße Poren; mittelviele feine Poren	2 cm – 5 cm	fast geschlossen im Quellzustand nur wenige Hohlräume	hoch	zerfällt bei Aufprall in wenige Bruchstücke bzw. Aggregate, die von Hand nicht oder nur schwer weiter	verdichtet (ein-te)	fest zusammenhängend, dicht gelagert, kaum/keine Makroporen (koh)		> 3 cm
5	sehr starke Häufung in Rissen, Abknicken der Wurzeln	wenig feine Poren	> 5 cm	geschlossen Aggregatoberflächen bilden vollkommene Abdrücke von einander	sehr hoch	zerfällt bei Aufprall kaum				
										Plattengefüge (pla)

4.1.2.4 Statistische Auswertung

Die Ergebnisdarstellung erfolgt in Form von „Box-Whisker-Plots“. Auf diese Weise können wesentliche Eckpunkte der Verteilungsfunktion der beschriebenen Merkmale in einem Diagramm abgebildet werden. Neben dem Mittelwert (gekennzeichnet durch ein Kreuz) und dem Median (gekennzeichnet durch eine fette Linie) wird das untere und das obere Quartil durch die Box beschrieben. Die Boxlänge, der sogenannte Interquartilabstand, umfasst somit 50 % der Daten und gilt als Streuungsmaß. Das Maximum bzw. das Minimum des Wertebereiches wird durch die „Whiskers“ abgebildet, falls diese nicht mehr als das 1,5-fache des Interquartilabstandes vom Median abweichen. Werte, die dieses Kriterium überschreiten, gelten als Ausreißer und werden als einzelne Datenpunkte gekennzeichnet.

Die Verrechnung der Vorbelastungsdaten basiert auf logarithmischer Skala, da der Untersuchungsparameter Vorbelastung bei Verwendung der Einheit kPa eine rechtsschiefe Häufigkeitsverteilung aufweist. Dies zeigt unter anderem die Zusammenstellung der Datensätze von Lebert (1989) und Nissen (1998). Auch die Messwerte für die gesättigte Wasserleitfähigkeit sind nicht normalverteilt und deswegen logarithmiert verrechnet worden.

In einigen Fällen wird die Standardabweichung (s) als Streuungsmaß angegeben, die sich aus der Summe der Abweichungsquadrate (SQ) und der Anzahl der Wiederholungsmessungen (n) nach folgender Formel berechnet:

$$s = \sqrt{(SQ / (n - 1))} \quad [4]$$

Die statistischen Auswertungen und erfolgten unter Zuhilfenahme der Software R (R Development Core Team, 2011) und SAS (SAS Institute Inc., 2008).

Die Messwerte aus den physikalischen Laboranalysen wurden mittels einer gepoolten Spearman-Rangkorrelation nach Formel 5 mit den Boniturnoten der visuellen Gefügebeurteilung in Beziehung gesetzt. Die Gesamtkorrelation setzt sich dabei aus Einzelkorrelationen zusammen, die innerhalb der Hauptbodenartengruppen (der Pools) berechnet werden. Auf diese Weise werden Scheinkorrelationen vermieden.

$$r_s = 1 - \frac{\sum_{i=1}^a 6 \sum_i d_i^2}{\sum_{i=1}^a n_i (n_i^2 - 1)} \quad \text{mit} \quad d_i = rg(x_i) - rg(y_i) \quad [5]$$

a = der Parameter nach dem „gepoolt“ wird

d = Differenz der Ränge von x und y einer Beobachtung

$rg(x_i)$ = der Rang von x ;

$rg(y_i)$ = der Rang von y

n = Anzahl der Wertepaare

Korrelationsmaße (r_s), die bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % ($p < 0,05$) signifikant sind, werden mit (*) und die, die bei 1 % ($p < 0,01$) signifikant sind mit (**) gekennzeichnet.

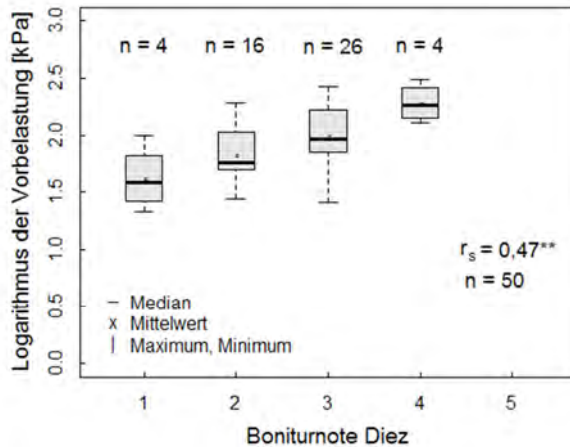
4.1.3 Ergebnisse

4.1.3.1 Mechanische Vorbelastung

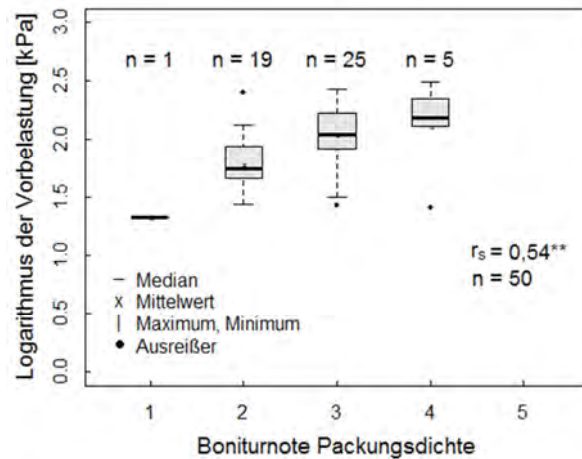
In den Abbildungen 4.1-2 sind die Boniturnoten des Diez-Schemas (Abbildung 4.1-2a) und des Packungsdichte-Schemas (Abbildung 4.1-2b) mit den entsprechenden Werten der mechanischen Vorbelastung für alle untersuchten Standorte dargestellt. Nach beiden Methoden nimmt die mechanische Vorbelastung kontinuierlich mit der Boniturnote um durchschnittlich je etwa $\log 0,20$ zu. Im Mittel beträgt die Vorbelastung bei Note 1 im Diez-Schema $\log 1,62$ (42 kPa) und im Packungsdichte-Schema $\log 1,33$ (21 kPa). Bei der Boniturnote 2 betragen die Mittelwerte $\log 1,83$ (68 kPa) im Diez-Schema und $\log 1,79$ (61 kPa) im Packungsdichte-Schema. Bei Note 3 liegen die mittleren Werte bei $\log 2,00$ (100 kPa) im Diez-Schema und bei $\log 2,04$ (109 kPa) nach dem Packungsdichte-Schema. Für die Note 4 ergeben sich Mittelwerte von $\log 2,29$ (195 kPa) im Diez-Schema und für das Packungsdichte-Schema von $\log 2,11$ (129 kPa). Zwischen den beiden Boniturnethoden gibt es über alle Standorte nur geringe Unterschiede. Die Vorbelastungswerte im Diez-Schema sind bei den Noten 1 und 2 etwas größer als im Packungsdichte-Schema. Die Spannbreite der Vorbelastung ist unabhängig vom verwandten Schema innerhalb einer Boniturnote jedoch erheblich. Sie liegt beispielsweise innerhalb der Boniturnote 3, welche am häufigsten auftritt, zwischen rund $\log 1,40$ (25 kPa) und $\log 2,40$ (250 kPa). Die Interquartilsbreite, die 50 % der Werte beinhaltet, liegt immerhin zwischen rund $\log 1,80$ (65 kPa) und $\log 2,20$ (160 kPa). Der gepoolte Spearman-Rangkorrelationskoeffizient (r_s) beträgt $0,47^{**}$ für die Bewertung nach dem Diez-Schema und $0,54^{**}$ für das DIN-Schema.

Abbildung 4.1-2a:

Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf allen Böden

**Abbildung 4.1-2b:**

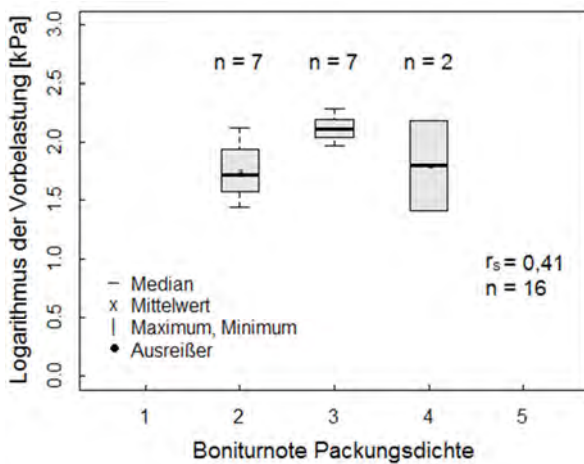
Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf allen Böden



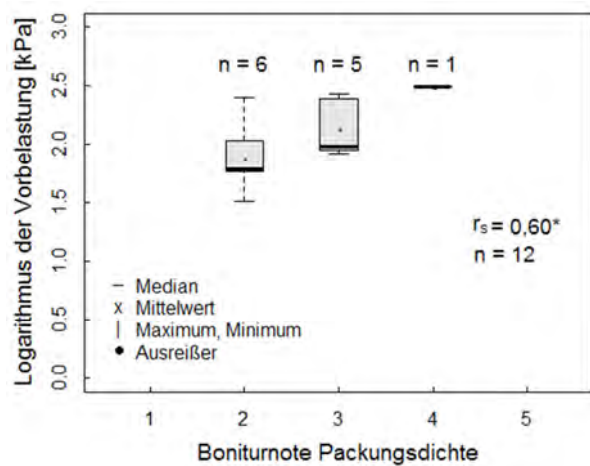
Bei einer Aufgliederung der Standorte nach einzelnen Bodenartengruppen zeigt sich mit Ausnahme der Lehm Böden ebenfalls eine Zunahme der mechanischen Vorbelastung mit zunehmender Boniturnote (Abbildung 4.1-a bis Abbildung 4.1-d). Der Stichprobenumfang bei den Noten 1 und 4 ist innerhalb der jeweiligen Bodenartengruppe zum Teil jedoch gering ($n = 0$ bis $n = 2$). Die mittleren Vorbelastungen liegen innerhalb des PD-Schemas am Beispiel der Boniturnote 3 (Note mit der größten Häufigkeit) bei den Lehm- und Sandböden um $\log 2,12$ (131 kPa) und bei den Tonböden um $\log 2,00$ (100 kPa). Der Wert für die Schluffböden liegt mit $\log 1,92$ (83 kPa) leicht darunter. Der Zusammenhang von mechanischer Vorbelastung und der Boniturnote wurde innerhalb der einzelnen Bodenartengruppen exemplarisch am Packungsdichte-Schema erläutert. Mit dem Diez-Schema lassen sich prinzipiell analoge Aussagen treffen.

Abbildung 4.1-3a:

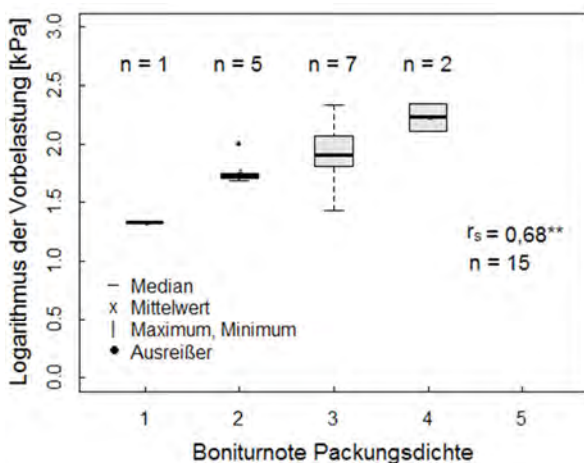
Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Lehmböden

**Abbildung 4.1-3b:**

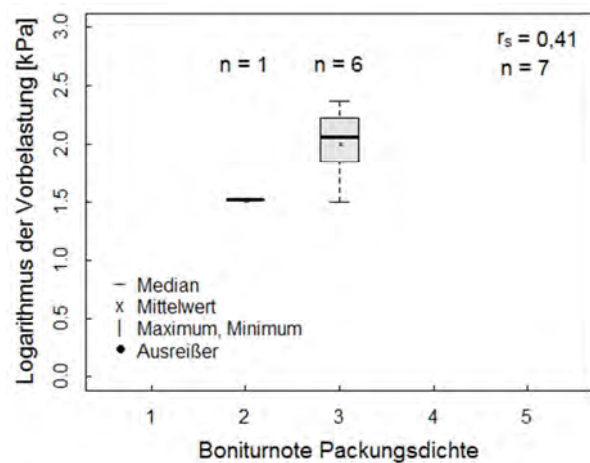
Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Sandböden.

**Abbildung 4.1-3c:**

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Schluffböden

**Abbildung 4.1-3d:**

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa] auf Tonböden.



Die Korrelationsanalyse von Zusammenhängen zwischen den Einzelparametern der visuellen Gefügeansprache und der mechanischen Vorbelastung über alle Bodenarten (Tabelle 4.1-2) zeigt, dass vornehmlich die Wurzelverteilung ($r_s = 0,61^{**}$), der Verfestigungsgrad ($r_s = 0,45^{**}$) und die Lagerungsart der Aggregate ($r_s = 0,41^*$) für die Ableitung der Vorbelastung von Bedeutung sind.

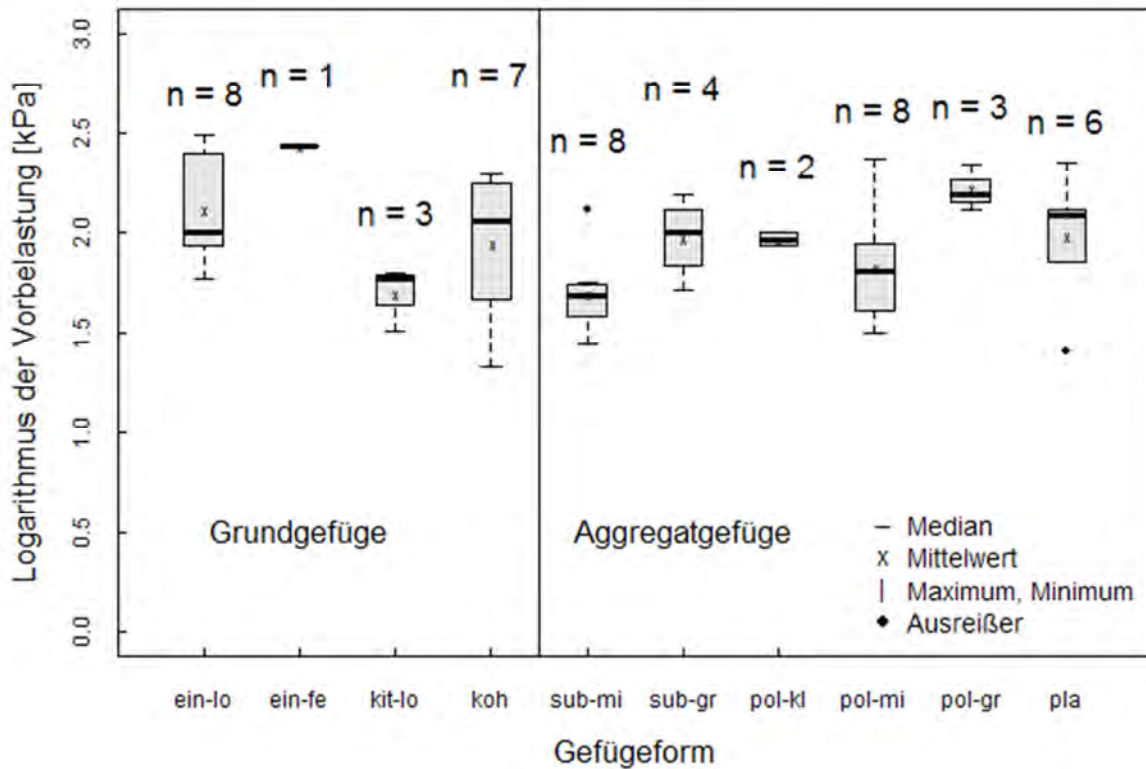
Demgegenüber besitzen der mechanische Widerstand ($r_s = 0,36^*$), die biogenen Makroporen ($r_s = 0,35^*$) und die Aggregatgröße ($r_s = 0,28$) nur einen geringeren Aussagewert. Innerhalb der vier Bodenartengruppen ist die Korrelation mit der Wurzelverteilung nur noch auf den Sanden ($r_s = 0,73^{**}$) und Schluffen ($r_s = 0,59^*$) signifikant. Bei den Schluffvarianten ist zudem ein signifikanter Zusammenhang mit dem Verfestigungsgrad $r_s = 0,53^*$ zu erkennen. Auf den Tonböden sind die Korrelationsmaße für den Verfestigungsgrad ($r_s = 0,69$), die Aggregatgröße ($r_s = 0,68$), den mechanischen Widerstand ($r_s = 0,50$) und die Wurzelverteilung ($r_s = 0,48$) zwar recht hoch, allerdings auf Grund des geringen Stichprobenumfangs nicht signifikant. Bei den Lehmböden korreliert kein einzelner Parameter mit der mechanischen Vorbelastung.

Tabelle 4.1-2: Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und mechanischer Vorbelastung [log kPa], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0,01$

Messwert	mechanische Vorbelastung				
	Lehme n = 16	Sande n = 12	Tone n = 7	Schluffe n = 15	Gesamt alle Bodengruppen
Lagerung der Aggregate	0,37	-	0,40	0,46*	0,41*
Verfestigungsgrad	0,29	0,45	0,69	0,53*	0,45**
Aggregatgröße	0,28	-	0,68	0,22	0,28
Wurzelverteilung	0,22	0,73**	0,48	0,59*	0,61**
Biog. Makroporen	0,23	0,28	0,11	0,33	0,35*
Mechan. Widerstand	0,30	0,35	0,50	0,55*	0,36*

Auch zwischen der Gefügestärke und der mechanischen Vorbelastung sind nur schwache Zusammenhänge ersichtlich (Abbildung 4.1-4). So weisen subpolyedrische Gefüge im Mittel nur etwas geringere Vorbelastungswerte als polyedrische Gefüge auf, und diese wiederum besitzen nur etwas geringere Werte als die plattigen Gefüge. Wird jedoch innerhalb der Gefügestärken noch nach Größe differenziert, dann nimmt die Vorbelastung mit der Aggregatgröße zu.

Abbildung 4.1-4: Zusammenhang der ermittelten Gefügeformen mit den logarithmierten Werten der mechanischen Vorbelastung [kPa]

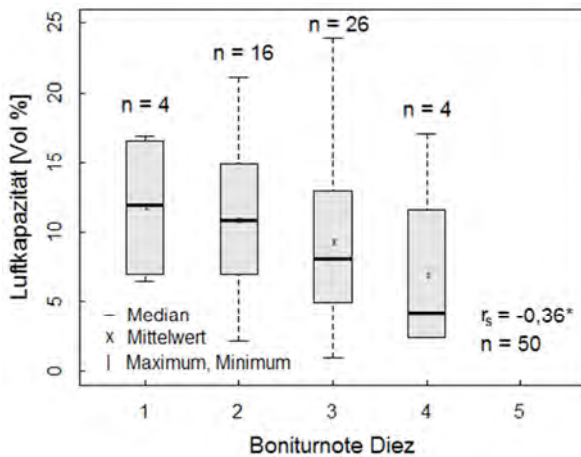


4.1.3.2 Luftkapazität

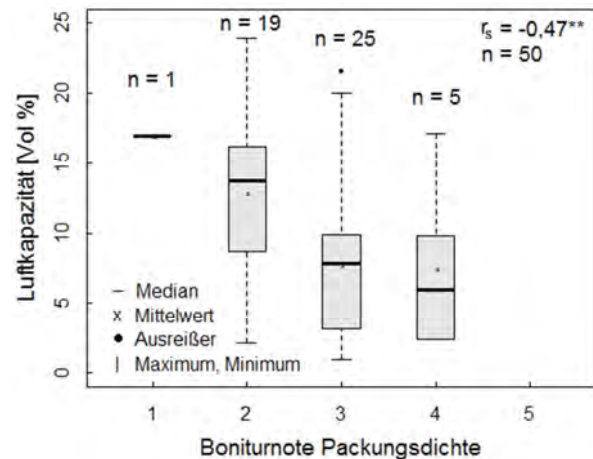
Im Gegensatz zur mechanischen Vorbelastung nimmt die Luftkapazität über alle untersuchten Standorte mit steigender Boniturnote in einem linearen Trend ab (Abbildung 4.1-5a und Abbildung 4.1-5b). Bei Note 1 liegt die Luftkapazität im Mittel zwischen 12 Vol% (Diez-Schema) und 17 Vol% (Packungsdichte-Schema) und bei Note 2 im Bereich von 11 Vol% (Diez-Schema) bzw. 13 Vol% (Packungsdichte-Schema). Damit sind die Luftkapazitäten bei diesen Noten des Diez-Schemas insgesamt etwas niedriger als im Packungsdichte-Schema. Bei den Boniturnoten 3 und 4 betragen die Luftkapazitäten nach Diez-Schema im Mittel um 9 Vol% bzw. 7 Vol% und nach PD-Schema um 8 Vol% bzw. 7,5 Vol%. Die Standardabweichung ist bei allen Noten erheblich und liegt im Bereich von $\pm 5,8$ bis zu $\pm 7,0$ Vol%. Die hohen Standardabweichungen bei der Gesamtbetrachtung aller Standorte erklären sich auch aus dem sehr differenzierten Verhalten innerhalb der Bodenartengruppen. Auch deshalb betragen die gepoolten Spearman-Korrelationskoeffizienten insgesamt nur $-0,36^*$ (Diez-Schema) bzw. $-0,47^{**}$ (Packungsdichte-Schema). Lässt man die Sandböden bei dieser Betrachtung außen vor ($n = 38$), verändert sich der Korrelationskoeffizient zu $-0,49^{**}$ (Diez-Schema) bzw. $-0,55^{**}$ (Packungsdichte-Schema).

Abbildung 4.1-5a:

Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf allen Böden

**Abbildung 4.1-5b:**

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf allen Böden



Eine Auflösung in die Bodenartengruppen soll exemplarisch wiederum am Packungsdichte-Schema erfolgen (Abbildung 4.1-6a - Abbildung 4.1-6d). Es fällt zunächst auf, dass die Sandböden unabhängig von der Boniturnote mittlere Luftkapazitäten von 15 - 17 Vol% aufweisen. Ein klarer Trend ist nicht erkennbar. Ähnlich verhalten sich die Lehm Böden. Auch hier ist der Trend nur sehr schwach ausgeprägt. Die Luftkapazität liegt jedoch im Mittel nur auf dem halben Niveau der Sandböden (6 – 9 Vol%). Selbst bei Note 2 beträgt die mittlere Luftkapazität nur knapp 8 Vol%. Auf den Tonböden liegen die Werte schon ab Note 3 unter 5 Vol%. Eine klare Trendabschätzung gestaltet sich aufgrund der geringen Anzahl an Werten insbesondere bei den Noten 2 und 4 jedoch schwierig. Am deutlichsten lässt sich die Luftkapazität anhand der Packungsdichte-Stufen bei den Schluffböden reproduzieren. Die Abstufung ist vergleichbar mit der Gesamtbetrachtung aller Böden. So werden bei Note 3 im Durchschnitt 8 Vol% und bei Note 4 rund 4 Vol% Luftkapazität ermittelt. Auch die Standardabweichung ist mit $\pm 3,8\text{Vol\%}$ vergleichsweise gering.

Abbildung 4.1-6a:

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Lehmböden

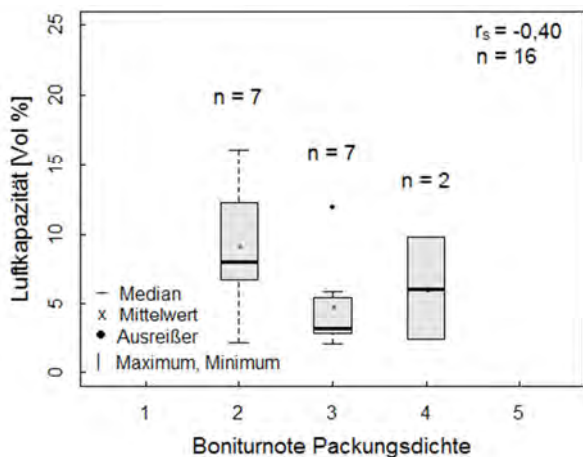


Abbildung 4.1-6b:

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Sandböden.

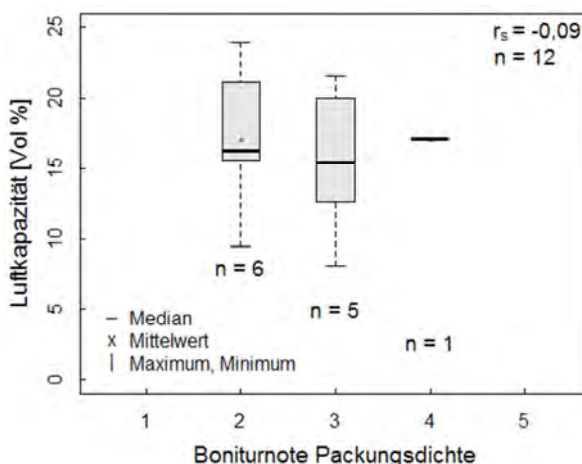


Abbildung 4.1-6c:

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Schluffböden.

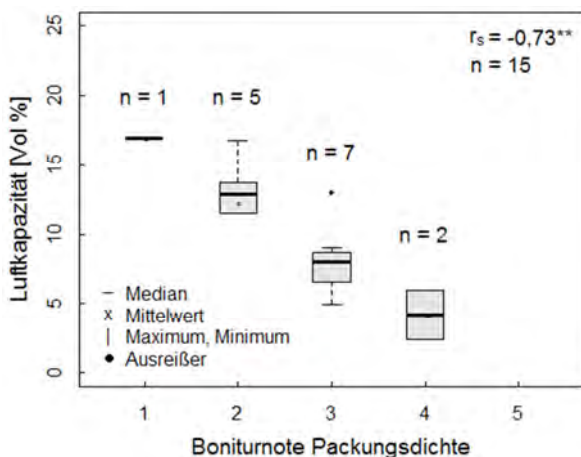
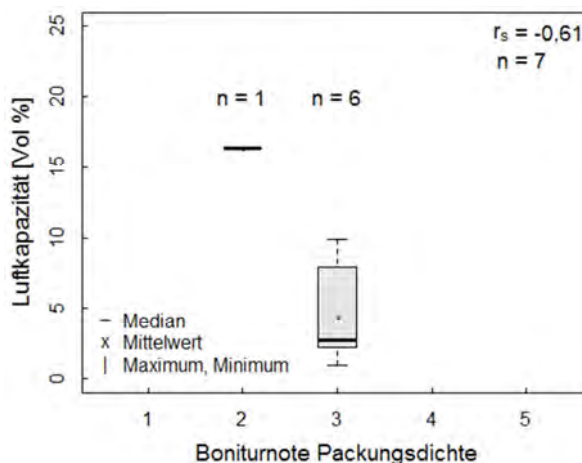


Abbildung 4.1-6d:

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichte-schemas mit den Werten der Luftkapazität [Vol%] auf Tonböden.



Die Betrachtung der Einzelparameter der visuellen Gefügeansprache (Tabelle 4.1-2) über alle Bodenartenhauptgruppen zeigt deutliche Zusammenhänge zwischen der Lagerung der Aggregate ($r_s = -0,63^{**}$), dem Verfestigungsgrad ($r_s = -0,59^{**}$), der Aggregatgröße ($r_s = -0,47^{**}$) sowie dem mechanischen Widerstand ($r_s = -0,46^{**}$) mit der Luftkapazität. Insbesondere die Lagerung der Aggregate ist für die Luftkapazität aggregierter Böden maßgebend. Liegen die Aggregate offen zueinander, beträgt die Luftkapazität im Mittel 14,2 Vol%. Bei halboffener Lagerung werden Luftkapazitäten von 7,8 Vol% ermittelt und bei fast geschlossener Lagerung liegen die Werte der

Luftkapazität um 5,4 Vol%. Kaum Rückschlüsse lassen sich auf die Luftkapazität des Bodens anhand der Wurzelverteilung ($r_s = -0,40^*$) und der biogenen Makroporen ($r_s = -0,26$) ziehen.

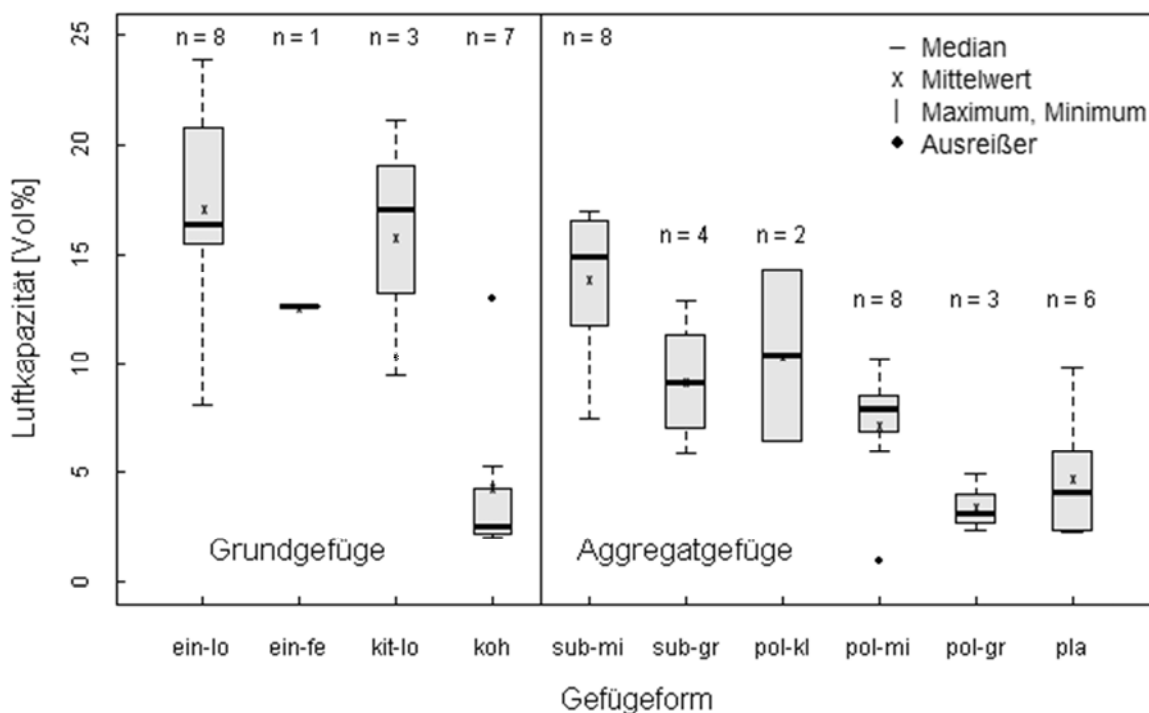
Die Aufschlüsselung nach Bodenarten (Tabelle 4.1-3) zeigt nur sehr niedrige Korrelationen der Einzelparameter innerhalb der Sandböden. Am besten können auf Lehmböden Rückschlüsse auf die Luftkapazität anhand der Lagerung der Aggregate ($r_s = -0,69^{**}$), des Verfestigungsgrades ($r_s = -0,70^{**}$) und der Aggregatgröße ($r_s = -0,80^{**}$) gezogen werden. Auf Schluffböden spielt hingegen neben der Lagerung der Aggregate ($r_s = -0,58^*$) und dem Verfestigungsgrad ($r_s = -0,63^*$) auch die Wurzelverteilung ($r_s = -0,64^{**}$) eine bedeutende Rolle.

Tabelle 4.1-3: Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und Luftkapazität [Vol%], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0,01$

Messwert	Luftkapazität				
	Lehme n = 16	Sande n = 12	Tone n = 7	Schluffe n = 15	Gesamt alle Boden- gruppen
Bonitur (1-5)					
Lagerung der Aggregate	-0,69**	-	-0,40	-0,58*	-0,63**
Verfestigungsgrad	-0,70**	-0,23	-0,47	-0,63*	-0,59**
Aggregatgröße	-0,80**	-	-0,65	-0,02	-0,47**
Wurzelverteilung	-0,47*	-0,07	-0,40	-0,64**	-0,40*
Biog. Makroporen	-0,27	0,05	-0,59	-0,38	-0,26
Mechan. Widerstand	-0,46*	-0,20	-0,69	-0,57*	-0,46**

Bei den Gefügeformen sind Unterschiede zwischen den Grundgefügen und den aggregierten Gefügen zu erkennen (Abbildung 4.1-7). Die Grundgefüge besitzen mit Ausnahme von kohärenten Gefügen durchweg höhere Luftkapazitäten um etwa 16,0 Vol%. Innerhalb der Aggregatgefüge nimmt die Luftkapazität mit zunehmender Kantigkeit und Größe der Gefügekörper ab. Große Polyeder weisen Luftkapazitäten von durchschnittlich 3,5 Vol% auf. Plattige Gefüge besitzen Luftkapazitäten um 6,0 Vol% und mittelgroße Polyeder sowie große Subpolyeder liegen um 8,0 Vol%. Bei den mittelgroßen Subpolyedern liegt die Luftkapazität mit durchschnittlich 13,4 Vol% vergleichsweise hoch.

Abbildung 4.1-7: Zusammenhang der ermittelten Gefügeform mit den Werten der Luftkapazität [Vol%]

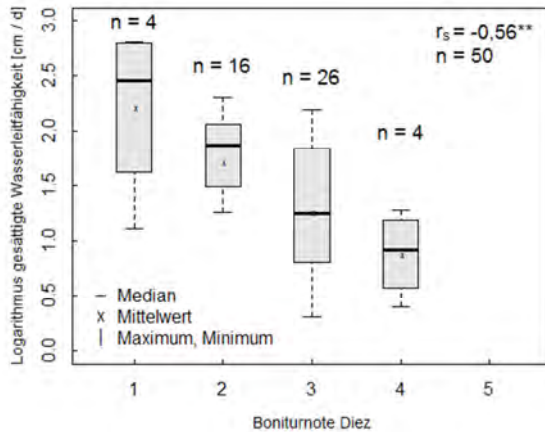


4.1.3.3 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

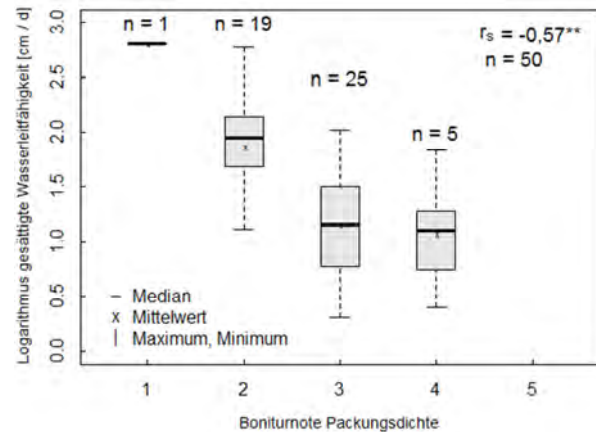
Analog zur Luftkapazität nehmen auch die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit mit der Zunahme der Boniturnote ab (Abbildung 4.1-8a und Abbildung 4.1-8b). Die gepoolten Spearman-Korrelationskoeffizienten betragen für alle Bodenartengruppen $-0,56^{**}$ (Diez-Schema) und $0,57^{**}$ (Packungsdichte-Schema). Im Mittel liegen die gesättigten Wasserleitfähigkeiten bei Note 1 im Diez-Schema bei 158 cm d^{-1} (log 2,2) und im Packungsdichte-Schema bei 630 cm d^{-1} (log 2,8). In letzterem wurde allerdings nur eine Probe mit der Note 1 untersucht. Bei Note 2 werden mittlere Werte von 50 cm d^{-1} (log 1,7) mit dem Diez-Schema bzw. von 74 cm d^{-1} (log 1,87) im Packungsdichte-Schema bestimmt. Bei Note 3 und 4 liegen die Werte für die Diez-Methode bei 20 cm d^{-1} (log 1,3) bzw. bei 10 cm d^{-1} (log 1,0) und für die PD-Methode bei 14 cm d^{-1} (log 1,16) bzw. 12 cm d^{-1} (log 1,07).

Abbildung 4.1-8a:

Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schema mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf allen Böden

**Abbildung 4.1-8b:**

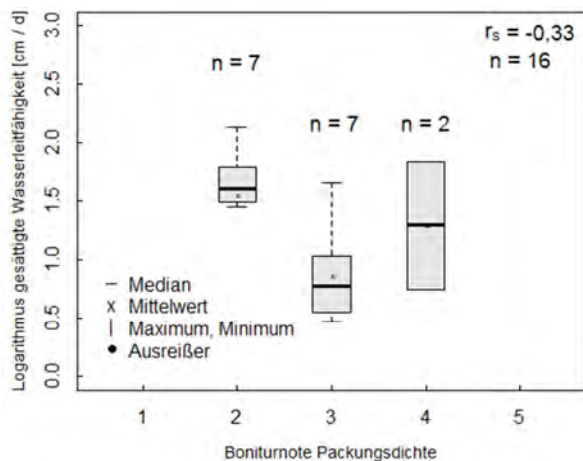
Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf allen Böden.



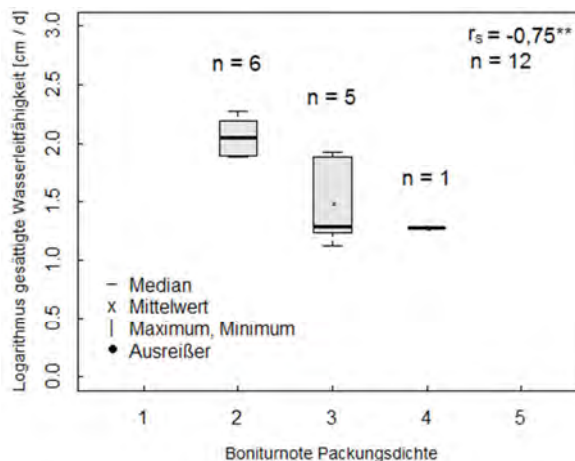
Eine Betrachtung der jeweiligen Bodenartengruppen deutet wiederum texturbedingte Unterschiede beim Zusammenhang von gesättigter Wasserleitfähigkeit und Packungsdichtenote an (Abbildung 4.1-9a bis Abbildung 4.1-9d). Bei den Lehm Böden ist kein eindeutiger Trend zwischen der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der Boniturnote feststellbar ($r_s = -0,33$). Im Mittel liegen die Werte durchweg über 10 cm d^{-1} ($\log 1,0$). Die Standardabweichungen sind mit $\log \pm 0,54$ bis $\log \pm 0,77$ höher als bei den anderen Bodenartengruppen. Auf den Sandböden nimmt die gesättigte Wasserleitfähigkeit mit steigender Boniturnote ab ($r_s = -0,75^{**}$). Der Parameter reagiert somit auf Sandböden stärker als die Luftkapazität. Bei Note 4 liegt die gesättigte Wasserleitfähigkeit mit 19 cm d^{-1} ($\log 1,28$) jedoch noch vergleichsweise hoch. Ton- ($r_s = -0,61$) und Schluffböden ($r_s = -0,77^{**}$) zeigen ebenso einen deutlicheren Trend zwischen Boniturnote und gesättigter Wasserleitfähigkeit. Bei Note 4 werden mittlere gesättigte Wasserleitfähigkeiten von $\leq 10 \text{ cm d}^{-1}$ ($\log 1$) gemessen.

Abbildung 4.1-9a:

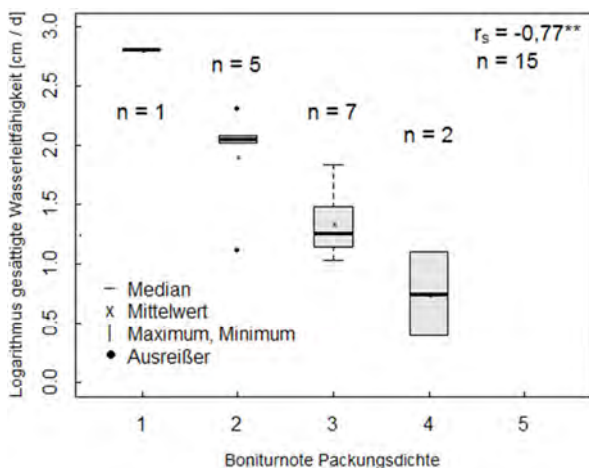
Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Lehm Böden

**Abbildung 4.1-9b:**

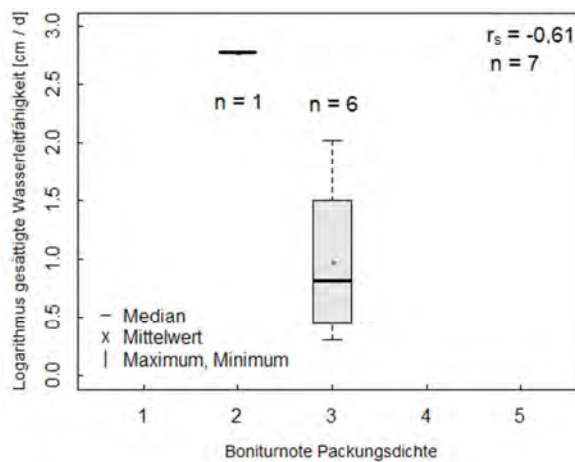
Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Sandböden

**Abbildung 4.1-9c:**

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Schluffböden

**Abbildung 4.1-9d:**

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}] auf Tonböden



Der kf-Wert korreliert über alle Bodenartenhauptgruppen gut mit der Lagerung der Aggregate ($r_s = -0,54^{**}$) und mit der Wurzelverteilung ($r_s = -0,43^{**}$). Im Gegensatz dazu spielen für die Herleitung der gesättigten Wasserleitfähigkeit die Parameter Verfestigungsgrad ($r_s = -0,41^*$), biogene Makroporen ($r_s = -0,38^*$), mechanischer Widerstand ($r_s = -0,38^*$) und Aggregatgröße ($r_s = -0,29$) nur eine untergeordnete Rolle. Innerhalb der Bodenartengruppen Lehme und Tone zeigen sich mit keinem der einzelnen Parameter Zusammenhänge. Auf Sandböden korreliert nur die Wurzel-

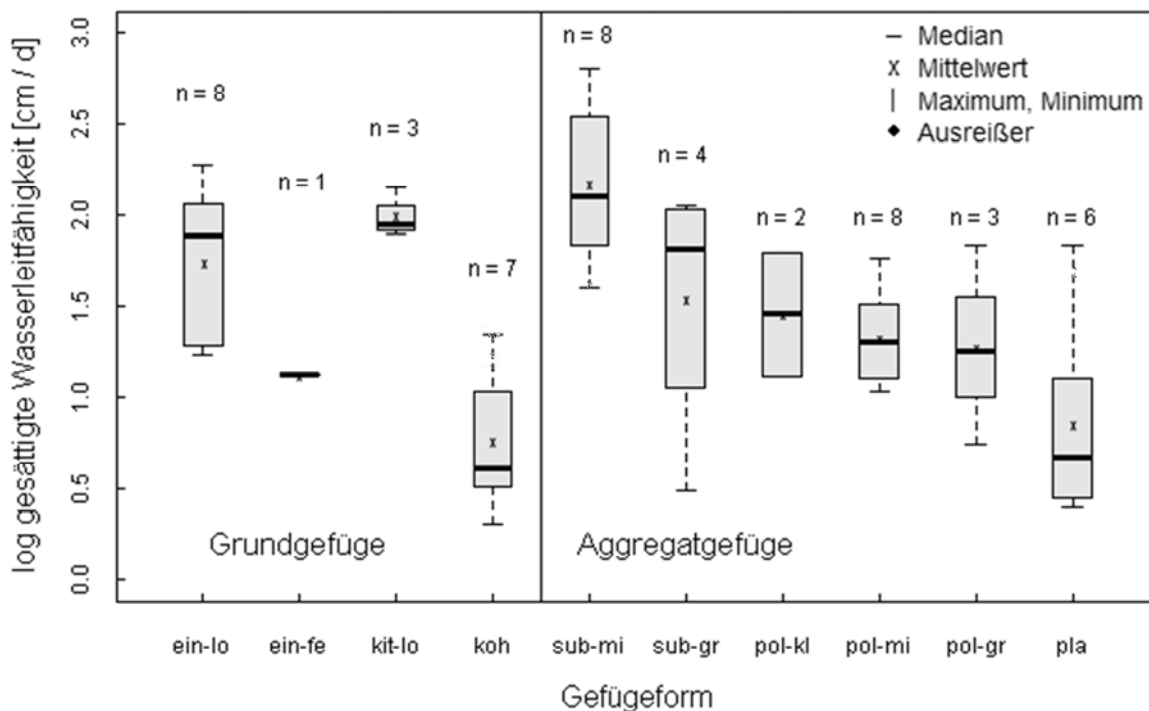
verteilung ($r_s = -0,73^{**}$) mit der gesättigten Wasserleitfähigkeit. Auf den Schluffböden stehen die Lagerung der Aggregate ($r_s = -0,85^{**}$) und die biogenen Makroporen ($r_s = -0,65^{**}$) in nachweisbarer Beziehung zum k_f -Wert.

Tabelle 4.1-4: Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und gesättigter Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0,01$

Messwert	gesättigte Wasserleitfähigkeit				
	Lehme n = 16	Sande n = 12	Tone n = 7	Schluffe n = 15	Gesamt alle Bodengruppen
Lagerung der Aggregate	-0,29	-	-0,53	-0,85**	-0,54**
Verfestigungsgrad	-0,42	-0,38	-0,57	-0,39	-0,41*
Aggregatgröße	-0,40	-	-0,41	-0,13	-0,29
Wurzelverteilung	-0,13	-0,73**	-0,26	-0,44	-0,43**
Biog. Makroporen	-0,33	-0,05	-0,49	-0,65**	-0,38*
Mechan. Widerstand	-0,26	-0,44	-0,58	-0,47*	-0,38*

Plattige und kohärente Gefüge weisen die niedrigsten k_f -Werte auf. Sie liegen im Mittel bei 16 cm d^{-1} ($\log 1,2$) bzw. 8 cm d^{-1} ($\log 0,9$) (Abbildung 4.1-10). Dem gegenüber weisen die Varianten mit losem und verkittetem Einzelkorngefüge sowie mit mittelgroßem Subpolyederggefüge sehr hohe k_f -Werte auf. Diese bewegen sich im Bereich von 56 cm d^{-1} bis 100 cm d^{-1} ($\log 1,75 - 2,0$) bzw. von 120 cm d^{-1} ($\log 2,1$). Analog zur Luftkapazität ist innerhalb der aggregierten Gefügeformen ein Trend zur Abnahme des k_f -Wertes mit zunehmender Kantigkeit und Größe der Gefügekörper zu erkennen.

Abbildung 4.1-10: Zusammenhang der Gefügeform mit den logarithmierten Werten der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm d^{-1}].

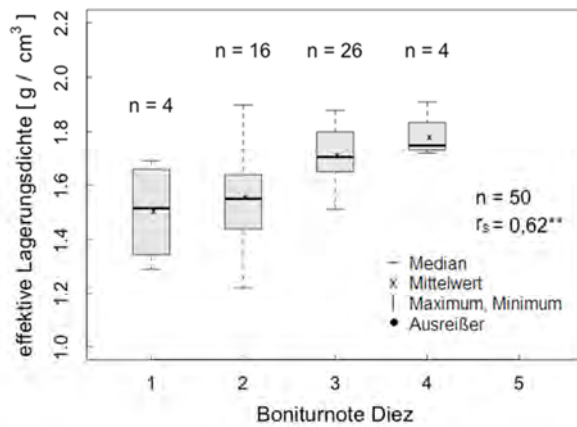


4.1.3.4 Effektive Lagerungsdichte

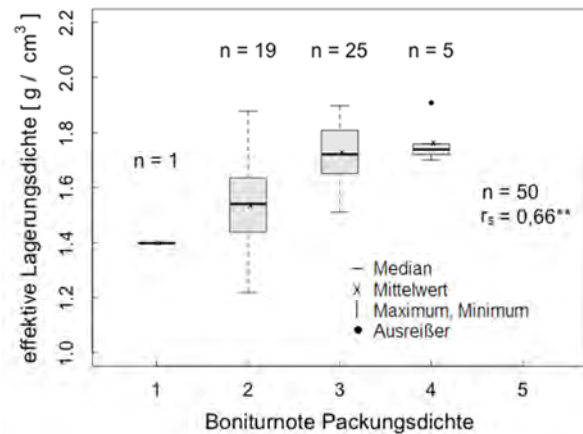
Die effektive Lagerungsdichte bietet die einfache Möglichkeit, texturbedingte Niveauunterschiede beider Trockenrohdichte anzugleichen. Deshalb wird auf eine gesonderte Betrachtung einzelner Bodenartengruppen verzichtet und in den Abbildungen 4.1-11a und 4.1-11b nur die Zusammenfassung aller Standorte für beide Schemata gezeigt. Mit zunehmender Boniturnote nimmt auch die effektive Lagerungsdichte deutlich zu. Die gepoolten Spearman-Korrelationskoeffizienten betragen insgesamt allerdings $0,62^{**}$ (Diez-Schema) bzw. $0,66^{**}$ (Packungsdichte-Schema). Analog zu allen bisher beschriebenen physikalischen Bodenparametern gibt es bei den Noten 1 und 2 wieder Unterschiede zwischen den Schemata. Im Mittel liegen die effektiven Lagerungsdichten beim Packungsdichte-Schema für Note 1 bei $1,40 \text{ g cm}^{-3}$ und bei Note 2 bei $1,54 \text{ g cm}^{-3}$. Innerhalb des Diez-Schemas wurden Werte von $1,50 \text{ g cm}^{-3}$ bei Note 1 und $1,56 \text{ g cm}^{-3}$ bei Note 2 ermittelt. Bei den Noten 3 und 4 gleichen sich die Schemata an und zeigen jeweils Mittelwerte von $1,73 \text{ g cm}^{-3}$ bei Note 3 und $1,77 \text{ g cm}^{-3}$ bei Note 4.

Abbildung 4.1-11a:

Zusammenhang der Boniturnoten des Diez-Schemas mit den Werten der effektiven Lagerungsdichte [g cm^{-3}] auf allen Böden

**Abbildung 4.1-11b:**

Zusammenhang der Boniturnoten des Packungsdichteschemas mit den Werten der effektiven Lagerungsdichte [g cm^{-3}] auf allen Böden



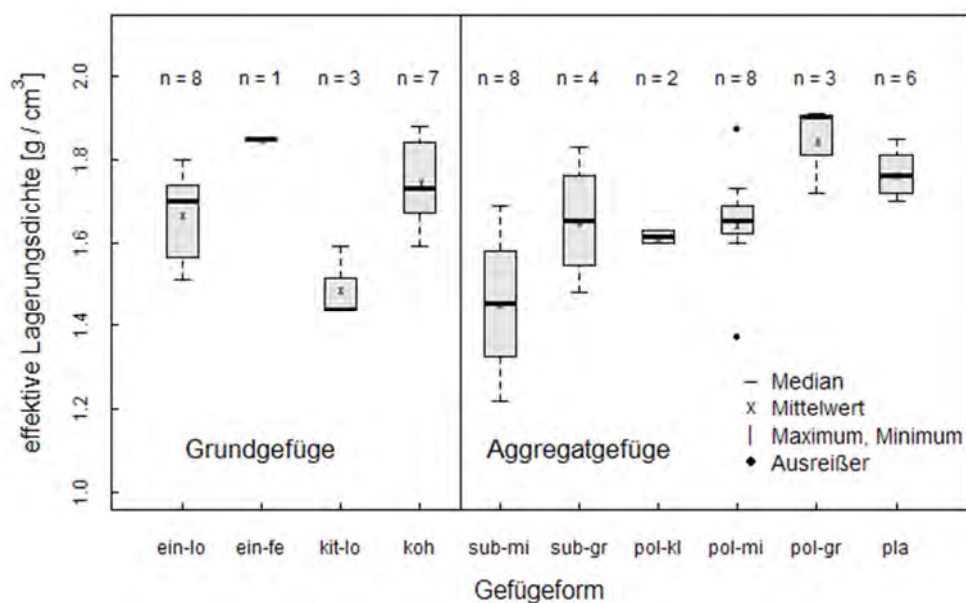
Im Vergleich mit den anderen physikalischen Bodeneigenschaften korrelieren zahlreiche Einzelparameter der visuellen Gefügebönetur sehr gut mit der effektiven Lagerungsdichte. Dies trifft insbesondere auf die Lagerung der Aggregate ($r_s = 0,72^{**}$), die Wurzelverteilung ($r_s = 0,71^{**}$) und die Aggregatgröße ($r_s = 0,60^{**}$) zu. Mittlere Korrelationen wurden für den Verfestigungsgrad ($r_s = 0,55^{**}$), den mechanischen Widerstand ($r_s = 0,52^{**}$) und die biogenen Makroporen ($r_s = 0,39^*$) ermittelt. Obwohl der Tongehalt in die Berechnung der effektiven Lagerungsdichte einfließt, verhalten sich die Zusammenhänge innerhalb der einzelnen Bodenartenhauptgruppen doch etwas differenzierter. Auf den Sandböden zeigt lediglich die Wurzelverteilung einen sehr engen Zusammenhang zur effektiven Lagerungsdichte ($r_s = 0,71^{**}$). Auf den Tonböden korreliert der mechanische Widerstand ($r_s = 0,81^{**}$) dagegen sehr gut.

Tabelle 4.1-5: Übersicht über die Korrelationsmaße (r_s) der Zusammenhänge von sensorischen Parametern und der effektiven Lagerungsdichte [g cm^{-3}], gepoolte Spearman Rangkorrelation, *signifikant bei $\alpha = 0,05$, **signifikant bei $\alpha = 0.01$

Messwert	effektive Lagerungsdichte				
	Lehme n = 16	Sande n = 12	Tone n = 7	Schluffe n = 15	Gesamt alle Bodengruppen
Lagerung der Aggregate	0,79**	-	0,40	0,67**	0,72**
Verfestigungsgrad	0,61**	0,45	0,47	0,72**	0,55**
Aggregatgröße	0,81**	-	0,65	0,33	0,60**
Wurzelverteilung	0,72**	0,71**	0,27	0,76**	0,71**
Biog. Makroporen	0,29	0,19	0,69	0,58*	0,39*
Mechan. Widerstand	0,50	0,32	0,81*	0,61*	0,52**

Die Gefügestärke gibt gute Hinweise auf die effektive Lagerungsdichte (Abbildung 4.1-12). Mit zunehmender Kantigkeit und Größe der Aggregate nimmt die effektive Lagerungsdichte zu. Insbesondere Plattengefüge und große Polyeder weisen mit Mittelwerten von $1,77 \text{ g cm}^{-3}$ bzw. $1,84 \text{ g cm}^{-3}$ sehr hohe Werte auf. Die Varianten mit kohärentem Gefüge liegen im Mittel bei $1,74 \text{ g cm}^{-3}$. Die Spannbreite ist dabei aber größer als bei plattigen und grobpolyedrischen Gefügen.

Abbildung 4.1-12: Zusammenhang der Gefügestärke mit den Werten der effektiven Lagerungsdichte [g/cm^3]



4.1.4 Diskussion

4.1.4.1 Eignung der Schemata zur Ableitung von Schadverdichtungszuständen

Die einfache Erfassung und Bewertung der Bodenstruktur mit Hilfsmitteln wie dem Spaten wurde schon sehr früh in der Geschichte des modernen Ackerbaus beschrieben (Görbing, 1947) und bis in die jüngste Vergangenheit weiterentwickelt (u.a. Beste, 2003; Weyer und Boeddinghaus, 2009). Das Ziel aller Arbeiten bestand in der Beurteilung der Bodenstruktur für optimales Wachstum der Kulturpflanzen. Nach heutigen Maßstäben sollte sich die Aussagefähigkeit der visuellen Methoden an physikalisch begründeten und exakt messbaren Kenndaten des Bodengefüges orientieren. Um den wurzelökologischen Ansprüchen der Pflanzen zu genügen, sollte ein Boden danach in der Ackerkrume eine Luftkapazität von mindestens 8 Vol% und im Unterboden von mindestens 5 Vol% aufweisen (Blume und Schlichting, 1966; Stepniewski et al., 1994; Lebert et al., 2004; Paul, 2004). Ebenso sollte eine Infiltrationsleistung in Form der gesättigten Wasserleitfähigkeit von 10 cm d^{-1} (Lebert et al., 2004) gewährleistet sein und eine effektive Lagerungsdichte von $1,70 \text{ g cm}^{-3}$ (Beylich et al., 2010) nicht überschritten werden.

Die standortübergreifende Betrachtung im Rahmen dieser Arbeit ergibt, dass die physikalischen Messwerte im Mittel bei Boniturnote 3 und unabhängig vom verwandten Schema noch diesen Mindestanforderungen genügen und bei Note 4 leicht darunter bzw. darüber liegen. Innerhalb der einzelnen Bodenartengruppen bestehen jedoch erhebliche Unterschiede.

Auf Lehmböden unterschreiten die Messwerte der Luftkapazität und der effektiven Lagerungsdichte schon ab Note 3 die Mindestanforderungen. Jedoch liegt die gesättigte Wasserleitfähigkeit bei Note 4 noch deutlich über 10 cm d^{-1} . Dies zeigt, dass die wenigen vorhandenen Grobporen auf diesen Böden sehr kontinuierlich sind.

Auf Sandböden wird die Luftkapazität nur geringfügig negativ durch dichtere Lagerung und mit zunehmender Boniturnote beeinflusst. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit dagegen schon und sie erweist sich damit als wesentlich sensiblerer Parameter. Dies verdeutlicht zunächst, dass auch auf Sandböden Grobporenvolumen und Porenkontinuität nicht gleich zu setzen sind. Auf bindigen Substraten wurde dies bereits von Werner und Thämert (1989) oder Ball et al. (1988) beobachtet. Insgesamt werden die Mindestanforderungen an die Luftkapazität und gesättigte Wasserleitfähigkeit auf Sandböden selbst bei Boniturnote 4 nicht unterschritten. Harrach (1999) beschreibt abweichende Beobachtungen auf Sandböden (Kippsubstrate). In seiner Arbeit sinken die Werte der Luftkapazitäten ab Note 4 unter den oben genannten Richtwert. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit nimmt ebenfalls mit steigender Packungsdichtestufe ab, bleibt aber auch bei Note 5 noch in einem hohen Bereich. Eine Festlegung von Schadverdichtungszuständen anhand der Werte für die oben genannten physikalischen Laborparameter erscheint fraglich, weil Sandböden aufgrund ihrer großkörnigen Textur insgesamt ein deutlich höheres Niveau an Luftkapazität und gesättigter Wasserleitfähigkeit aufweisen (Blume, 1992) und diese damit vermutlich nicht

limitierend für das Pflanzenwachstum sind. Bessere Hinweise liefert hier die effektive Lagerungsdichte die insgesamt für alle Böden bei Boniturnoten größer 3 mit Werten über $1,70 \text{ g cm}^{-3}$ auf eine Schadverdichtung hinweist.

Für die Schluffböden werden die Schritte zwischen den Boniturnoten für alle physikalischen Messwerte am deutlichsten abgebildet und die Überschreitung der Mindestanforderungen kann mit der Boniturnote 4 sehr gut erfasst werden. Dies scheint vor dem Hintergrund, dass viele Untersuchungen zu Beziehungen zwischen Spatendiagnosenoten und bodenphysikalischen Messwerten bzw. dem Ertrag auf schluffreichen Lößböden stattfanden, plausibel (Dumbeck, 1986; Vorderbrügge, 1989; Werner und Thämert, 1989; Harrach und Vorderbrügge, 1991; Tenholtern, 2000; Hofmann, 2000; Rücknagel et al., 2009; Müller et al., 2009). Die Ursache für die Häufung könnte vornehmlich in der insgesamt großen Verbreitung schluffreicher Böden innerhalb der Ackerstandorte Deutschlands liegen. Zudem liegen die Wirkungsstätten der Entwickler der hier geprüften Schemata im südlichen und südwestlichen Teil Deutschlands, in dem Schluffböden einen noch stärkeren Flächenanteil ausmachen.

Auf Tonböden werden die Mindestanforderungen an die Luftkapazität und schon bei Note 3 unterschritten und die an die gesättigte Wasserleitfähigkeit grade noch erfüllt. In Analogie zu den Lehm Böden sind die wenigen vorhandenen Grobporen wiederum so kontinuierlich, dass sie das Wasser gut leiten.

Eine Konsequenz aus dem unterschiedlichen Verhalten der einzelnen Bodenartengruppen könnte die Anpassung der Schemata oder der Notenbewertung an unterschiedliche Standortbedingungen sein. Ein bereits bekanntes Beispiel dafür ist die Arbeit von Beste et al. (2001) mit Differenzierungen für sandige, lehmige und tonige Böden. In dieser wird zudem ein Aggregatsstabilitätstest in die Beurteilung mit eingebunden. Leider fehlen in den Arbeiten von Beste et al. (2001) und in Beste (2003) eine umfangreiche Begründung des Konzeptes mit bodenkundlichen Untersuchungen und die Validierung der Methode.

4.1.4.2 Vorbelastung in Abhängigkeit von der Gefügeböden und vom optimalen Gefügestand

Ein wesentliches Anliegen dieser Arbeit ist eine Einordnung der mechanischen Vorbelastung gemäß den Gefügeständen, die die Mindestanforderungen an die physikalischen Parameter erfüllen. Ein Wert für die mechanische Vorbelastung, der eindeutig den Übergang zur Schadverdichtung kennzeichnet, ist nicht ermittelbar, weil sowohl die physikalischen Parameter als auch die visuelle Gefügeböden zum Teil erheblichen Streuungen unterliegen. Die Arbeiten, die anhand von Trockenroh-dichtewerten, Modellen und Pedotransferfunktionen einzelnen Bodenartengruppen in 5 Lagerungsdichtestufen typische Vorbelastungswerte zuordnen sind in Vorderbrügge und Brunotte (2011) zusammengefasst. Sie dienen als Vergleich zu den hier vorliegenden Daten. Lebert (2010) nimmt die Einteilung der Klassen anhand der Klasseneinteilung

lung der effektiven Lagerungsdichte resp. der Packungsdichte mit den Trockenrohdichtewerten der jeweiligen Bodenart nach KA5 (AG Bodenkunde, 2000) und Vorderbrügge und Brunotte (2011) auf Basis von Literaturdaten vor.

Die mechanische Vorbelastung für Lehmböden bei Boniturnote 3 liegt mit $\log 2,12$ (132 kPa) über dem Wert von 90 kPa, der von Horn und Fleige (2009), Vorderbrügge und Brunotte (2011) sowie Lebert (2010) bei der Lagerungsdichtestufe 3 (mittel) angenommen wird. Gleichzeitig werden die Anforderungen an die bodenphysikalischen Parameter auch nicht mehr erfüllt. Die Schluffe liegen mit $\log 1,92$ (83 kPa) wiederum unter dem Wert von 120 kPa, der von Lebert (2010) und Vorderbrügge u. Brunotte (2011) diesen Böden bei mittlerer Lagerungsdichteklasse 3 zugewiesen wird. Ebenso verhält es sich bei den Tonböden. Auch hier wird eine Vorbelastung von 120 kPa in der Literatur (Lebert, 2010; Vorderbrügge und Brunotte 2011) der Klasse 3 zugeordnet. Dieser Wert wird in unseren Untersuchungen (Boniturnote 3 entspricht einer Vorbelastung von $\log 2,01$ bzw. 102 kPa) unterschritten obwohl sich im Gegensatz dazu die Werte für Luftkapazität und gesättigte Wasserleitfähigkeit schon in einem ungenügenden Bereich befinden.

Die Bewertung der mechanischen Vorbelastung auf Sandböden ist insgesamt schwieriger, da sich hier die Sande mit homogenerer Körnungsgröße von den Sanden mit heterogenerer Körnungsgröße hinsichtlich ihres Verdichtungsverhaltens unterscheiden können (Kézdi, 1969). Davon abgesehen liegen die hier gemessenen Werte bei Boniturnote 3 mit $\log 2,134$ (136 kPa) jedoch innerhalb der Vergleichswerte (108 - 214kPa), die von Lebert (2010) bzw. Vorderbrügge und Brunotte (2011) für Sandböden bei Klasse 3 angenommen werden.

4.1.4.3 Bedeutung der Einzelparameter für die physikalischen Messwerte

Die Ableitung der Boniturschemata und die Festlegung der Einzelparameter sowie deren Gewichtung innerhalb der Schemata basierten zumeist auf empirischen Überlegungen. Mit vorliegender Arbeit wurden für einzelne Bodenartengruppen systematisch statistische Zusammenhänge der Einzelparameter mit den physikalischen Messgrößen analysiert. Dies erlaubt die Identifikation derjenigen Parameter, welche die physikalischen Werte am deutlichsten abbilden.

Mechanische Vorbelastung

Am besten korreliert sowohl innerhalb der Bodenartenhauptgruppen Sande und Schluffe als auch in einer Gesamtbetrachtung die Wurzelverteilung mit der mechanischen Vorbelastung. Das bestätigt zunächst die Wichtigkeit dieses sensiblen Parameters als Indikator für die Beurteilung des Bodengefüges. Die Pflanzenwurzel signalisiert vermutlich ähnlich wie ein Penetrometergerät den veränderten Bodenwiderstand mit steigender mechanischer Vorbelastung. In Untersuchungen von Hartge und Bachmann (2004) wurde die Ableitung des Spannungszustandes im Boden anhand des Durchdringungswiderstandes bereits belegt. Verwunderlich ist in diesem Zusammenhang jedoch, dass der sensorisch ermittelte mechanische Widerstand abgesehen von den Lehmböden nur eine sehr geringe statistische Bedeutung für die Vorbelastung besitzt. Die Be-

stimmung im Feld mit einem Messer oder Schraubenzieher scheint deutlich subjektiver verlaufen zu sein als bei den anderen Größen. In einem Schweizer Forschungsvorhaben hat sich dagegen der sogenannte „Schraubenziehertest“ als bewährtes Hilfsmittel zur Abschätzung der mechanischen Stabilität in der Ackerkrume bewährt (Spiess und Diserens, 2001). Eine weitere mögliche Erklärung für die Aussagekraft der Wurzelverteilung könnte darin liegen, dass Wurzeln im Gegensatz zum Penetrometer, Messer oder Schraubenzieher in der Lage sind, kleinsträumige Verdichtungen zu umgehen oder zur Seite zu schieben, wenn die Gefüge-lagerung oder Porosität genug Raum dafür lässt (Horn et al., 1987). Diese Optionen der Wurzeln sind auf nicht oder nur schwach aggregierten und kompakten Sandböden sehr eingeschränkt, weshalb die Wurzelverteilung besonders auf den Sandböden mit der mechanischen Vorbelastung korrelieren dürfte. Zudem gibt es auf Sandböden oft nur eine geringe Regenwurmaktivität und es existiert folglich ein nur wenig ausgeprägtes Netz von biogenen Poren, die als Alternative Wachstumsgänge von den Wurzeln genutzt werden könnten.

Die Lagerungsart der Aggregate und der Verfestigungsgrad haben vornehmlich auf den Schluffböden eine größere Bedeutung für die mechanische Vorbelastung, während die Analyse über alle Böden eher mäßige Effekte zeigt. In einem Modellansatz von Rücknagel et al. (2007) konnte jedoch belegt werden, dass das im Labor anhand der Aggregatdichte (AD) und der Trockenrohdichte (BD) ermittelte AD/BD-Verhältnis als Maß für die Lagerungsart der Aggregate ein wesentliches Kriterium für die Höhe der Vorbelastung darstellt. Die optisch begründete Festlegung der Lagerungsart im Feld ist wiederum sehr subjektiv und erreicht damit die hohe Genauigkeit des Laborergebnisses von Rücknagel et al. (2007) nicht. In stärker zeitlich und standörtlich auf rekultivierte Lössböden abgegrenzten Versuchen lassen sich dagegen gute Zusammenhänge zwischen der visuellen Gefügebewertung und dem AD/BD-Verhältnis belegen (Rücknagel et al., 2009). In der bodenkundlichen Literatur wird wiederkehrend über die Bedeutung der Gefügeform für die mechanische Vorbelastung berichtet. So zeigen die Untersuchungen von Fleige et al. (2002) Unterschiede zwischen der mechanischen Vorbelastung bei Krümelgefüge und bei polyedrischem oder kohärentem Gefüge. In den untersuchten Tiefenbereichen der Ackerstandorte in vorliegender Arbeit kommen Krümelgefüge jedoch nicht vor, da diese Gefügeform nur durch Lebendverbauung insbesondere in der oberen Krume entsteht. Von Lebert (1989) und Horn und Fleige (2009) wird auch eine zunehmende mechanische Stabilität in der Reihenfolge des Aggregierungsgrades der Gefügeformen kohärent < prismatisch < polyedrisch < subpolyedrisch beschrieben. Im Gegensatz dazu können anhand des hier vorliegenden Datensatzes keine Effekte der Gefügeform für die mechanische Vorbelastung beobachtet werden. Auch die Größe der Aggregate spielt keine Rolle für die Vorbelastung (Keller, 2011). Ebenso lassen sich zwischen der mechanischen Vorbelastung und den optisch erfassten biogenen Makroporen insgesamt nur sehr schwache Zusammenhänge erkennen. Dies lässt sich damit begründen, dass selbst in mechanisch stabilen Böden kontinuierliche Makroporen vorhanden sein können (Passioura, 1991).

Luftkapazität

Die Lagerung der Aggregate aber auch die aggregierten Gefügeformen korrespondieren gut mit der Luftkapazität. Die Scharfkantigkeit und Glattwandigkeit der Polyeder entsteht durch Quel-

lungs- und Schrumpfungsprozesse der Tonteilchen (Blume, 1992) und nicht zwingend durch Druckbelastung. Lediglich die Größe und eine plattige Form der Aggregate sind durch Verdichtungsprozesse zu erklären. Die scharfen Kanten der Polyederaggregate schließen im gequollenen Zustand - wie er bei den Untersuchungen und während der Bonitur vorhanden war - sehr dicht aneinander. Die rauere Oberfläche der Subpolyeder verhindert dies bei gleicher Dichtelagerung. Deswegen sind bei gleicher Aggregatgröße die rauwandigen Subpolyeder besser zu bewerten. Die Streuung innerhalb der Gefügetypen ist dennoch zum Teil erheblich. Begründet kann dies damit werden, dass die Bodenstruktur und auch die Umsetzungs- und Aggregierungsprozesse einer gewissen Dynamik unterliegen. Selten findet man nur eine Aggregatform einer Größenkategorie. In dieser Untersuchung ist jeweils die dominierende Gefügeform erfasst worden.

Der Parameter Aggregatgröße weist im Gegensatz zu den Ton- und Lehmböden auf den Schluffböden keine Zusammenhänge auf. Das mag daran liegen, dass Schluffe eigentlich eine kohärente Struktur besitzen und bei hoher Bodenfeuchte wie sie zum Zeitpunkt der Untersuchung vorlag eine Art von „Scheinaggregaten“ ausgebildet hatten und es so zu Fehlbonituren in diesem Bereich kam.

Neben der Lagerung, der Form und der Größe der Aggregate gibt der Zusammenhalt (Verfestigungsgrad) der Aggregate Auskunft über den Lufthaushalt des Bodens. Lediglich auf den wenig aggregierten Sandböden trifft diese Aussage nicht zu. Die locker durch Lebendverbauung entstandenen Teilchen, die durch Wurzeln zusammengehalten werden, zerfallen aufgrund ihres sehr geringen Tongehaltes selbst bei hoher Dichtelagerung problemlos in Einzelkörner und wenige Aggregate.

Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Erkennbare Zusammenhänge zwischen den Einzelparametern und der gesättigten Wasserleitfähigkeit gab es nur wenige. Auffallend ist, dass auf den aggregierten Böden mit steigender Kantigkeit und Größe der Aggregate die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit sinken. Auch Müller et al. (2009) beschreiben stärkere Zusammenhänge zwischen Aggregateigenschaften, physikalischer Bodenqualität (Infiltrationsvermögen) und Ertrag. Allerdings wurden die Untersuchungen kurz nach der Ernte im Sommer durchgeführt und sowohl Regenwurmaufkommen als auch Wurzelwachstum konnten zu diesem Zeitpunkt nicht optimal erfasst werden.

Für die gesättigte Wasserleitfähigkeit spielt ein kontinuierliches Grobporensystem eine wichtige Rolle. Solche Poren entstehen vornehmlich durch Regenwurmaktivitäten. Ein Haupteinflussfaktor für Regenwurmaufkommen ist die Bodenfeuchte (Joschko et al., 2009). Daneben korreliert der Schluffgehalt mit der Besatzdichte (Edwards und Bohlen, 1996). So ist es nicht verwunderlich, dass auf den untersuchten Ton- und Schluffböden, die oft in sehr niederschlagsreichen Gegenden liegen, die höchsten k_f -Werte (bei guter Bodenstruktur (Note 2)) zu finden waren und sich auf diesen Böden gute Korrelationen mit dem Parameter biogene Makroporen aufzeigen. Das dies nicht für Lehmböden zutrifft, lässt sich allerdings nicht erklären.

Neben den biogenen Makroporen hat die Lagerung der Aggregate auf den Schluffböden Einfluss auf das Infiltrationsvermögen. Bei einer offenen oder sperrigen Lagerung kann das Wasser gut einsickern. Bei einer geschlossenen Lagerung bieten lediglich die Makroporen einen Versickerungskanal. Ähnliche Beobachtungen machte Benecke (1966) auf bindigen Böden.

Weiterhin konnten gute Zusammenhänge zwischen dem mechanischen Widerstand auf den Schluffböden und der gesättigten Wasserleitfähigkeit dargestellt werden. Auch Hofmann (2000) fand bei seinen Untersuchungen auf einer Löß-Schwarzerde gute Zusammenhänge zwischen dem mechanischen Widerstand, der mittels Handpenetrometer erhoben wurde und dem kf-Wert. Im Gegensatz zu dieser Untersuchung konnte er Zusammenhänge zur Wurzelverteilung auf diesen Schluffböden aufzeigen. Dieser Parameter korreliert in der vorliegenden Untersuchung lediglich auf den Sandböden mit dem kf-Wert. Der kf-Wert nimmt auf den Sandböden mit steigender Boniturnote ab, unterschreitet jedoch nicht die Mindestanforderungen (s. Abschnitt 5.1.2.1). Warum die Wurzeln so stark darauf reagieren lässt sich nicht erklären.

Effektive Lagerungsdichte

Genau wie bei den Messwerten mechanische Vorbelastung und gesättigte Wasserleitfähigkeit korreliert auf den Sandböden lediglich die Wurzelverteilung mit der effektiven Lagerungsdichte. Generell bildet die Wurzelverteilung auf den Sandböden das Bild der Gesamtbonitur ab. Auch Ball und Douglas (2003) fanden auf sandigen Böden gute Zusammenhänge zwischen der Durchwurzelung und der Gesamtbodenstrukturbonitur. Neben den Sandböden nimmt die Wurzelverteilung aber auch auf den Lehm- und Schluffböden mit steigender Lagerungsdichte ab bzw. wird ungleichmäßiger. Mit steigender Dichte nehmen die Interaggregaträume ab und auch die Dichte der Aggregate selbst nimmt zu. So können die Wurzeln ab einer effektiven Lagerungsdichte von ca. $1,7 \text{ g cm}^{-3}$ die Aggregate weder umwachsen noch sie durchdringen (Beylich et al., 2010; Horn et al., 1987). So macht es Sinn, dass auch die Lagerung der Aggregate in engem Zusammenhang zur effektiven Lagerungsdichte steht. Daneben weisen der Verfestigungsgrad und der mechanische Widerstand auf gute Beziehungen hin. Auf den Ton- und Lehmböden gibt zudem die Aggregatgröße Anhaltspunkte auf die effektive Lagerungsdichte.

Genau wie bei der gesättigten Wasserleitfähigkeit zeigen die aggregierten Gefügeformen einen Trend auf. Mit steigender Kantigkeit und Größe der Aggregate nimmt die effektive Lagerungsdichte zu. Diese Beobachtung deckt sich mit Erkenntnissen aus Untersuchungen von Werner und Thämert (1989) und Gullich et al. (2010).

4.1.5 Schlussfolgerungen

Die Spatendiagnose ist ein praktisches Instrument des physikalischen Bodenschutzes, das eine breite Anwendung erlaubt und aufwändige Laboruntersuchungen einzusparen hilft. Mit beiden hier untersuchten Schemata ist der Nachweis von Bodenschadverdichtungen beziehungsweise die Bewertung des Gefügestandes an sich gut möglich, obwohl sie den Schwerpunkt der Beur-

teilung auf unterschiedliche Einzelparameter legen. Sie kommen sogar zu ähnlichen Spannen für die physikalischen Bodenparameter bei gleicher Boniturnote.

Bei Boniturnote 3 werden auf den meisten Standorten die Mindestanforderungen gemessen an physikalischen Laborwerten noch hinreichend gut erfüllt. Die mittleren mechanischen Vorbelastungen bei dieser Boniturnote bewegen sich auf Schluff- und Tonböden in einem relativ engen Rahmen zwischen etwa 80 kPa und 110 kPa und auf den Sandböden um 135 kPa. Lediglich die Bewertung der Lehm Böden bei Note 3 mit einer Vorbelastung von 130 kPa entspricht nicht den Mindestansprüchen an den bodenphysikalischen Zustand.

Für die einzelnen Bodenartengruppen lassen sich spezifische Einzelmerkmale identifizieren, die insgesamt besonders gut mit den physikalischen und mechanischen Laborwerten korrelieren. So ist bei Lehm Böden besonders auf die Aggregatgröße, die Lagerung der Aggregate zueinander und auf den Verfestigungsgrad zu achten. Die Wurzelverteilung ist auf Sandböden das bedeutendste Einzelmerkmal. Auf Schluffböden sollte das Hauptaugenmerk auf der Lagerung der Aggregate, der Wurzelverteilung und dem Verfestigungsgrad liegen. Bei Tonböden ist die Bedeutung der einzelnen Gefügemerkmale wesentlich ausgeglichener. Hier sollte allen Parametern Aufmerksamkeit geschenkt werden. Die Gefügestruktur ist auf allen Standorten ein wichtiges Merkmal. Eine Anpassung der Boniturschemata an differenzierte Standortbedingungen würde deren Genauigkeit vermutlich weiter verbessern.

4.1.6 Bodenphysikalischer Zustand ökologischer und konventionell wirtschaftender Betriebe unterschiedlicher Standorte

Neben der Betrachtung der Beziehungen zwischen bodenphysikalischen Messwerten und visuellen Gefügeparametern sollen an dieser Stelle die Ergebnisse der Laboranalysen und Gefügebewertungen auf Systemebene (ökologisch/konventionell) dargestellt und bewertet werden.

Ein tiefreichendes und kontinuierliches Grobporensystem spielt eine wichtige Rolle bei der Bewertung der Bodenstruktur. Die Grobporen sind jedoch sehr verdichtungsempfindlich und können schnell zerstört oder unterbrochen werden. Im Folgenden sollen zwei Hypothesen anhand der vorliegenden Messwerte geprüft werden:

Hypothesen:

- (1) Im Ökologischen Landbau wird die Bodenstruktur durch systemtypische Maßnahmen, wie häufiges Befahren zur Unkrautregulierung, dem Ausbringen von organischem Dünger und dem vermehrten Anbau von Sommerfrüchten und der damit verbundenen Bewirtschaftung im Frühjahr, stärker beansprucht als im Konventionellen Landbau.
- (2) Durch den Anbau von tiefwurzelnenden Leguminosen im ökologischen Landbau verbessern sich die Durchlüftung und die Infiltrationsrate in den Unterboden.

4.1.6.1 Material und Methoden

Alle Flächen waren zum Zeitpunkt der Probenahme mit Winterweizen bzw. Winterroggen bestellt. Die Untersuchungen fanden bis auf zwei Flächen im Frühjahr statt. Diese wurden im Herbst beprobt. Die Bodenwasserverhältnisse bewegten sich auf allen Flächen um die Feldkapazität (pF 1,8, Matrixpotential von -6 kPa). Jeweils ein konventioneller und ein ökologischer Betrieb wirtschaften pfluglos. Somit kann dieses Kriterium bei der Gesamtbeurteilung vernachlässigt werden. Auf den 10 ökologisch bewirtschafteten Flächen standen vor dem Jahr der Probenahme in acht Fällen Leguminosen direkt und in zwei Fällen eine Sommerung mit vorrangegangener Leguminose in der Fruchtfolge. Unter den ökologischen und konventionellen Betrieben befanden sich in gleichem Maße viehhaltende und viehlose Betriebe.

Die Messwerte sind dieselben, die zur Betrachtung der Beziehung zwischen Laborwerten und Parametern der visuellen Gefügeansprache dienlich waren (s. Kapitel 4.1.2.2).

Neben den umfangreichen bodenphysikalischen Messungen auf 20 Flächen wurden im Rahmen des Projekts auf einigen anderen Pilotbetriebe-Testflächen Spatendiagnosen durchgeführt, um auf diesem Weg einen umfassenderen Eindruck über den Zustand der Bodenstruktur zu erhalten. Insgesamt wurde auf 40 ökologische und 39 konventionell bewirtschaftete Flächen bonitiert. Auch hier wurden die untere Ackerkrume (AK, 15-25 cm) und der krumennahe Unterboden (UB, 30-45 cm) betrachtet.

4.1.6.2 Statistik

Die statistische Auswertung erfolgte mittels eines multiplen t-Test in einem gemischten Modell, mit Berücksichtigung der zufälligen Effekte innerhalb einer Versuchsfläche (Grabloch) und Betriebsauswahl und der festen Effekte Probenahmetiefe, Bewirtschaftungssystem und Bodenartenhauptgruppen mit dem Programm SAS (SAS Institute Inc., 2008).

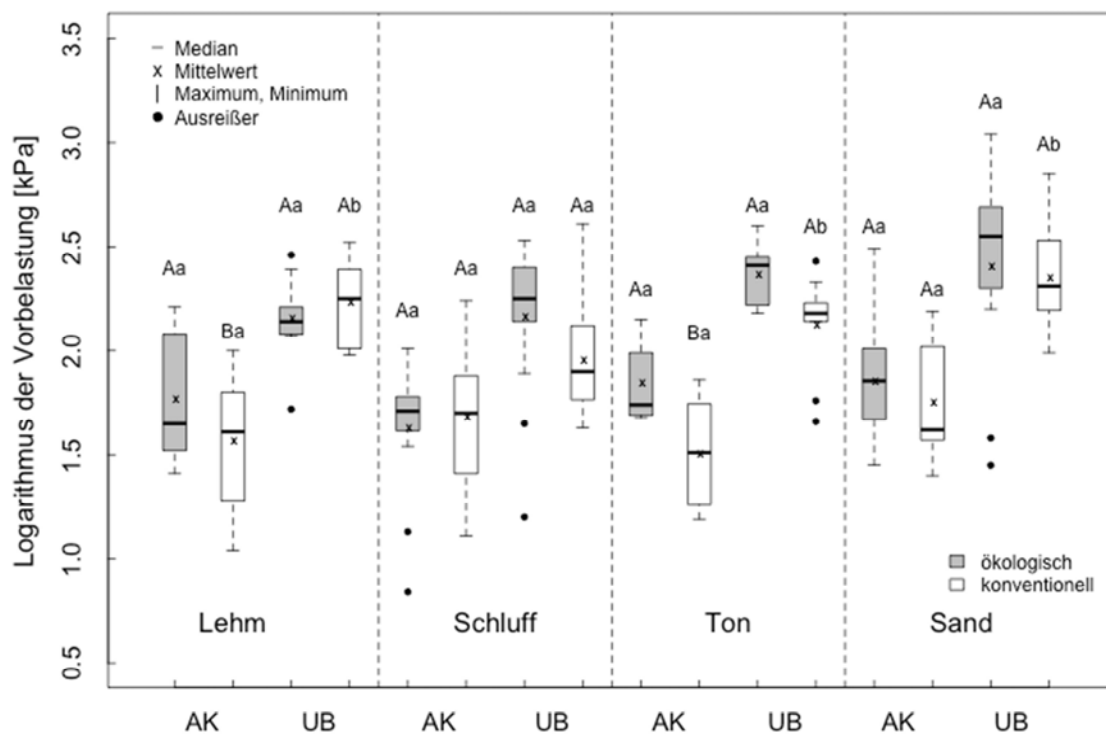
4.1.6.3 Ergebnisse

4.1.6.3.1 Mechanische Vorbelastung

Abbildung 4.1-13 zeigt, dass die ökologischen Flächen der Lehmböden ($n = 3$) im Mittel eine mechanische Vorbelastung von $\log 1,77$ (60 kPa) in der unteren Ackerkrume und $\log 2,16$ (145 kPa) im krumennahen Unterboden besitzen. Auf den konventionellen Flächen ($n = 2$) konnten im Mittel Messwerte in Höhe von $\log 1,57$ (37 kPa) in der Ackerkrume und $\log 2,24$ (172 kPa) im Unterboden ermittelt werden. Für die Schluffböden ergeben sich auf den ökologischen Flächen ($n = 3$) Mittelwerte von $\log 1,63$ (43 kPa) in der Ackerkrume und $\log 2,17$ (147 kPa) im Unterboden. Für die konventionell bewirtschafteten Flächen ($n = 3$) $\log 1,68$ (48 kPa) in der Ackerkrume und \log

1,96 (91 kPa) im Unterboden. Die Tonböden weisen auf den ökologischen Flächen (n = 1) Werte von log 1,85 (71 kPa) in der Ackerkrume und log 2,37 (236 kPa) im Unterboden und auf den konventionellen Flächen (n = 2) Werte von log 1,51 (32 kPa) in der Ackerkrume und log 2,13 (134 kPa) im Unterboden auf. Die Sandböden zeigen texturbedingt im Unterboden hohe Vorbelastungswerte von log 2,49 (309 kPa, öko) und log 2,35 (223 kPa, kon) auf. In der Ackerkrume liegen die Werte auf den ökologischen Flächen (n = 3) bei log 1,86 (72 kPa) und auf den konventionellen Flächen (n = 3) bei log 1,76 (58 kPa).

Abbildung 4.1-13: Ergebnisse der logarithmierten Werte der mechanischen Vorbelastung [kPa] der Ackerkrume (AK; 17 – 23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 - 38 cm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen



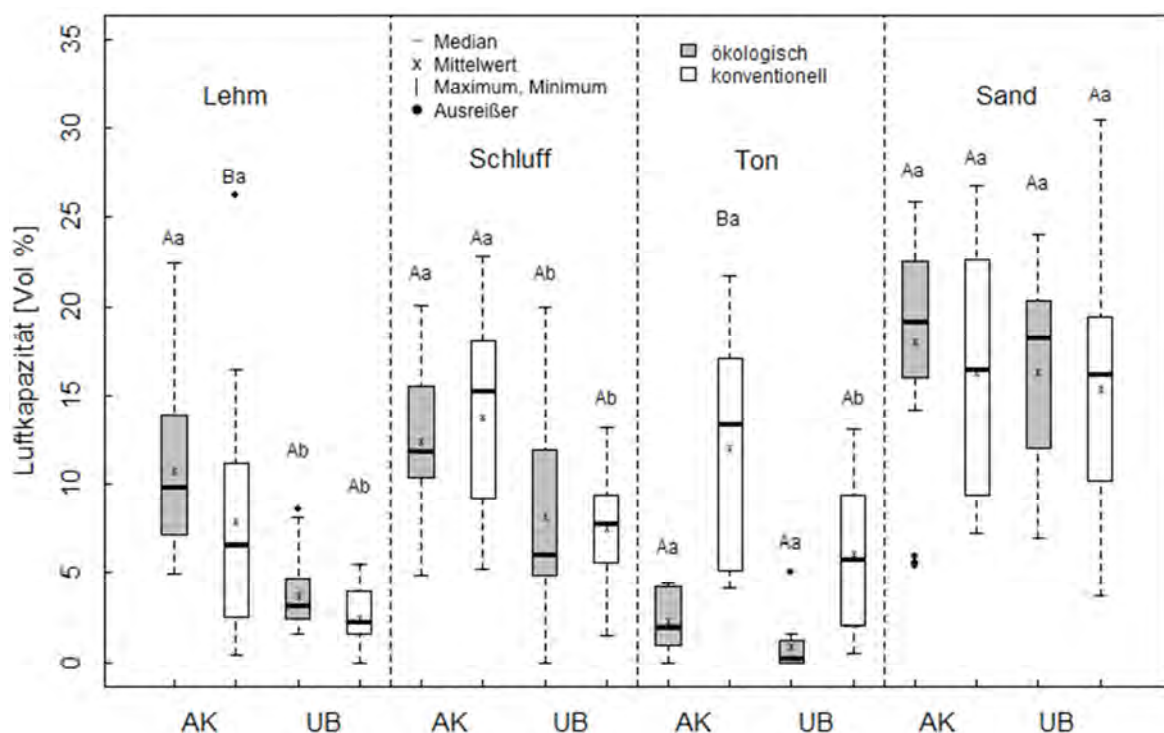
Insgesamt sind auf den ökologischen Flächen im Mittel höhere Vorbelastungswerte bestimmt worden. In der Ackerkrume (AK; 17 - 23 cm) liegen die Werte der ökologisch bewirtschafteten Ton- und Lehmböden signifikant über den der konventionellen. Jedoch weisen die Lehme eine hohe Varianz und die Tone einen sehr geringen Stichprobenumfang auf. Im Unterbodenbereich (UB; 32 – 38 cm) sind keine signifikanten Unterschiede zwischen den Systemen vorhanden.

4.1.6.3.2 Luftkapazität

In Abbildung 4.1-14 sind die Ergebnisse der Laboranalysen der Luftkapazität innerhalb der Hauptbodenartengruppen, der Entnahmetiefe und des Bewirtschaftungssystems aufgezeigt.

Die Werte der Luftkapazität auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen der Lehm Böden ($n = 3$) befinden sich im Mittel bei 10,8 Vol% in der Ackerkrume und 3,7 Vol% im Unterboden. Auf den konventionellen Flächen dieser Standortgruppe ($n = 2$) liegen die Werte im Mittel bei 7,9 Vol% in der Ackerkrume und 2,5 Vol% im Unterboden. Auf den Schluffböden sind sich die Werte der ökologischen und konventionellen Flächen sehr ähnlich. Hier finden sich Luftkapazitäten von 12,4 Vol% (öko: $n = 3$) und 13,8 Vol% (kon: $n = 3$) in der Ackerkrume und 8,2 Vol% (öko) bzw. 7,6 Vol% (kon) im Unterboden. Bei den Tonböden liegen die Werte der Luftkapazität bei der ökologischen Fläche ($n = 1$) bei 2,3 Vol% im Oberboden und 0,9 Vol% im Unterboden. Die konventionellen Varianten ($n = 2$) liegen bei 12,1 Vol% in der Ackerkrume und 6,1 Vol% im krumennahen Unterboden. Die Sandböden weisen bei Mittelwerte mit ähnlichem Niveau sehr hohe Schwankungen auf. Die Werte der Luftkapazität in der Ackerkrume liegen bei 18,1 Vol% (öko: $n = 3$) und 16,3 Vol% (kon: $n = 3$). Im Bereich des krumennahen Unterbodens liegen die Werte bei 16,4 Vol% (öko) und 15,4 Vol% (kon).

Abbildung 4.1-14: Ergebnisse der Luftkapazität [Vol%] in der Ackerkrume (AK; 17 – 23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 – 38 cm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen



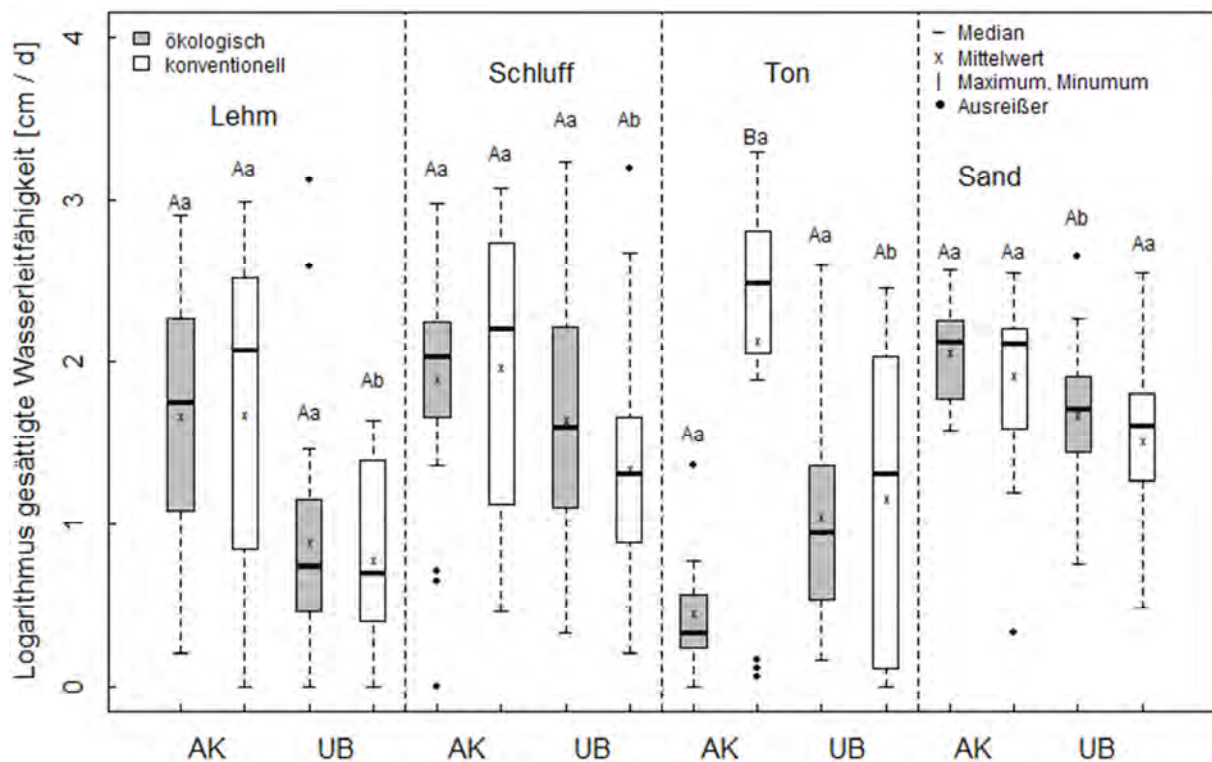
Auf den Lehm- und Tonböden sind signifikante Unterschiede zwischen den Systemen bei den Werten der Luftkapazität in der Ackerkrume (17 - 23 cm) zu finden. Wobei die Luftkapazitäten in den ökologisch bewirtschafteten Ackerkrumen der Lehmböden und die der konventionell bewirtschafteten Ackerkrume der Tonböden signifikant höher lagen. Auch gibt es Unterschiede innerhalb der Systeme zwischen der Ackerkrume und dem krumennahen Unterboden auf den Lehm-, den Schluff und auf der konventionellen Flächen der Tonböden. Die Sand-Standorte zeigen keinerlei Signifikanzen. Innerhalb keiner Bodenartenhauptgruppe zeigen sich Unterschiede im Bereich des krumennahen Unterbodens zwischen den Systemen.

4.1.6.3.3 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen der Lehmböden ($n = 3$) finden sich gesättigte Wasserleitfähigkeiten von $\log 1,67$ (46 cm d^{-1}) in der Ackerkrume und $\log 0,89$ (8 cm d^{-1}) im krumennahen Unterboden (Abbildung 4.1-15). Die konventionell bewirtschafteten Flächen dieser Standortgruppe ($n = 3$) weisen im Mittel Werte von $\log 1,68$ (48 cm d^{-1}) in der Ackerkrume und $\log 0,78$ (6 cm d^{-1}) im Unterboden auf. Die Werte der Schluffböden bewegen sich im Mittel um $\log 1,9$ (79 cm d^{-1} , öko: $n = 3$) und $\log 1,97$ (94 cm d^{-1} , kon: $n = 3$) innerhalb der unteren Ackerkrume und bei $\log 1,65$ (45 cm d^{-1} , öko) und $\log 1,34$ (22 cm d^{-1} , kon) im Unterboden. Auf den Tonböden schwanken die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit im Mittel zwischen $\log 0,45$ (3 cm d^{-1} , öko: $n = 1$) und $\log 2,14$ (138 cm d^{-1} , kon: $n = 2$) innerhalb der Ackerkrume. Im Bereich des krumennahen Unterbodens liegen die Werte bei $\log 1,06$ (11 cm d^{-1} , öko) und $\log 1,16$ (15 cm d^{-1} , kon). Die Sandböden weisen insgesamt eher hohe Werte auf. So liegen die Leitfähigkeiten in der Ackerkrume bei $\log 2,07$ (117 cm d^{-1} , öko: $n = 3$) und $\log 1,92$ (84 cm d^{-1} , kon: $n = 3$). Im Unterboden finden sich Werte im Mittel von $\log 1,69$ (48 cm d^{-1} , öko) und $\log 1,52$ (33 cm d^{-1} , kon).

Hinsichtlich der gesättigten Wasserleitfähigkeit gibt es nur in der Ackerkrume der Tonböden einen signifikanten Unterschied zwischen den Systemen. Auf den konventionell bewirtschafteten Flächen liegen die Werte deutlich über den Wert der ökologisch bewirtschafteten Fläche. Innerhalb der Systeme und Bodenartenhauptgruppe gibt es Unterschiede zwischen den Werten der Ackerkrume und des krumennahen Unterbodens auf den konventionellen Schluff-, Lehm- und Tonböden und auf den ökologischen Sandböden. Zwischen den Systemen sind keine signifikanten Unterschiede in den Varianten des krumennahen Unterbodens.

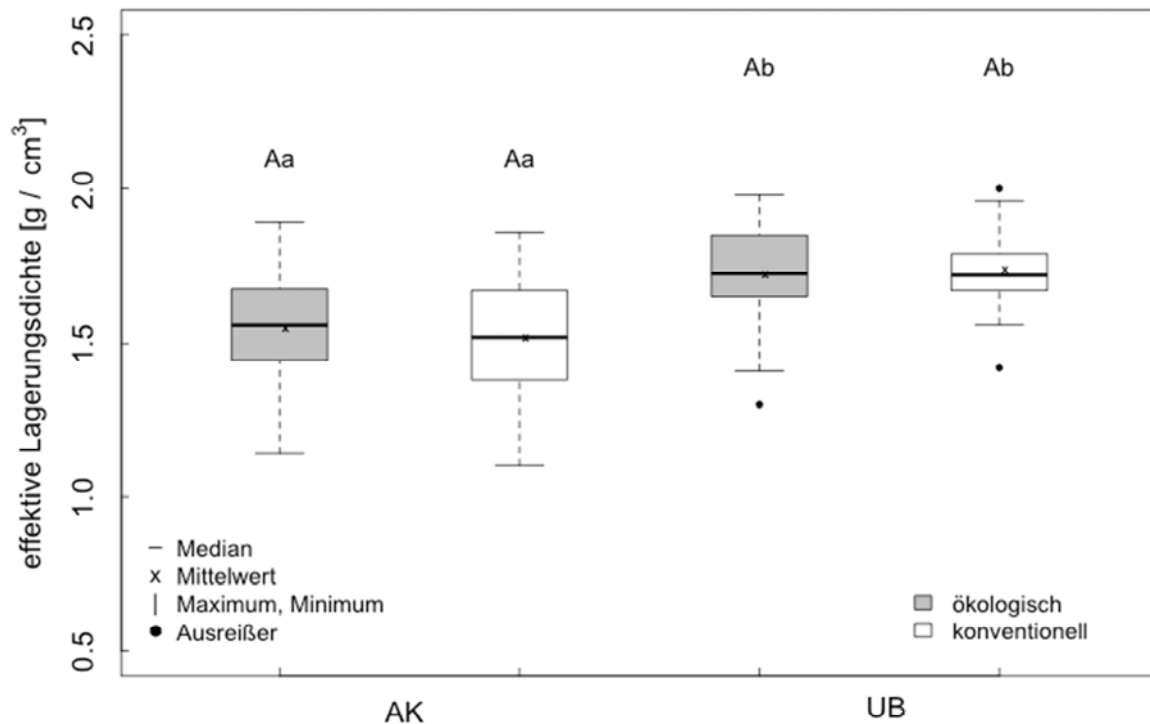
Abbildung 4.1-15: Ergebnisse der Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm / d] in der Ackerkrume (AK; 17 – 23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 – 38 cm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen



4.1.6.3.4 Effektive Lagerungsdichte

Die Darstellung der Ergebnisse in Form der effektiven Lagerungsdichte findet auch hier über alle Bodenarten betrachtet statt. Die Werte der effektiven Lagerungsdichte unterscheiden sich innerhalb der ökologischen Flächen zwischen der Ackerkrume ($1,55 \text{ g cm}^{-3}$, $n = 20$) und dem krumennahen Unterboden ($1,73 \text{ cm}^{-3}$, kon) (Abbildung 4.1-16). Genauso verhält es sich auf den konventionellen Flächen mit $1,51 \text{ cm}^{-3}$ in der Ackerkrume und $1,74 \text{ cm}^{-3}$ im krumennahen Unterboden. Innerhalb einer Tiefe unterscheiden sich die Systeme nicht.

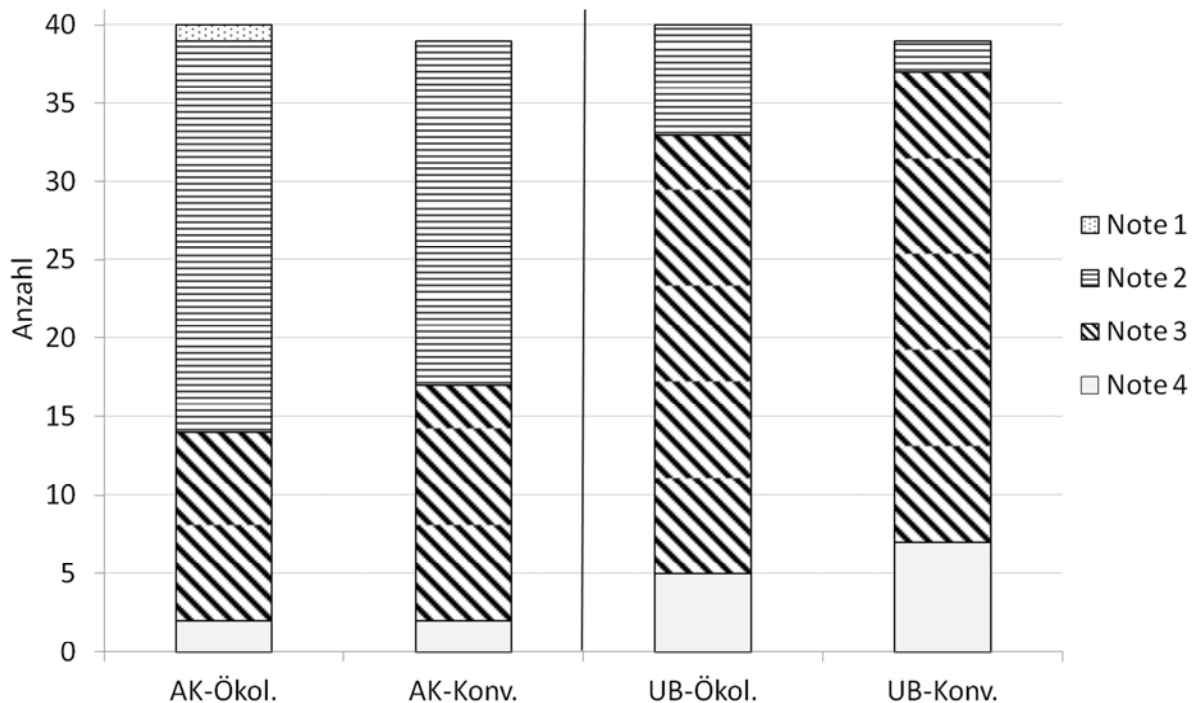
Abbildung 4.1-16: Ergebnisse der effektiven Lagerungsdichte [g / cm^3] in der Ackerkrume (AK; 17 -23 cm) und des krumennahen Unterbodens (UB; 32 – 38 cm). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei $\alpha = 0,05$; große Buchstaben = Unterschiede zwischen den Systemen innerhalb einer Tiefe; kleine Buchstaben = Unterschiede innerhalb eines Systems zwischen den zwei Tiefen



4.1.6.3.5 Feldbonitur

Neben den umfangreichen bodenphysikalischen Messungen auf 20 Flächen wurden im Rahmen des Projekts auch auf anderen Pilotbetriebe-Testflächen Spatendiagnosen mit den benannten Schemata nach Diez (1991) und der DIN 19682-10 (2007) durchgeführt (s. Kapitel 4.1.2.3), um dort einen Eindruck über den Zustand der Bodenstruktur zu erhalten. Insgesamt auf 40 ökologisch und 39 konventionell bewirtschaftete Flächen wurden Bonituren vorgenommen. Hier wurden - genau wie für die Labor-messungen - die untere Ackerkrume (AK, 15 - 30 cm) und der krumennahe Unterboden (UB, 30 - 45 cm) betrachtet.

Abbildung 4.1-17: Darstellung der vergebenen Boniturnoten auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen in der unteren Ackerkrume (AK, 15 - 30 cm) und dem krumennahen Unterboden (UB, 30 - 45 cm)



In Abbildung 4.1-17 sind die Ergebnisse der ergänzenden visuellen Gefügeansprache dargestellt. Die Boniturnote 1 (äußerst günstige Bedingungen) ist nur einmal innerhalb einer ökologisch bewirtschafteten Ackerkrume (15 - 30 cm) vergeben worden. Am häufigsten wurde die Ackerkrume mit Note 2 beurteilt. Insgesamt 25-mal auf ökologischen und 22-mal auf konventionellen Flächen. Mit der Note 3 wurden zwölf Mal die Ackerkrume von ökologischen Flächen und 15 Mal von konventionellen Flächen bewertet. Die Note 4 wurde jeweils zweimal in der Ackerkrume diagnostiziert.

Für den krumennahen Unterboden ist die Note 2 siebenmal auf ökologisch bewirtschafteten Flächen und zweimal auf konventionell bewirtschafteten Flächen vergeben worden. Mit Note 3 wurden 28 ökologische und 30 konventionelle Flächen im Bereich des krumennahen Unterbodens beurteilt. Fünf ökologische und sieben konventionell bewirtschaftete Flächen wurden im Bereich des krumennahen Unterbodens mit Note 4 bewertet.

4.1.6.4 Diskussion

Der Zustand der Bodenstruktur wird aus ökologischer Sicht als gut befunden, wenn sie über einen erhöhten Widerstand gegenüber Verdichtungen und Erosion verfügt und den Ansprüchen der Pflanzenwurzeln hinsichtlich Luft-, Wasser- und Nährstoffversorgung genüge trägt. Ein Faktor des

Erosions-schutzes ist das Vorhandensein wasserstabiler Aggregate. Diese entstehen durch biologische Verbauung (Kuntze et al., 1994). In vielen Untersuchungen (z.B. Beste, 2003) wurde eine erhöhte Aggregatstabilität auf ökologisch bewirtschafteten Flächen nachgewiesen. Ergebnisse von Williams und Petticrew (2009) zeigen wiederum, dass in dieser Hinsicht die organische Düngung einen größeren Einfluss hat als das System selbst. Da in der vorliegenden Untersuchung keine Analysen zur Aggregatstabilität gemacht wurden und zum Zeitpunkt des Verfassens des Berichtes auch keine Werte für bodenbiologische Untersuchungen und Gehalte an organischem Kohlenstoff vorliegen, die Rückschlüsse zur biologischen Aktivität zulassen würden, kann darauf nicht weiter eingegangen werden. Ein ebenso wichtiger Aspekt ist das Vorhandensein eines kontinuierlichen Grobporensystems, dass auch größere Wassermengen in kurzer Zeit infiltrieren lässt und gleichzeitig die Durchlüftung der Wurzelzone gewährleistet.

Hypothese 1 - Im Ökologischen Landbau wird die Bodenstruktur durch systemtypische Maßnahmen, wie häufiges Befahren zur Unkrautregulierung, dem Ausbringen von organischem Dünger und dem vermehrten Anbau von Sommerrungen und der damit verbundenen Bewirtschaftung im Frühjahr, stärker beansprucht als im Konventionellen Landbau.

Die wurzelökologischen Mindestansprüche an die Bodenstruktur liegen bei einer Luftkapazität von mindestens 8 Vol% in der Ackerkrume und 5 Vol% im Unterboden, einem Infiltrationsvermögen (gesättigte Wasserleitfähigkeit) von mindestens 10 cm d^{-1} und einer effektiven Lagerungsdichte von höchstens $1,7 \text{ g cm}^{-3}$. Deutlich ist zu erkennen, dass die Gefügeansprüche im Unterboden gleichermaßen von ökologischen als auch konventionellen Betrieben nicht immer erfüllt werden.

Die Höhe der mechanischen Vorbelastung entspricht einer bodeninternen Stabilität gegenüber dem Zusammendrücken (Lebert, 2010). Bei welchem Wert der mechanischen Vorbelastung die Pflanzenwurzeln den mechanischen Widerstand nicht mehr überwinden können und somit eine Schadverdichtung vorliegt, hängt unter anderem von der Textur des Bodens ab. Im Abschnitt 5.1.2.2 wurde geklärt, dass Werte um 130 kPa auf einen schadverdichteten Bereich hindeuten. Ebenfalls wurde erörtert, dass der Messwert der Vorbelastung allein nicht ausreicht, um eine Schadverdichtung zu identifizieren. In der Gesamtbetrachtung liegen die Werte der mechanischen Vorbelastung der ökologischen Betriebe tendenziell höher als die der konventionell wirtschaftenden. Im Mittel überschreiten die Werte der ökologischen Flächen die oben genannten Werte im Bereich des krumennahen Unterbodens. Außer auf den Schluffböden trifft dies ebenso für die konventionellen Flächen zu. Die Richtwerte der Luftkapazität und der gesättigten Wasserleitfähigkeit werden im Unterbodenbereich nur von den Flächen der Lehmböden beider Systeme unterschritten. Die statistische Auswertung zeigte lediglich im Bereich der Ackerkrume Unterschiede zwischen den Systemen. Dieser Bereich ist jedoch durch Bodenbearbeitung und dem Grad der natürlichen Setzung des Bodens starken jahreszeitlichen Schwankungen unterlegen. Zusätzlich wurden auf den Flächen individuelle und systemunabhängige Bewirtschaftungen von den Praxisbetrieben durchgeführt. Weniger starken Schwankungen hinsichtlich bodenphysikalischer Eigenschaften unterliegt der unbearbeitete Unterboden. Diese Betrachtungstiefe ist des-

halb für mittel- und langfristige Beobachtungen des Bodengefüges eher geeignet (Lebert, 2010). Die statistische Auswertung zeigte in der Tiefe des krumennahen Unterbodens bei keinem Messparameter signifikante Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungssystemen. Eine umfassende Literaturlauswertung von Stolze et al. (2000) kam ebenfalls zu dem Schluss, dass hinsichtlich Bodenstruktur kein Unterschied zwischen Konventionellem und Ökologischem Landbau vorhanden ist. Oqist et al. (2006) beschreiben, dass die gegebenen Standortbedingungen, also die unterschiedlichen Bodenarten, einen größeren Einfluss als die Bewirtschaftungsweise haben. Dies verdeutlichen auch die vorliegenden Ergebnisse. Innerhalb einer Bodenart verhalten sich die Werte der ökologischen und konventionellen Flächen recht ähnlich, zwischen den Bodenarten jedoch sehr unterschiedlich. Eine Ausnahme bilden die Werte der Tonböden. Aufgrund der Tatsache, dass lediglich eine ökologische Fläche und zwei konventionelle Flächen dieser Bodenartengruppe zugeordnet wurden, kann wegen des geringen Stichprobenumfanges keine Aussage getroffen werden. Neben den Laborwerten zeigen auch die Gefügebonturen keinen ersichtlichen Unterschied zwischen den Systemen. Günstige und ungünstige Gefügestände wurden im gleichen Maß festgestellt.

Es kann geschlussfolgert werden, dass die ökologisch bewirtschafteten Flächen gleichermaßen wie die konventionellen Flächen einer Verdichtungsgefährdung unterliegen. Da eine Verminderung des zu erschließenden Wurzelraumes einhergeht mit einem verringerten Nährstoffangebot, das nicht kurzfristig durch schnellwirkende Mineraldünger ausgeglichen werden kann, ist eine optimale Bodenstruktur im ökologischen Landbau besonders erstrebenswert.

Hypothese 2 - Durch den Anbau von tiefwurzelnden Leguminosen im ökologischen Landbau verbessern sich die Durchlüftung und die Infiltrationsrate in den Unterboden.

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit in den Unterboden hängt maßgeblich von dem Vorhandensein von Bioporen, speziell von Wurzelgängen ab (Dexter et al., 2004). Wurzeln können jedoch nur in Poren gleicher oder größerer Größe einwachsen und keine neuen bilden (Helal, 1991). Wurzelhaare benötigen einen Porendurchmesser von mindestens 10 µm und Wurzeln von mindestens 50 µm zum Einwachsen. Eine Porenerweiterung geschieht dann in bereits erschlossenen Poren durch sekundäres Dickenwachstum mit Turgordrücken bis 1,5 MPa (Stahr et al., 2010).

Einen Unterschied zwischen den Systemen stellt der regelmäßige Anbau von Leguminosen im Ökolandbau dar. Die Wurzeln der zweikeimblättrigen Pflanzen und besonders der Leguminosen können höhere Widerstände überwinden bzw. höhere Turgordrücke aufbringen als die von Einkeimblättrigen, wie z.B. Getreide (Materechera et. al., 1991). So könnten normal verdichtete Bereiche erschlossen werden und damit ökologisch voll funktionsfähig sein. Sollte jedoch das Grobporensystem durch eine Verdichtung zerstört worden sein, würden selbst die starken Wurzeln der Leguminosen diese nicht durchdringen können. Dies bestätigt wiederum, dass bei einer Gefügestandsanalyse im Feld dem Wuchsbild der Wurzeln besonders viel Aufmerksamkeit geschenkt werden muss. Die Wurzelgänge in der unbearbeiteten Schicht sollten auch nach der Ernte der Pflanzen noch erhalten sein und von den nachfolgenden Pflanzen genutzt werden können. Hof-

mann (2000) findet in seinen Untersuchungen eine Förderung der Herausbildung von Bioaggregatgefüge und kontinuierlichen Porenübergängen zwischen Krume und Unterboden durch Anbau von Luzerne und Klee gras (Landsberger Gemenge). Dies würde sich in den nachfolgenden Kulturen in einer erhöhten gesättigten Wasserleitfähigkeit widerspiegeln. Diese Annahme wird durch vorliegende Messwerte nicht bestätigt. Eine Erklärung dafür kann sein, dass ökologisch wirtschaftende Betriebe in höherem Maße mechanische Bodenbearbeitungsmaßnahmen zur Unkrautregulierung anwenden und mehr Sommerungen, die bei höherer Bodenfeuchte im Frühjahr (Frühjahrsfurche zum Klee grasumbruch) bestellt werden, anbauen. Beide Maßnahmen können sich negativ auf das Grobporensystem auswirken. Auf pfluglos bearbeiten Praxisschlägen konnte Götze (2012) feststellen, dass mit steigendem Anteil von Sommerungen in der Fruchtfolge sich der Zustand der Bodenstruktur der unteren Ackerkrume verschlechtert. Der Anbau von Leguminosen und Raps zeigte dagegen eine positive Wirkung. Unabhängig von der Fruchtfolge zeigen Ergebnisse von Beste (2003) eine erhöhte Aggregatstabilität auf pfluglos bewirtschafteten Flächen. Innerhalb der Variante „strukturschonende Bodenbearbeitung“ zeigen Untersuchungen im Systemversuch in Bad Lauchstädt eine Erhöhung der bodenphysikalischen Messwerten Luftkapazität und gesättigte Wasserleitfähigkeit zugunsten des ökologischen Landbaus unabhängig vom System viehhaltend oder viehlos (Buhl 2006). Obwohl sich dieser Bewirtschaftungsfaktor auf den Kohlenstoffgehalt des Bodens maßgeblich auswirkt (Oquist et al., 2006; Hathaway-Jenkins et al., 2011) und somit auch einen Einfluss auf die Bodenstruktur haben sollte.

Das Szenario eines pfluglos und ökologisch wirtschaftenden Betriebes ist jedoch eher selten und nur mit einem hohem Aufkommen an Bodenbearbeitungsmaßen zu bewältigen (Schmidt, 2010). Vornehmlich konventionelle Betriebe wirtschaften nach dem Prinzip der konservierenden Bodenbearbeitung, da sie dem erhöhten Unkraut aufkommen mit dem Einsatz von Herbiziden begegnen können. Im ökologischen Landbau ist dies nicht möglich und die wendende Bodenbearbeitung mit dem Pflug spielt nach wie vor die zentrale Rolle der Unkrautregulierungsmaßnahmen.

Neben dem Effekt der Wurzelpenetration bringt der Anbau von Klee gras zusätzliches organisches Material in den Boden, was wiederum die biologische Aktivität und damit die Bildung wasserstabiler Krümelaggregate fördert. Andererseits werden die Klee grasflächen mehrmals jährlich abgeerntet und zum Teil sogar von Rindern und Schafen beweidet. So unterliegen sie einer vermehrten mechanischen Beanspruchung.

Hypothese 2 kann nicht bestätigt werden und diese Untersuchung gibt Hinweise darauf, dass die strukturfördernden Maßnahmen der ökologischen Bewirtschaftungsweise – z.B. Anbau von Leguminosen, Förderung der organischen Bodensubstanz - durch andere systemtypische Verfahren – z.B. Unkrautregulierung mit dem Pflug, Anbau von Sommerungen (Frühjahrsfurche) - aufgehoben werden. Ein echter Effekt wird nur in einem exakten Feldversuch zu ermitteln sein.

4.1.6.5 Schlussfolgerung

Ein Unterschied des Zustandes der Bodenstruktur zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen konnte nicht festgestellt werden. Die Messungen und eine zusätzliche Bonitur von 79 Flächen haben ergeben, dass sich die Ackerflächen im Allgemeinen in einem guten Zustand befinden. Die positiven Effekte der systemtypischen Maßnahmen des ökologischen Landbaus (Leguminosenanbau, Humusaufbau, leichte Maschinen) scheinen durch andere Verfahren, wie z.B. mechanische Unkrautregulierung, Bearbeitungsmaßnahmen im Frühjahr bei hoher Bodenfeuchte (Sommerungenanbau nach Frühjahrsfurche), aufgehoben. Es darf jedoch auch die Möglichkeit nicht ausgeschlossen werden, dass auf konventionell bewirtschafteten Flächen ebenfalls Humusaufbau und damit Förderung der Bodenfauna und Erhöhung des C_{org} -Gehaltes betrieben wird.

4.1.7 Danksagung

Die Autoren danken Herrn Prof. Dr. Joachim Spilke von der Arbeitsgruppe Agrarinformatik und Biometrie und Frau Dipl. Inf. Yvonne Pöschel von der Arbeitsgruppe Bioinformatik der Martin Luther Universität Halle-Wittenberg für die kompetente und umfangreiche biometrische Beratung in vorliegender Arbeit.

4.1.8 Literatur

- AG Bodenkunde (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage. Stuttgart: E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung
- Aulakh MS, Doran JW, Mosier AR (1992) Soil Denitrification-Significance, Measurement and Effects of Management” in: Advances in Soil Science, Hrsg.: BA Steward, Volume 18, Springer Verlag, 1-57
- Ball BC, Douglas JT (2003) A simple procedure for assessing soil structural, rooting and surface conditions. Soil Use and Management, 19:50–56
- Benecke P (1966) Die Geländeansprache des Bodengefüges in Verbindung mit der Entnahme von Stechzylinderproben für Durchlässigkeitsmessungen. Z. f. Kulturtechn. u. Flurber., Jg. 7:91-104
- Beste A (2003) Erweiterte Spatendiagnose. 1. Aufl. Berlin: Köster
- Beste A, Hampl U, Kussel N (2001) Bodenschutz in der Landwirtschaft. Stiftung Ökologie & Landbau, 80 S
- Beylich A, Oberholzer H-R, Schrader S, Höper H, Wilke B-M (2010) Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. Soil and Tillage Research 109 (2) (August): 133-143
- Blume H-P (1992) Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung: vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Landsberg/Lech: ecomed
- Blume H-P, Schlichting E (1966) Bodenkundliches Praktikum. Hamburg ,Parey

- Brunotte J, Senger M, Heyn J, Voßhenrich H-H, Epperlein J, Vorderbrügge T, Ortmeier B, Lorens M (2011) Einfache Feldgefügeansprache für den Praktiker. Braunschweig; Neuenhagen: vTI; GKB
- Buhl G (2006) Auswirkungen integrierter und ökologischer Landbewirtschaftung auf physikalische Bodeneigenschaften, Ertragsstruktur und Kornqualität bei Winterweizen im Mitteldeutschen Trockengebiet. Halle: Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Lehrstuhl Allgemeiner Pflanzenbau / ökologischer Landbau
- Casagrande A (1936) The determination of pre-consolidation load and its practical significance. In: Int. Conf. on Soil Mech. and Found. Eng. Proc. of ICSMFE. Cambridge, MA, 22-26 June 1936. vol. 3. Cambridge, MA, 93-108
- Dannowski M (1983) Methode zur Ermittlung der Durchwurzelbarkeit unterschiedlich verdichteten Bodens. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR. 215:165-172
- Dannowski M (1987) Die Auswirkungen wiederholter Belastung von Spurbahnen durch Fahrwerke auf Trockenrohdichte und Durchwurzelbarkeit eines stark lehmigen Sandbodens. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk. 31:573-581
- Dexter AR, Czyż EA, Gaę OP (2004) Soil structure and the saturated hydraulic conductivity of subsoils. Soil and Tillage Research 79 (2) (Dezember):185–189
- Diez T (1991) Beurteilung des Bodengefüges im Feld - Möglichkeiten, Grenzen und ackerbauliche Folgerungen. Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Band 2, Bodengefüge. Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey. 94-103
- DIN ISO 11272 (2001) Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Trockenrohdichte
- DIN ISO 11274 (2001) Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens
- DIN 18135 (2011) Baugrund- Untersuchung von Bodenproben - Eindimensionaler Kompressionsversuch
- DIN 19682-10 (2007) Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau – Felduntersuchungen – Teil 10 Beschreibung und Beurteilung des Bodengefüges
- DIN 19683-9 (1998) Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau - physikalische Laboruntersuchungen - Teil 9: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben
- Dumbeck G (1986) Bodenphysikalische und funktionelle Aspekte der Packungsdichte von Böden, Diss. Univ. Gießen, Giessener Bdkl. Abh., Bd. 3
- Edwards CA, Bohlen PJ (1996) Biology and Ecology of Earthworms. 3. Aufl. Chapman & Hall
- Ehlers W, Werner D, Mähner T (2000) Wirkung mechanischer Belastung auf Gefüge und Ertragsleistung einer Löss - Parabraunerde mit zwei Bearbeitungssystemen. J. Plant Nutr. Soil Sci. 163:321-333
- Fleige H, Horn R, Stange F (2002) Soil Mechanical Parameters Derived from the CA-database on Subsoil Compaction. In Jones R & Pagliai M: Sustainable land management - environmental protection: a soil physical approach. Reiskirchen: Catena-Verl., 359–366
- Fleige H, Horn R (2000) Field experiments on the effect of soil compaction on soil properties, runoff, interflow and erosion. Advances in GeoEcologie 32:258-268
- Görbing J (1948) Die Spatendiagnose. Hamburg: Verl. Sachse
- Götze P (2012) Bodenstrukturzustand der unteren Ackerkrume auf langjährig konservierend und tiefenreduziert bearbeiteten mitteldeutschen Ackerflächen - Masterarbeit. Halle-Wittenberg: Martin-Luther-Universität

- Gullich P, Paul R, Marre G (2010) Erhaltung und Nutzung eines leistungsfähigen Bodengefüges: gehalten auf der Thüringer Ackerbauforum, 15. September 2010 in Leinefelde, 2010.
http://www.tll.de/ainfo/pdf/abforum/abf10_03f.pdf
- Harrach T, Kuhn W, Zörb H (1999) Klassifizierung von Gefügekennwerten zur Abgrenzung und Beurteilung von Schadverdichtungen nach wurzelökologischen Kriterien, *Mitt. Dtsch. Bdkdl Ges.*, 91:1217-1220
- Harrach T, Vorderbrügge T (1991) Die Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen in Beziehung zum Bodentyp und Bodengefüge. In *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit. Berichte über Landwirtschaft*. 2:69–82
- Hartge KH, Bachmann J (2004) Ermittlung des Spannungszustandes von Böden aus Werten des Eindringwiderstandes von Sonden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167:303–308
- Hathaway-Jenkins LJ, Sakrabani R, Pearce B, Whitmore AP, Godwin RJ (2011) A Comparison of Soil and Water Properties in Organic and Conventional Farming Systems in England. *Soil Use and Management* 27 (2) (Juni 1):133–142
- Helal M (1991) Bodengefüge, Wurzelentwicklung und Wurzelfunktionen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 154:403–407
- Herbst F, Hofmann B (2005) Ursachen und Auswirkungen von Wachstumsstörungen bei Sommerweizen in einem Feldbestand. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 17:38-41
- Hofmann B (2000) Erfassung und Bewertung bewirtschaftungsbedingter Bodenstrukturveränderungen. In Hülsbergen & Diepenbrock: *Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau - Untersuchungen auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort*. Halle: Deutsche Wildtierstiftung, Martin-Luther-Universität, 87–100
- Horn R, Fleige H (2009) Risk assessment of subsoil compaction for arable soils in Northwest Germany at farm scale. *Soil and Tillage Research*, 102:201–208
- Horn R, Stork J, Dexter AR (1987) Untersuchungen über den Einfluss des Bodengefüges für den Eindringwiderstand in Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 150:342–347
- Joschko M, Gebbers R, Barkusky D, Rogasik J, Hoehn W, Hierold W, Fox CA, Timmer J (2009) Location-dependency of earthworm response to reduced tillage on sandy soil. *Soil & Tillage Research*, 102:55–66
- Kayser E-A, Walenzik G, Heinemeyer O (1995) Auswirkungen von Bodenverdichtung auf Bodenmikroorganismen. *KTBL Schrift* 362:157-175
- Keller T, Lamandé M, Schjonning P, Dexter, AR (2011) Analysis of soil compression curves from uniaxial confined compression tests. *Geoderma*, 163:13–23
- Kézdi Á (1969) *Handbuch der Bodenmechanik*. Berlin: Verl. für Bauwesen
- Kuntze H, Roeschmann H, Schwerdtfeger G (1994) *Bodenkunde*. Stuttgart: E. Ulmer
- Larink O, Heisler C, Söchtig W, Lübben B, Wickenbrock L (1995) Einfluss verdichteter Ackerböden auf die Bodenfauna und ihr Beitrag zur Bodenlockerung. *KTBL Schrift* 362:142-156
- Lebert M (2010) Entwicklung eines Prüfkonzeptes zur Erfassung der tatsächlichen Verdichtungsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Böden. *UBA-Texte*
- Lebert M, Brunotte J, Sommer C (2004) Ableitung von Kriterien zur Charakterisierung einer schädlichen Bodenveränderung, entstanden durch nutzungsbedingte Verdichtung von Böden, Regelungen zur Gefahrenabwehr. Bd. 20071245. Berlin: Umweltbundesamt

- Lebert M (1989) Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 12
- Matechera SA, Dexter AR, Alston AM (1991) Penetration of very strong soils by seedling roots of different plant species. *Plant and Soil* 135 (1) (August):31–41
- Müller L, Kay BD, Hu C, Li Y, Schindler U, Behrendt A, Shepherd TG, Ball BC (2009) Visual assessment of soil structure: Evaluation of methodologies on sites in Canada, China and Germany: Part I: Comparing visual methods and linking them with soil physical data and grain yield of cereals. *Soil & Tillage Research*, 103:178–187
- Nissen B (1998) Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von repräsentativen Ackerböden der Bundesrepublik Deutschland – bodenphysikalischer Ansatz. Diss. Univ. Kiel
- Oquist KA, Strock JS, Mulla DJ (2006) Influence of Alternative and Conventional Management Practices on Soil Physical and Hydraulic Properties. *Vadose Zone Journal* 5 (1):356
- Passioura JB (1991) Soil structure and plant growth“. *Soil Res.* 29 (6) (Januar 1):717-728
- Paul R (2004) Verfahren zur Ermittlung der Schadverdichtungsrisiken auf ackerbaulich genutzten Böden. Zwischenbericht der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena
- R Development Core Team (2011) R: A and environment for statistical computing language. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. URL <http://www.R-project.org>
- Rücknagel J, Brandhuber R, Hofmann B, Lebert M, Marschall K, Paul R, Stock O, Christen O (2010) Variance of mechanical precompression stress in graphic estimations using the Casagrande method and derived mathematical models. *Soil and Tillage Research*, 106:165–170
- Rücknagel J, Harrach T, Dumbeck G, Gerschläuer F, Christen O (2009) Morphological Characterization of Soil Structure and the Relation to Precompression Stress for Recultivated Loess Soil. *ISTRO 18th Triennial Conference Proceedings*, June 15-19.2009 Izmir-Turkey
- Rücknagel J, Hofmann B, Paul R, Christen O, Hülsbergen K-J (2007) Estimating precompression stress of structured soils on the basis of aggregate density and dry bulk density. *Soil and Tillage Research*, 92:213–220
- Sas Institute Inc. (2008) SAS 9.2. NY, USA: Cary, März 11
- Schmidt H (2010) Öko-Ackerbau ohne tiefes Pflügen: Praxisbeispiele & Forschungsergebnisse, Köster, Berlin
- Spiess E, Diserens E (2001) Zuckerrüben: Erntetechnik und Bodenschutz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Bericht Nr. 567:18
- Stahr K, Kandeler E, Hermann L, Streck T (2010) Bodenkunde und Standortlehre. UTB GmbH, Stuttgart, 318 S
- Stepniewski W, Glinski J, Ball BC (1994) Effects of Compaction on Soil Aeration Properties. In B.D. Soane, C.v. Ouwerkerk: *Soil Compaction in Crop Production*, 11:167-189. *Developments in Agricultural Engineering*. Netherland: Elsevier Science
- Stolze M, Piorr A, Häring A, Dabbert S (2000) Environmental impacts of organic farming in Europe. Universität Hohenheim Inst. f. Landwirtschaftl. Betriebslehre
- Tenholtern R (2000) Bodengefüge, Durchwurzelung und Ertrag als Indikatoren für Lockerungsbedürftigkeit und den Lockerungserfolg auf rekultivierten Standorten im rheinischen Braunkohlerevier. Diss. Univ. Gießen, Boden und Landschaft, Bd. 28
- Topp GC, Reynolds WD, Cook FJ, Kirby JM, Carter MR (1997) Physical attributes of soil quality. In: Gregorich, E.G. and Carter, M.R. (Hrsg.): *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Amsterdam: Elsevier. 21-58

- Voorhees WB (2000) Long - term effect of subsoil compaction on yield of maize. *Advances in Geo Ecology* 32:44-54
- Vorderbrügge T, Brunotte J (2011) Teil II: Bewertung eines Vorschlages zur Ableitung von Vorsorgewerten gemäß der Bundes-Bodenschutzverordnung sowie der Pedotransferfunktionen zur Ableitung der „Potentiellen mechanischen Verdichtungsempfindlichkeit für Ackerflächen (Unterboden)“ nach LEBERT (2008) als Grundlage zur „Identifizierung sensibler Gebiete“ i. S. der Bodenschutzrahmenrichtlinie (BSRRL) der Europäischen Kommissionen. In *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 61-1, 1:23-40.61-1
- Vorderbrügge T (1989) Einfluss des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide: Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch, Diss.Univ. Gießen, Giessener Bdkdl. Abh., Bd. 5
- Werner D, Thämert W (1989) Zur Diagnose des physikalischen Bodenzustandes auf Produktionsflächen. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.* 33:729-739
- Weyer T, Boeddinghaus R (2009) Bodenverdichtungen vermeiden – Bodenfruchtbarkeit erhalten und wiederherstellen, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein Westfalen – Referat Öffentlichkeitsarbeit
- Williams ND, Petticrew EL (2009) „Aggregate Stability in Organically and Conventionally Farmed Soils“. *Soil Use and Management* 25 (3) (September 1):284–292

4.1.9 Anhang

Tabelle A4.1-1: Übersicht: Bezeichnung, Probenahmetiefe, Textureigenschaften, Mittelwerte: der Trockenrohddichte (TRD), der Aggregatrohddichte (ARD), der Luftkapazität (LK), der gesättigten Wasserleitfähigkeit (kf-Wert), der Logarithmus der mechanischen Vorbelastung ($\log \sigma_p$), die Boniturnoten nach Diez- und Packungsdichte (PD) -Schema und die Boniturnoten der Einzelparameter der untersuchten Flächen

	Bezeichnung	Tiefe [cm]	Textur			TRD [g cm ⁻¹]	ARD [g cm ⁻¹]	LK [Vol%]	log kf-Wert [cm d ⁻¹]	log σ_p	Diez	PD	Wurzverteilung	Makroporen	mechanischer Widerstand	Lagerung der Aggregate	Aggregatgröße	Gefügestufe	Verfestigungsgrad
			Ton	Schluff	Sand														
11	1-1	17-23	90	660	250	1,40	1,59	12,8	2,0	1,71	2	2	1	1	3	3	3	3	2
11	1-3	32-38	120	780	100	1,40	1,67	13,7	2,0	1,73	2	2	1	2	3	3	3	2	1
12	2-1	17-23	170	670	160	1,21	1,62	11,5	2,3	1,75	2	2	2	2	2	2	2	2	2
12	2-3	32-38	210	580	210	1,53	1,77	4,9	1,8	2,34	3	3	3	2	3	3	3	4	3
14	1-1	17-23	180	350	470	1,44	1,63	14,3	1,8	1,94	2	2	2	3	3	2	3	2	2
14	1-3	32-38	170	290	540	1,70	1,68	5,0	0,8	2,09	3	3	3	3	4	4	4	4	3
21	2-1	17-23	390	520	90	0,94	1,31	16,3	2,8	1,52	1	2	1	1	2	2	2	2	2
21	2-3	32-38	350	620	30	1,30	1,65	9,9	2,0	2,04	2	3	3	1	3	3	3	3	3
22	2-1	17-23	110	610	280	1,12	1,44	16,8	2,1	1,69	2	2	1	2	2	2	2	2	2
22	2-3	32-38	210	500	290	1,50	1,76	8,3	1,6	2,19	3	3	3	3	3	3	3	3	3
24	2-1	17-23	190	570	240	1,23	1,63	16,9	2,8	1,33	1	1	1	1	2	-	-	2	2
24	2-3	32-38	200	560	240	1,55	1,81	5,3	1,3	1,91	3	3	3	3	3	-	-	3	3
52	2-1	17-23	60	80	860	1,53	-	15,6	2,3	2,03	2	2	1	3	2	-	-	2	2
52	2-3	32-38	30	80	890	1,69	-	15,6	1,9	2,4	3	2	2	3	4	-	-	3	2
53	2-1	17-23	60	110	830	1,38	1,68	21,1	1,9	1,77	2	2	1	2	2	-	-	2	2
53	2-3	32-38	60	100	840	1,45	1,60	20,0	1,9	2,39	3	3	3	3	4	-	-	3	3
54	2-1	17-23	230	600	170	1,38	1,71	12,9	1,3	1,43	3	3	3	4	3	3	3	3	3
54	2-3	32-38	230	660	110	1,52	1,61	5,9	1,1	2,35	4	4	3	4	4	4	4	4	3
56	2-1	17-23	60	80	860	1,53	-	17,0	1,9	1,80	3	2	1	2	2	-	-	2	2
56	2-3	32-38	70	90	840	1,78	-	12,6	1,1	2,43	3	3	3	3	3	-	-	4	2
62	2-1	17-23	20	140	840	1,53	-	23,9	2,2	1,77	3	2	1	4	3	-	-	3	2
62	2-3	32-38	20	50	930	1,73	-	21,5	1,9	2,15	3	3	3	3	3	-	-	3	1
63	2-1	17-23	40	200	760	1,40	-	9,5	2,2	1,51	2	2	1	3	3	-	-	2	2
63	2-3	32-38	40	140	820	1,77	-	8,1	1,3	2,41	3	3	3	3	4	-	-	3	3
64	1-1	17-23	210	660	130	1,47	1,62	7,8	1,0	1,96	3	3	2	3	2	3	4	3	2
64	1-3	32-38	220	670	110	1,45	1,63	9,1	1,1	1,77	3	3	2	4	2	3	4	3	2
66	2-1	17-23	80	120	800	1,62	-	15,4	1,2	1,95	3	3	2	3	3	-	-	3	2
66	2-3	32-38	70	100	830	1,67	-	17,1	1,3	2,49	4	4	4	3	3	-	-	4	3
70	1-1	17-23	310	540	150	1,53	1,58	2,3	0,5	1,85	3	3	2	3	4	3	3	3	3
70	1-3	32-38	320	540	140	1,59	1,58	1,0	1,1	2,37	3	3	3	3	4	4	3	3	3
71	2-1	17-23	290	310	400	1,47	1,69	8,0	1,4	1,51	2	2	2	1	2	3	3	3	3
71	2-3	32-38	260	350	390	1,67	1,87	3,2	1,3	2,12	2	3	3	2	4	4	4	3	3
77	1-1	17-23	250	470	280	1,15	1,40	10,2	1,8	1,94	2	2	2	2	3	2	2	2	3
77	1-3	32-38	250	440	310	1,41	1,52	3,2	0,6	2,29	2	3	2	2	3	3	3	3	3
80	1-1	17-23	300	670	30	1,38	1,61	7,9	1,5	1,50	3	3	3	3	3	3	3	3	2
80	1-3	32-38	290	520	190	1,53	1,58	2,3	0,3	2,23	3	3	3	2	3	3	3	3	3
81	2-1	17-23	210	360	430	1,52	1,76	9,8	1,8	1,41	3	4	4	3	4	4	4	4	3
81	2-3	32-38	220	350	430	1,71	1,80	2,4	0,7	2,19	4	4	4	3	4	4	4	3	4
87	3-1	17-23	270	350	380	1,39	1,58	6,0	1,5	1,72	2	3	2	2	3	3	3	3	3
87	3-3	32-38	230	330	440	1,49	1,57	2,6	0,8	2,27	3	2	3	3	3	4	4	4	3

4.2 Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Ertrag und Qualität von Luzerne-Kleegras und Dauergrünland sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung

Patrick Lind, Daniel Neuhoff, Ulrich Köpke

Zusammenfassung

Um betriebsspezifische Aussagen über die Klimawirkungen landwirtschaftlicher Produktionssysteme treffen zu können, wurden in den Jahren 2009 und 2010 bundesweit 80 landwirtschaftliche Betriebe untersucht. Besonderes Augenmerk lag dabei auf den Luzerne-Kleegras- und Grünlandflächen. Trockenmasseertrag und Nährstoffgehalte der Aufwüchse wurden in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt ausgewertet und der Einfluss von Bewirtschaftungsweise (ökologisch/konventionell) und Standort herausgearbeitet. Die Aufwüchse der Region Ost zeichneten sich durch ein insgesamt hohes Ertragsniveau und vergleichsweise geringe Nährstoffgehalte (v.a. P und K) aus. Die Ertrags- und Qualitätsbildung der Bestände der Region Nord wies diesbezüglich ein antagonistisches Verhalten auf. Auf Grundlage der erhobenen Daten wurden im Jahr 2010 auf den Grünlandflächen (ökologisch/konventionell) des Standortes Rheinbach (50°37'N 6°57'E) zwei faktorielle Feldversuche durchgeführt. Ziel war es, im Hinblick auf eine Senkung der produktbezogenen Emissionen (funktionelle Einheit: kg CO₂ je produzierter Einheit Trockenmasse) pflanzenbauliche Ansätze einer Produktivitätssteigerung zu prüfen. Es wurde angenommen, dass eine alleinige bzw. mit einem verkürzten Schnittintervall kombinierte Anhebung der Schnitthöhe ertragssteigernd wirkt. Untersucher Versuchsfaktor war das Schnittregime mit den Faktorstufen [6/6], [6/10] und [4/10] [Schnittintervall in Wochen/Schnitthöhe in cm]. Die Variante [6/6] erzielte unabhängig der Bewirtschaftungsweise tendenziell den höchsten Trockenmassegesamtertrag. Die Variante [6/10] resultierte jedoch auf ökologisch bewirtschaftetem Grünland in einer tendenziellen und auf konventionell bewirtschaftetem Grünland in einer signifikanten Ertragssteigerung des ersten Wiederaufwuchses (identisch mit zweitem Schnitt). Eine Anhebung der Schnitthöhe lediglich zum ersten Schnitt könnte somit produktivitätssteigernd auf Luzerne-Kleegras oder Grünlandbestände wirken und produktbezogene Emissionen senken.

Schlüsselwörter: produktbezogene Emissionen, ökologisch, konventionell, Schnitthöhe, Schnittintervall

Abstract

With the aim of determining climate effects of agricultural production systems on a single farm level, 80 private farms throughout Germany were analysed in 2009 and 2010. Particular attention was paid to grass-clover swards and permanent grassland. Dry matter yield as well as nutrient contents of crops were plotted against date of harvest and showed a strong influence of both the

production system (organic/conventional) and site conditions. Region East was determined by comparatively high yields and low nutrient contents, especially P and K, region North showed an antagonistic behavior. Using the generated data as a basis, two field trials were conducted on permanent grassland (organic/conventional) at Rheinbach (50°37'N 6°57'E) in 2010. The trials aimed at reducing product-related emissions (kg CO₂ per unit dry matter produced) by enhancing the dry matter yield of the sward. It was expected that an increased cutting height or a shortened regrowth interval combined with an increased cutting height could result in enhanced sward productivity. The experiments were carried out with the treatments [6/6], [6/10], [4/10] [cutting interval in weeks/cutting height in cm]. Independent of the production systems, total dry matter yield was highest per trend for treatment [6/6]. However, treatment [6/10] resulted in an increased (organic: by trend; conventional: significant) dry matter yield of the first regrowth. Therefore, elevating the cutting height only at the first cut may increase productivity of grass-clover swards or permanent grassland and reduce product related emissions.

Keywords: product-related emissions, organic, conventional, cutting height, cutting interval

4.2.1 Einleitung

Die Klimawirkungen landwirtschaftlicher Produktionssysteme sind vor dem Hintergrund der aktuellen politischen Diskussion von großer Bedeutung. Weltweit trägt die Landwirtschaft etwa 15 % zur Emission von Treibhausgasen bei (Chmielewski, 2007). Eine Reduktion der Treibhausgasemissionen des Agrarsektors ist jedoch möglich (Köpke und Haas, 1995; Hülsbergen und Küstermann, 2007). Diesbezüglich stellt eine Effizienzerhöhung der eingesetzten Betriebsmittel einen wichtigen Ansatzpunkt der Forschung dar (Nguyen und Hayes, 1995; Refsgaard et al., 1998). Der Produktbezug der Treibhausgas-emissionen (funktionelle Einheit: kg CO₂ je produzierter Einheit Trockenmasse) berücksichtigt dabei, dass neben einer Reduktion des Inputs auch Ertragssteigerungen zu einer erhöhten Effizienz des Betriebsmitteleinsatzes führen können. Für betriebspezifische Aussagen über produktbezogene Emissionen ist die Kenntnis von Ertrag und Qualität der erzeugten Produkte unerlässlich. Innerhalb des landwirtschaftlichen Produktionsprozesses kommt Luzerne-Kleegras- und Grünlandbeständen dabei aufgrund der symbiotischen Stickstofffixierung eine besondere Bedeutung zu (Ta und Faris, 1987; Hakala und Jauhiainen, 2007). Eine detaillierte Analyse des Einflusses der Bewirtschaftungsweise (ökologisch/ konventionell) und des Standortes auf die Ertrags- und Qualitätsbildung von Luzerne-Kleegras- und Grünlandbeständen stellt daher eine wichtige Grundlage für die gezielte Ableitung von Strategien zur Minderung von Treibhausgasemissionen dar.

Pflanzenbauliche Ansätze zur Ertragssteigerung von Luzerne-Kleegras- und Grünlandbeständen verfolgen das Ziel, die produktbezogenen Emissionen der Kulturen zu senken. Eine Prüfung durch Feldversuche auf einzelbetrieblicher Ebene berücksichtigt dabei den Einfluss von Bewirtschaftungsweise und Standort. Einen wesentlichen Ansatzpunkt zur Ertragssteigerung von Luzerne-Kleegras- und Grünlandbeständen stellt eine Verkürzung der Phasen geringer Produktivität nach

erfolgter Nutzung dar (Gardner et al., 1985). Der Abfall der Wachstumsrate zu Beginn des Wiederaufwuchses kann bei schnittgenutzten Beständen besonders ausgeprägt sein (Hay und Porter, 2006). Eine Anhebung der Schnitthöhe oder eine Anhebung der Schnitthöhe kombiniert mit einer Verkürzung des Schnittintervalls könnte zu einer Produktivitätssteigerung der Bestände führen (Brougham, 1956; Liu et al., 2011). Allerdings gibt es auch Untersuchungen, die bezüglich einer Anhebung der Schnitthöhe (Binnie und Harrington, 1972; Kim und Albrecht, 2008) bzw. einer Verkürzung des Schnittintervalls (Mela, 2003; Herrmann et al., 2005; Vinther, 2006) zu einem gegenteiligen Ergebnis kommen.

4.2.2 Material und Methoden

In den Jahren 2009 und 2010 wurden die Grünland- und Klee grasflächen der Pilotbetriebe unmittelbar vor der jeweiligen betrieblichen Nutzung beprobt. Zu diesem Zweck wurden Testflächen mit einer Größe von 20 x 20 m angelegt, die jeweils aus vier Quadranten (10 x 10 m) bestanden. Für die Beprobung wurden je Quadrat zwei randomisierte Flächen a 0,25 m² ausgewählt und manuell mit einer elektrischen Rasenkantenschere 6 cm oberhalb der Erdoberfläche beerntet. Die pflanzliche Biomasse wurde anschließend bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und mit einer Scheibenschwingmühle (Körnungsgröße < 0,1 mm) vermahlen.

4.2.2.1 Analytik

100 bis 125 mg des vermahlenden Probenmaterials wurden mit 2 ml 35 %iger H₂O₂-Lösung benetzt, 5 ml 65 %ige HNO₃-Lösung hinzugefügt und mittels Mikrowelle aufgeschlossen. Die in Lösung gebrachte Probe wurde in einen 100 ml Messkolben überspült und zur Marke aufgefüllt. Die Bestimmung des Kaliumgehaltes erfolgte am Atomabsorptionsspektrometer (AAS). Zu diesem Zweck wurde das Probenmaterial im Flammen-AAS atomisiert und die Extinktion des absorbierten Lichtes in der Flamme des AAS gemessen. Zeitgleich wurde Kalium-spezifisches Licht durch die Flamme gesandt und die Absorption des in der Flamme emittierten Kaliumlichtes erfasst. Dabei wurden Standards von 0,6 bis 3,0 mg l⁻¹ mit Abstufungen von 0,6 mg l⁻¹ eingesetzt. Nach jeweils zehn Bestimmungen wurde der mittlere Standard von 1,8 mg l⁻¹ gemessen. Der Nullabgleich wurde mit Hilfe der Aufschlusslösung durchgeführt. Aus dem Mikrowellenaufschluss wurde auch der Phosphorgehalt am Filterphotometer bestimmt. Dabei reagierte Ortho-Phosphat in saurem Milieu mit Ammoniumheptamolybdat zu einem Phosphomolybdänsäurekomplex. Dieser wurde durch Ascorbinsäure zu einem blauen, bei einer Wellenlänge von 880 nm messbaren, Farbkomplex reduziert und filterphotometrisch gemessen. Für die Phosphorbestimmung wurden Standards von 5 bis 20 mg l⁻¹ in Stufen a 5 mg l⁻¹ verwendet. Die Bestimmung des Stickstoff- und Kohlenstoffgehaltes erfolgte an einem Elementaranalysator nach Einwaage von 15-20 mg des vermahlenden Probenmaterials in Zinn cups. Als Standard diente hierbei Acetanilid mit einem Gehalt von 71,09 % Kohlenstoff und 10,36 % Stickstoff.

4.2.2.2 Feldversuche

Am Standort Rheinbach (50°37'N 6°57'E) fanden im Jahr 2010 auf den innerhalb des Projektes beprobten schnittgenutzten Grünlandflächen zwei Feldversuche statt. Die Versuche wurden sowohl auf ökologisch als auch auf konventionell bewirtschaftetem Grünland als einfaktoriell randomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen angelegt und lagen jeweils in unmittelbarer Nähe zur Testfläche. Die Parzellengröße betrug 6,6 m² (2,2 x 3 m). Untersucher Versuchsfaktor war das Schnittregime mit den Faktorstufen [6/6], [6/10] und [4/10] [Schnittintervall in Wochen / Schnitthöhe in cm]. Der erste Schnitt der Versuche erfolgte am 03.05. und der letzte Schnitt wurde am 18.10. durchgeführt. Die Beprobung geschah mit Hilfe einer höhenverstellbaren Rasenkantenschere auf zwei randomisierten Flächen a 0,25 m² je Parzelle. Die pflanzliche Biomasse wurde anschließend bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Restparzelle wurde stets in gleicher Höhe am gleichen Tag mit Hilfe eines Mähbalkens (Agria, Möckmühl) nachgeschnitten und das Schnittgut abgefahren.

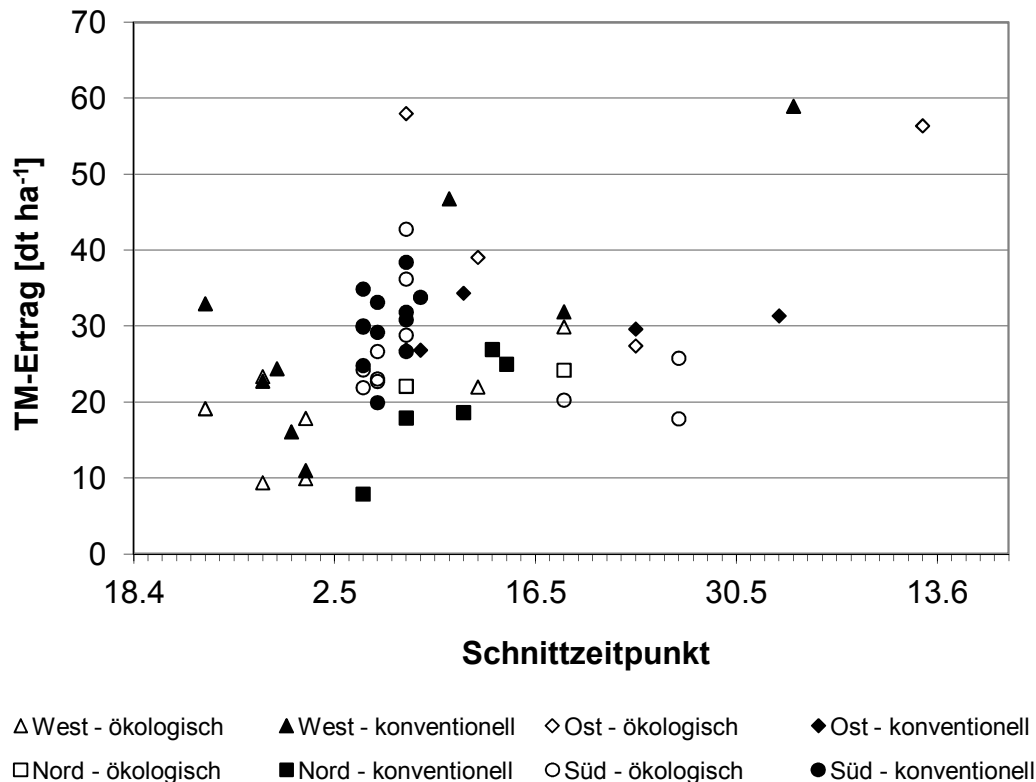
Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des Programms SPSS (IBM SPSS Statistics, Version 19). Vor der Varianzanalyse wurden die Daten mit Hilfe des Shapiro-Wilk Tests auf Normalverteilung geprüft. *Post hoc* wurde der Tukey-Test (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$) verwendet.

4.2.3 Ergebnis und Diskussion

4.2.3.1 Betriebliche Erträge und Nährstoffgehalte

Die Abbildung 4.2-1 stellt die Trockenmasseerträge der ersten Grünlandaufwüchse des Jahres 2009 in Abhängigkeit des Schnittzeitpunktes dar. Während 50 % der untersuchten Betriebe der Region West bereits Ende April den ersten Schnitt der Bestände durchführten, fand er in den übrigen Regionen erst ab Anfang Mai statt.

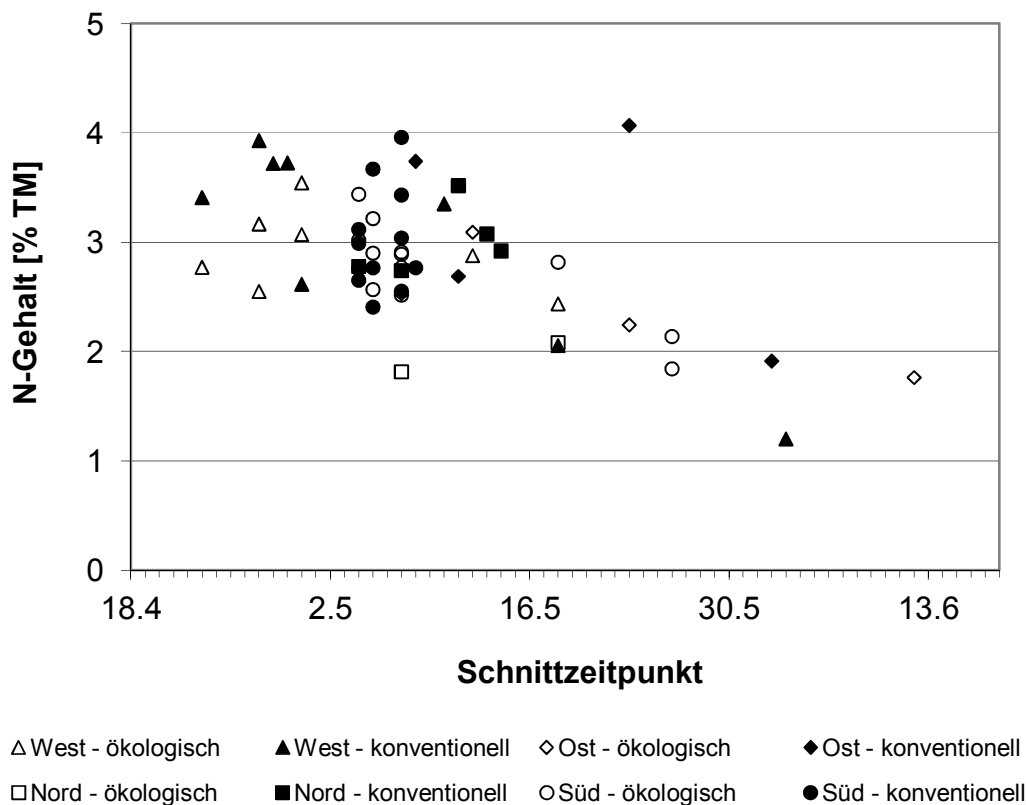
Abbildung 4.2-1: Trockenmasseerträge [dt ha⁻¹] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2009 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe



In der Region West erzielten die ökologisch wirtschaftenden Betriebe mit dem ersten

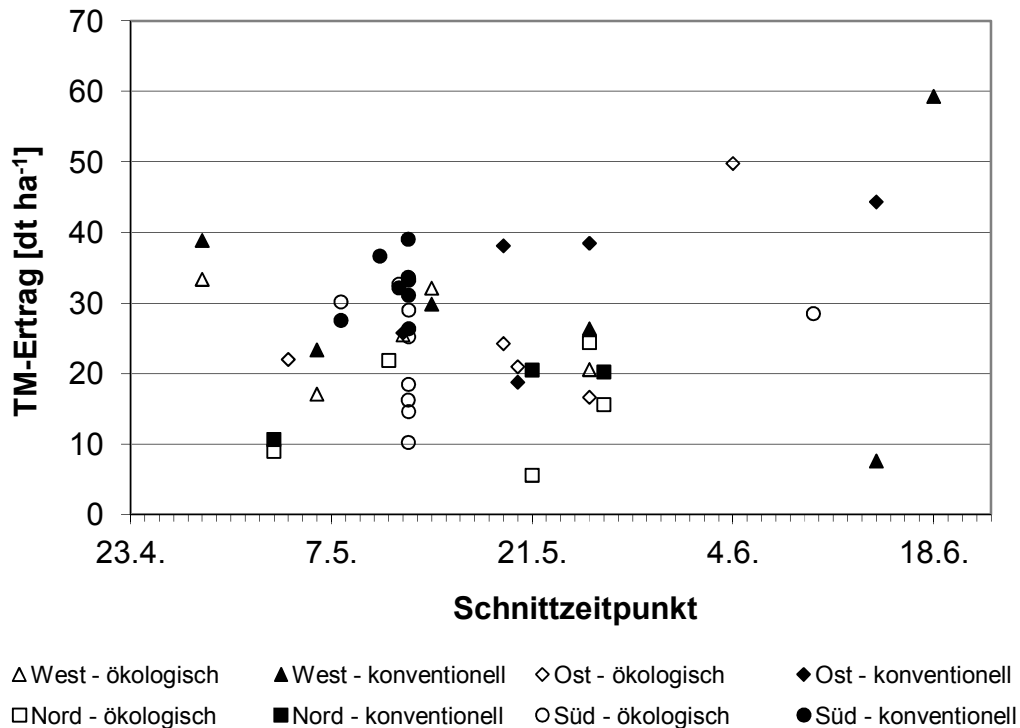
Schnitt Trockenmasseerträge zwischen 9,4 (27.04.) und 29,9 dt ha⁻¹ (18.05.). Die entsprechenden Erträge bei konventioneller Bewirtschaftungsweise umfassten zwischen 11,0 (30.04.) und 58,9 dt ha⁻¹ (03.06.). Der späte Schnittzeitpunkt der am 03.06. geschnittenen Grünlandfläche wirkte sich negativ auf den Stickstoffgehalt des Aufwuchses aus (1,2 %, Abbildung 4.2-2). Der Stickstoffgehalt der übrigen ersten Aufwüchse der Region West betrug zwischen 2,1 und 3,9 %. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt des Erntegutes umfasste 2,9 % bei ökologischer und 3,0 % bei konventioneller Bewirtschaftungsweise. Insgesamt konnte in der Region West festgestellt werden, dass ein später erster Schnitt zu einem deutlich verringerten Stickstoffgehalt des Erntegutes führte. Die Region Ost war durch einen vergleichsweise späten ersten Schnitt der Grünlandflächen gekennzeichnet. Während der erste Aufwuchs der konventionell bewirtschafteten Flächen dieser Region zwischen 26,9 (08.05.) und 34,3 dt ha⁻¹ (11.05.) erzielte, betrug die Trockenmasseerträge der ökologisch bewirtschafteten Flächen zwischen 27,4 und 58,0 dt ha⁻¹. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt der ersten Aufwüchse dieser Region betrug bei einer ökologischen Bewirtschaftungsweise 2,5 % und bei den konventionell wirtschaftenden Betrieben 3,1 %. In der Region Ost konnte nur bei den ökologisch wirtschaftenden Betrieben eine Abnahme des Stickstoffgehaltes des ersten Aufwuchses mit zunehmender Dauer der Aufwuchsperiode festgestellt werden.

Abbildung 4.2-2: Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2009 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe



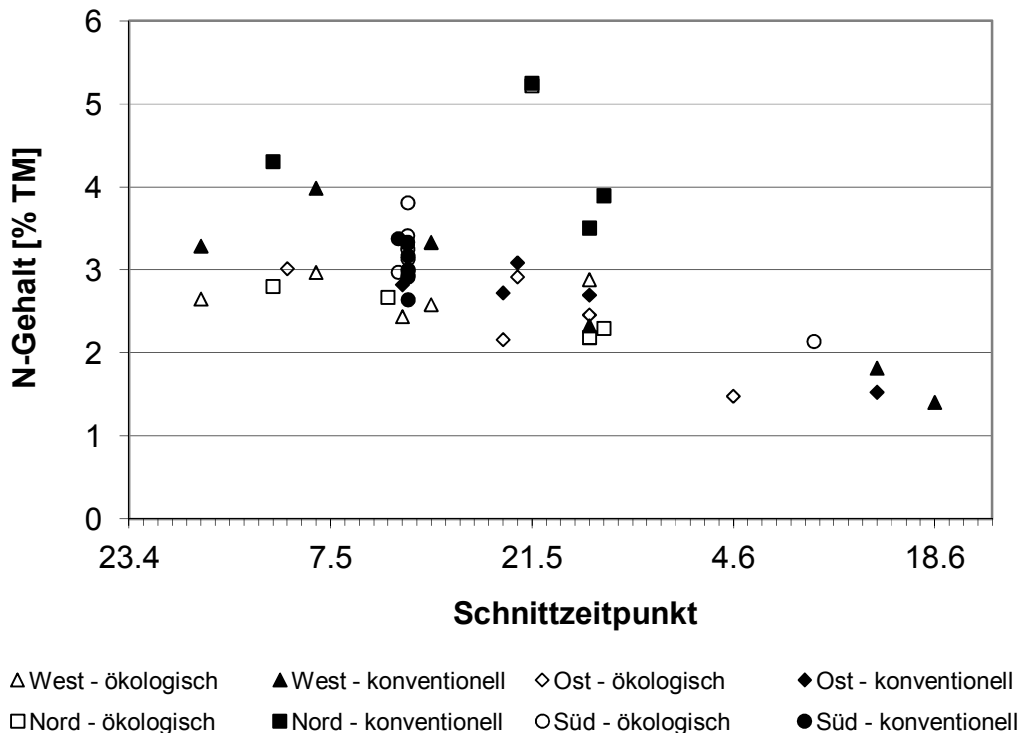
Das Ertragsniveau in der Region Nord war im Vergleich der Regionen am geringsten. Die ökologisch bzw. konventionell wirtschaftenden Betriebe dieser Region erzielten durchschnittlich 19,2 bzw. 23,1 dt ha⁻¹ mit dem ersten Schnitt der Grünlandflächen. Im Gegensatz zum Trockenmasseertrag wurde der Stickstoffgehalt des ersten Aufwuchses deutlich durch die Bewirtschaftungsweise beeinflusst. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt des ersten Aufwuchses betrug in dieser Region 1,9 % bei ökologischer und 3,0 % bei konventioneller Bewirtschaftungsweise. In der Region Süd erzielten die ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe Trockenmasseerträge zwischen 17,8 (26.05.) und 42,7 dt ha⁻¹ (07.05.) und die konventionell wirtschaftenden Betriebe Erträge zwischen 19,9 (05.05.) und 38,4 dt ha⁻¹ (07.05.). Der durchschnittliche Stickstoffgehalt des ersten Aufwuchses betrug in dieser Region 2,8 % bei ökologischer und 3,0 % bei konventioneller Bewirtschaftungsweise der Grünlandflächen. Eine Abnahme des Stickstoffgehaltes des Erntegutes mit zunehmender Dauer der Aufwuchsperiode konnte in der Region Süd nur bei ökologischer Bewirtschaftungsweise festgestellt werden.

Abbildung 4.2-3: Trockenmasseerträge [dt ha⁻¹] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2010 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe.



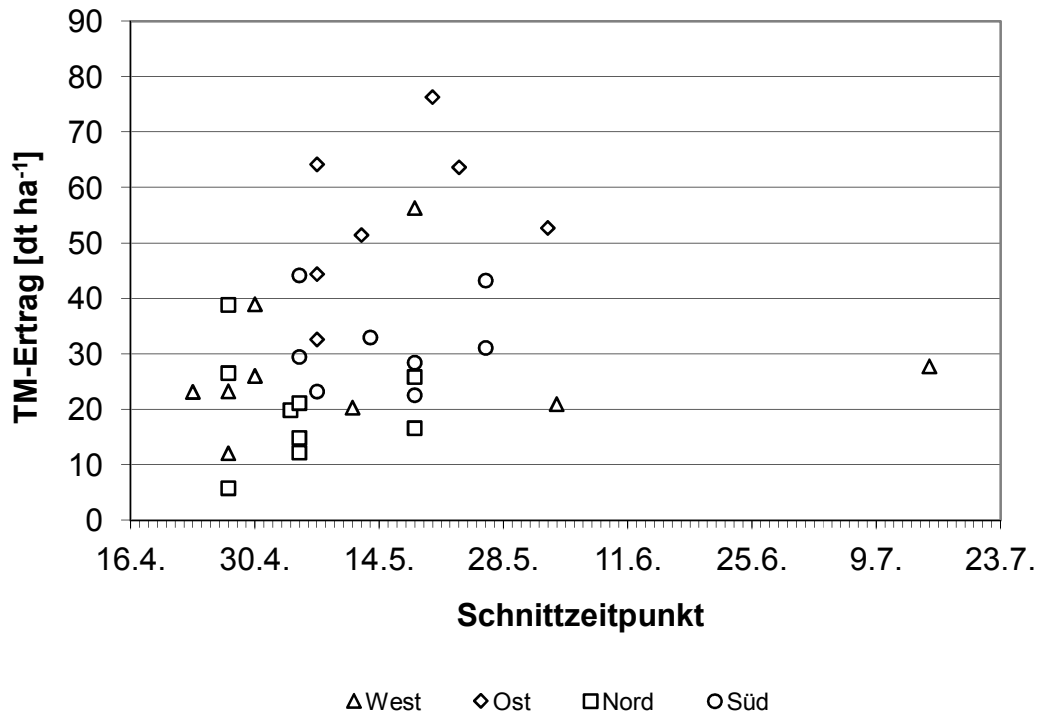
Analog zum Vorjahr fanden in 2010 erste Schnitte der Region West bereits Ende April (28.04.) statt (Abbildung 4.2-3). Die Region West wies im Jahr 2010 sowohl den geringsten (7,6 dt ha⁻¹; 14.06.) als auch den höchsten (59,3 dt ha⁻¹; 18.06.) Trockenmasseertrag im interregionalen Vergleich auf. Durchschnittlich erzielten die ökologisch bzw. konventionell wirtschaftenden Betriebe dieser Region Trockenmasseerträge von 25,7 bzw. 30,9 dt ha⁻¹. Wie im Versuchsjahr 2009 wirkte sich der späte Schnittzeitpunkt der am 14.06. bzw. 18.06. geschnittenen Grünlandflächen auf den Stickstoffgehalt der Sprossmasse aus (1,8 bzw. 1,4 %, Abbildung 4.2-4). Der durchschnittliche Stickstoffgehalt der ersten Aufwüchse sowohl der ökologisch als auch der konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen der Region West betrug 2,7 %. Analog zum Vorjahr konnte in der Region West insgesamt eine Abnahme des Stickstoffgehaltes des Erntegutes mit zunehmender Dauer der Aufwuchsperiode festgestellt werden. In der Region Ost erzielte der erste Aufwuchs der ökologisch bewirtschafteten Grünlandflächen zwischen 16,6 (25.05.) und 50,0 dt ha⁻¹ (04.06.). Der Trockenmasseertrag der konventionell bewirtschafteten Flächen dieser Region wies eine Spannweite von 18,7 (20.05.) bis 44,3 dt ha⁻¹ (14.06.) auf. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt des ersten Aufwuchses betrug in dieser Region 2,4 % bei ökologischer und 2,6 % bei konventioneller Bewirtschaftungsweise der Grünlandflächen. In der Region Ost war analog zur Region West insgesamt eine Abnahme des Stickstoffgehaltes der Sprossmasse mit zunehmender Dauer der Aufwuchsperiode feststellbar.

Abbildung 4.2-4: Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Grünlandaufwuchses des Jahres 2010 der Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe



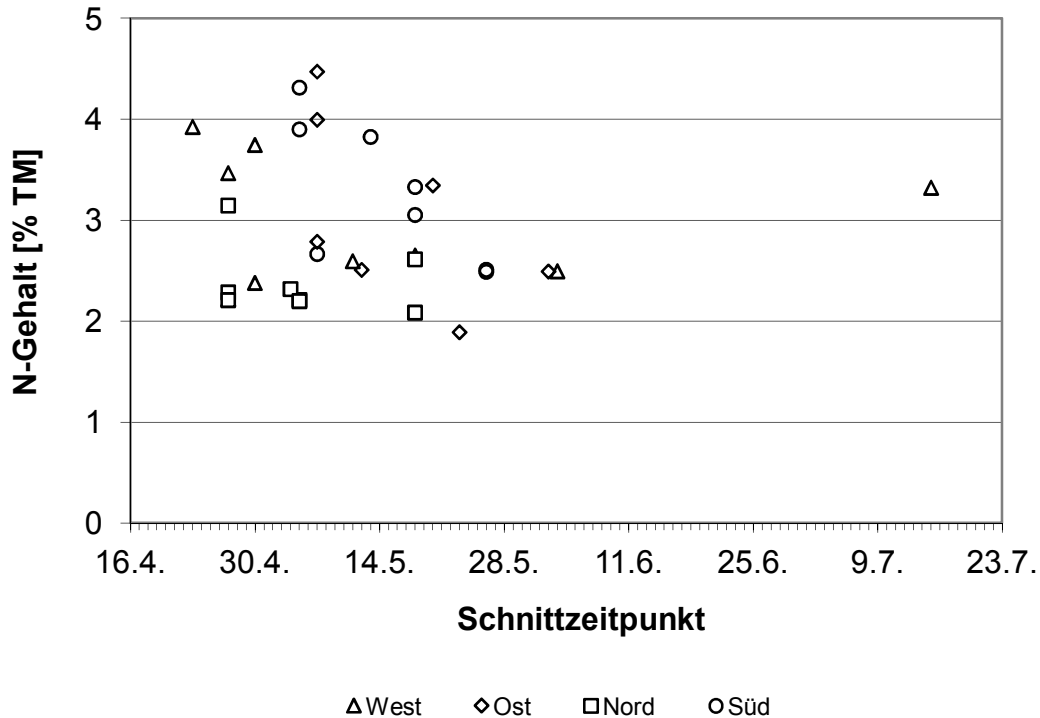
Im Jahr 2010 erzielten die ökologisch bzw. konventionell wirtschaftenden Betriebe der Region Nord durchschnittlich 15,6 bzw. 15,1 dt ha⁻¹ mit dem ersten Schnitt der Grünlandflächen. Im Gegensatz zu den übrigen Regionen war hier der erste Schnitt bereits Ende Mai (26.05.) abgeschlossen. Der im interregionalen Vergleich relativ frühe Schnittzeitpunkt wirkte sich vor allem bei den Flächen unter konventioneller Bewirtschaftungsweise auf den Stickstoffgehalt der Aufwüchse aus. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt des ersten Aufwuchses betrug in der Region Nord 4,2 % bei konventioneller und 3,0 % bei ökologischer Bewirtschaftungsweise. In der Region Süd erzielte der erste Aufwuchs der konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen zwischen 25,2 (12.05.) und 39,0 dt ha⁻¹ (12.05.). Der Trockenmasseertrag der ökologisch bewirtschafteten Grünlandflächen dieser Region wies eine Spannweite von 10,2 (12.05.) bis 32,7 dt ha⁻¹ (11.05.) auf. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt der ersten Aufwüchse der Region Süd betrug sowohl bei konventioneller als auch ökologischer Bewirtschaftungsweise 3,1 % und lag damit oberhalb der entsprechenden Werte des Vorjahres.

Abbildung 4.2-5: Trockenmasseerträge [dt ha^{-1}] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2009 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe



Zeitpunkt und Trockenmasseertrag des ersten Schnittes des Jahres 2009 der untersuchten Klee-grasflächen wiesen ausgeprägte inter- sowie intraregionale Unterschiede auf (Abbildung 4.2-5). In der Region West erzielte ein ökologisch wirtschaftender Pilotbetrieb bereits am 23.04. 23,1 dt ha^{-1} . In dieser Region erbrachte der erste Schnitt Trockenmasseerträge zwischen 12,1 und 56,3 dt ha^{-1} . Ein Pilotbetrieb der Region West führte den ersten Schnitt erst am 15.07. durch (27,8 dt ha^{-1}), auf den übrigen Flächen war der erste Schnitt bis Anfang Juni abgeschlossen. Die Stickstoffgehalte der ersten Klee-grasaufwüchse der Region West betrug Ende April zwischen 2,4 (30.04.) und 3,9 % (23.04.) (Abbildung 4.2-6). Mit zunehmender Dauer der Vegetationsperiode nahm die Schwankungsbreite der Stickstoffgehalte in der Region West ab. Die für die Schnittzeitpunkte zwischen dem 12.05. und dem 02.06. ermittelten Messwerte tendierten gegen 2,6 %. Trotz des späten Schnittzeitpunktes wies der am 15.07. geschnittene Klee-grasbestand hingegen einen Stickstoffgehalt von über 3 % auf. Das Ertragsniveau in der Region Ost lag deutlich höher als in der Region West und umfasste minimal 32,6 dt ha^{-1} (07.05.) und maximal 76,3 dt ha^{-1} (20.05.). In der Region Ost wurde der erste Schnitt zwischen dem 07.05. und dem 02.06. durchgeführt. Analog zur Region West nahm in der Region Ost die Schwankungsbereite der Stickstoffgehalte im Zeitverlauf ab. Während bezüglich des Schnittzeitpunktes 27.04. Stickstoffgehalte zwischen 2,2 und 3,1 % gemessen wurden, betrug die übrigen Messwerte dieser Region zwischen 2,1 und 2,6 %.

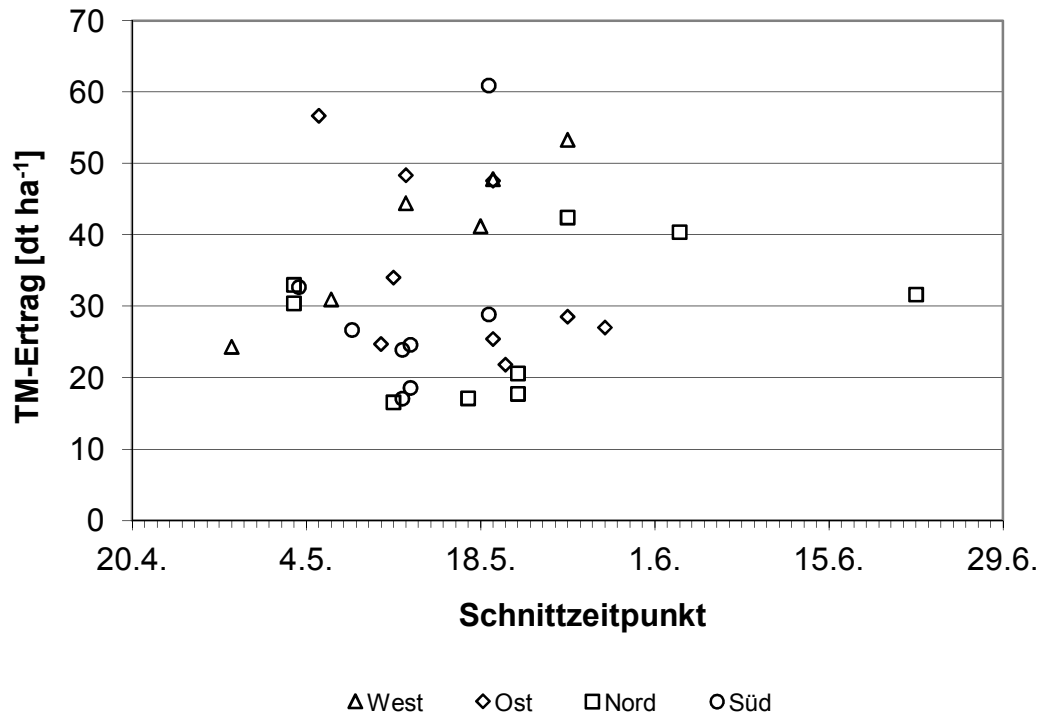
Abbildung 4.2-6: Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2009 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe



Mit einem durchschnittlichen Trockenmasseertrag von $20,2 \text{ dt ha}^{-1}$ war das Ertragsniveau in der Region Nord im Vergleich der Regionen am geringsten. Der erste Schnitt wurde in dieser Region zwischen dem 27.04 und dem 18.05. eingebracht. Bei gleichem Schnittzeitpunkt unterschieden sich die Trockenmasseerträge in der Region Nord um maximal $33,1 \text{ dt ha}^{-1}$ (27.04.) voneinander. Der durchschnittliche Stickstoffgehalt der Kleegrasaufwüchse der Region Nord betrug 2,4 %. In der Region Süd fand der erste Schnitt zwischen dem 05.05. und dem 26.05. statt, der jeweilige Trockenmasseertrag betrug zwischen $22,5$ und $44,1 \text{ dt ha}^{-1}$. In der Region Süd wurden Anfang Mai mit einer Ausnahme (2,7 %; 07.05.) Stickstoffgehalte von etwa 4 % erzielt, während die Stickstoffgehalte der Ende Mai geschnittenen Klee grasbestände bereits unter 3 % lagen. Wie in der Region Ost war auch in der Region Süd insgesamt eine Abnahme des Stickstoffgehaltes der Sprossmasse mit zunehmender Dauer der Aufwuchsperiode feststellbar.

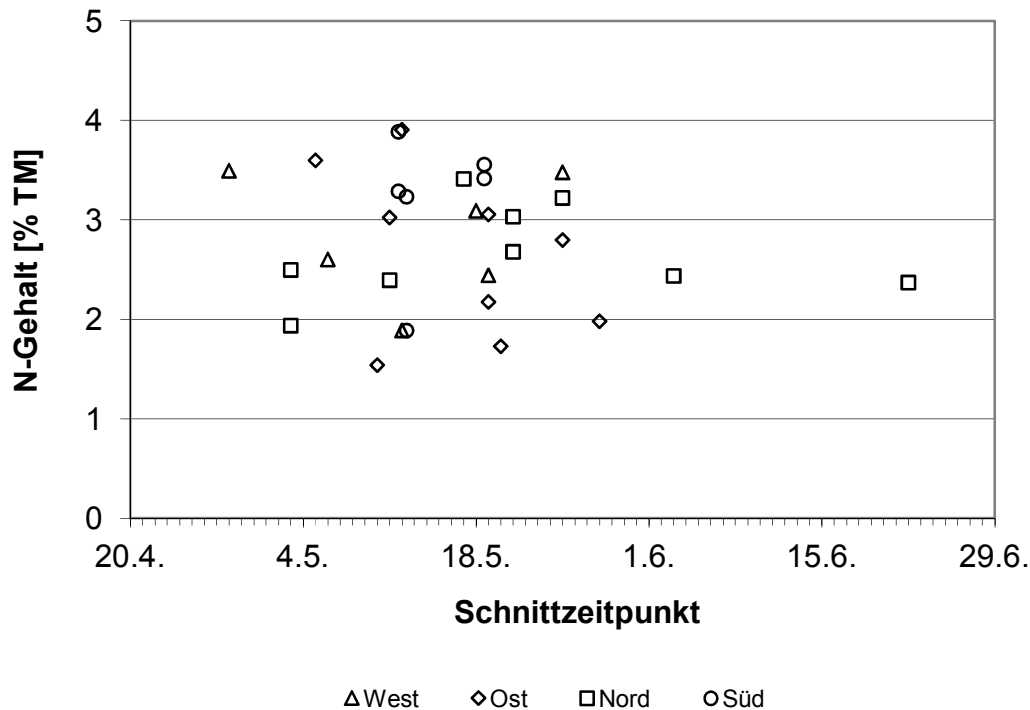
Die Trockenmasseerträge der ersten Schnitte der im Jahr 2010 beprobten Klee grasflächen sind der Abbildung 4.2-7 zu entnehmen. Analog zum Vorjahr erfolgte die Beerntung zuerst (28.04.) auf einem Betrieb der Region West bei einem vergleichbaren Ertragsniveau ($24,3 \text{ dt ha}^{-1}$). Die übrigen ersten Aufwüchse dieser Region wiesen einen höheren Trockenmasseertrag auf. Am 25.05. wurde ein für die Region West maximaler Trockenmasseertrag von $53,3 \text{ dt ha}^{-1}$ erzielt. Die Stickstoffgehalte der ersten Aufwüchse der Region West betrug zwischen 1,9 (12.05.) und 3,5 % (28.04. und 25.05.) (Abbildung 4.2-8).

Abbildung 4.2-7: Trockenmasseerträge [dt ha⁻¹] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2010 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe



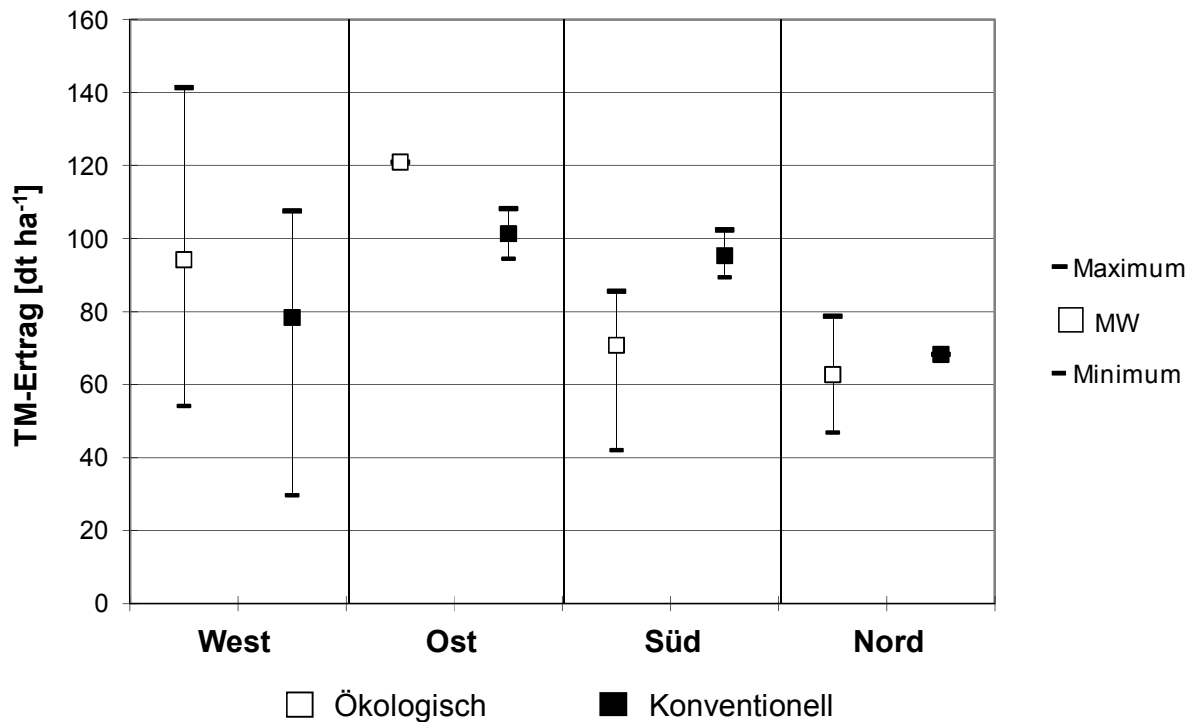
In der Region Ost erzielte der erste Kleegrasaufwuchs Trockenmasseerträge zwischen 21,8 und 56,7 dt ha⁻¹. Wie im Vorjahr konnte in der Region Ost eine deutliche Abnahme des Stickstoffgehaltes des ersten Aufwuchses im Zeitverlauf festgestellt werden. Während in dieser Region der am 05.05. geschnittene Kleegrasaufwuchs einen Stickstoffgehalt von 3,6 % aufwies, betrug der Stickstoffgehalt des am 28.05. gemähten Bestandes nur noch 2,0 %. Das mittlere Ertragsniveau der Region Süd betrug 29,1 dt ha⁻¹. Trotz des im Vergleich der Regionen geringen Ertragsniveaus wurde auf einem Betrieb der Region Süd der höchste Trockenmasseertrag des Jahres 2010 ermittelt (60,9 dt ha⁻¹). Die Beerntung fand in dieser Region zwischen dem 03.05. und dem 18.05. statt. In der Region Süd betrug der Stickstoffgehalt des ersten Aufwuchses zwischen 1,9 (12.05.) und 3,9 % (11.05.). Während der erste Schnitt in der Region Nord im Jahr 2009 bereits am 18.05. abgeschlossen war, erstreckte sich die Beerntung in dieser Region im Jahr 2010 bis zum 22.06. Das mittlere Ertragsniveau der Region Nord betrug 28,0 dt ha⁻¹ und war damit um 7,8 dt ha⁻¹ höher als im Vorjahr. Die Stickstoffgehalte der ersten Kleegrasaufwüchse der Region Nord betragen zwischen 1,9 % (03.05.) und 3,4 % (17.05.). Die späten Schnittzeitpunkte am 03.06. und 22.06. resultierten hier nicht in einem Abfall des Stickstoffgehaltes (jeweils 2,4 %).

Abbildung 4.2-8: Stickstoffgehalte [% TM] des ersten Kleegrasaufwuchses des Jahres 2010 der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe in Abhängigkeit vom Schnittzeitpunkt. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit der Betriebe



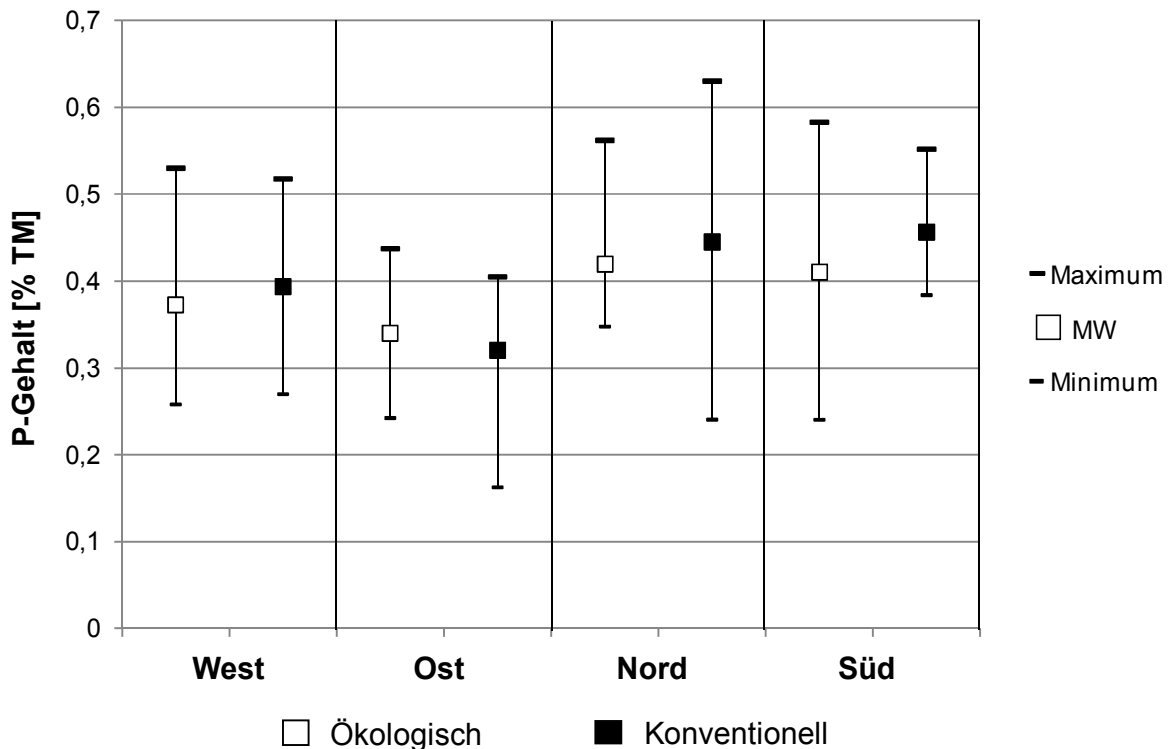
Die Trockenmassegesamterträge des Jahres 2010 der innerhalb des Projektes untersuchten Klee- und Grünlandflächen können der Abbildung 4.2-9 entnommen werden. In der Region West war das Ertragsniveau bei ökologischer Bewirtschaftungsweise höher als bei konventioneller Landbewirtschaftung. Auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen dieser Region wurden minimal 54,1 dt ha⁻¹, maximal 141,4 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 94,2 dt ha⁻¹ erzielt. Der Trockenmassegesamtertrag der konventionell bewirtschafteten Flächen der Region West betrug minimal 29,7 dt ha⁻¹, maximal 107,6 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 78,4 dt ha⁻¹. Analog zur Region West war auch in der Region Ost das Ertragsniveau der konventionell bewirtschafteten Flächen (101,4 dt ha⁻¹) geringer als bei einer ökologischen Bewirtschaftungsweise (121,0 dt ha⁻¹). Bei konventioneller Landbewirtschaftung wurde ein minimaler bzw. maximaler Gesamtertrag von 94,5 bzw. 108,2 dt ha⁻¹ erzielt. In den Regionen Nord und Süd resultierte eine konventionelle Bewirtschaftungsweise hingegen in im Mittel höheren Trockenmassegesamterträgen als bei einer ökologischen Landbewirtschaftung. Auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen der Region Süd wurden minimal 42,1 dt ha⁻¹, maximal 85,6 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 70,9 dt ha⁻¹ erzielt. Der Trockenmassegesamtertrag der konventionell bewirtschafteten Flächen dieser Region betrug minimal 89,4 dt ha⁻¹, maximal 102,4 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 95,3 dt ha⁻¹. Die Region Nord wies das geringste Ertragsniveau im interregionalen Vergleich auf. Der minimale bzw., maximale Trockenmassegesamtertrag bei ökologischer Bewirtschaftungsweise betrug in dieser Region 46,9 bzw. 78,7 dt ha⁻¹. Im Mittel aller ökologisch bzw. konventionell wirtschaftenden Betriebe der Region Nord wurde ein Trockenmassegesamtertrag von 62,8 bzw. 68,3 dt ha⁻¹ erzielt.

Abbildung 4.2-9: Trockenmassegesamterträge [dt ha⁻¹] des Jahres 2010 der Klee- und Grünlandflächen (zusammengefasst) der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



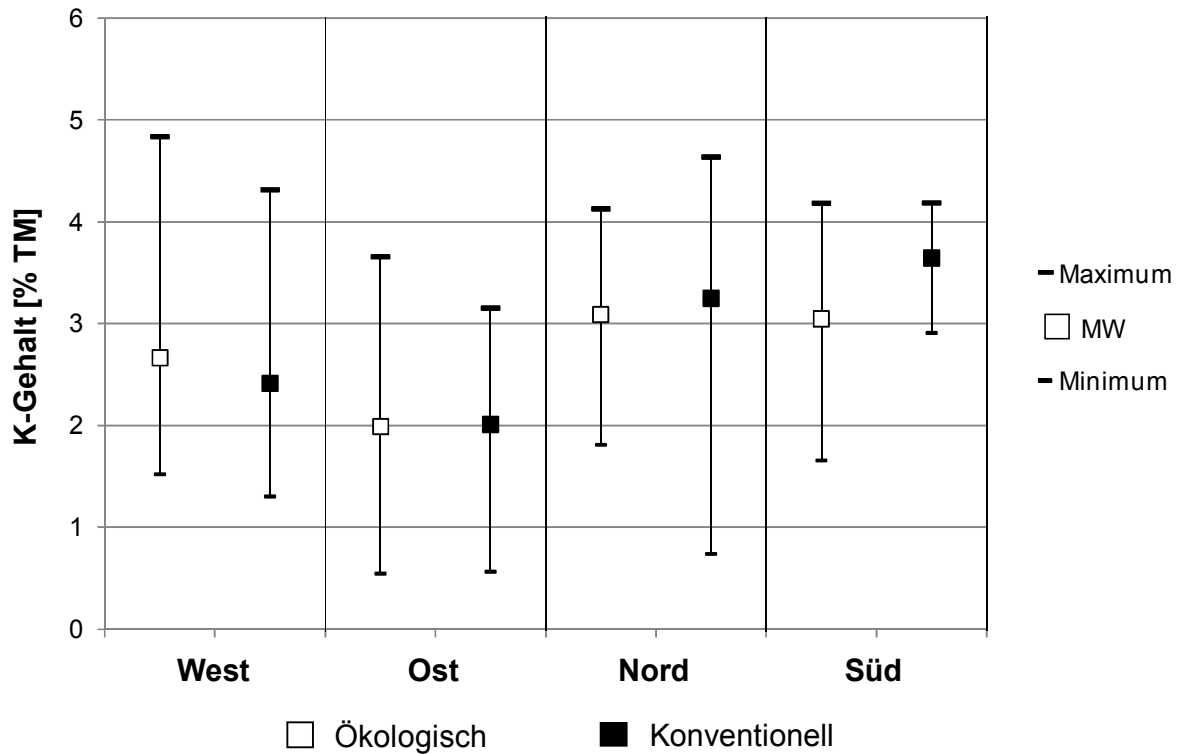
In der Region West konnte nur ein geringer Einfluss der Bewirtschaftungsweise auf den Phosphorgehalt der Grünlandaufwüchse des Jahres 2010 festgestellt werden (Abbildung 4.2-10). Bei ökologischer Bewirtschaftungsweise wurden minimal 0,26 %, maximal 0,53 % und im Mittel aller Aufwüchse der Betriebe 0,37 % erzielt. Die Phosphorgehalte bei konventioneller Landbewirtschaftung betragen in der Region West minimal 0,27 %, maximal 0,52 % und im Mittel 0,39 %. Im interregionalen Vergleich wiesen die Grünlandaufwüchse der Region Ost die geringsten Phosphorgehalte auf. Bei konventioneller Bewirtschaftungsweise der Grünlandflächen betragen die Gehalte minimal 0,16 %, maximal 0,40 % und im Mittel 0,32 % und waren tendenziell geringer als bei ökologischer Landbewirtschaftung (0,24 %; 0,44 % und 0,34 %). Die Grünlandaufwüchse der Region Nord wiesen hingegen deutlich höhere Phosphorgehalte auf. Bei konventioneller Bewirtschaftungsweise wurden in dieser Region minimal 0,24 %, maximal 0,63 % und im Mittel aller Aufwüchse der Betriebe 0,44 % erzielt. Die Phosphorgehalte bei ökologischer Landbewirtschaftung betragen in der Region Nord minimal 0,35 %, maximal 0,56 % und im Mittel 0,42 %. Auch die Grünlandaufwüchse der Region Süd waren durch vergleichsweise hohe Phosphorgehalte gekennzeichnet. Dabei war die Spannweite bei ökologischer Bewirtschaftungsweise (0,24 bis 0,58 %) deutlich größer als bei konventioneller Bewirtschaftung der Grünlandflächen (0,38 bis 0,55 %). Im Mittel aller Aufwüchse der ökologisch bzw. konventionell wirtschaftenden Betriebe der Region Süd betrug der Phosphorgehalt 0,41 bzw. 0,45 %.

Abbildung 4.2-10: Phosphorgehalte [% TM] aller Grünlandaufwüchse des Jahres 2010. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



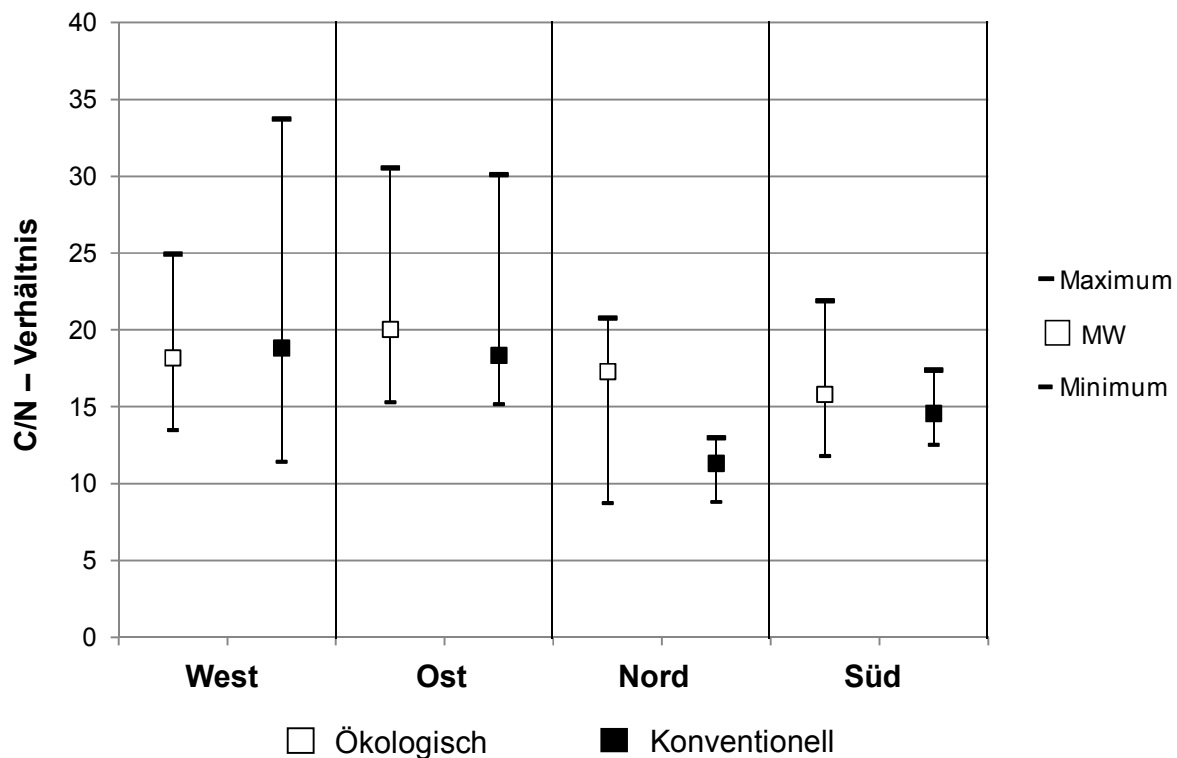
Der Einfluss von Region und Bewirtschaftungsweise auf die Kaliumgehalte der Grünlandaufwüchse des Jahres 2010 ist der **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zu entnehmen. In der Region West betragen die Kaliumgehalte bei ökologischer Bewirtschaftung der Grünlandflächen minimal 1,5 %, maximal 4,8 % und im Mittel aller Aufwüchse 2,7 %. Die entsprechenden Werte bei konventioneller Landbewirtschaftung waren 1,3, 4,3 und 2,4 %. Analog zu den Phosphorgehalten wiesen die Grünlandaufwüchse der Region Ost auch die geringsten Kaliumgehalte im interregionalen Vergleich auf. Bei ökologischer Bewirtschaftungsweise wurden minimal 0,6 %, maximal 3,7 % und im Mittel aller Aufwüchse 2,0 % erzielt. Die Kaliumgehalte bei konventioneller Landbewirtschaftung betragen in der Region Ost minimal 0,6 %, maximal 3,2 % und im Mittel 2,0 %. Die Regionen Nord und Süd zeichneten sich auch bei Kalium durch einen vergleichsweise hohen Nährstoffgehalt der Aufwüchse aus. In der Region Nord war die Spannweite der Kaliumgehalte bei konventioneller Bewirtschaftungsweise (0,7 bis 4,6 %) deutlich größer als bei ökologischer Bewirtschaftung der Grünlandflächen (1,8 bis 4,1 %). Im Mittel aller Aufwüchse der konventionell bzw. ökologisch wirtschaftenden Betriebe der Region Nord betrug der Kaliumgehalt 3,2 bzw. 3,1 %. In der Region Süd betragen die Kaliumgehalte bei ökologischer Bewirtschaftungsweise der Grünlandflächen minimal 1,7 %, maximal 4,2 % und im Mittel aller Aufwüchse 3,0 %. Die entsprechenden Werte bei konventioneller Landbewirtschaftung waren 2,9; 4,2 und 3,6 %.

Abbildung 4.2-11: Kaliumgehalte [% TM] aller Grünlandaufwüchse des Jahres 2010. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



Das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) von pflanzlicher Biomasse ist für mikrobiologische Ab- und Umbauprozesse von großer Bedeutung (Jones und Parsons, 1970; Springob und Kirchmann, 2003; Khalil et al., 2005). Organische Rückstände mit einem weiten C/N-Verhältnis (deutlich über 20) werden weniger leicht mineralisiert und können eine temporäre Immobilisation des im Boden vorhandenen mineralischen Stickstoffs bewirken (Mary et al., 1996). Die C/N-Verhältnisse der Grünlandaufwüchse des Jahres 2010 können der Abbildung 4.2-12 entnommen werden.

Abbildung 4.2-12: C/N-Verhältnis [dimensionslos] aller Grünlandaufwüchse des Jahres 2010. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



In der Region West wiesen die Aufwüchse der ökologisch bzw. konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen C/N-Verhältnisse zwischen 13,5 und 24,9 bzw. zwischen 11,4 und 33,7 auf. Im Mittel aller Aufwüchse dieser Region betrug das C/N-Verhältnis bei ökologischer bzw. konventioneller Landbewirtschaftung 18,2 bzw. 18,8. In der Region Ost betrug das C/N-Verhältnis bei ökologischer Bewirtschaftung der Grünlandflächen minimal 15,3, maximal 30,5 und im Mittel aller Aufwüchse 20,0. Die entsprechenden Werte bei konventioneller Landbewirtschaftung lagen bei 15,2, 30,1 und 18,3. In der Region Nord wiesen die unter konventioneller Bewirtschaftungsweise erzeugten Grünlandaufwüchse im Mittel deutlich geringere C/N-Verhältnisse auf, als das Erntegut von ökologisch bewirtschafteten Flächen (11,3 bzw. 17,3). Die Spannweite der C/N-Verhältnisse war in der Region Nord bei ökologischer Bewirtschaftungsweise (8,7 bis 20,8) höher als bei konventioneller Landbewirtschaftung (8,8 bis 13,0). Die Grünlandaufwüchse der Region Süd wiesen hingegen unabhängig der Bewirtschaftungsweise vergleichsweise geringe C/N-Verhältnisse auf. Das C/N-Verhältnis betrug in dieser Region bei ökologischer Bewirtschaftung der Grünlandflächen minimal 11,8, maximal 21,9 und im Mittel aller Aufwüchse 15,8. Für eine konventionelle Landbewirtschaftung wurden entsprechende Werte von 12,5, 17,4 und 14,6 berechnet.

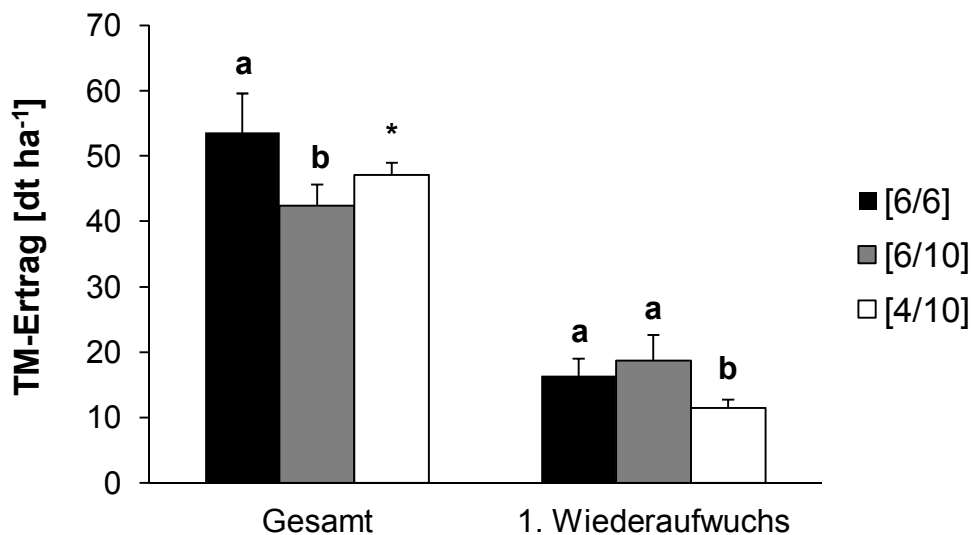
Im Bezug auf die Bewertung der Klimawirkungen landwirtschaftlicher Betriebssysteme stellt der Teilbereich des Pflanzenbaus ein wichtiges Subsystem dar. Die betrieblichen Primärdaten werden für alle komplexeren Analysen zu den Umwelt- und Klimawirkungen der Landwirtschaft benötigt. Die einzelbetrieblichen Ertragsdaten fließen in die Berechnung der produktbezogenen Emissionen ein. Die Analysedaten der Aufwüchse sind für die Modellierung der gesamtbetrieblichen Nährstoffkreisläufe erforderlich. Von besonderer Bedeutung sind hierbei der Stickstoff- (Küstermann et al., 2010), Phosphor- (Stein-Bachinger et al., 2004) und Humussaldo (Hülsbergen et al., 2009).

Das statistische Jahrbuch des Statistischen Bundesamtes (2011) ermöglicht eine Einordnung der ermittelten betrieblichen Erträge unter Berücksichtigung ihrer regionalen Zugehörigkeit. Analog zu den innerhalb dieses Projektes ermittelten Ergebnissen der Region Ost zeichneten sich die Bundesländer Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen im Jahr 2010 durch vergleichsweise hohe Erträge von Leguminosen/Gras-Gemengen aus (im Mittel der drei Bundesländer: 82,0 dt ha⁻¹). Auch das im Vergleich zu den genannten östlichen Bundesländern geringere Ertragsniveau der Leguminosen/Gras-Bestände in Nordrhein-Westfalen (Region West) wird im Jahrbuch des Statistischen Bundesamtes (2011) bestätigt (71,5 dt ha⁻¹). Für das Bundesland Bayern (Region Süd) lagen in der genannten Quelle keine diesbezüglichen Angaben vor. Sowohl Schleswig-Holstein (68,2 dt ha⁻¹) als auch Mecklenburg-Vorpommern (45,5 dt ha⁻¹) wiesen im Jahr 2010 vergleichsweise geringe durchschnittliche Erträge von Leguminosen/Gras-Beständen auf und bestätigten damit die innerhalb dieses Projektes für die Region Nord ermittelten Ergebnisse.

4.2.3.2 Feldversuche

Sowohl auf ökologisch (Abbildung 4.2-13) als auch auf konventionell bewirtschaftetem Grünland (Abbildung 4.2-14) wurde eine Variation des Schnittregimes im Hinblick auf die Ertragsbildung geprüft. Auf ökologisch bewirtschaftetem Grünland war der Trockenmassegesamtertrag der Variante [6/6] (53,6 dt ha⁻¹) im Vergleich zur Variante [6/10] (42,4 dt ha⁻¹) signifikant erhöht. Der Trockenmassegesamtertrag der Variante [4/10] umfasste 45,4 dt ha⁻¹. Weder eine alleinige Anhebung der Schnitthöhe noch eine Anhebung der Schnitthöhe in Kombination mit einer Verkürzung des Schnittintervalls führte über den gesamten Untersuchungszeitraum zu einer Steigerung der Produktivität. Lediglich zu Beginn des Versuches konnten positive Auswirkungen des höheren Schnittes festgestellt werden. Vergleicht man die anfängliche Ertragsbildung der Varianten [6/6] und [6/10], so resultierte die Anhebung der Schnitthöhe zwar in einem geringeren Trockenmasseertrag des ersten Aufwuchses ([6/6]: 16,3 dt ha⁻¹; [6/10]: 8,7 dt ha⁻¹), mit höherem Schnitt war jedoch eine höhere Restblattfläche nach dem Schnitt verbunden, aus der eine gesteigerte Lichtinterzeption des Bestandes zu Beginn des Wiederaufwuchses abgeleitet werden kann.

Abbildung 4.2-13: Trockenmassegesamtertrag (links) und Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses (rechts) in Abhängigkeit des Schnittregimes. Ökologisch bewirtschaftetes Grünland. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$. * Für die Variante [4/10] erfolgte wegen eines Versuchsfehlers keine Signifikanzuntersuchung des Gesamtertrages

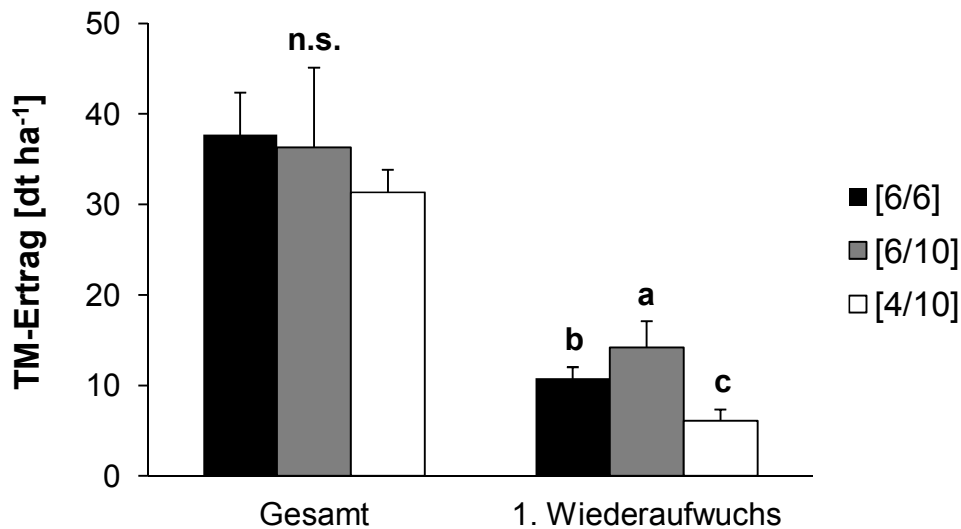


Die erhöhte Restblattfläche könnte ursächlich für den tendenziell gegenüber der Variante [6/6] ($16,4 \text{ dt ha}^{-1}$) erhöhten Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses der Variante [6/10] ($18,7 \text{ dt ha}^{-1}$) gewesen sein. Der Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses der Variante [4/10] betrug $11,4 \text{ dt ha}^{-1}$. Der positive Einfluss einer alleinigen Anhebung der Schnitthöhe auf die Ertragsbildung war in den folgenden Wiederaufwüchsen des ökologisch bewirtschafteten Grünlandes nicht mehr feststellbar. Die Differenz zwischen den kumulativen Trockenmasseerträgen der Varianten [6/6] und [6/10] nahm ab dem zweiten Wiederaufwuchs mit zunehmender Versuchsdauer kontinuierlich zu und betrug nach dem letzten Schnitt $11,2 \text{ dt ha}^{-1}$ mehr Sprossertrag für die Variante [6/6].

Auf konventionell bewirtschaftetem Grünland war das Ertragsniveau geringer. Die Trockenmassegesamterträge der Varianten [6/6] ($37,7 \text{ dt ha}^{-1}$), [6/10] ($36,3 \text{ dt ha}^{-1}$) und [4/10] ($31,3 \text{ dt ha}^{-1}$) unterschieden sich im Gegensatz zu der ökologisch bewirtschafteten Grünlandfläche nicht signifikant voneinander. Trotz des tendenziell höchsten Trockenmassegesamtertrages der Variante [6/6] konnte zu Beginn der Untersuchung wiederum ein Vorteil einer alleinigen Anhebung der Schnitthöhe im Hinblick auf die Ertragsbildung festgestellt werden. Wie auf ökologisch bewirtschaftetem Grünland wies die Variante [6/10] zu Beginn des ersten Wiederaufwuchses eine gegenüber der Variante [6/6] deutlich erhöhte Restblattfläche auf. Dieser relative temporäre Vorteil der Variante [6/10] wird als ursächlich für den signifikant höchsten Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses ($14,2 \text{ dt ha}^{-1}$) im Vergleich der Varianten interpretiert. Der Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses der Varianten [6/6] bzw. [4/10] betrug $10,8$ bzw. $6,1 \text{ dt ha}^{-1}$. Analog zu der ökologisch bewirtschafteten Grünlandfläche war ein derartiger positiver

Einfluss einer angehobenen Schnitthöhe auf die Ertragsbildung in den nachfolgenden Aufwüchsen nicht mehr feststellbar.

Abbildung 4.2-14: Trockenmassegesamtertrag (links) und Trockenmasseertrag des ersten Wiederaufwuchses (rechts) in Abhängigkeit des Schnittregimes. Konventionell bewirtschaftetes Grünland. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$



Unabhängig der Bewirtschaftungsweise führte weder eine alleinige Anhebung der Schnitthöhe noch eine Anhebung der Schnitthöhe in Kombination mit einer Verkürzung des Schnittintervalls zu einer Steigerung des Trockenmassegesamtertrages der untersuchten Grünlandbestände. Auf ökologisch bewirtschaftetem Grünland resultierte eine alleinige Anhebung der Schnitthöhe sogar in einer signifikanten Ertragsreduktion. Dieses Ergebnis widerspricht insgesamt der Ausgangshypothese. In der vergleichbaren Untersuchung von Binnie und Harrington (1972) führte bei einem sechswöchentlichen Schnittintervall eine Anhebung der Schnitthöhe von 7,6 auf 12,7 cm bei Reinbeständen aus Deutschem Weidelgras zu einer tendenziellen Abnahme des Trockenmassegesamtertrages. Kim und Albrecht (2008) ermittelten unabhängig der gewählten Schnittfrequenz eine signifikante Abnahme des Trockenmassegesamtertrages von Klee grasbeständen bei einer Anhebung der Schnitthöhe von 4 auf 10 cm. Frame und Boyd (1987) erzielten bei einer Nutzungsfrequenz von sechs Schnitten pro Jahr bei Klee gras unabhängig der Stickstoffdüngung des Bestandes (0 bis 360 kg N ha⁻¹) eine signifikante Ertragsreduktion durch eine Anhebung der Schnitthöhe von 4 auf 8 cm. In der Studie von Liu et al. (2011) steigerte eine Verkürzung des Schnittintervalls von vier auf zwei Wochen bei einer auf 24 cm angehobenen Schnitthöhe den Trockenmassegesamtertrag des untersuchten Grasbestandes. In den Untersuchungen von Mela (2003), Herrmann et al. (2005) und Vinther (2006) resultierte eine erhöhte Schnittfrequenz hingegen in einer Reduktion des Trockenmassegesamtertrages der jeweiligen Klee grasbestände (ohne Angabe der Schnitthöhe).

4.2.4 Schlussfolgerungen

Ausgehend vom jeweiligen Ertragsniveau des Standortes, bedingt durch seine lokale und regionale Zugehörigkeit, wurde mit dem Ziel einer Senkung der produktbezogenen Emissionen eine Ertragssteigerung angestrebt. Am Standort Rheinbach führte unabhängig der Bewirtschaftungsweise weder die Strategie einer dauerhaften Anhebung der Schnitthöhe noch einer zusätzlichen Verkürzung des Schnittintervalls zum Erfolg. Eine entsprechende Umsetzung in der landwirtschaftlichen Praxis ist daher nicht anzuraten.

In der vorliegenden Untersuchung konnte jedoch durch eine Anhebung der Schnitthöhe zum ersten Schnitt auf ökologisch bewirtschaftetem Grünland eine tendenzielle und auf konventionell bewirtschaftetem Grünland eine signifikante Ertragssteigerung des ersten Wiederaufwuchses bewirkt werden. Es kann vermutet werden, dass zu diesem Zeitpunkt die Pflanzen im Hinblick auf die photosynthetische Leistung der Einzelblätter und den Neuaustrieb jüngerer Blätter als physiologisch jünger interpretiert werden können. Diese Vermutung steht im Einklang mit den Ergebnissen von Reid (1967, S. 253): *„Cutting the first crop to 2½ in and the remaining four crops to 1 in was the only treatment which gave a total yield in 1963 and 1964 approaching that of cutting all five crops to 1 in and, in fact, it significantly outyielded this latter treatment in 1965, mainly as a result of an extremely high second-cut yield“*. Wenn in der vorliegenden Untersuchung analog zum Vorgehen von Reid (1967) ab dem zweiten Schnitt eine tiefe Schnitthöhe gewählt worden wäre, wäre der jeweilige Ertrag des ersten Wiederaufwuchses noch gesteigert worden.

Der Ansatz einer einmaligen Anhebung der Schnitthöhe zum ersten Schnitt könnte daher sowohl auf konventionell als auch ökologisch bewirtschafteten Grünland- oder Klee grasflächen ertragssteigernd wirken. Damit bestünde die Möglichkeit, die produktbezogenen Emissionen des Anbauverfahrens zu senken. Die Umsetzbarkeit dieses Ansatzes bei differierenden Standortbedingungen bedarf jedoch weiterer Untersuchungen.

4.2.5 Literatur

- Binnie R, Harrington F (1972) The effect of cutting height and cutting frequency on the productivity of an Italian ryegrass sward. *Journal of the British Grassland Society* 27:177-182
- Brougham R (1956) Effect of intensity of defoliation on regrowth of pasture. *Australian Journal of Agricultural Research* 7:377-378
- Chmielewski F (2007) Folgen des Klimawandels für Land- und Forstwirtschaft. In: Endlicher W, Gerstengabe F-W (Hrsg.) *Der Klimawandel – Einblicke, Rückblicke und Ausblicke*. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam, 75-85
- Frame J, Boyd A (1987) The effect of fertilizer nitrogen rate, white clover variety and closeness of cutting on herbage productivity from perennial ryegrass/white clover swards. *Grass and Forage Science* 42:85-96
- Gardner F, Pearce R, Mitchell R (1985) *Physiology of crop plants*. Iowa State, USA: Iowa State Press, 327 S

- Hakala K, Jauhiainen L (2007) Yield and nitrogen concentration of above- and below-ground biomasses of red-clover cultivars in pure stands and in mixtures with three grass species in northern Europe. *Grass and Forage Science* 62:312-321
- Hay R, Porter J (2006) *The physiology of crop yield*. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 2. Auflage, 328 S
- Herrmann A, Kelm M, Kornher A, Taube F (2005) Performance of grassland under different cutting regimes as affected by sward composition, nitrogen input, soil conditions and weather - a simulation study. *European Journal of Agronomy* 22:141-158
- Hülsbergen K-J, Küstermann B (2007) Ökologischer Landbau - Beitrag zum Klimaschutz. Öko-Landbau-Tag 2007 in Freising-Weihenstephan, 07.03.2007. In: Wiesinger K (Hrsg.) *Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising, 9-21
- Hülsbergen K-J, Engelmann K, Reinicke F (2009) Nachhaltigkeitsindikatoren. In: *Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel*. Initiativen zum Umweltschutz 78. Erich Schmidt Verlag Berlin, 9-65
- Jones M, Parsons J (1970) The influence of soil C/N ratios on nitrogen mineralization during anaerobic incubation. *Plant and Soil* 32:258-262
- Khalil M, Hossain M, Schmidhalter U (2005) Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biology & Biochemistry* 37:1507-1518
- Kim B, Albrecht K (2008) Yield and species composition of binary mixtures of kura clover with Kentucky bluegrass, orchardgrass or smooth brome grass. *Asian-Australian Journal of Animal Sciences* 21:995-1002
- Köpke U, Haas G (1995) Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil II: Klimarelevante Kohlendioxid-Senken von Pflanzen und Boden. *Berichte über Landwirtschaft* 73:416-434
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135: 70-80
- Liu K, Sollenberger L, Newman Y, Vendramini J, Interrante S, Whiteleech R (2011) Grazing management effects on productivity, nutritive value, and persistence of 'Tifton 85' Bermudagrass. *Crop Science* 51:353-360
- Mary B, Recous S, Darwls D, Robin D (1996) Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soils. *Plant and Soil* 181:71-82
- Mela T (2003) Red clover grown in a mixture with grasses: Yield, persistence and dynamics of quality characteristics. *Agricultural and Food Science in Finland* 12:195-212
- Nguyen M, Hayes R (1995) Energy and labour efficiency for three pairs of conventional and alternative mixed cropping (pasture-arable) farms in Canterbury, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52:163-172
- Refsgard K, Halberg N, Kristensen E (1998) Energy utilization in crop and dairy production in Organic and Conventional livestock production systems. *Agricultural systems* 57:599-630
- Reid D (1967) Studies on the cutting management of grass-clover swards. V. The effect of changes in the closeness of cutting at different times in the season on the yield and quality of herbage from a perennial ryegrass-white clover sward. *The Journal of Agricultural Science* 68:249-254

- Springob G, Kirchmann H (2003) Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. *Soil Biology & Biochemistry* 35:629-632
- Statistisches Bundesamt (2011) Statistisches Jahrbuch 2011. Kapitel 13: Land- und Forstwirtschaft. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 747 S
- Stein-Bachinger K, Bachinger J, Schmitt L (2004) Nährstoffmanagement im ökologischen Landbau – ein Handbuch für Beratung und Praxis. KTBL-Schrift 423. Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, 138 S
- Ta T, Faris M (1987) Species variation in the fixation and transfer of nitrogen from legumes to associated grasses. *Plant and Soil* 98:265-274
- Vinther F (2006) Effects of cutting frequency on plant production, N-uptake and N₂-fixation in above and below-ground plant biomass of perennial ryegrass-white clover swards. *Grass and Forage Science* 61:154-163

4.3 Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Ertrag und Qualität von Winterweizen sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung

Patrick Lind, Henning Rudolf, Daniel Neuhoff, Ulrich Köpke

Zusammenfassung

Mit dem Ziel betriebsspezifische Aussagen über die produktbezogenen Emissionen landwirtschaftlicher Produktionssysteme treffen zu können, wurden in den Jahren 2009 und 2010 bundesweit 80 landwirtschaftliche Betriebe untersucht. Korn- und Stroherträge sowie die Nährstoffgehalte der Winterweizenbestände wurden in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftungsweise (ökologisch/konventionell) ausgewertet. Auf Grundlage der erhobenen Daten wurden auf sechs ökologisch wirtschaftenden Betrieben faktorielle Feldversuche durchgeführt. Ziel war es, betriebsspezifisch die Möglichkeit einer Ertragssteigerung der Kultur Winterweizen im Hinblick auf eine Reduktion der produktbezogenen Emissionen (funktionelle Einheit: kg CO₂ je produzierter Einheit Trockenmasse) zu prüfen. Es wurde angenommen, dass eine Beizung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* ertragssteigernd wirkt. Neben vier einfaktoriellen Versuchen wurden an zwei Standorten besonderer Weizensteinbrandproblematik (*Tilletia caries*) zweifaktorielle Versuche unter zusätzlicher Verwendung der steinbrandresistenten Winterweizensorte ‚Butaro‘ angelegt. An den Standorten Alpen (51°35′ N 6°28′ O; +2,9 dt ha⁻¹), Soest (51°37′ N 8°04′ O; +2,8 dt ha⁻¹) und Rüthen (51°27′ N 8°23′ O; +1,4 dt ha⁻¹) wurde eine geringe Steigerung des Kornertrages durch eine Behandlung des betriebsspezifischen Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* erzielt. Eine signifikante Ertragsteigerung wurde jedoch in keinem der faktoriellen Feldversuche festgestellt.

Schlüsselwörter: produktbezogene Emissionen, ökologisch, konventionell, *Pseudomonas chlororaphis*

Abstract

In order to determine climate effects of agricultural production systems on a single farm level, 80 commercial farms throughout Germany were investigated in 2009 and 2010. Particular attention was paid to winter wheat. Yield and nutrient contents of grain and straw showed a strong influence of both the production system (organic/conventional) and site conditions. Based on the obtained data, field trials were conducted on six organic farms. The experiments aimed at reducing the product-related emissions (kg CO₂ per unit dry matter) by enhancing crop productivity. It was hypothesised that the inoculation of the seeds with *Pseudomonas chlororaphis* will increase the yield of winter wheat. Besides four one-factorial (with/without inoculation) trials there were two two-factorial field trials at sites of a pronounced infestation of common bunt (*Tilletia caries*).

The two-factorial trials additionally included the factor cultivar by using 'Butaro', a winter wheat cultivar resistant against *Tilletia caries*, besides the farm-specific seeds. Inoculation of the farm-specific seeds with *Pseudomonas chlororaphis* caused a minor increase in grain yield at Alpen (51°35' N 6°28' E; +2.9 dt ha⁻¹), Soest (51°37' N 8°04' E; +2.8 dt ha⁻¹) and Rütten (51°27' N 8°23' E; +1.4 dt ha⁻¹). Yet, in a total of six field trials no statistical significance due to inoculation was obtained.

Keywords: product-related emissions, organic, conventional, *Pseudomonas chlororaphis*

4.3.1 Einleitung

Die Landwirtschaft ist eine bedeutende Quelle anthropogener Treibhausgasemissionen. Emittierte klimawirksame Gase des Agrarsektors sind Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) (Pollock, 2011). Eine Reduktion der Treibhausgasemissionen ist jedoch möglich und sollte das Ziel einer nachhaltigen Landbewirtschaftung sein (Philippot und Hallin, 2011). Neben einer verstärkten Kohlenstoff-Sequestrierung in Böden (Johnson et al., 2007), einem optimierten Düngungsmanagement (Asgedom und Kebreab, 2011) oder Anpassungen der Bodenbearbeitung (Mahli und Lemke, 2007) stellt die Effizienzsteigerung des Betriebsmitteleinsatzes (Refsgaard et al., 1998) einen wichtigen Ansatz zur Emissionsminderung dar. Produktbezogen (funktionelle Einheit: kg CO₂ je produzierter Einheit Trockenmasse) ist eine Emissionsreduktion neben einem verringerten Betriebsmitteleinsatz auch durch Ertragssteigerungen realisierbar. Eine betriebspezifische Bewertung der produktbezogenen Emissionen setzt die Kenntnis von Ertrag und Qualität der erzeugten Ernteprodukte voraus. Der Kultur Winterweizen kommt dabei aufgrund ihres Anbauumfanges eine besondere Bedeutung zu. Für eine gezielte Ableitung von Strategien zur Minderung von Treibhausgasemissionen auf einzelbetrieblicher Ebene ist eine detaillierte Analyse des Einflusses der Bewirtschaftungsweise (ökologisch/konventionell) und des Standortes auf die Ertrags- und Qualitätsbildung der Bestände erforderlich.

Pflanzenbauliche Ansätze zur Ertragssteigerung verfolgen eine Optimierung der Ressourceneffizienz und können produktbezogen einen Betrag zur Emissionsreduktion leisten. Feldversuche auf einzelbetrieblicher Ebene berücksichtigen dabei zusätzlich den Einfluss von Bewirtschaftungsweise und Standort. Einen wesentlichen Ansatzpunkt zur Ertragssteigerung von Getreidebeständen stellt die Verbesserung der Pflanzengesundheit dar. Aufgrund möglicher Nebenwirkungen chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel ist dabei ein zunehmendes Interesse am Einsatz natürlicher Mikroorganismen feststellbar (Avis et al. 2008). Bakterien der Gattung *Pseudomonas* spp. wurde mehrfach eine Wirksamkeit gegenüber bodenbürtigen Schaderregern nachgewiesen (McLoughlin et al., 1992; Larkin und Fravel, 1998; Carisse et al., 2003). Neben ihrer antagonistischen Wirkung können *Pseudomonas* spp. zudem allgemein wachstumsfördernd auf die inokulierte Kulturpflanze wirken (Elad et al., 1987; De Freitas und Germida, 1992; Walley und Germida, 1997). Für *Pseudomonas chlororaphis* wurde sowohl eine ausgeprägte Wirksamkeit gegenüber

pilzlichen Schaderregern (Kropp, 1996; Hökeberg et al., 1997; Johnsson et al., 1998) als auch eine ertragssteigernde Wirkung bei Getreide (Carlier et al., 2008) nachgewiesen.

4.3.2 Material und Methoden

Innerhalb des Forschungsprojektes „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ wurden bundesweit 80 landwirtschaftliche Betriebe untersucht. Es wurden 40 Betriebspaare gebildet, die jeweils aus einem Betrieb ökologischer und einem Betrieb konventioneller Bewirtschaftungsweise bestanden. Dabei wurden vier Projektregionen ausgewiesen, die jeweils zehn Betriebspaare umfassten:

- Region Nord: Diluvialstandorte der Nord- und Ostsee-Küstenregionen
- Region Süd: Tertiärhügelland Bayerns und Allgäu
- Region Ost: Lößstandorte des mitteldeutschen Trockengebietes und Diluvialstandorte der Altmark sowie des Spreewaldes
- Region West: Niederrheinische Bucht und Grünland-dominierte Mittelgebirgsstandorte

In den Jahren 2009 und 2010 wurden die Winterweizenflächen der Betriebe unmittelbar vor der betrieblichen Ernte beprobt. Zu diesem Zweck wurde jeweils eine Testfläche mit einer Größe von 20 x 20 m angelegt, die aus vier Quadranten (10 x 10 m) bestand. Für die Beprobung wurden je Quadrat zwei zufällige Flächen von 1 m² ausgewählt und manuell mit einer elektrischen Rasenkantenschere 5 cm oberhalb der Erdoberfläche beerntet. Korn und Stroh wurden anschließend mittels Ährendrescher separiert, bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und mit einer Scheibenschwingmühle (Körnungsgröße < 0,1 mm) vermahlen. Die Angabe der Korn- und Stroherträge erfolgt standardisiert auf 86 % Trockenmassegehalt.

4.3.2.1 Analytik

100 bis 125 mg des vermahlenden Probenmaterials wurden mit 2 ml 35 %iger H₂O₂-Lösung benetzt, 5 ml 65 %ige HNO₃-Lösung hinzugefügt und mittels Mikrowelle aufgeschlossen. Die in Lösung gebrachte Probe wurde in einen 100 ml Messkolben überspült und zur Marke aufgefüllt. Die Bestimmung des Kaliumgehaltes erfolgte am Atomabsorptionsspektrometer (AAS). Zu diesem Zweck wurde das Probenmaterial im Flammen-AAS atomisiert und die Extinktion des absorbierbaren Lichtes in der Flamme des AAS gemessen. Zeitgleich wurde Kalium-spezifisches Licht durch die Flamme gesandt und die Absorption des in der Flamme emittierten Kaliumlichtes erfasst. Dabei wurden Standards von 0,6 bis 3,0 mg l⁻¹ mit Abstufungen von 0,6 mg l⁻¹ eingesetzt. Nach jeweils zehn Bestimmungen wurde der mittlere Standard von 1,8 mg l⁻¹ gemessen. Der Nullabgleich wurde mit Hilfe der Aufschlusslösung durchgeführt. Aus dem Mikrowellenaufschluss wurde auch der Phosphorgehalt am Filterphotometer bestimmt. Dabei reagierte Ortho-Phosphat in saurem Milieu mit Ammoniumheptamolybdat zu einem Phosphomolybdän-säurekomplex. Dieser wurde

durch Ascorbinsäure zu einem blauen, bei einer Wellenlänge von 880 nm messbaren, Farbkomplex reduziert und filterphotometrisch gemessen. Für die Phosphorbestimmung wurden Standards von 5 bis 20 mg l⁻¹ in Stufen zu 5 mg l⁻¹ verwendet. Die Bestimmung des Stickstoff- und Kohlenstoffgehaltes nach Tabatabai und Bremner (1991) erfolgte an einem Elementaranalysator nach Einwaage von 15-20 mg des vermahlenden Probenmaterials in Zinn cups. Als Standard diente hierbei Acetanilid mit einem Gehalt von 71,09 % Kohlenstoff und 10,36 % Stickstoff.

4.3.2.2 Feldversuche

Im Versuchsjahr 2009/2010 wurden auf sechs ökologisch wirtschaftenden Betrieben faktorielle Feldversuche durchgeführt. Die Versuche hatten das Ziel, auf einzelbetrieblicher Ebene zu prüfen, ob Ertragssteigerungen durch eine biologische Beizung des Winterweizen-Saatgutes möglich sind. Vier der Feldversuche waren einfaktoriell randomisierte Blockanlagen mit 8 Wiederholungen, zwei der Feldversuche waren zweifaktoriell randomisierte Blockanlagen mit vier Wiederholungen. Die Parzellen sowohl der ein- als auch der zweifaktoriellen Versuche wiesen eine Größe von 15 m² (10 m x 1,5 m) auf. Untersucher Versuchsfaktor der einfaktoriellen Versuche war die Behandlung (gebeizt/ungebeizt) des durch den jeweiligen Betrieb verwendeten Saatgutes mit dem Beizmittel „Cerall“ (*Pseudomonas chlororaphis*) (Intrachem Bio Deutschland, Bad Camberg). Betriebsspezifisch wurden am Standort Hennef (50°45' N 7°17' O) die Sorte „Premio“, am Standort Alpen (51°35' N 6°28' O) die Sorte „Batis“, am Standort Soest (51°37' N 8°04' O) die Sorte „Tua-reg“ und am Standort Much (50°51' N 7°22' O) die Sorte „Achat“ verwendet. Die zweifaktoriellen Versuche fanden auf Standorten langjähriger Weizensteinbrandproblematik (*Tilletia caries*) statt und wiesen neben der Saatgutbeizung (zusätzliche Faktorstufe: Beizmittel „Tillecur“ [Biofa AG, Münsingen]) auch den Faktor Sorte auf. Dabei wurde zusätzlich zu dem durch den jeweiligen Betrieb verwendeten Saatgut (Standort Rüthen [51°27' N 8°23' O]: Sorte „Akteur“, Standort Rheinbach [50°38' N 6°56' O]: Sorte „Skagen“) auch die steinbrandresistente Winterweizensorte „Butaro“ eingesetzt. Die Versuche wurden jeweils in unmittelbarer Nähe zur Testfläche angelegt. Die Aussaat erfolgte im Jahr 2009 mit Hilfe einer Parzellensämaschine (Fa. Hege) direkt nach der Bodenbearbeitung durch den Landwirt. Unmittelbar vor der jeweiligen betrieblichen Ernte im Jahr 2010 wurden die Versuche mit einem Parzellenmähdrescher (Fa. Hege) gedroschen. Die pflanzliche Biomasse wurde anschließend bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Angabe der Korn- und Stroherträge erfolgt standardisiert auf 86 % Trockenmassegehalt.

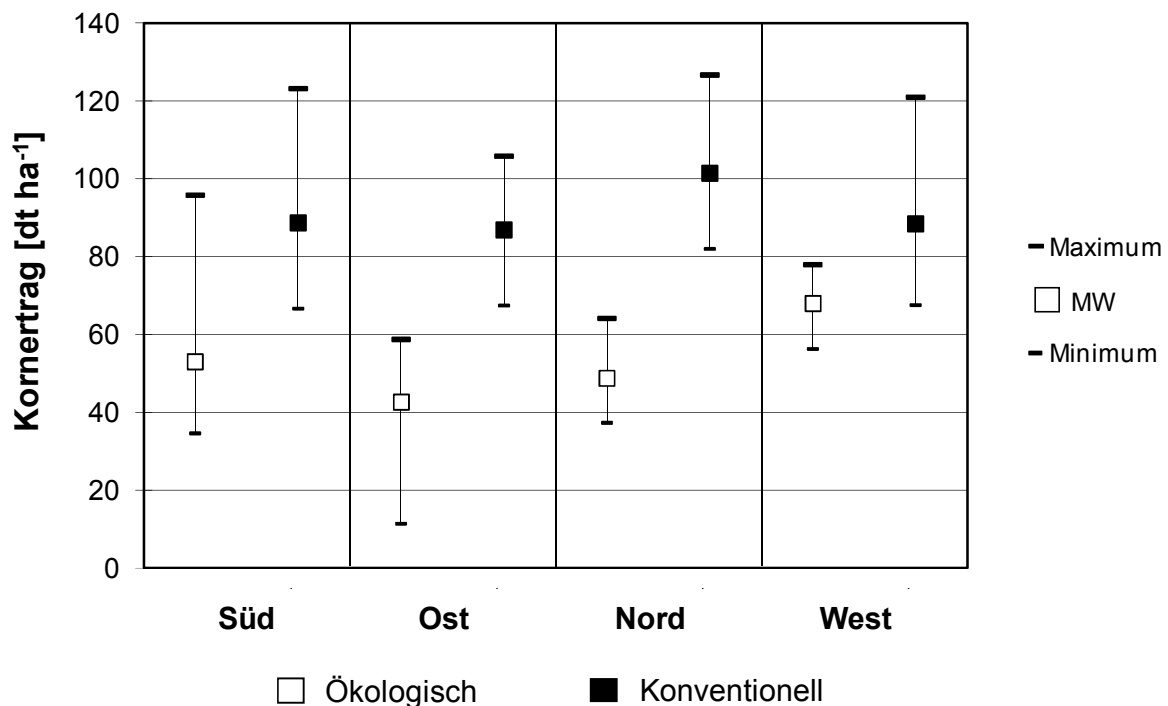
Die statistische Auswertung der Daten wurde mit Hilfe des Programms SPSS (IBM SPSS Statistics, Version 19) durchgeführt. Vor der Varianzanalyse wurden die Daten mit Hilfe des Shapiro-Wilk Tests auf Normalverteilung geprüft. *Post hoc* wurde der Tukey-Test (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$) verwendet.

4.3.3 Ergebnis und Diskussion

4.3.3.1 Betriebliche Erträge und Nährstoffgehalte

Die Kornerträge des Jahres 2009 der innerhalb des Projektes untersuchten Winterweizenbestände können der Abbildung 4.3-1 entnommen werden. Das Ertragsniveau war unabhängig von der regionalen Zugehörigkeit bei ökologischer Bewirtschaftungsweise generell geringer als bei konventioneller Landbewirtschaftung.

Abbildung 4.3-1: Kornertrag [dt ha^{-1}] des Jahres 2009 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel

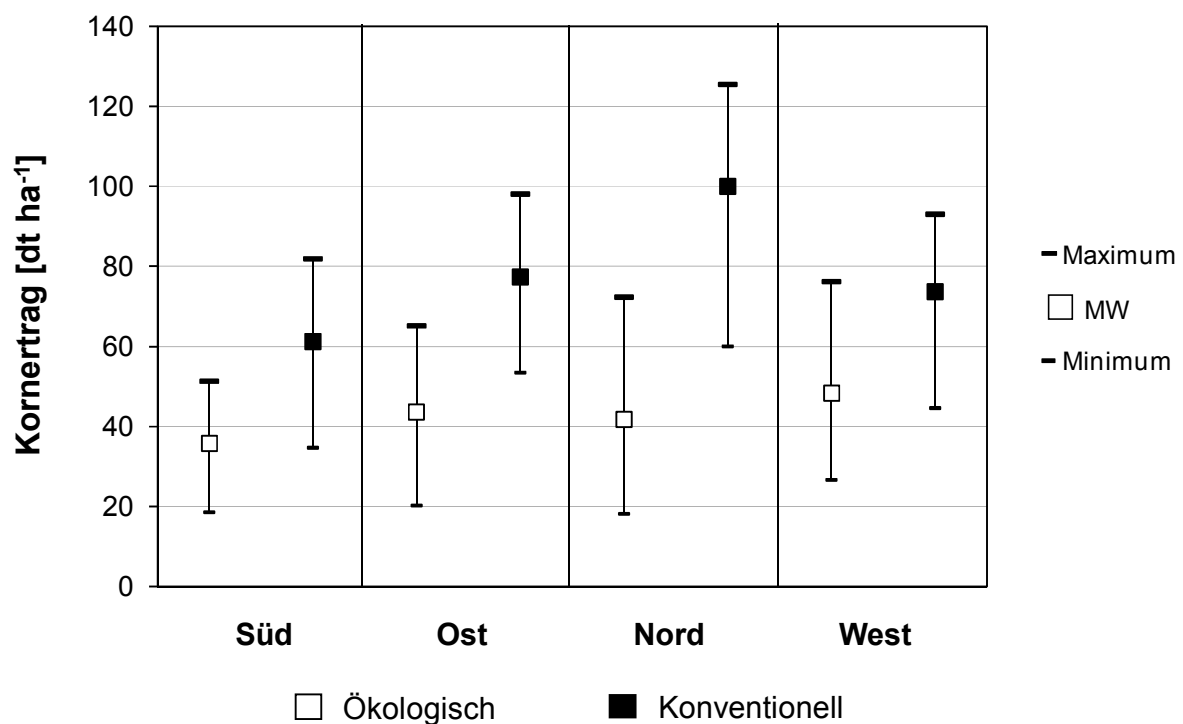


Auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen der Region Süd wurden minimal $34,6 \text{ dt ha}^{-1}$, maximal $95,7 \text{ dt ha}^{-1}$ und im Mittel aller Betriebe $52,9 \text{ dt ha}^{-1}$ erzielt. Der Kornertrag der konventionellen Winterweizenbestände dieser Region betrug minimal $66,6 \text{ dt ha}^{-1}$, maximal $123,1 \text{ dt ha}^{-1}$ und im Mittel aller Betriebe $88,6 \text{ dt ha}^{-1}$. Die Ertragsunterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung waren in der Region Ost noch deutlicher ausgeprägt als in der Region Süd. Während der Kornertrag der konventionellen Winterweizenbestände in der Region Ost minimal $67,4 \text{ dt ha}^{-1}$, maximal $105,8 \text{ dt ha}^{-1}$ und im Mittel $86,8 \text{ dt ha}^{-1}$ betrug, wurden dort bei ökologischer Bewirtschaftungsweise maximal Erträge von $58,7 \text{ dt ha}^{-1}$ erzielt. Analog zur Region Ost wies die Bewirtschaftungsweise auch in der Region Nord einen großen Einfluss auf das Ertragsniveau auf. In dieser Region wurden bei ökologischer Landbewirtschaftung minimal $37,3 \text{ dt ha}^{-1}$

ha⁻¹, maximal 64,1 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 48,7 dt ha⁻¹ erzielt. Der Kornertrag der konventionellen Winterweizenbestände der Region Nord betrug minimal 82,0 dt ha⁻¹, maximal 126,6 dt ha⁻¹ und durchschnittlich 101,4 dt ha⁻¹. Die Region West wies im Bezug auf eine ökologische Landwirtschaft das höchste Ertragsniveau im regionalen Vergleich auf. Bei einer geringen Schwankungsbreite (21,6 dt ha⁻¹) wurden im Mittel aller Betriebe 67,9 dt ha⁻¹ erzielt. Der Kornertrag der konventionellen Winterweizenbestände der Region West betrug minimal 67,5 dt ha⁻¹, maximal 120,9 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 88,4 dt ha⁻¹.

Die Kornerträge des Jahres 2010 in Abhängigkeit von der regionaler Zugehörigkeit und der Bewirtschaftungsweise können der Abbildung 4.3-2 entnommen werden.

Abbildung 4.3-2: Kornertrag [dt ha⁻¹] des Jahres 2010 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel

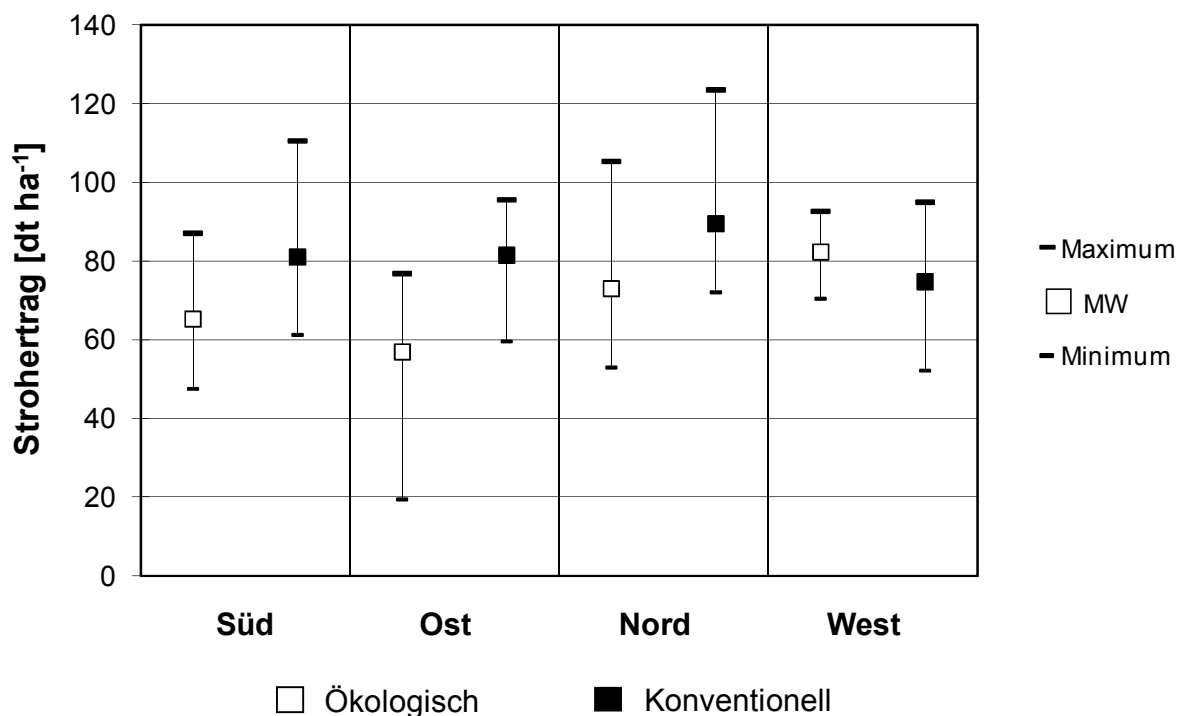


Analog zum Vorjahr war das Ertragsniveau unabhängig von der regionalen Zugehörigkeit bei ökologischer Bewirtschaftungsweise deutlich geringer als bei konventioneller Landwirtschaft. Der Kornertrag in der Region Süd betrug bei ökologischer Landwirtschaft minimal 18,6 dt ha⁻¹, maximal 51,3 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 35,8 dt ha⁻¹. Bei konventioneller Wirtschaftsweise wurden in dieser Region minimal 34,7 dt ha⁻¹, maximal 81,9 dt ha⁻¹ und im Mittel 61,2 dt ha⁻¹ erzielt. Im Bezug auf konventionell erzeugtes Korn wies die Region Ost das höchste Ertragsniveau im regionalen Vergleich auf (Minimum: 58,9 dt ha⁻¹; Maximum: 113,1 dt ha⁻¹; arithmetisches Mittel: 89,8 dt ha⁻¹). Die entsprechenden Werte für ökologischen Anbau betragen

für diese Region 31,3, 94,8 und 65,5 dt ha⁻¹. Unabhängig der Bewirtschaftungsweise waren die durchschnittlichen Erträge in der Region Nord (ökologisch: 40,8 dt ha⁻¹; konventionell: 76,5 dt ha⁻¹) geringer als in der Region Ost. Die jeweilige Spannweite des Kornertrages betrug 25,2 - 65,9 dt ha⁻¹ (ökologisch) und 42,2 - 96 dt ha⁻¹ (konventionell). In der Region West betrug der Kornertrag bei ökologischer Bewirtschaftungsweise minimal 34,1 dt ha⁻¹, maximal 69,6 dt ha⁻¹, und im Mittel der Betriebe 50,1 dt ha⁻¹. Bei konventioneller Landbewirtschaftung wurden dort minimal 43,3 dt ha⁻¹, maximal 91,6 dt ha⁻¹ und im Mittel 73,9 dt ha⁻¹ erzielt.

Die Stroherträge des Jahres 2009 in Anhängigkeit von Region und Bewirtschaftungsweise sind der Abbildung 4.3-3 zu entnehmen. Die in der Bewirtschaftungsweise begründeten Ertragsdifferenzen waren bei Stroh geringer als bei Korn; in der Region West überschritt der durchschnittliche Strohertrag bei ökologischer Landbewirtschaftung sogar den entsprechenden Wert konventioneller Wirtschaftsweise.

Abbildung 4.3-3: Strohertrag [dt ha⁻¹] des Jahres 2009 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel

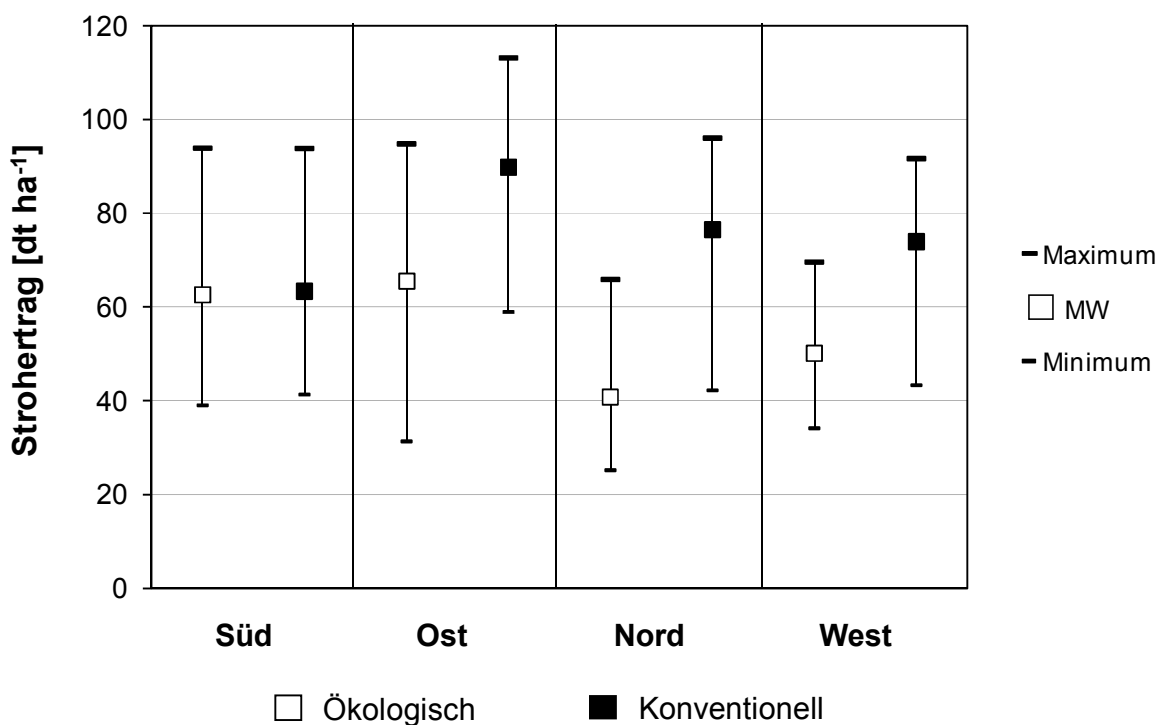


Ursächlich dafür könnten u.a. die größere Bedeutung des Strohs für den ökologisch wirtschaftenden Gesamtbetrieb und die daraus resultierende Präferenz für langstrohige Sorten sowie der Verzicht der ökologisch wirtschaftenden Betriebe auf chemisch-synthetische Halmverkürzer sein.

Der Strohertrag des Jahres 2009 betrug in der Region Süd bei ökologischer Bewirtschaftungsweise minimal 47,5 dt ha⁻¹, maximal 87,1 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 65,2 dt ha⁻¹. Bei konventioneller Landbewirtschaftung wurden dort minimal 62,2 dt ha⁻¹, maximal 110,5 dt ha⁻¹ und im Mittel 81,0 dt ha⁻¹ erzielt. Der Einfluss der Bewirtschaftungsweise auf den Strohertrag war im regionalen Vergleich in der Region Ost am größten. Während die ökologisch bewirtschafteten Bestände minimal 19,4 dt ha⁻¹, maximal 76,8 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 56,9 dt ha⁻¹ erbrachten, betrug die entsprechenden Stroherträge bei konventioneller Landbewirtschaftung 59,6, 95,6 und 81,5 dt ha⁻¹. Die höchsten Stroherträge bei konventioneller Bewirtschaftungsweise wurden in der Region Nord erzielt (minimal: 72,1 dt ha⁻¹; maximal: 123,5 dt ha⁻¹; im Mittel: 89,5 dt ha⁻¹). Bei ökologischer Landbewirtschaftung lagen die entsprechenden Werte dieser Region bei 52,9, 105,3 und 73,0 dt ha⁻¹. Der Strohertrag in der Region West betrug bei ökologischer Bewirtschaftungsweise minimal 70,4 dt ha⁻¹, maximal 92,6 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 82,3 dt ha⁻¹. Bei konventioneller Landbewirtschaftung wurden in dieser Region minimal 52,1 dt ha⁻¹, maximal 94,9 dt ha⁻¹ und im Mittel 74,7 dt ha⁻¹ erzielt.

Mit Ausnahme der Region Süd war der Einfluss der Bewirtschaftungsweise auf den Strohertrag der Winterweizenbestände des Jahres 2010 deutlich ausgeprägt (Abbildung 4.3-4).

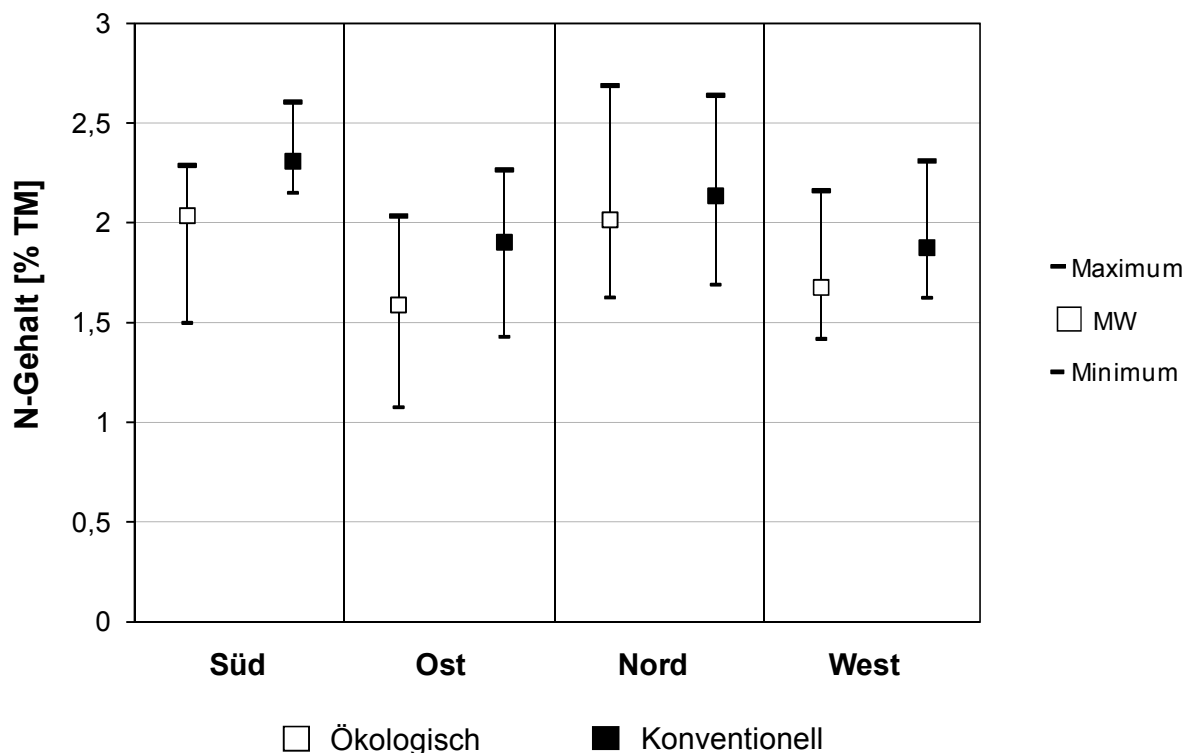
Abbildung 4.3-4: Strohertrag [dt ha⁻¹] des Jahres 2010 der Winterweizenflächen der Pilotbetriebe. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



In der Region Süd betrug der Strohertrag bei ökologischer Landbewirtschaftung minimal 39,0 dt ha⁻¹, maximal 93,9 dt ha⁻¹ und im Mittel aller Betriebe 62,6 dt ha⁻¹. Bei konventioneller Wirtschaftsweise wurden in dieser Region minimal 41,3 dt ha⁻¹, maximal 93,8 dt ha⁻¹ und im Mittel 63,3 dt ha⁻¹ erzielt. Im Gegensatz zum Kornenertrag des Jahres 2010 wurde auf den Betrieben der Region Ost der höchste Strohertrag im regionalen Vergleich erzielt. Während auf den Betrieben dieser Region im Mittel Erträge von 65,5 dt ha⁻¹ (ökologisch) und 89,8 dt ha⁻¹ (konventionell) erzielt wurden, betrug das jeweilige Maximum des Strohertrages 94,8 dt ha⁻¹ (ökologisch) bzw. 113,1 dt ha⁻¹ (konventionell). In der Region Nord unterschieden sich die Stroherträge in Abhängigkeit der Wirtschaftsweise deutlich voneinander. Während dort bei ökologischer Landbewirtschaftung Stroherträge von 25,2 bis 65,9 dt ha⁻¹ erzielt wurden, resultierte eine konventionelle Wirtschaftsweise in Stroherträgen zwischen 42,2 und 96 dt ha⁻¹. Die Stroherträge der Region West betragen bei ökologischer Produktionsweise minimal 34,1 dt ha⁻¹, maximal 69,6 dt ha⁻¹ und im Mittel der Betriebe 50,1 dt ha⁻¹. Bei konventioneller Landbewirtschaftung wurden in dieser Region minimal 43,3 dt ha⁻¹, maximal 91,6 dt ha⁻¹ und im Mittel 73,9 dt ha⁻¹ erzielt.

Der Einfluss von Region und Wirtschaftsweise auf den Stickstoffgehalt des Kornes des Jahres 2009 ist der Abbildung 4.3-5 zu entnehmen. Unabhängig von der Region war der durchschnittliche Stickstoffgehalt des ökologisch erzeugten Kornes dabei tendenziell geringer als bei Korn aus konventioneller Produktion.

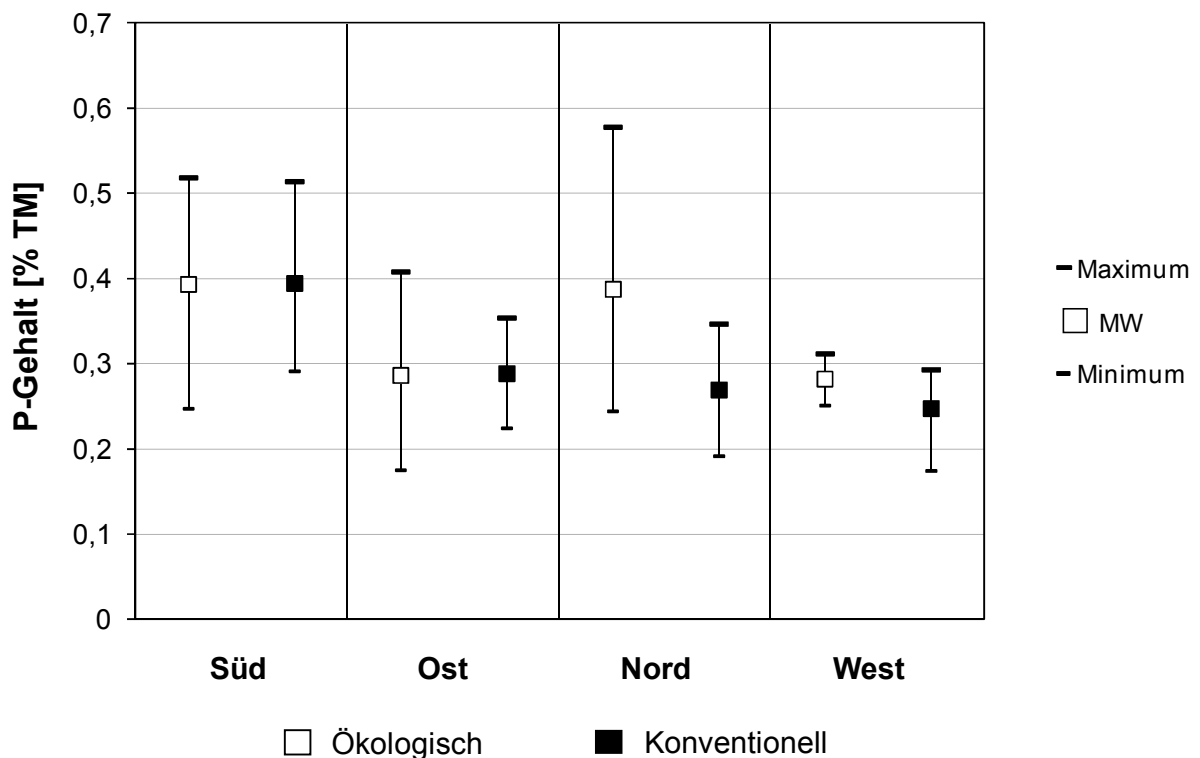
Abbildung 4.3-5: Stickstoffgehalt [% TM] des Kornes im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



In der Region Süd wies das ökologisch bzw. konventionell erzeugte Korn Stickstoffgehalte zwischen 1,5 und 2,3 % bzw. zwischen 2,2 und 2,6 % auf. Im Mittel der jeweiligen Bewirtschaftungsweise betragen die Stickstoffgehalte in dieser Region 2,0 % (ökologisch) und 2,3 % (konventionell). Unabhängig von der Bewirtschaftungsweise waren die Stickstoffgehalte des Korns in der Region Ost geringer als in der Region Süd. Bei ökologischer Landbewirtschaftung wurden dort minimal 1,1 %, maximal 2,0 % um im Mittel aller Betriebe 1,6 % erzielt. Die Stickstoffgehalte des konventionell erzeugten Korns betragen in der Region Ost minimal 1,4 %, maximal 2,3 % und im Mittel 1,9 %. In der Region Nord war der Einfluss der Bewirtschaftungsweise auf den Stickstoffgehalt des Korns gering. Während der Stickstoffgehalt bei ökologischer Landbewirtschaftung minimal 1,6 %, maximal 2,7 % und im Mittel 2,0 % betrug, wurden bei konventionell erzeugtem Korn entsprechende Gehalte von 1,7, 2,6 und 2,1 % erzielt. In der Region West betrug der Stickstoffgehalt des ökologisch erzeugten Korns minimal 1,4 %, maximal 2,2 % und im Mittel aller Betriebe 1,7 %. Die entsprechenden Gehalte des konventionell erzeugten Korns dieser Region umfassten minimal 1,6 %, maximal 2,3 % und im Mittel 1,9 %.

Die Phosphorgehalte der Karyopsen des Jahres 2009 in Anhängigkeit von Region und Bewirtschaftungsweise können der Abbildung 4.3-6 entnommen werden. In der Region Süd betrug der durchschnittliche Phosphorgehalt sowohl des ökologisch als auch des konventionell erzeugten Korns 0,39 %.

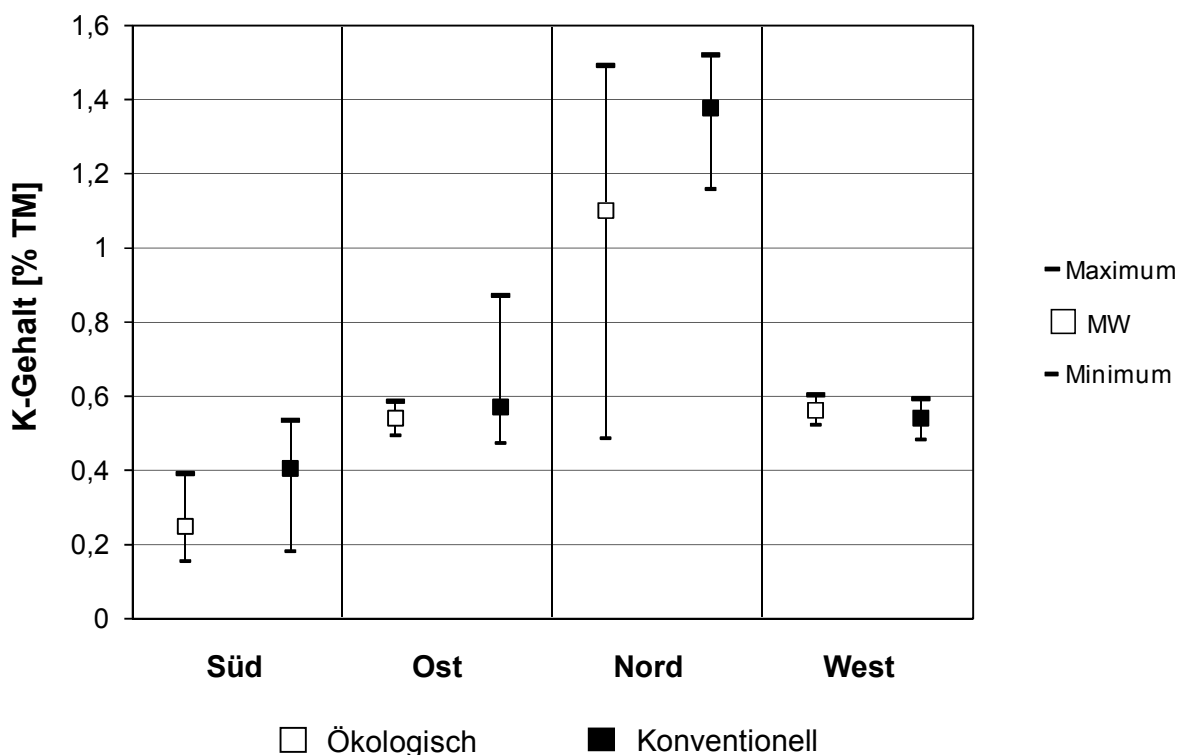
Abbildung 4.3-6: Phosphorgehalt [% TM] des Korns im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



Die Spannweite des Phosphorgehaltes war in der Region Süd bei konventioneller Bewirtschaftungsweise (0,29 - 0,51 %) geringer als bei ökologischer Landwirtschaft (0,25 - 0,52 %). Analog zum Stickstoffgehalt war auch der Phosphorgehalt des Korns unabhängig von der Bewirtschaftungsweise in der Region Ost geringer als in der Region Süd. In der Region Ost wies das ökologisch bzw. konventionell erzeugte Korn Phosphorgehalte zwischen 0,18 und 0,41 % bzw. zwischen 0,22 und 0,35 % i.d. TM auf. Im Mittel der jeweiligen Bewirtschaftungsweise betragen die Phosphorgehalte jeweils 0,29 %. Im regionalen Vergleich war die Spannweite des Phosphorgehaltes des ökologisch erzeugten Korns in der Region Nord am größten (0,24 - 0,58 %). Während in dieser Region im Mittel aller ökologisch wirtschaftenden Betriebe ein Phosphorgehalt von 0,39 % erzielt wurde, betrug der entsprechende Wert bei konventioneller Landwirtschaft 0,27 %. Die Phosphorgehalte des Korns der Region West waren die geringsten im regionalen Vergleich. Sie betragen bei ökologischer Wirtschaftsweise minimal 0,25 %, maximal 0,31 % und im Mittel aller Betriebe 0,28 %. Die entsprechenden Gehalte des konventionell erzeugten Korns der Region West umfassten 0,17, 0,29 und 0,25 %.

Der Einfluss von Region und Bewirtschaftungsweise auf den Kaliumgehalt des Korns für das Jahr 2009 ist in der Abbildung 4.3-7 dargestellt. Bezüglich dieses Nährstoffs waren die größten regionalen Unterschiede feststellbar. Unabhängig der Bewirtschaftungsweise waren die durchschnittlichen Kaliumgehalte des Korns im Vergleich der Regionen in der Region Süd am geringsten (ökologisch: 0,25 %; konventionell: 0,41 %) im Norden markant am höchsten.

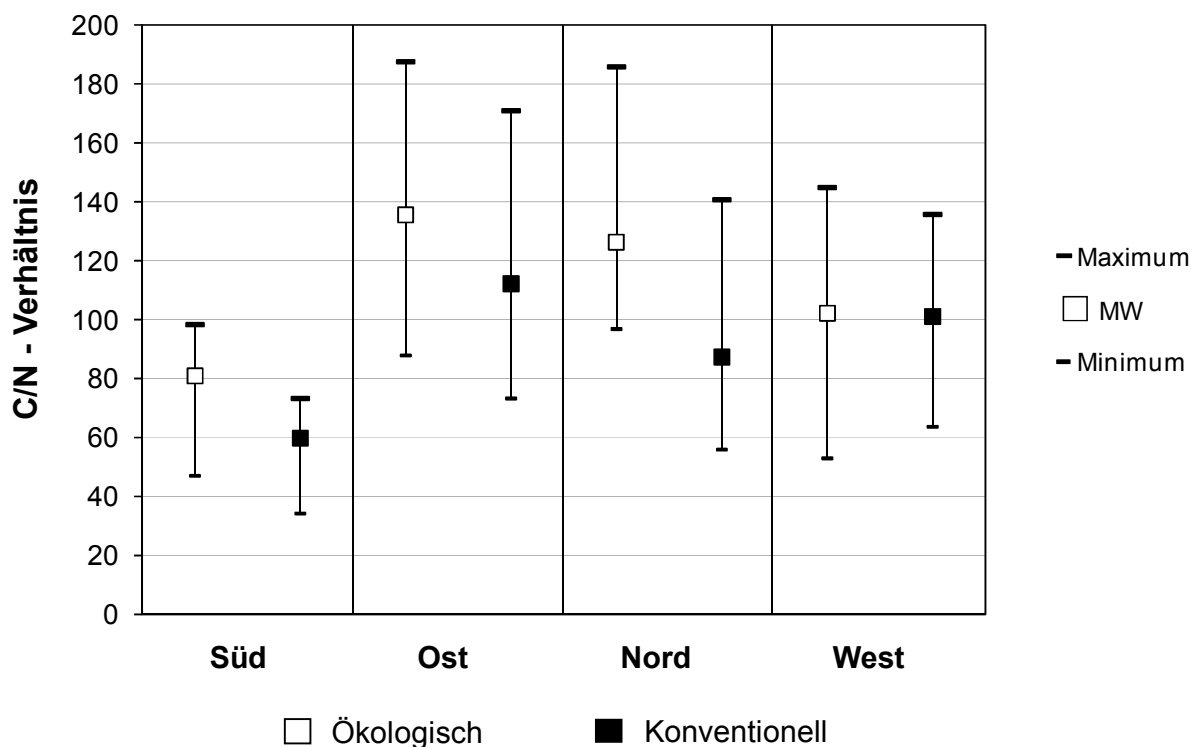
Abbildung 4.3-7: Kaliumgehalt [% TM] des Korns im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel



Die jeweilige Spannweite der Gehalte betrug in der Region Süd 0,16 – 0,39 % (ökologisch) und 0,18 – 0,54 % (konventionell). In der Region Ost wurden bei ökologischer Landwirtschaft deutlich höhere Kaliumgehalte als in der Region Süd erzielt (minimal: 0,49 %; maximal: 0,59 %; im Mittel aller Betriebe: 0,54 %). Die Kaliumgehalte des konventionell erzeugten Korns der Region Ost betragen minimal 0,47 %, maximal 0,87 % und im Mittel 0,57 %. Die Kaliumgehalte des Korns der Region Nord waren unabhängig der Bewirtschaftungsweise die höchsten im regionalen Vergleich. Während die Gehalte bei ökologischer Wirtschaftsweise minimal 0,49 %, maximal 1,49 % und im Mittel aller Betriebe 1,10 % umfassten, betragen die entsprechenden Werte des konventionell erzeugten Korns 1,16, 1,52 und 1,38 %. Die Kaliumgehalte des Korns der Region West wiesen einen geringen Schwankungsbereich auf. Sie betragen bei ökologisch erzeugtem Korn minimal 0,52 %, maximal 0,60 % und im Mittel aller Betriebe 0,56 %. Das konventionell erzeugte Korn dieser Region wies ähnliche Gehalte auf (minimal: 0,48 %, maximal: 0,59 %; im Mittel: 0,54 %).

Beim Belassen des Strohs auf der Anbaufläche ist dessen Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) ein wichtiger Parameter für mikrobiologische Ab- und Umbauprozesse. Ein weites C/N-Verhältnis kann dabei zu einer längeren temporären Immobilisation des im Boden vorhandenen mineralischen Stickstoffs führen (Mary et al., 1996). Die C/N-Verhältnisse des Winterweizenstrohs in Abhängigkeit von Region und Bewirtschaftungsweise können der Abbildung 4.3-8 entnommen werden.

Abbildung 4.3-8: C/N-Verhältnis (dimensionslos) des Strohs im Jahr 2009. Differenzierung nach regionaler Zugehörigkeit und Bewirtschaftungsweise der Betriebe. Dargestellt sind das jeweilige Minimum, Maximum und arithmetische Mittel.

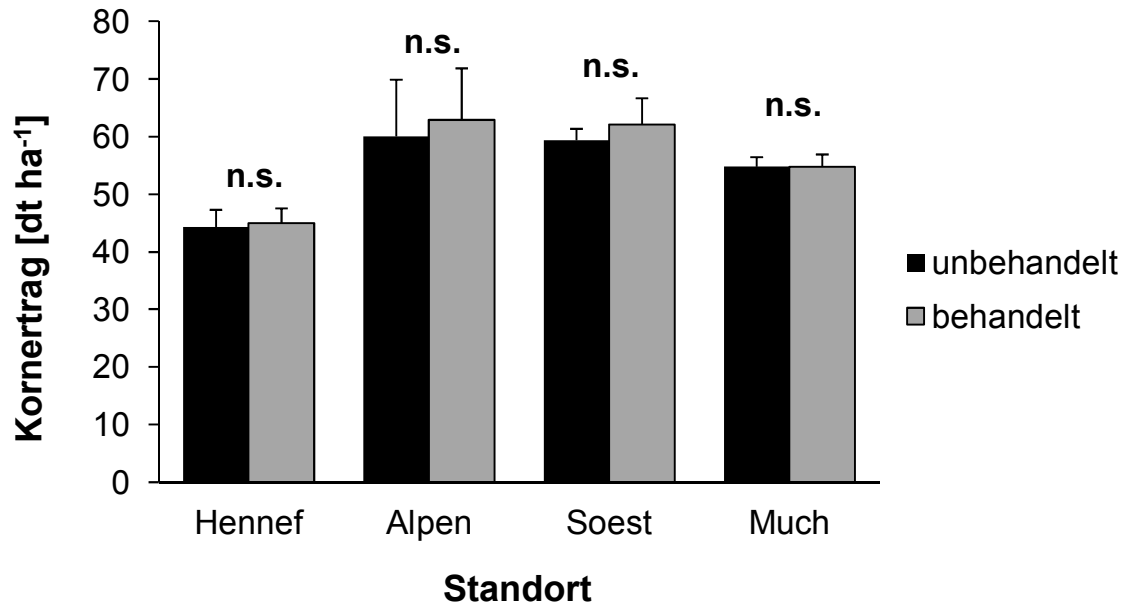


In der Region Süd betragen die C/N-Verhältnisse des ökologisch bzw. konventionell erzeugten Strohs zwischen 47,1 und 98,3 bzw. zwischen 34,3 und 73,3. Die Mittelwerte der jeweiligen Wirtschaftsweisen lagen in dieser Region bei 81,0 (ökologisch) und 59,8 (konventionell). Unabhängig von der Bewirtschaftungsweise waren die C/N-Verhältnisse des in der Region Ost erzeugten Strohs die höchsten im regionalen Vergleich. Während das C/N-Verhältnis des ökologisch erzeugten Strohs dieser Region minimal 87,9, maximal 187,6 und im Mittel aller Betriebe 135,6 betrug, lagen die entsprechenden Werte bei konventioneller Landbewirtschaftung bei 73,3, 170,9 und 112,3. Analog zu den Regionen Süd und Ost war auch in der Region Nord das C/N-Verhältnis des ökologisch erzeugten Strohs (minimal: 96,6; maximal: 185,9; im Mittel aller Betriebe: 126,3) tendenziell höher als bei Stroh konventioneller Wirtschaftsweise (minimal: 56,0; maximal: 140,8; im Mittel aller Betriebe: 87,4). Im Gegensatz zu den übrigen Regionen war in der Region West der Einfluss der Bewirtschaftungsweise auf das C/N-Verhältnis des Strohs gering. Während das C/N-Verhältnis des ökologisch erzeugten Strohs in dieser Region minimal 53,0, maximal 144,9 und im Mittel aller Betriebe 102,3 betrug, erzielte eine konventionelle Landbewirtschaftung entsprechende Werte von 63,7, 135,8 und 101,1. Als ursächlich für die niedrigen C/N-Verhältnisse des konventionellen Landbaus muss die höhere Stickstoffzufuhr angesehen werden.

4.3.3.2 Feldversuche

Es wurde geprüft, ob eine Beizung des jeweiligen betriebseigenen Winterweizen-Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* ertragssteigernd wirkt. Die Ergebnisse der einfaktoriellen Feldversuche der Standorte Hennef, Alpen, Soest und Much im Bezug auf den Kornertrag der Bestände sind in Abbildung 4.3-9 dargestellt. An keinem der untersuchten Versuchsstandorte wurde eine signifikante Steigerung des Kornertrages durch eine Behandlung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* erzielt.

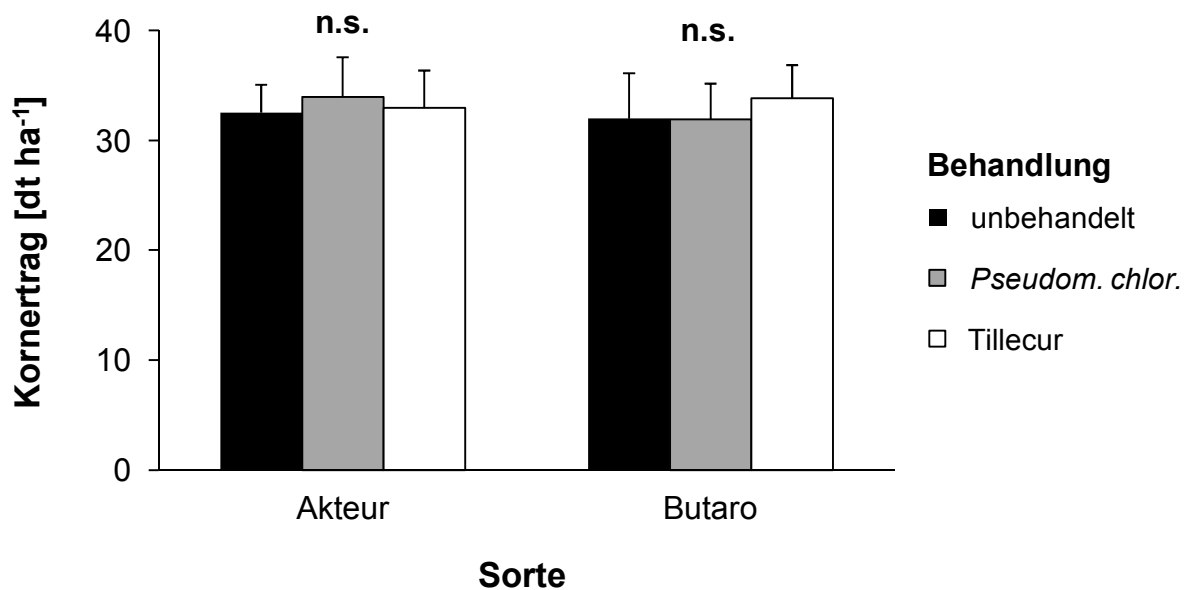
Abbildung 4.3-9: Kornertrag [dt ha⁻¹] in Abhängigkeit der Behandlung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis*. Einfaktorielle Feldversuche der Standorte Hennef, Alpen, Soest und Much. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$



Im Vergleich der Standorte waren die Kornerträge in Hennef unabhängig von der Behandlung am geringsten (unbehandelt: 44,3 dt ha⁻¹; behandelt: 45,0 dt ha⁻¹). Auch am Standort Alpen war der Kornertrag nach erfolgter Beizung des Saatgutes (62,9 dt ha⁻¹) geringfügig höher als der Kornertrag des unbehandelten Saatgutes (60,1 dt ha⁻¹). Die Kornerträge der Winterweizenbestände am Standort Soest stimmten nahezu mit den entsprechenden Werten des Standortes Alpen überein und betragen 59,4 dt ha⁻¹ (unbehandelt) und 62,1 dt ha⁻¹ (behandelt). Die Kornerträge in Abhängigkeit von einer Behandlung des Saatgutes am Standort Much waren nahezu identisch und betragen jeweils 54,8 dt ha⁻¹.

Innerhalb der zweifaktoriellen Feldversuche der Standorte Rheinbach und Rüthen wurden die Versuchsfaktoren Behandlung und Sorte untersucht. Neben der betriebsüblichen Winterweizensorte wurde die steinbrandresistente Sorte „Butaro“ als zweite Faktorstufe des Faktors Sorte verwendet. Das Beizmittel „Tillecur“ diente als dritte Faktorstufe des Faktors Behandlung. Der Kornertrag am Standort Rüthen ist in Abbildung 4.3-10 dargestellt.

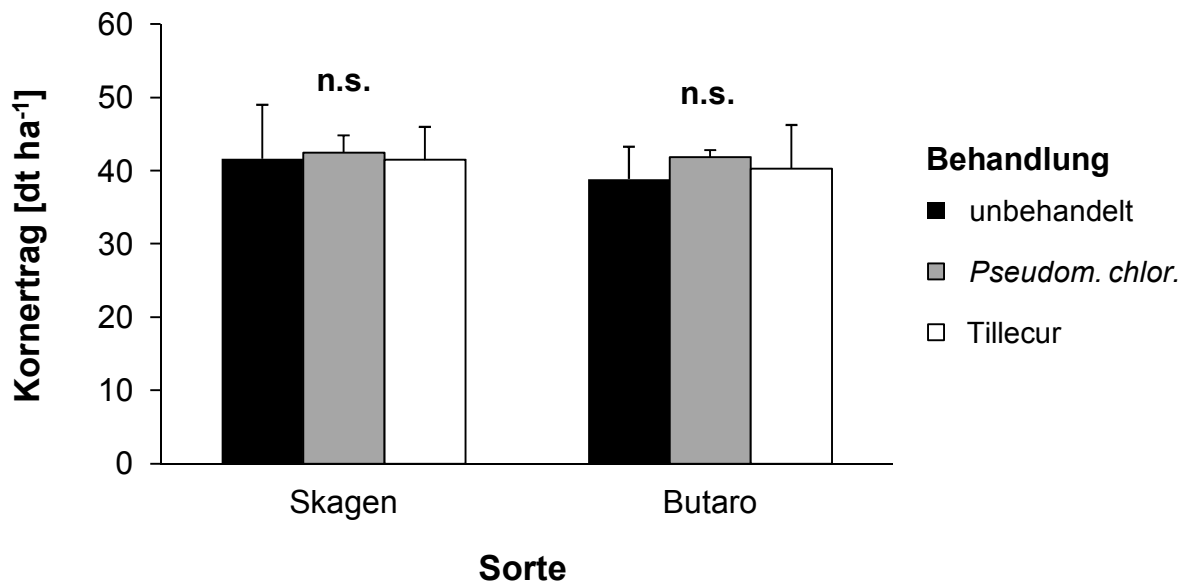
Abbildung 4.3-10: Kornertrag [dt ha⁻¹] am Standort Rüthen in Abhängigkeit von Behandlung und Sorte. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$



Unabhängig von der Sorte führte am Standort Rüthen eine Behandlung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* zu keiner signifikanten Steigerung des Kornertrages. Während die bakterielle Saatgutbeizung bei der Sorte „Akteur“ zumindest zu einer tendenziellen Ertragssteigerung führte (unbehandelt: 32,5 dt ha⁻¹; mit *Pseudomonas chlororaphis*: 33,9 dt ha⁻¹), war dies bei der Sorte „Butaro“ nicht der Fall (unbehandelt: 32,0 dt ha⁻¹; mit *Pseudomonas chlororaphis*: 31,9 dt ha⁻¹). „Tillecur“ bewirkte am Standort Rüthen bei beiden Sorten einen gegenüber der jeweiligen unbehandelten Variante geringfügig erhöhten Kornertrag („Akteur“: 32,9 dt ha⁻¹; „Butaro“: 33,8 dt ha⁻¹). Eine statistische Signifikanz der Ertragssteigerung durch „Tillecur“ war jedoch nicht gegeben.

Der Kornertrag am Standort Rheinbach in Abhängigkeit von Behandlung und Sorte ist in Abbildung 4.3-11 dargestellt. Das durchschnittliche Ertragsniveau war hier (41,1 dt ha⁻¹) deutlich höher als am Standort Rüthen (32,9 dt ha⁻¹). Analog zum Standort Rüthen wurde auch am Standort Rheinbach keine signifikante Steigerung des Kornertrages durch eine Behandlung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* erzielt. Im Gegensatz zum Standort Rüthen bewirkte eine bakterielle Saatgutbeizung am Standort Rheinbach jedoch sowohl eine geringfügige Ertragssteigerung der betrieblich eingesetzten Sorte („Skagen“) als auch der Sorte „Butaro“. Der Kornertrag der Sorte „Skagen“ betrug 41,6 dt ha⁻¹ bei unbehandeltem Saatgut und 42,4 dt ha⁻¹ bei einer Behandlung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis*. Der jeweilige Kornertrag der Sorte „Butaro“ umfasste 38,9 dt ha⁻¹ (unbehandelt) und 41,8 dt ha⁻¹ (mit *Pseudomonas chlororaphis*).

Abbildung 4.3-11: Kornertrag [dt ha⁻¹] am Standort Rheinbach in Abhängigkeit von Behandlung und Sorte. Tukey-Test, $\alpha = 0,05$.



Eine Saatgutbehandlung mit „Tillecur“ erbrachte am Standort Rheinbach unabhängig der Sorte ebenfalls keine signifikante Steigerung des Kornertrages. Die Kornerträge des mit „Tillecur“ behandelten Saatgutes betragen 41,4 dt ha⁻¹ (Skagen) und 40,2 dt ha⁻¹ (Butaro). Trotz der Steinbrandgefährdung beider Standorte führte „Butaro“ weder in Rheinbach noch in Rüthen zu einem gegenüber der betriebsüblichen Winterweizensorte signifikant höheren Kornertrag.

Auf keinem der sechs untersuchten Standorte bewirkte eine Behandlung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* eine signifikante Ertragssteigerung. Der positive Einfluss des Bakteriums auf die Pflanzengesundheit wurde jedoch mehrfach bestätigt. Kropp et al. (1996) wiesen die fungizide Wirkung von *Pseudomonas chlororaphis* an Sommerweizen nach, Johnsson et al. (1998) an Gerste, Hafer, Sommer- und Winterweizen. Puopolo et al. (2011) sowie Raio et al. (2011) bestätigten die fungizide Wirksamkeit dieser Bakterienart. Unabhängig von einer antibiotischen Wirkung stellten Carlier et al. (2008) eine Förderung des Pflanzenwachstums und des Kornertrages durch eine Inokulation des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* fest. Sopher und Sutton (2011) wiesen zudem *in vitro* nach, dass die Behandlung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* auch unter Abwesenheit von Pathogenen wachstumsfördernd auf die Kulturpflanze wirken kann.

In der vorliegenden Untersuchung bewirkte eine bakterielle Behandlung des Saatgutes auch auf Standorten mit einer ausgeprägten Weizensteinbrandproblematik keine Ertragssteigerung der Bestände. Hökeberg (1997) et al. stellten jedoch in Untersuchungen mit Sommerweizen und Gerste die antibiotische Wirksamkeit von *Pseudomonas chlororaphis* gegenüber *Tilletia caries* fest.

Zudem finden sich in der Fachliteratur Hinweise darauf, dass die Wirksamkeit von *Pseudomonas chlororaphis* gegenüber Pathogenen nicht allein auf die fungizide Wirkung beschränkt ist. Shepelevitch et al. (2011) wiesen *in vitro* eine antivirale Wirksamkeit des Bakteriums nach, Lee et al. (2011) erbrachten *in vitro* und *in vivo* den Nachweise einer nematiziden Wirkung von *Pseudomonas chlororaphis*. Trotz des nachgewiesenen breiten Wirkungsspektrums von *Pseudomonas chlororaphis* führte eine bakterielle Behandlung des Saatgutes unter den jeweiligen Bedingungen der innerhalb dieser Arbeit untersuchten Standorte zu keiner erhöhten Produktivität der Bestände. Betriebsspezifisch konnte somit keine Möglichkeit zur Senkung der produktbezogenen klimarelevanten Emissionen aufgezeigt werden.

4.3.4 Literatur

- Asgedom H, Kebreab E (2011) Beneficial management practices and mitigation of greenhouse gas emissions in the agriculture of the Canadian prairie: a review
- Avis, T, Gravel V, Antoun H, Tweddell R (2008) Multifaceted beneficial effects of rhizosphere microorganisms on plant health and productivity. *Soil Biology & Biochemistry* 40:1733-1740
- Carisse O, Bernier J, Benhamou N (2003) Selection of biological agents from composts for control of damping-off of cucumber caused by *Pythium ultimum*. *Canadian Journal of Plant Pathology* 25:258-267
- Carlier E, Rovera M, Jaume A, Rosas S (2008) Improvement of growth, under field conditions, of wheat inoculated with *Pseudomonas chlororaphis* subsp. *Aurantiaca* SR1. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 24:2653-2658
- De Freitas J, Germida, J (1992) Growth promotion of winter wheat by fluorescent pseudomonads under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 24:1137-1146
- Elad Y, Chet I, Baker R (1987) Increased growth response of plants induced by rhizobacteria antagonistic to soilborne fungi. *Plant and Soil* 98:325-330
- Hökeberg M, Gerhardson B, Johnsson L (1997) Biological control of cereal seed-borne diseases by seed bacterization with greenhouse-selected bacteria. *European Journal of Plant Pathology* 103:25-33
- Johnson J, Franzluebbers A, Weyers S, Reicosky D (2007) Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution* 150:107-124
- Johnsson L, Hökeberg M, Gerhardson B (1998) Performance of the *Pseudomonas chlororaphis* biocontrol agent MA 342 against cereal seed-borne diseases in field experiments. *European Journal of Plant Pathology* 104:701-711
- Kropp B, Thomas E, Pounder J, Anderson A (1996) Increased emergence of spring wheat after inoculation with *Pseudomonas chlororaphis* isolate 2E3 under field and laboratory conditions. *Biology and Fertility of Soils* 23:200-206
- Larkin R, Fravel D (1998) Efficacy of various fungal and bacterial biocontrol organisms for control of fusarium wilt of tomato. *Plant Disease* 82:1022-1028
- Lee J, Ma K, Ko S, Kang B, Kim I, Kim Y (2011) Nematicidal activity of a nonpathogenic biocontrol bacterium, *Pseudomonas chlororaphis* O6. *Current Microbiology* 62:746-751

- Mahli S, Lemke R (2007) Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil & Tillage Research* 96:269-283
- Mary B, Recous S, Darwls D, Robin D (1996) Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soils. *Plant and Soil* 181:71–82
- McLoughlin T, Quinn J, Bettermann A, Bookland R (1992) *Pseudomonas cepacia* suppression of sunflower wilt fungus and role of antifungal compounds in controlling the disease. *Applied and Environmental Microbiology* 58:1760-1763
- Philippot L, Hallin S (2011) Towards food, feed and energy crops mitigating climate change. *Trends in Plant Science* 16:476-480
- Pollock C (2011) Agricultural greenhouse gases. *Nature Geoscience* 4:277-278
- Puopolo G, Raio A, Pierson L, Zoina A (2011) Selection of a new *Pseudomonas chlororaphis* strain for the biological control of *Fusarium oxysporum* f. sp. *radicis-lycopersici*. *Phytopathologica Mediterranea* 50:228-235
- Raio A, Puopolo G, Cimmino A, Danti R, Della Rocca G, Evidente A (2011) Biocontrol of cypress canker by the phenazine producer *Pseudomonas chlororaphis* subsp. *Aureofaciens* strain M71. *Biological Control* 58:133-138
- Refsgard K, Halberg N, Kristensen E (1998) Energy utilization in crop and dairy production in Organic and Conventional livestock production systems. *Agricultural systems* 57:599-630
- Shepelevitch V, Shubchynskyy V, Varbanets L, Kiprianova E (2011) Antiviral activity of carbohydrate-containing biopolymers of *Pseudomonas chlororaphis* subsp. *Aureofaciens*. *Antiviral Research* 90:A64
- Sopher C, Sutton J (2011) Quantitative relationships of *Pseudomonas chlororaphis* 63-28 to *Phytium* root rot and growth in hydroponic peppers. *Tropical Plant Pathology* 36:214-224
- Tabatabai M, Bremner J (1991) Automated instruments for determination of total carbon, nitrogen, and sulfur in soils by combustion techniques. In: Smith K (Hrsg.): *Soil Analysis*, S. 261-286
- Walley F, Germida J (1997) Response of spring wheat (*Triticum aestivum*) to interactions between *Pseudomonas* species and *Glomus clarum* NT 4. *Biology and Fertility of Soils* 24:365-371

4.4 Messung und Modellierung von Treibhausgasflüssen auf Versuchsflächen

Johann Peter, Harald Schmid, Rolf Schilling, Jean Charles Munch,
Claus Florian Stange, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden unterliegen einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität. Bisher gibt es noch keine ausreichenden Untersuchungen zur N₂O-Freisetzung in Abhängigkeit von der Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung sowie den Standortfaktoren.

In Feldexperimenten wurden N₂O und CH₄-Flüsse im Fruchtfolgeglied Klee gras – Winterweizen bei unterschiedlicher N-Düngung mit einem automatischen Messsystem mit hoher Frequenz (mehrere Messungen innerhalb von 24 Stunden pro Messpunkt) gemessen. Die Messergebnisse werden mit Ergebnissen der Bodenprozessmodellierung (Modell DNDC) sowie der Abschätzung kumulativer N₂O-Emissionen mit Hilfe von Emissionsfaktoren verglichen.

Unter den Versuchsbedingungen wurden beim Anbau von Winterweizen höhere N₂O-Emissionen als beim Anbau von Klee gras gemessen. Düngung mit Biogasgülle erhöhte die N₂O-Emissionen beträchtlich. Die Modellierung mit DNDC zeigt übereinstimmend mit den Messungen, dass Düngergaben erhebliche N₂O-Emissionen hervorrufen können. DNDC wies stärkere N₂O-Peaks mit kürzeren Emissionsphasen aus und führte kumulativ zu geringen THG-Emissionen als die Messungen. Beim Klee grasanbau ohne N-Düngung hat DNDC unter den Versuchsbedingungen generell sehr geringe N₂O-Emissionen berechnet. Die N₂O-Emissionsereignisse in wachsenden, schnittgenutzten Klee grasbeständen konnten mit dem Modell nicht richtig nachvollzogen werden. Bei der Bewertung der Wirkung einzelner Fruchtarten (z.B. Klee gras) müssen nicht nur die gesamte Vegetationsperiode, sondern auch die Nachwirkung auf Folgefrüchte analysiert werden.

Schlüsselwörter: Treibhausgase, N₂O-Emissionen, Modellierung, Klee gras, Biogasgülle

Abstract

The emissions of N₂O from managed soils are liable to a high spatial and temporal variety. Up to now, there are no sufficient investigations on the N₂O-emissions according to crop rotation, fertilization, tillage and the influence of the site. The N₂O- and CH₄-emissions of clover grass and winter wheat under the conditions of different N-fertilization have been examined in field trials. An automatic high-frequency measuring system (several measurements per plot in 24 hours) was

used. The results of the measurements are compared with the results of the model DNDC and the estimation of cumulative N₂O-emissions using emission factors.

Under the test conditions we detected higher N₂O-emissions in winter wheat than in clover grass. Fertilization with digestates from biogas led to higher emissions. The modeling with DNDC showed in compliance with the measurements that fertilization can raise the N₂O-emissions. DNDC calculated higher N₂O-peaks in less time and computed less cumulated emissions than we detected with the measurements. It also calculated very low emissions in the cultivation of clover grass without fertilization. The model was not able to simulate the emission events under growing clover grass correctly. When evaluating the effect of single crops (e.g. clover grass) not only the whole growing season but also the consequences of former crops have to be taken into account, too.

Keywords: greenhouse gas emissions, N₂O-emissions, modeling, clover grass, digestate

4.4.1 Einleitung und Problemstellung

Weltweit verursacht die Landwirtschaft 10 bis 12 % der anthropogenen Treibhausgas- (THG)-Emissionen bzw. 58 % der N₂O- und 47 % der CH₄-Emissionen (Burney et al., 2010). Durch die pflanzliche Produktion entstehen neben den CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie (Küstermann et al., 2008) vor allem auch Treibhausgase im Boden. Aufgrund der räumlichen und zeitlichen Variabilität der THG-Flüsse, vor allem der N₂O-Flüsse, ist es schwierig, Aussagen zu bewirtschaftungsbedingten Emissionen zu treffen. Bislang gibt es noch keine ausreichenden Untersuchungen zur N₂O-Freisetzung in Abhängigkeit von der Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung sowie den Standortfaktoren. Allgemein wird von geringen N₂O-Emissionen im ökologischen Pflanzenbau ausgegangen, da die N-Zufuhr um ca. 50 % niedriger liegt als in konventionellen Anbausystemen. Zu Lachgasfreisetzungen kann es aber auch kommen, wenn Klee gras gemulcht wurde (Heuwinkel et al., 2005) oder bei hohen Boden-N-Vorräten.

Im Rahmen des Projekts „Pilotbetriebe“ werden THG-Flüsse in Feldexperimenten untersucht. Ziel ist es, den Einfluss von Standortfaktoren und Anbaumaßnahmen auf die Emissionen zu analysieren und Bodenprozessmodelle zu validieren. Schwerpunkte der Arbeit sind Analysen des Fruchtfolgeglieds Klee gras – Winterweizen sowie der Wirkung organischer Düngung. Vorgestellt werden Ergebnisse zeitlich hoch auflösender Messungen der THG-Flüsse in diesen Anbausystemen. Zum Vergleich werden Ergebnisse der Anwendung des Denitrification Decomposition (DNDC) Modells (Li et al., 2006) dargestellt. Der Vergleich von Mess- und Modellwerten soll zeigen, inwieweit dieses Modell das standortspezifische N₂O-Verlustpotenzial (vgl. Flessa et al., 2002a; Heuwinkel et al., 2005) sowie die Einflüsse der Fruchtfolge, Düngung und Bodenbearbeitung auf die N₂O-Flüsse beschreiben kann. Eine zentrale Frage für das Gesamtprojekt „Pilotbetriebe“ ist hierbei, ob sich das Modell DNDC prinzipiell eignet, unter den gegebenen Standortbedingungen die kumulativen

N₂O-Emissionen hinreichend genau zu berechnen, um es in den Pilotbetrieben zur Modellierung der THG-Flüsse einzusetzen.

4.4.2 Material und Methoden

In der Versuchsstation Viehhausen der TU München werden in einem Dauerfeldversuch Wirkungen von Energiepflanzenfruchtfolgen sowie von Biogasgülle auf Böden, Pflanzen und Umwelt unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus analysiert (Versuchsbeschreibung: Reents et al., 2011).

Der Standort befindet sich im Tertiärhügelland, ca. 30 km nordöstlich von München (480 m N.N., x; 797 mm Niederschlag, x; 7,5°C Jahrestemperatur). Bei den untersuchten Böden handelt es sich um Braunerden bis Parabraunerden, sL-L, Ackerzahl x; 55.

In ausgewählten Versuchsvarianten werden täglich mehrmals N₂O-, CO₂- und CH₄-Flüsse mit einem automatischen Messsystem (Beschreibung des Messprinzips in Flessa et al., 2002a) mit hoher Frequenz (mehrere Messungen innerhalb von 24 Stunden pro Messpunkt) in drei Wiederholungen gemessen. Die einzelnen Messungen werden als Tagesmittelwerte zusammengefasst. Es werden sowohl schnittgenutztes Klee gras als auch verschiedene Weizenanbausysteme (Düngung mit Biogasgülle und ohne Düngung) in der Fruchtfolge Klee gras – Winterweizen – Grünroggen/Silomais – Triticale untersucht. Exemplarisch werden Ergebnisse eines Messzeitraums in der Vegetationsperiode 2009/2010 dargestellt. Die N₂O- und CH₄-Emissionen werden für den Messzeitraum vom 1.5. bis 31.8.2009 und 1.9.2009 bis 30.4.2010 kumulativ berechnet und die Gesamtemissionen in CO₂-Äquivalenten (CO₂ eq) nach IPCC (Forster et al., 2006) bestimmt. Versuchsbedingte Unterbrechungen der Messungen (durch Bodenbearbeitung und Erntemaßnahmen) werden durch Mittelwerte des jeweiligen Monats ergänzt.

Für den Vergleich zwischen den Messergebnissen und den Modellierungen wird das Modell Denitrification Decomposition (DNDC) verwendet. Dieses Modell basiert auf einem prozessorientierten, biochemischen Ansatz und wurde entwickelt, um N₂O- und N₂-Flüsse durch Denitrifikation vorherzusagen (Li et al., 1992). Es wurde stetig weiterentwickelt, z.B. um neben den N-Flüssen auch C-Flüsse zu erfassen (Li et al., 1994a). Schwerpunktmäßig werden mit DNDC Prozesse wie Mineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation und Methanoxidation beschrieben, die an der Spurengasproduktion beteiligt sind (Szyska, 2009). DNDC wurde in zahlreichen Studien umfangreich getestet (vgl. Li et al., 1994b; Li, 2000; Zhang et al., 2002; Li et al., 2006). Das Modell eignet sich zur Berechnung der NO-, N₂-, CO₂-, CH₄-, NH₃-Emissionen sowie der NO₃-Austräge (z.B. Li et al., 2006). Über Eingangsparameter in den Bereichen Temperatur, Niederschlag, Bodenart, Vegetation und Management kann das Modell individuell an einen Standort angepasst werden (Li et al., 2006). Als Mindesteingabe müssen die tägliche Durchschnittstemperatur und die täglichen Niederschlagsmengen vorliegen sowie die Bodenart charakterisiert werden. Angaben zum Anbausystem werden über die Fruchtfolge, die Düngung und die Bodenbearbeitung abgefragt. Es wurde

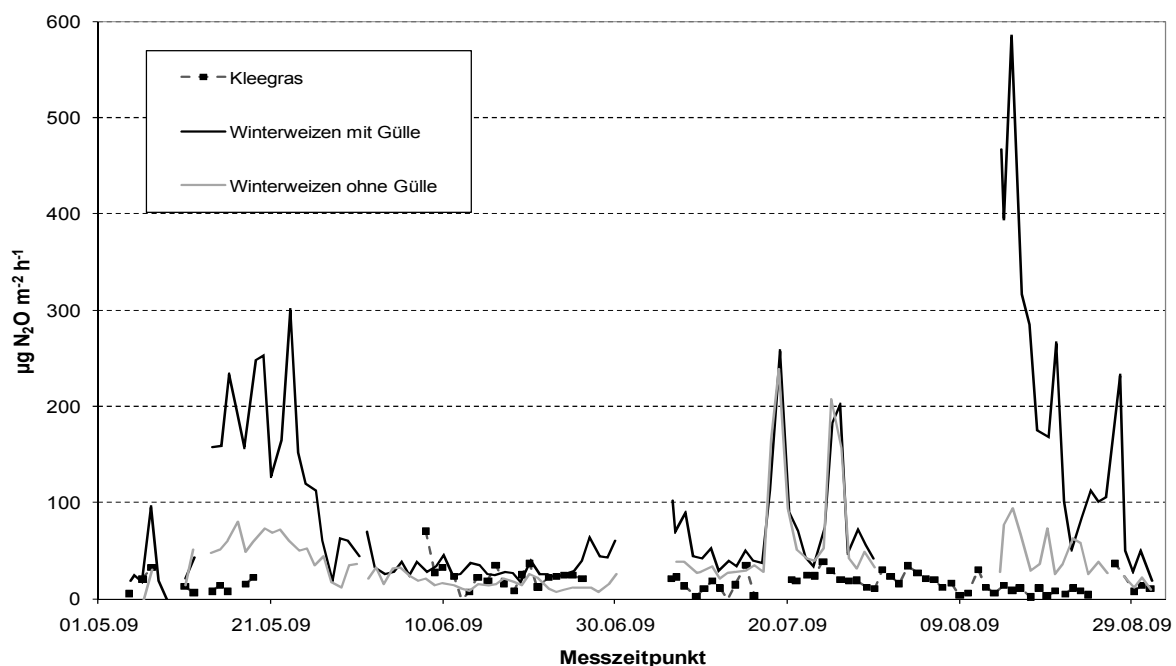
jeweils eine ganze Fruchtfolge modelliert, um etwaige Jahreseffekte, die bei einjähriger Simulation entstehen können, möglichst auszuschließen.

4.4.3 Ergebnisse

4.4.3.1 Ergebnisse der Messung von THG-Flüssen

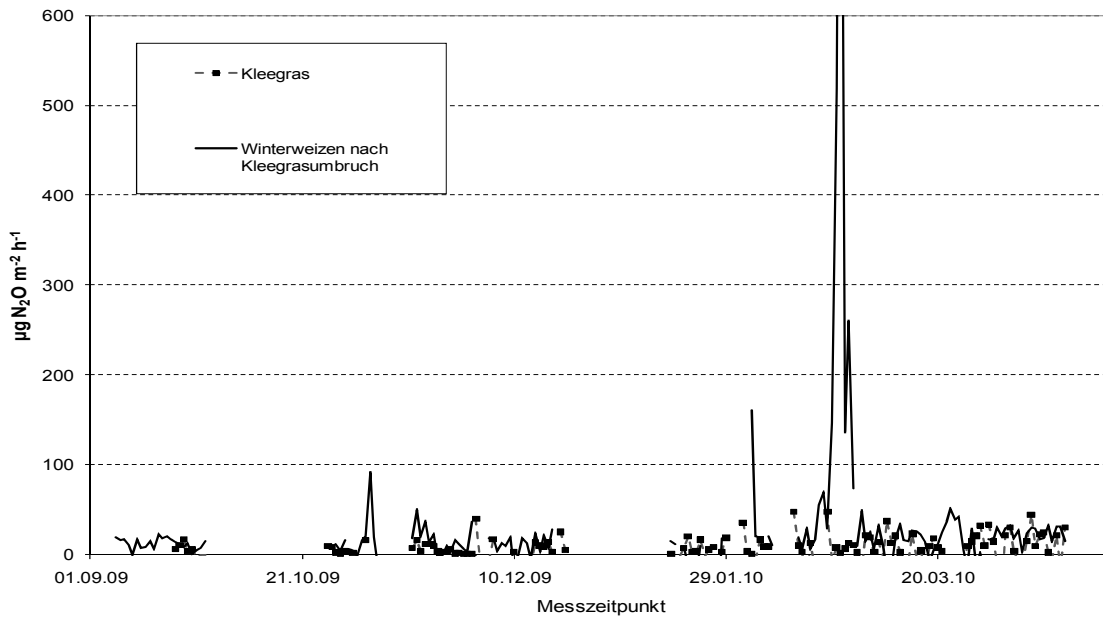
Generell ist eine hohe zeitliche Variation der Messwerte festzustellen. Nach Einzelereignissen (Niederschlag, Düngung, Bodenbearbeitung) können ausgeprägte N_2O -Peaks auftreten. Unter den Bedingungen des Jahres 2009 wurden beim Anbau von Winterweizen höhere N_2O -Emissionen als beim Anbau von Klee gras (Schnittnutzung der Biomasse) gemessen. Düngergaben mit Biogasgülle (11.5.2009 und 13.8.2009) erhöhen die N_2O -Emissionen beträchtlich und fortwährend (Abbildung 4.4-1).

Abbildung 4.4-1: N_2O -Emissionen beim Anbau von Winterweizen und Klee gras vom 1.5.2009 bis 29.8.2009, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhau sen (Peter et al., 2011), Biogasgülledüngung: 11.5.2009 und 13.8.2009, 35 und 100 kg N ha⁻¹



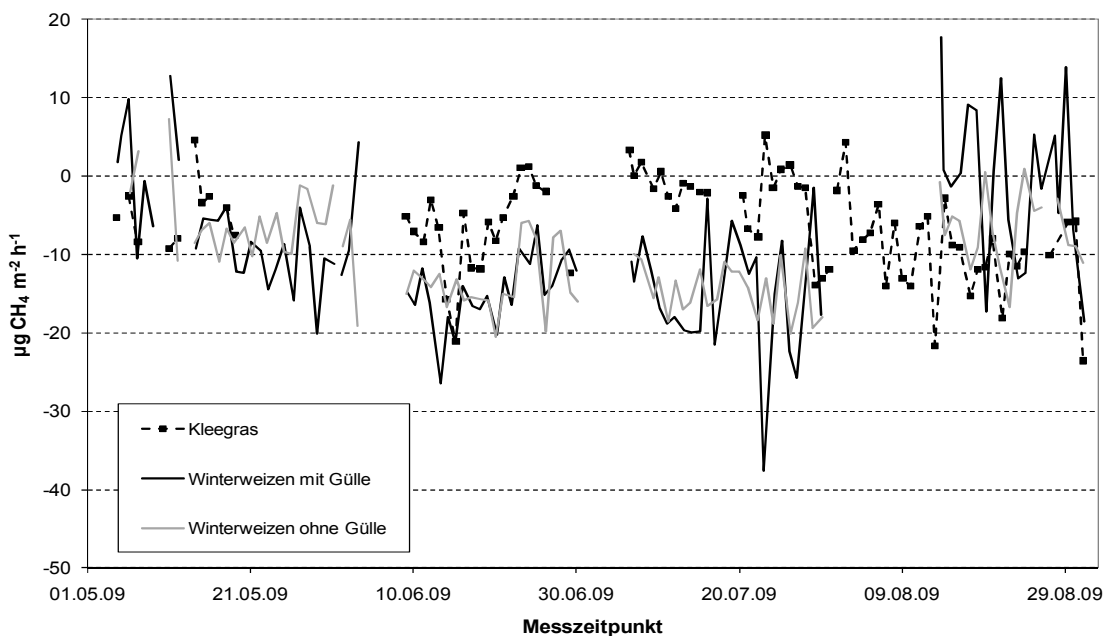
Nach dem Klee grasumbruch wurden im Versuch hohe N_2O -Emissionen im Winterhalbjahr gemessen, während bei intakten, wachsenden, schnittgenutzten Klee grasbeständen geringe Emissionen festgestellt wurden (Beispiel in Abbildung 4.4-2). Die Messergebnisse belegen, dass auch im Winter beachtliche N_2O -Flüsse stattfinden, so dass dieser Zeitraum bei kumulativen Bewertungen mit einbezogen werden muss.

Abbildung 4.4-2: N₂O-Emissionen beim Anbau von Winterweizen und Klee gras vom 1.9.2009 bis 30.4.2010, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhau- sen, Klee grasumbruch und Weizenaussaat: 27.10.2009



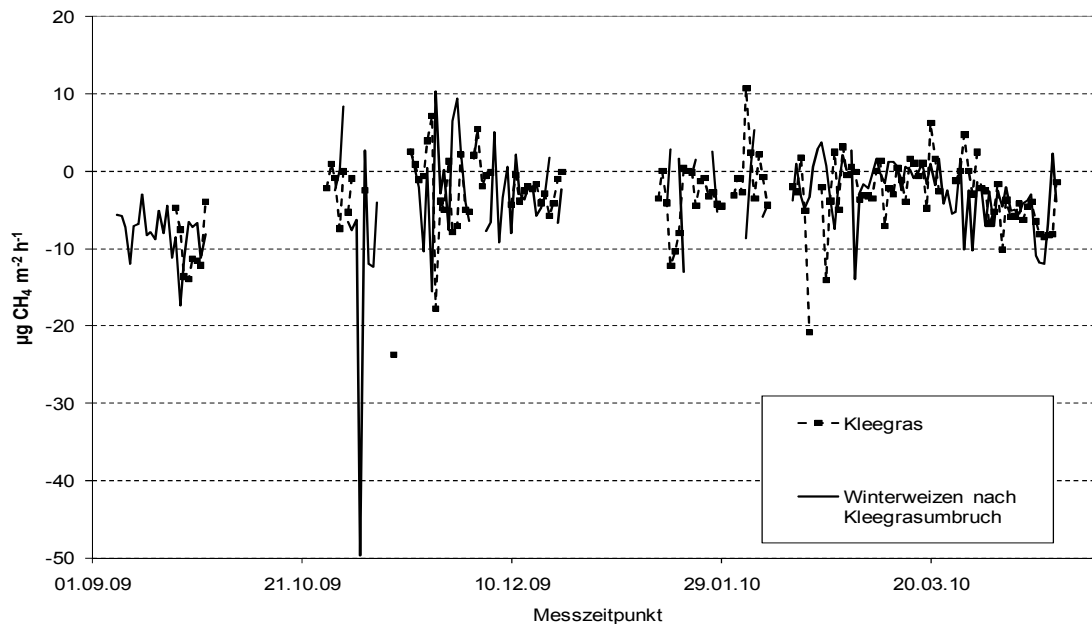
Der Verlauf der CH₄-Flüsse im Zeitraum 1.5.2009 bis 31.8.2009 (Abbildung 4.4-3) und im Zeitraum 1.9.2009 bis 30.4.2010 (Abbildung 4.4-4) zeigen, dass die ackerbaulich genutzten Böden überwie- gend Senken und keine Quellen für CH₄ sind.

Abbildung 4.4-3: CH₄-Flüsse beim Anbau Winterweizen und Klee gras vom 1.5.2009 bis 29.8.2009, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen (Peter et al., 2011)



Der stärkste Abbau von CH₄ erfolgte im Zeitraum 1.5.2009 bis 31.8.2010 in den Varianten mit Winterweizenanbau. Im Zeitraum 1.9.2009 bis 30.4.2010 wurde ein stärkerer Abbau von CH₄ in der Variante Klee gras gemessen; ein großer Unterschied wurde allerdings nicht festgestellt.

Abbildung 4.4-4: CH₄-Flüsse beim Anbau von Winterweizen und Klee gras vom 1.9.2009 bis 30.4.2010, Messungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen



Die kumulativen N₂O-, CH₄- und CO₂ eq -Emissionen zeigen, dass die Winterweizenanbausysteme während der Messperiode 1.5. bis 31.8.2009 eine deutlich höhere THG-Emissionen aufweisen als der schnittgenutzte Klee grasbestand (Tabelle 4.4-1). Dabei ist zu beachten, dass während dieses Messzeitraums das Klee gras nicht umgebrochen wurde.

Tabelle 4.4-1: Kumulative N₂O-, CH₄- und CO₂ eq -Emissionen im Zeitraum 1.5. bis 31.8.2009, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen (Peter et al., 2011)

Treibhausgasfluss	Klee gras	Winterweizen, ohne Düngung	Winterweizen, mit Biogasgülle
N ₂ O (g ha ⁻¹)	504	1191	3040
CH ₄ (g ha ⁻¹)	-175	-287	-259
CO ₂ eq (kg ha ⁻¹)	146	348	899

Im Winterhalbjahr 2009/10 traten die in Tabelle 4.4-2 dargestellten kumulativen Emissionen auf. Der Klee grasumbruch mit anschließendem Winterweizenanbau führte zu höheren Emissionen als ein intakter Klee grasbestand.

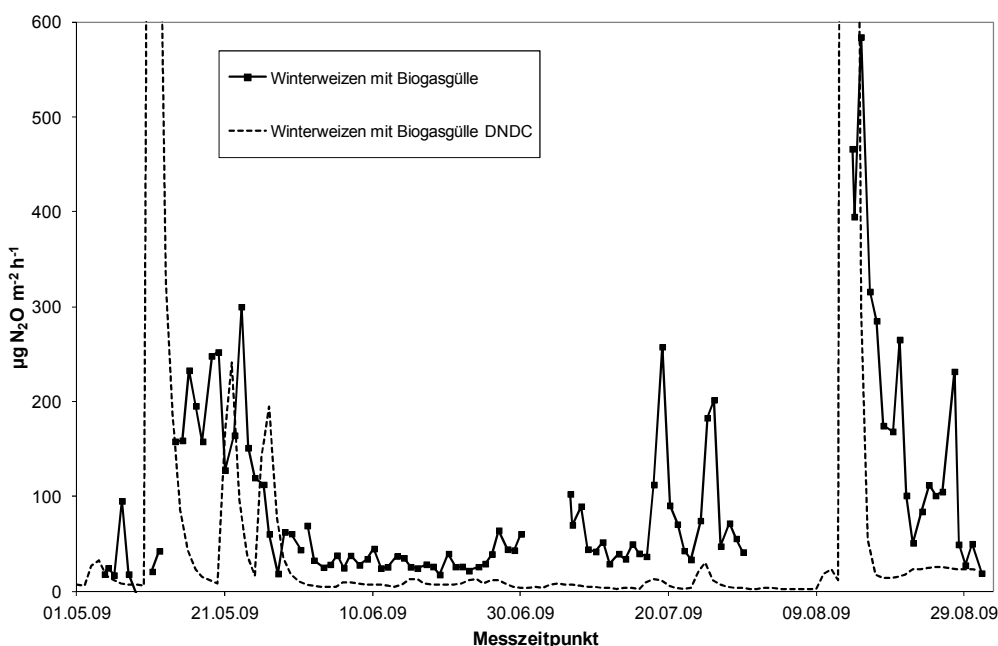
Tabelle 4.4-2: Kumulative N₂O-, CH₄- und CO₂ eq -Emissionen im Zeitraum 1.9. bis 30.4.2010, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen

Treibhausgasfluss	Klee gras	Winterweizen, nach Klee grasumbruch
N ₂ O (g ha ⁻¹)	320	1516
CH ₄ (g ha ⁻¹)	-211	-170
CO ₂ eq (kg ha ⁻¹)	90	448

4.4.3.2 Ergebnisse der DNDC-Modellierung von THG-Flüssen im Vergleich zu Messwerten

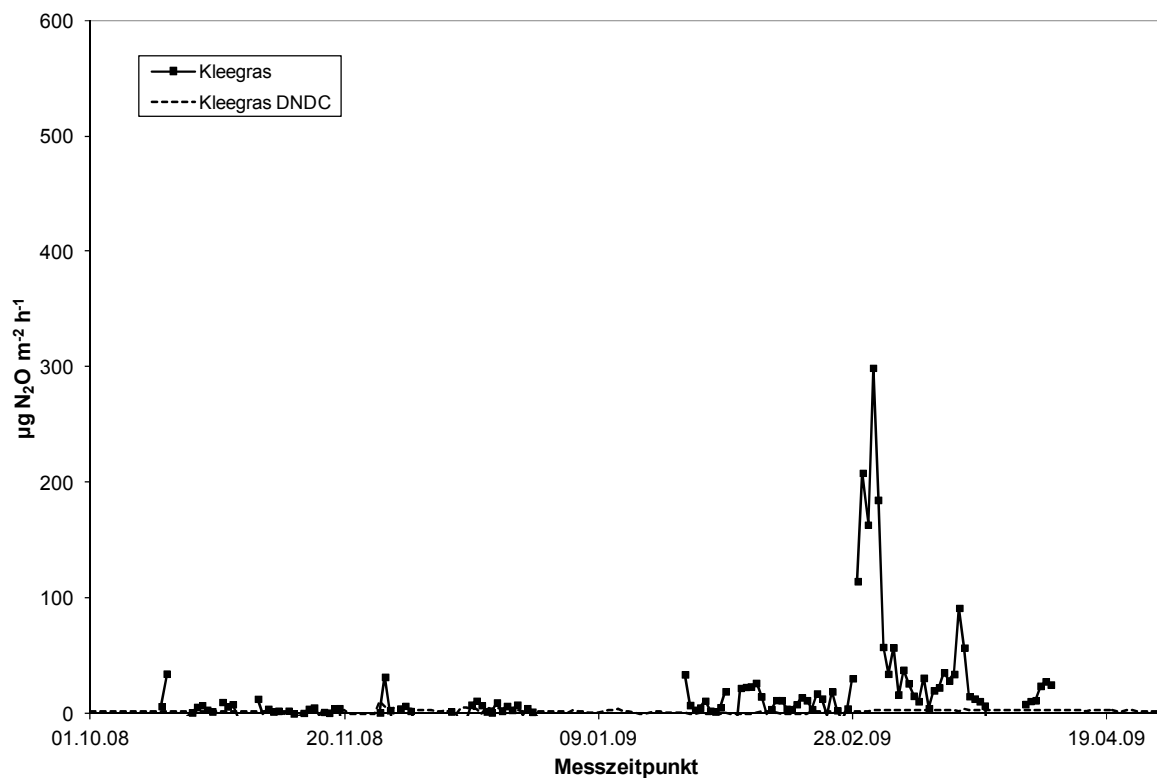
Die Modellierung mit DNDC zeigt übereinstimmend mit den Messungen, dass Düngergaben (hier Biogasgülle am 11.5.2009 und 13.8.2009) erhebliche N₂O-Emissionen hervorrufen können (Abbildung 4.4-5). Im Untersuchungszeitraum wies DNDC stärkere N₂O-Peaks mit kürzeren Emissionsphasen aus als die Messungen. Die modellierten N₂O-Emissionen fallen nach Emissionsereignissen sehr schnell unter die gemessenen Emissionen und beschreiben somit nur zum Teil das Emissionsgeschehen richtig. Die DNDC-Modellierung konnte nicht alle N₂O-Flüsse/Peaks vollständig abbilden und führte kumulativ zu geringen THG-Emissionen als die Messungen (Tabelle 4.4-3).

Abbildung 4.4-5: N₂O-Emissionen beim Anbau von Winterweizen vom 1.5.2009 bis 29.8.2009, Messungen und Modellierung mit DNDC im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen, Biogasgülledüngung: 11.5.2009 und 13.8.2009, 35 und 100 kg N ha⁻¹



Beim Kleegrasanbau ohne N-Düngung hat DNDC unter den Versuchsbedingungen generell sehr geringe N_2O -Emissionen ausgewiesen (Beispiel in Abbildung 4.4-6). Die N_2O -Emissionsereignisse in wachsenden, schnittgenutzten Kleegrasbeständen konnten mit dem Modell nicht richtig nachvollzogen werden. Offenbar war das Modell DNDC in der hier verwendeten Version und Parametrisierung nicht in der Lage, den N-Eintrag der Leguminosen in den Boden während ihres Wachstums durch Wurzelexudate und absterbende Feinwurzeln hinreichend genau abzubilden und damit die sich aus der Umsetzung der stickstoffreichen Leguminosenbiomasse bzw. der N-Mineralisierung aus dem Boden-N-Pool ergebenden N-Flüsse zu beschreiben.

Abbildung 4.4-6: N_2O -Emissionen beim Anbau von Kleegras vom 1.10.2008 bis 19.4.2009, Messungen im und Modellierung mit DNDC im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen



Wie die Gegenüberstellung der gemessenen und mit DNDC modellierten Daten in Tabelle 4.4-3 zeigt, stimmen die Summen der N_2O -Emissionen in einigen Varianten und Versuchsabschnitten gut überein (z.B. Zeitraum 1.5.2009 bis 31.8.2009, Fruchtart Winterweizen mit Biogassgülle). Bei den ungedüngten Varianten kommt es hingegen zu einer deutlichen Diskrepanz zwischen Mess- und Modellwerte.

Tabelle 4.4-3: Vergleich der kumulierten N₂O-Messwerte und der N₂O-Modellwerte (g ha⁻¹)

Variante	Kleegras		Winterweizen nach Kleegrasumbruch	
	ohne Biogasgülle	mit Biogasgülle	ohne Biogasgülle	mit Biogasgülle
1.10.2008 – 30.4.2008				
Gemessen	580		3380	3380
Modelliert mit DNDC	97		64	1340
1.5.2009 – 31.8.2009				
Gemessen	504	504	1191	3040
Modelliert mit DNDC	74	387	28	2732
1.9.2009 – 30.4.2010				
Gemessen	320		1516	1516
Modelliert mit DNDC	12		7	734
1.5.2010 – 30.6.2010				
Gemessen	795	795	1712	940
Modelliert mit DNDC	16	459	7	1143

In Tabelle 4.4-4 werden die gemessenen und modellierten N₂O-Emissionen mit berechneten Werten nach IPCC (1997) und Flessa et al. (2002b) verglichen. IPCC verwenden eine vereinfachte Formel, bei der 1,25% des aufgewendeten Stickstoffes, bestehend aus organischer und mineralischer Düngung, N₂-Fixierung durch Leguminosen, N-Deposition und Ernterückstände, in Form von N₂O-N ausgasen. Bei Untersuchungen an einem vergleichbaren Standort in Bayern wurden höhere N₂O-Emissionen gemessen (Flessa et al., 2002b) und ein höherer standortspezifischer Emissionsfaktor von 2,5 % abgeleitet.

Es zeigt sich, dass keiner der Emissionsfaktoren die gemessenen Werte widerspiegeln kann (Tabelle 4.4-4). Im Kleegras überschätzen sowohl IPCC als auch Flessa die N₂O Emissionen, im Winterweizen werden diese zum Teil unterschätzt. Eine mögliche Fehlerquelle liegt vermutlich am Bezugszeitraum der Modellierungen. Da im ökologischen Landbau ein Großteil der N-Zufuhr durch N₂-Fixierung der in der Fruchtfolge vorhandenen Leguminosen erfolgt, und davon anderen Kulturen profitieren (hier z.B. der Winterweizen nach Kleegras), ist es notwendig die Modellierungen auf eine Fruchtfolge auszuweiten.

Tabelle 4.4-4: Vergleich der kumulierten N₂O-Messwerte und der N₂O-Modellwerte mit berechneten Werte nach IPCC (1997) und mit einem standortspezifischem Emissionsfaktor nach Flessa et al. (2002b) (g ha⁻¹)

Variante	Klee gras		Winterweizen nach Klee grasumbruch	
	ohne Biogasgülle	mit Biogasgülle	ohne Biogasgülle	mit Biogasgülle
1.10.2008 – 30.8.2009				
Gemessen	1084	1084	4571	6420
Modelliert mit DNDC	171	287	92	4072
Berechnet nach IPCC	2213	2213	295	979
Berechnet nach Flessa	4427	4427	589	1959
1.9.2009 – 30.6.2010				
Gemessen	1115	1115	3228	2456
Modelliert mit DNDC	28	471	14	1877
Berechnet nach IPCC	2229	2229	279	1592
Berechnet nach Flessa	4459	4459	557	3185

4.4.4 Diskussion

In unseren Untersuchungen wurden N₂O-Flüsse beim Klee grasanbau analysiert, weil Klee gras für die Stickstoffversorgung im ökologischen Landbau von großer Bedeutung ist. In vielen ökologischen Marktfruchtsystemen stellt die N₂-Fixierleistung von Klee gras die wichtigste Stickstoffquelle dar. Nach Klee grasumbruch, aber auch bei der Klee grasnutzung (vor allem in Mulchsystemen) können beachtliche N-Mineralisationsschübe und N₂O-Verluste auftreten. In mehrjährigen Untersuchungen in Feldexperimenten der Versuchsstation Viehhausen zeigte sich, dass das Klee grasmanagement (Umbruchtermin, Nutzung der Biomasse als Mulch oder Schnitt) die N₂O-Verluste ebenso wie die Jahreswitterung beeinflusst (Heuwinkel et al., 2005). Es traten kumulative N₂O-Emissionen in Höhe von 3,4 bis 8,5 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (x;⁻ 7,9 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ bei Mulchnutzung, x;⁻ 5,0 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ bei Schnittnutzung) auf (Heuwinkel et al., 2006).

Die zeitliche Dynamik der N₂O-Flüsse (Abbildung 4.4-1 und Abbildung 4.4-2) belegt, dass zur hinreichend genauen Erfassung der N₂O-Emissionen eine ausreichend hohe Messfrequenz (mehrmals täglich) erforderlich ist. Bei nur wöchentlichen Messungen besteht die Gefahr, dass die ausgeprägten N₂O-Peaks nicht erfasst und die N₂O-Verluste unterschätzt werden. Die von uns in wachsenden schnittgenutzten Klee grasbeständen gemessenen N₂O-Emissionen lagen deutlich niedriger, allerdings traten bei nachfolgendem Winterweizen bereits im Winter nach dem Klee grasumbruch erhebliche Emissionen auf. Bei der Bewertung der Wirkung einzelner Fruchtarten (z.B. Klee gras) müssen demnach nicht nur die gesamte Vegetationsperiode, sondern auch die

Nachwirkung auf Folgefrüchte analysiert werden. Dies macht sehr lange Messzeiträume und kontinuierliche Messungen, auch im Winterhalbjahr, erforderlich (vgl. Abbildung 4.4-2 und Abbildung 4.4-6).

Die Boden- und Klimabedingungen im Tertiärhügelland (hohe Niederschläge, zur Verdichtung neigende Böden) führen zu einem hohen standortspezifischen N_2O -Verlustpotenzial (vgl. Flessa et al., 2002a). Mit dem Emissionsfaktor nach IPCC (1997) wurden die N_2O -Emissionen deutlich unterschätzt. Als nachteilig erweist sich, dass weder Standortparameter noch Managementfaktoren (z.B. Art und Intensität der Bodenbearbeitung) in die Berechnungen eingehen.

Bei der Modellierung mit DNDC stellte sich heraus, dass das Modell nur bedingt geeignet ist, die N_2O -Flüsse an diesem Versuchsstandort unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus abzubilden. Bei konventioneller Bewirtschaftung oder Bewirtschaftung bei dem Stickstoff als Dünger (z.B. Biogasgülle) zugeführt wird, erzeugt DNDC mit den Messungen vergleichbare Werte. Werden Flächen nicht gedüngt und nur indirekt über die Pflanzenbestände (im Versuch Winterweizen und Klee gras) nur von der N-Versorgung durch die Fixierleistung der Leguminosen und die Boden-N-Nachlieferung durch Mineralisationsprozesse versorgt, zeigt DNDC zu geringe N_2O -Emissionen.

Das Modell berechnet zwar die Fixierleistung der Leguminosen (berechnet wurden $260 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), allerdings wird dies erst bei Umbruch dem Boden zugeführt und steht dann der Boden-N-Nachlieferung durch Mineralisationsprozesse zur Verfügung. Eine schon während des Wachstums der Leguminosen vorhandene N-Versorgung des Bodens (z.B. durch Wurzelexudate und absterbende Feinwurzeln) durch Klee gras wird von DNDC offenbar deutlich unterschätzt, so dass die N_2O -Flüsse für diesen Versuchsstandort nicht richtig abgebildet werden konnten.

Aus den Ergebnissen der Messungen, Modellierungen und Emissionsberechnungen ist zu schlussfolgern, dass die komplexen N_2O -Emissionsprozesse in Leguminosen basierten ökologischen Anbausystemen noch nicht genau abgebildet werden können. Das Modell DNDC ist für Anwendungen in den ökologischen Pilotbetrieben noch nicht geeignet, weil die bisher Wirkung von Klee gras nicht richtig erfasst wird. Mit den Emissionsfaktoren nach IPCC werden die N_2O -Emissionen unterschätzt und wesentliche Einflussgrößen (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung) bleiben unberücksichtigt. Die beste Übereinstimmung mit den kumulierten N_2O -Messwerten wurde bei Berechnungen mit standortspezifischen Emissionsfaktoren erzielt. Dieser Ansatz setzt jedoch umfangreiche Messungen am Standort oder zumindest in der Region voraus. Soweit entsprechende regionsbezogene Emissionsfaktoren verfügbar sind, sollten sie in den Referenzbetrieben zur Abschätzung der N_2O -Emissionen verwendet werden.

4.4.5 Literatur

- Burney JA, Davis SJ, Lobell DB (2010) Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *PNAS* 107:12052-12057
- Flessa H, Ruser R, Schilling R, Lofffield N, Munch JC, Kaiser EA, Beese F (2002a) N₂O and CH₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. *Geoderma* 105:307-325
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, Kamp T, Jimenez MA, Munch JC, Beese F (2002b) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91:175-189
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Bernsten T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Van Dorland R (2007) Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Heuwinkel H, Gutser R, Schmidhalter U (2005) Auswirkung einer Mulch- statt Schnittnutzung von Klee gras auf die N-Flüsse einer Fruchtfolge. *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 6:71-79
- IPCC (1997) Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC/OECD/IEA, IPCC, Geneva, Switzerland
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23:38-52
- Li C (2000) Modeling trace gas emissions from agriculture ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58:259-276
- Li C, Farahbakhshazad N, Jaynes DB, Dinnes DL, Sales W, McLaughlin D (2006) Modeling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in a row-crop field in Iowa. *Ecological Modeling* 196:116-130
- Li C, Folking S, Folking TA (1992) A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research* 97:9759-9776
- Li C, Folking S, Harris RC (1994a) Modeling carbon geochemistry in agricultural soils. *Global Biogeochemical Cycles* 8:238-254
- Li C, Folking S, Harris RC, Terry RE (1994b) Modeling nitrous oxide emissions from agriculture: A Florida case study. *Chemosphere* 28:1401-1415
- Peter J, Schmid, H. Schilling, R. Munch, JC, Hülsbergen K-J (2011) Treibhausgasflüsse beim Anbau von Winterweizen und Klee gras. In: [Hrsg.]: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois K-P, Williges U: Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung im Ökologischen Landbau, 147-150
- Reents HJ, Kimmelman S, Kainz M, Hülsbergen K-J (2011) Biogas-Fruchtfolgeversuch Viehhausen - Versuchsanlage und Ertragseffekte auf Winterweizen. In: [Hrsg.]: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois K-P, Williges U: Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung im Ökologischen Landbau, 76-77

Szyska BM (2009) Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse des prozessorientierten Modells DNDC zur Schätzung klimarelevanter Treibhausgasemissionen aus der Pflanzenproduktion. Promotionschrift Justus-Liebig-Universität Gießen

Zhang Y, Li C, Zhou X, Moore B (2002) A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. *Ecological Modeling* 151, 1:75-108

4.5 Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland

Helmut Frank, Harald Schmid, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

Die Arbeit umfasst die Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Energie- und Treibhausgasbilanz der Milchviehhaltung. Es werden alle relevanten Energieflüsse und die damit verbundenen prozessbedingten Treibhausgasemissionen erfasst. Darüber hinaus werden die Emissionen aus dem Futterbau in Form von N_2O und CO_2 aus der Humusdynamik, die Emissionen aus der Verdauung und die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung berechnet.

Das Modell kommt in 12 ökologischen und 12 konventionellen Pilotbetrieben in den Untersuchungsregionen Süd und West zur Anwendung. Im Mittel weisen die ökologischen Betriebe einen fossilen Energieeinsatz von $2,26 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und Treibhausgasemissionen von $1006 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$ auf, die konventionellen Betriebe einen Energieeinsatz von $2,36 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und Treibhausgasemissionen von $1067 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$. Die größten Energieinputs sind die Futtererzeugung und Futterlagerung, wobei der Futterzukauf insbesondere in den konventionellen Betrieben einen hohen Anteil hat; es folgen die Milchgewinnung und die Nachzucht. Die prozessbedingten Treibhausgasemissionen haben einen Anteil von 17 % an den Gesamtemissionen. Weitere große Emissionsquellen sind die Methanemissionen aus der Verdauung und die Lachgasemissionen aus dem Futterbau.

Ausgehend von diesen Berechnungen können Schlüsse auf die Effizienz der verschiedenen Produktionssysteme gezogen werden. Dabei zeigt sich, dass einzelbetriebliche Einflüsse systembedingte Einflüsse überlagern können. Zudem ermöglicht das Modell eine Identifikation von Schwachstellen und Optimierungspotenzialen. Ausgehend vom aktuellen Stand des Milchviehmodells und den vorliegenden Ergebnissen ist die Sensitivität des Energiebilanzmodells auf die Änderung verschiedener Eingangsparameter weiter zu prüfen. Auch die Methoden der Treibhausgasbilanzierung sind weiter zu entwickeln, um die betrieblichen Prozesse noch besser abbilden zu können.

Schlüsselwörter: Energieeinsatz, Treibhausgasemissionen, Milchvieh, Effizienz, REPRO

Abstract

The article describes a model that allows the calculation of the fossil energy balance and the greenhouse-gas (GHG) emissions from dairy farming. It contains all relevant energy fluxes and the connected energy-based GHG-emissions. Furthermore the model includes the emissions from the fodder production (N_2O , CO_2 from soil organic matter), the methane-emissions and the emissions from the storage of manure.

The model was used in 12 organic and 12 conventional dairy farms in the South and the West of Germany. The average fossil energy input per kg energy-corrected milk (ECM) is 2.27 MJ (kg ECM)⁻¹ in the organic and 2.47 MJ (kg ECM)⁻¹ in the conventional farms. The biggest energy input originates from the fodder production where the purchase of fodder has a high proportion. There is also a big energy input from the milking process and the breeding of heifers. The GHG-emissions are in the organic farms 933 g CO_2_{eq} (kg ECM)⁻¹ GHG, in the conventional farms 1076 g CO_2_{eq} (kg ECM)⁻¹. The energy based GHG-emissions have a share of 17 % of the total emissions. Other big sources of GHG-emissions are the methane emissions and the N_2O -emissions from the fodder production.

The calculations enable to draw conclusion on the efficiency of different production systems. The results show a big influence of farm-specific factors that can exceed system-based impacts. Furthermore the model allows the identification of weak points and potential points of optimizing the farms according to the efficient use of fossil energy and the reduction of GHG-emissions. Further research has to check the sensitivity of the model to different conditions. The algorithms for the calculation of the GHG-balance have to be improved, too; the purpose is a better diversification of different farm types.

Keywords: energy input, greenhouse gas emissions, dairy, efficiency, REPRO

4.5.1 Einleitung

Die Verknappung der fossilen Energieträger zeichnet sich immer deutlicher ab (Chow et al., 2003). Es ist davon auszugehen, dass der zu erwartende Rückgang fossiler Energieressourcen nicht vollständig durch erneuerbare Energieträger ausgeglichen werden kann (de Vries et al., 2007; IEA, 2010); eine Steigerung der Energieeffizienz ist in allen Wirtschaftsbereichen dringend notwendig. Dies betrifft auch die Landwirtschaft, die in den Industrieländern maßgeblich auf dem Einsatz fossiler Energie beruht (FAO, 2010). Neben der begrenzten Verfügbarkeit ist zu beachten, dass die Nutzung fossiler Energie-quellen zur Emission klimarelevanter Gase führt (Cole et al., 1997). Die Treibhausgas-(THG)-Emissionen stammen aus der Energiebereitstellung und der Energienutzung.

Weltweit verursacht die Landwirtschaft 10 bis 12 % der anthropogenen Treibhausgasemissionen bzw. 58 % der N_2O - und 47 % der CH_4 -Emissionen (Burney et al., 2010). Daran hat die Milchvieh-

haltung einen bedeutenden Anteil (FAO, 2010). Der Beitrag des Agrar- und Ernährungssektors zu den Treibhausgasemissionen hängt entscheidend von den gewählten Systemgrenzen ab. So steigt der Anteil der Nahrungserzeugung an den Treibhausgasemissionen deutlich, wenn die Betrachtungsebene erweitert und Landnutzungsänderungen einbezogen werden (The Government Office for Science, 2011). Den stärksten Einfluss auf die Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft haben in der Europäischen Union die Stickstoffdüngerproduktion und die Tierhaltung, letztere vor allem durch die Methanemissionen (European Commission, 2006). Bei der pflanzlichen Produktion sind neben den CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie die Böden als Quellen und Senken von Treibhausgasen bedeutsam. Die Ableitung wirksamer Maßnahmen zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen setzt die Kenntnis der Quellen und Emissionsprozesse sowie der Einflussfaktoren auf die Höhe der Treibhausgasemissionen voraus.

Die wesentlichen Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung stammen aus der Verdauung, der Wirtschaftsdüngerlagerung, den Lachgasemissionen im Futterbau sowie den prozessbedingten Treibhausgasemissionen durch den Einsatz fossiler Energieträger. Dabei ist die Methanbildung im Verdauungstrakt von Wiederkäuern vielfach beschrieben und quantifiziert (Moe et al., 1979; Kirchgessner et al., 1991; Moss et al., 2000; Mills et al., 2001, 2003; Ellis et al., 2007); auch zur Methan- und Lachgasbildung bei der Wirtschaftsdüngerlagerung existieren umfassende Untersuchungen (Velthoff und Onema, 1997; Amon et al., 2001, 2006; Berg et al., 2006). Die Lachgasbildung in landwirtschaftlichen Böden wird ebenfalls intensiv erforscht (Flessa et al., 2002; Forster et al., 2007). Dagegen liegen keine auf Betriebsebene anwendbaren Modelle für die Berechnung der durch den Energieeinsatz verursachten THG-Emissionen der Milchviehhaltung vor. Für die Ermittlung dieser Emissionen ist ein Energiebilanzmodell erforderlich, das alle relevanten Energieflüsse einbezieht und ausreichend sensitiv ist, um differenzierte betriebliche Produktionsprozesse abzubilden. Bisher beschriebene Methoden zur Energiebilanzierung in der Milchviehhaltung (Refsgaard et al., 1998; Cederberg und Mattson, 2000; Haas et al., 2001; Dalgaard et al., 2001; Thomassen et al., 2008) erfüllen diese Anforderungen nicht. Sie wurden für andere Einsatzgebiete erarbeitet, beispielsweise für die Klimaberichterstattung auf nationaler Ebene (Dalgaard et al., 2001), oder sind auf spezielle, regionsspezifische Bewirtschaftungsbedingungen ausgerichtet.

Die aus dem Energieeinsatz resultierenden Treibhausgasemissionen sind daher nur wenig untersucht (z.B. Küstermann et al., 2008) und in Klimabilanzen der Milchviehhaltung kaum oder unvollständig berücksichtigt (Haas et al., 2001; Phetteplace et al., 2001; Olesen et al., 2006; Rahmann et al., 2008; FAO, 2010). Die energiebedingten Emissionen können jedoch einen wesentlichen Anteil an den Gesamtemissionen ausmachen (Frank et al., 2011). Es ist daher davon auszugehen, dass bisherige Treibhausgasbilanzen der Milchviehhaltung die tatsächlichen Emissionen klimarelevanter Gase unterschätzen, weil die energie- und prozessbedingten Treibhausgasemissionen nicht einbezogen sind; die Energie- und Treibhausgasbilanzen sind somit unvollständig. Dies kann zu Fehlbewertungen beim Vergleich von Produktionssystemen führen, weil bedeutsame, verfahrens- und intensitätsabhängige Treibhausgasflüsse in den Bilanzen fehlen.

Um diese Defizite bei der Modellierung der Milchviehhaltung zu überwinden, wurde im Rahmen des Projektes „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme“ ein detailliertes Energiebilanzmodell der Milchviehhaltung entwickelt und mit einem vorhandenen Modell zur Stoff- und Energiebilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme gekoppelt. Ein übergeordnetes Ziel der Modellentwicklung war es, alle wesentlichen Energieflüsse und Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung zu bilanzieren. Um vollständige und aussagekräftige Bilanzen zu erstellen, müssen im Modell auch die der betrieblichen Milchviehhaltung vorgelagerten Prozesse einbezogen werden, bei-spielsweise die Erzeugung von Färsen und Zukauffuttermitteln, einschließlich der Sojaproduktion und der damit verbundenen Landnutzungsänderungen. Da in der Milchviehhaltung mehrere Produkte (Milch, Fleisch, Kälber, Wirtschaftsdünger) entstehen, war es zudem erforderlich, Allokationsverfahren zu definieren, die die Energieinputs und Treibhausgasflüsse einzelnen Produkten zuordnen. Das neue Modell soll den Einfluss der Betriebsstruktur, der Produktionsintensität, des Herdenmanagements und der Produktionstechnik abbilden. Darüber hinaus war zu gewährleisten, dass das Modell deutschlandweit einsetzbar ist und praxisverfügbare Betriebsdaten verwendet.

Nachfolgend wird das Energie- und Treibhausgasbilanzmodell der Milchviehhaltung hinsichtlich der Systemgrenzen, der einbezogenen Stoff- und Energieflüsse, der berücksichtigten Verfahrensabschnitte und Prozesse sowie der verwendeten Algorithmen und Bilanzparameter beschrieben. Am Beispiel von 12 ökologischen und 12 konventionellen milchviehhaltenden Pilotbetrieben der Untersuchungsregionen in Süd- und Westdeutschland erfolgt die Modellerprobung. Auf dieser Datenbasis wird untersucht, welchen Anteil einzelne Produktionsprozesse und Verfahrensabschnitte am Energieeinsatz und den Treibhausgasemissionen haben. Dies wird durch die Analyse von Modellbetrieben unterstützt, wodurch einzelbetriebliche Einflussfaktoren ausgeblendet werden können und allgemeinere Aussagen getroffen werden können. Es wird analysiert, ob systembedingte Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Milchviehhaltung bestehen oder betriebsindividuelle Gegebenheiten stärkeren Einfluss auf die Emissionen haben. Abschließend werden Möglichkeiten zur Energieeinsparung und Treibhausgasminderung diskutiert.

4.5.2 Material und Methoden

Die Energiebilanzierung erfolgt auf der Grundlage einer Prozessanalyse (Jones, 1989). Dies bedeutet, dass sich die Energieinputs und Teilsysteme der Bilanz an den Produktionsschritten und den Stoffflüssen orientieren. In der Energiebilanz wird der Einsatz fossiler Energie möglichst vollständig erfasst; die Sonnenenergie und die menschliche Arbeit bleiben als Energieinput unberücksichtigt. Die Systemgrenze ist der landwirtschaftliche Betrieb. Alle Stoff- und Energieflüsse, die in das System eingehen, werden als Inputs behandelt, das System verlassende Ströme als Outputs.

Der Einsatz fossiler Energie wird in den direkten und indirekten Energieeinsatz unterteilt. Der direkte Energieeinsatz entspricht der Nutzung von Energieträgern (Kraft- und Brennstoffen,

Strom) zur Verrichtung von Arbeit innerhalb des landwirtschaftlichen Betriebssystems. Der indirekte Energieeinsatz umfasst den Energieeinsatz, der für die Produktion, die Erhaltung und Entsorgung stofflicher Inputs und Investitionsgüter (VDI, 1997) erforderlich ist. Die Bewertung der Inputs erfolgt über Energie- und Treibhausgasäquivalente (Kalk und Hülsbergen, 1996; Hülsbergen et al., 2001), die durch eine umfassende Literaturanalyse erweitert und aktualisiert wurden. Ausgewählte Energie- und Treibhausgasäquivalente sind in Tabelle 4.5-1 aufgeführt.

Tabelle 4.5-1: Energie- und Treibhausgasäquivalente für ausgewählte Inputs

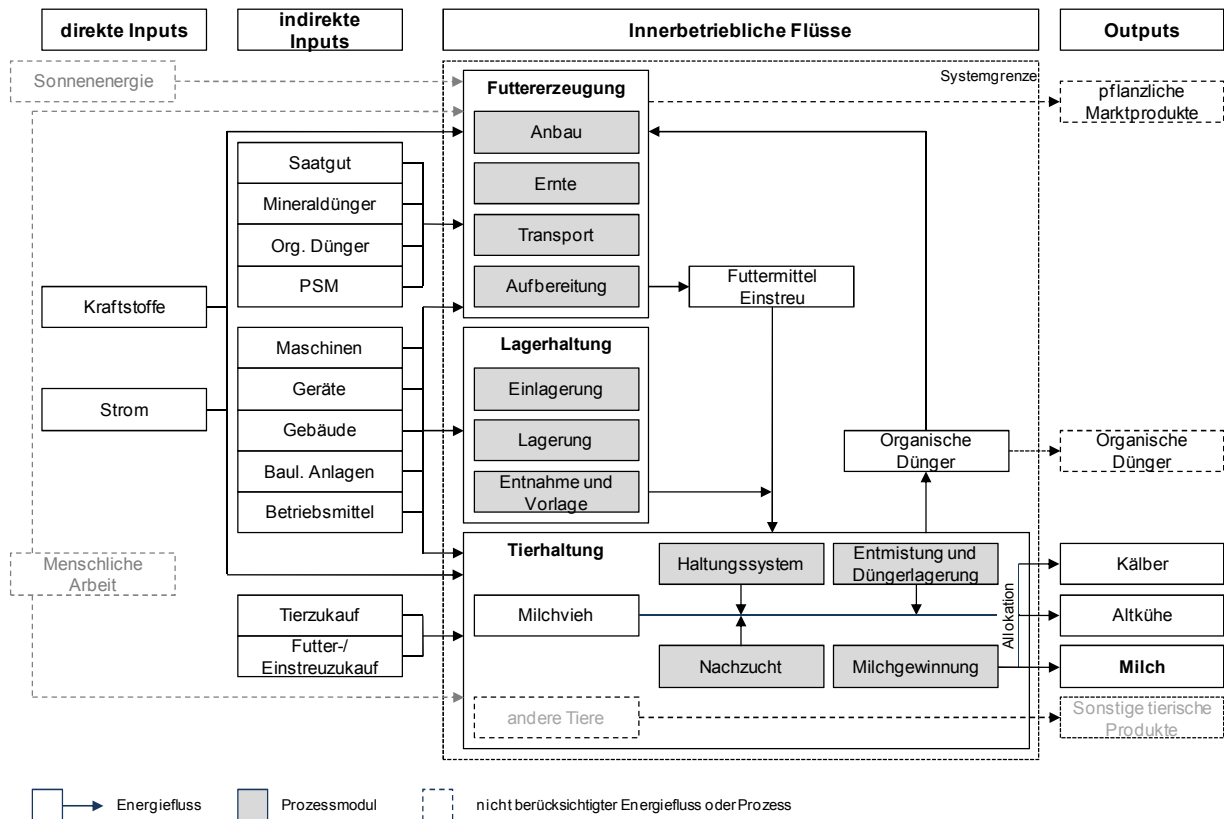
Input	Einheit	Energie MJ Einheit ⁻¹	THG kg CO ₂ eq Einheit ⁻¹	Quelle
Direkte Inputs				
Diesel	l	39,60	3,44*	Hülsbergen (2003) Öko-Institut (2007)
Biodiesel (RME)	l	14,10	0,78	nach Kaltschmitt und Reinhardt (1997)
Rapsöl	l	7,00	0,15	nach Kaltschmitt und Reinhardt (1997)
Strom	kWh	11,45	0,72	FfE (1999)
Indirekte Inputs				
Maschinen	kg	108,00	7,76	Kalk und Hülsbergen (1999) berechnet nach Gaillard et al. (1997)
Saatgut Winterweizen	kg TM	5,59	0,35	
Saatgut Klee gras	kg TM	12,90	0,80	berechnet mit REPRO, THG berechnet nach Gaillard et al. (1997)
Saatgut Silomais	kg TM	14,62	0,91	
N-Dünger	kg N	35,30	6,95	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
P-Dünger	kg P	36,20	0,70	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
K-Dünger	kg K	11,20	0,49	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
Kalkdünger	kg Ca	4,20	0,20	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
Herbizide	kg	259,00	8,33	Salig und Kölsch (2008)
Fungizide	kg	177,00	5,34	Salig und Kölsch (2008)
Insektizide	kg	237,00	10,05	Hülsbergen (2003) GEMIS (2010)
Trinkwasser	l	5,36	0,30	GEMIS (2010)

* Bereitstellung und Nutzung

Die wichtigsten direkten Energieinputs milchviehhaltender landwirtschaftlicher Betriebe sind Kraftstoff und Strom, die wichtigsten indirekten Inputs sind Maschinen und Geräte, bauliche Anlagen und Betriebsmittel wie Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie der Zukauf von

Tieren und Futtermitteln. Die Outputs eines Milchviehbetriebs sind Milch, Altkühe, Kälber und Färsen sowie Wirtschaftsdünger und ggf. pflanzliche Marktprodukte. Die Inputs und Outputs anderer Betriebszweige bleiben in dieser Untersuchung unberücksichtigt. Abbildung 4.5-1 zeigt schematisch die Energieflüsse in einem Betrieb mit Milchviehhaltung.

Abbildung 4.5-1: Energieflüsse und Prozessmodule in einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Milchviehhaltung



Um diese Energieflüsse quantifizieren zu können, wurde ein Energiebilanzmodell entwickelt, das auf den methodischen Grundlagen und Konventionen des Modells REPRO (Hülsbergen, 2003, 2008; Küstermann et al., 2008) basiert. Ein Landwirtschaftsbetrieb wird demnach in Subsysteme unterteilt, die über Stoff- und Energieflüsse verbunden sind. Im Produktionsprozess ist der Output eines Subsystems der Input des folgenden Subsystems. Auf diese Weise können in sich schlüssige, konsistente Betriebssysteme modelliert werden. Gegenüber dem Modell REPRO wurden wesentliche Erweiterungen vorgenommen. Bisher waren nur energetische Analysen des Pflanzenbaus bzw. der betrieblichen Futtererzeugung möglich (vgl. Hülsbergen et al., 2001); durch die neu entwickelte Methode kann die gesamte Milchviehhaltung abgebildet werden (Abbildung 4.5-1).

Die Milchviehhaltung wird in Prozessschritte gegliedert, denen direkte und indirekte Energieinputs zugeordnet sind:

1. die Futtererzeugung,
2. die Futterlagerung, -entnahme und -vorlage,
3. das Haltungssystem,
4. die Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung,
5. die Nachzucht,
6. die Milchgewinnung.

Jeder Prozessschritt wird in einem Modul abgebildet. Die Module bauen aufeinander in der dargestellten Reihenfolge auf, wobei ein nachfolgendes Modul stets Eingangsdaten von vorhergehenden Modulen nutzt. Zudem greifen alle Module auf die gleichen Grunddaten (z.B. Energie- und Treibhausgasäquivalente) zurück. In einem weiteren Modul „Allokation“ werden die Ergebnisse zusammengeführt; die Energieinputs und Treibhausgasflüsse werden den erzeugten Produkten nach festgelegten Allokationsregeln zugeordnet.

Das neu entwickelte Datenbankmodell, das alle Modellkomponenten und Module zur Abbildung der Milchviehhaltung enthält, wurde mit Microsoft Office Access 2007 und Microsoft Office Excel 2007 entwickelt.

4.5.2.1 Prozessschritt Futtererzeugung

Der Prozessschritt Futterproduktion beinhaltet den Anbau, die Ernte, den Transport und die Aufbereitung von eigen erzeugtem Futter. Der Futterproduktion wird die Erzeugung von Stroh als Einstreumaterial zugeordnet. Die Bilanzierung des Futterbaus erfolgt schlagbezogen mit REPRO auf der Grundlage betrieblich erfasster Bewirtschaftungsdaten¹. Für jeden Acker- und Grünlandschlag werden die Produktionsverfahren und Erträge definiert. Hierbei sind die Zahl der Futerschnitte, die jeweiligen Biomasseerträge und deren Verwendung (Weide, Frischfutter, Heu, Silage, Cobs, Gründüngung) festzulegen. Ausgehend vom Biomasseaufwuchs wird unter Berücksichtigung der Konservierungsverluste das Futteraufkommen berechnet. Bei diesem Bearbeitungsschritt ist auf die vollständige Erfassung aller Arbeitsgänge zu achten, denn hiervon hängt der Energieinput ab (das Modell enthält entsprechende Plausibilitätskontrollen). Da es sich bei den betrieblichen Angaben zu den Futtererträgen oftmals um Schätzwerte handelt, wird modellintern mit einer leistungsbezogenen Futterbilanz die Plausibilität dieser Ertragsangaben geprüft. Ausgehend von bekannten Daten (Tierbestand, Tierleistung, Futterbedarf, Einsatz von Kraftfutter) wird der Mindestbedarf an Grobfutter kalkuliert und dem Futteraufkommen gegenübergestellt. Bei größeren Diskrepanzen zwischen Futterbedarf und -aufkommen erfolgt eine Rücksprache mit

¹ Die Bewirtschaftungsdaten stammen aus der betrieblichen Datenerhebung im Rahmen des Projektes; sie wurden von Michaela Braun und Eva Milz (Bioland-Beratung) erfasst.

dem Betriebsleiter, um die möglichen Ursachen zu klären und die Futterbilanz auszugleichen. Die Futterbilanz basiert auf mittleren Futterqualitäten, Energie- und Proteingehalten².

Auf der Grundlage dieser so definierten Futterproduktionsverfahren werden mit dem Bilanzmodell die Inputs an Kraft- und Brennstoffen, die Verwendung von Maschinen und Geräten (Arbeitszeiten, Flächenleistungen, etc.) sowie der Einsatz von Betriebsmitteln berechnet und mit Energieäquivalenten bewertet. Gegenüber der bisherigen Energiebilanzierung im Modell REPRO sind im Access-Datenbankmodell die Auswertungen erweitert. Durch die Zuordnung von verschiedenen Kraftstoffarten zu einzelnen Arbeitsgängen können nun z.B. biogene Kraftstoffe wie Rapsöl und Biodiesel berücksichtigt werden. Zudem werden Berechnungsalgorithmen zur Ermittlung des produktspezifischen Energieeinsatzes für pflanzliche Erzeugnisse im Access-Modul integriert. Hierfür werden Allokationsregeln genutzt, die den Energieeinsatz für den Anbau nach definierten Regeln auf die verschiedenen Produkte aufteilen. Der produktspezifische Energieeinsatz bildet die Grundlage für die weiteren Berechnungen.

Die Futterproduktion enthält auch die Aufbereitung der Futtermittel. Diese umfasst die technische Trocknung von Heu, Cobs und Getreide sowie das Schrotten oder Quetschen von Getreide. Nach eigenen Berechnungen auf der Basis von Daten nach Baumgartner (1991), Pöllinger (2003) und Nydegger et al. (2009) werden für die Heubelüftung ein Energieeinsatz von $69 \text{ MJ (dt TM)}^{-1}$ und Treibhausgasemissionen von $4,4 \text{ kg CO}_2 \text{ eq (dt TM)}^{-1}$ angenommen. Für die Getreidetrocknung werden $18 \text{ MJ (dt TM)}^{-1}$ und $2,2 \text{ kg CO}_2 \text{ eq (dt TM)}^{-1}$ (Annahme: Trocknung von 3 Prozentpunkten, eigene Berechnungen nach Dalgaard et al. 2001 und KTBL 2007), für das Schrotten oder Quetschen von Getreide $6,7 \text{ MJ (dt TM)}^{-1}$ und $0,9 \text{ kg CO}_2 \text{ eq (dt TM)}^{-1}$ (eigene Berechnungen nach KTBL, 2007, 2010) als Durchschnittswert verwendet.

Der Energieeinsatz für Zukauffuttermittel wird analog zur eigenen Futtererzeugung mit dem Energiebilanzmodell ermittelt, wobei mittlere Produktionsverfahren nach KTBL (2010) unterstellt werden. Der Energieeinsatz für Import-Zukauffuttermittel sowie Nebenprodukten der Bioenergie- und Nahrungserzeugung (z.B. Soja- und Rapsextraktionsschrot, Biertreber) entstammen verfügbaren Literaturdaten und eigenen Modellkalkulationen unter Annahme mittlerer Produktionsbedingungen und Transportentfernungen. Die Treibhausgasemissionen enthalten die Emissionen aus der Nutzung fossiler Energiequellen, die Lachgasemissionen und Emissionen aus der Humusdynamik.

² Prinzipiell ist es möglich, für jeden Futteraufwuchs und jedes Futtermittel spezifische Futterwertangaben (nach Laboranalyse) im Modell zu berücksichtigen. Auf diese Anpassung wurde zunächst verzichtet, weil nicht alle notwendigen Daten vorlagen. In weiteren Untersuchungen ist zu prüfen, wie groß die Abweichung bei der Verwendung von Durchschnittswerten gegenüber betriebsspezifischen Werten ist.

Tabelle 4.5-2: Energieeinsatz und THG-Emissionen für die Erzeugung von Zukauffuttermitteln

Futtermittel	Energie MJ (dt TM) ⁻¹		THG* kg CO ₂ eq (dt TM) ⁻¹		Quelle
	öko	kon	öko	kon	
Milchleistungsfutter	300	358	31	36	Kraatz (2008), eigene Berechnungen
Biertreber	-	262	-	28	eigene Berechnungen nach Talve (2001), Cordella et al. (2008) und GEMIS (2010)
Rapsextraktionsschrot	-	210	-	77	Simon (2011)
Sojaextraktionsschrot	-	325	-	266*	Simon (2012)

* inkl. Emissionen aus Landnutzungsänderung

Die gegenüber den anderen Futtermitteln deutlich höheren Treibhausgasemissionen für Sojaextraktionsschrot beinhalten einen Ansatz für die Emissionen aus der Landnutzungsänderung, die mit dem Sojaanbau verbunden ist (FAO, 2010).

4.5.2.2 Prozessschritt Futterlagerung

Die Futterlagerung umfasst die Einlagerung, die baulichen Anlagen für die Futterlagerung, die Futterentnahme und -vorlage. In der Milchviehfütterung kommen Grundfuttermittel und Kraftfuttermittel (> 55 % TM, > 7 MJ NEL (kg TM)⁻¹) zum Einsatz. Aufgrund der unterschiedlichen Beschaffenheit der Futtermittel und der Anforderungen an die Lagerung werden die Futterlager in Grundfutter- und Kraftfutterlager eingeteilt. Für beide Lagertypen werden Lagerungsverfahren definiert, die in Abhängigkeit von Baumaterial und Lagergröße eine spezifische Abschätzung des Energieeinsatzes für den Bau, die Erhaltung und den Rückbau (VDI, 1997) ermöglichen. Der volumenbezogene Energieeinsatz wird unter Berücksichtigung einer angepassten Nutzungsdauer nach Kalk und Hülsbergen (1996) berechnet. Für die Futterentnahme und -vorlage werden Standardverfahren verwendet; Datengrundlage sind hierbei Planungsdaten des KTBL (2006, 2007, 2010).

4.5.2.3 Prozessschritt Haltungssystem

Die Stallgebäude und Stalleinrichtungen werden nicht anlagenspezifisch, sondern verfahrensabhängig energetisch bewertet. Dies liegt im hohen Aufwand für die Ermittlung des anlagenspezifischen Energieaufwands begründet, der u. a. aus den unterschiedlichen Stallbaulösungen resultiert (Kraatz, 2008; Dux et al., 2009). Der indirekte Energieeinsatz für Haltungssysteme wird anhand von Daten nach Kraatz (2008) abhängig von der Stallbauart (Spaltenboden oder planbefestigter Boden, Warmstall oder Kaltstall, Liegeboxenlaufstall, Tiefstreu- oder Tretmiststall) geschätzt. Dabei ergibt sich ein Energieeinsatz von 400 bis 650 MJ Tierplatz⁻¹ a⁻¹. Die Treibhaus-

gasemissionen werden nach Gaillard et al. (1997) aus dem Verhältnis von Treibhausgasemissionen zu Energieeinsatz veranschlagt. Weitere Energieinputs durch Beleuchtung, Belüftung, Heizung und das benötigte Prozesswasser werden nach KTBL (2010) pauschal je Tierplatz und Jahr berechnet.

4.5.2.4 Prozessschritt Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung

Die Energieinputs und prozessbedingten Treibhausgasemissionen für die Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung erfolgen nach der gleichen Methode wie die Futterlagerung. Die Lagerstätten in den Kategorien Mistplatte, Güllelager, mit oder ohne Abdeckung sowie unter- oder oberirdisch sowie Güllekeller werden auf Grundlage ihrer Bauform und dem Baumaterial bilanziert. Die Entmistung wird über Standardverfahren, die nach Daten des KTBL (2010) abgeleitet wurden, bewertet.

4.5.2.5 Prozessschritt Milchgewinnung

Der Prozessschritt Milchgewinnung umfasst den direkten und indirekten Energieeinsatz für das Melken, die Milchkühlung, die Milchlagerung und die Reinigung. Auf Grundlage von Daten des KTBL (2010) werden verschiedene Melksysteme festgelegt, die den Betrieben zugeordnet werden. Der direkte Energieeinsatz wird nach Clausen (2000), Jäkel (2003), Edens et al. (2003) berücksichtigt. Der indirekte Energieeinsatz wird für alle Melksysteme nach Kraatz (2008) mit $270 \text{ MJ Melkplatz}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zuzüglich $135 \text{ MJ Melkplatz}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für Milchleitungen bewertet. Hinzu kommt der direkte und indirekte Energieeinsatz für die Milchkühlung und -lagerung sowie die Reinigung der Melkanlage.

4.5.2.6 Prozessschritt Allokation

Die Milchviehhaltung ist ein Produktionsprozess, bei dem unterschiedliche Produkte erzeugt werden – das Hauptprodukt Milch sowie Altkühe und Kälber, die nicht zur Färsenaufzucht verwendet werden (Cederberg und Stadig, 2003). Für die Zuordnung der Energieinputs zu den Produkten ist eine Allokation erforderlich; sie erfolgt auf der Grundlage von ISO 14044 nach physikalischen Gesichtspunkten³. Dabei wird der Energieoutput der entstehenden Produkte nach ihrem Heizwert bewertet. Die Berechnung ist in den Gleichungen 1 und 2 dargestellt. Die entstehenden Wirtschaftsdünger werden nicht als Produkt bewertet, wenn sie im eigenen Betriebssystem eingesetzt werden. Werden Wirtschaftsdünger an andere Betriebe abgegeben, so erfolgt für diese

³ Bei der Betriebsbilanzierung und für Aussagen auf einzelbetrieblicher Ebene ist ein Vorgehen durch Systemerweiterung oder Koppelproduktbilanzierung, wie von ISO 14044 und Cederberg und Stadig (2003) gefordert, nicht zielführend.

Dünger eine energetische Bewertung nach dem Substitutionsprinzip (Hülsbergen, 2003). Hierbei wird ausgehend von den Nährstoffgehalten (Stickstoff, Phosphor, Kalium) des Wirtschaftsdüngers und mittleren Mineraldüngeräquivalenten der Energieaufwand zur Herstellung entsprechender Mineraldüngermengen in Ansatz gebracht.

$$\text{Gleichung 1} \quad EO_i = M_i * H_i$$

$$\text{Gleichung 2} \quad EI_i = EI * \frac{EO_i}{EO}$$

EO_i Energieoutput für Produkt i (MJ),

M_i entstehende Masse Produkt i, (kg),

H_i Heizwert Produkt i, MJ (kg)⁻¹

EI_i spezifischer Energieinput für Produkt i (MJ (Einheit i)⁻¹)

EI gesamter Energieinput aller Prozessschritte (MJ),

EO ΣEO_i als gesamter Energieoutput aller Produkte (MJ).

4.5.2.7 Treibhausgasbilanzierung

Parallel zur Energiebilanz wird die Treibhausgasbilanz berechnet. Auf einem Milchviehbetrieb treten verschiedene Treibhausgasquellen auf. Berücksichtigt werden:

- Prozessbedingte Treibhausgasemissionen: Emissionen aus der Bereitstellung und Nutzung fossiler Energiequellen (Kaltschmitt und Reinhardt, 1997) auf dem Betrieb und bei der Erzeugung von Inputs und Investitionsgütern. Ihre Bilanzierung erfolgt analog zu den Energieinputs durch Treibhausgasäquivalente (siehe Abschnitte 4.5.2.1 bis 4.5.2.6), wobei die in Tabelle 4.5-1 dargestellten Treibhausgasäquivalente zur Anwendung kommen.
- Landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen: Diese setzen sich aus den Lachgasemissionen (N₂O) und CO₂-Emissionen aus der Humusdynamik zusammen. Lachgasemissionen entstehen im Boden bei der Umsetzung von Stickstoff. Ihre Bilanzierung erfolgt nach IPCC (2006) in Abhängigkeit von der Stickstoffzufuhr auf die Flächen unter Verwendung von Emissionsfaktoren von Dämmgen et al. (2007). Die CO₂-Emissionen aus der Humusdynamik werden auf Grundlage der C-Bilanz ermittelt. Grundlage ist der Humusauf- (C-Bindung) und -abbau (C-Freisetzung) unter landwirtschaftlicher Bodennutzung. Die Humusbilanzierung erfolgt in REPRO (Hülsbergen, 2003) unter Berücksichtigung von Kulturpflanze, Nutzung, Erträgen und Düngung. Die C-Bindung kann auch zu einer Reduzierung der Treibhausgasemissionen führen. Zudem werden Treibhausgasemissionen aus der Landnutzungsänderung bei Sojaprodukten berücksichtigt (FAO, 2010), diese werden nach Hörtenhuber et al. (2011) je Einheit Sojaextraktionsschrot angesetzt.

- Stoffwechselbedingte Treibhausgasemissionen: Die Quelle liegt in der enterogenen Fermentation im Verdauungstrakt von Wiederkäuern und umfasst vorrangig Methan (CH₄). Die Methanemissionen werden nach Ellis et al. (2007) berechnet. Die Berechnung basiert auf der Trockenmasseaufnahme der Tiere. Genauere Schätzgleichungen, die beispielsweise die Inhaltsstoffe der Futtermittel mit einbeziehen, können auf Grund fehlender Daten nicht verwendet werden. Allerdings zeigte eine Analyse verschiedener Schätzgleichungen durch Walter (2009) eine hinreichende Genauigkeit der Formel.
- Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerbehandlung und -lagerung: Für die Berechnung der Emissionshöhe wird Gleichung 10.23 nach IPCC (2006) in angepasster Form herangezogen.

Die Allokation der Treibhausgasemissionen auf die einzelnen Produkte erfolgt nach dem in 4.5.2.6 dargestellten Allokationsverfahren.

4.5.2.8 Betriebsdaten

Das vorgestellte Modell kommt in 24 Pilotbetrieben mit Milchviehhaltung der Projektregionen Süd und West zur Anwendung. Die Betriebsdaten entstammen der Datenerhebung im Rahmen des Projekts. Die Betrachtung erstreckt sich auf die Beobachtungsjahre 2009 und 2010. Die angegebenen Werte entsprechen den Mittelwerten aus beiden Jahren. Die betrieblichen Kenndaten sind in Tabelle 4.5-3 aufgeführt.

Tabelle 4.5-3: Kennwerte der Milchviehhaltung der einbezogenen Pilotbetriebe
Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN) und größter Wert (MAX)

		ökologisch			konventionell		
		MW	MIN	MAX	MW	MIN	MAX
Pflanzenbau							
Landwirtschaftliche Nutzfläche	ha	73,1	30,1	188,4	57,2	29,8	109,3
davon Grünland	% LN	56	26	100	48	15	100
davon Acker	% LN	44	0	74	52	0	85
Milchviehhaltung							
Anzahl Milchkühe		42	18	91	50	29	73
Tierbesatz gesamt	GV ha ⁻¹	1,04	0,35	1,56	1,75	0,84	2,72
Milchleistung	kg ECM	6360	4236	7510	8354	6273	10274
Erstkalbealter	Monate	30,8	26,8	35,4	29,0	26,9	32,9
Nutzungsdauer	Monate	41,2	29,4	60,1	27,4	20,3	33,6
Anzahl Laktationen		3,1	2,2	4,4	2,1	1,7	2,4

4.5.2.9 Gestaltung von Modellbetrieben

Die Pilotbetriebe unterliegen zahlreichen Einflüssen durch Standort, Witterung und Betriebsleiter. Dadurch ist eine Identifikation einzelner Einflussfaktoren, die für die Klimateffizienz der Produktionssysteme relevant sind, schwierig, da viele sich überlagernde Effekte auftreten. Mit Hilfe der Modellbetriebe können einzelbetrieblichen Einflussfaktoren ausgeblendet werden.

Für diese Untersuchungen wurden Modellbetriebe auf Grundlage der in die Untersuchung einbezogenen Pilotbetriebe konstruiert. Die Betriebsdaten wurden anhand von statistischen Daten und Planungsdaten (z.B. Standardverfahren im Pflanzenbau, Haltungssystem) ergänzt. Die Betriebe decken ein Milchleistungsspektrum von 4000 bis 9000 (ökologisch) bzw. 11000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹ in Schritten von 1000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹ ab (Tabelle 4.5-4; siehe auch Frank et al, 2013).

Tabelle 4.5-4: Daten der konstruierten Modellbetriebe

		ökologisch					
Milchleistung	kg ECM a ⁻¹	4000	5000	6000	7000	8000	9000
Erstkalbealter	Monate	32	32	31	31	30	30
Nutzungsdauer	Monate	40	40	40	40	40	40
Zwischenkalbezeit	d	400	405	410	415	415	420
Laktationen		3,0	3,0	3,0	2,9	2,9	2,9
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0,86	0,80	0,94	0,94	0,83	0,75

		konventionell							
Milchleistung	kg ECM a ⁻¹	4000	5000	6000	7000	8000	9000	10000	11000
Erstkalbealter	Monate	31	31	30	30	29	29	28	28
Nutzungsdauer	Monate	28	28	28	28	28	28	28	28
Zwischenkalbezeit	d	400	405	410	415	415	420	425	425
Laktationen		2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	1,11	1,13	1,02	1,25	1,16	1,17	1,12	1,05

4.5.3 Ergebnisse

4.5.3.1 Fossiler Energieeinsatz

Die ökologischen Betriebe weisen im Mittel einen Energieeinsatz von 2,25 MJ (kg ECM)⁻¹ auf (Tabelle 4.5-5), die konventionellen Betriebe einen Energieeinsatz von 2,36 MJ (kg ECM)⁻¹. Auffällig ist die große Variabilität des Energieeinsatzes innerhalb der Produktionssysteme. Sie ist bei den ökologischen Betrieben deutlich höher als bei den konventionellen Betrieben. Diese Variabilität beruht im Wesentlichen auf zwei Prozessschritten: der Futtererzeugung und der Nachzucht. Der

dritte große Energieinput, die Milchgewinnung, weist keine Unterschiede zwischen den Produktionssystemen auf, da hier die Technik in beiden Systemen gleich ist.

Tabelle 4.5-5: Produktbezogener Energieeinsatz je kg Milch (MJ (kg ECM)⁻¹)
Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)

	ökologisch				konventionell			
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD
Energieeinsatz	2,25	1,90	2,94	0,32	2,36	2,20	2,60	0,14
Futtererzeugung	0,60	0,38	0,90	0,18	0,85	0,67	1,00	0,10
Eigenfuttererzeugung	0,52	0,24	0,97	0,22	0,52	0,22	0,96	0,22
Zukauffutter	0,08	0,00	0,30	0,09	0,33	0,02	0,56	0,17
Futterlagerung	0,18	0,09	0,27	0,07	0,16	0,11	0,21	0,03
Haltungssystem	0,29	0,19	0,51	0,10	0,17	0,14	0,28	0,03
Entmistung und Düngerlagerung	0,14	0,09	0,22	0,04	0,10	0,08	0,15	0,02
Nachzucht	0,32	0,17	0,54	0,11	0,36	0,24	0,63	0,11
Milchgewinnung	0,72	0,67	0,77	0,03	0,72	0,67	0,99	0,09

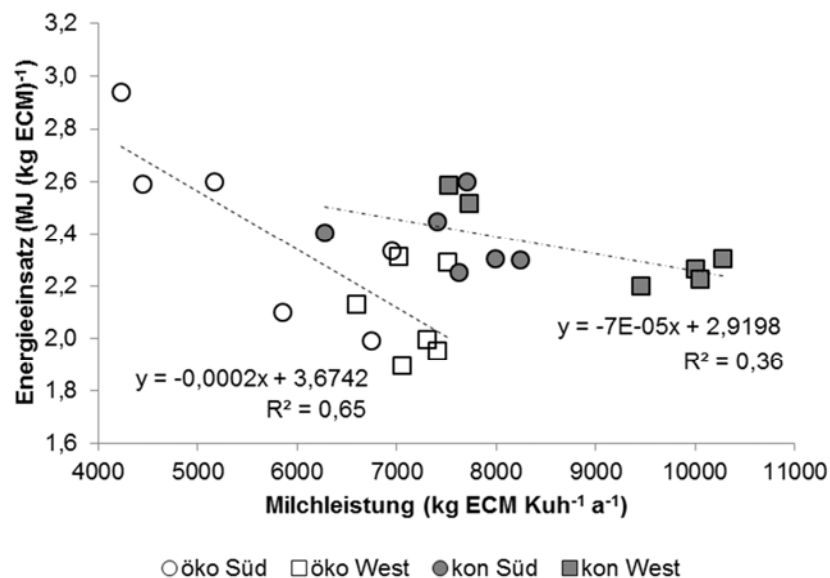
Den größten Anteil am Gesamtenergieeinsatz hat die Futterbereitstellung, die sich aus der Futtererzeugung, dem Futterzukauf und der Futterlagerung zusammensetzt. Dieser beträgt bei den ökologischen Betrieben im Mittel 36 %, bei den konventionellen Betrieben 46 %. Die Erzeugung eigener Futtermittel liegt annähernd auf dem gleichen Niveau, was zum einen auf Ertragswirkungen zurückzuführen ist, zum anderen auf den Einsatz von energieaufwändig produziertem Belüftungsheu und Grascobs besonders in ökologischen Betrieben in Süddeutschland. Die konventionellen Betriebe weisen dagegen einen deutlich höheren Futterzukauf auf, der zudem oft energieintensive Kraftfuttermittel wie Soja- oder Rapsextraktionsschrot beinhaltet.

Dagegen weist die Futterlagerung keine nennenswerten Unterschiede zwischen den ökologischen und konventionellen Produktionssystemen auf. Der höhere Energieeinsatz der ökologischen Betriebe im Prozessschritt Haltungssystem ist auf den hohen Anteil von Festmistssystemen mit hohem Strohbedarf (z.B. Tretmistställe) in ökologischen Betrieben zurückzuführen. Auch die differenzierten Anforderungen an den Weidegang und Auslauf der Tiere haben Einfluss. Zwar weisen planbefestigte Ställe gegenüber Ställen mit Spaltenboden einen geringeren Energieeinsatz auf, dies wird durch die benötigte Einstreu jedoch kompensiert.

Bei der Entmistung und Düngerlagerung zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede. Der drittgrößte Energieinput kommt durch die Nachzucht zustande. Hier ist der Energieinput bei den ökologischen Betrieben geringer, weil die ökologisch erzeugten Färsen trotz der längeren Aufzucht-dauer meist einen geringeren Energieeinsatz haben. Zudem sind die Nutzungsdauer und Laktationszahl bei den ökologischen Betrieben höher als bei den konventionellen, so dass weniger Färsen zur Bestandsergänzung benötigt werden.

Die Gesamtbetrachtung des Energieeinsatzes bezogen auf die Milchleistung zeigt, dass mit steigender Milchleistung der Energieeinsatz je kg Milch tendenziell abnimmt (Abbildung 4.5-2). Dies wird besonders deutlich bei den ökologischen Betrieben. Hier zeigt sich zudem eine regionale Gliederung. Die Betriebe in der Untersuchungsregion West weisen einen geringeren Energieeinsatz auf. Dies ist auf die günstigen Standortbedingungen und effiziente Produktionsverfahren zurückzuführen. Allgemein weisen diese Betriebe auch eine höhere Milchleistung auf, was sich auch bei den konventionellen Betrieben zeigt. Die konventionellen Betriebe der Region Süd weisen eine wesentlich geringere Streuung der Milchleistung auf, die zudem niedriger liegt, als die der konventionellen West-Betriebe. Hier, wie auch bei den ökologischen Betrieben der Region West zeigt sich, dass es eine große Variabilität zwischen Betrieben mit ähnlicher Leistung gibt.

Abbildung 4.5-2: Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung



Das Output-Input-Verhältnis⁴ der Milchviehhaltung beträgt (ohne Berücksichtigung anderer Betriebszweige) in den ökologischen Betriebe im Mittel bei 1,49 (Min: 1,14, Max: 1,77), in den konventionellen Betrieben im Mittel bei 1,35 (Min: 1,24, Max: 1,45).

4.5.3.2 Treibhausgasemissionen

Die Treibhausgasemissionen (Tabelle 4.5-6) setzen sich aus den prozessbedingten Treibhausgasemissionen (bedingt durch den Einsatz fossiler Energie) und den in 4.5.2.7 aufgeführten anderen Treibhausgasemissionen zusammen.

⁴ Das Output-Input-Verhältnis ist der Quotient aus der Bruttoenergie der verkauften Produkte und dem fossilen Energieeinsatz.

Tabelle 4.5-6: Produktbezogene THG-Emissionen der Pilotbetriebe je kg Milch (g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹)

Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)

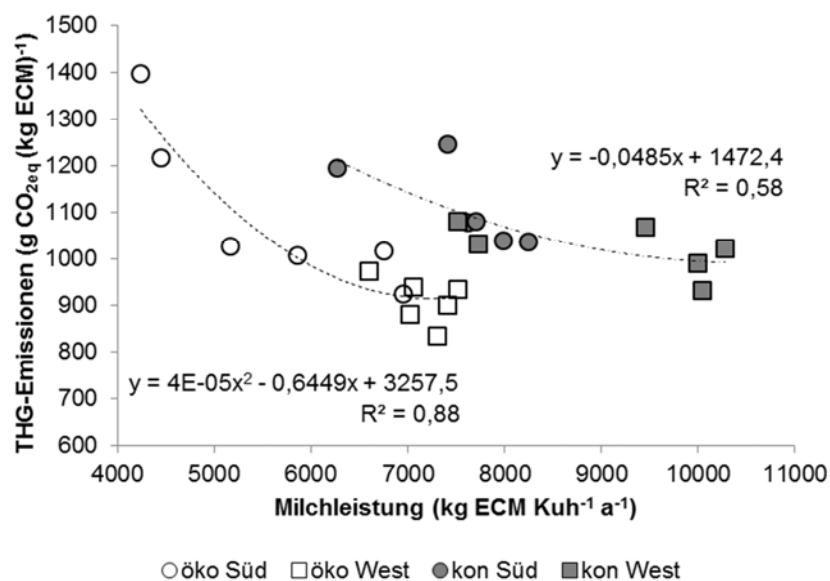
	ökologisch				konventionell			
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD
Futtererzeugung	121	2	237	63	289	197	389	62
Erzeugung eigenes Futter	100	0	183	60	178	109	228	44
Energieeinsatz	38	23	60	12	49	21	105	21
Lachgas	156	136	193	17	121	87	210	38
Humus	-94	-241	0	72	8	-89	104	51
Futtermittelzukauf und Trinkwasser	21	2	79	26	111	7	224	61
Energieeinsatz	7	2	23	6	32	4	54	15
Lachgas	6	0	33	9	26	0	50	15
Humus	8	-4	53	16	16	0	60	15
iLUC	0	0	0	0	37	0	110	39
THG aus Verdauung	419	364	492	43	326	301	355	18
Futterlagerung	11	3	18	5	12	6	18	3
Haltungssystem	23	9	51	13	9	7	19	3
Entmistung und Düngerlagerung	130	77	221	39	129	47	151	30
Energieeinsatz	14	8	25	5	11	8	16	2
Lachgas, Methan	116	65	211	39	118	38	141	28
Nachzucht	257	132	423	85	257	164	437	79
Energieeinsatz	34	17	56	11	29	19	51	10
Anbau	52	25	89	18	57	31	115	26
Verdauung	141	74	230	46	142	87	224	38
Wirtschaftsdünger	30	16	48	10	29	18	47	8
Milchgewinnung	45	43	49	2	45	42	62	5
Gesamtemissionen	1006	835	1397	157	1067	932	1248	85

Mit 1006 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ weisen die ökologischen Betriebe etwas geringere produktbezogene Emissionen als die konventionellen Betriebe mit 1067 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ auf. Daran haben die prozessbedingten Treibhausgasemissionen einen Anteil von 17 %. Damit stellen sie die drittgrößte Emissionsquelle auf den Betrieben dar. Die größten Emissionsquellen sind die Methanemissionen der Milchkühe (42 % ökologisch, 31 % konventionell) und die Emissionen aus der Nachzucht. Der Unterschied der Methanemissionen zwischen den Betriebssystemen ergibt sich aus der Futterqualität und der Milchleistung. Je höher die Milchleistung ist, desto geringer sind die produktbezogenen Methanemissionen. An dritter Stelle der Treibhausgasemissionen stehen die Emissionen aus dem Anbau. Den größten Anteil daran haben die Lachgasemissionen. Diese liegen bei den ökologischen Betrieben höher. Beeinflusst werden diese maßgeblich durch den höheren

Weideanteil und die hohen Stickstoffumsätze durch den Leguminosenanbau. Die Humusbilanz (C-Speicherung von Böden oder C-Abbau) zeigt Unterschiede zwischen den Einzelbetrieben. Besonders die Fütterung von Klee gras (positive Humusbilanz) führt hier zu einer Gutschrift von CO₂-Emissionen. Dies ist in den ökologischen Betrieben und den konventionellen Süd-Betrieben stärker der Fall, während die konventionellen Westbetriebe höhere Silomaisanteile in den Futterrati onen aufweisen und damit höhere Treibhausgasemissionen aus dem Humusabbau haben. Eine weitere große Emissionsquelle stellen die Emissionen aus den Exkrementen der Tiere sowie aus der Düngerlagerung dar. Hier weisen die konventionellen Betriebe höhere Emissionen auf, was auf einer höheren Zahl von Güllesystemen mit höheren Emissionspotenzial (IPCC, 2006) und dem höheren Gehalt an löslichem Stickstoff in den Exkrementen beruht.

Die Gesamtbetrachtung der Emissionen, bezogen auf die Milchleistung (Abbildung 4.5-3), zeigt die enorme Variabilität der produktbezogenen Emissionen, aber auch eine Gruppierung nach Standorten, ökologischem und konventionellen Landbau.

Abbildung 4.5-3: Treibhausgasemissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.



Die Treibhausgasemissionen zeigen in Abhängigkeit von der Milchleistung zunächst eine geringe Abnahme, die jedoch begrenzt ist. Diese beruht auf zahlreichen Standort- und Managementeinflüsse wie auch an der Entwicklung einzelner Emissionsquellen.

Die ökologischen Betriebe weisen einen höheren Futtereinsatz je kg Milch als die konventionellen Betriebe auf. Jedoch liegt der spezifische Energieeinsatz für die Futtererzeugung unter dem Energieeinsatz der konventionellen Betriebe, wodurch der Mehraufwand in der Gesamtbilanz kompensiert wird. Allgemein ist ersichtlich, dass die Erzeugung von Kraftfuttermitteln mehr Energie benötigt und auch zu höheren Treibhausgasemissionen führt, als die Grundfuttererzeugung.

Die Methanemissionen zeigen mit steigender Milchleistung eine abnehmende Tendenz. Zwischen den einzelnen Leistungsgruppen ist kein Zusammenhang zwischen Milchleistung und Anzahl der Laktationen erkennbar, die entsprechende Abnahme der produktspezifischen Treibhausgasemissionen aus der Nachzucht ergibt sich folglich als rechnerischer Effekt aus der zunehmenden Milchleistung.

4.5.3.3 Koppelprodukte

Die Allokation erfolgt nach dem in 4.5.2.6 dargestellten Verfahren auf der Grundlage des Energieoutputs durch die Produkte Milch, Altkühe und Kälber. Die Bewertung der Nebenprodukte (Tabelle 4.5-7) ergibt im Mittel der ökologischen Betriebe für Schlachtkühe einen Energieeinsatz von 3,95 GJ und 2250 kg CO_{2 eq} je Kuh, für die Kälber einen Energieeinsatz von 0,19 GJ und 107 kg CO_{2 eq} je Kalb, die nicht für die Nachzucht benötigt werden. Bei den konventionellen Betrieben liegen diese Werte höher, was auf den allgemein höheren Energieeinsatz und die höhere Zahl an verkauften Kühen durch die geringere Nutzungsdauer zurückzuführen ist.

Tabelle 4.5-7: Energieeinsatz und Treibhausgasemissionen der Koppelprodukte der Milchviehhaltung

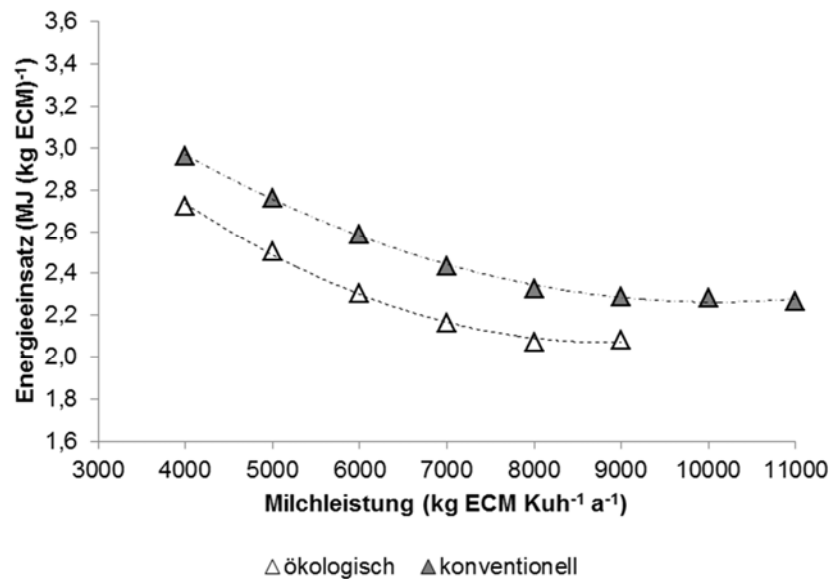
Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN) und größter Wert (MAX)

		ökologisch			konventionell		
		MW	MIN	MAX	MW	MIN	MAX
Altkühe	MJ Kuh ⁻¹	3921	3094	5500	4181	3846	4629
	kg CO _{2 eq} Kuh ⁻¹	2422	2005	3401	2581	2250	3039
Kälber	MJ Kalb ⁻¹	186	146	260	198	182	220
	kg CO _{2 eq} Kalb ⁻¹	115	95	161	122	106	144

4.5.3.4 Ergebnisse aus den Modellbetrieben

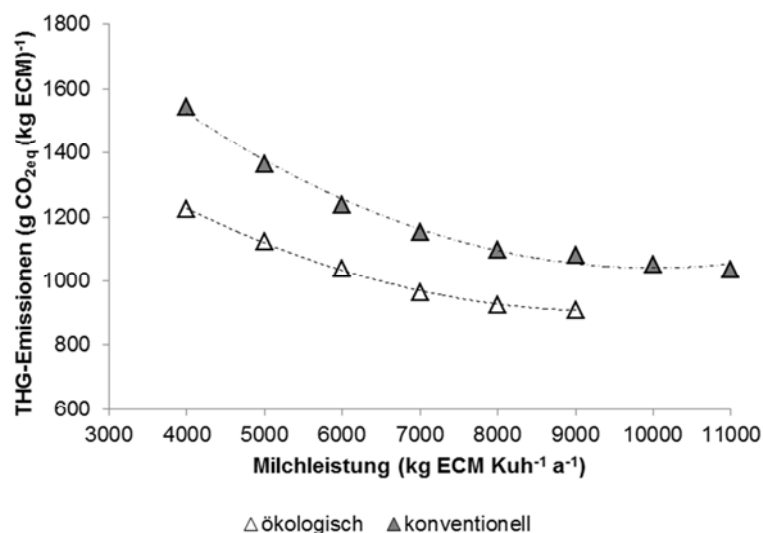
Die Auswertung der Modellbetriebe zeigt, dass mit steigender Milchleistung eine Abnahme des Energieeinsatzes je kg Milch verbunden ist (Abbildung 4.5-4).

Abbildung 4.5-4: Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit der Milchleistung in Modellbetrieben



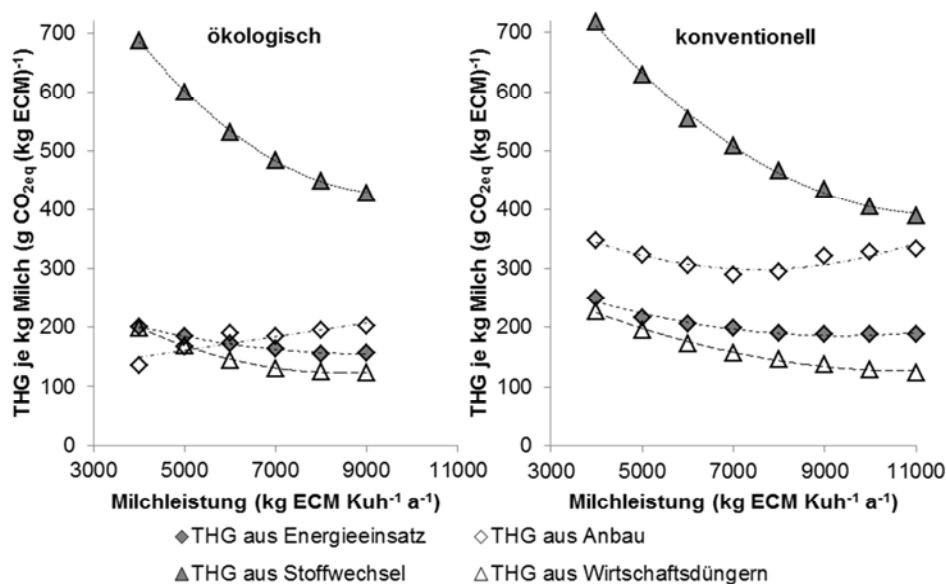
Ab einer Milchleistung einer bestimmten Milchleistung (ca. 8000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹) findet keine relevante Abnahme des produktspezifischen Energieeinsatzes mehr statt. Grund ist der steigende Energieeinsatz für die Futtererzeugung. Mit höherer Milchleistung wird mehr Kraftfutter und qualitativ hochwertigeres Grundfutter benötigt, was einen überproportionalen Anstieg des Energieeinsatzes mit sich bringt. Dies wird durch die Effizienzsteigerungen in anderen Produktionsschritten (z.B. Haltungssystem, Futterlagerung, Düngerlagerung) nicht ausgeglichen. Gleiches gilt auch für die Entwicklung der Treibhausgasemissionen mit steigender Milchleistung (Abbildung 4.5-5).

Abbildung 4.5-5: THG-Emissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit der Milchleistung in Modellbetrieben



Anhand der Auswertung der Modellbetriebe können die einzelnen Einflussfaktoren und die Entwicklung einzelner Emissionsquellen ermittelt werden (Abbildung 4.5-6).

Abbildung 4.5-6: Entwicklung der einzelnen THG-Emissionsquellen bei steigender Milchleistung



Die Darstellung verdeutlicht die Entwicklung der einzelnen Emissionsquellen ohne überlagernde Einflüsse durch z.B. Standort oder Betriebsmanagement. Während bei den Methanemissionen aus der Verdauung mit steigender Milchleistung eine deutliche Abnahme stattfindet, flacht der Verlauf der Emissionen aus dem Energieeinsatz und den Wirtschaftsdüngern (Methan, Lachgas) ab. Dagegen nehmen die anbaubedingten Emissionen mit steigender Milchleistung zu, was auf die höheren Anforderungen an die Futterqualität (z.B. Kraftfutteranteil) zurückzuführen ist.

4.5.4 Diskussion

4.5.4.1 Methodendiskussion

Das Modell ist in der Lage, Energie- und Treibhausgasbilanzen auf der Grundlage von praxisverfügbaren Betriebsdaten zu berechnen. Für die betriebspezifische Analyse und Bewertung der Energieeffizienz und der Treibhausgasemissionen sowie für die Ableitung von Optimierungsstrategien ist eine ausreichende Detailliertheit und Sensitivität des Modells erforderlich.

Der Futterbau wird mit dem Modell REPRO auf der Basis von schlagbezogenen Bewirtschaftungsdaten berechnet, die mit Standortdaten gekoppelt sind. Hier wird eine gute Abbildung der einzelbetrieblichen Situation erreicht. Dagegen kann die Bewertung von Zukauffuttermitteln nur über Standardverfahren erfolgen, da meist nicht bekannt ist, wo und wie Zukauffuttermittel erzeugt wurden.

Die Modellanwendung zeigt, dass neben der Futtererzeugung auch die Futterlagerung bedeutenden Einfluss auf Energieinput und Treibhausgasemissionen hat. Auch bei der Futterlagerung werden die betrieblichen Gegebenheiten detailliert abgebildet. Dagegen werden der Energieeinsatz und die Treibhausgasemissionen für die Stallgebäude und die technischen Einrichtungen vereinfachend mit mittleren Grunddaten ermittelt, so dass auf eine Beurteilung der Klimateffizienz eines bestimmten Gebäudetyps derzeit verzichtet wird. Aufgrund der großen Heterogenität landwirtschaftlicher Stallbauten (Kraatz, 2008, Dux et al. 2009), die sich z.B. in Gebäudetyp, -grundriss und Baumaterial widerspiegelt, wäre ein extrem hoher Aufwand erforderlich, um eine anlagen-spezifische Analyse durchzuführen.

Erzeugung und Transport des Einstreumaterials sind analog der Futterproduktion im Modell sehr gut darstellbar. Die Treibhausgasemissionen aus den Ställen werden mit mittleren Emissionsfaktoren berechnet; für eine genauere Ermittlung der Emissionen wären aufwändige Messungen notwendig. Die Abschätzung stützt sich auf Standardwerte und Algorithmen, die für definierte Stallsysteme gelten. Im Bereich der Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung herrscht ebenfalls eine große Inhomogenität und Vielfalt der technischen Lösungen und Systeme, die im Modell über Standardverfahren abgebildet wird.

Die Bewertung der Nachzucht und Färsenaufzucht durch definierte Standardverfahren stellt eine Vereinfachung dar, mit der Genauigkeitsverluste in Kauf genommen werden. Wie auch in den anderen Bereichen wäre hier eine exakte betriebsspezifische Datenerhebung extrem aufwändig und mit weiteren Unsicherheiten behaftet.

Neben der Bedeutung, die eine umfassende und genaue Modellierung der Einzelprozesse besitzt, hat auch die Allokation ein großes Gewicht für die Untersuchungsergebnisse. Durch die Allokation wird festgelegt, wie die verschiedenen Outputs des Produktionsprozesses bewertet werden. Nach den Vorgaben von ISO 14044 wäre eine Allokation zu vermeiden oder durch Systemerweiterung zu umgehen (Cederberg und Stadig, 2003). Dies erscheint bei der Betrachtung und Bewertung einzelner Betriebssysteme nicht zweckmäßig, da hier die Systemgrenze definiert ist und nicht einfach verändert werden kann. Um die Ergebnisse nachvollziehbar zu gestalten, wird eine Allokationsregel anhand physikalischer Kenngrößen - der zweiten Präferenz nach ISO 14044 - durchgeführt. Da die Grundlage der Betrachtung eine Energiebilanz ist, fiel die Wahl auf den Energieoutput. Andere Allokationskriterien, z.B. eine monetäre Bewertung der Produkte oder eine Allokation nach tierernährungsphysiologischen Gesichtspunkten, wären möglich (Kraatz, 2008; Thomassen et al., 2008a; IDF, 2010), allerdings würde dies zu einer größeren Intransparenz des Verfahrens führen, z.B. durch schwankende Produktpreise.

In das Modell geht eine Vielzahl verschiedener Betriebsdaten ein, die auf den Betrieben erhoben werden müssen. Dies setzt eine hohe Bereitschaft der Betriebsleiter zur Kooperation und eine gute Datenbasis voraus. Hierbei spielt die Persönlichkeit des Betriebsleiters in Bezug auf die Dokumentation und die Bereitschaft, die Daten bereitzustellen, eine große Rolle. Die Analyse der Milchviehhaltung ist mit einem erheblichen Aufwand an Datenerhebung und -auswertung ver-

bunden. Um den Datenerfassungsaufwand zu begrenzen, werden für die Modellaussage weniger bedeutsame Teilprozesse vereinfacht abgebildet. Bei Prozessen, die für die Energie- und Treibhausgasbilanz entscheidend sind, insbesondere die Futtererzeugung, wird eine detaillierte Modellierung angestrebt. Das Modell ist auf die Anwendung in Praxisbetrieben und die Verarbeitung von betrieblich verfügbaren Daten zugeschnitten. Trotz mancher Unsicherheiten wird es dem Anspruch gerecht, vollständige Energie- und Treibhausgasbilanzen milchviehhaltender Praxisbetriebe nach einer einheitlichen Methodik zu ermitteln und diese vergleichbar darzustellen.

4.5.4.2 Ergebnisdiskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass die Futterbereitstellung (Futteranbau, Futterzukauf, Futterlagerung) den größten Anteil am fossilen Energieeinsatz in der Milchproduktion hat. Dies stimmt mit Ergebnissen von Cederberg und Mattson (2000) und Kraatz (2008) überein. Die Treibhausgasemissionen werden ebenfalls entscheidend von der Futtererzeugung beeinflusst. Nach unseren Untersuchungen bestehen die größten Optimierungspotenziale zur Steigerung der Energieeffizienz und zur Minderung der Treibhausgasemissionen im Bereich der Futterwirtschaft. Die Effizienzunterschiede zwischen den Betrieben sind teilweise auf Standort- und Witterungsbedingungen zurückzuführen. Die Zusammenstellung der Futtermittel (Grundfutter- und Kraftfutteranteil), die Wahl der Kulturpflanzen und Nutzungssysteme (Weidegang, Stallfütterung) sind wesentliche Einflussfaktoren auf die Energie- und Treibhausgasbilanz.

Die Auswertung der Modellbetriebe verdeutlicht die unterschiedliche Fütterungsstruktur bei unterschiedlicher Milchleistung. Mit zunehmendem Kraftfutteranteil nimmt allgemein der Energieeinsatz je MJ NEL in der Ration zu. Hohe Milchleistungen können nur mit einer hohen Futterqualität erreicht werden, die wiederum meist auf hohen Kraftfuttermengen basiert. Somit ist die Entwicklung in Abbildung 4.5-2 zu erklären, die bei den konventionellen Betrieben keine weitere Abnahme des produktbezogenen Energieeinsatzes je kg Milch ab einer bestimmten Milchleistung zeigt.

Die Treibhausgasemissionen der Futtererzeugung sind deutlich komplexer. Hier spielen viele Faktoren mit ein, so auch die Lachgasemissionen oder die Emissionen aus der Humusdynamik. Die Humusdynamik hat deutlichen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz der einzelnen Futtermittel. Eine C-Speicherung durch Humusaufbau tritt beispielsweise beim Klee-Grasanbau auf (= CO₂-Senke) und wird mit der Humusbilanz im Modell abgebildet. Beim Dauergrünland wird ein Humusfließgleichgewicht angenommen, beim Silomaisanbau werden je nach betrieblicher Situation (Standort, Produktionsverfahren, Düngung, Ertrag) bis über 4000 kg ha⁻¹ CO₂-Freisetzung durch Humusabbau berechnet. Bei einigen Betrieben erreicht die CO₂-Bindung durch den Humusaufbau die Höhe der Lachgasemissionen. Es ist allerdings zu beachten, dass sich langfristig standortspezifische Humusspiegel einstellen werden und die C-Speicherung somit zeitlich begrenzt ist.

In den konventionellen Betrieben spielt der Futterzukauf eine entscheidende Rolle für die Treibhausgasbilanz. Bei der Erzeugung von Sojaextraktionsschrot sind die damit verbundenen Landnutzungsänderungen einbezogen (FAO, 2010; Reichert und Reichart, 2011); dies erklärt den hohen produktspezifischen Treibhausgas-Emissionswert (vgl. Tabelle 4.5-2). Der Anteil der Treibhausgasemissionen durch Zukauffuttermittel an den Gesamtemissionen beträgt in den konventionellen Betrieben im Mittel 5 %, wobei die Emissionen überwiegend aus Futtermitteln wie Getreide und Nebenprodukten der Nahrungsmittelproduktion stammen.

Der zweithöchste Energieeinsatz in das System erfolgt durch die Milchgewinnung. Dieser entsteht in erster Linie durch den hohen Strombedarf und den großen Materialeinsatz für die Melkanlagen. Hier sind keine wesentlichen Reduzierungsmöglichkeiten gegeben. Die größte Reduktion des Strombedarfs kann durch die Wahl effizienter Kühlsysteme erfolgen (Jäkel, 2003).

Der Energieeinsatz und die Treibhausgasemissionen in der Färsenaufzucht hängen maßgeblich vom Aufzuchtverfahren und der Aufzuchtdauer ab. Die benötigte Zahl an Färsen ergibt sich aus der Nutzungsdauer der Milchkühe. Bei der Färsenaufzucht treten die gleichen Emissionsquellen wie bei der Milchviehhaltung auf, so dass die gleichen Modellansätze verwendet werden können.

Für die Bewertung der Effizienz des Gesamtverfahrens kann das Verhältnis des Energieoutputs zum fossilen Energieinput herangezogen werden. Das Output/Input-Verhältnis beträgt bei den hier ausgewerteten ökologischen Betrieben im Mittel 1,50 bei den konventionellen Betrieben 1,41. Der Energieoutput der Milchviehhaltung liegt somit nur etwas über dem Energieeinsatz, während im Pflanzenbau der Energieoutput oft das 20fache des Inputs beträgt (Hülsbergen et al., 2001). Doch auch wenn die Milchviehhaltung eine geringe Energieeffizienz aufweist und zusätzlich Treibhausgasemissionen verursacht, muss auch in Betracht gezogen werden, dass dadurch sonst nicht für die menschliche Ernährung zur Verfügung stehende Flächen (z.B. Grasland) zur Erzeugung hochwertiger Nahrungsmittel verfügbar gemacht werden können (Heißenhuber, 2008).

Ziel ist es, ausgehend von den vorliegenden Untersuchungen Optimierungsstrategien zu entwickeln, die zu einer Erhöhung der Energieeffizienz und einer Minderung der Treibhausgasemissionen führen. Um Aussagen zu Minderungspotenzialen treffen zu können, ist eine differenzierte Analyse der Treibhausgasemissionen notwendig. Die durch den Einsatz fossiler Energie verursachten Emissionen betragen in beiden Produktionssystemen 17 % der Gesamtemissionen (Tabelle 4.5-6). Die Methanemissionen machen 46 % (ökologische Betriebe) bzw. 31 % (konventionelle Betriebe) der Treibhausgasemissionen aus. Die Methanemissionen können durch die Futterqualität und Futterzusammensetzung beeinflusst werden (Flachowsky und Brade, 2009), was aber auf Grund der Standort- und Produktionsbedingungen (z.B. Grünlandregionen) nur begrenzt möglich ist.

Die Untersuchungen zeigen, dass viele, sich überlagernde Einflussfaktoren die Energieeffizienz und die Treibhausgasemissionen bestimmen. Die Leistungssteigerung ist eine Optimierungsstra-

tegie; sie darf aber nicht zu Lasten der Nutzungsdauer (Zahl der Laktationen, Aufwand für Nachzucht) gehen oder einen extrem hohen Kraftfutteraufwand erfordern. In den von uns untersuchten Betrieben werden die geringsten Treibhausgasemissionen mit 800 bis 900 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ bei Milchleistungen von 5000 bis 7000 kg ECM a⁻¹ unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus erreicht. Die konventionellen Untersuchungsbetriebe mit Leistungen von 10000 kg ECM a⁻¹ weisen hingegen Treibhausgasemissionen von 900 bis 1050 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ auf. Die Erhöhung der Nutzungsdauer der Milchkühe und die Optimierung der Färsenaufzucht sind weitere wichtige Strategien, um die Emissionen zu senken.

Möglicherweise gibt es standortspezifische Leistungsoptima, bei denen die höchsten Energieeffizienzen und die geringsten Treibhausgasemissionen erreicht werden. Um diese Optima abzuleiten, werden wir Modellkalkulationen und Sensitivitätsanalysen durchführen, bei denen die Einflussparameter variiert und ein großer Leistungsbereich untersucht werden. Modellkalkulationen können die Analyse realer Betriebe sinnvoll ergänzen, weil für die Betrachtung unwesentliche und zufällige betriebsindividuelle Gegebenheiten unberücksichtigt bleiben.

4.5.5 Literatur

- Amon B, Amon T, Boxberger J, Alt C (2001) Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (60):103–113
- Amon B, Kryvorochko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (112):153–162
- Baumgartner J (1991) Die Heubelüftung von A bis Z. *FAT-Berichte* 406
- Berg W, Brunsch R, Pazsiczki I (2006) Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:129–134
- Burney JA, Davis SJ, Lobell DB (2010): Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*
- Cederberg C, Mattson B (2000) Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8:49–60
- Cederberg C, Stadig M (2003) System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *International Journal of Live Cycle Assessment* 8 (6):350–356
- Chow J, Kopp RJ, Portney PR (2003) Energy Resources and Global Development. *Science* (302):1528–1531
- Clausen N (2000) Analyse des Elektroenergieverbrauchs und Konzeption energetisch und verfahrenstechnisch optimierter Lösungen für die Milchvieh- und Schweinehaltung. Kiel: VDI-MEG 351
- Cole CV, Duxbury J, Freney J, Heinemeyer O, Minami K, Mosier A (1997) Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (49):221–228
- Cordella M, Tugnoli A, Spadoni G, Santarelli F, Zangrando T (2008) LCA of an Italian Lager Beer. *International Journal of Live Cycle Assessment* (13):133–139

- Dalgaard R, Halberg N, Porter JR (2001) A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 87:51–56
- Dämmgen U, Lüttich M, Haenel H-D, Döhler H, Eurich-Menden B, Osterburg B (2007) Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005. In: Dämmgen U (Hrsg.) Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005 Einführung Methoden und Daten (GAS-EM). *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 304
- DeBoer JM (2003) Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science* (80):69–77
- DeVries BJM, van Vuuren DP, Hoogwijk MM (2007) Renewable energy sources: Their global potential for the first-half of the 21st century at a global level: An integrated approach. *Energy Policy* 35 (4):2590–2610
- DIN EN ISO 14044:2006-10 (2006) Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen
- Dux D, Alig M, Herzog D (2009) Umweltwirkung von landwirtschaftlichen Gebäuden. *Agrarforschung* 16 (8):284–289
- Edens WC, Pordesimo LO, Wilhelm LR, Burns RT (2003) Energy Use Analysis of Major Milking Center Components at a Dairy Experiment Station. *Applied Engineering in Agriculture* 19 (6):711–716
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *Journal of Dairy Science* 90:3456–3467
- European Commission (2006) Environmental impact of products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the total final consumption of the EU 25. European Commission Technical Report EUR 22284 EN. Brussels: European Commission
- Flachowsky G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäu-ern. *Züchtungskunde* (79):417–465
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, Kamp T, Jimenez MA, Munch JC, Beese F (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂ CH₄ N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture Ecosystems & Environment* 91 (1-3):175–189
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2010) Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment
- Forschungsstelle für Energiewirtschaft der Gesellschaft für praktische Energiekunde e.V. München (1999) Ganzheitliche Bilanzierung von Grundstoffen und Halbzeugen
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Berntsen T, Betts R, Fahey DW (2007) Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon D, Qin M, Manning Z, Chen M, Marquis KB, Averyt et al. (Hrsg.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2011) Analyse des Einsatzes fossiler Energie und der damit verbundenen CO₂-Emissionen der Milchviehhaltung – methodischer Ansatz und erste Ergebnisse. In: Eurich-Menden B (Hrsg.). *Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase Umweltbewertung Stand der Technik*. KTBL-Tagung 6. - 8. Dezember 2011 Kloster Banz Bad Staffelstein
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Modelluntersuchungen zu Treibhausgasemissionen der ökologischen und konventionellen Milcherzeugung. In: Neuhoff D. et al. (Hrsg.) *Ideal und Wirklichkeit: Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5.-8. März 2013*, 664-667

- Gaillard G, Crettaz P, Hausheer J (1997) Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau. Daten für die Erstellung von Energie- und Ökobilanzen in der Landwirtschaft. Schriftenreihe der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik 46
- Haas G, Wetterich F, Köpke U (2001) Comparing intensive extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment* (83):43-53
- Heissenhuber A (2008) Ökonomische Aspekte einer energieeffizienten Landwirtschaft. In: Döhler H, Boxberger J, Krötzsch (Hrsg.) *Energieeffiziente Landwirtschaft*. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift 463):42–54
- Hörtenhuber J, Lindenthal T, Zollitsch W (2011) Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91 (6):1118–1127
- Hülsbergen K-J, Feil B, Biermann S, Rathke GW, Kalk WD, Diepenbrock W (2001) A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture Ecosystems & Environment* 86 (3):303–321
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen: Shaker-Verlag
- Hülsbergen K-J (2008) Energiebilanzen und klimarelevante Emissionen ökologischer und konventioneller Anbausysteme. In: Bundesarbeitskreis Düngung (BAD) (Hrsg.) *Klimawandel und Bioenergie - Pflanzenproduktion im Spannungsfeld zwischen politischen Vorgaben und ökonomischen Rahmenbedingungen*. Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e. V. (VLK) und des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) am 22. und 23. April 2008 in Würzburg: 65–90
- International Energy Agency (IEA) (2010) *World Energy Outlook 2010*
- International Dairy Federation (IDF) (2010) A common carbon footprint approach for dairy – The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. *Bulletin of the IDF* 445/2010
- International Panel on Climate Change (IPCC) (2006) *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*
- Jäkel K (2003) Analyse der Elektroenergieverwendung und Einsparpotentiale am Beispiel sächsischer Milchviehanlagen. Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Jones MR (1989) Analysis of the Use of Energy in Agriculture - Approaches and Problems. *Agricultural Systems* 29:339–355
- Kalk WD, Hülsbergen K-J (1997) Methodik zur Einbeziehung des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. *Kühn-Archiv* 90 (1996)
- Kaltschmitt M, Reinhardt GA (Hrsg.) (1997) *Nachwachsende Energieträger*. Braunschweig: Vieweg Verlag
- Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL, Kreuzer M (1991) Release of methane and of carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiological Research* 44 (1):91–102
- Kraatz S (2008) Ermittlung der Energieeffizienz in der Tierhaltung am Beispiel der Milchviehhaltung. Dissertation Humboldt-Universität Berlin
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2006) *Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/2007*. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. KTBL Darmstadt

- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2007) Konservierung und Lagerung von Druschfrüchten. Daten für die Planung von Anlagen zur Trocknung Kühlung Gärung oder chemischen Konservierung sowie zur Lagerung von Druschfrüchten im Hoch- und Flachlager. KTBL Darmstadt
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2010) Betriebsplanung Landwirtschaft 2010/2011. KTBL-Datensammlung mit Online-Zugang. KTBL Darmstadt
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2007) Modeling carbon cycles and estimation of green-house gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23:38–52
- Mills JA, Dijkstra J, Bannik A, Cammell B, Kebreab E, France J (2001) A mechanistic model of whole-tract digestion and methanogenesis in the lactating dairy cow: model development evaluation and application. *Journal of Animal Science* (79):1584–1597
- Mills JA, Kebreab E, Yates CM, Crompton LA, Cammell B, Dhanoa M (2003) Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* 81:3141–3150
- Moe PW, Tyrell HF (1979) Methane Production in Dairy Cows. *Journal of Dairy Science* (62):1583–1586
- Moss AR, Jouany JP, Newbold J (2000) Methane Production by Ruminants: its contribution to global warming. *Ann. Zootechn.* (49):231–253
- Nydegger F, Wirleitner G (2009) Qualitätsheu durch effektive und kostengünstige Belüftung. Eidgenössische Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
- Öko-Institut (2007) Endenergiebezogene Gesamtemissionen für Treibhausgase aus fossilen Energieträgern unter Einbeziehung der Bereitstellungsvorketten. Kurzbericht im Auftrag des Bundesverbands der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e.V. (BGW). Darmstadt
- Öko-Institut (2010) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)
- Olesen JE, Schelde K, Weiske A, Weisbjerg MR, Asman WAH, Djurhuus J (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture Ecosystems & Environment* (112):207–220
- Phetteplace HW, Johnson DE, Seidl AF (2001) Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60:99–102
- Pöllinger A (2003) Vergleich unterschiedlicher Heutrocknungsverfahren. Bundesanstalt für alpen-ländische Landwirtschaft Gumpenstein (Hrsg.): Gumpensteiner Bautagung 2003:63–68
- Rahmann G, Aulrich K, Barth K, Böhm H, Koopmann R, Oppermann R, Paulsen HM, Weißmann F (2008) Klimarelevanz des ökologischen Landbaus: Stand des Wissens. *Landbauforschung vTI agriculture and forestry research*, Band 58, Heft 1-2:71-89
- Refsgaard K, Halberg N, Kristensen ES (1998) Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems* 57 (4):599–630
- Reichert T, Reichardt M (2011) Saumagen und Regenwald. Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung. Forum Umwelt & Entwicklung. Berlin
- Saling P, Kölsch D (2008) Ökobilanzierung: Energieverbräuche und CO₂-Emissionen von Pflanzenschutzmitteln. In: Döhler H, Boxberger J, Krötzsch S (Hrsg.) *Energieeffiziente Landwirtschaft*. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift 463):65–71

- Simon R (2011) Allokation bei der Ökobilanzierung von Importfuttermitteln am Beispiel von Rapsextraktionsschrot. Forschungsprojekt. Technische Universität München Freising. Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
- Simon R (2012) Energie- und Treibhausgasbilanzierung von Importfuttermitteln am Beispiel von Sojaextraktionsschrot. Master-Arbeit. Technische Universität München Freising. Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
- Talve S (2001) Life Cycle Assessment of a Basic Lager Beer. *International Journal of Live Cycle Assessment* (6):293–298
- The Government Office for Science (2011) *The Future of Food and Farming: Challenges and choices for global sustainability. Final Project Report.* The Government Office for Science London UK
- Thomassen MA, Dalgaard R, Heijuns R, de Boer JM (2008a) Attributional and consequential LCA of milk production. *International Journal of Live Cycle Assessment* (13):339–349
- Thomassen MA, van Calster KJ, Smits MCJ, Ipema GL, de Boer IJM (2008b) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96:95–107
- VDI-Richtlinie 4600 (1997) Kumulierter Energieaufwand - Begriffe Definitionen Berechnungsmethoden
- Velthoff GL, Onema O (1997) Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* (45):347–360
- Walter K (2009) Fütterung und Haltung von Hochleistungskühen. 4. Methanproduktion Wasserverbrauch und Anfall von Exkrementen. *Landbauforschung* (59):139–150

4.6 Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland

Britta Blank, Dagmar Schaub, Hans Marten Paulsen, Gerold Rahmann

Publiziert in:

Blank B, Schaub D, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63(1):21-28, DOI:10.3220/LBF_2013_21-28

Zusammenfassung

Zu den wichtigsten Quellgruppen der landwirtschaftlichen Treibhausgas- (THG) Emissionen in Deutschland gehören die CH₄-Emissionen aus der Verdauung des Milchviehs. Steuergrößen, welche die Höhe der produktgebundenen Emissionen bestimmen sind, das Milchleistungsniveau, Leistungs- und Fruchtbarkeitsparameter, das Herdenalter sowie das Fütterungsregime. Im Rahmen der Studie „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen - Untersuchung in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ wurden diese Parameter anhand von 22 ökologischen und konventionellen Paaren von Milchviehbetrieben verglichen.

Milchleistung, Lebenseffektivität, der Anteil von Maissilage am Grundfutter sowie der Anteil von Kraftfutter an der Gesamtration konventioneller Betriebe sind im Mittel höher; in ökologischen Betrieben sind dagegen die Nutzungsdauer und Weidezeiten länger. Die Lebenseffektivität steigt mit steigender Milchleistung in beiden Betriebssystemen signifikant an ($p < 0,001$) und sinkt mit steigendem Erstkalbealter ($p < 0,001$). Das Milchleistungsniveau ist in beiden Betriebssystemen positiv mit dem Anteil an Maissilage in der Ration korreliert ($p < 0,001$). Herden mit hoher Milchleistung und hoher durchschnittlicher Lebenseffektivität sind in beiden Produktionsrichtungen vorhanden.

Schlüsselwörter: Leistungs- und Fütterungsparameter, Treibhausgase, Milchvieh, konventionell, ökologisch

Abstract

A considerable ratio of the greenhouse gas (GHG) emissions produced by German agriculture is caused by the enteric fermentation of dairy cows. Milk yield, performance and reproductive parameters, herd age and feeding system are important factors determining the product related GHG-emissions. In the study „Climate effects and sustainability of organic and conventional farm-

ing systems“, these parameters were analysed on 22 paired organic and conventional dairy farms.

When looking at mean system differences milk yields, lifetime efficiency, percentage of maize silage and concentrates in the feeding ration are significantly higher in conventional farms. Whereas mean longevity and grazing time are higher in organic farming. In both farming systems lifetime efficiency significantly increases with increasing milk yields ($p < 0.001$) and decreases with increasing age at first calving ($p < 0.001$). Milk yield is positively correlated ($p < 0.001$) with the proportion of maize silage in the basic ration. High milking herds with high mean lifetime efficiency are existent in both farming systems.

Keywords: performance and feeding parameters, greenhouse gas emissions, dairy cattle, conventional, organic

4.6.1 Einleitung

In Deutschland macht der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtemissionen von Treibhausgasen (THG) rund 8 % aus. Neben den Emissionen der landwirtschaftlichen Nutzung der Böden (Lachgas) stammt der größte Teil der THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Lachgas, Methan) und aus der Verdauung der Nutztiere (Methan), insbesondere der Milchkühe (NIR, 2011; Haenel et al., 2012). Für die Verminderung der produktbezogenen THG-Emissionen in der Milchviehhaltung im Bereich des Managements gibt es vielfältige Ansatzpunkte. Die Leistungssteigerung wird hierbei als eine der bedeutendsten Maßnahmen angesehen, da für dieselbe Menge an produzierter Milch die Tierzahlen reduziert werden können (Zehetmeier et al., 2011). Allerdings darf eine Steigerung der Milchleistung nicht dazu führen, dass beispielsweise durch einen verstärkten Kraftfuttereinsatz die THG-Emissionen im Bereich der Vorkette zu stark zunehmen (Reenberg und Fenger, 2011; Casey und Holden, 2005). Auch können sich sehr hohe Milchleistungen negativ auf die Gesundheit der Tiere (Klug et al., 2002; Zollitsch, 2002) und bei schlechtem Management ungünstig auf die Fruchtbarkeit auswirken, weil der Konzeptionszeitpunkt der Kühe in die Hochlaktation fällt (Seeland und Henze, 2003). Dadurch abnehmende Leistung oder verlängerte Zwischenkalbezeiten haben Effekte auf die THG-Bilanz der Milchproduktion. Insgesamt wirkt sich eine gute Tiergesundheit auf Nutzungsdauer und Lebensleistung der Tiere positiv aus und führt so indirekt zu einer Verminderung der THG-Emissionen (Garnsworthy, 2004; Bell et al., 2011).

Weitere mögliche Maßnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen liegen in der Veränderung der Futterzusammensetzung, so können die direkten Methan-Emissionen aus der Verdauung der Rinder beispielsweise durch eine erhöhte Verdaulichkeit des Grundfutters oder die Erhöhung des Fettanteils in der Ration in gewissen Grenzen vermindert werden (Boadi et al., 2002; Boadi et al., 2004; Flachowsky und Brade, 2007; Sejian et al., 2011). Auch kann die Nutzungsdauer der Kühe erhöht werden, um die produktbezogenen THG-Emissionen zu mindern, da sich die der Auf-

zuchtphase zuzuordnenden THG-Emissionen bei langer Nutzungsdauer auf entsprechend höhere Milchmengen verteilen. In einer Studie von Hörtenhuber und Zollitsch (2008) nahmen die THG pro kg Milch bei Steigerung der Nutzungsdauer von zwei auf drei Laktationen um 17 % ab.

Wirtschaftdüngermanagement, Haltungssysteme und die Futtergewinnung sind weitere direkt mit der Milchviehhaltung verknüpfte Steuergrößen der THG-Emissionen. Unterscheidet sich die ökologische Milchviehhaltung generell von der konventionellen, könnte dies grundsätzliche Unterschiede in der THG-Bilanz der Betriebssysteme ausmachen.

Im Projekt "Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen - Untersuchung in einem Netzwerk von Pilotbetrieben" werden die THG-Bilanzen für einzelne ökologische und konventionelle Betriebe in Deutschland auf der Basis von Betriebsdaten und Futteranalysen berechnet und mögliche Auswirkungen des betrieblichen Managements analysiert (Kassow et al., 2010). Im Folgenden werden Daten zu ausgewählten Leistungs-, Haltungs- und Fütterungsparametern der Betriebssysteme zusammenfassend dargestellt.

4.6.2 Material und Methoden

Futterregime, Leistung und Management von 44 Milchviehbetrieben (jeweils 22 ökologische und konventionelle Betriebspaare, die nahe beieinander liegen und ähnliche Grundbedingungen aufweisen) wurden deutschlandweit über drei Jahre analysiert. Auf jedem dieser Betriebe wurden im Winter/ Frühjahr 2009, 2010 und 2011 Proben aller Futtermittel gemäß den Vorgaben der VDLUFA gewonnen und die Hauptnährstoffe (Asche, Rohprotein, Rohfaser und Rohfett) mit der Weender-Futtermittelanalyse bestimmt. Die Nährstoffgehalte (ME, NEL und nXP) wurden berechnet (Einzelfuttermittel nach GfE, 2001; Mischfuttermittel nach Menke und Steingäß, 1987). Die Daten zu Leistung und Fütterungsregime wurden bei einem Betriebsbesuch zum Ende jeden Jahres erhoben. Zur Auswertung wurden Mittelwerte und Spannbreiten der Daten bestimmt und die Mittelwerte mittels t-Test ($p < 0,05$) verglichen. Eventuelle Zusammenhänge zwischen den Datensätzen wurden mittels Regressionsanalyse ermittelt.

4.6.3 Ergebnisse

Eine Beschreibung der 22 untersuchten Betriebspaare anhand ausgewählter Kenngrößen findet sich in Tabelle 4.6-1.

Tabelle 4.6-1: Überblick über ausgewählte Kenngrößen der untersuchten ökologischen und konventionellen Milchviehbetriebe (Mittelwerte und Spannweiten (Min-Max) der Wirtschaftsjahre 2009/2010/ 2011)

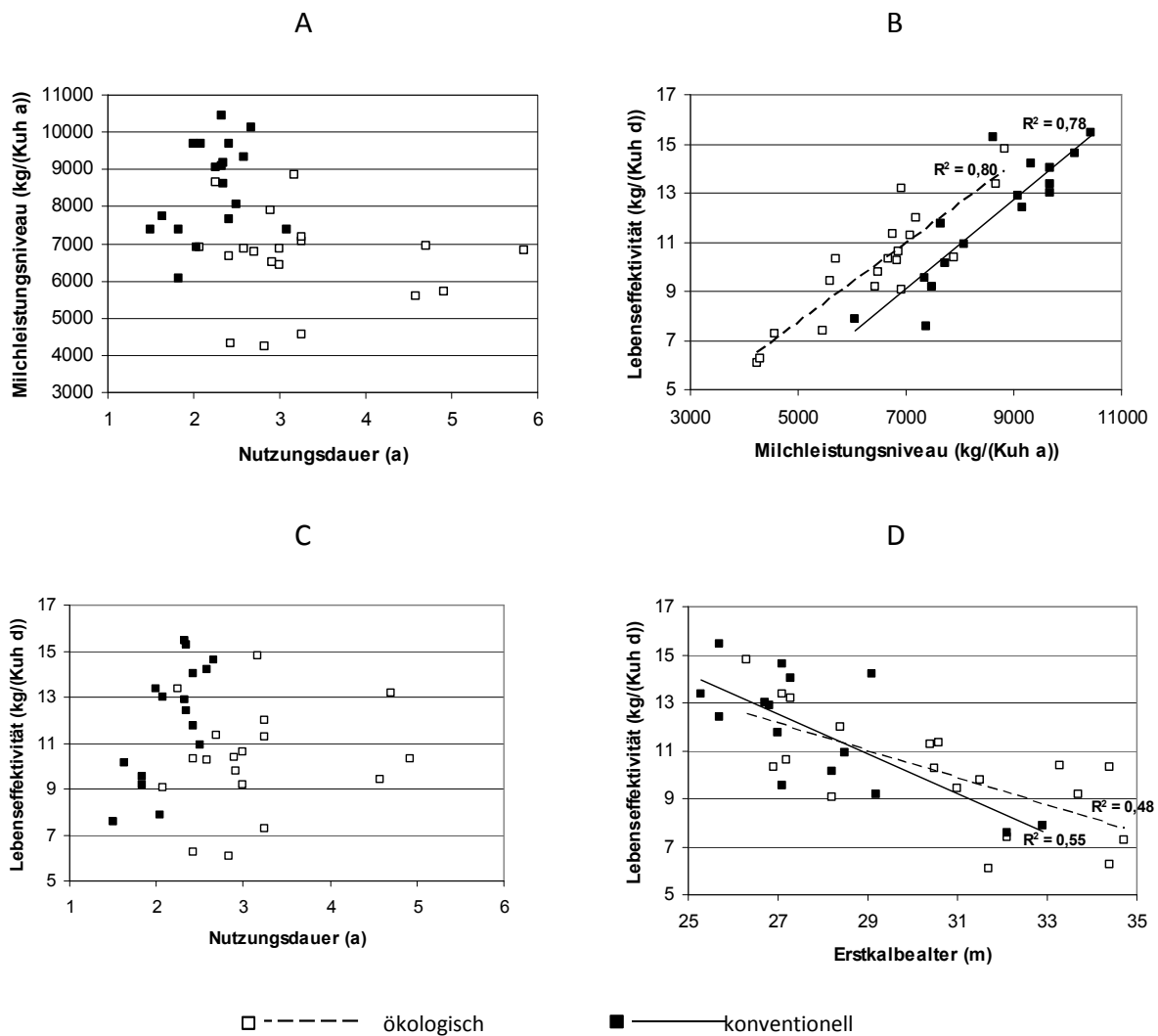
	n	ökologisch	n	konventionell
Anzahl Betriebe		22		22
Betriebsgröße (ha LF)	22	249/ 30-1299	22	312/ 35-1959
Grünlandanteil (%)	22	67/ 4-100	22	36/ 6-100
Herdengröße	22	71/ 18-257	22	113/ 26-450
Rasse	22	Holstein Schwarzbunt	22	13
		Holstein Rotbunt		2
		Fleckvieh		3
		Braunvieh		0
		Diverse*		4
Milchleistung (kg/(Kuh Jahr))	21	6478 ^b / 4307-9289	21	8571 ^a / 6130-10588
Milcheiweiß (%)	22	3,28 ^b / 3,03-3,66	22	3,42 ^a / 3,18-3,55
Milchfett (%)	22	4,06 ^a / 3,68-4,43	22	4,10 ^a / 3,38-4,39
Erstkalbealter (Monate)	19	31 ^a / 26-35	17	28 ^b / 25-33
Nutzungsdauer (Monate)	19	39 ^a / 25-59	16	27 ^b / 18-37
Zwischenkalbezeit (Tage)	21	409 ^a / 364-502	19	406 ^a / 365-433
Lebenseffektivität (kg/(Kuh d))	19	10,3 ^b / 6,1-14,8	17	12,0 ^a / 7,6-15,4
Haltungssystem Laktierende	21	Boxenlaufstall mit Spalten	21	11
		Boxenlaufstall planbefestigt		6
		Tiefstreustall		1
		Anbindehaltung		2
Weidegang Sommer	19	ganztags	16	4
		halbtags		3
		ohne		9
Tage mit Weidegang pro Jahr (d/a)	16	200	13	66
Weidestunden pro Jahr (h/d)	16	2510/ 1008-5856	13	774/ 0-3048
Kraftfutteranteil Laktierende (% TS)	21	16,2 ^b / 0-34,8	20	25,7 ^a / 9,1-35,7
Maissilageanteil im Grundfutter Laktierende (% TS)	21	10,9 ^b / 0-48,0	20	45,6 ^a / 0-70,5
NEL in Ration Laktierende (MJ NEL/(kg TS))	21	6,52 ^b / 5,02-7,27	20	6,81 ^a / 6,33-7,70
nXP-Gehalt in Ration Laktierende (g/(kg TS))	21	145,8 ^b / 112,3-179	20	150,4 ^a / 135-165,2

* Es handelt sich um Betriebe mit gemischten Herden (Holstein Schwarzbunt, Holstein Rotbunt, Fleckvieh, Braunvieh, Deutsches Schwarzbuntes Niederungsgrind, Braunvieh alte Zuchtrichtung, Kreuzung Fleischrind Milchrind).

^{a,b} Sich signifikant unterscheidende Mittelwerte sind mit unterschiedlichen Buchstaben bezeichnet (t-Test, p<0,05).

Im Folgenden sind Zusammenhänge zwischen verschiedenen Leistungs- und Fütterungsparametern der Betriebe dargestellt.

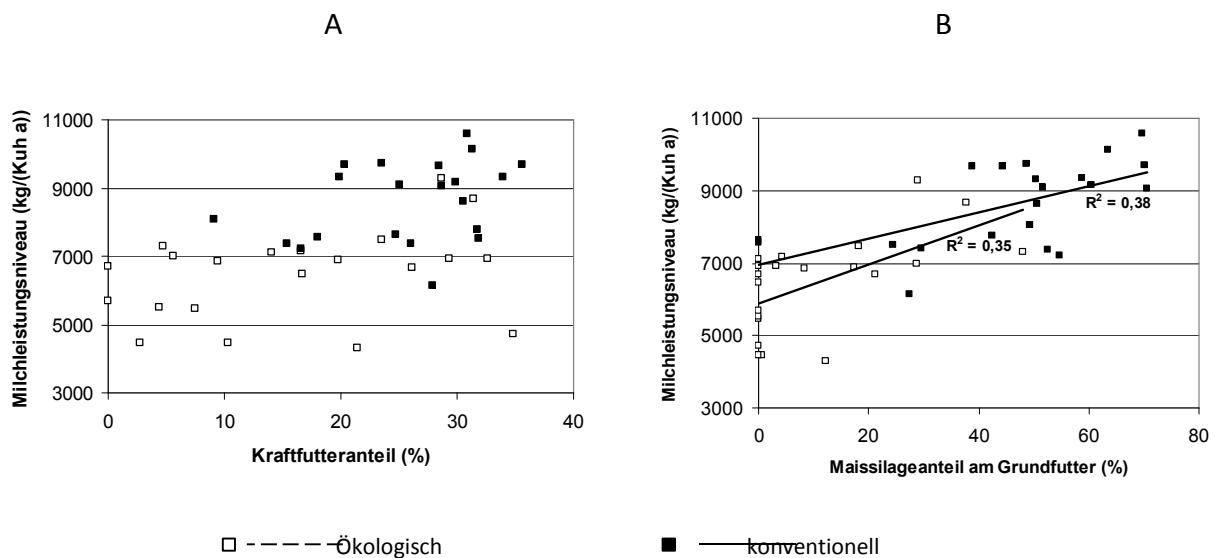
Abbildung 4.6-1: Zusammenhang von Milchleistung und Nutzungsdauer (A, n=37), Lebensfektivität und Milchleistung (B, n=35), Lebensfektivität und Nutzungsdauer (C, n=34) und Lebensfektivität und Erstkalbealter (D, n=34) ökologischer und konventioneller Milchviehherden aus vier Regionen Deutschlands, Mittelwerte der Wirtschaftsjahre 2009, 2010, 2011



Es ist kein gesicherter Zusammenhang zwischen Milchleistung und Nutzungsdauer zu erkennen (Abbildung 4.6-1 A). Die ökologisch wirtschaftenden Betriebe haben jedoch ein insgesamt niedrigeres Milchleistungsniveau (im Mittel 24 % geringer) als die konventionellen Betriebe (Tabelle 4.6-1). Die Nutzungsdauer, ermittelt nach durchschnittlichem Herdenalter, in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben liegt mit einem Durchschnitt von 3,3 Jahren ein Jahr höher als die der konventionellen Betriebe (Tabelle 4.6-1).

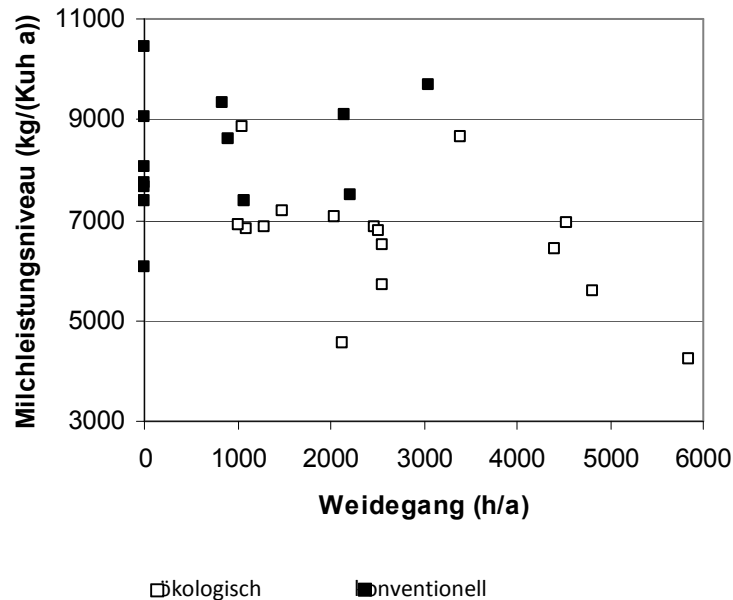
Die Lebenseffektivität beschreibt die Leistung je Lebenstag inklusive der Aufzuchtphase der Kuh (Eilers, 2010). In Abbildung 4.6-1 B wird deutlich, dass die Lebenseffektivität der Tiere in beiden Betriebssystemen positiv mit der Milchleistung korreliert ist ($p < 0,001$). Die Nutzungsdauer der Tiere wirkt sich in der Erhebung nicht messbar auf die Lebenseffektivität aus (Abbildung 4.6-1 C), während es aber einen negativen Zusammenhang zwischen Erstkalbealter und Lebenseffektivität gibt ($p < 0,001$, Abbildung 4.6-1 D). Hohe Lebenseffektivitäten bei den Tieren kommen in beiden Betriebssystemen vor. Die höchsten Werte des Erstkalbealters (Abbildung 4.6-1 D) und der Nutzungsdauer (Abbildung 4.6-1 C) sind in den ökologischen Betrieben zu finden.

Abbildung 4.6-2: Zusammenhang von Milchleistung und dem Kraftfutteranteil (A, $n=33$) und Milchleistung und dem Maissilageanteil am Grundfutter (B, $n=33$) in der Ration ökologischer und konventioneller Milchviehherden aus vier Regionen Deutschlands, Mittelwerte der Wirtschaftsjahre 2009, 2010, 2011



In Tabelle 4.6-1 und Abbildung 4.6-2 A ist zu erkennen, dass der Kraftfutteranteil in den Rationen der ökologisch wirtschaftenden Betriebe im Durchschnitt deutlich unter dem der konventionell wirtschaftenden Betriebe liegt. Es konnte kein gesicherter Zusammenhang zwischen Milchleistung und Kraftfutteranteil in der Ration gefunden werden. Jedoch steigt die Milchleistung in beiden Bewirtschaftungssystemen mit zunehmendem Anteil an Maissilage im Grundfutter ($< 0,001$, Abbildung 4.6-2 B).

Abbildung 4.6-3: Zusammenhang von Milchleistung und Weidegang ökologischer und konventioneller Milchviehherden aus vier Regionen Deutschlands, Mittelwerte der Wirtschaftsjahre 2009, 2010, 2011 (n=29)



Insgesamt haben die Tiere in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben mehr Weidegang als die Tiere in konventionellen Betrieben (Tabelle 4.6-1). Auf 7 der 13 konventionellen Betriebe kommen die Kühe gar nicht auf die Weide. Es konnte kein Zusammenhang zwischen der Dauer des Weidegangs und der Milchleistung ermittelt werden (Abbildung 4.6-3).

4.6.4 Diskussion

In der aktuellen Studie liegt die durchschnittliche Milchleistung der ökologischen Betriebe im Mittel über alle drei Versuchsjahre mit 6478 kg/(Kuh a) deutlich unter denen der konventionellen Betriebe mit 8571 kg/(Kuh a). Aus zahlreichen anderen Studien (Wangler und Harms, 2006; Hirschfeld et al., 2008; Benbrook et al., 2010) sind ähnliche Ergebnisse bekannt. In einer neueren Studie von Brinkmann et al. (2011) wurde ein mittlerer Wert von 6224 kg/(Kuh a) für ökologische Herden (n = 106) gefunden.

Auch die höhere Nutzungsdauer der Tiere in ökologisch wirtschaftenden Betrieben entspricht den Ergebnissen anderer Studien (Wangler und Harms, 2006; Benbrook et al., 2010). Sie ist ein wichtiger wirtschaftlicher Indikator und auch ein Indikator für die Tiergerechtigkeit und -gesundheit (Klug et al., 2002). Für die THG-Emissionen bedeutet eine kurze Nutzungsdauer, dass die Emissionen aus der Aufzuchtphase sich auf eine geringere Nutzungsdauer der Tiere verteilen, z.B. müssen Futtermittel, die ansonsten in der Milchproduktion eingesetzt werden könnten, an die Nachzucht verfüttert werden. Dies kann sich negativ auf die produktbezogenen THG-Emission auswirken (Bell et al., 2011). Jedoch müssen in diesem Zusammenhang auch die Auswirkungen

verschiedener Allokationsverfahren zwischen Milch und Fleischproduktion diskutiert werden (Zehetmeier et al., 2012), denn die Nachzucht der Milchtiere verlässt bei längerer Nutzungsdauer ggf. den Betrieb, und die THG-Emissionen aus der Aufzucht fallen anderswo an. Ein negativer Zusammenhang zwischen Nutzungsdauer und jährlicher Milchleistung, wie ihn Klug et al. (2002) und Wangler und Harms (2006) in ihren Studien gefunden haben, konnte mit der eigenen Studie, wie auch mit anderen Untersuchungen (Fürst und Fürst-Waltl, 2006), nicht belegt werden.

Die Lebenseffektivität steigt in der vorliegenden Studie mit zunehmender Milchleistung und sinkendem Erstkalbealter an (Abbildung 4.6-1). Die Lebenseffektivität der Herden auf den konventionellen Betrieben ist trotz der geringeren Nutzungsdauer der Tiere höher als die der ökologischen Betriebe. Jedoch finden sich auch ökologische Betriebe, deren Herde eine hohe Lebenseffektivität (>13 kg/(Tier d)) bei durchaus unterschiedlichen und auch hohen Nutzungsdauern aufweist (zwischen 2,2 und 4,8 Jahren). Gemeinsam sind den drei Betrieben ein Erstkalbealter von <28 Monaten (Abbildung 4.6-1).

In einer Studie von Gruber et al. (2004) sind Ergebnisse vieler Fütterungsversuche zusammengetragen worden, und es wurde für Versuche mit insgesamt 70766 Versuchstieren ein durchschnittlicher Kraftfutteranteil in der Ration von 25,6 % gefunden. Der durchschnittliche Kraftfutteranteil der konventionellen Betriebe in der aktuellen Studie bewegt sich bei 25,7 %, während der Anteil in den ökologischen Betrieben mit 16,2 % deutlich niedriger ist (Tabelle 4.6-1).

Gruber (2007) sowie Steinwider und Gruber (2002) fanden in ihren Studien im Gegensatz zu den Daten der vorliegenden Erhebung einen Zusammenhang zwischen dem Kraftfutteranteil in der Ration und der Milchleistung. Auch wenn sich eine solche Leistungssteigerung in Bezug auf die THG-Emissionen positiv auswirken kann, ist ein hoher Kraftfuttereinsatz im Hinblick auf den Klimaschutz auch kritisch zu sehen, wenn das Kraftfutter nicht auf dem landwirtschaftlichen Betrieb erzeugt sondern zugekauft wird und in der Vorkette der Kraftfuttermittelherstellung hohe THG-Emissionen entstehen (Rahmann et al., 2008; Gerber et al., 2010).

In 71 % der ökologischen Betriebe der vorliegenden Studie wurde Maissilage in der Fütterung eingesetzt. Rauch und Spiekers (2010) fanden in ihrer deutschlandweiten Studie einen mehr als doppelt so hohen Maissilageanteil im Grundfutter ökologisch wirtschaftender Betriebe von 27 % ($n = 48$) als in der vorliegenden Studie (10,9 %, $n = 21$). Gruber et al. (2004) fanden auf konventionellen Betrieben im Grundfutter einen durchschnittlichen Maissilageanteil von 30,2 %, während der Anteil bei den untersuchten konventionellen Betrieben in der eigenen Studie mit 45,6 % höher liegt. Mit zunehmendem Anteil an Maissilage im Grundfutter steigt auch die Milchleistung an.

Die ermittelten Unterschiede in der Rationsgestaltung zwischen den Betriebssystemen machen deutlich, dass für eine sachgerechte Bewertung der THG-Emissionen der Milchviehhaltung, auch die THG-Emissionen der Futtererzeugung berücksichtigt werden müssen (Schils et al., 2005; Stewart et al., 2009; Kristensen, 2011).

Während für die ökologischen Milchviehbetriebe laut EG-Öko-Verordnung Weidegang vorgeschrieben und gängig ist (Verordnung (EG) Nr. 834/2007; Molkentin, 2006), und auch in dieser Studie deutlich höhere Weidezeiten in den ökologischen Betrieben gefunden wurden (Tabelle 4.6-1), lassen immer weniger konventionelle Betriebe ihre Tiere auf die Weide (Spiekers, 2008). Gründe hierfür sind beispielsweise stärker begrenzte Weidefutteraufnahme im Gegensatz zur reinen Stallhaltung, stärkere Stoffwechselbelastungen und Probleme mit Trittschäden auf den Weiden (Steinwidder und Starz, 2006). Allerdings kann die Weidewirtschaft, neben den Vorteilen für eine tiergerechte Haltung, Stallfütterung und damit verbundener Schnittnutzung der Futterflächen auch ökologisch durchaus überlegen sein, da so geringere Emissionen für die Futtergewinnung anfallen. Dies bedarf genauerer einzelbetrieblicher Analysen. Dass bei steigendem Einsatz von Weidefutter eher mit sinkender Milchleistung zu rechnen ist (Kohnen und Schellberg, 2009) konnte in dieser Studie (Abbildung 4.6-3) und auch bei einer Praxisstudie von Leisen et. al. (2009) nicht bestätigt werden.

Es zeigt sich, dass in den Werten der verschiedenen Leistungs-, Herden- und Fütterungsparameter eine große Bandbreite besteht und es bei den Bewirtschaftungssystemen Überlappungsbereiche gibt. Bei Betrachtung der Mittelwerte der Parameter gibt es jedoch generelle Unterschiede zwischen den ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben. Zu nennen sind hier: Unterschiede in der Milchleistung, der Nutzungsdauer, dem Erstkalbealter, der Lebenseffektivität, dem Kraftfutteranteil und dem Maissilageanteil am Grundfutter (Tabelle 4.6-1). Die Parameter, die die THG-Emissionen der Milchviehhaltung beeinflussen können, hängen damit maßgeblich vom einzelbetrieblichen Management und nicht nur vom Bewirtschaftungssystem ab. Mit der Studie sind belastbare Wertepaare aus ökologischen und konventionellen Betrieben in Deutschland dargestellt.

4.6.5 Literatur

- Bell MJ, Wall E, Russell G, Simm G, Scott AW (2011) The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *J. Dairy Sci.* 94:3662-3678
- Benbrook C, Carman C, Clark E, Daley C, Fulwider W, Hansen M, Leifert C, Martens K, Paine L, Petkewitz L, Jodarski G, Thicke F, Velez J, Wegner G (2010) A Dairy Farm's Footprint: Evaluating the Impacts of Conventional and Organic Farming Systems. The Organic Center, Critical Issue Report:1-35
- Boadi DA, Wittenberg KM, McCaughey WP (2002) Effects of grain supplementation on methane production of grazing steers using the sulphur (SF₆) tracer gas technique. *Can. J. Anim. Sci.* 82:151-157
- Boadi DA, Wittenberg KM, Scott SL, Burton D, Buckley K, Small JA, Ominski KH (2004) Effect of low and high forage diet on enteric and manure pack greenhouse gas emissions from a feedlot. *Can. J. Anim. Sci.* 84:445-453

- Brinkmann J, March S, Barth K, Becker M, Drerup C, Isselstein J, Klocke D, Krömker V, Mersch F, Müller J, Rauch P, Schumacher U, Spiekers H, Tichter A, Volling O, Weiler M, Weiß M, Winckler C (2011) Status quo der Tiergesundheitsituation in der ökologischen Milchviehhaltung in Deutschland – Ergebnisse einer repräsentativen bundesweiten Felderhebung. Paper at: 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Gießen 15.-18. März 2011
- Casey J-W, Holden N-M (2005) Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural Systems* 86:97-114
- Flachowsky G, Brade W (2007) Potentiale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* 76, 6:417-465
- Fürst C, Fürst-Waltl B (2006) Züchterische Aspekte zu Kalbeverlauf, Totgeburtenrate und Nutzungsdauer in der Milchviehzucht. *Züchtungskunde* 78 (5):365-383
- Garnsworthy PC (2004) The environmental impact of fertility in dairy cows: a modelling approach to predict methane and ammonia emissions. *Animal Feed Science and Technology* 112(1-4):211-223
- Gerber P, Vellinga T, Opio C, Henderson B, Steinfeld H (2010) Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- GfE (Ausschuss für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie) (2001) Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchttrinder 2001. DLG-Verlag, Frankfurt/Main, Germany
- Gruber L, Schwarz FJ, Erdin D, Fischer B, Spiekers H, Steingaß H, Meyer U, Chassot A, Jilk T, Obermaier A, Guggenberger T (2004) Vorhersage der Futteraufnahme von Milchkühen. *Forum angewandte Forschung* 24./25.03.2004, PUB 2647:1-17
- Gruber L (2007) Einfluss des Kraftfutters auf Futteraufnahme und Milchleistung von Kühen [online]. 1-24. Zu finden in <http://www.kgzs-ms.si/slike/ZED07/08Gruber.pdf> [zitiert am 19.12.2011]
- Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Poddey E, Freibauer A, Döhler H, Eurich-Menden B, Wulf S, Dieterle M, Osterburg B (2012) Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990-2010. *Landbauforschung, Sonderheft* 356:1-181
- Hirschfeld J, Weiß J, Preidl M, Korbun T (2008) Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. *Schriftenreihe des IÖW* 186/08, Berlin:1-187
- Hörtenhuber S, Zollitsch W (2008) Treibhausgase von der Weide: Welche Vorteile bringt die Öko-Rinderhaltung? *Ökologie und Landbau* 145:23-25
- Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. *Landbauforschung, Sonderheft* 335:65-75
- Klug F, Rebeck F, Wangler A (2002) Die Nutzungsdauer beim weiblichen Milchrind (Teil 1). *Großtierpraxis* 3: 12:5-12
- Kohnen H, Schellberg J (2009) Futterkosten, Milchleistungskurven und Fruchtbarkeit von hochleistenden Milchkühen mit Weidegang. *LfL, Internationale Weidetagung 2009, Schriftenreihe ISSN 1611-4159:81-85*
- Kristensen T, Mogensen L, Trydeman Knudsen M, Hermansen J-E (2011) Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science* 140:136-148

- Leisen E, Pries M, Heimberg P, Vormann M (2009) Kraftfuttergaben und Milchleistung bei Weidegang von Milchviehherden im Ökologischen Landbau. Poster at: 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich 11.-13. Februar 2009
- Menke K-H, Steingaß H (1987) Schätzung des energetischen Futterwertes aus der *in vitro* mit Pansensaft bestimmten Gasbildung und der chemischen Analyse. II: Regressionsgleichungen. Übers. Tierernährg. 15:59-94
- Molkentin J (2006) Untersuchungen zur analytischen Unterscheidung ökologisch und konventionell erzeugter Milch. Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2006, Tagungsband zum Statusseminar: 91-100
- NIR (2011) Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2009 Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011. Climate Change Nr. 11/2011 Umweltbundesamt
- Rahmann G, Aulrich K, Barth K, Böhm H, Koopmann R, Oppermann R, Paulsen H-M, Weißmann F (2008) Klimarelevanz des Ökologische Landbaus - Stand des Wissens. Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research 1/2 (58), 71-89
- Rauch P, Spiekers H (2010) Einsatz von Maisprodukten als Futtermittel in Ökobetrieben. DMK-Tagung Futtermittelkonservierung und Fütterung, Schriftenreihe ISSN 1611-4159, 13-17
- Reenberg A, Fenger N-A (2011) Globalizing land use transitions: the soybean acceleration. Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography 111, 1:85-92
- Schils R-L-M, Verhagen A, Aartasi H-F-M, Sebek L-B-J (2005) A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems 71:163-175
- Seeland G, Henze C (2003) Beziehungen zwischen Milchleistung und Fruchtbarkeit in einer Schwarzbuntpopulation nach intensiver Steigerung der Milchleistung. Arch. Tierz., Dummerdorf 46:103-112
- Sejian V, Lakritz J, Ezeji T, Lal R (2011) Forage and Flax Seed Impact on Enteric Methane Emission in Dairy Cows. Research J Vet Sci 4:1-8
- Spiekers H (2008) Ansprüche der Milchviehhaltung an das Grundfutter vom Grünland [online]. 41-48. Zu finden in http://www.lfltest.bayern.de/ipz/gruenland/31542/dt_by_gl_tag_2008_spiekers.pdf [zitiert am 05.01.2012]
- Steinwider A, Gruber L (2002) Leistungsgrenzen der Milchkuh im Biolandbau sowie bei konventioneller Haltung. Seminar des genetischen Ausschusses der ZAR, Salzburg, 13-35
- Steinwider A, Starz W (2006) Sind unsere Kühe für die Weide noch geeignet? Tagungsband 13. Freiland-Tagung: 37-43
- Stewart A-A, Little S-M, Ominski K-H, Wittenberg K-M, Janzen H-H (2009) Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems. An illustration of a whole-farm approach. Journal of Agricultural Science, 147:367-382
- Verordnung (EG) Nr. 834/2007 (2007) des Rates vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91

- Wangler A, Harms J (2006) Verlängerung der Nutzungsdauer der Milchkühe durch eine gute Tiergesundheit bei gleichzeitig hoher Lebensleistung zur Erhöhung der Effizienz des Tiereinsatzes. Forschungsbericht der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg Vorpommern, Institut für Tierproduktion, Fo.-Nr.: 2/22:1-74
- Zehetmeier M, Gandorfer M, Heißenhuber A (2011) Diskussion der Leistungssteigerung in der Milchviehhaltung als mögliche Strategie zur Reduktion von Treibhausgasemissionen, Tagung, boku. ac. at.:7-8
- Zehetmeier M, Baudracco J, Hoffmann H, Heißenhuber A (2012) Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6:154-166
- Zollitsch W (2002) Leistungsgrenzen bei Nutztieren – was ist möglich? ZAR, Leistungszucht und Leistungsgrenzen beim Rind, Seminar des genetischen Ausschusses der ZAR, Salzburg 2002:3-12

4.7 Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen

Hans Marten Paulsen, Britta Blank, Dagmar Schaub,
Karen Aulrich, Gerold Rahmann

Publiziert in:

Paulsen HM, Blank B, Schaub D, Aulrich K, Rahmann G (2013) Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63(1):29-36, DOI:10.3220/LBF_2013_29-36

Zusammenfassung

Auf 22 Paaren ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland wurden über einen Zeitraum von drei Jahren Daten zu Anfall, Lagerbedingungen, Ausbringung und Qualität der Wirtschaftsdünger erhoben. Aus den Analysewerten und den Lagerbedingungen wurden die Emissionen an CH₄, N₂O und NH₃ und deren direktes bzw. indirektes Klimaerwärmungspotential errechnet. Reine Festmistsysteme lagen nur auf zwei ökologischen Betrieben vor, reine Flüssigmistsysteme nur auf sechs konventionellen Betrieben. Die ermittelten Spannbreiten bei Trockensubstanz, organischer Substanz und Nährstoffgehalten der Wirtschaftsdünger waren in beiden Bewirtschaftungsformen sehr groß. Korrespondierend zu den gefundenen geringen NH₄-N und Gesamt-N-Konzentrationen ergaben sich bei Flüssigmist ökologischer Betriebe niedrigere N₂O- und NH₃-Emissionen und auch bei Festmist niedrigere mittlere NH₃-Emissionen und daraus folgend niedrigere Treibhausgasemissionen. Abzusichernde mittlere Unterschiede bei den potentiellen CH₄-Emissionen wurden zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben nicht gefunden. Auch das gesamte mittlere Klimaerwärmungspotential aus der Wirtschaftsdüngerlagerung unterschied sich zwischen den ökologischen und konventionellen Betrieben nicht. Bei Festmistlagerung ergab sich über beide Bewirtschaftungsformen ein mittlerer Wert von 31,4 ± 5,2 kg t⁻¹ CO₂-Äquivalente (Spannweite: ökologische Betriebe: 25 - 48, konventionelle Betriebe 22 - 37) und bei Flüssigmistlagerung von 32,2 ± 18,3 kg t⁻¹ CO₂-Äquivalente (Spannweite: ökologische Betriebe: 2-60, konventionelle Betriebe: 4-69), jeweils bezogen auf Frischmasse. Das einzelbetriebliche Management ist für die Wirtschaftsdüngerqualität sowie die THG-Emissionen aus deren Lagerung und mögliche Minderungsmaßnahmen maßgeblich.

Schlüsselwörter: Wirtschaftsdünger, Nährstoffgehalte, Treibhausgase, Milchvieh, konventionell, ökologisch

Abstract

On 22 pairs of organic and conventional dairy farms in Germany amount, storage, use and quality data of livestock manure were determined over three years. The emissions of CH₄, N₂O und NH₃ and the associated global warming potential were calculated based on manure composition and storage conditions for each farm. Only two organic farms exclusively had solid manures, six conventional farms had only liquid manure. The ranges of dry matter, organic matter and nutrient contents in the manures were wide in both farming systems. Corresponding to the lower NH₄-N and total-N concentrations found in manures of organic farms lower N₂O and NH₃-emissions from storage of liquid manures, lower mean NH₃-emissions from storage of solid manures as well as their associated greenhouse gas emissions were calculated. Significant mean differences of the CH₄-emission-potential of manures between organic and conventional farms were not found. Also the mean total global warming potentials of manure storage were not different between the farming systems. Over both systems storage of solid manure had a global warming potential of $31.4 \pm 5.2 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-equivalents}$ (ranges: organic farms 25 - 48, conventional farms 22 - 37) and storage of liquid manure of $32.2 \pm 18.3 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-equivalents}$ (ranges: organic farms: 2-60, conventional farms: 4-69), referred to the fresh matter content. Farm individual management determines the quality of livestock manures and the green house gas emissions from their storage as well as the choice of adequate mitigation strategies.

Keywords: livestock manure, nutrient content, greenhouse gas, dairy cattle, conventional, organic

4.7.1 Einleitung

Die Landwirtschaft in Deutschland trägt durch die Fermentation bei der Verdauung der Nutztiere, das Wirtschaftsdüngermanagement und die Emissionen aus Stickstoff(N)-Einträgen in Böden etwa 8 % zur Gesamtemission von Treibhausgasen (THG) in Deutschland bei (NIR, 2011). 55 % des mit den gesamten Methan(CH₄)-Emissionen in Deutschland verbundenen Klimaerwärmungspotentials stammt aus der Landwirtschaft und davon ca. die Hälfte aus der Verdauung der Milchkühe (Freibauer et al., 2011). Ungefähr 9 % der mit den CH₄-Emissionen und ca. 3 % der mit den direkten Lachgas(N₂O)-Emissionen verbundenen Klimawirkung aus der Landwirtschaft (gesamt: 73,9 Mio t a⁻¹ CO₂-Äquivalente) stammen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in Stall und Lager (8,73 Mio t a⁻¹ CO₂-Äquivalente) (Rösemann et al., 2011). Wirtschaftsdünger emittieren bei der Lagerung CO₂, CH₄, N₂O als direkt wirksame THG. Die CO₂-Emissionen aus dieser Quelle werden in Klimabilanzen jedoch meist nicht berücksichtigt, da der von den Tieren umgesetzte Kohlenstoff zuvor über die Photosynthese gebunden wurde (IPCC, 2006). Durch die N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern entstehen direkte THG-Emissionen aus Böden in Form von N₂O. Weiterhin entsteht der größte Anteil der landwirtschaftlichen Ammoniak(NH₃)-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung. Emittiertes NH₃ verursacht über die N-Einträge in Böden und nachfolgende N₂O-Emissionen indirekte THG-Wirkungen (Gillenwater et al., 2006). Durch gezielte Änderungen im Wirtschaftsdüngermanagement von Milchviehbetrieben, z.B. durch verlustarme Lagerung und Applikationstechniken (Hansen et al., 2003; Wulf et al., 2003)

und gezielteren Einsatz der enthaltenen Nährstoffe im Ackerbau (van der Meer, 2008), können Emissionen vermieden und so die THG-Bilanz verbessert werden.

Im Rahmen des Verbundprojekts „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen“ wurden Wirtschaftsdünger und Wirtschaftsdüngermanagement auf ökologischen und konventionellen Betrieben näher charakterisiert (Kassow et al., 2010). Im Folgenden wird anhand der erhobenen Daten aufgezeigt, ob sich Nährstoffgehalte, Lagerungsbedingungen oder Ausbringungstechniken in ökologischen und konventionellen Betrieben grundsätzlich unterscheiden. Weiterhin wird die Bedeutung der Unterschiede in Wirtschaftsdüngerform, -zusammensetzung und -lagerung für die THG-Emissionen betrachtet. Zur Berechnung werden Verfahren der Emissionsberichterstattung in Deutschland angewandt (Haenel et al., 2012). Es wird dargestellt, welche Bandbreite die THG-Emissionen aus direkten CH₄- und direkten und indirekten N₂O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung auf den untersuchten Betrieben haben.

4.7.2 Material und Methoden

Es wurden auf 44 Milchviehbetrieben (22 ökologische und konventionelle Betriebspaare) in vier verschiedenen Regionen Deutschlands über drei Jahre Wirtschaftsdüngerproben genommen und Bewirtschaftungsdaten erhoben. Sechs Betriebspaare lagen im Tertiärhügelland Bayerns sowie im Allgäu, fünf Betriebspaare an Standorten der Nord- und Ostsee-Küstenregionen, vier Betriebspaare im mitteldeutschen Trockengebiet, in der Altmark und im Spreewald und sieben Betriebspaare in der Niederrheinischen Bucht und im Mittelgebirge (Kassow et al., 2010). Alle Flüssigmist- und Stallmistlager dieser Pilotbetriebe wurden jeweils im Winter/Frühjahr 2009, 2010 und 2011 getrennt beprobt und das Wirtschaftsdüngermanagement im Betriebsleiterinterview erhoben. Je Betrieb waren durchschnittlich zwei verschiedene Wirtschaftsdüngerlager verfügbar. Bei Festmist wurden aus jeder repräsentativen Schicht des Lagers mindestens drei Teilproben von ca. 1 kg entnommen und daraus eine Mischprobe hergestellt. Somit wurden die Schichten als gleicher Massenanteil berücksichtigt. Bei Flüssigmist wurden nach Homogenisierung im Lagerbehälter an mindestens fünf Stellen des Behälters Teilproben von ca. 0,75 l entnommen und eine Mischprobe hergestellt, bzw. alternativ die Proben direkt bei der Ausbringung gewonnen. Es wurden also Mischproben aus Wirtschaftsdünger unterschiedlicher Lagerdauer von jedem Lagerplatz analysiert. Eine durchgängige wiederkehrende Beprobung über die jährliche Lagerzeit wurde nicht vorgenommen, vorangegangene Lagerverluste an C und N damit nicht berücksichtigt. Die Proben wurden sofort gekühlt und bis zur Analyse eingefroren. Die Flüssigmist- und Festmistproben wurden nach Vorgaben der VDLUFA (1995) auf Trockensubstanz (TS), organische Substanz (OS), pH, Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Ammoniumstickstoff (NH₄-N), Phosphor (P) und Kalium (K) analysiert.

Für die Kalkulation der mit den CH₄, N₂O und NH₃-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung verbundenen direkten bzw. indirekten Klimawirkung wurden die Mittelwerte der TS, OS, N und NH₄-N-Gehalte der Wirtschaftsdüngerarten (Festmist, Flüssigmist) aller Jahre auf den Betrieben

herangezogen. Da der von den Betrieben als Jauche ausgewiesene Flüssigmist oft vergleichbare oder niedrigere TS und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte hatte, als Proben aus Güllelagern anderer Betriebe wurden die Gülle- und Jaucheproben zusammengefasst, gemeinsam verrechnet und werden im Folgenden durchgängig als Flüssigmist bezeichnet.

Die THG-Emissionen wurden mit den Emissionsfaktoren, die in der deutschen THG-Berichterstattung Anwendung finden, bestimmt (Haenel et al., 2012). Das Klimaerwärmungspotential (GWP100) von CH_4 bzw. N_2O wurde dabei mit 25 bzw. 298 CO_2 -Äquivalenten angenommen (IPCC, 2007). Die CH_4 -Emissionen wurden aus den OS-Gehalten durch die maximale CH_4 -Freisetzungskapazität ($0,24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$ pro kg OS) und Methan-Umwandlungsfaktoren (MCF) errechnet, (IPCC, 2006). Für Flüssigmist wurde für die Berechnung einheitlich ein MCF von 18 %, für Festmist ein MCF von 2 % angenommen. Die direkten N_2O -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wurden aus den gesamten gemessenen N-Mengen abgeschätzt. Für Gülle mit Schwimmdecke und für Festmistlager gilt dabei der gleiche Emissionsfaktor für $\text{N}_2\text{O-N}$ von $0,005 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$, für Güllelagerung unter den Spalten ein Faktor von $0,002 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ (IPCC, 2006). Die NH_3 -Emissionen wurden anhand der gesamten ammoniakalischen N-Menge (TAN) ermittelt (Haenel et al., 2012). TAN wurde dabei mit den gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalten gleichgesetzt. Für die $\text{NH}_3\text{-N}$ Emissionen wurden Emissionsfaktoren von $0,045 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ für offene Gülletanks mit Schwimmdecke und für Gülle unter Spalten, von $0,015 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ für Güllelagerung in geschlossenen Behältern und von $0,60 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ für Festmist (jeweils bezogen auf die TAN-Gehalte) angenommen (Haenel et al., 2012). Die mit der NH_3 -Emission aus dem Wirtschaftsdünger-Management verbundene indirekte Klimawirkung, wurde dann mit einem CO_2 -Äquivalent von $3,86 \text{ kg kg}^{-1} \text{ NH}_3$ hochgerechnet. Dabei wurde für die $\text{N}_2\text{O-N}$ -Emission aus der N-Deposition mit NH_3 ein Emissionsfaktor von $0,01 \text{ kg kg}^{-1}$ angenommen (IPCC, 1996). Die Mittelwerte und Spannbreiten der gemessenen und berechneten Daten werden im Folgenden dargestellt und die Mittelwerte der konventionellen und ökologischen Betriebe mittels t-Test verglichen (JMP 8.0, 2008).

4.7.3 Ergebnisse

Auf sechs der konventionell bewirtschafteten Betriebe fiel kein Festmist an, und zwei der ökologisch wirtschaftenden Betriebe produzierten nur Festmist und keinen Flüssigmist. Die Milchkühe werden auf den untersuchten Betrieben überwiegend in Boxenlaufställen gehalten (Tabelle 4.7-1).

Tabelle 4.7-1: Überblick über die Aufstallungssysteme der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)

		n	ökologisch	konventionell
Milchvieh	Boxenlaufstall mit Spalten	44	11	11
	Boxenlaufstall planbefestigt		3	7
	Tiefstreustall		7	1
	Anbindestall		1	3
Jungvieh > 1 Jahr	Boxenlaufstall mit Spalten	40	5	12
	Boxenlaufstall planbefestigt		2	3
	Tiefstreustall		7	3
	Tretmiststall		5	3
Jungvieh < 1 Jahr	Boxenlaufstall mit Spalten	42	1	9
	Boxenlaufstall planbefestigt		3	3
	Tiefstreustall		11	8
	Tretmiststall		5	2

Eine Übersicht über Parameter der Wirtschaftsdüngerlagerung der 44 untersuchten Pilotbetriebe findet sich in Tabelle 4.7-2. Da die Hälfte der Pilotbetriebe mehr als ein Flüssigmistlager haben, sind die Lager bei der Beschreibung zum Teil mehrfach aufgeführt und die Summen in den Teilbereichen dann größer als die Gesamtzahl der Betriebe.

Tabelle 4.7-2: Überblick über Parameter der Wirtschaftsdüngerlagerung der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)

		ökologisch	konventionell	
Festmist	Gesamt		22	15
	Behandlung	Ohne	19	14
		Kompostierung	2	0
		Biogasanlage	1	1
	Zusätze	Ohne	16	13
		Steinmehl	3	1
		Kalk	1	1
		bio-dyn. Präparate	2	0
	Lagerungsart	offene Mistplatte	16	12
		abgedeckte Mistplatte	2	0
		Stall	1	1
		Feld	3	2
	Lagerdauer	< 30 d	2	0
		< 90 d	9	2
> 90 d		11	13	
Flüssigmist	Gesamt		20	22
	Behandlung	Ohne	25	32
		Biogasanlage	2	2
	Lagerungsart	offener Rundbehälter	15	20
		geschlossener Rundbehälter	4	2
		unter Spaltenboden	6	8
		Güllegrube (geschlossen)	2	4
	Lagerdauer	< 30 d	0	1
		< 90 d	5	2
		> 90 d	22	31
durchschnittliches Lagervolumen (m ³)		749	1245	
Jauche		5	1	

Bei der Flüssigmistausbringung arbeiten die meisten Betriebe mit Breitverteilung, lediglich vier der untersuchten konventionellen Betriebe nutzen Schleppschläuche. Der Hauptteil der Flüssigdünger wird nicht in den Boden eingearbeitet, da sie auf das Grünland oder in den Bestand ausgebracht werden. Bei Einarbeitungszeiten gibt es zwischen den Betrieben und auch innerhalb der Betriebe Unterschiede, die zwischen einer und im Einzelfall bis zu 48 Stunden nach Ausbringung variieren.

Die Ergebnisse der Wirtschaftsdüngeranalysen sind in Tabelle 4.7-3 zusammengestellt.

Tabelle 4.7-3: Trockensubstanz, organische Substanz, Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte von Fest- und Flüssigmist ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland, Mittelwerte und Spannweiten (Wirtschaftsjahre 2008/09, 2009/10, 2010/11)

	n	TS	OS	NH ₄ -N	N	P	K	C	C/N
		%	g kg ⁻¹ (bezogen auf TS)						
Festmist öko	64	27,7 ^a	752 ^b	3 ^b	19,7 ^a	4,7 ^a	21,9 ^a	510 ^b	27,3 ^a
		18-96	366-995	0,1-10	8,2-33	1,1-8,2	5,7-39	300-592	14-68
Festmist kon	40	26 ^a	829 ^a	3,9 ^a	19,7 ^a	4,6 ^a	18,5 ^b	542 ^a	28,6 ^a
		14-45	242-922	0,1-9,6	10-34	1,4-11	2,2-27	213-603	15-49
Flüssigmist öko	46	5,2 ^A	702 ^B	28 ^B	56 ^A	8,4 ^A	60 ^A	502 ^A	11,8 ^B
		0,2-12	645-831	7-124	13-422	2,6-29	10-216	324-582	1-32
Flüssigmist kon	47	5,7 ^A	741 ^A	43 ^A	71 ^A	9,4 ^A	59 ^A	511 ^A	9,4 ^A
		0,3-11	578-842	13-189	27-371	4,7-21	17-176	300-508	1-20

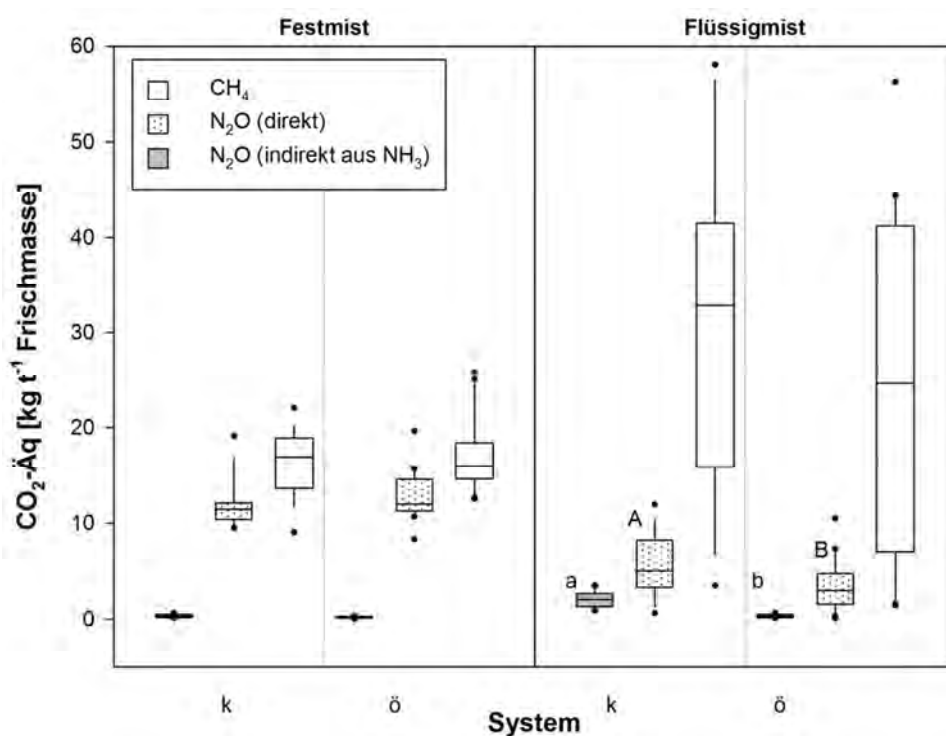
C=Kohlenstoff, K=Kalium, n=Anzahl, N=Stickstoff, NH₄=Ammonium, OS=organische Substanz (Glühverlust), P=Phosphor, TS=Trockensubstanz

^{a,b,A,B} Für den Vergleich der Mittelwerte des Festmistes wurden Kleinbuchstaben genutzt, für den der Gülle Großbuchstaben. Mittelwerte, die sich signifikant unterscheiden (t-Test, p<0,05), sind mit unterschiedlichen Buchstaben bezeichnet.

Beim Systemvergleich der analysierten Parameter im Wirtschaftsdünger ergaben sich bei den ökologischen Betrieben niedrigere mittlere NH₄-N-Gehalte und höhere C/N-Verhältnisse bei Flüssigmist und signifikant niedrigere NH₄-N, OS- und C-Gehalte bei Festmist. Sowohl bei den ökologischen als auch den konventionellen Betrieben sind die Spannweiten der Nährstoffgehalte jedoch sehr groß. Bei den Berechnungen zu den potentiellen THG-Emissionen ergaben sich unter Berücksichtigung der N- und TAN-Gehalte der Wirtschaftsdünger sowie der Lagerungsbedingungen auf den ökologischen Betrieben signifikant geringere Potentiale für eine Klimaerwärmung durch indirekte und direkte N₂O-Emissionen (Abbildung 4.7-1). Bei der errechneten potentiellen Klimawirkung durch die CH₄-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung (Abbildung 4.7-1) sowie der Summe der Klimawirkungen der drei Gase (Tabelle 4.7-4) ergaben sich keine signifikanten mittleren Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben. Für die Flüssigmistlagerung wurde ein mittleres Klimaerwärmungspotential von 31, für die Lagerung von Festmist von 32 kg CO₂-Äq. t⁻¹, jeweils bezogen auf Frischmasse über beide Bewirtschaftungssysteme

errechnet. Verglichen mit in anderen Studien gemessenen Emissionswerten für Gülle (Amon et al., 2006) und Festmist (Amon und Boxberger, 2001) liegen diese Werte im ähnlichen Bereich (Tabelle 4.7-4). Die Spannweite der errechneten potentiellen THG-Emissionen aus der Festmist- bzw. Flüssigmistlagerung liegt bei 25-48 bzw. 2-60 kg CO₂-Äq. t⁻¹ bei den ökologischen und bei 22-37 bzw. 4-67 kg CO₂-Äq. t⁻¹ bei konventionellen Betrieben, jeweils bezogen auf Frischmasse (Tabelle 4.7-4). Die THG-Emissionen bei der Flüssigmistlagerung entstehen überwiegend aus CH₄, bei der Festmistlagerung zu größeren Anteilen auch aus direkten N₂O-Emissionen (Abbildung 4.7-1). Wurden die potentiellen THG-Emissionen auf die Trockenmasse der Wirtschaftsdünger bezogen, ergaben sich keine Systemunterschiede. Der große Anteil an CH₄ am gesamten Klimaerwärmungspotential erklärt die zum Teil sehr niedrigen auftretenden Gesamt-Emissionswerte beim Flüssigmist, da auch Jauche bzw. Flüssigmist mit sehr niedrigen TS-Gehalten in die Berechnung einbezogen wurden.

Abbildung 4.7-1: Treibhausgasemissionen der Lagerung von Wirtschaftsdüngern getrennt nach konventionellen und ökologischen Milchviehbetrieben, errechnet aus mittleren Stoffgehalten und Lagerungsbedingungen



k=konventionell, ö=ökologisch, mit unterschiedlichen Buchstaben und Symbolen gekennzeichnete Boxen kennzeichnen signifikante Mittelwertunterschiede für den jeweiligen Parameter (t-Test, p<0,005)

Tabelle 4.7-4: Mittlere errechnete Treibhausgasemissionen aus der Lagerung von Flüssig- und Festmist in CO₂-Äquivalenten* aller Betriebe, verglichen mit Messwerten nach Amon et. al. (2006) und Amon und Boxberger (2001); Mittelwerte, Standardabweichung, Spannweite

	untersuchte Betriebe		(Amon und Boxberger, 2001)	(Amon et al., 2006)
	Festmist [kg t ⁻¹ bezogen auf Frischmasse]	Flüssigmist	Festmist [kg m ⁻³]	Gülle
N ₂ O (indirekt aus NH ₃)	2,27 ± 1,1	0,25 ± 0,15	0,18 - 2,6	0,04 - 0,2
N ₂ O (direkt)	12,4 ± 2,5	6,4 ± 3,8	8,9 – 21	2,7 - 12,6
CH ₄	16,7 ± 3,4	27,5 ± 16,5	5 – 48	33,6 - 122,6
Gesamt	31,4 ± 5,2	32,2 ± 18,3	14 – 39	37 - 116
Konventionell, gesamt (n=18 bzw. 16)**	30,8 ± 4,3 ^a (22-37) [^]	36,5 ± 18,4 ^A (4-67) [^]	-	-
Ökologisch, gesamt (n=jew. 20)**	31,9 ± 5,9 ^a (25-48) [^]	28,3 ± 17,7 ^A (2-60) [^]	-	-

*Klimaerwärmungspotential, GWP₁₀₀ [kg CO₂-Äq pro kg N₂O, CH₄ oder NH₃]: N₂O=298, CH₄=25 (IPCC 2007), N₂O (indirekt)=3,86*NH₃; **errechnet aus Mittelwerten der Stoffgehalte der Wirtschaftsdünger der Beprobungen aus 2009-2011; ^a bzw. ^A Werte zwischen konventionell und ökologisch unterscheiden sich nicht (t-Test, p<0,05); [^]Spannweiten

4.7.4 Diskussion

Unterschiede in der Zusammensetzung der Wirtschaftsdünger zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben

Aufgrund der Begrenzung von Spaltenanteilen in den Stallungen und traditionell höherer Gewichtung der Stallmistwirtschaft im Ökologischen Landbau konnte in diesem Betriebssystem ein höherer Anteil fester Wirtschaftsdünger erwartet werden (Rahmann et al., 2004). Erwartungsgemäß traf dies für die Pilotbetriebe zu. Boxenlaufställe sind auch in den ökologischen Betrieben die vorherrschende Aufstallungsform für die Milchtiere (Tabelle 4.7-1). Dies entspricht auch Ergebnissen einer weiteren bundesweiten Studie zur ökologischen Milchproduktion (Brinkmann et al., 2011).

Erwartungsgemäß sind die gefundenen Spannbreiten der TS und der Nährstoffe von Fest- und Flüssigmist aus ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung sehr groß (Tabelle 4.7-3). Die Mittelwerte liegen aber im selben Wertebereich wie die für die Umsetzung der Düngeverordnung (2006) publizierten Werte in den Bundesländern (z.B. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, 2009) für die Nährstoffgehalte konventioneller Wirtschaftsdünger. Die Spannbreiten umfassen auch die in anderen Studien gefundenen Werte für Wirtschaftsdünger auf ökologischen Betrieben (Meyer et al., 2011; Paulsen et al., 2011; Shepherd et al., 2002). In der Studie von Shepherd et al. (2002) wurden in englischen Betrieben niedrigere mittlere N- und P-Gehalte

in ökologischer Gülle als in konventioneller Gülle gefunden. Dieser Befund konnte in der vorliegenden Studie nicht statistisch abgesichert werden. Jedoch können Unterschiede in den N- und P-Gehalten von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Betriebe darauf zurückzuführen sein, dass sich im Wirtschaftsdüngerkreislauf konventioneller Betriebe mehr zugekaufte Nährstoffe befinden, die aus Mineraldüngung des betriebseigenen Futters und Futtermittelimporten stammen (Reenberg und Fenger, 2011). Die höheren zirkulierenden N-Mengen in konventionellen Betrieben bergen dann auch die Gefahr höherer klimawirksamer N-Emissionen aus Böden und Wirtschaftsdüngern (Olesen et al., 2006). Die gefundenen Unterschiede zwischen den Betriebsformen im $\text{NH}_4\text{-N}$, OS-Gehalt und C/N Verhältnis bei Festmist und Flüssigmist müssen einzelbetrieblich erklärt werden und werden hier nicht weiter verfolgt.

THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung können durch betriebliche Maßnahmen verringert werden. Grundsätzlich emittiert aus Güllelagern neben NH_3 überwiegend CH_4 . Hohe Temperaturen und anaerobe Bedingungen fördern dabei die CH_4 -Ausgasung. Bei Festmist treten daneben auch in größerem Umfang N_2O -Emissionen im Lager auf (Sneath et al., 2006; Clemens und Ahlgrimm, 2001; Kebreab et al., 2006; Chadwick et al., 2005). Dies zeigen auch die durchgeführten Berechnungen (Tabelle 4.7-4). Häufige Entnahme der Wirtschaftsdünger aus den Ställen, abgedeckte Flüssigmistlager, Biogas-Produktion und angepasste Applikationstechniken können die THG- und NH_3 -Emissionen in der Regel deutlich reduzieren (Weiske et al., 2006; Amon et al., 2006; Webb et al., 2004, Novak, 2010). Bei der hier angewandten Berechnungsmethode für die THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wurden zum Beispiel die möglichen Effekte der Abdeckung nur grob, durch die angepassten Emissionsfaktoren für NH_3 und N_2O , und die der Entnahmefrequenzen der Wirtschaftsdünger gar nicht erfasst. Auswirkungen eines optimierten Managements oder der Einführung von Biogasanlagen wurden in dieser Studie nicht untersucht.

Eine Festmistkompostierung wurde nur auf zwei der untersuchten ökologischen Betriebe durchgeführt (Tabelle 4.7-1). Kompostierung fördert NH_3 -Verluste, senkt jedoch die CH_4 - und N_2O -Ausgasung (Amon et al., 2001; Shepherd et al., 2000). Grundsätzlich können auch durch Jaucheabtrennung NH_3 -Verluste bei der Lagerung von Festmist vermieden werden, ebenso wie später bei der Ausbringung, durch das relativ zügige Einsickern der flüssigen Jauche in den Boden. Im deutschen Emissionsinventar wird für Jauche bei der Ausbringung daher mit $0,20 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ ein geringerer Emissionsfaktor verwendet, als für Gülle ($0,50 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$) oder Stallmist ($0,90 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$) (Döhler et al., 2002). Getrennte Sammlungen von NH_4 -reichem Harn und Sickersäften in Jauchegruben wurden allerdings nur bei fünf der untersuchten ökologischen Betriebe und bei einem konventionellen Betrieb gefunden (Tabelle 4.7-2). Wie erwähnt wurden Jauche und Gülle für die durchgeführten Berechnungen, aufgrund verschwimmender Grenzen im TS-Gehalt, zusammengefasst und als Flüssigmist behandelt. Die konkreten Auswirkungen der Jaucheabtrennung wurden daher nicht gesondert bewertet.

Ein starker einzelbetrieblicher Einfluss auf das Emissionsgeschehen ist auch bei der Wirtschaftsdüngerausbringung durch die gefundenen unterschiedlichen Ausbringungstechniken und Einar-

beitungszeiten zu erwarten. Bei der nationalen Treibhausgasberichterstattung werden z.B. spezifische NH_3 -Emissionsfaktoren für verschiedene Applikationsverfahren und Einarbeitungszeiten der Wirtschaftsdünger vorgegeben, um die gasförmigen N-Emissionen abzuschätzen (Döhler et al., 2002; Chadwick et al., 2011). Die N_2O -Emissionen ergeben sich dann aus dem N-Eintrag in die Böden. Jedoch sind hier zusätzlich auch Tagestemperaturen bei der Ausbringung von entscheidender Bedeutung für die gasförmigen Verluste und könnten bei der Optimierung der Verfahren innerbetrieblich berücksichtigt werden (Novak et al., 2010).

Die errechnete Spannbreite der OS-Gehalte von 753 und 264 g kg^{-1} TS für Stallmist bzw. Flüssigmist (Tabelle 4.7-3) und die daraus resultierenden CH_4 -Emissionen (Abbildung 4.7-1) zeigen erneut die hohe Bedeutung der Wirtschaftsdüngerzusammensetzung im Einzelbetrieb. Durch die ermittelten geringeren mittleren N-Gehalte im Flüssigmist ökologischer Betriebe, ergaben sich beim gewählten Rechenansatz in diesem Betriebssystem bei der Lagerung von Flüssigmist im Mittel auch signifikant geringere N_2O -Emissionen (Abbildung 4.7-1). Die Spannbreite der N-Gehalte beträgt in der Erhebung 25,8 g kg^{-1} TS für Festmist und 409 g kg^{-1} TS für Flüssigmist. Die indirekte Klimawirkung durch N_2O aus NH_3 -Emissionen war aufgrund der geringeren TAN-Gehalte von Stallmist und Flüssigmist in den ökologischen Betrieben ebenfalls geringer. Für die Lagerung ist der verwendete Emissionsfaktor für NH_3 -N für Festmist mit 0,6 um Faktor 13 bzw. 40 höher als bei der Lagerung von Gülle mit Schwimmdecke bzw. Lagerung unter den Spalten. So erklären sich auch die deutlich höheren indirekten THG-Emissionen über NH_3 aus Festmist gegenüber Flüssigmist (Tabelle 4.7-4) trotz der deutlich höheren mittleren NH_3 -N Gehalte des untersuchten Flüssigmists (Tabelle 4.7-3). Die indirekte Klimawirkung von N_2O aus den NH_3 -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung ist allerdings nach den durchgeführten Berechnungen gegenüber den Klimawirkungen von CH_4 und der direkten N_2O -Emissionen zu vernachlässigen (Tabelle 4.7-4). Die niedrigeren direkten N_2O -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung der ökologischen Betriebe (Abbildung 4.7-1) sind auf die geringeren Gehalte an Gesamt-N zurückzuführen (Tabelle 4.7-3). Bei den Ergebnissen ist zu beachten, dass für die Emissionsfaktoren beim Wirtschaftsdüngermanagement Unsicherheitsbereiche angegeben werden, z.B. für CH_4 ± 20 %, für die direkten N_2O -Emissionen -50 bis +100 % und für den Emissionsfaktor für N_2O -N nach atmosphärischer NH_3 -N Deposition auf Böden ± 20 -50 % (IPCC, 2006). Die Ergebnisse der Berechnungen basieren aber auf gleicher Methodik und sind damit vergleichbar. Sie entsprechen Messwerten aus der Literatur (Tabelle 4.7-4). Die absolute Höhe der THG-Emissionen ist jedoch von technischen, standortbezogenen und klimatischen Faktoren abhängig.

4.7.5 Schlussfolgerungen

Anhand der auf den ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben erhobenen Daten zu Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringungstechniken von Wirtschaftsdüngern wurde deutlich, dass die Qualität des Wirtschaftsdüngers sowie auch die mit der Lagerung und Ausbringung verbundenen THG-Emissionen sich auf den Betriebssystemen nicht grundsätzlich unterscheiden und betriebsindividuell sind. Jedoch ist auf den ökologischen Betrieben Festmistwirtschaft ver-

breiteter. Der überwiegende Anteil der THG-Last bei der Lagerung der Wirtschaftsdünger ist durch CH_4 -Emissionen bedingt. Bei Festmist sind direkte N_2O -Emissionen jedoch nahezu gleichbedeutend. Die indirekte THG-Wirkung aus den NH_3 -Emissionen der Wirtschaftsdünger durch nachfolgende N_2O -Emissionen aus Böden ist nur sehr gering. Die Bedeutung der Wirtschaftsdüngerlagerung für die THG-Bilanz von landwirtschaftlichen Betrieben und mögliche Emissionsminderungsmaßnahmen müssen für jeden Betrieb einzeln analysiert werden. Ziel muss es sein, aus Berechnungen, wie sie hier für die Wirtschaftsdüngerlagerung aufgezeigt wurden, Emissionsschwerpunkte der Einzelbetriebe im Detail zu identifizieren. Die Bedeutung der THG-Emissionen aus dieser Quelle muss dann in die gesamte THG- und Umweltbilanz von Betrieben eingeordnet werden, um umwelt- und kosteneffiziente Minderungsmaßnahmen an der richtigen Stelle des Betriebssystems einzuführen.

4.7.6 Literatur

- Amon B, Amon T, Boxberger J, Alt C (2001) Emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 1-3:103-113
- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 2-3:153-162
- Brinkmann J, March S, Barth K, Becker M, Drerup C, Isselstein J, Klocke D, Krömker V, Mersch F, Müller J, Rauch P, Schumacher U, Spiekers H, Tichter A, Volling O, Weiler M, Weiß M, Winckler C (2011) Status quo der Tiergesundheitssituation in der ökologischen Milchviehhaltung in Deutschland - Ergebnisse einer repräsentativen bundesweiten Felderhebung. 11. Wissenschaftstag Öko-logischer Landbau, Gießen, 15.-18. März 2011, 2:162-269
- Chadwick D-R (2005) Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmos Environ* 39(4):787-799
- Chadwick D-R, Sommer S-G, Thorman R, Fanguero D, Cardenas L, Amon B, Misselbrook T (2011) Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166-67:514-531
- Clemens J, Ahlgrimm H-J (2001) Greenhouse gases from animal husbandry: mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60:287-300
- Döhler H, Eurich-Menden B, Dämmgen U, Osterburg B, Lüttich M, Bergschmidt A, Berg W, Brunsch R (2002) BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. Forschungsbericht 299 42 256/02. Texte 05/02. Umweltbundesamt, Berlin
- Düngeverordnung (2006) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist

- Freibauer A, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Haenel H-D, Osterburg B, Rösemann C, Wulf S (2011) Treibhausgasemissionen der Tierhaltung. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.), Emissionen der Tierhaltung - Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik. KTBL-Tagung, 06. - 08. Dezember 2011, Kloster Banz, Bad Staffelstein, KTBL-Schrift 491:113-121
- Gillenwater M, Saarinen K, Ajavon A-N (2006) Precursors and indirect emissions. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T and Tanabe K (eds.). Published: IGES, Japan, Volume 1: General Guidance and Reporting, Chapter 7
- Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Poddey E, Freibauer A, Döhler H, Eurich-Menden B, Wulf S, Dieterle M, Osterburg B (2012) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2010: report on methods and data (RMD) Submission 2012. Braunschweig: vTI, Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research - Sonderheft 394 S
- Hansen M-N, Sommer S-G, Madsen N-P (2003) Reduction of Ammonia Emission by Shallow Slurry Injection: Injection Efficiency and Additional Energy Demand. J. Environ. Qual. 32:1099-1104
- IPCC (1996) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual Volume 3. Agriculture. Online <<<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6c.html>>> abgerufen am 15.10.2012
- IPCC (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H-S, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (eds.). Published: IGES, Japan. Volume 4: Agriculture, Forestry and other Land use
- IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M and Miller HL (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp, Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing
- JMP 8.0 (2008) JMP® Statistical Discovery Software. SAS Institute Inc. SAS Campus Drive, Cary, NC, USA 27513
- Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. Landbauforschung SH 335, 65-76
- Kebreab E, Clark K, Wagner-Riddle C, France J (2006) Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. Canadian Journal of Animal Science 86(2):135-158
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2009) Richtwerte für die Düngung. 20. Auflage
- Meyer D, Dittrich B, Köhler B, Kolbe H (2011) Nähr- und Schadstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern des ökologischen Landbaus in Sachsen. Schriftenreihe des LfULG, Heft 6/2011:16-32
- NIR (2011) Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2009 Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011. Climate Change Nr. 11/2011 Umweltbundesamt
- Novak S-M, Fiorelli J-L (2010) Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. Agronomy for Sustainable Development 30(2):215-236

- Olesen JE, Schelde K, Weiske A, Weisbjerg MR, Asmana WAH, Djurhuus J (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 2-3:207-220
- Paulsen HM, Kratz S, Schnug E (2011) Nährstoffgehalte ökologischer Wirtschaftsdünger. Tagungsband, 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Gießen, 15.-18. März 2011. 1:199-202
- Rahmann G, Nieberg H, Drengemann S, Fenneker A, March S, Zurek U (2004) Bundesweite Erhebung und Analyse der verbreiteten Produktionsverfahren, der realisierten Vermarktungswege und der wirtschaftlichen sowie sozialer Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe und Aufbau eines bundesweiten Praxis-Forschungs-Netzes: *Landbauforschung Völkenrode SH 276*
- Reenberg A, Fenger N-A (2011) Globalizing land use transitions: the soybean acceleration. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography* 111, 1:85-92
- Rösemann, C, Haenel H-D, Poddey E, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Dieterle M, Osterburg B (2011) Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990-2009. *Landbauforschung, Sonderheft 342*
- Shepherd M, Philipps L, Bhogal A (2000) Manure management on organic farms: to compost or not to compost? In: Alföldi T, Lockeretz W, Niggli U, *Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference:50-53*
- Shepherd M, Philipps L, Jackson L, Bhogal A (2002) The nutrient content of cattle manures from organic holdings in England. *Biological Agriculture & Horticulture* 20(3):229-242
- Sneath R-W, Beline F, Hilhorst M-A, Peu P (2006) Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112. 2-3:122-128
- van der Meer HG (2008) Optimising manure management for GHG outcomes 186. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48(1-2):38-45
- VDLUFA (1995) *Methodenbuch II.1. Die Untersuchung von Düngemitteln*, 4. Aufl., inkl. 1. bis 4. Ergänzungslieferung 1999/2004/2007
- Webb J, Chadwick D, Ellis S (2004) Emissions of ammonia and nitrous oxide following incorporation into the soil of farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70(1):67-76
- Wegener J, Lücke W, Heinzemann J (2006) Potentieller Beitrag der Landwirtschaft zur Verminderung der Treibhausgasemissionen in Deutschland. *Agrarwirtschaft* 55, Heft 4
- Weiske A, Vabitsch A, Olesen JE, Schelde K, Michel J, Friedrich R, Kaltschmitt M (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 2-3:221-232
- Wulf S, Vandr e R, Clemens J (2003) Mitigation options for CH₄, N₂O and NH₃ emissions from slurry management. In: van Ham J, Baede APM, Guicherit R, Williams-Jacobse JGFM (eds.): *Non-CO₂ Greenhouse Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects*. Millpress, Rotterdam, Netherlands, ISBN 90-77017-70-4:363-369

4.8 Unterschiede der Fütterung ökologischer und konventioneller Betriebe und deren Einfluss auf die Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen

Franziska Schulz, Sylvia Warnecke, Hans Marten Paulsen, Gerold Rahmann

Zusammenfassung

Ein großer Teil der landwirtschaftlichen Emission von Methan (CH₄) in Deutschland ist der enterischen Fermentation von Milchkühen zuzuschreiben. Da die CH₄-Produktion im Pansen von vielerlei Faktoren abhängig ist, die durch die Fütterung beeinflussbar sind, und sich die ökologische Milchviehhaltung in dieser Hinsicht generell von der konventionellen unterscheidet, wurde im Rahmen des Verbundprojektes „Klimawirkung und Nachhaltigkeit von Landbausystemen - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ die Fütterung der Milchkühe von jeweils 22 ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben einzelbetrieblich erfasst. Hierzu wurden für die Jahre 2008, 2009 und 2010 umfassende Betriebsdaten erhoben sowie Futtermittel beprobt und laboranalytisch untersucht. Zur Berechnung der enterischen CH₄-Emissionen aus den durchschnittlichen Jahresrationen der Milchkühe wurden die Schätzformeln von Kirchgeßner et al. (1994) sowie Ellis et al. (2007), welche auf unterschiedlichen Inputgrößen basieren, verwendet. Die produktspezifischen CH₄-Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe der ökologischen Betriebe lagen für die Milch im Mittel höher als die der konventionellen Betriebe ($p \leq 0,001$). Ein Zusammenhang zwischen systembedingten Unterschieden in der Rationsgestaltung und der CH₄-Emission aus der Verdauung konnte nicht festgestellt werden. Allerdings wurde bei beiden Berechnungsansätzen deutlich, dass die CH₄-Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen, bezogen auf die Produkteinheit, sowohl bei den ökologischen als auch konventionellen Betrieben mit steigender Milchleistung bei beiden Berechnungsmethoden abnahmen ($r^2 \geq 0,44$, $p \leq 0,05$). Demnach scheint eine moderate Leistungssteigerung eine adäquate Möglichkeit zur Reduktion der produktspezifischen CH₄-Emission aus der Verdauung von Milchkühen zu sein. Für eine ganzheitliche Betrachtung sollten jedoch neben der Leistung beispielsweise auch die Aspekte Tiergesundheit sowie Aufzucht- und Nutzungsdauer berücksichtigt werden.

Schlüsselwörter: Milchkuh, Verdauung, enterisch, Methan, Emission, Fütterung, Rationsgestaltung, konventionell, ökologisch

Abstract

A considerable share of the overall agricultural methane (CH₄) emissions in Germany can be attributed to the enteric fermentation of dairy cattle. The CH₄ production in the rumen depends on a number of factors that can be influenced by feeding. Organic and conventional feeding practices differ due to specific regulations that are in place for organic farming. The joint project “Cli-

mate Effects and Sustainability of Agricultural Systems – Analyses in a Network of Pilot Farms” determined feeding practices on a total of 44 dairy farms (22 organic and conventional, each) in four German regions. Data on animal performance were collected and feeds sampled and analyzed for the years 2008, 2009, and 2010. To calculate the CH₄ emissions from enteric fermentation, the estimation formulas of Kirchgeßner et al. (1994) and Ellis et al. (2007) were applied to the mean annual diets of the dairy cattle. These formulas are based on very different input parameters. Mean CH₄ emissions from the enteric fermentation of organic dairy cattle related to the product milk were higher than those from conventional dairy cattle ($p \leq 0,001$). No relation was established between system-based differences in feed rations and CH₄ emissions from enteric fermentation. However results from the estimation formulas showed that enteric CH₄ emissions for the product milk decreased with increasing milk yields in both organic and conventional farming ($r^2 \geq 0,44$, $p \leq 0,05$). Apparently, a moderate increase in milk yield is an adequate measure to reduce product specific CH₄ emissions from enteric fermentation of dairy cattle. An integrated approach to the reductions of emissions from dairy farming must include aspects additional to milk yield such as animal health, length of rearing followers, and length of productive life.

Keywords: dairy cattle, enteric methane emission, feeding, diet formulation, organic, conventional

4.8.1 Einleitung

Im Jahre 2009 konnten 55 % des mit der CH₄-Emission in Deutschland verbundenen Klimaerwärmungspotentials der Landwirtschaft zugeschrieben werden. Dabei stammte etwa die Hälfte der land-wirtschaftlichen CH₄-Emission aus der Verdauung von Milchkühen (Freibauer et al., 2011).

CH₄ entsteht als natürliches Endprodukt des mikrobiellen Abbaus von Futterbestandteilen, vor allem von Kohlenhydraten, unter anaeroben Bedingungen (Jouany, 2008). Bei der Fermentation im Tier ebenfalls entstehendes Kohlenstoffdioxid (CO₂) wird im Gegensatz zu CH₄ als emissionsneutral angesehen (Flachowsky et al., 2011). Hauptort der Methanogenese ist das Vormagensystem des Wiederkäuers, während lediglich etwa 10 % der totalen CH₄-Produktion aus dem Dickdarm stammen (Jouany, 2008). Im Rahmen der mikrobiellen Fermentation von Kohlenhydraten entstehen neben den flüchtigen Fettsäuren (v. a. Acetat, Propionat und Butyrat) im Vormagensystem des Wiederkäuers auch größere Mengen an Wasserstoff. Dieser bildet zusammen mit dem im Pansen gebildeten CO₂ das Hauptsubstrat für die CH₄-Bildung, welche von methanogenen Mikroorganismen aus der Gruppe der Archaea zur Gewinnung von Energie für ihr Wachstum durchgeführt wird (Flachowsky und Brade, 2007; Boadi et al., 2004). Die CH₄-Produktion im Pansen ist vom Fermentationsmuster, d.h. den molaren Anteilen der einzelnen flüchtigen Fettsäuren, abhängig. So fördert die Bildung von Acetat und Butyrat die CH₄-Produktion, während die Bildung von Propionat einen kompetitiven Pfad für die Nutzung von Wasserstoff im Pansen darstellt. Eine Reduktion der CH₄-Produktion kann entweder Folge eines verminderten Ausmaßes der Fermen-

tation im Pansen oder einer Verschiebung des Fermentationsmusters zugunsten von Propionat sein (Moss et al., 2000; Boadi et al., 2004). So begünstigen stärkereiche Rationen die Produktion von Propionat, was zu einer Reduktion der CH₄-Produktion pro Einheit fermentierbarer organischer Substanz im Pansen führt. Hingegen stimulieren raufutterbasierte Rationen die Produktion von Acetat, sodass dies eine Erhöhung der CH₄-Produktion pro Einheit fermentierbarer organischer Substanz im Pansen bedingt (Johnson und Johnson, 1995; Piatkowski et al., 2010).

Für die Fütterung von Milchvieh nach EG-Öko-Verordnung müssen bestimmte Vorgaben berücksichtigt werden, beispielsweise ein Raufutteranteil in der Ration von 60 % der Trockensubstanz (TS). Zudem ist aufgrund der unterschiedlichen Fruchtfolgen und Düngung anzunehmen, dass sich die Milchviehfütterung ökologischer Betriebe von der der konventionellen Betriebe unterscheidet. Im Rahmen des Verbundprojektes „Klimawirkung und Nachhaltigkeit von Landbausystemen - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ mit jeweils 22 ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben wurde deshalb die Fütterung der Milchkühe einzelbetrieblich erfasst und untersucht, ob systembedingte Unterschiede in der Rationsgestaltung bestehen und diese zu unterschiedlichen CH₄-Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe führen.

4.8.2 Material und Methoden

Auf 44 Milchviehbetrieben in vier verschiedenen Regionen Deutschlands wurden für die Jahre 2008, 2009 und 2010 umfassende Betriebsdaten erhoben und Futtermittel beprobt. Daten zur Milchleistung wurden bei Betriebsbesuchen für jedes Untersuchungsjahr festgestellt oder den monatlichen Ergebnissen und Jahresberichten der Milchleistungsprüfung (MLP; Gruppenmittelwerte) entnommen. Die Futterrationen der trockenstehenden und laktierenden Tiere (darin ggf. die verschiedener Leistungsgruppen) wurden ermittelt, wobei zwischen Sommer- und Winterfütterung bzw. Weide- und Stallfütterung differenziert wurde. Auf den Betrieben vorhandene Ergebnisse von Futtermittelanalysen wurden einbezogen.

Die auf den einzelnen Pilotbetrieben verwendeten Futtermittel wurden im Winter/Frühjahr 2009, 2010 und 2011 beprobt. Die Probenentnahme von Heu und Silagen sowie von Kraftfutter und Kraftfuttermischungen erfolgte mit Hilfe eines Bohrstocks bzw. Probennehmerspeers, wobei auf den Erhalt von Feinteilchen geachtet und mögliche Schichtungen der Futtermittel in den Vorratsbehältern berücksichtigt wurden. Proben des Grün- und Weidefutters wurden vor dem 1. Schnitt gewonnen. Aus mehreren Teilproben wurde jeweils eine repräsentative Mischprobe des Futtermittels gebildet, welche bis zur Laboranalyse dunkel und kühl gelagert bzw. im Falle der Silagen und des Grün- und Weidefutters tiefgefroren wurde. Die Proben wurden im Labor des Thünen-Instituts für Ökologischen Landbau auf ihre Rohnährstoffgehalte hin untersucht (s.a. Tabelle 3.2-5 in Kapitel 3) und ihre Gehalte an Energie (Nettoenergie-Laktation (NEL), Metabolisierbare Energie (ME)) und nutzbarem Rohprotein (nXP) berechnet (Einzelfuttermittel nach GfE, 2001; Mischfuttermitteln nach Menke und Steingäß, 1987; siehe hierzu Kapitel 3.2.4).

Die Angaben aus dem Betriebsleiterinterview zur Fütterung wurden auf Plausibilität geprüft, indem die erfassten Rationen dem Energiebedarf der Tiere gegenübergestellt wurden (Berechnung nach GfE, 2001). Bei Diskrepanzen, d. h. rechnerischer energetischer Unter- oder starker Überversorgung der Tiere, erfolgten nach Rücksprache mit dem Betriebsleiter Anpassungen in den Rationen.

4.8.2.1 Berechnung der Jahresdurchschnittsrationen der Milchkühe

Die durchschnittlichen Jahresrationen der Milchkühe auf den Betrieben wurden für jedes einzelne Jahr aus den Rationen der laktierenden und trockenstehenden Tiere unter Berücksichtigung der Dauer der Sommer- (Weidetage) und Winterfütterung sowie der durchschnittlichen Trockensteh- und Zwischenkalbezeit auf Herdenbasis berechnet und, wenn vollständig vorliegend, über die Futterjahre gemittelt (Tabelle 4.8-1).

Die Berechnung der Jahresdurchschnittsrationen der laktierenden und trockenstehenden Tiere erfolgte dabei unter Berücksichtigung der Zeiträume, in denen die einzelnen Rationen (Sommer- bzw. Winterration) gefüttert wurden. Der Zeitraum der Fütterung der Sommerration (Tage (d) pro Jahr (a), $[d a^{-1}]$) wurde bei Weidegang der Tiere mit der angegebenen Weidedauer $[d a^{-1}]$ gleichgesetzt. Im Falle von sommerlicher Frischgrasfütterung ohne Weidegang wurde der Zeitraum der Frischgrasfütterung als Fütterungszeitraum der Sommerration verwendet (Pilotbetrieb 28). Der Zeitraum der Fütterung der Winterration $[d a^{-1}]$ ergab sich durch folgende Berechnung:

$$\text{Fütterung der Winterration } [d a^{-1}] = 365 [d a^{-1}] - \text{Fütterung der Sommerration } [d a^{-1}]$$

Bei ganzjähriger Stallfütterung wurde sowohl für die Fütterung der Sommer- als auch der Winterration ein Zeitraum von jeweils $182,5 d a^{-1}$ angenommen.

Aus den Jahresdurchschnittsrationen der laktierenden und trockenstehenden Tiere wurden die Jahresdurchschnittsrationen der Milchkühe abgeleitet. Hierzu wurden die Jahresdurchschnittsrationen der laktierenden und trockenstehenden Tiere mit den entsprechenden Anteilen der Laktations- bzw. Trockenstehtage am Jahr gewichtet. Die Anteile wurden aus der Trockenstehtzeit [d] und Zwischenkalbezeit (ZKZ, [d]) wie folgt berechnet:

$$\text{Trockenstehtage pro Jahr } [d a^{-1}] = \text{Trockenstehtzeit } [d] / \text{ZKZ } [d] * 365 [d a^{-1}]$$

$$\text{Laktationstage pro Jahr } [d a^{-1}] = 365 [d a^{-1}] - \text{Trockenstehtage } [d a^{-1}]$$

Anteil Trockenstehtage am Jahr = Trockenstehtage [d a^{-1}] / 365 [d a^{-1}]

Anteil Laktationstage am Jahr = Laktationstage [d a^{-1}] / 365 [d a^{-1}]

Bei fehlenden Angaben wurde von einer Trockenstehzeit von 49 d ausgegangen (Pilotbetriebe 15, 19, 21, 23, 25, 28, 33, 35, 36, 37, 38, 46, 47, 48, 49, 52, 56, 62, 63, 66). Bei fehlenden Angaben zur ZKZ wurde diese unter Berücksichtigung der Milchleistung nach den Richtwerten des MLP-Begriffshand-buches des LKV Rheinland-Pfalz (2013) abgeschätzt (Pilotbetrieb 82).

Bei fehlenden Angaben zur Ration der trockenstehenden Tiere wurde die Ration der laktierenden Tiere des Betriebes zur energetischen Bedarfsdeckung unterstellt (Pilotbetriebe 19, 33, 36, 38, 46, 48, 49, 52, 56, 62).

4.8.2.2 Berechnung der Methan-Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen

Unter Verwendung der ermittelten durchschnittlichen Jahresrationen der Milchkühe wurde die CH_4 -Emission aus der Verdauung für die einzelnen Betriebe mit Hilfe der Schätzgleichungen von Kirchgeßner et al. (1994) sowie Ellis et al. (2007; Gleichung [2d]) berechnet. Dabei basiert letztere lediglich auf der täglich mit dem Futter aufgenommenen Menge an TS, während erstere mit der täglichen Aufnahme an Rohnährstoffen (Rohfaser (XF), Stickstofffreie Extraktstoffe (NfE), Rohprotein (XP), Rohfett (XL)) arbeitet. Die verwendeten Schätzgleichungen lauten wie folgt:

Kirchgeßner et al. (1994):

$$\text{CH}_4 [\text{g d}^{-1}] = 63 + 79 * \text{XF} [\text{kg d}^{-1}] + 10 * \text{NfE} [\text{kg d}^{-1}] + 26 * \text{XP} [\text{kg d}^{-1}] - 212 * \text{XL} [\text{kg d}^{-1}]$$

Ellis et al. (2007; Gleichung [2d]):

$$\text{CH}_4 [\text{MJ d}^{-1}] = 3,23 + 0,809 * \text{TS} [\text{kg d}^{-1}]$$

Für die Umrechnungen der CH_4 -Emissionen wurde ein CH_4 -Energiegehalt bzw. CH_4 -Klimawärmungspotential (GWP_{100}) von 55,65 Megajoule* kg^{-1} bzw. 25 verwendet (IPCC, 2006). Die nach Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG; 2001) aus den MLP-Daten ermittelten durchschnittlichen Milchleistungen in kg Energie-korrigierte Milch pro Tier und Jahr (als [$\text{kg ECM Tier}^{-1} \text{a}^{-1}$]) dienten zur Ableitung der produktbezogenen THG-Emissionen (als [$\text{kg CO}_2 \text{eq kg}^{-1} \text{ECM}$]).

4.8.3 Ergebnisse

Zur Charakterisierung der Fütterung sind in Tabelle 4.8-1 die Anteile an Kraftfutter, Maissilage, sonstigem Grund- sowie Saftfutter, Grassilage und Weide in den durchschnittlichen Jahresrationen der Milchkühe (Mittelwerte der Untersuchungsjahre 2008 bis 2010) aufgeführt.

Tabelle 4.8-1: Durchschnittliche Jahresrationen der Milchkühe der ökologischen (ö) und konventionellen (k) Pilotbetriebe in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Die Summe der Spalten 7, 8, 9, 12, 13 ergibt jeweils 100 %

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Betrieb	Paar	Region	System	Milchleistung (ECM) [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Futterjahre [n]	Kraftfutter	Maissilage	Sonstiges Grundfutter, Saftfutter ¹	Heu ²	Stroh ²	Grassilage	Weide
10	1	S	ö	4.197	3	8,9	0,8	9,1	8,6	0,6	53,6	27,5
11	2	S	ö	5.285	3	3,9	0,0	59,1	59,1	0,0	0,0	37,0
13	3	S	ö	6.937	2	14,5	3,4	40,5	6,1	0,0	23,0	18,7
15	4	S	ö	5.886	3	0,0	0,0	52,0	45,1	0,0	0,0	48,0
18	5	S	ö	4.469	3	2,2	0,0	85,4	25,9	0,0	3,4	8,9
19	6	S	ö	6.769	3	0,0	0,0	14,2	14,1	0,0	32,6	53,2
32	7	W	ö	9.185	2	25,0	19,8	3,7	0,0	3,5	40,9	10,6
33	8	W	ö	6.593	2	14,8	0,0	11,5	4,7	1,7	34,2	39,4
35	9	W	ö	6.903	1	26,3	0,0	5,0	4,9	0,0	41,0	27,7
36	10	W	ö	7.212	1	22,0	13,6	21,3	0,0	0,0	28,2	15,0
37	11	W	ö	7.466	1	8,2	5,4	2,1	2,0	0,0	37,1	47,1
38	12	W	ö	7.184	1	3,2	33,9	4,8	0,0	0,0	32,1	25,9
39	13	W	ö	7.322	2	4,6	15,0	6,1	5,9	0,7	22,7	51,7
50	14	O	ö	6.709	1	19,8	19,4	1,4	1,2	0,0	53,1	6,3
52	15	O	ö	4.072	1	6,1	0,0	61,9	60,3	0,0	0,0	32,0
53	16	O	ö	7.313	1	31,1	2,5	20,9	4,0	0,0	37,3	8,2
56	17	O	ö	3.881	1	21,1	9,5	5,4	5,4	0,0	37,6	26,4
72	19	N	ö	4.627	2	31,5	0,0	18,1	0,0	8,5	20,8	29,6
73	20	N	ö	8.598	2	28,4	24,4	3,3	0,0	1,1	25,3	18,5
75	21	N	ö	5.674	2	6,5	0,0	7,9	0,0	0,0	43,4	42,2
76	22	N	ö	6.915	2	17,6	11,7	6,4	6,0	1,0	37,8	26,5
77	23	N	ö	7.204	2	11,0	0,0	9,1	5,3	0,0	31,3	48,5
20	1	S	k	8.000	2	27,4	27,2	7,4	1,8	4,8	38,0	0,0
21	2	S	k	7.353	3	15,2	40,3	6,7	3,7	3,3	37,7	0,0
23	3	S	k	7.761	3	28,4	17,4	4,6	4,5	0,0	49,5	0,0
25	4	S	k	8.168	2	22,1	0,0	23,8	12,0	3,7	54,1	0,0

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Betrieb	Paar	Region	System	Milchleistung (ECM) [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Futterjahre [n]	Kraffutter	Maissilage	Sonstiges Grundfutter, Saffutter ¹	Heu ²	Stroh ²	Grassilage	Weide
28	5	S	k	6.393	3	27,1	20,4	34,7	6,1	0,0	17,8	0,0
29	6	S	k	7.582	3	16,1	0,0	35,0	8,7	0,0	44,5	4,4
42	7	W	k	10.117	1	30,9	41,8	10,7	0,0	4,7	16,6	0,0
43	8	W	k	7.186	2	23,9	27,5	3,5	0,0	4,1	21,2	24,0
45	9	W	k	7.530	2	8,2	31,5	32,6	10,2	0,0	27,7	0,0
46	10	W	k	10.278	1	29,6	42,3	0,0	0,0	0,0	25,6	2,6
47	11	W	k	9.715	2	17,5	40,9	10,9	0,0	3,9	30,7	0,0
48	12	W	k	10.059	2	28,1	26,8	1,9	1,3	0,6	30,5	12,7
49	13	W	k	9.197	1	25,1	38,7	0,0	0,0	0,0	36,2	0,0
60	14	O	k	9.778	1	34,1	40,0	13,0	8,9	5,1	12,9	0,0
62	15	O	k	9.440	1	29,9	42,4	3,6	0,0	3,6	24,1	0,0
63	16	O	k	7.559	1	23,7	36,7	20,1	0,0	20,8	19,4	0,0
66	17	O	k	9.767	1	23,5	37,0	14,9	4,2	5,1	24,6	0,0
82	19	N	k	9.325	2	32,5	29,3	13,1	0,0	6,3	25,1	0,0
83	20	N	k	9.379	2	22,9	44,0	16,6	7,0	0,0	16,6	0,0
85	21	N	k	8.605	2	28,1	34,5	0,5	0,0	0,7	29,9	7,0
86	22	N	k	9.680	2	21,3	37,2	3,4	0,0	3,5	15,7	22,4
87	23	N	k	7.643	2	13,7	22,8	0,1	0,0	0,0	25,8	37,6
Mittelwert ö				6382 ^a	1,9	13,9 ^a	7,2 ^a	20,4	11,8 ^a	0,8 ^a	28,9	29,5 ^a
Mittelwert k				8660 ^b	1,9	24,1 ^b	30,9 ^b	11,7	3,1 ^b	3,2 ^b	28,4	5,0 ^b

¹ Zur Kategorie des sonstigen Grund- sowie Saffutters gehören Birtreber, Cobs, Chicorée Wurzeln, Frischfutter (z.B. Frischraps), Ganzpflanzensilage, Heu, Heulage, Kartoffeln, Möhren, Nassschnitzel, Sojapülpe und Stroh.

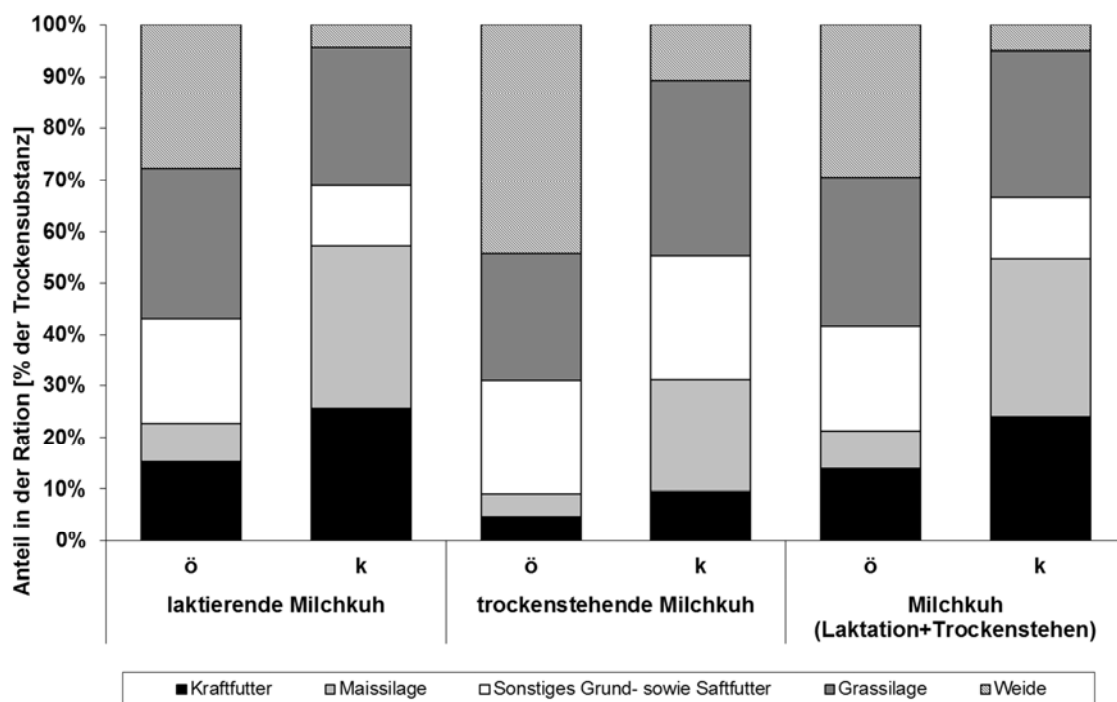
² Auch enthalten in Spalte 9.

^{a, b} Mittelwerte, die sich signifikant unterscheiden (t-Test; $p \leq 0,05$), sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.

Im Mittel konnten deutliche Unterschiede zwischen der Fütterung des Milchviehs der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe festgestellt werden. Obwohl die ökologischen Betriebe mit 13,9 % im Mittel weniger Kraffutter als die konventionellen Betriebe (24,1 %) einsetzten ($p \leq 0,001$; Tabelle 4.8-1 und Abbildung 4.8-1), waren auch hier Betriebe mit einem hohen Kraffutteranteil von bis zu 31,5 % in der Ration zu finden. Während die ökologischen und konventionellen Betriebe einen ähnlichen Grassilageeinsatz (28,9 % bzw. 28,4 %) zeigten und sich der Anteil sonstigen Grund- und Saffutters in der Ration statistisch nicht signifikant unterschied (20,4 % bzw. 11,7 %; $p > 0,05$), wiesen die ökologischen Betriebe (7,2 %) im Vergleich zu den konventionellen Betrieben (30,9 %) einen erheblich niedrigeren Maissilageanteil auf ($p \leq 0,001$). Der Wei-

deanteil an der Fütterung der konventionellen Betriebe (5,0 %) lag im Mittel deutlich unter dem der ökologischen Betriebe (29,5 %; $p \leq 0,001$). Vier Betriebe (Betriebe 13, 28, 36, 83) verfütterten Frischgras im Stall, welches im Anteil des sonstigen Grund- sowie Saftfutters enthalten ist und auf den beiden ökologischen Betrieben 13 und 36 zusätzlich zum Weidegang vorgelegt wurde.

Abbildung 4.8-1: Mittelwerte der durchschnittlichen Jahresration der Milchkühe (beinhaltet Laktation und Trockenstehen) mit zusätzlicher Differenzierung der Jahresration nach laktierenden und trockenstehenden Milchkühen der ökologischen (ö; n=22) und konventionellen (k; n=22) Pilotbetriebe (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Siehe Tabelle 4.8-1 für Informationen zu den in der Kategorie „Sonstiges Grund- sowie Saftfutter“ enthaltenen Futtermitteln



Insgesamt 31 der 44 Betriebe gewährten den Tieren Weidegang, wobei sich dieser nur in vereinzelten Fällen (beim ökologischen Betrieb 18 und beim konventionellen Betrieb 29) auf die Trockensteher beschränkte. Bei zwei konventionellen Betrieben (Betriebe 47 und 49) hatten die Tiere Zugang zur Weide, jedoch wurde die komplette Ration im Stall gefüttert, so dass keine nennenswerte Futteraufnahme von der Weide erfolgte. Der Weidefutteranteil in der durchschnittlichen Jahresration der trockenstehenden Tiere war bei den 22 ökologischen Betrieben mit 44,1 % etwa 1,5-mal größer als in der Jahresration der laktierenden Tiere (27,7 %). Bei den konventionellen Betrieben lag der Weidefutteranteil der trockenstehenden Tiere (29,3 %) im Mittel sogar fast 2,5-mal höher als der der laktierenden Tiere (12,2 %; jeweils Mittelwert der konventionellen Betriebe mit Weidegang (n=7)). Die durchschnittliche Jahresration der trockenstehenden und laktierenden Tiere unterschied sich bezüglich des Anteils an Grassilage, Maissilage und sonstigem Grund- sowie Saftfutter in der Ration im Mittel aller Betriebe kaum (Unterschied 2,5 bis 6,6 %-Punkte). Hingegen war der Kraftfuttereinsatz bei den Trockenstehern mit 7,2 % vergleichsweise

gering (laktierende Tiere: 20,4 %, Mittelwerte aller Betriebe) und konzentrierte sich in der Regel auf die Vorbereitungsfütterung, d.h. 2 bis 3 Wochen ante partum. Es verzichteten 19 der 44 Pilotbetriebe, davon 11 ökologisch und 8 konventionell, gänzlich auf den Kraftfuttereinsatz während der Trockenstehzeit, während lediglich 2 der ökologischen Betriebe (Betriebe 15, 19) dies auch während der Laktation taten.

Die nach Kirchgeßner et al. (1994) berechneten CH_4 -Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe der ökologischen und konventionellen Betriebe lagen im Mittel aller Betriebe und Untersuchungsjahre in einem ähnlichen Bereich ($3822 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $3759 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Hingegen fiel die mit der Formel von Ellis et al. (2007) ermittelte CH_4 -Emission der ökologischen Betriebe ($2852 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$) im Vergleich zu der der konventionellen Betriebe ($3112 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$) geringer aus ($p \leq 0,001$). Der Einbezug diätischer Werte in der Schätzformel von Kirchgeßner et al. (1994) führte unabhängig von der Bezugsgröße, d. h. sowohl tier- als auch produktbezogen, im Vergleich zur Berechnung nach Ellis et al. (2007) zu einer Erhöhung der berechneten CH_4 -Emissionen aus der Verdauung (mit Ausnahme des konventionellen Betriebes 42). Im Mittel aller Pilotbetriebe betrug dieser Niveauunterschied der mit den beiden Schätzformeln ermittelten tierplatzbezogenen CH_4 -Emission $808 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$, reichte allerdings einzelbetrieblich von 274 (konventioneller Betrieb 28) bis $1743 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (konventioneller Betrieb 63).

Die anhand der Schätzformeln von Kirchgeßner et al. (1994) bzw. Ellis et al. (2007) berechneten produktbezogenen CH_4 -Emissionen der ökologischen Betriebe lagen mit $0,63$ bzw. $0,47 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1} \text{ ECM}$ im Durchschnitt höher als die der konventionellen Betriebe ($0,44$ bzw. $0,36 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1} \text{ ECM}$; $p \leq 0,001$; Abbildung 4.8-2). Dabei überlappten die CH_4 -Emissionen der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe in einem Bereich zwischen $0,39$ und $0,65 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1} \text{ ECM}$ (bei Berechnung nach Kirchgeßner et al. (1994)) sowie zwischen $0,35$ und $0,42 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1} \text{ ECM}$ (bei Berechnung nach Ellis et al. (2007)). Diese Werte traten über beide Berechnungsmethoden betrachtet bei Milchleistungen zwischen 5674 und $10278 \text{ kg ECM Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Während sich von den konventionellen Pilotbetrieben lediglich Betrieb 63 durch eine nach Kirchgeßner et al. (1994) berechnete erheblich größere Emission von den übrigen Betrieben abhob, stachen bei den ökologischen Betrieben 7 Betriebe (Betriebe 10, 11, 15, 18, 52, 56, 72) heraus, wobei in diesen Fällen auch die anhand der Schätzformel von Ellis et al. (2007) ermittelten CH_4 -Emissionen leicht erhöht waren. Bei beiden Berechnungsansätzen wurde deutlich, dass die CH_4 -Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen, bezogen auf die Produkteinheit, sowohl bei den ökologischen als auch den konventionellen Betrieben mit steigender Milchleistung abnahmen ($r^2 \geq 0,44$, $p \leq 0,05$, Abbildung 4.8-3). Diese regressionsanalytischen Ergebnisse sind in Abbildung 4.8-3 grafisch dargestellt. Bei einer durchgeführten Korrelationsanalyse über alle Betriebe konnten statistisch abgesicherte Zusammenhänge zwischen den Anteilen einzelner Rationskomponenten auf die enterische CH_4 -Emission nicht nachgewiesen werden.

Abbildung 4.8-2: Nach den Schätzformeln von Kirchgeßner et al. (1994) und Ellis et al. (2007) berechnete produktspezifische Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen ökologischer (ö; n=22) und konventioneller (k; n=22) Betriebe (Mittelwerte (MW) der Jahre 2008 bis 2010, benachbarte Betriebspaare ö-k z.B. 10-20, 33-43, 77-87)

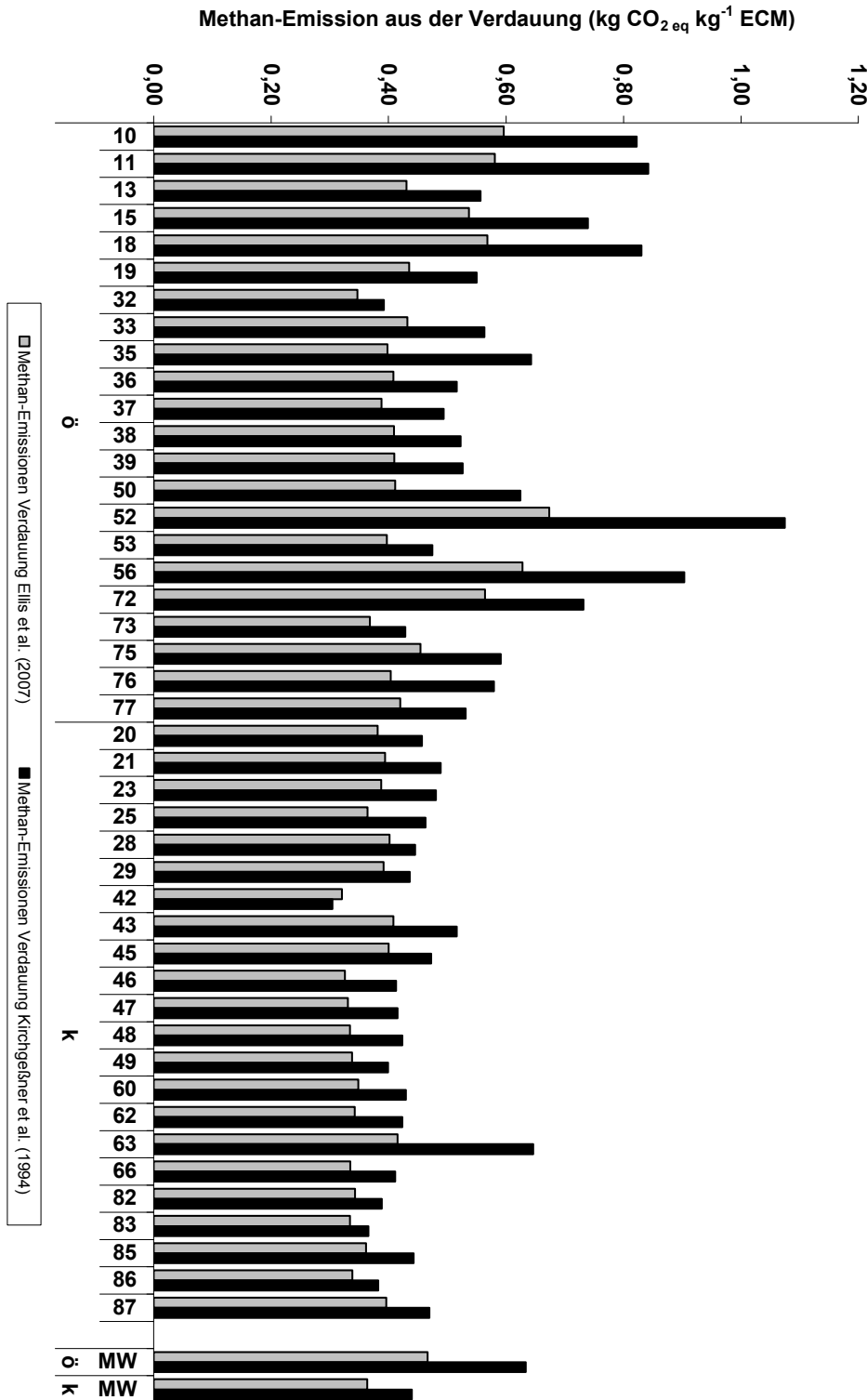
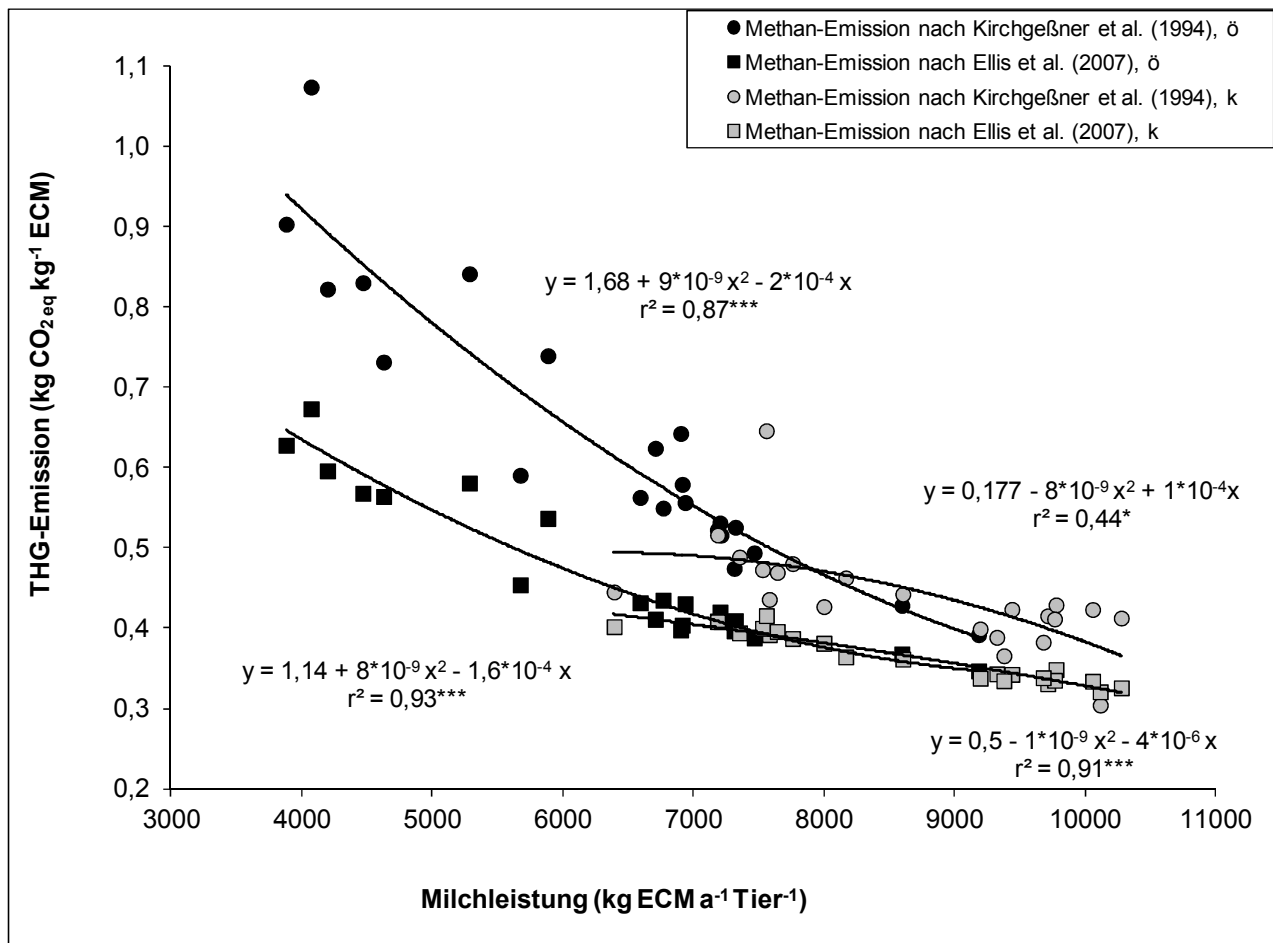


Abbildung 4.8-3: Einfluss von Milchleistung und betrieblicher Futtermittellage auf die produktspezifische Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen ökologischer (ö; n=22) und konventioneller (k; n=22) Betriebe (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010)



*** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,01$, * $p \leq 0,05$

4.8.4 Diskussion

Piatkowski et al. (2010) ermittelten mit ihrer Modellgleichung, die auf direkten CH₄-Messwerten aus 337 Experimenten mit wachsenden Rindern sowie Milchkühen beruht, eine CH₄-Emission von 132 bzw. 139,3 kg CH₄ Tier⁻¹ a⁻¹ für eine Milchkuh (650 kg Lebendgewicht, 305-Tage-Leistung, 60-tägige Trockenstezeit) mit einer Milchleistung von 6000 bzw. 8000 kg ECM a⁻¹. Unter Verwendung eines CH₄-Klimaerwärmungspotentials von 25 (IPCC, 2006) entspricht dies 3300 bzw. etwa 3480 kg CO₂ eq Tier⁻¹ a⁻¹. Der produktbezogene CH₄-Ausstoß wurde in der Arbeit mit 0,55 bzw. 0,44 CO₂ eq kg⁻¹ ECM aufgeführt. Bei einer mittleren Milchleistung aller im Pilotprojekt teilnehmenden Betriebe von 7521 kg⁻¹ ECM Tier⁻¹ a⁻¹ (Mittelwert der Jahre 2008 bis 2010) betrug die nach Kirchgeßner et al. (1994) sowie Ellis et al. (2007) berechnete tierbezogene bzw. produktbezogene CH₄-Emission aus der Verdauung der Milchkühe im Mittel 3791 sowie 2982 kg CO₂ eq Tier⁻¹

$^1 \text{ a}^{-1}$ bzw. 0,54 sowie 0,41 $\text{CO}_2_{\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ ECM}$. Während die im Projekt ermittelten produktbezogenen CH_4 -Emissionen im Mittel in dem von Piatkowski et al. (2010) ermittelten Wertebereich liegen, differieren die tierbezogenen CH_4 -Emissionen vom angegebenen Wertebereich. Flachowsky und Brade (2007) geben in ihrer Übersichtsarbeit allerdings für laktierende bzw. trockenstehende Milchkühe nach verschiedenen Autoren einen Bereich der enterischen CH_4 -Emission von 200 bis 600 bzw. 150 bis 300 $\text{g CH}_4 \text{ Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$ an (ohne Nennung der Milchleistung). Wird eine Zwischenkalbe- und Trockenstehzeit von 365 und 49 Tagen unterstellt, so ergibt sich ein sehr weiter Wertebereich der CH_4 -Emission aus der Verdauung von Milchkühen zwischen circa 1760 und 5110 $\text{kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Den Betrieben, die im Projekt aufgrund ihrer hohen produktspezifischen CH_4 -Emission auffielen (Abbildung 4.8-2), war mit Ausnahme des konventionellen Betriebes 63 eine niedrige Milchleistung gemeinsam (3881 bis 5886 $\text{kg}^{-1} \text{ ECM Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die ökologischen Betriebe 10, 18, 52, 56 und 72 wiesen eine geringe tägliche Futteraufnahme auf (etwa 15 $\text{kg TS Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$), weshalb die nach Ellis et al. (2007) ermittelten tierbezogenen Emissionen gering waren (2437 bis 2743 $\text{kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Eine vergleichsweise hohe produktspezifische CH_4 -Emission wurde dabei lediglich durch die geringe Milchleistung bedingt (0,56 bis 0,67 $\text{CO}_2_{\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ ECM}$). Die ökologischen Betriebe 11 und 15 wiesen, vermutlich aufgrund geringer Energiegehalte der Ration ($\leq 6 \text{ MJ NEL kg}^{-1} \text{ TS}$), bei ähnlicher Milchleistung eine hohe Futteraufnahme auf (etwa 19 $\text{kg TS Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$), weshalb die tierbezogene sowie produktspezifische CH_4 -Emission nach Ellis recht hoch lag (3063 bzw. 3160 $\text{kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie 0,58 bzw. 0,54 $\text{CO}_2_{\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ ECM}$). Der konventionelle Betrieb 63 zeigte bei vergleichbarer Futteraufnahme und somit CH_4 -Emission nach Ellis et al. (2007) wie die Betriebe 11 und 15 eine deutlich höhere Milchleistung (7559 $\text{kg}^{-1} \text{ ECM Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$), sodass die produktspezifische Emission nicht aus den Daten herausstach. Hingegen war die nach Kirchgeßner et al. (1994) berechnete Emission stark erhöht (4885 $\text{kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$), was auf einen hohen XF-Gehalt in der Ration, bedingt durch einen beachtlichen Stroheinsatz (20 %), zurückgeführt werden kann. Ein hoher XF-Gehalt in der Ration und somit tägliche XF-Aufnahme, welche der bedeutendste Faktor der CH_4 -Bildung ist, in Kombination mit einer geringen Milchleistung erklärte die hohen produktspezifischen Emissionen nach Kirchgeßner et al. (1994) der anderen 7 Betriebe, von denen sich 4 Betriebe durch einen hohen Einsatz von XF-reichem Heu in der Ration auszeichneten (26 bis 60 %).

Aguerre et al. (2011) stellten in ihrem Fütterungsversuch mit Milchkühen bei gleich bleibender Futteraufnahme und Milchleistung einen Anstieg des CH_4 -Ausstoßes von 538 auf 648 $\text{g CH}_4 \text{ Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$ bei Erhöhung des Grundfutter-Kraftfutterverhältnisses von 47:53 auf 68:32 (% auf TS-Basis) fest. Auch in der Studie von Yan et al. (2006) führte ein zunehmender Grassilageanteil in der Ration zu einem Anstieg des Verhältnisses von enterischer CH_4 -Emission zu Milchleistung. Ein derartiger Zusammenhang zwischen dem Grundfutter-Kraftfutterverhältnis und der enterischen CH_4 -Emission, wie er sich auch aus theoretischen Überlegungen ergibt (z.B. O'Mara, 2004; siehe Einleitung), konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht belegt werden. Walter (2009) fand in seinen Modellberechnungen mit 11 CH_4 -Schätzfunktionen, darunter auch die in der vorliegenden Studie verwendeten von Kirchgeßner et al. (1994) und Ellis et al. (2007), bei der Verfütterung von

Frischgras eine Erhöhung der CH₄-Emission. Dabei reagierten lediglich die auf den Inhaltsstoffkonzentrationen basierten Funktionen wie die von Kirchgeßner et al. (1994) mit einem deutlich erhöhten CH₄-Anfall auf den Proteinüberschuss bei Frischgrasverfütterung (wie sie auch bei der Verfütterung von Grundfutter mit geringerer Qualität auf den höheren Rohfasergehalt reagierten). Im Projekt konnte unter Einbezug der gemessenen Futterqualitäten keine Erhöhung der CH₄-Emission bei Frischgrasverfütterung bzw. Weidefutter vor dem Hintergrund der gesamten Rationen bestätigt werden.

Folgende Umstände bieten Erklärungsansätze für das Fehlen der Zusammenhänge zwischen einzelnen Futterkomponenten und der Methanemissionen aus der Verdauung über alle Betriebe. Prinzipiell liegt die Ursache im klaren Praxisbezug des Projektansatzes:

1. Anpassung der Rationen: In vielen Fällen mussten nach der Datenaufnahme und Futtermittelanalyse auf den Betrieben aufgrund von rechnerischer energetischer Unter- oder Überversorgung der Tiere Anpassungen der von den Landwirten ursprünglich angegebenen Rationen vorgenommen werden. Damit veränderten sich gegebenenfalls Werte zur Futteraufnahme, welche entweder direkt als TS-Aufnahme (Ellis et al., 2007) oder indirekt als tägliche Aufnahme an Rohnährstoffen (Kirchgeßner et al., 1994) in die CH₄-Schätzfunktionen einfließen. Die Kausalität zwischen tatsächlicher Rationsgestaltung und enterischer CH₄-Emission wird dadurch geschwächt. Der in dieser Studie nachgewiesene Zusammenhang zwischen Milchleistung und enterischer CH₄-Emission könnte hiervon ebenfalls betroffen sein und bei detaillierterer Kenntnis der tatsächlich gefütterten Ration noch stärker ausfallen.
2. Abschätzung der Futteraufnahme und Futterqualitäten bei Weidegang: Bei Weidegang der Tiere musste die Futteraufnahme anhand der täglichen Weidestunden und den täglich gefütterten Mengen an anderen Futtermitteln geschätzt werden. Zudem konnten nicht alle einzelnen Weideaufwüchse beprobt werden, so dass die zeitliche Dynamik der Weidefutterqualitäten lediglich aus den DLG-Futterwerttabellen (DLG, 1997) geschätzt werden konnte. Das könnte die vorliegenden Ergebnisse ebenfalls beeinflusst haben.
3. Fehlende Daten bei den Trockenstehern: Häufig erhielten die trockenstehenden Tiere die mengenmäßig unbestimmten Futterreste der Laktierenden oder es lagen keinerlei Informationen zur Fütterung der Trockenstehenden vor. Darüber hinaus war auch die Trockenstehedauer bei fast der Hälfte der Betriebe nicht bekannt (siehe Kapitel 4.8.2). Prinzipiell könnten daher auch die Annahmen, die für die Trockensteher bei fehlenden Angaben getroffen wurden, eine Ursache für den hier mittels Regressionsanalyse (siehe Abbildung 4.8-3) nicht zu beweisenden Zusammenhang darstellen. Diese Mutmaßung erscheint allerdings eher unwahrscheinlich, da der Anteil der Trockenstehtage am Jahr mit durchschnittlich etwa 12 % vergleichsweise gering war.
4. Erfassung der Futterreste auf Betrieben: Generell ist es unter Praxisbedingungen schwierig, die Futterreste zu quantifizieren, die an den verschiedenen Stationen über das Futterjahr an-

fallen. Auch die detaillierte Erfassung und zeitliche Zuordnung von Rationen und Futterqualitäten ist unter Praxisbedingungen nur schwer herzustellen (vergleiche z.B. Breer et al., 2006). Hierdurch fehlt es an einer Kontrollinstanz aller Berechnungen. Die tatsächliche Grobfut-
teraufnahme ist damit nicht genau bekannt.

5. Ebenfalls ist es denkbar, dass auch andere Effekte - wie die Haltung unterschiedlicher Rassen auf den Pilotbetrieben (Blank et al., 2013), die beispielsweise entsprechend ihres genetischen Potenzials mit einer unterschiedlich starken Leistungssteigerung auf den Einsatz von Kraftfutter reagieren (Gruber, 2007) – einen Zusammenhang zwischen Rationsgestaltung, Milchleistung und CH₄-Emission aus der Verdauung überlagerten.
6. Auch wurden beispielsweise Gesundheit und Tiermanagement der Herde im Projekt nicht erfasst und mögliche Effekte bei der Berechnung berücksichtigt.

Da kein Zusammenhang zwischen Raufutter- bzw. Kraftfuttereinsatz und enterischer CH₄-Emission hergestellt werden konnte, müssen sowohl die mit der Schätzformel nach Kirchgeßner et al. (1994) als auch nach Ellis et al. (2007) ermittelten durchschnittlich höher liegenden produktspezifischen CH₄-Emissionen der Milchkühe der ökologischen Betriebe vor allem auf die im Mittel niedrigeren Milchleistungen zurückgeführt werden. Eine Abnahme der produktspezifischen CH₄-Emission aus der Verdauung von Milchkühen, wie sie in dieser Studie beobachtet werden konnte, wurde vielfach festgestellt und liegt darin begründet, dass die Emission, die mit der Erhaltung assoziiert ist, auf eine immer größere Produktmenge verteilt wird (Kirchgeßner et al., 1995; O'Mara, 2004; Walter, 2009). Daneben nimmt in der Regel der Stärkegehalt in der Ration aufgrund des verstärkten Einsatzes von Kraftfutter bei hohen Leistungen zu (Piatkowski et al., 2010). Allerdings fällt die Abnahme der produktbezogenen Emission, die sich durch Leistungssteigerung ergibt, mit zunehmendem Milchleistungsniveau immer geringer aus. Piatkowski et al. (2010) leiteten aus ihren Berechnungen ab, dass eine Senkung der CH₄-Emission im Leistungsbereich unter 8000 kg am effektivsten ist, da die Steigerung der Leistung in diesem Bereich zu einer deutlichen Senkung der produktbezogenen Emission führt. Diese sinkende Differenz mit steigender Milchleistung begründet möglicherweise die geringere Abnahme der produktspezifischen CH₄-Produktion konventioneller Betriebe bei Milchleistungssteigerung (siehe Steigungsparameter der Regressionsgeraden, Abbildung 4.8-3), da die meisten konventionellen Betriebe im Vergleich zu den im Pilotprojekt teilnehmenden ökologischen Betrieben in einem höheren Milchleistungsbereich lagen. Eine moderate Leistungssteigerung wird von vielen Autoren als eine der wirkungsvollsten Maßnahmen zur Emissionsreduktion angesehen, da die Tierzahl zur Produktion der gleichen Milchmenge reduziert werden kann (Kirchgeßner et al., 1995; O'Mara, 2004; Flachowsky und Brade, 2007; Piatkowski et al., 2010). Allerdings sollte eine Leistungssteigerung primär durch die Erzeugung und den Einsatz von qualitativ hochwertigem Grundfutter in der Milchkuhfütterung erreicht werden. Zum einen ist die Erzeugung von Grundfutter mit einem niedrigeren Energieeinsatz und einer geringeren Treibhausgas-Emission verbunden als Kraftfutter (siehe Frank et al. in Kapitel 4.5). Zum anderen besteht bei der Nutzung von Grünland keine Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen. Darüber hinaus ist der Einsatz von Kraftfutter beim Wiederkäuer be-

grenzt, da größere Mengen an Zucker und Stärke infolge einer schnellen Fermentation eine starke Absenkung des pH-Wertes im Pansen (Acidose) mit weiteren Gesundheitsstörungen hervorrufen (Flachowsky et al., 2004).

Für eine umfassende Bewertung der CH₄-Emission aus der Verdauung muss auch die Aufzuchtphase und Nutzungsdauer der Tiere im Betrieb berücksichtigt werden, wobei insbesondere die Nutzungsdauer einen Bezug zu Tierwohl und Tiergesundheit hat (Klug et al., 2002 und 2003). Ein längeres Verbleiben der Kühe in der Herde führt dazu, dass eine geringere Anzahl weiblicher Tiere zur Bestandserhaltung benötigt wird. Dies senkt die produktspezifische CH₄-Emission, da die mit der Aufzuchtphase verbundene CH₄-Emission auf eine größere Milchmenge verteilt wird (Flachowsky und Brade, 2007). Da sich die Nutzungsdauer der Milchkühe in ökologischen und konventionellen Betrieben unterscheidet (Blank et al., 2013), könnte die Einbeziehung dieser Aspekte zu einer veränderten Emissionsbewertung der Systeme „ökologisch“ und „konventionell“ führen. Gleiches gilt für gesamtbetriebliche Betrachtung aller Emissionspfade über die Betrachtung der CH₄-Emissionen aus der Verdauung hinaus (Frank et al., 2013).

4.8.5 Schlussfolgerungen

Für die wirklichkeitsnahe Kalkulation der CH₄-Emissionen aus der Verdauung ist die exakte Abbildung der Futtermengen und -inhaltsstoffe auf den Betrieben ein wichtiger Faktor. Da bei Verwendung verschiedener CH₄-Schätzformeln zum Teil Niveauunterschiede bestehen und somit eine große Unsicherheit bei der Bestimmung des tatsächlichen CH₄-Anfalles existiert, müssen, um Betriebsvergleiche durchführen zu können, in jedem Fall einheitliche Modellierungsmethoden angewandt werden. Die im Pilotprojekt experimentell gewonnenen Daten ökologischer und konventioneller Praxisbetriebe untermauern die wissenschaftliche Erkenntnis, dass die produktbezogenen CH₄-Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen mit steigender Milchleistung abnehmen. Da die untersuchten ökologischen Betriebe im Mittel wesentlich geringere Milchleistungen aufwiesen als die konventionellen, wäre eine moderate Milchleistungssteigerung der ökologischen Betriebe als besonders effektiv hinsichtlich einer Verminderung von Treibhausgasemissionen einzuschätzen. Obwohl in der vorliegenden Studie kein genereller Zusammenhang zwischen der Rationsgestaltung und der CH₄-Emission aus der Verdauung festgestellt werden konnte, ergeben sich im Bereich der Fütterung Optimierungspotenziale, beispielsweise eine Verbesserung der Grundfutterqualität, welche aufgrund einer Leistungssteigerung emissionsmindernd wirken kann. Neben Reduzierungsmöglichkeiten für CH₄-Emissionen aus der Verdauung müssen im Hinblick auf die Treibhausgasemissionen der Milchproduktion die weiteren Emissionsbereiche der Betriebe beachtet werden. Einzelbetriebliche Optimierungsmöglichkeiten sind auch in anderen Bereichen wie im Wirtschaftsdüngermanagement, der Futtererzeugung und der Tiergesundheit zu suchen.

4.8.6 Literatur

- Aguerre MJ, Wattiaux MA, Powell JM, Broderick GA, Arndt C (2011) Effect of forage-to-concentrate ratio in dairy cow diets on emission of methane, carbon dioxide, and ammonia, lactation performance, and manure excretion. *J Dairy Sci* 94(6):3081-3093
- Blank B, Schaub D, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63(1):21-28, und im Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Boadi D, Benchaar C, Chiquette J, Massé D (2004) Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Can J Anim Sci* 84:319-335
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.) (1997) Futterwerttabellen Wiederkäuer: 7. erweiterte und überarbeitete Auflage. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 212 S, ISBN 3-7690-0547-3
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.) (2001) DLG-Information 1/2001. Empfehlungen zum Einsatz von Mischrationen bei Milchkühen. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 32 S
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J Dairy Sci* 90(7):3456-3466
- Flachowsky G, Meyer U, Lebzien P (2004) Zur Fütterung von Hochleistungskühen. *Übers Tierernährg* 32:103-147
- Flachowsky G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* 79(6):417-465
- Flachowsky G, Brade W, Feil A, Kamphues J, Meyer U, Zehetmeier M (2011) Carbon (CO₂)-Footprints bei der Primärerzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft: Datenbasis und Reduzierungspotenziale. *Übers Tierernährg* 39:1-45
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Freibauer A, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Haenel H-D, Osterburg B, Rösemann C, Wulf S (2011) Treibhausgasemissionen der Tierhaltung. *KTBL-Schr* 491:113-121
- GfE (Ausschuss für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie) (2001) Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchtrinder 2001. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 136 S, ISBN 3-7690-0591-0
- Gruber L (2007) Einfluss der Kraftfuttermenge auf Futteraufnahme und Leistung von Milchkühen. 34. Viehwirtschaftliche Fachtagung, 19. - 20. April 2007, 35-51
- IPCC (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan
- Johnson KA, Johnson DE (1995) Methane Emissions from Cattle. *J Anim Sci* 73:2483-2492
- Jouany JP (2008) Enteric methane production by ruminants and its control. In: Andrieu S, Wilde D (eds.) Gut efficiency: the key ingredient in ruminant production; elevating animal performance and health. Wageningen: Wageningen Acad Publ, 35-59

- Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL (1994) Methane release from dairy cows and pigs. In: Aguilera JF (ed.) Proc. 13th Symposium on Energy Metabolism of Farm Animals 399-402; EAAP Publ. 76, Spain
- Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL (1995) Nutritional Factors for the Quantification of Methane Production. In: Engelhardt W von, Leonhard-Marek S, Breves G, Gieseke D (eds.) Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction. Proceedings 8th International Symposium on Ruminant Physiology. Stuttgart: Enke, 333-348
- Klug F, Rehbock F, Wangler A (2002) Ein historischer Überblick – Die Nutzungsdauer beim weiblichen Milchrind (Teil 1). *Großtierpraxis* 3:12, 5-12
- Klug F, Rehbock F, Wangler A (2003) Ein historischer Überblick – Die Nutzungsdauer beim weiblichen Milchrind (Teil 3). *Großtierpraxis* 4 (2), 5-18
- LKV Rheinland-Pfalz (Landeskontrollverband Rheinland-Pfalz e.V.) (2013) Wichtige Begriffe der Milchleistungsprüfung und Tierzucht für die Arbeit beim LKV Rheinland-Pfalz. <http://www.lkv-rlp.de/mlp-begriffsdefinitionen.htm>, Zugriff 04.06.2013
- Moss AR, Jouany JP, Newbold J (2000) Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Ann Zootech* 49:231-253
- O'Mara F (2004) Greenhouse Gas Production from Dairying: Reducing Methane Production. *Advances in Dairy Technology* (2004) Volume 16:295-309
- Piatkowski B, Jentsch W, Derno M (2010) Neue Ergebnisse zur Methanproduktion und zu deren quantitativer Vorhersage beim Rind. *Züchtungskunde* 82(5):400-407
- Walter K (2009) Fütterung und Haltung von Hochleistungskühen: 4. Methanproduktion, Wasserverbrauch und Anfall von Exkrementen. *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 2 2009 (59):139-150
- Breer D, Tholen E, Südekum KH (2006) Status-Quo-Analyse: Datenauswertung zur Fütterungssituation und zum Leistungsgeschehen von Milchkühen im Ökologischen Landbau - Weiterentwicklung von Fütterungsempfehlungen. Schlussbericht zum Projekt 05OE009 im Bundesprogramm Ökologischer Landbau, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Tierwissenschaften, Abteilung Tierernährung, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 47 S
- Yan T, Mayne CS, Porter MG (2006) Effects of dietary and animal factors on methane production in dairy cows offered grass silage-based diets. *International Congress Series* 1293:126-126

4.9 Berechnung emissionswirksamer Substanzen in Exkrementen der Milchkühe ökologischer und konventioneller Betriebe in Deutschland basierend auf den Futtrationen und den Futterinhaltsstoffen

Sylvia Warnecke, Franziska Schulz, Hans Marten Paulsen, Gerold Rahmann

Zusammenfassung

Auf jeweils 22 ökologisch (öko) und konventionell (kon) bewirtschafteten Milchviehbetrieben in Deutschland wurden über einen Zeitraum von drei Jahren Daten zur Milchviehhaltung und Milchviehfütterung erhoben und aus den betriebsspezifischen Rationen und gemessenen Futterqualitäten die Mengen potentiell emissionswirksamer Inhaltsstoffe (*volatile solids* (VS), Stickstoff (N), ammoniakalischer Stickstoff (TAN)) in den Milchviehexkrementen berechnet. Es wurde im Wesentlichen die Methodik der deutschen Klimaberichterstattung verwendet und nötigenfalls an die betrieblichen Gegebenheiten angepasst. Die tierbezogenen Ausscheidungen der Milchkühe lagen im Mittel auf den konventionellen Betrieben bei den VS-Ausscheidungen (öko: 1337, kon: 1561 kg Tier⁻¹ a⁻¹) signifikant höher und beim TAN (öko: 70,3, kon: 58,1 kg Tier⁻¹ a⁻¹) signifikant niedriger als auf den ökologischen, während es keine Unterschiede in den Gesamt-N-Ausscheidungen (öko: 131,2, kon: 129,7 kg Tier⁻¹ a⁻¹) gab. Analog zu den Ausscheidungen ist das Potential der Milchviehexkreme, Treibhausgase zu emittieren, zu sehen. Alle produktbezogenen Ausscheidungen der emissionsrelevanten Stoffe waren im Mittel grundsätzlich bei den konventionellen Betrieben signifikant geringer als bei den ökologischen, da auf ersteren deutlich höhere mittlere Milchleistungen vorlagen (öko: 6382, kon: 8660 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹). Im Überlappungsbereich der Milchleistungen der ökologischen und konventionellen Betriebe zwischen 6.393 und 9.197 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹ konnten wiederum keine signifikanten Unterschiede zwischen den Systemen festgestellt werden. Der Großteil der potentiell emissionswirksamen Stoffe wurde in beiden Systemen im Mittel im Stall und im Melkstand abgesetzt (öko: 75 %, kon: 93 %) und demnach dem Wirtschaftsdüngermanagement in Stall, Lager und Ausbringung zugeführt.

Schlüsselwörter: Milchvieh, Exkreme, Wirtschaftsdünger, volatile solids, TAN, N-Ausscheidung, Methan, Treibhausgas, Emissionspotential, konventionell, ökologisch

Abstract

Data on dairy cattle performance, housing and feeding were collected on 44 German dairy farms (22 organic (o) and conventional (c), each) for the years 2008, 2009, and 2010. Excretions of volatile solids (VS), nitrogen (N) and total ammoniacal N (TAN) were calculated based on the farm specific diets and feed qualities according to the German emission inventory in its 2013 submission, including adaptations to reflect farm level specifics, if necessary. VS, N, and TAN contents in dairy cattle excreta define the potential to emit greenhouse gases (GHG). Mean annual dairy

cattle excretions of VS were significantly higher in conventional than in organic farming (o: 1,337, c: 1,561 kg cow⁻¹ a⁻¹) while mean TAN excretions were significantly lower (o: 70.3, c: 58.1 kg cow⁻¹ a⁻¹). No difference was found between organic and conventional farming for mean overall N excretion (o: 131.2, c: 129.7 kg cow⁻¹ a⁻¹). The potential of excreta to emit GHG can be seen accordingly. If referred to the product milk, mean excretion of VS, N, and TAN was always lower in conventional farming since mean milk yields were considerably and significantly higher (o: 6,382, c: 8,660 kg ECM cow⁻¹ a⁻¹). However no differences of product related excretions between organic and conventional dairy cattle were found for the milk yield range that included farms from both systems (6,393 to 9.197 kg ECM animal⁻¹ a⁻¹.) On average, most VS, N, and TAN excretion occurred during housing and milking as opposed to excretions during grazing (o: 75 %, c: 93 %). Hence, most of the excreta are subject to further management options on farm in housing, storage, and application to cropland.

Keywords: dairy cattle, excreta, manure, volatile solids, TAN, N excretion, methane, greenhouse gas, emission potential, conventional, organic

4.9.1 Einleitung

Die Haltung von Milchkühen macht einen wesentlichen Anteil der landwirtschaftlichen Gesamtemission von Treibhausgasen (THG) in Deutschland aus. Laut nationalem Emissionsinventar etwa 8 % der Gesamtemission von THG in Deutschland stammen aus der Verdauung der Nutztiere, dem Wirtschaftsdüngermanagement und den Emissionen nach Einträgen von Stickstoff (N) in Böden. Die Emissionen von Methan (CH₄) aus der Verdauung der Milchkühe trugen im Jahr 2011 zu rund 57 % zu den gesamten CH₄-Emissionen der deutschen Landwirtschaft bei, während etwa 19 % der gesamten CH₄-Emissionen auf das Wirtschaftsdünger-Management entfielen, und davon wiederum 37 % auf das des Milchviehs. Der Anteil des Wirtschaftsdüngermanagements (ohne Ausbringung und Weidegang) an den gesamten Lachgas-(N₂O)-Emissionen der deutschen Landwirtschaft betrug 2011 6,3 %, wovon ein gutes Drittel aus der Milchviehhaltung stammt (Strogies und Gniffke, 2013).

Aufgrund der hohen Bedeutung dieser THG-Quellen wurden diese einzelnen Bereiche der Milchviehhaltung im Verbundprojekt „Klimawirkung und Nachhaltigkeit von Landbausystemen - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ neben gesamtbetrieblichen THG-Bilanzen mit den Algorithmen von REPRO (Frank et al., 2013) auch gesondert mit anderen Verfahren modelliert. Ursachen für unterschiedliche Modellierungsergebnisse wurden beispielhaft anhand von REPRO und dem für die deutsche Klimaschutzberichterstattung verwendeten Modell GAS-EM (Rösemann et al., 2013) analysiert (Schaub et al., 2013). Weiterhin wurden verschiedene Rechenverfahren zur Ermittlung der CH₄-Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe angewandt. Dazu wurden anhand der gemessenen Futterqualitäten und Managementdaten typische Futterrationen aller untersuchten Betriebe errechnet und die Auswirkungen der Modellansätze im Betriebsvergleich diskutiert (Schulz et al., 2013). Die THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung

wurden basierend auf den vorgefundenen Lagerungsbedingungen und den Analysewerten der emissionsrelevanten Substanzen in den Wirtschaftsdüngern der Pilotbetriebe errechnet und verglichen (Paulsen et al., 2013). Die im Projekt verwendeten Modelle REPRO und GAS-EM errechnen die emissionsrelevanten Inhaltsstoffe in den Exkrementen der Tiere aus der Fütterung. Dabei kommt der Festlegung der Futtermittelration und der tatsächlichen Futterqualitäten eine herausragende Bedeutung zu. Um die Auswirkungen der betriebsspezifischen Fütterung auf diesen Emissionsbereich genauer interpretieren zu können, werden im Folgenden die einzelnen Schritte zur Quantifizierung der emissionsrelevanten Substanzen in den Milchviehexkrementen noch einmal gesondert modelliert. Es werden die Anteile der Ausscheidungen, die auf der Weide, im Stall und im Melkstand abgesetzt werden, dargestellt und die Ergebnisse im Betriebsvergleich betrachtet.

Hieraus und aus den vorgenannten Artikeln werden die modellbedingten Schwankungsbreiten bei der Berechnung der wichtigsten Emissionsbereiche der engeren Milchproduktion sehr deutlich. Betriebs- und Systemvergleiche zwischen konventioneller und ökologischer Milchproduktion waren dabei jedoch aufgrund der jeweils konsistent angewandten Methoden der Modellierung der THG-Quellen möglich.

4.9.2 Material und Methoden

Auf 44 Milchviehbetrieben in vier Regionen Deutschlands (kurz benannt Nord, Ost, Süd, West, für eine detaillierte Erläuterung siehe Kassow et al., 2009) wurden für die Jahre 2008, 2009 und 2010 umfassende Betriebsdaten erhoben, Futtermittel beprobt und analysiert und die Rationen der laktierenden und trockenstehenden Tiere unter Berücksichtigung der betrieblichen Analysewerte ermittelt (Schulz et al., 2013). Daten zu Leistungs- und Fruchtbarkeitsparametern, zur Haltung der trockenstehenden und laktierenden Tiere im Stall und auf der Weide und zur Melkdauer wurden in jährlichen Betriebsleiterinterviews erhoben, bei Betriebsbesuchen festgestellt und den monatlichen Ergebnissen bzw. dem Jahresbericht der Milchleistungsprüfung (MLP; Gruppenmittelwerte) entnommen (Blank et al., 2013)

Auf Basis dieser Daten und der ermittelten Sommer- und Winterrationen der trockenstehenden und laktierenden Tiere wurden die Mengen der potentiell emissionswirksamen Stoffe in den Exkrementen berechnet. Die durchschnittlichen Jahresausscheidungen der Milchkuh wurden unter Berücksichtigung der Dauer der Sommer- (Weidetage) und Winterfütterung sowie der Trockensteh- und Zwischenkalbezeit ermittelt. Es wird zudem berücksichtigt, zu welchen Anteilen die Milchviehausscheidungen auf der Weide, im Stall und im Melkstand abgesetzt werden. Bei fehlenden Angaben zu den trockenstehenden Tieren wurde eine Trockenstehzeit von 49 Tagen angenommen.

Die Berechnung der emissionsrelevanten Stoffmengen (*volatile solids* (VS), insgesamt ausgedehnter N, ammoniakalischer N (*total ammoniacal nitrogen*, TAN)) in den Exkrementen erfolgte in enger Anlehnung an die Methodik des Modells GAS-EM der deutschen Klimaberichterstat-

tung in der Submission 2012 (Rösemann et al., 2013). Zu den Exkrementen werden im weitesten Sinne auch der mengenmäßig sehr geringe Verlust von Hautschuppen und Haaren gezählt. Sie spielen bei der Berechnung der N-Fractionen eine Rolle, weshalb diese Ausscheidungen sprachlich häufig mit in den hier dargestellten Betrachtungen enthalten sind.

4.9.2.1 Berechnung der VS in den Ausscheidungen

Die Ermittlung der Eigenschaften der Milchviehexkreme und der Methanemission werden nach Rösemann et al. (2013) durchgeführt, die den Tier 2 Ansatz von IPCC (2006) mit der Methode der Berechnung der *volatile solids* (VS, das organische Material in den Exkrementen, das bei 800°C oxidiert wird) nach Dämmgen et al. (2011) kombinieren:

$$VS = DM * (1 - X_{DOM}) * (1 - X_{ash, feed}) \quad (1)$$

mit

<i>VS</i>	Ausscheidung von volatile solids [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
<i>DM</i>	Trockenmasseaufnahme [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
<i>X_{DOM}</i>	scheinbare Verdaulichkeit der organischen Substanz [kg kg ⁻¹]
<i>X_{ash, feed}</i>	Aschegehalt des Futters [kg kg ⁻¹]

Für die Berechnung der VS-Ausscheidungen wurden die Futtermittel, die im Rahmen der drei Untersuchungsjahre analysiert wurden, in zwölf Futterkategorien gruppiert und der mittlere Aschegehalt aller Analysewerte aller Jahre in der jeweiligen Futterkategorie berechnet sowie die mittlere Verdaulichkeit der organischen Substanz (*X_{DOM}*, nach DLG, 1997) ermittelt (Tabelle 4.9-1). Sie wurden gemeinsam mit der in Schulz et al. (2013) beschriebenen Trockenmasseaufnahme der trockenstehenden und laktierenden Tiere der jeweiligen Sommer- und Winterration zur Berechnung der VS-Ausscheidung dieser einzelnen Tiergruppen verwendet.

Tabelle 4.9-1: Aschegehalt ($X_{\text{ash, feed}}$) und Verdaulichkeit der organischen Substanz (X_{DOM}) der für die Berechnung der VS-Ausscheidung verwendeten Futtermittelkategorien bezogen auf die Trockensubstanz (Mittelwerte der Analysedaten aller Jahre und aller Betriebe)

Futtermittelkategorie	Analysewerte	$X_{\text{ash, feed}}$	X_{DOM}
	[n]	[g kg ⁻¹]	[%]
Weide, Frischfutter	19	87	80
Grassilage	237	105	75
Maissilage	100	39	73
GPS	10	61	75
Heu	119	78	68
Stroh	60	48	52
Kraftfutter	252	52	86
Grascobs	18	115	81
Maiscobs	7	27	65
CCM	5	14	56
(Bier-) Treber	10	39	66
Kartoffeln	7	52	92

4.9.2.2 Berechnung der N-Mengen in den Ausscheidungen

Die Ermittlung der betriebsspezifischen N-Ausscheidungen des Milchviehs wurde nach Rösemann et al. (2013) durchgeführt. Es handelt sich hierbei um ein Massenflussverfahren, bei dem im Wesentlichen zwischen Kot und Harn und zwei N-Fractionen unterschieden wird. Dies sind der organische N ($m_{\text{excr, org}}$), der nicht verdaut und mit dem Kot ausgeschieden wird, und zudem ein geringer Anteil an Haut und Haaren, sowie der gesamte ammoniakalische N (total ammoniacal N, TAN; genannt $m_{\text{excr, TAN}}$ in den folgenden Gleichungen), der mit dem Harn ausgeschieden wird. In diesem Massenflussverfahren dient die verfügbare TAN-Menge in den Ausscheidungen dazu, die NH₃-Emissionen zu berechnen, während aus der verfügbaren N-Gesamtmenge (m_{excr} in den folgenden Gleichungen, sonst N oder Gesamt-N genannt) in den Ausscheidungen die N₂O- und NO-Emissionen bestimmt werden. Diese beiden N-Pools (TAN und m_{excr}) werden durch die Berechnungen mitgeführt, da N-Emissionen an verschiedenen Punkten nach der Ausscheidung stattfinden. Die Berechnung beginnt bei der N-Aufnahme mit dem Futter, führt über eine N-Bilanz und verschiedene Zwischenstationen (wie beispielsweise Stall, Lager oder Weide) und endet bei Rö-

semann et al. (2013) mit der Ermittlung der Gesamtemissionen bis nach Ausbringung. In der vorliegenden Studie endet die Berechnung bei den Ausscheidungsmengen, die auf der Weide, im Melkstand und im Stall anfallen.

Die N-Bilanz dient zur Berechnung der ausgeschiedenen N-Menge und ihrer Aufteilung in die an jeder relevanten Station benötigten Fraktionen m_{excr} und TAN. Sie kann nach Dämmgen et al. (2009) beschrieben werden als

$$m_{\text{excr}} = m_{\text{faeces}} + m_{\text{urine}} + m_s = m_{\text{feed}} - (m_g + m_l + m_p) \quad (2)$$

mit

m_{excr}	die mit Kot, Harn, Hautpartikeln und Haaren ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
m_{faeces}	die mit dem Kot ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
m_{urine}	die mit dem Harn ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
m_s	die mit Hautpartikeln und Haaren ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
m_{feed}	die mit dem Futter aufgenommene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
m_g	die in der Körpersubstanz bei Wachstum eingelagerte N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
m_l	die mit Milch ausgeschiedene und exportierte N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
m_p	die in Kälbern festgelegte und ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]

Die einzelnen Glieder der N-Bilanz wurden nach den in den folgenden Absätzen beschriebenen Gleichungen aus Rösemann et al. (2013) berechnet und stammen aus Dämmgen et al. (2009) oder bauen darauf auf.

Analog zum Vorgehen von Schulz et al. (2013) wurde für die Berechnung der N-Aufnahme mit dem Futter (m_{feed}) die Ration und die N-Gehalte für die laktierenden und die trockenstehenden Tiere für das Sommer- und das Winterhalbjahr verwendet. In diese Berechnung gingen die Werte aus den Laboranalysen der einzelnen Futtermittel ein. Auch der Weideanteil an der Ration ist in dieser Berechnung enthalten. Folgende Gleichung wurde verwendet:

$$m_{\text{feed}} = x_N * DM * x_{N, \text{XP}} \quad (3)$$

mit

m_{feed}	die mit dem Futter aufgenommene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
x_N	N-Gehalt des XP [$x_N = 1/6,25$ kg kg ⁻¹ XP]
DM	Trockenmasseaufnahme [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
$x_{N, \text{XP}}$	XP-Gehalt des Futters [kg kg TS ⁻¹]

Die in die Körpersubstanz eingelagerte N-Menge noch wachsender Milchkühe (m_g) wurde mit folgender Formel ermittelt:

$$m_g = \Delta w \cdot x_{N, \text{cow}} \quad (4)$$

mit

m_g	die in der Körpersubstanz bei Wachstum eingelagerte N-Menge [$\text{kg Tier}^{-1} \text{a}^{-1}$]
Δw	Gewichtszuwachs [$\text{kg Tier}^{-1} \text{a}^{-1}$]
$x_{N, \text{cow}}$	mittlerer N-Gehalt des Milchkühekörpers [$0,0256 \text{ kg kg}^{-1}$]

Hierzu wurde aus der HIT-Datenbank die Anzahl der Tiere des Einzelbetriebes summiert, die im Bezugsjahr gekalbt hatten und als noch nicht ausgewachsen bezeichnet werden konnten (Tiere mit Kalb unter 24 und zwischen 24 und 30 Monaten). Für alle Betriebe und somit alle Rassen wurde die gleiche Annahme getroffen, dass diese Tiere noch 10 % ihres Endgewichtes (650 kg bei Schwarzbunten, das sind 65 kg als Δw) zulegen. Der so ermittelte Wert wurde auf die Anzahl der Milchkühe des Betriebes im Untersuchungsjahr bezogen. Bei fehlenden Angaben zu den noch wachsenden Jungkalbinnen wurde der Mittelwert der Anzahlen der anderen beiden Jahre zur Berechnung verwendet. Der so ermittelte betriebliche Wert für m_g wurde zur Gänze den Laktierenden zugerechnet, da davon ausgegangen wurde, dass das Wachstum bis zum Einsetzen der ersten Trockenstehphase abgeschlossen ist.

Die mit der Milchmenge ausgeschiedene N-Menge (m_l) wurde aus den MLP-Daten nach Gleichung (5) berechnet und komplett den Laktierenden zugerechnet.

$$m_l = Y_m \cdot X_{MP, \text{milk}} \cdot x_{N, \text{milk}} \quad (5)$$

m_l	die mit Milch ausgeschiedene und exportierte N-Menge [$\text{kg Tier}^{-1} \text{a}^{-1}$]
Y_m	jährliche Milchmenge [$\text{kg Tier}^{-1} \text{a}^{-1}$]
$X_{MP, \text{milk}}$	Proteingehalt der Milch [kg kg Milch^{-1}]
$x_{N, \text{milk}}$	N-Gehalt des Milchproteins [$1/6,38 \text{ kg kg Milch}^{-1}$]

Die während der Trächtigkeit in den Kälbern festgelegte, d.h. bei der Geburt ausgeschiedene N-Menge wurde mit Gleichung (6) ermittelt, indem die Anzahl der Kalbungen pro Milchkuh und Jahr aus den HIT-Daten entnommen wurden. Als Kalbgewicht wurden 36 kg angenommen, was dem von Haenel et al. (2012) verwendeten Kalbgewicht entspricht.

$$m_p = n \cdot w_{\text{calf}} \cdot x_{N, \text{calf}} \quad (6)$$

mit

m_p	die in Kälbern festgelegte und ausgeschiedene N-Menge [$\text{kg Tier}^{-1} \text{a}^{-1}$]
n	jährliche Anzahl Kalbungen pro Milchkuh [$\text{n Tier}^{-1} \text{a}^{-1}$]
w_{calf}	Gewicht des Kalbes [kg Kalb^{-1}]
$x_{N, \text{calf}}$	mittlerer N-Gehalt des Kalbkörpers [$0,0256 \text{ kg kg}^{-1}$]

Das Ergebnis für m_p von 0,9216 kg bei einer Kalbung pro Jahr wurde in Abhängigkeit von der betrieblichen Zwischenkalbezeit (ZKZ) und der Trockenstehdauer auf die Laktierenden und Trockensteher und auf das Jahr unter der Annahme umgerechnet, dass zwei Drittel des Kalbzuwachses im Muttertier in den letzten 90 Trächtigkeitstagen stattfinden (d.h. 0,6144 kg N in 90 Tagen (d) bzw. 0,0068 kg d⁻¹). Die täglichen 0,0068 kg N-Einlagerung in den Kalbkörper multipliziert mit der Trockenstehdauer [d] und 365 [d] bezogen auf die ZKZ [d] ergibt die N-Menge im Kalbkörper, der jährlich auf die Trockenstehzeit angerechnet wird. Wird die Summe des Restes der zwei Drittel des Kalbzuwachses aus den letzten 90 Tagen Trächtigkeitsdauer, die nicht zur Trockenstehzeit gehören, und des einen Drittels des Kalbzuwachses, der vor den letzten 90 Tagen Trächtigkeitsdauer stattfindet, multipliziert mit 365 [d] und bezogen auf die ZKZ [d], ergibt dies die N-Menge aus dem Kalbkörper, der auf die Laktationsperiode pro Jahr angerechnet wird.

Die N-Mengen, die dem Tier mit Hautabschilferungen und Haarverlust verloren gehen, wurden mit Gleichung (7) berechnet und das Ergebnis entsprechend der jeweiligen betrieblichen Gegebenheiten anteilig auf Laktierende und Trockensteher verteilt:

$$m_s = \alpha * \beta * d * (w / w_{\text{unit}})^{0,75} \quad (7)$$

mit

m_s	die mit Hautpartikeln und Haaren ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
α	Umwandlungsfaktor Zeiteinheit [$\alpha = 365 \text{ d a}^{-1}$]
β	Umwandlungsfaktor Masseneinheit [$\beta = 0,001 \text{ kg g}^{-1}$]
d	Koeffizient [$d = 0,018 \text{ g Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$]
w	Tiergewicht [kg Tier ⁻¹]
w_{unit}	Tiergewichtseinheit [$w_{\text{unit}} = 1 \text{ kg Tier}^{-1}$]

Die renal, d.h. mit dem Harn ausgeschiedene N-Menge, wurde über die fäkal ausgeschiedene, organische N-Menge unter Berücksichtigung der organischen N-Mengen in Hautschuppen und Haaren bestimmt (Gleichung (8)):

$$m_{\text{urine}} = m_{\text{excr}} - m_{\text{faeces}} - m_s \quad (8)$$

Zur Berechnung der im Kot enthaltenen N-Menge (m_{faeces}) wurde Gleichung (9) verwendet. Die Daten, aus denen die Gleichung (9) von Poulsen und Kristensen (1998) mit $R^2 = 0,98$ generiert wurde, enthielten Trockenmasseaufnahmen bis 21,1 kg d⁻¹. Die höchsten Trockenmasseaufnahmen auf den Pilotbetrieben lagen mit 21,7 kg d⁻¹ (beim konventionellen Betrieb 60) nur wenig darüber, so dass Gleichung (9) für die Pilotbetriebe noch anwendbar ist.

$$m_{\text{faeces}} = \alpha * \beta * \{ \alpha * (m_{\text{feed}} / \alpha) + x_{\text{N}} [b * (DM / \alpha) + c * (DM / \alpha)^2] \} \quad (9)$$

mit

m_{faeces}	die mit dem Kot ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
α	Umwandlungsfaktor Zeiteinheit [$\alpha = 365 \text{ d a}^{-1}$]
β	Umwandlungsfaktor Masseneinheit [$\beta = 0.001 \text{ kg g}^{-1}$]
a	Konstante [$a = 40 \text{ g kg}^{-1}$]
x_{N}	N-Gehalt des XP [$x_{\text{N}} = 1/6,25 \text{ kg kg}^{-1}$]
b	Konstante [$b = 20 \text{ g kg}^{-1}$]
DM	Trockenmasseaufnahme [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
c	Konstante [$c = 1.8 \text{ g kg}^{-1} \text{ Tier a}^{-1}$]

Als letzter Schritt erfolgte aus den einzelnen Bilanzgliedern die Berechnung des organischen ($m_{\text{excr, org}}$) und des ammoniakalischen N (TAN bzw. $m_{\text{excr, TAN}}$), die die Basis für die Emissionsschätzung darstellen:

$$m_{\text{excr, org}} = m_{\text{faeces}} + m_{\text{s}} \quad (10)$$

$$m_{\text{excr, TAN}} = m_{\text{urine}} \quad (11)$$

mit

$m_{\text{excr, org}}$	die ges. org. N-Menge, die als org. N-Ausscheidung behandelt wird [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	
m_{faeces}	die mit dem Kot ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹],	siehe (9)
m_{s}	die mit Hautpartikeln und Haaren ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹],	siehe (7)
$m_{\text{excr, TAN}}$	die als TAN ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹],	siehe (8)
m_{urine}	die mit dem Harn ausgeschiedene N-Menge [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹],	siehe (8)

Der relative TAN-Gehalt (x_{TAN} in [kg kg⁻¹]) der insgesamt in den Milchkuh-Exkrementen enthaltenen N-Menge ergibt sich aus Gleichung (12), wobei die Inputgrößen mit der Einheit [kg N Tier⁻¹ a⁻¹] in die Berechnung eingehen. Der relative TAN-Gehalt gibt Aufschluss über den Anteil des ammoniakalischen N am Gesamt-N in den Ausscheidungen.

$$x_{\text{TAN}} = m_{\text{excr, TAN}} / (m_{\text{excr, TAN}} + m_{\text{excr, org}}) = m_{\text{urine}} / (m_{\text{urine}} + m_{\text{faeces}} + m_{\text{s}}) \quad (12)$$

Die nach Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG; 2001) aus den MLP-Daten ermittelten durchschnittlichen Milchleistungen in Kilogramm energiekorrigierte Milch pro Tier und Jahr (kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹) dienten zur Berechnung der produktbezogenen Ausscheidungen (kg kg⁻¹ ECM). Die Bezeichnungen „tierbezogen“ und „stallplatzbezogen“ werden in diesem Kapitel wie die dazugehörigen Einheiten synonym verwendet. Die Ausdrücke „Milchkuh“ bzw. „Milchvieh“ werden

für das mittlere Tier im Herdendurchschnitt bzw. den Herdendurchschnitt verwendet und beinhalten betriebspezifisch neben der Zwischenkalbezeit auch die jährlichen Anteile der Tiere als Laktierende und Trockenstehende.

4.9.2.3 Berechnung der Anteile der Ausscheidungen auf der Weide, beim Melken und im Stall

Die jährlichen Anteile, die die trockenstehenden bzw. die laktierenden Tiere auf der Weide verbrachten, wurden ermittelt, indem die jeweilige Dauer der Sommerfütterung (in [d]) der Tiere mit der Anzahl der jeweiligen täglichen Weidestunden (in Stunden (h) pro Tag [h d^{-1}]) multipliziert und dieses Ergebnis auf die Gesamtanzahl der Jahresstunden bezogen wurde. Analog wurden die jährlichen Zeitanteile, die die Laktierenden im Melkstand verbrachten, ermittelt. Bei fehlenden Angaben zur täglichen Melkdauer (Pilotbetriebe 36, 37, 42, 46, 48, 62, 77, 82, 86) wurde der Mittelwert der restlichen Pilotbetriebe (3,7 h) angenommen. Der jeweils verbleibende Jahresanteil ergab den Anteil, den die Trockensteher bzw. die Laktierenden im Stall verbrachten.

Die jährlich von den trockenstehenden und laktierenden Tieren ausgeschiedenen Mengen der emissionswirksamen Substanzen wurden mit den jeweiligen Anteilen, die sie auf der Weide, im Melkstand und im Stall verbrachten, multipliziert.

4.9.3 Ergebnisse

Die mittleren VS^- , m_{excr^-} , $m_{\text{excr}, \text{TAN}^-}$ und $m_{\text{excr}, \text{org}}$ -Ausscheidungen der Milchkühe sind in Tabelle 4.9-2 dargestellt. Mit Ausnahme der tierbezogenen Gesamt-N-Ausscheidung unterscheiden sich die Mittelwerte sowohl der tierbezogenen als auch der produktbezogenen Ausscheidungen der ökologischen und konventionellen Betriebe signifikant (alle $p \leq 0,05$, t-Tests).

Die **tierbezogene VS-Ausscheidung** der Milchkühe der ökologischen Betriebe lag im Mittel der Untersuchungsjahre mit $1.337 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (einzelbetriebliche Wertespanne 1.039 bis $1.709 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$) geringer ($p \leq 0,001$) als die der konventionellen Betriebe mit $1.561 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (1.097 bis $1.848 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Bei der **Gesamt-N-Ausscheidung** (m_{excr}) ließ sich kein statistisch abgesicherter Unterschied zwischen den Mittelwerten der ökologischen ($131,2 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und konventionellen ($129,7 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$) Betriebe feststellen. Die Werte lagen bei den ökologischen bzw. den konventionellen Betrieben in einem Bereich zwischen $91,6$ und $163,4 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $83,0$ und $170,9 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Somit unterschieden sich die Spannen der ermittelten m_{excr} der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe weder in ihrer Höhe noch in ihrer Weite. Während die **$m_{\text{excr}, \text{TAN}}$ -Ausscheidung** der Tiere auf den ökologisch wirtschaftenden Betrieben mit im Mittel $70,3 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher lagen als die der Tiere auf den konventionell wirtschaftenden Betrieben mit im Mittel $58,1 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($p \leq 0,05$), war es bei der **$m_{\text{excr}, \text{org}}$ -Ausscheidung** umgekehrt: durchschnittlich fielen auf den ökologischen Betrieben mit $60,9 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($44,0$ und $75,6 \text{ kg Tier}^{-1}$

¹ a⁻¹) weniger organische N-Ausscheidungen an als auf den konventionellen Betrieben mit mittleren 71,6 kg Tier⁻¹ a⁻¹ ($p \leq 0,001$; einzelbetriebliche Werte zwischen 48,9 bis 84,8 kg Tier⁻¹ a⁻¹).

Die durchschnittlichen **produktbezogenen Ausscheidungen** der ökologischen Milchkühe lagen im Mittel der Jahre grundsätzlich höher als die der konventionellen. Die **VS-Ausscheidung** auf den ökologischen Betrieben lag mit durchschnittlich 0,219 kg kg⁻¹ ECM bei gleichzeitig deutlich höherer einzelbetrieblicher Wertespanne (0,165 bis 0,368 kg kg⁻¹ ECM) über der der konventionellen Betriebe mit 0,181 kg kg⁻¹ ECM ($p \leq 0,01$; Spanne 0,157 bis 0,244 kg kg⁻¹ ECM). Die Mittelwerte der **Gesamt-N-Ausscheidung** der Tiere der ökologischen Betriebe (m_{excr} 0,021 kg kg⁻¹ ECM) lagen ebenfalls höher als die der Tiere der konventionellen Betriebe (0,015 kg kg⁻¹ ECM; $p \leq 0,001$). Gleiches gilt für die **$m_{\text{excr, TAN}}$ -Ausscheidung**, die auf ökologischen Betrieben mit im Mittel 0,0115 kg kg⁻¹ ECM fast doppelt so hoch war wie auf konventionellen mit 0,0068 kg kg⁻¹ ECM ($p \leq 0,001$), und für die **$m_{\text{excr, org}}$ -Ausscheidung**, die auf den ökologischen Betrieben durchschnittlich 0,0098 kg kg⁻¹ ECM und auf den konventionellen 0,0083 kg kg⁻¹ ECM betrug ($p \leq 0,001$).

Tabelle 4.9-2: Durchschnittliche Ausscheidung der Milchkühe der emissionsrelevanten Substanzen volatile solids (VS) und Gesamtstickstoff (m_{excr} , aufgeteilt in die Fraktionen $m_{\text{excr, TAN}}$ im Urin und $m_{\text{excr, org}}$ in Kot sowie verlorenen Haaren und Hautpartikeln) unter Berücksichtigung der Sommer- und Winterfütterung und der trockenstehenden und laktierenden Kühe der ökologischen (öko) und konventionellen (kon) Pilotbetriebe in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) sowie die jährlichen Anteile, die die Milchkühe auf der Weide, im Melkstand und im Stall verbrachten (Mittelwerte der Anzahl der Futterjahre 2008 bis 2010)

Betrieb	Paar	Region	System	Futterjahre [n]	Milchleistung (ECM)	[kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]			[kg kg ⁻¹]			[kg kg ⁻¹ ECM a ⁻¹]			[a a ⁻¹]		
						VS	m_{excr}	$m_{\text{excr, TAN}}$	$m_{\text{excr, org}}$	VS	m_{excr}	$m_{\text{excr, TAN}}$	$m_{\text{excr, org}}$	Anteil Weide	Anteil Melkstand	Anteil Stall	
10	1	S	ö	3	4.197	1.139	121,0	73,6	47,3	0,61	0,271	0,0288	0,0175	0,0113	0,24	0,03	0,72
11	2	S	ö	3	5.285	1.709	153,2	84,0	69,3	0,55	0,323	0,0290	0,0159	0,0131	0,29	0,07	0,63
13	3	S	ö	2	6.937	1.412	124,3	59,0	65,3	0,47	0,204	0,0179	0,0085	0,0094	0,17	0,11	0,72
15	4	S	ö	3	5.886	1.700	143,1	69,5	73,6	0,48	0,289	0,0243	0,0118	0,0125	0,55	0,11	0,34
18	5	S	ö	3	4.469	1.168	115,1	66,9	48,3	0,58	0,261	0,0258	0,0150	0,0108	0,09	0,07	0,84
19	6	S	ö	3	6.769	1.401	160,7	95,2	65,5	0,59	0,207	0,0237	0,0141	0,0097	0,29	0,07	0,63
32	7	W	ö	2	9.185	1.516	153,4	77,8	75,6	0,51	0,165	0,0167	0,0085	0,0082	0,13	0,18	0,70
33	8	W	ö	2	6.593	1.284	142,8	82,0	60,8	0,57	0,195	0,0217	0,0124	0,0092	0,50	0,09	0,40
35	9	W	ö	1	6.903	1.367	109,2	53,3	55,9	0,49	0,198	0,0158	0,0077	0,0081	0,15	0,15	0,71
36	10	W	ö	1	7.212	1.274	139,0	74,0	65,0	0,53	0,177	0,0193	0,0103	0,0090	0,17	0,14	0,69
37	11	W	ö	1	7.466	1.280	141,2	78,5	62,7	0,56	0,171	0,0189	0,0105	0,0084	0,28	0,14	0,58
38	12	W	ö	1	7.184	1.426	154,1	89,1	65,1	0,58	0,198	0,0215	0,0124	0,0091	0,48	0,15	0,37
39	13	W	ö	2	7.322	1.402	141,4	74,9	66,6	0,53	0,191	0,0193	0,0102	0,0091	0,47	0,07	0,45
50	14	O	ö	1	6.709	1.283	108,0	51,8	56,2	0,48	0,191	0,0161	0,0077	0,0084	0,18	0,20	0,63
52	15	O	ö	1	4.072	1.498	115,1	59,7	55,4	0,52	0,368	0,0283	0,0147	0,0136	0,13	0,14	0,73
53	16	O	ö	1	7.313	1.287	136,5	73,7	62,8	0,54	0,176	0,0187	0,0101	0,0086	0,12	0,26	0,62
56	17	O	ö	1	3.881	1.050	91,6	47,7	44,0	0,52	0,271	0,0236	0,0123	0,0113	0,13	0,11	0,76
72	19	N	ö	2	4.627	1.154	123,4	72,2	51,2	0,58	0,249	0,0267	0,0156	0,0111	0,12	0,00	0,88
73	20	N	ö	2	8.598	1.476	109,4	36,7	72,7	0,33	0,172	0,0127	0,0043	0,0085	0,40	0,17	0,43
75	21	N	ö	2	5.674	1.039	121,1	70,5	50,6	0,58	0,183	0,0213	0,0124	0,0089	0,25	0,07	0,68
76	22	N	ö	2	6.915	1.276	119,2	61,5	57,7	0,51	0,184	0,0172	0,0089	0,0083	0,14	0,11	0,75
77	23	N	ö	2	7.204	1.277	163,4	94,9	68,4	0,58	0,177	0,0227	0,0132	0,0095	0,29	0,14	0,58
20	1	S	k	2	8.000	1.519	136,0	66,9	69,1	0,49	0,190	0,0170	0,0084	0,0086	0,00	0,11	0,89
21	2	S	k	3	7.353	1.507	83,0	22,3	60,7	0,26	0,205	0,0113	0,0030	0,0083	0,00	0,09	0,91
23	3	S	k	3	7.761	1.391	113,0	47,0	66,0	0,41	0,179	0,0146	0,0061	0,0085	0,00	0,09	0,91
25	4	S	k	2	8.168	1.431	91,4	27,4	64,1	0,28	0,175	0,0112	0,0034	0,0078	0,00	0,07	0,93

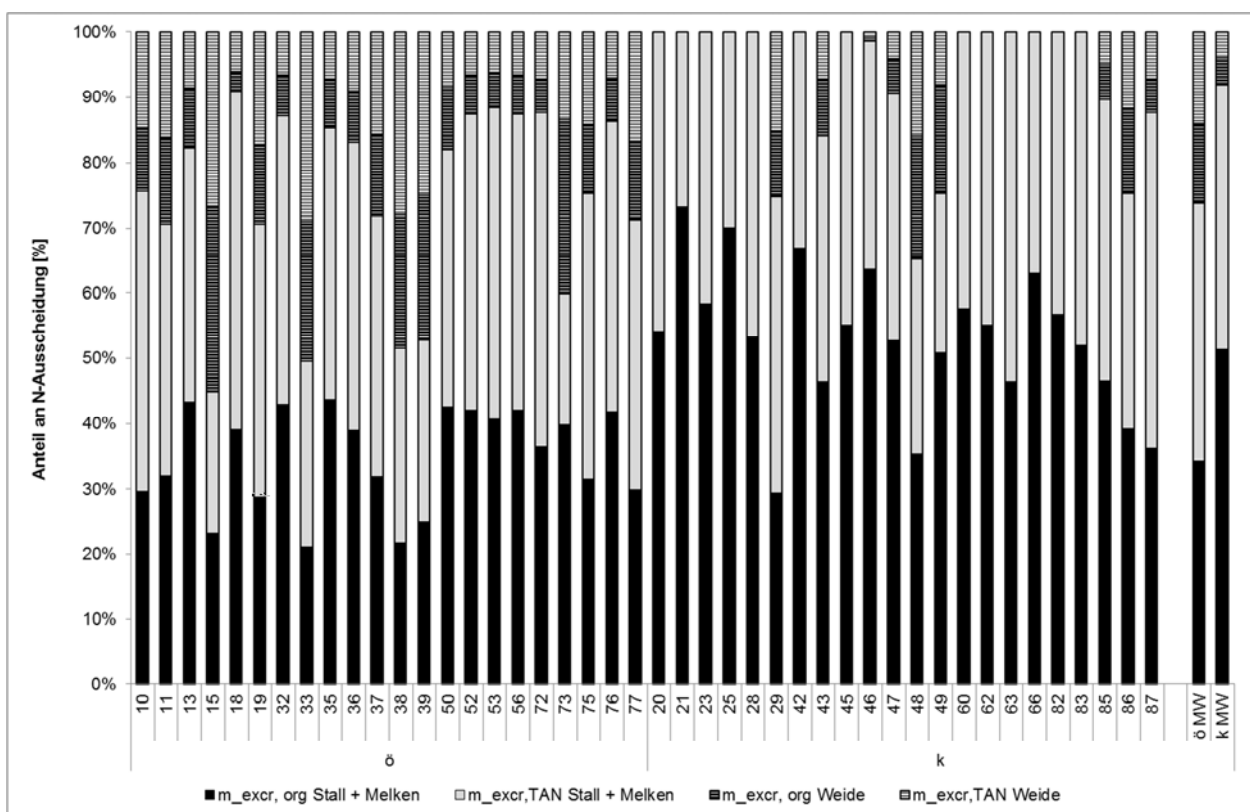
Tabelle 4.9-2: Fortsetzung

Betrieb	Paar	Region	System	Futterjahre	Milchleistung (ECM)	[kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]			[kg kg ⁻¹]			[kg kg ⁻¹ ECM a ⁻¹]			[a a ⁻¹]		
						VS	m_{excr}	$m_{excr, TAN}$	$m_{excr, org}$	X _{TAN}	VS	m_{excr}	$m_{excr, TAN}$	$m_{excr, org}$	Anteil Weide	Anteil Melkstand	Anteil Stall
28	5	S	K	3	6.393	1.097	91,9	43,0	48,9	0,47	0,172	0,0144	0,0067	0,0076	0,00	0,07	0,93
29	6	S	K	3	7.582	1.374	170,9	103,9	67,0	0,61	0,181	0,0225	0,0137	0,0088	0,25	0,00	0,75
42	7	W	K	1	10.117	1.848	114,7	38,0	76,7	0,33	0,183	0,0113	0,0038	0,0076	0,00	0,14	0,86
43	8	W	K	2	7.186	1.357	115,3	51,6	63,7	0,45	0,189	0,0160	0,0072	0,0089	0,16	0,11	0,74
45	9	W	K	2	7.530	1.530	120,4	54,0	66,4	0,45	0,203	0,0160	0,0072	0,0088	0,00	0,15	0,85
46	10	W	K	1	10.278	1.622	128,0	46,1	82,0	0,36	0,158	0,0125	0,0045	0,0080	0,02	0,14	0,84
47	11	W	K	2	9.715	1.736	129,9	54,3	75,6	0,42	0,179	0,0134	0,0056	0,0078	0,09	0,11	0,80
48	12	W	K	2	10.059	1.583	153,9	70,6	83,3	0,46	0,157	0,0153	0,0070	0,0083	0,35	0,14	0,51
49	13	W	K	1	9.197	1.513	104,8	34,2	70,6	0,33	0,165	0,0114	0,0037	0,0077	0,25	0,07	0,68
60	14	O	K	1	9.778	1.766	147,2	62,4	84,8	0,42	0,181	0,0151	0,0064	0,0087	0,00	0,27	0,73
62	15	O	K	1	9.440	1.655	140,6	63,1	77,5	0,45	0,175	0,0149	0,0067	0,0082	0,00	0,14	0,86
63	16	O	K	1	7.559	1.846	157,9	84,7	73,2	0,54	0,244	0,0209	0,0112	0,0097	0,00	0,26	0,74
66	17	O	K	1	9.767	1.769	124,6	46,1	78,5	0,37	0,181	0,0128	0,0047	0,0080	0,00	0,29	0,71
82	19	N	K	2	9.325	1.525	132,5	57,3	75,1	0,42	0,164	0,0142	0,0061	0,0081	0,00	0,14	0,86
83	20	N	K	2	9.379	1.604	139,9	67,2	72,7	0,48	0,171	0,0149	0,0072	0,0077	0,00	0,25	0,75
85	21	N	K	2	8.605	1.647	137,6	66,2	71,4	0,48	0,191	0,0160	0,0077	0,0083	0,10	0,15	0,75
86	22	N	K	2	9.680	1.620	153,0	73,5	79,6	0,48	0,167	0,0158	0,0076	0,0082	0,25	0,14	0,62
87	23	N	K	2	7.643	1.394	167,7	98,5	69,2	0,59	0,182	0,0219	0,0129	0,0091	0,12	0,07	0,80
		Mittelwert ö			6.382 ^a	1.337 ^a	131,2 ^a	70,3 ^a	60,9 ^a	0,53 ^a	0,219 ^b	0,021 ^b	0,0115 ^b	0,0098 ^b	0,25 ^b	0,12 ^a	0,63 ^a
		Mittelwert k			8.660 ^b	1.561 ^b	129,7 ^b	56,1 ^b	71,6 ^b	0,43 ^b	0,181 ^a	0,015 ^a	0,0068 ^a	0,0083 ^a	0,07 ^a	0,14 ^a	0,79 ^b
		Minimalwert ö			3.881	1.039	91,6	36,7	44,0	0,33	0,165	0,0127	0,0043	0,0081	0,09	0,00	0,34
		Maximalwert ö			9.185	1.709	163,4	95,2	75,6	0,61	0,368	0,0290	0,0175	0,0136	0,55	0,26	0,88
		Minimalwert k			6.393	1.097	83,0	22,3	48,9	0,26	0,157	0,0112	0,0030	0,0076	0,00	0,00	0,51
		Maximalwert k			10.278	1.848	170,9	103,9	84,8	0,61	0,244	0,0225	0,0137	0,0097	0,35	0,29	0,93

^{a, b} Mittelwerte, die sich signifikant unterscheiden (t-Test; p ≤ 0,05), sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.

Der Großteil der Ausscheidungen wurde im Mittel unter Dach, d.h. im Stall und im Melkstand, abgesetzt (Tabelle 4.9-2). Dies war sowohl bei den ökologischen (75 % der VS- und der m_{excr^-} -Ausscheidungen bzw. 40 % $m_{\text{excr, TAN}^-}$ und 35 % der $m_{\text{excr, org}^-}$ -Ausscheidungen) als auch bei den konventionellen Betrieben (93 % der VS- und der m_{excr^-} -Ausscheidungen bzw. ebenfalls 40 % der $m_{\text{excr, TAN}^-}$ und 53 % der $m_{\text{excr, org}^-}$ -Ausscheidungen) zu beobachten. Dabei unterscheiden sich mit Ausnahme der TAN-Ausscheidungen die Mittelwerte dieser Anteile der Ausscheidungen auf Weiden bzw. im Stall sowie die Mittelwerte ihrer absoluten Werte zwischen den ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben hochsignifikant ($p \leq 0,001$, Tabelle 4.9-2; absolute Werte hier nicht dargestellt). Das Verhältnis zwischen den abgesetzten N-Verbindungen auf der Weide, im Stall und beim Melken ist zum Vergleich der Betriebe in Abbildung 4.9-1 dargestellt.

Abbildung 4.9-1: Anteilig als organisch ($m_{\text{excr, org}}$, hier dargestellt als $m_{\text{excr, org}}$) und ammoniakalisch ($m_{\text{excr, TAN}}$, hier dargestellt als $m_{\text{excr, TAN}}$) auf der Weide und in Stall und Melkstand ausgeschiedener N der ökologischen (öko) und konventionellen (kon) Pilotbetriebe (Mittelwerte 2008 bis 2010)



Lediglich auf ökologischen Betrieben kam es vor, dass mehr als 50 % (Pilotbetriebe 15 und 33) bzw. zwischen 40 und 50 % (Pilotbetriebe 38, 39, 75) der m_{excr^-} - und VS-Ausscheidungen von den Milchkühen auf der Weide abgesetzt wurden, während auf 13 konventionellen Betrieben (Pilotbetriebe 20, 21, 23, 25, 28, 42, 45, 60, 62, 63, 66, 82, 83) alle Ausscheidungen im Stall und Melkstand stattfanden (Abbildung 4.9-1).

4.9.4 Diskussion

Während die über die Jahre 2008 bis 2010 gemittelten **tierbezogenen VS-Ausscheidungen** der Milchkühe für die ökologisch (öko) bewirtschafteten Betriebe signifikant geringer waren als die der konventionell (kon) bewirtschafteten, konnten bei den tierbezogenen N-Ausscheidungen (m_{excr}) keine Unterschiede festgestellt werden. Interessant war jedoch der zwischen den Systemen signifikant unterschiedliche Anteil an N in den Fraktionen der tierbezogenen N-Ausscheidung, d.h. im organischen Anteil ($m_{\text{excr, org}}$) bestehend aus Kot-N (m_{faeces}) und Haut und Haar (m_s) und im anorganischen Anteil im Harn ($m_{\text{excr, TAN}}$ bzw. TAN). Die TAN-Ausscheidungen lagen bei den ökologischen Milchkühen höher als bei den konventionellen, während es sich bei den organischen Ausscheidungen genau andersherum verhielt. Das führte zudem zu einem signifikanten Unterschied von 10 %-Punkten im Anteil der TAN-Ausscheidungen am insgesamt ausgeschiedenen N (x_{TAN}) zwischen ökologischen (53 %) und konventionellen Milchkuhexkrementen (43 %). Rein rechnerisch entstehen niedrige relative TAN-Gehalte der N-Ausscheidungen und geringe, ihnen zugrunde liegende TAN-Werte im Urin aus hohen fäkalen N-Ausscheidungen (durch die Differenzberechnung des renalen N aus dem Gesamt-N in den Ausscheidungen abzüglich des Kot-N). Hohe N-Gehalte im Kot (m_{faeces}) wiederum kommen insbesondere durch hohe Trockenmasseaufnahmen zustande (vgl. Gleichung (9), in die die Trockenmasseaufnahme zweifach eingeht). Die durchschnittliche berechnete Trockensubstanzaufnahme der Milchkühe auf den konventionellen Betrieben war aufgrund der höheren mittleren Milchleistung höher als die der ökologischen.

Diese rechnerische Beobachtung könnte mit dem folgenden Zusammenhang übereinstimmen, obwohl die nachfolgenden Punkte nicht explizit in die Berechnungen eingingen. Auf den ökologischen Betrieben wurden häufig Körnerleguminosen als Kraftfutterkomponenten und relativ eiweißreiches Grundfutter eingesetzt (vgl. Schulz et al., 2013). Diese Futtermittel (Körnerleguminosen im Vergleich zu Extraktionsschroten, Weidefutter und Grassilage im Vergleich zu Maissilage) weisen eine hohe Proteinabbaubarkeit im Pansen auf. Bei der Ackerbohne beispielsweise gelangen lediglich ca. 15 % des enthaltenen XP unabgebaut in den Darm (UDXP; DLG, 1997), während sich dieser Anteil bei Sojaextraktionsschrot auf etwa 30 % beläuft (DLG, 2011). Demnach wird ein vergleichsweise großer Teil des XP in Ackerbohnen von den Mikroben im Pansen zu Ammoniak abgebaut, welcher energieabhängig zu Mikrobenprotein aufgebaut oder aber in der Leber zu Harnstoff umgewandelt und v.a. mit dem Urin ausgeschieden wird (Martin et al., 2007). Der höhere Anteil der TAN-Ausscheidungen an der insgesamt ausgeschiedenen N-Menge könnte demnach auf den stärkeren Einsatz von Proteinträgern mit höherer ruminale Abbaubarkeit im ökologischen Landbau zurückgeführt werden. Die 20 Betrieben, darunter 17 ökologische, die in der mittleren Jahresration überwiegend Frischgras (als Weide oder Schnitt) und Grassilage fütterten, erreichten x_{TAN} -Werte zwischen 0,51 und 0,61 kg kg⁻¹. Hingegen lagen bei einer deutlich weniger grasbasierten Fütterung und einem höheren mittleren Kraftfuttereinsatz auf den restlichen 24 Betrieben, darunter 19 konventionelle, x_{TAN} -Werte von 0,26 bis unter 0,51 kg kg⁻¹ vor (vgl. Schulz et al., 2013).

Theoretisch könnten eine hohe N-Aufnahme mit dem Futter (hohes m_{feed} durch hohe N-Gehalte im Futter oder hohe Trockenmasseaufnahmen) oder auch ein im Verhältnis zu m_{feed} geringer Milch-N-Export (m_l) von der Kuh durch eine geringe Milchleistung dazu führen, dass sich rechnerisch hohe N-Gehalte in den Ausscheidungen ergeben. Allerdings scheint eine hohe Proteinübersorgung in der Realität unwahrscheinlich, da Protein in der Fütterung teuer ist und zudem die meisten Pilotbetriebe eine Fütterungsberatung (20 bei $n=39$, davon 16 konventionelle Betriebe) in Anspruch nahmen oder andere Kontrollmaßnahmen wie Rationsberechnungen, Futtermittelanalysen oder Harnstoffwertkontrollen ergriffen (17 bei $n=39$).

Die über die Jahre 2008 bis 2010 gemittelten tierbezogenen Ausscheidungen der Milchkühe auf den ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben lagen im oder rund um den Bereich der von Rösemann et al. (2013) berichteten mittleren Werte für Deutschland und für die Bundesländer, die im Wesentlichen mit der gleichen Methodik wie der in diesem Kapitel beschriebenen ermittelt wurden. Während für die Milchkühe auf den Pilotbetrieben durchschnittliche Ausscheidungen von VS von $1.337 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (öko) und $1.561 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (kon), von N von 131,2 (öko) und 129,7 $\text{kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (kon) und relative TAN-Gehalte der N-Ausscheidungen von 53 (öko) und 43 % (kon) bei einem mittleren Milchleistungsniveau von 6.382 (öko) und 8.660 $\text{kg ECM Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (kon) festgestellt wurden, berichten Rösemann et al. (2013) für Deutschland beispielsweise für das Jahr 2008 eine durchschnittliche Ausscheidung der Milchkühe von VS von 1438 und von N von 115,9 $\text{kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie einen mittleren TAN-Gehalt der Ausscheidungen von 56 % bei einer durchschnittlichen Milchleistung von 6.821 $\text{kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Für die einzelnen Bundesländer wurden für 2008 zudem mittlere VS-Ausscheidungen zwischen 1.383 und 1.516 $\text{kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$, N-Ausscheidungen von 105,4 bis 121,7 $\text{kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und relative TAN-Gehalte der N-Ausscheidungen zwischen 52 und 58 % bei Milchleistungsspannen zwischen 6.017 und 8.398 $\text{kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben. Bei allen von Rösemann et al. (2013) berechneten Werten ist zu beachten, dass mittlere, auf Landkreisebene vorhandene Daten Grundlage für die Berechnungen waren und die für die Bundesländer und Deutschland angegebenen Werte hieraus wiederum aggregiert wurden. Bei Milchkühen wird beispielsweise von mittleren landkreisspezifischen „grass based diets“ oder „mixed diets“ ausgegangen, die bei einer Milchkuh mit einer Milchleistung von 9.000 kg zu relativen TAN-Gehalten in den N-Ausscheidungen von ca. 58 % oder ca. 51 % führen (Haenel pers. Komm., 2012). In diesem Wertebereich von x_{TAN} lag bei einer vergleichbaren Milchleistung von 9.185 $\text{kg ECM Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Projekt lediglich Pilotbetrieb 32 (öko), der eine deutlich grasbetonte Fütterung aufwies (41 % Grassilage, 10 % Weidefutter, 20 % Maissilage an der Gesamtration). Die anderen 15 Betriebe mit x_{TAN} -Werten in diesem Bereich fütterten überwiegend ebenfalls grasbetonte Rationen (vgl. Schulz et al., 2013), hatten jedoch deutlich geringere Milchleistungen (3.881 bis 7.559 $\text{kg ECM Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Betriebliche Sonderfälle, beispielsweise speziell zusammengesetzte Rationen oder besonders hohe oder niedrige Milchleistungen, wie sie insbesondere auf den ökologisch wirtschaftenden Pilotbetrieben vorgefunden wurden, führen also zu deutlich unterschiedlichen relativen Werten im Vergleich zu den mit GAS-EM berechneten und im Emissionsinventar berichteten Werten. Das erklärt die für die Pilotbetriebe ermittelten wesentlich weiteren Wertespanssen der durchschnittlichen einzelbetrieblichen Ausscheidungen von VS, N und x_{TAN} (Tabelle 4.9-2).

Die signifikant ($p \leq 0,001$) unterschiedlichen mittleren Milchleistungen der Tiere auf den ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben sind die Ursache für die grundsätzlich deutlich höheren durchschnittlichen **produktbezogenen Ausscheidungen** der ökologischen Milchkühe im Vergleich zu denen der konventionellen ($p \leq 0,01$). Gleichzeitig wurde auf den ökologischen Betrieben immer eine höhere einzelbetriebliche Wertespanne der produktbezogenen VS -, m_{excr^-} , $m_{\text{excr, org}^-}$ und $m_{\text{excr, TAN}}$ -Ausscheidungen vorgefunden als auf den konventionellen Betrieben (Tabelle 4.9-2), was ebenfalls direkt mit der weiten Spanne der Milchleistungen der ökologischen Betriebe zusammenhängt.

Wird lediglich der **überlappende Milchleistungsbereich** der ökologischen ($n=14$) und konventionellen Betriebe ($n=12$) zwischen 6.393 und 9.197 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹ betrachtet, können weder bei den tier- noch bei den produktbezogenen Ausscheidungen statistisch abzusichernde Unterschiede zwischen den Systemen festgestellt werden. Die Betriebe, die die in den vorstehenden Absätzen genannten Unterschiede in Bezug auf die gesamte Stichprobe ausmachen, befinden sich demnach im Wertebereich unter etwa 6.400 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹ (8 ökologische Betriebe zeigten geringere Milchleistungen) und über etwa 9.200 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹ (10 konventionelle Betriebe wiesen höhere Milchleistungen auf). Die Spannweite der Ausscheidungen bleibt hingegen auch in diesem engeren Milchleistungsbereich sowohl bei tier- als auch bei produktbezogener Betrachtung weiterhin groß, insbesondere bei den N- und TAN-Ausscheidungen.

Grundsätzlich könnte eine **Verbesserung** der Ermittlung der emissionswirksamen Stoffe in den Milchviehexkrementen erreicht werden, indem die Daten, die in die Gleichungen eingehen, noch genauer oder gesicherter bekannt sind. Unter Umständen könnten dadurch Zusammenhänge zwischen Rationsgestaltung und Exkrementeninhaltsstoffen klarer werden. Die Diskussion von Schulz et al. (2013) (Kapitel 4.8.4) beleuchtet die relevanten Aspekte im Detail. Hinzuzufügen ist für die VS -Berechnung noch die in Kapitel 4.9.2 beschriebene Bildung von 12 Futterkategorien, die eine gewisse Vereinheitlichung der Eingangsdaten darstellt.

Insgesamt war die durchschnittliche **Weidedauer** der Milchkühe auf den Pilotbetrieben mit Werten zwischen 0 und ca. 4800 Stunden im Jahr extrem unterschiedlich. Sowohl bei den ökologischen (75 %) als auch bei den konventionellen Pilotbetrieben (93 %) wurde der Großteil der Ausscheidungen im Mittel im Stall und im Melkstand abgesetzt. Der insgesamt höhere Anteil an Weidegang ist für Milchkühe in ökologischen Betrieben per Richtlinien vorgeschrieben (z.B. in der EG-Durchführungsverordnung Nr. 889/2008 (Europäische Kommission, 2008)). Hingegen geht bei konventionellen Betrieben der Trend über die vergangenen zwei Jahrzehnte hin zu weniger bis zu gar keinem Weidegang, wobei struktur- und regionsabhängige Ausgangswerte sehr unterschiedlich sein können (Bäuerle und Windhorst, 2010, Rösemann et al., 2013). Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben bestanden bei den durchschnittlichen Mengen der auf der Weide bzw. in Stall und Melkstand ausgeschiedenen, tierbezogenen VS -, m_{excr^-} und $m_{\text{excr, org}^-}$ -Ausscheidungen ($p \leq 0,001$), nicht aber bei den TAN-Ausscheidungen. Im Gegensatz zu den unter Dach abgesetzten Exkrementen entziehen sich Weideexkreme eines weiteren möglichen Managements. Die für Weideexkreme anwendbaren Emissionsfaktoren sind pro poten-

tiell emissionswirksamer Stoffeinheit niedriger als die diversen für Stall, Melkstand und Lager gültigen Faktoren (vgl. IPCC, 2006).

Durch die Anwendung von Emissionsfaktoren auf die tierbezogenen m_{excr} (zur Ermittlung der N_2O - und NO -Emissionen) bzw. TAN (zur Ermittlung der NH_3 -Emissionen) bedeuten hohe Gesamt-N-Werte in den Ausscheidungen ein hohes **Potential** an direkten N_2O -Emissionen sowie an indirekten N_2O -Emissionen aus NO aus der Deposition reaktiver N-Verbindungen bzw. bedeuten hohe TAN-Ausscheidungen ein hohes Potential an indirekten N_2O -Emissionen aus NH_3 . Die durchschnittlichen tierbezogenen TAN-Ausscheidungen der Milchkühe waren auf den ökologischen Betrieben signifikant höher als auf den konventionellen, womit ein grundsätzlich höheres Potential der indirekten N_2O -Emission aus ökologischen Milchviehexkrementen verbunden ist. Die mittleren N-Ausscheidungen unterschieden sich nicht zwischen den Systemen, so dass das indirekte und direkte N_2O -Emissionspotential aus ökologischen und konventionellen Milchviehexkrementen beim Bezug auf das Tier als gleich zu betrachten ist. Die durchschnittlichen tierbezogenen VS-Ausscheidungen der Milchkühe waren auf den ökologischen Betrieben signifikant geringer als auf den konventionellen, und damit war auch das Potential ökologischer Milchviehexkreme, CH_4 zu emittieren, geringer. Bei produktbezogener Betrachtung ist erwartungsgemäß ein Einfluss der Milchleistung deutlich erkennbar (vgl. Schulz et al., 2013). Die tatsächliche Höhe des Emissionspotentials wird anhand der einzelbetrieblichen Gegebenheiten unterschiedlich hoch ausgeschöpft. Daher müssen in folgenden Schritten die konkreten, für THG-Emissionen relevanten Gegebenheiten auf den Pilotbetrieben, beispielsweise mittlere Jahrestemperatur, Stallsystem, Einstreumenge, Wirtschaftsdüngerart, Lagerungsverfahren und Ausbringungsmodalitäten so zusammengefügt werden, dass mit passenden Emissionsfaktoren die CH_4 - und die direkten und indirekten N_2O -Emissionen ermittelt werden können. Zudem ist es für eine umfassendere Bewertung der Milchviehhaltung in Bezug auf THG-Emissionen wichtig, über die Milchleistungsbetrachtung hinaus zu gehen und Aspekte wie Aufzuchtdauer und Emissionen aus der Nachzucht einzubeziehen, die Nutzungsdauer und Lebensleistung der Milchkühe zu berücksichtigen und zudem Tierwohl und Tiergesundheit zu integrieren.

4.9.5 Schlussfolgerungen

Ein wichtiger Faktor für die realitätsnahe Berechnung der Ausscheidung emissionsrelevanter Stoffe in den Milchviehexkrementen – und damit für die darauf aufbauende Ermittlung der THG-Emissionen – ist die möglichst genaue Kenntnis der Futtermengen und –qualitäten auf den Betrieben. Die höheren mittleren tierbezogenen TAN-Ausscheidungen der ökologischen Milchkühe bei in beiden Systemen ähnlich hohen mittleren N-Ausscheidungen sind in der unterschiedlichen Fütterungspraxis begründet. Dies ist u.a. bedingt durch die Ökorichtlinien, die Weidegang und Raufutteranteile fest vorschreiben. Zudem sind keine Extraktionsschrote in der Fütterung zugelassen. Dies führt bei den ökologischen Betrieben zu einem höheren Potential indirekter N_2O -Emissionen aus der Emission von NH_3 bei einem gleichhohen direkten N_2O -Emissionspotential aus dem ausgeschiedenen N. Die tatsächlichen Emissionen aus diesen Quellen sind betriebsindi-

viduell unter Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngermanagements zu untersuchen. Die Milchleistungen der untersuchten ökologischen Betriebe waren durchschnittlich wesentlich geringer als die der konventionellen, was dazu führte, dass alle emissionsrelevanten Ausscheidungen mit Bezug auf das Produkt Milch dort im Mittel höher lagen als auf den konventionellen. Jedoch waren im Überlappungsbereich der Milchleistungen der ökologischen und konventionellen Betriebe weder bei den tier- noch bei den produktbezogenen Ausscheidungen Unterschiede sichtbar. Schon recht geringe Milchleistungssteigerungen der Tiere auf niedrigleistenden Betrieben können daher zu geringeren produktbezogenen Ausscheidungen von emissionswirksamen Stoffen führen, und damit auch zu einem geringeren Potential, THG zu emittieren. Dies könnte beispielsweise durch eine verbesserte Grundfutterqualität geschehen.

Die ökologischen Betriebe nahmen im Mittel wesentlich seltener eine umfassende Fütterungsberatung in Anspruch als die konventionellen Betriebe. Als erster Schritt hin zu einer moderaten Leistungssteigerung wäre daher eine auf die speziellen Bedürfnisse der ökologischen Milchviehwirtschaft eingehende Beratung vorteilhaft. Diese muss ganzheitlich aufgestellt sein. Auch für eine umfassendere Bewertung der Milchviehhaltung in Bezug auf THG-Emissionen ist über die Milchleistungsbetrachtung hinaus zu gehen. Aspekte wie Aufzucht-dauer, Nutzungsdauer und Lebensleistung der Milchkühe sind neben Tierwohl und –gesundheit zu berücksichtigen.

4.9.6 Danksagung

Ein herzlicher Dank geht an Hans-Dieter Haenel vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz in Braunschweig für viele konstruktive Hinweise während der Berechnungsphase!

4.9.7 Literatur

Bäuerle H, Windhorst H-W (2010) Strukturwandlung in der deutschen Milchkuhhaltung zwischen den Jahren 1992 und 2007. Vechta: Vechtaer Druckerei und Verlag. 149 S

Blank B, Schaub D, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63(1):21-28 und im Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben

Dämmgen U, Haenel H-D, Rösemann C, Hutchings NJ, Brade W, Lebzien P (2009) Improved national calculation procedures to assess energy requirements, nitrogen and VS excretion of dairy cows in the German emission model GAS-EM. *Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research* 3 2009 (59):233-252

Dämmgen U, Amon B, Gyldenkaerne S, Hutchings NJ, Kleine Klausung H, Haenel H-D, Rösemann C (2011) Reassessment of the calculation procedure for the volatile solids excretion rates of cattle and pigs in the Austrian, Danish and German agricultural emission inventories. *Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research* 2 2011 (61)11-126

- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.) (1997) Futterwerttabellen Wiederkäuer: 7. erweiterte und überarbeitete Auflage. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 212 S, ISBN 3-7690-0547-3
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.) (2001) DLG-Information 1/2001. Empfehlungen zum Einsatz von Mischrationen bei Milchkühen. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 32 S
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.) (2011) Bewertung von Einzelfuttermitteln. Proteinwert der Rapsprodukte beim Rind neu gefasst. Stellungnahme des DLG-Arbeitskreises Futter und Fütterung 12/2011.
http://www.dlg.org/fileadmin/downloads/fachinfos/futtermittel/Proteinwert_der_Rapsprodukte_Rind_2011.pdf. Zugriff 17.06.2013
- Europäische Kommission (2008) Verordnung (EG) Nr. 889/2008 der Kommission vom 5. September 2008, mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle, ABl. Nr. L 250 vom 18.09.2008, S. 84 S
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Haenel H-D, Röseman C, Dämmgen U, Poddey E, Freibauer A, Döhler H, Eurich-Menden B, Wulf S, Dieterle M, Osterburg B (2012) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2010: Report on methods and data (RMD) Submission 2012. Braunschweig: vTI, Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research - Sonderheft 394 S
- Haenel H-D (2012) Email vom 12.12.2012
- IPCC (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan
- Martin R, Mansfeld R, Hoedemaker M, de Kruif A (2007) Milchleistung und Fütterung. In: de Kruif A, Mansfeld R, Hoedemaker M (Hrsg.) Tierärztliche Bestandsbetreuung beim Milchrind. 2. Auflage. Stuttgart: Enke, 105-140
- Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2009) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. Landbauforsch-vTI Special issue 335:65-75
- Paulsen HM, Blank B, Schaub D, Aulrich K, Rahmann G (2013) Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. Landbauforsch Appl Agric Forestry Res 63(1):29-36 und im Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Poulsen HG, Kristensen VF (1998) Standard Values for Farm Manure. A Revaluation of the Danish Standard Values concerning the Nitrogen, Phosphorus and Potassium Content of Manure. DIAS report 7. Danish Institute of Agricultural Sciences, Foulum. 160 S
- Röseman C, Haenel H-D, Dämmgen U, Poddey E, Freibauer A, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Bauer B, Osterburg B (2013) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2011: Report on methods and data (RMD) Submission 2013. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 1, 390 S

- Schaub D, Rösemann C, Frank H, Paulsen HM, Blank B, Hülsbergen K-J, Rahmann G (2013) Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe - Berechnung ausgewählter Teilbereiche mit den Modellen REPRO und GAS-EM unter besonderer Berücksichtigung der Fütterungsmodellierung. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Schulz F, Warnecke S, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Unterschiede der Fütterung ökologischer und konventioneller Betriebe und deren Einfluss auf die Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Strogies M, Gniffke P (2013) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2013. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2011. Climate Change Nr. 08/2013. Umweltbundesamt. 884 S

4.10 Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe – Berechnung ausgewählter Teilbereiche mit den Modellen REPRO und GAS-EM unter besonderer Berücksichtigung der Fütterungsmodellierung

Dagmar Schaub, Claus Rösemann, Helmut Frank, Hans Marten Paulsen,
Britta Blank, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann

Zusammenfassung

Die Treibhausgas(THG)-Emissionen aus der Verdauung, aus Wirtschaftsdüngern und beim Weidegang von Milchvieh wurden mit den Modellen GAS-EM und REPRO für sechs Betriebe für zwei Jahre berechnet. Ziel war, die Eignung des für die nationale Klimaberichterstattung entwickelten Modells GAS-EM für einzelbetriebliche Berechnungen zu prüfen und die Ergebnisse beider Modelle gegenüberzustellen.

Die mit GAS-EM berechneten THG-Emissionen liegen zwischen 3779 und 5060 kg CO₂ eq Tier⁻¹ a⁻¹. Bezogen auf die Milchmenge sind dies THG-Emissionen zwischen 0,54 und 0,96 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹.

Die unterschiedlichen Annahmen von REPRO und GAS-EM zur Fütterung führen z.T. zu deutlichen Abweichungen zwischen beiden Modellen in den Futtermengen (bis zu 5 kg TS Tier⁻¹ d⁻¹) und im Kraftfutteranteil (bis zu 16 Prozentpunkten). Durch die Algorithmen von GAS-EM ergeben sich zudem z.T. große Differenzen zwischen erhobenen und kalkulierten Kraftfutteranteilen. Für einzelbetriebliche Berechnungen wäre es gut, alle auf Betriebsebene vorhandenen Daten in GAS-EM nutzen zu können.

Die in GAS-EM berechneten verdauungsbedingten Methanemissionen liegen meist höher (bis 16 %) als die REPRO-Werte. Die Ergebnisse beider Modelle zu den Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement stimmen bei einem Drittel der untersuchten Betriebsjahre gut überein, in den übrigen Fällen kommt es zu mehr oder weniger großen (bis zu 83 %) Unterschieden.

Für eine wirklichkeitsnahe Abbildung der einzelbetrieblichen THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung ist eine möglichst gute Abbildung der tatsächlichen Futterströme und -qualitäten wesentlich, was sowohl eine detaillierte Primärdatenerfassung als auch verbesserte Modellansätze umfasst. Zudem wäre eine Ableitung von Berechnungsansätzen mit geringeren Unsicherheiten wünschenswert.

Schlüsselwörter: Treibhausgase, GAS-EM, REPRO, Fütterung, Methan

Abstract

The models REPRO and GAS-EM were used to calculate the greenhouse gas (GHG) emissions from the dairy cattle husbandry of four organic and two conventional farms in Northern and Southern Germany. Emissions from enteric fermentation, manure management and during grazing were included in the calculations. The aim was to examine the suitability of GAS-EM, which was developed for the National Emission Inventory, for the calculation of emissions from single farms. Furthermore the results of both models were compared.

The results of GAS-EM lay between 3779 and 5060 kg CO₂ eq cow⁻¹ a⁻¹. In relation to milk yield GHG emissions between 0,54 and 0,96 CO₂ eq kg ECM⁻¹ were calculated.

The differing model assumptions regarding feeding result in some cases in considerable differences between both models in the amount of feed consumed (up to 5 kg DM cow⁻¹ d⁻¹) and the share of concentrates (up to 16 percentage points). Moreover the algorithms of GAS-EM cause in some cases substantial differences between survey and calculation in the share of concentrates. For single farm calculations in GAS-EM a refined methodology would be desirable to be able to comprise differences between farms in more detail and to use all information available at this level of examination.

The methane emissions from enteric fermentation calculated in GAS-EM are usually higher (up to 16 %) than the results of REPRO. Results of both models for the GHG emissions from manure management are in good agreement in a third of the cases, in the remaining cases the values deviate by up to 76 %.

To realistically estimate GHG emissions from dairy cattle at farm level the adequate modelling of feed flows and qualities is fundamental. This comprises both a detailed measuring of primary data and improved models. Additionally the development of calculation approaches with less uncertainties would be desirable.

Keywords: greenhouse gas emissions, GAS-EM, REPRO, feeding, methane

4.10.1 Einleitung

Die mit der Milchviehhaltung verbundenen Treibhausgas(THG)-Emissionen aus der Verdauung und aus dem Wirtschaftsdünger in Stall, Lager, bei Weidegang und Ausbringung haben große Anteile an den THG-Emissionen der Landwirtschaft (O'Mara, 2011). Im Rahmen des Projektes „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen“ (Kassow et al., 2010) wurden die THG-Emissionen der Milchviehhaltung auf ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben in Deutschland mit den Modellen GAS-EM (Dämmgen et al., 2002; Rösemann et al., 2011) und REPRO (Hülsbergen, 2003; Küstermann et al., 2008) ermittelt und analysiert. Es sollte eine Vergleichbarkeit der mit REPRO für die Pilotbetriebe ermittelten THG-Emissionen aus der Milchvieh-

haltung mit den Werten des deutschen Emissionsinventars (UBA, 2011) sichergestellt werden. Die Auswirkungen der unterschiedlichen Modellansätze auf die Rechenergebnisse zu den THG-Emissionen werden im Folgenden dargestellt und diskutiert.

Das Modell GAS-EM wurde für die nationale Emissionsberichterstattung in Deutschland entwickelt und bildet die Emissionen der Landwirtschaft basierend auf Mittelwerten der Landkreise gegliedert nach klar definierten Quellkategorien nach IPCC (1996) (z.B. Milchkühe) ab. Das für die nachfolgenden Berechnungen verwendete Milchviehmodul von GAS-EM berücksichtigt jedoch nur die Emissionen aus den eingangs genannten Teilbereichen. Weitere Einflussgrößen, die zu einer umfassenden Gesamtbilanz der Milchviehhaltung gehören, werden in anderen Modulen von GAS-EM oder mit anderen Modellen der Emissionsberichterstattung berechnet; z.B. der Bereich ‚Nachzucht‘ unter „übrige Rinder“, ‚Humusbilanz‘ unter „Landuse and Landusechange“, ‚Mineraldüngerproduktion‘ unter „Industrie“ und ‚Energie-einsatz in der Landwirtschaft‘ unter „Verkehr“ (UBA, 2011). Emissionen im Zusammenhang mit der Erzeugung von Importfuttermitteln werden für die Klimaberichterstattung im jeweiligen Herkunftsland angerechnet. Eine Verknüpfung aller zur Milchproduktion gehörenden Energie- und Stoffströme auf Betriebsebene findet im Rahmen der Emissionsberichterstattung nicht statt. Das Modell erlaubt aber prinzipiell auch einzelbetriebliche Berechnungen.

Das Modell REPRO arbeitet dagegen auf der Ebene des Einzelbetriebes und berechnet die Emissionen aufbauend auf den modellierten innerbetrieblichen Nährstoff- und Energieflüssen. Die Verknüpfung aller Stoff- und Energieflüsse, die mit der Milchviehhaltung verbunden sind, ist in der Struktur des Modells bereits angelegt und möglich. Die THG-Berechnung in der Milchviehhaltung mit dem Modell REPRO wurde in einem anderen Projektteil entwickelt (vgl. Frank et al., 2012) und findet hier Anwendung.

Bei der Berechnung der THG-Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement kommt der Fütterung maßgebliche Bedeutung zu. Jedoch hat eine betriebliche Datenerhebung Grenzen in der Erfassung der realen Futtermengen und -qualitäten. Unterschiedliche Herangehensweisen zur Lösung dieses Problems können jedoch zu unterschiedlichen Ergebnissen bei der Fütterungsmodellierung und den darauf aufbauend berechneten THG-Emissionen führen.

Einflüsse des betrieblichen Managements und modellspezifischer Besonderheiten auf die berechneten THG-Emissionen sollen deshalb dargestellt werden.

Anhand der Ergebnisse von sechs ausgewählten ökologischen und konventionellen Betrieben werden die drei folgenden Fragestellungen untersucht:

- Spiegeln sich bei der Emissionsberechnung mit dem Milchviehmodul von GAS-EM Management- und Leistungsunterschiede zwischen Einzelbetrieben auch in der Höhe der berechneten THG-Emissionen wider? Inwieweit weichen die auf Basis von realen Betriebsdaten berechneten THG-Emissionen von den auf Landkreisebene für die Klimaberichterstattung berechneten Werten ab?

- Wie wirken sich unterschiedliche Methoden der Erfassung der Futtermengen und der Rationsberechnung auf die Fütterungsmodellierung in REPRO und im Milchviehmodul von GAS-EM und die darauf aufbauend errechneten THG-Emissionen aus?
- Unterscheiden sich die Ergebnisse der THG-Berechnungen für die oben genannten Teilbereiche Verdauung, Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung sowie Weidegang zwischen den Modellen GAS-EM und REPRO?

4.10.2 Material und Methoden

4.10.2.1 Die verwendeten Modelle REPRO und GAS-EM

4.10.2.1.1 Allgemeine Modellbeschreibung

Das Modell GAS-EM (Haenel, 2010; Rösemann et. al., 2011) hat in erster Linie zum Ziel, die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzung im Rahmen der internationalen Berichtspflichten der Bundesrepublik Deutschland zu berechnen. Gleichzeitig ist das mit GAS-EM erstellte landwirtschaftliche Emissionsinventar ein Instrument der Politikberatung hinsichtlich emittierter Stoffmengen, deren Minderungspotentialen und Bewertung. Entsprechend der Vorgaben des IPCC (1996) erfolgt die Emissionsberechnung in klar definierten Quellkategorien, d.h. gegliedert nach Tiergruppen (Milchkühe, sonstige Rinder etc.) und nicht nach Betriebszweigen oder Endprodukten. Die Emissionen werden unterteilt nach den Herkunftsbereichen (Verdauung, Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung, Wirtschaftsdünger-ausbringung sowie Weide) kalkuliert. Genauere Angaben zur Berechnungsmethodik sind im Abschnitt 4.10.2.1.2. aufgeführt. Die Berechnungen erfolgen in GAS-EM prinzipiell jahresweise und auf regionaler Ebene (Landkreis bzw. Bundesland), wobei das Modell auch einzelbetriebliche Berechnungen erlaubt. GAS-EM ist als ein Satz von Excel-Dateien modular aufgebaut, wobei innerhalb des vorliegenden Projektes nur das Milchviehmodul (CDC_11) zum Einsatz kommt.

Das Ziel von REPRO ist die Abbildung der Nährstoff- und Energieflüsse landwirtschaftlicher Betriebe. Die Systemebene ist der landwirtschaftliche Betrieb mit den Subsystemen Boden, Pflanzenbau und Tierhaltung. Sämtliche Subsysteme stehen miteinander in Verbindung, wodurch eine gesamtbetriebliche, indikatorgestützte Auswertung möglich ist (Hülsbergen, 2003). Die Berechnungen in REPRO erfolgen derzeit überwiegend bezogen auf die Fläche, die kleinste Systemebene ist der Teilschlag bzw. das Stallabteil und die kleinste zeitliche Auflösung ein Jahr. Dies gilt auch für die Berechnung von Treibhausgasemissionen. Diese ist im Bereich des Pflanzenbaus auf Grund der hohen Auflösung sehr genau möglich. Die Emissionen der Tierhaltung wurden bislang jedoch nicht berücksichtigt. Im Rahmen des Projektes wurde eine Methodik der Energie- und Treibhausgasbilanzierung für die Milchviehhaltung entwickelt, die insbesondere die prozessbedingten THG-Emissionen umfasst. Die Erweiterung basiert auf den Grundlagen und Daten von REPRO und wurde mit Hilfe von Access und Excel umgesetzt (Frank et al., 2012). Vereinfachend

werden die Ergebnisse der Berechnung im Folgenden als Emissionsergebnisse aus REPRO bezeichnet. Genauere Angaben zu den Berechnungsverfahren sind im Abschnitt 4.10.2.1.3 zu finden.

Wie aus den obigen Ausführungen deutlich wird, haben GAS-EM und REPRO im Grunde unterschiedliche Betrachtungsebenen und Zielsetzungen. Dementsprechend weisen beide Modelle Stärken und Schwächen auf, die bei der Gegenüberstellung und der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen.

Im Folgenden werden die im Milchviehmodul von GAS-EM enthaltenen, unmittelbar der Milchviehhaltung zugeordneten Emissionsherkünfte (Verdauung, Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung sowie Weide) den von REPRO berechneten Werten gegenübergestellt. Allerdings sind nicht alle diese Emissionsherkünfte separat in den REPRO-Berechnungen enthalten, so dass für eine Gegenüberstellung beider Modelle letztlich nur drei Teilbereiche, die Methanemissionen aus der Verdauung, Emissionen aus den Wirtschaftsdüngern im Stall und bei der Lagerung sowie Methanemissionen bei Weidegang, in Frage kommen. Weitere für eine vollständige THG-Bilanz der Milchviehhaltung notwendige Emissionsherkünfte, wie Nachzucht, Futtererzeugung, Humusdynamik, Landnutzungsänderungen, Einsatz fossiler Energie sind nicht im Milchviehmodul von GAS-EM enthalten und daher nicht Bestandteil der folgenden Darstellung. Diese Emissionsteilbereiche sind im weiterentwickelten Milchviehmodul von REPRO (Frank et al., 2012) enthalten. Für die nationale Klimaberichterstattung werden diese Emissionsherkünfte in anderen Modulen von GAS-EM (z.B. Nachzucht) oder mit anderen Modellen berechnet (UBA, 2011).

4.10.2.1.2 Berechnung von Futtermengen und Emissionen in GAS-EM

Die benötigten **Futtermengen** werden in GAS-EM leistungsbezogen anhand des Energiebedarfs der Milchkühe (entsprechend GfE, 2001) und der Energiegehalte des Futters berechnet. Im Rahmen dieses Projektes werden die Berechnungen getrennt für Laktierende und Trockensteher durchgeführt. Aufgrund der im Modell getroffenen Festlegungen zu Futtration und Futterkomponenten ist es nicht möglich, die auf den Betrieben tatsächlich gefütterten Futtermengen direkt einzugeben oder den Kraftfutteranteil frei zu variieren. Es können nur die Futterqualitäten (Trockensubstanzgehalt, Gehalt an NEL, GE, nXP, XP) und der Anteil der einzelnen Futtermittel am Grund- bzw. Kraftfutter direkt vorgegeben werden. Die notwendigen Kraft- und Grundfuttermengen werden daraus nach Dämmgen et al. (2009) berechnet.

Die **Methanemissionen aus der Verdauung** werden aus der Gesamtenergieaufnahme mit Hilfe des IPCC(1996)-Standardwertes von $0,06 \text{ MJ MJ}^{-1}$ berechnet (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 4.3.5).

Für die Berechnung der **Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** kann in GAS-EM nur entweder Fest- oder Flüssigmist berücksichtigt werden; Ställe, bei denen sowohl Festmist als

auch Gülle anfallen, können nur unter Verzicht auf die weniger bedeutende Mistart dargestellt werden. Innerhalb der Gruppierung Fest- bzw. Flüssigmist ist jedoch die anteilige Berücksichtigung verschiedener Stallsysteme sowie Lagerungs- und Behandlungsverfahren (z.B. Gülleseparierung, Biogasanlagen) innerhalb eines Betriebes möglich.

Die **Methanemissionen aus den Wirtschaftsdüngern im Stall, bei Lagerung und Weidegang** werden mit einem Stufe-2-Verfahren nach IPCC (2006) berechnet (Rösemann et al., 2011, Abschnitte 3.4.3.3 und 4.3.6). Eingangsgrößen hierfür sind Eigenschaften des Wirtschaftsdüngers (die unterschiedliche Menge an organischer Substanz sowie die maximale Methanfreisetzungskapazität) und Methan-Umwandlungsfaktoren, die vom Lagerungssystem und teilweise von der Temperatur abhängen. Die Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdünger beim Weidegang werden entsprechend dem zeitlichen Anteil berücksichtigt und separat ausgewiesen.

Die **Lachgas-Emissionen auf der Weide** werden aus der Masse des auf der Weide ausgeschiedenen Gesamtstickstoffs, multipliziert mit dem Emissionsfaktor von $0,02 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ (IPCC, 1996) berechnet (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 11.2). Im Rahmen des Projektes wurde die tägliche Weidedauer stundengenau berücksichtigt.

Die Berechnung der **Lachgas-Emissionen aus Stall und Lagerung** erfolgt mit einem Stickstoff-Massenfluss-Modell (Stufe-3-Verfahren), in dem die Flüsse von Kot-Stickstoff (N_{org}) und Harn-Stickstoff (ammoniakalischem N, TAN) nach ihrer Ausscheidung verfolgt werden und auch der N-Gehalt der Einstreu einbezogen wird. Umwandlungen der beiden N-Fractionen ineinander während der Lagerung werden berücksichtigt (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 3.5 und 4.3.8).

Die **Lachgas-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung** ergeben sich aus dem N-Eintrag in Böden (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 10.2.2.). Zuvor werden die $\text{NH}_3\text{-N}$ - und NO-N -Verluste aus Wirtschaftsdünger bei der Ausbringung aus den enthaltenen TAN-Mengen und spezifischen Emissionsfaktoren für verschiedene Applikationsverfahren und Einarbeitungszeiten abgeschätzt und abgezogen (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 4.2.3).

Für die internationale Klimaberichterstattung verwendet GAS-EM die vorgeschriebenen Global-Warming-Potential-(GWP_{100})-Umrechnungsfaktoren in Kohlendioxid-Äquivalente nach IPCC (1996), wohingegen im Rahmen des Projektes die neuesten GWP_{100} -Umrechnungsfaktoren des IPCC (Forster et al., 2007) genutzt werden.

4.10.2.1.3 Berechnung der Futtermengen und Emissionen in REPRO

Die Ermittlung der Futterration in REPRO stützt sich auf den Futterenergie- und Rohproteinbedarf der Milchkühe. Dieser wird anhand von Milchleistung, Milchfettgehalt und mittlerem Tiergewicht berechnet (Kloweit, 2007). Bei der Rationsgestaltung kann eine unterschiedliche Fütterung laktierender und trockenstehender Kühe nicht direkt berücksichtigt werden. Der Futterenergie- und

Rohproteinbedarf trockenstehender Tiere ist bereits in den Jahres-Bedarfswerten enthalten. Dabei wird von einer standardisierten Trockenstezeit von 49 d und einer Zwischenkalbezeit von 365 d, die aber variiert werden kann, ausgegangen. Auf Basis der betrieblichen Datenerhebung erfolgt die Zuteilung der Futtermittel auf die einzelnen Tiergruppen und ein Abgleich mit der Futterproduktion auf dem Betrieb (Koppelung mit Pflanzenbau). Falls sich die Angaben zur Fütterung und der aus dem Feldertrag resultierenden verfügbaren Futtermenge deutlich unterscheiden, erfolgt nach Rücksprache mit dem Betriebsleiter eine Anpassung. Futterreste und -verluste werden in REPRO in Form eines zehnzehnjährigen Sicherheitszuschlages auf den tierischen Bedarf berücksichtigt und auch bei der Berechnung der Emissionen einbezogen. Ausgehend von diesen Angaben werden in dem von Frank et al. (2012) beschriebenen Excel-Modul die Methanemissionen aus der Verdauung berechnet. Dies geschieht auf Basis der Trockenmasseaufnahme (Ellis et al., 2007, Gleichung [2d]). Aus der Fütterung ergeben sich in REPRO der Anfall an Wirtschaftsdüngern sowie die Nährstoffmenge. Hieraus werden die Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung kalkuliert (Küstermann et al., 2010). Die Methanemissionen im Stall, bei Lagerung und Weidegang werden mit einem Stufe-2-Verfahren nach IPCC (2006) bestimmt. Gleiches gilt für die Lachgas-Emissionen im Stall und bei der Wirtschaftsdüngerlagerung. Die Lachgasemissionen auf der Weide werden in REPRO im Rahmen der Düngung im Pflanzenbau berechnet. Dadurch erfolgt keine separate Ausweisung der Lachgasemissionen auf der Weide bei der Emissionsberechnung der Milchviehhaltung.

Neben diesen Emissionen werden die prozessbedingten Treibhausgasemissionen für sämtliche Prozessschritte der Milchviehhaltung berechnet (Frank et al., 2012), außerdem die Emissionen in Form von Lachgas und aus der Humusdynamik im Futterbau sowie die THG-Emissionen, die im Rahmen der Färsenaufzucht (Nachzucht) oder durch mögliche Landnutzungsänderungen durch den Anbau von Zukaufsfuttermitteln entstehen. Diese Berechnungen werden im Rahmen dieses Beitrags jedoch nicht berücksichtigt.

4.10.2.1.4 Berechnung produktbezogener Emissionen

Sowohl in REPRO wie auch in GAS-EM können die Emissionen pro Tier und Jahr ausgegeben werden. Um den Vergleich der Daten zu erleichtern, werden die Emissionen auf die produzierte Milchmenge bezogen. Da in GAS-EM keine Allokation vorgesehen ist und in REPRO eine Allokation nach dem Energieoutput erfolgt (Frank et al., 2012) werden die produktbezogenen Ergebnisse in diesem Beitrag aus Gründen der Vereinfachung ohne Allokation ausgewiesen. Jedoch ist zu beachten, dass bei einer umfassenden Betrachtung die Koppelprodukte Altkuh und Kalb unbedingt zu berücksichtigen sind.

4.10.2.2 Datengrundlage

4.10.2.2.1 Datengewinnung

Innerhalb des Verbundprojekts „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ wurden auf 45 Milchviehbetrieben in verschiedenen Regionen Deutschlands für die Jahre 2008 bis 2010 Daten erhoben sowie Futtermittel- und Wirtschaftsdüngerproben analysiert. In Betriebserhebungen wurden für die einzelnen Untersuchungsjahre umfangreiche Angaben erfasst zum Ackerbau sowie zu Tierbestand und -leistungen, zum Herdenmanagement (Haltungssystem, Jungviehaufzucht, Tiergesundheit), zur Fütterung der einzelnen Gruppen (Laktierende (ggf. Leistungsgruppen, Trockensteher, Nachzucht; mindestens eine Sommer- und eine Winterration pro Gruppe und Jahr) sowie zur Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung (siehe Blank et al. in diesem Bericht).

Für Leistungsdaten wurde dabei auf die monatlichen Ergebnisse der Milchleistungsprüfung (MLP; Gruppenmittelwerte) und die Jahresberichte der MLP zurückgegriffen. Angaben zum Tierbestand stammen aus dem Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HIT).

Jeweils im Winter/Frühjahr 2009, 2010 und 2011 wurden von allen auf dem Betrieb vorhandenen Futtermitteln gemäß den Vorgaben der VDLUFA Proben gewonnen und die Hauptnährstoffe (Asche, Rohprotein, Rohfaser und Rohfett) entsprechend der Weender-Futtermittelanalyse bestimmt. Aus diesen Daten wurden die Nährstoffgehalte (ME, NEL und nXP) berechnet (Einzelfuttermittel nach GfE, 2001; Mischfuttermittel nach Menke und Steingäß, 1987).

4.10.2.2.2 Beschreibung der Beispielbetriebe

Aus den Milchvieh haltenden Projektbetrieben wurden sechs Betriebe mit guter Datenlage ausgewählt (Tabelle 4.10-1), die in den Projektregionen Nord bzw. Süd liegen. Um eine möglichst große Bandbreite von Produktionssystemen zu erfassen, sollten jeweils zwei Betriebe intensive konventionelle (Milchleistung über dem Durchschnitt des jeweiligen Landeskontrollverbandes (LKV); Betriebe 20 und 85) bzw. intensive ökologische Milchviehhaltung betreiben (Milchleistung über oder am LKV-Durchschnitt; Betriebe 13 und 73) bzw. extensive ökologische Milchviehhalter sein (Milchleistung unterhalb des LKV-Durchschnittes, geringer Kraftfuttereinsatz; Betriebe 10 und 11). Für diese Betriebe wurden beispielhaft mit den beiden Modellen GAS-EM (Milchviehmodul CDC_11) und REPRO die Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung berechnet.

Tabelle 4.10-1: Überblick über die sechs Beispielbetriebe (Eingangsdaten für GAS-EM, Werte von 2009 und 2010)

Pilotbetrieb (System, Region)	10 (öko Süd)	11 (öko Süd)	13 (öko Süd)	20 (kon Süd)	73 (öko Nord)	85 (kon Nord)
Betriebsgröße [ha LN]	43	55	36	59	1299	153
Grünlandanteil [%]	67	25	51	36	4	34
GV/ha	1,77	0,55	1,86	1,96	0,31	0,84
Herdengröße	43 / 41	18 / 18	44 / 43	61 / 53	224 / 243	77 / 76
Rasse	Fleckvieh	Holstein Friesian, DSN	Fleckvieh	Fleckvieh	Holstein Friesian	Holstein Rotbunt
Milchleistung [kg Kuh ⁻¹ Jahr ⁻¹]	4562 / 4507	5709 / 5167	7068 / 7419	7740 / 8031	8504 / 9029	8529 / 8727
Eiweiß [%]	2,96 / 3,03	3,13 / 3,17	3,27 / 3,29	3,49 / 3,47	3,15 / 3,01	3,44 / 3,42
Fett [%]	3,51 / 3,81	3,69 / 3,67	3,68 / 3,70	4,04 / 4,10	4,13 / 3,88	3,96 / 3,95
Nutzungsdauer [a]	3,33	4,90	3,26	1,69	2,26	2,35
Zwischenkalbezeit [d]	369	445	387	370	430	409
Fütterung	Vorlegewagen + Kraftfutter per Hand (3 Gruppen)	Frontlader + Kraftfutter per Hand (1 Gruppe)	Silokamm + tierindiv. Kraft- futter	TMR (1 Gruppe)	TMR (2 Gruppen)	Mischration + tierindiv. Kraft- futter
Weide Sommer	halbtags	halbtags	nachts	ohne	ganztags	halbtags
Kraftfutteranteil [% TM] ¹	5 / 18	5 / 5	16 / 15	26 / 27	28 / 39	29 / 30
Maissilage in Grundfutter [% TM] ¹	2 / 0	0 / 0	4 / 6	41 / 42	37 / 28	52 / 46
Energie i. Ration ¹ [MJ NEL kg TM ⁻¹]	6,5 / 6,7	6,2 / 6,2	6,6 / 6,9	6,9 / 6,9	6,8 / 7,1	6,9 / 6,8
Haltungssystem Laktie- rende	Liegeboxenlauf- stall mit Spalt- enboden	Tiefstreuall	Liegeboxen- laufstall mit Spaltenboden	Liegeboxen- laufstall mit Spaltenboden	Liegeboxen- laufstall mit Spaltenboden	Liegeboxenlauf- stall mit Spalt- enboden
Güllelagerung	offener Rund- behälter	keine Gülle	geschloss. Gru- be (44 %) bzw. offener Rund- behälter (56 %)	offener Rund- behälter	unter Spalten (25 %) bzw. offener Rund- behälter (75 %)	unter Spalten (27 %) bzw. offener Rund- behälter (73 %)
Gülleausbringung	breit verteilt	-	breit verteilt	breit verteilt	breit verteilt (96 %), Schlepp- schuh (4 %)	breit verteilt
auf Ackerland	3,5 %	-	49 %	41 %	95 %	74 %
-auf kurze Vegetation auf Acker (ohne Einarbei- tung)	3,5 %	-	46 %	17 %	24 %	27 %
-Einarbeitung nach	-	-	1 h (3 %)	1 h (12 %), 4 h (12 %)	6 h (71 %)	12 h (14 %), 24 h (17 %), ≥48 h (16 %)

DSN: Deutsches schwarzbuntes Niederungsriind; ¹ Jahresdurchschnittsrations der Laktierenden

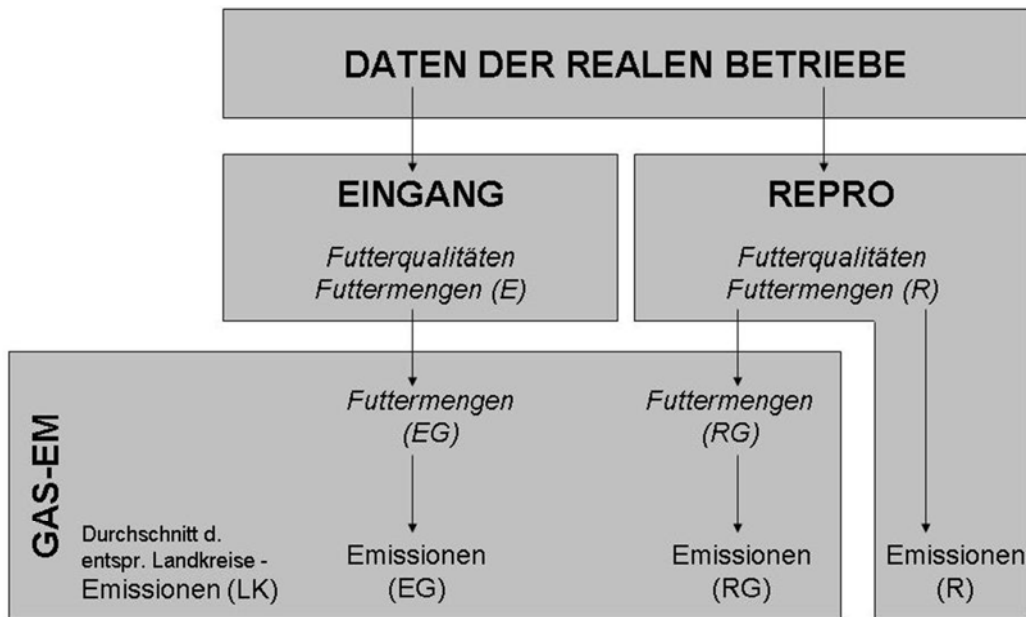
4.10.2.3 Vorgehensweise und verwendete Eingangsdaten

4.10.2.3.1 Vorgehensweise

Die auf sechs ausgewählten Betrieben (siehe 4.10.2.2.2) erhobenen Daten wurden direkt in GAS-EM (siehe 4.10.2.3.2) und in REPRO eingegeben (siehe 4.10.2.3.3). Die Datenaufbereitung für GAS-EM geschah am Thünen-Institut für Ökologischen Landbau in Trenthorst, die Berechnungen in GAS-EM wurden am Thünen-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung in Braunschweig durchgeführt. Die Modellierung in REPRO erfolgte am Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der TU München und am Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Im Folgenden wird die Herkunft der Daten, die direkt aus der Betriebserhebung in GAS-EM eingehen, als „EINGANG“ gekennzeichnet; die Daten, mit denen REPRO rechnet, werden REPRO-Daten genannt. Da REPRO und GAS-EM unterschiedliche Methoden der Rationsberechnung aufweisen, wurden für die Gegenüberstellung beider Modelle die in REPRO berechneten Rationen auch in GAS-EM eingegeben (siehe 4.10.2.3.4). GAS-EM berechnet u.a. aus den vorgegebenen Futterqualitäten die Futtermengen und den Kraftfutteranteil selbst (siehe 4.10.2.1.2), die letztgenannten Zahlen können nicht direkt vorgegeben werden. Deshalb liegen schließlich je Betrieb und Jahr vier verschiedene Annahmen zur Futtermenge vor (Abbildung 4.10-1): die Werte von EINGANG, die in REPRO anhand der Betriebsdaten modellierten Werte und die aus diesen beiden in GAS-EM berechneten Zahlen (als „EINGANG - GAS-EM“ (EG) und „REPRO-GAS-EM“ (RG) bezeichnet).

Die THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung wurden in GAS-EM sowohl basierend auf den REPRO-Rationen als auch auf Grundlage der EINGANGS-Daten berechnet (Abbildung 4.10-1). Als zusätzliche Vergleichsgröße wurde für jeden Betrieb der in GAS-EM ermittelte Durchschnittswert des jeweiligen Landkreises für die THG-Emissionen einer Milchkuh im Jahr 2009 (LK) hinzugezogen. Zusammen mit den durch REPRO berechneten THG-Emissionen (R) liegen also zu jedem Betrieb sieben Werte zur Höhe der THG-Emissionen vor: je Betrieb und Jahr ein Wert EG, RG und R sowie ein Durchschnittswert des Landkreises (LK).

Abbildung 4.10-1: Datenfluss bei den verschiedenen Vorgehensweisen zur Berechnung von Futtermengen und Emissionen (vereinfachte Darstellung)



E = EINGANGS-Daten für GAS-EM, R = REPRO-Daten und -berechnungen, EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten, LK = Durchschnittswert der jeweiligen Landkreise für die THG-Emissionen einer Milchkuh im Jahr 2009

4.10.2.3.2 Eingangsdaten für GAS-EM

Die Angaben der Betriebsleiter zur Fütterung wurden auf Plausibilität geprüft und die erfasste Ration dem Energiebedarf der Tiere (Berechnung nach GfE, 2001) gegenübergestellt. Bei Unter- oder starker Überversorgung der Tiere wurden in Rücksprache mit dem Betriebsleiter Anpassungen vorgenommen. Unter Berücksichtigung der auf den Betrieben erhobenen Zeiträume, in denen die einzelnen Rationen gefüttert wurden, wurden danach die für GAS-EM jeweils erforderlichen Jahresdurchschnittsrationen für Laktierende und Trockensteher berechnet und zusammen mit den Ergebnissen der Futtermittelanalysen in das Modell eingegeben. Wenn Landwirte eigene Trockensubstanzbestimmungen durchgeführt hatten, wurden diese verwendet, da anhand dieser Werte die tatsächlich gefütterten Rationen berechnet worden waren. Wenn ein Futtermittel nicht innerhalb des Projektes beprobt worden war, wurden eigene Analyseergebnisse des Landwirtes oder Standardwerte (DLG, 1997) verwendet. Die Angaben zur verdaulichen Energie (DE) der Futtermittel, die GAS-EM für seine Berechnungen benötigt, wurden dem Rostocker Futtermittelbewertungssystem (Beyer und Jentsch, 2004) entnommen. Die übrigen für das Modell GAS-EM benötigten Eingangsdaten stammen aus dem HIT (Herdengröße), dem Jahresbericht der MLP (Milchleistung und -inhaltsstoffe, Zwischenkalbezeit) oder wurden im Betriebsleiter-Interview erfragt (Haltungssystem, Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung). Im Rahmen des Projektes wurden in GAS-EM die realen Zwischenkalbezeiten der Herden berücksichtigt und nicht wie sonst innerhalb des Modells aus der Milchleistung errechnet.

4.10.2.3.3 Eingangsdaten für REPRO

Die auf den Betrieben erhobenen Daten wurden auf Plausibilität geprüft und zur Modellierung in REPRO verwendet. Hierzu wurde aus den Angaben zu Tierbestand, -leistungen, Futterbedarf und Rationsgestaltung der Mindestfutterbedarf kalkuliert und dem erfassten bzw. berechneten Futteraufkommen gegenübergestellt. Bei größeren Diskrepanzen zwischen Futterbedarf und -aufkommen wurde in Rücksprache mit dem Betriebsleiter die mögliche Ursache ermittelt und die Modellierung ggf. angepasst. Wie für die Betriebseingabe in GAS-EM stammen die Tierzahlen aus dem HIT und Angaben zu Milchleistung und -inhaltsstoffen sowie zur Zwischenkalbezeit aus dem Jahresbericht der MLP.

Für das Jahr 2009 wurden die Futterrationen und THG-Emissionen aller sechs Betriebe und in 2010 die zwei norddeutschen Betriebe mit den in REPRO festgelegten Standardannahmen für Futterwerte, Trockensteh- und Zwischenkalbezeiten berechnet. 2010 wurden für die vier bayrischen Betriebe wie für die Betriebseingabe in GAS-EM die realen Trockensteh- und Zwischenkalbezeiten genutzt. Ebenso wurden statt der REPRO-Standardfutterwerte die Ergebnisse der Futtermittelanalysen im Projekt bzw. Standardwerte der LfL (2007) verwendet. Durch diese Vorgehensweise kam es auch zu Unterschieden in den angenommenen Futterqualitäten zwischen REPRO und EINGANGS-Daten, die in Tabelle 4.10-4 dargestellt sind.

Die Angaben zum Haltungssystem und zur Wirtschaftsdüngerlagerung sowie -ausbringung wurden in der betrieblichen Datenerhebung erfasst.

4.10.2.3.4 Gegenüberstellung der Eingangsdaten beider Modelle

Mit der Betriebsmodellierung in REPRO wurde schon begonnen, bevor alle benötigten Daten den Projektarbeitern vollständig vorlagen. Deshalb unterscheiden sich die Angaben zu Tierzahlen und verwendeten Futtermitteln zwischen REPRO und EINGANG in Einzelfällen.

Die in REPRO bzw. als Eingangsdaten für GAS-EM verwendeten Futtermittelqualitäten sind in Tabelle 4.10-3 gegenübergestellt.

Aufgrund unterschiedlicher Annahmen bzw. Möglichkeiten in REPRO und GAS-EM gibt es bei drei Betrieben Unterschiede in der modellierten Wirtschaftsdüngerlagerung: Da in GAS-EM nur entweder Flüssig- oder Festmist berücksichtigt werden kann, wurde der Betrieb 73 in GAS-EM mit einem reinen Güllesystem dargestellt. In REPRO konnte die tatsächliche Wirtschaftsdüngerproduktion, nämlich sowohl Festmist als auch Gülle, abgebildet werden. Bei Betrieb 11 wurden in REPRO die Emissionsfaktoren (IPCC, 2006) von Festmist (Methankonversionsfaktor 0,02; Emissionsfaktor für direkte Lachgasemissionen 0,005), in GAS-EM hingegen diejenigen von Tiefstreu (Methankonversionsfaktor 0,17; Emissionsfaktor für direkte Lachgasemissionen 0,01 (IPCC, 2006)) verwendet. Bei Betrieb 13 unterscheiden sich aufgrund der unterschiedlichen Annahmen

zur Güllelagerung (mit bzw. ohne teilweise Lagerung in geschlossener Grube) die Methankonversionsfaktoren leicht (0,1 in REPRO, 0,13 in GAS-EM (IPCC, 2006)).

Auch für die Emissionsberechnung mit den REPRO-Fütterungsdaten in GAS-EM (RG) wurden die EINGANGS-Daten für die Wirtschaftsdüngerlagerung verwendet und nicht die REPRO-Daten dazu.

Bei der Verwendung der Berechnungs-Varianten RG und REPRO sind die Eingangsdaten beider Modelle, abgesehen von den eben geschilderten Unterschieden in der Wirtschaftsdüngerlagerung, genau gleich. Unter Beachtung dieser Differenzen ist ein Modellvergleich somit gut möglich. Wenn man den realen Betrieb als Ausgangspunkt nimmt und die den Modellen vorgeschaltete Datenaufbereitung als Bestandteil der THG-Berechnung ansieht, erscheint auch der Vergleich der Ergebnisse von EG und REPRO als legitim und sinnvoll.

4.10.2.3.5 Aufteilung der in REPRO angenommenen Rationen auf Laktierende und Trockensteher für die Emissionsberechnung in GAS-EM

REPRO rechnet mit einer Jahresdurchschnittsration für alle Milchkühe, GAS-EM hingegen mit einer Jahresdurchschnittsration für Laktierende und einer für Trockensteher. Aus diesem Grund mussten die in REPRO angenommenen Rationen (im Folgenden „REPRO-Rationen“ genannt) für die Emissionsberechnung in GAS-EM auf Laktierende und Trockensteher aufgeteilt werden. Da der Energiebedarf der Trockensteher in REPRO rechnerisch nicht vom Bedarf der Laktierenden zu trennen war, wurden die Formeln der GfE (2001) zur Berechnung des Trockensteher-Energiebedarfs genutzt. Hierbei wurden die REPRO-Annahmen zu Tierzahlen, Tiergewicht, Trockenstedauer und Zwischenkalbezeit sowie der zehnpromtente Sicherheitszuschlag berücksichtigt. Es wurden die gleichen Trockenmasseanteile der einzelnen Futtermittel wie in der EINGANGS-Trockensteher-Ration angenommen. Aus diesen Anteilen und dem Gesamtenergiebedarf wurden die aus den einzelnen Futtermitteln stammenden Energiemengen und daraus dann die von den Trockenstehern verzehrten Futtermengen berechnet. Die übrigen Futtermittelmengen wurden als Laktierenden-Ration angenommen. Die in REPRO verwendeten Futterwerte wurden ohne Änderungen übernommen. Unterschiedliche Annahmen zu den Tierzahlen zwischen REPRO und EINGANG konnten für die Eingabe in GAS-EM herausgerechnet werden, Unterschiede im Futtermiteleininsatz jedoch nicht. Zur Kontrolle von Datenübertragungsqualität und Berechnung wurde die Summe der aufgeteilten REPRO-Rationen dem mit den REPRO-Formeln berechneten Bedarf an Energie- und nutzbarem Rohprotein gegenübergestellt und eventuelle Unstimmigkeiten aufgeklärt und korrigiert.

4.10.3 Ergebnisse und Diskussion

4.10.3.1 Emissionen der Milchviehhaltung auf den Betrieben (EG und LK)

4.10.3.1.1 Vergleich der betrieblichen THG-Emissionen (EG)

Bei den intensiv wirtschaftenden Betrieben unterscheiden sich die mit GAS-EM (EG) berechneten tierplatzbezogenen THG-Emissionen um maximal 13 % (Betrieb 85_2009: 5060 kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹); Betrieb 13_2009, 4531 kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹). Von den beiden extensiven Betrieben weist Betrieb 10 (3779 kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹ im Jahr 2009) deutlich niedrigere tierplatzbezogene THG-Emissionen auf als die übrigen Betriebe. Betrieb 11 dagegen befindet sich mit 4722 CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹ im Jahr 2010 auf einem Niveau mit den intensiv wirtschaftenden Betrieben (Tabelle 4.10-2). Grund hierfür sind die im Vergleich zu den Güllesystemen auf den übrigen Betrieben höheren Emissionen aus dem Tiefstreuall dieses Betriebes.

Tabelle 4.10-2: Mit GAS-EM berechnete tierplatzbezogene THG-Emissionen [kg CO₂ eq Kuh⁻¹ a⁻¹] aus der Milchviehhaltung der sechs Beispielbetriebe und der zugehörigen Landkreise (LK)

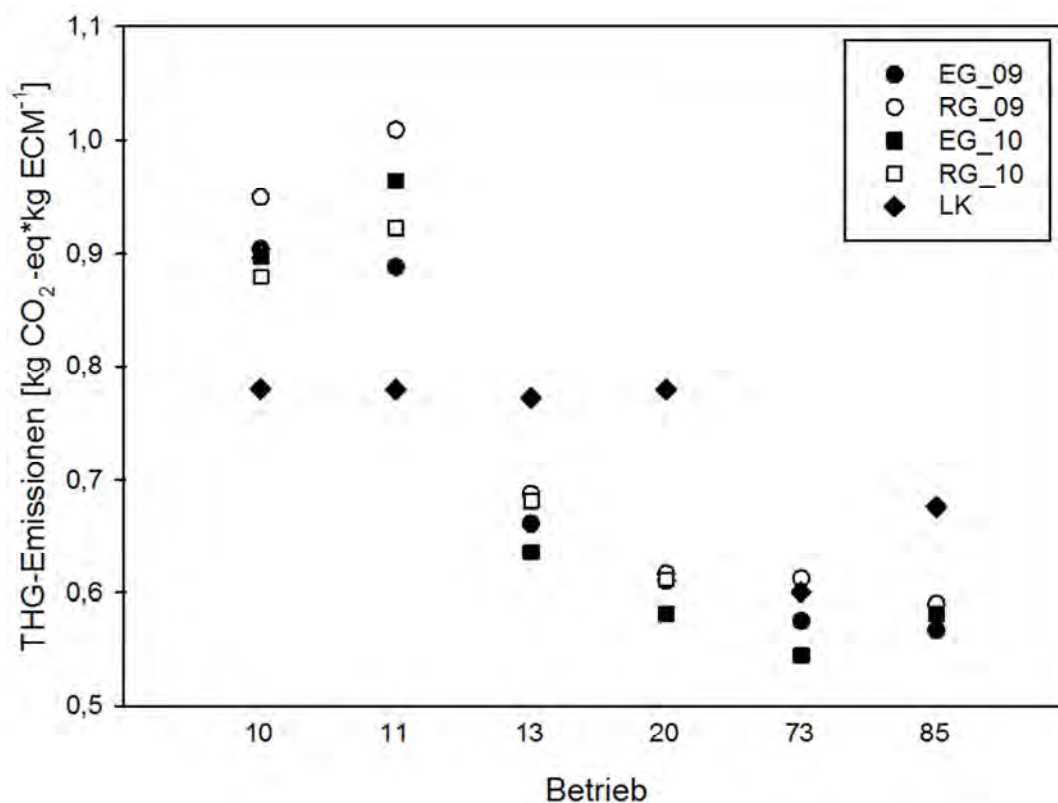
Betrieb_ Jahr	N ₂ O Weide	N ₂ O Stall + Lager	N ₂ O Ausbringung	CH ₄ Stall + Lager	CH ₄ Weide	CH ₄ Verdauung	Gesamt THG
10_2009	249	220	284	526	15	2486	3779
10_2010	271	240	302	525	15	2510	3864
20_2009	0	305	475	779	0	3217	4777
20_2010	0	280	449	778	0	3244	4752
20_LK	120	236	461	895	7	3093	4812
11_2009	358	477	321	896	22	2732	4806
11_2010	357	487	321	890	22	2646	4723
11_LK	111	236	457	907	7	3093	4812
13_2009	261	215	306	735	17	2936	4470
13_2010	257	211	311	765	18	2970	4531
13_LK	117	242	444	879	6	3074	4763
73_2009	399	132	281	624	33	3425	4894
73_2010	398	122	257	543	33	3379	4733
73_LK	114	261	496	675	6	3432	4985
85_2009	171	214	393	768	11	3278	4835
85_2010	196	244	442	793	11	3375	5060
85_LK	117	242	441	879	6	3074	4760

Die Unsicherheit der in GAS-EM und REPRO verwendeten Emissionsfaktoren beträgt 20 % oder mehr (Rösemann et al. 2011, Abschnitte 4.3.8.9 und 14; Ellis et al., 2007). Berücksichtigt man

dies, sind -abgesehen vom niedrigeren Niveau von Betrieb 10 - keine Unterschiede in den tierplatzbezogenen THG-Emissionen der Betriebe auszumachen. Möglicherweise werden empfindlichere Einzelbetriebsmodelle benötigt, um theoretisch erwartete Differenzen in den THG-Emissionen der unterschiedlichen Betriebe sichtbar zu machen (Bannink et al., 2011).

Bei produktbezogener Betrachtung (1 kg ECM) zeigen sich dagegen deutlichere Unterschiede zwischen den Betrieben (Abbildung 4.10-2).

Abbildung 4.10-2: Mit GAS-EM berechnete produktbezogene THG-Emissionen der Beispielbetriebe und der dazugehörigen Landkreise



EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten, LK = Durchschnittswert der den Betrieben entsprechenden Landkreise für die THG-Emissionen je kg ECM im Jahr 2009. Da sich die in die Gesamtberechnung der THG-Emissionen in GAS-EM eingehenden Teilbereiche nicht mit den Teilbereichen der REPRO-Emissionsberechnung decken, sind hier die REPRO-Ergebnisse nicht aufgeführt. Die vergleichbaren Teilbereiche beider Modelle sind in Abbildung 4.10-3 gegenübergestellt.

Den niedrigsten Wert ($0,54 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) weist Betrieb 73_2010 auf, der höchste Wert (Betrieb 11_2010, $0,96 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) liegt 80 % darüber. Die Betriebe mit hohen Milchleistungen weisen die niedrigsten produktbezogenen THG-Emissionen auf, während die beiden extensiven Betriebe größere Mengen THG je kg ECM ($0,89\text{-}0,96 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$) emittieren. Hierbei ist allerdings einschränkend anzumerken, dass im Milchviehmodul von GAS-EM die Emissionen der Nachzucht nicht berücksichtigt werden. Die längere Nutzungsdauer auf den extensiven Be-

etrieben (Tabelle 4.10-1) und die daraus resultierenden geringeren THG-Emissionen der Nachzucht können hier deshalb nicht mit einbezogen werden, sind aber für eine umfassende Beurteilung der Klimawirkung eines milchviehhaltenden Betriebes unbedingt notwendig (siehe Frank et al., 2012).

In anderen Studien (Deittert et al., 2008; van der Werf et al., 2009; Thomassen et al., 2008; Thomassen et al., 2009; Vellinga et al., 2011; Iribarren et al., 2011) wurden produktbezogene Gesamt-THG-Emissionen der Milchviehhaltung zwischen 0,8 und 1,5 kg CO₂ eq kg Milch⁻¹ ermittelt. Beim Vergleich dieser Werte mit den von GAS-EM berechneten Daten ist zu berücksichtigen, dass das Milchviehmodul von GAS-EM einen relativ engen Untersuchungsrahmen hat, da es beispielsweise Emissionen aus der Mineraldüngerproduktion, der Futtererzeugung und der Jungviehaufzucht nicht einbezieht. Die hier ermittelten Emissionswerte liegen daher meist unter den Ergebnissen der oben genannten Studien. Ein genauer Vergleich ist aufgrund unterschiedlicher Berechnungsmethoden, Untersuchungsrahmen und Annahmen allgemein schwer (Yan et al., 2011) und würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen.

Bei den berechneten Ergebnissen haben die **Methanemissionen aus der Verdauung** den größten Anteil an den Gesamtemissionen (zwischen 56 % und 71 %). Ihr Absolutwert liegt zwischen 0,59 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹ und 0,38 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹, wobei eine deutliche Trennung in die Betriebe 10 und 11 (über 0,50 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹) und die Betriebe mit höherer Milchleistung (Betriebe 13 bis 85; 0,38 bis 0,43 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹) erkennbar ist.

Grund für die um bis zu 54 % höheren Werte auf den Betrieben 10 und 11 ist vor allem die niedrigere Milchleistung (Tabelle 4.10-1). Ein weiterer möglicher Erklärungsansatz könnte der niedrigere Kraftfutteranteil von unter 8 % - gegenüber mehr als 24 % auf den Betrieben 20, 73 und 85 – (Tabelle 4.10-5) sein.

Die produktbezogenen **Methanemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung** haben einen Anteil zwischen 11 % und 19 % an den Gesamtemissionen. Der niedrige Wert bei Betrieb 73 (0,06 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹) ist durch den ganztägigen Weidegang im Sommer begründet. Der hohe Wert von 0,18 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹ in Betrieb 11 kann auf den Tiefstrestall zurückgeführt werden. Auf den übrigen untersuchten Betrieben wird Gülle produziert, die überwiegend identisch (in offenen Rundbehältern) gelagert wird. Die Methanemissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung unterscheiden sich daher nicht wesentlich zwischen diesen Betrieben, sie liegen zwischen 0,09 und 0,13 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹.

4.10.3.1.2 Vergleich der THG-Emissionen der Betriebe mit den Landkreiswerten (EG und LK)

Die mit GAS-EM (EG) berechneten tierplatzbezogenen THG-Emissionen der Betriebe liegen, abgesehen von Betrieb 85, niedriger als die Durchschnittswerte der entsprechenden Landkreise (Ta-

belle 4.10-2). Die Abweichung ist jedoch mit bis zu 7 % nur gering. Ausnahme ist der Betrieb 10, dessen Emissionen ein Viertel niedriger als der Landkreisdurchschnitt sind. Ein Grund hierfür ist die fast 2000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹ unter dem Landkreisdurchschnitt liegende Milchleistung, die einen entsprechend niedrigeren berechneten Futterbedarf und demzufolge geringere Methanemissionen aus der Verdauung bedingt. Zudem liegt der Weideanteil auf Betrieb 10 über dem Durchschnitt des Landkreises, was zu verringerten Emissionen aus Stall und Güllelagerung führt.

Bezogen auf 1 kg ECM sind die THG-Emissionen der intensiv wirtschaftenden Betriebe 4 bis 34 % niedriger als der zugehörige Landkreisdurchschnitt (Abbildung 4.10-2, EG und LK). Die produktbezogenen THG-Emissionen der beiden extensiven ökologischen Betriebe 10 und 11 liegen 12 bis 19 % über dem Landkreisdurchschnitt. Beides kann durch die Milchleistungen begründet werden, die bei den Intensiv-Betrieben über, bei den extensiven Betrieben unter dem Landkreisdurchschnitt liegen.

Die untersuchten Betriebe repräsentieren selbstverständlich nicht den Landkreismittelwert. Jedoch zeigen die teilweise deutlich unter dem Landkreisdurchschnitt liegenden produktbezogenen THG-Emissionen einiger Betriebe, dass durch einzelbetriebliche Maßnahmen oder Besonderheiten niedrigere THG-Emissionen möglich sind.

4.10.3.2 Gegenüberstellung der Ergebnisse von REPRO und GAS-EM

4.10.3.2.1 Energiegehalte und Futtermengen in den Ausgangsrationen von REPRO und EINGANG

Die von REPRO angenommenen durchschnittlichen **Energiegehalte des Grundfutters** liegen stets unter den Werten der EINGANGS-Daten, die Differenz beträgt zwischen 0,3 und 1,0 MJ NEL kg TM⁻¹ (Tabelle 4.10-3).

Ein Grund hierfür sind die für die Modellierung der Betriebe in REPRO meist genutzten REPRO-Standardfutterwerte, die oft unter den durch die Beprobung im Projekt ermittelten Futterwerten liegen. Die REPRO-Futterwerte sollen Werte über eine Vielzahl von Betriebssystemen und Regionen repräsentieren. Zudem spiegeln sie eine Abstufung der Futterqualität bei verschiedenen Schnitten wider. Dies war bei den Probenahmen auf den Betrieben nicht immer möglich, da nicht zu jeder Zeit alle Schnitte im Lager vorhanden waren. Ebenso wurden die Futtermittelproben von der Weide meist im Mai und Juni genommen, aber ihr Futterwert in der Berechnung für die gesamte Weideperiode verwendet. Somit ist eine Überschätzung der Futterqualität bei den EINGANGS-Daten nicht ausgeschlossen.

Jedoch sind auch, wenn bei den vier bayrischen Betrieben 2010 die Ergebnisse der Futtermittelanalysen aus der ERHEBUNG verwendet werden, die mittleren Energiegehalte des Grundfutters in REPRO niedriger. Dies kann teilweise durch Futterrestbestände aus 2009 begründet werden: in

REPRO werden im virtuellen Lager befindliche Futtermittel von einem Jahr ins Folgejahr übertragen. In 2009 erzeugte Futtermittel, die REPRO-Standardfutterqualitäten aufwiesen, wurden teilweise erst 2010 verfüttert und gingen so in die Ermittlung der durchschnittlichen Grundfutterqualität dieses Jahres mit ein.

Tabelle 4.10-3: Verwendete Futterqualitäten in REPRO und EINGANGS-Daten

Betrieb _Jahr	Energiegehalt [MJ NEL kg TM ⁻¹]				Rohproteingehalt [g XP kg TM ⁻¹]				Energieverhältnis KraFu:RauFu	
	Kraftfutter		Raufutter		Kraftfutter		Raufutter			
	REPRO	EIN- GANG	REPRO	EIN-GANG	REPRO	EIN-GANG	REPRO	EIN-GANG	REPRO	EIN-GANG
10_2009	7,0	8,1	5,4	6,4	106	165	145	176	1,28	1,27
10_2010	8,3	8,1	5,8	6,4	163	189	156	165	1,44	1,28
11_2009	-	8,5	5,6	6,1	-	120	155	167	-	1,41
11_2010	8,5	8,8	5,5	6,1	160	138	150	164	1,53	1,45
13_2009	6,7	8,5	5,6	6,3	148	108	165	164	1,19	1,34
13_2010	6,7	8,5	5,9	6,6	148	108	155	159	1,13	1,29
20_2009	8,0	7,9	5,5	6,3	221	276	121	119,	1,45	1,25
20_2010	8,2	8,1	6,0	6,3	292	264	123	120	1,36	1,29
73_2009	8,4	7,8	6,0	6,5	271	202	121	118	1,40	1,20
73_2010		8,1		6,6		171		123		1,22
85_2009	7,5	7,9	5,8	6,5	264	233	110	136	1,29	1,23
85_2010		7,6		6,5		236		145		1,17

Auch die mittleren **Energiegehalte des Kraftfutters** liegen in REPRO meist und z.T. sehr deutlich unter den EINGANGS-Daten. Die Differenz beträgt zwischen 0,3 und 1,8 MJ NEL kg TM⁻¹ (Tabelle 4.10-3). In zwei Fällen liegen die REPRO-Werte um 0,17 bzw. 0,54 MJ NEL kg TM⁻¹ über den Erhebungsdaten. Ein Grund für diese Unterschiede sind, wie bereits oben geschildert, die verwendeten REPRO-Standardfutterwerte, die bei den Kraftfuttermitteln gelegentlich auch über den Analysewerten aus dem Projekt liegen (z.B. Betrieb 73). Zudem gibt es teilweise auch Unterschiede in den Annahmen zum Futtermiteinsatz. So wurde beispielsweise aufgrund der jeweils an der TUM bzw. im TI vorliegenden Informationen die Fütterung auf Betrieb 11 2009 in REPRO als kraftfutterfrei modelliert, während bei den EINGANGS-Daten von einer geringen Kraftfuttermenge ausgegangen wurde. Demgegenüber stimmen bei Betrieb 20 die Werte von REPRO und der EINGANGS-Daten zum mittleren Energiegehalt des Kraftfutters nahezu überein.

Bei den **Futtermengen** (Tabelle 4.10-5) gibt es teilweise deutliche Differenzen zwischen den EINGANGS-Daten und den REPRO-Werten, wobei die Werte bei einigen Betrieben (10_2009, 13_2009 und 85_2009) auch gut übereinstimmen. Die Unterschiede sind zum Teil auf die unterschiedlichen Annahmen zur Futtermittelqualität zurückzuführen; bei geringerem Energiegehalt

sind größere Futtermengen nötig, um den durch die Milchleistung gegebenen Energiebedarf zu decken. Die wesentlichere Ursache liegt aber in der unterschiedlichen Vorgehensweise bei EINGANG im Vergleich zu REPRO: In REPRO wurden die vorhandenen Futtermengen aus den Angaben zu den geernteten Futtermittelmengen berechnet und zur Überprüfung der Betriebsleiterangaben verwendet. Die bei der Datenerhebung angegebenen Futterrationen sind hier meist über einen längeren Zeitraum angelegt, kurzfristige Änderungen in der Futtermittelgabe können nicht berücksichtigt werden. Durch die Rückkopplung über die verfügbare Futtermenge werden in REPRO derartige Änderungen in relevanter Höhe bemerkt und die Jahresration kann entsprechend angepasst werden. Eine solche Kontrollmöglichkeit über die verfügbare Futtermenge gibt es bei den EINGANGS-Daten nicht: hier wurden zwar die laut Landwirtsangaben verfütterten Futtermengen dem durch die Milchleistung gegebenen Bedarf der Tiere gegenübergestellt, dadurch konnte aber nur eine eventuelle Unterschätzung bzw. eine starke Überschätzung der Futtermenge festgestellt werden und nach Rücksprache mit den Landwirten u.U. korrigiert werden. Bis auf drei Ausnahmen liegen die Gesamt- und die Grundfuttermengen in den EINGANGS-Daten höher als bei den in REPRO getroffenen Annahmen. Die Differenzen von bis zu 1,5 kg TM Tier⁻¹ d⁻¹ (d.h. 25 %) beim Kraftfutter (Betrieb 20_2009) und von bis zu 4,3 kg TM Tier⁻¹ d⁻¹ TM (d.h. 23 %) beim Grundfutter (Betrieb 13_2010) sind teilweise erheblich und größer, als bei gleichen Ausgangsdaten zu erwarten sein sollte. Es ergeben sich die Fragen, wie genau die Betriebsleiterangaben zur Ration sind bzw. sein können und ob eine Fütterungsmodellierung strikt nach Jahres-Bedarf (und mit einem zehnpromtigen Sicherheitszuschlag) die betrieblichen Realitäten gut abbildet.

Aus den Unterschieden in Grund- und Kraftfuttermengen ergeben sich auch Differenzen im **Kraftfutteranteil** in der Ration (Tabelle 4.10-5). Die größten Abweichungen treten bei den beiden ökologischen Betrieben 11_2009 (REPRO: 0 %, EINGANG 5,8 %) und 13_2010 (REPRO 22 %, EINGANG 14 %) auf. Beim konventionellen Betrieb 20_2010 beträgt der Unterschied im Kraftfutteranteil fünf Prozentpunkte (REPRO: 24,2 %, EINGANG 29,5 %), in allen übrigen Fällen liegt die Differenz in der Größenordnung von drei Prozentpunkten oder darunter.

4.10.3.2.2 Futtermengen in den Ausgangsrationen von REPRO und EINGANG gegenüber den in GAS-EM daraus errechneten Rationen

Die durch GAS-EM u.a. anhand der Energiegehalte im Grund- und Kraftfutter berechneten Futtermengen sind in Tabelle 4.10-5 dargestellt. Die Kraftfuttermengen in den **EINGANGS-Rationen** stimmen mit den berechneten EG-Rationen in der Hälfte der Fälle gut überein (höchstens 0,5 kg Tier⁻¹ d⁻¹ TM Abweichung), bei den übrigen Betrieben ändern sich die Futtermengen deutlicher. Die Kraftfuttermenge wurde dabei durch GAS-EM in den meisten Fällen nach unten korrigiert, die größte Differenz beträgt 2,4 kg Tier⁻¹ d⁻¹ TM (34 %; Betrieb 73_2010). Die EG-Grundfuttermengen liegen ebenso - bis auf zwei Ausnahmen - niedriger als in den EINGANGS-Rationen. Die Abweichungen betragen in vier Fällen weniger als 1 kg TM und maximal 5,9 kg Tier⁻¹ d⁻¹ TM (27 %; Betrieb 13_2009).

Bei den **REPRO-Rationen** sind die Veränderungen von Grund- bzw. Kraftfuttermengen durch GAS-EM (Vergleich der Futtermengen R und RG) deutlich größer als bei den EINGANGS-Rationen (Vergleich der Futtermengen E und EG) (Tabelle 4.10-5). Eine mögliche Erklärung hierfür liegt in den unterschiedlichen Energiegehalten im Kraft- und Grundfutter von REPRO und EINGANG (Tabelle 4.10-3). Die Kraftfuttermengen liegen dabei in den RG-Rationen bis auf eine Ausnahme über denen der REPRO-Rationen, teilweise sehr erheblich ($7,2 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$, Betrieb 13_2009). Die Grundfuttermengen wurden durch GAS-EM - bis auf zwei Ausnahmen - nach unten korrigiert, um bis zu $10,4 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ TM}$ (Betrieb 13_2009). Dies ist bei nach oben veränderten Kraftfuttermengen auch zu erwarten, da sowohl REPRO als auch GAS-EM vom Energiebedarf der Tiere ausgehen.

Dadurch ergeben sich sehr große Abweichungen bei den **Kraftfutteranteilen** in den Rationen. Die RG-Werte sind fast immer deutlich höher, teilweise um ein Vielfaches, als die Daten der anderen Berechnungsmethoden. Die EINGANGS-Kraftfutteranteile stimmen in sieben Fällen gut mit den EG-Werten überein, bei Betrieb 73_2010 und 10_2010 wurden die Kraftfutteranteile durch GAS-EM deutlich nach unten verändert und bei Betrieb 13_2009 nach oben. Vergleicht man die beiden praktisch wahrscheinlichen Vorgehensweisen REPRO und EG, so sind die Unterschiede im Kraftfutteranteil weniger gravierend als bei der Gegenüberstellung von REPRO und RG. In sechs Fällen stimmen die Werte gut überein, bei vier Fällen gibt es jedoch größere Abweichungen.

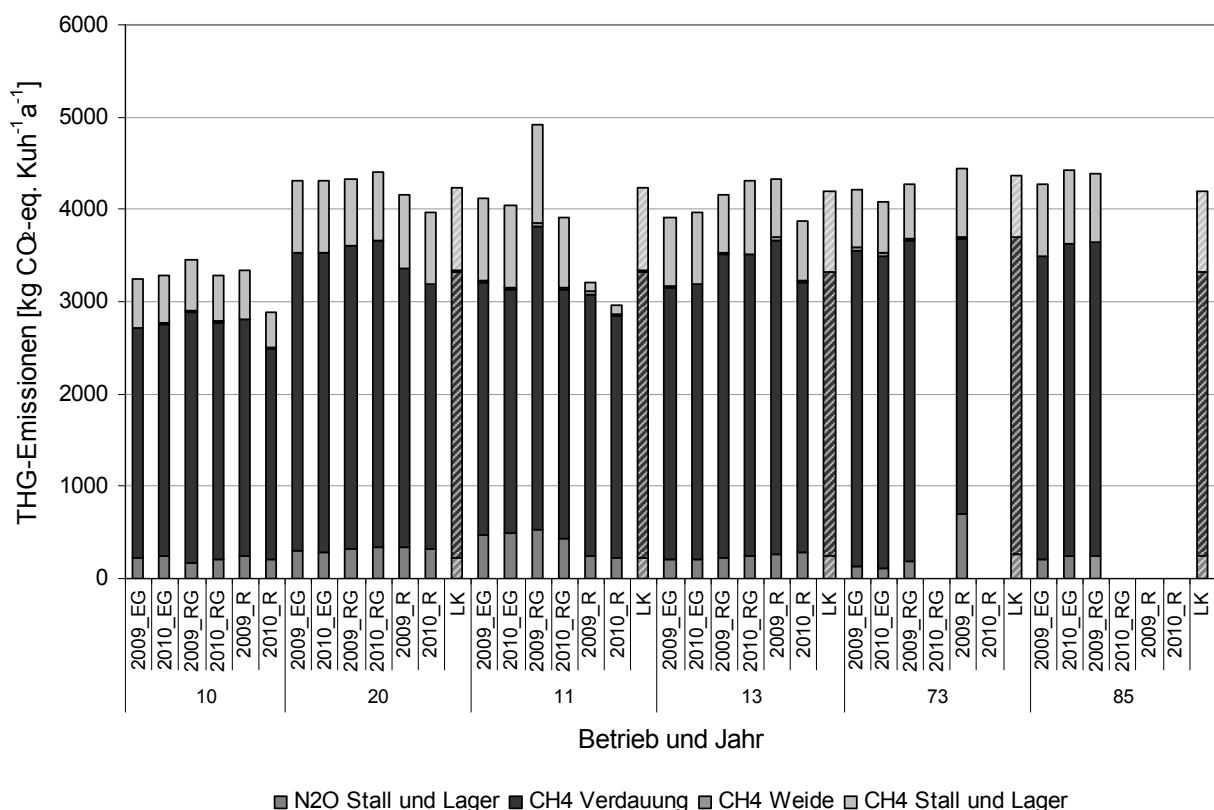
Der Kraftfutteranteil spielt eine wesentliche Rolle für die Höhe der direkten Methan-Emissionen aus der Verdauung (Ellis, 2008) und die THG-Emissionen, die bei der Futtererzeugung entstehen. So deutliche, jedoch nicht konsistente Unterschiede im Kraftfutteranteil je nach Vorgehensweise sollten im Rahmen von Fehlerabschätzungen der THG-Emissionsberechnungen mit den hier verwendeten Modellen berücksichtigt und kommuniziert werden.

Aus den vorliegenden Ergebnissen ergibt sich zudem die Frage, inwieweit ein für die regionale und nationale Ebene konzipiertes Modell wie GAS-EM für einzelbetriebliche Betrachtungen verwendet werden kann. Auf regionaler Ebene schwer oder gar nicht zu erfassende Daten wie Kraftfuttermengen können für Einzelbetriebe genauer erhoben werden. Durch die Nutzung dieser verfügbaren Daten würde die Realität besser abgebildet werden als durch Berechnungen anhand der Futterqualität. Die Formeln in GAS-EM wurden anhand von Durchschnittswerten der deutschen Milchviehhaltung und -fütterung konzipiert. Weichen die Daten, z.B. Futterqualitäten, stärker von diesen Mittelwerten ab, können sich durch die Berechnungsmethodik deutliche Abweichungen von der betrieblichen Realität (z.B. bei den Futtermengen) ergeben. Dies gilt insbesondere für ökologisch wirtschaftende Betriebe, die eher vom Durchschnitt abweichen, sich im unteren Extrembereich beispielsweise des Kraftfutteranteils bewegen (Betriebe 10 und 11) oder ungewöhnliche Wege beschreiten.

4.10.3.2.3 Gegenüberstellung der Methanemissionen aus der Verdauung, (EG - RG, EG - R und RG - R)

Trotz der z.T. gravierenden Unterschiede im Kraftfutteranteil zwischen RG und EG (Tabelle 4.10-5) unterscheiden sich die Methanemissionen aus der Verdauung je kg ECM zwischen beiden Berechnungsmethoden um maximal 16 % (Betrieb 11_2009). Ein Grund dafür, dass sich diese Unterschiede im Kraftfuttereinsatz nicht in der Höhe der Methanemissionen widerspiegeln, ist die verwendete Berechnungsmethode, die nur die Gesamtenergieaufnahme mit der Ration berücksichtigt (Haenel, 2010). Bei kraftfutterreichen Rationen werden meist geringere Methanemissionen aus der Verdauung erwartet, da Nährstoffe, aus denen im Pansen vor allem Propionsäure gebildet wird (z.B. Zucker und Stärke), eine geringere Methanbildung bewirken als Nährstoffe, aus denen überwiegend Essigsäure gebildet wird (Flachowsky et al., 2007).

Abbildung 4.10-3: Tierplatzbezogene Treibhausgasemissionen ausgewählter Teilbereiche der sechs Beispielbetriebe berechnet mit den beiden Modellen REPRO und GAS-EM



EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten, R = REPRO-Berechnungen, LK (schraffierte Säulen) = Durchschnittswert der den Betrieben entsprechenden Landkreise für die THG-Emissionen einer Milchkuh im Jahr 2009

Betrieb 10 und 20 liegen im gleichen Landkreis, weshalb der Landkreiswert nur einmal aufgeführt ist.

Die mit REPRO berechneten tierplatzbezogenen Methanemissionen aus der Verdauung (Abbildung 4.10-3) liegen meist etwas niedriger (1 bis 12 %) als die Ergebnisse von GAS-EM (EG).

Die Ergebnisse beider Modelle (R und EG) stimmen oft gut überein. Die größte Abweichung tritt bei Betrieb 13_2009 auf, wo die mit REPRO errechneten Methanemissionen aus der Verdauung 16 % höher als der EG-Wert sind. Erklärung hierfür ist die in REPRO deutlich höhere angenommene Trockenmasseaufnahme, die $5,2 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$ über dem EG-Wert liegt (Tabelle 4.10.5). Wie auch beim Vergleich der EG- und RG-Daten spiegeln sich jedoch Differenzen zwischen REPRO und EG in Kraftfutteranteil und Gesamtfuttermenge nicht bei allen Betrieben in Unterschieden in den berechneten Methanemissionen wider.

Stellt man, um vollkommen identische Ausgangsrationen zu verwenden, die mit REPRO berechneten Zahlen den in GAS-EM mit den REPRO-Fütterungsdaten berechneten Werten (RG) gegenüber, so wird der Unterschied etwas größer. Die REPRO-Werte sind zwischen 4 und 14 % niedriger als die RG-Zahlen, nur bei Betrieb 13_2009 liegen die mit REPRO errechneten Methanemissionen aus der Verdauung 4 % über den RG-Werten. Ein wesentlicher Grund für die meist niedrigeren REPRO-Emissions-Ergebnisse sind die unterschiedlichen Gleichungen zur Berechnung der Methanemissionen in beiden Modellen, hinzu kommen die durch GAS-EM vorgenommenen Veränderungen an den Futtermengen. Um diesen Einfluss der modellinternen Futtermengenberechnung auszuschließen, wurde zusätzlich die in REPRO verwendete Gleichung zur Berechnung der verdauungsbedingten Methanemissionen (Ellis et al., 2007) auf die RG-Rationen angewandt (Ergebnisse nicht aufgeführt). Die Resultate liegen 5 bis 13 % (durchschnittlich 9 % oder $288 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$) niedriger als die GAS-EM-Ergebnisse (RG), was ausschließlich als Wirkung der unterschiedlichen verwendeten Formeln zu erklären ist. Die höheren Ergebnisse von GAS-EM stehen im Einklang mit der Studie von Ellis et al. (2010), nach der die in GAS-EM verwendete Gleichung (IPCC, 1996) die Methanemissionen aus der Verdauung tendenziell überschätzt. Die Gleichung (IPCC, 1996) konnte aber im Vergleich mit anderen in Betriebsmodellen verwendeten Gleichungen die Emissionen gut vorhersagen (Ellis et al., 2010).

Tabelle 4.10-4: Tierplatzbezogene Treibhausgasemissionen [$\text{kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$] ausgewählter Teilbereiche der sechs Beispielbetriebe berechnet mit den beiden Modellen REPRO und GAS-EM (RG)

Betrieb _Jahr	CH ₄ Verdauung		CH ₄ Stall und Lager		CH ₄ Weide		N ₂ O Stall und Lager		Gesamt	
	REPRO	RG	REPRO	RG	REPRO	RG	REPRO	RG	REPRO	RG
	10_2009	2575	2713	487	553	18	16	215	175	3295
10_2010	2326	2574	379	491	23	14	206	203	2934	3282
20_2009	3033	3288	788	720	0	0	333	323	4154	4332
20_2010	2863	3322	778	752	0	0	327	335	3968	4408
11_2009	2835	3297	108	1062	33	26	250	529	3226	4914
11_2010	2632	2691	98	758	27	19	228	434	2985	3902
13_2009	3398	3275	634	635	28	15	264	236	4324	4161
13_2010	3037	3267	645	779	16	11	294	244	3992	4301
73_2009	3308	3470	737	586	25	31	711	189	4781	4277
85_2009		3389		743		10		247		4390

4.10.3.2.4 Gegenüberstellung der THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (RG - R)

Die Berechnungsverfahren für die Methan-Emissionen aus Stall und Lager bzw. von der Weide sind in GAS-EM und REPRO weitgehend gleich, nur die Berechnungsweisen der ausgeschiedenen Menge organischer Substanz unterscheiden sich. GAS-EM berechnet diese Daten nach IPCC (2006) anhand der Gesamtenergieaufnahme und der Verdaulichkeit des Futters (Rösemann et al., 2011, Abschnitt 4.3.6). In REPRO erfolgt die Berechnung der Exkrementmengen aufbauend auf die Nährstoffausscheidung, die anhand des Nährstoffinputs und der Verwendung durch die tierischen Produkte modelliert wird (Küstermann et al., 2010).

Die pro Kuh und Jahr ausgeschiedenen **Mengen an organischer Substanz (VS)** (Daten nicht aufgeführt) stimmen nur bei 3 der verglichenen 9 Betriebsjahre gut überein (Abweichung zwischen REPRO und RG höchstens 5 %), während bei 6 Betriebsjahren die Abweichungen größer sind und bis zu 45 % betragen. Die REPRO-Werte liegen - bis auf die Betriebsjahre 10_2010 und 11_2009 – über den RG-Werten. Die Differenzen lassen sich in zwei Fällen (Betrieb 11_2010 und 13_2009) durch die höheren Gesamtfuttermengen (0,6 bzw. 3,1 $\text{kg TM Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$) in REPRO erklären (Tabelle 4.10-5). Ein weiterer Erklärungsansatz sind unterschiedliche Annahmen zu den Futtereigenschaften, besonders zur Verdaulichkeit der organischen Substanz.

Die Differenzen zwischen REPRO und RG bei den Mengen an ausgeschiedenen VS führen zu Unterschieden in THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger-Management. Die **Methanemissionen aus dem Weidegang** (Abbildung 4.10-3, Tabelle 4.10-4) liegen in REPRO in 6 der 7 berechneten Betriebsjahre mit Weidegang über den RG-Werten, um 15 bis 91 %. Beim Betrieb 73_2009 sind die REPRO-Ergebnisse 18 % niedriger als die RG-Werte. Diese Differenzen können durch die Abweichungen im Anteil der auf der Weide anfallenden Exkrememente am gesamten Wirtschaftsdüngeranfall erklärt werden: in fast allen Fällen liegen die REPRO-Daten hierzu über den RG-Werten. Nur bei Betrieb 73_2009 mit geringeren Methanemissionen aus dem Weidegang in REPRO gegenüber RG sind auch die Weide-Anteile am Wirtschaftsdüngeranfall in REPRO niedriger als in RG.

Die **Methanemissionen aus Stall und Lagerung** (Abbildung 4.10-3, Tabelle 4.10-4) sind in 5 der 9 verglichenen Betriebsjahre (bei den Betrieben 10, 11 und 13_2009) in REPRO niedriger als laut RG. Bei den Betrieben 10 und 13_2009 beträgt die Abweichung zwischen 4 und 23 % und lässt sich durch Unterschiede im Weide-Anteil am Wirtschaftsdüngeranfall sowie durch unterschiedliche Gesamt-Mengen an VS erklären. Bei Betrieb 13 kommt hinzu, dass sich aufgrund der unterschiedlichen Annahmen zur Güllelagerung die in REPRO bzw. GAS-EM verwendeten Methankonversionsfaktoren (MCF) geringfügig unterscheiden. Bei Betrieb 11 führen die unterschiedlichen Annahmen zum Haltungssystem zu starken Abweichungen bei den MCF (siehe Abschnitt 4.10.2.3.4) und damit zu deutlich (89 %) höheren Methanemissionen aus Stall und Lagerung laut RG gegenüber REPRO. Beim Betrieb 13_2010 stimmen die Ergebnisse der beiden Modelle sehr gut überein, beim Betrieb 20 sind die REPRO-Ergebnisse 9 bzw. 4 % höher als laut RG. Bei Betrieb 73_2009 liegen die von REPRO berechneten Methanemissionen aus Stall und Lager 26 % über den EG-Werten. Gründe hierfür sind der 28 % höhere VS-Anfall und der geringere Weideanteil am Wirtschaftsdünger laut REPRO. Dieser Effekt wird durch die in GAS-EM nicht mögliche Berücksichtigung des Stalldunges (siehe Abschnitt 4.10.2.3.4) nur unwesentlich abgemildert. Der VS-Anteil, der in REPRO mit dem MCF für Festmist (0,02) berücksichtigt wird statt mit dem MCF für abgedeckte Gülle (0,1) wie in GAS-EM beträgt nur 6 %.

Die **Lachgas-Emissionen aus Stall und Wirtschaftsdüngerlagerung** (Abbildung 4.10-3, Tabelle 4.10-4) stimmen bei 3 der 9 verglichenen Betriebsjahre gut überein (Abweichung zwischen REPRO und RG unter 3 %). Bei Betrieb 11 liegen die REPRO-Berechnungen 48 bzw. 55 % niedriger als die GAS-EM-Ergebnisse (RG). Grund für diese Abweichung sind die unterschiedlichen verwendeten Emissionsfaktoren für direkte Lachgasemissionen: in REPRO wurde mit dem Faktor 0,005 für Festmist, in GAS-EM dagegen mit dem doppelt so hohen Tiefstreu-Faktor gerechnet. Bei den übrigen Betrieben sind die REPRO-Werte 12 bis 37 % höher als die RG-Daten (Betriebe 10_2009 und 13), bei Betrieb 73_2009 sogar fast viermal so hoch. Dies kann maßgeblich auf die berechnete Stickstoffausscheidung der Tiere zurückgeführt werden, was wiederum an den unterschiedlichen angenommenen Futterqualitäten liegen kann.

Die **Gesamt-THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** stimmen nur bei 3 der 9 verglichenen Betriebsjahre gut überein (Abweichung weniger als 5 %). Deutliche Abweichungen

gibt es bei den Betrieben 11 und 73_2009. Die durchschnittlich 74 % niedrigeren Werte in REPRO gegenüber RG bei Betrieb 11 lassen sich wesentlich durch die unterschiedlichen Annahmen zum Haltungssystem erklären; verwendet man bei beiden Modellen die gleichen Emissionsfaktoren, liegen die REPRO-Werte 22 unter bzw. 2 % über den RG-Werten. Die laut REPRO-Berechnungen 83 % höheren Werte im Vergleich zu RG bei Betrieb 73_2009 sind vor allem auf die in REPRO sehr viel höheren Lachgas-Emissionen zurückzuführen. Bei Betrieb 10_2010 sind die THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in REPRO 14 % niedriger als in RG. Dies lässt sich durch den geringeren VS- und N-Anfall sowie den höheren Weideanteil in REPRO begründen.

4.10.3.2.5 Gegenüberstellung der Gesamt-THG-Emissionen (EG und RG)

Die anhand der REPRO-Daten in GAS-EM berechneten tierplatzbezogenen Gesamt-THG-Emissionen (RG) liegen in den meisten Fällen zwischen 1 und 7 % über den mittels der EINGANGS-Daten (EG) berechneten Werten. Bei den Betrieben 10_2010 und 11_2010 sind die RG-Gesamt-THG-Emissionen 2 bis 5 % niedriger als die EG-Werte. Nur bei Betrieb 11_2009 ist ein deutlicher Unterschied (19 %) zwischen den RG- und den EG-Werten zu beobachten. Ein wesentlicher Grund für die große Differenz ist die aufgrund der angenommenen schlechteren Futterqualität und kraftfutterfreien Ration deutlich höhere Gesamtfutteraufnahme in RG gegenüber EG (Tabelle 4.10-5). Dies führt zu 21 % höheren verdauungsbedingten Methanemissionen und ebenso zu einem höheren Wirtschaftsdüngeranfall mit entsprechenden THG-Emissionen.

Bezieht man die THG-Emissionen auf 1 kg ECM, so liegen die Unterschiede zwischen den RG und EG-Werten in der gleichen Größenordnung wie oben, d.h. zwischen 1 und 7 % bzw. 14 % bei Betrieb 11_2009. Die RG-Werte sind – abgesehen von den Betrieben 10_2010 und 11_2010 – höher als die EG-Ergebnisse (Abbildung 4.10-2).

4.10.4 Schlussfolgerungen

Die mit dem Modell GAS-EM berechneten tierplatzbezogenen THG-Emissionen betragen auf den sechs untersuchten Betrieben zwischen 3779 und 5060 kg CO₂_{eq} kg Kuh⁻¹ a⁻¹. Berücksichtigt man die Unsicherheit der in REPRO und GAS-EM verwendeten Emissionsfaktoren (20 % oder mehr; Rösemann et al., 2011; Ellis et al., 2007), sind jedoch – abgesehen vom niedrigeren Niveau von Betrieb 10 - keine Unterschiede in den tierplatzbezogenen THG-Emissionen der Betriebe auszumachen. Möglicherweise werden empfindlichere Einzelbetriebsmodelle benötigt, um theoretisch erwartete Differenzen in den THG-Emissionen der unterschiedlichen Betriebe sichtbar zu machen (Bannink et al., 2011). Die produktbezogenen THG-Emissionen der sechs untersuchten Betriebe betragen zwischen 0,54 und 0,96 kg CO₂_{eq} kg ECM⁻¹.

Im Vergleich mit den Landkreisdurchschnittswerten sind die tierplatzbezogenen THG-Emissionen von fünf der sechs Betriebe etwas niedriger als die Landkreismittelwerte, wobei die Abweichungen, abgesehen von Betrieb 10, nur gering sind.

Das Modell GAS-EM kann die THG-Emissionen der Milchviehhaltung auf Einzelbetriebsebene abbilden, wobei eine Verfeinerung der Methodik wünschenswert wäre, um einzelbetriebliche Unterschiede genauer erfassen zu können. Insbesondere im Bereich der Fütterung ergeben sich durch die an eine regionale bzw. nationale Betrachtungsebene angepasste Vorgehensweise teilweise große Abweichungen zu den realen Betriebsdaten. Eine Nutzung der auf einzelbetrieblicher Ebene vorhandenen Daten, beispielsweise zu Futtermengen, könnte die Wirklichkeit besser abbilden. Eine weitere Schwierigkeit für einzelbetriebliche Emissionsberechnungen mit GAS-EM ist der modulare Aufbau des Modells. Hierdurch können mittelbar auch zur Milchviehhaltung gehörende Betriebsbereiche wie Jungviehaufzucht und Futterproduktion sowie Emissionen aus der Vorkette (Zukaufskraftfutter, Mineraldünger) kaum bei der Berechnung der betrieblichen THG-Emissionen der Milchviehhaltung berücksichtigt werden.

Beim Vergleich der THG-Emissionen, die im Rahmen einer Projektarbeit zur Weiterentwicklung der Abbildung der Milchviehhaltung im Betriebsbilanzierungsprogramm REPRO ermittelt wurden, mit den Ergebnissen von GAS-EM wird Folgendes deutlich: aus den unterschiedlichen Kalkulationsansätzen der Modelle ergeben sich z.T. deutlich differierende Annahmen zu Futtermengen und Kraftfutteranteil. Diese Differenzen spiegeln sich in den unterschiedlichen Ergebnissen der Berechnung der THG-Emissionen aus der Verdauung wider, wenngleich in einem verringerten Ausmaß. Ebenso ergeben sich daraus unterschiedliche kalkulatorische Wirtschaftsdüngermengen mit gekoppelten THG-Emissionen. Für eine realistische Berechnung der einzelbetrieblichen THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung ist deshalb eine möglichst wirklichkeitsgetreue detaillierte Berücksichtigung der Futterströme und -qualitäten unabdingbar. Beide Modelle können in dieser Hinsicht verbessert werden.

Es muss allerdings, trotz der zum Teil beachtlichen Differenzen zwischen den Ergebnissen beider Modelle, auch die Relation zu den gesamtbetrieblichen Emissionen beachtet werden. Obgleich die Methanemissionen aus der Verdauung den größten Einzelbeitrag zu den Gesamtemissionen der Milchviehhaltung leisten, haben auch die hier nicht betrachteten Emissionen aus der Nachzucht und im Zusammenhang mit der Futterproduktion einen wesentlichen Anteil an den Gesamtemissionen (siehe Frank et al., 2012). Zudem sind die Berechnungen der Methanemissionen aus der Verdauung und der THG-Emissionen aus Wirtschaftsdüngern mit großen Unsicherheiten behaftet (Kirchgessner et al., 1991; Amon et al., 2001, 2006; IPCC, 2006; Jentsch et al., 2007; Ellis et al., 2010).

Für eine wirklichkeitsnahe Abbildung der einzelbetrieblichen THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung sind verbesserte Modellansätze wünschenswert, die eine detaillierte Erfassung und Berücksichtigung der Futterströme und -qualitäten sowie - wenn möglich - Berechnungsansätze mit geringeren Unsicherheiten beinhalten.

Tabelle 4.10-5: Futtermengen der Jahresdurchschnittsration [kg TM Tier⁻¹ d⁻¹] in REPRO, laut EINGANGS-Daten und in GAS-EM daraus berechnete Mengen

Betrieb_Jahr	Krafftutter [kg TM Tier ⁻¹ d ⁻¹]			Raufutter [kg TM Tier ⁻¹ d ⁻¹]			Gesamtfuttermenge [kg TM Tier ⁻¹ d ⁻¹]			Krafftutteranteil [%]			
	REPRO	EINGANG	RG	REPRO	EINGANG	EG	REPRO	EINGANG	EG	REPRO	EINGANG	RG	EG
10_2009	0,2	0,7	4,4	15,1	14,2	10,6	15,2	14,9	13,8	14,9	14,9	14,9	13,8
10_2010	2,5	2,5	2,4	10,7	12,5	11,9	13,2	15,0	13,9	14,3	14,3	13,9	13,9
11_2009	0	1,1	0	17,2	17,2	18,6	17,2	18,3	15,1	18,6	18,6	15,1	15,1
11_2010	0,8	0,8	4,3	14,8	17,4	10,8	15,6	18,2	14,5	15,0	15,0	14,5	14,5
13_2009	3,0	2,8	10,3	18,6	19,4	8,2	21,6	22,2	16,4	18,5	18,5	16,4	16,4
13_2010	4,1	3,1	7,8	14,8	19,1	10,5	18,9	22,2	16,6	18,3	18,3	16,6	16,6
20_2009	4,6	6,1	8,3	14,3	14,5	9,6	18,8	20,6	17,7	17,9	17,9	17,7	17,7
20_2010	4,9	5,8	6,6	12,6	12,9	11,5	17,5	18,7	17,8	18,0	18,0	17,8	17,8
73_2009	5,9	5,7	7,5	12,4	14,1	11,1	18,3	19,8	18,5	18,6	18,6	18,5	18,5
73_2010		7,0			10,4			17,4	18,6			18,6	18,6
85_2009	5,0	5,4	7,6	14,5	14,2	11,0	19,5	19,6	18,0	18,6	18,6	18,0	18,0
85_2010		5,3			13,49			18,7	18,4			18,4	18,4

EG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf EINGANGS-Daten, RG = Berechnungen von GAS-EM basierend auf REPRO-Daten

4.10.5 Literatur

- Amon B, Amon T, Boxberger J, Alt C (2001) Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60:103–113
- Amon B, Kryvorochko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agr Ecosyst Environ* 112:153–162
- Bannink A, van Schijndel MW, Dijkstra J (2011) A model of enteric fermentation in dairy cows to estimate methane emission for the Dutch National Inventory Report using the IPCC Tier 3 approach. *Anim Feed Sci Tech* 166-167:603-618
- Beyer M, Jentsch W (2004) Rostocker Futterbewertungssystem: Kennzahlen des Futterwertes und Futterbedarfs auf der Basis von Nettoenergie. Dummerstorf: FBN, 392 p, ISBN 3-00-014757-8
- Dämmgen U, Lüttich M, Döhler H, Eurich-Menden B, Osterburg B (2002) GAS-EM - ein Kalkulationsprogramm für Emissionen aus der Landwirtschaft. *Landbauforsch Volk* 52(1):19-42
- Dämmgen U, Haenel HD, Rösemann C, Hutchings NJ, Brade W, Lebzien P (2009) Improved national calculation procedures to assess energy requirements, nitrogen and VS excretions of dairy cows in the German emission model GAS-EM. *Landbauforsch* 59:233-252
- Deittert C, Müller-Lindenlauf M, Athmann M, Köpke U (2008) Ökobilanz und Wirtschaftlichkeit ökologisch wirtschaftender Milchviehbetriebe mit unterschiedlicher Fütterungsintensität und Produktionsstruktur. BÖL-Bericht 13567 [online]. Deutschland, zu finden in <<http://forschung.oekolandbau.de>> [zitiert am 09.12.2011]
- DLG (1997) Futterwerttabellen Wiederkäuer: 7. erweiterte und überarbeitete Auflage. Frankfurt (Main): DLG-Verlags-GmbH, 212 p, ISBN 3-7690-0547-3
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *J Dairy Sci* 90:3456-3467
- Ellis JL, Dijkstra J, Kebreab E, Bannink A, Odongo NE, McBride BW, France J (2008) Aspects of rumen microbiology central to mechanistic modelling of methane production in cattle. *J Agr Sci* 146:213-233
- Ellis JL, Bannink A, France J, Kebreab E, Dijkstra J (2010) Evaluation of enteric methane prediction equations for dairy cows used in whole farm models. *Global Change Biol* 16:3246-3256
- Flachowsky G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* 79 (6):417-465
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Berntsen T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Van Dorland R (2007) Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, pp 130-234, ISBN 978 0521 88009-1
- GfE (Ausschuss für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie) (2001) Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchttrinder 2001. Frankfurt/Main: DLG-Verlag, 136 p, ISBN 3-7690-0591-0

- Haenel H-D (Hrsg.) (2010) Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008. Landbauforsch SH 334
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen: Shaker-Verlag, 292 p, ISBN 978-3832214647
- IPCC- Intergovernmental Panel on Climatic Change (1996) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 3. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. IPCC WGI Technical Support Unit, Bracknell
- IPCC- Intergovernmental Panel on Climatic Change (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use [online]. Schweiz, zu finden in <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol.4.html>> [zitiert am 09.12.2011]
- Iribarren D, Hospido A, Moreira MT, Feijoo G (2011) Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Sci Total Environ* 409:1786-1798
- Jentsch W, Schweigel M, Weissbach F, Scholze H, Pitroff W, Derno M (2007) Methane production in cattle calculated by the composition of the diet. *Arch Anim Nutr* 61 (1):10–19
- Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. *Landbauforsch SH* 335:65-75
- Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL, Kreuzer M (1991) Release of methane and of carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiological Research* 44 (1):91–102
- Kloweit E (2007) Die Systemebene Tierhaltung in dem Bilanzierungsmodell REPRO: Analyse und Bewertung der Energie- und Proteinversorgung von Milchkühen im Vergleich mit den Empfehlungen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie. Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renew Agr Food Syst* 23:38–52
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modeling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agr Ecosyst Environ* 135:70–80
- Menke KH, Steingäß H (1987) Schätzung des energetischen Futterwertes aus der *in vitro* mit Pansensaft bestimmten Gasbildung und der chemischen Analyse. II: Regressionsgleichungen. *Übersicht Tierernährung* 15:59–94
- O'Mara FP (2011) The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future. *Anim Feed Sci Tech* 166-167:7-15
- Rösemann C, Haenel HD, Poddey E, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Dieterle M, Osterburg B (2011) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2009. *Landbauforsch SH* 342
- Thomassen MA, van Calster KJ, Smits MCJ, Iepema GL, de Boer IJM (2008) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agr Syst* 96:95-107
- Thomassen MA, Dolman MA, van Calster KJ, de Boer IJM (2009) Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecol Econ* 68:2278-2284
- Umweltbundesamt (2011) National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990-2009 [online]. Deutschland, zu finden in <http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/5888.php>, [zitiert am 02.02.2012]

- van der Werf HMG, Kanyarushoki C, Corson MS (2009) An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *J Environ Manage* 90:3643-3652
- Vellinga TV, de Haan MHA, Schils RLM, Evers A, van den Pol-van Dasselaar A (2011) Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *Livest Sci* 137:185-195
- Yan MJ, Humphreys J, Holden NM (2011) An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *J Environ Manage* 92:372-379

4.11 Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe

Harald Schmid, Michaela Braun, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

Ein wesentliches Projektziel ist die Analyse von Bewirtschaftungseinflüssen auf die flächen- und produktbezogenen Treibhausgas-(THG)-Emissionen. Für 56 Pilotbetriebe (jeweils 12 Marktfrucht- und 16 Gemischtbetriebe mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung) wurden Stoff- und Energiebilanzen für die Jahre 2009 und 2010 berechnet. In die THG-Bilanzen des Pflanzenbaus wurden die N₂O-Emissionen in Abhängigkeit vom N-Input, die durch den Einsatz fossiler Energie bedingten CO₂-Emissionen sowie die C-Sequestrierung der Böden einbezogen.

Die Humusbilanzen der Pilotbetriebe zeigen, dass ökologische Milchviehbetriebe Potenziale zur C-Sequestrierung besitzen ($x;^{-} > 200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während im Mittel der ökologischen Marktfruchtbetriebe von gleichbleibenden Humusgehalten auszugehen ist; für konventionelle Marktfruchtbetriebe wurden negative Humussalden ermittelt ($x;^{-} -150 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Die Pilotbetriebe wirtschaften in Bezug auf den Stickstoffeinsatz auf sehr unterschiedlichen Intensitätsniveaus; es wird ein großer Bereich von Low-Input-Systemen ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) bis zu High-Input-Systemen ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1}$) erfasst. Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktfruchtbau: $x;^{-} 20 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $x;^{-} -10 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktfruchtbau: $x;^{-} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $x;^{-} 56 \text{ kg N ha}^{-1}$).

Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen im Mittel den geringsten, die konventionellen Milchviehbetriebe den höchsten flächenbezogenen Einsatz fossiler Energie auf. Der höhere Energieinput der konventionellen Betriebe wird durch den Mineral-N- und Pflanzenschutzmitteleinsatz verursacht. Das Output/Input-Verhältnis der Pilotbetriebe beträgt 7 bis 23:1.

Die THG-Bilanz integriert die Aussagen der Stoff- und Energiebilanzen. Die Gesamtauswertung zeigt, dass die Milchviehbetriebe im Pflanzenbau geringere flächen- und produktbezogene CO_{2 eq}-Emissionen als die Marktfruchtbetriebe, die ökologischen Pilotbetriebe geringere CO_{2 eq}-Emissionen als die konventionellen Pilotbetriebe aufweisen. Die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen sind größer als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen.

Schlüsselwörter: Treibhausgase, Humusbilanz, Energiebilanz, Stickstoffbilanz, Stickstoffkreislauf

Abstract

A major goal of the project is the analysis of the influence of different management systems on area- and product-related greenhouse-gas (GHG)-emissions. Nutrient and energy-balances are calculated for 56 pilot farms (12 organic and 12 conventional cash crop farms and 16 organic and 16 conventional mixed farms) in 2009 and 2010. The GHG-balance of plant production takes into account the N₂O-emissions from soil (depending on the N-input), GHG-emissions from the use of fossil energy and the C-sequestration of soils.

The humus-balance of the farms show that organic dairy farms have a potential to sequester C ($x;^{-} > 200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), organic cash crop systems are estimated to have a constant humus-content; we calculated negative humus-balances ($x;^{-} -150 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) for conventional cash crop farms.

With regard to the N-balance the pilot farms work on very different levels of intensity. We detected a wide range from low-input-systems ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) to high-input-systems ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1}$). The N-balances of the organic farms (cash crop: $x;^{-} 20 \text{ kg N ha}^{-1}$ dairy: $x;^{-} -10 \text{ kg N ha}^{-1}$) are lower than the N-balances of the conventional farms (cash crop: $x;^{-} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, dairy: $x;^{-} 56 \text{ kg N ha}^{-1}$).

The organic cash crop farms have the lowest medium area related fossil energy input, the conventional dairy farms the highest. It results from the input of mineral fertilizer and plant protection agents. The output-input-relation of the pilot farms is 7 to 23:1.

The GHG-balance unifies the results of the nutrient- and energy-balance. The total analysis shows that dairy farms have lower area- and product-related CO_{2eq}-emissions than cash crop farms; the organic pilot farms have lower emissions than the conventional farms. The variations between farms inside the groups are bigger than the differences between the groups of farms.

Keywords: greenhouse gases, humus-balance, energy balance, nitrogen balance, nitrogen circle

4.11.1 Einleitung

Für landwirtschaftliche Unternehmen, für Lebensmittelverarbeitung und -handel, für Verbraucher, Agrar-Umweltpolitiker und weitere gesellschaftliche Akteure in den Wertschöpfungsketten landwirtschaftlicher Erzeugnisse ist es wichtig zu wissen, wie klimaverträglich und nachhaltig landwirtschaftliche Produkte erzeugt werden und welche Optimierungspotenziale bestehen. Von besonderem Interesse sind hierbei die Systemwirkungen des ökologischen und konventionellen Landbaus. Es gibt teilweise konträre Einschätzungen und Forschungsergebnisse zu Umwelt- und Klimawirkungen ökologischer und konventioneller Anbau- und Betriebssysteme (z.B. Flessa et al., 2002; Deike et al., 2008; Küstermann et al., 2008; Nemecek et al., 2011; Tuomisto et al., 2012),

die immer auch im Zusammenhang mit den untersuchten Systemen (Standortbedingungen, Betriebsstrukturen, Nutzungsintensitäten) und der gewählten Untersuchungsmethodik stehen.

Die Untersuchungen zu Klimawirkungen der Landwirtschaft waren bisher überwiegend auf Teilprozesse von Treibhausgas-(THG)-Emissionen ausgerichtet – beispielsweise auf stoffwechselbedingte Methanemissionen von Milchkühen (Mills et al., 2003; Ellis et al., 2007) oder N₂O-Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden (Ruser et al., 2001; Bouwman et al., 2002; Jäger et al., 2011), weniger jedoch auf ganzheitliche Bewertungen von Betriebssystemen. Wenn nur einzelne Prozessschritte und Einflussfaktoren untersucht werden, kann dies aber zu Fehlbewertungen führen, weil relevante Emissionen in der Betrachtung fehlen oder Wechselwirkungen unbeachtet bleiben (vgl. Frank et al., 2013).

Mit den Untersuchungen im „Netzwerk der Pilotbetriebe“ soll ein Beitrag geleistet werden, die bestehenden Wissenslücken bei der Systembewertung ökologischer und konventioneller Betriebe zu schließen; zugleich sind diese Arbeiten auch stark methodisch orientiert. Insbesondere interessiert die Frage, wie auf der Grundlage betrieblich verfügbarer Daten und Informationen wissenschaftlich fundierte Aussagen zur Klimarelevanz und Nachhaltigkeit realer Betriebssysteme getroffen werden können. Aus Voruntersuchungen ist bekannt, dass die THG-Emissionen entscheidend von den Stoffkreisläufen im Landwirtschaftsbetrieb geprägt werden (Küstermann et al. 2008, 2010). Mitigationsstrategien sollten daher nicht nur auf Einzelmaßnahmen, sondern auch auf gesamtbetriebliche Optimierungen der Stoffkreisläufe ausgerichtet werden. Die Untersuchung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse unter Verwendung von Modellen bietet Ansatzpunkte, die Ursachen von THG-Emissionen aufzuklären und Maßnahmen zur Emissionsminderung abzuleiten.

Nachfolgend werden die im Projekt verwendeten Datengrundlagen, Untersuchungsmethoden und Modellansätze beschrieben sowie ausgewählte Modellergebnisse vorgestellt. Die Aussagen zu THG-Emissionen und zur ökologischen Nachhaltigkeit beziehen sich auf die Systemebene des Pflanzenbaus, wenngleich gesamtbetriebliche Analysen unter Einschluss der Milchviehhaltung notwendig waren, um alle relevanten Stoffströme abzubilden (z.B. zur Berechnung der Menge und Qualität der Wirtschaftsdünger). Die Beschränkung der Auswertungen auf den Pflanzenbau ermöglicht den Vergleich aller am Projekt beteiligten Pilotbetriebe, unabhängig von ihrer Betriebsstruktur (mit/ohne Tierhaltung). Mitgeteilt werden die Ergebnisse im Mittel der Untersuchungsjahre 2009 und 2010 für 56 Pilotbetriebe (jeweils 12 Marktfrucht- und 16 Gemischt- bzw. Milchviehbetriebe mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung). Für diese Betriebe liegen vollständige und umfassend geprüfte Datensätze vor.

4.11.2 Material und Methoden

4.11.2.1 Datenerfassung und Modellierung

In den Pilotbetrieben wurden im Dialog mit den Landwirten umfangreiche Daten zur Betriebsstruktur (Anbaustruktur und Fruchtfolge, Tierbesatz und Tierartenstruktur), zu den Anbauverfahren (Art und Intensität der Bodenbearbeitung, Saatbettbereitung und Aussaat, Düngung, Unkrautregulierung, Ernte und Transporte), zum Betriebsmitteleinsatz (Dünger- und Pflanzenschutzmittelauswand), zu den Erträgen und der Ertragsverwendung schlag- bzw. betriebsbezogen erhoben oder aus Ackerschlagkarteien übernommen. Die Datenerfassung erfolgte nach einem abgestimmten Schema durch Mitarbeiter der Bioland Beratung. Alle landwirtschaftlichen Primärdaten wurden auf Plausibilität geprüft und in strukturierter Form in der zentrale Datenbank „NutriWeb“ gespeichert.

Über eine Schnittstelle wurden die Daten in das Modell REPRO (Hülsbergen, 2003) importiert, um Humus-, Nährstoff-, Energie- und Treibhausgasbilanzen zu berechnen. Unter Verwendung verfügbarer Standortinformationen, Modellparameter (z.B. Futter- und Düngereinstoffe, Nährstoffgehalte der Biomasse, Humusbilanzkoeffizienten, Energieäquivalente etc.) und modellinterner Algorithmen wurden die Stoff- und Energieflüsse der Betriebssysteme abgebildet. Alle Bilanzen basieren auf den gleichen Betriebsdaten und sind miteinander verbunden. Die besondere Herausforderung bei der Modellierung der Betriebssysteme bestand darin, mit einfach zu erfassenden Betriebsdaten auszukommen, andererseits aber Ergebnisse zu liefern, die aussagekräftig sind.

In die THG-Bilanz gehen Ergebnisse der Humusbilanz (C-Sequestrierung), der Energiebilanz (anbaubedingte CO₂-Emissionen) und der Stickstoffbilanz (N₂O-Emissionen) ein. Die Emissionen werden unter Nutzung der spezifischen Treibhauspotentiale in CO₂-Äquivalente [CO₂ eq] umgerechnet, die den relativen Beitrag eines Gases zum Treibhauseffekt charakterisieren. Abhängig von der Absorption der infraroten Strahlung und der Verweildauer in der Atmosphäre beträgt das Treibhauspotential von Methan 23, das von Lachgas 296, bezogen auf die Wirksamkeit von CO₂ (= 1), (IPCC, 2001).

Anhand der Bilanzergebnisse werden betriebsbezogene und generalisierende Bewertungen vorgenommen. Der Systemvergleich (ökologisch vs. konventionell) erfolgt differenziert nach Marktfrucht- sowie Milchvieh-/Gemischtbetrieben. Es werden Schlussfolgerungen zur Aussagekraft der gewählten Methodik, zu betrieblichen Optimierungspotenzialen und THG-Minderungsstrategien sowie zur Nutzbarkeit der Methoden und Ergebnisse in der Betriebsberatung gezogen.

4.11.2.2 Energiebilanzierung im Pflanzenbau

Die Energiebilanzierung erfolgte als Prozessanalyse, mit der die Arbeitsgänge, der Betriebsmittel- und Technikeinsatz in Anbauverfahren schlagbezogen untersucht wurden. Die Bilanzkoeffizienten und Algorithmen sind publiziert (Hülsbergen et al., 2001, 2002), so dass hier nur ein kurzer Überblick gegeben wird. Der Betriebsmittel- und Technikeinsatz wird mit Energieäquivalenten in den Primärenergieeinsatz umgerechnet: Diesel: $39,6 \text{ MJ l}^{-1}$, Mineral-N: $35,3 \text{ MJ kg}^{-1}$, Mineral-P: $36,2 \text{ MJ kg}^{-1}$, Mineral-K: $11,2 \text{ MJ kg}^{-1}$, Pflanzenschutzmittel: 196 bis 288 MJ kg^{-1} (aktive Wirksubstanz), Saatgut: 1,3 bis 98 MJ kg^{-1} (je nach Fruchtart), Maschinen und Geräte: 108 MJ kg^{-1} , Transport: $6,3 \text{ MJ t}^{-1} \text{ km}^{-1}$ (Hülsbergen et al., 2001). Der Energieoutput entspricht dem physikalischen Brennwert der geernteten Biomasse und wird aus dem Trockenmasseertrag und den Inhaltsstoffen abgeleitet. Der Netto-Energieoutput entspricht dem Energieoutput abzüglich des Energieinputs. Die Energieintensität kennzeichnet den Energieinput je Produkteinheit. Ausgehend vom Einsatz fossiler Energie werden über Emissionsfaktoren die CO_2 -Emissionen abgeleitet (Küstermann et al., 2008).

4.11.2.3 Modellierung betrieblicher Kohlenstoffkreisläufe und Berechnung der C-Sequestrierung

Die C-Speicherung im Humus (C-Sequestrierung) wird mit Humusbilanzen ermittelt; hierbei wird der Einfluss der Anbausysteme (Fruchtarten, Fruchtfolge, Düngung,...) auf die Humusdynamik der Böden stark vereinfacht abgebildet (vgl. Brock et al., 2012). Die Humusbilanzparameter wurden in Dauerversuchen mit unterschiedlichen Fruchtfolge- und Düngungssystemen aus der Entwicklung der C-Vorräte sowie Modell- und Inkubationsversuchen abgeleitet. Die fruchtartenspezifischen Parameter berücksichtigen direkt oder indirekt die Wurzelmasse, die Rhizodeposition der Fruchtarten sowie die Intensität der Bodenbearbeitung.

In den Pilotbetrieben wurde die REPRO integrierte Methode der „dynamischen Humusbilanz“ verwendet. Im Unterschied zu „statischen“ Humusbilanzmethoden (z.B. VDLUFA- und CC-Methode, VDLUFA, 2004) werden keine festen Humusbedarfswerte verwendet, sondern situationsangepasste Humusbedarfswerte berechnet. Als Einflussfaktoren auf den Humusbedarf werden u.a. die Standortbedingungen (Bodenart und Ackerzahl), das Ertragsniveau, die mineralische N-Düngung (Hülsbergen, 2003) berücksichtigt. Die Methode eignet sich gleichermaßen für die Anwendung in konventionellen und ökologischen Betrieben (Leithold et al., 2007); während die VDLUFA-Methode für Anwendungen im konventionellen Landbau entwickelt wurde.

4.11.2.4 Modellierung betrieblicher Stickstoffkreisläufe und Berechnung der N-Emissionen

Die im Modell REPRO erfassten N-Flüsse und N-Pools, die verwendeten Algorithmen und N-Bilanzparameter sind detailliert beschrieben (Abraham, 2001; Hülsbergen, 2003; Küstermann et al., 2010). Die Wechselwirkungen und N-Flüsse zwischen den Subsystemen Boden – Pflanze – Tier – Umwelt werden als betriebliche N-Kreisläufe mit den entsprechenden In- und Outputs modelliert (Abbildung 4.11-3 bis 4.11-5). Das Modell enthält Methoden, um Stickstoffflüsse auf der Basis einfach zu erfassender Standort- und Betriebsdaten zu berechnen. So werden beispielsweise die N-Anfallmengen der Wirtschaftsdünger anhand des Tierbestandes, der Fütterung (Proteinversorgung), der Tierleistungen, der Aufstallungart sowie der Wirtschaftsdüngerlagerung und -aufbereitung kalkuliert.

Insbesondere für die Bewertung der N-Flüsse ökologischer Betriebssysteme ist die Berechnung der symbiontischen N_2 -Fixierung von Leguminosen sehr bedeutsam. Im Modell gilt die Annahme, dass die Fixierleistung mit wachsendem Ertrag steigt. Für jede Leguminosenart wird ein spezifischer N_{dfa} -Wert (N_{dfa} = Nitrogen derived from the atmosphere) angenommen, der je nach Bedingungen, u.a. dem Gehalt an pflanzenaufnehmbarem Stickstoff im Boden modifiziert wird (z.B. Klee gras im ökologischen Anbau: $N_{dfa} = 0,90$, Klee gras im konventionellen Anbau: $N_{dfa} = 0,80$). Die in Wurzeln, Ernterückständen und Rhizodeposition enthaltenen N-Mengen werden über fruchtartenspezifische Parameter geschätzt. Beim Gemengeanbau geht der Leguminosenanteil (Masse %) als Mess- oder Schätzwert in die Berechnung ein (Küstermann et al., 2010).

Mit dem Modell werden die Indikatoren N-Saldo (kg N ha^{-1}) und N-Verwertung (%) berechnet:

$$\text{N-Saldo} = \sum \text{N-Input} - \sum \text{N-Output}$$

$$\text{N-Verwertung} = \sum \text{N-Output} \cdot (\sum \text{N-Input})^{-1}$$

Der N-Saldo kennzeichnet die Höhe der potenziellen N-Verluste. Im N-Umsatzmodul werden unter Berücksichtigung des Witterungsverlaufs, der Bodeneigenschaften, des Bodenprofilaufbaus sowie relevanter Managementmaßnahmen (z.B. Menge und Zeitpunkt einer N-Düngung, Termin eines Klee grasumbruchs) die N-Mineralisierung sowie die N-Verluste quantifiziert (Abraham, 2001).

Die Berechnung der N_2O -Emissionen erfolgt unter Verwendung des IPCC-Ansatzes (IPCC, 1997). Stark vereinfachend wird unterstellt, dass 1,25 % des den Böden durch organische und mineralische Düngung, N_2 -Fixierung und N-Deposition zugeführten Stickstoffs als N_2O -N emittiert werden.

4.11.3 Ergebnisse

4.11.3.1 Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen

Die Ergebnisdarstellung erfolgt für ökologische Pilotbetriebe (öko) und konventionelle Pilotbetriebe (kon) differenziert nach Betriebstypen. In der Kategorie „Marktfruchtbau“ sind alle Betriebe ohne Tierhaltung (0 GV ha^{-1}) zusammengefasst, in der Kategorie Milchvieh / Gemischt (vgl. Tabelle 4.11-1) alle Betriebe mit Milcherzeugung sowie Gemischtbetriebe mit mehreren Produktionsrichtungen (überwiegend Marktfruchtbau und Milchviehhaltung mit $0,3$ bis $3,3 \text{ GV ha}^{-1}$).

Mit den Pilotbetrieben wird ein breites Spektrum an Standortbedingungen erfasst (Tabelle 4.11-1 und 4.11-2); es sind Betriebe mit Höhenlagen von 0 bis 780 m NN , Jahresniederschlagsmengen von 536 bis 1507 mm und Jahresdurchschnittstemperaturen von $6,9$ bis $10,8 \text{ °C}$ in die Untersuchungen einbezogen. Die Flächen der Marktfruchtbetriebe weisen im Mittel etwas höhere Bodenzahlen auf (öko: 55 , kon: 58) als die der Milchvieh-/Gemischtbetriebe (öko: 43 , kon: 46); die Flächen der konventionellen Pilotbetriebe im Mittel etwas höhere Bodenzahlen als die der ökologischen Pilotbetriebe.

Tabelle 4.11-1: Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der ökologischen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfruchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Standortbedingungen und Betriebsstruktur							
Bodenzahl		55	41	74	43	23	54
Höhenlage	m NN		0	588		3	780
Niederschlag	mm a ⁻¹		591	1109		536	1507
Jahresdurchschnittstemperatur	°C		7,5	9,7		6,9	10,8
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	ha	200	57	516	175	30	1299
Ackerland (AL)	% der LN	94	73	100	51	0	96
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0	0	0	0,9	0,3	1,6
Anbaustruktur							
Getreide	% des AL	57	28	83	37	0	72
Körnerleguminosen	% des AL	9	0	22	3	0	13
Hackfrüchte / Silomais	% des AL	9	0	34	7	0	24
Luzerne-Klee gras	% des AL	19	0	35	38	0	80
Untersaaten	% des AL	6	0	42	4	0	29
Zwischenfrüchte	% des AL	18	0	45	9	0	58
Fruchtartendiversität	Index	2,41	1,69	2,78	1,98	0,83	2,84
Erträge und Leistungen							
Getreideeinheiten-Ertrag	GE ha ⁻¹ LN	38	27	52	44	29	60

Energiebindung	GJ ha ⁻¹ LN	77	55	130	128	77	173
Winterweizen-Korn-Ertrag	dt ha ⁻¹	37	15	51	40	28	52
Luzerne-Klee gras-Ertrag	dt FM ha ⁻¹	325	204	590	413	318	514

Die Betriebsstrukturen der Pilotbetriebe unterscheiden sich deutlich. Der flächenmäßig kleinste Betrieb bewirtschaftet 30 ha, der größte Betrieb 1299 ha landwirtschaftliche Nutzfläche. Die Marktfruchtbetriebe nutzen überwiegend bis ausschließlich Ackerland, die tierhaltenden Betriebe haben Grünlandanteile bis 100 % der LN (z.B. auf den Grünlandstandorten im Allgäu).

Die Gegenüberstellung der Anbaustrukturen zeigt systembedingte Unterschiede zwischen den ökologischen und konventionellen Betrieben sowie Einflüsse der Produktionsrichtungen und der Standortbedingungen. Die ökologischen Anbausysteme zeichnen sich durch relativ hohe Leguminosenanteile aus. Wegen der Futternutzung haben die rinderhaltenden Betriebe deutlich höhere Klee grasanteile ($x_i^- = 38\%$) als die Marktfruchtbetriebe ($x_i^- = 19\%$), während letztere bis zu 22 % ($x_i^- = 9\%$) Körnerleguminosen in die Fruchtfolgen integrieren. In den konventionellen Pilotbetrieben sind Körnerleguminosen bedeutungslos; die Milchviehbetriebe erreichen aber teilweise erhebliche Klee grasanteile (bis 50 %, $x_i^- = 9\%$), z.B. auf futterwüchsigen Standorten im Voralpenraum.

Die Getreideanteile der Marktfruchtbetriebe sind teilweise sehr hoch, in den ökologischen Pilotbetrieben bis zu 83 % ($x_i^- = 57\%$), in den konventionellen Betrieben bis zu 91 % ($x_i^- = 63\%$). Die hohe Bodennutzungsintensität konventioneller Anbausysteme spiegelt sich auch im Hackfrucht-/Silomaisanteil wider ($x_i^- = 30\%$ in den Milchviehbetrieben). Im Mittel übertrifft die Fruchtarten-diversität (Shannon-Weaver-Index) der ökologischen Betriebe die der konventionellen Pilotbetriebe.

Tabelle 4.11-2: Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfruchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Standortbedingungen und Betriebsstruktur							
Bodenzahl		58	40	78	46	25	68
Höhenlage	m		0	588		1	780
Niederschlag	mm a ⁻¹		591	1109		589	1507
Jahresdurchschnittstemperatur	°C		7,5	9,7		6,9	10,8
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	ha	261	69	1127	130	30	943
Ackerland (AL)	% der LN	97	84	100	57	0	90
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0	0	0	1,6	0,7	3,3

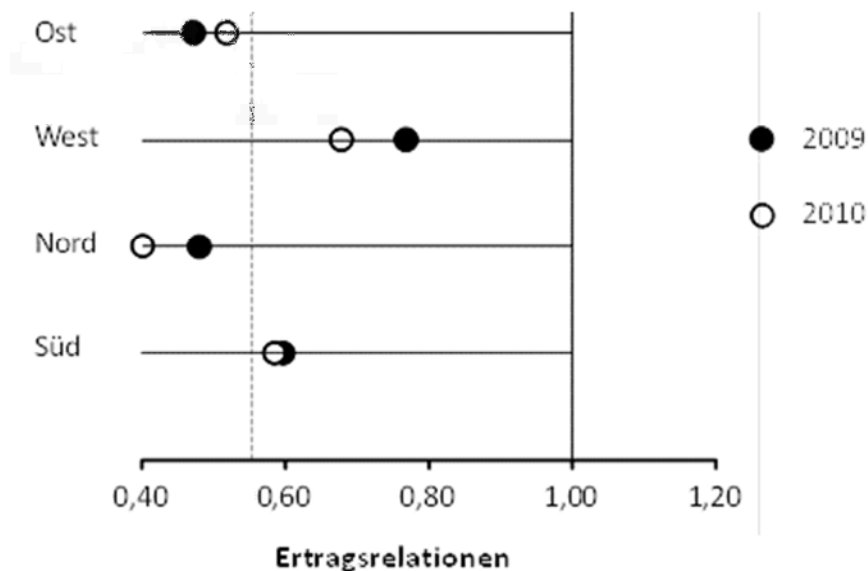
Anbaustruktur							
Getreide	% des AL	63	32	91	38	0	69
Körnerleguminosen	% des AL	0	0	0	1	0	11
Hackfrüchte / Silomais	% des AL	13	0	40	30	0	68
Luzerne-Klee gras	% des AL	1	0	7	9	0	50
Untersaaten	% des AL	0	0	0	0	0	0
Zwischenfrüchte	% des AL	13	0	45	14	0	47
Fruchtartendiversität	Index	1,66	1,01	2,50	1,62	1,17	2,20
Erträge und Leistungen							
Getreideeinheiten-Ertrag	GE ha ⁻¹ LN	91	71	100	70	53	91
Energiebindung	GJ ha ⁻¹ LN	153	107	186	186	124	240
Winterweizen-Korn-Ertrag	dt ha ⁻¹	88	73	101	72	44	103
Luzerne-Klee gras-Ertrag	dt FM ha ⁻¹	615	615	615	512	400	690

Die Ertragsleistungen werden nach verschiedenen Kriterien beurteilt (Tabelle 4.11-1 und Tabelle 4.11-2). Beim Winterweizenertrag und allen anderen Ertragsparametern zeigen sich bedeutende Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau, zugleich aber auch eine enorme einzelbetriebliche Variabilität, bedingt durch Standort-, Witterungs- und Management-einflüsse.

In ökologischen Marktfruchtbetrieben betrug der Weizenertrag $x;^{-} 37 \text{ dt ha}^{-1}$ (= 42 % des Ertrages der konventionellen Marktfruchtbetriebe), in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben $x;^{-} 40 \text{ dt ha}^{-1}$ (= 56 % des Ertrages der konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe). In den ökologischen Gemischtbetrieben wurden somit trotz ungünstiger Standortbedingungen höhere absolute und relative Weizenerträge als im ökologischen Marktfruchtbau erzielt. Zu beachten ist, dass standortbedingt nicht in allen Pilotbetrieben Weizen angebaut wurde (öko = 19 Betriebe, kon = 22 Betriebe mit Weizenanbau).

Die Auswertung der Weizenerträge auf Testflächen der Pilotbetriebe ergibt im Mittel der Jahre einen Relativertrag der ökologischen Pilotbetriebe von 55 % des Ertrages der konventionellen Pilotbetriebe, wobei deutliche Jahreseffekte und regionale Unterschiede auftreten (Abbildung 4.11-1). Im Mittel der Untersuchungsjahre und Testflächen betrug der Weizenertrag $47,1 \text{ dt ha}^{-1}$ (öko) bzw. $85,1 \text{ dt ha}^{-1}$ (kon). Die Erträge auf den Testflächen lagen somit etwas über den Durchschnittserträgen der Betriebe, was u.a. auf die Auswahl der Testflächen zurückzuführen ist (keine Hanglagen, keine Schlagränder, etc.). Auffallend sind die relativ niedrigen Öko-Weizenerträge der Region Nord (40 % bzw. 48 % von kon) im Vergleich zur Region West (66 % bzw. 77 % von kon) (Abbildung 4.11-1).

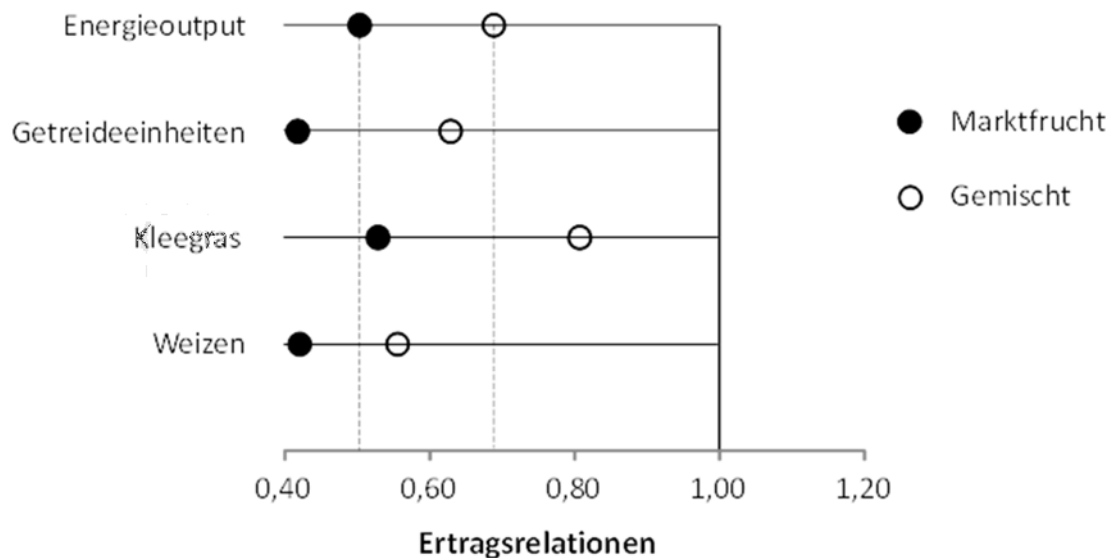
Abbildung 4.11-1: Winterweizenerträge der ökologischen Pilotbetriebe in Relation zu den Erträgen der konventionellen Pilotbetriebe, differenziert nach Untersuchungsregionen und -jahren (Ertrag der konventionellen Betriebe = 1; ermittelt auf Testflächen der Betriebe)



Die Gegenüberstellung ausgewählter Ertragsleistungen (Abbildung 4.11-2) in Abhängigkeit von der Betriebsform zeigt ein höheres Ertragsniveau der Milchvieh-/Gemischtbetriebe; bei allen ausgewerteten Ertragsparametern übertrafen diese Betriebe deutlich die Leistungen der Marktfruchtbetriebe. Als Bezugsbasis zur Ermittlung der Relativerträge wurde jeweils der Ertrag im Mittel der konventionellen Betriebe gewählt (Vergleich der ökologischen Marktfruchtbetriebe mit den konventionellen Marktfruchtbetrieben und Vergleich der ökologischen Gemischtbetriebe mit den konventionellen Gemischtbetrieben). Die Wahl dieser Bezugsbasis trägt den differenzierten Standortbedingungen Rechnung (z.B. im Mittel höhere Bodenzahlen der Marktfruchtbetriebe; siehe Tabelle 4.11-1 und Tabelle 4.11-2).

Mit Hilfe des Maßstabs „Getreideeinheiten“ (GE) wurden alle Ernteprodukte nach ihrem Wert für die Human- und Tierernährung bewertet und aggregiert. Beim Vergleich der GE-Erträge zeigen sich ähnliche Ertragsrelationen wie beim Weizen; die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 42 %, die Milchvieh-/Gemischtbetriebe 63 % der Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe (Abbildung 4.11-2).

Abbildung 4.11-2: Erträge und Energieoutput der ökologischen Betriebe in Relation zu den Erträgen der konventionellen Betriebe, differenziert nach Marktfrucht- und Gemischtbetrieben (Ertrag der konventionellen Marktfrucht- und Gemischtbetriebe = 1), dargestellt sind der GE-Ertrag je ha LN, die Energiebindung im Ertrag je ha LN, der TM-Ertrag bei Klee gras und der Frischmasseertrag bei Weizen)



Die Energiebindung der geernteten pflanzlichen Biomasse (GJ ha^{-1}) fasst alle Ernteprodukte (auch Nebenprodukte, z.B. Stroh) nach ihrem physikalischen Brennwert zusammen. Entsprechend wird z.B. Weizenstroh mit $17,7 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ TM}$ im Vergleich zu Weizenkorn ($18,6 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ TM}$) relativ hoch bewertet, unabhängig von der Nutzung (Einstreu, Futtermittel, energetische Verwertung). Auf die Höhe der Energiebindung hat nicht nur die Biomassebildung (Netto-Primärproduktion), sondern auch der Harvestindex entscheidenden Einfluss; dieser ist u.a. abhängig vom Korn:Stroh-Verhältnis, der Strohverwendung (Strohdüngung oder Strohernte), der Klee grasverwendung (Klee grasmulch oder Klee grasernte). Dies erklärt, warum die ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetriebe beim Parameter „Energiebindung“ die ökologischen Marktfruchtbetriebe so deutlich übertreffen ($x;^- = 128 \text{ GJ ha}^{-1}$ im Vergleich zu 77 GJ ha^{-1}).

Die höheren GE- und GJ-Erträge der ökologischen Gemischtbetriebe stehen auch im Zusammenhang mit der besseren Stickstoffversorgung (Zufuhr organischer Dünger: $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in ökologischen Gemischtbetrieben im Vergleich zu $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in ökologischen Marktfruchtbetrieben) und der besseren Humusversorgung (Humussaldo: $227 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Gemischtbetrieben im Vergleich zu $-9 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Marktfruchtbetrieben; vgl. Tabelle 4.11-3). Auch die Zufuhr anderer ertragsrelevanter Makro- und Mikronährstoffe (in den Tabellen nicht ausgewiesen) ist wesentlich von der Einbindung der Tierhaltung in betriebliche Stoffkreisläufe abhängig. Darüber hinaus ist zu beachten, dass einige Marktfruchtbetriebe während der Projektlaufzeit mit der Biogaserzeugung begonnen haben, wodurch die Nährstoffströme zum Teil deutlich intensiviert wurden (z.B. Pilotbetrieb 14, Abbildung 4.11-4).

4.11.3.2 Stoff- und Energiebilanzen

Ergebnisse der Humusbilanzierung

Die Humusbilanzergebnisse zeigen, dass nicht nur deutliche Unterschiede zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben bestehen; auch die Betriebsstruktur (viehlos, viehhaltend, Anbaustruktur) hat erheblichen Einfluss auf die Humusversorgung (Tabelle 4.11-3 und Tabelle 4.11-4). Die größte Humusanreicherung ($> 200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ist in den ökologischen Gemischtbetrieben mit einem mittleren Tierbesatz von $0,9 \text{ GV ha}^{-1}$ (überwiegend Milchkühe) zu erwarten, weil aufgrund des Kleeernteanteils ($x;^{-} 38 \%$ der Ackerfläche) und der anfallenden Wirtschaftsdünger (Stalldung, Gülle, Kompost) den Böden große Mengen organischer Substanz zugeführt werden. Kleeernte führt – je nach Ertragsniveau – zum Humusaufbau und zur Kohlenstoffbindung von etwa $500 \text{ bis } 1000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Hülsbergen und Schmid, 2008). In den Marktfruchtbetrieben erfolgt die Humuszufuhr vor allem durch Stroh- und Gründüngung. Für konventionelle Marktfruchtbetriebe wurden negative Humussalden berechnet. Diese Betriebe weisen höhere Getreide- und Hackfruchtanteile auf. Leguminosen werden derzeit nicht angebaut. In den konventionellen Gemischtbetrieben ist die Humusbilanz bei einem hohen Tierbesatz ($1,6 \text{ GV ha}^{-1}$) aufgrund des Wirtschaftsdüngeranfalls nahezu ausgeglichen, allerdings bei hohem Futterzukauf (= Zufuhr organischer Substanz in die Betriebssysteme, vgl. Frank et al., 2013).

Ergebnisse der Stickstoffbilanzierung

Als mittlerer Immissionswert wurden für alle Pilotbetriebe N-Depositionen in Höhe von 20 kg N ha^{-1} angenommen. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen mit $102 \text{ bis } 167 \text{ (} x;^{-} 134 \text{) kg N ha}^{-1}$ die geringsten N-Inputs im Betriebsvergleich auf. Ökologische Gemischtbetriebe führen den Böden, abhängig vom Tierbesatz und der symbiontischen N_2 -Fixierung, $98 \text{ bis } 247 \text{ (} x;^{-} 172 \text{) kg N ha}^{-1}$ zu und erreichen zum Teil so hohe N-Inputs wie die konventionellen Betriebe (Marktfruchtbetriebe: $x;^{-} 250 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $x;^{-} 270 \text{ kg N ha}^{-1}$). Während in den konventionellen Marktfruchtbetrieben die N-Zufuhr mit Mineralstickstoff überwiegt ($x;^{-} 160 \text{ kg Mineral-N ha}^{-1}$, $x;^{-} 25 \text{ kg Organischer-N ha}^{-1}$), dominiert in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben die organische Düngung ($x;^{-} 77 \text{ kg Mineral-N ha}^{-1}$, $x;^{-} 138 \text{ kg Organischer-N ha}^{-1}$). Im ökologischen Marktfruchtbau ist die N_2 -Fixierung die wichtigste N-Zufuhr, in den ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetrieben sind es die Wirtschaftsdünger. Insgesamt ist zu konstatieren, dass mit den Pilotbetrieben, gemessen am N-Input, sehr unterschiedliche Intensitätsniveaus erfasst werden.

Die N-Entzüge der Betriebsgruppen unterscheiden sich deutlich. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 60% , die ökologischen Gemischtbetriebe 78% der N-Entzüge der entsprechenden konventionellen Pilotbetriebe. Bemerkenswert ist, dass die N-Abfuhr (geerntete Biomasse) der ökologischen Gemischtbetriebe im Mittel 85 kg N ha^{-1} über denen der ökologischen Marktfruchtbetriebe liegen. Wesentliche Ursachen sind die relativ hohen Kleeernteanteile (hoher TM-Ertrag und hoher N-Gehalt im Erntegut) sowie die fast vollständige Ernte des Kleeerntes (hoher N-Harvestindex) im Vergleich zu Kleeernte-Mulchsystemen im Marktfruchtbau. Dies bedeutet, dass durch die inner- oder überbetriebliche Nutzung der aufgewachsenen Biomasse als Futter das Ertrags- und N-Entzugsniveau des Gesamtbetriebes deutlich angehoben werden kann.

Um die N-Salden und N-Verlustpotenziale möglichst genau zu charakterisieren, sind in den N-Bilanzen die Boden-N-Vorratsänderungen (ΔN_{org}) einbezogen. Nach den Ergebnissen der Humusbilanz wurden Veränderungen der N_{org} -Vorräte von -14 bis $+11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Demnach besteht in der ökologischen Milchviehhaltung das Potenzial der N-Speicherung in der organischen Bodensubstanz, während im konventionellen Marktfruchtbau mit einer Netto-N-Mineralisation und Abnahme der Boden-N-Vorräte zu rechnen ist. Bei den beiden anderen Betriebsgruppen ist von einem C- und N-Fließgleichgewicht auszugehen ist ($\Delta N_{\text{org}} \approx 0$).

Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktfruchtbau: $x;^{-} 20 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $x;^{-} 10 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind deutlich geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktfruchtbau: $x;^{-} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $x;^{-} 56 \text{ kg N ha}^{-1}$). Einzelne konventionelle Betriebe weisen sehr hohe N-Salden bis 129 kg N ha^{-1} auf. Die mittleren flächenbezogenen N-Salden der tierhaltenden Betriebe sind niedriger als die der Marktfruchtbetriebe, was auf eine gute N-Ausnutzung der applizierten organischen Dünger sowie dem N-Bedarf der Kulturpflanzen und dem Wirtschaftsdüngeraufkommen angepasste Mineral-N-Gaben hinweist.

Die teilweise ermittelten negativen N-Salden weisen auf die mögliche Unterschätzung einzelner N-Zufuhren (z.B. der N-Deposition oder der N_2 -Fixierleistung) bzw. die Überschätzung der N-Entzüge (z.B. Proteingehalte) hin. Sie können aber auch durch jahresspezifische Effekte entstehen (Ausnutzung von Residual-N aus Vorjahren). Treten langjährig negative N-Salden auf, so ist dies als nicht nachhaltige Wirtschaftsweise einzustufen. Unter diesen Bedingungen ist eine Verminderung der Boden-N-Vorräte zu erwarten.

Ergebnisse der Energiebilanzierung

Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen im Mittel den geringsten, die konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe den höchsten flächenbezogenen Einsatz fossiler Energie auf (Tabelle 4.11-3 und Tabelle 4.11-4). Der Energieinput kann als zuverlässiger Indikator der Bewirtschaftungs- bzw. der Regelungs- und Eingriffsintensität betrachtet werden, weil praktisch jeder Arbeitsgang und jeder Betriebsmitteleinsatz mit einem Energieeinsatz verbunden ist. Der deutlich höhere flächenbezogene Energieinput der konventionellen Betriebe wird durch den Mineral-N- und Pflanzenschutzmitteleinsatz verursacht.

Der Netto-Energieoutput („Energiegewinn“ der Pflanzenproduktion) steht in enger Beziehung zum Ertrag bzw. zur Energiebindung. Die konventionellen Betriebssysteme sind hinsichtlich der Netto-Energiebindung den ökologischen Betriebssystemen eindeutig überlegen, die Milchvieh-/Gemischtbetriebe erzielen im Pflanzenbau eine höhere Energiebindung als die Marktfruchtbetriebe.

Die Energieintensität der ökologischen Marktfrucht- und Gemischtbetriebe liegt nahezu auf gleichem Niveau ($x;^{-} 175$ bzw. $x;^{-} 172 \text{ MJ GE}^{-1}$). Die konventionellen Marktfruchtbetriebe wirtschaften im Mittel etwas energieeffizienter ($x;^{-} 150 \text{ MJ GE}^{-1}$), die konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe setzen hingegen mehr fossile Energie je Produkteinheit ein ($x;^{-} 204 \text{ MJ GE}^{-1}$).

Die Ergebnisse zu den Output/Input-Verhältnissen zeigen, dass im Pflanzenbau generell deutlich mehr Energie im Ernteertrag gebunden als mit fossiler Energie zugeführt wird. Das Output/Input-Verhältnis der Pilotbetriebe beträgt 7 bis 23:1, wobei die ökologischen Pilotbetriebe im Mittel bei diesem Indikator etwas besser als die konventionellen Pilotbetriebe bewertet sind.

Ergebnisse der Treibhausgasbilanzierung

Die THG-Bilanz integriert die Aussagen der zuvor dargestellten Stoff- und Energiebilanzen. Die anbaubedingten flächenbezogenen CO₂-Emissionen der ökologischen Pilotbetriebe erreichen nur etwa 50 % der CO₂-Emissionen der konventionellen Betriebe. Auffallend sind die deutlich geringeren CO₂-Emissionen konventioneller Milchvieh-/Gemischtbetriebe ($x;^{-} 671 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$), verglichen mit den konventionellen Marktfruchtbetrieben ($1059 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$), was hauptsächlich auf den unterschiedlichen Mineral-N-Einsatz zurückzuführen ist.

Die C-Sequestrierung ist aus den Ergebnissen der Humusbilanz abgeleitet. Demnach sind die Böden der ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetriebe im Mittel eine CO₂-Senke, die Böden der konventionellen Marktfruchtbetriebe im Mittel eine CO₂-Quelle, während sich die Böden der beiden anderen Betriebsgruppe nahezu im C-Fließgleichgewicht befinden. Allerdings ist gerade bei diesem Parameter auf die enorme einzelbetriebliche Variabilität der Bilanzergebnisse hinzuweisen.

Die N₂O-Emissionen korrelieren direkt mit dem N-Input und erreichen daher in den ökologischen Marktfruchtbetrieben mit $x;^{-} 771 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ die geringsten, in den konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetrieben mit $x;^{-} 1418 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ die höchsten Werte.

Die Gesamtauswertung zeigt, dass die Milchvieh-/Gemischtbetriebe im Pflanzenbau geringere flächen- und produktbezogene CO_{2 eq}-Emissionen als die Marktfruchtbetriebe, die ökologischen Pilotbetriebe insgesamt geringere flächen- und produktbezogene CO_{2 eq}-Emissionen als die konventionellen Pilotbetriebe aufweisen.

Flächenbezogen wurden folgende THG-Emissionen ermittelt: öko, Marktfrucht: $1297 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$; öko, Gemischt: $812 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$; kon, Marktfrucht: $2988 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$; kon, Gemischt: $2204 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$; produktbezogen betragen die THG-Emissionen: öko, Marktfrucht: $17 \text{ kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$; öko, Gemischt: $7 \text{ kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$; kon, Marktfrucht: $20 \text{ kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$; kon, Gemischt: $12 \text{ kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$.

Es wird aber auch deutlich, dass die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen größer sind als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen. All dies weist darauf hin, dass die THG-Emissionen in erster Linie einzelbetrieblich zu bewerten sind; die Vielfalt der Standort- und Managementeinflüsse spiegelt sich in den THG-Bilanzen wider und macht generalisierende Aussagen zu systembedingten Unterschieden (z.B. ökologisch vs. konventionell, viehlos vs. viehhaltend) schwierig.

Daher erscheint es auch notwendig, Optimierungsstrategien zur Minderung von THG-Emissionen nicht pauschal, sondern standort- und betriebsbezogen abzuleiten.

Tabelle 4.11-3: Stoff- und Energiebilanzen der ökologischen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfreuchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Humusbilanz (Ackerland)							
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-533	-734	-355	-382	-808	0
Humusmehrleistung	kg C ha ⁻¹	186	94	325	348	0	775
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹	218	43	317	46	0	201
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹	199	0	288	215	0	576
Stalldung	kg C ha ⁻¹	38	0	72	137	0	477
Gülle, Biogasgülle	kg C ha ⁻¹	35	0	213	101	0	259
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	-9	-340	216	227	-143	925
Stickstoffbilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
N-Entzug	kg N ha ⁻¹	115	90	149	170	96	241
N-Abfuhr	kg N ha ⁻¹	77	52	104	162	87	241
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	134	102	167	172	98	247
Symbiotische N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹	42	25	64	49	26	114
Organische Dünger	kg N ha ⁻¹	30	3	74	93	25	166
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	0	0	0	0	0	0
Änderung Bodenvorrat (ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	-1	-30	21	11	-9	49
N-Saldo (mit ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	20	-6	53	-10	-54	49
N-Verwertung	%	85,8			98,8		
Energiebilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
Energieinput	GJ ha ⁻¹	6	4	9	7	5	11
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	67	48	120	119	71	161
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	175	104	230	172	136	234
Output/Input-Verhältnis		12	7	19	17	12	23
Treibhausgas-(THG)-bilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
CO ₂ -Emissionen (Anbau)*	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	477	307	790	316	169	540
C-Sequestrierung**	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	49	-795	1168	-423	-1881	337
N ₂ O-Emissionen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	771	581	965	919	539	1270
THG-Emissionen, flächenbezogen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	1297	473	2188	812	-415	1653
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GE ⁻¹	33	14	47	19	-10	41
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GJ ⁻¹	17	7	32	7	-3	16

* CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie.** Negative Werte bedeuten C-Speicherung im Boden (Humusaufbau), positive Werte CO₂-Abgabe (Humusabbau).

Tabelle 4.11-4: Stoff- und Energiebilanzen der konventionellen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfreuchtbau (n = 12)			Milchvieh / Gemischt (n = 16)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Humusbilanz (Ackerland)							
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-655	-934	-457	-567	-933	0
Humusmehrerleistung	kg C ha ⁻¹	18	0	60	135	0	741
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹	387	179	551	86	0	253
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹	92	0	488	335	0	1082
Stallung	kg C ha ⁻¹	10	0	115	168	0	829
Gülle, Biogasgülle	kg C ha ⁻¹	9	0	58	213	0	440
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	-158	-710	94	-12	-638	760
Stickstoffbilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
N-Entzug	kg N ha ⁻¹	190	157	210	217	168	324
N-Abfuhr	kg N ha ⁻¹	150	119	166	206	152	324
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	250			270		
Symbiotische N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹	3	0	13	23	4	80
Organische Dünger	kg N ha ⁻¹	25	0	60	138	61	243
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	160	95	227	77	0	173
Änderung Bodenvorrat (ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	-14	-62	9	-3	-46	32
N-Saldo (mit ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	74	14	118	56	-29	129
N-Verwertung	%	76,0			80,4		
Energiebilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
Energieinput	GJ ha ⁻¹	13	10	17	14	11	18
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	138	93	176	171	115	223
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	150	126	183	204	136	273
Output/Input-Verhältnis		11	8	17	13	10	17
Treibhausgas-(THG)-bilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
CO ₂ -Emissionen (Anbau)*	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1059	784	1425	671	371	1017
C-Sequestrierung**	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	550	-345	2397	116	-1257	1764
N ₂ O-Emissionen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1379	923	1778	1418	1097	1933
THG-Emissionen, flächenbezogen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	2988	2133	4995	2204	956	4028
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO ₂ eq GE ⁻¹	33	22	51	32	15	52
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO ₂ eq GJ ⁻¹	20	13	29	12	5	22

* CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie.** Negative Werte bedeuten C-Speicherung im Boden (Humusaufbau), positive Werte CO₂-Abgabe (Humusabbau).

4.11.3.3 Betriebliche Stickstoffkreisläufe

Mit dem Modell REPRO wurden betriebliche Stoffkreisläufe (N-, C-, P-Kreisläufe) für alle Pilotbetriebe berechnet; die Ergebnisse sind graphisch darstellbar (Beispiele in Abbildung 4.11-3 bis 4.11-6). In den Abbildungen, die auch der Betriebsberatung dienen und allen Pilotbetrieben zur Verfügung gestellt werden, sind nur wesentliche N-Flüsse und ausgewählte N-Pools ausgewiesen. Bei der Darstellung der N-Kreisläufe geht es darum, die für das Betriebssystem charakteristischen Stoffflussbeziehungen zu kennzeichnen, mengenmäßig unbedeutende N-Flüsse werden ausgeblendet. Aufgrund dieser Vereinfachungen kann es Abweichungen zwischen den Inputs, Outputs und Bestandesänderungen geben (kein vollständiger Bilanzausgleich). In den Abbildungen sind die mit dem Modell berechneten, mit einander vernetzten schlag-, fruchtarten- und tierartenspezifischen N-Flüsse und Teilbilanzen nicht darstellbar; diese Informationen stehen aber für Detailanalysen und zur Interpretation der Bilanzergebnisse zur Verfügung.

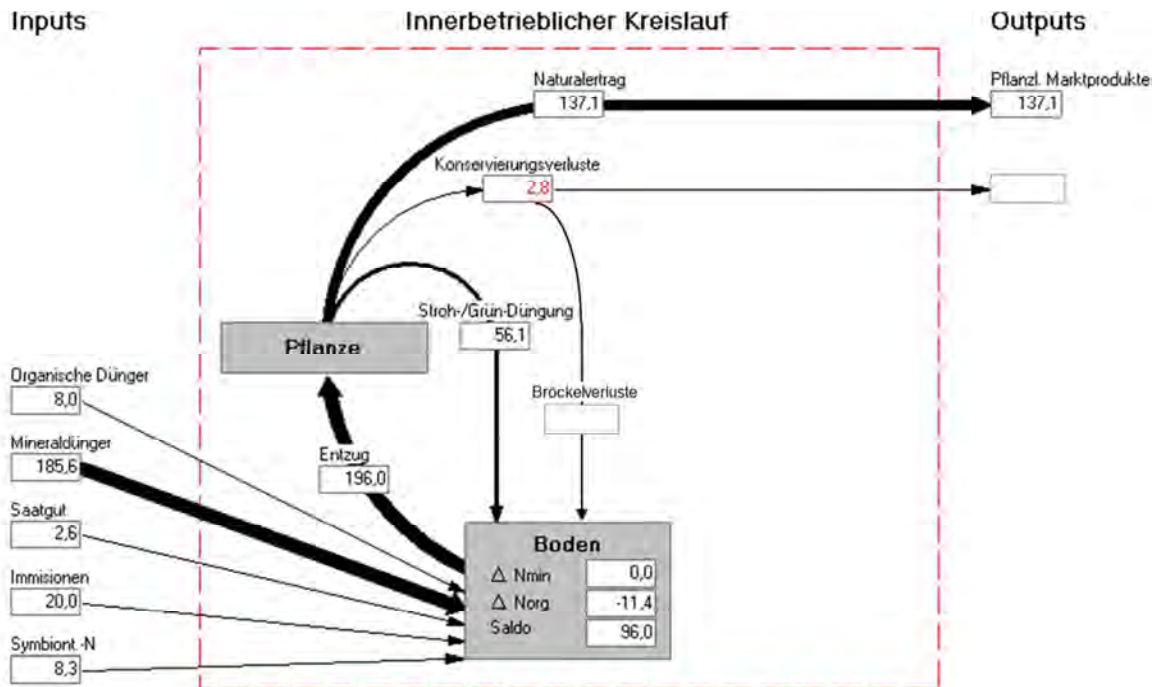
Im folgenden Überblick werden vier ausgewählte Pilotbetriebe mit unterschiedlicher Struktur und Bewirtschaftungsintensität anhand der betrieblichen N-Kreisläufe charakterisiert.

Pilotbetrieb 24 (Region Süd)

Der konventionelle Marktfruchtbetrieb befindet sich im bayerischen Tertiärhügelland (Höhenlage 500 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur 7,5 °C, Niederschlag 800 mm a⁻¹, Bodenzahl: x; 55). Der Betrieb ist relativ einfach strukturiert; es dominiert der Getreideanbau mit 77 % der AF (Winterweizen auf 53 % der AF); Raps wird auf 23 % der AF angebaut. Die Fruchtartendiversität ist mit 1,58 sehr gering.

Das Betriebssystem ist Mineral-N basiert (186 kg N ha⁻¹) und „durchflussorientiert“, d.h. es existiert nur ein Stoffkreislauf über die Stroh- und Gründüngung. Der N-Export mit den pflanzlichen Marktprodukten ist relativ hoch (137 kg N ha⁻¹). Die Differenz zwischen Mineral-N-Input und Marktfrucht-N-Output beträgt 49 N ha⁻¹. Unter Berücksichtigung aller N-Inputs in das Betriebssystem sowie der Boden-N-Vorratsänderung (Netto-N-Mineralisation: 11,4 kg N ha⁻¹, negativer Humussaldo) erreicht der N-Saldo 96 kg ha⁻¹. Die N₂O-Emissionen nach IPCC (= 1,25 % des zugeführten N) betragen 3,5 kg N₂O-N ha⁻¹, unter Verwendung eines standortspezifischen Emissionsfaktors (2,50 % des zugeführten N, vgl. Peter et al., 2013) 7,0 kg N₂O-N ha⁻¹ (die einzelnen N-Verlustpfade sind nicht in der Abbildung dargestellt). Insgesamt wird für diesen Marktfruchtbetrieb ein relativ hohes N-Verlustpotenzial ausgewiesen.

Abbildung 4.11-3: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 24, Region Süd (Bayerisches Tertiärhügelland), Konventioneller Landbau, Marktfruchtbetrieb, 0 GV ha^{-1} , Weizen- und Rapsanbau



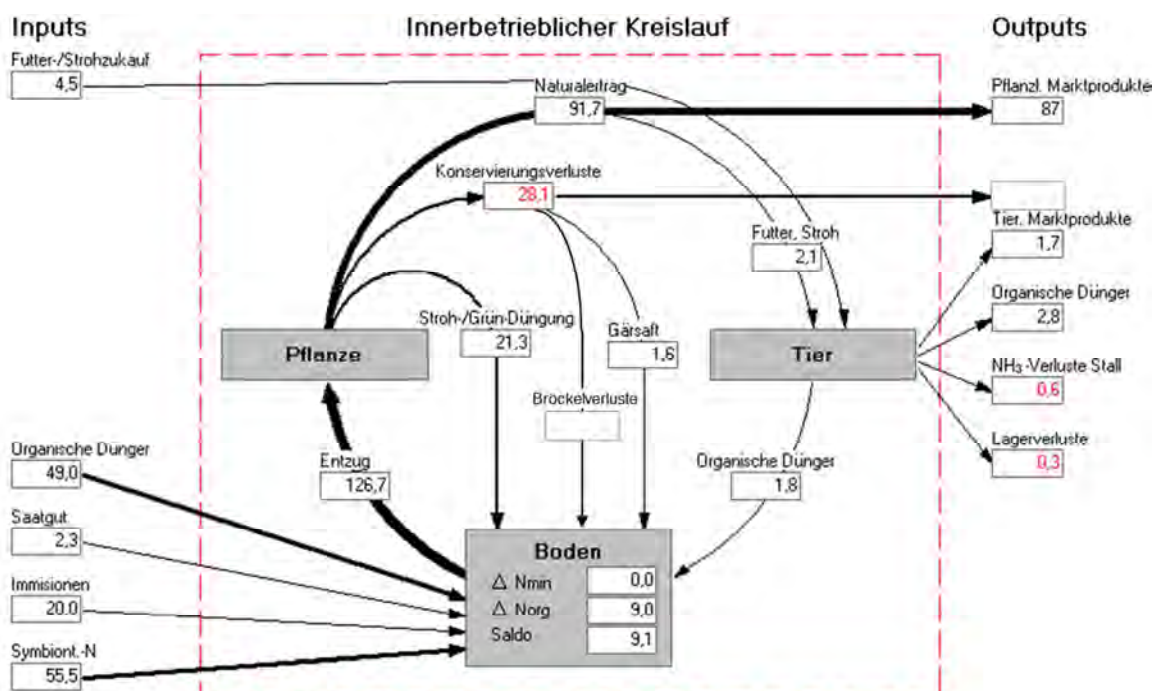
Pilotbetrieb 14 (Region Süd)

Der ökologische Marktfruchtbetrieb befindet sich im bayerischen Tertiärhügelland (Höhenlage 471 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur $7,5 \text{ }^\circ\text{C}$, Niederschlag 816 mm a^{-1} , Bodenzahl: $x;^{-57}$). Während der Projektlaufzeit wurde im Betrieb eine Biogasanlage installiert, in der vor allem Klee gras energetisch verwertet wird (aus eigener Produktion sowie aus anderen Biobetrieben). Die im Betrieb mit Biogasgülle ausgebrachte N-Menge (49 kg N ha^{-1}) entspricht etwa der N-Menge der eigenbetrieblich erzeugten Gärsubstrate. Vereinfachend (und weil es sich um eine von mehreren Betrieben genutzte Biogasanlage handelt) sind die Stoffströme zur Biogasanlage und von der Biogasanlage zu den Flächen als In- und Outputs über die Betriebsgrenze dargestellt. Die Umstellung auf Biogaswirtschaft erfolgte mit dem Ziel, die N-Kreisläufe zu intensivieren, mehr pflanzenverfügbaren Dünger-N im Marktfruchtbau einzusetzen und das Ertragsniveau anzuheben. Im Untersuchungszeitraum wurde die Umstellungsphase auf das neue Betriebssystem mit Biogaswirtschaft erfasst. Die vorhandene Tierhaltung (Puten, Mutterkühe) ist für die N-Kreisläufe unbedeutend ($< 0,1 \text{ GV ha}^{-1}$).

Der N-Entzug ist mit 127 kg N ha^{-1} für einen ökologischen Marktfruchtbetrieb überdurchschnittlich hoch (vgl. Tabelle 4.11-3). Der N-Saldo beträgt unter Berücksichtigung der Boden-N-Vorratsänderung (9 kg N ha^{-1} Netto-N-Immobilisation durch Humusaufbau) unter 10 kg N ha^{-1} , das N_2O -Verlustpotenzial $1,9$ bis $3,8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$. Der Betrieb befindet sich noch in der An-

fangsphase der Biogaswirtschaft; die Systemwirkungen der Betriebsumstellung auf die Erträge, N-Entzüge, N-Verluste und N-Effizienz können daher noch nicht sicher beurteilt werden; hierzu sind weitere Untersuchungsjahre notwendig. Der Betrieb hatte im Jahr 2009 Ertragsausfälle durch Hagelschäden, wodurch die N-Entzüge vermindert wurden. So betrug der Weizenertrag 15 dt ha⁻¹ (2009) bzw. 46 dt ha⁻¹ (2010).

Abbildung 4.11-4: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche (kg N ha⁻¹ a⁻¹) des Pilotbetriebs 14, Region Süd (Bayerisches Tertiärhügelland), Ökologischer Landbau, Marktfruchtbetrieb, 0,1 GV ha⁻¹, Weizen-, Roggen- und Kleegrasanbau, Nutzung von Klee gras in einer Biogasanlage, Einsatz von Gärresten

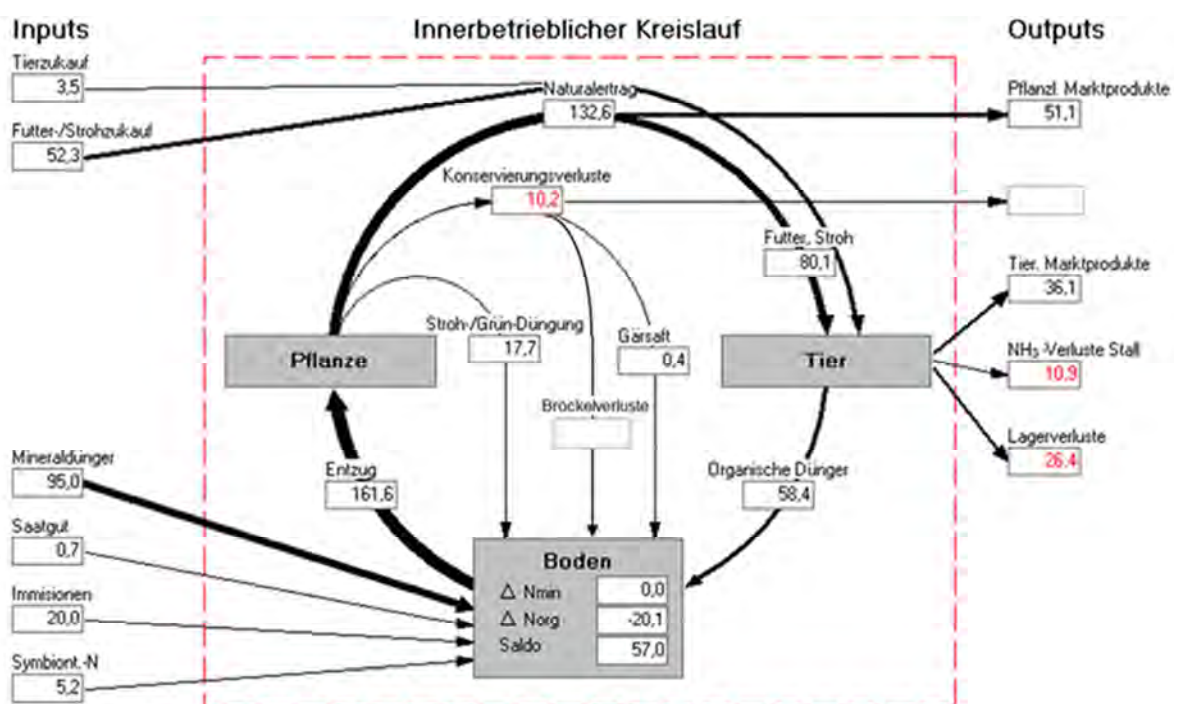


Pilotbetrieb 68 (Region Ost)

Der konventionelle Gemischtbetrieb befindet sich in der Region Ost, in Sachsen, im Bereich der Mittleren Mulde (Höhenlage 110 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur 9,1 °C, Niederschlag 586 mm a⁻¹, Bodenzahl: x;⁻ 54). Der Tierbesatz (überwiegend Milchkühe, Rinder) beträgt 1,01 GV ha⁻¹. Der Betrieb ist sehr vielseitig strukturiert. Trotz des relativ hohen Tierbesatzes wird eine umfangreiche pflanzliche Marktproduktion betrieben (N-Export = 51 kg N ha⁻¹), andererseits gelangen etwa gleiche N-Mengen mit dem Futterzukauf in den Betriebskreislauf (52 kg N ha⁻¹), d.h. die Tierhaltung basiert zu erheblichen Anteilen auf Zukauffutter (39 % des Futterprotein-N stammen aus dem Zukauf). Der Betrieb hat eine relativ hohe Fruchtartendiversität (2,20); die Anbauanteile betragen: 64 % Getreide, 15 % Ölfrüchte, 20 % Hackfrüchte / Mais. Die Erträge sind auf mittlerem Niveau (75,1 GE ha⁻¹, Winterweizen: 67,8 dt ha⁻¹).

Der Mineral-N-Einsatz (95 kg ha^{-1}) ist den N-Entzügen und dem Wirtschaftsdüngeraufkommen gut angepasst, so dass sich moderate N-Salden ergeben (57 kg N ha^{-1} mit ΔN_{org} , $36,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ ohne Berücksichtigung von ΔN_{org}). Der Betrieb wirtschaftet in einem Trinkwassereinzugsgebiet, woraus sich Restriktionen bezüglich des N-Einsatzes sowie der N-Salden ergeben. Größere N-Verlustpotenziale sind für die Tierhaltung aufgrund der Lagerbedingungen (Festmistsystem) ausgewiesen.

Abbildung 4.11-5: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 68, Region Ost (Sachsen, Mittlere Mulde), Konventioneller Landbau, Gemischtbetrieb, $1,0 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Ölfrucht- und Hackfruchtanbau



Pilotbetrieb 73 (Region Nord)

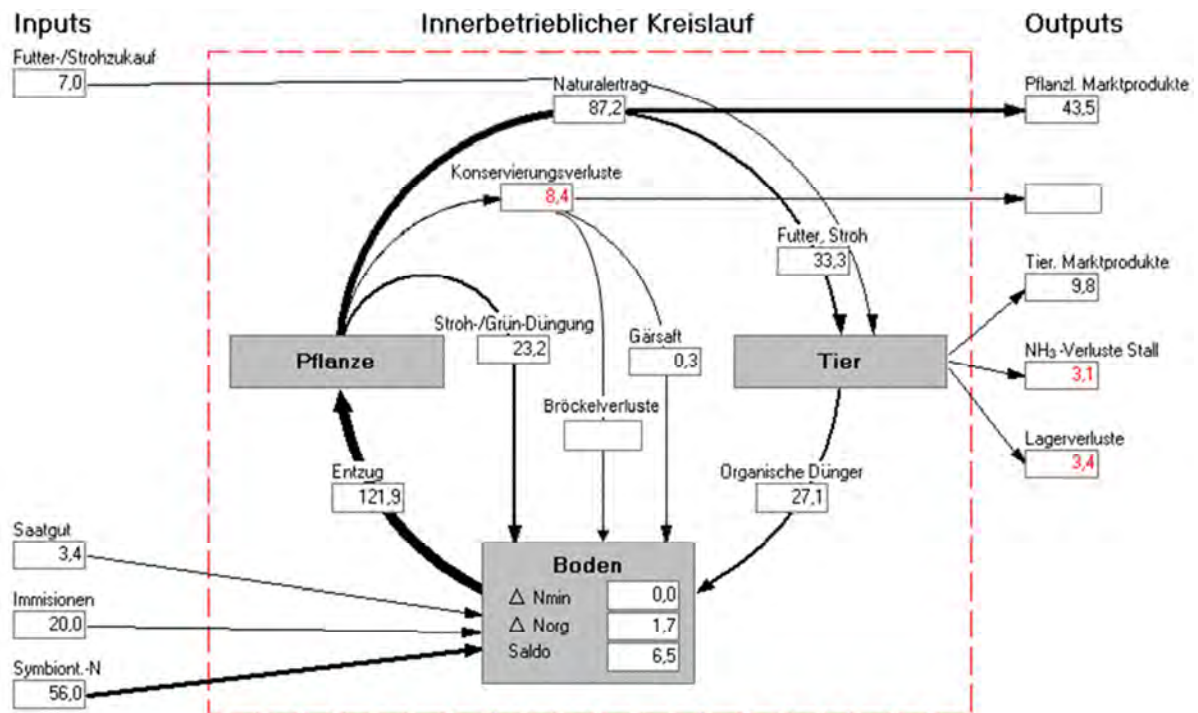
Der ökologische Gemischtbetrieb befindet sich in der Region Nord, in Mecklenburg-Vorpommern in Küstennähe (Höhenlage 12 m NN, Jahresdurchschnittstemperatur $8,4 \text{ }^\circ\text{C}$, Niederschlag 680 mm a^{-1} , Bodenzahl: $x;^{-} 53$). Der Tierbesatz (Milchkühe, Rinder) beträgt $0,27 \text{ GV ha}^{-1}$.

Der Betrieb hat eine hohe Fruchtartendiversität (2,84). Im Anbau dominieren die Fruchtartengruppen Getreide (63 % AL), Klee gras (17 % AL) und Körnerleguminosen (13 %). In geringerem Umfang werden Silomais (4 % AL) und Ölfrüchte (3 % AL) angebaut. Der Betrieb erzeugt $47,1 \text{ GE ha}^{-1}$; der Weizen tr ag beträgt $39,4 \text{ dt ha}^{-1}$.

Die wichtigste N-Zufuhr in das Betriebssystem ist die symbiontische N_2 -Fixierung (56 kg N ha^{-1}). Der Betrieb ist hinsichtlich der Futtermittellieferung weitgehend autark; die N-Zufuhr mit Futtermitteln

telzukaufen beträgt $7 \text{ kg N ha}^{-1} = 17 \%$ des Futter-N-Einsatzes in der Tierhaltung. Die Humusbilanz ($\Delta N_{\text{org}} = 1,7 \text{ kg N ha}^{-1}$) und die Stickstoffbilanz des Betriebes ($\text{N-Saldo} = 6,5 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind nahezu ausgeglichen.

Abbildung 4.11-6: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 73, Region Nord (Mecklenburg-Vorpommern), Ökologischer Landbau, Gemischtbetrieb, $0,27 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Körnerleguminosen und Klee grasanbau



Insgesamt belegen die betrieblichen Stickstoffkreisläufe eindrucksvoll, dass mit den Pilotbetrieben sehr unterschiedliche Betriebssysteme erfasst werden (hier wurden nur wenige Beispiele dargestellt). Jeder Betrieb ist letztlich ein Einzelfall mit spezifischen Bedingungen; dennoch lassen sich in der Gesamtschau der Betriebe generalisierende Einschätzungen ableiten.

Die komplexen Stoffflussbeziehungen, z.B. die N-Flüsse im System Boden – Pflanze – Tier – Umwelt sind mit den vorhandenen Daten gut modellierbar und anhand der verfügbaren betrieblichen Kennzahlen und Indikatoren interpretierbar. Ursachen überhöhter N-Verluste oder geringer N-Effizienzen können einzelbetrieblich ermittelt und Optimierungsstrategien zielgenau abgeleitet werden.

4.11.3.4 Betriebsvergleiche

Im folgenden Abschnitt werden Daten (Erträge, Umweltwirkungen) der Pilotbetriebe (n = 56) in Diagrammen als Punktwolken bzw. funktionale Beziehungen dargestellt, um Zusammenhänge zwischen einzelnen Parametern (z.B. Energieinput und THG-Emissionen) zu beschreiben und die einzelbetriebliche Variabilität der Werte zu veranschaulichen.

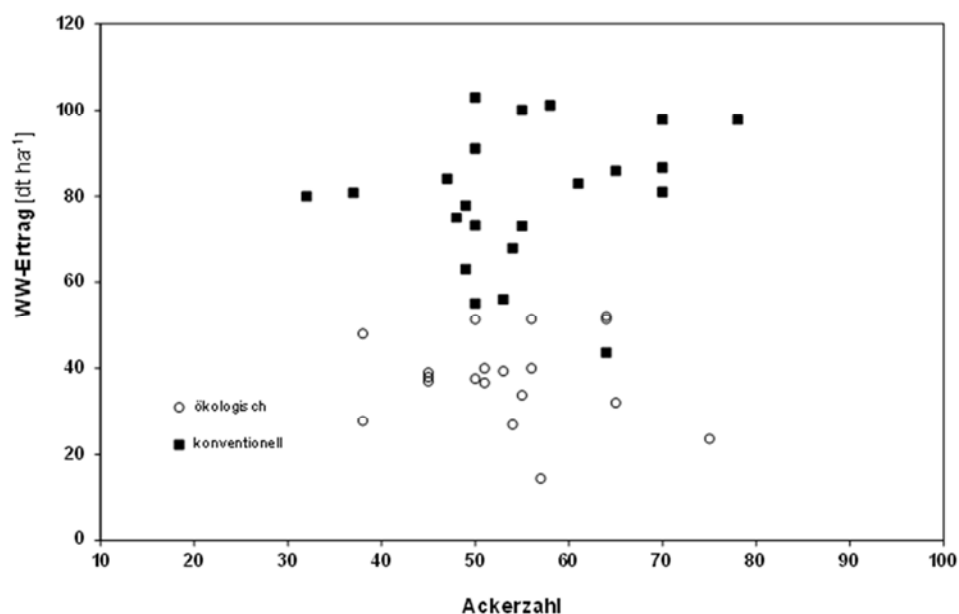
Ertragswirkungen

Für die bisher vollständig analysierten Betriebe wurde der Einfluss von Standortfaktoren auf Ertragskennzahlen geprüft. Es zeigt sich kein klarer Einfluss der Standortbedingungen (z.B. Acker- und Bodenzahl, Niederschlag, Höhenlage) auf den Ertrag bzw. die Energiebindung, sehr wohl aber ein deutlicher Einfluss des Bewirtschaftungssystems (ökologisch, konventionell).

So ist keine deutliche Abhängigkeit der Weizenerträge von der Ackerzahl erkennbar (Abbildung 4.11-7). Mögliche Ursachen sind:

- die relativ geringe Zahl von Untersuchungsbetrieben mit Weizenanbau (n = 41),
- die Überlagerung mehrerer ertragsrelevanter Faktoren (z.B. eine geringe Ackerzahl kann teilweise durch hohe Niederschlagsmengen kompensiert werden),
- jahres- und witterungsspezifische Besonderheiten (Hagelschäden, Trockenschäden, ...),
- der Betriebsleitereinfluss (unterschiedliche Managementfähigkeiten, unterschiedliche Bedeutung des Weizenanbau in den Betrieben)
- unterschiedliche Produktionsrichtungen der Weizenerzeugung (Nahrungsweizen, Futterweizen).

Abbildung 4.11-7: Beziehung zwischen Ackerzahl und Winterweizenertrag



Energiebindung und Energieeffizienz

Die Analyse der flächenbezogenen Energieinputs (Abbildung 4.11-8) zeigt eine Differenzierung der Betriebe in zwei Gruppen (Low-Input-Systeme $< 10 \text{ GJ ha}^{-1}$, überwiegend ökologischer Landbau und High-Input-Systeme $> 10 \text{ GJ ha}^{-1}$, überwiegend konventioneller Landbau). Zwischen Energieinput und -output besteht ein Zusammenhang. Die Betriebe mit dem geringsten Einsatz fossiler Energie (4 bis 6 GJ ha^{-1} , extensiver ökologischer Marktfruchtbau) erreichen Netto-Energieoutputs von 50 bis 75 GJ ha^{-1} , die Betriebe mit dem höchsten Energieeinsatz (18 GJ ha^{-1}) erzielen über 200 GJ ha^{-1} . Das bedeutet, dass auch hohe Intensitäten (hoher Betriebsmitteleinsatz, intensive Anbauverfahren) effizient in Ertragsleistungen umgesetzt werden können, zumindest in dem hier geprüften Intensitätsbereich.

Erkennbar ist aber auch, dass bei gleichem Energieaufwand sehr unterschiedliche Netto-Energieoutputs realisiert werden (teilweise über 100 GJ ha^{-1} Differenz bei gleichem Input). Die Ursachen sind u.a. unterschiedliche Standort- und Ertragspotenziale, unterschiedliche Betriebsstrukturen (Anbau von Fruchtarten mit hohen Ertrags- und Energiebindungspotenzialen wie Zuckerrübe und Mais oder mit geringeren Ertragspotenzialen wie Braugerste oder Körnerleguminosen). Auch die Ertragsverwendung (Ernte von Nebenprodukten, Verwendung der Kleeergrasbiomasse, etc.) hat bedeutenden Einfluss.

Einige ökologische Pilotbetriebe erzielen mit 100 bis $> 150 \text{ GJ ha}^{-1}$ Ertragsleistungen, die das Niveau konventioneller Betriebe erreichen oder sogar übertreffen.

Abbildung 4.11-8: Beziehung zwischen dem Energie-Input und dem Netto-Energieoutput im Pflanzenbau

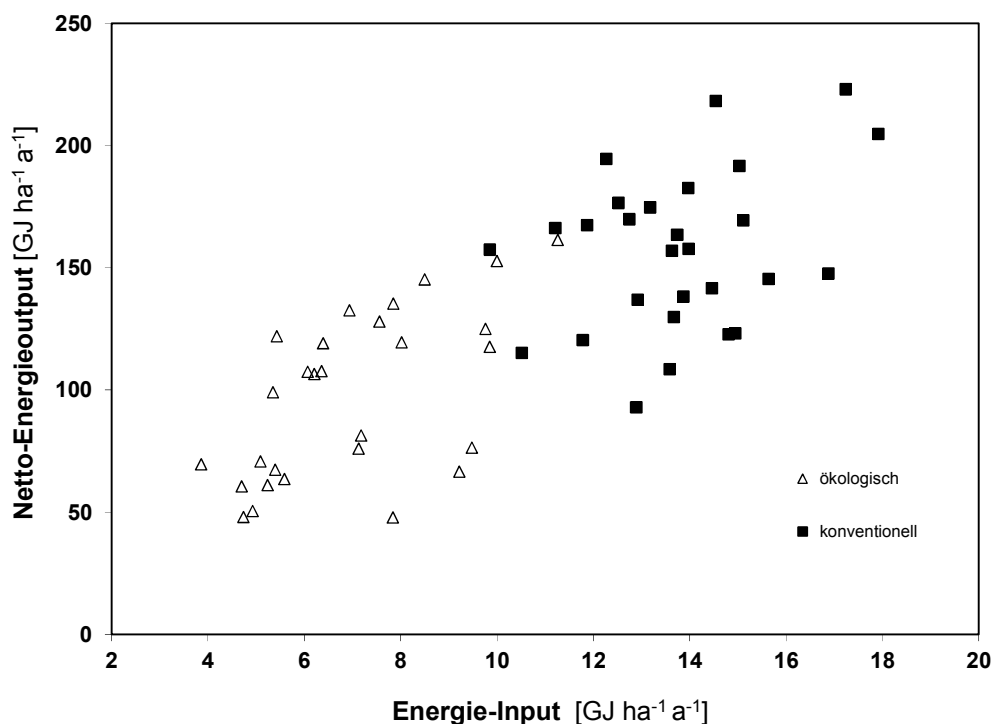
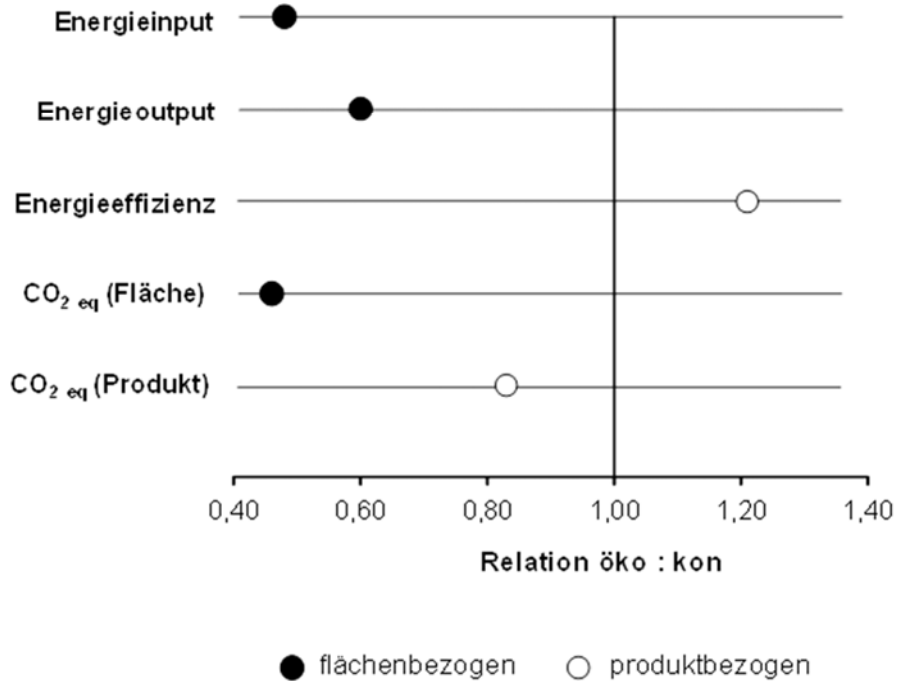


Abbildung 4.11-9: Vergleich der Energieeffizienz und der durch den Einsatz fossiler Energie verursachten CO₂-Emissionen im Mittel der ökologischen und konventionellen Betriebe, bezogen auf die Pflanzenproduktion. (Relativwerte: konventionell = 1)



Im Mittel aller bisher untersuchten Pilotbetriebe ergeben sich folgende Relationen bezüglich des Energieeinsatzes, der Energieeffizienz und der CO₂-Emissionen (Abbildung 4.11-9):

- Der flächenbezogene Einsatz fossiler Energie beträgt in den Ökobetrieben etwa 48 % des Energieinputs der konventionellen Betriebe, die Energiebindung im Ernteertrag erreicht 60 % (Vergleich öko und kon). Die daraus resultierende Energieeffizienz (Output/Input-Verhältnis) der ökologischen Betriebe übertrifft die der konventionellen Pilotbetriebe (20 % höhere Effizienz).
- Die flächenbezogenen CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie erreichen 41 %, die produktbezogenen CO₂-Emissionen 80 % (Vergleich öko und kon).

Die Daten belegen, dass systembedingte Unterschiede (öko vs. kon) beim flächenbezogenen Einsatz fossiler Energie und bei den flächenbezogenen CO₂-Emissionen bestehen, während aufgrund der unterschiedlichen Ertragsleistungen die produktbezogenen Emissionen der ökologischen Betriebe nur wenig unter denen der konventionellen Pilotbetriebe liegen. Die Bezugsbasis – Fläche oder Produkt – hat also entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse; es ist daher sehr sorgsam abzuwägen, wann welche Indikatoren (flächen- oder produktbezogen) bei Betriebsvergleichen zu verwenden sind. Es wird auch deutlich, dass Ertragssteigerungen (möglichst ohne zusätzlichen Energieinput, z.B. durch bessere Ausnutzung von Fruchtfolgeeffekten, optimiertes Management, etc.) eine wesentliche Strategie zur Senkung produktbezogener Emissionen darstellt.

Stickstoff-Input und Stickstoff-Saldo

Die Pilotbetriebe wirtschaften – auch in Bezug auf den Stickstoffeinsatz – auf sehr unterschiedlichen Intensitätsniveaus; es wird ein großer Bereich von Low-Input-Systemen ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) bis zu High-Input-Systemen ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1}$) erfasst (Abbildung 4.11-10). Bis zu einem N-Einsatz von ca. $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen die N-Salden bis zu ca. 50 kg N ha^{-1} ; bei noch höheren N-Zufuhren steigen die N-Salden zum Teil deutlich an und erreichen Werte bis zu 125 kg ha^{-1} . Einzelne Betriebe erzielen auf futterwüchsigen Standorten (hohe Grünland- und Feldfuttererträge mit hohen Proteingehalten) so hohe N-Entzüge, dass selbst N-Zufuhren über 300 kg ha^{-1} effizient verwertet werden (Abbildung 4.11-10).

Die ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe erreichen überwiegend N-Salden zwischen 0 und 50 kg ha^{-1} , für einige Betriebe sind aber auch negative N-Salden ausgewiesen (bis -50 kg N ha^{-1}). Anbausysteme mit deutlich negativen N-Salden sind als nicht nachhaltig einzuschätzen, weil mit der Abnahme der Boden-N-Vorräte und der Ertragsfähigkeit zu rechnen ist. Anbausysteme mit sehr hohen N-Überschüssen ($> 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) gefährden die Umwelt durch Stickstoffeinträge.

Abbildung 4.11-10: Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo (ohne ΔN_{org}) der flächenbezogenen Stickstoffbilanz

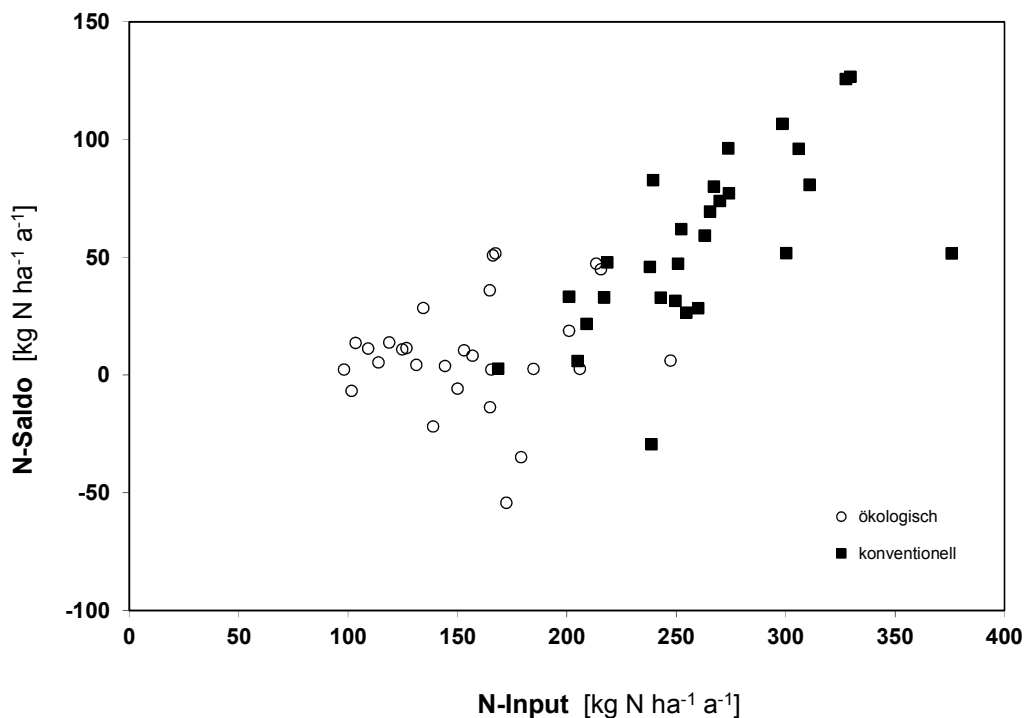
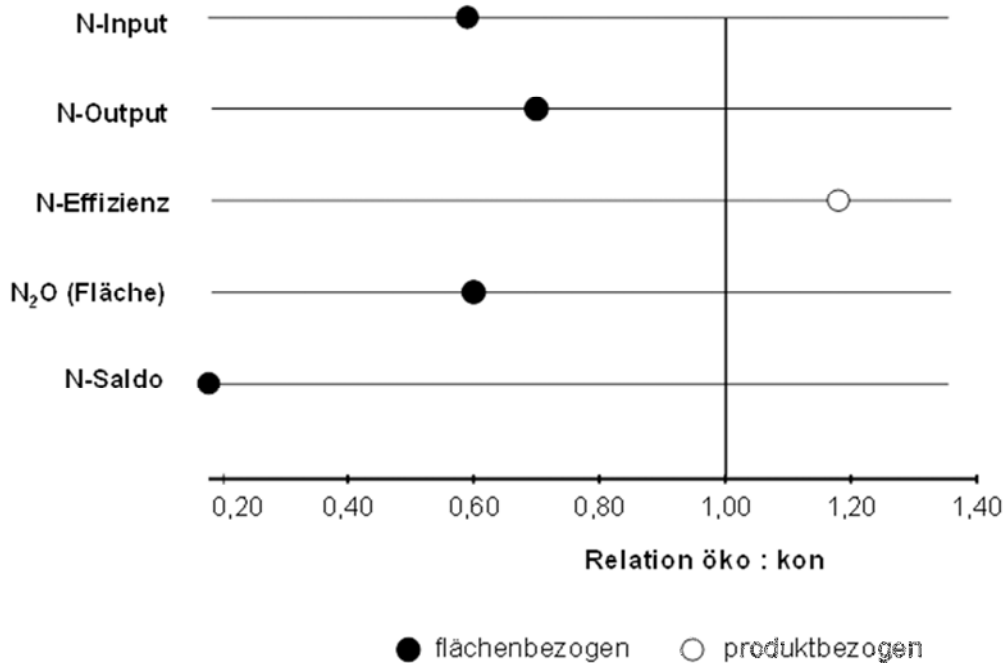


Abbildung 4.11-11: Vergleich der N-Effizienz und der N₂O-Emissionen im Mittel der ökologischen und konventionellen Betriebe, bezogen auf die Pflanzenproduktion. (Relativwerte: konventionell = 1)



Im Mittel aller bisher untersuchten Pilotbetriebe ergeben sich folgende Relationen bezüglich der N-Effizienz und der N₂O-Emissionen im Pflanzenbau (Abbildung 4.11-11):

- Der flächenbezogene N-Input (N-Zufuhr durch organische und mineralischer Dünger, N₂-Fixierung, N-Deposition) beträgt in den Ökobetrieben 59 % des N-Inputs der konventionellen Betriebe, der N-Output (N-Entzug) erreicht 70 % (Vergleich öko und kon). Die daraus resultierende N-Effizienz (Output/Input-Verhältnis) der ökologischen Betriebe übertrifft die der konventionellen Pilotbetriebe (18 % höhere Effizienz).
- Die flächenbezogenen N₂O-Emissionen betragen 60 %, die N-Salden (N-Verlustpotenzial) 18 % (Vergleich öko und kon).

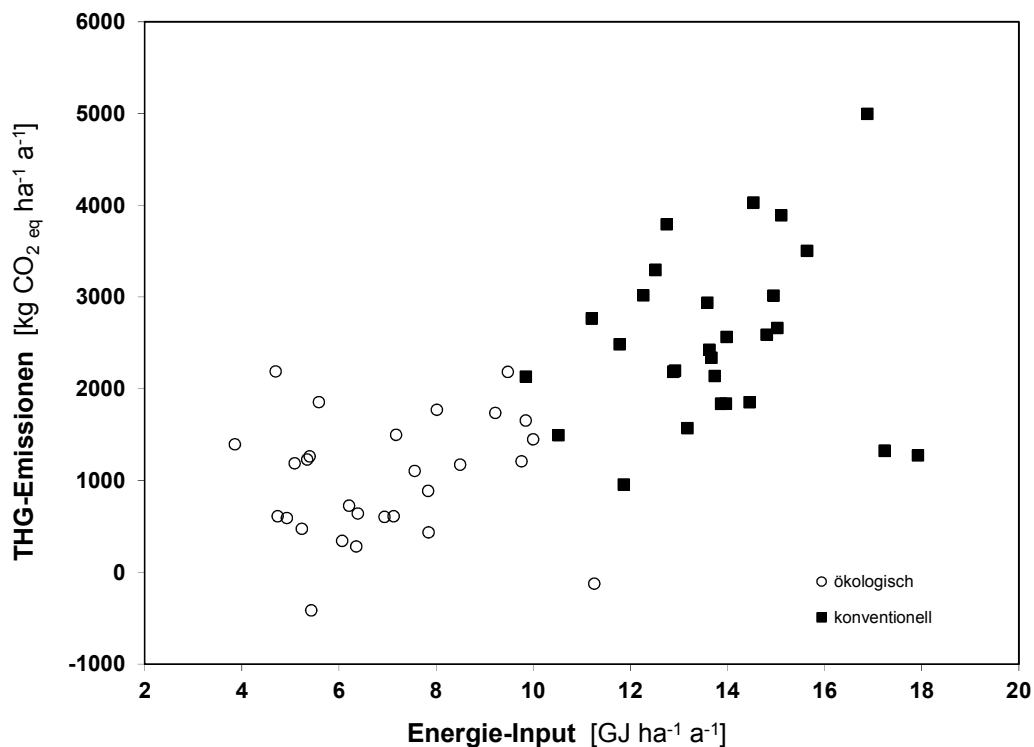
Besonders deutlich zeigen sich die Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau beim Indikator flächenbezogener N-Saldo, der näherungsweise die potenziellen Verluste an reaktiven N-Verbindungen beschreibt (N-Saldo öko: x;⁻ 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹; N-Saldo kon: x;⁻ 56 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Da die N₂O-Emissionen nach dem IPCC-Ansatz vom N-Input abgeleitet werden, beträgt die Relation öko : kon bei diesem Parameter 0,6 (analog zum N-Input; vgl. Abbildung 4.11-11). Dies bedeutet, dass bei der Berechnung der N₂O-Emissionen derzeit weder die N-Effizienz (also die N-Ausnutzung durch die Pflanzenbestände) noch der N-Saldo berücksichtigt werden. Daher sollte in weiteren Untersuchungen unbedingt ein erweiterter Algorithmus zur Quantifizierung der N₂O-Flüsse verwendet werden, der weitere Standort- und Managementfaktoren einschließt. Die

alleinige Anwendung des IPCC-Ansatzes mit festen Emissionsfaktoren kann zu beträchtlichen Abweichungen gegenüber gemessenen N_2O -Flüssen führen (Küstermann et al. 2013).

Energieinput und flächenbezogene Treibhausgas-Emissionen

Ein wesentlicher Einflussfaktor auf die flächenbezogenen THG-Emissionen ist der Energieinput (Abbildung 4.11-12). Die meisten konventionellen Pilotbetriebe setzen nicht nur deutlich mehr fossile Energie als die ökologischen Pilotbetriebe ein, sie erzeugen auch höhere THG-Emissionen. Aber auch bei den Emissionen zeigt sich eine überraschend hohe Variabilität (von 0 bis $5000 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$). „Negative“ Emissionen treten bei hoher C-Sequestrierung auf, wenn die Böden als CO_2 -Senke fungieren.

Abbildung 4.11-12: Beziehung zwischen dem Energie-Input und den flächenbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau



C-Sequestrierung und produktbezogene Treibhausgas-Emissionen

Die C-Bindung hat nach unseren Untersuchungen starken Einfluss auf die CO_2 -Emissionen. Mit steigender C-Bindung im Humus gehen die produktbezogenen CO_2 -Emissionen zurück (Abbildung 4.11-13). Einige Ökobetriebe mit positiver Humusbilanz wirtschaften CO_2 -neutral, d.h. die Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie sowie durch die N_2O -Emissionen der Böden werden durch die CO_2 -Rückbindung im Humus kompensiert. In den Betrieben mit den höchsten Treibhauspotentialen je Produkteinheit sind die Böden eine CO_2 -Quelle (negative Humusbilanz). Die Ökobetriebe emittieren je Flächeneinheit deutlich weniger CO_2 als die konventionellen Betriebe

(Tabelle 4.11-3 und 4.11-4), nicht aber je Produkteinheit. Hier zeigt sich vielmehr, vor allem aufgrund des Ertragseinflusses, eine enorme Schwankungsbreite der CO₂-Emissionen.

Abbildung 4.11-13: Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den produktbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau

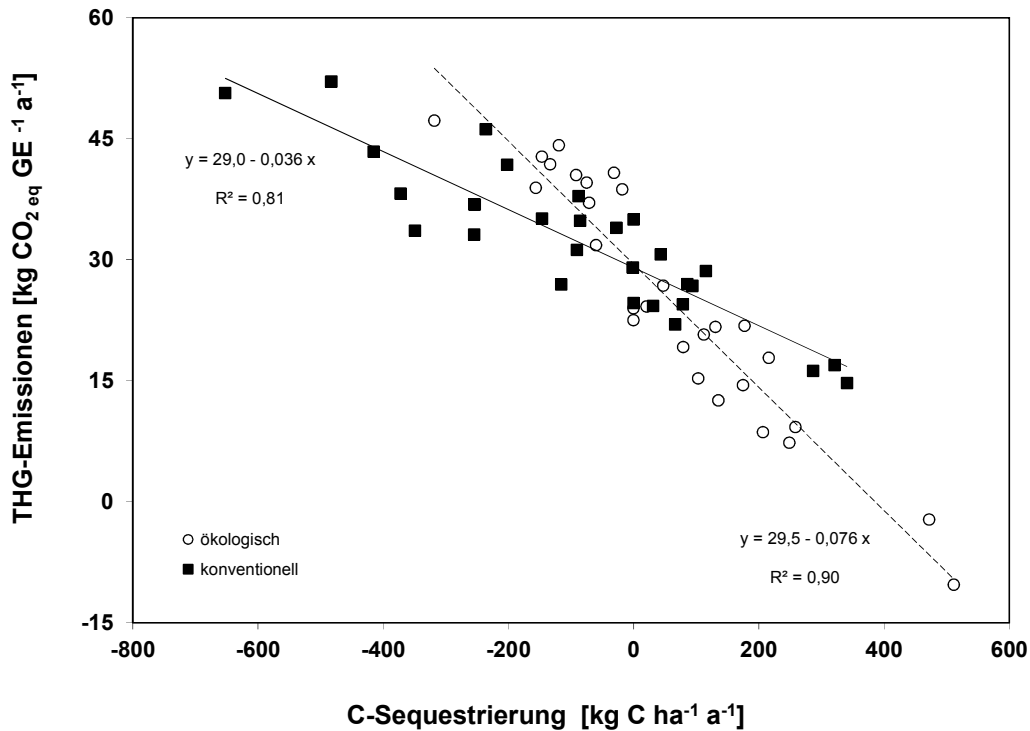
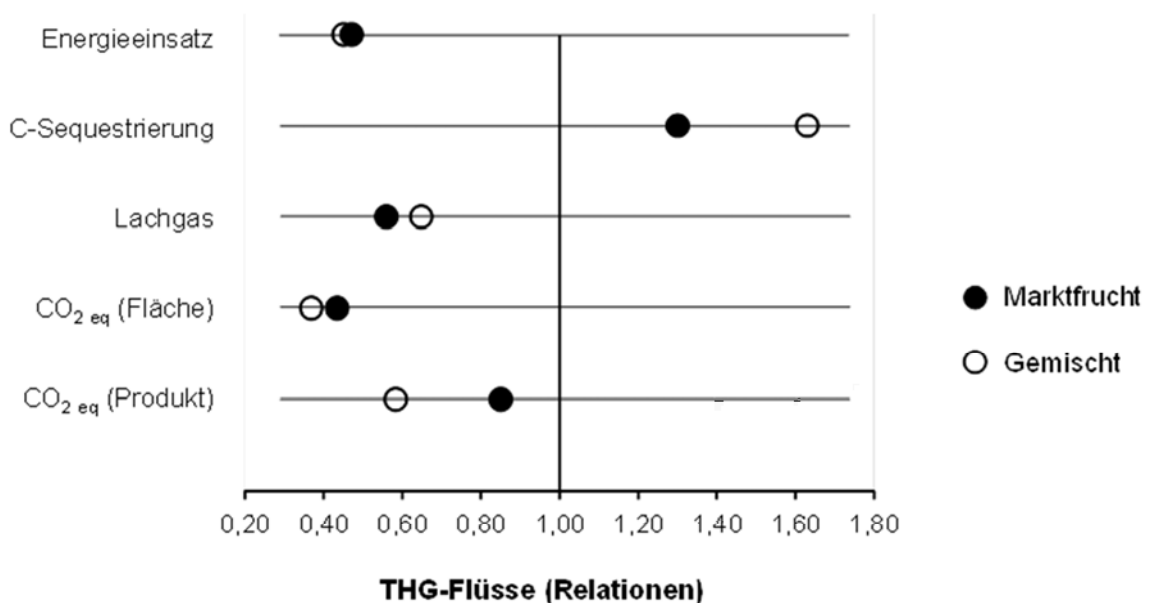


Abbildung 4.11-14: Vergleich der flächen- und produktbezogenen CO₂ eq-Emissionen sowie der Einflussfaktoren Energieeinsatz, C-Sequestrierung und Lachgasemissionen, bezogen auf die Pflanzenproduktion (Relativwerte: konventionell = 1).



Der Vergleich CO₂ eq-Emissionen (Abbildung 4.11-14) zeigt geringere produktbezogene Treibhausgasflüsse der Milchvieh-/Gemischtbetriebe gegenüber den Marktfruchtbetrieben (bezogen auf die Pflanzenproduktion). Die wesentliche Ursache ist das höhere Ertragsniveau bei nahezu gleichen flächenbezogenen CO₂ eq-Emissionen. Ein bedeutender Einflussfaktor ist die C-Sequestrierung; für die Milchvieh-/Gemischtbetriebe wurden im Mittel höhere C-Inputs und eine positive Humusbilanz berechnet (Tabelle 4.11-3) aufgrund der Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen (z.B. Tierbesatz und Anbaustruktur, vgl. Tabelle 4.11-1).

4.11.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Eines der wesentlichen Projektziele ist die Analyse von Bewirtschaftungseinflüssen auf die flächen- und produktbezogenen Emissionen klimarelevanter Gase. In die Bilanzierung der THG-Emissionen im Pflanzenbau werden neben den N₂O-Emissionen in Abhängigkeit vom N-Input und den CO₂-Emissionen durch den Energieeinsatz auch die Freisetzung bzw. Bindung von Kohlenstoff im Boden (C-Sequestrierung) einbezogen. Während bei der flächenbezogenen Analyse eine Differenzierung in ökologische und konventionelle Betriebssysteme erkennbar ist (Tabelle 4.11-3 und 4.11-4, Abbildung 4.11-12), zeigt die produktbezogene Analyse der THG-Emission (Abbildung 4.11-13) eine starke Vermischung der verschiedenen Betriebssysteme. Konventionelle Betriebe können teilweise die höheren flächenbezogenen THG-Emissionen durch entsprechende Ertragsleistungen kompensieren.

C-Sequestrierung

Ein wesentlicher, die THG-Flüsse prägender Effekt ist die C-Sequestrierung von Böden. Sie sollte bei THG-Bilanzen einbezogen und hierzu möglichst genau bestimmt werden. Hierbei ist zu beachten, dass die mögliche C-Bindung in Böden durch Humusaufbau mengenmäßig und zeitlich limitiert ist; die Anreicherung erfolgt bis zur Einstellung neuer bewirtschaftungsabhängiger C-Fließgleichgewichte (Johnson et al., 1995). Nach Ergebnissen aus Dauerfeldexperimenten werden C_{org}-Fließgleichgewichte nach vorangegangenen Bewirtschaftungsänderungen nach mehreren Jahrzehnten erreicht; teilweise sind auch über 100 Jahre bis zur Einstellung neuer Humusspiegel erforderlich. Es ist fraglich, ob sich unter praktischen Verhältnissen Humusgleichgewichte einstellen, weil die Betriebssysteme nicht (wie statischen Dauerversuchen) unverändert bleiben; vielmehr kommt es immer wieder zu betriebsstrukturellen Veränderungen (Anpassungen der Anbausysteme, Umstellung auf Biogaswirtschaft und/oder ökologischen Landbau, etc.). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden wird durch Standortfaktoren und Anbaumaßnahmen (Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung) determiniert (Penman et al., 2003). Zahlreiche Untersuchungen geben Beispiele für eine Humusanreicherung bei ökologischer Bewirtschaftung (Gattinger et al., 2012, Fließbach et al., 2007; Munro et al., 2002); einige Feldstudien zum Vergleich praktischer Betriebe zeigen aber keine systematischen Unterschiede auf (Capriel, 2006; Hoyer et al., 2007).

Die Aussagen zur C-Sequestrierung auf Flächen der Pilotbetriebe basieren auf Bilanzen mit der dynamischen HE-Methode (vgl. Brock et al., 2012), nicht auf Messungen. Daher handelt es sich um Potenzialabschätzungen, die – aufgrund ihrer Relevanz für die THG-Bilanzen – weiter geprüft und abgesichert werden müssen. Hierzu wurden in jedem Pilotbetrieb georeferenzierte Testflächen eingerichtet, auf denen Bodenproben entnommen und Gehalte an organischem Kohlenstoff und Stickstoff (Gesamtgehalte, heißwasserlösliche Gehalte) sowie an mikrobieller Biomasse untersucht werden. Es ist vorgesehen, die Ergebnisse der Humusbilanzen mit gemessenen Humusgehalten und Gehaltsänderungen in Beziehung zu setzen. Verlässliche Aussagen zu Humusanreicherungen oder Humusabreicherungen sind bei längerfristiger Analyse der C_{org} -Dynamik zu erwarten.

Die vorliegenden Humusbilanzen der Pilotbetriebe (Tabelle 4.11-3 und 4.11-4) zeigen, dass ökologische Milchvieh-/Gemischtbetriebe Potenziale zur Humusanreicherung besitzen, während im Mittel der ökologischen Marktfruchtbetriebe von gleichbleibenden Humusgehalten auszugehen ist. Letztlich kann die Humussituation aber immer nur einzelbetrieblich bewertet werden. Die im Projekt verwendete Methode der Humusbilanzierung sollte künftig in der Betriebsberatung genutzt werden; hierzu ist sie den Bedingungen der Beratung anzupassen und ggf. zu vereinfachen.

Generell ist vorgesehen, in weiteren Bearbeitungsschritten die Übereinstimmung der Modellparameter mit den gemessenen Werten aus dem Betriebsmonitoring (z.B. Nährstoffgehalte der Futtermittel und Wirtschaftsdünger) umfassend zu prüfen und im Bedarfsfall Anpassungen im Modell vorzunehmen, um eine möglichst genaue und realitätsnahe Abbildung der Betriebe, der Stoffkreisläufe und Emissionen zu erreichen. Hierzu sind auch weitere intensive Abstimmungen mit den Betriebsleitern und der Betriebsberatung erforderlich (z.B. Plausibilität und Interpretierbarkeit der Ergebnisse, Umsetzbarkeit von Empfehlungen). Unter diesem Gesichtspunkt sind die dargestellten Ergebnisse als vorläufige, weiter zu präzisierende Aussagen zu bewerten.

Stickstoffeffizienz

Die Intensivierung der Stickstoffflüsse der Landwirtschaft führte zu beachtlichen Ertragssteigerungen, aber auch zu Umweltproblemen wie Nitrateinträgen ins Grundwasser, Ammoniak- und Lachgasemissionen sowie zur Eutrophierung von Ökosystemen. Seit langem wird kritisiert, dass die N-Effizienz der Landwirtschaft zu gering und die N-Verluste zu hoch sind (Isermann, 1990; Van der Ploeg et al., 1997; Crutzen et al., 2008). In Deutschland beträgt der N-Saldo ca. 100 kg ha^{-1} , die N-Verwertung 38 % (Osterburg, 2008). Die N-Effizienz hängt von zahlreichen Faktoren ab. Neben den Boden- und Witterungsbedingungen sind vor allem drei Einflussbereiche bedeutsam:

- die Betriebsstruktur (Tierbesatz und Tierartenstruktur, Anbaustruktur und Fruchtfolge, Art und Größe betrieblich oder überbetrieblich genutzter Biogasanlagen),
- die Intensität der Bewirtschaftung (N-Inputs mit Düngemitteln, zugekauften Futtermitteln und Biogassubstraten),
- die Anbauverfahren (Düngerlagerung, Applikationstechnik, räumliche und zeitliche Verteilung der N-Gaben, teilflächenspezifischen N-Düngung).

Die Düngeverordnung sieht als Zielwert die Reduzierung der N-Salden von 90 auf 60 kg N ha⁻¹ a⁻¹ vor, allerdings sind hierbei die N-Immissionen und die sogenannten „unvermeidbaren“ NH₃-Verluste abgezogen. Aus ökologischer Sicht sind je nach Standortbedingungen N-Salden von < 25 bis maximal 50 kg N ha⁻¹ anzustreben.

Der N-Saldo und die N-Verwertung zählen zu den wichtigsten Nachhaltigkeitsindikatoren; sie werden zur Politikberatung, zur Kontrolle der guten fachlichen Praxis, aber auch im betrieblichen Management eingesetzt. In der EU wurden verschiedene N-Bilanzmethoden entwickelt, die sich hinsichtlich der Systemgrenzen, der räumlichen und zeitlichen Auflösung, der berücksichtigten N-Flüsse unterscheiden (Goodlass et al., 2003; Halberg et al., 2005). Stark vereinfachte Modelle vernachlässigen die innerbetrieblichen N-Flüsse und N-Pools. Wenn es hingegen um eine Systemanalyse und -optimierung geht, müssen die innerbetrieblichen Strukturen, N-Flüsse und Umsatzprozesse abgebildet werden. Mit diesem Ziel kombinieren wir in unserem Modell unterschiedliche Methoden, um alle relevanten N-Flüsse im System Boden – Pflanze – Tier – Umwelt zu erfassen. Ein solcher Systemansatz erlaubt es, die Ursachen unterschiedlicher N-Effizienz aufzudecken und in Szenariorechnungen umsetzbare N-Minderungsstrategien zu prüfen. Weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten sind darauf ausgerichtet, die räumliche und zeitliche Auflösung des Modells zu erhöhen (Verknüpfung mit Ansätzen des Precision farming, Nutzung Geographischer Informationssysteme) sowie die verwendeten Algorithmen weiter zu fundieren.

Aufgrund der räumlichen und zeitlichen Variabilität der N₂O-Flüsse, ist es schwierig, Aussagen zu bewirtschaftungsspezifischen Emissionen zu treffen. Bislang gibt es noch keine ausreichenden Untersuchungen zur N₂O-Freisetzung in Abhängigkeit von der Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung sowie den Standortfaktoren. Allgemein wird von niedrigeren N₂O-Emissionen bei ökologischer Bodennutzung ausgegangen, da die N-Zufuhr um ca. 50 % niedriger liegt als in der konventionellen Landwirtschaft. Zu Lachgasfreisetzungen kann es aber auch kommen, nachdem Klee gras gemulcht oder umgebrochen wurde oder bei hohen Boden-N-Vorräten (vgl. Peter et al., 2013; Jäger, 2011).

Bezogen auf den Stickstoffhaushalt des Pflanzenbaus ist zu konstatieren, dass das Projektziel erreicht wurde, eine große Bandbreite von Bewirtschaftungssystemen in die Untersuchungen einzubeziehen. Insgesamt zeigt sich neben systembedingten Unterschieden eine große Variabilität innerhalb des ökologischen und des konventionellen Landbaus.

Energieeffizienz

Mit Bilanzen ermittelte energetische Kennzahlen wie der Energieinput, der Energieoutput, die Energieintensität, das Output/Input-Verhältnis sind als Nachhaltigkeitsindikatoren nutzbar (Hülsgen, 2003). Sie erlauben Aussagen zur effizienten Nutzung, zu Einsparpotenzialen und Substitutionsmöglichkeiten fossiler Energie sowie zu den CO₂-Emissionen, die mit dem Energieeinsatz verbunden und bei der Bilanzierung von Treibhausgasen zu berücksichtigen sind. Des Weiteren kann der Energieinput als eine integrative Kennzahl zur Beschreibung der Eingriffs- und Rege-lungsintensität in Agrarökosystemen angesehen werden, da nahezu alle Arbeitsgänge mit einem

Energieeinsatz verbunden sind. Energiebilanzen von Anbausystemen sind aber nicht nur aus Gründen der ökologischen Nachhaltigkeit wichtig, sondern auch aus ökonomischer Sicht sinnvoll. Die Energieeffizienz im Pflanzenbau wird entscheidend von den Ertragsleistungen geprägt. In die Berechnung der Effizienzkennzahlen Netto-Energieoutput, Energieintensität und Output/Input-Verhältnis fließen der Ertrag und die daraus abgeleitete Energiebindung ein.

Ertragsleistungen

In den Untersuchungen wurden bedeutende Ertrags- und Leistungsunterschiede im Pflanzenbau der Pilotbetriebe festgestellt (Tabelle 4.11-1 und 4.11-2). So erreichen die ökologischen Marktfruchtbetriebe 42 %, die ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetriebe 63 % der Getreideeinheitenerträge der konventionellen Pilotbetriebe; die entsprechenden Ertragsrelationen bei Winterweizen betragen 42 % und 56 %.

Der mittlere Weizenertrag der Jahre 2009/10 betrug $x;^{-} 37 \text{ dt ha}^{-1}$ (öko, Marktfrucht), $x;^{-} 40 \text{ dt ha}^{-1}$ (öko, Milchvieh/Gemischt), $x;^{-} 88 \text{ dt ha}^{-1}$ (kon, Marktfrucht), $x;^{-} 72 \text{ dt ha}^{-1}$ (kon, Milchvieh/Gemischt). Da die Pilotbetriebe (ökologisch und konventionell) immer paarweise in unmittelbarer Nähe gewählt wurden und nahezu gleiche Standortbedingungen aufweisen (Bodenzahl, Niederschläge), ist von einer guten Vergleichbarkeit der Betriebe auszugehen. Die in den Betrieben erhobenen Weizenerträge liegen im Mittel niedriger als die auf den Testflächen ermittelten Erträge; zudem ist auffallend, dass die Ertragsdifferenzen zwischen ökologischem und konventionellen Landbau auf den Testflächen geringer ausfallen als im Betriebsvergleich (vgl. Lind et al., 2012). So betragen im Jahr 2009 die Weizenerträge auf den ökologischen Testflächen $x;^{-} 42 \text{ dt ha}^{-1}$ (Region Ost) bis 68 dt ha^{-1} (Region West), auf den konventionellen Testflächen $x;^{-} 87 \text{ dt ha}^{-1}$ (Region Ost) bis 101 dt ha^{-1} (Region Nord). Aufgrund der Auswahlkriterien der Testflächen (ebene homogene Flächen, Abstand von Schlagrand) sind sie gegenüber den Gesamtschlägen im Ertragspotenzial begünstigt.

Die Ertragsrelationen beschreiben die Situation in ausgewählten Betrieben in verschiedenen Agrarregionen der Bundesrepublik Deutschland. Sie sind vor dem Hintergrund der erreichten hohen Produktionsintensität zu diskutieren. Bei globaler Betrachtung und Berücksichtigung weniger produktiver Standorte und Produktionsintensitäten ist das Verhältnis von ökologischen zu konventionellen Erträgen wesentlich enger (Badgley et al., 2007); andere Autoren fanden vergleichbare Ertragsrelationen (Seufert et al., 2012).

Die besondere Relevanz der Erträge für die Umweltwirkungen der Landwirtschaft ergibt sich durch die Beeinflussung aller Effizienzparameter – der Stickstoffeffizienz, der Energieeffizienz sowie der produktbezogenen Emissionen. Als weiterer Aspekt beim Vergleich der Energieeffizienz und der THG-Bilanzen ökologischer und konventioneller Betriebssysteme ist der Flächenbedarf zur Erzeugung einer bestimmten Produktmenge zu berücksichtigen bzw. die sich daraus (zumindest theoretisch) ergebende Fläche für alternative Nutzungen, z.B. Flächen für den Naturschutz oder die Bioenergieerzeugung (Tuomisto et al., 2012).

4.11.5 Literatur

- Abraham J (2001) Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Boden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Shaker Verlag Aachen
- Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell MJ, Avilés-Vázquez K, Samulon A, Perfecto I (2007) Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:86-108
- Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH (2002) Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 6:1-13
- Brock C, Franko U, Oberholzer H-R, Kuka K, Leithold G, Kolbe H, Reinhold J (2012) Humus balancing in Central Europe – concepts, state of the art, and further challenges. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 176:3-11
- Brock C, Hoyer U, Leithold G, Hülsbergen K-J (2012) The humus balance model (HU-MOD): a simple tool for the assessment of management change impact on soil organic matter levels in arable soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 92:239-254
- Brock C, Oberholzer H-R, Schwarz J, Fließbach A, Hülsbergen K-J, Koch W, Pallutt B, Reinicke F, Leithold G (2012) Soil organic matter balances in organic versus conventional farming – modelling in field experiments and regional upscaling for cropland in Germany. *Organic Agriculture* 2:185-195
- Capriel P (2006) Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 16
- Crutzen PJ, Mosier AR, Smith A, Winiwarter W (2008) N₂O release from agrobiofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8:389-395
- Deike S, Pallutt B, Christen O (2008) Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy* 28:461-470
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *Journal of Dairy Science* 90:3456-3467
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, Kamp T, Jimenez MA, Munch JC, Beese F (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91:175-189
- Fliessbach A, Oberholzer HR, Gunst L, Mäder P (2006) Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:273-284
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. *Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*
- Gattinger A, Muller A, Haeni M, Skinner C, Fliessbach A, Buchmann N, Mäder P, Stolze M, Smith P, El-Hage Scialabba N, Niggli U (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:18226-18231

- Goodlass G, Halberg N, Verschuur G (2003) Input output accounting systems in the European community – an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy* 20:17-24
- Halberg N, Verschuur G, Goodlass G (2005) Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105:195-212
- Hoyer U, Lemnitzer B, Hülsbergen K-J (2007) Einfluss des ökologischen Landbaus auf unterschiedliche Humuspools im Boden und Schlussfolgerungen zur Humusbilanzierung. Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, 20.-23. März 2007, Universität Hohenheim, Verlag Dr. Köster, Berlin
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen
- Hülsbergen K-J, Feil B, Biermann S, Rathke G-W, Kalk W-D, Diepenbrock W (2001) A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86:303-321
- Hülsbergen K-J, Feil B, Diepenbrock W (2002) Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: results of a long-term experiment. *Field Crops Research* 77:61-76
- Hülsbergen K-J, Schmid H (2008) Humusbilanzen und C-Kreisläufe in Betriebssystemen mit Bioenergieerzeugung. *KTBL-Schrift* 468:151-171
- Isermann K (1990) Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertilizer Research* 26:253–269
- IPCC (1997) Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris
- IPCC (2001) *Climate Change: The Scientific Basis*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, UK
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: The physical science basis*. IPCC Secretariat, Geneva, CH
- Jäger N, Stange F, Ludwig B, Flessa H (2011) Emission rates of N₂O and CO₂ from soils with different organic matter content from three long-term fertilization experiments - a laboratory study. *Biology and Fertility of Soils* 47:483-494
- Johnson, MG, Levine, ER, Kern, JS (1995) Soil organic matter: distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. *Water, Air and Soil Pollution* 82:593-615
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modelling nitrogen cycles of farming system as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135:70-80
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23:38-52
- Küstermann B, Munch JC, Hülsbergen K-J (2013) Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49:61-73
- Leithold G, Brock C, Hoyer U, Hülsbergen K-J (2007) Anpassung der Humusbilanzierung an die Bedingungen des ökologischen Landbaus. *KTBL-Schrift* 458:24-50

- Mills JA, Kebreab E, Yates CM, Crompton LA, Cammell B, Dhanoa M (2003) Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* 81:3141-3150
- Munro TL, Cook HF, Lee HC (2002) Sustainability indicators used to compare properties of organic and conventionally managed topsoils. *Biological Agriculture and Horticulture* 20:201-214
- Nemecek T, Dubois D, Huguenin-Elie O, Gaillard G (2011) Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems* 104:217-232
- Osterburg B (2008) Bestandsaufnahme der N-Bilanzüberschüsse - Status quo, Entwicklungen und hot spots. *Agrarspectrum* 41:61-73
- Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, Wagner F (2003) Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute for global environmental strategies (IGES) for the intergovernmental panel on climate change (IPCC), Hayama, Kanagawa, Japan, p 599
- Peter J, Schmid H, Schilling R, Munch JC, Stange F, Hülsbergen K-J (2013) Messung und Modellierung von Treibhausgasflüssen im Fruchtfolgeglied Klee gras – Winterweizen bei unterschiedlicher Düngung. Forschungsbericht „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Ruser R, Flessa H, Schilling R, Beese F, Munch JC (2001) Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59:177-191
- Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485:229-232
- Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108:42-49
- van der Ploeg RR, Ringe H, Machulla G, Hermsmeyer D (1997) Postwar nitrogen use efficiency in West German agriculture and groundwater quality. *Journal of Environmental Quality* 26:1203-1212
- VDLUFA (2004) VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

4.12 Einzelbetriebliche Datenauswertung als Grundlage für eine Schwachstellenanalyse und Betriebsoptimierung

Harald Schmid, Helmut Frank, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

Am Beispiel von vier unterschiedlich strukturierten Pilotbetrieben (zwei ökologischen und zwei konventionellen Marktfruchtbau- und Milchvieh-/Gemischtbetrieben) werden Ergebnisse der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung, der Energie-, Nährstoff- und Treibhausgasbilanzierung vorgestellt. Es wird herausgearbeitet, inwieweit diese Daten zur betrieblichen Schwachstellenanalyse nutzbar sind. Mit Hilfe von Bewertungsfunktionen und Betriebsvergleichen werden Optimierungspotenziale aufgezeigt. Hierbei wird deutlich, dass jeder Betrieb individuelle Stärken und Schwächen besitzt. Strategien zur Verbesserung der Umweltleistungen, z.B. die Minderung von Stickstoff- und THG-Emissionen oder die Verbesserung der Humusversorgung, erfordern betriebsindividuelle Lösungsansätze. Es wird diskutiert, wie die im Projekt verwendeten wissenschaftlichen Methoden optimal auf die Bedingungen der Betriebsberatung zugeschnitten werden können, um leistungsfähige Beratungstools zu erarbeiten.

Schlüsselwörter: Treibhausgasbilanz, Energiebilanz, Stoffkreislauf, Betriebssystem, Optimierung

Abstract

Using the example of four differently structured pilot farms (only crop production respectively dairy/ mixed production systems, two of them organic and the other two conventional farming) results are presented about the ecological sustainability assessment containing the topics energy, nutrient and greenhouse gas balance. It is worked out, to which extent these data can be used for individual farm vulnerability analysis. By means of evaluation functions and farm comparisons optimization potentials are demonstrated. This shows that each farm has individual strengths and weaknesses. Therefore strategies for an improvement of ecological benefits such as the decrease of emissions from nitrogen and greenhouse gases or the advancement of organic matter supply require farm individual solutions. It is discussed, how the scientific methods used in this project can be fitted best to consulting conditions to develop effective consulting tools

Keywords: greenhouse gases, humus-balance, energy balance, nitrogen balance, farming systems

4.12.1 Einleitung

Im transdisziplinären Projekt „Netzwerk der Pilotbetriebe“ ist ein übergeordnetes Ziel, allen Projektpartnern relevante Daten und Untersuchungsergebnisse in strukturierter Form zur Verfügung zu stellen. Um den Wissenstransfer zu sichern, werden die aufbereiteten Projektergebnisse zu ökologischen Nachhaltigkeitsindikatoren, Energie-, Nährstoff- und Treibhausgasbilanzen den teilnehmenden Pilotbetrieben übergeben, in Beratungsgesprächen und regionalen Workshops diskutiert. So können die Betriebsleiter direkt Nutzen aus ihrer Teilnahme am Projekt ziehen; gleichzeitig können methodische Erfahrungen zum Wissenstransfer gesammelt werden. Durch Betriebsvergleiche (Benchmarking) und Bewertungsfunktionen werden betriebliche Schwachstellen und Optimierungspotenziale identifiziert.

4.12.2 Material und Methoden

In den Pilotbetrieben werden nach definierten Vorgaben und abgestimmten Methoden alle projektrelevanten Daten erfasst, z.B. durch Betriebsleiterinterviews und die Datenübernahme aus Ackerschlagkarteien. Die Daten werden auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft und in der zentralen Projektdatenbank NutriWeb abgelegt. Anschließend erfolgen umfangreiche Auswertungen und Analysen mit dem Modell REPRO (Berechnung von Energie-, Nährstoff-, Humus- und Treibhausgasbilanzen). Die Vorgehensweise entspricht der unter Kapitel 4.9 beschriebenen Methodik.

Zur Darstellung der einzelbetrieblichen Modellaussagen wurden vier Pilotbetriebe ausgewählt¹ – zwei Betriebe der Region Ost und zwei Betriebe der Region West; davon sind zwei Betriebe benachbart und hinsichtlich der Standortbedingungen vergleichbar (PB 58 und PB 68); die beiden anderen Betriebe (PB 30 und PB 40) unterscheiden sich gravierend hinsichtlich der Standortbedingungen und Ertragspotenziale. Im Einzelnen sind die Betriebe wie folgt zu kennzeichnen (Tabelle 4.12-1):

- **PB 58, Region Ost:** Ökologischer Marktfruchtbetrieb mit extensiver Mutterkuhhaltung ($0,17\text{GV ha}^{-1}$) im Bereich der Mittleren Mulde (Sachsen); Standortbedingungen: zum Teil lößbeeinflusste Böden, Bodenzahl: 57; Jahresniederschlag < 600 mm. Der Betrieb wirtschaftet in einem Trinkwassereinzugsgebiet; daher bestehen Restriktionen, z.B. hinsichtlich des Stickstoffeinsatzes und der Bewirtschaftungsintensität; ein Unternehmensziel ist die Minimierung von Nitratausträgen (Grundwasserschutz).

¹ Untersuchungsergebnisse aus diesen Pilotbetrieben wurden von den Betriebsleitern auf zwei Tagungen vorgestellt: (a) auf der Wintertagung der DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) am 16.01.2013 in Berlin zum Thema „Klimaverträglich und nachhaltig produzieren – Betriebskonzepte erfolgreicher Praktiker“ sowie (b) der wissenschaftlichen Tagung „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe in Deutschland“ am 27.02.2013 am Thünen-Institut in Braunschweig.

- **PB 68, Region Ost:** Konventioneller Milchvieh-/Gemischtbetrieb ($1,01 \text{ GV ha}^{-1}$) im Bereich der Mittleren Mulde (Sachsen); Standortbedingungen: zum Teil lößbeeinflusste Böden, Bodenzahl: 54; Jahresniederschlag $< 600 \text{ mm}$. Der Betrieb wirtschaftet teilweise in einem Trinkwassereinzugsgebiet mit entsprechenden Bewirtschaftungseinschränkungen, z.B. Begrenzung der N-Düngungsintensität und der flächenbezogenen N-Salden.
- **PB 33, Region West:** Ökologischer (biologisch-dynamischer) Milchvieh-/Gemischtbetrieb ($0,38 \text{ GV ha}^{-1}$) im Sauerland; Standortbedingungen: Bodenzahl: 33, lehmig-tonige Böden, Höhenlage 380 m NN ; feucht-kühles Klima; Jahresniederschlag: 1090 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $7,3^\circ\text{C}$.
- **PB 40, Region West:** Konventioneller Marktfruchtbetrieb (0 GV ha^{-1}) in der Soester Börde; Standortbedingungen: Jahresniederschlag: 700 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $9,7^\circ\text{C}$ Lößböden mit hoher natürlicher Bodenfruchtbarkeit, Bodenzahl: 70; hohes Ertragsniveau; 100 % ackerbauliche Nutzung; wichtigste Kulturarten sind: Winterweizen, Winterroggen, Zuckerrüben, Kartoffeln, Mais.

4.12.3 Ergebnisse und Diskussion

4.12.3.1 Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen

Aufgrund der differenzierten Standortbedingungen und Betriebsformen ergeben sich sehr unterschiedliche Anbaustrukturen (Tabelle 4.12-1).

Pilotbetrieb PB 58 zeichnet sich durch den für einen Marktfruchtbetrieb außergewöhnlich hohen Anbauumfang von Luzerne (34 % des AL) aus; die zweijährig genutzte Luzerne erfüllt wichtige Fruchtfolge-Funktionen (Unkrautregulierung; Humusaufbau, N_2 -Fixierung) und wird teilweise futterbaulich genutzt (Futterverkauf). Der Standort (trocken-warm, Lößböden) ist für den Luzerneanbau prädestiniert. Aufgrund ausgeprägter Trockenperioden findet kaum Zwischenfruchtanbau statt (Probleme der Bestandsetablierung, Wasserkonkurrenz zu den Hauptfrüchten). Die wichtigsten Getreidearten sind Winterweizen, Triticale und Dinkel; auf 7 % der AF werden Zuckerrüben und Kartoffeln angebaut, auf 3 % der AF Gemüse.

Im Pilotbetrieb PB 68 ist der Futterbau zur Versorgung der Milchvieh- und Rinderbestände ein wichtiger Betriebszweig; der Silomaisanteil erreicht 18 % der AF. Die Milchleistung beträgt 8700 kg a^{-1} . Die benachbarten Betriebe PB 58 und PB 68 haben durch ihre Lage in einem Trinkwassereinzugsgebiet teilweise Nutzungs- und Intensitätsbeschränkungen. Der Vergleich der Ertragsleistungen ergibt folgende Resultate (vgl. Tabelle 4.12-1): der ökologische Pilotbetrieb PB 58 erreicht im Vergleich zum konventionellen Betrieb PB 68 etwa 49 % der GE-Erträge, 63 % der Weizenerträge und 65 % der Energiebindung.

Der biologisch-dynamische Pilotbetrieb PB 33 ist auf eine flächengebundene Milchviehhaltung ausgerichtet; der Grünlandanteil beträgt 36 %. Der Betrieb erreicht eine hohe Fruchtartendiversität (2,70); neben verschiedenen Getreidearten, Körnerleguminosen werden auch Ölfrüchte angebaut. Aufgrund der ungünstigen Standortbedingungen liegt das Ertragsniveau mit 33 GE ha⁻¹ deutlich unter dem Mittel der ökologischen Pilotbetriebe.

Der am Rande der Soester Börde gelegene konventionelle Pilotbetrieb PB 40 hat sehr günstige Standortvoraussetzungen für den Marktfruchtbau. Der Betrieb ist vielseitig strukturiert; die Fruchtartendiversität beträgt 2,41. Das Ertragsniveau (Winterweizen: 93 dt ha⁻¹, 97 GE ha⁻¹) ist, auch im Vergleich zum Mittel der konventionellen Pilotbetriebe, überdurchschnittlich hoch.

Tabelle 4.12-1: Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen ausgewählter Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Ökologische Pilotbetriebe			Konventionelle Pilotbetriebe		
		Mittel	PB 58	PB 33	Mittel	PB 40	PB 68
			MF	Milch		MF	Milch
Standortbedingungen und Betriebsstruktur							
Bodenzahl		48	57	33	52	70	54
Höhenlage	m NN		110	380		107	110
Niederschlag	mm a ⁻¹		589	1090		702	589
Jahresdurchschnittstemperatur	°C		9,1	7,3		9,7	9,1
Landwirtschaftl. Nutzfläche (LN)	ha	187	742	185	195	125	942
Ackerland (AL)	% der LN	70	84	64	74	100	90
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0,54	0,17	0,38	0,92	0	1,01
Anbaustruktur							
Getreide	% des AL	46	56	52	48	48	59
Körnerleguminosen	% des AL	6	2	12	1	0	15
Hackfrüchte / Silomais	% des AL	8	7	1	23	28	22
Luzerne-Kleegras / Ackergras	% des AL	29	34	25	5	8	1
Untersaaten	% des AL	5	0	9	0	0	0
Zwischenfrüchte	% des AL	13	5	3	14	6	2
Fruchtartendiversität	Index	2,18	2,20	2,70	1,64	2,41	2,13
Erträge und Leistungen							
Getreideeinheiten-Ertrag	GE ha ⁻¹ LN	42	34	33	79	97	69
Energiebindung	GJ ha ⁻¹ LN	106	82	89	172	180	158
Winterweizen-Korn-Ertrag	dt ha ⁻¹	38	36	32	80	93	57
Luzerne-Kleegras-Ertrag	dt FM ha ⁻¹	374	270	360	525	260	365

4.12.3.2 Humusbilanzen

Die Humusbilanzen (berechnet mit der dynamischen HE-Methode²; Hülsbergen, 2003; Brock et al., 2013) zeigen deutlich den Einfluss der unterschiedlichen Anbaustrukturen, des Tierbesatzes und des Wirtschaftsdüngeraufkommens. Der mit Abstand höchste Humusbedarf ($784 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurde für den Pilotbetrieb PB 40 aufgrund des hohen Silomais- und Hackfruchtanteils (28 % der AF), der geringste Humusbedarf für Betrieb PB 33 ($413 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Hackfruchtanteil: 1 % der AF) ermittelt. Die Humusreproduktion erfolgt im Betrieb PB 58 überwiegend durch den Luzerneanbau (Humusmehrerleistung: $313 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), im Betrieb PB 33 hingegen durch die Wirtschaftsdünger der Tierhaltung ($260 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); im Betrieb PB 40 dominiert die Stroh- und Gründüngung ($328 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während in Betrieb PB 68 die Wirtschaftsdünger den höchsten Anteil an der Humuszufuhr haben.

Die Humussalden zeigen ein sehr differenziertes Bild. Die beiden ökologischen Betriebe erreichen eine ausgeglichene bis leicht positive Humusbilanz; nach dem Bewertungsschema des VDLUFA (2004) entspricht dies einer optimalen Humusversorgung bzw. der Versorgungsstufe C. Für die konventionellen Betriebe PB 40 und PB 68 wurden negative Humussalden ermittelt ($-290 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $-213 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$); nach VDLUFA entspricht dies der Versorgungsstufe A (vgl. Abbildung 4.12-6).

4.12.3.3 Stickstoffbilanzen und Stickstoffkreisläufe

In den Pilotbetrieben ist eine unterschiedliche N-Intensität anzutreffen (Tabelle 4.12-2). Die N-Zufuhren betragen $102 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (PB 58, Low-Input-System) bis $221 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (PB 40, High-Input-System); sie sind dem unterschiedlichen Ertrags- und N-Entzugsniveau gut angepasst. Während die ökologischen Pilotbetriebe PB 58 und PB 33 nahezu ausgeglichene N-Bilanzen erreichen, ist der flächenbezogene N-Saldo in den konventionellen Betrieben mit $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $58 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf moderatem Niveau. Zum Vergleich – im Durchschnitt der Bundesrepublik Deutschland betragen die N-Salden (= potenzielle Verluste reaktiver N-Verbindungen) derzeit ca. $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Osterburg 2008, Taube 2013). Einschränkend ist auf die besondere Situation des Betriebes PB 68 hinzuweisen, dessen Flächen teilweise in einem Trinkwassereinzugsgebiet liegen. Hier besteht in Abstimmung mit den regionalen Wasserwerken die Zielstellung, die N-Salden auf unter $65 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, auf Flächen in der Nähe der Trinkwasserbrunnen auf $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu begrenzen.

² Die dynamische Humuseinheiten (HE)-Methode berücksichtigt die Standortbedingungen (Bodenzahl, Niederschlag), die Mineral-N-Düngung, den fruchtartenspezifischen Ertrag und N-Entzug und reagiert damit sensitiver auf die Bewirtschaftungsbedingungen als die statischen Humusbilanzmethoden (z.B. VDLUFA 2004).

Tabelle 4.12-2: Stoff- und Energiebilanzen ausgewählter Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Ökologische Pilotbetriebe			Konventionelle Pilotbetriebe		
		Mittel	PB 58	PB 33	Mittel	PB 40	PB 68
			MF	Milch		MF	Milch
Humusbilanz (Ackerland)							
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-447	-487	-413	-605	-784	-636
Humusmehrleistung	kg C ha ⁻¹	279	313	156	85	50	23
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹	120	116	82	215	328	145
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹	174	46	260	231	115	249
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	126	-12	84	-74	-290	-213
Stickstoffbilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
N-Entzug	kg N ha ⁻¹	147	104	115	205	198	158
N-Abfuhr	kg N ha ⁻¹	125	86	104	182	160	139
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	156	102	116	261	221	197
Symbiotische N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹	46	50	37	14	8	7
Organische Dünger	kg N ha ⁻¹	66	13	46	90	49	55
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	0	0	0	113	103	95
Änderung Bodenvorrat (ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	6	-1	5	-8	-27	-18
N-Saldo (mit ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	3	-3	-4	64	50	58
N-Verwertung	%	89	100	99	78	90	80
Energiebilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
Energieinput	GJ ha ⁻¹	7,0	6,2	5,9	13,7	12,8	10,6
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	97	72	82	157	164	146
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	174	185	190	181	133	157
Output/Input-Verhältnis		15	12	15	13	14	15
Treibhausgas-(THG)-bilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
CO ₂ -Emissionen (Anbau)*	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	385	360	357	837	881	696
C-Sequestrierung**	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	-221	29	-201	302	1062	704
N ₂ O-Emissionen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	856	564	638	1401	1224	1085
THG-Emissionen, flächenbezogen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	1020	953	794	2540	3167	2485
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GE ⁻¹	25	28	24	32	32	36
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GJ ⁻¹	11	12	9	15	17	16

* CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie.

** Negative Werte bedeuten C-Speicherung im Boden (Humusaufbau), positive Werte CO₂-Abgabe (Humusabbau).

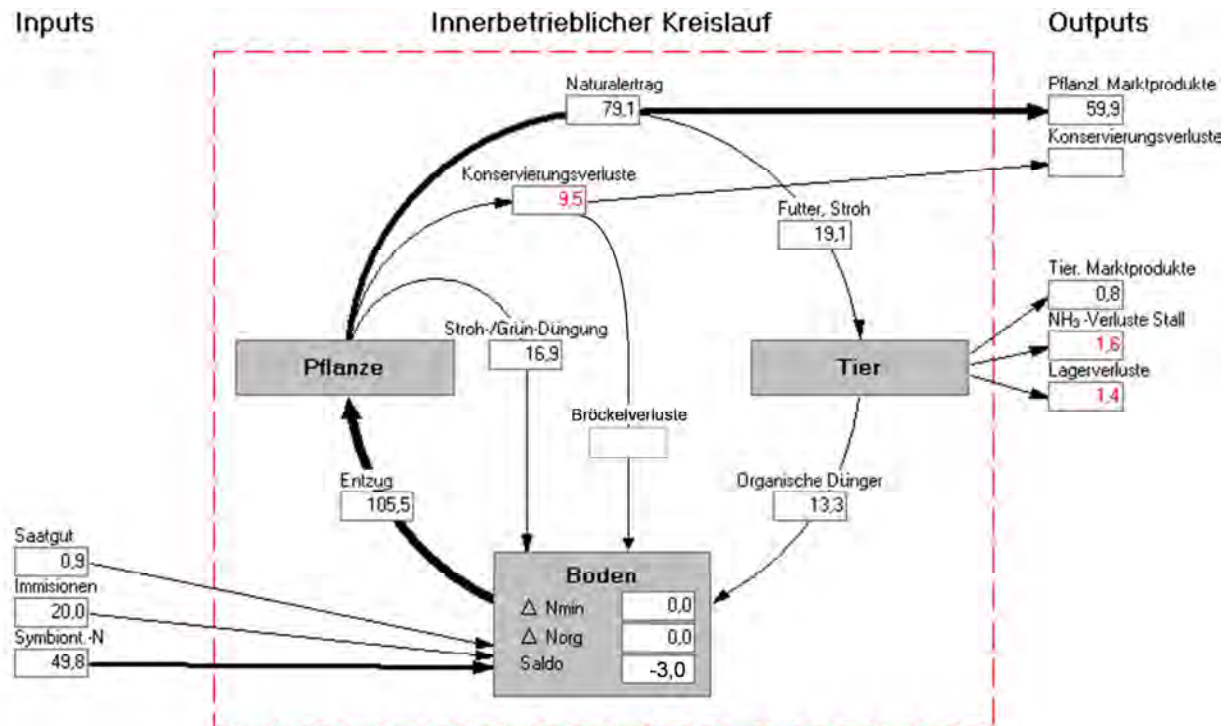
Bei der Interpretation der N-Bilanzen ist zu beachten, dass bei der Berechnung der N-Salden alle N-Inputs (auch die N-Deposition) sowie die Boden-N-Vorratsänderungen durch Humusaufbau und -mineralisation (ΔN_{org}) als Korrekturglied berücksichtigt werden (Tabelle 4.12-2). Damit liegen die hier ausgewiesenen N-Salden über den nach Düngeverordnung berechneten Werten (vgl. Küstermann et al., 2010).

Die Darstellung der betrieblichen Stickstoffkreisläufe (Abbildung 4.12-1 bis 4.12-4) zeigt die wichtigsten N-Inputs, N-Outputs und innerbetrieblichen N-Flüsse³. Die N-Kreisläufe werden für jeden Pilotbetrieb erstellt und zur Ergebnisdiskussion mit den Betriebsleitern genutzt. Die N-Kreisläufe veranschaulichen Stoffflussbeziehungen zwischen den Betriebszweigen. Sie sind gut geeignet, betriebliche Schwachstellen und Optimierungspotenziale zu erkennen, die in weiteren Detailanalysen, z.B. fruchtarten- und schlagspezifischen N-Bilanzen, näher untersucht werden können.

Im ökologischen Pilotbetrieb PB 58 (Abbildung 4.12-1) sind die innerbetrieblichen N-Kreisläufe nur schwach ausgeprägt; es stehen nur wenig organische N-Dünger zur Verfügung. Die dominierende N-Zufuhr ist die symbiotische N_2 -Fixierung durch den Luzerneanbau. Der Gesamt-N-Input in das Betriebssystem beträgt $71 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der N-Export mit pflanzlichen und tierischen Marktprodukten $61 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der Betrieb erreicht eine sehr hohe N-Effizienz (85,9 %), auch aufgrund der Ausrichtung auf pflanzliche Produkte. In der extensiven Mutterkuhhaltung treten flächenbezogen nur geringe N-Emissionen auf. Ein vorrangiges Unternehmensziel besteht darin, die Nitrateinträge ins Grundwasser zu minimieren und N-Überschüsse zu vermeiden. Die negative N-Bilanz weist darauf hin, dass Stickstoff nur begrenzt verfügbar ist und ertragslimitierend wirken könnte. Eine Intensivierung der N-Kreisläufe mit dem Ziel der Ertragssteigerung hätte potenziell auch positive Wirkungen auf die Energieeffizienz und die produktbezogenen Treibhausgasflüsse. Derzeit ist aber, aufgrund der Trinkwasserschutzrestriktionen, eine Steigerung der N-Zufuhren keine realistische Option.

³ Geringfügige Abweichungen der N-Flüsse und N-Salden von in der Tabelle 5.12-2 angegebenen Werten können sich durch abweichende Untersuchungszeiträume ergeben.

Abbildung 4.12-1: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 58, Region Ost (Sachsen, Mittlere Mulde), Ökologischer Landbau, Marktfruchtbetrieb mit extensiver Mutterkuhhaltung, $0,17 \text{ GV ha}^{-1}$, Getreide, Kartoffel- und Gemüsebau, Untersuchungsjahr 2009/2010



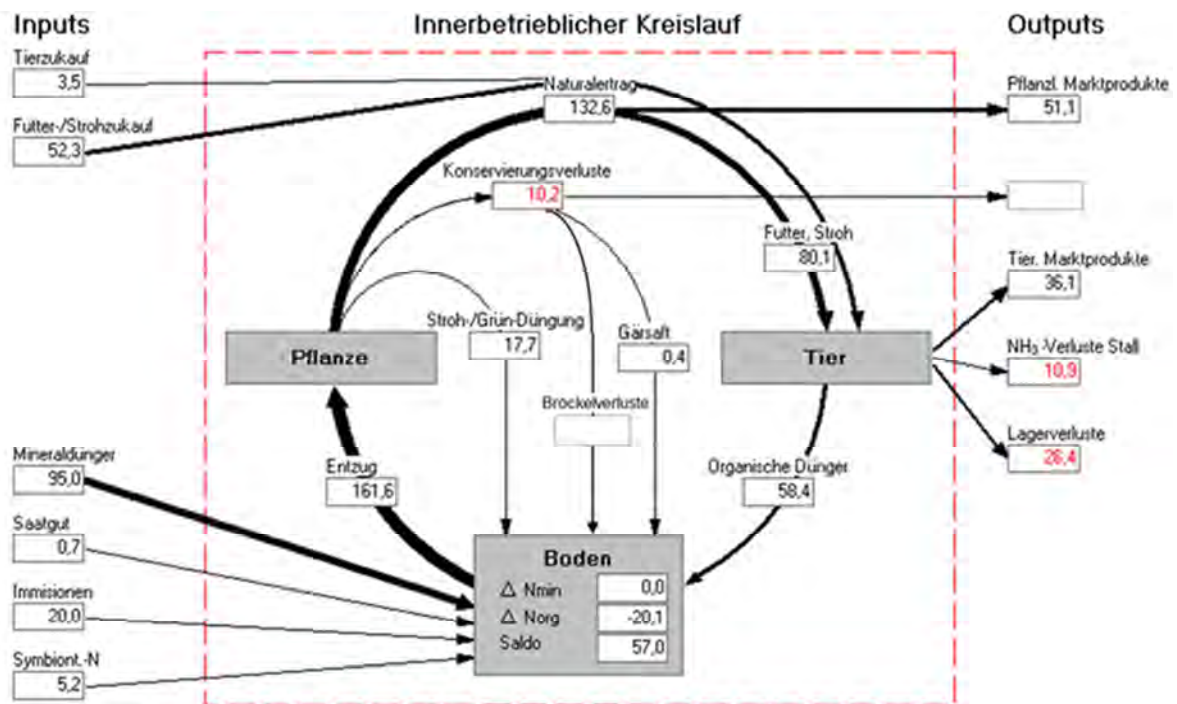
Im konventionellen Pilotbetrieb PB 68 (Abbildung 4.12-2) erfolgt die N-Zufuhr in das Betriebssystem vor allem über Mineral-N und Futterzukauf (Gesamt N-Input: $177 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Der N-Export mit den pflanzlichen und tierischen Marktprodukten beträgt $87 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$; daraus resultiert auf der Systemebene des Betriebs eine N-Effizienz von 49 % und ein Gesamt-N-Verlustpotenzial von $89 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Unter Berücksichtigung der Boden-N-Vorratsänderung (N-Mineralisierung) beträgt das flächenbezogene N-Verlustpotenzial $57 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

Betriebliche Ansatzpunkte zur N-Effizienzsteigerung und zur Minderung der N-Salden sind:

- Optimierung des Humusmanagements mit dem Ziel, mindestens ausgeglichene Humusbilanzsalden zu erreichen ($\Delta \text{N}_{\text{org}} > 0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Hierfür stehen unterschiedliche acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen zu Wahl, z.B. Zwischenfruchtbau und Gründüngung, Integration von Klee gras in die Fruchtfolge und Verwertung in der Rinderhaltung, die allerdings auch unter ökonomischen Gesichtspunkten bewertet werden müssen.
- Optimierung der Mineral-N-Düngung durch Nutzung moderner sensorgestützter N-Düngesysteme (Berücksichtigung der Standort- und Ertragspotenziale, der witterungsabhängigen N-Verfügbarkeit sowie der aktuellen N-Aufnahme von Pflanzenbeständen zum Zeitpunkt der N-Düngung).

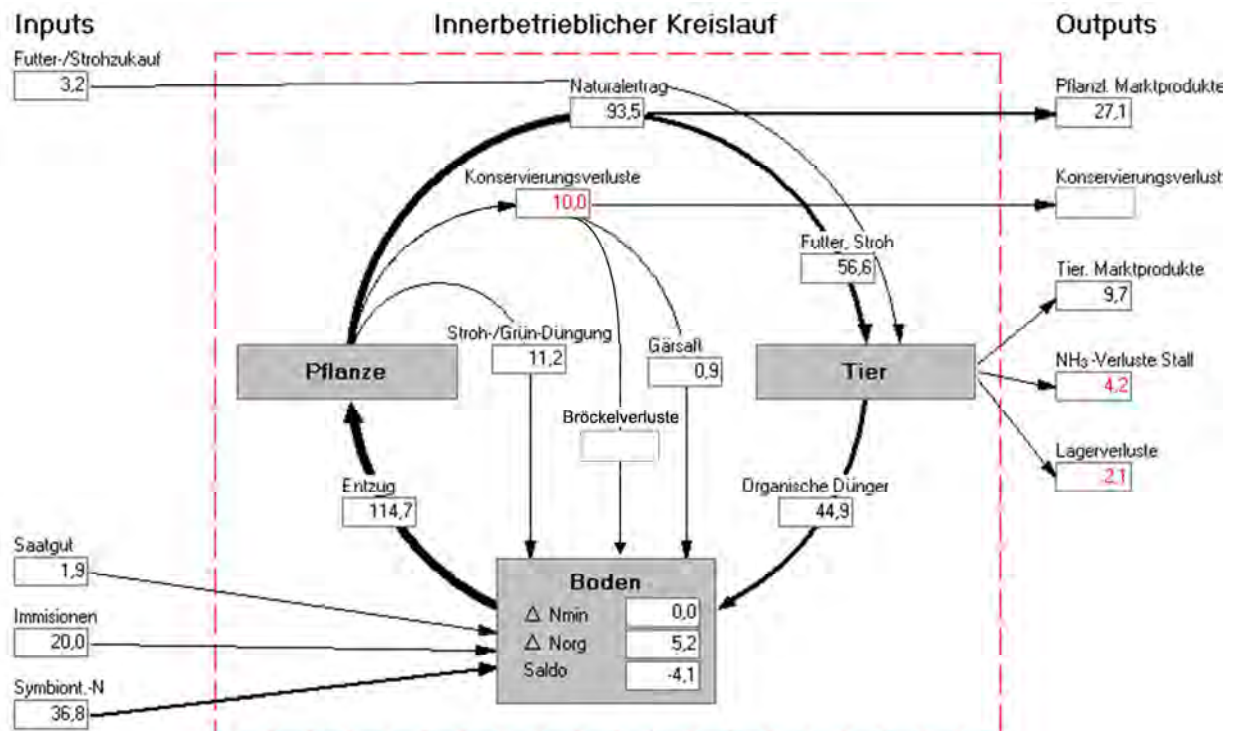
Eine höhere N-Effizienz und optimierte Humusversorgung würde auch in anderen Agrar-Umweltbereichen zu positiven Effekten führen (z.B. Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit und der Ertragssicherheit, Steigerung der Energieeffizienz, Reduzierung von THG-Emissionen).

Abbildung 4.12-2: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 68, Region Ost (Sachsen, Mittlere Mulde), Konventioneller Landbau, Gemischtbetrieb, $1,0 \text{ GV ha}^{-1}$ (Milchkühe, Rinder), Getreide-, Ölfucht- und Hackfruchtanbau



Der biologisch-dynamisch wirtschaftende Betrieb PB 33 (Abbildung 4.12-3) ist als Low-Input-System zu charakterisieren. Der N-Input, überwiegend durch die N_2 -Fixierung der Leguminosen und N-Immissionen, beträgt nur $62 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$; der Futterzukauf ist marginal und beschränkt sich auf $110 \text{ dt Rapsexpeller je Jahr}$ ($3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Mit den pflanzlichen und tierischen Marktprodukten werden $37 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ exportiert; die betriebliche N-Effizienz erreicht 59% . PB 33 ist ein nahezu N-autarkes, vielseitig strukturiertes Betriebssystem mit flächengebundener Tierhaltung und weitgehend geschlossenen N-Kreisläufen. Der Tierbesatz und der N-Umsatz sind standortangepasst; die Boden-Klimabedingungen begrenzen die Ertragsleistungen und die Futterproduktion.

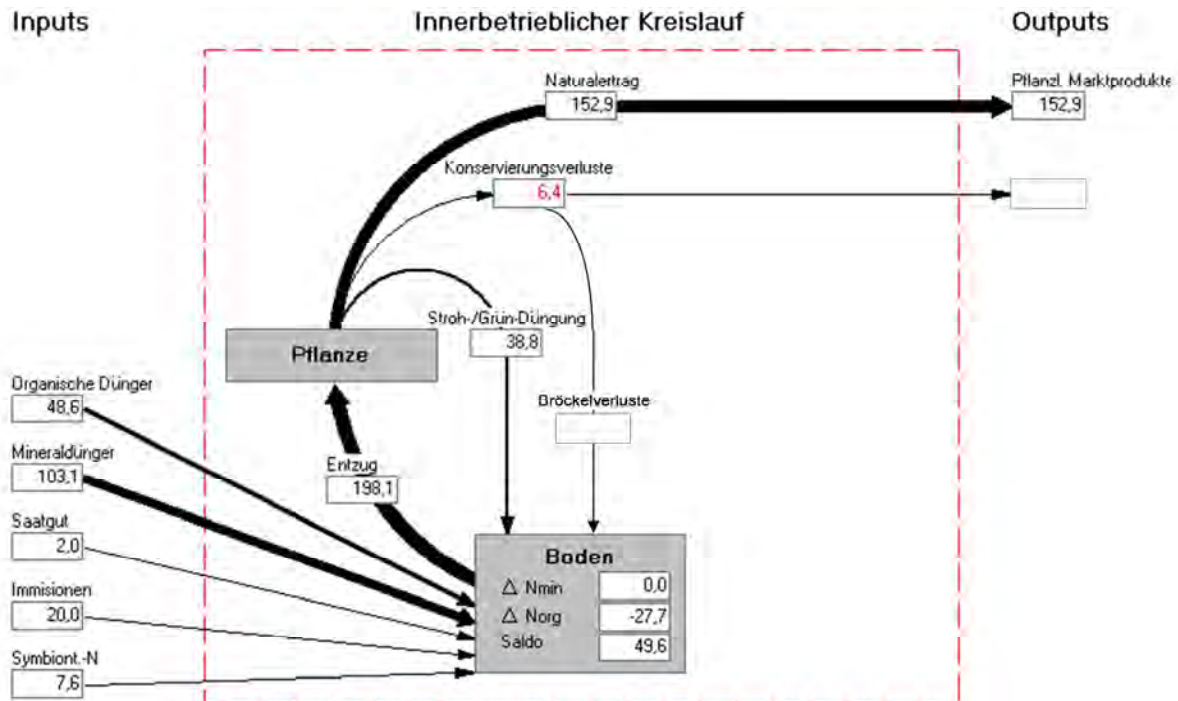
Abbildung 4.12-3: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 33, Region West (Sauerland), Ökologischer Landbau, Milchviehhaltung, $0,38 \text{ GV ha}^{-1}$, Getreide, Körnerleguminosen- und Ölfruchtbau, Untersuchungsjahr 2009/2010.



Der konventionelle Betrieb PB 40 ist auf den Marktfruchtbau ausgerichtet. Er nutzt die günstigen Standortbedingungen der Soester Börde, um energie- und stickstoffeffizient hohe Erträge zu erzielen. Bei einem N-Input von $181 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ wird eine Marktproduktion von $153 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ realisiert, das entspricht einer N-Effizienz von 84 % auf der Betriebsebene. Optimierungsbedarf besteht bei der Humusversorgung der Ackerböden (in den Untersuchungsjahren 2009/10: Humussaldo $-290 \text{ kg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, $-27 \text{ kg N}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Wenn die Böden langfristig auf dem hohen Bodenfruchtbarkeits- und Ertragsniveau gehalten werden sollen – und dies sollte ein Grundprinzip nachhaltiger Wirtschaftsweise sein, muss die Zufuhr organischer Primärschubstanz deutlich erhöht werden. Der Betriebsleiter hat inzwischen, auch aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse, das Humusmanagement angepasst, u.a. durch Änderungen in der Fruchtfolge, vor allem die Integration von Klee gras). Dies wiederum wird auch die Treibhausgasbilanz durch die C-Sequestrierung der Böden verbessern.

Insgesamt ist zu schlussfolgern, dass die gesamtbetriebliche Systembetrachtung – hier dargestellt am Beispiel der Stickstoffkreisläufe – notwendig ist, um Schwachstellen zu erkennen und Optimierungspotenziale abzuleiten. In prinzipiell gleicher Weise können C-, P-, K-Kreisläufe sowie die betrieblichen Energieflüsse bewertet und in die Nachhaltigkeitsdiskussion einbezogen werden.

Abbildung 4.12-4: Stickstoffkreislauf im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) des Pilotbetriebs 40, Region West (Soester Börde), Konventioneller Landbau, Marktfruchtbetrieb, 0 GV ha^{-1} , Getreide-, Ölf Frucht- und Hackfruchtanbau.



4.12.3.4 Bewertungsfunktionen

Zur Einschätzung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme ist die Ableitung anzustrebender Wertebereiche (Zielwerte) für die verwendeten Indikatoren erforderlich. Für eine Gesamtbewertung von Betriebssystemen ist es zudem notwendig, die auf unterschiedliche Art ermittelten Indikatoren vergleichend zu betrachten. Um die Kenngrößen zusammenfassen zu können, sind sie in eine einheitliche Skala zu überführen, z.B. mit Bewertungsfunktionen, die in Maßeinheiten angegebene Indikatoren-Werte in dimensionslose Werte umwandeln (vgl. Andreoli und Tellarini, 2000; Hülsbergen, 2003). Im Modell REPRO werden Bewertungsfunktionen verwendet (Beispiele in Abbildung 4.12-5 und 4.12-6); für jeden Indikator wird das Bewertungsergebnis in einem Diagramm angezeigt⁴, so dass die Bewertung nachvollziehbar ist. Die Indikatoren können anschließend gewichtet und zu einem Index zusammengefasst werden⁵.

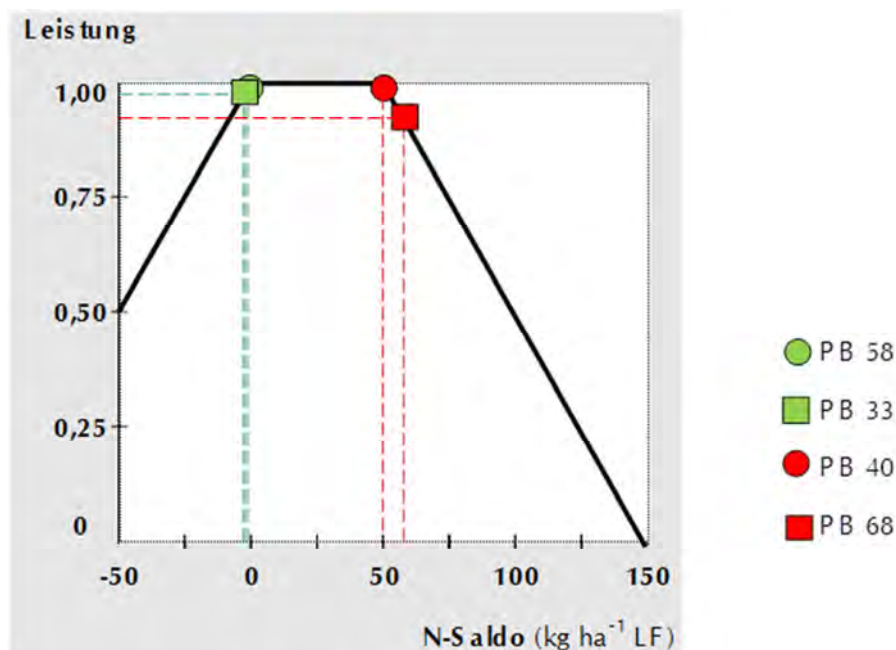
⁴ Auf der x-Achse wird der Indikatorwert, auf der y-Achse der Grad der Nachhaltigkeit aufgetragen. Der normalisierte Wert 0 ist die ungünstigste Situation (nicht nachhaltige Bewirtschaftung), 1 die günstigste Situation (nachhaltige Bewirtschaftung).

⁵ Diese Bewertungsfunktionen bilden auch die Grundlage der ökologischen Bewertungen im DLG-Zertifizierungsverfahren „Nachhaltige Landwirtschaft“ (Schaffner und Hövelmann, 2009; Hülsbergen et al., 2013). Sie wurden in interdisziplinären Expertengruppen abgestimmt. Als Nachhaltigkeitsschwelle wurde eine Bewertung von 0,75 im Mittel aller ökologischen Indikatoren definiert.

Beim Indikator „flächenbezogener N-Saldo“ (Abbildung 4.12-5) wurde bei der Ableitung des Optimalbereichs der Bewertungsfunktion wurde davon ausgegangen, dass N-Verluste bis zu einer Höhe von $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ tolerierbar sind.⁶ Sowohl bei Über- als auch Unterschreiten des optimalen Wertebereiches wird eine nicht nachhaltige Bewirtschaftung angezeigt. Bei langjährig negativen N-Salden ist eine Verminderung der Boden-N-Vorräte zu erwarten, was letztlich zur Verminderung der Ertragsfähigkeit der Böden führt. Mit steigenden N-Salden steigt die Gefahr der N-Verluste. Bei der Festlegung der Bewertungsfunktion sind gleichermaßen Umweltwirkungen und ökonomische Effekte zu beachten.

Das Bewertungsergebnis der vier Pilotbetriebe (Abbildung 4.12-5) zeigt, dass die beiden ökologischen Betriebe PB 33 und 58 im unteren, die konventionellen Betriebe PB 40 und 68 im oberen Optimalbereich liegen. Alle Betriebe erreichen die mit 0,75 definierte Nachhaltigkeitsschwelle. Die Bewertungsfunktionen können auch auf andere Skalenebenen angewendet werden, z.B. Ackerland und Grünland, Fruchtfolgen, Fruchtarten und Produktionsschlägen.

Abbildung 4.12-5: Bewertung der Stickstoffsalden ausgewählter Pilotbetriebe mit einer Nachhaltigkeits-Bewertungsfunktion (nach Hülsbergen, 2003)



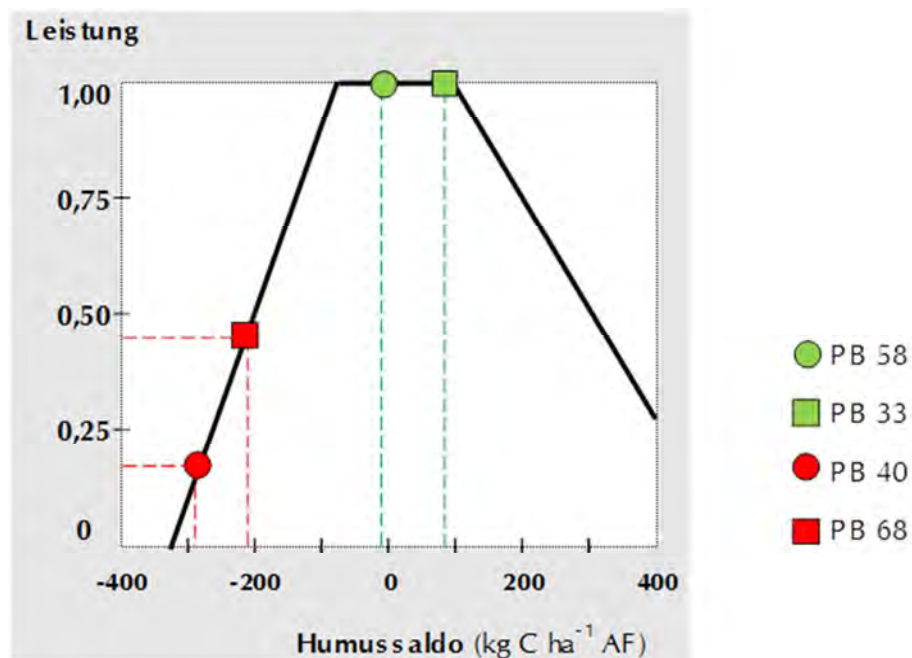
Die Ableitung der Bewertungsfunktionen für die Humussalden (Abbildung 4.12-6) folgt einem vom VDLUFA (2004) vorgeschlagenen Bewertungsschema. Demnach liegt der optimale Bereich (= Versorgungsklasse C, Bewertung: optimal hinsichtlich der Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko, Einstellung standortgerechter Humusgehalte) zwischen -75 bis $100 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Wer-

⁶ Diese Spannweite (0 bis $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) kann nach Standorten differenziert werden, z.B. nach deren Nitrataustragsgefährdung und Schutzbedürftigkeit.

tespanne berücksichtigt auch die Unsicherheiten und Fehlerbereiche der Humusbilanzierung. Der kritische Bereich der Humusunterversorgung (= Versorgungsstufe A, Bewertung: ungünstige Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistungen) beginnt bei $-200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der Bereich der Humusübersorgung (= Versorgungsstufe E, Bewertung: erhöhtes Risiko für Stickstoffverluste, niedrige Stickstoffeffizienz) beginnt bei $300 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; beiden Werten wurde eine Nachhaltigkeitsbewertung von 0,50 zugeordnet.

Nach diesem Bewertungsschema liegen die beiden ökologischen Pilotbetriebe PB 58 und PB 33 im Optimalbereich der Humusversorgung, die konventionellen Pilotbetriebe PB 40 und PB 68 werden als deutlich unterversorgt eingestuft.

Abbildung 4.12-6: Bewertung der Humussalden ausgewählter Pilotbetriebe mit einer Nachhaltigkeits-Bewertungsfunktion (nach Hülsbergen, 2003 und VDLUFA, 2004)



4.12.3.5 Betriebsvergleiche und Benchmarking

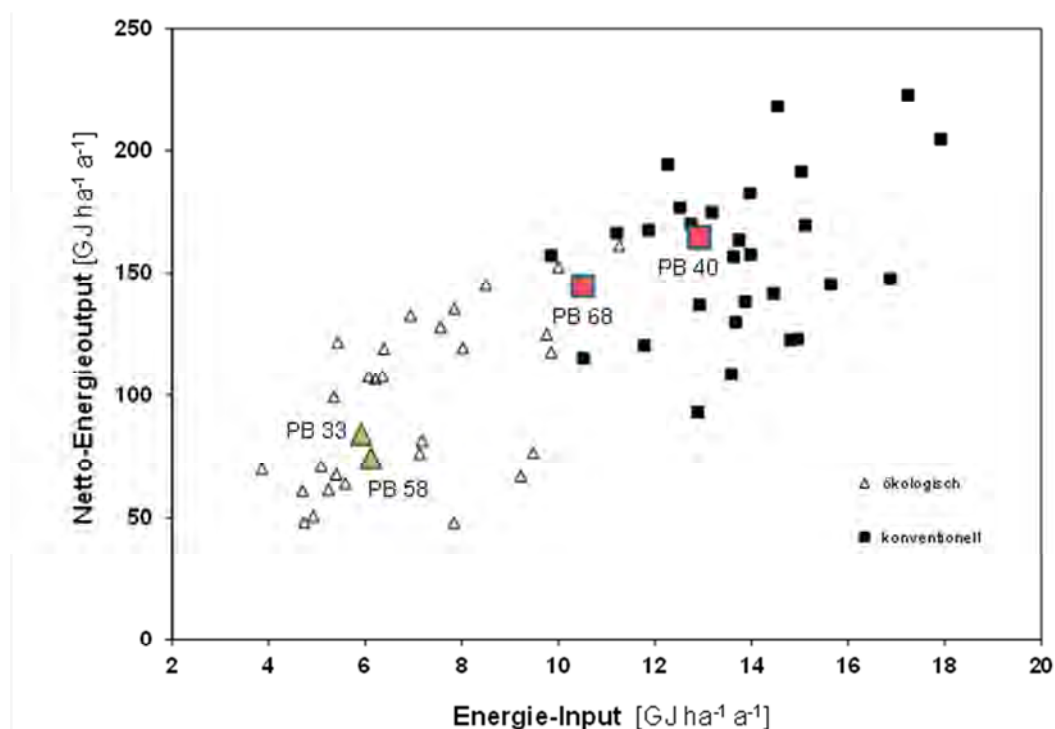
Durch die Anwendung des Modells REPRO in den Pilotbetrieben steht ein Datensatz für Betriebsvergleiche für wichtige Agrar-Umweltindikatoren, z.B. Energieinput, Stickstoffsaldo und Humussaldo zur Verfügung (Beispiele in Abbildung 4.12-7 bis 4.12-11). Dies ermöglicht die Einordnung und bessere Interpretation der Ergebnisse der Pilotbetriebe PB 33, PB 50, PB 58 und PB 68.

4.12.3.5.1 Energieeffizienz

Der Energieinput in der Pflanzenproduktion variiert in einem großen Bereich von $4 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Low-Input-Systeme) bis $18 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (High-Input-Systeme), der Energieoutput von 50 bis über $200 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Einordnung der ökologischen Betriebe PB 33 und PB 58 im Spektrum aller Betriebe (Abbildung 4.12-7) belegt deren energieextensive Flächennutzung; der Energieinput ist ein Indikator für Regelungs- und Eingriffsintensität in einem Agrarökosystem. Hinsichtlich der Energieeffizienz unterscheiden sich diese beiden Betriebe nur marginal.

Wie die Abbildung 4.12-7 zeigt, gibt es aber auch ökologische Betriebe, die bei gleichem Energieinput etwa 50 % höhere Energieoutputs erzielen. Als eine Teilursache sind standortbedingte Ertragseffekte nicht auszuschließen. Daher sollte für eine objektive Bewertung beim Indikator Energieeffizienz künftig eine standortdifferenzierte Auswertung erfolgen. Der Betrieb PB 68 liegt im unteren, der Betrieb PB 40 im mittleren Intensitätsniveau der konventionellen Pilotbetriebe. Beide Betriebe sind, gemessen am Energieoutput, im oberen Leistungsbereich; sie haben eine überdurchschnittlich hohe Energieeffizienz (vgl. auch Tabelle 4.12-2).

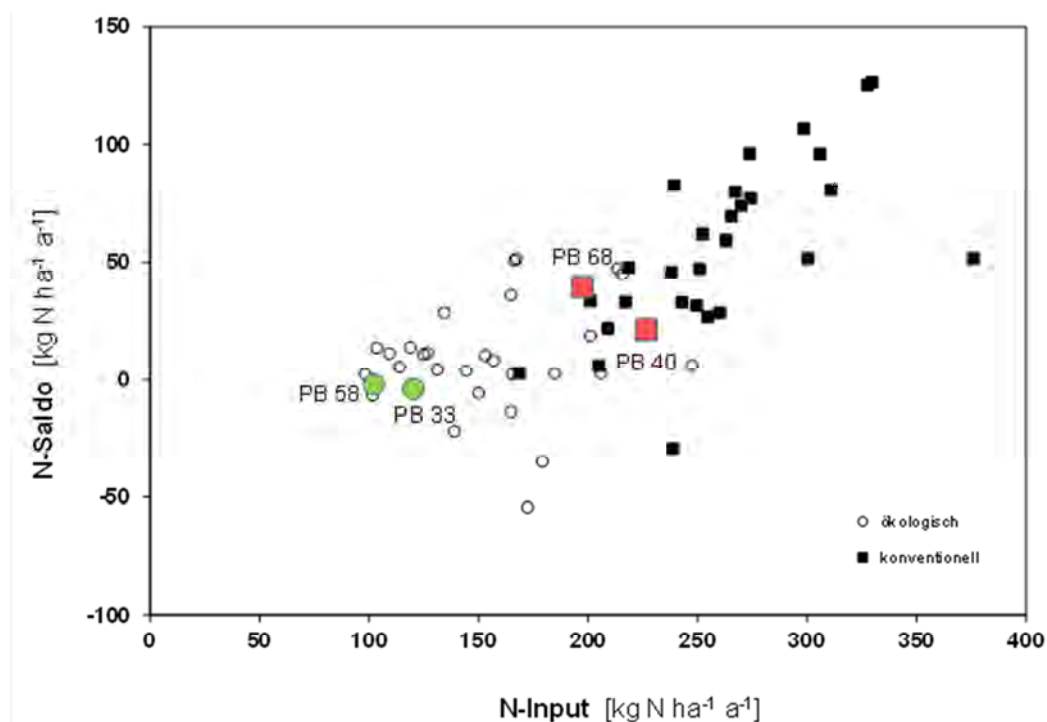
Abbildung 4.12-7: Beziehung zwischen dem Energieinput und dem Netto-Energieoutput in der Pflanzenproduktion



4.12.3.5.2 Stickstoffsalden und Stickstoffverluste

Die bisher ausgewerteten Pilotbetriebe umfassen einen N-Inputbereich von 100 bis > 350 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abbildung 4.12-8). Je nach Standort- und bewirtschaftungsbedingter N-Ausnutzung ergeben sich N-Salden von -50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bis > 120 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Wirklich extreme N-Überschüsse, wie sie einzelbetrieblich und auch regional konzentriert bei flächenunabhängiger Tierhaltung sowie im Intensivgemüsebau auftreten, sind in diesem Datensatz nicht enthalten.⁷

Abbildung 4.12-8: Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo (ohne ΔN_{org}) der flächenbezogenen Stickstoffbilanz



Die beiden ökologischen Betriebe PB 58 und PB 33 markieren die untere Grenze des N-Inputs aller Untersuchungsbetriebe. Es gibt einige Ökobetriebe mit negativen N-Salden; dies weist auf abnehmende Boden-N-Vorräte auf den Acker- und Grünlandflächen hin.

Betriebe PB 68 und PB 40 liegen mit N-Zufuhren von 200 bis 220 kg N ha⁻¹ a⁻¹ weit unter dem Durchschnitt der konventionellen Pilotbetriebe (261 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Sie sind hinsichtlich der N-Salden im Vergleich aller Pilotbetriebe als optimal einzustufen; einige Betriebe auf sehr hohem N-Intensitätsniveau weisen so hohe N-Salden auf, dass unbedingt Maßnahmen zur Erhöhung der N-Effizienz und Minderung der N-Verluste umgesetzt werden sollten.

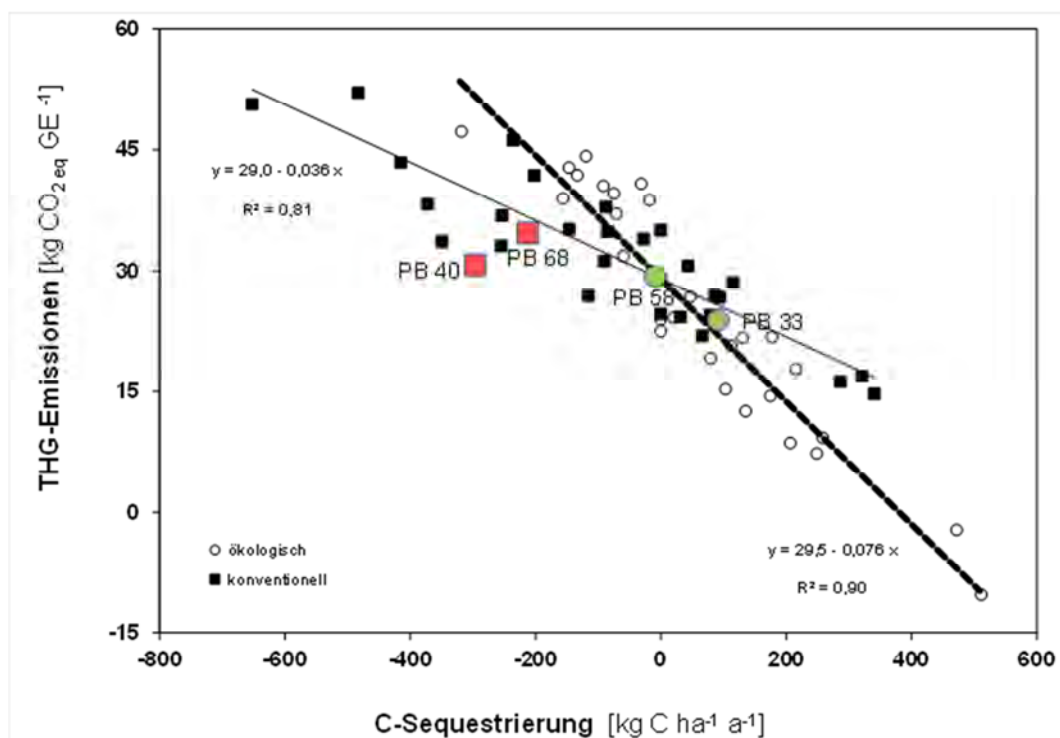
⁷ Die „Hot Spots“ der N-Überschüsse in Bundesrepublik Deutschland, z.B. in Veredelungsregionen, sind nicht Gegenstand der Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe.

4.12.3.5.3 Humusbilanz und C-Sequestrierung

Beim Indikator C-Sequestrierung, berechnet mit der dynamischen Humuseinheiten-Methode, zeigt sich eine deutliche Differenzierung der Pilotbetriebe mit einem sehr weiten Schwankungsbereich von $-600 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $500 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abbildung 4.12-9). Die Pilotbetriebe PB 33, 40, 58 und 68 liegen im mittleren Wertebereich. Sie sind – vergleichen mit anderen Pilotbetrieben – weder extrem über- noch extrem unterversorgt; wenngleich in den Betrieben PB 40 und PB 68 mit negativer Humusbilanz Optimierungsbedarf besteht (vgl. Abbildung 4.12-6).

Auch die THG-Emissionen der PB 33, 40, 58 und 68 sind mit etwa 24 bis 36 $\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ GE}^{-1}$ auf mittlerem Niveau. Zur weiteren Minderung der produktbezogenen THG-Emissionen gibt es sehr unterschiedliche Möglichkeiten; eine Strategie ist die hier dargestellte C-Sequestrierung.

Abbildung 4.12-9: Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den produktbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau



4.12.3.5.4 Indikatoren zur Milchviehhaltung

Für die beiden milchviehhaltenden Betriebe PB 33 und PB 68 liegen sehr detaillierte Daten zur Milchproduktion vor, z.B. produktionstechnische Daten, Futtererzeugung und Futterqualität, Fütterungsregime, Milchleistungen und Milchqualität, Haltungssystem. Die von Frank et al. (2013) entwickelte Methodik der Energie- und Treibhausgasbilanzierung der Milchviehhaltung kam auch

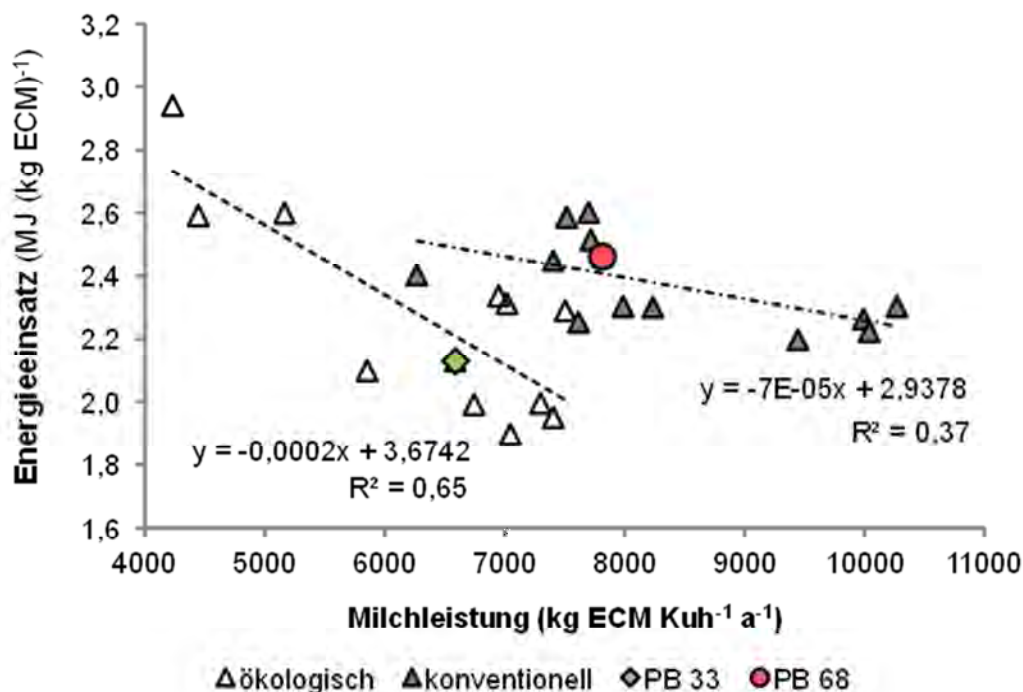
in den Betrieben PB 33 und PB 68 zur Anwendung. Ausgewählte Ergebnisse sind als Betriebsvergleich in den Abbildungen 4.12-10 und 4.12-11 dargestellt.

Der Einsatz fossiler Energie ist ein wesentlicher Faktor, der die Effizienz der Milchviehhaltung und die Treibhausgasbilanz bestimmt. Der produktbezogene Energieinput schwankt in den Pilotbetrieben zwischen 1,8 und 3,0 MJ kg⁻¹ ECM (Frank et al. 2013), wobei eine negative Beziehung zur Milchleistung besteht (Abbildung 4.12-10). Hierbei überlagern sich sehr viele Einflussfaktoren wie Art und Intensität der Futtererzeugung, Futterzulauf, Rationsgestaltung, Bestandsreproduktion, Haltungsbedingungen; es gibt daher sehr unterschiedliche Ansatzpunkte zur Effizienzsteigerung.

Der biologisch-dynamische Betrieb PB 33 setzt mit 2,1 MJ kg⁻¹ ECM relativ wenig fossile Energie ein; Ursachen sind der Weidegang und die grundfutterbetonte Rationsgestaltung. Der Betrieb ist im oberen Milchleistungsbereich der ökologischen Pilotbetriebe zu finden.

Der Betrieb PB 68 benötigt etwa 2,5 MJ, um ein kg Milch zu produzieren; mit ca. 8000 kg ECM Kuh⁻¹ a⁻¹ liegt dieser Betrieb im mittleren Leistungsbereich der konventionellen Pilotbetriebe. Anhand der Detaildaten zur Milcherzeugung können einzelbetriebliche Ansätze zur energetischen Optimierung abgeleitet werden.

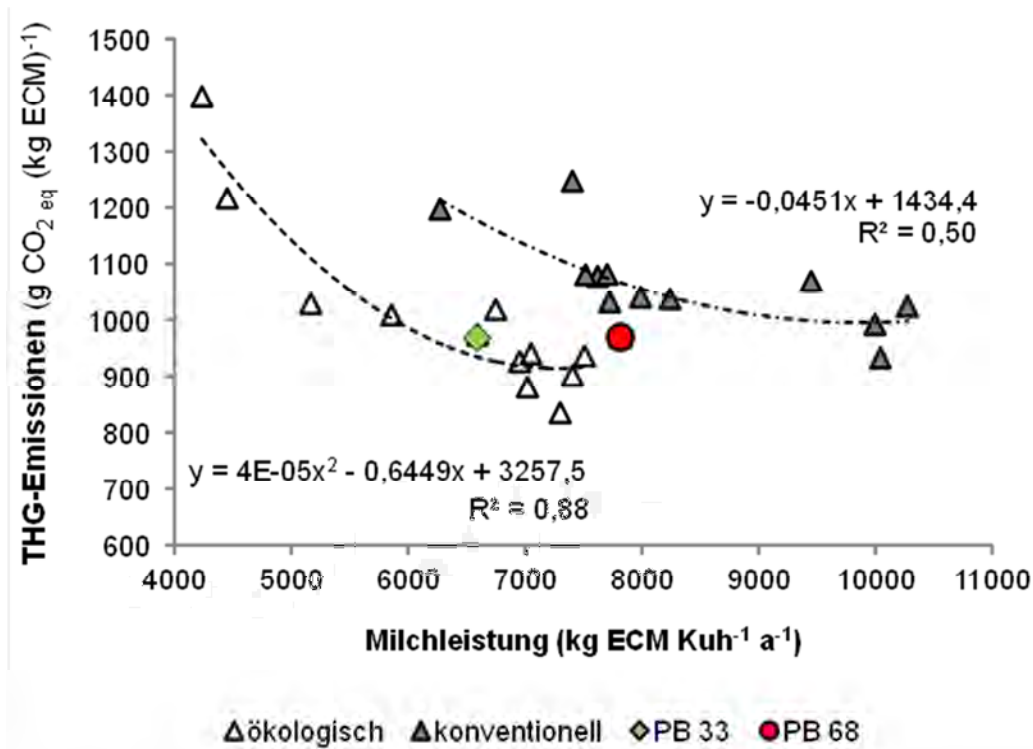
Abbildung 4.12-10: Beziehung zwischen der Milchleistung und dem Energieeinsatz je kg ECM



Die Milchleistung steht nicht nur mit der Energieeffizienz, sondern auch mit den produktbezogenen Treibhausgasemissionen in Beziehung (Abbildung 4.12-11). Für beide Betriebe (PB 33 und PB 68) wurden nahezu identische THG-Emissionen in Höhe von 950 g CO_{2eq} (kg ECM)⁻¹ ermittelt. Bei-

de Betriebe produzieren im Vergleich zur Gesamtheit aller bisher ausgewerteten Pilotbetriebe relativ emissionsarm.

Abbildung 4.12-11: Beziehung zwischen der Milchleistung und den Treibhausgasemissionen je kg ECM



4.12.4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Projekt hat gezeigt, dass in den landwirtschaftlichen Betrieben Beratungsbedarf zur Energie- und Nährstoffeffizienz, zur Humusversorgung von Ackerböden, zu Klimawirkungen der landwirtschaftlichen Produktion besteht. Landwirtschaftliche Betriebsleiter stehen dieser Thematik abgeschlossen gegenüber. Sie sind aber noch relativ wenig oder gar nicht informiert, wie effizient ihr Einsatz von Nährstoffen und Energie im Vergleich zu anderen Betrieben ist bzw. welche Optimierungspotenziale zur Minderung von THG-Emissionen bestehen. Die Betriebsleiter legen großen Wert auf konkrete Aussagen zu ihrer betrieblichen Situation (keine pauschalen Empfehlungen, sondern ausreichend detaillierte und fundierte Ergebnisse).

Die bisherigen Auswertungen und Diskussionen zeigen, dass für Betriebsleiter der Vergleich mit anderen Betrieben oftmals wichtiger und aufschlussreicher ist als eine eher abstrakte Bewertung mit Zielwertungen oder Bewertungsfunktionen. Bei wiederholtem Benchmarking können betriebliche Veränderungen und Entwicklungsprozesse in ihrem Einfluss auf wichtige Zielkriterien dargestellt werden.

Die Daten für Betriebsvergleiche sind derzeit noch nicht nach Regionen spezifiziert. Bei ausreichendem Untersuchungsumfang⁸ sollte aber unbedingt eine differenzierte Auswertung nach Agrar-Klimaregionen und Ertragspotenzialen (z.B. Bodenzahlen) erfolgen. Ein regional-spezifisches Datenset für ein Benchmarking wäre aussagekräftiger; mögliche Fehlbewertungen aufgrund unterschiedlicher Standortvoraussetzungen würden dadurch eingeschränkt werden.

4.12.5 Literatur

- Andreoli M, Tellarini V (2000) Farm sustainability evaluation: methodology and practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77:43-52
- Brock C, Franko U, Oberholzer H-R, Kuka K, Leithold G, Kolbe H, Reinhold J (2012) Humus balancing in Central Europe – concepts, state of the art, and further challenges. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 176:3-11
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. Forschungsbericht zum Projekt: Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Technische Universität München
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen
- Hülsbergen K-J (2009) Ein Modell zur Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Betriebssysteme. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Initiativen zum Umweltschutz 74:13-28
- Hülsbergen K-J, Schmid H, Frank H (2013) Ressourcenschonung in der Pflanzen- und Milchproduktion. DLG-Wintertagung am 15. bis 17. Januar 2013 in Berlin. DLG-Band 107:43-60
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modelling nitrogen cycles of farming system as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135:70-80
- Osterburg B (2008) Bestandsaufnahme der N-Bilanzüberschüsse – Status quo, Entwicklungen und hot spots. *Agrarspectrum* 41:61-73
- Schaffner A, Hövelmann L (2009) Der DLG-Nachhaltigkeitsstandard „Nachhaltige Landwirtschaft - zukunftsfähig“. In: Grimm C, Hülsbergen K-J (Hrsg.): Nachhaltige Landwirtschaft, Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. Initiativen zum Umweltschutz 74:161-169
- Taube F (2013) Die Bedeutung der angewandten Systemforschung im Agrarbereich. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 4/2013, S. 23-36
- VDLUFA (2004) VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

⁸ Auch Datensätze aus anderen Forschungsprojekten und Untersuchungen nach gleicher Methodik sollten – je nach Fragestellung – für Betriebsvergleiche verwendet werden.

4.13 Erfassung der Sensibilität in Bezug auf Klimaschutz und Nachhaltigkeit von Betriebsleitern anhand eines Betriebsleiterinterviews

Michaela Braun, Helmut Frank, Jan Plagge, Thomas Fisel

Zusammenfassung

Neben „harten“ naturwissenschaftlichen Parametern werden auch weitere, „weiche“ Voraussetzungen für nachhaltige Landwirtschaft durch Betriebe erfasst. Diese umfassen die Managementfähigkeit, die Kenntnisse und die Ausrichtung der Betriebsleiter in Bezug auf die Nachhaltigkeit und Klimaschutz. Zu diesem Zweck wurden Betriebsleiterinterviews mit unterschiedlichen Methoden durchgeführt. Der erste Schwerpunkt umfasst den Bereich Klimaschutz. Hier zeigt sich, dass es unterschiedliche Einstellungen und Überzeugungen bei den Landwirten zu diesem Thema gibt. Diese reichen von hohem Engagement und Interesse bis hin zu Desinteresse. Zudem wurden unterschiedliche Motivationsgründe für die Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen erarbeitet. Die Befragung zum Thema Nachhaltigkeit wurde in den Kategorien Ökonomie, Ökologie, Soziales und Technik durchgeführt. Hier zeigen sich vier unterschiedliche Typen von Entscheidungsträgern: der ökologische Ökonom, der konventionelle Landwirt, der Sozialökologe sowie der integrative Landwirt. Jedem Typus liegen eine bestimmte Motivation und unterschiedliche Ziele zugrunde. Für die Beratung ergeben sich daraus wichtige Hinweise für die Gestaltung von Beratungstools, die auf eine Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung zielen

Schlüsselwörter: Nachhaltigkeit, Klimaschutz, soziale Faktoren, Beratung, Landwirte

Abstract

In addition to the "hard", scientific evaluations also "soft" factors were raised in the project. These include the management capacity, the knowledge and the direction of the manager towards the topics sustainability and climate protection. To this purpose, manager interviews were conducted using different methods. The first focus is the subject area climate protection. The results show that there are different attitudes and beliefs of farmers on this subject. These range from high commitment and interest to disinterest. In addition, different reasons for motivation for the implementation of climate protection measures were elaborated. The survey on the topic of sustainability was carried in the categories economy, ecology, social affairs and technology. Different types of decision makers were identified: the ecological Economist, the conventional farmer, the social ecologist and the integrative farmer. Each type of farmer has a different motivation and aims. The results give important hints for the development of a consulting tool for climate protection and sustainability advice.

Keywords: sustainability, climate protection, social factors, advice, farmer

4.13.1 Problemstellung und Ziele

Die im Rahmen des Projekts durchgeführten Betriebsanalysen mit REPRO und GAS-EM berücksichtigen nur „harte“ Kriterien (messbare oder modellierbare Daten und Fakten). „Weiche“ Kriterien wie die Managementfähigkeit, die Leistungsbereitschaft, die Einstellung, die Verhaltensweisen der Landwirte etc. werden in den Analysen zur ökologischen Nachhaltigkeit nicht berücksichtigt. Der wichtigste Faktor im Betriebsgeschehen und Betriebsentwicklung ist aber der Mensch mit seinen Kenntnissen und Fähigkeiten, seiner Motivation und seinen Zielen. Darüber hinaus ist die aktive Mitarbeit der Betriebsleiter Voraussetzung für eine Weiterentwicklung der Wirtschaftsweise. Für eine erfolgreiche Beratung mit dem Ziel einer klimaschonenden und nachhaltigen Landwirtschaft, sind Kenntnisse über den „Faktor Mensch“ notwendig und müssen beim Aufbau und der zielgerichteten Beratung von Betrieben einbezogen werden.

4.13.2 Methoden

Mit Hilfe von Betriebsleiterinterviews soll die jeweilige Ausrichtung und Bewirtschaftung eines Betriebes richtig erfasst und interpretiert sowie die Zielsetzungen und Visionen der Betriebsleitung erkannt werden. Die Ergebnisse der Interviews sollen Grundlage für die Entwicklung von Beratungsangeboten zu Nachhaltigkeit und Klimaschutz sein.

Es wurden zwei Interviewserien mit unterschiedlichen Zielen auf den Pilotbetrieben durchgeführt.

4.13.2.1 Schwerpunkt Klimaschutz

In der ersten Interviewserie wurden die Betriebsleiter nach ihrer Einstellung zum Klimaschutz befragt und in welcher Weise sie diese in ihrem Betrieb umsetzen bzw. wie sich dies auf die Betriebsentwicklung auswirkt. Dazu wurden 20 Pilotbetriebe aus der Region Süd befragt.

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Sozialwissenschaften des Agrarbereichs der Universität Hohenheim wurde im Rahmen einer Masterarbeit (Niedrist, 2010) das Interview mit dem Ansatz der qualitativen Sozialforschung entwickelt. Es handelte sich um ein nicht-standardisiertes Interview, das offene Fragen enthält und damit freies Formulieren und die Steuerung des Gesprächs durch den Interviewten ermöglicht.

Im Interview sollte der Betriebsleiter seine vergangene und geplante Betriebsentwicklung, Bewirtschaftungsform, Umweltmaßnahmen und Beratung hinsichtlich des Klimaschutzes frei beschreiben. Als Hilfestellung diente ein skizziertes Interviewschema.

Ergänzend zur freien Beschreibung des Betriebsleiters und zur Hinterfragung bestimmter Aussagen wurden folgende Leitfragen gestellt:

- Beschreiben Sie, wie Sie Klimaschutz als Aufgabe wahrnehmen? Wann bzw. wie sind Sie auf die Problematik Klimawandel und Klimaschutz aufmerksam geworden? Informieren Sie sich regelmäßig in diesem Bereich?
- Was machen Sie heute auf Ihrem Betrieb für den Klimaschutz? Welche Maßnahmen kennen Sie, um Klimawirkungen zu verringern? Wie nehmen Sie die Bedeutung von nachwachsenden Rohstoffen und Bioenergie wahr?
- Sehen Sie den Ökologischen Landbau als Chance für den Klimaschutz? Oder: Sehen Sie den Ökologischen Landbau als die geeignete Strategie, um Treibhausgase zu reduzieren?
- Wo sehen Sie in Ihrem Betrieb Potentiale, die Sie verbessern könnten?
- Welche Landwirtschaft werden wir 2020 haben? Was tragen Sie zu dieser Entwicklung bei? Wie sehen Sie die Entwicklung des Ökologischen Landbaus?
- An welchen Agrarumweltprogrammen nehmen Sie teil?
- Haben Sie Interesse an einer Beratung im Bereich Klimaschutz?

Alle Interviews wurden transkribiert und anschließend nach dem Prinzip der qualitativen Inhaltsanalyse nach Mayring (2002, 2008) ausgewertet. Im Rahmen einer systematischen intersubjektiven überprüfaren Textanalyse wurden Kategorien analog der Leitfragen gebildet und den Textstellen zugeordnet.

4.13.2.2 Schwerpunkt Nachhaltigkeit

In der zweiten Interviewserie wurden die Betriebsleiter zur Definition von Nachhaltigkeit und der Umsetzung dafür auf dem Betrieb befragt. Ziel war es Betriebsleitertypologien entsprechend ihrer Vorstellung und Definition von Nachhaltigkeit auf einem landwirtschaftlichen Betrieb zu ermitteln. Der Typ soll die Sichtweise auf dieses Thema widerspiegeln, was Nachhaltigkeit ist, wie Nachhaltigkeit bereits umgesetzt wird und auf welche Weise sie verbessert werden kann. Die Einschätzung des Betriebsleitertyps soll als Grundlage für einen individuellen Beratungsansatz dienen.

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Agrarsoziologie und Beratungswesen der Justus-Liebig-Universität Gießen wurde ein Interview erarbeitet (Seidel, 2012). Als Methode für die Interviewführung wurde die Struktur-lege-Technik gewählt, die speziell auf das Wissen der Befragten zur Nachhaltigkeit ausgerichtet war. Die Anleitung zur Interviewführung befindet sich im Anhang.

Das Interview wurde von Bioland-Beratern auf 31 konventionellen und ökologischen Betrieben der Regionen Nord, Ost und West durchgeführt. Die Auswahl der Betriebe erfolgte nach dem

Prinzip einer möglichst großen Variabilität in Betriebsgröße, Betriebsschwerpunkt, Anbauform und Betriebsführung.

Die Interviews wurden im Rahmen einer Masterarbeit von an der Universität Gießen (Seidel, 2012) ausgewertet. Für diese Auswertung wurde die induktive Kategorienbildung angewendet. Dafür wurden die Interviews transkribiert und mit Hilfe des Computerprogramms MaxQDA zur Textanalyse bearbeitet. Dazu wurde in einem Pre-Test, bestehend aus sieben Interviews, eine erste Sichtung des Materials vorgenommen. Die einzelnen Variablen, Beispielkriterien, werden sowohl für die Definition von „Nachhaltigkeit“ zu Unter- und Hauptkategorien herausgearbeitet, als auch zu den Themen „Informationsgewinnung“ und „Umsetzungsmaßnahmen“. Die Variablen werden dem Text zuerst ohne Zuhilfenahme des Computerprogramms entnommen, zusätzlich werden die Bilder der Ergebnisse der Struktur-lege-Technik genutzt. Die genannten Beispiele werden auch in den Kode-Memos hinterlegt, dort werden die Definitionen teilweise weiter spezifiziert. Aus diesen Kategorien wird ein Kodierungssystem für MaxQDA erstellt. Anschließend werden die Pre-Test-Interviews mit diesem System kodiert. Jeweils zusätzlich wird die Kategorie „Rest“ hinzugefügt bei „Informationsgewinnung“, „Umsetzung“ und „Nachhaltigkeit“, um unklare, aber wichtige Textpassagen zu markieren. Zum Abschluss des Pre-Tests werden diese den vorhandenen Kategorien zugefügt oder aufgrund dieser neue Kategorien erstellt. Schließlich werden alle Interviews nach diesem Schema bearbeitet und in die Kategorien eingeordnet. Nach einer endgültigen Zuordnung aller Interviews wird das Kategoriensystem für eine Interpretation genutzt.

Die Kategorienbildung stellt die Grundlage für die abschließende Typenbildung dar. Zudem wird das theoretische Vorwissen zu Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft (3-Säulen-Modell) mit einbezogen.

4.13.3 Ergebnisse

Die Auswertungen beruhen auf den Arbeiten Niedrist (2010) und Seidel (2012), woraus die Schlüsse für die Beratung gezogen werden können.

4.13.3.1 Schwerpunkt Klimaschutz

Auswertung der Einstellung zum Klimaschutz und Umsetzung auf den Betrieben

Die Auswertung der Interviews zeigt, dass eine Klimaveränderung von den meisten Landwirten wahrgenommen wird:

- **Extremwetter:** Der Klimawandel ist für die meisten der befragten Landwirte unbestritten. Für neun der interviewten Betriebsleiter sind die zunehmenden Extremwetterereignisse ein Indi-

kator für den Klimawandel. Die durch Hagel und Hochwasser entstehenden Schäden werden als Folge von Extremwetterereignissen von den Landwirten häufig genannt.

- Kritische Ansicht in Bezug auf Klimawandel: Ein Landwirt ist nicht der Meinung, dass der Klimawandel gegenwärtig ist, da es auch schon früher Klimaschwankungen gab.
- Medien: In den Medien ist die Diskussion über den Klimawandel ständig ein Thema und es wird immer wieder davon berichtet.
- Elternhaus und Umweltstudien: Das Elternhaus und Umweltstudien prägen nur bei zwei Landwirten die Einstellung zum Klimaschutz.

Die Kategorisierung der Interviews gibt einen Überblick über allgemeine Einstellungen der Landwirte zum Klimaschutz und die Umsetzung auf dem eigenen Betrieb.

- Wie wird die Aufgabe Klimaschutz am Betrieb umgesetzt?
 - Boden: Die Bereiche Humusaufbau und Vermeidung von Erosion und Verdichtung werden von den Betriebsleitern als sehr wichtig angesehen und am Betrieb umgesetzt bzw. versucht zu verbessern.
 - Biodiversität: Einige Maßnahmen werden von den Betrieben verstärkt durchgeführt. (Zwischenfruchtanbau, Erhalt von Grünland, Verringerung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes)
 - Luft: Im Bereich der Düngelagerung und Ausbringung wird die gute fachliche Praxis angewandt.
 - Energieeinsparung: Die Wärmerückgewinnung aus der Milchkühlung auf Milchviehbetrieben ist üblich. Ein Großteil der Betriebsleiter hat eine Maschinenkooperation v. a. zur Erntetechnik gebildet. Einige Betriebe verzichten auf Kraftfutter bzw. Import von Kraftfuttermitteln.
 - Nutzungsdauer Milchvieh: Einige Landwirte bringen ihre Präferenz für eine längere Nutzungsdauer zum Ausdruck.
 - Erneuerbare Energie: Fünf Betriebe geben an, dass sie mit einer Hackschnitzelheizung heizen. Von den meisten Betriebsleitern wird erwähnt, dass sie eine Photovoltaikanlage installiert haben. Die Aussagen zu Biogasanlagen fallen sehr unterschiedlich aus. Einige Landwirte sehen die Anlagen positiv, andere hingegen überhaupt nicht.
- Welche Umweltmaßnahmen werden am Betrieb umgesetzt?
 - Umwelt und Naturschutz als Anliegen: Einige der interviewten Betriebsleiter betonen, dass ihnen die Natur und Umwelt wichtig sind. Daher setzen sie die eine oder andere Maßnahme um, allerdings ohne diese zu beantragen.
 - Einschränkung durch Agrar-Umweltmaßnahmen: Einige der befragten Betriebsleiter empfinden Umweltprogramme als stark einschränkend in ihrem Tätigkeitsfeld. Dennoch

nehmen sie, wenn es zu der Bewirtschaftung am Betrieb passt, an einigen Fördermaßnahmen teil

- Positive Einstellung gegenüber Agrar-Umweltmaßnahmen: Ein Landwirt äußert sich positiv zum Thema Agrarumweltmaßnahmen. Viele der Landwirte nutzen die Förderprogramme.
- Informationsquellen: Wie informieren Sie sich?
 - Persönliches Umfeld: Personen aus dem engeren persönlichen und landwirtschaftlichen Umfeld sind sehr häufig Informanten von Landwirten.
 - Berufspraxisbezogene Informationsquellen: Einige Landwirte nehmen an Tagungen oder Arbeitskreisen teil.
 - Medien: Fast alle Landwirte holen sich aktiv Informationen über das Internet, Fernsehen oder Zeitungen und Zeitschriften zum Thema Klimaschutz. Bei den Fachzeitschriften, die gelesen werden, werden das Landwirtschaftliche Wochenblatt, Top Agrar, Bio-Fachzeitschriften, DMZ Deutsche Molkereizeitung und Zeitschriften von den Ämtern für Landwirtschaft erwähnt. Neben den Fachzeitschriften wird die Tagespresse gelesen.
 - Beratungsdienste: Einige der Landwirte äußern ihre positive Einstellung und ihr Interesse gegenüber einer Beratung im Bereich Klimaschutz.

Ableitung der Motivationsformen

Die einzelnen Maßnahmen zum Klimaschutz werden von den Befragten unterschiedlich umgesetzt. Dies ist auf unterschiedliche Ursachen zurückzuführen.

- Für einige Betriebsleiter ist Klimaschutz sehr wichtig und daher setzen sie viele Klimaschutzmaßnahmen um.
- Andere Landwirte bekunden Interesse am Thema Klimaschutz und machen sich Gedanken, um klimafreundlich zu wirtschaften.
- Einige Landwirte beschäftigen sich nicht bewusst mit dem Thema, haben jedoch ein gutes Gespür gegenüber Klima und Umwelt und setzen intuitiv einige Maßnahmen um, die dem Klimaschutz dienen.
- Manche Landwirte haben kein Interesse an Klimaschutz und setzen daher kaum klimafreundliche Maßnahmen um.

Ableitung der Motive zur Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen

Die Voraussetzung, dass ein Landwirt sein bestehendes Produktionsprogramm in Richtung Klimaschutz verändert ist sehr unterschiedlich. Es müssen beispielsweise marktfähige Alternativen bestehen. Außerdem müssen Landwirte über extrinsische oder intrinsische Motive verfügen, die zu einer klimafreundlicheren Handlungsalternative führen. Die Motive für die Umsetzung von ver-

schiedenen Maßnahmen zum Klimaschutz lassen sich als ökonomische, ökologische, persönliche und soziale Beweggründe zusammenfassen.

Viele der befragten Betriebsleiter nennen ökonomische Beweggründe für die Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen. Zu diesen Motiven gehören der Ausbau von Einkommensquellen, ein höheres Einkommen, die finanzielle Betriebsstabilisierung, Nutzen von monetären Förderungen, die Kosteneinsparung, die Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit und eine verringerte Arbeitszeit.

Einige Betriebsleiter nennen Beweggründe ökologischer Natur. Dabei wird das Streben nach geschlossenen Kreisläufen, Erhaltung der Biodiversität oder der nachhaltige Umgang mit den Ressourcen geäußert.

Persönliche Gründe werden zwar nicht so häufig wie ökonomische Motive geäußert, sie sind jedoch nicht zu vernachlässigen. Mehrere der interviewten Landwirte erwähnen Motive wie Interesse, Experimentierfreude und Überzeugung, die zur Ausführung von betrieblichen Maßnahmen des Klimaschutzes führen.

Ein paar Landwirte erwähnen soziale Motive als Begründung für die Umsetzung von klimafreundlichen Maßnahmen, wie die Anerkennung der Bevölkerung oder von anderen Landwirten.

Erkenntnisse für die Beratung

Die Aussagen der Landwirte zum Verhalten gegenüber Klimaschutz, zur Motivation und zu den verwendeten Informationsquellen bestätigen die Annahme, dass die „weichen“ Kriterien für die Konzeption eines Beratungsangebots eine wichtige Rolle spielen sollten.

Ein Beratungsangebot zur Klimaschutz muss in folgenden Bereichen individuell auf den Betrieb anpassbar sein:

- **Wissensstand:** Der unterschiedliche Wissensstand bei den Landwirten spricht für einen Wissenstransfer zum Thema Klimaschutz. Landwirte sollten über das Problem Klimawandel und den bestehenden Handlungsbedarf informiert werden. Bei Betriebsleitern, die sich bereits mit dem Thema Klimaschutz beschäftigen, kann die Umsetzung von klimafreundlicheren Maßnahmen durch einen entsprechend qualifizierten Berater verbessert werden. Mit dem Berater zusammen kann erarbeitet werden, was die für den Betrieb passende Option ist. Bei Landwirten, die kein Interesse an Klimaschutz haben oder den Klimawandel sogar als positiv wahrnehmen können über landwirtschaftlichen Fachzeitschriften die eine hohe Reichweite auszeichnen informiert werden.
- **Motivation:** Die unterschiedliche Motivation Maßnahmen zum Klimaschutz umzusetzen bestätigt, dass verschiedene Beratungsansätze benötigt werden. Vor allem gegenüber extrinsisch motivierten Landwirten müssen die Vorzüge einer klimafreundlichen Wirtschaftsweise kommuniziert werden. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass Betriebsleiter eher ihr Handeln

umstellen, wenn sie sich wirtschaftliche Vorteile erhoffen. Es muss gezeigt werden, dass einzelne Klimaschutzmaßnahmen auch ohne Kosten oder Einkommensrückgang umgesetzt werden können. Es müssen Defizite in der Kenntnis von Klimaschutzmaßnahmen behoben werden. Dabei ist aber auch die Frage zu beantworten, was genau der Landwirt positives beitragen kann, um klimafreundlicher zu arbeiten. Außerdem müssen vor allem für Maßnahmen, die mit Kosten verbunden sind, Anreizsysteme durch die öffentliche Hand geschaffen werden.

- Qualifikation: Neben der Wissensvermittlung sollten Beratungsorganisationen die Betriebsleiter bei der Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen unterstützen.

4.13.3.2 Schwerpunkt Nachhaltigkeit

Auf der Grundlage der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit (3-Säulen-Modell) und des Pretests können Vorannahmen zu den Ergebnissen getroffen werden:

- 1. Vorannahme: Es gibt verschiedene Typen von Betriebsleitern, die anhand bestimmter Kriterien beschrieben werden können.
- 2. Vorannahme: Es gibt einen Unterschied zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben.
- 3. Vorannahme: Der Nachhaltigkeits-Typ ist anhand von Indikatoren erkennbar.
- 4. Vorannahme: Je nach Nachhaltigkeits-Typ bietet sich eine bestimmte Beratungsstrategie an.
- 5. Vorannahme: Es gibt einen Zusammenhang zwischen Aktivität und Nachhaltigkeits-Typ.

Bildung von Kategorien

Die Wahl der Kategorien und Unterkategorien in MaxQDA für die Definition von „Nachhaltigkeit“ und der Nennung von konkreten Umsetzungsmaßnahmen entwickelte sich induktiv im Laufe der Inhaltsanalyse der Transkripte. Daraus ergibt sich eine übersichtliche Darstellung nach Themenbereichen. Einzelne Aussagen können auch mehreren Kategorien zugeordnet werden.

- Die Kategorie **Ökonomie**, die die einzelnen Punkte Stabilität, Wachstum und Einsparungen beinhaltet, wie auch institutionelle Maßnahmen, also Betriebsumstellung auf eine bestimmte Wirtschaftsweise oder Spezialisierung.
- Eine weitere Maßnahmenkategorie ist **Menschlich**, unter der Maßnahmen gefasst werden, die das Individuum des Betriebsleiters betreffen, in Verbindung mit seinen Mitmenschen oder der Gesellschaft als Ganzes. Ein wichtiger Punkt sind Mitarbeiter oder Auszubildende.
- Umsetzungsmaßnahmen in der Kategorie **Ökologie** sind im speziellen boden- oder pflanzenökologische bzw. im weitest gehenden Sinne das Nutzen natürlicher Prozesse. Konkret handelt es sich hauptsächlich um Kreislaufwirtschaft, Fruchtfolge, Humusbilanz oder ökologischen Pflanzenschutz. Weitere Maßnahmen betreffen den Naturschutz, Tiergesundheit und

natürlichen Bodenschutz, z.B. vor Erosion. Die ökologischen Maßnahmen stehen im Gegensatz zu den hauptsächlich technischen.

- In der Kategorie **Technisch** werden ebenfalls Maßnahmen beschrieben, die eine Wirkung auf ökologische Prozesse haben, jedoch mit hauptsächlich technischen oder maschinellen Mitteln umgesetzt werden. Dazu zählen unter anderem Bodenbearbeitung, Mineraldüngung oder die Drainage von Flächen. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zählt ebenfalls dazu, in Bezug mit wirtschaftlichen Aspekten

Diese Maßnahmenkategorien liefern Informationen zur Strukturierung der Typen.

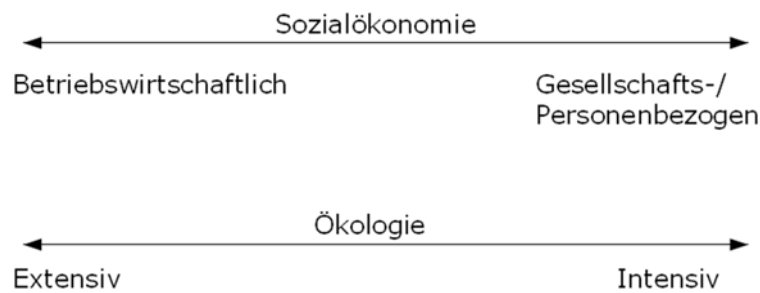
Des Weiteren wurde die Informationsbeschaffung ausgewertet. Tabelle 4.13-1 zeigt eine Übersicht der Kategorien, wie Informationsbeschaffungsmaßnahmen eingeteilt wurden, Anzahl der Nennungen und Beispiele dazu.

Tabelle 4.13-1: Quellen für die Informationsbeschaffung der befragten Landwirte (Seidel, 2012)

Maßnahme	Nennungen	Beispiele
Erfahrung	9	Erfahrung durch den elterlichen Betrieb, eigene Versuche
Literatur	15	Fachzeitschriften, Fachbücher
Seminar	6	Informationsgewinnung durch einen Fachexperten mit Interaktion, z.B. in einem Seminar, Workshop, etc.
Vortrag	12	Informationsgewinnung durch einen Fachexperten ohne Interaktion, z.B. Vortrag, Fachtagung, etc.
Ausbildung	4	Landwirtschaftliche Ausbildung, landwirtschaftliches oder fachnahes Studium
Laienberatung	20	Bekanntnenkreis, Kollegen, Arbeitsgemeinschaft, Internet, Fernsehen
Fachberatung	26	Beratungsring, Kammerberatung, Universität, Beratungsunternehmen, Fachberatung (Futtermittel, Pflanzenschutzmittel, Düngung)

Ableitung der Typen

Unter Nutzung der Ergebnisse der qualitativen Inhaltsanalyse sowie der Nachhaltigkeitskategorien der Interviews lassen sich vier Typen von Betriebsleitern entsprechend ihrer Nachhaltigkeitsdefinition ableiten. Im Gegensatz zum 3-Säulen-Modell, welches in der Literatur vorrangig verwendet wird, fußt diese Definition auf zwei Ebenen: Ökonomie und Ökologie.

Abbildung 4.13-1: Ebenen der Nachhaltigkeit (Seidel, 2012)

Die sozialökonomische Ebene birgt die Ausrichtungen betriebswirtschaftlich und gesellschafts- bzw. personenbezogen. Es wird unterschieden zwischen einem kurzfristig betriebswirtschaftlichen Gewinn durch Wachstum und Effizienz und einer langfristigen Stabilität mit sozialer Verantwortung.

Auf der ökologischen Ebene lassen sich die Ausrichtungen in extensiv (z.B. ökologisch/ alternativ) und intensiv (technisch/ konventionell) differenzieren. Der Unterschied auf dieser Ebene macht den Umgang mit Boden, Tieren und Pflanzen des Betriebes aus. Eine alternative (bio-)ökologische Ausrichtung bevorzugt ökologische Kreisläufe und Tiergesundheit, die konventionelle technologische hingegen nutzt hoch entwickelte Systeme zur Bodenbearbeitung und zum Pflanzenbau.

Je nach Ausrichtung auf den beiden Ebenen werden vier Typen abgeleitet (Abbildung 4.13-2). Die vier Typen von landwirtschaftlichen Betriebsleitern nach der Definition von Nachhaltigkeit sind der Ökolo[®]gische Ökonom, der Sozial-Ökologe, der Konventionelle Landwirt und der Integrative Landwirt. Sie sind über ihre Präferenzen auf den beiden Ebenen auszumachen. Das heißt, die Ausrichtungen einer Ebene stehen nicht in einer entweder/oder-Beziehung, sondern jeweils eine muss stärker ausgeprägt sein, bzw. bevorzugt werden, welche in Kombination den Typen anzeigen.

Abbildung 4.13-2: Typenbildung zum Nachhaltigkeitsverhalten von Landwirten (Seidel, 2012)

Der **Ökologische Ökonom (1)** achtet sehr auf die Kreislaufwirtschaft seines Betriebs, aus rein ökonomischem Überzeugungen. Er erkennt die wirtschaftlichen Vorzüge der extensiven Methoden und wendet sie daher an. Ökologischer Pflanzenschutz, Gründünger und zusätzliches Futter durch Zwischenfrüchte ersetzen immer ein zugekauftes Äquivalent. Die Hauptfrüchte seiner Fruchtfolge richten sich weitestgehend nach dem Markt. Durch sein kurzfristiges Denken nimmt er seine Tätigkeit als Job wahr. Er sieht sich als Angestellter und interessiert sich weniger für einen Nachfolger, als für seine eigene aktuelle Situation. Tieren gibt er mehr Freiraum als notwendig, worin er den Vorteil von gesunden Tieren sieht, die ihm im Endeffekt wieder einen Mehrnutzen bringen. Obwohl es nicht treibende Kraft ist, trägt sein Handeln deutlich zu einem dauerhaften Betrieb des Hofes bei, ohne auf Importe von Nährstoffen angewiesen zu sein.

Ein **Konventioneller Landwirt (2)** als Nachhaltigkeits-Typ hält gesetzliche Mindestanforderungen bei der Humusbilanz, dem Bodenschutz und dem Tierschutz ein. Darüber hinausgehende Maßnahmen setzt er um, sofern sie in kurzer Zeit einen Zusatzgewinn versprechen. Nährstoffüberschüsse werden in Kauf genommen. Die Düngung (Mineraldünger oder zugekaufter Wirtschaftsdünger) ist Teil seiner Strategie für Höchstserträge im Pflanzenbau. Bodenschäden vermeidet er, weil er weiß, dass er diesen als Grundlage für die Bewirtschaftung braucht. Dennoch pflegt er ihn nur rudimentär, eine negative Humusbilanz wird akzeptiert. Er nutzt chemische Pflanzenschutzmittel, auch prophylaktisch, weil er einen Vorteil im Vergleich zu ökologischen sieht. Er sieht sich als Manager seines Betriebes, will Erfolge durch Zahlen bestätigt sehen und richtet sein Handeln nach einem Effizienzdenken aus.

Der **Sozial-Ökologe (3)** sieht seine Tätigkeit als Arbeit mit der Natur, in seiner Region mit anderen Menschen an. Entscheidungen folgen nicht immer der reinen Wirtschaftlichkeit. Ein verringerter (dennoch gegebener) Gewinn zugunsten von mehr Tierschutz, Bodenschutz oder einem Vorteil für seine Region wird akzeptiert. Er achtet stark auf eine Kreislaufwirtschaft und eine positive Humusbilanz. Zu seinem Nachfolger besteht ein positives, öfters familiäres Verhältnis, dem er mit seinem Hof und dem Boden eine solide Grundlage bieten will. Es bereitet ihm Freude als Landwirt zu arbeiten und er möchte diese positive Einstellung mit seinen Mitarbeitern teilen. Das Wohlbefinden der Nutztiere ist ihm wichtig, er bietet ihnen eine möglichst natürliche Lebensweise, auch wenn diese nicht die effizienteste und produktivste ist. Er bewirtschaftet seinen Hof mit Rücksicht auf die nächsten Generationen, es geht ihm nicht darum eine maximale gegenwärtige Produktion zu erreichen, sondern eine Dauerhaftigkeit und Selbstständigkeit des Hofes zu ermöglichen.

Ein **Integrativer Landwirt (4)** achtet auf die Beständigkeit seines Bodens durch eine ausgewogene und positive Humusbilanz und ist Düngung und chemischem Pflanzenschutz grundsätzlich nicht abgeneigt. Über Auswirkungen dieser ist er sich bewusst, weswegen er sie, zum Schutz von Boden und Wasserqualität, in einem minimalen Rahmen nutzt. Er versucht auf Hoherträge bei Pflanzenbau und Tierzucht zu kommen, aber vermeidet Nährstoffüberschüsse. Der Effizienzgedanke ist sein Antrieb, ohne sich einer Ideologie zu verschreiben. Moderne Minimalbodenbearbeitung mit notwendigem Pflanzenschutzmitteleinsatz bevorzugt er, wie auch Wirtschaftsdünger vor Mineraldünger. Tierrassen wählt er nach Ertragsleistung, sorgt aber dennoch für deren Wohlbefinden. Technische Mittel, um seinen Hof effizienter zu machen, nutzt er minimal und sorgt sich um die Auswirkungen auf kommende Generationen.

Einteilung der interviewten Betriebsleiter in die Typen

Um die interviewten Betriebsleiter diesen Typen zuzuordnen, wird eine Einschätzung anhand der Angaben in den Interviews und den Präferenzen der Bilder der Struktur-lege-Technik gemacht. Diese Einordnung soll helfen einen Fragebogen mit standardisierten Fragen zu erstellen, mit dem Betriebsleiter direkt einem Nachhaltigkeits-Typ zugeordnet werden können. In Tabelle 4.13-2 werden die Betriebsleiter und ihr Typ aufgelistet, zudem welche Bewirtschaftungsweise auf ihrem Hof stattfindet und in welche Größenordnung sich der Hof einordnen lässt.

Tabelle 4.13-2: Zuordnung der Betriebsleiter zu den Nachhaltigkeits-Typen (Seidel, 2012)

Betriebsleiter	Bewirtschaftung	Hof-Größe*	Typ	Bemerkung
01	ökologisch	2	1	
02	ökologisch	2	3	
03	ökologisch	1	3	Ökologische Einordnung anhand seiner Wirtschaftsweise
04	ökologisch	1	3	Ökologische Einordnung anhand seiner Wirtschaftsweise
05	ökologisch	1	3	
06	konventionell	2	1	Will minimalen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln
07	konventionell	2	2	
08	konventionell	2	2	
09	konventionell	1	2	
10	konventionell	1	2	
11	ökologisch	2	1	Spricht sich gegen die BWL aus, denkt und handelt aber danach
12	ökologisch	3	1	
13	ökologisch	1	3	
14	ökologisch	3	1	
15	ökologisch	3	3	
16	konventionell	3	2	
17	konventionell	3	4	Jede Ausrichtung ist ausgeprägt
18	konventionell	3	2	
19	konventionell	2	2	
20	konventionell	3	2	
21	ökologisch	2	3	
22	ökologisch	2	1	
23	ökologisch	3	1	
24	ökologisch	2	3	
25	ökologisch	1	3	
26	ökologisch	-	-	Erklärt sich selbst als nicht nachhaltig
27	konventionell	1	4	Kaum geäußert zur Sozialökonomie
28	konventionell	2	3	
29	konventionell	2	4	
30	konventionell	2	2	
31	konventionell	1	4	

* 1 = Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) in ha: $x \leq 100$; 2 = LN in ha: $100 < x \leq 500$; 3 = LN in ha: $x > 500$

Die vier Typen von Betriebsleitern sind hinsichtlich der Maßnahmen und des Potentials für Nachhaltigkeit unterschiedlich zu bewerten. Wenn eine Ausrichtung bevorzugt wird, bedeutet es nicht notwendigerweise, dass der Gegenpol vernachlässigt wird. Eine Präferenz ökonomischer Aspekte bedeutet weder, dass soziale Aspekte vernachlässigt werden, noch, dass der Betrieb ökonomisch

nachhaltig ist. Die Typisierung sagt lediglich aus, in welchen Bereichen die hauptsächlichen Interessen liegen und wie Nachhaltigkeit definiert wird. Ob der Betrieb nachhaltig ist, muss durch andere Indikatoren gemessen werden.

Dennoch kann aufgrund der Bewirtschaftungsweise und den Maßnahmen eine Bewertung gegeben werden.

Der **Ökologische Ökonom (1)** handelt stark ökologisch und ökonomisch nachhaltig, die soziale Nachhaltigkeit vernachlässigt er vielleicht. Das Klimaschutzpotential ist gering, da bereits viel dafür unternommen wird. Mit einer positiven Humusbilanz kann er deutlich zum Klimaschutz beitragen.

Der **Konventionelle Landwirt (2)** führt seinen Betrieb ökologisch schwach nachhaltig, das Ökonomische ist ihm wichtiger als das Soziale. Vertreter dieses Typus betreiben am wahrscheinlichsten von allen Typen ihren Hof nicht nachhaltig. Dies kann durch einen zu hohen Einsatz an Düngemitteln oder Pflanzenschutzmitteln oder einen zu hohen Tierbestand verursacht werden. Aufgrund des hohen Energieeinsatzes der intensiven Bewirtschaftung liegt hier ein großes Klimaschutzpotential.

Der **Sozial-Ökologe (3)** handelt wahrscheinlich ökologisch nachhaltig und achtet sehr auf das Soziale. Die ökonomische Nachhaltigkeit vernachlässigt er möglicherweise. Er birgt das geringste Klimaschutzpotential, da er bereits am meisten dafür unternimmt.

Der **Integrative Landwirt (4)** achtet auf alle Aspekte der Nachhaltigkeit, ökologisch ist er schwach nachhaltig. Gleichzeitig bietet er ein hohes Klimaschutzpotential.

Leitfragen für die Identifikation der Typen

Die Leitfragen, welche den Nachhaltigkeits-Typ ermitteln sollen, müssen darauf zielen, dass jede Ausrichtung bewertet wird. Gleichzeitig wird dadurch erkennbar, wie ausgeprägt gegensätzliche Ausrichtungen sind und welche letztendlich bevorzugt wird. Die Zuordnung zu einem Typ wird differenzierter, wenn ersichtlich ist, wo es Vorzüge gibt und was eher abgelehnt wird.

Aufgrund der wesentlichen Merkmale der Typen können beispielhafte Leitfragen abgeleitet werden (Anhang 4.13.6)

Erkenntnisse für die Beratung

Die Typisierung der Betriebsleiter ist als Beratungshilfsmittel zu sehen. Durch sie kann die Zielgruppe spezifiziert und der Beratungsansatz individueller und somit effizienter gestaltet werden. Zu beachten ist, dass die Typisierung auf den Betriebsleiter und nicht auf den Betrieb abzielt.

Ein Berater, der dieses Thema abdeckt, muss über hohe Fachkompetenz verfügen, da er ein sehr breites Spektrum abdecken muss.

Die vorgenommene Typisierung ist bisher recht grob. Innerhalb der Typen muss in der Beratungssituation weiter differenziert werden. Es ist zu prüfen, inwieweit eine weitere Bildung von Untertypen ggfs. Sinn machen könnte.

4.13.4 Diskussion und Schlussfolgerung für die Beratung

Die Ergebnisse liefern wichtige, Ansätze für eine erfolgreiche Beratung. Mit der Kenntnis der Einstellung und Verhaltensweisen der Betriebsleiter zu Klimaschutz und Nachhaltigkeit ist die Beratung in der Lage, differenzierte Beratungskonzepte zu entwickeln. Es hilft dem Berater, die richtige Form von Beratung, abgestimmt auf unterschiedliche Arten von Landwirten, anzubieten und somit eine bessere Umsetzung hin zu mehr Nachhaltigkeit und Klimaschutz zu erreichen. Die Ausrichtung eines Beratungsansatzes zur erfolgreichen Beratung der einzelnen Betriebsleitertypen erfordert aber weitere Untersuchungen.

4.13.5 Literatur

- Mayring P (2002) Einführung in die qualitative Sozialforschung. Eine Anleitung zu qualitativem Denken. 5., überarb. und neu ausgest. Aufl.. Weinheim, Basel: Beltz Verlag
- Mayring P (2008) Qualitative Inhaltsanalyse. Grundlagen und Techniken. 10., neuausgest. Aufl. Weinheim, Basel: Beltz Verlag
- Niedrist A (2010) Landwirte und Klimaschutz – Eine explorative Untersuchung bei Betriebsleitern konventioneller und ökologischer Betriebe in Bayern. Master-Arbeit, Universität Hohenheim
- Niedrist A, Heimle S (2011) Ein Vergleich der Meinungen von Betriebsleitern konventioneller und ökologischer Betriebe in Bayern. In: Leithold et al (Hrsg.) Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau 2011, Justus-Liebig-Universität Gießen
- Seidel JU (2012) Nachhaltigkeitsverständnis von Landwirten als Grundlage zur Entwicklung einer Beratungsstrategie. Masterarbeit, Universität Gießen

4.13.6 Anhang

Abbildung A4.13-1: Anleitung für die Durchführung des Betriebsleiterinterviews

Hinweise zur Interviewführung mit der Methode: Struktur-lege-Technik

Ziel: Erfassung des Wissens, Erhebung der Gedanken, Assoziationen zum Untersuchungsgegenstand

I INTERVIEW

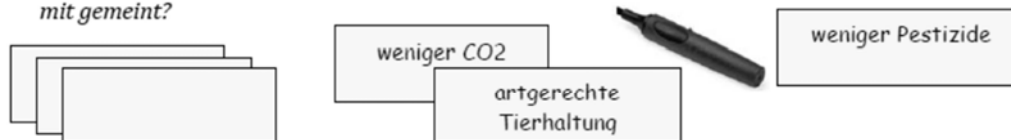
- ✓ Begrüßung des Landwirts und kurzer Hinweis über den Grund des Interviews. Mitschnitt des Interviews. Ca. 1 Stunde.
Diese Befragung steht in Zusammenhang mit dem Projekt „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“. Wir wollen dabei herausfinden, welche spezifischen betrieblichen Strategien auf Ihren Betrieben geführt, welche Ziele Sie verfolgen und wie Sie diese umsetzen. Die Ergebnisse sollen in die persönliche Nachhaltigkeits- und Klimaschutz-Beratung zur Weiterentwicklung des Betriebes einfließen und für die Erarbeitung von Optimierungsstrategien dienen.

- ✓ **(1) Einstiegsfrage:** *In diesem Interview geht es um Ihr persönliches Wissen. Was fällt Ihnen zu Nachhaltigkeit auf Ihrem Betrieb ein?* (Kärtchen „Nachhaltigkeit eigener Betrieb“ mittig auf den Tisch legen)
Das Interview verläuft so, dass ich die Punkte, die Sie mir nennen, auf Kärtchen mitschreiben werde.

Nachhaltigkeit eigener Betrieb

Während der Landwirt erzählt, werden die Stichpunkte auf Kärtchen geschrieben.

Ggf.: *Wenn Sie sich das anschauen, fällt Ihnen noch etwas ein, was bislang noch nicht auf einer Karte steht? Diesen Punkt habe ich noch nicht richtig verstanden, was haben Sie damit gemeint?*



II VERBINDUNGEN HERSTELLEN

- ✓ *Nachdem die Kärtchen nun vollständig sind, geht es darum, Verbindungen zwischen ihnen herzustellen. Dafür habe ich Pfeile vorbereitet. Also, wie denken Sie, dass die einzelnen Karten miteinander in Verbindung stehen?*

Die einzelnen Kärtchen werden mittels dieser Pfeile miteinander verknüpfen. Ggf. auf der Papierunterlage längere Verbindungspfeile zeichnen. Die Strukturierung der Karten wird gemeinsam durchgeführt, in der Regel legt der Interviewer die Karten; der Landwirt kann jedoch auch selbst legen.

einfache Verbindungen/Beziehung: das Eine bedingt das Andere	
wechselseitige Verbindungen: bedingt sich gegenseitig	
gleich/identisch	

Die Struktur ist nun fertig gestellt, d.h. weitere Karten werden nicht mehr aufgenommen. Es sei denn, der Landwirt wünscht dies. In der Regel verläuft nun das „freie“ Interview anhand der Karten, die auf dem Tisch liegen

Tabelle A4.13-1: Fragebogen zur Identifikation des Nachhaltigkeits-Typus

Fragebogen zur Identifikation des Nachhaltigkeits-Typus

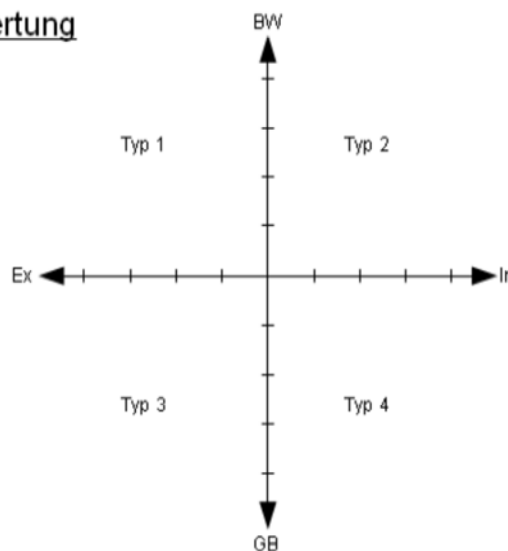
1. Die Betriebswirtschaft ist	
a) eine notwendige Bedingung zur Führung des Hofes <input type="checkbox"/>	b) ein sehr wichtiger Maßstab zur Erfolgskontrolle <input type="checkbox"/>
2. Pflanzenschutzmittel und Dünger	
a) nutze ich nie/selten <input type="checkbox"/>	b) nutze ich gelegentlich/regelmäßig <input type="checkbox"/>
3. Angestellte	
a) sind (wie) ein Teil der Familie <input type="checkbox"/>	b) machen ihren Job auf dem Hof <input type="checkbox"/>
4. Die Flächen des Betriebes sind ausreichend für die Erzeugung der benötigten Futtermittel für den Hof und das Ausbringen des anfallenden Wirtschaftsdüngers	
a) ja <input type="checkbox"/>	b) nein <input type="checkbox"/>
5. Die Region und meine Nachbarn	
a) sind mir sehr wichtig und liegen mir am Herzen <input type="checkbox"/>	b) sind wichtig, liegen mir aber weniger am Herzen <input type="checkbox"/>
6. Den Tieren auf dem Betrieb	
a) soll es möglichst gut gehen, besser als Tierschutzgesetze es vorschreiben <input type="checkbox"/>	b) wird durch die Gesetzgebung ausreichend Schutz geboten <input type="checkbox"/>
7. Die Fruchtfolge	
a) ist vielfältig und langfristig über Jahre geplant <input type="checkbox"/>	b) muss nicht vielfältig sein und wird auch kurzfristig dem Markt angepasst <input type="checkbox"/>
8. Pflanzensorten und Tierrassen	
a) werden nach Qualität, Gesundheit und Lebensleistung ausgewählt <input type="checkbox"/>	b) werden nach Höchstertrag ausgewählt <input type="checkbox"/>

Auswertung

Ungerade Zahl, Antwort a) = +1 bei GB
 Ungerade Zahl, Antwort b) = +1 bei BW
 Gerade Zahl, Antwort a) = +1 bei Ex
 Gerade Zahl, Antwort b) = +1 bei In

Typ 1 = Ökologischer Ökonom
 Typ 2 = Konventioneller Landwirt
 Typ 3 = Sozial-Ökologe
 Typ 4 = Integrativer Landwirt

Frage 1+2 bestimmen den Typ, die restlichen Fragen dienen der Präzisierung



4.14 Entwicklung eines Beratungsansatzes und eines Instruments zur Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung landwirtschaftlicher Betriebe

Helmut Frank, Michaela Braun, Jan Plagge, Thomas Fisel

Zusammenfassung

Der Beitrag beschreibt die Entwicklung eines Konzepts zur Nachhaltigkeitsberatung landwirtschaftlicher Betriebe sowie die Entwicklung eines Beratungsinstruments zur Humusbilanzierung als einen wichtigen Nachhaltigkeitsindikator. Die Bewertung betrieblicher Nachhaltigkeit ist komplex und erfordert eine gesamtbetriebliche Betrachtung. Bestehende Ansätze und Bewertungsinstrumente erfüllen die Anforderungen der Beratung nicht. Auf Basis eines Expertengesprächs und einer Literaturrecherche wurde ein Beratungskonzept entwickelt. Dieses beinhaltet ein Basismodul, dessen Ziele die Sensibilisierung von Landwirten für nachhaltiges Wirtschaften und die Identifikation von Schwachstellen im Betrieb sind. Das Basisangebot wurde erfolgreich auf ökologischen Betrieben getestet. Darauf baut ein Intensivangebot auf, das einzelne Kriterien der Nachhaltigkeit tiefer beleuchtet und das anhand konkreter, wissenschaftlich fundierter Bewertungsinstrumente die Entwicklung von Optimierungsstrategien erlaubt. Als erstes Instrument wurde EDV-basierte eine standort- und managementangepasste Humusbilanzmethode entwickelt, die für Betriebe und Berater zur Verfügung steht. Die hier vorgelegten Ergebnisse und das Beratungsinstrument sind die Grundlage für weitere Entwicklungen im Bereich der Nachhaltigkeitsberatung.

Schlüsselwörter: Beratung, nachhaltige Entwicklung, Humusbilanz

Abstract

This article describes the development and the test of a basic concept for advice in sustainable agriculture of farms. Furthermore an assessment tool to evaluate the humus balance of farms is developed for use in advice. The assessment of the sustainability of farming systems is complex and a whole system approach is needed. Current approaches and assessment tools do not meet the demands of advice. Therefore a concept for advice in sustainable agriculture was developed basing on expert workshops and literature research. The concept consists of a basic supply to make farmers sensitive to sustainability and to identify weak points in the farming system. It was successfully tested on organic farms. After that tools for intensive assessment of single sustainability indicators are developed on the basis of the basic supply. It is used to develop strategies for optimising the farm sustainability using scientific funded methods and approaches. First a computer-based humus balance that considers site and management conditions was created. It is available for the use by advisors and farmers and it allows the reflection of the specific situation on the farm. The presented results and the assessment tool are a fundamental work for further development in advice for sustainability of farms.

Keywords: advice, sustainable development, humus balance.

4.14.1 Problemstellung und Ziele

Die Bewertung der Nachhaltigkeit und Klimawirkungen landwirtschaftlicher Betriebe stellt eine wissenschaftliche Herausforderung dar (Bockstaller et al., 2009; KTBL, 2009). Landwirtschaftliche Betriebe sind komplexe Systeme mit vielfältigen Interaktionen zwischen Einflussgrößen und Prozessen. Veränderungen in einzelnen Teilbereichen führen zu Veränderungen im System. Deshalb erfordert eine Bewertung von Klimaschutz- und Nachhaltigkeit und deren Optimierung stets eine gesamtbetriebliche Betrachtung.

Das gilt auch für eine Nachhaltigkeitsberatung, deren Ziel die Optimierung der betrieblichen Nachhaltigkeit und die Minderung von Treibhausgasemissionen ist. Bisher gibt es kein umfassendes Beratungskonzept und nur wenige geeignete Beratungsinstrumente zur Nachhaltigkeitsberatung. Vorliegende Methoden eignen sich nur für die Bearbeitung einzelner Verfahren oder Verfahrensabschnitte, nicht aber für eine umfassende gesamtbetriebliche Analyse landwirtschaftlicher Betriebssysteme. Die im Projekt verwendeten wissenschaftlichen Methoden und Modelle eignen sich zur Bewertung von Betriebssystemen hinsichtlich Nachhaltigkeit und Klimaschutz, sie sind aber nicht primär für die Anwendung in der Beratung konzipiert. Die wissenschaftlichen Ergebnisse können dazu dienen, Beratungselemente zu validieren, so dass sie zu vergleichbaren und reproduzierbaren Aussagen kommen. Auf dieser Basis können fundierte Entwicklungsempfehlungen aufbauen. Bei der Erarbeitung einer vereinfachten Methode muss unter anderem die Datenlage auf den Betrieben, der Zeitaufwand sowie die Aussagekraft der Ergebnisse für die Landwirte berücksichtigt werden.

Ziel ist es, Beratungskonzepte für die Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung zu entwickeln und erstmalig zu testen. Das Nachhaltigkeitskonzept soll die Grundlage für die Beratungen und deren Weiterentwicklung bilden. Ausgehend davon werden Beratungsinstrumente zur fundierten Bewertung der betrieblichen Nachhaltigkeit entwickelt. Dies geschieht durch die Vereinfachung und Bereitstellung der wissenschaftlichen Methoden in praxisanwendbaren Anwendungen. Als erster Schritt wird ein Beratungsinstrument zur Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe entwickelt, das auch für ökologisch wirtschaftende Betriebe anwendbar ist und Standort- und Managementeinflüsse berücksichtigt und dennoch in kurzer Zeit eine fundierte Bewertung ermöglicht.

4.14.2 Entwicklung eines Beratungskonzepts zur Nachhaltigkeitsberatung

4.14.2.1 Methoden

Zu Beginn fand eine Sichtung vorhandener Methoden der Nachhaltigkeitsbewertung und Nachhaltigkeitsberatung auf Basis einer Literaturrecherche statt. Diese Methoden wurden in Experten-Workshops (Teilnehmer: Bioland-Berater, Berater des FiBL Schweiz und des Danish Advisory Service) und Experten-Gesprächen (Technische Universität München, Thünen-Institut) verglichen.

Daraus wurden Ziele und erste Indikatoren für ein Beratungskonzept festgelegt und ein erstes Beratungskonzept zur Nachhaltigkeitsberatung entwickelt. Dazu gehört auch die Erarbeitung der für die Anwendung benötigten Materialien (Ablaufplan, Medien). Anschließend wurde das Beratungskonzept in fünf ökologischen Betrieben getestet, die Rückmeldungen ausgewertet und in der weiteren Entwicklung berücksichtigt.

4.14.2.2 Ergebnisse

4.14.2.2.1 Bestehende Ansätze zur Nachhaltigkeitsberatung und Ableitung von Zielen für den eigenen Beratungsansatz

Verschiedene Methoden (Tabelle 4.14-1) wurden im Hinblick auf ihre Praxistauglichkeit sowie auf ihre Aussagekraft diskutiert und bewertet.

Das Modell Reponse-Inducing-Sustainability-Evaluation (RISE; FiBL Schweiz; Häni et al., 2003) entspricht durch den hohen Anteil der Selbsteinschätzung des Landwirts nicht dem naturwissenschaftlichen Anspruch des Projekts. Da RISE in begrenzter Zeit alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit (Ökologisch, Ökonomie, Soziales) abzubilden sucht, ist die Bewertung der im Projektziel festgelegten Parameter in Umfang und Tiefe nicht ausreichend.

Dagegen erlaubt die Auswertung mit REPRO eine umfangreiche Analyse der ökologischen Nachhaltigkeit von Betrieben und ist somit für dieses Vorhaben bestens geeignet. Die Datenerfassung, -eingabe und -auswertung ist aber mit einem hohen Zeitaufwand für Berater, Wissenschaftler und Betriebe verbunden. Zudem sind die erforderlichen Daten nicht immer auf allen Betrieben sofort verfügbar und können erst durch Nacherhebungen erfasst werden. Aus diesem Grund ist die direkte Anwendung von REPRO für einen Beratungsansatz nicht geeignet.

Die weiteren in Tabelle 4.14-1 genannten Modelle berücksichtigen entweder nur die Klimawirkungen (Climate Yardstick, Product Carbon Footprinting, Dairy Farming Sustainable Toolkit) oder bieten keine Berücksichtigung einzelbetrieblicher Aspekte. Daneben fehlen Plausibilitätskontrollen. Die Systeme legen zudem den Schwerpunkt auf Zertifizierung und Labelling, ermöglichen aber keine Schwachstellenanalysen im Betriebssystem.

Tabelle 4.14-1: Vergleich der Bewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe und Produkte aus Sicht der Betriebsberatung – Ergebnisse des Expertenworkshop

Methodik	Datenerhebung	Analyse	Ergebnisse	Vor-/ Nachteile
REPRO (D)	Fragebogen oder direkte Eingabe gesamte Ackerschlagkartei Tierhaltung, Fütterung Zeit: 2-6 Stunden	REPRO-Software Zeit: 1 Tag	Stoff- und Energiebilanzen, Stoffkreisläufe, Bewertung mit Indikatoren	+ exakte Abbildung einzelbetrieblicher Parameter und Einflüsse - zeitaufwändig, hoher Datenbedarf
RISE (Response-Inducing-Sustainability-Evaluation) (CH)	Fragebogen oder direkte Eingabe in Datenbank Zeit: 8-12 Stunden	Automatische Auswertung mit Access-Datenbank, Plausibilitäts-Check Zeit: 30 Minuten	25-seitiges Standardlayout (Polygongrafik mit 12 Indikatoren); Besprechung mit Landwirt	+ schnelle, ganzheitliche Methode - hoher Anteil an Selbsteinschätzung des Landwirts, geringe naturwissenschaftliche Datenbasis
Climate Yardstick (NL)	Online-Fragebogen Zeit: 20 Minuten	Automatische Auswertung ohne Plausibilitätskontrolle Zeit: 5 Minuten	Diagramme zu THG-Emissionen je kg Milch, Emissionsquellen und THG-Ausstoß des Betriebs	+ schnelles Ergebnis, geringer Aufwand - allgemeine Berechnungen, keine betriebspezifischen Daten
Produkt-Carbon-Footprinting von Lebensmitteln in Österreich („Zurück zum Ursprung“, Hofer, A)	Wissenschaftl. Studie zu THG-Bilanzen auf Basis österreichischer und internationaler Untersuchungen.	Life-Cycle-Assessment (LCA) nach IPCC (2007) und ISO 14040 und ISO 14044	Produktbezogene THG-Emissionen der Produktionskette	+ CO ₂ -Fußabdruck für Produkte - keine betriebspezifische Auswertung
Dairy Farming Sustainable Toolkit (Ben & Jerry und University of Michigan, Center for Sustainable Systems)	keine	Multiple-choice-Befragung: „Welches definiertes Handlungsmuster passt am besten zu meinem Betrieb?“	Bewertung nach einem Punktesystem	+ schnelle eigene Einschätzung - nur Selbsteinschätzung

Die Expertenworkshops kamen zu dem Ergebnis, dass eine kontinuierliche Verbesserung der Betriebe nur mit einem Beratungsansatz, nicht aber durch Zertifizierungsprogramme erreichbar ist. Die Beratung soll Stärken und Schwächen der Betriebe analysieren, Optimierungsstrategien erarbeiten und so die Umsetzung von Nachhaltigkeits- und Klimaschutzzielen auf den Betrieben begleiten. Insgesamt wurden folgende Ziele definiert:

Ziele der Betriebe:

- Nachhaltigkeit aus Sicht der Landwirtschaft verstehen lernen
- Stärken und Schwächen erkennen
- Ökonomische, ökologische und soziale Nachhaltigkeit verbessern
- eigene Zufriedenheit verbessern
- Image der Landwirtschaft verbessern

- Weniger Kontrolle – mehr Beratung

Ziele der Beratung

- zur langfristigen Überlebensfähigkeit der Betriebe beitragen
- Betriebe zur nachhaltigen Wirtschaftsweise sensibilisieren
- Betriebe motivieren, Optimierungsstrategien umzusetzen
- Kontakt/Vertrauen zu den Betrieben aufbauen

Ausgehend von der Definition der Ziele müssen Indikatoren zur Bewertung der Ist-Situation und der Veränderungen definiert werden. Meist findet eine Gliederung in die Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales statt. Für die Erarbeitung eines Beratungskonzepts, das konkrete Handlungsansätze liefern soll, wird nach Einschätzung der Experten eine differenziertere Struktur benötigt. Eine geeignete Gliederung bieten die IFOAM Prinzipien von 1980 (IFOAM, 1980).

Abbildung 4.14-1: IFOAM-Prinzipien für nachhaltiges Wirtschaften (nach IFOAM, 1980)



4.14.2.2.2 Konzeption des Beratungsangebots

Für die Konzeption des Beratungsangebots sind nicht nur die Ziele entscheidend, sondern auch die Voraussetzungen auf den Betrieben. Bei der weiteren Entwicklung wird davon ausgegangen, dass

- die Betriebsleiter hinsichtlich Klimaschutz und Nachhaltigkeit einen unterschiedlichen Wissensstand haben,
- die Datenlage (Qualität und Verfügbarkeit der Daten) auf den Betrieben sehr unterschiedlich ist,

- sich jeder Betrieb in seiner Struktur und Vielfalt von den anderen unterscheidet,
- die Motivation bzw. der Druck von außen je nach Betrieb bzw. Betriebsleiter unterschiedlich ist.

Diese Gegebenheiten begründen die individuelle Ausrichtung des Beratungskonzepts. Es wird ein individualisierbares Beratungskonzept mit unterschiedlichen Intensitätsstufen (Basisangebot, Intensivangebot) benötigt, welches sich in der Herangehensweise, in den Inhalten und im Ablauf unterscheidet.

4.14.2.2.2.1 Basisangebot

Ziele der Anwendung des Basisangebots sind:

- Zum Thema Nachhaltigkeit sensibilisieren
- Zur Optimierung auf dem eigenen Betrieb motivieren
- die aktuelle betriebliche Situation reflektieren
- Bereiche identifizieren, die der Landwirt gerne verbessern möchte

In einem rund dreistündigen Betriebsbesuch (Tabelle 4.14-2) soll der Betriebsleiter für das Thema Nachhaltigkeit als Teil der Betriebsentwicklung sensibilisiert werden. Gemeinsam mit dem Landwirt wird reflektiert, wie die aktuelle Situation (Stärken /Schwächen) auf dem Betrieb in Bezug auf Nachhaltigkeit ist. Dabei sollen mögliche Bereiche aufgedeckt werden, die der Landwirt gerne verbessern möchte. Zudem soll der Berater den Handlungsbedarf einschätzen.

Zum Abschluss der Beratung wird mit dem Betriebsleiter evaluiert, in welchen Bereichen sich der Betrieb verbessern will. Es werden konkrete Schritte formuliert, die der Betriebsleiter in naher Zukunft umsetzen will. Gleichzeitig wird eventuell vorhandener Unterstützungsbedarf (z.B. produktionstechnische Beratung, Betriebsentwicklung, Förderung) identifiziert.

Tabelle 4.14-2: Ablaufschema der Beratung für das Basisangebot

Phase	Schritte	Material/ Anleitungen/ Werkzeuge/ Vorlagen	Dauer ca.
Vorbereitung	Terminvereinbarung	Flyer, Anschreiben	15 min
Betriebsbesuch	Einstieg	Erwartungen an die Beratung Hintergrund und Ziele der Beratung Sensibilisierung der Erzeuger zu den Grundprinzipien des organisch-biologischen Landbaus Motivation, die Prinzipien im Betrieb umzusetzen weniger Kontrolle – mehr Beratung: höhere Präsenz der Berater auf den Betrieben Betriebe langfristig überlebensfähig machen	15 min
	Überblick über die aktuelle Situation auf dem Betrieb zu den Themen der IFO-AM-Prinzipien	Arbeit mit den Bildkarten Was ist mir wichtig/ unwichtig für meinen Betrieb (Reihung) Was wird umgesetzt und wo habe ich Verbesserungsbedarf	45 min
	Vertiefungsphase mit Selbsteinschätzung des Landwirts und Einschätzung des Beraters	Stärken-Schwächen-Analyse Leitfragen	120 min
	Handlungsbedarf erarbeiten	Wo wollen Sie dranbleiben? Brauchen Sie Unterstützung? Vertiefungsangebot zu genauen Betrachtung von einzelnen Themenbereichen und Erarbeitung von Optimierungsstrategien	10 min
Nachbereitung	To-Do-Liste erarbeiten	Kontakt zwischen Landwirt und Berater aufrechterhalten	
Dran bleiben	Anruf oder kurzer Betriebsbesuch	Was haben Sie geändert? Brauchen Sie Hilfe bei der Umsetzung?	30 min

4.14.2.2.2 Intensivangebot

Ziele des Intensivangebots sind:

- Klimaschutzleistungen und Nachhaltigkeit mit praxistauglichen Instrumenten bewerten
- Schwachstellen identifizieren

- Maßnahmen zur Optimierung planen

Beim Intensivangebot schätzt der Berater in der Vorbereitung des Betriebsbesuchs mit einfachen Methoden die Situation am Betrieb ab. Dazu ist es nötig, dass der Landwirt dem Berater im Vorfeld betriebliche Daten zur Verfügung stellt. Während des Betriebsbesuches soll die Bewertung diskutiert werden und eine grobe Schwachstellenanalyse erfolgen. Zum Abschluss des Beratungsgesprächs soll erarbeitet werden, mit welchen Maßnahmen der Landwirt eine Verbesserung ermöglichen kann.

Die Bewertungsmethoden für die Klimaschutzleistungen und die einzelnen Bereiche der Nachhaltigkeit sind noch zu entwickeln.

4.14.2.2.3 Praxistest der beschriebenen Beratungsangebote

Die Erprobung des Basisangebots wurde zunächst auf ökologische Betriebe beschränkt. Neben Pilotbetrieben wurden weitere Biobetriebe ausgewählt, die mit dem Thema Klimaschutz und Nachhaltigkeit bis zu diesem Zeitpunkt noch weniger vertraut waren.

Das Angebot wurde auf 5 Betrieben erprobt. Zur Evaluierung der Methodik wurden die Betriebsleiter ca. 3 Monate nach der Beratung in einem freien Interview telefonisch befragt. Dabei wurde erhoben, in welcher betrieblichen Situation die Beratungen stattgefunden haben, welche Veränderungen durch die Beratung angeregt wurden und wie die Betriebsleiter die Beratung bewerteten. Diese Interviews wurden transkribiert und mit Hilfe der qualitativen Inhaltsanalyse ausgewertet. Die so gewonnenen Informationen wurden in Form von Betriebsportraits dargestellt. Die Anregungen und Kritikpunkte der Landwirte wurden zusammengefasst. Abschließend wurden die Schwierigkeiten und Grenzen aber auch die Stärken der Beratungsmethode herausgearbeitet. Diese werden als Anregung für die Weiterentwicklung des Beratungsangebotes dienen.

Die Interviews ergaben, dass die Beratung auf allen Betrieben Veränderungen bewirkt hat. Teilweise zeigte sich dies bereits in konkreten Maßnahmen, die auf den Betrieben umgesetzt wurden, teilweise hatten die Betriebsleiter eine größere Sensibilität zur Nachhaltigkeit entwickelt. Die bewusste Auseinandersetzung mit der Nachhaltigkeit auf den eigenen Betrieb wurde von den Betriebsleitern als sehr wichtig beurteilt.

Mit Hilfe der Leitfragen und der Stärken/Schwächenanalyse in der Basisberatung konnten Schwachstellen analysiert, Betriebsblindheit aufgedeckt und verdrängte Probleme aufgezeigt werden bzw. die Stärken des Betriebes hervorgehoben werden. Die Formulierung von konkreten Zielen, an denen der Betrieb arbeiten will, wurde von den Betriebsleitern als gute Hilfe angesehen. Der intensive persönliche Austausch mit den Beratern wurde von fast allen Betriebsleitern positiv hervorgehoben. Auffällig war, dass während der Beratung fast immer Themen der Be-

triebsentwicklung angesprochen wurden. Die Betriebsleiter haben soziale Themen besonders in den Fokus der Beratung gerückt.

Insgesamt zeigt die Auswertung, dass mit einem niedrighschwelligem Angebot zur Nachhaltigkeitsberatung bereits gute Wirkungen erzielt werden können. Durch den offenen Charakter der Beratungsmethode war es möglich, individuell auf die Bedürfnisse der unterschiedlichen Betriebe einzugehen und auch Themen aufzugreifen, die in der klassischen produktionstechnischen Beratung wenig Raum haben. Eine systematische, wissenschaftlich begründete Analyse und Identifizierung derjenigen Handlungsbereiche, in denen die größten Verbesserungspotenziale bestehen, ist in diesem Angebot jedoch nicht gewährleistet.

4.14.2.3 Diskussion

Im Rahmen mehrerer Veranstaltungen wurde das geplante Beratungskonzept vorgestellt und diskutiert:

- Dialogworkshop „Klimaschutz und Nachhaltigkeit - Status quo und die damit verbundenen Herausforderungen für die Praxis, Beratung und Zertifizierung“ auf der Wissenschaftstagung in Gießen
- Expertengespräch im Rahmen eines Seminars am Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der Technischen Universität München
- Regionale Workshops mit den Pilotbetrieben
- Jahrestreffen aller Berater der Bioland Beratung.

In einem Betriebsbesuch von 3 Stunden kann nach Einschätzung von Wissenschaftlern die Nachhaltigkeit eines Betriebes nicht fundiert bewertet werden. Dafür sind derzeit noch keine Methoden vorhanden. Die Themenbereiche sind umfangreich und komplex, so dass im Rahmen des laufenden Projektes nur für einige ausgewählte Teilbereiche ein einfaches und gleichzeitig aussagekräftiges Bewertungssystem aufgebaut werden kann.

Deshalb ist das mehrstufige Beratungs-Konzept eine praktikable Lösung. Die Basisberatung zur Motivation und Sensibilisierung ist ein guter Einstieg in das Thema, damit zeitnah eine Sensibilisierung der Landwirte und erste Verbesserungen in der Praxis umgesetzt werden.

Ein praxisnahes Bewertungsmodell für die Intensivberatung, das wissenschaftlich hinterlegt ist und mit angemessenem Aufwand und Kosten angeboten werden kann, muss in Zusammenarbeit mit Beratung und Wissenschaft noch erarbeitet werden.

Von Landwirten wird die Auseinandersetzung mit den Themen Nachhaltigkeit und Klimaschutz als sehr wichtig beurteilt. Hier besteht der Wille, sich damit vertraut zu machen und zu reflektieren, was das für den eigenen Betrieb bedeutet. Es wird allerdings eine Bewertung des eigenen Betrie-

bes gewünscht, um sich mit Kollegen vergleichen und die eigene Entwicklung im Laufe der Zeit verfolgen zu können. Außerdem wird ein Angebot von Optimierungsstrategien und Handlungsempfehlungen zu den Einzelbereichen benötigt, da den Landwirten der fachliche Hintergrund und der Blick von außen fehlen.

Ein wichtiges Kriterium bei der Entwicklung einer Beratung zur Nachhaltigkeit muss die einfache Anwendbarkeit in der Praxis sein. Gleichzeitig muss die Methodik (natur-) wissenschaftlich fundiert sein und weitgehend zu ähnlichen Ergebnissen kommen, wie umfangreichere Untersuchungen, wie sie derzeit bei den Pilotbetrieben gemacht werden.

Um dieses Ziel zu erreichen, muss zunächst der wissenschaftliche Hintergrund und Kenntnisstand zu den einzelnen Teilbereichen der Nachhaltigkeit (Indikatoren) vorliegen und der Einfluss bestimmter betrieblicher Maßnahmen auf diese Indikatoren erforscht sein. Daraus können Empfehlungen abgeleitet werden, wie die Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben optimiert werden kann. Neben einer fachlich fundierten Vorgehensweise ist das beratungsmethodische Vorgehen ausschlaggebend dafür, ob beim Betriebsleiter eine Sensibilisierung und Handlungsmotivation erreicht wird. Es konnte gezeigt werden, dass die systematische Entwicklung und Anwendung einer geeigneten Beratungsmethodik zielführend ist.

4.14.3 Entwicklung einer Humusbilanzmethode zur vertiefenden Nachhaltigkeitsberatung

Wie die Projektergebnisse und Voranalysen zeigen, ist eine fundierte und naturwissenschaftliche Bewertung Voraussetzung für die Bewertung der betrieblichen Nachhaltigkeit. Eine Nachhaltigkeitsberatung muss darauf aufbauen. Die im Projekt verwendete Methode REPRO ermöglicht umfassende und tiefgehende Auswertungen der Betriebssysteme, allerdings erfordern sie einen hohen Zeitaufwand und großen Datenbedarf. Aus diesem Grund war es notwendig, die in REPRO verwendeten Methoden vereinfacht zur Verfügung zu stellen und somit für die Beratung nutzbar zu machen. Wegen der Komplexität landwirtschaftlicher Betriebssysteme und der vielfältigen Einflussfaktoren können nicht alle Indikatoren in einem Zug entwickelt werden. Deshalb wird zunächst ein bedeutender Indikator herausgegriffen und ein geeignetes Bewertungsinstrument entwickelt. Dies ermöglicht die Erprobung des Vorgehens, der Eignung zur Nachhaltigkeitsbewertung und das Sammeln von Erfahrungen in der Anwendung, die in die Entwicklung weiterer Instrumente einfließen.

Aus der Gesamtheit der Nachhaltigkeitsindikatoren, die in REPRO berechnet werden können, wurde zunächst die Humusbilanz herausgegriffen. Die Humusbilanz ist ein wichtiger Indikator für die Bodenstruktur und den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit wie auch für die Klimawirkungen landwirtschaftlicher Betriebe (Schmid et al., 2012). Die Bodenfruchtbarkeit bildet die Grundlage landwirtschaftlichen Wirtschaftens, zugleich fehlen bisher für den Ökologischen Landbau anwendbare Methoden. Die gewählte Methode ist sowohl in ökologischen wie auch konventionel-

len Betrieben und unterschiedlichen Betriebstypen anwendbar. Die Humusbilanz bildet damit eine erste ganzheitliche Bewertung eines Betriebs ab.

4.14.3.1 Methoden

Für die Humusbilanzierung wird die gleiche Methode verwendet, die auch in REPRO zur Anwendung kommt. Dabei handelt es sich um die dynamische Humuseinheitenmethode nach Hülsbergen (2003). Dabei werden Fruchtarten in Humuszehrer (z.B. Getreide, Hackfrüchte) und Humusmehrer (z.B. Futterpflanzen, Leguminosen) eingeteilt. Der Humusbedarf und die Humusreproduktion hängen von den Standortbedingungen (Ackerzahl), dem Ertrag (N-Entzug) und der Zufuhr mineralischen Stickstoffs ab. Daneben werden die Zufuhr organischer Substanz durch Stroh- und Gründüngung wie auch durch die organische Düngung in Abhängigkeit von der Qualität des zugeführten Gutes berücksichtigt. Aus der Summe ergibt sich der Humussaldo.

$$\Delta C_{\text{Org}} = C_{\text{Bedarf}} + C_{\text{Ersatz}} + C_{\text{Strohd}} + C_{\text{Gründ}} + C_{\text{OD}}$$

ΔC_{Org}	kg Humus-C ha ⁻¹	Humussaldo
C_{Bedarf}	kg Humus-C ha ⁻¹	Humusbedarf (Humuszehrer)
C_{Ersatz}	kg Humus-C ha ⁻¹	Humusersatzleistung (Humusmehrer)
C_{Strohd}	kg Humus-C ha ⁻¹	Strohdüngung
$C_{\text{Gründ}}$	kg Humus-C ha ⁻¹	Gründüngung
C_{OD}	kg Humus-C ha ⁻¹	Organische Düngung

Auf der Grundlage von Microsoft Office Excel 2010 wurde diese Methode auf Ebene der Fruchtarten umgesetzt. Eingangsgrößen sind die Fruchtarten, die Anbaufläche, die Ackerzahl, die mineralische Stickstoffzufuhr, die Menge und (wahlweise) Qualität organischer Dünger sowie die Erträge und die Produktverwendung (Abfuhr oder Gründüngung). Teilweise werden Standardwerte vorgeschlagen (z.B. Erträge, Qualität organischer Dünger), die jedoch durch betriebliche Werte ersetzt werden können und so eine genauere Abbildung ermöglichen. Daneben wird zum Vergleich eine Humusbilanz nach den gültigen Cross-Compliance-Regeln berechnet (VDLUFA, 2004; LfL, 2007).

4.14.3.2 Ergebnisse

Der Humusbilanzrechner steht für die Beratung zur Verfügung und kann von der Projekthomepage www.pilotbetriebe.de heruntergeladen werden.

Abbildung 4.14-4: Screenshot zur Auswertungstabelle

FF	kg Humus-C/ha	Fläche (ha)	Brutto- bedarf	Mehr- leistung	Stroh- düngung	Grün- düngung	Netto- bedarf	Ersatz-			Humus- saldo	Humus- saldo CC	
								Stallmist	Gülle	Sonstige			
1	Winterweizen	37,19	-598		300		-298	320	63	383	85	541	
1	Winterroggen	40,68	-554		283		-271	261		261	-10	272	
1	Triticale	50,8	-615		296		-318				-318	34	
1	Körnemaïs	41,31	-1019		383		-636				-636	-205	
1	Dinkel	28,03	-336		189		-147				-147	-80	
1	Winterweizen	16,55	-569		286		-283				-283	-15	
1	Getreide-GPS	25,19	-377				-377					-280	
1	Silomais	18,82	-905				-905	102	426	528	-377	-56	
1	Ackerbohne	24,25		70	314		385				385	240	
1	Erbsen	43,27		68	284		352		597	597	949	808	
1	Klee gras	90		433			433		61	61	493	858	
1	Getreide-Körnerleguminos	25,48		152			152	174	566	740	893	1507	
1	US Untersaaten Legumin	17,2		501		251	752				752	300	
1	ZF Klee gras/Luzemegras	28,03		125		63	188				188		
1	ZF Rübsen, Senf, Raps, l	17,04		42		70	111				111	160	
1	ZF Klee gras/Luzemegras	8,94		520		260	780				780		
	Grünland	66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Humusbilanz Acker		441,57	-319	127	163	19	-11	56	5	105	166	174	360
Versorgungsstufe Acker											D	E	
Humusbilanz Betrieb		507,57									154	308	
	Fruchtfolge 1	441,57	-370	147	189	22	-12	65	5	122	192	202	D
	Fruchtfolge 2												
	Fruchtfolge 3												

Die Ergebnisse des Humusbilanzrechners wurden mit den Ergebnissen der REPRO-Auswertungen der Pilotbetriebe verglichen. Dabei ergab sich eine signifikante Korrelation von $R^2 = 0,89$ ($p \leq 0,05$). Die Abweichungen ergeben sich aus der betrachteten Ebene (REPRO: Teilschlag; Beratungstool: Fruchtart).

Der Bilanzrechner wurde auch von Bioland-Beratern in anderen ökologischen Betrieben eingesetzt. Die daraus entstehenden Anregungen und Wünsche in der Anwendung flossen in die bestehende Version ein. Gleichzeitig stieß die Anwendung bei Beratern und Betriebsleitern auf großes Interesse.

4.14.3.3 Diskussion

Zur Humusbilanzierung stehen verschiedene mit REPRO vergleichbare Methoden zur Verfügung (Leithold et al., 1997; VDLUFA, 2004; Hülsbergen et al., 2003; Brock et al., 2008). Diese sind aber derzeit nur bedingt für die Beratung geeignet oder in EDV-Tools umgesetzt bzw. nicht für die Anwendung im Ökologischen Landbau geeignet. Die Wahl fiel auf die dynamische Humuseinheitenmethode nach Hülsbergen (2003), da diese spezifische Parameter für den Ökologischen Landbau enthält und standort- und bewirtschaftungsbedingte Einflüsse berücksichtigt. Zugleich findet diese Methode auch Anwendung in den detaillierten REPRO-Auswertungen in den Pilotbetrieben, wodurch das Beratungsinstrument validiert werden kann.

Diese Validierung wurde auch vorgenommen. Die entstehenden Abweichungen sind vor allem auf die unterschiedliche Betrachtungsebene zurückzuführen. Während die Berechnungen in REPRO auf Teilschlagebene (spezifische Standortbedingungen und Erträge) erfolgen, finden die Berechnungen mit dem Beratungstool auf Ebene der Fruchtarten statt (mittlere Standortbedingungen und Erträge der jeweiligen Fruchtart). Daneben berücksichtigt REPRO die spezifische Qualität organischer Dünger während im Bilanztool Standardwerte verwendet werden (spezifische Werte können aber bei Bedarf eingegeben werden). Die Ergebnisse zeigen aber, dass die vereinfachte Berechnung für eine Einschätzung der Humusversorgung landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen einer pflanzenbaulichen oder Nachhaltigkeitsberatung nicht nötig ist. Gleichzeitig kann diese vereinfachte Methode die im Projekt stattfindenden detaillierten REPRO-Berechnungen nicht ersetzen.

4.14.4 Schlussfolgerungen

Eine Nachhaltigkeitsberatung landwirtschaftlicher Betriebe erfordert angepasste und fundierte Beratungsmethoden und -instrumente. Das erstmals verfügbare Konzept zur Nachhaltigkeitsberatung stellt die Grundlage für die Entwicklung und vergleichbare Durchführung eines solchen Beratungsansatzes dar. Mit dem Humusbilanzrechner steht ein erstes Instrument zur Nachhaltigkeitsberatung landwirtschaftlicher Betriebe bereit. Damit wird die Bodenfruchtbarkeit als ein wichtiger Aspekt der ökologischen Nachhaltigkeit mit geringem Aufwand und für die Praxis hinreichender Genauigkeit erfasst. Einzelbetriebliche Aspekte können abgebildet und betriebliche Optimierungsmöglichkeiten ermittelt werden. Damit wurden erste, wichtige Fortschritte hin zu einer vollständigen Nachhaltigkeits- und Klimaschutzberatung erreicht.

Die Bewertung der (ökologischen) Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe ist wegen der Vernetzung der einzelnen Einflussfaktoren und Produktionsschritte aber überaus komplex. Die Bewertung einzelner Parameter ist nicht ausreichend für eine Systembewertung. Deshalb ist die Entwicklung weiterer Konzepte und Beratungsinstrumente zur Nachhaltigkeitsberatung notwendig. Die hier vorgestellten Ansätze sind die Grundlage dafür.

4.14.5 Literatur

- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2007) Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Gelbes Heft. 8. überarbeitete Auflage 2007
- Bockstaller C, Guichard L, Keichinger O, Girardin P, Galan M-B, Gaillard G (2009) Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy Journal* 29, 223-235
- Brock C, Hoyer U, Leithold G, Hülsbergen K-J (2008) Entwicklung einer praxisanwendbaren Methode der Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. Abschlussbericht zum Projekt 03OE048

- Bylin C, Misra R, Murch M, Rigterink W (2004) Sustainable Agriculture: On-Farm Assessment Tool. Report prepared for Ben and Jerry's Homemade Inc. Center for Sustainable Systems, Report-No. CSS04-04
- Centre for Agriculture and Environment (CLM) (2012) Climate Yardstick. www.klimaatlat.nl (Zugriff: 25.04.2012)
- Häni F, Stämpfli A, Keller T (2003) Sustainability assessment of farms with the model RISE. *Agricultura 2*: 7-11
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker-Verlag, Aachen
- IFOAM (1980) Recommendations for international standards of biological agriculture. General Assembly. IFOAM Secretariat, Topsfield, Massachusetts, USA
- Lenz A (2011) Analyse der Bioland-Prinzipienberatung. Bachelorarbeit Universität Kassel-Witzenhausen
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2009) Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Eine vergleichende Beurteilung von Betriebsbewertungssystemen. KTBL, Darmstadt
- Leithold G, Hülsbergen K-J, Michel D, Schönmeier H (1997) Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion. Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Fachtagung am 11. und 12. Juli 1996 in Wittenberg. Zeller Verlag, Osnabrück, 43-54
- Schmid H, Braun M, Hülsbergen K-J (2012) Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion - Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. Projektbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. 3. Zwischenbericht. FKZ BÖLN 06OE160, 204-233
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (2004) Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA-Standpunkt

4.14.6 Anhang

Tabelle A4.14-1: Leitfragen zu den Nachhaltigkeitsbereichen

Modul	Bodenfruchtbarkeit pflegen und verbessern
Impuls	Was ist Bodenfruchtbarkeit? Was bringt die Bodenfruchtbarkeit? Welche Erfahrungen haben Sie damit gemacht?
Leitfragen	<p>Bodenstruktur:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Intensität der Durchwurzelung? <p>Verschlämmung</p> <p>Erosion</p> <ul style="list-style-type: none"> - Sind die Flächen hängig? Wie sind die Flächen in CC-Wasser eingestuft? - Gibt es sichtbare Bodenverluste? <p>Bodenverdichtung</p> <ul style="list-style-type: none"> - Leistungsklassen der Maschinen? - Machen Sie regelmäßig eine Spatendiagnose? - Kommt unverrottetes Material beim Pflügen wieder nach oben? - Sind Fahrspuren erkennbar? (am Boden oder Bestand) <p>Humusbilanz</p> <p>Bodenleben</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fütterung mit org. Substanz - Regenwurmröhren? - Strohsterne? <p>Nährstoffversorgung</p> <ul style="list-style-type: none"> - Org. Düngung - Mineralische Ergänzungsdüngung
Modul	Gesunde Lebensmittel in ausreichender Menge herstellen
Impuls	Lebensmittel mit hoher Ernährungsqualität und in ausreichender Menge produzieren
Leitfragen	Erträge & Leistungen Omega 3 Fettsäuren Lebensmittelhygiene Wie viel Wert legen Sie selbst auf ökologische Ernährung? Wie viel % Bio-Produkte kaufen Sie ein? Wie wichtig ist für Sie die Unterstützung der Biolandpartner?
Modul	Artenvielfalt erhalten
Impuls	- Naturvielfalt erhalten (Genetische Vielfalt, Habitatvielfalt, Artenvielfalt) - Stabilität gegen Störungen
Leitfragen	<p>Bewirtschaftungsmaßnahmen</p> <p>Wie viele Fruchtarten und Sorten haben Sie? Welche?</p> <p>Wie viele verschiedene Tiere halten Sie? Welche?</p> <p>Wie groß sind Ihre Schläge?</p> <p>Welche Düngemittel setzen Sie ein? + Menge</p> <p>Wie oft schneiden Sie ihr Grünland + Klee gras?</p> <p>Welche Technik verwenden Sie?</p> <p>Setzen Sie Pflanzenschutzmittel ein? Wenn ja welche + Menge?</p> <p>Landschaftspflegeleistung – zusätzliche Leistungen</p>

	<p>Haben Sie Hecken gepflanzt planen Sie welche zu pflanzen? Pflegen Sie Hecken und Feldgehölze? Haben Sie um Ihre Acker und Wiesen Randstreifen angelegt? Wie viel ihrer Fläche bewirtschaften Sie extensiv? Machen Sie eine abgestufte Wiesennutzung? Haben Sie Nistkästen am Hof oder sonstige Nützlingsstrukturen?</p>
Modul	Endliche Ressourcen schonen
Impuls	Jede Art von Umweltverschmutzung durch landwirtschaftliche Techniken vermeiden
Leitfragen	<p>Klima – Energie <u>CH₄</u>: Halten Sie Wiederkäuer? Bewirtschaften Sie Moorböden? Wie? <u>N₂O</u>: Haben Sie N-Überschüsse im Boden? Wie ist der Lufthaushalt Ihrer Böden? Verdichtungen, Bodenart, Niederschlag? <u>CO₂</u>: Energieverbrauch? Diesel Fütterung: Kraftfutter oder Grundfutterbasiert? Welche Futtermittel? Welche Betriebsmittel setzen Sie ein? Düngung, Pflanzenschutz, ... Erzeugen Sie regenerative Energien? (Können Sie Ihren eigenen Bedarf decken?)</p> <p>Wasser Eutrophierung: P-Bilanz Nitrat auswaschung Boden – siehe Bodenfruchtbarkeit Biodiversität – siehe Artenvielfalt erhalten</p>
Modul	Im Kreislauf wirtschaften
Impuls	<ul style="list-style-type: none"> • Soviel wie möglich im geschlossenen System arbeiten (Kreislauf von Futter –und Mistwirtschaft) • Verwendung lokaler Ressourcen in der gesamten Prozesskette
Leitfragen	<p>Nährstoffe <u>Betriebssystem</u> Reiner Marktfruchtbetrieb Gemischtbetrieb: Wie hoch ist der Tierbesatz? Biogas Futter-Mist-Kooperation Betriebskooperationen <u>Einkauf</u> <i>Stall</i>: Kaufen Sie Futtermittel oder Stroh zu? <i>Feld</i>: Kaufen Sie Düngemittel zu? N-Bindung von Leguminosen? (Leguminosen-Anteil) <u>Verkauf</u> Verkaufen Sie pflanzliche Marktprodukte? Verkaufen Sie tierische Marktprodukte? (Milch, Fleisch) Regionalität Kurze Wege – Wertschöpfung in der Region halten Faire Preise – Handelsbeziehung mit Marktpartner</p>

	Faire Löhne – Wertschöpfung in der Region fördern
Modul	Unsere Tiere artgerecht halten
Impuls	Artgerechte Tierhaltung, wesensgemäße Fütterung
Leitfragen	<p>Haltung Tiergesundheitshandbuch der Bioland Beratung</p> <p>Fütterung Grundfüttereinsatz – Kraftfutteranteil? Futterhygiene</p> <p>Tiergesundheit: Wie hoch ist die durchschnittliche Nutzungsdauer? Wie hoch ist die durchschnittliche Lebensleistung? Wie hoch sind die Zellzahlen? Wie hoch sind die Tierverluste?</p>
Modul	Sich als Mensch und Familie mit dem Betrieb entwickeln und Zufriedenheit schaffen
Impuls	<p>Akzeptabler Lebensstandard und ermöglicht gleichzeitig jährliche Investitionen, um die Produktivität der Ressourcen zu steigern. Wann ist man zufrieden?</p> <ul style="list-style-type: none"> - Erfüllung der Grundbedürfnisse Hunger, Durst - Körperlich (Arbeitsbelastung, Gesundheit, ...) - Seelisch (Selbstverwirklichung, ...) - Sozial (Freunde, Gesellschaftliches Engagement, Netzwerke, ...)
Leitfragen	<p>Lebensqualität (seelisch, körperlich, sozial) Innerlicher Veränderungswunsch Äußerlicher Veränderungsdruck Gesellschaftliches Engagement Hofnachfolgeregelung</p> <p>Wirtschaftlichkeit Rentabilität Liquidität Stabilität</p>

4.15 Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität unterschiedlicher Betriebssysteme (Biodiversitätspotenzial)

Sebastian Klimek

4.15.1 Vorwort

Im Juni 2010 wurden dem Thünen-Institut für Biodiversität im Rahmen des Forschungsvorhabens „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ (Förderkennzeichen 06OE160 und 06OE353) durch das Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft (BÖLN) Bundesmittel für die Durchführung eines Arbeitspaktes zum Thema „Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität unterschiedlicher Betriebssysteme“ (kurz: „Biodiversitätspotenzial“) zur Verfügung gestellt (Position 0835 „Vergabe von Aufträgen“).

Das Arbeitspaket „Biodiversitätspotenzial“ ist inhaltlich sehr eng an die beiden transdisziplinären Projekte „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ und „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ angebunden. Im Rahmen dieser Anbindung werden Vorarbeiten, insbesondere seitens der Erfassung der Bewirtschaftung und des Betriebsmanagements, gezielt verwendet. Dadurch wird angestrebt, Synergien bei der Zusammenarbeit zu nutzen und die Qualität und Aussagekraft der Ergebnisse des Arbeitspaketes „Biodiversitätspotenzial“ zu erhöhen.

Die Inhalte und Ziele des Arbeitspaketes „Biodiversitätspotenzial“ umfassen:

1. Vegetationskundliche Erfassung der Gefäßpflanzen auf den Testflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe in den vier Projektregionen
2. Erstellung einer Vegetationsdatenbank basierend auf den vegetationskundlichen Erhebungen
3. Ableitung von Indikatoren sowie Überprüfung von Methoden und Bewertungsansätzen für den Indikatorbereich „Biodiversitätspotenzial“
4. Erarbeitung von generellen Handlungsempfehlungen für Landwirte/innen zur Erhaltung und Erhöhung pflanzlicher Diversität.

Erste Ergebnisse des Arbeitspaketes wurden in dem 2. Zwischenbericht (Berichtszeitraum 1. März 2010 – 28. Februar 2011) und 3. Zwischenbericht (Berichtszeitraum 1. März 2011 – 29. Februar 2012) dargestellt. Zudem wurden erste Ergebnisse auch im Rahmen regionaler Workshops vorge-

stellt und stießen auf großes Interesse der Betriebsleiter und Berater. Wir nutzen an dieser Stelle auch die Gelegenheit, den beteiligten Betriebsleitern ausdrücklich für Ihre Kooperation zu danken. Zudem lief die Zusammenarbeit zwischen den Projektpartnern sehr gut und Absprachen wurden zuverlässig eingehalten.

Die vegetationskundliche Erfassung der Gefäßpflanzen auf den Testflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe in den vier Projektregionen wurde in den Jahren 2010 und 2011 durchgeführt. Darauf basierend wurde eine Vegetationsdatenbank erstellt. Damit wurden wesentliche Ziele des Arbeitspaketes erreicht. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass bis zum jetzigen Zeitpunkt keine Gesamtauswertung der Vegetationsdaten durchgeführt werden konnte. Für eine Gesamtauswertung sind detaillierte schlag- bzw. testflächenbezogene Informationen zu Standortfaktoren (z.B. Relief, Bodennährstoffgehalte, Bodengefüge) und Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Anbauintensität) unbedingt erforderlich. Die Erreichung der Arbeitspaketziele „Ableitung von Indikatoren sowie Überprüfung von Methoden und Bewertungsansätzen für den Indikatorbereich Biodiversitätspotenzial“ und „Erarbeitung von generellen Handlungsempfehlungen für Landwirte/innen zur Erhaltung und Erhöhung pflanzlicher Diversität“ ist erst unter Berücksichtigung dieser Daten möglich. Da jedoch die Ergebnisse zu den Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen der untersuchten Schläge bzw. Testflächen zu diesem Zeitpunkt noch nicht vollständig ausgewertet vorliegen, sondern erst im Rahmen des Aufstockungsantrages (Änderungsbescheid vom 03.07.2013) zur Verfügung gestellt werden, ist der vorliegende Bericht nicht als Endbericht zu bewerten. Diese Vorgehensweise wurde mit dem Projektträger (BÖLN) und der Projektkoordination im Vorfeld der Berichterstellung abgesprochen. Ein umfassender Endbericht für das Arbeitspaket „Biodiversitätspotenzial“ erfolgt daher erst nach Aufbereitung und zur Verfügung Stellung der Daten.

Im Folgenden wird eine kurze Einleitung gegeben und die verwendeten Methoden beschrieben. Darauf aufbauend werden erste Ergebnisse vorgestellt und ein Ausblick auf die bevorstehenden Auswertungen gegeben.

4.15.2 Einleitung und Problemstellung

Gefäßpflanzen werden häufig als Biodiversitätsindikator in Agrarökosystemen verwendet. Zahlreiche Untersuchungen haben belegt, dass die Artenzahl der Gefäßpflanzen eng mit der Vielfalt weiterer Artengruppen korreliert ist (Duelli und Obrist, 1998; Steffan-Dewenter und Tschardt, 2001; Sauberer et al., 2004). Eine Studie von Kleijn et al. (2009) hat sowohl in Acker- als auch in Grünlandflächen einen signifikanten positiven Zusammenhang zwischen der Artenzahl der Gefäßpflanzen und der Artenzahl von Invertebraten verschiedener Gruppen (Bienen, Heuschrecken und Spinnen) festgestellt. Zudem gibt es Nachweise dafür, dass eine hohe pflanzliche Artenvielfalt Grundlage für die Bereitstellung von ökosystemaren Dienstleistungen ist (Isbell et al., 2011). Eine aktuelle Untersuchung von Scherber et al. (2010) hat diesbezüglich gezeigt, dass ein Rück-

gang von Pflanzenarten in einem Agrarökosystem kaskadenartig die Anzahl und Vielfalt aller Mitglieder der Nahrungskette mindern kann.

Vergleichende Studien über den Einfluss konventioneller und ökologischer Betriebssysteme haben verdeutlicht, dass sich der ökologische Landbau in den meisten Fällen signifikant positiv auf Flora und Fauna sowohl auf der Schlag- als auch auf der Betriebsebene auswirkt (Fuller et al., 2005; Hole et al., 2005). Eine Meta-Analyse von Bengtsson et al. (2005) hat gezeigt, dass im Durchschnitt 50 % mehr Individuen und 30 % mehr Arten in biologisch bewirtschafteten Flächen vorkommen. Insbesondere ökologisch bewirtschaftete Ackerflächen weisen eine bis zu sechsfach höhere Artenvielfalt der Segetalflora auf als konventionelle Ackerflächen (z.B. Gabriel et al., 2006; Gabriel und Tschardt, 2007; Holzschuh et al., 2007). Es gibt weiterhin Hinweise darauf, dass die Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf Grünlandflächen weniger stark ausgeprägt sind, da Grünlandflächen häufig weniger intensiv bewirtschaftet werden (Herzog et al., 2006). Als Einflussfaktoren für die höhere Artenvielfalt auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen wurden neben dem Verzicht auf Herbizide, chemisch-synthetische Pestizide und Mineraldünger auch die vielfältigeren Fruchtfolgen, die schonende Bodenbearbeitung und ein höherer Anteil an naturnahen Flächen auf der Betriebsebene verantwortlich gemacht. Es bestehen jedoch noch Kenntnislücken hinsichtlich der funktionellen Bedeutung der pflanzlichen Artenvielfalt in Agrarökosystemen.

Viele Wild- und Kulturpflanzen sind auf die Bestäubung durch Insekten angewiesen. Grundsätzlich hängt die Diversität blütenbesuchender Insekten wesentlich vom Nahrungsangebot und der floristischen Vielfalt einer Fläche ab. Insektenbestäubung stellt die wichtigste Form der biotischen Fremdbestäubung dar und ist eine der wichtigsten Triebkräfte für die Evolution und Artenvielfalt der Angiospermen (Baker und Hurd, 1968). Biesmeijer et al. (2006) haben belegt, dass die Vielfalt von Bienen und der von ihnen bestäubten Blütenpflanzen während der letzten 25 Jahre stark zurückgegangen ist. Eine höhere Anzahl und Abundanz von Bestäubern kann zu einer höheren Bestäubungsleistung führen (Aizen und Feinsinger, 2004). Dabei wirkt sich der ökologische Landbau häufig positiv auf Bestäuber aus (Holzschuh et al., 2007; Rundlöf et al., 2008). In diesem Zusammenhang hat eine Untersuchung von Gabriel und Tschardt (2007) auf ökologisch bewirtschafteten Getreideflächen deutlich mehr durch Insekten bestäubte Pflanzenarten nachgewiesen, was auf eine funktionierende Wechselwirkung zwischen Pflanzen und Blüten bestäubenden Insekten hindeutet. Unklarheiten bestehen jedoch noch darüber, inwieweit die Vielfalt an Insekten bestäubten Pflanzen in Acker- und Grünlandflächen durch das Bewirtschaftungssystem und die biogeographische Region beeinflusst wird.

Vor diesem Hintergrund, hat das Arbeitspaket „Biodiversitätspotenzial“ zum Ziel, die pflanzliche Diversität auf den stationär angelegten Testflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe zu erfassen und den Einfluss von abiotischen Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität zu analysieren. Getrennt nach Betriebssystem und den Kulturarten Winterweizen (bzw. Triticale, Dinkel oder Winterroggen) und Grünland werden die erhobenen Vegetationsdaten in Beziehung zu Standortfaktoren (z.B. Relief, Boden-

nährstoffgehalte, Bodengefüge) und Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Anbauintensität) gesetzt. Um den Einfluss von Bewirtschaftungssystem (ökologisch vs. konventionell) und Projektregion (Süd, West, Ost, Nord) auf die Anzahl an Insekten bestäubte Pflanzenarten in Acker- und Grünlandflächen zu untersuchen, werden die erfassten Gefäßpflanzen nach der Art der Bestäubung klassifiziert und analysiert. Kenntnisse über die relative Bedeutung von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität unterschiedlicher Betriebssysteme stellen eine Voraussetzung für die Ableitung geeigneter indirekter Indikatoren (Pressure-Indikatoren) dar und unterstützen eine Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit von Betriebssystemen.

4.15.3 Material und Methoden

Die vegetationskundlichen Erhebungen der Gefäßpflanzen erfolgten in Absprache mit den Betriebsleitern und Projektpartnern auf den stationär angelegten Testflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe in den vier Projektregionen. Die räumliche Auswahl der Pilotbetriebe berücksichtigt die Variabilität der landwirtschaftlichen Betriebs- bzw. Produktionssysteme (Betriebssysteme und Betriebstypen) sowie die der Landschaftsstrukturen und Standortvoraussetzungen (Boden-Klima-Räume, Naturräume). Die ausgewählten ökologischen Pilotbetriebe wurden mit konventionellen Betriebssystemen unter vergleichbaren Standortbedingungen räumlich gepaart, wobei die Pilotbetriebe charakteristischen und regionstypischen Betriebstypen (Marktfruchtbetrieb, Gemischtbetrieb sowie Milchviehbetrieb) entsprechen.

Je Pilotbetrieb und abhängig von dem Betriebstyp und der betriebsspezifischen Fruchtfolge wurde die Diversität der Gefäßpflanzen in dem Jahr 2010 auf Winterweizenflächen (alternativ Triticale, Dinkel oder Winterroggen) und im Jahr 2011 auf Grünlandflächen sowie, soweit vorhanden, auf Luzerne-Klee-gras Flächen kartiert. Die Erhebungen wurden innerhalb der mit GPS vermessenen homogenen Testflächen (20 m x 20 m) durchgeführt. Für die Kulturart Winterweizen und Grünland sowie für die Kulturart Luzerne-Kleegras erfolgte die Vegetationserhebung auf der Fläche einer Parallele (10 m x 10 m). Auf diesen Aufnahmeflächen wurde jeweils eine Artenliste der Gefäßpflanzen nach Wisskirchen und Haeupler (1998) angefertigt, sowie die Artmächtigkeit (Deckungswert) jeder Art anhand einer modifizierten dezimalen LONDO-Skala geschätzt (Londo, 1976). Die vegetationskundliche Erfassung der Gefäßpflanzen erfolgt einmalig in einem definierten Zeitraum getrennt nach Projektregion durch Auftragnehmer/innen auf der Basis von Werkverträgen (Zeitraum 2010: 22.06.2010 bis 15.07.2010; Zeitraum 2011: 07.04.2011 bis 29.05.2011). Die Erfassung der pflanzlichen Artenvielfalt auf den Luzerne-Klee-gras Flächen und Grünlandflächen der Pilotbetriebe wurde vor der ersten Nutzung durchgeführt. Für die Vegetationsaufnahmen wurden standardisierte Aufnahmebögen verwendet, die jeder Auftragnehmerin bzw. jedem Auftragnehmer durch den Auftraggeber (Dr. Sebastian Klimek) zur Verfügung gestellt wurden. Um eine Vergleichbarkeit der Vegetationsaufnahmen in den vier Projektregionen zu gewährleisten, wurde während der Aufnahmen durch die Auftragnehmer/innen das phänologische Entwicklungsstadium des Getreides (Winterweizen, Triticale, Dinkel, Winterroggen) nach der er-

weiterten BBCH-Codierung aufgenommen. Auf den Grünlandflächen wurde das Vegetationsstadium des Bestandes anhand phänologischer Merkmale von häufig bzw. verbreitet vorkommenden Arten, wie Wiesen-Löwenzahn (*Taraxacum sect. Ruderalia*), Knäuelgras (*Dactylis glomerata agg.*) und Ausdauerndes Weidelgras (*Lolium perenne*), geschätzt.

Aufgrund der Betriebstypen (z.B. reine Marktfrucht- bzw. Milchviehbetriebe) und der betriebspezifischen Fruchtfolge war nicht auf jedem ökologisch bzw. konventionell wirtschaftenden Pilotbetrieb eine Winterweizenfläche (alternativ Triticale, Dinkel oder Winterroggen) bzw. Grünland- oder Luzerne-Klee grasfläche vorhanden. Daher erfolgten, bezogen auf das Erhebungsjahr 2010, die Aufnahmen der Ackerwildkrautarten auf insgesamt 69 Pilotbetrieben bzw. Winterweizenflächen (34 ökologisch und 35 konventionell bewirtschaftete Ackerflächen). Die Aufnahmen der Gefäßpflanzen in dem Erhebungsjahr 2011 erfolgten auf insgesamt 47 Grünlandflächen (25 ökologisch und 22 konventionell bewirtschaftete Flächen) und 29 Luzerne-Klee grasflächen (27 ökologisch und 2 konventionell bewirtschaftete Flächen). Für die regionenübergreifende Auswertung der Vegetationsdaten wurden ausschließlich Aufnahmen von gepaarten Flächen bzw. Pilotbetrieben verwendet. Zudem wurden die Aufnahmen der Luzerne-Klee grasflächen aufgrund der geringen Anzahl an Flächen und dem weitestgehenden Fehlen von konventionell bewirtschafteten Luzerne-Klee grasflächen nicht in eine regionenübergreifende Auswertung einbezogen. Insgesamt wurden Vegetationsaufnahmen von 53 räumlich gepaarten Pilotbetrieben (33 gepaarte Winterweizen- und 20 gepaarte Grünlandflächen) in die Auswertung einbezogen. Tabelle 4.15-1 gibt eine Übersicht über die Anzahl der räumlich gepaarten Flächen in den vier Projektregionen, die für eine regionenübergreifende Auswertung herangezogen wurden.

Tabelle 4.15-1: Übersicht über die Anzahl der untersuchten Winterweizen- und Grünlandflächen in den vier Projektregionen

		Winterweizenflächen (2010)		Grünlandflächen (2011)		Gesamt
		ökologisch	konventionell	ökologisch	konventionell	
Projektregion	Süd	6	6	6	6	24
	West	7	7	7	7	28
	Ost	10	10	3	3	26
	Nord	10	10	4	4	28

Die Vegetationsaufnahmen wurden unter Verwendung einer einheitlichen Nomenklatur in eine Datenbank eingegeben und auf Plausibilität geprüft. Fragen oder Unklarheiten wurden mit den Auftragnehmern geklärt. Daraufhin wurden die erfassten Gefäßpflanzen unter Verwendung der Datenbank BioFlor nach Art und Weise der Pollenübertragung (Bestäubung) klassifiziert (Klotz et al., 2002). Grundsätzlich kann die Pollenübertragung abiotisch (Wind-, Wasser-) oder biotisch (Tier-, Selbstbestäubung) erfolgen. In dieser Untersuchung steht die Insektenbestäubung als wichtigste Form der Fremdbestäubung im Vordergrund.

4.15.4 Ergebnisse

Die Auftragnehmer/innen haben die vegetationskundlichen Erhebungen und die Übergabe der Kartierungsergebnisse fristgerecht und entsprechend den Vorgaben zur vollsten Zufriedenheit durchgeführt. Zum Zeitpunkt der Aufnahmen befand sich der Winterweizen (bzw. Triticale, Dinkel oder Winterroggen) in allen vier Projektregionen im Entwicklungsstadium der Fruchtentwicklung bzw. der Frucht- und Samenreife, und es bestanden hinsichtlich des phänologischen Entwicklungsstadiums keine Unterschiede zwischen den vier Projektregionen. Auch hinsichtlich der Vegetationserhebungen auf den Grünlandflächen bestand hinsichtlich des phänologischen Stadiums der ausgewählten Pflanzenarten (*Taraxacum sect. Ruderalia*, *Dactylis glomerata* agg. bzw. *Lolium perenne*) kein systematischer Unterschied zwischen den vier Projektregionen.

In dem Aufnahmejahr 2010 wurden insgesamt 117 verschiedene Ackerwildkrautarten auf den untersuchten Winterweizenflächen (bzw. Triticale, Dinkel oder Winterroggen) aufgenommen (n = 66 Pilotbetriebe). Davon waren 41 Arten auf Insektenbestäubung ausgerichtet. Auf den Grünlandflächen (n = 40) wurden 92 verschiedene Gefäßpflanzen erfasst, wovon 43 Pflanzenarten Insekten als Pollenvektor nutzen. Die floristischen Aufnahmen der Winterweizen- und Grünlandflächen wurden in einer vorläufigen deskriptiven Analyse getrennt nach Projektregion und Betriebssystem (ökologisch und konventionell) hinsichtlich der mittleren Anzahl an Gefäßpflanzen (Tabelle 4.15-2) und der mittleren Anzahl an Insekten bestäubten Pflanzen (Abbildung 4.15-1 und 4.15-2) ausgewertet.

Tabelle 4.15-2: Mittlere Artenzahl und Standardabweichung von Gefäßpflanzen auf den kartierten Winterweizen- und Grünlandflächen

		Winterweizenflächen (2010)		Grünlandflächen (2011)	
		ökologisch	konventionell	ökologisch	konventionell
Projektregion	Süd	15,0 (3,0)	2,8 (3,0)	26,8 (3,6)	17,8 (3,4)
	West	19,3 (5,2)	5,3 (4,9)	20,9 (3,8)	15,4 (5,4)
	Ost	17,2 (7,1)	5,9 (4,6)	18,0 (5,2)	16,7 (2,5)
	Nord	20,2 (3,6)	2,5 (2,1)	17,8 (5,3)	16,0 (1,2)

Die vorläufigen Ergebnisse zeigen, dass die mittlere Anzahl der Ackerwildkrautarten auf den Winterweizenflächen der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe deutlich höher ist als auf den konventionell wirtschaftenden Pilotbetrieben (Tabelle 4.15-2). Diese Unterschiede sind weniger stark für die untersuchten Grünlandflächen ausgeprägt. Obwohl die mittlere Anzahl der Gefäßpflanzenarten auf den Grünlandflächen der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe überwiegend höher ist als auf den konventionell wirtschaftenden Pilotbetrieben, deuten die Ergebnisse regionale Unterschiede an (Tabelle 4.15-2). Die untersuchten Grünlandflächen in der Projektregion Süd sind durch die höchste mittlere Artenzahl an Gefäßpflanzen gekennzeichnet, wobei die Unterschiede zwischen den Projektregionen stärker für die ökologisch als für die konventionell bewirtschafteten Flächen ausgeprägt sind.

Abbildung 4.15-1: Anzahl (Mittelwert \pm Standardfehler) der durch Insekten bestäubten Pflanzenarten auf den untersuchten Winterweizenflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe in den vier Projektregionen im Jahr 2010 (Klimek, 2013, unveröffentlicht)

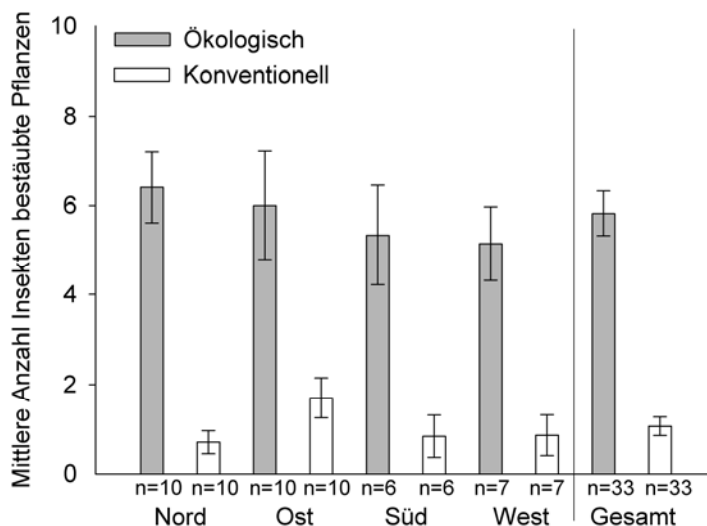
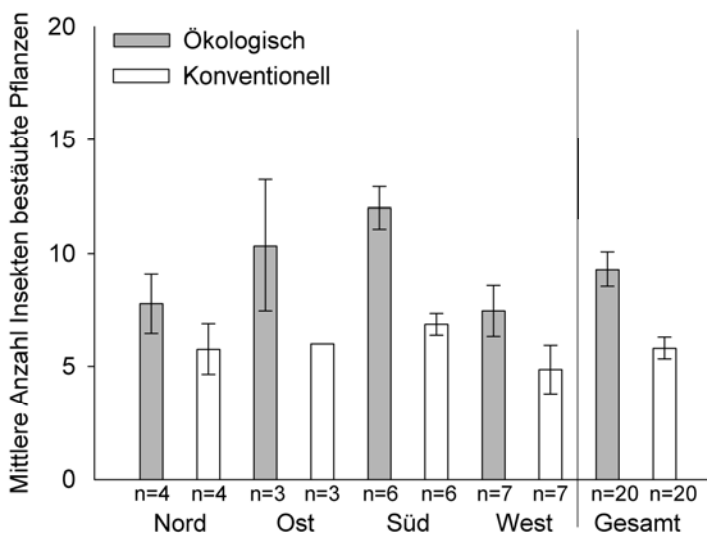


Abbildung 4.15-2: Artenzahl (Mittelwert \pm Standardfehler) der durch Insekten bestäubten Pflanzenarten auf den untersuchten Grünlandflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe in den vier Projektregionen im Jahr 2011 (Klimek, 2013, unveröffentlicht)



Die Analyse zeigt zudem, dass auf ökologisch bewirtschafteten Getreide- und Grünlandflächen deutlich mehr durch Insekten bestäubte Pflanzenarten nachgewiesen werden konnten (Abbildung 4.15-1 und 4.15-2). Entsprechend der Analyse der Gesamtartenvielfalt (Tabelle 4.15-1) sind die Unterschiede zwischen den ökologisch und konventionell bewirtschafteten Pilotbetrieben weniger stark für die untersuchten Grünlandflächen ausgeprägt. Es ist jedoch festzuhalten, dass mit steigender Artenzahl in einer Testfläche auch die statistische Wahrscheinlichkeit steigt, dass

durch Insekten bestäubte Pflanzenarten gefunden werden. Zudem wird in dieser deskriptiven Analyse der Einfluss der Projektregion (unterschiedliche Landschaftsstrukturen und Standortsvoraussetzungen) nicht berücksichtigt.

4.15.5 Ausblick

Untersuchungen zur pflanzlichen Diversität sind von hohem Interesse für die Betriebe, die Verbraucher (ökologische Glaubwürdigkeit) sowie für die Politikberatung. Um die Ergebnisse des Arbeitspaketes „Biodiversitätspotenzial“ für die Landwirte nutzbar zu machen, soll in Anspannung mit der Projektkoordination die Möglichkeit zur Integration der Kartierungsergebnisse in die Datendrehscheide *Nutriweb* geprüft werden. Dies würde eine vergleichende Bewertung (Benchmarking) der Betriebe in einer Region ermöglichen. Hinsichtlich einer regionsübergreifenden Auswertung müssen jedoch neben den Vegetationsaufnahmen auch Standortfaktoren (z.B. Relief, Bodennährstoffgehalte, Bodengefüge) und Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Anbauintensität) berücksichtigt werden. Erst eine solche Form der Auswertung ermöglicht differenzierte Aussagen über die relative Bedeutung von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität unterschiedlicher Betriebssysteme sowie eine Überprüfung von Methoden und Bewertungsansätzen für den Indikatorbereich „Biodiversitätspotenzial“. Wie in dem Vorwort dargestellt, werden diese Daten jedoch erst im Rahmen des Aufstockungsantrages aufgearbeitet und diesem Arbeitspaket zur Verfügung gestellt. Ein umfassender Endbericht für das Arbeitspaket „Biodiversitätspotenzial“ erfolgt erst unter Einbeziehung dieser Daten.

4.15.6 Literatur

- Aizen MA, Feinsinger P (1994) Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honeybees in Argentine Chaco Serrano. *Ecological Applications* 4:378-392
- Baker HG, Hurd PD (1968) Intrafloral ecology. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 13:385-414
- Bengtsson J, Ahnström J, Weibull AC (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42:261-269
- Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M, Ohlemüller R, Edwards M, Peeters T, Schaffers AP, Potts SG, Kleukers R, Thomas CD, Settele J, Kunin WE (2006) Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313:351-354
- Duelli P, Obrist MK (1998) In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7:297-309
- Fuller RJ, Norton LR, Feber RE, Johnson PJ, Chamberlain DE, Joys AC, Mathews F, Stuart RC, Townsend MC, Manley WJ, Wolfe MS, Macdonald DW, Firbank LG (2005) Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1:431-434
- Gabriel D, Roschewitz I, Tschardt T, Thies C (2006) Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications* 16:2011-2021
- Gabriel D, Tschardt T (2007) Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:43-48

- Herzog F, Steiner B, Bailey D, Baudry J, Billeter R, Bukáček R, De Blust G, De Cock R, Dirksen J, Dormann CF, De Filippi R, Frossard E, Liira J, Schmidt T, Stöckli R, Thenail C, Van Wingerden W, Bugter R (2006) Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy* 24:165-181
- Hole DG, Evans AD, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice PV (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122:113
- Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Kleijn D, Tscharrntke T (2007) Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: Effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44:41-49
- Isbell F, Calcagno V, Hector A, Connolly J, Harpole WS, Reich PB, Scherer-Lorenzen M, Schmid B, Tilman D, Van Ruijven J, Weigelt A, Wilsey BJ, Zavaleta ES, Loreau M (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477:199-202
- Kleijn D, Kohler F, Báldi A, Batáry P, Concepción ED, Clough Y, Díaz M, Gabriel D, Holzschuh A, Knop E, Kovács A, Marshall EJ, Tscharrntke T, Verhulst J (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 276:903-909
- Klotz S, Kühn I, Durka W (Hrsg.) (2002) *BiolFlor - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz
- Londo G (1976) Decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33:61-64
- Rundlöf M, Nilsson H, Smith HG (2008) Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biological Conservation* 141:417-426
- Sauberer N, Zulka KP, Abensperg-Traun M, Berg H-M, Bieringer G, Milasowszky N, Moser D, Plutzer C, Pollheimer M, Storch C, Tröstl R, Zechmeister H, Grabherr G (2004) Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117:181-190
- Scherber C, Eisenhauer N, Weisser WW, Schmid B, Voigt W, Fischer M, Schulze ED, Roscher C, Weigelt A, Allan E, Beler H, Bonkowski M, Buchmann N, Buscot F, Clement LW, Ebeling A, Engels C, Halle S, Kertscher I, Klein AM, Koller R, König S, Kowalski E, Kummer V, Kuu A, Lange M, Lauterbach D, Middelhoff C, Migunova VD, Milcu A, Müller R, Partsch S, Petermann JS, Renker C, Rottstock T, Sabais A, Scheu S, Schumacher J, Temperton VM, Tscharrntke T (2010) Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468:553-556
- Steffan-Dewenter I, Tscharrntke T (2001) Succession of bee communities on fallows. *Ecography* 24:83-93
- Wisskirchen R, Haeupler H (1998) *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

5 Publikationen

2010

Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. *Landbauforsch SH* 335:65-76

2011

Blank B, Paulsen HM, Kassow A, Rahmann G, Aulrich K (2011) Zusammensetzung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe im Rahmen des Projekts Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois K-P, Williges U (Hrsg.) *Beträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Gießen, 2011, 199-202

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2011) Analyse des Energieeinsatzes und der Energieeffizienz bei der Futtererzeugung in der Milchviehhaltung. In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois K-P, Williges U (Hrsg.) *Beträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Gießen, 2011, 143-146

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2011) Analyse des Einsatzes fossiler Energie und der damit verbundenen CO₂-Emissionen der Milchviehhaltung – methodischer Ansatz und erste Ergebnisse. In: Brigitte Eurich-Menden (Hrsg.) *Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik ; KTBL-Tagung 6. - 8. Dezember 2011 Kloster Banz, Bad Staffelstein*. Darmstadt. *KTBL-Schrift*, Band 491, 355-359

Höhne E, Rücknagel J, Christen O (2011) Relation between structural field parameters and soil physical laboratory measurements. In: Neuhoﬀ, D, Halberg N, Rasmussen IA, Hermansen J, Ssekya C, Sohn MS, (eds.) (2011) *Organic is life – knowledge for tomorrow. Proc. of the 3rd Scientific Conference of ISOFAR 28.09. – 01.10.2011, Gyeonggi Paldang, Korea*, 25-27

Höhne E, Rücknagel J, Christen O (2011) Zusammenhang von Parametern der visuellen Gefügebewertung mit bodenphysikalischen und – mechanischen Messwerten. *Mitt. d. Ges. f. Pflanzenbauwissenschaften*, 23:209

Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Rahmann G, Aulrich K (2011) Analyse von Grundfutterqualitäten ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe im Rahmen des Projektes "Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen". In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois K-P, Williges U (Hrsg.) *Beträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Gießen, 2011, 109-110

Niedrist A, Helmle S (2011) Landwirte und Klimaschutz – Ein Vergleich der Meinungen von Betriebsleitern konventioneller und ökologischer Betriebe in Bayern. In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois K-P, Williges U (Hrsg.) *Beträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. Gießen, 2011, 119-122

Paulsen HM, Blank B, Schüler M (2011) Treibhausgasemissionen und Nachhaltigkeitsbewertung in der Milchviehhaltung - Erhebung von Praxisdaten, Modellierung, Ökobilanz. In: Brigitte Eurich-Menden (Hrsg.) *Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik ; KTBL-Tagung 6. - 8. Dezember 2011 Kloster Banz, Bad Staffelstein*. Darmstadt. *KTBL-Schrift*, Band 491, 376-380

Peter J, Schmid H, Schilling R, Munch JC, Hülsbergen K-J (2011) Treibhausgasflüsse beim Anbau von Winterweizen und Klee gras. In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K., Wilbois K-P, Williges U (Hrsg.) *Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*, Justus-Liebig Universität Gießen, 15.-18. März 2011, Tagungsband, 147-150

Peter J, Schmid H, Schilling R, Munch JC, Hülsbergen K-J (2011) Treibhausgasflüsse beim Anbau von Winterweizen und Klee gras. Tagungsband des 12. Österreichischen Klimatags. Klima, Klimawandel, Auswirkungen und Anpassung in Österreich. 21. Und 22. Sept. 2011. Veranstalter Klimaforschungsinitiative AustroClim und Klima- und Energiefonds, V42

2012

Blank B, Schaub D, Paulsen HM, Rahmann G (2012) Herd parameters in organic and conventional dairy farms and their role in greenhouse gas emissions from milk production. *Landbauforsch SH* 362:270-273

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2012) Modell zur Energiebilanzierung der Milchviehhaltung – Anwendung in Pilotbetrieben. In: Wiesinger K, Cais K (Hrsg.) *Angewandte Forschung für den ökologischen Landbau in Bayern. Öko-Landbautag 2012 am 29. März 2012 in Freising. LfL-Schriftenreihe 4/2012:36-42*

Hülsbergen K-J, Braun M, Schmid H (2012) Die Bedeutung der Kohlenstoffversorgung in Böden. *Lebendige Erde* 3:12-14

Paulsen HM, Blank B, Schaub D, Rahmann G (2012) Klimawirkungen und Nachhaltigkeitsparameter in der Milchviehhaltung - Ergebnisse aus Herdenvergleichen ökologischer und konventioneller Betriebe. *VDLUFA SchrR* 68:737-744

Schaub D, Paulsen HM, Rösemann C, Blank B, Rahmann G (2012) Emissions of greenhouse gases from dairy farms - a case study using the German agricultural emission model GAS-EM. *Landbauforsch SH* 362:22-25

Schmid H, Braun M, Hülsbergen K-J (2012) Klimawirksamkeit und Nachhaltigkeit von bayerischen landwirtschaftlichen Betrieben. In: Wiesinger K, Cais K (Hrsg.) *Angewandte Forschung für den ökologischen Landbau in Bayern. Öko-Landbautag 2012 am 29. März 2012 in Freising. LfL-Schriftenreihe 4/2012:137-143*

2013

Blank B, Schaub D, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland *Landbauforsch. Appl Agric Forestry Res* 63(1):21-28, DOI:10.3220/LBF_2013_21-28

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Modelluntersuchungen zu Treibhausgasemissionen der ökologischen und konventionellen Milcherzeugung. In: Neuhoff D, Stumm C, Ziegler S, Rahmann G, Hamm U, Köpke U (Hrsg.) *Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 5.-8. März 2013, Tagungsband, S. 664-665*

Hülsbergen K-J, Schmid H, Frank H (2013) Ressourcenschonung in der Pflanzen- und Milchproduktion. Ansätze für die Betriebsoptimierung - Untersuchungen zur Nachhaltigkeit von ökologischen und konventionellen Betrieben. Tagungsband der DLG-Wintertagung 2013 in Berlin. *Archiv der DLG, Band 107, 43-60*

Paulsen HM, Blank B, Schaub D, Aulrich K, Rahmann G (2013) Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63(1):29-36, DOI:10.3220/LBF_2013_29-36

6 Generaldiskussion und Ausblick

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid, Gerold Rahmann, Thomas Fisel,
Ulrich Köpke, Olaf Christen, Karl Kempkens

6.1 Etablierung des Netzwerks der Pilotbetriebe als Grundlage transdisziplinärer Forschung

Im Verbundprojekt *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben* wurde in enger Kooperation von Forschung, Beratung und Praxis eine in Deutschland einzigartige Struktur für Forschungsarbeiten aufgebaut. In verschiedenen Agrarräumen sind 40 ökologische und 40 konventionelle Betriebe nach genau definierten Kriterien ausgewählt worden; sie repräsentieren unterschiedliche Betriebstypen, Intensitätsniveaus und Standortbedingungen. Während der Projektlaufzeit blieben alle ausgewählten Pilotbetriebe in das Netzwerk eingebunden¹, so dass eine hohe Kontinuität der Untersuchungen gewährleistet war. Aus Kapazitätsgründen war eine Beschränkung auf 80 Pilotbetriebe erforderlich. Es kann somit nicht der Anspruch erhoben werden, repräsentative Aussagen für die gesamte Landwirtschaft in Deutschland zu treffen. Vielmehr sollten charakteristische und regionstypische Betriebsbeispiele untersucht werden.

In den Pilotbetrieben wurde ein leistungsfähiges Monitoringsystem eingerichtet. Mit einheitlichen Methoden wurden produktionstechnische Daten und Leistungsparameter kontinuierlich erhoben. Ergänzende Betriebsleiterinterviews dienten der Erfassung von betrieblichen Entwicklungszielen und Motivationen. In den Betrieben wurden auf georeferenzierten Testflächen Bonituren, Boden- und Pflanzenanalysen durchgeführt. Analysen von Futtermitteln und Wirtschaftsdüngern hatten die Ableitung spezifischer Daten für Futter- und Nährstoffbilanzen zum Ziel. Die Monitoringdaten wurden in einer internetbasierten Datenbank Nutriweb gespeichert, die von allen Partnern nutzbar ist. Die Betriebe konnten somit hinsichtlich ihrer Standortbedingungen und Bewirtschaftungssysteme umfassend charakterisiert werden.

Mit der Etablierung des Netzwerks von Pilotbetrieben, dem System der Datenerfassung, der Datenspeicherung in einer zentralen Datenbank und den Auswertungsverfahren wurde das wesentliche technische Projektziel erreicht. Die geschaffene Projektinfrastruktur ist die Basis für längerfristige Forschungsarbeiten und kann in Folgeprojekten genutzt werden.

¹ Die ausgewählten 80 Pilotbetriebe haben sich über die gesamte Projektlaufzeit an dem Vorhaben beteiligt; es gab kein vorzeitiges Ausscheiden von Pilotbetrieben. Viele Betriebsleiter sind aktiv in das Projekt eingebunden, engagieren sich besonders, z.B. bei den Projekt-Workshops, im Projektbeirat und identifizieren sich mit dem Vorhaben.

Im Projektantrag war der Anspruch formuliert, einen transdisziplinären Ansatz zu verwirklichen. Die Betriebe sollten nicht nur Gegenstand der Forschung sein. Vielmehr ging es darum, die Betriebsleiter und die Betriebsberater aktiv in das Vorhaben einzubinden. Die gesamte Datenerfassung und Probenahme in den Pilotbetrieben wurden von den Betriebsberatern mit Unterstützung der Doktoranden durchgeführt. Die Projektergebnisse wurden den Betrieben durch die Berater vorgestellt und erläutert. Nach dem bisherigen Projektverlauf kann festgestellt werden, dass die Betriebsberatung wesentliche Funktionen im Verbundprojekt übernommen hat. Anhand der bisherigen Erfahrungen wurde abgeleitet, welche Projektergebnisse und Untersuchungsmethoden für die Betriebe relevant sind und künftig für eine treffgenaue und effiziente Betriebsberatung genutzt werden sollten.

Die jährlich mit allen Projektpartnern durchgeführten regionalen Projektworkshops wurden genutzt, um das Vorhaben fortlaufend abzustimmen, einzelbetriebliche und regionsspezifische Ergebnisse mit den beteiligten Akteuren zu diskutieren sowie das weitere Vorgehen gemeinsam festzulegen. Bei diesen Veranstaltungen gab es sehr viele Anregungen durch die Betriebsleiter, die bei der Projektarbeit berücksichtigt wurden. So wurde deutlich, dass es für die Betriebe besonders wichtig ist, Ergebnisse nicht nur in allgemeiner Form (im Mittel aller Pilotbetriebe) zu erhalten, sondern aufbereitet für den eigenen Betrieb, z.B. als betriebliche Humusbilanz. Auch wurde die möglichst zeitnahe Auswertung der Betriebsdaten gewünscht, was teilweise an die Kapazitätsgrenzen der Bearbeiter stieß. Diese Erwartungen der Betriebsleiter konnten im Projektverlauf besser erfüllt werden, u.a. durch die Verbindung der Datenerhebung in den Betrieben mit der Diskussion der einzelbetrieblichen Ergebnisse mit Sinne eines Beratungsgesprächs.

Im Verlauf des Projektes zeigte sich, dass der gewählte Systemansatz in gleicher Weise für die Anwendung in konventionellen Betrieben geeignet ist. Es erwies sich als sehr vorteilhaft, konventionelle Betriebe in das Vorhaben einzubeziehen und Betriebspaare (jeweils ökologisch und konventionell) zu bilden, die unter nahezu gleichen Standortbedingungen wirtschaften. Somit sind Systemvergleiche zur Klimarelevanz und Nachhaltigkeit möglich. Die Betriebsleiter der konventionellen Pilotbetriebe haben sich mit gleichem Engagement und Interesse in das Vorhaben eingebracht wie ihre Berufskollegen aus den ökologischen Betrieben, z.B. durch aktive Beteiligung an den Workshops, Mitwirkung im Projektbeirat, vielfältige Unterstützung der Probenahme und Datenerfassung. Auch die Kommunikation zwischen den Landwirten der unterschiedlichen Landbauformen ist als sehr positiv einzuschätzen; beispielsweise wurden die Workshops zu einem regen Erfahrungsaustausch genutzt.

Das Projekt Netzwerk der Pilotbetriebe hat somit sehr enge Bezüge zu den im Bundesprogramm Ökologischer Landbau formulierten Zielen: *„Die Landwirtschaft mit ihren mehr als nur monokausalen Ursache-Folge-Beziehungen ist ... darauf angewiesen, nicht nur aus disziplinärer Sichtweise betrachtet zu werden. Dies gilt vor allem für den ökologischen Landbau, der aus grundsätzlichen Gründen offene Fragen und Defizite weniger durch externe Inputs, sondern durch systemische Lösungen zu beantworten sucht. Der Forschungsbedarf ist im ökologischen Landbau besonders*

hoch, da diese Form der Landwirtschaft vor allem auf dem Verständnis des organischen Zusammenwirkens aller einen Betrieb beeinflussenden Faktoren beruht. Umfassendes Know how über Einzeleffekte von Maßnahmen sowie deren Wechselwirkungen ist der Schlüssel, um dem ökologischen Landbau unter den bestehenden Wettbewerbsbedingungen eine positive Entwicklung zu ermöglichen“.

Das Forschungsvorhaben Netzwerk der Pilotbetriebe trägt dieser grundlegenden Zielsetzung Rechnung, in dem der Landwirtschaftsbetrieb mit den Wechselwirkungen zwischen den Betriebszweigen, den innerbetrieblichen Stoffströmen, den steuernden Eingriffen des Menschen in den Mittelpunkt der Forschung gerückt wird. Dieser Ansatz eignet sich besonders für die Bearbeitung komplexer Fragen wie der Klima- und Nachhaltigkeitsproblematik.

Generell ist einzuschätzen, dass ganzheitliche, auf den Betrieb ausgerichtete Forschung bisher noch zu wenig umgesetzt ist. Offensichtlich ist es für Forschende schwierig, komplexe Systeme wissenschaftlich zu bearbeiten und zu optimieren (Niggli, 2002). Die agrarwissenschaftliche Forschung ist überwiegend disziplinar ausgerichtet. So können Produktionsverfahren im Detail optimiert und dadurch Leistungs- und Effizienzsteigerungen erreicht werden; für die Weiterentwicklung von Betriebssystemen ist dieser Ansatz allein aber nicht ausreichend. Unter den sich ständig ändernden Rahmenbedingungen der Landwirtschaft ist es erforderlich, Entwicklungsprozesse in landwirtschaftlichen Betrieben umfassend – z.B. im Hinblick auf Klimarelevanz oder Nachhaltigkeit – zu analysieren, zu bewerten und zu optimieren. Hierfür sollten geeignete Methoden und praxisanwendbare Instrumente für die Betriebsberatung entwickelt werden (KTBL, 2007).

Auch in der internationalen Literatur wird immer häufiger gefordert, die Betriebe als Ganzes in den Mittelpunkt der Forschung zu stellen. Dementsprechend sollen Betriebe als Systeme aufgefasst werden, in denen der Mensch steuernde Funktionen übernimmt (Kristensen und Halberg, 1997). Damit ändern sich nicht nur die Forschungsfragen sondern auch die Forschungsmethoden und der Forschungsprozess. Aus dem Forschen auf dem Betrieb zu Fragen, die dem Forscher wichtig erscheinen, wird ein Forschen mit den Landwirten zu Fragen, die in einem partizipativen Prozess als wichtig erarbeitet werden (Kristensen und Hermansen, 2002). Damit wird die Forschung einerseits Teil des betrieblichen Entwicklungsprozesses und leitet andererseits aus den betrieblichen Fallstudien allgemeine Prinzipien und Regeln ab. Ansätze zu einem solchen Vorgehen in der Forschung wurden in den Status-quo-Analysen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau verwirklicht und in dem Praxis-Forschungs-Netzwerk (PFN), dem Berater-Praxis-Netzwerk (BPN) sowie den interdisziplinären Projekten zur Milchvieh- und Schweinehaltung (IP Milch, BÖL-Schwein) weitergeführt. In den Projekten Ökologischer Landbau NRW (Universität Bonn und Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen) und COMPASS (Universität Kiel) wurden Forschungsprozesse und teilweise auch der Transfer in die Betriebe verlagert. In den Niederlanden entstand zur Verbreitung neuer Erkenntnisse in die Praxis der Nucleus und Pilot Farm Research Ansatz (NUPRFA, Langeveld et al., 2005). Das FIBL in der Schweiz befasst sich mit dem Aufbau von Evaluations- und Entwicklungszentren im Biologischen Landbau. In Dänemark wird das

Farming Systems Research Konzept verfolgt, in dem partizipative Forschung und der Einfluss der Betriebsleitung auf das System im Vordergrund stehen.

Entscheidend für den Erfolg gesamtbetrieblicher Analysen sind mehrere Voraussetzungen (Kris-tensen und Hermansen, 2002; Langeveld et al., 2005):

- Interdisziplinäres Arbeiten und Partizipation,
- Einsatz von Modellen zur Darstellung der Flüsse und Wechselwirkungen im Betrieb, die letztlich erst den Betriebsvergleich ermöglichen,
- Unterstützung der Modelle und ihrer Aussagen durch Erfassung ausgewählter Messgrößen,
- Einbindung des Betriebsleiters mit seiner Handlungsweise und Motivation als Teil des gesamten Systems als Erklärungsgröße für den Erfolg,
- Ausbildung eines Netzwerkes an Betrieben, um eine Vielfalt an Betrieben, Standorten und Betriebsleitern zu integrieren und statistische Auswertungen zu ermöglichen.

Im Netzwerk der Pilotbetriebe wurde versucht, die oben aufgeführten Prinzipien umzusetzen sowie bereits vorhandene konzeptionelle und methodische Erfahrungen aus verschiedenen On-Farm-Research-Projekten zu berücksichtigen.

6.2 Ergebnisse der Forschungsarbeiten im Netzwerk der Pilotbetriebe

Die Forschungsarbeiten im Netzwerk der Pilotbetriebe waren in den Jahren 2009 bis 2013 auf zwei zentrale Forschungsthemen ausgerichtet:

- die Analyse und Bewertung von Klimawirkungen (Emissionen der Treibhausgase CO₂, N₂O, CH₄) im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung sowie die Ableitung von Minderungspotenzialen und gesamtbetrieblichen Optimierungsstrategien.
- die Analyse und Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit in den Bereichen Bodenschutz (Schadverdichtung, Humushaushalt), Energiebindung und Stoffkreisläufe (Stickstoffverluste).

Beide Forschungsthemen stehen in enger Beziehung zueinander. Die Berechnung betrieblicher THG-Bilanzen ist ohne Analyse der Stoff- und Energieflüsse nicht möglich; andererseits sind die flächen- und produktbezogenen THG-Emissionen wichtige Indikatoren der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebssysteme. Die Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit hatte auch zum Ziel, die Klimawirkungen in einen größeren Rahmen zu stellen; die Zukunftsfähigkeit eines landwirtschaftlichen Betriebssystems kann nicht allein anhand der Klimawirkungen beurteilt werden. Hierzu bedarf es weiterer ökologischer, ökonomischer und sozialer Kriterien. Insofern ist die derzeitige Beschränkung auf ausgewählte Aspekte der ökologischen Nachhaltigkeit (Stoff- und Energieflüsse, Bodenschutz) als erster Schritt einer umfassenden Nachhaltigkeitsanalyse und -bewertung zu sehen. In Folgeprojekten sollten unbedingt sozioökonomische Untersuchungen einbezogen werden; in Kooperation mit anderen Forschergruppen können noch fehlende Berei-

che der ökologischen Nachhaltigkeit (z.B. Wirkungen auf die Biodiversität) analysiert werden (siehe Schlussfolgerungen und Ausblick).

Die Projektergebnisse sind in dem vorliegenden Bericht und in drei Zwischenberichten (2010, 2011, 2012) dargestellt sowie in Publikationen und Tagungsbeiträgen veröffentlicht. Nachfolgend geht es darum, die beschriebenen Einzelergebnisse der Teilprojekte in einen größeren Zusammenhang zu stellen und ihren Beitrag zur Beantwortung der zentralen Forschungsfragen des Projektes zu aufzuzeigen.

6.2.1 Modellierung von Stoff- und Energieflüssen sowie THG-Bilanzierung

Ein wesentlicher Erfolgsfaktor bei betriebssystemaren Untersuchungen ist die Auswahl und Anwendung geeigneter Modelle. Wenngleich zahlreiche Indikatoren gestützte Modelle zur Nachhaltigkeitsanalyse, zur Abbildung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse, teilweise auch zur Klimabilanzierung existieren (z.B. Refsgaard et al., 1998; Halberg, 2005; Küstermann et al., 2008), so war es doch notwendig, für die Fragestellungen des Projektes methodische Weiterentwicklungen vorzunehmen.

Die Modellierungsarbeiten, insbesondere zur Abbildung der Stoff-, Energie- und Treibhausgasflüsse milchviehhaltender Betriebe erwiesen sich als außerordentlich komplex und wissenschaftlich anspruchsvoll. Für die vollständige Bilanzierung der Treibhausgasflüsse der Milchviehhaltung war es notwendig, Ergebnisse verschiedener Modelle (REPRO, GAS-EM) in eine Gesamtaussage zu integrieren (Schaub et al., 2013). Für die betriebliche THG-Bilanzierung mussten neue Module (z.B. Energie- und CO₂-Bilanzierung der Milchviehhaltung) entwickelt (Frank et al., 2013) bzw. für die Projektaussagen relevante Modellparameter und -koeffizienten (z.B. Energieinput und CO₂-Emissionen für ausgewählte Futtermittel (Sojaschrot) oder zugekaufte Färsen) abgeleitet werden. Das Gesamtmodell liegt nunmehr vor und wurde in den Pilotbetrieben getestet.

In Milchviehbetrieben gibt es sehr viele, sich überlagernde Einflussfaktoren auf die THG-Flüsse. Um alle bedeutsamen Emissionen der Milcherzeugung in der THG-Bilanz zu berücksichtigen, muss die Systemebene des Betriebes erweitert werden; einzubeziehen ist der gesamte Vorleistungsbereich (Herstellung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, Maschinen, Geräten, Gebäuden und baulichen Anlagen, Erzeugung des Zukauffutters einschließlich der damit verbundenen Landnutzungsänderungen, Erzeugung von Färsen, etc.). Dies erklärt, warum es bisher so gut wie keine vollständigen THG-Bilanzen der Milchviehhaltung gibt. In fast allen bisherigen THG-Bilanzen der Milchviehhaltung fehlten die Energiebilanz und die mit dem Einsatz fossiler Energie verbundenen Emissionen. Die Entwicklung einer allgemein anwendbaren Methode der Energiebilanzierung der Milchviehhaltung und ihre Integration in die THG-Bilanz ist daher als eine der wichtigsten methodischen Innovationen des Projektes anzusehen (vgl. Frank et al., 2013).

Der Vergleich der beiden Modelle REPRO und GAS-EM brachte wichtige Erkenntnisse bezüglich der Modellphilosophie, der einbezogenen Stoff- und Energieflüsse, der verwendeten Algorithmen. Beide Modelle wurden für unterschiedliche Zielsetzungen entwickelt; REPRO für einzelbetriebliche Systemanalysen, GAS-EM für die nationale Klimaberichterstattung. In den Beispielberechnungen für ausgewählte Pilotbetriebe wurde deutlich, dass trotz unterschiedlicher Herangehensweise und teilweise deutlich abweichenden methodischen Ansätzen sowie der differenzierten Auflösung von Teilprozessen nur relativ geringere Abweichungen der berechneten Gesamt-THG-Emissionen pro kg Milch im Vergleich beider Modelle auftreten. Der größte Unterschied besteht darin, dass in REPRO alle relevanten THG-Flüsse für die Abbildung eines landwirtschaftlichen Betriebes einbezogen werden, während GAS-EM einige THG-Flüsse (Landnutzungsänderungen im Ausland, C-Sequestrierung) unberücksichtigt lässt bzw. nicht auf Betriebsebene, sondern auf übergeordneten Ebenen bilanziert (vgl. Schaub et al., 2013).

In den Marktfruchtbetrieben treten weniger Stoff- und Energieflüsse und auch weniger Verlustprozesse als in milchviehhaltenden Betrieben auf. Größte Probleme bereitet aber die Modellierung der N₂O-Flüsse aus Böden. Für genaue, standort-, betriebs- und jahresspezifische Aussagen sind nach wie vor Messungen unerlässlich, weil N₂O-Modelle nicht alle Einflussfaktoren und Prozesse abbilden können. So zeigte sich in Feldexperimenten im Versuchsbetrieb Viehhausen², dass das Bodenprozessmodell DNDC Lachgasflüsse nach einer Düngerapplikation gut nachvollziehen kann, die N₂O-Flüsse nach Kleeergrasumbrüchen aber deutlich unterschätzt. So können erhebliche Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Werten auftreten (Peter et al., 2013). Die Anwendung von Emissionsfaktoren nach IPCC (1997) ist eine drastische Vereinfachung der komplexen Emissionsprozesse. So zeigen Messungen im Versuchsbetrieb Scheyern, dass die N₂O-Emissionsraten mit 2,5 % des zugeführten N standortbedingt etwa doppelt so hoch sind wie nach IPCC (1,25 % des zugeführten N) geschätzt. Werden hohe N-Gaben auf dicht lagernden Böden (nach langjährig reduzierter Bodenbearbeitung) appliziert, kann es noch zu wesentlich höheren N₂O-Emissionen (bis über 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹) kommen, die mit Bilanzansätzen nicht erfasst werden (Küstermann et al., 2013). Aufgrund des enormen Aufwandes war es nicht möglich, in den Pilotbetrieben Messsysteme zur Erfassung der N₂O-Flüsse einzurichten, jedoch wurden in vier Versuchsstationen der beteiligten Partner in den Projektregionen Süd, Nord, West und Ost mehrjährige N₂O-Messungen durchgeführt³.

² Der Versuchsbetrieb Viehhausen (TUM, Region Süd) und vier weitere Versuchsbetriebe (Scheyern, Helmholtz Zentrum München, Region Süd; Bad Lauchstädt, MLU, Region Ost; Wiesengut, IOL, Region West; Trenthorst, TI, Region Nord) sind in die Projektarbeiten eingebunden. In den Versuchsbetrieben wurden beispielsweise Messungen zu N₂O-Flüssen in Feldexperimenten durchgeführt.

³ Im Forschungsprojekt „Regionale Treibhausgasflüsse in Kleeergras-Weizensystemen“, gefördert durch TI-Sondermittel 110 und BMELV-Forschungsplan 2008, Laufzeit 1/2010 bis 12/2012.

6.2.2 Ergebnisse des Betriebsmonitorings

In den Pilotbetrieben wurde mit großem Aufwand ein Monitoringprogramm durchgeführt, das u.a. Untersuchungen auf georeferenzierten Testflächen (Bodenanalysen, Pflanzenbonituren, Ertragsermittlungen, Qualitätsbestimmungen) sowie im Tierhaltungsbereich die Entnahme und Laboranalyse von Futter- und Wirtschaftsdüngerproben umfasste. Ein wesentliches Ziel hierbei war es, die Datenbasis zur Modellierung der Betriebssysteme zu verbessern und die Modellaussagen besser abzusichern.

6.2.2.1 Ergebnisse zur Milchviehhaltung

In 22 Paaren ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe wurden Daten zu Anfall, Lagerbedingungen, Ausbringung und Qualität der Wirtschaftsdünger über einen Zeitraum von drei Jahren erhoben. Aus den Analysewerten und den Lagerbedingungen wurden die Emissionen an CH₄, N₂O und NH₃ und deren direktes bzw. indirektes Klimaerwärmungspotential berechnet. (Paulsen et al., 2013). Die Spannweite der Nährstoffgehalte der Wirtschaftsdünger war in beiden Bewirtschaftungsformen sehr groß. Dieser Sachverhalt macht den großen Einfluss des einzelbetrieblichen Managements auf die Wirtschaftsdüngerqualität deutlich. In weiteren Auswertungen sollen Einflüsse des einzelbetrieblichen Managements in der Milchviehhaltung auf relevante Steuergrößen der THG-Bilanz abgeleitet werden. Da ein erheblicher Anteil der THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement stammt, ist eine optimale Ausnutzung der Nährstoffe aus tierischen Exkrementen für die produktbezogenen THG-Emissionen von großer Bedeutung. Trotz der großen Relevanz der Wirtschaftsdünger gibt es in der Literatur nur wenige und, vor allem für den Ökologischen Landbau, unzureichende Datensätze zu diesem Themengebiet.

In den Milchviehbetrieben wurden umfangreiche Datensätze zu Milchleistungsprüfungen und Fütterungsregimes erhoben sowie Proben von Futtermitteln gezogen. Die Auswertungen in 22 Paaren von ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben (Blank et al., 2013) zeigen, dass die Milchleistung, die Lebenseffektivität, der Anteil von Maissilage am Grundfutter sowie der Anteil von Kraftfutter an der Gesamtration konventioneller Betriebe höher sind; in ökologischen Betrieben sind dagegen die Nutzungsdauer und Weidezeiten länger. In der aktuellen Studie liegt die durchschnittliche Milchleistung der ökologischen Betriebe im Mittel über alle drei Versuchsjahre mit 6478 kg Kuh⁻¹ a⁻¹ deutlich unter denen der konventionellen Betriebe mit 8571 kg Kuh⁻¹ a⁻¹. Die Lebenseffektivität steigt mit steigender Milchleistung in beiden Betriebssystemen signifikant an, wogegen die Lebenseffektivität mit steigendem Erstkalbealter sinkt. In weiteren detaillierten Auswertungen des einzelbetrieblichen Managements sollen die Faktoren, welche die THG-Emissionen in der Milchviehhaltung bestimmen, ermittelt und Optimierungspotentiale aufgezeigt werden. Für die Verminderung der produktbezogenen THG-Emissionen in der Milchviehhaltung im Bereich des Managements gibt es vielfältige Ansatzpunkte. Die Leistungssteigerung wird hierbei als eine der bedeutendsten Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen angesehen,

da für dieselbe Menge an produzierter Milch die Tierzahlen reduziert werden können (Zehetmeier et al., 2011).

6.2.2.2 Ergebnisse zum Bodengefüge

Auf Untersuchungsflächen ausgewählter Pilotbetriebe wurden bodenphysikalische Untersuchungen durchgeführt (Höhne et al., 2013). Hierbei ging es um Zusammenhänge zwischen der Flächennutzung, messbaren bodenphysikalischen Parametern, den Ergebnissen der visuellen Gefügeansprache (Spatendiagnose) und Ergebnissen eines Schadverdichtungsmodells.

Das Bodengefüge beeinflusst in vielfältiger Weise bodenökologische sowie für das Pflanzenwachstum relevante Funktionen, unter anderem auch die N₂O-Emissionen. So wirkt sich der Gefügestand auf die Durchwurzelung, die Nährstoffeffizienz und die mikrobielle Aktivität aus. Insbesondere im ökologischen Landbau sind die Kulturpflanzen zur bedarfsgerechten Versorgung mit Nährstoffen auf ein günstiges Bodengefüge angewiesen. Bodenverdichtungen führen folglich zu deutlichen Ertragseinbußen und der Zunahme der Ertragsunsicherheit. Zudem bedingt ein kompaktes Gefüge verringerte Infiltrationsleistungen und einen gesteigerten Oberflächenabfluss sowie Erosion.

Aus den bodenphysikalischen Untersuchungen in den Pilotbetrieben ist zu schlussfolgern, dass es mit der Spatendiagnose grundsätzlich möglich ist, Bodenschadverdichtungen nachzuweisen und den Gefügestand zu bewerten. Für die einzelnen Bodenartengruppen ließen sich spezifische Einzelmerkmale identifizieren, die besonders gut mit den physikalischen Laborwerten korrelieren. So ist bei Lehmböden besonders auf die Aggregatgröße, die Lagerung der Aggregate zueinander und auf den Verfestigungsgrad zu achten. Die Wurzelverteilung ist auf Sandböden das bedeutendste Einzelmerkmal. Auf Schluffböden sollte das Hauptaugenmerk auf der Lagerung der Aggregate, der Wurzelverteilung und dem Verfestigungsgrad liegen. Die Gefügestandform ist auf allen Standorten ein wichtiges Merkmal. Eine Anpassung der Boniturschemata an differenzierte Standortbedingungen würde deren Genauigkeit weiter verbessern.

Die Spatendiagnose ist ein praktisches Instrument des Bodenschutzes, das eine breite Anwendung erlaubt und aufwändige Laboruntersuchungen einzusparen hilft. Die Anwendung der Spatendiagnose in den Pilotbetrieben, auch im Rahmen regionaler Workshops, stieß auf großes Interesse der Betriebsleiter und Berater.

Die statistische Auswertung der Ergebnisse der bodenphysikalischen und -mechanischen Laboranalysen zeigt Unterschiede in der Ackerkrume der Lehm- und Tonböden zwischen den ökologischen und konventionellen Bewirtschaftungssystemen. Im Bereich des krumennahen Unterbodens hingegen wurden keine Unterschiede zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen gefunden. Auch Spatendiagnosen auf 40 ökologisch und 39 konventionell bewirtschafteten Flächen bestätigen dieses Ergebnis. Diese Untersuchung gibt Hinweise darauf, dass die

struktur-fördernden Maßnahmen der ökologischen Bewirtschaftungsweise, z.B. Anbau von Leguminosen, Förderung der organischen Bodensubstanz, Einsatz leichterer Maschinen, durch andere systemtypische Verfahren und Effekte aufgehoben werden.

6.2.2.3 Ergebnisse zur Ertragsbildung im Pflanzenbau

In ausgewählten Pilotbetrieben wurden der Einfluss von Standortfaktoren und der Bewirtschaftung auf den Ertrag und die Qualität von Luzerne-Kleegras und Dauergrünland untersucht sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung analysiert. Zusätzlich wurden Feldexperimente durchgeführt, um den Einfluss der Schnitthöhe und des Schnittintervalls zu analysieren (Lind et al., 2013a). Ziel war es, im Hinblick auf eine Senkung der produktbezogenen Emissionen (funktionelle Einheit: kg CO₂ je produzierter Einheit Trockenmasse) pflanzenbauliche Ansätze einer Produktivitätssteigerung zu prüfen. Luzerne-Kleegras- und Grünlandbeständen kommt aufgrund der symbiotischen Stickstofffixierung und der Grobfuttermittellieferung der Tierbestände eine besondere Bedeutung zu. Eine detaillierte Analyse des Einflusses der Bewirtschaftungsweise (ökologisch/konventionell) und des Standortes auf die Ertrags- und Qualitätsbildung von Luzerne-Kleegras- und Grünlandbeständen stellt daher eine wichtige Grundlage für die gezielte Ableitung von Strategien zur Minderung von Treibhausgasemissionen dar.

Bei den TM-Erträgen der Aufwüchse zeigte sich eine enorme Variabilität der einzelbetrieblichen Werte, abhängig vom Schnittzeitpunkt, der Region und weiteren Einflussparametern. Ein späterer Schnitt führte zu einem deutlich verringerten Stickstoffgehalt des Erntegutes. Die Auswertung Trockenmassegesamterträge der untersuchten Kleegras- und Grünlandflächen des Jahres 2010 ergab folgende Ertragsrelationen. In der Region West war das Ertragsniveau bei ökologischer Bewirtschaftungsweise ($x;^{-} 94,2 \text{ dt ha}^{-1}$) höher als bei konventioneller Landbewirtschaftung ($x;^{-} 78,4 \text{ dt ha}^{-1}$). In der Region Ost wurden ebenfalls bei ökologischer Bewirtschaftung höhere Erträge erzielt (öko: $x;^{-} 121,0 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 101,4 \text{ dt ha}^{-1}$). In den Regionen Nord (öko: $x;^{-} 62,8 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 68,3 \text{ dt ha}^{-1}$) und Süd (öko: $x;^{-} 70,9 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 95,3 \text{ dt ha}^{-1}$) hingegen wurden im Mittel höhere Erträge in den konventionellen Pilotbetrieben festgestellt. Zu beachten ist hierbei, dass in den Regionen eine unterschiedliche Zahl von Pilotbetrieben in diese Untersuchungen einbezogen wurde, wodurch die Ergebnisse ebenso beeinflusst wurden, wie durch Witterungseffekte und die Probenahmetermine. Dennoch ist zu konstatieren, dass die Futtererträge auf Kleegras- und Grünlandflächen bei ökologischer Bewirtschaftung durchaus das Ertragsniveau des konventionellen Anbaus erreichen, teilweise sogar übertreffen können.

In den Jahren 2009 und 2010 wurden Korn- und Stroherträge sowie die Nährstoffgehalte der Winterweizenbestände auf den Testflächen der Pilotbetriebe untersucht (Lind et al., 2013b). Der Kultur Winterweizen kommt aufgrund ihres Anbauumfanges eine besondere Bedeutung zu. Für eine gezielte Ableitung von Strategien zur Minderung von Treibhausgasemissionen auf einzelbetrieblicher Ebene ist eine detaillierte Analyse des Einflusses der Bewirtschaftungsweise (ökolo-

gisch/konventionell) und des Standortes auf die Ertrags- und Qualitätsbildung der Bestände erforderlich.

Im Jahr 2009 wurden regionsspezifisch folgende Ertragsmittel beim Winterweizen festgestellt:

- Region Süd: öko: $x;^{-} 52,9 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 88,6 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.60,
- Region Nord: öko: $x;^{-} 48,7 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 101,4 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.48,
- Region West: öko: $x;^{-} 67,9 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 88,4 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.77,
- Region Ost: öko: $x;^{-} 41,0 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 86,8 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.47.

Im Jahr 2010 wurden regionsspezifisch folgende Ertragsmittel beim Winterweizen festgestellt:

- Region Süd: öko: $x;^{-} 35,8 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 61,2 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.58,
- Region Nord: öko: $x;^{-} 40,8 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 101,7 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.40,
- Region West: öko: $x;^{-} 48,5 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 73,9 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.66,
- Region Ost: öko: $x;^{-} 41,5 \text{ dt ha}^{-1}$, kon: $x;^{-} 78,8 \text{ dt ha}^{-1}$, Ertragsrelation öko : kon = 0.53.

Es wurden somit bedeutende Ertragsunterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Anbau, deutliche Jahreseffekte, aber auch Einflüsse der Anbauregionen ermittelt. Während in der Region West im ökologischen Anbau bis zu 77 % des konventionellen Ertragsniveaus erreicht wurden (2009), konnten in der Region Nord nur 48 % des konventionellen Ertrages erzielt werden (2009). Mögliche Ursachen sind Standort- und Witterungseinflüsse, aber auch ein unterschiedliches Intensitätsniveau in den Betrieben. Es ist darauf hinzuweisen, dass die Untersuchungen in den Pilotbetrieben aufgrund der Betriebsauswahl und des Untersuchungsumfangs keine allgemeinen Aussagen zu den Ertragsrelationen in der Bundesrepublik Deutschland zulassen.

Zusätzlich zu den Ertragsanalysen auf Textflächen wurden auf sechs ökologisch wirtschaftenden Betrieben faktorielle Feldversuche durchgeführt. Ziel war es, betriebsspezifisch die Möglichkeiten einer Ertragssteigerung beim Winterweizen zu prüfen. Es wurde angenommen, dass eine Beizung des Saatgutes mit *Pseudomonas chlororaphis* ertragssteigernd wirkt. Neben vier einfaktoriellen Versuchen wurden an zwei Standorten mit besonderem Auftreten von Weizensteinbrand (*Tilletia caries*) zweifaktorielle Versuche unter zusätzlicher Verwendung der steinbrandresistenten Winterweizensorte ‚Butaro‘ angelegt. Eine signifikante Ertragsteigerung wurde in keinem der Feldversuche festgestellt.

In den Pilotbetrieben wurden die Durchschnittserträge der wichtigsten Kulturarten erhoben und ausgewertet (Schmid et al. 2013). Die Ertragsleistungen wurden nach verschiedenen Kriterien beurteilt. Beim Winterweizenertrag und allen anderen Ertragsparametern zeigen sich bedeutende Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau, zugleich aber auch eine enorme einzelbetriebliche Variabilität, bedingt durch Standort-, Witterungs- und Managementeinflüsse.

In ökologischen Marktfruchtbetrieben betrug der Weizenertrag $x;^{-} 37 \text{ dt ha}^{-1}$ (= 42 % des Ertrages der konventionellen Marktfruchtbetriebe), in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben $x;^{-} 40 \text{ dt ha}^{-1}$ (= 56 % des Ertrages der konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe). In den ökologischen Gemischtbetrieben wurden somit trotz ungünstiger Standortbedingungen höhere absolute und relative Weizenerträge als im ökologischen Marktfruchtbau erzielt. Beim Vergleich der GE-Erträge zeigen sich ähnliche Ertragsrelationen wie beim Weizen; die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 42 %, die Milchvieh-/Gemischtbetriebe 63 % der Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe. Die Energiebindung der geernteten pflanzlichen Biomasse [GJ ha^{-1}] fasst alle Erzeugnisse nach ihrem physikalischen Brennwert zusammen. Auf die Energiebindung hat somit nicht nur die Biomassebildung, sondern auch der Harvestindex entscheidenden Einfluss. Dies erklärt, warum die ökologischen Milchvieh- /Gemischtbetriebe beim Parameter „Energiebindung“ die ökologischen Marktfruchtbetriebe so deutlich übertrafen ($x;^{-} = 128 \text{ GJ ha}^{-1}$ im Vergleich zu 77 GJ ha^{-1}). Da die Pilotbetriebe (ökologisch und konventionell) immer paarweise in unmittelbarer Nähe gewählt wurden und nahezu gleiche Standortbedingungen aufweisen, ist von einer guten Vergleichbarkeit der Betriebe auszugehen. Die in den Betrieben erhobenen Weizenerträge liegen im Mittel niedriger als die auf den Testflächen ermittelten Erträge.

Die Ertragsrelationen beschreiben die Situation in ausgewählten Betrieben in verschiedenen Agrarregionen der Bundesrepublik Deutschland. Sie sind vor dem Hintergrund der erreichten hohen Produktionsintensität zu diskutieren. Bei globaler Betrachtung und Berücksichtigung weniger produktiver Standorte und Produktionsintensitäten ist das Verhältnis von ökologischen zu konventionellen Erträgen wesentlich enger (Seufert et al., 2012; Badgley et al., 2007). Die besondere Relevanz der Erträge ergibt sich durch die Beeinflussung aller Effizienzparameter – der Stickstoffeffizienz, der Energieeffizienz sowie der produktbezogenen Emissionen. Als weiterer Aspekt ist der Flächenbedarf zur Erzeugung einer bestimmten Produktmenge zu berücksichtigen bzw. die sich daraus (zumindest theoretisch) ergebende Fläche für alternative Nutzungen, z.B. Flächen für den Naturschutz oder die Bioenergieerzeugung (Tuomisto et al., 2012).

6.2.2.4 Ergebnisse der Stoff-, Energie- und THG-Bilanzierung

Eines der wesentlichen Projektziele ist die Analyse von Bewirtschaftungseinflüssen auf die flächen- und produktbezogenen Emissionen klimarelevanter Gase. In die Bilanzierung der THG-Emissionen im Pflanzenbau (Schmid et al., 2013) wurden neben den N_2O -Emissionen in Abhängigkeit vom N-Input und den CO_2 -Emissionen durch den Energieeinsatz auch die Freisetzung bzw. Bindung von Kohlenstoff im Boden (C-Sequestrierung) einbezogen.

Ein wesentlicher, die THG-Flüsse prägender Effekt ist die C-Sequestrierung von Böden. Sie sollte bei THG-Bilanzen möglichst genau bestimmt werden. Hierbei ist zu beachten, dass die mögliche C-Bindung in Böden durch Humusaufbau mengenmäßig und zeitlich limitiert ist; die Anreicherung erfolgt bis zur Einstellung neuer bewirtschaftungsabhängiger C-Fließgleichgewichte. Im Forschungsprojekt wurde die potenzielle C-Sequestrierung mit der Methode der dynamischen Hu-

musbilanzierung (Hülsbergen, 2003, Brock et al., 2013a) geschätzt, weil der Untersuchungszeitraum zu kurz war, um den Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den C-Haushalt von Böden zu messen. Die Humusbilanzen der Pilotbetriebe zeigen, dass ökologische Milchvieh-/Gemischtbetriebe Potenziale zur Humusanreicherung besitzen ($x;^{-} > 200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während im Mittel der ökologischen Marktfruchtbetriebe von gleichbleibenden Humusgehalten auszugehen ist; für konventionelle Marktfruchtbetriebe wurden negative Humussalden ermittelt ($x;^{-} -150 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Eine vergleichbare Humus- und Boden- C_{org} -Anreicherung in Ackerböden mit ökologischer Bewirtschaftung ist auch in anderen Studien auf der Grundlage von Messdaten (Gattinger et al., 2012) und durch Humusbilanzierung (Brock et al., 2013b) nachgewiesen wurden.

Die Pilotbetriebe wirtschaften in Bezug auf den Stickstoffeinsatz auf sehr unterschiedlichen Intensitätsniveaus; es wird ein großer Bereich von Low-Input-Systemen ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1}$) bis zu High-Input-Systemen ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1}$) erfasst. Bis zu einem N-Einsatz von ca. $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen die N-Salden bis zu ca. 50 kg N ha^{-1} ; bei noch höheren N-Zufuhren steigen die N-Salden zum Teil deutlich an und erreichen in einigen konventionellen Betrieben Werte bis zu 125 kg ha^{-1} . Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktfruchtbau: $x;^{-} 20 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $x;^{-} -10 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind deutlich geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktfruchtbau: $x;^{-} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $x;^{-} 56 \text{ kg N ha}^{-1}$). Die mittleren flächenbezogenen N-Salden der tierhaltenden Betriebe sind niedriger als die der Marktfruchtbetriebe, was auf eine gute N-Ausnutzung der applizierten organischen Dünger sowie dem N-Bedarf der Kulturpflanzen und dem Wirtschaftsdüngeraufkommen angepasste Mineral-N-Gaben hinweist.

Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen im Mittel den geringsten, die konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe den höchsten flächenbezogenen Einsatz fossiler Energie auf. Der deutlich höhere flächenbezogene Energieinput der konventionellen Betriebe wird durch den Mineral-N- und Pflanzenschutzmitteleinsatz verursacht. Die Ergebnisse zu den Output/Input-Verhältnissen zeigen, dass im Pflanzenbau generell deutlich mehr Energie im Ernteertrag gebunden als mit fossiler Energie zugeführt wird. Das Output/Input-Verhältnis der Pilotbetriebe beträgt 7 bis 23:1; die ökologischen Pilotbetriebe erreichen, gemessen an diesem Indikator eine etwas bessere Energieeffizienz als die konventionellen Pilotbetriebe.

Die THG-Bilanz integriert die Aussagen der Stoff- und Energiebilanzen. Die Gesamtauswertung zeigt, dass die Milchvieh-/Gemischtbetriebe im Pflanzenbau geringere flächen- und produktbezogene CO_2_{eq} -Emissionen als die Marktfruchtbetriebe, die ökologischen Pilotbetriebe geringere CO_2_{eq} -Emissionen als die konventionellen Pilotbetriebe aufweisen. Flächenbezogen wurden folgende THG-Emissionen ermittelt: öko, Marktfrucht: $1297 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$; öko, Gemischt: $812 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$; kon, Marktfrucht: $2988 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$; kon, Gemischt: $2204 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$; produktbezogen betragen die THG-Emissionen: öko, Marktfrucht: $17 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ GJ}^{-1}$; öko, Gemischt: $7 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ GJ}^{-1}$; kon, Marktfrucht: $20 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ GJ}^{-1}$; kon, Gemischt: $12 \text{ kg CO}_2_{\text{eq}} \text{ GJ}^{-1}$. Die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen sind größer als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen. Die THG-Emissionen sind daher in erster Linie einzelbetrieblich zu bewerten.

Im Bereich der Milchviehhaltung wurden vollständige THG-Bilanzen für 12 ökologische und 12 konventionelle Pilotbetriebe in den Untersuchungsregionen Süd und West berechnet (Frank et al., 2013). Im Mittel weisen die ökologischen Betriebe einen fossilen Energieeinsatz von $2,27 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und THG-Emissionen von $933 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$ auf, die konventionellen Betriebe einen Energieeinsatz von $2,47 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und Treibhausgasemissionen von $1076 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$. Die größten Energieinputs sind die Futtererzeugung und Futterlagerung, wobei der Futtermittelzukauf insbesondere in den konventionellen Betrieben einen hohen Anteil hat; es folgen die Milchgewinnung und die Nachzucht. Die prozessbedingten THG-Emissionen haben einen Anteil von 17 % an den Gesamtemissionen. Weitere große Emissionsquellen sind die Methanemissionen aus der Verdauung und die Lachgasemissionen aus dem Futterbau.

Die Untersuchungen zeigen, dass viele, sich überlagernde Einflussfaktoren, die Energieeffizienz und die THG-Emissionen bestimmen. Die Leistungssteigerung ist eine Optimierungsstrategie; sie darf aber nicht zu Lasten der Nutzungsdauer (Zahl der Laktationen, Aufwand für Nachzucht) gehen oder einen extrem hohen Kraftfutteraufwand erfordern. In den untersuchten Pilotbetrieben werden die geringsten THG-Emissionen mit $800 \text{ bis } 900 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$ bei Milchleistungen von $5000 \text{ bis } 7000 \text{ kg ECM a}^{-1}$ unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus erreicht. Die konventionellen Pilotbetriebe mit Leistungen von $10000 \text{ kg ECM a}^{-1}$ weisen hingegen THG-Emissionen von $900 \text{ bis } 1050 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$ auf. Die Erhöhung der Nutzungsdauer der Milchkühe und die Optimierung der Färsenaufzucht sind weitere wichtige Strategien, um die Emissionen zu senken. Möglicherweise gibt es standortspezifische Leistungsoptima, bei denen die höchste Energieeffizienz und die geringsten THG-Emissionen erreicht werden. Um diese Optima abzuleiten, sind Modellkalkulationen und Sensitivitätsanalysen erforderlich.

Ein großer Teil der landwirtschaftlichen CH_4 -Emissionen in Deutschland stammt aus der enterischen Fermentation von Milchkühen. Die CH_4 -Produktion im Pansen wird durch die Fütterung beeinflusst. Im Verbundprojekt wurden daher die Futterrationen der Milchkühe von jeweils 22 ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben detailliert erfasst und der Einfluss auf die CH_4 -Emissionen untersucht. Hierzu wurden Betriebsdaten erhoben sowie Futtermittel beprobt und laboranalytisch untersucht (Schulz et al., 2013). Zur Berechnung der enterischen CH_4 -Emissionen aus den Jahresrationen der Milchkühe wurden Schätzformeln von Kirchgeßner et al. (1994) sowie Ellis et al. (2007) verwendet. Die produktspezifischen CH_4 -Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe der ökologischen Betriebe lagen im Mittel höher als die der konventionellen Betriebe. Sie nahmen sowohl bei den ökologischen als auch den konventionellen Betrieben mit steigender Milchleistung bei beiden Berechnungsmethoden ab. Demnach scheint eine moderate Leistungssteigerung eine Möglichkeit zur Reduktion der produktspezifischen CH_4 -Emission aus der Verdauung von Milchkühen zu sein.

6.2.2.5 Ergebnisse zum Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität ökologischer und konventioneller Betriebssysteme

Ergänzend zu den Untersuchungen von Stoff-, Energie- und THG-Flüssen wurden in den Pilotbetrieben erste Untersuchungen zur Biodiversität auf Acker- und Grünlandflächen durchgeführt (Klimek, 2013). Auf Testflächen der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Pilotbetriebe fand eine vegetationskundliche Erfassung der Gefäßpflanzen statt. Das Arbeitspaket „Biodiversitätspotenzial“ ist inhaltlich sehr eng mit den anderen Projektarbeiten verbunden; Vorarbeiten und Daten, insbesondere der Erfassung der Bewirtschaftung und des Betriebsmanagements, können gezielt zur Interpretation der Biodiversitätsdaten verwendet werden. Dadurch wird angestrebt, Synergien bei der Zusammenarbeit zu nutzen und die Qualität und Aussagekraft der Ergebnisse des Arbeitspaketes „Biodiversitätspotenzial“ zu erhöhen. Die Ergebnisse zeigen, dass die mittlere Anzahl der Ackerwildkrautarten auf Winterweizenflächen der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe deutlich höher ist als auf den konventionell wirtschaftenden Pilotbetrieben. Diese Unterschiede sind weniger stark für die untersuchten Grünlandflächen ausgeprägt. Obwohl die mittlere Anzahl der Gefäßpflanzenarten auf den Grünlandflächen der ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe überwiegend höher ist als auf den konventionell wirtschaftenden Pilotbetrieben, deuten die Ergebnisse regionale Unterschiede an. Die Analyse zeigt zudem, dass auf ökologisch bewirtschafteten Getreide- und Grünlandflächen deutlich mehr durch Insekten bestäubte Pflanzenarten nachgewiesen werden konnten.

6.2.3 Nutzung der Ergebnisse in der Betriebsberatung

Ein wesentliches Projektziel ist die Entwicklung praxisanwendbarer Methoden zur Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung. Bisher vorliegende Beratungsinstrumente eignen sich nur für die Bearbeitung einzelner Verfahren oder Verfahrensabschnitte, nicht aber für eine umfassende gesamtbetriebliche Analyse landwirtschaftlicher Betriebssysteme. Ein solch umfassender Ansatz ist aber notwendig, um im Sinne einer klimaschonenden und nachhaltigen Landwirtschaft sinnvolle und machbare Optimierungspotenziale auf Betriebsebene zu identifizieren. Die im Projekt verwendeten wissenschaftlichen Methoden und Modelle eignen sich zur Bewertung von Betriebssystemen hinsichtlich Nachhaltigkeit und Klimaschutz, sie sind aber nicht primär für die Beratung ausgelegt. Die wissenschaftlichen Ergebnisse können aber dazu dienen, neue Beratungsinstrumente zu „eichen“, so dass sie zu vergleichbaren und reproduzierbaren Bewertungen kommen. Auf dieser Basis können fundierte Entwicklungsempfehlungen aufbauen. Bei der Erarbeitung einer vereinfachten Methode müssen unter anderem die Datenlage auf den Betrieben, der Zeitaufwand sowie die Aussagekräftigkeit der Ergebnisse für die Landwirte berücksichtigt werden.

Zur Entwicklung eines geeigneten Beratungsansatzes sowie von Beratungsinstrumenten wurde zunächst eine Sichtung vorhandener Methoden zur Nachhaltigkeitsbewertung und -beratung auf der Basis einer Literaturrecherche vorgenommen. Die Methoden wurden verglichen und in einem

Experten-Workshop bewertet. Im zweiten Schritt wurden die Beratungsziele festgelegt und ein Beratungskonzept entwickelt. Im dritten Schritt wurde dieses Konzept in Betrieben getestet und die Rückmeldungen im Hinblick auf die Weiterentwicklung ausgewertet. Es ist anzumerken, dass das erprobte Beratungskonzept bisher nur begrenzt auf die Daten aus den naturwissenschaftlichen Untersuchungen zurückgreifen kann. Aufgrund der Komplexität des Vorhabens waren die Ableitung vereinfachter Bewertungs- und Analysetools bisher noch nicht zu leisten. Bei der Entwicklung des Konzepts stand deshalb die Suche nach einem geeigneten beratungsmethodischen Ansatz im Mittelpunkt.

Nach Einschätzung der beteiligten Wissenschaftler sind die Themenbereiche Klima und Nachhaltigkeit umfangreich und komplex, so dass im Rahmen des laufenden Forschungsvorhabens nur für ausgewählte Teilbereiche ein einfaches und gleichzeitig aussagekräftiges Bewertungssystem aufgebaut werden kann. Das vorgeschlagene mehrstufige Beratungskonzept ist deshalb eine sinnvolle Lösung, die Basisberatung zur Motivation und Sensibilisierung ein guter Einstieg in das Thema. Ein praxisnahes Bewertungsmodell für die Intensivberatung, das wissenschaftlich hinterlegt ist und mit angemessenem Aufwand und Kosten angeboten werden kann, muss in Zusammenarbeit mit Beratung und Wissenschaft erarbeitet werden.

Dies zeigt auch die Rückmeldung der Landwirte zu den ersten Beratungsprobeläufen: Von beteiligten Landwirten wird die Auseinandersetzung mit den Themen Nachhaltigkeit und Klimaschutz als sehr wichtig beurteilt, um sich damit vertraut zu machen und zu reflektieren, was das für den eigenen Betrieb bedeutet. Es wird eine Bewertung des eigenen Betriebes gewünscht, um sich mit Kollegen vergleichen und die Entwicklung im Laufe der Zeit verfolgen zu können. Außerdem wird ein Angebot von Optimierungsstrategien und Handlungsempfehlungen zu den Einzelbereichen benötigt, da den Landwirten der fachliche Hintergrund und Blick von außen fehlt.

Ein wichtiges Kriterium bei der Entwicklung einer Beratung zur Nachhaltigkeit muss die einfache Anwendbarkeit in der Praxis sein. Gleichzeitig muss die Methodik wissenschaftlich fundiert sein und zu vergleichbaren Ergebnissen kommen wie umfangreichere Untersuchungen, wie sie derzeit bei den Pilotbetrieben gemacht werden. Um dieses Ziel zu erreichen, muss zunächst der wissenschaftliche Hintergrund und Kenntnisstand zu den einzelnen Teilbereichen der Nachhaltigkeit vorliegen und der Einfluss bestimmter betrieblicher Maßnahmen auf diese Indikatoren erforscht sein. Daraus können Empfehlungen abgeleitet werden, wie die Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben optimiert werden kann. Neben einer fachlich fundierten Vorgehensweise ist das beratungsmethodische Vorgehen ausschlaggebend dafür, ob beim Betriebsleiter eine Sensibilisierung und Handlungsmotivation erreicht wird.

6.3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Der im Netzwerk der Pilotbetriebe gewählte transdisziplinäre Untersuchungsansatz hat sich bewährt. Die aufgebauten Strukturen bieten exzellente Möglichkeiten für Forschungsarbeiten, die auf die bisherigen Untersuchungen aufbauen. Bereits im laufenden Forschungsprojekt gibt es zahlreiche Kooperationen mit anderen Arbeitsgruppen und Projekten, die im weiteren Bearbeitungsverlauf ausgebaut werden können. Hierdurch können Synergieeffekte erzielt werden, beispielsweise durch den Austausch und die effiziente Nutzung von Analysedaten. Mögliche thematische Schwerpunkte sind Untersuchungen zur Biodiversität und zur Ökonomie der Pilotbetriebe, z.B. die Analyse der ökonomischen Wirkungen von Treibhausgasminderungsstrategien auf der Grundlage von Bewirtschaftungsdaten der Pilotbetriebe.

Der besondere Wert der Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe liegt darin, dass konkrete Situationen in landwirtschaftlichen Betrieben (Standortbedingungen, Ertrags- und Leistungsniveau, Futterregime, Haltungsbedingungen etc.) in ihrem Einfluss auf die Klimabilanz erfasst werden, während vorangegangene Studien, auch im Rahmen der nationalen Klimaberichterstattung, überwiegend auf Durchschnittswerten der Literatur und statistischen Angaben, z.B. auf Landkreisebene, basieren. Die Projektergebnisse belegen die große Variabilität der flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen der Pilotbetriebe. Auch die Nachhaltigkeitsindikatoren weisen gravierende Unterschiede zwischen den Betrieben aus. Daher können wirksame Optimierungsansätze nicht allgemein, sondern nur betriebs- und standortbezogen abgeleitet werden.

Ausgehend von den Ergebnissen der Pilotbetriebe ist es sinnvoll, regionstypische Modellbetriebe zu konstruieren, um die Wirkung verschiedener Einflussfaktoren (Leistungshöhe, Futterregime, Laktationszahl) auf die produktbezogenen THG-Emissionen – ohne den Einfluss betriebsindividueller Gegebenheiten – analysieren zu können. Dies ist eine wesentliche Ergänzung der einzelbetrieblichen Analysen. Auf diese Weise könnten gesamtbetriebliche und produktspezifische Aussagen (THG-Emissionen je kg Milch) noch besser abgesichert werden. Die Abstraktion vom Einzelbetrieb zum regionstypischen Modellbetrieb kann dazu beitragen, generalisierende Aussagen zu THG-Minderungsstrategien zu treffen.

Während bisher die Ausgangssituation der Betriebe (Strukturen, Produktionsverfahren, Leistungen, Klimawirkungen, Nachhaltigkeit) erfasst wurde, sollte ein Folgeprojekt stärker auf betriebliche Entwicklungsprozesse und die Betriebsoptimierung ausgerichtet werden. Wie verändern sich betriebliche Strukturen, Intensitäten, Produktionsverfahren? Welche Faktoren bestimmen diese Veränderungen? Welche Klima- und Umweltwirkungen ergeben sich daraus? Als eine zentrale Frage sollte untersucht werden, wie die bisher gewonnenen Daten, Analysemethoden und Modelle betriebliche Entwicklungsprozesse wirksam unterstützen können. In welcher Form sind die Informationen für Betriebsleiter sinnvoll und relevant? Wie sind sie im Sinne eines Nachhaltigkeitsmanagements und einer Klimaschutzberatung nutzbar?

Als neuer thematischer Schwerpunkt eines Folgeprojektes ist die Ressourceneffizienz vorgesehen. Die im Monitoringprogramm der Pilotbetriebe erfassten Daten sind hervorragend geeignet, standort- und bewirtschaftungsspezifische Aussagen zur Effizienz der eingesetzten Ressourcen (Boden, Wasser, Energie, Nährstoffe) zu treffen. Die Steigerung der Ressourceneffizienz ist eines der wichtigsten Themen der Agrarforschung der nächsten Jahrzehnte, das ökologische und konventionelle Betriebssysteme gleichermaßen betrifft. Angesichts knapper Ressourcen, dem wachsenden Bedarf an Nahrungsmitteln und Biomasse sowie der zu erwartenden negativen Effekte des Klimawandels kommt der Steigerung der Stoff- und Energieeffizienz zentrale Bedeutung zu (Godfray et al., 2010). Zur Steigerung der Ressourceneffizienz wird vielfach eine Intensivierung der Produktion gefordert, die allerdings den Tier-, Boden- und Klimaschutz sowie Nachhaltigkeitsaspekte ausreichend berücksichtigen muss (Brinkmann et al., 2011; Tilman et al., 2002; Banwart, 2011). Als zentrale Untersuchungsfrage soll analysiert werden, welchen Einfluss das betriebliche Intensitätsniveau, das betriebliche Management sowie die Art des Betriebssystems auf die Ressourceneffizienz hat. Hierbei wäre zu untersuchen, ob sich die Ressourceneffizienz im ökologischen Landbau (basierend auf vielfältigen Fruchtfolgen, symbiontischer N₂-Fixierung, dem Aufbau von Bodenfruchtbarkeit, der Nutzung von Stoffkreisläufen und Ökosystemleistungen) systembedingt von der im konventionellen Landbau (basierend auf hohen Stoff- und Energieinputs durch Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Futtermittelzukauf etc.) unterscheidet bzw. welche Optionen zur Effizienzsteigerung auf betrieblicher Ebene bestehen und ob dadurch andere Nachhaltigkeitsparameter der Pflanzen- und Tierproduktion verändert werden.

6.4 Literatur

- Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell MJ, Avilés-Vázquez K, Samulon A, Perfecto I (2007) Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22:86-108
- Blank B, Schaub D, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63:21-28
- Brinkmann J, March S, Barth K, Becker M, Drerup C, Isselstein J, Klocke D, Krömker V, Mersch F, Müller J, Rauch P, Schumacher U, Spiekers H, Tichter A, Volling O, Weiler M, Weiß M, Winckler C (2011) Status quo der Tiergesundheitssituation in der ökologischen Milchviehhaltung in Deutschland - Ergebnisse einer repräsentativen bundesweiten Felderhebung. 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Gießen, 15.-18. März 2011. 2:162-169
- Brock C, Franko U, Oberholzer H-R, Kuka K, Leithold G, Kolbe H, Reinhold J (2013a) Humus balancing in Central Europe – concepts, state of the art, and further challenges. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 176:3-11
- Brock C, Oberholzer H-R, Schwarz J, Fließbach A, Hülsbergen K-J, Koch W, Pallutt B, Reinicke F, Leithold G (2013b) Soil organic matter balances in organic versus conventional farming – modelling in field experiments and regional upscaling for cropland in Germany. *Org. Agr.* 2:185-195
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J Dairy Sci* 90:3456-3466

- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Gattinger A, Muller A, Haeni M, Skinner C, Fliessbach A, Buchmann N, Mäder P, Stolze M, Smith P, El-Hage Scialabba N, Niggli U (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. PNAS 109:18226-18231
- Godfray HC, Beddington JR, Crute IR, Haddad L, Lawrence D, Muir JF, Pretty J, Robinson S, Thomas SM, Toulmin C (2010) Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. Science 327:812-818
- Halberg N, Verschuur G, Goodlass G (2005) Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. Agriculture, Ecosystems and Environment 105:195-212
- Höhne E, Rücknagel J, Christen O (2013) Bewertung der Bodenstruktur mit Indikatoren der visuellen Gefügeansprache. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen
- IPCC (1997) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual, Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris
- Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL (1994) Methane release from dairy cows and pigs. In: Aguilera JF (ed.) Proc. 13th Symposium on Energy Metabolism of Farm Animals 399-402; EAAP Publ. 76, Spain
- Klimek S (2013) Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die pflanzliche Diversität unterschiedlicher Betriebssysteme (Biodiversitätspotenzial). Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Kristensen ES, Halberg N (1997) A systems approach for assessing sustainability in livestock farms. EAAP Publication no. 89:16-29
- Kristensen T, Hermansen JE (2002) Concept for farming systems research. DIAS. The Lithuanian Dairy Farms Demonstration Project. 1-15
- KTBL (2007) Bewertung Ökologischer Betriebssysteme. Bodenfruchtbarkeit, Stoffkreisläufe, Biodiversität. KTBL Schrift 458
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. Renewable Agriculture and Food Systems 23:38-52
- Küstermann B, Munch JC, Hülsbergen K-J (2013) Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. Europ. J. Agronomy 49:61-73
- Langeveld JWA, van Keulen H, de Haan JJ, Kroonen-Backbier BMA, Oenema J (2005) The nucleus and pilot farm research approach: experiences from The Netherlands. Agricultural Systems 84:227-252

- Lind P, Neuhoﬀ D, Köpke U (2013a) Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Ertrag und Qualität von Luzerne-Klee gras und Dauergrünland sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Lind P, Rudolf H, Neuhoﬀ D, Köpke U (2013b) Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Ertrag und Qualität von Winterweizen sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Niggli U (2002) Forschung als Triebfeder für die zukünftige Entwicklung des ökologischen Landbaus. *Ökologie & Landbau* 123, 3/2002:9-12
- Paulsen HM, Blank B, Schaub D, Aulrich K, Rahmann G (2013) Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63:29-36
- Refsgaard K, Halberg N, Kristensen ES (1998) Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems* 57:599-630
- Schaub D, Rösemann C, Frank H, Paulsen HM, Blank B, Hülsbergen KJ, Rahmann G (2013) Treibhausgasemissionen von Milchviehbetrieben - Berechnung ausgewählter Teilbereiche mit den Modellen REPRO und GAS-EM unter besonderer Berücksichtigung der Fütterungsmodellierung. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Schmid H, Braun M, Hülsbergen K-J (2013) Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Schulz F, Warnecke S, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Unterschiede der Fütterung ökologischer und konventioneller Betriebe und deren Einfluss auf die Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben
- Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2013) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, doi: 10.1038/nature11069
- Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108:42-49
- Zehetmeier M, Baudracco J, Hoffmann H, Heißenhuber A (2011) Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6:154-166

7 Danksagung

Das Projekt „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“ wurde durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft (06OE160 und 06OE353) gefördert.

Projektpartner waren der Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme der Technischen Universität München, das Thünen-Institut für Ökologischen Landbau, das Institut für Organischen Landbau der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, das Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und die Bio-land-Beratung GmbH.

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

- | | |
|---|---|
| 1 | Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer und Bernhard Osterburg
Calculation of gaseous and particulate emissions from Germany agriculture 1990 - 2011
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2011 |
| 2 | Walter Dirksmeyer und Katrin Fluck
Wirtschaftliche Bedeutung des Gartenbausektors in Deutschland 2. überarbeitete Auflage |
| 3 | Heike Kuhnert, Gesine Behrens, Ulrich Hamm, Henriette Müller, Hiltrud Nieberg, Jörn Sanders und Renate Strohm
Ausstiege aus dem ökologischen Landbau: Umfang – Gründe – Handlungsoptionen |
| 4 | Peter Mehl
Agrarstrukturelle Wirkungen der Hofabgabeklausel – Zielerreichung und mögliche Folgen einer Abschaffung dieser Leistungsvoraussetzung in der Alterssicherung der Landwirte |
| 5 | Bernhard Forstner und Andreas Tietz
Kapitalbeteiligung nichtlandwirtschaftlicher und überregional ausgerichteter Investoren an landwirtschaftlichen Unternehmen in Deutschland |
| 6 | Janina Krug
Perspektiven ackerbaulicher Grenzstandorte in Nordostdeutschland – Übertragbarkeit extensiver Produktionssysteme überseeischer Trockenstandorte |
| 7 | M. Liesebach, B. Degen, H. Grotehusmann, A. Janßen, M. Konnert, H.-M. Rau, R. Schirmer, D. Schneck, V. Schneck, W. Steiner, H. Wolf
Strategie zur mittel- und langfristigen Versorgung mit hochwertigem forstlichem Vermehrungsgut durch Züchtung in Deutschland |
| 8 | Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)
Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben |





THÜNEN

Thünen Report 8

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut

Bundesallee 50

38116 Braunschweig

Germany

www.ti.bund.de

