

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

Forschungsergebnisse 2013-2014

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)

Thünen Report 29

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 H-J, Rahmann G (eds) (2015) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben : Forschungsergebnisse 2013-2014. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 175 p, Thünen Rep 29, doi:10.3220/REP_29_2015

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 29

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

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

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-135-4
DOI:10.3220/REP_29_2015
urn:nbn:de:gbv:253-201505-dn055184-1

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

Forschungsergebnisse 2013-2014

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)

Thünen Report 29

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 29

Weihenstephan/Trenthorst, Germany, im Mai 2015

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

Forschungsergebnisse 2013 - 2014

Abschlussbericht

Projektzeitraum: 01. März 2013 - 31. Juli 2014

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 (OEL-TI)

Projektpartner 2013-2014

Technische Universität München (TUM)

Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme

Liesel-Beckmann Str. 2, 85354 Freising-Weihenstephan

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

Johann Heinrich von Thünen-Institut (TI)

Bundesforschungsanstalt für Ländliche Räume, Wald und Fischerei

Institut für Ökologischen Landbau des TI (OEL-TI)

Trenthorst 32, 23847 Westerau

Bearbeiter: Prof. Dr. Gerold Rahmann, Projektleitung 06OE353
Sylvia Warnecke, M.Sc., Projektkoordinatorin TI
Dr. Hans Marten Paulsen, Wissenschaftlicher Mitarbeiter

Bioland Beratung GmbH (BBG)

Auf dem Kreuz 58, 86152 Augsburg

Bearbeiter: Dipl.-Ing. agr. (univ.) Jan Plagge, Projektleitung Bioland
Dr. Stephanie Fischinger, Projektleitung BBG
Annika Lenz, M.Sc., Projektkoordinatorin BBG
Marie Engelbrecht, B.Sc., Bioland-Beraterin (BBG)
Dipl.-Ing. agr. (univ.) Frank Späthe, Bioland-Berater (BBG)

I Inhaltsverzeichnis

I	Inhaltsverzeichnis	I
II	Abbildungsverzeichnis	IV
III	Tabellenverzeichnis	VI
1	Vorwort / Preface	1
2	Problemstellung und Forschungsbedarf	3
2.1	Vorbemerkungen	3
2.2	Wissenschaftliche Ziele	4
2.3	Erhalt und Pflege eines deutschlandweiten Netzwerkes von Pilotbetrieben	5
2.4	Forschungsbericht	6
2.5	Literatur	6
3	Methodischer Ansatz	9
3.1	Netzwerk Pilotbetriebe	9
3.2	Datenerfassung, Monitoring, Analytik	13
3.2.1	Flächenauswahl und Anlage von Testflächen	13
3.2.2	Analyse von Boden-, Pflanzen-, Futter- und Düngerproben	16
3.2.3	Betriebsdaten	16
3.2.3.1	Betriebsdatenerfassung	16
3.2.3.2	Zeit- und Arbeitsaufwand	18
3.2.4	Beurteilung des Tierwohls und der Haltungsumgebung der Tiere, Erfassung wichtiger Probleme der Tiergesundheit und Erfassung des Arzneimiteleinsatzes	20
3.2.5	Klima- und Witterungsdaten	21
3.3	Kommunikationsstruktur	22
3.3.1	Datendrehscheibe	22
3.3.2	Intranet	23
3.3.3	Projekttreffen	23
3.3.4	Regionale Workshops	23
4	Forschungsberichte der Arbeitsgruppen	25
4.1	Energie- und Treibhausgasbilanz der Milchviehhaltung – Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe	25
	Zusammenfassung / Abstract	25
4.1.1	Einleitung	27
4.1.2	Material und Methoden	29
4.1.2.1	Energiebilanzierung	29
4.1.2.2	Treibhausgasbilanzierung	32
4.1.2.3	Betriebsdaten	33
4.1.3	Ergebnisse	34

4.1.3.1	Fossiler Energieeinsatz und Energieeffizienz	34
4.1.3.2	Treibhausgasemissionen	37
4.1.4	Diskussion	41
4.1.4.1	Methodendiskussion	41
4.1.4.2	Ergebnisdiskussion	42
4.1.5	Literatur	44
4.2	Berechnung des Klimawirkungspotentials der Milchkühexkremente ökologisch und konventionell wirtschaftender Betriebe in Deutschland aus Stall, Melkstand, Lager und Weidegang	49
	Zusammenfassung / Abstract	49
4.2.1	Einleitung	50
4.2.2	Material und Methoden	51
4.2.3	Ergebnisse	53
4.2.4	Diskussion	58
4.2.5	Schlussfolgerungen	61
4.2.6	Danksagung	61
4.2.7	Literatur	61
4.3	Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe	63
	Zusammenfassung / Abstract	63
4.3.1	Einleitung	64
4.3.2	Material und Methoden	65
4.3.3	Ergebnisse	68
4.3.3.1	Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen	68
4.3.3.2	Stoff- und Energiebilanzen	71
4.3.3.3	Betriebsvergleiche	77
4.3.4	Diskussion und Schlussfolgerungen	81
4.3.5	Literatur	84
4.4	Ressourceneffizienz im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung – Untersuchungskonzept und erste Ergebnisse	89
	Zusammenfassung / Abstract	89
4.4.1	Einleitung	91
4.4.2	Material und Methoden	93
4.4.3	Ergebnisse	95
4.4.3.1	Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen der Pilotbetriebe	95
4.4.3.2	Nährstoffbilanzen und Nährstoffkreisläufe	96
4.4.3.3	Energiebilanzen	108
4.4.3.4	Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz	110
4.4.4	Diskussion und Schlussfolgerungen	114
4.4.5	Literatur	116

4.5	Haltungsbedingungen, Tiergesundheits- und Tierwohlparameter und Medikamenteneinsatz in der Milchviehhaltung auf je zwei ökologischen und konventionellen Betrieben sowie Auswirkungen von Optimierungsansätzen zur Verbesserung der Situation der Tiere auf die Klimabilanz der Milcherzeugung	119
	Zusammenfassung / Abstract	119
4.5.1	Einleitung	120
4.5.2	Material und Methoden	122
4.5.3	Ergebnisse	130
4.5.4	Diskussion und Schlussfolgerungen	141
4.5.5	Literatur	146
4.6	Ableitung von Beratungsansätzen zur Klimaschutzberatung von Milchviehbetrieben	149
	Zusammenfassung / Abstract	149
4.6.1	Einleitung	150
4.6.2	Mehrstufiges Konzept für eine Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung	150
4.6.3	Vorarbeiten für die Klimaschutzberatung für Milchviehbetriebe	152
4.6.3.1	Ergebnisse einer Literaturrecherche und aus dem Projekt Pilotbetriebe: Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe	152
4.6.3.2	Anforderungen an die Klimaschutzberatung für Milchviehbetriebe	165
4.6.4	Ausblick	167
4.6.5	Literatur	168
5	Schlussfolgerungen und Ausblick	173
6	Danksagung	175

II Abbildungsverzeichnis

Abbildung		Seite
3.1-1	Lage der Pilotbetriebe und Versuchsstationen.	12
3.2-1	Lage der Testflächen innerhalb der Schläge eines Pilotbetriebs.	13
3.2-2	Ideale Anordnung von ökologischer und konventioneller Testfläche.	15
3.2-3	Anordnung der Testflächen und Zusatzflächen.	15
3.3-1	Schema zum Datentransfer mit der Datendrehscheibe Nutriweb.	22
4.1-1	Energieflüsse und Prozessmodule in einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Milchviehhaltung.	32
4.1-2	Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.	36
4.1-3	Methanemissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.	40
4.1-4	THG-Emissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.	40
4.2-1	Klimawirkungspotential aus Exkrementen der Milchkühe pro Kuh auf den Pilotbetrieben (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Links: Mittleres Klimawirkungspotential über alle ökologischen (Öko) bzw. konventionellen Betriebe (Konv) sowie über die konventionellen Betriebe mit bzw. ohne Weidegang. Rechts: Anteil des Klimawirkungspotentials verursacht durch die emittierten Gase in Stall und Lager bei verschiedenen Gülleanteilen.	55
4.2-2	Anteile von CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ und NO am Klimawirkungspotential der Milchkuhexkreme- nte (oben) und produktbezogenes Klimawirkungspotential in Form von CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ und NO der Milchkuhexkreme- nte (unten) der ökologischen (ö) und konventionellen (k) Pilotbetriebe (PB), dargestellt als CO ₂ -Äquivalente (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Die Reihenfolge der Daten ergibt sich aus dem Anteil der Ausscheidungen, die zum Güllesystem gehören.	59
4.3-1	Beziehung zwischen dem Energie-Input und dem Netto-Energieoutput im Pflanzenbau.	77
4.3-2	Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo der flächenbezogenen Stickstoffbi- lanz, mit Berücksichtigung der Boden-N-Vorratsänderung.	78
4.3-3	Beziehung zwischen dem Energie-Input und den flächenbezogenen Treibhaus- gasemissionen im Pflanzenbau.	79
4.3-4	Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den flächenbezogenen Treibhaus- gasemissionen im Pflanzenbau.	80
4.3-5	Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den produktbezogenen Treibhaus- gasemissionen im Pflanzenbau.	80
4.4-1	Stickstoffkreislauf (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹), Pilotbetrieb PB 68 (Verknüpfung von Hoftor-, Stall- und Flächenbilanz).	99
4.4-2	Hoftorbilanz (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹), Pilotbetrieb PB 68 (N-Saldo = 86 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ , N-Effizienz = 49 %).	100
4.4-3	Stallbilanz (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹), Pilotbetrieb PB 68 [N-Saldo = 39 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ , N-Effizienz I = 35 % (ohne org. Dünger)] [N-Effizienz II = 85 % (mit org. Dünger)].	102
4.4-4	Flächenbilanz (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹), Pilotbetrieb PB 68 (N-Saldo = 56 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ , N-Effizienz = 81 %).	102
4.4-5	Bewertungsfunktion Stickstoffsaldo, Bewertung der flächenbezogenen N-Salden der Pilotbetriebe.	103
4.4-6	Phosphorkreislauf (kg P ha ⁻¹ a ⁻¹), Pilotbetrieb PB 68 (Verknüpfung von Hoftor-, Stall- und Flächenbilanz).	106

Abbildung		Seite
4.4-7	Kaliumkreislauf (kg K ha ⁻¹ a ⁻¹), Pilotbetrieb PB 68 (Verknüpfung von Hoftor-, Stall- und Flächenbilanz).	108
4.4-8	Netzdiagramm, Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz, Betrieb PB 11.	113
4.4-9	Netzdiagramm, Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz, Betrieb PB 68.	114
4.5-1	Ansicht des Stalls und der Auslauflächen in Betrieb A.	124
4.5-2	Ansicht des Stalls und der Auslauflächen in Betrieb B.	125
4.5-3	Ansicht des Stalls und der Auslauflächen in Betrieb C.	126
4.5-4	Schematischer Aufbau und Innenaufnahme des Milchviehstalls in Betrieb D.	127
4.5-5	Anteil der Anzahl dokumentierter Datensätze in den Arzneimittelgruppen zwischen 2008 und 2013 auf den Betrieben A, B, C und D bei Kühen; TAM: Tierarzneimittel.	134
4.5-6	Anzahl der dokumentierten Datensätze nach Arzneimittelgruppen in den Jahren 2008 bis 2013 auf Betrieb D bei etwa gleichbleibender Herdengröße. Insgesamt 22 Datensätze mit Oxytocingaben, die nicht einer Fruchtbarkeitsbehandlung zugeordnet werden konnten, sind nicht in der Abbildung enthalten; TAM: Tierarzneimittel.	135
4.6-1	Beratungsphasen und -instrumente der Nachhaltigkeits- und Klimaschutzberatung.	151

III Tabellenverzeichnis

Tabelle	Seite
3.1-1 Kriterien für die Auswahl der Betriebe	10
3.1-2 Anbauverbände der ökologischen Betriebe	11
3.1-3 Nomenklatur der Pilotbetriebe	11
3.2-1 Parameter der Betriebsdatenerfassung	17
3.2-2 Kennzeichen der standardisierten Modellbetriebe	18
3.2-3 Zeitaufwand für Datenerfassung, -aufbereitung, -bereitstellung und -auswertung	19
4.1-1 Energieäquivalente und Treibhausgas-Emissionsfaktoren für ausgewählte Inputs	30
4.1-2 Kennwerte der Milchviehhaltung der einbezogenen Pilotbetriebe Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN) und größter Wert (MAX)	33
4.1-3 Produktbezogener Energieeinsatz je kg Milch (MJ (kg ECM) ⁻¹) Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)	35
4.1-4 Produktbezogene THG-Emissionen der Pilotbetriebe je kg Milch (g CO ₂ eq (kg ECM) ⁻¹) Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)	38
4.2-1 Emissionsfaktoren (EF) für gasförmige Stickstoffverbindungen und Methan-Umwandlungsfaktoren (MCF) für die Exkremente der Milchkühe für die verschiedenen Bedingungen und Bereiche auf den Pilotbetrieben (Haenel et al., 2012)	52
4.2-2 Lagerbedingungen für die Milchkuhexkremente im Stall und in den Wirtschaftsdüngerlagern sowie die mit Stroh eingebrachten N-Mengen nach Haenel et al. (2012) auf den ökologisch (ö) und konventionell (k) wirtschaftenden Pilotbetrieben in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010)	54
4.2-3 Tierbezogenes Klimawirkungspotential der gasförmigen Emissionen der Milchkuhexkremente der ökologisch (ö) und konventionell (k) wirtschaftenden Pilotbetriebe in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) aufgeteilt nach Weide bzw. Stall, Melkstand und Lager (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010)	56
4.3-1 Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der ökologischen Pilotbetriebe	68
4.3-2 Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe	70
4.3-3 Stoff- und Energiebilanzen der ökologischen Pilotbetriebe	75
4.3-4 Stoff- und Energiebilanzen der konventionellen Pilotbetriebe	76
4.4-1 Betriebsstrukturen ausgewählter Pilotbetriebe	96
4.4-2 Stickstoffbilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	98
4.4-3 Phosphorbilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN (kg P ha ⁻¹ a ⁻¹)	105
4.4-4 Kaliumbilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN (kg K ha ⁻¹ a ⁻¹)	107
4.4-5 Energiebilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN	110
4.4-6 Indikatoren der Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz ausgewählter Pilotbetriebe	112
4.5-1 Betriebskennzahlen der Milchviehhaltung auf den vier untersuchten Betrieben	123
4.5-2 Messgrößen zur Beurteilung des Tierwohls bei Milchkühen (Welfare Quality® 2009)	128
4.5-3 Tierwohl-Indikatoren erhoben an den Milchkühen auf vier Betrieben (nach Welfare Quality® 2009)	132
4.5-4 Gesamtscores zur Einhaltung der Tierwohlprinzipien und Kategorisierung der gesamten Milchviehhaltung nach Welfare Quality® (2009) auf den vier untersuchten Pilotbetrieben im Winter 2014	133

Tabelle		Seite
4.5-5	Ergebnisse der Befragung zur Enthornungspraxis und Gesundheitsproblemen	134
4.5-6	Anwendung von Euterinjektoren gegen Mastitis und zum Trockenstellen in den vier Beispielbetrieben im Jahr 2013	136
4.5-7	Betriebsparameter und -indikatoren vor und nach Umsetzung von Szenarien zur Verbesserung des Tierwohls (Berechnet nach Schmid et al., 2013)	139
4.5-8	Treibhausgasemissionen (g CO ₂ eq. kg ⁻¹ ECM) vor und nach Umsetzung von Szenarien zur Verbesserung des Tierwohls (Berechnet nach Frank et. al., 2013)	140
4.6-1	Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe	154
4.6-2	Einflussgrößen bei der Bewertung von Weidehaltung hinsichtlich THG-Emissionen (nach Flessa et al., 2012 und Frank et al., 2011)	164

1 Vorwort

Im vorliegenden Abschlussbericht wird über die im Projektverbund **“Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“** durchgeführten Arbeiten berichtet. Die Projekte werden im Rahmen des „Bundesprogramms Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft“ vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung unter den Förderkennzeichen 06OE160 (Technische Universität München) und 06OE353 (Thünen-Institut) gefördert. Der Bericht enthält Ergebnisse der Untersuchungen der Jahre 2013 und 2014. Erkenntnisse aus den ersten vier Projektjahren wurden bereits im Thünen Report 8 (2013) publiziert.

Der projektübergreifende Charakter des Forschungsberichts ist fachlich begründet und erfolgt in Abstimmung aller Projektpartner und fördernden Institutionen. Projektziele und Vorgehensweise sowie die Ergebnisse der am Projekt beteiligten Arbeitsgruppen werden in eigenständigen Artikeln dargestellt.

An ausgewählten Pilotbetrieben wird gezeigt, welche betrieblichen Optimierungsansätze in den Bereichen Tiergesundheit und Tierwohl und der Ressourceneffizienz (Nährstoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz) vorstellbar sind. Grundlage hierfür sind Monitoringdaten und modellgestützte Analysen, erste Auswertungen zu Tiergesundheit und Tierwohl nach dem Welfare Quality® Assessment protocol for cattle sowie zum Arzneimitteleinsatz in der Milchviehhaltung. Im Teil „Wissenschafts-Praxis-Transfer“ wird untersucht, ob die Daten und die neu entwickelten Beratungsinstrumente betriebliche Entwicklungsprozesse wirksam unterstützen.

Schlüsselwörter: Klimawirkungen, Tiergesundheit, Tierwohl, Ressourceneffizienz, Betriebsberatung

Preface

In this final report results of the joint project **‘Climate Effects and Sustainability of Organic and Conventional Farming Systems – Assessment in a Network of Pilot Farms’** are presented. The project is funded within the ‘Federal Programme for Organic and Sustainable Farming’ by the Federal Ministry of Food and Agriculture via the Federal Office of Agriculture and Food (project numbers 06OE160, Technical University Munich and 06OE353, Thünen-Institute). Results of the years 2013 to 2014 are given. Outcomes of the first four project years were already presented in Thünen Report 8 (2013).

The report is published in agreement between the project partners and the funding bodies. It has a transdisciplinary character. General project aims, methodologies and models that were used and the results created in the individual working groups are presented in separate articles.

For selected farms of the network, potentials to improve sustainability in animal health and welfare as well as in resource efficiency (nutrients, energy, land use) are shown. This was done based on results of the Welfare Quality® Assessment protocol for cattle, on the use of veterinary drugs, on agronomic monitoring data and on model based analyses. In the field of ‘science-into-practice’ it is analysed how the project results and the advisory concepts that were developed might support future development of farms.

Keywords: Climate effects, animal health, animal welfare, resource efficiency, farm advisory concepts

2 Problemstellung und Forschungsbedarf

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann, Harald Schmid, Hans Marten Paulsen

2.1 Vorbemerkungen

Im Verbundprojekt *„Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben“*¹ wurde in enger Kooperation von Forschung, Beratung und Praxis eine in Deutschland einzigartige Struktur für Forschungsarbeiten aufgebaut. In verschiedenen Agrarräumen Nord-, West-, Ost- und Süddeutschlands sind 40 ökologische und 40 konventionelle landwirtschaftliche Betriebe nach definierten Kriterien ausgewählt worden. Sie repräsentieren unterschiedliche Betriebstypen, Intensitätsniveaus und Standortbedingungen. In diesen Pilotbetrieben wurden mehrjährig Betriebsdaten erfasst und mit Modellen umfassend ausgewertet sowie leistungsfähige Monitoringsysteme mit georeferenzierten Testflächen eingerichtet.

Von 2008 bis 2013 wurden in den Pilotbetrieben zwei aktuelle Forschungsthemen bearbeitet:

- die Analyse und Bewertung von Klimawirkungen (Emissionen der Treibhausgase (THG) CO₂, N₂O, CH₄) im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung sowie die Ableitung von gesamtbetrieblichen THG-Minderungsstrategien,
- die Analyse und Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit in den Bereichen Bodenschutz (Schadverdichtung, Humushaushalt), Energieeffizienz und Stoffkreisläufe (Stickstoffeffizienz und Stickstoffverluste).

Die Projektergebnisse sind in drei Zwischenberichten, in zahlreichen Publikationen und Tagungsbeiträgen (z.B. Blank et al., 2013; Frank et al., 2013; Höhne et al., 2011; Kassow et al., 2010; Kassow et al., 2011; Peter et al., 2011; Paulsen et al., 2013) sowie in einem Forschungsbericht (Hülsbergen und Rahmann, 2013) veröffentlicht worden.

Der vorliegende Forschungsbericht bezieht sich auf Untersuchungen in den Jahren 2013 und 2014. Die Forschungsarbeiten knüpfen direkt an die vorangegangenen Analysen an und basieren auf dem gleichen methodischen Ansatz sowie den gleichen Pilotbetrieben. Allerdings wurde die Datenbasis durch die Aufnahme weiterer Untersuchungsjahre (Vegetationsjahre 2012 und 2013) und die Komplettierung der Datensätze (Schließung von Datenlücken) wesentlich erweitert. Damit steigt auch die Aussagekraft gegenüber bisherigen Auswertungen. Mit den Erhebungsdaten stehen nunmehr 5jährige Datensätze zur Verfügung. Damit wird es möglich, nicht nur die Ausgangssituation der Betriebe zu analysieren, sondern Entwicklungsprozesse auf Betriebsebene hinsichtlich ihrer Klima- und Nachhaltigkeitswirkungen zu bewerten und Optimierungsszenarien abzuleiten.

¹ Die Projekte wurden durch das Bundesprogramm Ökologischer Landbau (Förderkennzeichen 06OE160 und 06OE353) sowie mit Sondermitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur nationalen Klimaberichterstattung gefördert. 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“.

2.2 Wissenschaftliche Ziele

Auf der Basis gemessener und erhobener Betriebsdaten wird in den Pilotbetrieben eine Systembewertung der Klimawirkungen vorgenommen, die alle relevanten Treibhausgasflüsse einschließt. Gegenüber bisherigen Arbeiten², die nur Teilsysteme und ausgewählte Stoffströme berücksichtigen oder auf Literaturdaten beruhen, wird damit eine neue Qualität und Bearbeitungstiefe erreicht. Der besondere Wert des Netzwerkes der Pilotbetriebe liegt darin, dass konkrete Situationen in ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Betrieben (Standortbedingungen, Ertrags- und Leistungsniveau, Futterregime, Haltungsbedingungen etc.) in ihrem Einfluss auf die Klimabilanz erfasst werden, während vorangegangene Studien, auch im Rahmen der Klimaberichterstattung, überwiegend auf Durchschnittswerten der Literatur und stark vereinfachenden Annahmen basieren.

Die bisherigen Projektergebnisse belegen die große Variabilität der flächen- und produktbezogenen Treibhausgasemissionen der Pilotbetriebe. Auch die Nachhaltigkeitsindikatoren weisen gravierende Unterschiede zwischen den Betrieben aus. Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass wirksame Optimierungsansätze und THG-Minderungsstrategien nicht allgemein, sondern nur betriebs- und standortbezogen abgeleitet werden können.

Der im Netzwerk der Pilotbetriebe gewählte transdisziplinäre Untersuchungsansatz hat sich grundsätzlich bewährt. Die aufgebauten Strukturen bieten exzellente Möglichkeiten für Forschungsarbeiten, die auf die bisherigen Untersuchungen aufbauen.

Besonders hervorzuheben ist die Kontinuität der bisherigen Analysen:

- Die Pilotbetriebe haben sich über die gesamte Projektlaufzeit an dem Vorhaben beteiligt.
- Das umfangreiche Monitoring- und Datenerhebungsprogramm wurde in den Pilotbetrieben nach abgestimmten Methoden in hoher Qualität realisiert.
- Die Erhebungsdaten, Mess- und Modelldaten stellen einen einzigartigen Datenpool dar.
- Auf der Grundlage der verfügbaren Daten wurden mit den Modellen REPRO und GAS-EM Stoff- und Energiebilanzen berechnet sowie Treibhausgasemissionen kalkuliert.

Netzwerk der Pilotbetriebe – Forschungsarbeiten im Zeitraum 2013/14

Die wichtigsten Projektaufgaben in der Untersuchungsphase 2013/14 waren:

- die Datenerfassung in den Pilotbetrieben für die Vegetationsjahre 2012 und 2013. Mit diesem Datensatz können die begonnenen Analysen zu THG-Emissionen fortgesetzt und weiter fundiert sowie neue Fragestellungen, z.B. zur Ressourceneffizienz, bearbeitet werden. Der Datensatz ist auch in Folgeprojekten und in Zusammenarbeit mit externen Kooperationspartnern nutzbar.

² Es gibt inzwischen mehrere internationale Publikationen, die eine Systembewertung der Milchviehhaltung vornehmen (z.B. FAO, 2006 und 2010). Gegenüber früheren Arbeiten haben sie den Anspruch, im Rahmen einer Ökobilanz (Life Cycle Assessment) alle relevanten Treibhausgasflüsse einschließlich der Emissionen durch Landnutzungsänderungen einzubeziehen. Sie geben einen Überblick über die globalen Bedingungen, über Einflussfaktoren und Optimierungsansätze. Sie können aber nicht im Detail die Situation bodenklimatischer Regionen sowie ökologischer und konventioneller Betriebe beschreiben; hierzu fehlt die Datenbasis.

- die umfassende Datenauswertung, differenziert für den Pflanzenbau und die Milchviehhaltung. Auf der Grundlage der verfügbaren Daten wurden mit den Modellen REPRO und GAS-EM detaillierte Stoff- und Energiebilanzen aller Milchviehbetriebe berechnet sowie Treibhausgasemissionen kalkuliert. Einen Schwerpunkt bildeten dabei methodische Arbeiten (Modellvergleiche, Fehlerabschätzungen, Sensitivitätsanalysen) sowie die Ableitung von Schlussfolgerungen für die Klimaberichterstattung im Bereich der Milchviehhaltung.
- die Schließung noch bestehender Datenlücken. Es wurde detailliert überprüft, ob die betrieblichen Datensätze vollständig sind oder noch Datenlücken bestehen (z.B. bei organischen Düngern, Futtermitteln, Bodenanalysen,...); vorhandene Datenlücken wurden geschlossen.
- die gezielte Vorbereitung eines Folgeprojektes im Netzwerk der Pilotbetriebe mit den thematischen Schwerpunkten Ressourceneffizienz (Energie-, Nährstoff-, Bodennutzungseffizienz), Tiergerechtigkeit (Haltungsbedingungen und Medikamenteneinsatz) und Möglichkeiten zur Effizienzsteigerung sowie Treibhausgasminderung. Hierzu zählen die Detailplanung und Voruntersuchungen zu neuen innovativen Methoden und Untersuchungsansätzen.

An ausgewählten Pilotbetrieben wird untersucht, welche betrieblichen Optimierungen auf der Grundlage der Monitoringdaten, der modellgestützten Analysen und ersten Auswertungen zu Tiergesundheit und Tierwohl nach dem Welfare Quality Protocol® zu erwarten sind.

Wissenschafts-Praxis-Transfer

Im Untersuchungszeitraum 2013/14 bildete der Wissenschafts-Praxis-Transfer einen weiteren Schwerpunkt der Projektarbeiten. Nachdem die Datensätze der Pilotbetriebe wissenschaftlich ausgewertet wurden (Publikationen, Forschungsberichte, Tagungsbeiträge), ging es darum, die für die Betriebsleiter und die Betriebsberatung relevanten Daten zielgruppengerecht aufzubereiten. Hierbei wurde untersucht, wie die Daten und Informationen im Betriebsmanagement optimal nutzbar sind. Dazu wurden in den Untersuchungsregionen Workshops mit jeweils 2 bis 4 teilnehmenden Betrieben (Teilnehmer: Betriebsleiter, Berater, Wissenschaftler) durchgeführt; die Workshops konnten somit auf die Besonderheiten der Betriebe unter Berücksichtigung der jeweiligen Standortbedingungen ausgerichtet werden.

Auf dieser Grundlage wurden Projektarbeiten zur Entwicklung von Beratungsinstrumenten durchgeführt. Als zentrale Frage wurde untersucht, ob die bisher gewonnenen Daten und die neu entwickelten Beratungsinstrumente betriebliche Entwicklungsprozesse wirksam unterstützen können.

2.3 Erhalt und Pflege eines deutschlandweiten Netzwerkes von Pilotbetrieben

Ein wesentliches Projektziel bestand darin, mit dem Netzwerk von Pilotbetrieben optimale Voraussetzungen und Strukturen für langfristige, systemare Forschungsarbeiten zu erhalten. Die Aufrechterhaltung und Pflege des Netzwerkes von 80 Pilotbetrieben dient der Sicherung einer in Deutschland einmaligen Forschungsinfrastruktur. Das Netzwerk ist eine Grundlage für Forschungsarbeiten in den Bereichen ökologische Nachhaltigkeit, Klimawirkungen der Landwirtschaft und Ressourceneffizienz.

Die Pilotbetriebe sind nach genau definierten Kriterien ausgewählt worden. Um ein breites Spektrum an Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen zu erfassen, wurden vier Projektregionen gebildet:

- Region Süd: Tertiärhügelland Bayerns (Marktf Frucht- und Gemischtbetriebe) und Allgäu (Milchviehbetriebe),
- Region West: Niederrheinische Bucht (Marktf Frucht- und Gemischtbetriebe) und Grünland dominierte Mittelgebirgsstandorte (Milchviehbetriebe),
- Region Nord: niederschlagsreiche und niederschlagsarme Diluvialstandorte der Nord- und Ostsee-Küstenregionen (jeweils Marktf Frucht-, Gemischt- und Milchviehbetriebe),
- Region Ost: Lößstandorte des mitteldeutschen Trockengebiets (Marktf Fruchtbetriebe) 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 Regional-Workshops. Die aufgebaute Projektinfrastruktur mit den Betrieben, der Datenerfassung, der Datenspeicherung, den Auswertungsverfahren bietet eine längerfristige Perspektive für die Forschung.

2.4 Forschungsbericht

Im vorliegenden Forschungsbericht werden der methodische Ansatz des Projektes und die wichtigsten Ergebnisse der letzten beiden Untersuchungsjahre dargestellt und umfassend diskutiert. Die Ergebnisdarstellung orientiert sich an den Untersuchungsschwerpunkten und Teilprojekten der beteiligten 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.

2.5 Literatur

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 1, 63:21-28

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

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, Ssekyewa C,

Sohn MS, (eds.) (2011) Organic is life – knowledge for tomorrow. Proc. of the 3rd Scientific Conference of ISO FAR 28.09.–01.10.2011, Gyeonggi Paldang, Korea, 25-27

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

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

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.) Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Justus-Liebig Universität Gießen, 15.-18. März 2011, Tagungsband, 109-110

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 1, 63:29-36

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

3 Methodischer Ansatz

Harald Schmid, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Hans Marten Paulsen, Gerold Rahmann

3.1 Netzwerk Pilotbetriebe

Ein wesentliches Projektziel bestand im Erhalt und der Weiterentwicklung der Forschungsstruktur „Netzwerk von Pilotbetrieben“ mit 40 ökologischen und 40 konventionellen Betrieben. Das Netzwerk der Pilotbetriebe wurde im Vorprojekt (siehe Projektbericht, Hülsbergen und Rahmann 2013) aufgebaut. Hier wurden auch wesentliche methodische Festlegungen zur Auswahl der Betriebe, zu den Untersuchungsmethoden, zum Datentransfer und Informationsaustausch getroffen. Diese grundlegenden Untersuchungsmethoden und -prinzipien wurden beibehalten, aber durch neue Untersuchungs- und Forschungsansätze ergänzt. Nachfolgend wird der methodische Ansatz beschrieben.

Kriterien der Betriebsauswahl

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

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

Betriebsauswahl

Die untersuchten Betriebstypen sind:

- Marktf Fruchtbetriebe (Viehbesatz < 0,1 GV/ha),
- Gemischtbetriebe mit Marktf Fruchtbau und Milchviehhaltung,
- Milchviehbetriebe.

In jeder der vier Projektregionen wurden 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	Marktfuchtbetrieb
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 %
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		

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, Gäa, Ökohof	1		2		3
EU			2		2

Für besonders aufwändige Analysen 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 mariti-

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

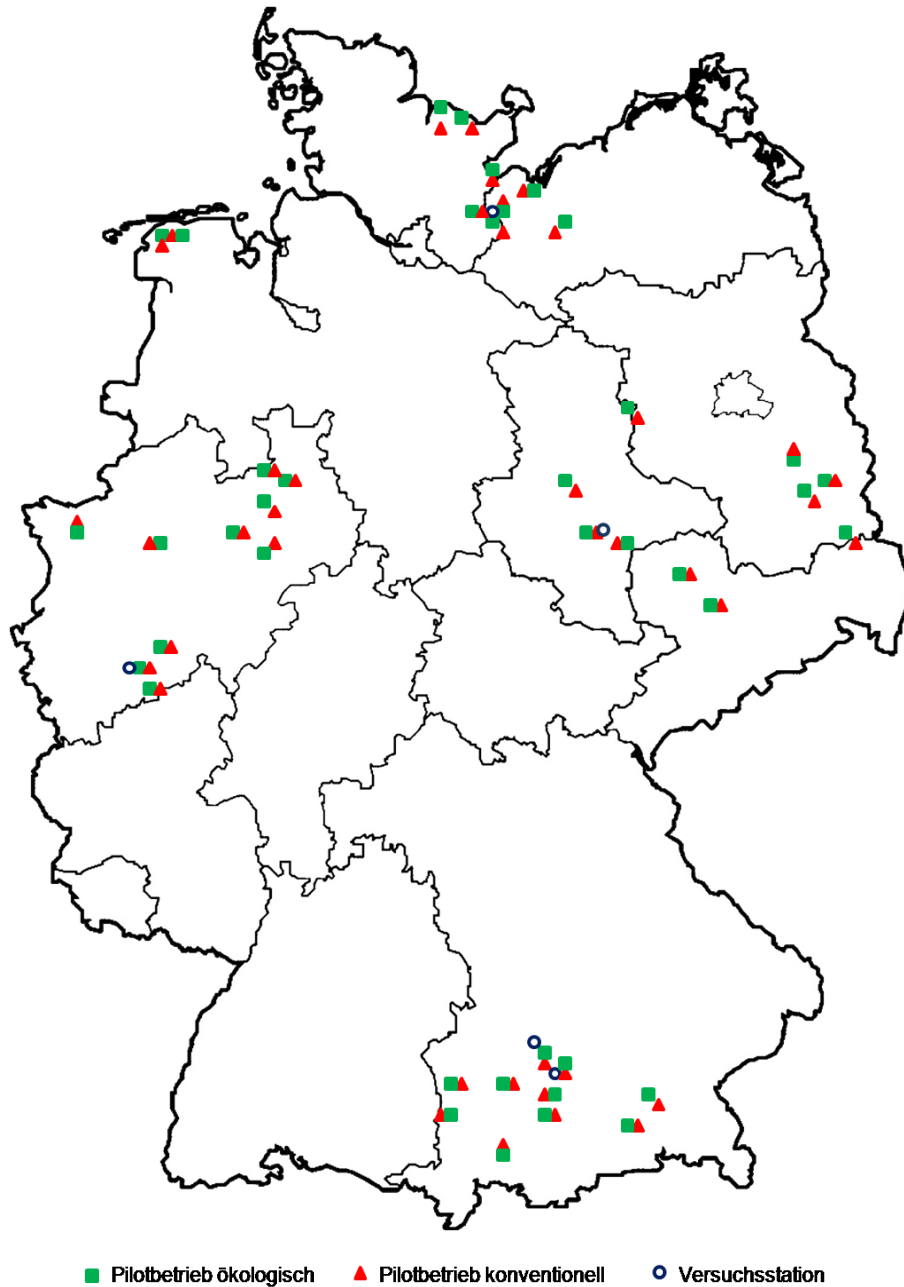


Abbildung 3.1-1: Lage der Pilotbetriebe und Versuchsstationen.

Es wird nicht der Anspruch erhoben, 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 (siehe Hülsgen und Rahmann 2013). 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.

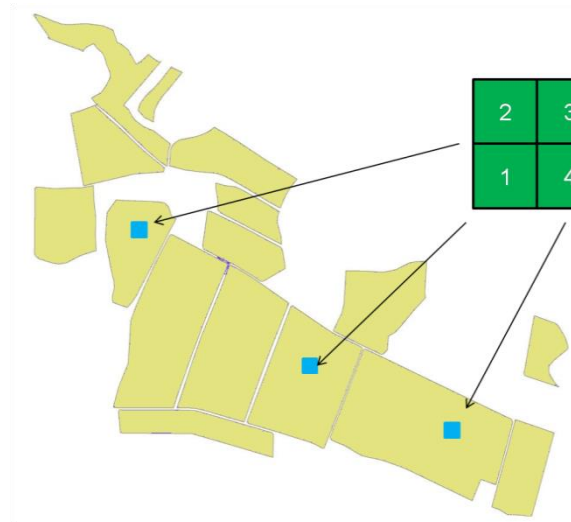


Abbildung 3.2-1: Lage der Testflächen innerhalb der Schläge eines Pilotbetriebs.

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, Feldgehölze, 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.

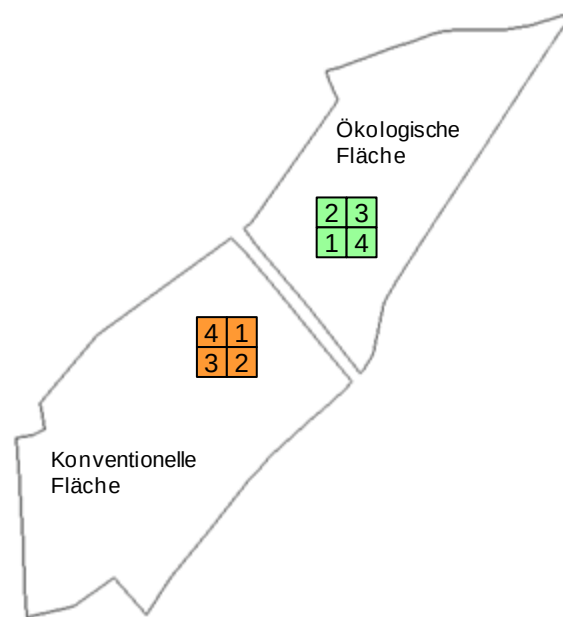


Abbildung 3.2-2: Ideale Anordnung von ökologischer und konventioneller Testfläche.

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.

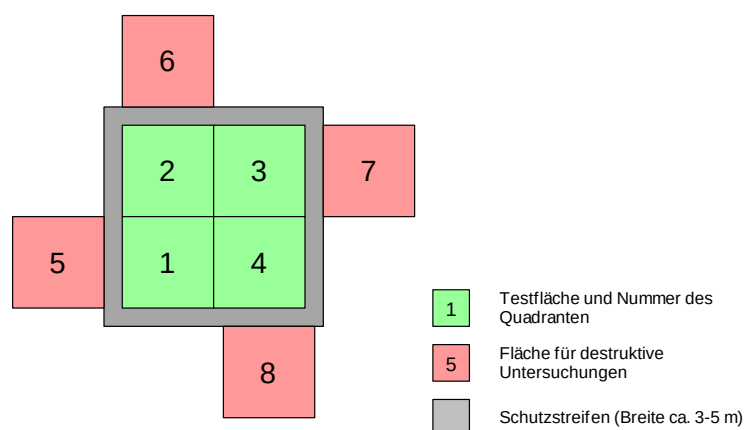


Abbildung 3.2-3: Anordnung der Testflächen und Zusatzflächen.

3.2.2 Analyse von Boden-, Pflanzen-, Futter- und Düngerproben

Die verwendeten Analysemethoden für die Untersuchung von Boden-, Pflanzen-, Futter- und Düngerproben sind im Forschungsbericht 2013 (Hülsbergen und Rahmann 2013) detailliert beschrieben. Da im Untersuchungszeitraum 2012 und 2013 andere Forschungsschwerpunkte bestanden, wird hier auf eine Darstellung dieser Methoden verzichtet.

3.2.3 Betriebsdaten

3.2.3.1 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 erfassten Daten sind in Tabelle 3.2-1 aufgelistet.

Tabelle 3.2-1: Parameter der Betriebsdatenerfassung

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

3.2.3.2 Zeit- und Arbeitsaufwand

Der Arbeits- und Zeitaufwand für Datenerfassung und -auswertung ist abhängig von Betriebsgröße, Betriebsarrondierung (Schlaganzahl), Produktionsrichtung und Datenverfügbarkeit. Um hier allgemein gültige zutreffende Aussagen für den Arbeits- und Zeitaufwand treffen zu können wurden standardisierte Modellbetriebe abgeleitet (Tab. 3.2-2).

Tabelle 3.2-2: Kennzeichen der standardisierten Modellbetriebe

	Marktfruchtbetrieb		Veredlungsbetrieb		Milchvieh-/Futterbaubetrieb	
	MF 1	MF 2	VE 1	VE 2	FB 1	FB 2
Pflanzenbau						
LN (ha)	100		100		100	
AL (% LN)	100		100		65	
GL (% LN)					35	
Schläge (Anz.)	40		40		40	
Arrondierung	jeweils mittlerer Arrondierungsgrad (mittl. Schlagentfernung 1 km)					
Fruchtfolge	4-gliedrig		4-gliedrig		5-gliedrig	
Zwischenfrucht	Zwischenfrüchte auf ca. 20 % des AL					
Lagerhaltung						
Einlagerung	80 % d Ernte		40 % d Ernte (Fütterung)		100 % d Ernte	
Verfahren/Technik						
Technik	alle Maschinen vorhanden; übliche Bewirtschaftung (Pflug, Grubber)					
Intensität	jeweils mittlere Dünge- u. PS-Intensität					
Tierhaltung						
Tierart			Schweine (Mast)		Milchkühe weibl. Nachzucht	
Tierbesatz (GV ha ⁻¹)			1,2		1,2	
Stall			Flüssigmist		Kühe: Flüssigmist sonst. Rinder: Festmist	
Haltung			1100 Mastplätze		60 Kuhplätze Jungvieh:151 Tage Weide	
Fütterung			2 Leistungsklassen 80 % Zukaufsfutter		8 Fütterungsklassen 80 % Eigenfutter	
Daten	digital	handschriftl.	digital	handschriftl.	digital	handschriftl.

Zusätzlich wurden folgende Voraussetzungen angenommen:

- alle benötigten Daten sind vorhanden,
- alle benötigten Daten werden zur Verfügung gestellt,
- es muss lediglich 3mal nachgefragt werden; weitere Nachfrage/Absicherung der Datenlage ist nicht nötig.

In Tabelle 3.2-3 ist der Zeitaufwand für Datenerfassung, -aufbereitung, -bereitstellung (Einpflügen der Daten in das System REPRO) und -auswertung aufgelistet. Hierbei wird unterschieden nach Ersterfassung der Betriebe und Erfassung der nachfolgenden Jahre.

Tabelle 3.2-3: Zeitaufwand für Datenerfassung, -aufbereitung, -bereitstellung und -auswertung

	Marktf Fruchtbetrieb		Veredlungsbetrieb		Milchvieh-/Futterbaubetrieb	
	MF 1	MF 2	VE 1	VE 2	FB 1	FB 2
Ersterfassung	9,0	15,0	12,0	18,5	15,0	22,0
Erfassung	3,0	4,5	4,0	5,5	5,0	6,5
Aufbereitung	3,0	4,5	4,0	5,5	5,0	6,5
Einpflügen	3,0	6,0	4,0	7,5	5,0	9,0
jedes weitere Jahr	6,0	11,5	9,0	15,0	12,0	19,0
Erfassung	2,0	3,5	3,0	4,5	4,0	5,5
Aufbereitung	2,0	3,5	3,0	4,5	4,0	6,0
Einpflügen	2,0	4,5	3,0	6,0	4,0	7,5
Auswertung (je Jahr)	2,50	2,50	3,50	3,50	4,50	4,50

Bei den jeweiligen Betriebstypen entsteht der höchste Arbeits- und Zeitaufwand durch handschriftliche Daten.

Um von diesen standardisierten Modellbetrieben auf den Zeitaufwand bei Erfassung und Auswertung von realen Betrieben schließen zu können, muss zusätzlich berücksichtigt werden dass:

- der Zeitaufwand proportional zur Schlaganzahl steigt, d.h. bei Verdopplung der Anzahl der Schläge (auf 80) nimmt der Zeitaufwand um 25 % zu.
- der Zeitaufwand proportional zur Betriebsgröße steigt, d.h. bei einer Verzehnfachung der Betriebsgröße (auf 1.000 ha) nimmt der Zeitaufwand ebenfalls um 25 % zu.

Auf Grund unserer Erfahrungen bei den Betrieben ist die Annahme, dass lediglich 3mal bei den Betrieben nachgefragt wird, um die Daten zu verifizieren, als sehr optimistisch einzustufen ist. Zur Verifizierung der Daten ist ein mehrmaliges Nachfragen notwendig. Somit ist der Zeitbedarf zur Datenerfassung, -aufbereitung in der Regel höher. Einige Lücken in den Daten zeigen sich erst mit der Auswertung, da die Vernetzung der einzelnen Modellkomponenten in REPRO auf Ungereimtheiten in den betrieblichen Daten hinweist.

3.2.4 Beurteilung des Tierwohls und der Haltungsumgebung der Tiere, Erfassung wichtiger Probleme der Tiergesundheit und Erfassung des Arzneimiteleinsatzes

Die Beurteilung des Tierwohls bei den Milchkühen wurde nach dem Welfare Quality® assessment protocol for cattle vorgenommen (Welfare Quality® 2009; Winckler und Knierim, 2014). Mit dem Protokoll werden durch Beobachtungen am Tier und durch Beurteilung der Stallumgebung Rückschlüsse auf die Einhaltung der vier grundlegenden Tierwohlprinzipien „Gute Ernährung, Gute Unterbringung, Gute Gesundheit, Angemessenes Verhalten“ gezogen.

Vor der Erhebung der tierbezogenen Parameter wurde ein Beobachterabgleich mit qualifiziertem Personal standardisiert an Videomaterial und in ausgewählten Ställen durchgeführt. Folgende Indikatoren wurden an einen repräsentativen Prozentsatz von Einzeltieren in allen Haltungsgruppen der Milchkühe und Trockensteher eingestuft:

- Sauberkeit am unteren Hinterbein, an Flanke und oberem Hinterbein sowie am Euter (0-1)
- Läsionen und Schwellungen am Integument an Fußgelenken und Hacke, Hinterviertel, Nacken, Schulter und Rücken, Flanke und an Seite und Euter (jeweils Anzahl)
- Ausflüsse aus Nase, Auge und Scheide (0-1)
- Durchfallanzeichen (0-1)
- Auftreten erhöhter Respirationsrate (0-1)
- Lahmheitsscore (0-2)
- Körperkondition (0-2)
- Ausweichdistanz bei Annäherung fremder Person (cm)

Auf Herdenebene wurde im gesamten Stall, aufgeteilt in einsehbare Stallabschnitte, das Sozialverhalten (Anzahl Kopfstöße, Verdrängungen, Kämpfe, Aufscheuchen, soziales Lecken), das Liege- (Anzahl liegender Tiere, Liegen außerhalb der Box) und Abliegeverhalten (sec), Kollisionen mit der Stalleinrichtung beim Ablegen (0-1) und die Häufigkeit des Hustens im Stall erfasst. Zusätzlich wurde eine qualitative Verhaltensbeurteilung anhand standardisierter Begriffe durchgeführt.

Die Stallumgebung und Stalleinrichtung wurde detailliert vermessen. Durchgänge, Gänge und Liegeboxen wurden dabei jeweils aus Sicht des Tieres eingestuft. Sackgassen und Hindernisse im Stall wurden erfasst. Die Anzahl der Tränken und die gesamte Tränkenlänge sowie deren Sauberkeit und der Wassernachfluss wurden für die einzelnen Gruppen ermittelt. Bei den Stalleinrichtungen wurden Komforteinrichtungen (Bürsten, Tierduschen im Stall), Lüftungs- und Entmistungssystem, Luftqualität, Lichtverhältnisse, Kraftfutter und Heustationen, Fressgitter und Liegeboxentypen und das Vorhandensein von Abkalbe- und Krankenboxen sowie deren Zustand aufgelistet.

Die Liegeflächen der Tiere wurden hinsichtlich ihrer Sauberkeit (0-5) und Weichheit (1-3) eingestuft.

Im Betriebsleiterinterview wurden Fragen zu Enthornungsmethoden, zu Gesundheitsproblemen und Schweregeburten, dem Anteil der mit antibiotischen Trockenstellpräparaten behandelten Tiere sowie die Dauer des Weidegangs und der Möglichkeit des Zugangs zu einem Auslauf beantwortet.

Zusätzlich wurden auf den Betrieben die Aufzeichnungen zu den veterinärmedizinischen Behandlungen, der Eigenleistungen und der Tierarzneimittelanwendung anhand der Stallbücher und Anwendungs- und Abgabebelege der Tierärzte erfasst.

3.2.5 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)

3.3 Kommunikationsstruktur

3.3.1 Datendrehscheibe

Im Projekt wird die Datendrehscheibe Nutriweb als Datenbank verwendet. Sie dient der 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.

Für das Projekt relevante landwirtschaftliche Primärdaten wurden im System Nutriweb erfasst. Die 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.

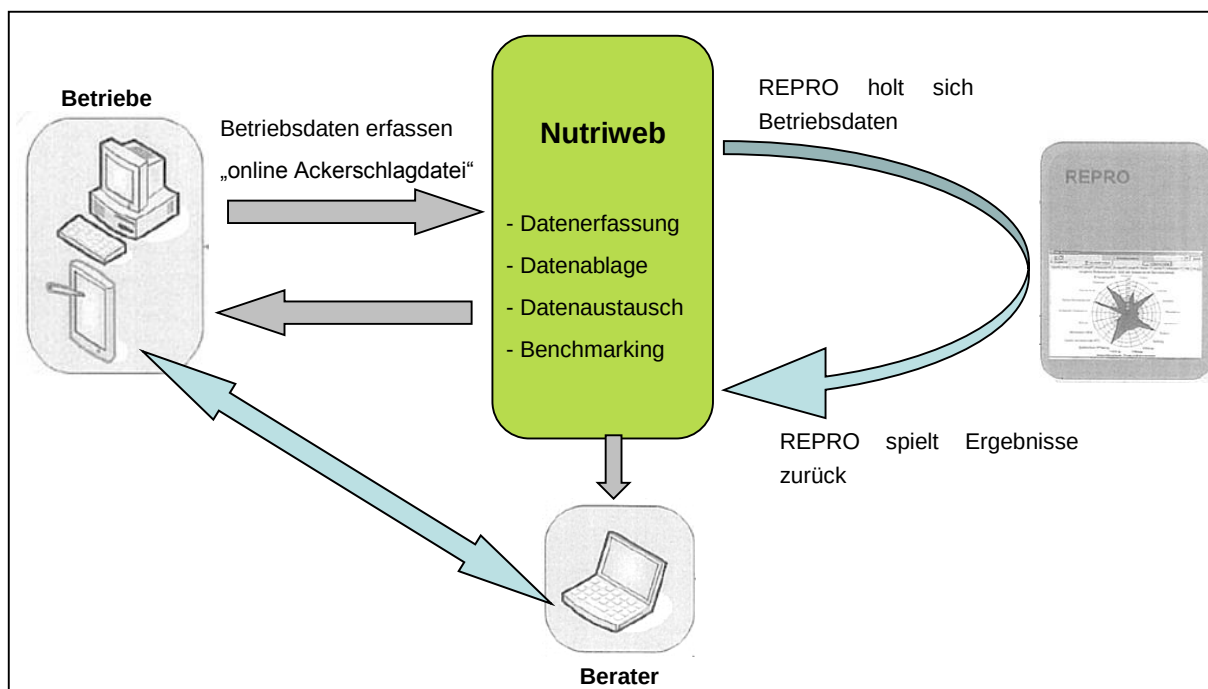


Abbildung 3.3-1: Schema zum Datentransfer mit der Datendrehscheibe Nutriweb.

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

Es wurden regelmäßig Projekttreffen durchgeführt. Teilnehmer dieser Treffen waren alle Projektmitarbeiter und eingeladene Gäste. Die Projekttreffen dienten

- 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.

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.

Literatur

Welfare Quality® (2009) Welfare Quality® assessment protocol for cattle. Chapter 6: Welfare Quality® applied to dairy cows. Welfare Quality® Consortium, Lelystad, Netherlands

Winckler C, Knierim U (2014) Welfare Quality® assessment protocol – Milchkühe und Mastrinder. In: KTBL (Hrsg.) Tiergerechtigkeit bewerten. KTBL Darmstadt, 7-17

4 Forschungsberichte der Arbeitsgruppen

4.1 Energie- und Treibhausgasbilanz der Milchviehhaltung – Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe

Helmut Frank, Harald Schmid, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit umfasst die Anwendung eines neuentwickelten Bilanzierungsmodells zur Analyse von Stoff-, Energie- und Treibhausgasflüssen der Milchviehhaltung in ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben. Mit dem Modell werden alle relevanten Energieflüsse und die damit verbundenen prozessbedingten Treibhausgasemissionen abgebildet. Die Emissionen bei der Futtererzeugung, z.B. in Form von N_2O in Abhängigkeit von der N-Düngung sowie die CO_2 -Freisetzung durch Humusabbau, die stoffwechselbedingten CH_4 -Emissionen sowie die Emissionen der Wirtschaftsdüngerlagerung fließen in die Gesamtbilanz ein. Bei der Modellierung werden zudem die THG-Emissionen des Vorleistungsbereiches einschließlich der Futter- und Färsenerzeugung, z.B. Zukauf von Sojaschrot und Mischfutter, Färsenzukauf, berücksichtigt. Ein übergeordnetes Ziel der Modellierungen ist es, anhand detaillierter und vollständiger THG-Bilanzen Systemvergleiche der ökologischen und konventionellen Milchviehhaltung vorzunehmen sowie Aussagen zu THG-Minderungspotenzialen zu treffen.

Das Modell kam in 16 ökologischen und 18 konventionellen Pilotbetrieben zur Anwendung. Im Mittel weisen die ökologischen Betriebe einen fossilen Energieeinsatz von $2,29 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und THG-Emissionen von $983 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$ auf, die konventionellen Betriebe einen Energieeinsatz von $2,38 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ und THG-Emissionen von $1047 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$. Die größten Energieinputs sind die Futtererzeugung und -lagerung; es folgen die Milchgewinnung und Nachzucht. Der Einsatz fossiler Energie unterscheidet sich signifikant zwischen ökologischer und konventioneller Milchproduktion bei der Futtererzeugung $0,62 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ (öko), $0,86 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ (kon), beim Haltungssystem $0,29 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ (öko), $0,18 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ (kon) sowie bei der Entmistung und Düngerlagerung $0,13 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ (öko), $0,11 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ (kon). Diese Unterschiede sind überwiegend systembedingt; sie resultieren z.B. aus Restriktionen beim Futterzukauf, der Orientierung auf grobfutterintensive Fütterung, besondere Anforderungen an das Haltungssystem sowie Regelungen zum Weidegang im ökologischen Landbau; sie werden aber auch durch das betriebliche Management maßgeblich beeinflusst.

Die prozessbedingten, durch den Einsatz fossiler Energie verursachten THG-Emissionen haben in den Pilotbetrieben einen Anteil von 17 % (öko) und 18 % (kon) an den Gesamtemissionen. Weitere große Emissionsquellen sind die Methanemissionen der Milchkühe (41 % (öko), 31 % (kon)) sowie die Lachgasemissionen der Futtererzeugung. Unsere Ergebnisse bestätigen, dass die stoffwechselbedingten CH_4 -Emissionen die mit Abstand bedeutendste THG-Quelle der Milchviehhaltung sind. Allerdings zeigen sie auch, dass eine Systembewertung alle relevanten THG-Flüsse einbeziehen muss, um Fehlbewertungen zu vermeiden. So wurden in den ökologischen Milchviehbetrieben mit $547 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$ signifikant höhere stoffwechselbedingte CH_4 -Emissionen als in den konventionellen Betrieben ($453 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$) festgestellt; die produktbezogenen Gesamt-THG-Emissionen hingegen unterschieden sich nicht signifikant.

Auf der Grundlage der Berechnungen können Schlussfolgerungen zur Optimierung der Produktionssysteme gezogen werden. Das Modell ermöglicht eine Identifikation von Schwachstellen sowie die Ableitung von Optimierungspotenzialen (Steigerung der Energieeffizienz, Minderung von THG-Emissionen).

Schlüsselwörter: Energiebilanz, Energieeffizienz, Treibhausgasemissionen, Milchviehhaltung, REPRO

Abstract

The article describes the application of a new developed model that allows the calculation of the energy- and greenhouse-gas (GHG) fluxes in dairy production of organic and conventional farms. The model takes into account all relevant energy fluxes and the connected GHG-emissions from energy use. The holistic approach includes the emissions of the production of fodder (e.g. the N_2O from nitrogen fertilization and the CO_2 -emissions from the decrease of soil organic matter), the CH_4 -emissions from enteric digestion of the ruminants and the emissions from manure storage. The model includes also the GHG-emissions from fodder purchase or the breeding of heifers for replacement of the dairy herd. The main objective of the work is to calculate detailed and complete GHG-balances for the system-based assessment of organic and conventional dairy farming and to identify the GHG mitigation potential of the farms and systems.

The model was used in 16 organic and 18 conventional farms from the network of pilotfarms. The mean fossil energy-input of the organic farms is $2.29 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$, the GHG-emissions are $983 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$. In the conventional farms the fossil energy input is $2.38 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ and $1047 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$ are emitted. The main energy inputs are the production and storage of fodder, followed by the milking process and the breeding of heifers. The fossil energy input shows significant differences between organic and conventional farms in fodder production (organic: $0,62 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$; conventional: $0,86 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$), in the housing system (organic: $0,29 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$; conventional: $0,18 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$) and the manure management (organic: $0,13 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$; conventional: $0,11 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$). These differences mainly depend on the system. The reasons are e.g. restrictions in fodder purchase and the higher content of roughage and higher standards in animal housing in organic farms. But there are also strong impacts of the farm management.

In the pilot farms, the process-based (from the use of fossil energy) GHG-emissions contribute 17 % (organic) and 18 % (conventional) to the total emissions per kg milk. Also the methane emissions from dairy cows (organic: 41 %; conventional: 31 %) and the N_2O -emissions from fodder production are main sources of GHG-emissions. Our results confirm the importance of the CH_4 -emissions from digestion as the biggest GHG-source. But it can also be seen that an assessment of dairy farming systems must include all relevant GHG-fluxes to avoid incorrect estimations. The methane-emissions are in organic farms higher ($547 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$) than in conventional farms ($453 \text{ g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$). But there is no difference in the total emissions per kg milk between the systems.

These calculations allow conclusions for optimizing the productions systems. The model can identify weak points of systems and farms and potentials for improvement (rise of energy efficiency, mitigation of GHG-emission).

Keywords: energy-use efficiency, energy efficiency, greenhouse gas emissions, dairy, REPRO

4.1.1 Einleitung

Die Landwirtschaft beruht in ihrer modernen technisierten Form auf dem Einsatz fossiler Energie (FAO, 2010). Die Abhängigkeit der Landwirtschaft von fossilen Energieinputs in Form von Kraftstoff, Elektroenergie, Maschinen, Dünger und Pflanzenschutzmitteln wurde erstmals unter dem Eindruck der Ölkrise im Jahr 1973 wissenschaftlich untersucht und durch Energiebilanzen belegt (Pimentel et al., 1973). Dabei ist die Landwirtschaft durch den Anbau von Pflanzen und deren Photosyntheseleistung in der Lage, die Energie des einfallenden Sonnenlichts chemisch zu binden. Auf der Energiebindung durch Photosynthese beruhen sowohl die Funktion natürlicher Ökosysteme als auch die Ertragsbildung in der Pflanzenproduktion (Odum, 1971). Durch den Einsatz fossiler Energie in Form von Energieträgern und Betriebsmitteln erfolgt ein Eingriff in Agrarökosysteme mit dem Ziel, die Effizienz der Umwandlung von Sonnenenergie in die gebundene Energie der nutzbaren Biomasse zu erhöhen (Hulscher, 1991). Die Energieeffizienz variiert je nach Anbausystem und Kulturpflanzen erheblich (Hülsbergen et al., 2001).

In der modernen Pflanzenproduktion ist nahezu jeder Arbeitsschritt mit dem Einsatz fossiler Energie verbunden; deshalb ist der Energieeinsatz ein Maß für die Anbauintensität. Der Energieeinsatz kann auch als ein Indikator für die Eingriffs- und Regelungsintensität in ein Ökosystem angesehen werden (Bockstaller et al., 1997; Thomassen et al., 2008). In der Tierhaltung wird generell eine wesentlich geringere Energieeffizienz als im Pflanzenbau erreicht, weil im tierischen Metabolismus durch Verdauungs- und Stoffwechselprozesse Umwandlungsverluste beim Ansatz tierischer Produkte auftreten (Moss et al., 2000; Flachowsky und Brade, 2007). Zudem wird für die tierische Erzeugung zusätzlich fossile Energie für die Haltung und Produktgewinnung eingesetzt. Wie im Pflanzenbau gibt es auch in der Tierhaltung systemspezifische Effizienzunterschiede. So ist die Energieeffizienz der Geflügelproduktion höher als die der Milchproduktion, die wiederum effizienter als die Rindfleischproduktion ist (FAO, 2010). In Hinblick auf eine effiziente Produktion von Nahrungsmitteln rückt die Tierproduktion immer mehr in den Fokus der Diskussion. Neben der begrenzten Verfügbarkeit der Energieressourcen ist zu beachten, dass ihre massive und global immer noch zunehmende Nutzung zu bedeutenden THG-Emissionen und zum weiteren Anstieg der CO₂-Konzentration der Atmosphäre führt (Cole et al., 1997).

Weitere bedeutsame Quellen für Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft, die auch im Zusammenhang mit der Milchproduktion stehen, sind:

- direkte und indirekte Landnutzungsänderungen (z.B. die Rodung von tropischem Regenwald, um Acker- und Grünlandsysteme zu etablieren oder Grünlandumbrüche, um Mais oder Soja zu produzieren). Landnutzungsänderungen sind meist mit einem schnellen und massiven C-Abbau aus Böden und Biomasse sowie gravierenden THG-Emissionen verbunden (Steinfeld et al., 2006),
- die CH₄-Emissionen aus der mikrobiellen Verdauung von Wiederkäuern (Moss et al., 2000; de Boer, 2003), die als Hauptquelle der THG-Emissionen der Milchviehhaltung angesehen werden,
- die Freisetzung von Lachgas (N₂O) aus Böden (Smith et al., 2007).

Die Landwirtschaft, insbesondere die Tierhaltung, gilt weltweit als einer der Hauptverursacher von Treibhausgasemissionen (FAO, 2010). Gerade die Milchviehhaltung ist wegen ihrer wirtschaftlichen Bedeutung und der stoffwechselbedingten Treibhausgasemissionen Gegenstand intensiver Forschungen auf dem Gebiet der Klimawirkungen (Steinfeld et al., 2006; Thomassen et al., 2008a; FAO, 2010;

Bell et al., 2011; Hörtenhuber et al., 2011; Vellinga et al., 2011; Zehetmeier et al., 2012). Besonderes Interesse gilt dabei dem optimalen Leistungsniveau, das neben den geringsten produktspezifischen Treibhausgasemissionen aus der Verdauung auch die Emissionen aus dem Futterbau, der Aufzucht, der Wirtschaftsdüngerlagerung und Gestaltung der Futtermittel mit Zukauffuttermitteln berücksichtigt.

Der Energieeinsatz und die Energieeffizienz in der Landwirtschaft sind Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen. Eine vielfach verwendete Methodik ist die Energiebilanz in Form einer Prozessanalyse, die alle relevanten Abschnitte im Produktionsprozess und den damit verbundenen direkten und indirekten Energieeinsatz erfasst. Zumeist sind die energetischen Analysen auf einzelne pflanzliche oder tierische Produkte oder Produktionsverfahren ausgerichtet (Pimentel, 2006; Deike et al., 2008; Hörtenhuber et al., 2011). Untersuchungen zur Energieeffizienz von Betriebssystemen sind hingegen kaum vorhanden (Dalgaard et al., 2001; Kraatz, 2008).

Für die Milchviehhaltung liegen nur wenige Arbeiten vor (u.a. Refsgaard et al., 1998; Cederberg und Mattson, 2000; Haas et al., 2001; Thomassen und de Boer, 2005; Kraatz, 2008); diese bilden die Tierhaltung nur unvollständig ab oder basieren auf einer kleinen Anzahl von Versuchs- oder Modellbetrieben, während die Anwendung in Praxisbetrieben unterschiedlicher Struktur und Produktionsintensität fehlt. Nur wenige Arbeiten berücksichtigen alle THG-Emissionen, die mit dem Einsatz fossiler Energie verbunden sind. Für die Tierhaltung gibt es Einzelbetrachtungen meist für Teilbereiche wie den Zusammenhang von Fütterung und Methanemissionen (u.a. Kirchgeßner et al., 1991; Mills et al., 2001; Jentsch et al., 2007) oder die Wirtschaftsdüngerlagerung (u.a. Velthof und Onema, 1997; Amon et al., 2006). Auch liegen Arbeiten zur Freisetzung von Treibhausgasen aus Böden unter verschiedenen Anbaubedingungen vor (u.a. Küstermann et al., 2008). Gesamtbetriebliche Ansätze finden sich erst in jüngerer Zeit; auf deren Basis ist auch die Ableitung von Minderungsstrategien möglich (Crosson et al., 2011).

In Forschungsbericht der Pilotbetriebe (Frank et al., 2013) sowie in der Promotionsschrift von Frank (2014) wurde erstmals ein Modell beschrieben, das es erlaubt, milchviehhaltende Praxisbetriebe in Deutschland unter Berücksichtigung aller relevanten Stoff- und Energieflüsse im Pflanzenbau und in der Tierhaltung mit ihren Vernetzungen und Interaktionen in Hinblick auf Energieeffizienz und Treibhausgasemissionen abzubilden.

Dieses Modell bildet die Grundlage für die Energie- und THG-Bilanzierung der Milchviehhaltung in den Pilotbetrieben. Gegenüber dem Forschungsbericht von 2013 (Hülsbergen und Rahmann, 2013) wurde die Datenbasis wesentlich erweitert und die Zahl der Untersuchungsbetriebe erhöht. Neben den bisher ausgewerteten Betrieben in Süd- und Westdeutschland sind nunmehr auch Betriebe der Untersuchungsregionen in Nord- und Ostdeutschland einbezogen. Die Arbeit soll dazu beitragen, den Energieeinsatz und die daraus resultierenden prozessbedingten Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung zu quantifizieren. Die Systemgrenze der energetischen Analyse ist der landwirtschaftliche Betrieb, der in verschiedene Subsysteme und Systemebenen gegliedert ist, die untereinander vernetzt sind und interagieren. Der Fokus liegt dabei auf der konsistenten Modellierung der Stoff- und Energieflüsse des Futterbaus und der Milchviehhaltung. Für die vollständige Abbildung des Produktionssystems Milch erfolgt eine Bewertung von Zukauffuttermitteln und der Nachzucht von Kühen. Insgesamt ergibt sich aus dieser Prozessanalyse eine vollständige Energiebilanz der Milchviehhaltung, die auch die prozessbedingten Treibhausgasemissionen einschließt. Außerdem werden bewirtschaftungs-, stoffwechsel- und haltungsbedingte Treibhausgasemissionen berücksichtigt. Dadurch ist eine vollständige Abbildung

der Stoff- und Energieflüsse milchviehhaltender Betriebe möglich und produktspezifische Energie- und Treibhausgasbilanzen können ausgewiesen werden. Auf dieser methodischen Basis erfolgt ein Vergleich der Milchviehhaltung der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe. Die aus den Auswertungen gewonnenen Erkenntnisse und Aussagen können dazu beitragen, Aussagen über eine energieeffiziente und klimafreundliche Milchviehhaltung zu treffen sowie Minderungsstrategien und Beratungsempfehlungen zu entwickeln.

4.1.2 Material und Methoden

4.1.2.1 Energiebilanzierung

Die Energiebilanzierung erfolgt auf der Grundlage einer Prozessanalyse (Jones, 1989); die Energieinputs und Teilsysteme der Bilanz orientieren sich an den einzelnen Produktionsschritten und den damit verbundenen Stoff- und Energieflüssen. 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 Energieäquivalente und Treibhausgas-Emissionsfaktoren (Kalk und Hülshagen, 1997; Hülshagen et al., 2001), die durch eine umfassende Literaturanalyse erweitert und aktualisiert wurden. Ausgewählte Energie- und Treibhausgasäquivalente sind in Tabelle 4.1-1 aufgeführt.

Tabelle 4.1-1: Energieäquivalente und Treibhausgas-Emissionsfaktoren 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 (1997) 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 4.1-1 zeigt schematisch die Energieflüsse in einem Betrieb mit Milchviehhaltung.

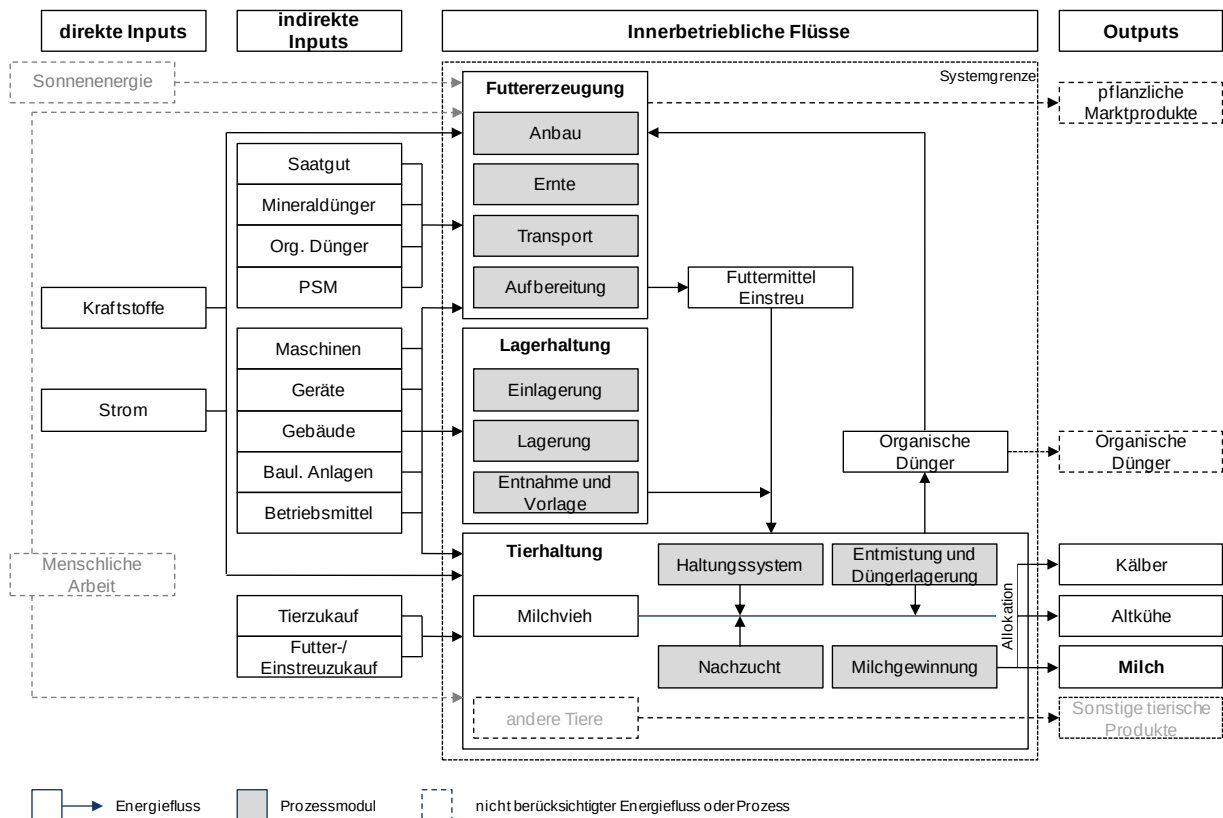


Abbildung 4.1-1: Energieflüsse und Prozessmodule in einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Milchviehhaltung.

Um diese Energieflüsse quantifizieren zu können, wurde ein Energiebilanzmodell entwickelt, das auf den methodischen Grundlagen und Konventionen des Modells REPRO (Hülsbergen, 2003; 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 4.1-1).

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. Die Modellierung der einzelnen Prozessschritte ist im Forschungsbericht (Hülsbergen und Rahmann, 2013) sowie bei Frank (2014) detailliert beschrieben.

4.1.2.2 Treibhausgasbilanzierung

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

- Prozessbedingte Treibhausgasemissionen: Emissionen aus der Bereitstellung und Nutzung fossiler Energiequellen auf dem Betrieb und bei der Erzeugung von Inputs und Investitionsgütern. Ihre Bilanzierung erfolgt analog zu den Energieinputs durch THG-Emissionsfaktoren (Tabelle 4.1-1).
- Landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen: Diese Emissionen setzen sich aus den Lachgasemissionen (N_2O) und CO_2 -Emissionen durch Humusabbau zusammen. Lachgasemissionen entstehen im Boden bei der Umsetzung von Stickstoff. Ihre Bilanzierung erfolgt nach IPCC (2006) in Abhängigkeit von der Stickstoffzufuhr unter Verwendung von Emissionsfaktoren nach Dämmgen et al. (2007). Die CO_2 -Emissionen durch Humusabbau werden auf Grundlage von Humus- und C-Bilanzen ermittelt. Grundlage ist der Humusaufbau (C-Bindung) und Humusabbau (C-Freisetzung) unter landwirtschaftlicher Bodennutzung. Die Humusbilanzierung erfolgt in REPRO unter Berücksichtigung von Kulturpflanze, Nutzung, Erträgen und Düngung (Hülsbergen, 2003). Die C-Bindung kann auch zu einer Reduzierung der Treibhausgasemissionen führen. Zudem werden Treibhausgasemissionen aus der Landnutzungsänderung bei der 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 (CH_4). Die Methanemissionen werden nach Ellis et al. (2007) berechnet. Die Berechnung basiert auf der Trockenmasseaufnahme der Tiere. Genauere Schätzgleichungen, die beispielsweise die Inhalts-

stoffe der Futtermittel mit einbeziehen, können derzeit auf Grund fehlender betrieblicher Daten nicht verwendet werden. Allerdings zeigte eine Analyse verschiedener Schätzgleichungen durch Walter (2009) eine hinreichende Genauigkeit der Gleichung.

- Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerbehandlung und -lagerung: Für die Berechnung der Emissionshöhe wird Gleichung 10.23 nach IPCC (2006) in angepasster Form herangezogen.

4.1.2.3 Betriebsdaten

Das vorgestellte Modell kommt in 34 Pilotbetrieben mit Milchviehhaltung zur Anwendung. Die Betriebsdaten entstammen der Datenerhebung im Rahmen des Projekts. Die Betrachtung erstreckt sich auf die Untersuchungsjahre 2009 bis 2012. Die angegebenen betrieblichen Kenndaten (Tabelle 4.1-2) entsprechen den Mittelwerten der Untersuchungsjahre.

Tabelle 4.1-2: 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	160,1	30,1	1316,6	145,1	29,8	956,5
davon Grünland	% LN	44	0	100	37	0	100
davon Acker	% LN	56	0	100	63	0	100
Milchviehhaltung							
Anzahl Milchkühe		57	18	233	87	27	447
Tierbesatz gesamt	GV ha ⁻¹	0,99	0,34	1,60	1,60	0,75	2,72
Milchleistung	kg ECM	6.620	4.236	8.684	8.498	6.273	10.274
Erstkalbealter	Monate	30,6	26,8	35,4	28,6	22,2	34,0
Nutzungsdauer	Monate	38,5	27,0	60,1	29,0	23,7	37,0
Anzahl Laktationen		2,9	2,0	4,4	2,2	1,8	2,6

4.1.3 Ergebnisse

4.1.3.1 Fossiler Energieeinsatz und Energieeffizienz

Die ökologischen Betriebe weisen einen produktbezogenen Energieeinsatz von $\bar{x}$ 2,29 (1,84 bis 2,94) MJ (kg ECM)⁻¹ auf (Tabelle 4.1-3), die konventionellen Betriebe einen Energieeinsatz von $\bar{x}$ 2,38 (2,20 bis 2,60) 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 der Futtererzeugung. In den weiteren Prozessschritten führen die Nachzucht und die Milchgewinnung zu den größten Energieinputs. Hier zeigt sich kein signifikanter Unterschied zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben. Bei der Milchgewinnung gibt es keine Unterschiede bezüglich der eingesetzten Technik. Bei der Nachzucht kommen teilweise energieextensive Aufzuchtmethoden mit Weidegang in den ökologischen Betrieben in Süd- und Norddeutschland zur Anwendung.

Den größten Anteil am Gesamtenergieeinsatz hat die Futterbereitstellung, die sich aus der eigenbetrieblichen Futtererzeugung, dem Futterzukauf und der Futterlagerung zusammensetzt. Der Anteil der Futterbereitstellung beträgt in den ökologischen Betrieben im Mittel 35 %, in den konventionellen Betrieben 43 % des Energieinputs. Für die Erzeugung von eigenbetrieblichen Futtermitteln setzen die ökologischen Pilotbetriebe mit $\bar{x}$ 0,53 MJ (kg ECM)⁻¹ etwa gleich so viel Energie ein wie die konventionellen Betriebe ($\bar{x}$ 0,54 MJ (kg ECM)⁻¹). Trotz des höheren absoluten (flächenbezogenen) Energieinputs konventioneller Betriebe, z.B. durch Mineraldüngereinsatz, wird dies durch die höheren Erträge und Futterqualitäten (Energiekonzentration) ausgeglichen. Allerdings kaufen die konventionellen Betriebe deutlich mehr energieintensiv erzeugte Futtermittel zu, vor allem Kraftfuttermittel wie Soja- und Rapsextraktionsschrot. Dadurch ergibt sich ein signifikanter Unterschied für die gesamte Futtererzeugung (eigenerzeugtes und zugekauftes Futter) mit $\bar{x}$ 0,62 MJ (kg ECM)⁻¹ (öko) und 0,86 MJ (kg ECM)⁻¹ (kon). 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 Festmistsystemen mit hohem Strohbedarf, z.B. Tretmistställe, zurückzuführen. Auch die differenzierten Anforderungen an den Weidegang und Auslauf der Tiere haben Einfluss auf den Energieeinsatz. Zwar weisen planbefestigte Ställe gegenüber Ställen mit Spaltenboden einen geringeren Energieeinsatz auf, dies wird jedoch durch die benötigte Einstreu kompensiert. Bei der Entmistung und Düngerlagerung zeigen sich geringe, aber signifikante Unterschiede.

Den drittgrößten Energieinput stellt mit $\bar{x}$ 0,32 MJ (kg ECM)⁻¹ (öko) bzw. $\bar{x}$ 0,34 MJ (kg ECM)⁻¹ (kon) die Bestandreproduktion dar. Die ökologisch erzeugten Färsen haben eine etwas längere Aufzuchtdauer, aber tendenziell einen etwas geringeren Energieeinsatz aufgrund der energieeffizienten Futtererzeugung. Zudem sind die Nutzungsdauer und Laktationszahl in den ökologischen Betrieben höher als in den konventionellen Betrieben, so dass weniger Färsen zur Bestandsergänzung benötigt werden.

Tabelle 4.1-3: 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	
Futtererzeugung	0,62	0,33	0,94	0,19	0,86	0,67	1,01	0,11	*
eigenbetrieblich erzeugtes Futter	0,53	0,25	0,91	0,18	0,54	0,30	0,96	0,15	n.s.
Grundfutter	0,43	0,12	0,86	0,17	0,42	0,22	0,71	0,12	n.s.
Anbau, Ernte und Transport	0,37	0,12	0,53	0,11	0,42	0,22	0,71	0,12	n.s.
Aufbereitung	0,06	0,00	0,47	0,12	0,00	0,00	0,05	0,01	*
Kraffutter	0,10	0,00	0,41	0,10	0,12	0,00	0,34	0,11	n.s.
Anbau, Ernte und Transport	0,09	0,00	0,36	0,09	0,10	0,00	0,30	0,09	n.s.
Aufbereitung	0,01	0,00	0,04	0,01	0,02	0,00	0,05	0,01	n.s.
Futterzukauf	0,09	0,00	0,30	0,08	0,32	0,02	0,56	0,15	*
Grundfutter	0,03	0,00	0,19	0,05	0,01	0,00	0,03	0,01	*
Kraffutter	0,04	0,00	0,30	0,08	0,29	0,02	0,56	0,15	*
Trinkwasser	0,02	0,02	0,03	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	*
Futterlagerung	0,19	0,06	0,35	0,09	0,17	0,11	0,24	0,03	n.s.
Lager	0,12	0,04	0,23	0,06	0,10	0,07	0,15	0,03	n.s.
Entnahme und Vorlage	0,07	0,01	0,17	0,04	0,07	0,01	0,14	0,03	n.s.
Haltungssystem	0,29	0,18	0,58	0,12	0,18	0,13	0,37	0,06	*
Stallgebäude und -einrichtung	0,11	0,05	0,26	0,05	0,09	0,06	0,12	0,02	*
Einstreu	0,10	0,01	0,42	0,11	0,05	0,00	0,23	0,06	n.s.
Betrieb Stallgebäude	0,05	0,02	0,08	0,02	0,03	0,02	0,04	0,00	*
Weidehaltung	0,03	0,00	0,06	0,02	0,01	0,00	0,04	0,02	*
Entmistung und Düngerlagerung	0,13	0,08	0,22	0,05	0,11	0,06	0,15	0,03	*
Entmistung	0,06	0,02	0,11	0,03	0,06	0,00	0,09	0,02	n.s.
Düngerlager	0,07	0,02	0,18	0,04	0,05	0,02	0,08	0,02	*
Nachzucht	0,32	0,17	0,54	0,09	0,34	0,24	0,63	0,10	n.s.
Futtererzeugung	0,16	0,08	0,27	0,05	0,19	0,12	0,38	0,07	n.s.
Futterlagerung	0,07	0,04	0,12	0,02	0,07	0,04	0,12	0,02	n.s.
Haltungssystem	0,08	0,05	0,13	0,02	0,07	0,05	0,11	0,02	n.s.
Entmistung	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	n.s.
Milchgewinnung	0,74	0,67	0,95	0,07	0,72	0,67	0,99	0,07	n.s.
Melken	0,44	0,39	0,67	0,06	0,43	0,39	0,69	0,07	n.s.
Milchkühlung und -lagerung	0,21	0,20	0,22	0,01	0,20	0,20	0,22	0,01	n.s.
Reinigung und Desinfektion	0,09	0,08	0,09	0,00	0,09	0,08	0,09	0,00	*
Gesamtenergieeinsatz	2,29	1,84	2,94	0,33	2,38	2,20	2,60	0,13	n.s.

Mit den ökologischen Pilotbetrieben wird ein Leistungsbereich von ca. 4.000 bis 9.000 kg ECM abgedeckt, in den konventionellen Pilotbetrieben treten Leistungen von 6.000 bis > 10.000 kg ECM auf. In den ökologischen Pilotbetrieben stehen Milchleistung und produktbezogener Energieeinsatz (MJ je kg Milch) in Beziehung; in den konventionellen Betrieben ist dieser Zusammenhang nicht nachweisbar (Abbildung 4.1-2). Bis zu einer Leistung von ca. 7.000 kg ECM sinkt in den ökologischer Betrieben der Energieeinsatz je kg Milch; bei noch höheren Leistungen ist ein Wiederanstieg zu verzeichnen. Hierbei überlagern sich mehrere Einflussfaktoren. Mit steigender Leistung verbessert sich das Verhältnis von Erhaltungs- und Leistungsbedarf der Milchkuh, so dass die Milch prinzipiell energieeffizienter produziert werden kann. Allerdings steigt mit der Leistung auch der Kraftfutterbedarf. Zur Kraftfuttererzeugung wird je MJ Futterenergie meist deutlich mehr fossile Energie benötigt als zur Grundfutterproduktion; besonders energieeffizient ist der Weidegang. Hieraus ist zu schlussfolgern, dass unter ökologischen Bedingungen Leistungssteigerungen über einen Optimalbereich hinaus keine weitere Effizienzerhöhung bewirken. Modellkalkulationen (Frank et al., 2013; Frank, 2014) bestätigen diese Aussage.

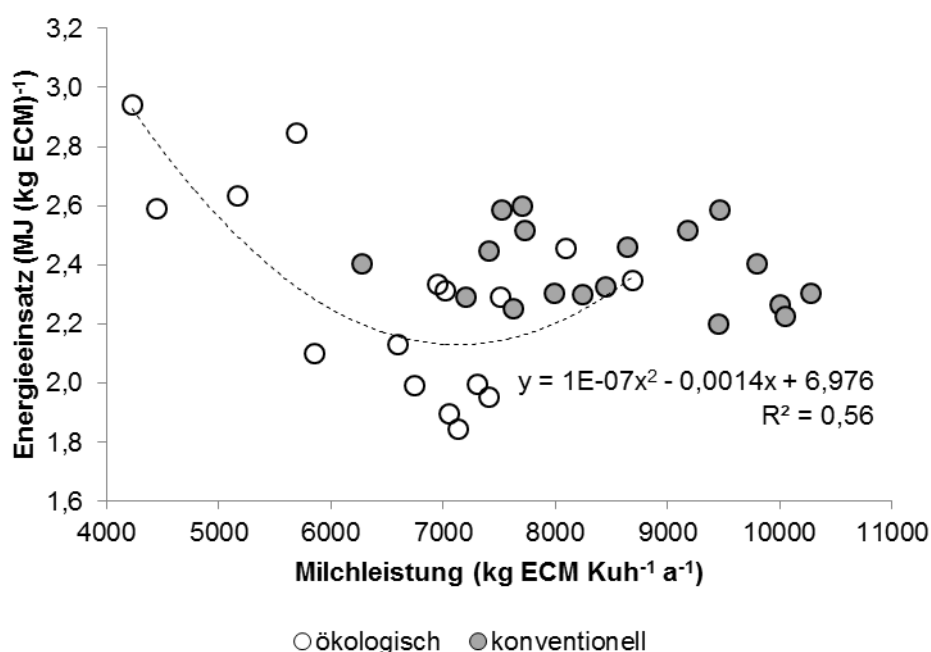


Abbildung 4.1-2: Energieeinsatz für die Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.

Das Output-Input-Verhältnis¹ der Milchviehhaltung beträgt in den ökologischen Betriebe im Mittel 1,49 (Min: 1,14, Max: 1,82), in den konventionellen Betrieben im Mittel 1,40 (Min:1,27, Max:1,51).

¹ Das Output-Input-Verhältnis ist der Quotient aus der Bruttoenergie der verkauften Produkte und dem fossilen Energieeinsatz.

4.1.3.2 Treibhausgasemissionen

Die Treibhausgasemissionen setzen sich zusammen aus den prozessbedingten (aus der Nutzung fossiler Energie) stammenden THG-Emissionen, den N_2O -Emissionen aus Böden (Futterproduktion), den CO_2 -Emissionen durch Humusabbau bzw. der CO_2 -Bindung durch Humusaufbau, den CO_2 -Emissionen durch Landnutzungsänderungen (z.B. Sojaproduktion und Einsatz als Futtermittel), den stoffwechselbedingten CH_4 -Emissionen sowie den Emissionen aus der Lagerung und Aufbereitung von Wirtschaftsdüngern (Tabelle 4.1-4).

Mit $\bar{x}$ 983 g $\text{CO}_2 \text{ eq}$ (kg ECM) $^{-1}$ weisen die ökologischen Betriebe tendenziell geringere produktbezogene Emissionen als die konventionellen Betriebe ($\bar{x}$ 1047 g $\text{CO}_2 \text{ eq}$ (kg ECM) $^{-1}$) auf. Daran haben die prozessbedingten Treibhausgasemissionen einen Anteil von 17 % (öko) bzw. 18 % (kon); sie stellen damit die drittgrößte THG-Emissionsquelle der Milchviehbetriebe dar.

Die größte Emissionsquelle der Milcherzeugung sind die Methanemissionen der Milchkühe (41 % ökologisch, 31 % konventionell). Die Methanemissionen sind abhängig von der Futterration, der Futterqualität und der Milchleistung. Mit steigender Milchleistung sinken die produktbezogenen CH_4 -Emissionen.

Die THG-Emissionen aus dem Anbau (für Futtererzeugung, -zukauf, Einstreu und Nachzucht) betragen $\bar{x}$ 127 g $\text{CO}_2 \text{ eq}$ (kg ECM) $^{-1}$ (öko) bzw. 269 g $\text{CO}_2 \text{ eq}$ (kg ECM) $^{-1}$ (kon); sie unterscheiden sich signifikant. Dabei kommt der Futtererzeugung der größte Einfluss zu. Hier sind mehrere Emissionsprozesse und Einflussfaktoren relevant, die sich in ihrer Wirkung auf die Gesamt-THG-Emissionen überlagern. Den größten Anteil an den anbaubezogenen THG-Emissionen haben die Lachgasemissionen mit $\bar{x}$ 192 g $\text{CO}_2 \text{ eq}$ (kg ECM) $^{-1}$ (öko) bzw. $\bar{x}$ 189 g $\text{CO}_2 \text{ eq}$ (kg ECM) $^{-1}$ (kon). Die N_2O -Emissionen je kg ECM hängen vom N-Input je ha Futterfläche (als der N-Düngungsintensität und der N_2 -Fixierleistung), vom Futterertrag, dem Futterregime und letztlich auch von der Milchleistung ab. Obwohl die konventionellen Betriebe ein wesentlich höheres N-Düngungsniveau als die ökologischen Pilotbetriebe haben, schlägt sich dies nicht in den produktbezogenen N_2O -Emissionen nieder.

Die Humusbilanz (C-Speicherung oder C-Abbau) zeigt enorme Unterschiede zwischen den Einzelbetrieben, aber auch signifikante systembedingte Unterschiede. Besonders die Fütterung von Klee gras (positive Humusbilanz) führt zu einer Gutschrift von CO_2 -Emissionen. Dies ist in den ökologischen Betrieben und den konventionellen Süd-Betrieben stärker der Fall, während die konventionellen Westbetriebe höhere Silomaisanteile in den Futterrationen aufweisen und damit höhere Treibhausgasemissionen aus dem Humusabbau haben. Im Mittel aller ausgewerteten ökologischen Milchviehbetriebe wurde für die Futtererzeugung der Milchkühe eine $\text{CO}_2 \text{ eq}$ -Minderung in Höhe von 65 g (kg ECM) $^{-1}$ berechnet; in den konventionellen Betrieben ergab eine nahezu ausgeglichene Humusbilanz.

Weitere große Emissionsquellen stellen die Exkrementen der Tiere und die Düngerlagerung dar. In diesem Bereich wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen konventioneller und ökologischer Milchproduktion festgestellt, obwohl die konventionellen Betriebe überwiegend Güllesysteme mit höherem Emissionspotenzial verwenden und zum Teil höhere Gehalte an löslichem Stickstoff in den Exkrementen auftreten.

Tabelle 4.1-4: Produktbezogene THG-Emissionen der Pilotbetriebe je kg Milch ($\text{g CO}_2 \text{ eq (kg ECM)}^{-1}$)
Mittelwerte (MW), kleinster Wert (MIN), größter Wert (MAX) und Standardabweichung (SD)

Produktionsbereich, THG-Emission	Ökologisch				konventionell				
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Futtererzeugung	114	4	237	58	301	197	393	57	*
Erzeugung eigenes Futter	92	2	183	59	187	109	284	52	*
THG aus dem Energieeinsatz	39	18	62	14	56	21	105	21	*
THG aus dem Anbau	53	-60	147	63	131	60	206	43	*
N ₂ O	148	111	193	23	126	72	210	38	*
CO ₂ aus Humusveränderung	-95	-241	0	66	5	-89	104	47	*
Futterzukauf und Trinkwasser	22	1	79	24	114	7	224	60	*
THG aus dem Energieeinsatz	7	2	23	6	31	4	54	15	*
THG aus dem Anbau	15	-1	57	19	83	0	174	48	*
N ₂ O	6	0	33	8	26	0	50	15	*
CO ₂ aus Humusveränderung	9	-4	53	15	18	0	60	14	n.s.
CO ₂ aus iLUC	0	0	0	0	39	0	110	37	*
THG aus der Verdauung (Milchkühe)	405	349	492	45	320	294	355	19	*
Futterlagerung	12	3	22	6	12	6	18	3	n.s.
Haltungssystem	20	8	51	12	10	5	27	5	*
THG aus dem Energieeinsatz	13	7	25	6	9	5	21	4	*
THG aus dem Anbau	7	0	29	7	1	0	6	2	*
N ₂ O	1	0	10	2	1	0	5	1	n.s.
CO ₂ aus Humusveränderung	6	-3	28	8	0	-1	3	1	*
Entmistung und Düngerlagerung	128	77	221	36	117	47	151	33	n.s.
THG aus dem Energieeinsatz	14	8	28	6	11	5	16	3	*
THG aus den Wirtschaftsdüngern	114	65	211	35	106	38	141	32	n.s.
N ₂ O direkt	21	0	50	10	20	0	32	8	n.s.
N ₂ O indirekt	13	8	23	5	14	7	21	4	n.s.
CH ₄	80	30	146	28	72	16	101	28	n.s.
Nachzucht	258	132	423	75	242	164	437	71	n.s.
THG aus dem Energieeinsatz	34	17	56	10	27	18	51	9	*
THG aus dem Anbau	52	25	89	16	54	27	115	23	n.s.
N ₂ O	37	19	60	11	36	23	69	12	n.s.
CO ₂ aus der Humusveränderung	15	6	29	6	14	3	35	9	n.s.
CO ₂ aus iLUC	0	0	0	0	4	0	12	3	*
THG aus der Verdauung	142	74	230	40	133	87	224	34	n.s.
THG aus den Wirtschaftsdüngern	30	16	48	8	28	18	47	7	n.s.
CH ₄	3	2	5	1	3	2	5	1	n.s.
N ₂ O	27	14	43	7	25	16	42	6	n.s.
Milchgewinnung	46	43	60	4	45	42	62	4	n.s.

Produktionsbereich, THG-Emission	Ökologisch				konventionell				
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Gesamtemissionen	983	835	1397	149	1047	911	1248	88	n.s.
THG aus dem Energieeinsatz	165	133	218	25	191	165	219	16	*
THG aus dem Anbau	127	3	301	70	269	177	385	53	*
N ₂ O	192	156	263	30	189	140	247	31	n.s.
CO ₂ aus der Humusveränderung	-65	-210	38	63	37	-76	122	49	*
CO ₂ aus iLUC	0	0	0	0	43	5	112	36	*
THG aus dem Stoffwechsel	547	473	706	71	453	392	574	48	*
THG aus den Wirtschaftsdüngern	144	97	237	36	134	61	185	36	n.s.

Die Methanemissionen (Milchkühe und Nachzucht) stehen in enger Beziehung zur Milchleistung; mit steigender Milchleistung sinken die CH₄-Emissionen (Abbildung 4.1-3). Das theoretische Emissionsminimum liegt bei den ökologischen Pilotbetrieben außerhalb des geprüften Wertebereiches; bei den konventionellen Betrieben wird das Minimum der CH₄-Emissionen bei ca. 10.000 kg ECM Kuh⁻¹ erreicht. Eine Leistungssteigerung von 4.000 auf 9.000 kg ECM Kuh⁻¹ bewirkt in den ökologischen Pilotbetrieben eine THG-Minderung von rund 150 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹; in den konventionellen Pilotbetrieben beträgt das THG-Minderungspotenzial im untersuchten Leistungsbereich nur ca. 50 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹. Bei gleichem Leistungsniveau sind die CH₄-Emissionen der konventionellen Milchviehhaltung um etwa 50 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ niedriger als in den ökologischen Betrieben, bedingt durch unterschiedliche Futterregime (TS-Aufnahme, Verdaulichkeit, Energiekonzentration, u.a.).

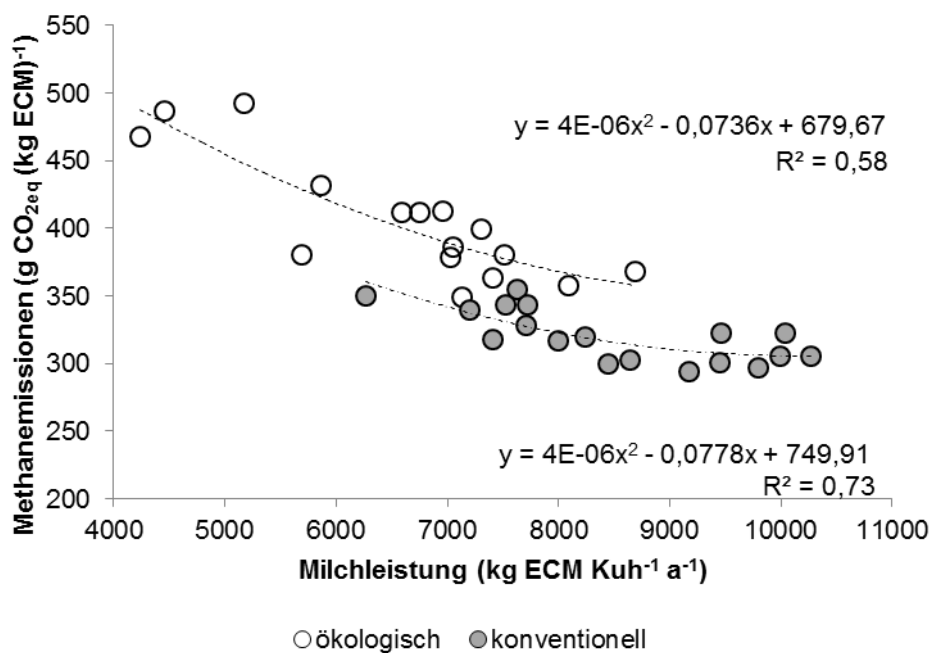


Abbildung 4.1-3: Methanemissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.

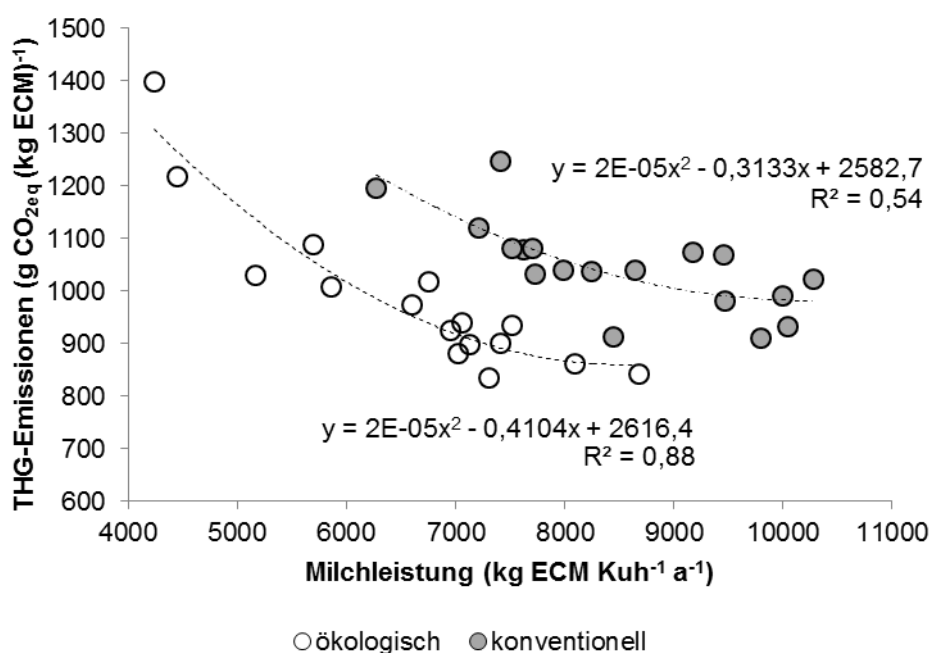


Abbildung 4.1-4: THG-Emissionen der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Milchleistung.

Die Gesamtbetrachtung der produktbezogenen THG-Emissionen (Abbildung 4.1-4) zeigt die enorme einzelbetriebliche Variabilität der produktbezogenen Emissionen, aber auch den deutlichen Einfluss der Milchleistung und des Produktionssystems (öko vs. kon). Mit steigender Leistung vermindern sich die

THG-Emissionen in ökologischen Pilotbetrieben von ca. 1350 auf 850 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹, in den konventionellen Betrieben von 1200 auf 1000 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹. Bei gleicher Milchleistung sind die produktbezogenen THG-Emissionen der ökologischen Pilotbetriebe ca. 200 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ niedriger als in den konventionellen Betrieben.

Die leistungsabhängigen CH₄-Emissionen (Abbildung 4.1-3) und die THG-Emissionen (Abbildung 4.1-4) zeigen somit sehr unterschiedliche Kurvenverläufe. Bei alleiniger Betrachtung der stoffwechselbedingten CH₄-Emissionen werden für den konventionellen Landbau geringere Emissionspotenziale ermittelt, bei vollständiger THG-Bilanz (Einbeziehung aller relevanten THG-Flüsse) sind die produktbezogenen Emissionen klimarelevanter Gase im ökologischen Landbau geringer. Aus den Regressionskurven ist abzuleiten, dass Leistungssteigerungen nur bis zu Milchleistungen von 9000 bis 10000 kg ECM Kuh⁻¹ zu THG-Minderungen führen. Das THG-Einsparpotenzial wird bei sehr hohen Milchleistungen immer geringer, weil weitere Leistungssteigerungen einen höheren Kraftfuttereinsatz erfordern (mit überdurchschnittlich hohem Energieaufwand und THG-Emissionen der Futtererzeugung) und tendenziell die Nutzungsdauer der Milchkühe zurückgeht (= höherer Aufwand für die Bestandsreproduktion).

4.1.4 Diskussion

4.1.4.1 Methodendiskussion

Das neuentwickelte Energie- und THG-Bilanzierungsmodell der Milchviehhaltung ist in der Lage, Energie- und Treibhausgasbilanzen auf der Grundlage von praxisverfügbaren Betriebsdaten zu berechnen. Für die betriebsspezifische Analyse und Bewertung der Energieeffizienz und der Treibhausgasemissionen sowie für die Ableitung von Optimierungsstrategien ist eine ausreichende Detailliertheit und Sensitivität des Modells vorhanden (Frank, 2014).

Der Futterbau wird mit dem Modell REPRO auf der Basis von schlagbezogenen Bewirtschaftungsdaten berechnet, die mit Standortdaten gekoppelt sind. Es 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 einen betrieblich differenzierten Einfluss auf Energieinput und Treibhausgasemissionen hat, z.B. durch unterschiedliche Futterkonservierungsverfahren und Lagerungsbedingungen (vgl. Tabelle 4.1-3). 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 Klimaeffizienz eines bestimmten Gebäudetyps derzeit verzichtet wird. Aufgrund der großen Heterogenität landwirtschaftlicher Stallbauten (Kraatz, 2008; Dux et al., 2009), die sich in Gebäudetyp, Gebäudegrundriss und Baumaterial widerspiegelt, wäre ein extrem hoher Aufwand erforderlich, um eine anlagenspezifische Analyse durchzuführen.

Die Erzeugung und der Transport des Einstreumaterials sind wie die 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 werden.

Die Bewertung der Nachzucht und Färsenaufzucht durch definierte Standardverfahren stellt eine Vereinfachung dar, mit der Genauigkeitsverluste in Kauf genommen werden. Wie auch in anderen Bereichen wäre 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 Betriebsysteme 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 von Betriebsdaten ein, die erhoben werden müssen. Dies setzt eine hohe Bereitschaft der Betriebsleiter zur Kooperation und eine gute Datendokumentation voraus. Hierbei spielt die Persönlichkeit des Betriebsleiters in Bezug auf die Datenerfassung und die Datenbereitstellung eine große Rolle. Die Analyse der Milchviehhaltung ist mit einem erheblichen Aufwand an Datenerhebung und -auswertung verbunden. 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.

4.1.4.2 Ergebnisdiskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass die Futterbereitstellung (Futternabau, 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 (optimierte Futtererzeugung und Rationsgestaltung), in der Leistungssteigerung der Milchkühe sowie einer längeren Nutzungsdauer der Milchkühe.

Die Effizienzunterschiede zwischen den Betrieben sind teilweise auf Standort- und Witterungsbedingungen, überwiegend aber auf das Management (Gestaltung von Produktionsverfahren, technische Lösungen, Betriebsleiterqualifikation,...) sowie systembedingte Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Milchviehhaltung zurückzuführen (z.B. Haltungsbedingungen, Restriktionen).

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 der Energieeinsatz je MJ NEL in der Ration zu. Hohe Milchleistungen können nur mit einer hohen Futterqualität erreicht werden, die wiederum meist auf hohen Kraftfutturgaben basiert. So ist zu erklären, dass in den konventionellen Betrieben kein signifikanter Zusammenhang zwischen Milchleistung und produktbezogenem Energieeinsatz besteht (Abbildung 4.1-2).

Die Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung sind deutlich komplexer als die energetische Betrachtung. Bei der Berechnung der Emissionen klimarelevanter Gase sind viele Faktoren und Prozesse zu berücksichtigen, die schwierig zu quantifizieren sind, z.B. die Lachgasemissionen und die Emissionen aus der Humusdynamik bei der Futtererzeugung. 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 wichtige Rolle für die Treibhausgasbilanz. Bei der Erzeugung von Sojaextraktionsschrot sind die damit verbundenen Landnutzungsänderungen einbezogen (FAO, 2010; Reichert und Reichart, 2011). Der Anteil der Treibhausgasemissionen durch Zukauffuttermittel an den Gesamt-THG-Emissionen beträgt in den konventionellen Betrieben im Mittel 11 %, der Anteil der Landnutzungsänderungen unter 4 %.

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 1,49 bei den konventionellen Betrieben 1,40. 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 % bzw. 18 % der Gesamtemissionen. Die Methanemissionen sind die wichtigste THG-Emissionsquelle; sie können durch die Futterqualität und Futterzusammensetzung beeinflusst werden (Flachowsky und Brade, 2009), was aber auf Grund der spezifischen 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 Optimierungsstrategie. 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 7000 bis 9000 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.

Zur Ermittlung standortspezifischer Leistungsoptima, bei denen die höchste Energieeffizienz und die geringsten Treibhausgasemissionen erreicht werden, ist es notwendig, weitere Untersuchungsbetriebe einzubeziehen. Modellkalkulationen und Sensitivitätsanalysen (Frank, 2014), bei denen die Einflussparameter variiert und ein großer Leistungsbereich untersucht werden, können die Analyse realer Betriebe sinnvoll ergänzen, weil für die Betrachtung unwesentliche und zufällige betriebsindividuelle Gegebenheiten unberücksichtigt bleiben.

4.1.5 Literatur

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

Bell MJ, Wall E, Russel G, Simm G, Stott AW (2011) The effect of improving cow productivity, fertility and longevity on the global warming potential of dairy systems. *Journal of Dairy Science* (94):3662-3678

Bockstaller C, Girardin P, van der Werf HMG (1997) Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* (7):261-270

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
- 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
- Crosson P, Shalloo L, O'Brien DO, Lanigan GJ, Foley PA, Boland TM, Kenny DA** (2011) A review of whole farm system models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production system. *Animal Feed Science and Technology* (166-167):29-45
- 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). *Landbau-forschung Völkrode Sonderheft* 304
- de Boer JM** (2003) Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science* (80):69-77
- Deike S, Pallut 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
- Dux D, Alig M, Herzog D** (2009) Umweltwirkung von landwirtschaftlichen Gebäuden. *Agrarforschung* 16 (8):284-289
- 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
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)** (2010) Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment
- Flachowsky G, Brade W** (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* (79):417-465
- Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J** (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (eds.) *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 412 p, Thünen Rep (8):135-162
- Frank H** (2014) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme mit Milchviehhaltung. Dissertation, Technische Universität München

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 SJ, 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):1118-1127

Hulscher WS (1991) Basic energy concepts. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)

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 & Environment* (86):303-321

Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen: Shaker-Verlag

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

IPCC (International Panel on Climate Change) (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

Jentsch W, Schweigel M, Weissbach F, Scholze H, Pitroff W, Derno M (2007) Methane production in cattle calculated by the composition of the diet. *Archives of Animal Nutrition* (61):10-19

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

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):91-102
- Kraatz S** (2008) Ermittlung der Energieeffizienz in der Tierhaltung am Beispiel der Milchviehhaltung. Dissertation Humboldt-Universität Berlin
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J** (2008) Modelling carbon cycles and estimation of greenhouse 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
- Moss AR, Jouany JP, Newbold J** (2000) Methane Production by Ruminants: its contribution to global warming. *Annales De Zootechnie* (49):231-253
- Odum HT** (1971) *Fundamentals of Ecology*. 3rd edition. Saunders, Philadelphia
- 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
- Pimentel D, Hurd LE, Bellotti AC, Forster MJ, Oka IN, Sholes OD, Witman RJ** (1973) Food Production and the Energy Crisis. *Science* (182):443-449
- Pimentel D** (2006) Impacts of Organic Farming on the Efficiency of Energy Use in Agriculture. The Organic Center, Cornell University Ithaca, NY
- 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
- 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, Kröttsch S (Hrsg.) *Energieeffiziente Landwirtschaft*. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. Darmstadt: KTBL, (KTBL-Schrift 463):65-71
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar TD, Castel V, de Haan C** (2006) *Livestock's Long Shadow: Environmental Issue and Option*. FAO, Rom
- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P** (2007) Agriculture. In: Metz OR, Davidson PR, Bosch RD, Meyer LA (eds.): *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge

Thomassen MA, de Boer IJM (2005) Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (111):185-199

Thomassen MA, van Calker KJ, Smits MCJ, Ipema GL, de Boer IJM (2008) 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

Vellinga TV, de Haan MHA, Schils RLM, Evers A, van den Pool, van Dassel A (2011) Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *Livestock Science* (137):185-195

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

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

4.2 Berechnung des Klimawirkungspotentials der Milchkuhexkreme ökologisch und konventionell wirtschaftender Betriebe in Deutschland aus Stall, Melkstand, Lager und Weidegang

Sylvia Warnecke, Hans Marten Paulsen

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. Aus den potentiell emissionswirksamen Inhaltsstoffen (*volatile solids* (VS), Stickstoff (N) und ammoniakalischer Stickstoff (TAN)) in den Milchkuhexkrementen wurden auf Basis der betrieblichen Gegebenheiten die Emissionen von Methan (CH₄), Ammoniak (NH₃), Stickoxid (NO) und Lachgas (N₂O) berechnet. Dafür wurde im Wesentlichen die Methodik der deutschen Klimaberichterstattung verwendet. In beiden Systemen waren am häufigsten Boxenlaufställe vertreten und die Exkremente im Durchschnitt überwiegend einer Flüssigmistlagerung in Güllebehältern zugeführt (öko 67 %, kon 70 %). Die aufsummierten tierbezogenen Klimawirkungen der emittierten Gase der Milchkuhexkremente aus Stall, Melkstand, Wirtschaftsdüngerlager sowie von der Weide lagen im Mittel bei 1.313 bzw. 1.148 kg CO₂ eq Tier⁻¹ a⁻¹ auf den ökologischen bzw. konventionellen Betrieben. Die produktbezogenen Klimawirkungen nur aus diesen Quellen waren im Mittel bei den konventionellen Betrieben mit 0,14 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹ geringer als mit 0,22 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹ bei den ökologischen, was direkt auf die höhere mittlere Milchleistung der konventionellen Tiere von 8.660 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹ (öko 6.382 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹) zurückzuführen ist. Dabei waren über alle Betriebe die tierbezogenen Klimawirkungen, die auf der Weide entstanden, auf den ökologischen Milchviehbetrieben höher als auf den konventionellen, da der Zeitanteil, den die Tiere der ökologischen Betriebe auf der Weide verbrachten, mit 25 % deutlich höher lag als der bei den konventionellen Betrieben (7 %). Beim Vergleich der ökologischen und konventionellen Betriebe mit Weidegang waren die Werte der Betriebssysteme ähnlich. Beim Weidegang beeinflussten vor allem die N₂O-Emissionen aus den Exkrementen das Ergebnis massiv, da hier ein hoher Emissionsfaktor gilt. In den Betrieben ohne Weidegang fallen die Emissionen aus den Exkrementen dagegen anstatt auf der Weide in einem anderen Abschnitt der Prozesskette, d.h. bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger, an. Dies ist mit den bei der hier durchgeführten Detailbetrachtung gesetzten Systemgrenzen nicht berücksichtigt. Minderungsoptionen der Treibhausgaslast aus CH₄, NH₃, NO und N₂O aus den Milchkuhexkrementen müssen daher gesamtbetrieblich analysiert werden.

Schlüsselwörter: Milchvieh, Exkremente, Wirtschaftsdünger, Emissionsfaktor, Lager, volatile solids, TAN, N-Ausscheidung, Methan, Treibhausgas, 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 basis for calculating emissions of methane (CH₄), ammonia (NH₃), nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N₂O) from dairy cow excretions according to

the German emission inventory in its 2013 submission. If necessary, adaptations were included to reflect farm level specifics. In both the organic and the conventional system, dairy cows were largely kept in cubicle housing and on average, 67 % (o) and 70 % (c) of the excreta were stored in slurry tanks. On average, the sum of animal related emissions from pasture, milking parlour, stable and manure storage was 1,313 and 1,148 kg CO₂ eq cow a⁻¹ on the organic and conventional farms, respectively. Product related emissions from these sources were, on average, lower in conventional dairy farms (0.14 (c) and 0.22 kg CO₂ eq kg ECM⁻¹ (o)) since the average milk yield was higher (8,660 (c) and 6,382 kg ECM cow⁻¹ a⁻¹ (o)). When all farms were included in the analysis animal related emissions on pastures were higher in the organic system since animals spent more time on pasture (25 % (o) and 7 % (c) of the time). If only farms offering pasture access to the cows were included in the analysis the results between organic and conventional farms were comparable. N₂O emissions from pasture impacted considerably on the overall results of emissions from dairy cow excretions because the emission factor for N₂O is high. The system boundary in this detail study does not account for emissions from manure spreading. On farms without pasture, the emissions from dairy cow excretions take place in another step of the process chain, i.e. during manure spreading, instead of on pasture. To extract mitigation options of emissions of CH₄, NH₃, NO and N₂O from dairy cow excretions whole farm analysis must be conducted.

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

4.2.1 Einleitung

Die Haltung von Milchkühen macht einen wesentlichen Anteil der landwirtschaftlichen Gesamtemission von Treibhausgasen (THG) in Deutschland aus. Laut nationalem Emissionsinventar stammen davon etwa 8 % 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 Wirtschaftsdüngermanagement 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 großen Bedeutung der Milchviehhaltung als THG-Quelle wurden 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) einzelne Teilbereiche der Milchviehhaltung gesondert dem Verfahren nach GAS-EM modelliert. GAS-EM wird für die deutsche Klimaberichterstattung verwendet (Rösemann et al., 2013). In beiden Ansätzen errechnen sich die emissionsrelevanten Inhaltsstoffe in den Exkrementen der Tiere aus der Fütterung. Dabei kommt der Festlegung der Futterration und den tatsächlichen Futterqualitäten eine herausragende Bedeutung zu (Schaub et al. 2013, Schulz et al. 2013). Aufbauend auf den Rationsberechnungen von Schulz et al. (2013) wurden von Warnecke et al. (2013) die emissionsrelevanten Substanzen in den Milchviehexkrementen nach dem in GAS-EM angewendeten Prinzip modelliert. Diesen Daten werden im Folgenden die den betriebsspezifischen Gegebenheiten entsprechenden Emissions-

faktoren für die THG CH_4 , N_2O und die der Gase NH_3 und NO zugewiesen. Die daraus resultierenden THG-Emissionen und deren Klimawirksamkeit werden mit der Methodik von GAS-EM errechnet. Die Ergebnisse werden vor dem Hintergrund der aktuellen Bewirtschaftung der untersuchten Betriebe diskutiert und systembedingte Unterschiede bzw. einzelbetriebliche Unterschiede betrachtet.

4.2.2 Material und Methoden

Auf 44 Milchviehbetrieben in vier Regionen Deutschlands (Nord, Ost, Süd, West, für eine detaillierte Erläuterung siehe Kassow et al., 2010 und Schmid et al., 2013) wurden für die Jahre 2008, 2009 und 2010 umfassende Betriebsdaten erhoben. Es wurden 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 erfragt, bzw. den monatlichen Ergebnissen oder dem Jahresbericht der Milchleistungsprüfung (MLP; Gruppenmittelwerte) entnommen (Blank et al., 2013). Fehlten Informationen zu den auf dem Pilotbetrieb (PB) für das Milchvieh als Einstreu eingesetzten Strohmenngen, wurden diese in Abhängigkeit von der Aufstallung nach Haenel et al. (2012) mit KTBL-Expertenwerten ergänzt.

Auf Basis dieser Daten und der ermittelten Sommer- und Winterrationen der trockenstehenden und laktierenden Tiere haben Warnecke et al. (2013) die Mengen der potentiell emissionswirksamen Stoffe in den Exkrementen berechnet (*volatile solids* (VS), insgesamt ausgeschiedener N (m_{excr}), organischer N ($m_{\text{excr, org}}$) und ammoniakalischer N (*total ammoniacal nitrogen*, TAN)). Dabei wurden die durchschnittlichen Jahresausscheidungen der Milchkuh unter Berücksichtigung der Dauer der Sommer- und Winterfütterung sowie der Trockensteh- und Zwischenkalbezeit ermittelt. Bei fehlenden Angaben zu den trockenstehenden Tieren wurde eine Trockenstehzeit von 49 Tagen angenommen. Es wurde zudem berücksichtigt, zu welchen Anteilen die Milchviehausscheidungen auf der Weide, im Stall und im Melkstand abgesetzt wurden.

Die THG-Emissionen aus den Milchviehexkrementen wurden, wie zuvor die Ausscheidung emissionswirksamer Stoffe, im Wesentlichen mithilfe der bei Rösemann et al. (2013) beschriebenen Methodik des Modells GAS-EM ermittelt. Dabei wurden die emissionsrelevanten Gegebenheiten, die in den Jahren 2008 bis 2010 auf den Pilotbetrieben festgestellt wurden, berücksichtigt und die Emissionen für Melkstand, Stall, Lager und Weide in den genannten Jahren berechnet. Die Ergebnisse werden für die durchschnittliche Milchkuh dargestellt, d.h. Laktation und Trockenstehen sind nach den betrieblichen Gegebenheiten für das einzelne Untersuchungsjahr berücksichtigt (zur Methodik siehe Schulz et al. 2013). Die hier berichteten Emissionen sind die, die bis zum Ende der Lagerung auftreten. Die Emissionen bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger sind nicht Gegenstand der Betrachtungen.

Die CH_4 -Emissionen wurden aus den tierbezogenen VS-Ausscheidungen unter Berücksichtigung der Methan-Umrechnungsfaktoren (MCF = methane conversion factor) in Tabelle 4.2-1 errechnet. Den N-Emissionen liegt ein Massenflusskonzept zugrunde. Die errechneten Ausscheidungen von m_{excr} , $m_{\text{excr, org}}$ und TAN wurden je nach Ausscheidungs- bzw. Lagerort mit den in Tabelle 4.2-1 zu findenden Emissionsfaktoren für die Gase NH_3 , NO und N_2O nach Haenel et al. (2012) belegt.

Tabelle 4.2-1: Emissionsfaktoren (EF) für gasförmige Stickstoffverbindungen und Methan-Umwandlungsfaktoren (MCF) für die Exkremente der Milchkühe für die verschiedenen Bedingungen und Bereiche auf den Pilotbetrieben (Haenel et al., 2012)

Emissionsorte und -quellen			EF für NH ₃	EF für N ₂ O	EF für NO	MCF für CH ₄
			[kg NH ₃ -N kg TAN ⁻¹]	[kg N ₂ O-N kg (N _{excr} +N _{Stroh}) ⁻¹ (Lager) [kg N ₂ O-N kg N _{excr} ⁻¹] (Weide)	[kg NO-N kg (N _{excr} +N _{Stroh}) ⁻¹ (Lager) [kg NO-N kg N _{excr} ⁻¹] (Weide)	[m ³ CH ₄ m ³ VS ⁻¹]
Lager	Gülle	offener Tank (ohne natürliche Schwimmdecke)	0,15	0,000	0,0000	0,17 / 0,19
		feste Abdeckung (inkl. Zeltstrukturen)	0,015	0,005	0,0005	0,17 / 0,19
		natürliche Schwimmdecke	0,045	0,005	0,0005	0,17 / 0,19
		unter Spaltenboden	0,045	0,002	0,0002	0,17 / 0,19
	Jauche	feste Abdeckung	0,014	-	-	-
	Festmistlager	Außenlager	0,6	0,005	0,0005	0,02
Weide			0,10	0,020	0,007	0,01
Stall	Gülle	Anbindehaltung	0,066			
		Boxenlaufstall	0,197			
	Mist (strohba-siert)	Anbindehaltung	0,066			0,17 / 0,19 (Annahme)
		Boxenlaufstall	0,197			0,17 / 0,19 (Annahme)
		Tiefstreu	0,197	0,010	0,0010	0,17 / 0,19 (Annahme)
		Tretmist	0,213			0,17 / 0,19 (Annahme)
Melkstand			0,197			

Maximale Methanfreisetzungskapazität (MCF) $B_0 = 0,24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg VS}^{-1}$. MCF temperaturabhängig bei Gülle und Tiefstreu, 11 Pilotbetriebe (PB 35, 36, 37, 38, 39, 42, 45, 46, 47, 48, 49) im Westen haben als MCF 0,19 (Jahresdurchschnittstemperatur des Landkreises >10°C), alle anderen Betriebe haben 0,17.

Die errechneten NH₃- und NO-Emissionen wirken über den N-Eintrag und die dadurch verursachten N₂O-Emissionen aus Böden indirekt als THG. Zur Berechnung der damit verbundenen N₂O-Emissionen gilt der EF von 0,01 (bezogen auf NH₃-N und NO-N). Für die ermittelten N₂O- bzw. CH₄-Emissionen wurde ein Global Warming Potential (GWP₁₀₀) von 310 bzw. 25 angenommen, um die CO₂-Äquivalente (CO₂ eq) zu berechnen.

Abweichungen von der bei Rösemann et al. (2013) beschriebenen Methodik für das Nationale Emissionsinventar ergaben sich in folgenden Punkten:

- Es wurde berücksichtigt, dass es im Untersuchungszeitraum auf neun Pilotbetrieben zwei verbundene Güllelager mit unterschiedlichen Emissionsbedingungen und Lagerdauern gab. Bei der Berechnung wurde dazu jeweils ein zweites Güllelager ergänzt.
Zusätzlich zu Betrieben mit hintereinandergeschalteten Güllelagern gab es Betriebe mit zwei parallel betriebenen Güllelagern für verschiedene Gruppen (Trockensteher, Laktierende) mit unterschiedlichen Lagerbedingungen. Diese wurden ebenfalls berücksichtigt.
- Während im Nationalen Emissionsinventar 2013 das erste Mal mit dem Wert von $0,23 \text{ m}^3 \text{ CH}_4^{-1} \text{ kg VS}^{-1}$ für die maximale Methan-Bildungsrate B_0 gerechnet wurde, wurde in den hier vorliegenden Berechnungen noch der zuvor gültige IPCC-Wert von $0,24 \text{ m}^3 \text{ kg CH}_4^{-1}$ verwendet. Auch bei den Berechnungen der gasförmigen Emissionen wurden die Emissionsfaktoren nach Haenel et al. (2012) herangezogen.
- Für den Fall der Einbringung von Wirtschaftsdünger in eine Biogasanlage (PB 32 und 42) wurden die Emissionen der Exkremente, die im Stall und Melkstand ausgeschieden wurden, mit den für diese Bereiche gültigen NH_3 -Emissionsfaktoren berechnet. Da die Exkremente stündlich (PB 32) bzw. täglich (PB 42) aus dem Stall abgezogen wurden, wurde vereinfachend angenommen, dass die anderen N-bürtigen Emissionen sowie die CH_4 -Emissionen nicht im Stall und Wirtschaftsdüngerlager stattfanden, sondern kontrolliert im Fermenter bzw. Gärrestlager.

4.2.3 Ergebnisse

Tabelle 4.2-2 gibt eine Übersicht über die Haltung der Kühe, die in den Stall eingebrachten Strohmenngen und die Güllelagerverhältnisse. Boxenlaufställe waren die dominierende Aufstallungsform sowohl auf den ökologisch (14 Betriebe) als auch den konventionell bewirtschafteten Betrieben (16 Betriebe). Die meisten Tiefstreuställe fanden sich bei den ökologischen Betrieben (sechs gegenüber einem konventionellen). In vier Fällen lebten die Tiere in Anbindehaltung, davon in einem Fall auf einem ökologisch wirtschaftenden Betrieb. Güllelager direkt unter den Spalten und Güllelager mit natürlicher Schwimmdecke waren bei ökologischen und konventionellen Betrieben in etwa gleich häufig vertreten. Kein Betrieb brachte zusätzliche Materialien ins Lager auf die Gülleoberfläche auf. Sechs der konventionellen Betriebe nutzten kein Stroh im Stall, sondern Gummimatten bzw. in einem Fall Sand. Die mittlere Stroheinstreumenge in den Ställen war bei den ökologisch wirtschaftenden Betrieben mit $1.622 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nicht statistisch absicherbar höher als bei den konventionellen Betrieben mit einem Eintrag von jährlich $1.482 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Somit war auch der Anteil an TAN (ca. $4 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Gesamtstickstoff (ca. $8 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$), der durch das Stroh in das Emissionsgeschehen eingebracht wurde, nicht unterschiedlich. Einzelbetrieblich hingegen gab es enorme Schwankungen.

Tabelle 4.2-2: Lagerbedingungen für die Milchkühexkremente im Stall und in den Wirtschaftsdüngerlagern sowie die mit Stroh eingebrachten N-Mengen nach Haenel et al. (2012) auf den ökologisch (ö) und konventionell (k) wirtschaftenden Pilotbetrieben in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010)

Betrieb	Paar	Region	System	Stallsystem	Güllelager 1	Güllelager 2	Strohinput [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	N _{ges.} im Stroh [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	TAN im Stroh [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]
10	1	S	ö	LB	nS	-	208	1	0,5
11	2	S	ö	TM	-	-	2555	12,7	6,4
13	3	S	ö	LB	nS	nS	135	0,7	0,3
15	4	S	ö	LB	fA	-	150	0,7	0,4
18	5	S	ö	TS, FLB	fA	-	146	0,7	0,4
19	6	S	ö	LB	uS	nS	1825	9,1	4,6
32	7	W	ö	LB	o (B)	o	327	1,6	0,8
33	8	W	ö	TS	nS	-	2920	14,6	7,3
35	9	W	ö	LB	uS	-	1825	9,1	4,6
36	10	W	ö	LB	uS	nS	1825	9,1	4,6
37	11	W	ö	LB	nS	-	1825	9,1	4,6
38	12	W	ö	TS	nS	-	2920	14,6	7,3
39	13	W	ö	TS	fA	-	3285	16,4	8,2
50	14	O	ö	TS	nS	-	2555	12,7	6,4
52	15	O	ö	AmK	fA	-	1825	9,1	4,6
53	16	O	ö	LB	nS	-	1971	9,8	4,9
56	17	O	ö	LB	fA	-	3650	18,2	9,1
72	19	N	ö	LB	nS	-	248	1,2	0,6
73	20	N	ö	LB	uS	nS	314	1,6	0,8
75	21	N	ö	TS	nS	-	3042	15,2	7,6
76	22	N	ö	LB	uS	nS	1825	9,1	4,6
77	23	N	ö	LB	uS	nS	311	1,5	0,8
20	1	S	k	LB	o	fA	-	-	-
21	2	S	k	LB	fA	fA	-	-	-
23	3	S	k	LB	fA	fA	-	-	-
25	4	S	k	LB	nS	-	245	1,2	0,6
28	5	S	k	A	nS	-	203	1	0,5
29	6	S	k	LB	nS	-	174	0,9	0,4
42	7	W	k	LB	fA (B)	u-S	460	2,3	1,1
43	8	W	k	TS	-	-	2920	14,6	7,3
45	9	W	k	LB	nS	nS	516	2,6	1,3
46	10	W	k	LB	uS	nS	-	-	-
47	11	W	k	LB	uS	nS	1825	9,1	4,6
48	12	W	k	A	-	uS	1825	9,1	4,6
49	13	W	k	LB	o	-	1825	9,1	4,6
60	14	O	k	FS	fA	fA	4380	21,8	10,9
62	15	O	k	LB	nS	nS	-	-	-
63	16	O	k	FLB	uS	-	1825	9,1	4,6
66	17	O	k	LB, FS	nS	-	1278	6,4	3,2
82	19	N	k	LB	nS	nS	1134	5,7	2,8
83	20	N	k	LB	nS	-	2500	12,5	6,2
85	21	N	k	LB	uS	nS	-	-	-
86	22	N	k	A	nS	-	2519	12,6	6,3
87	23	N	k	LB	uS	-	164	0,8	0,4
Mittelwert ö							1622	8,1	4,0
Mittelwert k							1487	7,4	3,7

A = Anbindestall, AmK = Anbindestall mit Kompostierung, FLB = Fressliegeboxenlaufstall, FS = Flachstall mit Frischmist, LB = Liegeboxenlaufstall, TM = Tretmiststall, TS = Tiefstreustall; fA = feste Abdeckung, nS = natürliche Schwimmdecke, o = ohne Abdeckung und ohne Schwimmdecke, uS = unter Spaltenboden, - = kein Güllelager, (B) = regelmäßiges Pumpen der Exkrementen in die hofeigene Biogasanlage

Pro Kuh und Jahr emittierten aus den Exkrementen im Mittel der ökologischen bzw. der konventionellen Betriebe im Bereich der Gebäude (d.h. im Stall, im Melkstand, im Wirtschaftsdüngerlager) oder auf der Weide THG mit einem Klimawirkungspotential von 1.313 bzw. 1.148 kg CO₂ eq (Tabelle 4.2-3). Der Großteil der klimawirksamen Emissionen pro Kuh und Jahr entstand dabei im Bereich der Gebäude, d.h. in Stall, Melkstand und Lager (Abbildung 4.2-1 links). Dort dominierten die direkten Emissionen von CH₄ und N₂O das Klimawirkungspotential pro Tier (Abbildung 4.2-1 links). Die beiden Gase verursachten davon Anteile von 45 % (±15,6, Standardabweichung) bzw. von 42 % (±12,6) auf den ökologischen und von 55 % (± 22,7) bzw. 35 % (±19) auf den konventionellen Betrieben. Mit abnehmendem Festmistanteil auf den Betrieben sanken in den Gebäuden die errechneten NH₃- und N₂O-Emissionen und das damit verbundene Klimawirkungspotential (Abbildung 4,2-1 rechts, Abbildung 4.2-2).

Auf den Betrieben mit Weidegang verursachte Lachgas jeweils zu über 90 % des auf der Weide aus Exkrementen auftretenden Klimawirkungspotentials. Viele konventionelle Betriebe boten den Tieren keinen Weidegang an (13 von 22 Betrieben). Bei der hier durchgeführten ausschließlichen Betrachtung der Emissionen der Exkremente der Milchkühe und über alle 44 Betriebe gemittelt, machten die Exkretionen beim Weidegang bei den ökologischen Betrieben einen höheren Anteil am Klimawirkungspotential als bei den konventionellen Betrieben aus (Abbildung 4.2-1 links, Säulen „Öko“ und „Konv Gesamt“). Beim Vergleich der ökologischen und konventionellen Betriebe mit Weidegang waren die Unterschiede geringer (Abbildung 4.2-1 links, Säulen „Öko“ und „Konv“ mit Weide). Die konventionellen Betriebe mit ganzjähriger Stallhaltung zeigten bei den Emissionen pro Tier und Jahr die niedrigsten Werte (Abbildung 4.2-1 links, Säule „Konv nur Stall“). Bei den Einzelbetrieben waren sowohl die Höhe der THG-Emissionen wie auch deren Verteilungen auf die Quellgase sehr unterschiedlich (Abbildung 4.2-2).

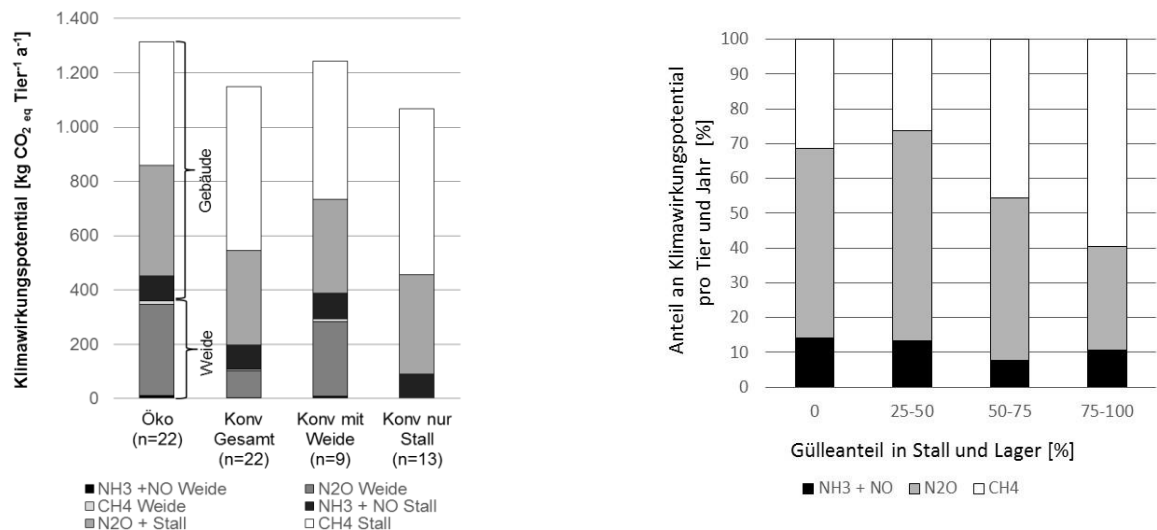


Abbildung 4.2-1: Klimawirkungspotential aus Exkrementen der Milchkühe pro Kuh auf den Pilotbetrieben (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010).

Links: Mittleres Klimawirkungspotential über alle ökologischen (Öko) bzw. konventionellen Betriebe (Konv) sowie über die konventionellen Betriebe mit bzw. ohne Weidegang.

Rechts: Anteil des Klimawirkungspotentials verursacht durch die emittierten Gase in Stall und Lager bei verschiedenen Gülleanteilen.

Tabelle 4.2-3: Tierbezogenes Klimawirkungspotential der gasförmigen Emissionen der Milchkühexkrementen der ökologisch (ö) und konventionell (k) wirtschaftenden Pilotbetriebe in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) aufgeteilt nach Weide bzw. Stall, Melkstand und Lager (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010)

Betrieb	Paar	Region	System	Milchleistung (ECM) [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Futterfahre [u]	Klimawirkungspotential der Emissionen auf der Weide [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				Klimawirkungspotential der Emissionen in Stall, Melkstand, Lager [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				Summen des Klimawirkungspotentials der Emissionen [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]			
						NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	Weide	Stall, Melkstand, Lager	Weide	Stall, Melkstand, Lager
10	1	S	ö	4.197	3	8,7	287	1,00	11,2	65,3	303	0,30	349	308	717	308	1.025
11	2	S	ö	5.285	3	12,0	438	1,53	20,1	159,2	809	0,81	826	471	1.794	471	2.266
13	3	S	ö	6.937	2	5,2	215	0,75	9,9	56,8	309	0,31	315	231	681	231	912
15	4	S	ö	5.886	3	18,6	768	2,69	37,6	33,4	356	0,36	522	827	911	827	1.738
18	5	S	ö	4.469	3	3,4	101	0,35	3,7	78,3	340	0,34	735	108	1.154	108	1.262
19	6	S	ö	6.769	3	13,6	459	1,61	16,5	90,3	351	0,35	350	491	792	491	1.282
32	7	W	ö	9.185	2	4,9	191	0,67	7,8	108,7	15	0,02	14	205	138	205	343
33	8	W	ö	6.593	2	20,1	701	2,45	26,0	82,5	523	0,52	310	750	916	750	1.666
35	9	W	ö	6.903	1	3,8	156	0,55	8,1	65,7	155	0,15	890	169	1.111	169	1.280
36	10	W	ö	7.212	1	6,1	228	0,80	8,6	83,9	316	0,32	387	244	787	244	1.031
37	11	W	ö	7.466	1	10,8	387	1,35	14,5	148,6	732	0,73	688	414	1.569	414	1.983
38	12	W	ö	7.184	1	21,0	728	2,55	27,8	90,4	559	0,56	396	779	1.046	779	1.825
39	13	W	ö	7.322	2	17,2	650	2,28	26,6	82,7	543	0,54	566	696	1.191	696	1.888
50	14	O	ö	6.709	1	4,4	189	0,66	9,4	120,0	588	0,59	717	203	1.426	203	1.629
52	15	O	ö	4.072	1	3,7	141	0,49	7,6	120,8	303	0,30	70	153	493	153	646
53	16	O	ö	7.313	1	4,1	153	0,54	6,0	150,5	626	0,63	234	164	1.011	164	1.174
56	17	O	ö	3.881	1	2,9	112	0,39	5,3	69,7	314	0,31	628	120	1.012	120	1.132
72	19	N	ö	4.627	2	4,3	148	0,52	5,7	74,3	310	0,31	409	159	794	159	953
73	20	N	ö	8.598	2	7,1	427	1,50	23,8	28,1	216	0,22	319	460	563	460	1.023
75	21	N	ö	5.674	2	8,5	291	1,02	10,3	152,7	664	0,66	524	311	1.341	311	1.652
76	22	N	ö	6.915	2	4,1	159	0,56	7,0	74,3	303	0,30	224	171	602	171	773
77	23	N	ö	7.204	2	13,3	458	1,60	14,8	90,4	292	0,29	541	488	924	488	1.411

Tabelle 4.2-3:

Fortsetzung

Betrieb	Paar	Region	System	Milchleistung (ECM) [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Futterjahre [n]	Klimawirkungspotential der Emissionen auf der Weide [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				Klimawirkungspotential der Emissionen in Stall, Melkstand, Lager [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]				Summen des Klimawirkungspotentials der Emissionen [kg CO ₂ eq Tier ⁻¹ a ⁻¹]			
						NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	NO	CH ₄	Weide	Melkstand, Lager	Stall, Melkstand, Lager	Weide, Stall, Melkstand, Lager
20	1	S	k	8.000	2	-	-	-	-	104,6	0	0,00	916	-	1.021	1.021	1.021
21	2	S	k	7.353	3	-	-	-	-	17,8	202	0,20	1.030	-	1.250	1.250	1.250
23	3	S	k	7.761	3	-	-	-	-	48,1	275	0,28	950	-	1.274	1.274	1.274
25	4	S	k	8.168	2	-	-	-	-	39,0	234	0,23	579	-	852	852	852
28	5	S	k	6.393	3	-	-	-	-	91,5	453	0,45	106	-	650	650	650
29	6	S	k	7.582	3	12,8	420	1,47	13,9	89,9	423	0,42	416	448	930	1.377	1.377
42	7	W	k	10.117	1	-	-	-	-	54,7	57	0,06	108	-	221	221	221
43	8	W	k	7.186	2	4,0	178	0,62	8,7	124,1	633	0,63	780	191	1.538	1.729	1.729
45	9	W	k	7.530	2	-	-	-	-	72,2	326	0,33	712	-	1.111	1.111	1.111
46	10	W	k	10.278	1	0,6	17	0,06	0,6	52,5	130	0,13	1.227	18	1.409	1.428	1.428
47	11	W	k	9.715	2	2,5	120	0,42	6,6	70,3	307	0,31	503	129	881	1.011	1.011
48	12	W	k	10.059	2	12,0	522	1,83	22,1	109,2	397	0,40	118	558	625	1.182	1.182
49	13	W	k	9.197	1	4,1	252	0,88	15,0	55,7	151	0,15	871	272	1.077	1.349	1.349
60	14	O	k	9.778	1	-	-	-	-	159,2	823	0,82	410	-	1.393	1.393	1.393
62	15	O	k	9.440	1	-	-	-	-	72,3	343	0,34	665	-	1.080	1.080	1.080
63	16	O	k	7.559	1	-	-	-	-	221,7	814	0,81	204	-	1.240	1.240	1.240
66	17	O	k	9.767	1	-	-	-	-	90,6	462	0,46	964	-	1.517	1.517	1.517
82	19	N	k	9.325	2	-	-	-	-	82,5	380	0,38	661	-	1.124	1.124	1.124
83	20	N	k	9.379	2	-	-	-	-	95,8	405	0,40	649	-	1.150	1.150	1.150
85	21	N	k	8.605	2	3,3	138	0,48	6,8	67,7	275	0,27	436	148	779	927	927
86	22	N	k	9.680	2	8,8	368	1,29	16,1	137,1	403	0,40	118	394	659	1.052	1.052
87	23	N	k	7.643	2	5,9	201	0,70	6,9	100,2	174	0,17	835	215	1.109	1.324	1.324
Mittelwert ö (n = 22)				6.382	1,9	9,0	336	1,18	14,0	92,1	406	0,41	455	360	953	1.313	1.313
Mittelwert k (n = 22)				8.660	1,9	6,0	246	0,86	10,7	88,9	348	0,35	603	264	1.040	1.148	1.148

Auch die produktbezogene Klimawirkung der gasförmigen Emissionen aus den Exkrementen erwies sich bei Betrachtung der einzelnen Betriebe sowohl in der Höhe als auch in der Zusammensetzung nach Quellen (CH_4 , NH_3 , N_2O , NO) als sehr heterogen (Abbildung 4.2-2). Im Durchschnitt der ökologischen Betriebe war die Klimawirkung durch direkte N_2O -Emissionen mit $0,12 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg ECM}^{-1}$ etwa doppelt so hoch wie die des Mittels der konventionellen Betriebe. Dagegen lagen die Emissionen von CH_4 , NH_3 und NO bei beiden Bewirtschaftungsformen auf etwa gleichem Niveau.

4.2.4 Diskussion

Mit dem gleichen Datensatz, der für die Berechnung der Emissionen aus den Wirtschaftsdüngern verwendet wurde, wurden bereits die CH_4 -Emissionen aus der Verdauung der Tiere nach Schulz et al. (2013) berechnet. Es ergaben sich hier für die ökologischen bzw. konventionellen Betriebe Klimawirkungspotentiale von $3.822 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. von $3.759 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch CH_4 . Das errechnete und in Tabelle 4.2-3 dargestellte mittlere Klimawirkungspotential aus den Milchkuhexkrementen ist mit 1.313 bzw. $1.148 \text{ kg CO}_2 \text{ eq Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich geringer. Es liegt im Wertebereich anderer Studien (Frank et al., 2013; Rösemann et al., 2013). Dabei zeigen sich zwischen den Betrieben sehr hohe Unterschiede in der absoluten Höhe des Klimawirkungspotentials wie auch in der relativen Zusammensetzung der Emissionen nach den einzelnen Quellgasen (CH_4 , N_2O , NH_3 , NO). Der Einbezug der jährlichen Milchleistung der Tiere in die Ermittlung der produktbezogenen THG-Emissionen aus den Milchviehexkrementen veränderte die Situation nochmals (Tabelle 4.2-3).

Systembedingte Unterschiede hinsichtlich der Emissionen von THG waren im Mittel der ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betriebe im Bereich der Stallungen und Wirtschaftsdüngerlager nicht festzustellen. Das bei Betrachtung aller Betriebe in den ökologischen Betrieben verglichen mit den konventionellen Betrieben höhere mittlere Klimawirkungspotential aus den Exkrementen beim Weidegang ist nicht überraschend, da bei allen ökologischen Betrieben Weidegang gewährt wurde (25 % des Jahres bei den ökologischen gegenüber 7 % bei den konventionellen Betrieben; Warnecke et al. 2013). Beim Vergleich der ökologischen und konventionellen Betriebe mit Weidegang sind die Werte der Betriebssysteme erwartungsgemäß ähnlich und z. B. durch die unterschiedlich langen Weidezeiten und auch die Futteraufnahme beeinflusst, die wiederum von der Milchleistung abhängig ist.

Insgesamt werden die Emissionen aus dem System Weidehaltung durch den deutlich höheren Emissionsfaktor für Lachgas aus der Stickstofffracht ($0,02 \text{ kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N}$) gegenüber denen unter den Lagerungsbedingungen (0 , $0,002$ bzw. $0,005 \text{ kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N}$) der unterschiedlichen Wirtschaftsdünger beeinflusst (Tabelle 4.2-1). Bei Erweiterung der Betrachtung um die Ausbringung von gelagertem Wirtschaftsdünger zu Düngungszwecken (Emissionsfaktor $0,0125 \text{ kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N}$, Rösemann et al. 2013) würden sich die Unterschiede zwischen Betrieben mit und ohne Weidegang verringern.

Dagegen traten in den Gebäuden (Stall und Wirtschaftsdüngerlager) beim Mittelwertvergleich systembedingt keine Unterschiede bei den emittierten Gasen auf – obwohl für die geringere Milchleistung der ökologischen Betriebe auch geringere Futtermengen verdaut werden müssen und damit rechnerisch auch weniger Exkremente und emissionswirksame Substanzen anfallen; und auch, obwohl ein hoher Anteil der Exkremente auf der Weide abgesetzt wurde.

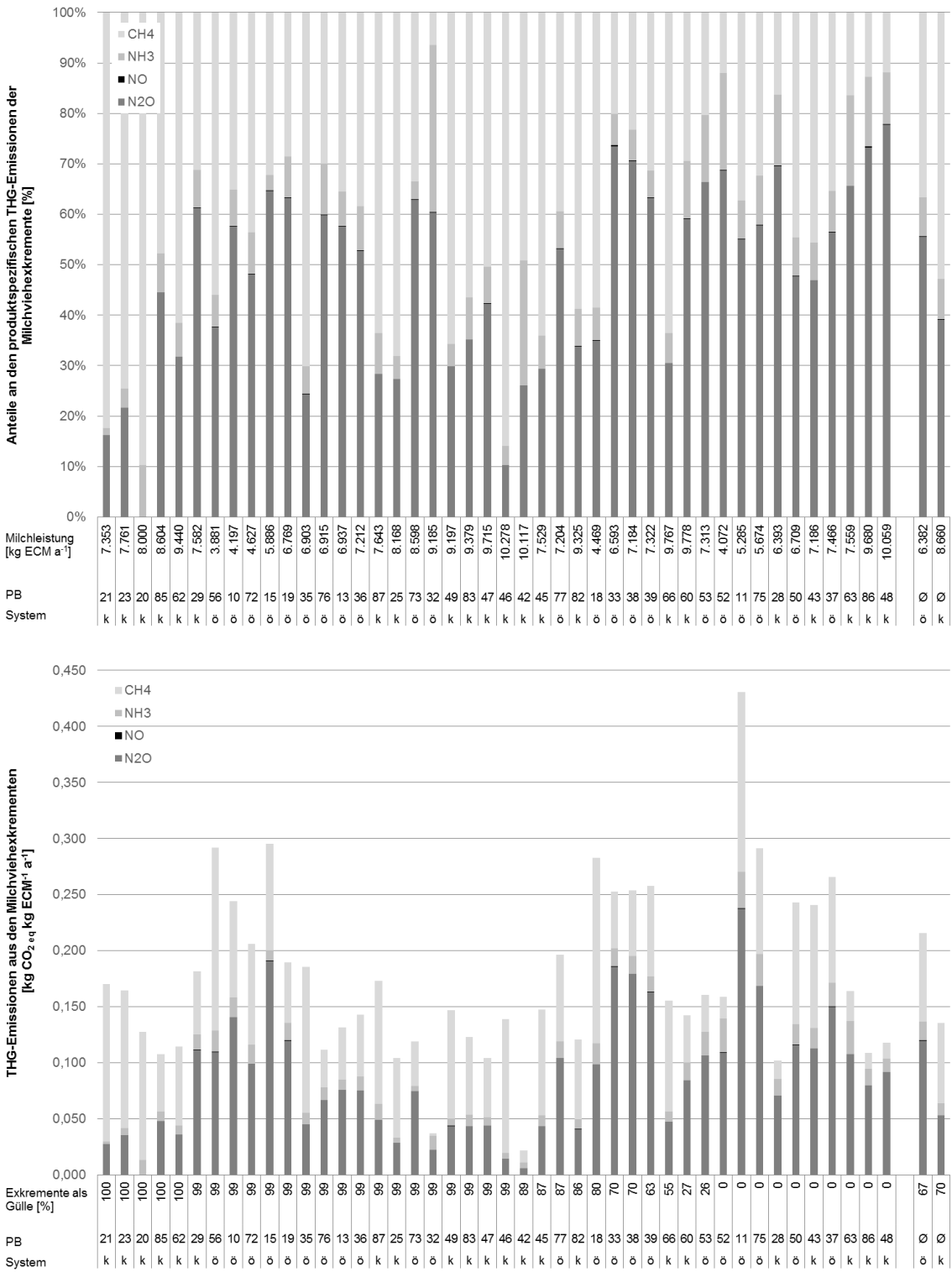


Abbildung 4.2-2: Anteile von CH₄, N₂O, NH₃ und NO am Klimawirkungspotential der Milchkuhhexkreme (**oben**) und produktbezogenes Klimawirkungspotential in Form von CH₄, N₂O, NH₃ und NO der Milchkuhhexkreme (**unten**) der ökologischen (ö) und konventionellen (k) Pilotbetriebe (PB), dargestellt als CO₂-Äquivalente (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Die Reihenfolge der Daten ergibt sich aus dem Anteil der Ausscheidungen, die zum Güllesystem gehören.

Rechnerisch waren im Mittel zwar auch die durchschnittlichen VS-Ausscheidungen pro Kuh und Jahr in den ökologischen Betrieben durch die geringere Futteraufnahme geringer als auf den konventionellen Betrieben (Warnecke et al. 2013). Damit war hier auch das Potential der Ausscheidungen, CH₄ zu emittieren, kleiner. Dieses Emissionspotential wurde durch die Anwendung der zutreffenden Emissionsfaktoren für die betrieblichen Gegebenheiten unterschiedlich hoch ausgeschöpft.

Dies zeigt, dass die Höhe und Zusammensetzung der Klimawirkung der gasförmigen Emissionen aus den Milchkuhexkrementen überwiegend von den betrieblichen Gegebenheiten bestimmt wird. Es handelt sich also bei den Emissionen aus den Exkrementen um einen vielfältig beeinflussten und gleichermaßen um einen vielfältig beeinflussbaren Bereich des Emissionsgeschehens auf landwirtschaftlichen Betrieben.

Rationszusammensetzung und Futtermittelqualität, die direkt die Zusammensetzung der Exkremente beeinflussen, und die Bedingungen, die auf die Exkremente einwirken, während diese emittieren, bestimmen die Emission. Beide Bereiche sind betrieblich mehr (Fütterung, Weidegang) oder weniger kurzfristig (Wirtschaftsdüngerlagerung, Aufstallung) beeinflussbar. Dabei ist es für Optimierungszwecke im Bereich der THG-Emissionen erforderlich, den einzelnen Betrieb entlang der gesamten Produktionskette genau zu analysieren, um gut funktionierende Teilbereiche des Betriebes mit geringen Treibhausgaslasten ebenso zu identifizieren wie Teilbereiche, in denen es größeren Optimierungsbedarf gibt.

Wie am Beispiel der errechneten Lachgasemissionen beim Weidegang und bei der Lagerung von Festmist deutlich wurde, beeinflusst die Höhe der Emissionsfaktoren das Ergebnis auch unter praktischen Bedingungen massiv. Vor allem bei Lachgas mit seinem hohen Treibhausgaspotential (GWP₁₀₀ von 310) sind die Auswirkungen für die Gesamtbilanz und das produktbezogene Klimawirkungspotential bedeutend. Hier wäre es besonders wichtig, mit exakten Messungen bzw. Modellierungen die betriebliche Situation standort- und betriebsgerecht einzuschätzen und ggf. detailliertere Emissionsberechnungen mit zutreffenden Emissionswerten durchzuführen, um weite Optionen für die Verbesserung der Gesamtbilanzen aufzuzeigen.

Beispiel für eine Managementoption von Wirtschaftsdünger sind die beiden Betriebe im Projekt, die die anfallende Milchviehgülle stündlich bzw. täglich aus der Güllegrube am Stall in die hofeigene Biogasanlage leiten. Dadurch sind die klimawirksamen Emissionen aus den Exkrementen im Vergleich zu den Betrieben ohne Biogasanlage stark reduziert (gegenüber den mittleren Werten der ökologischen bzw. konventionellen Betriebe wären es auf diesen zwei Betrieben pro Tier und Jahr rund 950 kg CO₂ eq, die eingespart werden konnten) (Tabelle 4.2-3). Bei Betrieb 42 fielen zudem die Emissionen aus den Exkrementen fast gänzlich in der Biogasanlage an, da den Kühen kein Weidegang angeboten wurde.

Der hohen Reduktion der Treibhausgase aus den Milchviehexkrementen durch die Nutzung in einer Biogasanlage steht allerdings ein sehr hoher baulicher und technischer Aufwand gegenüber. Das könnte dazu führen, dass bei einer umfassenderen Bewertung die THG-Einsparungen im Bereich der Exkremente wieder aufgezehrt werden.

Auch dieses Beispiel macht deutlich, dass für die Bewertung von landwirtschaftlichen Betrieben hinsichtlich ihrer Umweltwirkung jeweils ein ausreichend weit gefasster Ansatz benötigt wird, um einstufen zu können, welche Maßnahmen letztlich zu tatsächlichen, und nicht nur zu vermeintlichen Einsparungen führen. Nur aus umfassenden Bewertungen können solide und wirkungsvolle Handlungsempfehlungen abgeleitet werden. Synergien und Zielkonflikte sollten klar herausgearbeitet werden.

4.2.5 Schlussfolgerungen

Der Weidegang konnte bei der gesetzten Systemgrenze (Treibhausgasemissionen aus Exkrementen der Milchkühe in Stall, Lager und beim Weidegang) als wichtige Einflussgröße auf Unterschiede in den klimawirksamen Emissionen herausgearbeitet werden. Wichtigster Grund dafür war der hohe Emissionsfaktor für Lachgas für die Stickstofffracht der Exkremente auf Weideland im Vergleich zur Wirtschaftsdüngerlagerung, für die geringere Emissionsfaktoren gültig sind. Jedoch fehlt bei dieser engen Systemgrenze die Ausbringung der Wirtschaftsdünger und dessen Lachgasemissionen fließen nicht in die Bilanz ein.

Bei den gasförmigen Emissionen der Milchkuhexkremente und deren Klimawirkung zeigte sich in Stall, Lager und auf der Weide die große Spannweite an betrieblichen Gegebenheiten auf den Pilotbetrieben. Eine wirksame Verringerung der potentiellen Klimawirkung durch gasförmige Emissionen aus den Exkrementen zeigte sich vor allem in den beiden Betrieben mit Biogasanlagen, da hierdurch Emissionen aus dem Stall in den kontrollierten Bereich der Biogasanlage verschoben wurden. Diese liegt jedoch außerhalb der in dieser Untersuchung gesetzten Systemgrenze.

Die Ableitung von Handlungsoptionen zur Reduzierung klimawirksamer gasförmiger Emissionen aus Exkrementen in Stall, Lagern und auf der Weide muss stets auf gesamtbetrieblichen Analysen beruhen und die gesamte Prozesskette berücksichtigen.

4.2.6 Danksagung

Ein herzlicher Dank geht an Hans-Dieter Haenel vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz in Braunschweig für viele konstruktive Hinweise während der Berechnungsphase.

4.2.7 Literatur

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

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland In: Hülsbergen KJ, Rahmann G (Hrsg) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Thünen Report 8. Kapitel 4.5:135-162

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

Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. Landbauforsch-vTI Special issue 335:65-75

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

Schmid H, Blank B, Bokemeyer J, Braun M, Buchwald K-D, Christen O, Frank H, Hohne E, Hülsbergen K-J, Kassow A, Köpke U, Lind P, Maier H, Neuhoﬀ D, Peter J, Plagge J, Paulsen HM, Rahmann G, Reents H-J, Rudolf H, Rucknagel J (2013) Methodischer Ansatz. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (eds.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep (8):11-31

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. In: Hülsbergen KJ, Rahmann G (Hrsg.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Thünen Report 8. Kapitel 4.8:189-206

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

Warnecke S., Schulz F, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Berechnung emissionswirksamer Substanzen in Exkrementen der Milchkühe ökologischer und konventioneller Betriebe in Deutschland basierend auf den Futterrationen und den Futterinhaltsstoffen. In: Hülsbergen KJ, Rahmann G (Hrsg.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Thünen Report 8. Kapitel 4.9:207-227

4.3 Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion – Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe

Harald Schmid, Kurt-Jürgen Hülsbergen

Zusammenfassung

Ein wesentliches Projektziel im Netzwerk der Pilotbetriebe ist die Analyse von Bewirtschaftungseinflüssen auf die flächen- und produktbezogenen Treibhausgas-(THG)-Emissionen. Für 64 Pilotbetriebe (jeweils 13 Marktfrucht- und 19 Gemischtbetriebe mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung) wurden Stoff- und Energiebilanzen für die Jahre 2009 bis 2012 berechnet. In die THG-Bilanzen des Pflanzenbaus wurden die N_2O -Emissionen in Abhängigkeit vom N-Input, die durch den Einsatz fossiler Energie bedingten CO_2 -Emissionen sowie die C-Sequestrierung der Böden einbezogen. Die hier vorgestellten Ergebnisse ergänzen und aktualisieren vorangegangene Auswertungen im Netzwerk der Pilotbetriebe; die Datenbasis (einbezogene Betriebe, Untersuchungsjahre) ist gegenüber den Voruntersuchungen wesentlich umfangreicher.

Die Humusbilanzen der Pilotbetriebe zeigen, dass ökologische Milchviehbetriebe Potenziale zur C-Sequestrierung besitzen ($\bar{x} > 280 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während im Mittel der ökologischen Marktfruchtbetriebe von gleichbleibenden Humusgehalten auszugehen ist; für konventionelle Marktfruchtbetriebe wurden negative Humussalden ermittelt ($\bar{x} -158 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

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 ($> 340 \text{ kg N ha}^{-1}$) erfasst. Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 21 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $\bar{x} -5 \text{ kg N ha}^{-1}$) sind geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $\bar{x} 62 \text{ kg N ha}^{-1}$).

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 6,8 bis 26,2.

Die THG-Bilanz integriert die Aussagen der Stoff- und Energiebilanzen. Die Gesamtauswertung zeigt, dass die Milchviehbetriebe im Pflanzenbau geringere flächen- und produktbezogene $\text{CO}_2 \text{ eq}$ -Emissionen als die Marktfruchtbetriebe, die ökologischen Pilotbetriebe geringere $\text{CO}_2 \text{ eq}$ -Emissionen als die konventionellen Pilotbetriebe aufweisen. Die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen sind größer als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen.

Schlüsselwörter: Klimawirkungen, Treibhausgase, Humusbilanz, Energiebilanz, Stickstoffbilanz

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 64 pilot farms (13 organic cash crop farms and 19 organic mixed farms respectively conventional farms) between 2009 and 2012. The GHG-balance of plant production takes into account the N_2O -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 ($\bar{x} > 280 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), organic cash crop systems are estimated to have a constant humus-content; we calculated negative humus-balances ($\bar{x} -158 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) 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 ($> 340 \text{ kg N ha}^{-1}$). The N-balances of the organic farms (cash crop: $\bar{x} 21 \text{ kg N ha}^{-1}$ dairy: $\bar{x} -5 \text{ kg N ha}^{-1}$) are lower than the N-balances of the conventional farms (cash crop: $\bar{x} 74 \text{ kg N ha}^{-1}$, dairy: $\bar{x} 62 \text{ kg N ha}^{-1}$).

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 6.8 to 26.2.

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 $\text{CO}_2 \text{ eq}$ -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: climate effects, greenhouse gases, humus-balance, energy balance, nitrogen balance

4.3.1 Einleitung

Die Klimawirkungen landwirtschaftlicher Betriebs- und Produktionssysteme sind von großer gesellschaftlicher Bedeutung, da die Landwirtschaft einer der wichtigen Verursacher von Treibhausgasmissionen ist, landwirtschaftliche Systeme erhebliche Potenziale zur THG-Minderung bieten und unter bestimmten Voraussetzungen sogar zur CO_2 -Speicherung (C-Sequestrierung) beitragen können.

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 N_2O -Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden (Ruser et al., 2001; Bouwman et al., 2002; Jäger et al., 2011; Skinner et al., 2014), weniger jedoch auf ganzheitliche Bewertungen von Betriebs- und Produktionssystemen (Zehetmeier 2013; Frank, 2015). 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).

In der wissenschaftlichen Literatur finden sich differenzierte, zum Teil 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; Hülsbergen und Rahmann, 2013). Angesichts der Vielfalt der Standortbedingungen, Betriebsstrukturen, Intensitätsniveaus und Produktionsverfahren ist dies nicht überraschend. Hinzu kommen methodische Probleme, die die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Studien einschränken, beispielweise die gewählten Systemgrenzen und die einbezogenen THG-Flüsse.

Mit der Untersuchung von Klimawirkungen im „Netzwerk der Pilotbetriebe“ soll ein Beitrag geleistet werden, bestehende Wissenslücken bei der Systemanalyse und -bewertung ökologischer und konventioneller Betriebe zu schließen sowie die THG-Bilanzierungsmethoden weiterzuentwickeln (siehe Frank et al., 2015). Die bisherigen Untersuchungsergebnisse der Pilotbetriebe (Hülsbergen und Rahmann, 2014) zeigen, dass es deutliche systembedingte Unterschiede der flächenbezogenen THG-Emissionen gibt. Aufgrund des geringen Dünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes weisen die ökologischen Pilotbetriebe flächenbezogenen nur ca. 50 % der THG-Emissionen der konventionellen Pilotbetriebe auf. Die mittleren produktbezogenen THG-Emissionen ökologischer und konventioneller Betriebe unterscheiden sich hingegen weniger, da die Ertragsrelationen (ökologisch / konventionell) oft nur 0,5 bis 0,8 betragen (z.B. beim Winterweizen). Einzelbetrieblich zeigten sich erhebliche THG-Einsparpotenziale im Pflanzenbau, z.B. durch die Erhöhung der Energieeffizienz, eine optimierte N-Düngung, positive Humusbilanzen (C-Bindung im Boden) oder allgemein durch Ertragssteigerungen bei gleichem Input (höhere Effizienz).

Nachfolgend werden Ergebnisse der THG-Bilanzierung im Pflanzenbau im Mittel der Untersuchungsjahre 2009 bis 2012 für 62 Pilotbetriebe (jeweils 13 Marktfrucht- und 19 Gemischt- bzw. Milchviehbetriebe mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung) dargestellt. Für diese Betriebe liegen vollständige und umfassend geprüfte Datensätze vor. Die Ergebnisse ergänzen und aktualisieren vorangegangene Auswertungen im Netzwerk der Pilotbetriebe; die Datenbasis (einbezogene Betriebe, Untersuchungsjahre) ist gegenüber den Voruntersuchungen wesentlich umfangreicher.

4.3.2 Material und Methoden

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 Düngergehalte, 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 den verfügbaren Betriebsdaten auszukommen, andererseits aber wissenschaftlich fundierte Ergebnisse zu erzielen.

In die THG-Bilanz gehen Ergebnisse der Humusbilanz (C-Sequestrierung), der Energiebilanz (anbau-bedingte 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).

Der Systemvergleich (ökologisch vs. konventionell) erfolgt differenziert nach Marktfrucht- sowie Milchvieh-/Gemischtbetrieben. Es werden Schlussfolgerungen zu betrieblichen Optimierungspotenzialen und THG-Minderungsstrategien sowie zur Nutzbarkeit der Methoden und Ergebnisse in der Betriebsberatung gezogen.

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). Der Betriebsmittel- und Technikeinsatz wird mit Energieäquivalenten in den Primärenergieeinsatz umgerechnet: Diesel: 39,6 MJ l⁻¹, Mineral-N: 35,3 MJ kg⁻¹, Mineral-P: 36,2 MJ kg⁻¹, Mineral-K: 11,2 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 MJ t⁻¹ km⁻¹ (Hülsbergen et al., 2001). Der Energieoutput als physikalischer Brennwert der geernteten Biomasse 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 CO₂-Emissionen abgeleitet (Küstermann et al., 2008).

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. Die überarbeitete VDLUFA-Methode (VDLUFA, 2014) enthält Humusbedarfskoeffizienten und einen Bewertungsansatz für den ökologischen Landbau.

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, 2013). Die Wechselwirkungen und N-Flüsse zwischen den Subsystemen Boden – Pflanze – Tier – Umwelt werden als betriebliche N-Kreisläufe mit den entsprechenden In- und Outputs modelliert. 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.

4.3.3 Ergebnisse

4.3.3.1 Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen

Die Ergebnisdarstellung erfolgt für ökologische Pilotbetriebe (öko) und konventionelle Pilotbetriebe (kon) differenziert nach Betriebstypen. In der Kategorie „Marktfreuchtbau“ sind alle Betriebe ohne Tierhaltung (0 GV ha⁻¹) zusammengefasst, in der Kategorie Milchvieh / Gemischt (vgl. Tabelle 4.3-1 und Tabelle 4.3-2) alle Betriebe mit Milcherzeugung sowie Gemischtbetriebe mit mehreren Produktionsrichtungen (überwiegend Marktfreuchtbau und Milchviehhaltung). Der durchschnittliche Tierbesatz der ökologischen Pilotbetriebe mit Milchviehhaltung beträgt $\bar{x}$ 0,87 (0,27 bis 1,56) GV ha⁻¹, der Tierbesatz der konventionellen Pilotbetriebe mit Milchviehhaltung $\bar{x}$ 1,44 (0,54 bis 2,72) GV ha⁻¹.

Tabelle 4.3-1: Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der ökologischen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfreuchtbau (n = 13)			Milchvieh / Gemischt (n = 19)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Standortbedingungen und Betriebsstruktur							
Höhenlage	m NN		0	588		3	780
Niederschlag	mm a ⁻¹		589	1109		536	1507
Jahresdurchschnittstemperatur	°C		7,5	9,7		6,9	10,8
Bodenzahl		56	41	75	43	23	54
Landwirtschaftl. Nutzfläche (LN)	ha	237	57	742	183	30	1317
Ackerland (AL)	% der LN	93	73	100	54	0	96
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0,02	0	0,17	0,87	0,27	1,56
Anbaustruktur							
Getreide	% des AL	57	36	76	41	0	68
Körnerleguminosen	% des AL	10	0	17	4	0	16
Hackfrüchte / Silomais	% des AL	8	0	32	8	0	24
Luzerne-Kleegrass	% des AL	20	6	33	40	17	81
Untersaaten	% des AL	7	0	24	9	0	28
Zwischenfrüchte	% des AL	18	0	38	12	0	31
Fruchtartendiversität	Index	2,36	1,78	3,04	2,05	1,01	2,95
Erträge und Leistungen							
Getreideeinheiten-Ertrag	GE ha ⁻¹ LN	37	27	50	43	32	57
Energiebindung	GJ ha ⁻¹ LN	76	54	116	121	83	165
Winterweizen-Korn-Ertrag	dt ha ⁻¹	38	30	52	38	29	51
Luzerne-Kleegrass-Ertrag	dt FM ha ⁻¹	360	186	521	420	322	550

Mit den Pilotbetrieben wird ein breites Spektrum an Standortbedingungen erfasst (Tabelle 4.3-1 und 5.3-2); 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 °C in die Untersuchungen einbezogen. Die Flächen der Marktfruchtbetriebe weisen im Mittel etwas höhere Bodenzahlen auf (öko: 56, kon: 58) als die der Milchvieh-/Gemischtbetriebe (öko: 43, kon: 47); die Flächen der konventionellen Pilotbetriebe im Mittel etwas höhere Bodenzahlen als die der ökologischen Pilotbetriebe.

Die Betriebsstrukturen der Pilotbetriebe unterscheiden sich deutlich. Der flächenmäßig kleinste Betrieb bewirtschaftet 30 ha, der größte Betrieb 1317 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 ($\bar{x}$ = 40 %) als die Marktfruchtbetriebe ($\bar{x}$ = 20 %), während letztere bis zu 17 % ($\bar{x}$ = 10 %) Körnerleguminosen in die Fruchtfolgen integrieren. In den konventionellen Pilotbetrieben sind Körnerleguminosen bedeutungslos; die Milchviehbetriebe erreichen aber teilweise erhebliche Klee grasanteile (bis 46 %, $\bar{x}$ = 10 %), z.B. auf futterwüchsigen Standorten im Voralpenraum.

Die Getreideanteile der Marktfruchtbetriebe sind teilweise sehr hoch, in den ökologischen Pilotbetrieben bis zu 76 % ($\bar{x}$ = 57 %), in den konventionellen Betrieben bis zu 95 % ($\bar{x}$ = 64 %). Die hohe Bodennutzungsintensität konventioneller Anbausysteme spiegelt sich auch im Hackfrucht-/Silomaisanteil wider ($\bar{x}$ = 33 % in den Milchviehbetrieben). Im Mittel übertrifft die Fruchtartendiversität (Shannon-Weaver-Index) der ökologischen Betriebe (Marktfruchtbetriebe: 2,36, Gemischtbetriebe: 2,05) die der konventionellen Pilotbetriebe (Marktfruchtbetriebe: 1,62, Gemischtbetriebe: 1,57).

Tabelle 4.3-2: Betriebsstrukturen und Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktf Fruchtbau (n = 13)			Milchvieh / Gemischt (n = 19)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Standortbedingungen und Betriebsstruktur							
Höhenlage	m		0	588		1	780
Niederschlag	mm a ⁻¹		591	1109		536	1507
Jahresdurchschnittstemperatur	°C		7,5	9,7		6,9	10,8
Bodenzahl		58	40	78	47	25	68
Landwirtschaftl. Nutzfläche (LN)	ha	261	65	1224	150	30	969
Ackerland (AL)	% der LN	97	81	100	61	0	90
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0	0	0	1,44	0,54	2,72
Anbaustruktur							
Getreide	% des AL	64	44	95	41	0	69
Körnerleguminosen	% des AL	0	0	0	1	0	8
Hackfrüchte / Silomais	% des AL	14	0	47	33	11	70
Luzerne-Klee gras	% des AL	3	0	17	10	0	46
Untersaaten	% des AL	0	0	0	3	0	59
Zwischenfrüchte	% des AL	11	0	42	13	0	59
Fruchtartendiversität	Index	1,62	0,91	2,41	1,57	0,84	2,19
Erträge und Leistungen							
Getreideeinheiten-Ertrag	GE ha ⁻¹ LN	89	71	99	72	57	89
Energiebindung	GJ ha ⁻¹ LN	153	111	197	185	129	226
Winterweizen-Korn-Ertrag	dt ha ⁻¹	86	71	100	76	53	97
Luzerne-Klee gras-Ertrag	dt FM ha ⁻¹	255	255	255	477	280	615

Die Ertragsleistungen werden nach verschiedenen Kriterien beurteilt (Tabelle 4.3-1 und Tabelle 4.3-2). 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 Managementeinflüsse.

In ökologischen Marktf Fruchtbetrieben betrug der Weizenertrag $\bar{x}$ 38 dt ha⁻¹ (= 44 % des Ertrages der konventionellen Marktf Fruchtbetriebe), in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben $\bar{x}$ 38 dt ha⁻¹ (= 50 % des Ertrages der konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe). In den ökologischen Gemischtbetrieben wurden somit trotz ungünstiger Standortbedingungen höhere relative Weizenerträge als im ökologischen Marktf Fruchtbau erzielt. Zu beachten ist, dass standortbedingt nicht in allen Pilotbetrieben Weizen angebaut wurde.

Mit dem Maßstab „Getreideeinheiten“ (GE) wurden alle Ernteprodukte nach ihrem Wert für die Human- und Tierernährung bewertet und aggregiert. Beim Vergleich der GE-Erträge zeigen sich ähnliche Er-

tragsrelationen wie beim Weizen; die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 42 %, die Milchvieh-/Gemischtbetriebe 60 % der Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe.

Die Energiebindung der geernteten pflanzlichen Biomasse (GJ ha^{-1}) fasst alle Ernteprodukte (auch Nebenprodukte, z.B. Stroh) nach ihrem physikalischen Brennwert zusammen. Die Höhe der Energiebindung ist nicht nur vom Biomasseertrag (Netto-Primärproduktion), sondern auch vom Harvestindex abhängig (z.B. Korn:Stroh-Verhältnis und Strohverwendung; Kleegrasmulch oder Kleegrasernte). Dies erklärt, warum die ökologischen Milchvieh-/Gemischtbetriebe beim Parameter „Energiebindung“ die ökologischen Marktfruchtbetriebe so deutlich übertreffen ($\bar{x} = 121 \text{ GJ ha}^{-1}$ im Vergleich zu 76 GJ ha^{-1}).

Die höheren GE- und GJ-Erträge der ökologischen Gemischtbetriebe stehen auch im Zusammenhang mit der besseren Stickstoffversorgung (Zufuhr organischer Wirtschaftsdünger: $\bar{x} 91 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in ökologischen Gemischtbetrieben im Vergleich zu $\bar{x} 35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in ökologischen Marktfruchtbetrieben) und der besseren Humusversorgung (Humussaldo: $\bar{x} 282 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Gemischtbetrieben im Vergleich zu $35 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Marktfruchtbetrieben; vgl. Tabelle 4.3-3 und 5.3-4). 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.

4.3.3.2 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 4.3-3 und Tabelle 4.3-4). Die bilanzierte Humusanreicherung in den ökologischen Gemischtbetrieben ($\bar{x} 282 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ist auf den Düngereinsatz der Tierhaltung ($\bar{x} 0,87 \text{ GV ha}^{-1}$) in Kombination mit den hohen Kleegrasanteilen der Fruchtfolgen ($\bar{x} 40 \%$) zurückzuführen. Kleegrasanbau führt – je nach Ertragsniveau – zum Humusaufbau und zur Kohlenstoffbindung von etwa 500 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; im Mittel ist von einer ausgeglichenen Humusbilanz auszugehen. Allerdings gibt es auch ökologische Marktfruchtbetriebe mit negativem Humussaldo (bis $-282 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Für die konventionellen Marktfruchtbetriebe wurde ein Humussaldo von $\bar{x} -158 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Diese Betriebe weisen relativ hohe Getreide- und/oder Hackfruchtanteile auf; Leguminosen werden derzeit kaum angebaut. In den konventionellen Gemischtbetrieben ist die Humusbilanz trotz des hohen Tierbesatzes ($\bar{x} 1,44 \text{ GV ha}^{-1}$) ebenfalls negativ ($\bar{x} -108 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) aufgrund des hohen Hackfruchtanteils (33 % des AL).

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 97 bis 185 ($\bar{x} 139$) kg N ha^{-1} die ge-

ringsten N-Inputs im Betriebsvergleich auf. Ökologische Gemischtbetriebe führen den Böden, abhängig vom Tierbesatz und der symbiontischen N_2 -Fixierung, 118 bis 240 ($\bar{x}$ 174) kg N ha⁻¹ zu und erreichen zum Teil so hohe N-Inputs wie die konventionellen Betriebe (Marktf Fruchtbetriebe: $\bar{x}$ 246 kg N ha⁻¹, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $\bar{x}$ 275 kg N ha⁻¹). Während in den konventionellen Marktf Fruchtbetrieben die N-Zufuhr mit Mineralstickstoff überwiegt ($\bar{x}$ 158 kg Mineral-N ha⁻¹, Wirtschaftsdünger: $\bar{x}$ 26 kg N ha⁻¹), dominiert in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben die organische Düngung ($\bar{x}$ 91 kg Mineral-N ha⁻¹, Wirtschaftsdünger: $\bar{x}$ 131 kg Organischer-N ha⁻¹). Im ökologischen Marktf Fruchtbau 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 Marktf Fruchtbetriebe erreichen 62 %, die ökologischen Gemischtbetriebe 76 % der N-Entzüge der entsprechenden konventionellen Pilotbetriebe. Bemerkenswert ist, dass die N-Abfuhr (geerntete Biomasse) der ökologischen Gemischtbetriebe im Mittel 77 kg N ha⁻¹ über denen der ökologischen Marktf Fruchtbetriebe liegen. Wesentliche Ursachen sind die relativ hohen Kleeergrasanteile (hoher TM-Ertrag und hoher N-Gehalt im Erntegut) sowie die fast vollständige Ernte des Kleeergrases (hoher N-Harvestindex) im Vergleich zu Kleeergras-Mulchsystemen im Marktf Fruchtbau. 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 mittlere Veränderungen der N_{org} -Vorräte von -14 bis + 13 kg N ha⁻¹ a⁻¹ berechnet. Die ΔN_{org} -Werte der Pilotbetriebe schwanken zwischen -58 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und 47 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und sind daher in der N-Bilanz nicht zu vernachlässigen. Insbesondere in der ökologischen Milchviehhaltung besteht ein Potenzial der N-Speicherung in der organischen Bodensubstanz, während im konventionellen Marktf Fruchtbau mit einer Netto-N-Mineralisation und Abnahme der Boden-N-Vorräte zu rechnen ist.

Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktf Fruchtbau: $\bar{x}$ 21 kg N ha⁻¹, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $\bar{x}$ -5 kg N ha⁻¹) sind deutlich geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktf Fruchtbau: $\bar{x}$ 74 kg N ha⁻¹, Milchvieh-/Gemischtbetriebe: $\bar{x}$ 62 kg N ha⁻¹). Einzelne konventionelle Betriebe weisen hohe N-Salden bis 129 kg N ha⁻¹ auf. Die mittleren flächenbezogenen N-Salden der tierhaltenden Betriebe sind niedriger als die der Marktf Fruchtbetriebe, 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 ermittelten negativen N-Salden können z.T. auch methodisch bedingt sein und z.B. durch eine Unterschätzung einzelner N-Zufuhren (z.B. der N-Deposition oder der N_2 -Fixierleistung) oder die Überschätzung der N-Entzüge (z.B. Proteingehalte) entstehen. Sie können aber auch jahresspezifische Effekte anzeigen (z.B. die Ausnutzung von Residual-N aus Vorjahren/ von Vorfrüchten). 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 4.3-3 und Tabelle 4.3-4). Der Energieinput kann als zuverlässiger Indikator der Bewirtschaftungs- bzw. der Regulations- 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 auf ähnlichem Niveau ($\bar{x}$ 192 bzw. $\bar{x}$ 174 MJ GE⁻¹). Die konventionellen Marktfruchtbetriebe wirtschaften im Mittel etwas energieeffizienter ($\bar{x}$ 154 MJ GE⁻¹), die konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetriebe setzen hingegen mehr fossile Energie je Produkteinheit ein ($\bar{x}$ 200 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 6,8 bis 26,2, wobei die ökologischen Gemischtbetriebe ($\bar{x}$ 16,5) im Mittel bei diesem Indikator etwas besser als die konventionellen Gemischtbetriebe ($\bar{x}$ 13,0) 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 ($\bar{x}$ 727 kg CO₂ ha⁻¹), verglichen mit den konventionellen Marktfruchtbetrieben (1049 kg CO₂ 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. 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 $\bar{x}$ 796 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ die geringsten, in den konventionellen Milchvieh-/Gemischtbetrieben mit $\bar{x}$ 1454 kg CO_{2 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: 1162 kg CO₂ eq ha⁻¹; öko, Gemischt: 753 kg CO₂ eq ha⁻¹; kon, Marktfrucht: 2969 kg CO₂ eq ha⁻¹; kon, Gemischt: 2375 kg CO₂ eq ha⁻¹; produktbezogen betragen die THG-Emissionen: öko, Marktfrucht: 16 kg CO₂ eq GJ⁻¹; öko, Gemischt: 7 kg CO₂ eq GJ⁻¹; kon, Marktfrucht: 20 kg CO₂ eq GJ⁻¹; kon, Gemischt: 13 kg CO₂ 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 4.3-3: Stoff- und Energiebilanzen der ökologischen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfreuchtbau (n = 13)			Milchvieh / Gemischt (n = 19)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Humusbilanz (Ackerland)							
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-518	-752	-354	-428	-738	-205
Humusmehrerleistung	kg C ha ⁻¹	196	79	336	371	159	774
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹	208	92	315	91	0	218
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹	148	0	557	249	76	496
Stallung	kg C ha ⁻¹	61	0	341	156	0	443
Gülle, Biogasgülle	kg C ha ⁻¹	41	0	242	89	0	236
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	35	-282	191	282	-48	909
Stickstoffbilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
N-Entzug	kg N ha ⁻¹	115	94	139	166	110	236
N-Abfuhr	kg N ha ⁻¹	79	43	113	156	97	231
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	139	97	185	174	118	240
Symbiotische N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹	45	30	58	52	25	101
Stroh- und Gründüngung	kg N ha ⁻¹	36	14	72	10	0	24
Wirtschaftsdünger	kg N ha ⁻¹	35	3	88	91	27	144
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	0	0	0	0	0	0
Änderung Bodenvorrat (ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	3	-25	16	13	-3	47
N-Saldo (mit ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	21	-3	62	-5	-41	34
N-Verwertung	%	82,7			90,8		
Energiebilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
Energieinput	GJ ha ⁻¹	6,8	4,0	10,7	7,4	4,9	10,2
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	66	47	104	113	74	155
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	192	135	287	174	122	225
Output/Input-Verhältnis		11,3	6,8	14,6	16,5	12,2	26,2
Treibhausgas-(THG)-bilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
CO ₂ -Emissionen (Anbau)*	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	484	330	743	318	170	481
C-Sequestrierung**	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	-118	-622	970	-496	-1816	129
N ₂ O-Emissionen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	796	562	1071	931	656	1249
THG-Emissionen, flächenbezogen	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹	1162	537	2153	753	-498	1503
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GE ⁻¹	31	17	50	18	-12	36
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO _{2 eq} GJ ⁻¹	16	7	30	7	-4	12

* CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie.** Negative Werte bedeuten C-Speicherung im Boden (Humusaufbau), positive Werte CO₂-Abgabe (Humusabbau).

Tabelle 4.3-4: Stoff- und Energiebilanzen der konventionellen Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Marktfruchtbau (n = 13)			Milchvieh / Gemischt (n = 19)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Humusbilanz (Ackerland)							
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-646	-942	-430	-677	-1177	-279
Humusmehrerleistung	kg C ha ⁻¹	17	0	61	109	0	560
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹	367	187	551	127	0	285
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹	104	0	644	334	162	648
Stalldung	kg C ha ⁻¹	10	0	69	155	0	410
Gülle, Biogasgülle	kg C ha ⁻¹	13	0	69	178	0	354
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	-158	-658	200	-108	-992	666
Stickstoffbilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
N-Entzug	kg N ha ⁻¹	186	155	210	218	159	310
N-Abfuhr	kg N ha ⁻¹	149	124	163	207	138	310
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	246	177	313	275	197	344
Symbiotische N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹	3	0	13	21	5	64
Stroh- und Gründüngung	kg N ha ⁻¹	37	18	60	11	0	37
Wirtschaftsdünger	kg N ha ⁻¹	26	0	79	131	50	237
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	158	103	222	91	0	218
Änderung Bodenvorrat (Δ N _{org})	kg N ha ⁻¹	-14	-58	19	-5	-43	32
N-Saldo (mit Δ N _{org})	kg N ha ⁻¹	74	28	111	62	-37	129
N-Verwertung	%	76,9			77,3		
Energiebilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
Energieinput	GJ ha ⁻¹	13,4	10,0	15,1	14,2	10,5	17,1
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	138	97	182	170	116	209
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	154	133	189	200	153	237
Output/Input-Verhältnis		11,4	8,4	14,7	13,0	10,5	15,6
Treibhausgas-(THG)-bilanz (Landwirtschaftliche Nutzfläche)							
CO ₂ -Emissionen (Anbau)*	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1049	801	1260	727	374	1201
C-Sequestrierung**	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	554	-736	2234	195	-1239	1645
N ₂ O-Emissionen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1366	964	1689	1454	1050	1799
THG-Emissionen, flächenbezogen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	2969	1738	4613	2375	790	3737
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO ₂ eq GE ⁻¹	34	18	48	33	14	52
THG-Emissionen, produktbezogen	kg CO ₂ eq GJ ⁻¹	20	10	30	13	5	20

* CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie.** Negative Werte bedeuten C-Speicherung im Boden (Humusaufbau), positive Werte CO₂-Abgabe (Humusabbau).

4.3.3.3 Betriebsvergleiche

Im folgenden Abschnitt werden die Untersuchungsergebnisse (Stoff- und Energiebilanzen) der Pilotbetriebe ($n = 64$) 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.

Energiebindung und Energieeffizienz

Die Analyse der flächenbezogenen Energieinputs (Abbildung 4.3-1) 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.

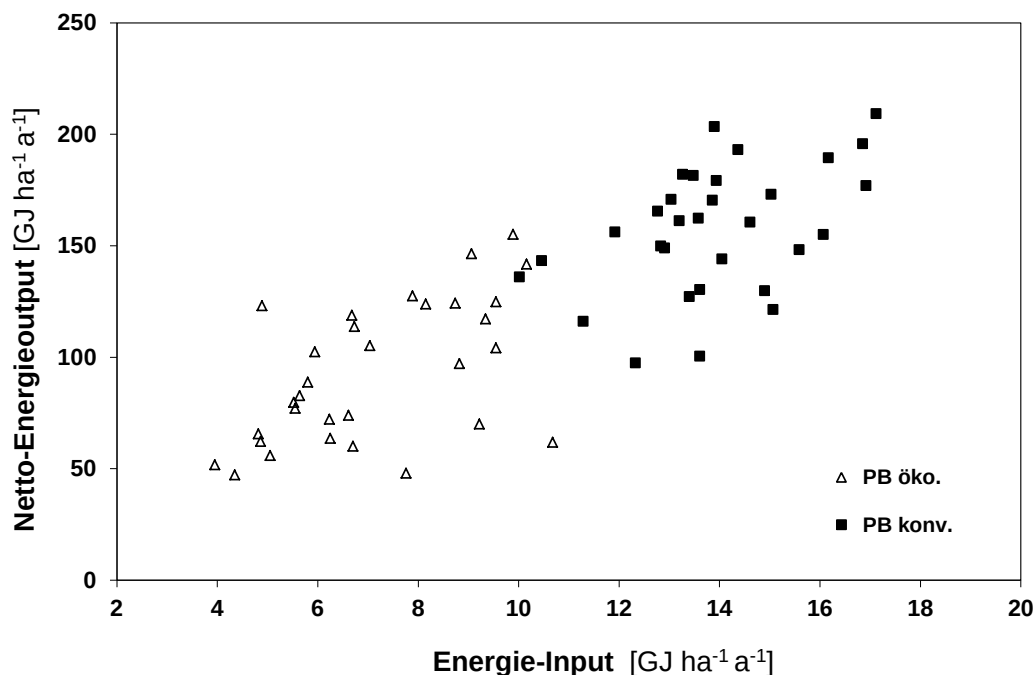


Abbildung 4.3-1: Beziehung zwischen dem Energie-Input und dem Netto-Energieoutput im Pflanzenbau.

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 GJ ha⁻¹ Ertragsleistungen, die das Niveau konventioneller Betriebe erreichen oder sogar übertreffen.

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 – 150 kg N ha⁻¹) bis zu High-Input-Systemen (> 300 kg N ha⁻¹) erfasst (Abbildung 4.3-2). Bis zu einem N-Einsatz von ca. 250 kg ha⁻¹ a⁻¹ liegen die N-Salden meist < 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 4.3-2).

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 kg N ha⁻¹) gefährden die Umwelt durch Stickstoffeinträge.

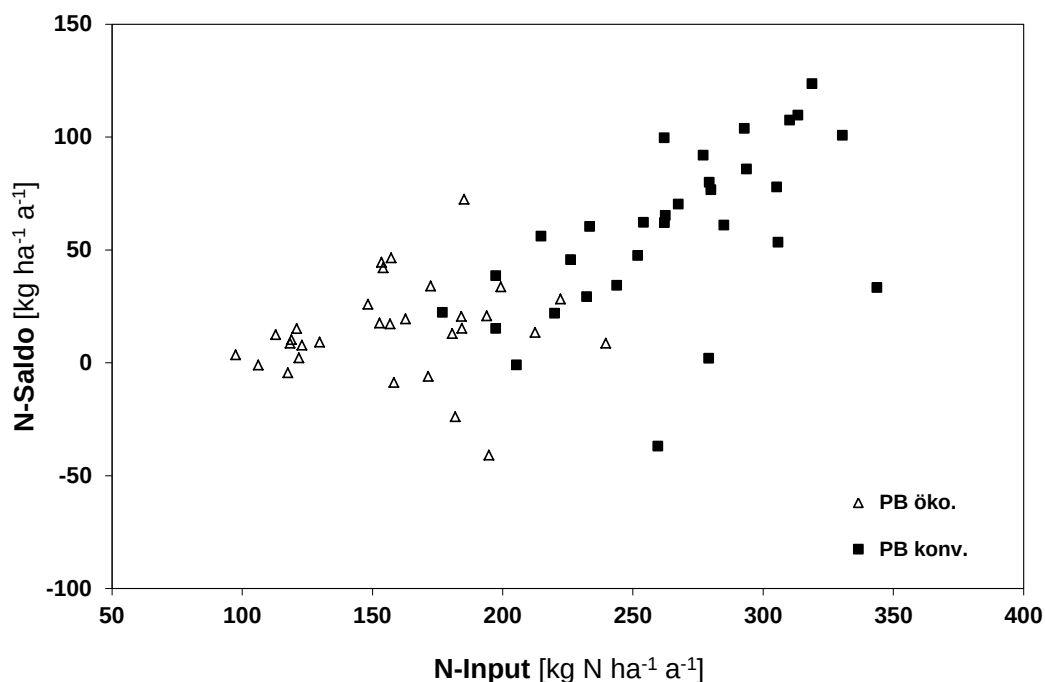


Abbildung 4.3-2: Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo der flächenbezogenen Stickstoffbilanz, mit Berücksichtigung der Boden-N-Vorratsänderung.

Energieinput und flächenbezogene Treibhausgas-Emissionen

Ein wesentlicher Einflussfaktor auf die flächenbezogenen THG-Emissionen ist der Energieinput (Abbildung 4.3-3). 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 kg CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹). „Negative“ Emissionen treten bei hoher C-Sequestrierung auf, wenn die Böden als CO₂-Senke fungieren.

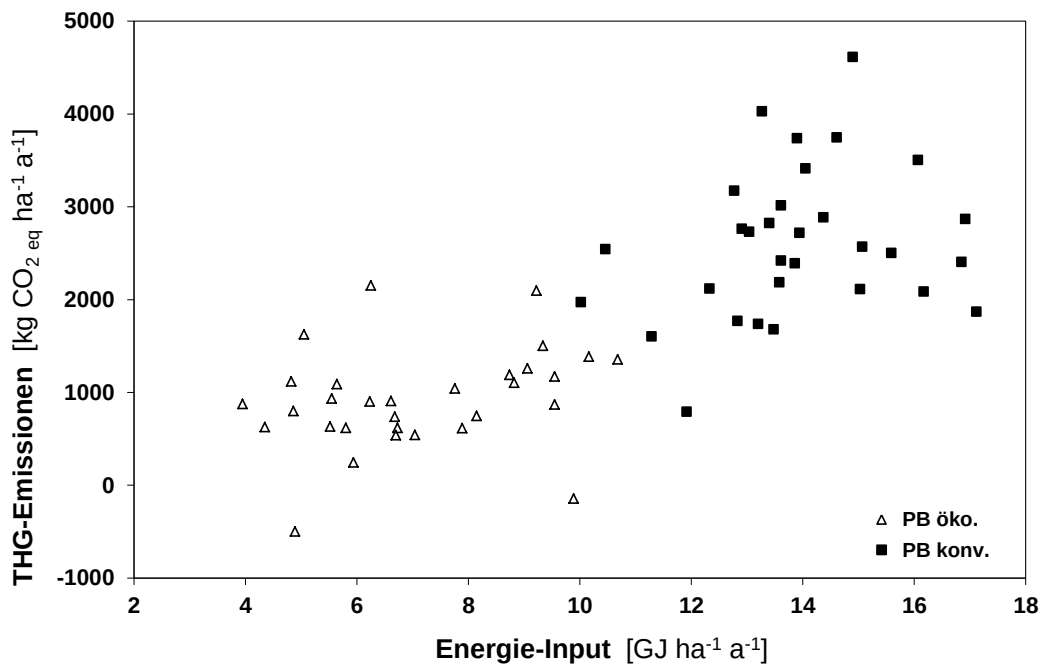


Abbildung 4.3-3: Beziehung zwischen dem Energie-Input und den flächenbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau.

C-Sequestrierung und Treibhausgas-Emissionen

Die C-Bindung hat nach unseren Untersuchungen starken Einfluss auf die CO₂-Emissionen. Mit steigender C-Bindung im Humus gehen die flächenbezogenen CO₂-Emissionen (Abbildung 4.3-4) und die produktbezogenen CO₂-Emissionen zurück (Abbildung 4.3-5). Einige Ökobetriebe mit positiver Humusbilanz wirtschaften CO₂-neutral, d.h. die Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie sowie durch die N₂O-Emissionen der Böden werden durch die CO₂-Rückbindung im Humus kompensiert. In den Betrieben mit den höchsten Treibhauspotentialen je Produkteinheit sind die Böden eine CO₂-Quelle (negative Humusbilanz). Die Ökobetriebe emittieren je Flächeneinheit deutlich weniger CO₂ als die konventionellen Betriebe, nicht aber je Produkteinheit. Hier zeigt sich vielmehr, vor allem aufgrund des Ertrageinflusses, eine enorme Schwankungsbreite der CO₂-Emissionen.

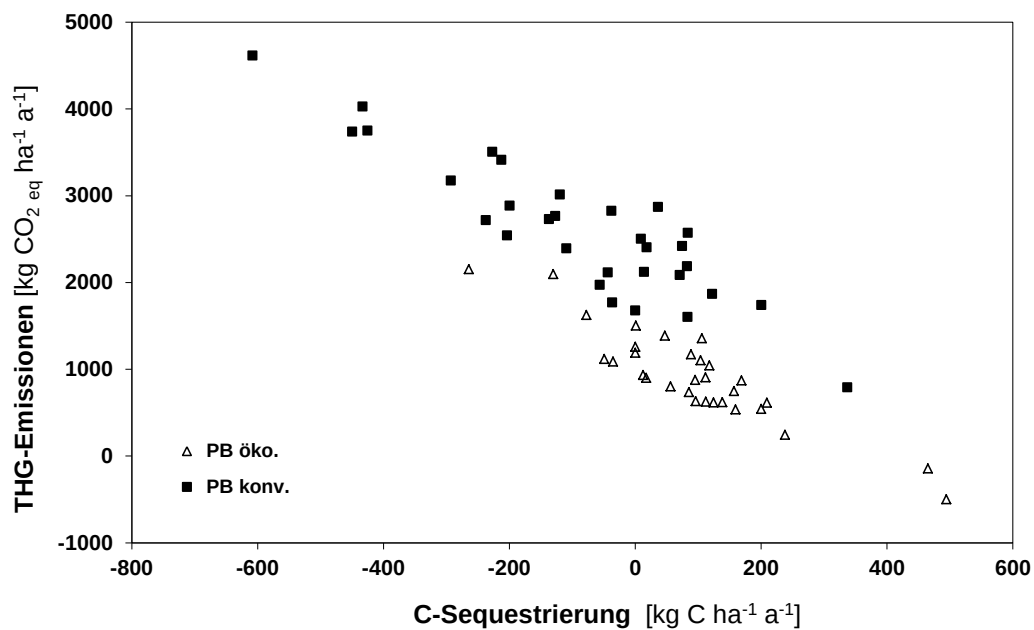


Abbildung 4.3-4: Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den flächenbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau.

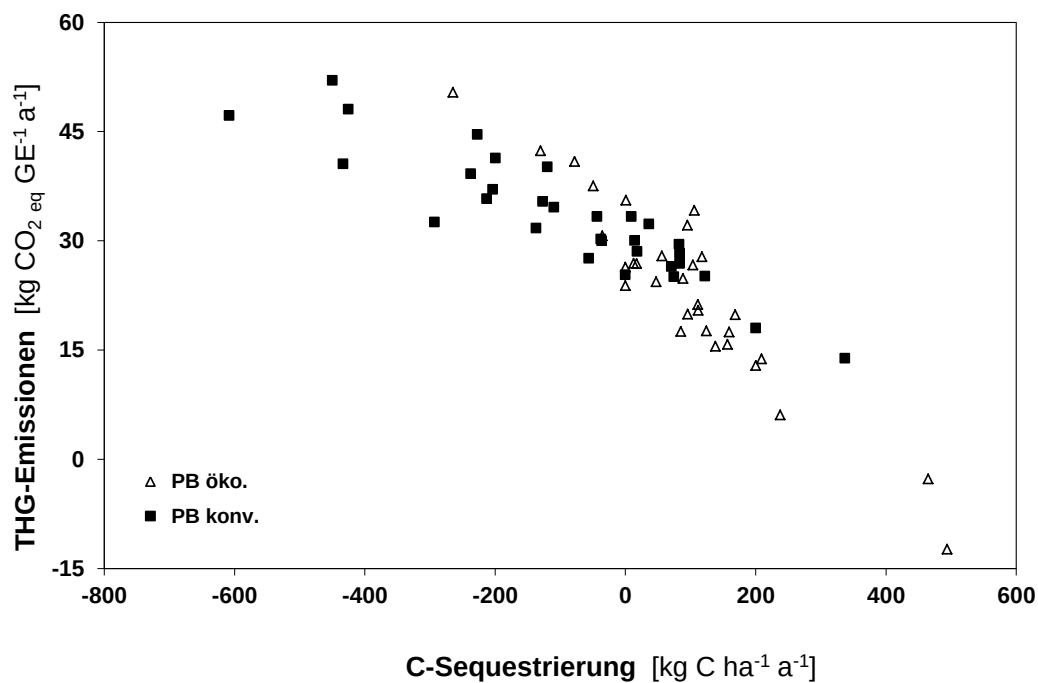


Abbildung 4.3-5: Beziehung zwischen der C-Sequestrierung und den produktbezogenen Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau.

4.3.4 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 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. Während bei der flächenbezogenen Analyse eine Differenzierung in ökologische und konventionelle Betriebssysteme erkennbar ist (Abbildung 4.3-4), zeigt die produktbezogene Analyse der THG-Emission (Abbildung 4.3-4) 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. 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 4.3-3 und 5.3-4) 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 „unvermeidbaren“ NH₃-Verluste abgezogen. Aus ökologischer Sicht sind je nach Standortbedingungen N-Salden von < 25 bis 50 kg N ha⁻¹ anzustreben.

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 (Hülsbergen, 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 Regelungsintensität 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 4.3-1 und 5.3-2). 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 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 unter 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).

4.3.5 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 (2015) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme mit Milchviehhaltung. Dissertation, Technische Universität München

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. In Hülsbergen K-J & Rahmann G (Hrsg.): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep. 8:135-162

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

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, 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

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

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. *Agrarspektrum* 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 forest-ry. Institute for global environmental strategies (IGES) for the intergovernmental panel on climate change (IPCC), Hayama, Kanagawa, Japan, 599

Peter J, Schmid H, Schilling R, Munch JC, Stange F, Hülsbergen K-J (2013) Messung und Modellierung von Treibhausgasflüssen auf Versuchsflächen. In Hülsbergen K-J & Rahmann G (Hrsg.): *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep. 8:121-134

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

Schmid H, Hülsbergen K-J (2015) Ressourceneffizienz im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung – Untersuchungskonzept und erste Ergebnisse. Forschungsbericht „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485:229-232

Skinner C, Gattinger A, Muller A, Mäder P, Fließbach A, Stolze M, Ruser R, Niggli U (2014) Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management - A global meta-analysis. *Science of the Total Environment* 468-469:553-563

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

VDLUFA (2014) Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Speyer

Zehetmeier M (2013) A system approach to quantify greenhouse gas emissions and key parameters from dairy cow production as affected by milk yield and breed. Dissertation, Technische Universität München

4.4 Ressourceneffizienz im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung – Untersuchungskonzept und erste Ergebnisse

Harald Schmid, Kurt-Jürgen Hülshagen

Zusammenfassung

Die Landwirtschaft nutzt die natürlichen Ressourcen Boden, Wasser, Luft, Biodiversität und ist auf deren Schutz als natürlicher Produktionsgrundlage angewiesen. Die Ressourceneffizienz landwirtschaftlicher Betriebssysteme ist unter deutschen Produktionsbedingungen nur unzureichend untersucht. Es ist weitgehend unklar, wie sich die Ressourceneffizienz des ökologischen Landbaus (überwiegend Low-Input-Systeme) von der des konventionellen Landbaus (überwiegend High-Input-Systeme) unterscheidet und welche Optionen zur Effizienzsteigerung auf betrieblicher Ebene bestehen.

Im Netzwerk der Pilotbetriebe werden auf der Grundlage bisheriger Arbeiten und verfügbarer Datensätze Untersuchungen zur Ressourceneffizienz durchgeführt und Strategien der Effizienzsteigerung abgeleitet. Ziel ist die Weiterentwicklung wissenschaftlicher Methoden zur Analyse der Stoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz sowie die Anwendung dieser Methoden in unterschiedlich strukturierten Betrieben. Im Unterschied zur Nährstoff- und Energiebilanz existieren noch keine allgemein anerkannten Methoden zur Analyse und Bewertung der Landnutzungseffizienz. In den Pilotbetrieben kam ein Ansatz zur Anwendung, der Indikatoren zur Flächennutzungsintensität, Produktionsstruktur, Nachhaltigkeit der Bodennutzung sowie der flächenbezogenen Produktions- und Marktleistungen integriert.

Die Ressourceneffizienz (Nährstoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz) wird in 4 ökologischen und 4 konventionellen Pilotbetrieben der Untersuchungsregionen Süd, West, Nord, Ost analysiert.

Die N-Effizienz der untersuchten Pilotbetriebe beträgt auf gesamtbetrieblicher Ebene (Hoftorbilanz) 45 bis 84 %. Die N-Effizienz des Pflanzenbaus (73 bis 93 %) übertrifft die N-Effizienz der Milchviehhaltung (18 bis 35 %) deutlich. Die Bewertung der flächenbezogenen N-Salden (= N-Verlustpotenziale) mit Bewertungsfunktionen zeigt, dass die Pilotbetriebe weitgehend im Optimalbereich liegen; nur ein Betrieb mit einem N-Saldo von 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ hat einen größeren N-Minderungsbedarf.

Die Hoftor- und Flächen-P-Bilanzen ergeben in sieben Betrieben negative P-Salden; die „scheinbare“ P-Effizienz liegt > 100 %. Bei langfristig negativen P-Salden ist mit der Abnahme pflanzenverfügbarer P-Gehalte zu rechnen. Die P-Effizienz der Milcherzeugung beträgt 24 bis 33 %. Die mit dem Futter zugeführten P-Mengen verbleiben überwiegend im betrieblichen Stoffkreislauf. Tierhaltende Betriebe können mehr P innerbetrieblich recyceln und den Böden zurückführen. Sie sind weniger auf externe P-Inputs angewiesen, was im Ökolandbau vorteilhaft für die langfristige P-Versorgung ist.

Nur in einem Betrieb wurde ein positiver K-Saldo ermittelt; alle anderen Betriebe wirtschaften mit zum Teil deutlich negativer K-Bilanz. Die Stallbilanz belegt die geringe K-Effizienz der Milcherzeugung (5 bis 14 %). Die mit den Futtermitteln aufgenommenen K-Mengen werden weitgehend wieder ausgeschieden und sind potenziell als K-Dünger verfügbar.

Die ökologischen Betriebe weisen mit Energieinputs von 5,5 bis 6,7 GJ ha⁻¹ a⁻¹ nur etwa 50 % der Energieinputs der konventionellen Untersuchungsbetriebe auf. Allerdings zeigt der Betriebsvergleich

auch gravierende Unterschiede der Ertragsleistungen und der Energiebindung der Pflanzenbestände. Die Energieeffizienz, ausgedrückt als Output/Input-Verhältnis, erreicht Werte von 10,0 bis 23,3.

Eine Möglichkeit, die Landnutzungseffizienz zu kennzeichnen, besteht in der Analyse der Ertrags- und Netto-Marktleistungen (erzeugte Getreideeinheiten abzüglich des Zukaufs je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche). Für die Pilotbetriebe wurden folgende Ertragsrelationen (ökologisch/konventionell) ermittelt: Getreide: 0,43, Winterweizen: 0,48, Klee gras: 1,20, Grünland: 0,91, GE-Ertrag: 0,44, Energiebindung: 0,55.

Schlüsselwörter: Stickstoffeffizienz, Energieeffizienz, Landnutzungseffizienz

Abstract

Agricultural production is based on the use of the natural resources soil, water, air and biodiversity, and is therefore reliant on the conservation of these resources. The resource-use efficiency of farming systems in Germany has not been adequately analysed. It is unclear how the resource-use efficiency of organic agriculture (predominantly low-input systems) differs from that of conventional agriculture (predominantly high-input systems), and which options are available to increase efficiency at the farm level.

The objective of this study is to further develop scientific methods for analysing material-, energy- and land-use efficiency, as well as the application of these methods to different farming systems. In contrast to nutrient and energy balances, no generally accepted methods for analysing and assessing land-use efficiency exist. Resource-use efficiency (nutrient-, energy- and land-use efficiency) was analysed in four organic and four conventional farms from the pilot farm network in the study areas south, west, north and east, and strategies to increase efficiency were derived. The approach used in the pilot farms integrated indicators for area-use intensity, production structures, sustainability of soil usage and area-related production and market performance.

The N-use efficiency of these pilot farms was, at the farm level (farm gate balance), 45 to 84 %. The N-use efficiency in crop production (73 to 93 %) was considerably higher than that in dairy farming (18 to 35 %). The assessment of area-related N balances (= potential N loss) using assessment functions shows that the pilot farms operate mostly within the optimum range; only one farm with an N balance of 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ needs to reduce N.

The farm gate and area P balances show P deficits in seven farms; the “apparent” P efficiency is greater than 100 %. A decrease in plant-available P content is to be expected from long-term P deficits. The P-use efficiency of milk production is 24 to 33 %. P imported in animal feed mostly remains in the farm nutrient cycle. Livestock farms can recycle more P within the farm system and return more P to the soil, and are therefore less dependent on external P inputs. This maintains P supply in the long term, which is advantageous in organic farming.

Only one farm with a K surplus was found; all other farms operate with a (in some cases considerable) K deficit. The livestock balance shows the low K-use efficiency in milk production (5 to 14 %). K imported in animal feed is mostly excreted again, and could potentially be used as K fertilizer.

Organic farms, with an energy input of 5.5 to 6.7 GJ ha⁻¹, only have approximately half of the energy input of conventional farms. However, farm comparisons show alarming differences in yield performance and crop energy output. Energy-use efficiency, expressed as the ratio output/input, was 10.0 to 23.3.

Analysis of yield and net market performance (grain units produced minus the purchase of each hectare of agricultural land) can be used to ascertain land-use efficiency. For the pilot farms the following yield ratios (organic/conventional) were determined: cereals: 0.43, winter wheat 0.48, grass-clover: 1.20, pasture: 0.91, grain unit yield: 0.44, energy output: 0.55.

Keywords: Nitrogen-use efficiency, energy-use efficiency, land-use efficiency

4.4.1 Einleitung

Die Steigerung der Ressourceneffizienz ist ein wichtiges Ziel der Agrarforschung der nächsten Jahrzehnte, das ökologische und konventionelle Betriebssysteme gleichermaßen betrifft. Angesichts knapper Ressourcen, des wachsenden Bedarfs 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 Erhöhung der Ressourceneffizienz wird vielfach eine Intensivierung der Produktion gefordert, die allerdings den Boden- und Klimaschutz sowie Nachhaltigkeitsaspekte ausreichend berücksichtigen muss (Tilman et al., 2002; Banwart, 2011); hierfür steht der Begriff „sustainable intensification“ (Davies et al., 2009; Foley et al., 2011; Leopoldina, 2012).

Bei Nachhaltigkeits- und Effizienzanalysen der Tierhaltung sind zusätzlich die Haltungsbedingungen, die Tiergesundheit und die Tiergerechtigkeit von großer gesellschaftlicher Relevanz. Nach Auffassung der Deutschen Agrarforschungsallianz wird die weltweite Verschärfung der Ressourcenknappheit bei steigender Nachfrage nach Lebensmitteln tierischer Herkunft den Trend zur Intensivierung verstärken. Andererseits werden die Haltungsbedingungen intensiver Tierproduktionssysteme von einem Großteil der deutschen Bevölkerung kritisch gesehen. Um den Konflikt um die Nutztierhaltung zu lösen, sind große Anstrengungen in der Forschung notwendig, u.a. die Entwicklung praxistauglicher Indikatorensysteme, mit denen der Zustand der Nutztierhaltung parametrisiert und Verbesserungen nachgewiesen werden können (DAFA, 2012).

Effizienz ist allgemein das Verhältnis zwischen einem definierten Nutzen und dem Aufwand, der zu dessen Erreichung notwendig ist. Bezogen auf landwirtschaftliche Systeme ist der Nutzen ein landwirtschaftliches Produkt (Weizen, Milch, Fleisch...), der Aufwand umfasst den Einsatz begrenzter Ressourcen (Energie, Nährstoffe, Wasser, Boden,...).

Indikatoren zur Analyse und Bewertung der Ressourceneffizienz landwirtschaftlicher Systeme sind:

- die Energieeffizienz (energy use efficiency, EUE, Lin et al., 2015),
- die Stickstoffeffizienz (nitrogen use efficiency, NUE, Küstermann et al., 2010),
- die Wassernutzungseffizienz (water use Efficiency, WUE, Schittenhelm, 2011),
- die Landnutzungseffizienz (land use efficiency, LUE, Lin et al., 2015).

Die Erträge und Leistungen im Pflanzenbau und in der Tierhaltung haben besondere Bedeutung für die Ressourceneffizienz. Alle Effizienzparameter – die Energie-, die Stickstoff-, die Wassernutzungs- und Landnutzungseffizienz – werden maßgeblich durch die Ertragsleistungen bestimmt. Die Ertragsrelation zwischen ökologischen und konventionellen Systemen rücken zunehmend in den Fokus wissenschaftlicher Untersuchungen (Badgley et al., 2006; Seufert et al., 2012). Damit direkt im Zusammenhang stehen der Flächenbedarf zur Erzeugung einer bestimmten Produktmenge sowie die sich daraus (zumindest theoretisch) ergebende Fläche für alternative Nutzungen, z.B. die Fläche für den Naturschutz oder die Bioenergieerzeugung (Tuomisto et al., 2012).

Die Ressourceneffizienz landwirtschaftlicher Betriebssysteme ist unter deutschen Produktionsbedingungen nur unzureichend untersucht. Aktuelle Entwicklungen in der Landwirtschaft (Spezialisierung, Intensivierung, Bioenergieerzeugung,...) können in ihrem Einfluss auf die Stoff-, Energie- und Nährstoffeffizienz derzeit nicht sicher beurteilt werden; hierzu fehlen auch teilweise die methodischen Grundlagen. Die Effekte differenzierter Standortpotenziale, unterschiedlicher Produktionsintensitäten, aber auch Wirkungen der Betriebsstrukturen und Anbauverfahren auf die Effizienz der eingesetzten Ressourcen sind nicht systematisch analysiert. Es ist weitgehend unklar, wie sich die Ressourceneffizienz im ökologischen Landbau (überwiegend Low-Input-Systeme mit artenreichen Fruchtfolgen, N₂-Fixierung, Aufbau von Bodenfruchtbarkeit, betrieblichen Stoffkreisläufen, gezielter Nutzung von Ökosystemleistungen) von der im konventionellen Landbau (überwiegend High-Input-Systeme mit Stoff- und Energieinputs durch Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Futtermittelzukauf) unterscheidet und welche Optionen zur Effizienzsteigerung auf betrieblicher Ebene bestehen.

Das Netzwerk der Pilotbetriebe bietet die Möglichkeit, auf der Grundlage der bisherigen Arbeiten und verfügbaren Daten, Untersuchungen zur Ressourceneffizienz durchzuführen und Strategien der Effizienzsteigerung abzuleiten. Die Untersuchung der Ressourceneffizienz knüpft direkt an die bisherigen Arbeiten zur ökologischen Nachhaltigkeit an. Ziel ist die Weiterentwicklung wissenschaftlicher Methoden zur Analyse der Stoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz sowie die Anwendung dieser Methoden in unterschiedlich strukturierten Betrieben.

In diesem Beitrag werden methodische Grundlagen und Untersuchungsergebnisse zur Ressourceneffizienz im Pflanzenbau, der Milchviehhaltung und auf Betriebsebene unter den Bedingungen des ökologischen und konventionellen Landbaus dargestellt. Beschrieben werden:

- die verwendeten Bilanzierungsmethoden und Indikatoren zur Ressourceneffizienz,
- erste Analyseergebnisse zur Nährstoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz,
- die Ableitung von Maßnahmen zur Effizienzsteigerung durch eine betriebliche Optimierung.

4.4.2 Material und Methoden

In den Pilotbetrieben wurden umfangreiche Betriebsdaten erfasst, auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft und in der zentralen Datenbank gespeichert. Die Datenerfassung erfolgte nach einem abgestimmten Schema durch Mitarbeiter der Bioland Beratung. Über eine Schnittstelle wurden die Daten in das Modell REPRO importiert, um Nährstoff- und Energiebilanzen zu berechnen (siehe Beitrag Kapitel 5.3) sowie Ertragsauswertungen vorzunehmen, um die Landnutzungsintensität zu charakterisieren.

Die Ressourceneffizienz wird in den acht Pilotbetrieben PB 11, PB 12, PB 21, PB 24, PB 33, PB 40, PB 68, PB 73 untersucht. Die Auswahl der Betriebe erfolgte so, dass die vier Untersuchungsregionen Süd, West, Nord, Ost vertreten sind und ein relativ breites Spektrum an Betriebstypen (4 ökologische und 4 konventionelle Betriebe, Marktfruchtbetriebe, Milchvieh- und Gemischtbetriebe) und Standortbedingungen erfasst werden. Weitere Auswahlkriterien waren eine gute Datenlage, die Bereitschaft der Betriebsleiter zur Mitarbeit sowie die Vernetzung mit anderen Teilprojekten und Fragestellungen (z.B. zur Tiergerechtigkeit), die in den gleichen Pilotbetrieben bearbeitet wurden. Die Untersuchungen dienen dazu, den methodischen Ansatz zur Analyse der Ressourceneffizienz in den Pilotbetrieben zu testen, Schlussfolgerungen für ein Folgeprojekt zu ziehen, auch hinsichtlich der Anwendbarkeit der Methoden in allen Pilotbetrieben (Datenbedarf, Bearbeitungsaufwand, Informationsgehalt, Anwendbarkeit in der Betriebsberatung).

Analyse der Nährstoffeffizienz auf unterschiedlichen Systemebenen

Gegenüber der bisherigen Stickstoffbilanzierung in den Pilotbetrieben (Schmid et al., 2013) sind folgende methodische Erweiterungen vorgenommen worden:

- die Nährstoffbilanzierung umfasst neben der Stickstoffbilanz auch die Phosphor- und Kaliumbilanz,
- die Nährstoffeffizienz wird für unterschiedliche Systemebenen bestimmt. Dies erfolgt durch die Einzelanwendung und Kopplung der Flächen-, Stall- und Hoftorbilanz.
- die Detailanalyse verschiedener Subsysteme ist die Grundlage für die Ableitung von Optimierungsstrategien. Insgesamt wird die Aussagekraft der Nährstoffbilanzen wesentlich verbessert.

Die Methodik der Stickstoffbilanzierung und Verknüpfung der Teilbilanzen zu einem betrieblichen Gesamtmodell, das alle relevanten N-Flüsse einbezieht, ist bei Küstermann et al. (2010) beschrieben. Dieser umfassende Bilanzierungsansatz wird auf die Phosphor- und Kaliumbilanz übertragen. Allgemein werden die Nährstoffbilanzen für die unterschiedlichen Systeme wie folgt berechnet:

$$\text{Nährstoffsaldo} = \Sigma \text{ Nährstoffinput} - \Sigma \text{ Nährstoffoutput}$$

$$\text{Nährstoffeffizienz [\%]} = \frac{\Sigma \text{ Nährstoffoutput}}{\Sigma \text{ Nährstoffinput}} \cdot 100$$

Analyse der Energieeffizienz auf unterschiedlichen Systemebenen

Die Energiebilanzierung erfolgt als Prozessanalyse. Mit dieser Bilanzierungsmethode werden der Einsatz fossiler Energie (= Energieinput) und der Energieoutput (= Energiegehalt der landwirtschaftlichen Produkte) untersucht. Die zur Analyse des Pflanzenbaus verwendeten Bilanzkoeffizienten und Algorithmen sind bei Hülserbergen et al. (2001, 2002) beschrieben. Gegenüber den bisherigen energetischen Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe (Schmid et al., 2013) sind die Auswertungen wesentlich detaillierter und umfassen neben der betriebsbezogenen Energieeffizienz auch die fruchtartenbezogene Energieeffizienz. Als Effizienzindikatoren werden das Output/Input-Verhältnis und die Energieintensität verwendet. Zur Analyse der Milchviehhaltung kommt die Energiebilanzmethode von Frank et al. (2013) zur Anwendung, die im Rahmen des Projektes Pilotbetriebe entwickelt wurde (siehe Beitrag 5.1).

Analyse der Landnutzungseffizienz

Im Unterschied zur Nährstoff- und Energiebilanz existieren noch keine allgemein anerkannten Methoden zur Analyse und Bewertung der Landnutzungseffizienz.

Zur näherungsweise Charakterisierung der Landnutzungseffizienz wird oftmals der Ertrag, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (z.B. Trockenmasseertrag je Hektar) verwendet (Carpenter et al., 2002; Reinhardt et al., 2007; Boehmel et al., 2008; Prabhakar und Elder, 2009). Andere verbreitete Indikatoren sind der Energieertrag und die Energiebindung des Pflanzenbestandes (Lewandowski und Schmidt, 2006; Boehmel et al., 2008) sowie die Getreideeinheit (GE). Die Getreideeinheit ist ein Aggregationsmaßstab, der die unterschiedliche stoffliche Zusammensetzung und den Nährstoffwert unterschiedlicher pflanzlicher und tierischer Produkte bewertet (Hülserbergen et al., 2001; Polthannee und Treloges, 2003; Agegnehu et al., 2006; Kho, 2007). Cassidy et al. (2013) schlägt vor, den Ertrag neu zu definieren – nicht Tonnen je Hektar, sondern Menschen, die von einem Hektar ernährt werden können. Auch dies ist ein möglicher Indikator der Landnutzungsintensität.

In den Pilotbetrieben kam ein Ansatz zur Anwendung, der verschiedene Indikatoren integriert:

- die Flächennutzungsintensität (Energie-, Nährstoff- und Energieinput),
- die Produktionsstruktur (Tierbesatz, Anbaustruktur),
- die Nachhaltigkeit der Bodennutzung (Humusreproduktion),
- die flächenbezogenen Produktionsleistungen (Erträge, Energiebindung) sowie
- die Marktleistungen (pflanzliche und tierische Erzeugnisse) kombiniert.

Mit diesen Indikatoren wird nicht nur die Effizienz der Landnutzung im engeren Sinne erfasst (Ertragsleistungen bzw. Nahrungserzeugung je Flächeneinheit), sondern auch die Intensität und Nachhaltigkeit der Flächennutzung einbezogen.

4.4.3 Ergebnisse

4.4.3.1 Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen der Pilotbetriebe

Die ausgewählten Pilotbetriebe sind wie folgt zu kennzeichnen (Tabelle 4.4-1):

- **PB 11, Region Süd:** Ökologischer Milchvieh-/Gemischtbetrieb ($0,51 \text{ GV ha}^{-1}$) in der Münchener Schotterebene; Standortbedingungen: Bodenzahl: 50, Höhenlage 450 m NN; feucht-kühles Klima: Jahresniederschlag: 780 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $7,5^{\circ}\text{C}$.
- **PB 12, Region Süd:** Ökologischer Marktfruchtbetrieb im Voralpenland (Moränenhügelland); Standortbedingungen: Bodenzahl: 45, Höhenlage 590 m NN; feucht-kühles Klima: Jahresniederschlag: 1100 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $7,5^{\circ}\text{C}$.
- **PB 21, Region Süd:** Konventioneller Milchviehbetrieb ($1,59 \text{ GV ha}^{-1}$) in der Münchener Schotterebene; Standortbedingungen: Bodenzahl: 47, Höhenlage 450 m NN; feucht-kühles Klima: Jahresniederschlag: 780 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $7,5^{\circ}\text{C}$.
- **PB 24, Region Süd:** Konventioneller Marktfruchtbetrieb im Bayerischen Tertiärhügelland; Standortbedingungen: Bodenzahl: 55, Höhenlage 470 m NN; feucht-kühles Klima: Jahresniederschlag: 780 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $7,5^{\circ}\text{C}$.
- **PB 33, Region West:** Ökologischer (biologisch-dynamischer) Milchvieh-/Gemischtbetrieb ($0,41 \text{ GV ha}^{-1}$) im Sauerland; Standortbedingungen: Bodenzahl: 38, 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 in der Soester Börde; Standortbedingungen: Bodenzahl: 70; Lößböden mit hoher natürlicher Bodenfruchtbarkeit, Höhenlage 105 m NN, Jahresniederschlag: 700 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $9,7^{\circ}\text{C}$.
- **PB 68, Region Ost:** Konventioneller Milchvieh-/Gemischtbetrieb ($0,99 \text{ GV ha}^{-1}$) im Bereich der Mittleren Mulde (Sachsen); Standortbedingungen: Bodenzahl: 53, lößbeeinflusste Böden, Höhenlage 110 m NN, Jahresniederschlag 590 mm, Jahresdurchschnittstemperatur: $9,1^{\circ}\text{C}$. Der Betrieb wirtschaftet z.T. in einem Trinkwassereinzugsgebiet mit Bewirtschaftungseinschränkungen, z.B. begrenzter N-Düngungsintensität.
- **PB 73, Region Nord:** Ökologischer Milchvieh-/Gemischtbetrieb ($0,27 \text{ GV ha}^{-1}$) in Nordwest-Mecklenburg; Standortbedingungen: Bodenzahl: 53, Höhenlage 70 m NN; Jahresniederschlag: 540 mm a^{-1} , Jahresdurchschnittstemperatur: $8,4^{\circ}\text{C}$.

Tabelle 4.4-1: Betriebsstrukturen ausgewählter Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Ökologische Pilotbetriebe				Konventionelle Pilotbetriebe			
		PB 11	PB 12	PB 33	PB 73	PB 21	PB 24	PB 40	PB 68
Produktionsrichtung		Milch/MF	MF	Milch/MF	Milch/MF	Milch/MF	MF	MF	Milch/MF
Standortbedingungen und Betriebsstruktur									
Bodenzahl		50	45	38	53	47	55	70	53
Höhenlage	m NN	450	590	380	70	450	470	105	110
Niederschlag	mm a ⁻¹	800	1100	1090	540	800	800	700	590
Jahrestemperatur	°C	7,5	7,5	7,3	8,4	7,5	7,5	9,7	9,1
LN*	ha	55	511	198	1317	51	154	124	965
AL**	% der LN	75	84	66	96	68	94	100	91
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0,51	0	0,41	0,27	1,59	0	0	0,99
Anbaustruktur									
Getreide	% des AL	27	64	52	57	60	75	48	56
Ölfrüchte	% des AL	0	0	9	4	0	18	9	15
Körnerleguminosen	% des AL	0	13	9	15	0	1	0	0
Hackfrüchte, Silomais	% des AL	0	5	3	4	33	6	28	22
Luzerne-Kleegrass	% des AL	63	17	18	18	7	1	8	1
Untersaaten	% des AL	27	3	8	16	0	0	0	0
Zwischenfrüchte	% des AL	0	5	10	9	33	29	5	8
Fruchtartendiversität	Index	1,67	2,53	2,85	2,95	1,74	1,83	2,41	2,16

* LN = landwirtschaftliche Nutzfläche, ** AL = Ackerland

4.4.3.2 Nährstoffbilanzen und Nährstoffkreisläufe

Stickstoffbilanzen

Die Stickstoffbilanzen der Pilotbetriebe (Tabelle 4.4-2) zeigen systembedingte Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung, aber auch deutliche Einflüsse der Betriebsstruktur, der Düngungsintensität und der Standortbedingungen.

In der Hoftorbilanz werden die N-Inputs und N-Outputs über die Betriebsgrenze erfasst. Die N-Inputs betragen 62 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (PB 33) bis 219 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (PB 24). Die wichtigste N-Zufuhr in ökologische Betriebe ist die symbiotische N₂-Fixierung. Sie beträgt 34 bis 116 kg ha⁻¹ a⁻¹, das entspricht 33 bis 82 % des betrieblichen N-Inputs. Die extrem hohe N₂-Fixierung des Betriebes PB 11 ist auf den hohen Kleeanteil der Fruchtfolge (40 %), die Schnittnutzung des Kleeegrasses und die Leguminosen betonten Bestände zurückzuführen. Im Betrieb ökologischen PB 12 übertrifft der N-Input organischer Dünger (46 kg ha⁻¹ a⁻¹) die N₂-Fixierleistung. Dieser Betrieb ist hinsichtlich der N-Versorgung nicht autark, sondern von der N-Zufuhr aus anderen Betrieben abhängig. In den konventionellen Betrieben dominieren zwei Inputgrößen – der Mineraldüngerstickstoff (62 bis 179 kg ha⁻¹ a⁻¹) und der Futterzukauf (41 bzw. 69 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in den Milchviehbetrieben).

Der N-Output umfasst den in pflanzlichen und tierischen Produkten gebundenen Stickstoff; organische Dünger werden nicht in andere Betriebe abgegeben (Tabelle 4.4-2). Die Marktfruchtbetriebe exportieren deutlich mehr Stickstoff mit den Marktprodukten als die Milchvieh-Gemischtbetriebe. Beim N-Umsatz der Milchkühe gelangt immer nur ein Teil des eingesetzten Futter-N (bis zu 35 %) in die tierischen Produkte, der restliche Stickstoff wird mit Kot und Harn ausgeschieden, verbleibt im innerbetrieblichen Kreislauf (Gülle, Stalldung) und unterliegt zahlreichen N-Verlustprozessen im Stall, auf der Weide, bei der Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger. Die beiden konventionellen Marktfruchtbetriebe PB 24 und PB 40 erzielen hohe Marktleistungen, die N-Outputs von 140 bzw. 153 kg ha⁻¹ a⁻¹ entsprechen. Die Marktleistung des relativ extensiv bewirtschafteten Marktfruchtbetriebes PB 12 liegt mit 71 kg ha⁻¹ a⁻¹ deutlich niedriger. In den Gemischtbetrieben werden die N-Outputs maßgeblich von den Ertragsleistungen, der Milchleistung, dem Tierbesatz und dem Verhältnis von pflanzlichen zu tierischen Erzeugnissen bestimmt. Die geringste N-Output wurde für den Betrieb PB 33 (35 kg ha⁻¹ a⁻¹) ermittelt.

Der N-Saldo der Hoftorbilanz beschreibt näherungsweise das Gesamt-N-Verlustpotenzial des Betriebes, wobei nicht angegeben werden kann, in welcher N-Bindungsform bzw. über welchen N-Verlustpfad die Emissionen stattfinden. Beim Betriebsvergleich ist zu berücksichtigen, dass im Pflanzenbau (Marktfruchtbetriebe) weniger Verlustprozesse auftreten als in tierhaltenden Betrieben. Die N-Salden der Hoftorbilanz betragen 27 bis 86 kg ha⁻¹ a⁻¹. Die N-Salden der Hoftorbilanz zeigen keinen klaren Einfluss des ökologischen und konventionellen Landbaus. Trotz des Verzichts auf den Mineral-N-Einsatz können auch unter ökologischen Bedingungen relativ hohe N-Salden auftreten (77 kg ha⁻¹ a⁻¹ in PB 11), bei hoher N-Effizienz sind die N-Salden auch unter konventionellen Bedingungen z.T. niedrig (28 kg ha⁻¹ a⁻¹ in PB 40). Bei der Interpretation dieser Ergebnisse sind aber auch die unterschiedlichen Standortbedingungen und Ertragspotenziale zu berücksichtigen. So hat der Betrieb PB 40 in der Soester Börde ideale Standortvoraussetzungen für einen produktiven Marktfruchtbau.

Tabelle 4.4-2: Stickstoffbilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN (kg N ha⁻¹ a⁻¹)

Kennzahl	Ökologische Pilotbetriebe				Konventionelle Pilotbetriebe			
	PB 11	PB 12	PB 33	PB 73	PB 21	PB 24	PB 40	PB 68
	Milch/MF	MF	Milch/MF	Milch/MF	Milch/MF	MF	MF	Milch/MF
Hofterbilanz								
N-Input	141	102	62	104	175	219	181	167
N-Immission	20	20	20	20	20	20	20	20
Symbiotische N ₂ -Fixierung	116	34	38	73	19	8	8	8
Saatgut	1	2	2	3	2	2	2	1
Mineraldünger	0	0	0	0	62	179	103	94
Organische Dünger	4	46	0	0	2	10	49	0
Futter, Biomasse	0	0	2	7	69	0	0	41
Tiere	0	0	0	0	0	0	0	3
N-Output	64	71	35	53	78	140	153	82
Pflanzliche Marktprodukte	52	71	24	43	37	140	153	44
Tierische Marktprodukte	12	0	11	9	41	0	0	37
N-Saldo	77	31	27	51	97	79	28	86
N-Effizienz (%)	45	70	57	51	45	64	84	49
Flächenbilanz								
N-Input	205	113	118	148	252	280	220	198
Mineraldünger	0	0	0	0	62	179	103	94
Organischer Dünger	68	57	59	52	149	70	87	74
Strohdüngung	0	13	4	15	4	40	20	10
Gründüngung	13	6	8	9	4	21	19	9
Stalldüngung	29	16	18	2	4	10	0	35
Gülle, Jauche		7	5	21	133	0	40	20
Sonstige organ. Dünger	27	16	23	5	3	0	8	0
Boden-N-Vorratsänderung	50	15	9	11	-10	-4	-28	-18
N-Output (N-Entzug)	174	100	110	122	204	203	198	159
N-Saldo mit Δ N _{org}	-19	-3	-1	15	58	80	50	56
N-Saldo ohne Δ N _{org}	31	12	9	26	48	77	22	38
N-Effizienz (%)	85	89	93	83	81	73	90	81
Stallbilanz								
N-Input	77		64	40	221			127
Tierzukauf	0		0	0	0			3
Futterzukauf	0		2	7	69			41
Futterproduktion			58	33	150			76
Einstreuproduktion	4		4	0	2			7
Vorratsänderung (Futter)	0		0	0	0			19
Futtereinsatz	73		60	40	219			98
N-Output (Tierische Produkte)	13		12	9	44			37
Milch	11		10	8	36			22
Fleisch	2		2	1	8			15
N-Effizienz (%)	18		20	22	20			35

Die N-Effizienz der untersuchten Pilotbetriebe beträgt 45 % (PB 11) bis 84 % (PB 40). Eine N-Effizienz von 84 % ist ein außerordentlich positives Ergebnis, das auch im Pflanzenbau nur unter idealen Produktionsbedingungen und optimierter N-Düngung erreichbar ist.

Ein wesentlicher Nachteil der Hoftorbilanz besteht darin, dass innerbetriebliche Nährstoffflüsse und Bestandsänderungen nicht abgebildet werden. Dies zeigt sich deutlich am Betrieb PB 11, für den aufgrund einer positiven Humusbilanz eine Boden-N-Anreicherung ($50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ermittelt wurde. Unter dieser Voraussetzung wird mit der Hoftorbilanz das tatsächliche N-Verlustpotenzial des Betriebes PB 11 überschätzt, für den Betrieb PB 40 ($\Delta N_{\text{org}}: -28 \text{ N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) entsprechend unterschätzt.

Am Beispiel des Pilotbetriebes PB 68 zeigt die Gegenüberstellung des betrieblichen Stickstoffkreislaufs (Abbildung 4.4-1) und der Hoftorbilanz (Abbildung 4.4-2) die prinzipiellen Unterschiede beider Bilanzierungsmethoden hinsichtlich der einbezogenen Stoffflüsse und der Aussagekraft der Bilanzierungsergebnisse. Ist das Untersuchungsziel eine möglichst einfache Ermittlung der N-Effizienz auf Betriebsebene, so ist die Hoftorbilanz ein bedingt geeigneter Ansatz (mit den oben aufgeführten Einschränkungen). Geht es jedoch um die Aufklärung der Ursachen hoher oder geringer N-Effizienz (Schwachstellenanalyse) oder um die betriebliche Optimierung, so sind leistungsfähige N-Bilanzmodelle erforderlich, die die Teilbilanzen (Hoftor-, Stall- und Flächenbilanz) verknüpfen und eine konsistente Abbildung des betrieblichen Stoffkreislaufes ermöglichen.

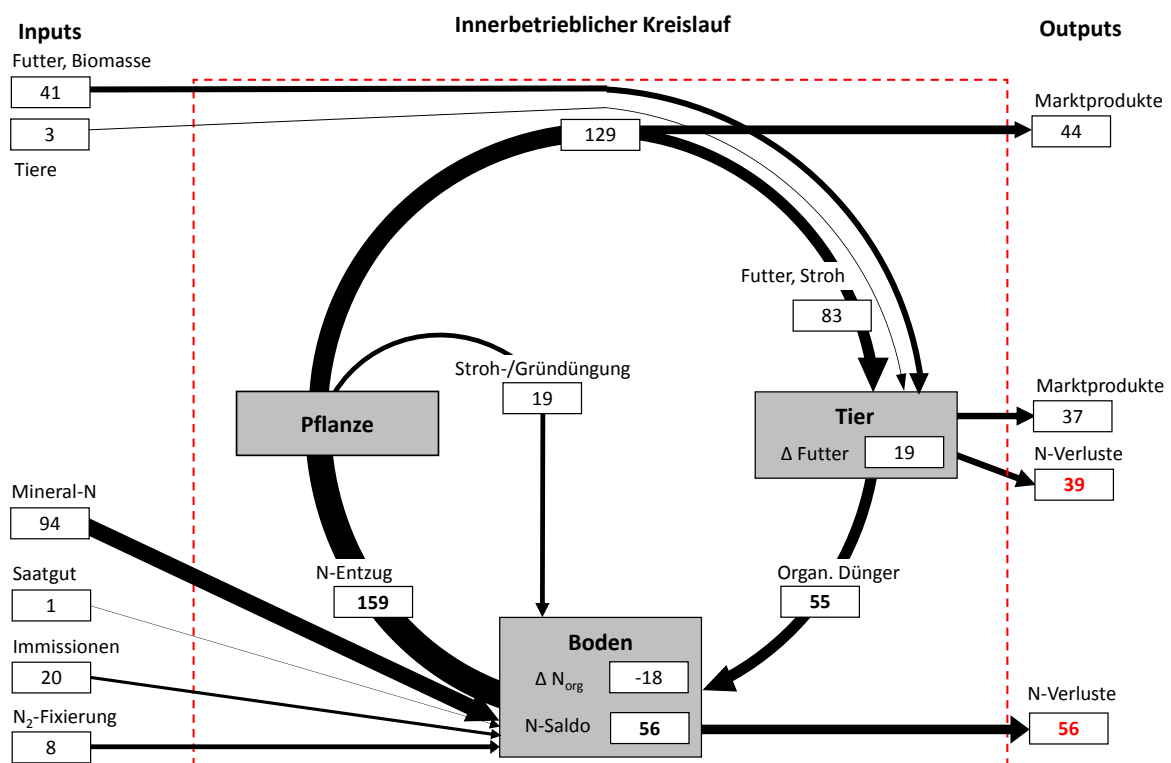


Abbildung 4.4-1: Stickstoffkreislauf ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), Pilotbetrieb PB 68 (Verknüpfung von Hoftor-, Stall- und Flächenbilanz).

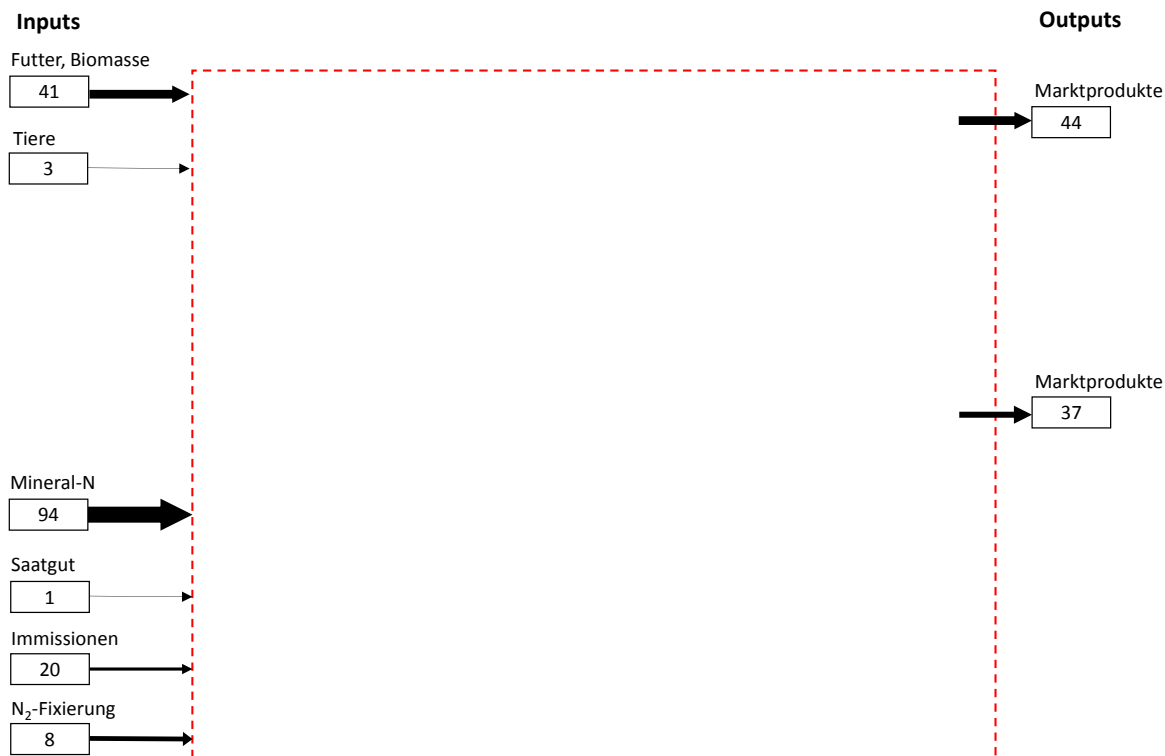


Abbildung 4.4-2: Hoftorbilanz (kg N ha⁻¹ a⁻¹), Pilotbetrieb PB 68
(N-Saldo = 86 kg N ha⁻¹ a⁻¹, N-Effizienz = 49 %).

Mit der Stallbilanz (Tabelle 4.4-2, Abbildung 4.4-3) wird die Stickstoffeffizienz der Milchviehhaltung ermittelt. Bei der Berechnung des N-Input werden die relevanten Zukäufe (Färsen, Futtermittel, Stroh), die eigenerzeugten Futtermittel sowie die Bestandsänderungen (Futterlager) berücksichtigt. In den tierischen Produkten (Milch, Kälber, Fleisch) der Untersuchungsbetriebe sind 18 bis 35 % des eingesetzten Futter-N gebunden (= N-Effizienz I). Die ermittelten Differenzen der N-Effizienz I beruhen auf unterschiedlichen Milchleistungen (differenzierte Anteile des Erhaltungs- und Leistungsbedarfs), unterschiedlichen Futterregimes (Grobfutter oder Kraftfutter orientiert) und unterschiedlichen Milchviehrassen (Genetik).

In der Stallbilanz werden die anfallenden Exkremente und Wirtschaftsdünger nach Menge und Qualität detailliert in Abhängigkeit von der Leistung, der Fütterung, dem Haltungssystem (Weidegang, Festmist- oder Flüssigmistsystem, der Lagerung organischer Dünger) berechnet. Die Daten zum Wirtschaftsdüngeraufkommen sind wichtige Inputgrößen für die Flächenbilanz (Abbildung 4.4-3 und 5.4-4). In einem erweiterten Bilanzierungsansatz (N-Effizienz II) werden die anfallenden organischen Dünger als „Produkte“ der Tierhaltung (neben Milch und Fleisch) in den N-Output und die Effizienzberechnung einbezogen. Für diese Vorgehensweise sprechen (a) der Nährstoffwert der Wirtschaftsdünger und (b) die bessere Charakterisierung der N-Verluste der Tierhaltung. In Betrieb PB 68 beträgt die N-Effizienz II 85 %.

Die N-Flächenbilanz (Tabelle 4.4-2, Abbildung 4.4-3) dient der Charakterisierung flächenbezogener N-Verlustpotenziale (= N-Saldo) sowie der N-Effizienz des Pflanzenbaus. Abweichend von vereinfachten Bilanzierungsansätzen (z.B. Nährstoffvergleich nach Düngeverordnung) werden die N-Immissionen als Inputgröße berücksichtigt. Die in Kopplung mit der Humusbilanz berechnete Boden-N-Vorratsänderung (ΔN_{org}) geht ebenfalls in die N-Bilanz ein. Die N-Salden (ohne ΔN_{org}) betragen 9 bis 77 kg N ha⁻¹ a⁻¹, die N-Salden (mit ΔN_{org}) -19 bis 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die höchsten N-Salden wurden im konventionellen Marktfruchtbetrieb PB 24 festgestellt, der einen hohen Mineral-N-Einsatz von 179 kg N ha⁻¹ a⁻¹ aufweist. Die Berücksichtigung von ΔN_{org} reduziert die N-Salden der ökologischen und erhöht die N-Salden der konventionellen Betriebe (Tabelle 4.4-2).

Bei der N-Effizienz der Flächenbilanz umfasst der N-Input alle dem Boden zugeführten N-Mengen einschließlich der Immissionen und der symbiotischen N₂-Fixierung, der N-Output entspricht der im Ernteertrag gebundenen N-Menge. Die N-Effizienz der pflanzlichen Produktion beträgt in den Betrieben 73 bis 93 %; sie übertrifft die N-Effizienz (I) der Tierhaltung deutlich. Dies liegt vor allem darin begründet, dass in pflanzlichen Produktionssystemen die biologischen N-Umsetzungs- und Emissionsprozesse der Tierproduktion (z.B. NH₃-Emissionen bei Stallhaltung und Weidegang) entfallen.

Bewertung der N-Salden und N-Effizienz

Im Modell REPRO werden Bewertungsfunktionen verwendet (Beispiel N-Saldo der flächenbezogenen N-Bilanz, Abbildung 4.4-5), um die Analysenergebnisse zu bewerten, Schwachstellen zu erkennen und Schlussfolgerungen zu betrieblichen Optimierungspotenzialen zu ziehen.

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 nachhaltig), 1 die günstigste Situation (nachhaltig). Bei der Festlegung des Optimalbereichs des N-Saldo wurde davon ausgegangen, dass N-Verluste nie völlig zu vermeiden, bis zu einer Höhe von 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ aber tolerierbar sind. Sowohl bei Über- als auch Unterschreiten des optimalen Wertebereiches wird eine nicht nachhaltige Bewirtschaftung angezeigt. Bei langjährig negativen N-Salden ist eine Abreicherung 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.

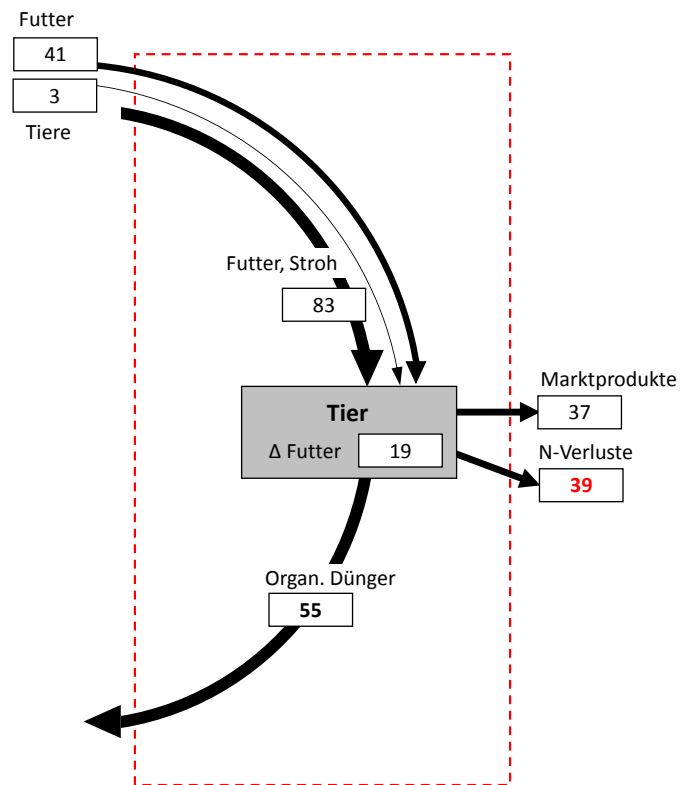


Abbildung 4.4-3: Stallbilanz (kg N ha⁻¹ a⁻¹), Pilotbetrieb PB 68
 [N-Saldo = 39 kg N ha⁻¹ a⁻¹, N-Effizienz I = 35 % (ohne org. Dünger)]
 [N-Effizienz II = 85 % (mit org. Dünger)].

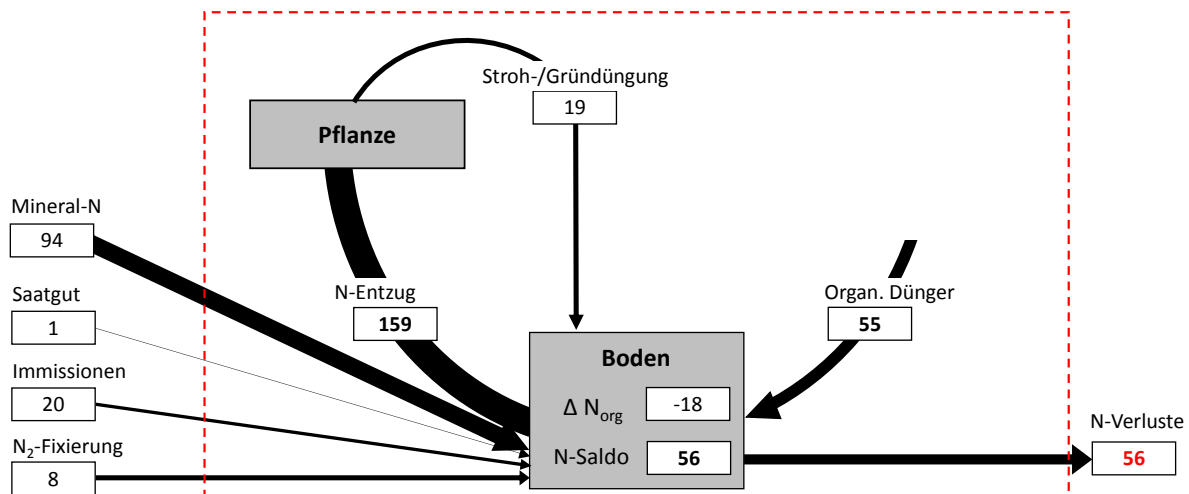


Abbildung 4.4-4: Flächenbilanz (kg N ha⁻¹ a⁻¹), Pilotbetrieb PB 68
 (N-Saldo = 56 kg N ha⁻¹ a⁻¹, N-Effizienz = 81 %).

Nach der Bewertungsfunktion in Abbildung 4.4-5 liegen zwei Betriebe im Optimum (PB 73 und PB 40), zwei Betriebe (PB 33 und PB 12) unterschreiten knapp, die Betriebe PB 21 und PB 68 überschreiten knapp den Optimalbereich. Betrieb PB 11 stellt einen Sonderfall dar, weil der negative N-Saldo auch aufgrund der hohen Boden-N-Anreicherung ($\Delta N_{\text{org}} = 50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zustande kommt¹. Ein größerer Optimierungsbedarf besteht in Betrieb PB 24, für der ein N-Saldo von $80 \text{ kg N kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt wurde.

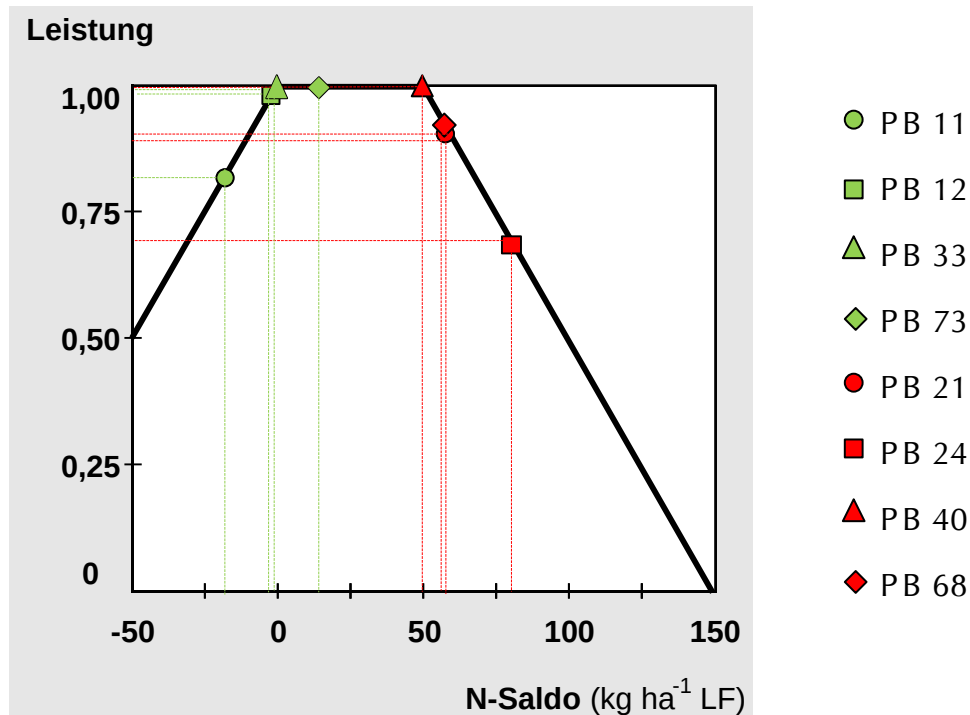


Abbildung 4.4-5: Bewertungsfunktion Stickstoffsaldo²,
Bewertung der flächenbezogenen N-Salden der Pilotbetriebe.

In weiteren Arbeiten besteht das Ziel, nach gleichem Prinzip auch für die Stickstoffeffizienz (und weitere Indikatoren der Ressourceneffizienz) Bewertungsfunktionen abzuleiten.

¹ Möglicherweise wird bei diesem Untersuchungsbetrieb die N_{org} -Anreicherung mit dem Modell überschätzt und/oder die symbiotische N_2 -Fixierleistung unterschätzt. Bei beiden Modellansätzen gibt es einen größeren Fehlerbereich. Es ist auch zu erwarten, dass sich die N_{org} -Vorräte der Böden von Betrieb PB 11 nach mehr als 25jähriger ökologischer Bewirtschaftung mehr und mehr einem neuen Gleichgewichtszustand annähern und somit die N_{org} -Akkumulationsrate geringer wird.

² Die hier dargestellte Bewertungsfunktion nach Hülsgen (2003) ist Bestandteil des DLG-Zertifizierungssystems „Nachhaltige Landwirtschaft“. Bewertungsfunktionen sind in der Betriebsberatung sehr gut einsetzbar, um Untersuchungsergebnisse anschaulich darzustellen und einzuordnen sowie die Notwendigkeit betrieblicher Optimierungsmaßnahmen zu begründen. Bei der Ableitung von Bewertungsfunktionen sind gleichermaßen Umweltwirkungen und ökonomische Effekte zu beachten. Die Bewertungsfunktionen können nach Standorten differenziert werden, z.B. nach deren Nitrataustragsgefährdung und Schutzbedürftigkeit.

Phosphorbilanzen

Die Phosphorbilanzen der Pilotbetriebe (Tabelle 4.4-3) sind nach dem gleichen Bilanzierungsprinzip und für die gleichen Systemebenen (Hoftor, Stall, Fläche) wie die Stickstoffbilanzen erstellt.

Die Hoftor-P-Bilanzen zeigen, im Unterschied zu den Hoftor-N-Bilanzen, in sieben Betrieben keine Nährstoffüberschüsse, sondern negative Salden.

Nur ein ökologischer Betrieb (PB 12) setzt Mineraldünger-P ein, allerdings in relativ hohen Mengen ($24,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Zusätzlich werden durch organische Dünger bedeutende P-Mengen ($9,6 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zugeführt. Die anderen ökologischen Betriebe haben nur marginale P-Inputs ($< 2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die konventionellen Betriebe verfolgen unterschiedliche Strategien der P-Versorgung. Der Mineral-P-Zukauf ist der Betriebsstruktur (Marktf Fruchtbau, Gemischtbetrieb) sowie dem P-Zukauf mit Futter und organischen Düngern angepasst. So verzichtet der konventionelle Betrieb PB 21 weitgehend auf den Mineral-P-Einsatz, kann dies aber durch den Biomassezukauf ($10,4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) teilweise kompensieren. Der Marktf Fruchtbetrieb PB 24 appliziert nur Mineraldünger-P ($20,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der Marktf Fruchtbetrieb PB 40 kombiniert organische und mineralische P-Düngemittel (insgesamt $27,6 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

In Abhängigkeit von der Betriebsstruktur, dem P-Gehalt der Marktprodukte sowie dem Ertrags- und Leistungsniveau variieren die P-Outputs in einem weiten Bereich von $6,7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (PB 33) bis $31,2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (PB 40). Die Marktf Fruchtbetriebe weisen deutliche höhere P-Outputs als die Milchvieh-/Gemischtbetriebe auf. Die P-Salden betragen $-8,9$ bis $22,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Mit Ausnahme von Betrieb PB 12 wird in den untersuchten Betrieben weniger Phosphor importiert als mit den Marktprodukten exportiert. Die P-Effizienz ist in Betrieb PB 12 relativ gering (33,7 %); in den anderen Betrieben ist sie nicht mit der Hoftorbilanz bestimmbar, da die P-Outputs die P-Inputs übertreffen.

Die in der Stallbilanz berechnete P-Effizienz (I) beträgt 24 bis 33 % (Tabelle 4.4-3). Die mit dem Futter zugeführten P-Mengen verbleiben somit überwiegend im betrieblichen Stoffkreislauf (Abbildung 4.4-5). Somit können tierhaltende Betriebe prinzipiell mehr P innerbetrieblich recyceln und den Böden zurückführen. Sie sind weniger auf externe P-Inputs angewiesen, was insbesondere unter ökologischen Bedingungen vorteilhaft für die langfristige P-Versorgung ist.

Die Ergebnisse der P-Flächenbilanz (Tabelle 4.4-3) geben Hinweise auf die P-Versorgung der Böden. Bei langfristig negativen P-Salden ist mit der Abnahme pflanzenverfügbarer P-Gehalte zu rechnen, wobei die P-Ausgangsgehalte und das P-Nachlieferungsvermögen eine wichtige Rolle spielen. Die Zufuhr organischer Dünger (Düngerzukauf + Wirtschaftsdünger) beträgt bis zu $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Ertragsabhängig variieren die P-Entzüge in hohem Maße; die höchsten P-Entzüge ($> 40 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden in den konventionellen Betrieben PB 24 und PB 40 berechnet. Nur die Bilanz des Betriebes PB 12 weist einen positiven P-Saldo aus; die P-Effizienz beträgt 45 %. Die „scheinbare“ P-Effizienz aller anderen Betriebe liegt theoretisch $> 100 \%$, bezogen auf die zugeführten Nährstoffe. Die P-Salden zeigen näherungsweise die P-Mengen, die aus dem Bodenvorrat aufgenommen wurden.

Tabelle 4.4-3: Phosphorbilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN (kg P ha⁻¹ a⁻¹)

Kennzahl	Ökologische Pilotbetriebe				Konventionelle Pilotbetriebe			
	PB 11	PB 12	PB 33	PB 73	PB 21	PB 24	PB 40	PB 68
Produktionsrichtung	Milch/MF	MF	Milch/MF	Milch/MF	Milch/MF	MF	MF	Milch/MF
Hoftorbilanz								
P-Input	1,2	34,4	1,1	1,6	12,4	22,7	28,0	13,9
Saatgut	0,1	0,4	0,3	0,5	0,3	0,4	0,4	0,2
Mineraldünger	0,0	24,4	0,0	0,0	1,2	20,2	10,0	1,8
Org. Düngerzukauf	1,1	9,6	0,0	0,0	0,4	2,1	17,6	0,0
Futter, Biomasse	0,0	0,0	0,7	1,0	10,4	0,0	0,0	11,2
Tiere	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,8
P-Output	10,1	11,6	6,7	9,7	15,2	29,9	31,2	16,9
Pflanzliche Marktprodukte	7,7	11,6	4,6	7,8	7,1	29,9	31,2	9,4
Tierische Marktprodukte	2,4	0,0	2,1	2,0	8,1	0,0	0,0	7,5
P-Saldo	-8,9	22,8	-5,7	-8,2	-2,8	-7,2	-3,2	-3,0
P-Effizienz (%)	n.b.*	33,7	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*
Flächenbilanz								
P-Input	10,9	35,4	10,4	8,7	31,3	33,9	36,0	25,5
Mineraldünger	0	24,5			1,2	20,2	10,0	1,8
Organischer Dünger	10,8	10,6	10,1	8,2	29,8	13,2	25,7	23,4
Strohdüngung	0,0	2,3	0,6	2,8	1,1	8,3	5,0	2,2
Gründüngung	1,7	0,7	1,1	1,1	0,7	2,8	3,1	1,4
Stalldung	4,9	4,1	3,9	0,4	0,9	2,1	0,0	13,8
Gülle, Jauche	0,0	1,0	0,9	3,4	26,6	0,0	12,3	5,9
Sonstige organ. Dünger	4,2	2,7	3,6	0,5	0,5	0,0	5,3	0,0
P-Output (P-Entzug)	24,4	16,0	17,6	18,8	35,9	41,5	40,3	31,1
P-Saldo	-13,5	19,4	-7,2	-10,2	-4,6	-7,6	-4,3	-5,5
P-Effizienz (%)	n.b.*	45,2	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*
Stallbilanz								
P-Input	11,1		10,5	5,7	36,2			29,8
Tierzukauf	0,0		0,0	0,0	0,1			0,8
Futtereinsatz	9,8		9,4	5,6	35,6			22,1
Einstreueinsatz	1,3		1,1	0,1	0,5			1,7
P-Output (Tierische Produkte)	2,6		2,3	1,9	9,0			7,4
Milch	2,0		1,7	1,5	6,7			4,0
Fleisch	0,6		0,5	0,3	2,3			3,4
P-Effizienz (%)	26,7		24,1	33,1	25,2			33,2

* P-Effizienz: nicht bestimmt, da P-Output > P-Input, d.h. „theoretische“ P-Effizienz > 100 %

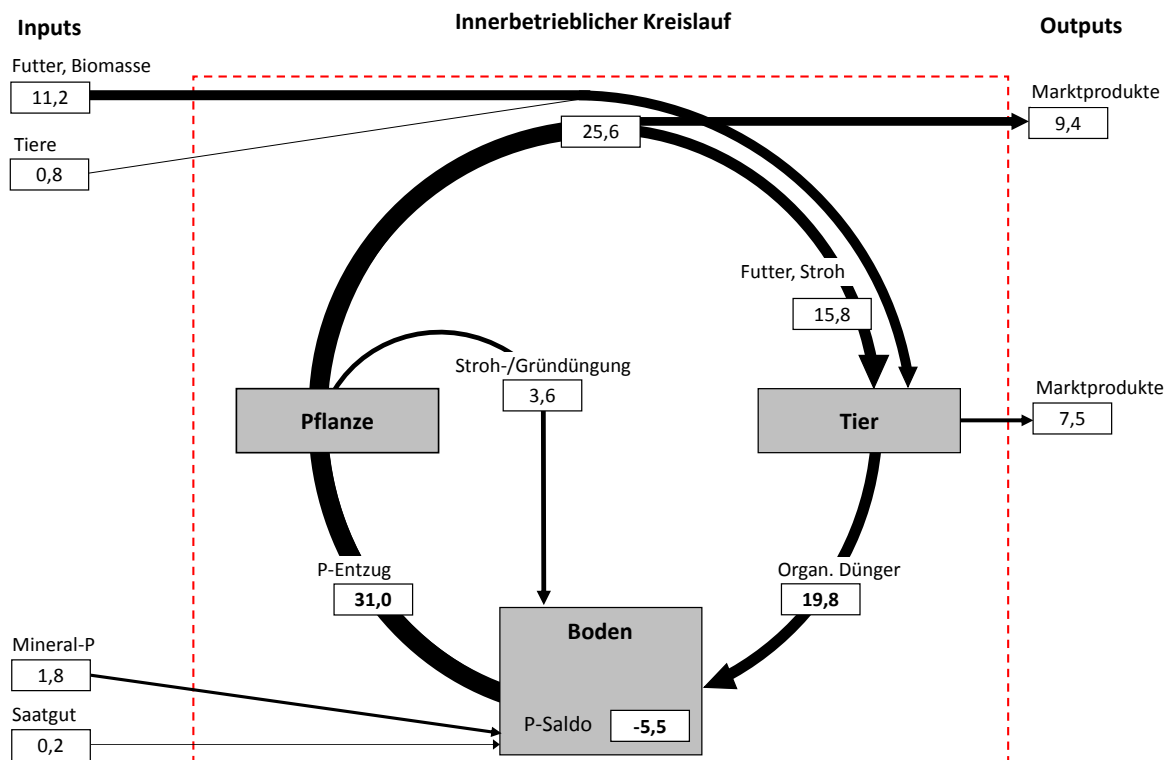


Abbildung 4.4-6: Phosphorkreislauf ($\text{kg P ha}^{-1} \text{a}^{-1}$), Pilotbetrieb PB 68 (Verknüpfung von Hofter-, Stall- und Flächenbilanz).

Kaliumbilanzen

Die Kaliumbilanzen der Pilotbetriebe (Tabelle 4.4-4) sind nach dem gleichen Bilanzierungsprinzip und für die gleichen Systemebenen (Hofter, Stall, Fläche) wie die N- und P-Bilanzen erstellt.

Die in der Hofterbilanz ermittelten K-Inputs betragen 1 bis $58 \text{ kg K ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Somit ist die K-Versorgung extrem unterschiedlich ausgeprägt. Die ökologischen Betriebe verzichten auf K-Mineraldünger. Relevante K-Mineraldüngermengen werden nur in den beiden konventionellen Marktfruchtbetrieben PB 24 und PB 40 zugekauft. Beim K-Output dominieren die pflanzlichen Produkte; den mit Abstand höchsten K-Output realisiert Marktfruchtbetrieb PB 40 ($> 100 \text{ kg K ha}^{-1} \text{a}^{-1}$), gefolgt von Marktfruchtbetrieb PB 24 ($> 50 \text{ kg K ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Nur in Betrieb PB 21 wurde ein positiver K-Saldo ermittelt; die K-Effizienz beträgt 88 %. Alle anderen Betriebe wirtschaften mit zum Teil deutlich negativer K-Bilanz.

Die Stallbilanz belegt die geringe K-Effizienz der Milcherzeugung (5 bis 14 %). Die mit den Futtermitteln aufgenommenen P-Mengen werden weitgehend wieder ausgeschieden und sind potenziell als K-Dünger verfügbar. Unterschiede in der K-Effizienz ergeben sich vor allem durch unterschiedliche K-Konzentrationen der eingesetzten Futtermittel.

Die Flächenbilanz lässt Schlussfolgerungen zur langfristigen K-Versorgung der Böden zu. Die Höhe der K-Entzüge wird von den Erträgen sowie den sehr unterschiedlichen K-Gehalten der Kulturpflanzen und Ernteprodukte bestimmt. Beispielsweise können in ökologischen Betrieben mit hohen Kleeernteanteilen (PB 11) K-Entzüge $> 160 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ auftreten, in konventionellen Betrieben bei hohem Ertragsniveau

sogar K-Entzüge > 200 kg ha⁻¹ a⁻¹. Die K-Salden sind negativ; unter diesen Bedingungen ist mittel- bis langfristig mit der Abnahme der pflanzenverfügbaren K-Gehalte der Böden zu rechnen.

Tabelle 4.4-4: Kaliumbilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN (kg K ha⁻¹ a⁻¹)

Kennzahl	Ökologische Pilotbetriebe				Konventionelle Pilotbetriebe			
	PB 11	PB 12	PB 33	PB 73	PB 21	PB 24	PB 40	PB 68
Produktionsrichtung	Milch/MF	MF	Milch/MF	Milch/MF	Milch/MF	MF	MF	Milch/MF
Hoftorbilanz								
K-Input	7,9	44,9	1,0	2,2	24,5	37,7	58,1	12,1
Saatgut	0,1	0,6	0,6	0,8	0,4	0,6	1,1	0,2
Mineraldünger	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	28,3	20,5	0,2
Org. Düngerzukauf	7,7	44,3	0,0	0,0	2,7	8,8	36,6	0,0
Futter, Biomasse	0,0	0,0	0,4	1,4	18,5	0,0	0,0	11,5
Tiere	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
K-Output	43,9	47,4	12,4	17,1	21,8	51,9	107,6	26,4
Pflanzliche Marktprodukte	40,8	47,4	9,8	14,6	11,6	51,9	107,6	19,5
Tierische Marktprodukte	3,1	0,0	2,7	2,4	10,2	0,0	0,0	7,0
K-Saldo	-36,1	-2,5	-11,4	-14,9	2,8	-14,3	-49,5	-14,3
K-Effizienz (%)	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	88,8	n.b.*	n.b.*	n.b.*
Flächenbilanz								
K-Input	90,0	71,9	82,9	76,9	172,9	156,0	145,0	100,2
Mineraldünger	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	28,3	20,5	0,2
Organischer Dünger	89,8	71,3	82,4	76,1	169,6	127,0	123,5	99,5
Strohdüngung	0,0	30,3	9,4	36,0	10,0	90,3	53,1	25,7
Gründüngung	11,5	5,2	8,7	7,6	4,7	27,9	33,8	14,2
Stalldüngung	47,0	18,3	31,2	2,8	8,6	8,8	0,0	42,3
Gülle, Jauche	0,0	8,0	6,5	23,4	143,5	0,0	35,7	17,2
Sonstige organ. Dünger	31,4	9,4	26,6	6,4	2,8	0,0	0,9	0,2
K-Output (K-Entzug)	163,3	92,9	106,0	105,3	180,4	172,7	200,9	141,8
K-Saldo	-73,3	-21,0	-23,1	-28,4	-7,5	-16,7	-55,9	-41,6
K-Effizienz (%)	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*	n.b.*
Stallbilanz								
K-Input	82,1		68,2	32,0	160,3			66,4
Tierzukauf	0,0		0,0	0,0	0,0			0,3
Futtereinsatz	68,7		56,0	30,8	155,1			48,9
Einstreueinsatz	13,5		12,2	1,3	5,2			17,4
K-Output (Tierische Produkte)	3,2		2,7	2,3	10,6			7,0
Milch	3,0		2,0	2,2	9,9			5,9
Fleisch	0,2		0,2	0,1	0,7			1,1
K-Effizienz (%)	4,6		4,9	7,6	6,8			14,3

* K-Effizienz: nicht bestimmt, da K-Output > K-Input, d.h. „theoretische“ K-Effizienz > 100 %

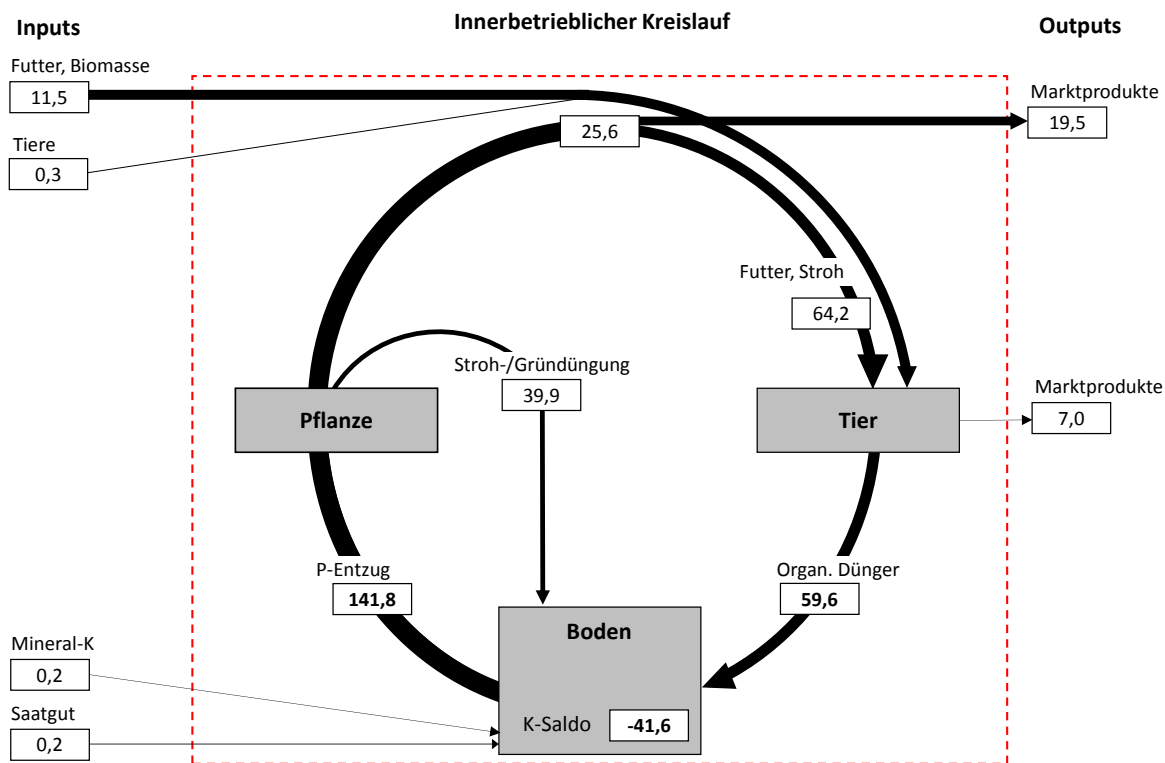


Abbildung 4.4-7: Kaliumkreislauf (kg K ha⁻¹ a⁻¹), Pilotbetrieb PB 68
(Verknüpfung von Hoftor-, Stall- und Flächenbilanz).

Abbildung 4.4-7 zeigt den K-Kreislauf des milchviehhaltenden Gemischtbetriebes PB 68. Um die negative K-Bilanz der Böden auszugleichen, wäre ein zusätzlicher K-Düngerzukauf von über 40 kg ha⁻¹ a⁻¹ erforderlich. Bei der Interpretation der K-Düngestrategie sind allerdings auch die K-Versorgung der Böden (K-Gehalte und Versorgungsklassen) sowie die innerbetriebliche, schlagspezifische Verteilung der Dünger zu beachten. Bei mit Kalium üerversorgten Böden kann zeitweilig eine negative K-Bilanz sinnvoll sein; bei mit Kalium unterversorgten Böden sollte über den K-Entzug gedüngt werden.

Das gleiche Prinzip gilt bei der P-Versorgung (Abbildung 4.4-6).

4.4.3.3 Energiebilanzen

Ein Grundprinzip nachhaltiger Landwirtschaft ist der schonende Umgang mit nicht erneuerbaren Ressourcen. Hierzu zählt der sparsame Einsatz fossiler Energie. Eine Möglichkeit, die Energieeffizienz der landwirtschaftlichen Erzeugung zu beurteilen, besteht in der Berechnung von Energiebilanzen. Die Abhängigkeit von fossilen Energieträgern und Ölimporten ist nur ein Aspekt der Energiediskussion. Mit dem Einsatz fossiler Energie kommt es zu CO₂-Emissionen, die den Treibhauseffekt verstärken. Daher sollten alle Wirtschaftsbereiche, auch die Landwirtschaft, durch Energieeinsparungen zum Klimaschutz

beitragen. Andererseits trägt die Landwirtschaft selbst zur Energieerzeugung bei; in Deutschland hat die Bioenergieerzeugung mittlerweile einen substantziellen Anteil am Primärenergieeinsatz erreicht.

Die Höhe des Energieeinsatzes ist zudem eine wichtige Kennzahl zur Beurteilung der Intensität der Landnutzung. Da in heutigen Produktionsverfahren nahezu jeder Arbeitsgang – von der Bodenbearbeitung und Aussaat über die Düngung, den Pflanzenschutz bis zu Ernte und Transport landwirtschaftlicher Produkte – Energieinputs erfordert, ist der Energieeinsatz ein Maß für die Anbauintensität. Mit steigender Anbau-, Regelungs- und Eingriffsintensität steigt der flächenbezogene Energieeinsatz. Betriebssysteme können entsprechend in Low-Input-Systeme (ökologischer Landbau, extensive Grünlandwirtschaft) und High-Input-Systeme (Mineraldünger basierte konventionell-intensive Landwirtschaft) eingeteilt werden.

Nachfolgend werden die Energiebilanzen und die Energieeffizienz des Pflanzenbaus dargestellt (Tabelle 4.4-5). Die Energiebilanzen der Tierhaltung (Methoden, Ergebnisse, Effizienz) werden im Beitrag von Frank et al. (Abschnitt 5.1) behandelt.

Die ökologischen Betriebe weisen mit Energieinputs von 5,5 bis 6,7 GJ ha⁻¹ a⁻¹ nur etwa 50 % der Energieinputs der konventionellen Untersuchungsbetriebe (10,5 bis 13,9 GJ ha⁻¹ a⁻¹) auf. Der höhere Energieeinsatz konventioneller Betriebssysteme beruht vor allem auf dem sehr energieintensiven Mineral-N- und PSM-Einsatz. Andere Inputgrößen, wie z.B. der Dieselmotorkraftstoff- und Maschineneinsatz, sind weniger von der ökologischen oder konventionellen Bewirtschaftung, sondern eher von der Betriebsstruktur und der eingesetzten Technik abhängig.

Allerdings zeigt der Betriebsvergleich auch gravierende Unterschiede der Ertragsleistungen und der Energiebindung der Pflanzenbestände. So übertrifft der GE-Ertrag des konventionellen Betriebes PB 40 (97,4 GE ha⁻¹ a⁻¹) den der Betriebe PB 12 und PB 33 um mehr als das Dreifache. Allerdings sind hierbei auch die sehr unterschiedlichen natürlichen Produktionsbedingungen, Standort- und Ertragspotenziale zu berücksichtigen. Ökologische Betriebe können auch eine hohe Energiebindung realisieren (z.B. Betrieb PB 11 mit ca. 130 GJ ha⁻¹ a⁻¹) und damit fast das Niveau konventioneller Betriebe erreichen. Eine Ursache ist hierbei die hohe Energiebindung des Kleeegrases.³

Bei der Kennzahl Energieintensität (Einsatz fossiler Energie je Produkteinheit) schneiden die beiden Betriebe PB 11 (ökologischer Gemischtbetrieb) und PB 40 (konventioneller Marktfruchtbetrieb) mit > 130 MJ GE⁻¹ am günstigsten ab. Die höchste Energieintensität wurde mit fast 230 MJ GE⁻¹ für Betrieb PB 12 ermittelt. Die Energieeffizienz, ausgedrückt als Output/Input-Verhältnis, erreicht Werte von 10,0 bis 23,3. Betrieb PB 11 ist bei diesem Effizienzindikator mit Abstand am besten zu bewerten.

³ Hier zeigt sich ein Unterschied zwischen der energetischen Bewertung von Erträgen und der Anwendung von GE-Faktoren. Letztere sind zum Teil für Futtermittel, z.B. Klee gras, relativ niedrig angesetzt.

Tabelle 4.4-5: Energiebilanzen ausgewählter Pilotbetriebe, bezogen auf die LN

Kennzahl	ME	Ökologische Pilotbetriebe				Konventionelle Pilotbetriebe			
		PB 11	PB 12	PB 33	PB 73	PB 21	PB 24	PB 40	PB 68
Produktionsrichtung		Milch/MF	MF	Milch/MF	Milch/MF	Milch/MF	MF	MF	Milch/MF
Energiebindung	GJ ha⁻¹ a⁻¹	128,5	68,5	86,7	82,9	185,5	142,5	180,1	155,5
Hauptprodukt	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	112,5	67,8	72,2	76,2	165,0	140,0	170,9	126,1
Nebenprodukt	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	16,1	0,8	14,5	6,7	20,5	2,5	9,3	29,3
Ernteertrag	GE ha⁻¹ a⁻¹	40,3	30,7	31,8	42,7	69,1	93,4	97,4	68,8
Hauptprodukt	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	39,3	30,7	30,8	42,3	67,8	92,3	96,8	66,9
Nebenprodukt	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	1,0	0,1	0,9	0,4	1,3	0,2	0,6	1,9
Energieinput	GJ ha⁻¹ a⁻¹	5,5	6,7	5,5	6,6	13,9	13,4	12,8	10,5
Saatgut	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,2	0,7	0,6	0,9	0,6	0,7	0,8	0,6
Org. Dünger	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	1,9	1,0	1,7	1,1	5,7	0,3	2,2	2,2
Mineraldünger	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,0	0,9	0,0	0,0	2,3	7,4	4,2	3,4
PSM	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	1,0	1,8	0,9
Maschinen	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,4	0,6	0,5	0,6	0,9	0,5	0,9	0,7
Dieselmotorkraftstoff	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	2,9	3,5	2,8	4,0	4,0	3,6	2,9	2,8
Energieoutput	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	128,0	66,8	85,3	80,5	184,2	140,5	178,2	153,9
Nettoenergieoutput	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	122,5	60,1	79,8	73,9	170,3	127,1	165,5	143,3
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	137,4	226,7	179,5	160,4	202,9	145,0	132,8	155,6
Output/Input		23,3	10,0	15,5	12,2	13,3	10,5	14,0	14,6

4.4.3.4 Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz

Weder die Landnutzungsintensität noch die Landnutzungseffizienz können mit einem Indikator allein hinreichend genau charakterisiert werden. Daher wird hier der Ansatz verfolgt, jeweils mehrere aussagekräftige Kennzahlen in eine Gesamtaussage zu integrieren (siehe Material und Methoden). Verwendet werden Kennzahlen zur Flächennutzungsintensität, zur Produktionsstruktur, zur Nachhaltigkeit der Bodennutzung, zu flächenbezogenen Produktionsleistungen sowie zu den Netto-Marktleistungen pflanzliche und tierische Produkte (Tabelle 4.4-6).

Auf diese Weise kann die Landnutzungsintensität in Low- und High-Inputsysteme differenziert werden. Die ökologischen Betriebe sind den Low-Inputsystemen zuzuordnen, gemessen an den Parametern Energie-, PSM- und Nährstoffinput. Hier zeigen sich deutliche Unterschiede zu den konventionellen High-Inputsystemen, und zwar durchgängig bei allen aufgeführten Kriterien. Die Betriebs- und Produktionsstruktur gibt weitere Informationen zur Landnutzungsintensität, z.B. zum Anteil von Intensivkulturen (Hackfrüchte) sowie zum Umfang der Tierhaltung. Eine hohe Landnutzungsintensität ist dem Betrieb PB 21 zubescheinigen (höchster Tierbesatz und Hackfruchtanteil, höchster Energieinput), aber auch die Betriebe PB 40 (PSM-Einsatz: 1,8 GJ ha⁻¹ a⁻¹) und Betrieb PB 24 (N-Input > 280 kg ha⁻¹ a⁻¹) weisen Merkmale hoher Landnutzungsintensität auf.

Die Nachhaltigkeit der Bodennutzung wird in Tabelle 4.4-6 stark vereinfachend mit dem Indikator Humusreproduktion charakterisiert. Humus ist eine wesentliche Grundlage zur Reproduktion der Boden-

fruchtbarkeit, zum Erhalt wichtiger Bodenfunktionen sowie der Ertragsfähigkeit. Weitere mögliche Indikatoren zur Bodennutzung und zum Bodenschutz sind z.B. die potentiellen Bodenabträge durch Erosionsprozesse sowie die Bodenschadverdichtung. Eine vollständige Humusreproduktion (positiver Humussaldo) ist in den ökologischen Pilotbetrieben anzutreffen. In Betrieb PB 11 ist sogar mit einer starken Humus-, C_{org} - und N_{org} -Anreicherung zu rechnen. Gegebenenfalls können hierdurch auch erhöhte N-Mineralisations- und Verlustpotenziale auftreten. Die Humusbilanzsalden der konventionellen Untersuchungsbetriebe sind negativ. In Betrieb PB 40 ($-293 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Betrieb PB 68 ($-207 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) sollte die Humusversorgung durch geeignete Maßnahmen verbessert werden.

Die flächenbezogenen Produktionsleistungen (Tabelle 4.4-6) erlauben die Berechnung von Ertragsrelationen (Durchschnittsertrag der ökologischen Pilotbetriebe / Durchschnittsertrag der konventionellen Pilotbetriebe). Hierbei ergeben sich folgende Ertragsrelationen:

- Getreide: 0,43
- Winterweizen: 0,48
- Klee gras: 1,20
- Grünland: 0,91
- GE-Ertrag: 0,44
- Energiebindung: 0,55.

Es werden frühere Ergebnisse (Hülsbergen und Rahmann, 2014) bestätigt, wonach in den Pilotbetrieben die Ertragsunterschiede bei Klee gras geringer sind als bei Winterweizen. Der Umfang der untersuchten Betriebe ist aber zu gering, um allgemeine Aussagen treffen zu können. Hinzu kommen die Unterschiede der natürlichen Standortbedingungen (Niederschlag, Höhenlage, Bodenqualität), die die Ertragspotenziale stark beeinflussen.

So ergibt eine Gegenüberstellung der Bodenzahlen (ökologisch/konventionell) folgende Relation:

- Bodenzahl: 0,83.

Tabelle 4.4-6: Indikatoren der Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz ausgewählter Pilotbetriebe

Kennzahl	ME	Ökologische Pilotbetriebe				Konventionelle Pilotbetriebe			
		PB 11	PB 12	PB 33	PB 73	PB 21	PB 24	PB 40	PB 68
Produktionsrichtung		Milch/MF	MF	Milch/MF	Milch/MF	Milch/MF	MF	MF	Milch/MF
Betriebs- und Produktionsstruktur									
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0,51	0	0,41	0,27	1,59	0	0	0,99
Ackerland	% LN	75	84	66	96	68	94	100	91
Grünland	% AL	25	16	34	4	32	6	0	9
Hackfrüchte	% AL	0	5	3	4	33	6	28	22
Flächennutzungsintensität									
Energieinput	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	5,5	6,7	5,5	6,6	13,9	13,4	12,8	10,5
PSM-Einsatz	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	1,0	1,8	0,9
N-Input (Fläche)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	205	113	118	148	252	280	220	198
P-Input (Fläche)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	10,9	35,4	10,4	8,7	31,3	33,9	36,0	25,5
K-Input (Fläche)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	90,0	71,9	82,9	76,9	172,9	156,0	145,0	100,2
Nachhaltigkeit der Bodennutzung (Humusreproduktion)									
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	-198	-430	-377	-453	-717	-614	-784	-641
Humuszufuhr	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	915	621	520	569	556	577	492	434
Humussaldo	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	716	191	143	116	-161	-38	-293	-207
Flächenbezogene Produktionsleistungen									
Getreide	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	43	32	32	36	73	95	99	66
Winterweizen	dt ha ⁻¹ a ⁻¹	38	34	32	41	74	77	93	60
Kleegrass	dt ha ⁻¹ a ⁻¹	435	350	380	480	500		260	270
Grünland	dt ha ⁻¹ a ⁻¹	395		310	340	485	260		400
Ertrag, LN	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	40,3	30,7	31,8	42,7	69,1	93,4	97,4	68,8
Energiebindung, LN	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	128,5	68,5	86,7	82,9	185,5	142,5	180,1	155,5
Marktprodukte (Nahrungs- und Futtermittelerzeugung)									
Pflanzliche Produkte	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	20,0	31,2	13,7	23,5	21,2	93,1	96,8	28,5
Tierische Produkte	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	19,0	0,0	16,9	15,5	63,3	0,0	0,0	57,2
Zukauf	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	0,5	1,2	1,6	1,9	16,0	1,6	1,3	20,3
Netto-Produktion	GE ha ⁻¹ a ⁻¹	38,5	29,9	29,0	37,1	68,6	91,5	95,5	65,4
Flächenbedarf	m ² GE ⁻¹	260	334	345	270	146	109	105	153

Eine Möglichkeit, die Landnutzungseffizienz zu kennzeichnen, besteht in der Analyse der Netto-Marktleistungen (erzeugte pflanzliche und tierische Produkte abzüglich des Futter- und Tierzukaufs je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche). Bei Verwendung des Maßstabes Getreideeinheit (GE) können pflanzliche und tierische Produkte zusammengefasst werden. Der in Tabelle 4.4-6 ausgewiesene Flä-

chenbedarf stellt die landwirtschaftliche Nutzfläche dar, die zur Erzeugung einer Getreideeinheit benötigt wird. Die höchste Netto-Marktleistung und der geringste Flächenbedarf wurde für die konventionellen Marktruchbetriebe PB 24 und PB 40 ermittelt, die geringste Netto-Marktleistung und der höchste Flächenbedarf für die ökologischen Betriebe PB 12 und PB 33.

Um die umfangreichen Daten zur Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz übersichtlich darzustellen und die Betriebe zu vergleichen, wird die Netzdiagrammtechnik (Abbildung 4.4-7 und 5.4-8) verwendet. Exemplarisch werden die zwei Betriebe PB 11 und PB 68 gegenübergestellt. Die Betriebe haben eine unterschiedliche Struktur, Intensität und Effizienz. Der ökologische Milchvieh-/Gemischtbetrieb PB 11 zeichnet sich durch geringe Inputs (Energie, Phosphor) und eine überdurchschnittlich hohe Humuszufuhr aus. Der konventionelle Milchvieh-/Gemischtbetrieb PB 68 weist höhere Inputs (Energie, Phosphor) auf; trotz umfangreicher Tierhaltung ist aber die Humuszufuhr relativ gering. Die erzielten betrieblichen GE-Marktleistungen und der daraus abgeleitete Flächenbedarf zur Erzeugung von Marktprodukten sind vom Landnutzungssystem (ökologisch, konventionell), den Standortbedingungen, der Betriebsstruktur, der Bewirtschaftungsintensität und weiteren Faktoren abhängig.

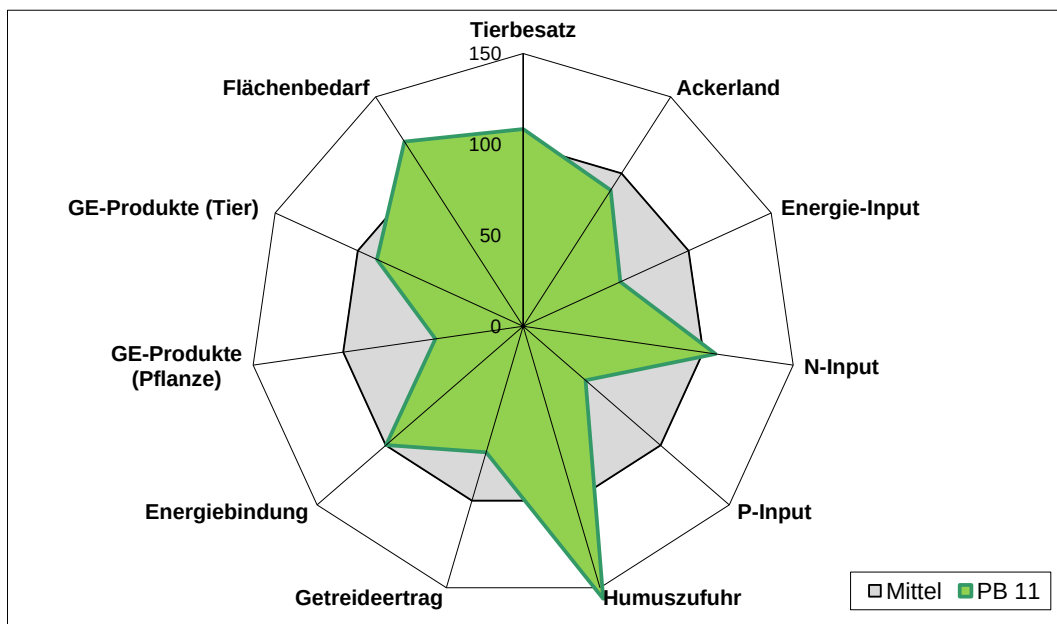


Abbildung 4.4-8: Netzdiagramm, Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz, Betrieb PB 11⁴.

⁴ Die Netzdiagramme basieren auf Daten der Tabelle 4.4-6. Als Bezugswerte (= 100 %) werden die Mittelwerte der acht Untersuchungsbetriebe verwendet. Somit zeigen die betrieblichen Werte im Diagramm nur die relative Abweichung vom Mittelwert an. In weiteren Untersuchungen sind unter Verwendung eines umfangreichen Datensatzes (Daten aller Pilotbetriebe) Bezugswerte abzuleiten, wissenschaftlich zu begründen sowie ggf. nach Betriebstypen und Standorten zu differenzieren.

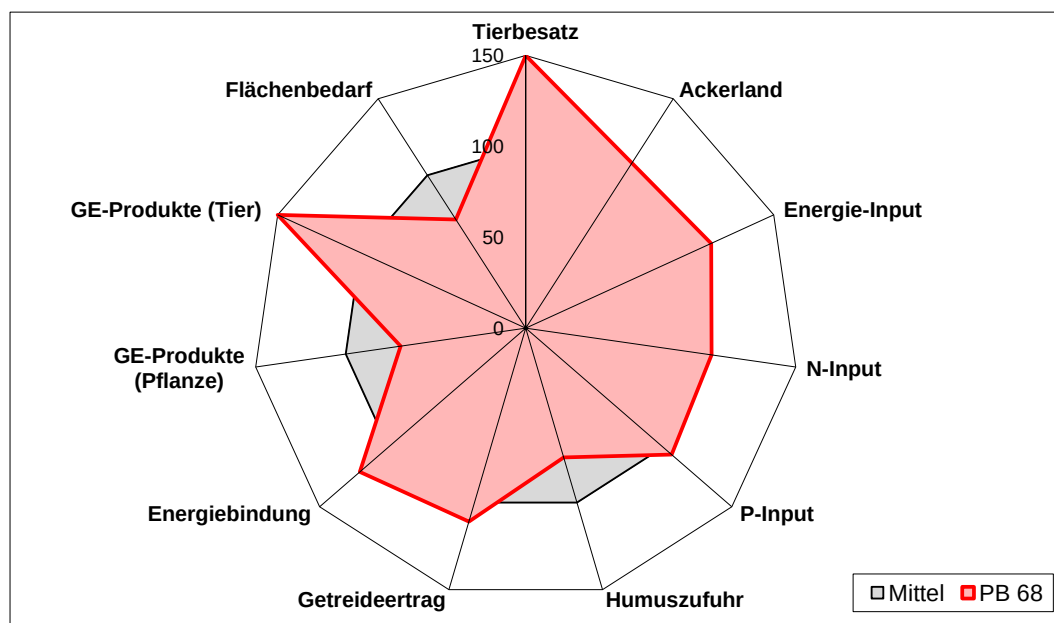


Abbildung 4.4-9: Netzdiagramm, Landnutzungsintensität und Landnutzungseffizienz, Betrieb PB 68.

4.4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Nährstoffbilanz und Nährstoffeffizienz

Der Nährstoff-Saldo und die Nährstoffe-Verwertung (Effizienz) 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 Bilanzmethoden entwickelt, die sich hinsichtlich der Systemgrenzen, der räumlichen und zeitlichen Auflösung, der berücksichtigten Stoffflüsse unterscheiden (Goodlass et al., 2003; Halberg et al., 2005). Stark vereinfachte Modelle vernachlässigen die innerbetrieblichen Stoffflüsse und Pools (z.B. Boden-N). 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 Nährstoffflüsse im System Boden – Pflanze – Tier – Umwelt zu erfassen. Ein solcher Systemansatz erlaubt es, die Ursachen unterschiedlicher Nährstoff-Effizienz aufzudecken und in Szenariorechnungen umsetzbare Optimierungsstrategien 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).

In der Bundesrepublik Deutschland sanken die N-Überschüsse (N-Salden) von 1990 bis 2012 von ca. 150 auf < 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹, während die N-Effizienz von etwa 30 auf 50 % stieg. Im Vergleich zu diesen mittleren Werten erreichen die Pilotbetriebe eine hohe N-Effizienz und deutlich geringere N-Salden. Die Steigerung der Nährstoffeffizienz ist eine globale Herausforderung, wobei nicht nur die pflanzliche und tierische Produktion, sondern ganze Wertschöpfungsketten bis zur Humanernährung betrachtet werden müssen. So werden nach Erisman et al. (2008) weltweit ca. 100 Tg Mineraldünger-

stickstoff eingesetzt; in den pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln sind aber nur 17 Tg gebunden. Diese Relation weist auf eine extrem niedrige N-Effizienz der Landwirtschaft hin. So sank die globale Stickstoffeffizienz von Getreide von ~80 % im Jahr 1960 auf ~30 % im Jahr 2000 (Tilman et al., 2002).

Heute werden nur ca. 30 bis 50 % des applizierten Düngerstickstoffs und ~45 % des gedüngten Phosphors von den Pflanzen aufgenommen (Erisman et al., 2008; Smil, 2000). In der Bundesrepublik Deutschland besteht das Problem der ungleichen P-Versorgung der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Es gibt P-Überschussgebiete (Regionen mit intensiver, zum Teil flächenunabhängiger Tierhaltung) und Ackerbauregionen mit negativer P-Bilanz und abnehmenden P-Gehalten der Böden. In den untersuchten Pilotbetrieben wurden negative P-Salden und eine „scheinbare“ P-Effizienz > 100 % ermittelt. Ob dies wirklich die richtige Düngestrategie ist, kann nur beurteilt werden, wenn die P-Gehalte der Böden in die Betrachtung einbezogen werden. Dis ist in den weiteren Untersuchungen geplant.

Landnutzungseffizienz

Der Boden ist die wichtigste Ressource und Produktionsgrundlage der Landwirtschaft. Zusätzliche landwirtschaftliche Nutzflächen, insbesondere Ackerflächen auf produktiven Standorten, sind weltweit kaum noch zu erschließen. Vielmehr sind wertvolle Böden durch Bodendegradation (Erosion, Versalzung, Wüstenbildung) bedroht, vor allem durch eine nicht nachhaltige Bodennutzung. Bei weiter steigender Weltbevölkerung, veränderten Verzehrsgewohnheiten (mehr tierische Lebensmittel) und zusätzlicher Biomassenutzung als nachwachsende Rohstoffe ist mit einem deutlichen Anstieg des Biomassebedarfs zu rechnen. Neuere Studien zeigen, dass die landwirtschaftliche Produktion bis zum Jahr 2050 nahezu verdoppelt werden muss, um den steigenden Bedarf zu decken (Foley et al., 2011; Tomlinson, 2013). Eine Möglichkeit, dieses Problem zu lösen (begrenzte Fläche, steigender Bedarf), wird in der nachhaltigen Intensivierung (*sustainable intensification*) gesehen. Das Ziel der nachhaltigen Intensivierung besteht darin, die Nahrungserzeugung von der existierenden landwirtschaftlichen Nutzfläche zu steigern und gleichzeitig negative ökologische Effekte zu minimieren (Davies et al., 2009; Godfray et al., 2010; Harvey und Pilgrim, 2011; Tomlinson, 2013; Popp et al., 2014). Dies erfordert vor allem eine Erhöhung der Bodennutzungs- und Ressourceneffizienz. Das Konzept der nachhaltigen Intensivierung wird weltweit intensiv diskutiert. Damit rücken auch Indikatoren in den Fokus, die näherungsweise Aussagen zur Effizienz der Bodennutzung treffen. Im Vordergrund stehen hierbei diverse Ertragskennzahlen bzw. die notwendige Fläche, um eine definierte Produktmenge zu erzeugen.

Unter Verwendung der Datensätze aller Pilotbetriebe sollten die Indikatoren zur Landnutzungseffizienz weiterentwickelt werden. Hierbei sollten (a) die unterschiedlichen natürlichen Standortbedingungen und Ertragspotenziale in die Bewertung einbezogen werden, (b) die Getreideeinheiten durch weitere Parameter, wie z.B. die erzeugte Nahrungsenergie bzw. das erzeugte Nahrungsprotein, ergänzt werden⁵, um neben den Ertragsleistungen auch die Produktqualität stärker zu berücksichtigen, (c) Bewertungs-

⁵ Erste methodische Ansätze zu besseren Berücksichtigung der erzeugten Nahrungsqualität sind erarbeiten (Lin et al. 2015) und werden im Folgeprojekt in den Pilotbetrieben umfassend getestet.

ansätze für die Bioenergieerzeugung⁶ integriert werden. Es ist geplant, die Untersuchungen zur Ressourceneffizienz in einem Folgeprojekt⁷ fortzuführen.

4.4.5 Literatur

Badgley C, Moghtader J, Quintero E, Zakem E, Chappell MJ, Avilés-Vázquez K, Samulon A, Perfecto I (2006) Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* (22):86-108

Banwart S (2011) Save our soils. *Nature* (474):151-152

DAFA (2012) Fachforum Nutztiere. Strategie der Deutschen Agrarforschungsallianz (DAFA). Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut Braunschweig

Davies B, Baulcombe D, Crute I, Dunwell J, Gale M, Jones J, Pretty J, Sutherland W, Toulmin C (2009) Reaping the Benefits: Science and the sustainable intensification of global agriculture. The Royal Society, London

Erismann JW, Sutton MA, Galloway J, Klimont Z, Winiwarter W (2008) How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* (1):636-639

Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks DPM (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* (478):337-341

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

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

Harvey M, Pilgrim S (2011) The new competition for land: Food, energy, and climate change. *Food Policy* (36):40-51

⁶ Die Bioenergieerzeugung (Methan, Strom, Wärme) ist neben der Futter- und Nahrungserzeugung in eine Gesamtbetrachtung der Landnutzungseffizienz einzubeziehen. Hierfür sind ggf. andere Maßstäbe als die GE relevant.

⁷ Es handelt sich um das von der BLE geförderte FE-Projekt Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten.

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 & Environment* (86):303-321

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

Leopoldina (2012) Bioenergy – Chances and limits. German National Academy of Sciences Leopoldina, Halle (Saale)

Lin HC, Huber J, Gerl G, Hülsbergen K-J (2015) Energy- and land-use efficiency of organic and conventional arable farming and agroforestry systems in southern Germany. Unpublished

Popp J, Lakner Z, Harangi-Rákos M, Fári M (2014) The effect of bioenergy expansion: Food, energy, and environment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (32):559-578

Schittenhelm S (2011) Wassernutzungseffizienz von Energiepflanzen. Julius Kühn-Institut. Bundesforschungsanstalt für Kulturpflanzen. Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde

Seufert V, Ramankutty N, Foley JA (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* (485):229-232

Smil V (2000) Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annu. Rev. Energy Environ* (25):53-88

The Royal Society (2009) Science and the sustainable intensification of global agriculture. The Royal Society, London, UK

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* (418):671-676

Tomlinson I (2013) Doubling food production to feed the 9 billion: A critical perspective on a key discourse of food security in the UK. *Journal of Rural Studies* (9):81-90

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

4.5 **Haltungsbedingungen, Tiergesundheits- und Tierwohlparameter und Medikamenteneinsatz in der Milchviehhaltung auf je zwei ökologischen und konventionellen Betrieben sowie Auswirkungen von Optimierungsansätzen zur Verbesserung der Situation der Tiere auf die Klimabilanz der Milcherzeugung**

Hans Marten Paulsen, Sylvia Warnecke, Harald Schmid, Helmut Frank, Jan Brinkmann,
Solveig March, Regine Koopmann

Zusammenfassung

Auf je zwei ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben wurden Tiergesundheit und Tierwohl nach dem Welfare Quality Protocol® eingestuft und die Haltungsumgebung der Tiere erfasst. Weiterhin wurden die verwendeten Arzneimittel aus den Stallbüchern und Anwendungs- und Abgabebelegen detailliert erfasst und kategorisiert. Basierend auf diesen Daten wurden Szenarien für die Betriebe abgeleitet, in denen Bewirtschaftungsaspekte so umgestellt wurden, dass positive Effekte auf Tierwohl und Tiergesundheit zu erwarten waren. Die Auswirkungen der Szenarien gegenüber dem Ausgangszustand auf Parameter der Ressourceneffizienz im Pflanzenbau sowie auf die produktgebundene Klimawirkung der Milchproduktion wurden auf Basis gesamtbetrieblicher Bilanzierung mittels REPRO errechnet. Bei der Einstufung der Tiergesundheit und des Tierwohls nach Welfare Quality® wurden auf den Betrieben gute bis akzeptable Ergebnisse erzielt. Verbesserungspotential besteht jedoch auf allen Betrieben und bei den Tierwohlprinzipien in unterschiedlicher Ausprägung. Die abgeleiteten Maßnahmen für die Szenarien beinhalteten eine Erhöhung der bisher geringen Kraftfutterverwendung in Betrieb A. In Betrieb B wurde die Einführung von Weidegang für trockenstehende Tiere sowie ein teilweiser Ersatz von Maissilage durch Kleeegrassilage in der Milchviehfütterung unterstellt. Die Einführung von Weidegang für trockenstehende Tiere und Jungvieh wurde in Betrieb C untersucht, in Betrieb D die Verlängerung der Nutzungsdauer der Tiere um ein Jahr. Hierzu muss dort ein hypothetisch verbessertes Gesundheitsmanagement angenommen werden. Die produktbezogene Klimawirkung der Milchproduktion blieb in Betrieb A nach Einführung des Szenarios in der Summe unverändert. In den Betrieben B und D verbesserten sich die Werte um -3,9 % bzw. -5 % gegenüber dem Ausgangswert. In Betrieb C verschlechterte sich Klimawirkung der Milchproduktion im Szenario um +2,6 %. Durch das veränderte Futterregime bei den Szenarien für A, B, und C ergaben sich Änderungen im Pflanzenbau und dadurch veränderte Humussalden. Diese auf gesamtbetrieblichen Daten basierenden Bilanzen zeigten, dass die Umstellungen in Fütterung, Haltung und Management - mit dem Zweck einer Verbesserung der Tiergesundheit und des Tierwohls - die produktgebundene Klimawirkung der Milchproduktion nur untergeordnet beeinflussten. Durch die enge Verzahnung von Gesundheits-, Tierwohl-, Produktions- und Managementparametern in Milchviehbetrieben kann eine Verbesserung der Situation der Tiere durchaus zu positiven Wirkungen auf Parameter des Umweltschutzes und der Ressourceneffizienz führen.

Schlüsselwörter: Animal welfare, Tierarzneimittel, Szenarien, Modellierung, Klimawirkung

Abstract

Animal health and welfare as well as the keeping conditions of the cows were assessed on two organic and two conventional dairy farms according to the methodology of the Welfare Quality Protocol©. Additionally the use of veterinary drugs were compiled and categorized from the farms documents. Based on these results scenarios were developed aiming at improving livestock's health and welfare by changing management. Effects of these scenarios on parameters of resource efficiency in plant production and on potential climate effects of milk productions were analysed. Calculations were done in a whole farm approach with the modelling approach of REPRO and compared to the original situation. Animal health and welfare according to Welfare Quality© on the analysed farms were categorised as enhanced or acceptable. All farms have still potential for overall improvements with different degrees in the animal welfare principles. The changes in management derived for the scenarios were: An increase in concentrate feeding in farm A, where only low amounts were used. In farm B pasture access for dry cows was introduced and parts of maize silage in the diet of the cows were replaced by clover grass silage. Also in farm C pasture access for dry cows and followers were intended. In farm D an increase of productive lifetime of one year was assumed by hypothetically improved health management. After introduction of these scenarios the calculated product related global warming potential of milk production remained stable in farm A. Compared to the situation before the scenarios improved the values by -3.9 % and -5% on farms B and D, respectively. Whereas changes in farm C enhanced the product related global warming potential of milk production slightly by +2.6 %. Changes, e.g. in the humus balances in plant production, occurred in farms A, B and C due to the modified feeding regimes. The alterations in feeding, conditions and management in dairy keeping aiming at improving animal health and welfare had only small effects on product related global warming potential of milk production. Dense interactions of parameters of animal's health and welfare and production and management parameters in dairy farms are known. Therefore improvements of livestock's situation can also decrease environmental loads of production and can change also other parameters of resource efficiency.

Keywords: animal welfare, veterinary drugs, scenarios, modelling approach (REPRO), climate effects

4.5.1 Einleitung

Die Milchleistung von Kühen beeinflusst die produktbezogene Klimawirkung der Milchproduktion bei gesamtbetrieblicher Bewertung erheblich (Yan et al., 2013; Henriksson et al., 2011). Vor allem bei einem niedrigen Milchleistungsniveau ist davon auszugehen, dass durch ein moderates Anheben der Produktion hohe Effekte in Richtung einer Verminderung erzielt werden können (Warnecke et al., 2014). Im höheren Leistungsbereich von Tieren (ca. ab 7.000 kg ECM) ist dieser Zusammenhang weniger ausgeprägt, weil Leistungssteigerungen mit erheblich höheren Aufwendungen (Energie bei der Futterwerbung, Düngungsaufwand, Kraftfuttereinsatz) auf mehreren Prozessebenen erkauft werden (Frank et al., 2013; O'Brien et al., 2009).

Eine Verbesserung der Milchleistung bei niedrigen Leistungen kann vermutlich bei gleichem energetischen Input durch geringe Änderungen im Management erzielt werden, z.B. durch höhere Aufmerksamkeit bei der Futterwerbung und Qualitätssteigerung beim Grundfutter, Änderungen der Grundfutterszusammensetzung bzw. durch Optimierung des Kraftfuttereinsatzes (Piatkowski et al., 2010) oder durch verbesserte Zucht und die Auswahl hochleistender Milchrassen (Nguyen et al., 2013).

Auch durch Förderung der Gesundheit und des Wohlbefindens der Tiere sind Leistungssteigerungen möglich. Einer Verminderung von Lahmheiten kann z.B. durch Optimierung der Liege- und Laufflächenuntergründe, Klauenpflege sowie konsequente Therapien erzielt werden (Brinkmann und March, 2010; Barth et al., 2011). Dies vermeidet bei den Tieren Schmerzen und vorzeitige Abgänge und kann zudem die Milchleistung steigern (Bicalho et al., 2008; Green et al., 2002). In modernen Zuchtprogrammen wird auch die Berücksichtigung von Gesundheitsparametern gefordert (Oltenacu und Broom, 2010).

Auf Betriebsebene können durch solche Maßnahmen verbesserte Remontierungsraten und eine längere Nutzungsdauer der Tiere erzielt werden. Dadurch müssen insgesamt weniger Tiere für die Bestandsergänzung gehalten werden. Zusätzlich kann z.B. durch verringertes Auftreten von Mastitis und dadurch verringerte Antibiotikagaben eventuell mehr Milch an die Molkereien abgeliefert werden. Für die Ablieferung der gleichen Milchmenge wären somit bei verbesserter Tiergesundheit und Leistungsfähigkeit weniger Tiere erforderlich. Dies kann die THG-Emissionen der Milchproduktion weiter entlasten (Brade et al., 2010; Garnsworthy, 2004).

Ein adäquates Platzangebot für die Tiere gewährleistet Ausweichmöglichkeiten insbesondere für rangniedere Kühe. Auch der ruhige Umgang der Menschen mit den Tieren vermeidet Stress in der Herde und ermöglicht z.B. ungestörtes Fressen und Wiederkauen. Auswirkungen des Platzangebotes auf die Milchleistung wurden bisher nicht gefunden (Fregonesi und Leaver, 2002), jedoch ist davon auszugehen, dass die Gesamtsituation der Tiere durch ungestörtes Fressen und Wiederkauen gefördert werden kann. Coignard et al. (2014) zeigten zum Beispiel auch, dass das emotionale Wohlbefinden der Tiere die Milchleistung beeinflusst.

Viele Studien beziehen sich bei den Effekten von Krankheiten auf die Milchleistung der Kühe (Bareille, 2003; Green, 2002). Zur Verbesserung der Gesundheit von Tieren und Verlängerung ihrer Nutzungsdauer kann es aber auch notwendig sein, hohe Milchleistungen und die damit verbundene hohe Stoffwechselbelastung abzusenken. Dies wird in wissenschaftlichen Studien seltener diskutiert und eher Zuchtanstrengungen in Richtung einer höheren Lebenseffizienz gefordert (Lehmann et al., 2014; Knaus, 2009). Dagegen liegt es bei Herden mit geringen Milchleistungen nahe, dass das genetische Potential der Tiere durch ein verbessertes Management besser ausgeschöpft werden kann, ohne dass die Tiere überbeansprucht werden.

Inwieweit die Lebenseffizienz der Milchkühe und die Treibhausgasemissionen pro Liter Milch durch Systemveränderungen gezielt verbessert werden können, ist durch die vielen Wechselbeziehungen zwischen Tier, Mensch, Management, Klima- und Bodenregion und der Umweltwirkung, z.B. auf den Pflanzenbau und dessen Erträge, unklar und Gegenstand der zukünftigen Untersuchungen im Projekt. Es wird erwartet, dass hier stets betriebsindividuelle Optimierungsansätze gefunden werden müssen.

Eine Verknüpfung von Tiergesundheits- und Tierwohlindikatoren und anderen Indikatoren der Nachhaltigkeit, wie zum Beispiel mit den produktgebundenen Treibhausgasemissionen, wurde in der Wissenschaft für die Milchviehhaltung bislang nicht vorgenommen; hier fehlt es bislang teilweise an methodischen Grundlagen.

Am Beispiel von je zwei ökologischen und konventionell geführten Milchviehbetrieben des Pilotbetriebsnetzwerks in Deutschland (Hülsbergen und Rahmann, 2013) wurden daher erste Erhebungen zur Untersuchung dieser Zusammenhänge bei Milchrindern durchgeführt. Dabei sollten Wechselwir-

kungen zwischen Haltungsbedingungen, Tiergesundheit, Tierwohl und Klimawirkungen exemplarisch dargestellt werden. Auf Basis des für die Betriebe vorliegenden gesamtbetrieblichen Modellierungsansatzes zur Berechnung der THG-Emissionen der Pflanzen- (Schmid et al., 2013) und Milchproduktion (cradle to farmgate) (Frank et al., 2013) wurden beispielhaft Auswirkungen veränderter Bewirtschaftungsszenarien zur Verbesserung der Situation der Tiere auf die THG-Emissionen der Milcherzeugung ermittelt.

In der Berichtsphase (01.03.2013 - 31.07.2014) sollte zunächst die Vorgehensweise und Methodik an wenigen Betrieben erprobt werden, um später für alle Pilotbetriebe mit Milchviehhaltung (n = 40) gleichgelagerte Datenerhebungen und Auswertungen vornehmen zu können.

4.5.2 Material und Methoden

Für die Analysen wurden zwei ökologische und zwei konventionelle Betriebe jeweils mit hohen und mit geringen Tierzahlen aus dem Netzwerk-Pilotbetriebe ausgewählt. Es wurden drei Betriebe im höheren Milchleistungsniveau mit unterschiedlichen Rassen und Haltungssystemen sowie ein niedrigleistender Betrieb mit geringer Tierzahl, sehr niedrigem Kraftfuttereinsatz, Tiefstreu, ganzjährig hohem Platzangebot und Auslauf sowie mit Verzicht auf Enthornung der Tiere, als deutlich abweichende, eher low input-orientierte Produktionsform analysiert. Die ökologischen Betriebe gewährten ihren Tieren im Gegensatz zu den untersuchten konventionellen Betrieben Weidegang und Freiflächenauslauf. Wichtige Parameter der Milchviehhaltung auf den ausgewählten Betrieben sind in Tabelle 4.5-1 dargestellt. Auch die Stallumgebung der Tiere wurde eingehend erfasst (Abbildungen 5.5-1, 5.5-2, 5.5-3, 5.5-4).

Tabelle 4.5-1: Betriebskennzahlen der Milchviehhaltung auf den vier untersuchten Betrieben

Betrieb	A	B	C	D
Bewirtschaftung	Ökologisch	Konventionell	Konventionell	Ökologisch
Kuhzahl	21	46	505	237
Rasse	Holstein Friesian	Fleckvieh	Mehrrassenkreuzung	Holstein Friesian
Herdenmilchleistung MLP [kg ECM Tier ⁻¹ a ⁻¹]	5.285	7.353	8.447	8.598
Aufstallung	Tretmist	Spalten, Liegeboxen, Gummimatte	Planbefestigt, Liegeboxen, Stroh	Spalten, Liegeboxen, Stroh
Mittlere Jahresration (bezogen auf Trockenmasse) ^a	59 % Heu 37 % Weide 4 % Kraftfutter	40 % Maissilage 38 % Grassilage 4 % Heu 3 % Stroh 15 % Kraftfutter	53 % Mais 14 % Luzernegrassilage 1 % Heu 5 % Stroh 27 % Kraftfutter	24 % Maissilage 25 % Kleeegrassilage 19 % Weide 1 % Stroh 31 % Kraftfutter
Weidegang	ganztags, Sommerhalbjahr	Nein	Nein	halbtags, Sommerhalbjahr
Außenauslauf	ganzzjährig	Nein	Nein	ganzzjährig, außer bei Vereisung
Nutzungsdauer ^b	4,8 Jahre	1,8 Jahre	2,5 Jahre	2,5 Jahre
Behornung	Ja	Nein	Nein	Teilweise, 25%

^a Betriebe A, B; D nach Schulz et al., 2013, C: Betriebsdaten Herbst 2014,

^b für lebenden Bestand nach MLP-Jahresberichten, Milchjahr 2009/2010

Betrieb A bietet den Tieren ein großes Platzangebot in einem umgebauten Altgebäude (ursprünglich ein Warmstall) mit Querlüftung, freier Liegefläche und einem ganzjährigen Auslauf im Freien (Abbildung 4.5-1). In der Weidesaison ist der Weidegang für die Tiere frei wählbar. Der Stallmist aus dem Tretmiststall innerhalb des Gebäudes wird per stationären Mistschieber abgeschoben. Am Futtergang befindet sich ein hölzernes Palisadenfressgitter. Die Türöffnungen sind mit Lamellenstreifen für Wind- und Kälteschutz versehen, der Tiefstreu-Außenbereich ist überdacht. Eine separate Gruppenabkalbebox mit Auslauf ist im Tretmiststall abgetrennt.

Alle Tiere sind behornt. Nach Mitteilung des Betriebsleiters werden sie sehr bewusst auch mit dem Ziel gehalten, ein höheres Lebensalter zu erreichen. Im Stall wird ganzjährig Heu gefüttert und nur sehr geringe Mengen Kraftfutter im Melkstand per Hand gegeben. Es gibt keine Separierung von Leistungsgruppen. Durch einen sehr hohen Anteil an Eigenverarbeitung und Direktvermarktung der Milch sowie durch das Hervorheben der Rolle der Tiere als Festmistproduzent zur Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und Düngung im Pflanzenbau werden niedrige Milchleistungen toleriert.

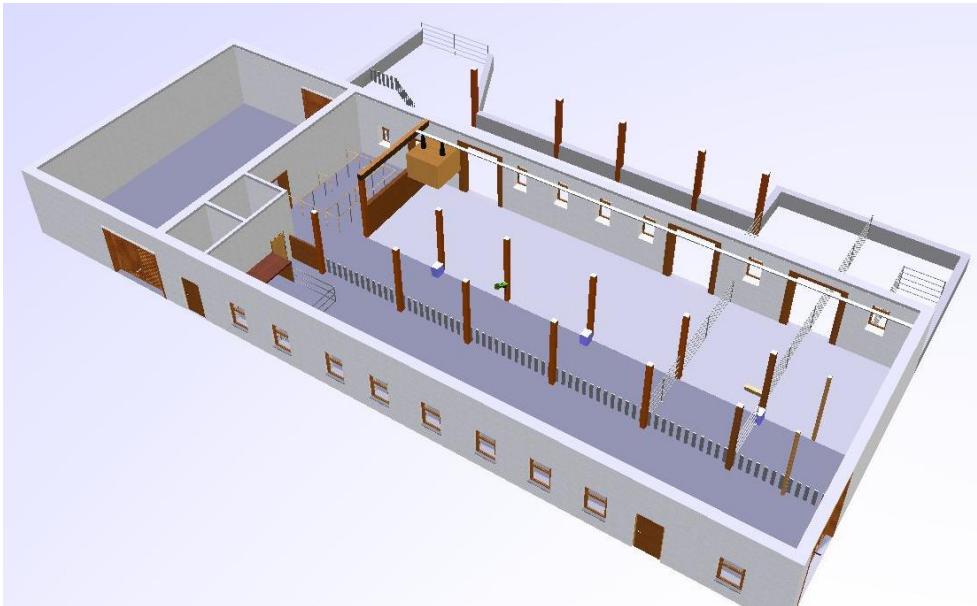


Abbildung 4.5-1: Ansicht des Stalls und der Auslaufflächen in Betrieb A.

Betrieb B hält die Milchkühe in einem geschlossenen Liegeboxenlaufstall mit perforierten Laufflächen, Schachtlüftung und einem Ventilator am Futtergang für die Verbesserung der Luftzirkulation an heißen Tagen (Abbildung 4.5-2). Die Liegeboxen sind mit Komfortgummimatten ausgelegt. Die Tiere werden in ganzjähriger Stallhaltung gehalten. Sie erhalten Gras- und Maissilage sowie Kraftfutter an einer Transponderstation. Die laktierenden Tiere sind nicht in Leistungsgruppen getrennt. Ein Teil der Trockenstehender wird in einem abgetrennten Teil des Liegeboxenlaufstalls gehalten. Der andere Teil der trockenstehenden Kühe und erstkalbenden Färsen sind in einem alten Warmstall in Anbindehaltung auf Gummimatten im Kurzstand mit Gitterrost untergebracht. Dort finden auch die Abkalbungen statt.

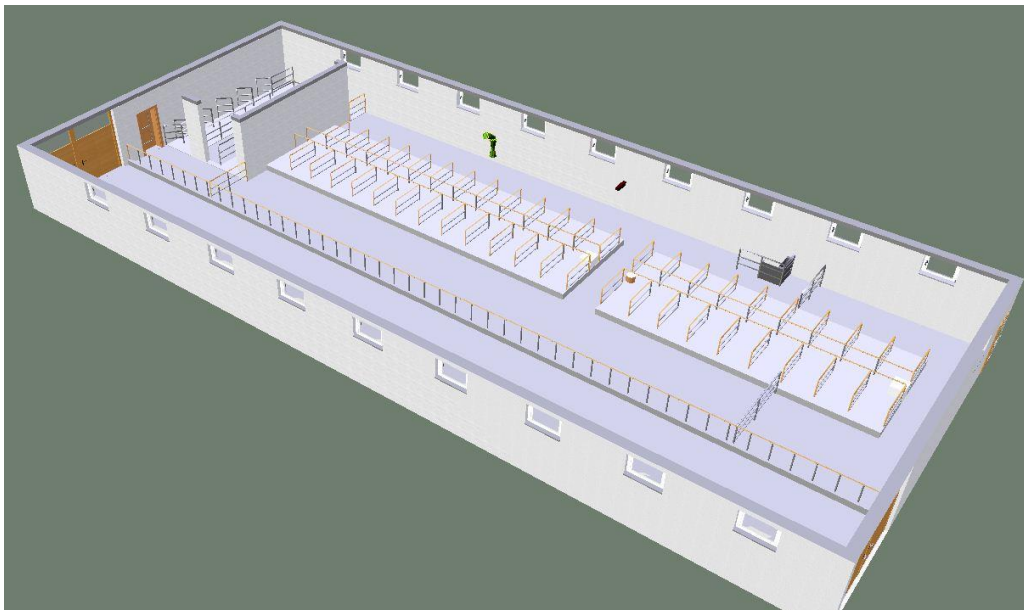


Abbildung 4.5-2: Ansicht des Stalls und der Auslaufflächen in Betrieb B.

Betrieb C wirtschaftet in vier langgestreckten, frei belüfteten Stallgebäuden mit dazwischenliegenden Futtergängen und quer dazu angeordnetem zentralem Treibgang bis hin zum Melkstand (Abbildung 4.5-3). Die Seitenwände der Altgebäude wurden weitgehend entfernt oder haben freie Fensteröffnungen. Es gibt mit Stroh eingestreute Hochboxen und planbefestigte, geschlitzte Betonlaufflächen, die mehrfach am Tag mit dem Radlader abgeschoben werden. Auf die Laufflächen gelangen beim Einstreuen der Liegeboxen und durch Aktivität der Tiere stets relevante Mengen Einstreumaterial. Die Quergänge zwischen den Boxen sind erhöht, ohne Einstreu und nicht geschlitzt. Sie werden mehrfach pro Tag per Hand abgeschoben. Vier verschiedene Leistungsgruppen, Trockensteher und eine Vorbereitungsgruppe sind durch die verschiedenen Stallgebäude und Unterteilungen innerhalb der Ställe getrennt aufgestellt. Zwei Drittel der Ställe haben Scherenfangfressgitter, die am Ende der Futtergänge um einige Fressplätze mit einem festen Nackenrohr erweitert wurden. Das übrige Drittel der Ställe ist mit einem festen Nackenrohr ausgestattet. Gefüttert werden Mais- und Grassilage und Kraftfutter als TMR. In einem separaten Stall gibt es eine überdachte Gruppenabkalbebuch mit Tiefstreu.



Abbildung 4.5-3: Ansicht des Stalls und der Auslaufflächen in Betrieb C.

Betrieb D wirtschaftet in einem Liegeboxenlaufstall mit Trauf-First-Lüftung und zentralem Futtergang mit Nackenriegel, im vorderen Bereich am Melkstand mit Scherenselbstfangfressgitter (Abbildung 4.5-4). Die Laufflächen bestehen aus Flächenspaltenelementen. Die hochgelegten Tiefboxen sind mit Stroh eingestreut. Durch variable Abtrennung innerhalb der beiden Stallhälften werden zwei Futtergruppen gebildet (zwei Leistungsgruppen). Im Sommer und an eisfreien Tagen im Winter haben die Kühe Zugang zu einem betonierten Laufhof. Im Sommer besteht halbtags Weidegang. Gefüttert wird mit Klee-gras- und Maissilage sowie Kraftfutter als TMR. Die fünf Abkalbeboxen sind direkt angrenzend an den Stall als Tiefstreugruppenbuchten angelegt.

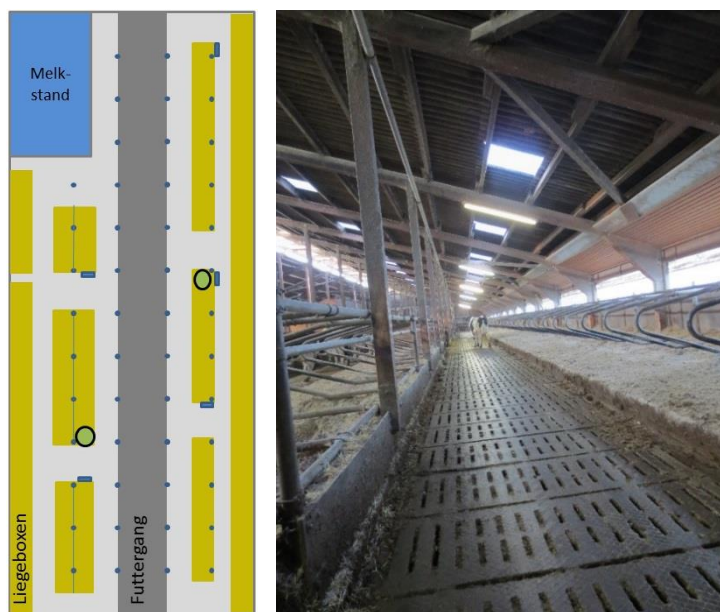


Abbildung 4.5-4: Schematischer Aufbau und Innenaufnahme des Milchviehstalls in Betrieb D.

Die Beurteilung des Tierwohls der Milchkühe wurde nach dem Welfare Quality® assessment protocol for cattle vorgenommen (Welfare Quality® 2009; Winckler und Knierim, 2014). Mit dem Protokoll werden durch Beobachtungen und Erhebungen am Tier sowie durch Beurteilung ausgewählter Aspekte der Haltungsumwelt Rückschlüsse auf die Einhaltung der vier grundlegenden Tierwohlprinzipien „Gute Ernährung, Gute Unterbringung, Gute Gesundheit, Angemessenes Verhalten“ gezogen. Um die Einhaltung der Prinzipien zu bewerten, wurden im Stall und am Tier die in Tabelle 4.5-2 aufgeführten Kriterien erhoben.

Die Einhaltung der vier Prinzipien wurde dabei durch die Bewertung der Kriterien in Skalenwerte zwischen 0 (negativ) und 100 (positiv) eingestuft. Anhand dieser Werte ergibt sich eine Gesamteinstufung der Betriebe in die Tierwohl Kategorien „exzellent“, „gut“, „akzeptabel“ und „nicht klassifiziert“. Für „exzellent“ müssen bei der Einhaltung aller Prinzipien mindestens > 55 Punkte und > 80 in mindestens

zwei Prinzipien, für „gut“ die Einhaltung aller Prinzipien mit > 20 Punkten und mindestens zwei Prinzipien mit > 55 Punkten bewertet worden sein. Für die Einstufung als „akzeptabel“ müssen alle Tierwohlprinzipien mit > 10 Punkten aber mindestens bei dreien > 20 Punkte erzielt werden.

Tabelle 4.5-2: Messgrößen zur Beurteilung des Tierwohls bei Milchkühen (Welfare Quality® 2009)

Tierwohlprinzipien	Tierwohl Kriterien		Erfassungsgrößen
Gute Fütterung	1	Kein anhaltender Hunger	Körperzustand (Body Condition Score)
	2	Kein anhaltender Durst	Wasserversorgung, Sauberkeit der Tränken, Wasserfluss, Funktionalität der Tränken
Gute Haltung	3	Liegekomfort	Dauer des Abliegevorgangs, Kollision mit Stalleinrichtung beim Ablegen, teilweise oder ganz außerhalb des Liegebereichs liegende Tiere, Sauberkeit der Euter, Sauberkeit von Flanke und oberem Beinbereich, Sauberkeit des unteren Beinbereichs
	4	Temperaturkomfort	Noch nicht entwickelt
	5	Bewegungsfreiheit	Vorhandensein einer Anbindehaltung, Zugang zu Außenauslauf oder Weide
Gute Gesundheit	6	Frei von körperlichen Schäden	Lahmheiten (Tiere in Laufställen), Lahmheiten (angebundene Tiere), Verletzungen am Körper
	7	Frei von Krankheiten	Husten, Nasenausfluss, Augenausfluss, Scheidenausfluss, Durchfall, gestörte Atmung, Zellzahl der Milch, Mortalität, Schweregeburten, festliegende Kühe
	8	Keine schmerzhaften Managementmaßnahmen	Enthornung, Kupieren von Schwänzen
Angemessenes Verhalten	9	Ausleben von Sozialverhalten	Agonistische Verhaltensweisen
	10	Ausleben anderen Verhaltens	Zugang zur Weide
	11	Gute Mensch-Tier-Beziehung	Ausweichdistanzen
	12	Emotionales Wohlbefinden	Qualitative Verhaltensbeurteilung

Im Stall wurden die Weichheit, Sauberkeit und Ausgestaltung der Liegeflächen und Liegeboxen, die Anzahl und Maße der Liegeboxen und deren aktuelle Nutzung durch die Tiere erfasst. Als weitere bauliche Parameter wurden die Anzahl und Ausgestaltung der Fressplätze, Kraftfutterstationen und Lecksteine aufgenommen, die Helligkeit und Luftqualität im Stall eingeschätzt sowie Lüftungsart und sonstige Stalleinrichtungen beschrieben (z.B. Komfortbürsten, weiche Laufflächen, Duschen, Ventilatoren, zusätzliches Heuangebot). Für die Bewertung der Wasserversorgung der Tiere nach Welfare Quality® (2009) ist zunächst die Anzahl und Funktion der Tränkeplätze (mindestens eine Tränkeschale für 10 Tiere bzw. mindestens 6 cm Troglänge pro Tier mit ausreichendem Wassernachfluss) und dann die Sauberkeit entscheidend. Weiterhin wurden die Innenmaße der Laufgänge und Durchgänge sowie das Vorhandensein von engen Sackgassen für die Tiere ermittelt. In einem kurzen Interview mit dem Be-

triebsleiter wurden ergänzend die Tierzahlen und Gruppeneinteilungen abgefragt. Fragen zu Enthornungsmethode, Eutergesundheit, Schweregeburten, Dauer des Weidegangs und Zugang zum Auslauf wurden beantwortet.

Eine ausführliche Einarbeitung der Projektbeteiligten in die Methodik des Welfare Quality® Protokolls und die Erfassung der o.g. ausgewählten tierbezogenen Parameter erfolgte unter Leitung von Jan Brinkmann (Projektpartner, Thünen-Institut für Ökologischen Landbau) im Rahmen einer dreitägigen Schulung und einer einwöchigen gemeinsamen Felderhebung auf vier Praxisbetrieben. Die erste Schulung erfolgte bereits im Oktober 2013 anhand von Bild- und Videomaterial sowie ersten Übungen im Versuchsbetrieb des Thünen-Instituts für Ökologischen Landbau in Trenthorst-Wulmenau. Die Einarbeitung in die Methodik des Welfare Quality® Protokolls und die Erfassung der o.g. ausgewählten tierbezogenen Parameter wurde im Rahmen der einwöchigen gemeinsamen Felderhebung auf vier Praxisbetrieben in Mecklenburg-Vorpommern im Januar 2014 fortgesetzt. Vor dem Hintergrund der Sicherung größtmöglicher Datenqualität und der Vergleichbarkeit der bei den Betriebserhebungen erfassten Parameter wurde zwischen Sylvia Warnecke und Jan Brinkmann ein Beobachter- und Methodenabgleich in zwei ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetrieben durchgeführt. Im Nachgang wurden Fotos und Videos von Sylvia Warnecke sowie von Jan Brinkmann als „Gold-Standard“ unabhängig voneinander beurteilt und die Inter-Observer-Wiederholbarkeit ermittelt. Die Daten der Beobachterabgleiche wurden gemäß einschlägiger Vorarbeiten ausgewertet (vgl. Brenninkmeyer et al., 2007; March et al., 2007) und entsprechende Maße zur Beurteilung der Übereinstimmung berechnet.

Zur Einschätzung der Beobachterübereinstimmung wurde der PABAK (prevalence-adjusted bias-adjusted Kappa) herangezogen (Cohen, 1960; Byrt et al., 1993; Keppler et al., 2004). Für die Beobachterübereinstimmung beim Abliegeverhalten und das Sozialverhalten wurden Korrelationen nach Pearson errechnet. PABAK-Werte über 0,4 werden als akzeptable Übereinstimmung, Werte höher als 0,6 als gut und Werte größer als 0,8 als sehr gute Übereinstimmung definiert (Keppler et al., 2004; Fleiss et al., 2003).

Die Beobachterübereinstimmung für die hier vorliegende Untersuchung lag bei den notwendigen Werten für die verschiedenen Merkmale von mindestens 0,4, überwiegend jedoch im guten bis sehr guten Bereich (PABAK-Werte für: Lahmheiten 0,77; Körperkondition (BCS) 0,67; Verschmutzung: unteres Hinterbein 0,4; Flanke und oberes Hinterbein 0,75; Euter 0,67; Korrelationen nach Pearson: Liegeverhalten 0,84; Sozialverhalten 0,94). Vor der ersten alleinigen Erhebung erfolgten drei Betriebserhebungen gemeinsam mit „dem Schulenden“.

Während des Betriebsbesuches wurden auch die tierärztlichen Anwendungs- und Abgabebelege (AuA-Belege) vom 01.01.2008 bis zum Tag der Tierwohlerhebung auf den Pilotbetrieben fotografiert oder eingescannt. Wenn vorhanden, wurde das Stallbuch ebenfalls fotografiert (Betriebe A und B) oder in elektronischer Form (Betriebe C und D) als Datenauszug aus dem jeweiligen Herdenmanagementprogramm ausgelesen.

Zur Digitalisierung wurden die an einem Datum für ein Tier angewendeten Gaben eines Tierarzneimittels als ein Datensatz definiert. Bei der Behandlung einer Krankheit eines Tieres über drei Tage mit nur einem Arzneimittel wurden demnach drei Datensätze angelegt. Wurden zwei Arzneimittel über drei Tage angewendet, wurden sechs Datensätze angelegt. Erkrankten vier Tiere an ein und der selben Krankheit und wurden sie mit demselben Arzneimittel für drei Tage behandelt, entstanden zwölf

Datensätze. Wurde ein Tier zwei mal am Tag mit dem selben Arzneimittel behandelt, wurde hierfür nur ein Datensatz angelegt und die verwendeten Dosen zu einer aufsummiert.

In jedem Datensatz wurden folgende Parameter aufgelistet: tierindividuelle Identifikation (Ohrmarke und/oder Halsbandnummer und/oder Name), Behandlungsdatum, Diagnose, Arzneimittelname laut AuA-Beleg, bei Abgabe eines Arzneimittels seine Packungsgröße, Anwender (Tierarzt oder Landwirt), Dosis und Einheit der Dosis des Arzneimittels, Art der Anwendung (intramammär, intravenös etc.), ggf. die genaue Anweisung des Tierarztes zu Anwendungsmenge, -art, -dauer, ggf. Ort der Anwendung (betroffenes Euterviertel, Klaue o.ä.), und die Wartezeit für Milch und Fleisch nach AuA-Beleg.

In einem weiteren Schritt wurde eine Datenbank zur leichteren Auswertung der Daten z.B. mithilfe von Sortierkennzeichen angelegt. Zukünftig wird auch die Verknüpfung von Arzneimittelname und Wirkstoff sowie Wirkstoffmenge in einer weiteren Datenbank möglich gemacht werden.

Die Anzahl der Datensätze, die nicht verwendet werden konnten (z.B. aufgrund von Unleserlichkeit, fehlenden Kernangaben, totaler Implausibilität oder bei durch Tippfehler nicht erkennbarem Arzneimittelnamen) lagen für alle Tiere, d.h. auch für Kälber und Jungvieh, bei Betrieb A bei 8 von 209 Datensätzen, bei Betrieb B bei 8 von 1.297 Datensätzen, bei Betrieb C bei 0 von 3.757 Datensätzen, und bei Betrieb D bei 3 von 7.863 Datensätzen.

Auf Basis der Daten zur Haltungsumwelt und zu Tiergesundheits- und Tierwohlparametern sowie der Daten zum Arzneimitteleinsatz wurden erste einfache veränderte Bewirtschaftungsszenarien für die Milchviehbetriebe erstellt, die eine Verbesserung der Situation der Tiere bedeuten. Die Auswirkungen dieser Änderungen im Management auf die Treibhausgasbilanz der Milchproduktion wurden im Pflanzenbau mit dem Modellierungsansatz nach REPRO (Schmid et al., 2013) und dem nachgelagerten Tool zur Analyse der Milchproduktion (Frank et al., 2013) durch Abänderung des Status-Quo für die Pilotbetriebe neu berechnet.

4.5.3 Ergebnisse

Ergebnisse zur Bewertung der Haltungsumgebung und zur Bewertung des Tierwohls

Die Aufstallung der Tiere wurde bereits im vorangegangenen Abschnitt dargestellt. Baulich ungünstig an der Stallumgebung war festzuhalten, dass in Betrieb B Sackgassen für die Tiere bestanden, in Betrieb C die Trittsicherheit auf den Oberflächen als ungenügend eingestuft wurde und in Betrieb D sich hör- und sehbar bewegende Flächenelemente der perforierten Laufflächen vorhanden waren, die Verletzungen an den Klauen verursachen können. In Betrieb B gab es nach Welfare Quality® (2009) nur eine unzureichende Anzahl an Tränkebecken für die Tiere (Tabelle 4.5-3).

Die Ergebnisse der Erfassung der tierbezogenen Indikatoren nach Welfare Quality® sind heterogen (Tabelle 4.5-3). Ca. 5 % der Kühe in den Betrieben A und D waren unterkonditioniert, während dies bei den Fleckviehkühen in Betrieb B 3 % und bei der Mehrassenkreuzung in Betrieb C nur 1 % der Tiere waren.

Bei der Auswertung des Indikators Sauberkeit schnitten die Tiere in den Betrieben mit perforierten Laufflächen (B und D) deutlich schlechter ab als die in den Betrieben mit Festmistwirtschaft. Flanken und

oberes Hinterbein und das Euter waren bei der zusätzlich einstreulosen Ausgestaltung der Liegeflächen in Betrieb B bei den Tieren zu höheren Anteilen verschmutzt als in Betrieb D. Hier waren wie auch in Betrieb C eingestreute Liegeboxen vorhanden.

Bzgl. der Integumentveränderungen hatten die Tiere in den Betrieben A und C einen relativ hohen Anteil an frischen Verletzungen. Ältere Verletzungen bzw. haarlose Stellen waren dagegen in Betrieb C in deutlich geringerem Ausmaß festzustellen. Betrieb A hatte den höchsten Anteil an Integumentschäden (haarlose Stellen und Verletzungen/Schwellungen). Hier waren häufig langgezogene Veränderungen des Integuments durch Hornstöße erkennbar.

In Betrieb C war der hohe Anteil der Tiere mit Nasenausfluss, aber auch Ausfluss aus den Augen auffällig. In den Betrieben B und C wurde bei 3,1 % bzw. 2,5 % der Tiere eine erhöhte Atemfrequenz festgestellt. Der Anteil der Tiere mit Verschmutzungen durch Durchfall lag zwischen 0 (Betrieb A) und 3,1 % (Betrieb B). Lahmheiten wurden insbesondere in den Betrieben B und C festgestellt: 13,3 bzw. 15,5 % der Tiere wiesen ‚klinische Lahmheiten gesamt‘ (mittel- und hochgradig lahm) auf. In Betrieb A wurden keine Tiere als klinisch lahm beurteilt, in Betrieb D waren 8,6 % der Tiere klinisch lahm.

Bei den Verhaltensbeobachtungen wurde die geringste Anzahl agonistischen Verhaltens (Kopfstöße und Verdrängungen) in Betrieb A mit 0,3 Ereignissen pro Kuh und Stunde beobachtet. Kopfstöße traten dabei gar nicht auf.

Bei der Auswertung der Mensch-Tier-Beziehung, zeigte sich bei Betrieb A die geringste Ausweichdistanz: 44,5 % der Tiere konnten berührt werden, 89 % der Tiere zeigten Ausweichverhalten erst bei Annäherungen bis auf weniger als 50 cm. Im Gegensatz dazu zeigten 45 % der Tiere in Betrieb C bereits Ausweichverhalten bei Annäherung von mehr als einem halben Meter.

Bei der durchschnittlichen Dauer des Abliegevorgangs der Tiere wurde der geringste Wert in Betrieb B (4,4 Sekunden) und der höchste Wert in Betrieb D (7,1 Sekunden) ermittelt. Bei der qualitativen Verhaltensbeurteilung ergeben sich durchmischte Bewertungen. Z.B. wurde die Fleckviehherde in Betrieb B als weniger lebhaft, weniger verspielt, gleichgültiger, gelangweilter, ängstlicher und irritierbarer, etwas teilnahmslos und etwas weniger gestresst eingestuft, als die Herden auf den anderen untersuchten Betrieben (HF-Tiere bzw. Dreirassenkreuzung). In Betrieb A wurde z.B. die Bezeichnung „unentspannt“ in höherem Maße als zutreffend vergeben als in den anderen Betrieben.

Tabelle 4.5-3: Tierwohl-Indikatoren erhoben an den Milchkühen auf vier Betrieben (nach Welfare Quality® 2009)

Erfassungsgröße	Einheit	Betrieb:	A	B	C	D
Körperzustand	[%] Tiere	Unterkonditioniert	4,8	3,1	1,3	5,7
Wasserversorgung	Score ^a	Wasserversorgung	60	3	60	100
Sauberkeit	[%] Tiere	unteres Hinterbein verschmutzt	52,4	90,6	27,5	85,7
		Flanke + oberes Hinterbein verschmutzt	33,3	71,9	12,5	48,6
		Euter verschmutzt	14,3	59,4	12,5	31,4
Veränderungen am Körper	[%] Tiere	keine	9,5	21,9	22,5	25,7
		> 1 haarlose Stelle, keine Verletzungen	57,1	59,4	25,0	57,1
		> 1 Verletzung oder Schwellung	33,3	18,8	52,5	17,1
Lahmheit	[%] Tiere	nicht lahm	100	86,7	84,6	91,4
		klinisch lahm	0,0	6,7	10,3	8,6
		hochgradig lahm	0,0	6,7	5,1	0,0
Krankheiten	[%] Tiere	Nasenausfluss	19,0	15,6	33,8	0,0
		Augenausfluss	0,0	3,1	8,8	0,0
		Scheidenausfluss	0,0	0,0	0,0	2,9
		Durchfall	0,0	3,1	1,3	2,9
		erhöhte Atemfrequenz	0,0	3,1	2,5	0,0
	[1 Tier ⁻¹ h ¹]	Husten	1,2	1,0	3,4	1,1
Liegekomfort	[%] Tiere	ganz/ tlw. außerhalb des Liegebereichs	0,0	13,9	16,5	0,0
	[Sek]	Dauer der Abliegevorgänge	6,2	4,4	5,6	7,1
	[%] Tiere	Kollision mit Einrichtung beim Ablegen	0,0	0,0	14,3	7,1
Agonistisches Verhalten	[1 Tier ⁻¹ h ⁻¹]	Summe	0,3	0,4	0,5	0,5
		Kopfstöße	0,0	0,2	0,2	0,3
		Verdrängungen	0,3	0,2	0,3	0,2
Ausweichdistanz	[%] Tiere	0 cm	44,4	8,8	3,8	3,5
		< 50 cm	44,4	64,7	51,3	70,2
		50-100 cm	0,0	20,6	30,0	24,6
		> 100 cm	11,1	5,9	15,0	1,8
Qualitative Verhaltensbeurteilung	[Skala von 1-125, min.-max.]	aktiv	94	76	96	68
		entspannt	94	96	99	77
		ängstlich	6	11	2	4
		aufgewühlt	0	5	0	4
		ruhig	125	112	107	84
		zufrieden	114	85	101	77
		gleichgültig	0	20	0	2
		frustriert	0	9	0	4
		freundlich	85	87	103	82
		gelangweilt	0	30	0	4
		verspielt	34	11	101	47
		positiv beschäftigt	106	85	103	88
		lebhaft	95	51	100	75
		neugierig	96	106	101	75
		leicht irritierbar	0	11	0	0
		unentspannt	23	0	0	5
		gesellig/sozial	113	101	100	84
		teilnahmslos	0	4	0	0
		glücklich	101	94	98	83
		gestresst	6	0	2	5

^a nach WO-Protokoll [ungünstig bis günstig: Score 3, 20, 32, 40, 60, 100]

In der Gesamtschau wurden die Betriebe A, C und D im Bereich des Tierwohls nach Welfare Quality® (2009) als gut, Betrieb B als akzeptabel eingestuft (Tabelle 4.5-4).

Tabelle 4.5-4: Gesamtscores zur Einhaltung der Tierwohlprinzipien und Kategorisierung der gesamten Milchviehhaltung nach Welfare Quality® (2009) auf den vier untersuchten Pilotbetrieben im Winter 2014

Betrieb	Gute Fütterung	Gute Haltung	Gute Gesundheit	Angemessenes Verhalten	Gesamt Bewertung Tierwohl
A	61	68	58	68	gut
B	12	59	31	31	akzeptabel
C	64	60	34	42	gut
D	73	59	42	65	gut

Einstufung: 0 - sehr schlecht, 50 - neutral, 100 – bestmöglich

In Übereinstimmung mit anderen aktuellen Untersuchungen (Brinkmann und March, 2010; Barth et al., 2011; Gratzner et al., 2011; Kirchner et al., 2014) weisen die Betriebe der vorliegenden Studie große Unterschiede hinsichtlich der Tierwohlsituation auf. Die Variationsbreite der Projektbetriebe zeigt, dass in der ökologischen Milchviehhaltung in Deutschland eine gute Tierwohlsituation möglich ist; für alle Betriebe ist jedoch zumindest in Teilbereichen (großes) Optimierungspotenzial erkennbar.

Ergebnisse zur Schmerzvermeidung, zu Gesundheitsproblemen und zum Arzneimitteleinsatz

Im Interview gaben die befragten Betriebsleiter der Betriebe B, C und D zum Thema Schmerzvermeidung beim Enthornen an, dass nach der Enthornung keine Schmerzmittel gegeben werden. In Betrieb D wird vor dem Enthornen betäubt. In Betrieb A werden die Tiere nicht enthornt. Zu Gesundheitsproblemen in den letzten 12 Monaten gaben die Betriebsleiter der Betriebe B und D eine hohe Anzahl klinischer Mastitisfälle mit antibiotischer Behandlung an. In Betrieb D wurde auch von einem hohen Anteil „festliegender“ Kühe (Tabelle 4.5-5) und Problemen im Bereich des Reproduktionsgeschehens berichtet. Auf Betrieb C wurden Klauenleiden und das Auftreten von Schwanzräude bei den Tieren als erkannte Probleme mit therapeutischer Reaktion benannt.

Tabelle 4.5-5: Ergebnisse der Befragung zur Enthornungspraxis und Gesundheitsproblemen

Betrieb	Anteil enthornter Kühe [%]	Enthornungs- methode	Betäubung bei der Enthornung	Schmerzmittel nach der Enthornung	Mastis- fälle	„Festliegende“ Kühe*	Schwer- geburten
					[%] in den letzten 12 Monaten)		
A	0	keine	-	-	8,3	4,2	4,2
B	100	Brennstab	nein	nein	17	6,5	6,5
C	100	Brennstab	nein	nein	4,8	2,4	7,0
D	75	Brennstab	ja	nein	15	10,0	6,3

* u.a. in Folge klinischer Fälle hypocalcämischer Gebärpause, Schweregeburten etc.

Aus den Aufzeichnungen zur Medikation der Kühe ergibt sich ein heterogenes Bild der Arzneimittelanwendung auf den vier Betrieben.

Jedoch zeigt Abbildung 4.5-5 deutlich, dass auf allen Betrieben antibiotische Tierarzneimittel den größten Anteil an den dokumentierten Datensätzen der Milchkühe hatten (zwischen 57 % bei Betrieb D und 93 % bei Betrieb A). Die hormonellen Fruchtbarkeitsbehandlungen machten auf Betrieb D einen Anteil von 23 % aus, während dieser bei den anderen Betrieben zwischen 2 und 7 % lag. Parasitenmittel kamen auf den Betrieben C (z.B. gegen die immer wiederkehrende Schwanzräude) und D (z.B. gegen Ektoparasiten beim Weidegang) zur Anwendung. Glucose und Mineralstoffe wurden mit besonders hohem Anteil an den Datensätzen in Betrieb B gefunden, hierbei am Häufigsten bei der Diagnose „Festliegen“.

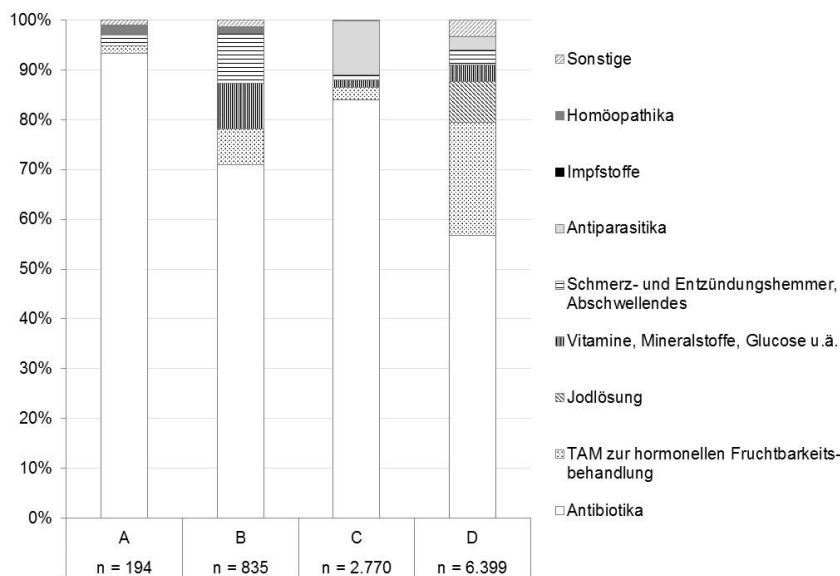
**Abbildung 4.5-5:** Anteil der Anzahl dokumentierter Datensätze in den Arzneimittelgruppen zwischen 2008 und 2013 auf den Betrieben A, B, C und D bei Kühen; TAM: Tierarzneimittel.

Abbildung 4.5-6 zeigt über die Jahre 2008 bis 2013 eine relativ kontinuierliche Zunahme der dokumentierten Datensätze der Tierarzneimittelanwendungen in Betrieb D. Dieses gilt sowohl für antibiotisch und hormonell wirkende Tierarzneimittel als auch für vom Landwirt selbst angewendete Uterusspülungen mit einer Jodlösung. Ein ähnlicher Verlauf konnte bei Betrieb C festgestellt werden. Betrieb A und B dagegen wiesen eher Schwankungen (A) oder eine sich wenig ändernde Datensatzanzahl in den einzelnen Tierarzneimittelgruppen (B) auf (Daten nicht abgebildet).

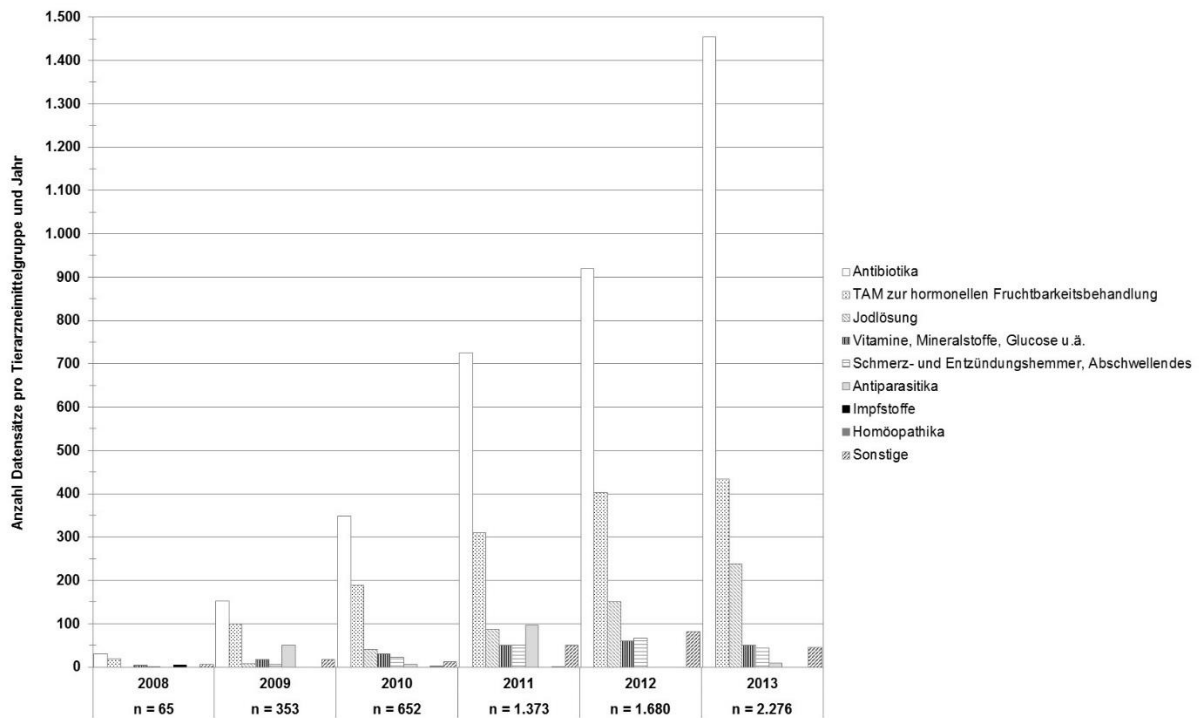


Abbildung 4.5-6: Anzahl der dokumentierten Datensätze nach Arzneimittelgruppen in den Jahren 2008 bis 2013 auf Betrieb D bei etwa gleichbleibender Herdengröße. Insgesamt 22 Datensätze mit Oxytocingaben, die nicht einer Fruchtbarkeitsbehandlung zugeordnet werden konnten, sind nicht in der Abbildung enthalten; TAM: Tierarzneimittel.

Die Anzahl der Euterinjektoren zur Behandlung von Mastitis (Tabelle 4.5-6) im Jahr 2013 war in der Herde von Betrieb D am höchsten, während die meisten Trockenstellpräparate bei Betrieb C dokumentiert wurden. Bezogen auf die Anzahl der Kühe in den Herden ergibt sich die höchste pro Kuh und Jahr dokumentierte Anzahl an Mastitisinjektoren mit 4 Stück für Betrieb D, die geringste für Betrieb A (0,67 Stück pro Kuh und Jahr). Die meisten Trockenstellinjektoren pro Kuh und Jahr und damit die höchste Rate an antibiotisch unterstütztem Trockenstellen fand sich auf Betrieb B. Auf Betrieb A gab es keine dokumentierten Datensätze mit Trockenstellpräparaten. Betrieb A lässt den Tiergesundheitsdienst regelmäßig überprüfen, ob die einzelnen Kühe gegen bestimmte Mastitiserreger behandelt werden müssen und setzt in einem solchen Fall gezielt an den betroffenen Vierteln Mastitisinjektoren ein.

Tabelle 4.5-6: Anwendung von Euterinjektoren gegen Mastitis und zum Trockenstellen in den vier Beispielbetrieben im Jahr 2013

	A	B	C	D
Anzahl Kühe	21	51	505	237
Anzahl Mastitis-Injektoren (Stück)	14	75	649	959
Anzahl Trockenstell-Injektoren (Stück)	0	128	1120	432
Anzahl Mastitis-Injektoren (Stück pro Kuh)	0,67	1,47	1,29	4,05
Anzahl Trockenstell-Injektoren (Stück pro Kuh)	0,00	2,51	2,22	1,82

Ableitung von Szenarien zur Verbesserung der Situation der Tiere und Ergebnisse dieser Szenarienrechnungen

Aus den Erhebungen zum Management, zur Haltungsumwelt, zu tierwohlbezogenen Indikatoren, zu Gesundheitsstörungen und zur Medikation der Tiere wurden folgenden Szenarien zur Verbesserung der Situation der Tiere angenommen und über zwei Jahre die Auswirkungen dieser Szenarien auf die Klimabilanz der Milchproduktion berechnet:

Auf Betrieb A wurde die Situation der Milchkühe insgesamt als gut eingestuft (Tabelle 4.5-4) und ist unter diesem Gesichtspunkt nicht vordringlich verbesserungsbedürftig. Eine Intensivierung der Fütterung wurde aufgrund der bisher niedrigen Milchleistung im Betrieb, die deutlich unter dem genetischen Potential der Tiere liegt, als sinnvoll und vertretbar angesehen. Im Szenario wurde die mittlere Herdenleistung durch die Einführung einer mittleren Kraftfuttergabe von $1,1 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$ (gemittelt über das ganze Jahr) um 920 kg a^{-1} Milch gesteigert. Zudem könnte dadurch der Anteil unterkonditionierter Tiere im Betrieb reduziert werden.

Für Betrieb B wurde als Szenario Weidegang für die Trockensteher eingeführt. Für die Milchkühe ergab sich daraus im Durchschnitt ein jährlicher Weideanteil von 5 % des gesamten Jahres. Zusätzlich wurde der Silomaisanteil in der Fütterung reduziert und 4,5 ha Maisanbau durch Kleegrasanbau ersetzt. Durch die veränderte Raufutterzusammensetzung und den Weidegang konnten beim Kraftfutter 25 % der Zukaufsfuttermittel des Betriebes (Raps- und Sojaextraktionsschrot) durch heimische Futtermittel (Getreide) ersetzt werden. Die Milchmenge wurde dabei konstant gehalten. Durch die Einführung des Weideganges im Szenario wurde vor allem auf eine Verbesserung des Tierwohlprinzips „angemessenes Verhalten“ abgezielt.

Im Szenario für Betrieb C wurde Weidegang für die Trockensteher und für die Jungrinder eingeführt. Das bedeutete für die Milchkühe im Durchschnitt über das Jahr einen Weideanteil von 3 % der Zeit, für die Jungtiere einen Anteil von 14 % der Zeit. Der Kraftfuttereinsatz konnte durch die veränderte Raufutterzusammensetzung und -qualität um ca. $0,7 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$ und die Stroheinstreumengen durch die geringere Aufenthaltszeit von Tieren im Stall um durchschnittlich $0,5 \text{ kg Tier}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$ reduziert werden. Die Milchleistung bleibt in der Berechnung konstant. Das Szenario zielt ebenfalls auf eine Verbesserung beim Tierwohlprinzip „angemessenes Verhalten“ ab.

In Betrieb D wurde unterstellt, dass die Nutzungsdauer der Tiere bei gleichbleibender Milchleistung um ein Jahr verlängert wird. Durch den Betriebsleiter wurden im Interview relativ hohe Anzahlen von antibiotisch behandelten Mastitiden und festliegender Tiere genannt (Tabelle 4.5-5). Auch die Auswertung zu den Arzneimittelanwendungen zeigte hier einen Therapieschwerpunkt (Abbildung 4.5-5, Tabelle 4.5-6). Im Szenario wurde unterstellt, dass Abgänge von Tieren durch Gesundheits- und Fruchtbarkeitsprobleme und damit Abgänge durch Managementmaßnahmen vermindert werden, ohne dass die Milchleistung verringert wird. Im Jahresmittel blieb die Tierzahl im Szenario konstant, allerdings wurden im Jahr konzeptionell 25 Färsen mehr verkauft und nicht für die Milchproduktion benötigt. Sie belasteten damit die produktbezogene Treibhausgasbilanz der Milch nicht.

Bei den pflanzenbaulichen Parametern Humussaldo, N-Saldo, Energie-Input, Energie-Intensität sowie bei den resultierenden Treibhausgasemissionen ergaben sich durch die veränderte Bewirtschaftung in den Szenarien für die Betriebe nur geringfügige Unterschiede im Vergleich zum Ausgangszustand (Tabelle 4.5-7).

Dabei kam es im Pflanzenbau kam in Betrieb A zu keinen bis geringen Veränderungen bei den oben genannten der Indikatoren.

In Betrieb B verbesserte sich durch den Ersatz von Silomais durch Klee gras im Szenario die Humusbilanz der Futtererzeugung im Ackerland deutlich. Dieses führte auch zu einer Verringerung der flächenbezogenen Treibhausgasemissionen.

In Betrieb C verschlechterten sich die Humussalden und die flächenbezogenen Treibhausgasemissionen, da durch den Weidegang auch die anfallende Wirtschaftsdüngermenge reduziert wurde.

Das Szenario für Betrieb D hatte keine Auswirkungen im Pflanzenbau, da die Tierzahl auf dem gesamten Betrieb nicht verringert wurde und die Futterproduktion für die Kühe und für die nun ausgemästeten Färsen zum Verkauf gleich blieb.

Produktbezogen wirken sich die pflanzenbaulichen Veränderungen in einzelnen Prozessschritten zum Teil deutlicher auf die Treibhausgasemissionen aus (Tabelle 4.5-8).

So blieben in Betrieb A die Werte der Treibhausgasemission pro kg Milch rechnerisch gleich. Jedoch stiegen die Emissionen bei der Futtererzeugung durch die schlechteren Humussalden der Körnerproduktion (Getreide für Kraftfuttereinsatz) gegenüber der Grünfütterproduktion. Die übrigen Werte wurden durch die erhöhte Milchmenge und die veränderte Rationszusammensetzung aber günstiger, so dass die Gesamtbilanz der Milchproduktion unverändert blieb.

Bei Betrieb B verminderte die reduzierte Menge an Importfuttermitteln, die durch den Weidegang verringerte Menge an Wirtschaftsdünger in Stall und Lager und die günstigeren Humussalden des Klee grasanbaus gegenüber Mais die Treibhausgasemissionen pro kg Milch (Tabelle 4.5-8). Insgesamt wurde bei Berechnung des Szenarios die Treibhausgasemission der Milcherzeugung leicht gesenkt (-48,9 g CO₂ Äquivalente pro kg ECM, -3,9% des Ausgangswertes).

In Betrieb C wirkte sich der verschlechterte Humussaldo ungünstig auf die Treibhausgasbilanz pro kg Milch aus (Tabelle 4.5-8). Dagegen wird sie durch die Reduktion von Importfuttermitteln leicht entlastet. Insgesamt verschlechterte sich die produktgebundene THG-Bilanz in Betrieb C beim gewählten Szenario um 23,5 g CO₂ Äquivalente pro kg ECM (+ 2,6% des Ausgangswertes).

In Betrieb D wurden durch die verringerte Tierzahl bei der Nachzucht die Treibhausgasemissionen pro kg Milch durch verringerte Emissionen aus der Verdauung, verringerte Wirtschaftsdüngermengen in Stall und Lager und den geringeren Futterbedarf konkret vermindert (Tabelle 4.5-8). Die produktgebundenen Treibhausgasemissionen sanken bei Einführung des Szenarios rechnerisch um 42,4 g CO₂ Äquivalente pro kg ECM (- 5% des Ausgangswertes).

Tabelle 4.5-7: Betriebsparameter und –indikatoren vor und nach Umsetzung von Szenarien zur Verbesserung des Tierwohls (Berechnet nach Schmid et al., 2013)

Kennzeichen	ME	Betrieb A	Szenario	Betrieb B	Szenario	Betrieb C	Szenario	Betrieb D	Szenario
LN	ha	55	55	51	51	957	957	1318	1318
Ackerland	ha	42	42	35	35	865	865	1260	1260
Grünland	ha	14	14	16	16	92	92	56	56
Getreide	% AL	27	27	60	60	62	62	60	60
Silomais	% AL			34	30	17	17	4	4
Kleegras	% AL	63	63	4	9	2	2	17	17
Zwischenfrucht	% AL	-	-	9	7	6	6	9	9
Humus-Saldo	kg C ha ⁻¹ AL	716	716	-161	-99	-235	-203	116	116
N-Saldo	kg N ha ⁻¹ LN	-19	-19	58	55	57	58	15	15
Energie-Input	GJ ha ⁻¹	4,9	4,9	13,9	13,6	10,7	10,6	6,6	6,6
Energie-Intensität	MJ GE ⁻¹	122	122	203	202	151	151	160	160
THG	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	-542	-539	2391	2227	2564	2486	912	912
	kg CO ₂ eq GJ ⁻¹	-4,3	-4,2	12,9	12,3	15,6	16,0	10,8	10,8

Tabelle 4.5-8: Treibhausgasemissionen (g CO₂ eq. kg⁻¹ ECM) vor und nach Umsetzung von Szenarien zur Verbesserung des Tierwohls (Berechnet nach Frank et. al., 2013)

	A			B			C			D		
	Original	Szenario	Δ	Original	Szenario	Δ	Original	Szenario	Δ	Original	Szenario	Δ
Futtererzeugung												
Erzeugung eigenes Futter	4	63	59,4	363	327	-36,5	294	339	45,3	59	61	2,0
Futterzukauf und Trinkwasser	2	62	59,6	228	228	0,3	116	167	50,5	11	11	0,4
	2	1	-0,2	135	99	-36,7	178	172	-5,2	49	50	1,6
THG aus Verdauung	492	473	-19,4	318	317	-1,3	300	293	-6,6	368	381	12,9
Futterlagerung	7	8	1,2	14	13	-0,4	9	7	-2,7	19	20	0,7
Haltungssystem	36	24	-11,9	9	9	-0,1	16	15	-0,1	10	10	0,4
Entmistung und Düngerlagerung	221	218	-3,7	134	124	-10,7	63	61	-2,3	118	122	4,2
Nachzucht	222	199	-23,9	366	366	0,0	186	176	-10,3	221	158	-62,6
Milchgewinnung	48	46	-1,2	44	44	0,0	46	46	0,1	47	47	0,0
Gesamtemissionen	1030	1031	1	1248	1199	-49	913	937	24	840	798	-42
THG aus Energieeinsatz	176	162	-14	193	187	-6	177	176	-1	170	166	-5
THG aus Anbau	3	56	53	385	354	-31	257	289	32	45	33	-12
N ₂ O	214	175	-39	183	186	3	140	138	-2	161	156	-5
CO ₂ aus Humusveränderung	-210	-119	91	117	113	-4	48	87	39	-117	-124	-7
CO ₂ aus iLUC	0	0	0	85	55	-30	69	64	-5	0	0	0
THG aus Stoffwechsel	614	582	-32	507	506	-1	400	394	-6	491	469	-22
THG aus Wirtschaftsdünger	237	231	-6	163	153	-10	80	77	-2	134	131	-4

4.5.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Auswirkungen der Haltungsumgebung auf die erhobenen Tierwohlindikatoren

Die Managementunterschiede zwischen den untersuchten Betrieben sind augenfällig. In den Betrieben A und D war die Körperkondition der Tiere schlechter als in B und C. Die dort gehaltenen HF Tiere neigen insgesamt eher dazu, Körperreserven für die Milchproduktion zu mobilisieren. Das Fleckvieh bzw. die Mehrassenkreuzung in Betrieb B und C sind dafür genetisch weniger disponiert. Insgesamt müsste das Futterregime der Betriebe A und D verändert werden, um geringere Anteile unterkonditionierter Tiere zu erreichen.

Für das Erreichen guter Werte beim Tierwohlprinzip „gute Fütterung“ nach Welfare Quality® (2009) sind Verfügbarkeit und Sauberkeit des Tränkewassers von hoher Bedeutung. Aber aktuelle Beratungsempfehlungen für die Versorgung mit Tränkewasser werden, wie auch die Ergebnisse von Barth et al. (2011) und Gratzner et al. (2011) zeigen, häufig in der Praxis nicht eingehalten. Hier gibt es also sehr einfach umzusetzendes Optimierungspotential. De Vriess et al. (2011) konnten in einer Literaturstudie aber einen direkten Zusammenhang z.B. zwischen der Anzahl von Tränkebecken und der Milchleistung nicht bestätigen. Jedoch stellten sie aus der Literatur einen indirekten Zusammenhang her, da die tatsächliche Wasseraufnahme der Tiere von der Anzahl der Tränkebecken bzw. von der Wassertroglänge pro Tier und dem Wassernachfluss abhängt. Zum Zusammenhang der Sauberkeit von Tränken mit der Milchleistung fanden die Autoren keine speziellen Studien.

Eine verbesserte Versorgung mit Tränkewasser wäre auf den untersuchten Betrieben relativ einfach umzusetzen und wäre unmittelbar förderlich für die Tierwohlsituation der Betriebe bzw. die Einstufung nach Welfare Quality® (2009). Damit möglicherweise verbundene Milchleistungssteigerungen würden die Treibhausgasemissionen der Milchproduktion in der Bilanz unmittelbar absenken, da mit der Trinkwasserversorgung nur geringe Treibhausgasemissionen verbunden sind (vgl. Tabelle 4.5-8, Betrieb A). Ebenso wenig würde eine Verbesserung der Sauberkeit der Tränken durch tägliche Kontrolle und Reinigung zusätzliche Treibhausgasemissionen auslösen.

Wie oben dargestellt, hatte das Einstreuregime Auswirkungen auf die Sauberkeit der Tiere. Die Verschmutzung am Unterbein, am Euter und in den oberen Körperregionen war in Betrieb C am geringsten. Dies ist auch in Übereinstimmung mit den in Betrieb C als sehr sauber eingestuften Liegeflächen am Erhebungstag.

Weiterhin ist festzuhalten, dass in den Betrieben A und D im untersuchten Winterhalbjahr weniger Lahmheiten bei den Tieren bonitiert wurden als in den Betrieben B und C. Ob dies in Zusammenhang mit dem in diesen Betrieben im Sommerhalbjahren angebotenen Weidegang und Außenauslauf steht, oder auf Unterschiede in der Liege- und Laufflächenausgestaltung zurückzuführen ist, kann aufgrund der derzeitigen Erhebungsdaten nur aus dem Winterhalbjahr nicht geschlussfolgert werden. In Studien mit einem direkten Vergleich von Kühen mit und ohne Weidegang im Sommerhalbjahr verminderte Weidegang das Auftreten von Lahmheiten auf einer Skala von 1-5 um 0,22 Skalenwerte pro Woche (Hernandez-Mendo 2007). Die dort untersuchten Tiere waren bei Weidegang aktiver und es wurde angenommen, dass sie durch den Untergrund Lahmheiten und Klauenverletzungen dort besser auskurieren konnten. Auch beim Vergleich von Tiergruppen in ganzjähriger Stallhaltung mit Tiergruppen mit Weidegang in der Weideperiode über das ganze Jahr – bei sonst gleicher Stallumgebung im gleichen

Stall (Gummimatten) – traten ebenfalls geringere Probleme mit der Klauengesundheit und Beweglichkeit bei der Gruppe mit Weidegang auf (Olmos et al. 2009).

Daher ist bei den Tieren in Betrieb A, bei denen keine Lahmheiten gefunden wurden, anzunehmen, dass der weiche Untergrund und die Bewegungsfreiheit im Tretmiststall und der ganzjährige Auslauf bzw. Weidegang förderlich auf die Gesundheit der Gliedmaßen wirkten. Solch positive Effekte von Haltungssystemen mit freier eingestreuter Liegefläche auf die Lahmheitsprävalenz wurden auch in anderen aktuellen Studien beschrieben (z.B. Barth et al. 2011, Brinkmann und March 2010). In Boxenlaufställen waren in diesen Untersuchungen signifikant mehr lahme Kühe anzutreffen, als in Systemen mit freier, tief eingestreuter Liegefläche.

Dagegen wurden Klauengesundheitsprobleme in Betrieb C beim Betriebsbesuch durch den Betriebsleiter benannt und spiegeln sich auch in den Erhebungsdaten an den Tieren (Tabelle 4.5-3) und in den Medikationen wieder (Daten hier nicht dargestellt).

Der erhöhte Anteil bei den Hautverletzungen erklärt sich in Betrieb A vermutlich durch die Behornung der Tiere. Auffällig ist in diesem Zusammenhang auch die geringe Ausweichdistanz der Tiere, welche als Indikator für eine gute Mensch-Tier-Beziehung verwendet wird. Die geringeren Werte für die agonistische Interaktion in diesem Betrieb im Vergleich zu den drei anderen Betrieben erklären sich eventuell auch durch das großzügig bemessene Platzangebot für die Tiere. Die Liegefläche ist ohne Hindernisse frei zugänglich, so dass ein Ausweichverhalten jederzeit möglich ist. Durch die gemeinsame Haltung der trockenstehenden und der laktierenden Kühe und dadurch seltenes Umgruppieren besteht vermutlich eine sehr stabile Rangordnung in dieser Herde. Daher sind diese Ergebnisse erklärlich. Dass keine Kopfstöße in dieser Herde beobachtet wurden (Tabelle 4.5-3) kann vermutlich durch die behornten Tiere und größere Vorsicht und früheres Zurückweichen der Tiere bei Annäherung ranghöherer Tiere erklärt werden, da schmerzhaft Erfahrungen vorliegen.

In Betrieb C gibt es eine hohe Anzahl von Tieren mit Ausweichdistanzen von über einem halben Meter. Das kennzeichnet eine ungünstigere Mensch-Tier-Beziehung als in den anderen drei Betrieben. Dieses Ergebnis könnte durch die weiten zurückzulegenden Wege für das Umtreiben der Tiere über den zentralen Mittelgang, das häufige Durchfahren des Stalls mit Fahrzeugen für die Entmistung und insgesamt in der hohen Anzahl zu betreuender Tiere im Stall seine Erklärung finden. Vor allem beim Tierumtrieb vom und zum Melkstand wirkten die Tiere am Besuchstag nervös und legten viele Stecken hektisch rennend zurück. Hier könnte vermutlich durch einen ruhigeren Umgang des Personals beim Treiben und Handhaben der Tiere eine Verbesserung erzielt werden. Die Ergebnisse der qualitativen Verhaltensbeurteilung zur Einstufung des emotionalen Zustands der Herde durch Beobachtung der ungestörten Herde sind in Betrieb C nicht auffällig (Tabelle 4.5-3).

Die nach Welfare Quality® (2009) ermittelten Daten auf den vier untersuchten Betrieben liegen bei den Erfassungsgrößen im Datenbereich anderer Erhebungen (Gratzer et al., 2011; Barth et al., 2011). Eine exzellente Situation besteht bei den Tierwohlprinzipien bei Scores über 80. Verbesserungen können also auf allen Betrieben angestrebt werden (Tabelle 4.5-4).

Auf Ebene der Gesamtbewertung sind die Ergebnisse für die vier analysierten Betriebe gut bzw. akzeptabel (Tabelle 4.5-4). Auch Kirchner et al. (2014), die Öko- und Low-Input-Betriebe in der EU analysiert haben, kamen für ihre Betriebe überwiegend zu Bewertungen in diesem Bereich.

Einschätzungen zum Arzneimitteleinsatz in den Betrieben

Aus den Erfahrungen bei der Auswertung der Verwendung von Tierarzneimitteln können Rückschlüsse auf die zukünftig zu verwendende Methodik gezogen werden.

Grundsätzlich erwies sich die Digitalisierung der Anwendungs- und Abgabebelege und des Stallbuchs als sehr zeitaufwändig. Nur etwas weniger aufwändig war die Überprüfung der digital vorliegenden Stallbücher als Auszug aus dem betriebsindividuellen Herdenmanagementprogramm. Es gab häufig Mängel, die eine automatisierte Auswertung behinderten, wie z.B. Tippfehler in den Medikamentennamen und Diagnosen oder die falsche Auswahl der Einheit der Dosis (ml statt Stück Euterinjektor, mg statt ml). Fehlerhafte Dokumentationen traten sowohl in den Aufzeichnungen der Tierärzte als auch in denen der Landwirte immer wieder auf. In jedem Fall sind auch elektronische Bestandsbücher umfangreich zu überprüfen und ggf. nachzubessern bzw. den Auswertungserfordernissen anzupassen.

Die Auswertung der Anwendungs- und Abgabebelege wird in Zukunft nah an die Methodik und Systematik der Einteilung der Arzneimittel in Gruppen der VETCAB-Studie (van Rennings et al., 2013a; 2013b) angelehnt werden. Dabei werden angemessene Anpassungen vorgenommen werden, um die Spezifika von Milchviehbetrieben im Allgemeinen und die Eigenarten der Pilotbetriebe im Besonderen ausreichend abbilden zu können. Ziel dabei ist es unter anderem, Wirkstoffmengen zu berechnen, die kurativ oder prophylaktisch angewendet wurden. Auch die Anzahl der Behandlungstage (nach den Kriterien des AMG) sollen ermittelt werden.

Zum anderen sollen die Milchmengen bestimmt werden, die aufgrund von Wartezeitbeschränkungen nicht an die Molkerei geliefert werden konnten. Zur Ermittlung der produktbezogenen Klimawirkung wird aktuell in der Regel die Zahl aus der Milchleistungsprüfung verwendet. Diese ist ggf. höher als die Milchmenge, die aufgrund von Wartezeitbestimmungen verkauft werden kann. Der Faktor ist unter Umständen relevant für die produktbezogene Treibhausgasemission und abhängig vom Auftreten von Mastitiden und unmittelbar durch deren aktuelle Medikation.

In der Zukunft wird die Verknüpfung einer tierärztlichen Behandlung mit Laktationsstadium (über die Daten der Milchleistungsprüfung, MLP), Milchqualität (aus der MLP und Molkereiabrechnungen) und Futtermittelqualität Hinweise auf Verbesserungspotentiale im Management des Milchviehbetriebes geben. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse ermöglichen in Kombination mit den Ergebnissen der Tierwohlerhebung, den Pilotbetriebsleiter zielgerichtet zu informieren.

Die zunehmend vollständigere Dokumentation der Arzneimittelbehandlungen im Laufe der letzten Jahre, wie sie auch in den Betrieben C und D gefunden wurde (Abbildung 4.5-6), steht insbesondere im Zusammenhang mit den beginnenden Diskussionen um die 16. Novelle des Arzneimittelgesetzes (AMG 2014), die 2014 in Kraft getreten ist (Kreienbrock, 2015; pers. Mitteilung). Auch andere Anpassungen an Vorgaben verschiedener Art können Unterschiede in der Dokumentationsart und -tiefe begründen.

Eine solche systematische Veränderung im Verhalten bei der Dokumentation bedeutet, dass ein Vergleich zwischen verschiedenen Jahren im Projekt nicht leicht möglich ist. Ähnlich schwierig für den Vergleich zwischen den Jahren bzw. zwischen Betrieben können sich der Wechsel von Personal und Software sowohl auf Landwirts- als auch auf Tierarztseite auswirken. Als Problemlösung könnte das intensive Gespräch mit den Pilotbetriebsleitern, das im Projekt gesucht werden soll, gesehen werden, um über etwaige systematische Änderungen informiert zu sein. Zum anderen werden die Datensätze in

Zukunft vermutlich in Abhängigkeit von noch zu definierenden Brüchen in der Dokumentation ausgewertet werden müssen.

Die geringeren Schwankungen in der Dokumentationsdichte bei den Tierarzneimittelgruppen in den Betrieben A und B sind vermutlich auf die dort geringeren Tierzahlen als in C und D zurückzuführen, so dass hier leichter andere Effekte überlagern könnten. Zum anderen werden Betrieb A und B vom gleichen Tierarzt betreut, so dass seitens des Tierarztes keine zusätzlichen Effekte eingebracht werden.

Auswirkungen von Managementänderungen zur Verbesserung der Situation der Tiere auf die Klimawirkung der Milchproduktion und die Ressourceneffizienz

Die Ergebnisse der Szenarienrechnungen zur Verbesserung der Situation der Tiere sind folgendermaßen einzuschätzen:

Bezogen auf die pflanzenbaulichen Indikatoren und die produktgebundenen Treibhausgasemissionen werden auf den Betrieben durch die Umsetzung der Szenarien rechnerisch nur Änderungen von wenigen Prozent ausgelöst.

In Betrieb A bleibt die produktgebundene Klimawirkung der Milchproduktion im Szenario zur Steigerung des Kraftfuttereinsatzes nahezu konstant. Es ist davon auszugehen, dass sich die Erlössituation des Betriebes durch die Steigerung der Milchmenge um knapp 20 Prozent deutlich positiv verändern wird. In Bezug auf das Tierwohl kann davon erwartet werden, dass durch die moderate Ergänzung von Kraftfutter in der Ration die Tiere in den verschiedenen Laktationsphasen leistungsgerechter gefüttert werden können und der ermittelte Anteil unterkonditionierter Kühe (Tabelle 4.5-3) abgesenkt werden könnte. Bei gleicher Gesamt-Milcherzeugung könnten auch weniger Tiere gehalten werden, was weitere Kosteneinsparungen zur Folge hätte. Das Platzangebot für die Tiere könnte dann noch weiter erhöht und weitere Ausweichmöglichkeiten angeboten werden. Dadurch könnten die aufgefallenen Verletzungen durch Hornstöße eventuell weiter abnehmen. Diese Punkte könnten die Welfare Einstufung des Betriebes in Richtung der Zielgrößen weiter verbessern. Da der Betrieb bedingt durch den hohen Humussaldo CO₂ festlegt, hat die Verschlechterung der Humus- und Klimabilanz des Ackerbaus im Szenario zwar Auswirkungen, ist aber akzeptabel. Bei einer möglicherweise durch die höhere Milchleistung verringerten notwendigen Tierzahl für das Produktionsziel des Betriebes, - dies wäre ein mögliches Folgeszenario - müsste auch weniger Klee gras für die Fütterung angebaut werden und es würde weniger Wirtschaftsdünger anfallen. Dieses hätte wiederum Auswirkungen auf die Humusbilanz; gegebenenfalls würde auch das Ertragsniveau im Ackerbau absinken.

Im Szenario für den Betrieb B würde Weidegang bei den Trockenstehern die Bewegungsmöglichkeiten und die Möglichkeit, das art eigene Verhalten auszuleben, in den Weidephasen unmittelbar verbessern. Dem relativ hohen Anteil an Lahmheiten (Tabelle 4.5-3) könnte durch verbesserte Bewegungsmöglichkeiten und den anderen Untergrund auf der Weide in gewissem Maße vorgebeugt werden. Zudem wäre die Verschmutzung der Tiere bei Weidegang geringer. Neben den tierwohlrelevanten Aspekten wäre eine ressourcenschonende Wirkung der Einführung von Weidegang durch den verminderten Energieaufwand für die Futterbergung, -lagerung und die Futtervorlage im Stall gegeben. Zusätzlich verbessert der Ersatz von Silomais durch Klee gras die Humussalden im Ackerland mit günstiger Wirkung für die

Bodenfruchtbarkeit, verringert den N-Saldo sowie das Risiko der N-Auswaschung durch Einsparung von Mineraldünger. Die produktgebundenen THG-Emissionen pro kg Milch sinken.

Bei Weidegang für die Trockensteher entsteht jedoch zusätzlicher Aufwand bei Umzäunung, Wasserversorgung auf der Weide, Tierkontrolle und Viehtrieb. Arbeitswirtschaftliche Gesichtspunkte sind daher bei einer Veränderung des Managements zur Umsetzung des Szenarios neben den positiven Wirkungen auf das Tierwohl, Ressourceneinsparung und Ressourcenschutz in Betrieb B bedeutsam.

In Betrieb C würden durch die Einführung von Weidegang für Jungtiere und Trockensteher ebenfalls Bewegungsmöglichkeiten und mehr Spielraum für artiegenes Verhalten ermöglicht. Die im Betrieb berichteten Probleme mit der Klauengesundheit und die diagnostizierten hohen Anteile an lahmen Tieren (Tabelle 4.5-3) können möglicherweise durch den trockenen bzw. anderen Untergrund und die Bewegungsmöglichkeiten in den Weidephasen weiter eingedämmt werden. Im Szenario wurde durch die Weidehaltung die verfügbare Wirtschaftsdüngermenge reduziert. Durch die dadurch ungünstigere Humusbilanz wurde die Treibhausgasbilanz der Milchproduktion in Betrieb C leicht verschlechtert, jedoch sind Verbesserungen für das Tierwohl durch den eingeführten Weidegang zu erwarten.

Mit dem Szenario für Betrieb D wird mit minus 5 % die höchste Verbesserung bei der potentiellen Klimawirkung pro kg erzeugter Milch (ECM) erreicht. Jedoch erfordert die Erhöhung der Nutzungsdauer der Tiere ein verbessertes Management gerade im Gesundheitsbereich und ist bei gleichbleibender Milchleistung für den Betrieb derzeit ein noch hypothetischer Ansatz. Durch verbesserte Haltung oder Behandlung der Tiere sollte die Remontierungsrate gesenkt werden. Die angenommene Verbesserung der Tiergesundheit und Verlängerung der Lebenszeit wären in jedem Fall positiv für das Tierwohl.

Wie solcherlei Ansätze zur Verbesserung von Tiergesundheit und Tierwohl in praktischen Betrieben umzusetzen sind, muss im fortlaufenden Projekt im Gespräch mit den Betriebsleiterinnen und Betriebsleitern unter Berücksichtigung der aktuell auftretenden Tiergesundheits- und Tierwohlfragen erarbeitet werden.

Schlussfolgerungen

Vor dem Hintergrund systematischer Erhebungen zu Tierwohlindikatoren, Haltungsumwelt und Management in der Milchviehhaltung können Szenarien erstellt werden, die zum Ziel haben, die Tiergesundheit und das Tierwohl zu verbessern. Auf gesamtbetrieblichen Daten basierende Bilanzen von vier Milchviehbetrieben zeigten, dass Umstellungen in Fütterung, Haltung und Management zur Verbesserung der Tiergesundheit und des Tierwohls die produktgebundene Klimawirkung der Milchproduktion nur untergeordnet beeinflussen. Wegen der engen Verzahnung von Tiergesundheit, Tierwohl, Gesundheitsmanagement und Haltungs- und Fütterungsfragen im Betrieb mit der Leistung der Tiere und der Umweltwirkung der Produktion sind die Belange des Tiers als Steuergröße für betriebliche Veränderung daher unbedingt zu beachten. Win-win-Situationen für das Tier und die Umwelt sind bei betriebsindividueller wie evidenzbasierter Vorgehensweise zu erwarten.

Danksagung

Wir danken am Thünen-Institut für Ökologischen Landbau herzlich Herrn Peter Kreimeier für die Anfertigung der 3D-Ansichten der Stallungen, Frau Dr. Kathrin Wagner für Zusammenstellungen der Tierwohl-daten für die Auswertung und Herrn Peter Hinterstoißer für die kurze Futtermittelkalkulation.

4.5.5 Literatur

AMG (2014) Arzneimittelgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. Dezember 2005 (BGBl. I S. 3394), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 17. Dezember 2014 (BGBl. I S. 2222) geändert worden ist. http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/amg_1976/gesamt.pdf Zugriff: 25.01.2015

Bareille N, Beaudeau F, Billon S, Robert A, Faverdin P (2003) Effects of health disorders on feed intake and milk production in dairy cows. *Livestock Production Science* 83(1):53-62

Barth K, Brinkmann J, March S (Hrsg.) (2011) Gesundheit und Leistungsfähigkeit von Milchkühen im ökologischen Landbau interdisziplinär betrachtet – eine (Interventions-) Studie zu Stoffwechselstörungen und Eutererkrankungen unter Berücksichtigung von Grundfuttererzeugung, Fütterungsmanagement und Tierhaltung. Abschlußbericht BÖLN, Thünen_Institut für Ökologischen Landbau, Westerau. Online: << www.orgprints.org/25133/>> abgerufen am 27.01.2015

Brenninkmeyer C, Dippel S, March S, Brinkmann J, Winckler C, Knierim U (2007) Reliability of a subjective gait scoring system for dairy cows. *Animal Welfare* 16 (2):127-130

Brinkmann J und March S (2010) Tiergesundheit in der ökologischen Milchviehhaltung - Status quo sowie (Weiter-) Entwicklung, Anwendung und Beurteilung eines präventiven Konzeptes zur Herdengesundheitsplanung. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen

Bicalho RC, Warnick LD, Guard CL (2008) Strategies to analyze milk losses caused by diseases with potential incidence throughout the lactation: A lameness example. *J Dairy Sci* 91(7):2653-2661

Brade W, Dämmgen U, Lebzien P, Flachowsky G (2008) Milk Production and Emissions of Greenhouse Gases: Consequences for the Future Milk Cattle Breeding in Germany', *Tierärztliche Umschau*, 63 (2008):189-99

Byrt T, Bishop J, Carlin JB (1993) Bias, prevalence and kappa. *Journal of Clinical Epidemiology* 46:423-429

Cohen J (1960) A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20 (1960):37-46

Coignard M, Guatteo R, Veissier I, Lehébel A, Hoogveld C, Mounier L, Bareille N (2014) Does milk yield reflect the level of welfare in dairy herds? *The Veterinary Journal* 199(1):184-187

de Vries M, Bokkers EAM, Dijkstra T, dan Schaik G, de Boer IJM (2011) Invited review: Associations between variables of routine herd data and dairy cattle welfare indicators. *J Dairy Sci* 94(7):3213-3228

Fleiss JL, Levin B, Paik MC (2003) *Statistical Methods for Rates and Proportions*. John Wiley & Sons, NewYork/USA. Zitiert in: Woodward M (2005) *Epidemiology - Study Design and Data Analysis*, chapter 2: Basic Analytical Procedures, 2nd ed., Chapman & Hall, Boca Raton/USA, p.99. ISBN 1-58488-415-0

Frank H, Schmid H, Hülshbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. In: Hülshbergen K-J, Rahmann G (eds) *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*, Thünen Rep 8. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 139-166

Fregonesi JA, Leaver JD (2002) Influence of space allowance and milk yield level on behaviour, performance and health of dairy cows housed in strawyard and cubicle systems. *Livestock Production Science* 78(3):245-257

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

Gratzer ET, Whistance LK, Ivemeyer S, March S, Brinkmann J, Hansen B, Henriksen BIF, Huber J, Leeb C, Mejdell C, Neale M, Nicholas P, Roderick S, Rogerson I, Smolders G, Stöger E, Vaarst M, Walkenhorst M, Winckler C (2011) Assessing Animal Health and Welfare in organic dairy farming – A baseline study in seven European countries. In: Gratzer ET (2011) *Animal health and welfare planning in Austrian organic dairy farming*. Doctoral Thesis, University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), pp 103

Green LE, Hedges VJ, Schukken YH, Blowey RW, Packington AJ (2002) The impact of clinical lameness on the milk yield of dairy cows. *J Dairy Sci* 85(9):2250-2256

Henriksson M, Flysjo A, Cederberg C, Swensson C (2011). Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. *Animal* 5(9):1474-1484

Hernandez-Mendo O, von Keyserlingk MAG, Veira DM, Weary DM (2007) Effects of Pasture on Lameness in Dairy Cows. *J. Dairy Sci.* 90:1209–1214

Hülshbergen K-J, Rahmann G (eds.) (2013) *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*, Thünen Rep 8. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, 398 S

Knaus W (2009) Dairy cows trapped between performance demands and adaptability. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 89(7):1107-1114

Lehmann JO, Mogensen L, Kristensen T (2014) Extended lactations may improve cow health, productivity and reduce greenhouse gas emissions from organic dairy production. *Org. Agr.* 4:295–299

March S, Brinkmann J, Winckler C (2007) Effect of training on the inter-observer reliability of lameness scoring in dairy cattle. *Animal Welfare* 16:131-133

Nguyen TTH, Doreau M, Corson MS, Eugene M, Delaby L, Chesneau G, Gallard Y, van der Werf HMG (2013) Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *J Environ Manage* 120:127-37

O'Brien D, Shalloo L, Patton J, Buckley F, Grainger C, Wallace M (2009) A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* 107 (2012):33-46

Olmos G, Boyle L, Hanlon A, Patton J, Murphy JJ, Mee JF (2009) Hoof disorders, locomotion ability and lying times of cubicle-housed compared to pasture-based dairy cows. *Livest Sci* 125(2-3):199-207

Oltenacu PA, Broom DM (2010) The impact of genetic selection for increased milk yield on the welfare of dairy cows. *Anim Welfare* 19:39-49

Piatkowski B, Jentsch W, Derno M (2010) New results on methane production and its estimation for cattle. *Züchtungskunde* 82(5):400-407

van Rennings L, Merle R, von Münchhausen C, Stahl J, Honscha W, Käsbohrer A, Kreienbrock L (2013a) Variablen zur Beschreibung des Antibiotikaeinsatzes beim Lebensmittel liefernden Tier. *Berl. Münch. Tierärztl. Wochenschr.* 126, 297–309 (2013). DOI 10.2376/0005-9366-126-297

van Rennings L, von Münchhausen C, Honscha W, Ottilie H, Käsbohrer A, Kreienbrock L (2013b) Repräsentative Verbrauchsmengenerfassung von Antibiotika in der Nutztierhaltung – Kurzbericht über die Ergebnisse der Studie "VetCAb-Pilot". Fachinformation (Stand: 9. Juli 2013). http://www.vetcab.de/fachinformation_vetcab_20130709.pdf Zugriff: 01.12.2014

Warnecke S, Paulsen HM, Schulz F, Rahmann G (2014) Greenhouse gas emissions from enteric fermentation and manure on organic and conventional dairy farms - an analysis based on farm network data. *Organic Agriculture* 4(4):285-293

Welfare Quality® (2009) Welfare Quality® assessment protocol for cattle. Chapter 6: Welfare Quality® applied to dairy cows. Welfare Quality® Consortium, Lelystad, Netherlands

Winckler C, Knierim U (2014) Welfare Quality® assessment protocol – Milchkühe und Mastrinder. In: KTBL (Hrsg.) Tiergerechtigkeit bewerten. KTBL Darmstadt, 7-17

Yan MJ, Humphreys J, Holden NM (2013) Life cycle assessment of milk production from commercial dairy farms: the influence of management tactics. *J. Dairy Sci.* 96:4112–4124

4.6 Ableitung von Beratungsansätzen zur Klimaschutzberatung von Milchviehbetrieben

Annika Lenz, Helmut Frank, Michaela Braun, Stephanie Fischinger

Zusammenfassung

Der Beitrag beschreibt die Entwicklung eines Beratungsansatzes zur Klimaschutzberatung von Milchviehbetrieben in Deutschland. Im Projekt wurde ein mehrstufiges Beratungsmodell entwickelt, das hier speziell für die Milchviehhaltung weiterentwickelt wird.

Zur Bewertung der Treibhausgasemissionen der Betriebe und zur Identifizierung von Stärken und Schwächen ist ein Beratungswerkzeug notwendig, das mit relativ geringem Zeit- und Datenbedarf die betriebliche Situation abbildet. Darauf aufbauend können Entwicklungsziele erarbeitet werden und geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des Klimaschutzes abgeleitet werden.

Ziel ist es, einen Maßnahmenkatalog zu entwickeln, in dem Ansätze zur Verminderung von Treibhausgasemissionen für Milchviehbetriebe gesammelt, kategorisiert und bewertet werden. Grundlage hierfür ist eine umfangreiche Literaturrecherche, deren Ergebnisse in diesem Beitrag dargestellt werden. Es zeigt sich, dass es eine Vielzahl von Ansätzen gibt, deren Wirkungen auf den Gesamtbetrieb aber sehr komplex sind, so dass es nicht immer pauschal vorhersagbar ist, ob die Maßnahmen zu einer Reduktion der Gesamtemissionen führen. Eine einzelbetriebliche Bewertung ist also in jedem Fall notwendig, z.B. durch Szenariorechnungen. Hier müssen weitere Forschungsarbeiten anknüpfen, um besonders vielversprechende Maßnahmen zu identifizieren, ihre Wirkungen auf andere Bereiche des Betriebs (z.B. Ökonomie) zu bewerten und die Akzeptanz bei den Betriebsleitern zu untersuchen.

Schlüsselwörter: Beratung, nachhaltige Entwicklung, Milchproduktion, Klimaschutz

Abstract

This article documents the development of a concept for advice in climate friendly dairy farming in Germany. An existing concept for sustainability consultancy is now enumerated for the evolution of dairy farming to a more climate friendly management.

For the evaluation of greenhouse gas emissions an assessment tool is needed to identify strengths and weaknesses of the farm without requiring much time and data. Based on these results new objectives for the farm development can be defined and measures established.

The goal is, to develop a set of measures to reduce greenhouse gas emissions in dairy farming. Therefore suitable measures have to be selected, categorised and rated. The wide literature research described in this article is the basis for this package of measures. The results show, that there is a huge amount of possible approaches, but the overall effects for a whole farm are uncertain because of the complex interactions between the sections of the farms. It is impossible to forecast the impacts for the greenhouse gas emissions in all cases. Hence an individual evaluation is needed, e.g. in terms of scenario analysis. Further research activities have to tie in here to identify particularly suitable measures, to

evaluate the effects on other parts of the farms (for example the economic results of the farm) and to monitor the farmers' acceptance of these measures.

Keywords: advice, sustainable development, dairy, climate protection

4.6.1 Einleitung

Landwirtschaftliche Betriebe hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit und Klimawirkungen zu bewerten, ist eine wissenschaftliche Herausforderung (Bockstaller et al., 2009; KTBL, 2009). Die Komplexität und die vielfältigen Interaktionen zwischen den Teilbereichen des Betriebes machen eine gesamtbetriebliche Betrachtung nötig. Für die Beratung stehen momentan keine praxisanwendbaren Instrumente zur Verfügung, die der komplexen Thematik Nachhaltigkeit und Klimaschutz gerecht werden. Aus diesem Grund sind im Projekt Pilotbetriebe erste Schritte zur Erstellung von Nachhaltigkeits- und Klimaschutz-Beratungskonzepten und -instrumenten unternommen worden (Frank et al., 2013a). Als erster Schritt wurde ein Beratungsinstrument zur Humusbilanzierung entwickelt, das in kurzer Bearbeitungszeit und mit begrenztem Datenbedarf je Untersuchungsbetrieb eine fundierte Bewertung ermöglicht und hierbei Standort- und Managementeinflüsse ausreichend berücksichtigt. Die Ergebnisse der Humusbilanz, z.B. die Humussalden und die berechnete C-Sequestrierung, sind als Indikatoren zur Nachhaltigkeit der Flächennutzung und als Bilanzgröße der Treibhausgasbilanz nutzbar.

In diesem Beitrag steht die Klimaschutzberatung für Milchviehbetriebe im Fokus. Dazu werden die Grundzüge des Beratungsansatzes kurz skizziert, die Ergebnisse der Literaturrecherche für Maßnahmen zur Verbesserung der Klimawirkungen von Milchviehbetrieben dargestellt und Anforderungen an eine Klimaschutzberatung erörtert sowie die weitere Entwicklungsarbeit aufgezeigt.

4.6.2 Mehrstufiges Konzept für eine Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung

Die Analyse von Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben steht insbesondere in der Beratung im Spannungsfeld, einerseits möglichst exakte Ergebnisse zu liefern, aber andererseits den Zeitaufwand und Datenbedarf möglichst gering zu halten. Gleichzeitig sind die Sensibilisierung für die Thematik, der Wissensstand und die Motivation der Betriebsleiter sehr unterschiedlich. Daraus ergeben sich auch unterschiedliche Ziele, die von den Betriebsleitern mit der Beratung verbunden sind: Neben reiner Information kann es darum gehen, die Stärken und Schwächen des Betriebs herauszuarbeiten und an diesen gezielt zu arbeiten. Auch von den Beratungsorganisationen und -unternehmen, den Anbauverbänden, teilweise auch von Verarbeitung und Handel werden verschiedene Ziele mit der Beratung im Bereich Nachhaltigkeit und Klimaschutz verbunden, hierzu zählen z.B. die Sensibilisierung für eine nachhaltige Wirtschaftsweise, die Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit und Zukunftsfähigkeit der Betriebe, die Motivation für die Umsetzung von Klimaschutzstrategien, die Pflege des Kontakts zu den (Mitglieds-)Betrieben. Ein Beratungsangebot muss außerdem den sehr unterschiedlichen Voraussetzungen auf den Betrieben Rechnung tragen. Neben den oben genannten persönlichen Faktoren Wissensstand und Motivation sind das auch die Qualität und Verfügbarkeit der benötigten Daten und die unterschiedliche Struktur und Vielfalt der Betriebe (Frank et al., 2013a).

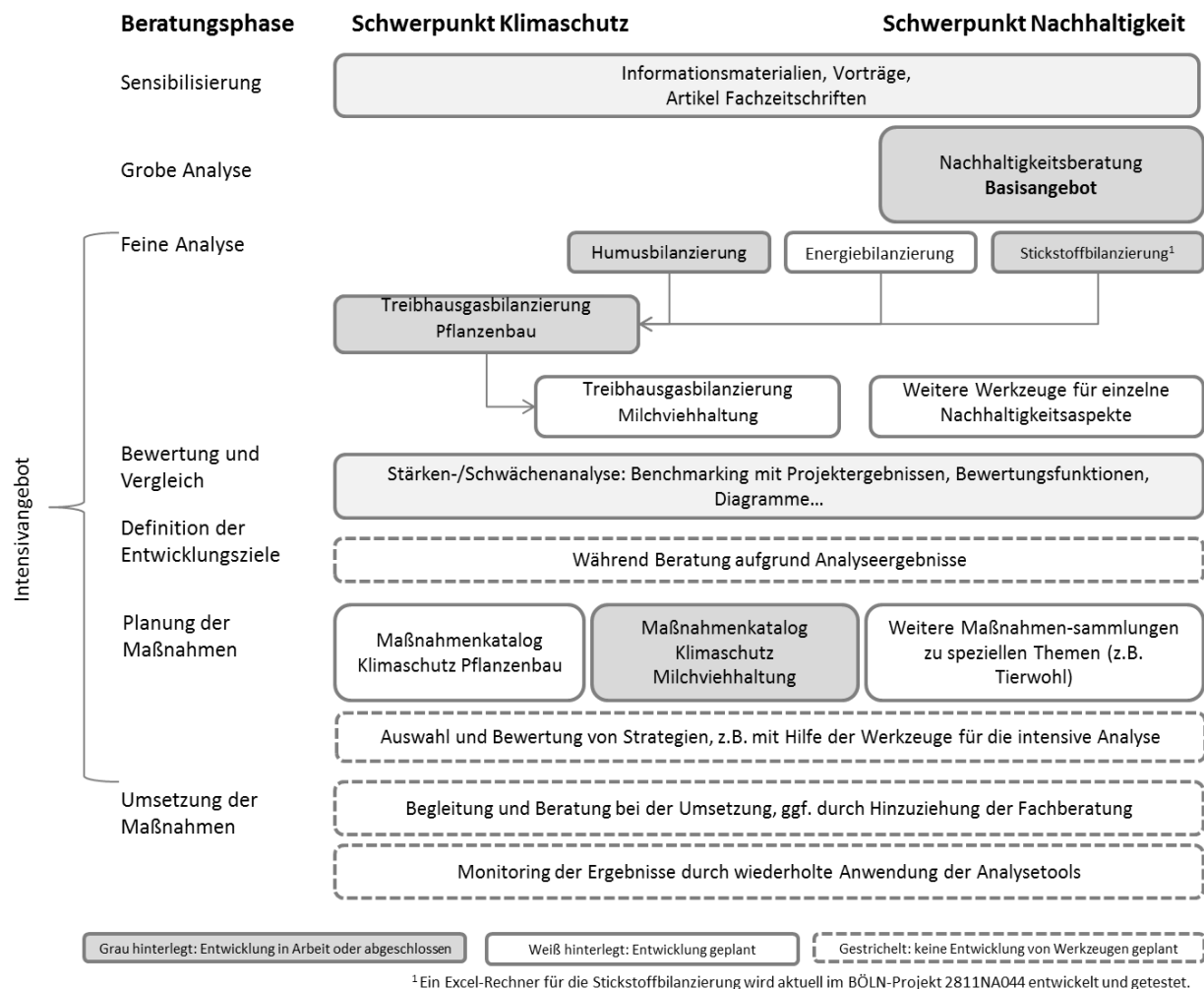


Abbildung 4.6-1: Beratungsphasen und -instrumente der Nachhaltigkeits- und Klimaschutzberatung.

Im Projekt Pilotbetriebe wurde aus diesen Überlegungen ein zweistufiges Beratungsangebot entwickelt (siehe Abbildung 4.6-1): Das Basisangebot ist das Einstiegsangebot und dient in erster Linie der Sensibilisierung und Information der Betriebsleiter und soll zur Auseinandersetzung mit dem eigenen Betrieb sowie für Veränderungen motivieren. Überwiegend durch Selbsteinschätzung und Einschätzung eines Beraters werden die einzelnen Nachhaltigkeitsbereiche auf dem Betrieb analysiert. Problembereiche sollen so erkannt und erste Schritte für Veränderung gefunden werden. Der Zeitbedarf wird auf ca. drei bis vier Stunden geschätzt (Details siehe Frank et al., 2013a).

Beim Intensivangebot wird ein Teilbereich der Nachhaltigkeit, z.B. die Humus- und Nährstoffversorgung oder die Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung intensiv analysiert (siehe Abbildung 4.6-1). Hierfür werden Instrumente benötigt, die eine fundierte Bewertung mit überschaubarem Aufwand und Dateninput ermöglichen. Als erster Schritt wurde hierfür ein Excel-Rechner für die Humusbilanzierung entwickelt. Der Humushaushalt ist ein wichtiger Indikator für die Bodenfruchtbarkeit und hat durch Freisetzung oder Festlegung von Kohlenstoff auch einen großen Einfluss auf das Klima. Zudem stößt die-

ser Themenbereich auf sehr viel Interesse bei den Praktikern und Beratern, weshalb hier die ersten Arbeiten angesetzt haben. Im BÖLN-Projekt 2811NA044 wird zudem ein Stickstoffbilanzrechner entwickelt, der ebenfalls in Kürze zur Verfügung stehen wird. Grundsätzlich können diese Beratungsinstrumente auch in der produktionstechnischen Beratung Anwendung finden. Geplant sind im BÖLN-Projekt 2812NA079 die Entwicklung eines Energiebilanzrechners und die Zusammenführung in einen Klimaschutzrechner (Treibhausgasbilanzrechner) für den Pflanzenbau.

Neben den Analyseinstrumenten für die Beratung ist eine Hilfe für die Interpretation der Ergebnisse wichtig. Aus den Ergebnissen müssen die Stärken und Schwächen der Betriebe erkenntlich werden (siehe Abbildung 4.6-1). Erfahrungen aus dem Projekt zeigen, dass hier z.B. Methoden des Benchmarkings, teilweise auch Bewertungsfunktionen besonders geeignet sind. Für ein Benchmarking könnten z.B. die Ergebnisse der Pilotbetriebe genutzt werden.

Nachdem im Beratungsprozess Stärken, Schwächen und Ziele des Betriebs herausgearbeitet wurden, kann mit der Maßnahmenplanung begonnen werden (siehe Abbildung 4.6-1). Hierzu ist es zunächst wichtig, mögliche Maßnahmen zu kennen sowie ihre Wirkungen und Praxistauglichkeit abschätzen zu können. Hierzu ist es abhängig vom Thema sinnvoll, einen Maßnahmenkatalog und ggf. einen Entscheidungsbaum zu nutzen. Für die konkrete Planung der Maßnahmen und die Begleitung der Umsetzung kann es sinnvoll sein, die Fachberatung einzubeziehen. Ggf. ist im Sinne einer stetigen Weiterentwicklung mit zeitlichem Abstand eine erneute Analyse und Beratung sinnvoll.

Als Grundlage für einen Maßnahmenkatalog für den Klimaschutz in der Milchviehhaltung wurde eine umfangreiche Literaturanalyse durchgeführt, die im folgenden Kapitel dargestellt wird.

4.6.3 Vorarbeiten für die Klimaschutzberatung für Milchviehbetriebe

4.6.3.1 Ergebnisse einer Literaturrecherche und aus dem Projekt Pilotbetriebe: Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Grundlagen der Klimaschutzberatung für landwirtschaftliche Milchviehbetriebe sind neben methodischer Beratungskompetenz sowohl Instrumente zur Analyse der Treibhausgasflüsse als auch das Wissen um geeignete Maßnahmen, um die Treibhausgasemissionen der landwirtschaftlichen Produktion zu reduzieren.

In diesem Kapitel wird eine Übersicht über die in der Literatur diskutierten Ansätze zur Reduzierung der Treibhausgase gegeben. Eine wesentliche Grundlage hierfür sind Reviewartikel von de Boer et al. (2011), von Novak und Fiorelli (2010), eine Studie von Flessa et al. (2012) sowie eine Masterarbeit (Lenz, 2014). Ansätze zur Vermeidung von Treibhausgasen, die im Projekt Pilotbetriebe entwickelt wurden, fließen in diese Übersicht ebenfalls ein.

Während sich zunächst die meisten Studien auf die Quantifizierung der THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung sowie die Methodenentwicklung beschränkten (z.B. Johnson und Johnson, 1995; Dämmgen et al., 2009), werden in jüngerer Zeit vermehrt Studien zu ganzheitlichen, betriebsbezogenen THG-Minderungsansätzen in der Landwirtschaft veröffentlicht, die auch mehrere Betriebszweige und landwirtschaftliche Produkte umfassen (z.B. Weiske et al., 2006; Zehetmeier et al., 2011; Hülsbergen

und Rahmann, 2013). Viele ältere Untersuchungen konzentrieren sich auf einzelne THG-Quellen (z.B. stoffwechselbedingte Methanemissionen) und können so die oftmals sehr komplexen Interaktionen im landwirtschaftlichen Betrieb nur grob abschätzen (z.B. Flachowsky und Lebzien, 2008). Neben wenigen eindeutigen Empfehlungen gibt es auch viele Mitigationsansätze, deren Wirkung im Einzelfall für den jeweiligen Standort und Betrieb überprüft werden muss (Novak und Fiorelli, 2010).

Die Literaturanalyse verdeutlicht, dass es eine Vielzahl von Ansätzen zur THG-Minderung in der Milchviehhaltung gibt. Eine Übersicht zeigt Tabelle 4.6-1, wobei auf die von den Autoren aufgeführten Maßnahmen und deren Wirkungen auf die einzelnen THG fokussiert wird. Auswirkungen auf andere ökologische oder betriebliche Indikatoren werden lediglich kurz benannt. Da die Milchviehhaltung auch auf andere Teilbereiche des landwirtschaftlichen Betriebs Einfluss hat (z.B. betrieblicher Pflanzenbau zur Futtererzeugung), werden auch dafür Optimierungsmaßnahmen in den Literaturüberblick einbezogen.

Tabelle 4.6-1: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen ¹					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle		
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe				
Tierhaltung – Fütterung									
Erhöhung des Kraftfutteranteils in der Ration	↓↑?	↑↓?	↑	↑	-	Leistungssteigerung → Reduktion des Tierbestandes → weniger CH ₄ -Emissionen aus der Verdauung. CH ₄ auch abhängig von Emissionen aus Gülle. N ₂ O ab- hängig von N-Gehalt des Kraftfutters	Novak und Fiorelli 2010		
	↓	↑↓	↑↓	↑↓	↑↓			Versauerung (-), Eutrophierung (-), Tiergesundheit (-)	de Boer et al. 2011
	↓	-	-	-	?			nur direkte verdauungsbedingte Emissionen der Tiere	Novak und Fiorelli 2010
Erhöhung des Maissilageanteils in der Ration	↓	↑↓	↑↓	↑↓	↑↓	abhängig von substituierten Futtermitteln	de Boer et al. 2011		
	↓		↑		↑				Vellinga und Hovig 2011
	↓	↑?	-	↓?	-				Novak und Fiorelli 2010
Etablierung von Leguminosen auf beweidetem Grünland							Reichert und Reichardt 2011		
Reduktion des Sojagehalts der Ration	-	-	↓	-	-		Gattinger et al. 2011		
	-	-	↓	-	-		Flessa et al. 2012		
Substitution von importiertem Soja durch einheimische Kör- nerleguminosen	-	↑↓	↑↓	-	↑↓	Bewertung sehr stark abhängig von Annahmen zu Landnutzungsänderungen			
Bedarfsgerechte N-Versorgung / Vermeidung von N- Überschüssen	↑?	-	↓	-	-	Umsetzung im Ökolandbau schwierig bzw. unbedeu- tend (da geringe N-Inputs und N-Salden auftreten)	Novak und Fiorelli 2010		
	↑↓	↑↓	↑↓	↑↓	↑↓	abhängig von Wirtschaftsdüngerverfügbarkeit und alternativen Futtermitteln	de Boer et al. 2011		
	-	↓	-	-	-	weniger NH ₃ -Emissionen (+). Vorleistungen und Kop- pelprodukte nicht berücksichtigt	Flessa et al. 2012		

¹ ↑ mehr THG; ↓ weniger THG; ↑↓ abh. von individueller Situation und Systemgrenze; - keine Angaben in dieser Quelle; ? Wirkung unsicher, weitere Untersuchungen notwendig. Symbole in Anlehnung an Novak und Fiorelli 2010.

Tabelle 4.6-1, Fortsetzung: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Verbesserte Grassilagequalität (intensivere Düngung, frühere Nutzung)	↓	↑	-	↑	↑↓	Versauerung (-), Eutrophierung (-)	de Boer et al. 2011
Futterzusatzstoffe (Tannine, Ölsaaten, Ionophore, Nitrate, organische Säuren)	↑↓/↓	↑↓	↑↓	↑↓	↑↓/↓	Gesellschaftliche Akzeptanz/Gesetzgebung (-), Milch- qualität (-)	de Boer et al. 2011
Futterzusatz: Leinölprodukte	↓?	-	-	-	-	Gesellschaftliche Akzeptanz/Gesetzgebung (-), ge- sundheitliche Risiken für Mensch und Tier (-), teilweise sehr teuer (-), weiterer Forschungsbedarf (-)	Flessa et al. 2012
Auswahl von Futterpflanzen bzw. Sorten mit erhöhten Gehalten an wasserlöslichen Kohlenhydraten und kondensierten Tanninen	-	↑↓?	-	-	-	Leistungsabfall (-), Gehalt in Pflanzen(mischung) schwankt (-), genaue Wirkung unbekannt (-)	Novak und Fiorelli 2010 Flessa et al. 2012
Tierhaltung - Zucht							
Selektion von Kühen mit geringer verdauungsbedingter CH ₄ - Produktion	↓?	-	-	-	-		Novak und Fiorelli 2010
	↓	↑↓	↑↓	↑↓	↑↓	abhängig von Futteransprüchen der Tiere	de Boer et al. 2011
Selektion von Hochleistungstie- ren	↑↑	-	-	-	-	Tiergesundheit (-), Nutzungsdauer (-)	Novak und Fiorelli 2010
	↓	↓	-	↓	↓	Tiergerechtigkeit (-), soziale Akzeptanz (-)	de Boer et al. 2011
Verbesserung der Futterverwer- tung durch Zucht und Manage- ment	↓	↓	-	↓	↓	Tiergerechtigkeit (-), soziale Akzeptanz (-), sozio- ökonomische Aspekte (-)	de Boer et al. 2011
Einsatz von Zweinutzungsrasse	-	-	-	-	↓		Zehetmeier 2013
	-	-	-	-	↓		Schader et al. 2013

Tabelle 4.6-1, Fortsetzung: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Tierhaltung - Herdenmanagement							
Reduktion der Remontierungsrate, Verlängerung der Nutzungsdauer, Optimierung der Lebensaktivität	↓?	-	-	-	-		Novak und Fiorelli 2010
	↑↓	↑↓	-	↑↓	↑↓	abhängig von Verwendung der Kälber	de Boer et al. 2011
	-	-	-	-	↓	abhängig von Verwendung der Kälber, Wirtschaftlichkeit	Weiske et al. 2006
	-	-	-	-	↓		Frank et al. 2013b
Reduktion der Zahl der Milchkuhe	↓	↓	-	↓	↓	Betriebsstruktur wird verändert. Einsparungen ggf. nur auf Betriebsebene.	Novak und Fiorelli 2010
Steigerung der Milchleistung	↑↓	↑↓	-	-	↑↓	abhängig von Fütterung und ggf. notwendiger Substitution der Fleischproduktion durch Mutterkuhhaltung	Flessa et al. 2012
	-	-	-	-	↑↓	abhängig von Systemgrenzen (Abgrenzung zur Rindfleischproduktion), Allokationsverfahren und Milchleistungsniveau	Zehetmeier et al. 2011, Zehetmeier 2013
	-	-	-	-	↑↓	Nicht auf Kosten der Nutzungsdauer oder verbunden mit hohem Kraftfutteraufwand	Frank et al. 2013b
Verbesserung der Tiergesundheit und Fruchtbarkeit	↓	-	-	-	↓	Effekte auf Tiergesundheit und Aufwand für Nachzucht beachten	Schulz et al. 2013
	-	-	-	-	↓	Moderate Milchleistungssteigerung verringert Emissionspotential in Wirtschaftsdüngern	Wamecke et al. 2013
	↓	↓	-	↓	↓		de Boer et al. 2011
Optimierung der Färsenaufzucht, geringes Erstkalbealter	-	-	-	-	↓		Gattinger et al. 2011
	-	-	-	-	↓		Frank et al. 2013b
Umbau des Rinderbestandes durch Sperma-Sexing	↓/0	-	-	-	-	abhängig von Substitution von Mutterkühen, Remontierungsrate. Derzeit noch technische Schwierigkeiten (-)	Flessa et al. 2012
Wirtschaftsdüngermanagement – Aufstallungsart							
Vermeidung anaerober Verhältnisse in Mistmatratze	↓	-	-	-	-		Novak und Fiorelli 2010

Tabelle 4.6-1, Fortsetzung: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Feste statt flüssige Wirtschaftsdünger	0/↑↓?	↑↓	↑↓	-	↑↓	abhängig von Technik, Management, Nutzung Ackerland/Grünland etc.	Novak und Fiorelli 2010
	↑↓	↓	-	-	↑↓	Tiergesundheit (+)	de Boer et al. 2011
	↓	↑	-	-	↓	bei Lagerung in Mistmiete (Tretmistsysteme: Hinweise auf höhere Emissionen)	Flessa et al. 2012
Wirtschaftsdüngermanagement – Lagerung							
Leerung der Güllelager vor warmer Jahreszeit	↓	-	-	-	-	Bedarfsgerechte Düngung (-), begrenzte Lagerkapazität (-), NO ₃ -Auswaschung (-)	Novak und Fiorelli 2010
Kühlung des Güllelagers	↓	-	-	↑	-		Novak und Fiorelli 2010
Förderung der natürlichen Schwimmdecke (Gülle)	↓	-	-	↑	↑↓	Energiebedarf (-)	de Boer et al. 2011
	↓	↑?	-	-	-	weniger NH ₃ -Verluste (+)	Novak und Fiorelli 2010
(Holz-)Abdeckung von Güllesilos	↓	↓	-	-	↓		de Boer et al. 2011
	↓	↑↓	-	-	↓	N ₂ O-Verluste abhängig von Temperatur: warm ↑, kalt ↓, bei Strohabdeckung: CH ₄ ↑	Novak und Fiorelli 2010
	↓	↓	-	-	↓		de Boer et al. 2011
	0	0	-	↓	↓	weniger NH ₃ -Emissionen (+), besserer Düngewert (+)	Flessa et al. 2012
Kurze Lagerdauer der Gülle	↓	-	-	-	↓	Praktische Umsetzung (-) Bedarf der Pflanzen (-)	de Boer et al. 2011
kurze Lagerdauer der Gülle im Stall: häufiges Abpumpen in abgedecktes Lager	-	-	-	-	↓	Stallklima (+) Tiergesundheit (+) Tiergerechtheit (+) ggf. mehr Verluste bei Ausbringung (-)	Weiske et al. 2006
Güllezusatzstoffe zur Emissionsminderung (z.B. Milchsäure, Granulate, Effektive Mikroorganismen)	↑↓	↑↓	-	-	↑↓	Wirkungsweise und Effizienz häufig noch unklar	Flessa et al. 2012
Verdichtung und Abdeckung von Mistmieten	↑	↓	-	-	-	NH ₃ -Emissionen abhängig von Temperatur unter Abdeckung und Luftaustauschrate (+) oder (-)	Novak und Fiorelli 2010

Tabelle 4.6-1, Fortsetzung: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen				Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie		
Wirtschaftsdüngermanagement - Aufbereitung						
Anaerobe Gärung der Gülle (Biogas)	0/↑↓	↓ / 0	-	-	-	Novak und Fiorelli 2010
	↓	↓	-	-	↓	de Boer et al. 2011
	↓	↓	-	↓	↓	Weiske et al. 2006
Kompostieren von Mist	↓	↓	-	↑	-	Novak und Fiorelli 2010
	-	-	-	-	↓	Schader et al. 2014
Mechanische Separierung der Gülle	↓	↑	-	-	-	Novak und Fiorelli 2010
Senken des Gülle-pH-Werts	↓	↓	-	-	-	Novak und Fiorelli 2010
Belüftung der Gülle	↓	↑?	-	↑	-	Novak und Fiorelli 2010
Beimischung von Stroh zu Mist	↓	↓?	-	-	-	Novak und Fiorelli 2010
Wirtschaftsdüngermanagement – Ausbringung						
Zeitnahes Einarbeiten des Wirt- schaftsdüngers (bei hohem An- teil mineralischen N nach spätes- tens einer Stunde)	-	↑↓	-	-	-	Novak und Fiorelli 2010
	-	-	-	↓	-	Flessa et al. 2012
Ausbringung während kühler Tageszeit (im Sommer meist abends)	-	-	-	↓	-	Flessa et al. 2012
Ausbringung mit Schleppschläu- chen oder -schuhen	-	↓	-	-	-	Novak und Fiorelli 2010
	-	-	-	-	↑↓	Weiske et al. 2006

Tabelle 4.6-1, Fortsetzung: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Futterbau – Fruchtfolge							
Vielfältige Fruchtfolgen	-	-	↓	-	-	abhängig von Ernte- und Wurzelrückständen der eingesetzten Arten	Novak und Fiorelli 2010
Anbau mehrjähriger Pflanzen	-	↓	↓	-	-	weniger NO ₃ ⁻ -Auswaschung (+)	Novak und Fiorelli 2010
Verlängerung der Nutzungsdauer von Futterpflanzen	-	↑↓	↑↑	-	-	abhängig von Umbruch und Nachnutzung: ggf. mehr NO ₃ ⁻ -Auswaschung (-).	Novak und Fiorelli 2010
Anbau von Zwischenfrüchten	-	↑↑?	↑↑?	-	-	abhängig von Management, Witterung, Boden etc.: weniger NO ₃ ⁻ -Auswaschung (+)	Novak und Fiorelli 2010
	-	↓	↓	↓	↓	Sorgfältige Fruchtfolgeplanung!	de Boer et al. 2011
Verbesserte Fruchtfolge durch Leguminosen	-	↓	↓	↓	↓	NO ₃ ⁻ -Auswaschung (-)	de Boer et al. 2011
Auswahl von Pflanzen mit hohem Ertrag (hoher Harvestindex) bei rel. geringem N-Bedarf	-	↓	↑↑	-	↓	Technische und sozio-ökonomische Grenzen (-)	de Boer et al. 2011
Futterbau – Pflanzenzucht							
Zucht von Pflanzen mit verbesserter N-Effizienz	-	↓?	-	-	-		Novak und Fiorelli 2010
Futterbau – Düngung							
zeitliche Abstimmung von N-Zufuhr mit pflanzlicher Aufnahme	-	↓	-	-	-	im Ökolandbau schwierig (-)	Novak und Fiorelli 2010
Zeitliche Anpassung der Ausbringung an die Bodenfeuchtigkeit	-	↓	-	-	-	praktische Umsetzung (-)	Novak und Fiorelli 2010
Verbesserte organische Düngung für höhere Biomasseproduktion und C-Sequestrierung	-	↑	↑?↓?	-	-	abhängig von zugeführtem Substrat (C-Menge und C-Qualität, C/N-Verhältnis etc.)	Novak und Fiorelli 2010
Verbesserte N-Effizienz durch Precision Farming	-	↓	-	↓	↓		de Boer et al. 2011

Tabelle 4.6-1, Fortsetzung: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
	-	-	-	-	↑↓	abhängig von Bewirtschaftungsart: konv ↓ durch Einsparung von synth. N-Dünger, öko leicht ↑	Weiske et al. 2006
Futterbau – Bodenbearbeitung							
Reduzierte Bodenbearbeitung	-	↑↓?	↓	↓	-	abhängig von Boden, Klima, Management, Dauer	Novak und Fiorelli 2010
Vermeidung von Bodenverdichtungen	-	↑	↓	↓	↑↓		de Boer et al. 2011
Einarbeitung von Ernteresten	-	↓	↓	-	-	mehr Ertrag (+), weniger NO ₃ -Auswaschung (+)	Novak und Fiorelli 2010
	-	↑?	↓	-	-	abhängig von N-Gehalt und C/N-Verhältnis der Erntereste	Novak und Fiorelli 2010
Futterbau – Schnitthöhe							
Anhebung der Schnitthöhe beim ersten Schnitt im Luzernegras	-	-	-	-	↓	Ertragssteigerung möglich	Lind et al. 2013
Grünland – Landnutzung							
Dauerhafte Umwandlung von Acker- in Grünland	-	-	↓	-	-	abhängig von N-Versorgung, Veränderungen in der Futterration in der Tierhaltung (+) oder (-)	Novak und Fiorelli 2010
	↑↓	-	↓	-	↑↓	Nettoeffekt abhängig von Nutzung des Grünlands	de Boer et al. 2011
Grünland – Weidemanagement							
Erhöhung der Besatzdichte	↓? / 0?	↑?	↑?	-	-	Gefahr von Bodenverdichtung (-), mehr NO ₃ -Auswaschung (-)	Novak und Fiorelli 2010
Selektive Beweidung von jungen Grasbeständen	↓?	-	-	-	-		Novak und Fiorelli 2010
Einschränkung der Weidezeit	↑	↓	-	-	↑↓	Versauerung (-), Tiergerechtigkeit (-)	de Boer et al. 2011
Einführung von Weidehaltung bzw. verlängerte Weidezeit	↓	↑↓	-	-	↑↓	weniger NH ₃ -Emissionen (+), Effekt auf THG sehr stark abhängig vom Management	Flessa et al. 2012
	-	-	-	-	↓	Vollweidesystem	Schader et al. 2014

Tabelle 4.6-1, Fortsetzung: Übersicht Klimaschutzmaßnahmen für Milchviehbetriebe

Maßnahme	Wirkung auf THG-Emissionen					Auswirkungen auf andere Bereiche / Einschränkungen	Quelle
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ Humus	CO ₂ Energie	Summe		
Grünland – Schnitthöhe							
Anhebung der Schnitthöhe beim ersten Schnitt im Grünland	-	-	-	-	↑↓	abhängig von Bewirtschaftungsart: konv ↓ durch Einsparung von synth. N-Dünger, öko leicht ↑	Weiske et al. 2006
	-	-	-	-	↓	Ertragssteigerung möglich	Lind et al. 2013
weitere Aspekte – Betriebsebene							
Wärmerückgewinnung aus Milchkühlung	-	-	-	↓	↓		Schader et al. 2014
Anlage von Hecken und Baumreihen	-	-	↓	-	-		Novak und Fiorelli 2010
Verbesserung der Energieeffizienz	-	-	-	↓	-	häufig ökonomische Vorteile (+)	Novak und Fiorelli 2010
Produktion von Pflanzenöl	-	-	-	↓	-		Novak und Fiorelli 2010

Um die Komplexität der einzelnen Maßnahmen zu verdeutlichen, werden im Folgenden einige Maßnahmenvorschläge näher erläutert und diskutiert.

Substitution von importiertem Soja durch einheimische Eiweißfuttermittel

Sojaextraktionsschrot ist durch seine hohen Rohproteingehalte und die hohen Werte von nutzbarem Rohprotein (nXP) ein beliebtes Futtermittel in der Milchviehhaltung. Die wichtigsten Anbauggebiete sind die USA, Südamerika und Ostasien (Spiekers et al., 2009; Simon et al., 2012). Neben den THG-Emissionen durch den Anbau und den Transport der Sojaprodukte nach Europa sind es vor allem die Emissionen der direkten und indirekten Landnutzungsänderung, die die Klimabilanz belasten (Houghton und Hackler, 1999; Reichert und Reichardt, 2011). Flessa et al. (2012) betonen, dass mit der Landnutzungsänderung auch weitere negative ökologische Effekte verbunden sind, etwa der Verlust von wertvollen Habitaten in den Regenwäldern Südamerikas. Aus dieser Problematik resultieren verschiedene Ansätze zur verstärkten Nutzung heimischer Proteinquellen, um Importe zu reduzieren (z.B. StMELF, 2013; FiBL, 2013).

Flessa et al. (2012) zeigen die große Komplexität auf, die zwischen einer Substitution von Sojaprodukten durch einheimische Körnerleguminosen und der THG-Bilanz bestehen. Demnach hängt die Wirkung der Sojasubstitution unter anderem davon ab, wie hoch die THG-Emissionen der Sojaprodukte sowie deren Ersatzprodukte ist, wie die Sojaanbaufläche ursprünglich genutzt wurde, wo und wie die in Deutschland verdrängte Produkte angebaut werden sowie von der veränderten Futtereffizienz durch eine veränderte Rationsgestaltung. Außerdem kann eine verminderte Sojanachfrage in Deutschland, verbunden mit geringeren Preisen, zu einer erhöhten Nachfrage in anderen Ländern führen. Diese Überlegungen zeigen, dass eine Abschätzung für den gesamten Sektor sehr schwierig ist und erklären, warum die Substitution von Sojafuttermitteln häufig auch kontrovers diskutiert wird.

Beim Anbau von Soja in Brasilien übersteigen die THG-Emissionen aus der Landnutzungsänderung die Emissionen des Anbaus, des Transports und der Verarbeitung um ein Vielfaches (Reichert und Reichardt, 2011; Simon et al., 2012; Flessa et al., 2012). Reichert und Reichardt (2011) schätzen die THG-Emissionen, die direkt beim Anbau, der Weiterverarbeitung und dem Transport von Sojaschrot entstehen auf etwa $0,6 \text{ t CO}_{2\text{eq}} \text{ t}^{-1}$, während die Landnutzungsänderung im Durchschnitt der Importe nach Deutschland etwa $3,3 \text{ bis } 3,6 \text{ t CO}_{2\text{eq}} \text{ t}^{-1}$ ausmacht. Die durch die Landnutzungsänderung bedingten Emissionen werden entsprechend der IPCC-Vorgabe auf die ersten 20 Jahre nach der Nutzungsänderung gleichmäßig verteilt (IPCC, 2006). Wird dagegen nur der Anbau und Transport der Sojaprodukte bewertet (z.B. bei langjähriger Flächennutzung) ist die THG-Bilanz von Sojaextraktionsschrot günstiger als die von Rapsextraktionsschrot (Flessa et al., 2012). Es wird also deutlich, dass die Bewertung der Sojafuttermittel maßgeblich durch die getroffenen Annahmen zur Landnutzungsänderung bestimmt ist, wird die Landnutzungsänderung mit einbezogen, ist sie eine der wichtigsten Treibhausgasquellen, wie die Untersuchungen von Frank et al. (2013b) zeigen.

Als Alternative für Sojafuttermittel werden in Deutschland bzw. in Europa produzierte Körnerleguminosen diskutiert (Köpke und Nemecek, 2009; Flessa et al., 2012), wobei die Eigenschaften der einzelnen Futtermittel berücksichtigt werden müssen (Energie-, Rohprotein-, nXP-Gehalt, ggf. Aminosäurenmuster etc.). Aber auch Nebenprodukte der Rapsölgewinnung sind für die Proteinversorgung geeignet (Ettle et al., 2013). Insbesondere die Aminosäurezusammensetzung ist bei Wiederkäuern durch die mikrobi-

elle Verdauung im Pansen weniger kritisch als bei Monogastriern. Mit steigender Leistung und hohen Tagesgemelken steigen aber auch die Ansprüche an die Proteinmenge und -qualität im Futter (Speikers et al., 2009). Beratungsempfehlungen zur Proteinversorgung von Milchkühen unterstreichen die Bedeutung einer guten Grundfutterqualität mit hohen Eiweißgehalten in der Milchviehfütterung, die unter anderem durch geeignete Arten (etwa Luzernegrass) oder Konservierungsmethoden (etwa Cobsherstellung) weiter verbessert werden kann (Schuster und Moosmeyer, 2011).

Verbesserte Fruchtfolge durch Leguminosen

Die Integration von Leguminosen in die Fruchtfolge – als Rein- oder Mischkultur, als Haupt- oder Zwischenfrucht – kann zu einer Reduktion von THG-Emissionen führen. Dem liegt die Annahme zu Grunde, dass durch die N_2 -Fixierung der Leguminosen synthetischer N-Dünger eingespart werden und durch gute Vorfruchtwirkungen der Ertrag der Nachfrüchte gesteigert werden kann (de Boer et al., 2011; Flessa et al., 2012). Zusammenhänge zwischen Schnitthäufigkeit und -höhe und dem Ertrag wurden von Lind et al. (2013) untersucht. In der Praxis stellt die Abschätzung der N-Fixierleistung häufig eine Herausforderung dar, da für die Modellierung notwendige Eingangsparameter wie beispielsweise Ertragsdaten oder Bestandsbonituren nicht verfügbar sind. Zur Abschätzung der N-Fixierleistung und N-Bilanz im Rahmen der Treibhausgasbilanz haben Hülsbergen (2003) und Schmid et al (2013) gearbeitet.

Flessa et al. (2012) haben in ihrer Literaturlauswertung Hinweise gefunden, nach denen es bedingt durch den leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff sowie hohe N-Gehalte im Pflanzenmaterial von Leguminosen zu erhöhten N_2O -Emissionen kommen kann, insbesondere wenn Pflanzenreste eingearbeitet werden. N_2O -Messungen im Fruchtfolgeglied Klee-grass waren bei Peter et al. (2013) jedoch deutlich geringer als beim Winterweizen, insbesondere ohne zusätzliche Düngung.

Werden Leguminosen als Futter genutzt, ist auch hier mit Wechselwirkungen zu rechnen: Leguminosen als Mischungspartner mit anderen Kulturen verändern die Futterqualität und damit verbunden auch die Futteraufnahme und die N-Ausscheidungen (Flessa et al., 2012; Schulz et al., 2013). Wie oben bereits erwähnt macht der Einsatz von (heimischen) Leguminosen eine Anpassung der Ration notwendig.

Einführung von Weidehaltung bzw. verlängerte Weidezeit

Die Einführung oder Ausweitung der Weidehaltung gilt als Möglichkeit, THG-Emissionen zu senken. Dennoch ist eine grundsätzliche Bewertung wegen der Komplexität der Systeme schwierig (Flessa et al., 2012; Frank et al., 2013b). So führt Weidegang beispielsweise zu einer Senkung des fossilen Energieeinsatzes für die Futtererzeugung (Frank et al., 2011), auch die Emissionen aus den Wirtschaftsdüngern sinken, da weniger Wirtschaftsdünger anfällt und die Emissionen rechnerisch der Düngung zugesprochen wird, dagegen können aber die CH_4 -Emissionen aus der Verdauung steigen (Flachowsky und Lebzien, 2008; Bell et al., 2011). Die diskutierten Einflussgrößen sind in Tabelle 4.6-2 dargestellt.

Tabelle 4.6-2: Einflussgrößen bei der Bewertung von Weidehaltung hinsichtlich THG-Emissionen
(nach Flessa et al., 2012 und Frank et al., 2011)

Bereich	Erläuterung	Wirkung
Futtererzeugung	Aufwendungen (Diesel) für Futterbergung bei Weidehaltung geringer	CO ₂ ↓
Wirtschaftsdüngerlagerung	Weniger Anfall von Wirtschaftsdüngern durch Weidehaltung → Weniger Emissionen aus Lagerung	CH ₄ , NH ₃ , N ₂ O ↓
CH ₄ -Emissionen aus Wirtschaftsdüngern	Rasche Belüftung auf der Weide → weniger CH ₄ -Emissionen	CH ₄ ↓
Wirtschaftsdüngerausbringung	Weniger Anfall von Wirtschaftsdüngern durch Weidehaltung → weniger Energieaufwand für Ausbringung	CO ₂ ↓
N-Umsetzung im Boden	Durch Dung- und Urinstellen bei Weidehaltung punktuelle N-Überschüsse und höhere N ₂ O-Emissionen – insbesondere bei Nässe und Verdichtungen (siehe auch de Klein, 2006)	N ₂ O ↑
NH ₃ -Emissionen	Schnelleres Einsickern des Urins bei Weidehaltung → weniger NH ₃ -Emissionen	NH ₃ ↓
Verdauungsbedingte Emissionen	Grünlandbetonte Fütterung bei Weidehaltung → mehr Raufutter → mehr produktbezogene CH ₄ -Emissionen	CH ₄ ↑
Landnutzungsbedingte Emissionen	Grünlandbetonte Fütterung bei Weidehaltung → häufig weniger Sojaprodukte in der Ration	CO ₂ ↓
Produktbezogene N-Ausscheidungen	Grünlandbetonte Fütterung bei Weidehaltung → häufig höhere N-Ausscheidungen	N ₂ O ↑

Reduktion der Remontierungsrate, Verlängerung der Nutzungsdauer, Optimierung der Lebenseffektivität

Die Färsenaufzucht trägt erheblich zu den THG-Emissionen der Milchviehhaltung bei, in den Untersuchungen von Frank et al. (2013b) mit 20-25 % der produktbezogenen Emissionen. Wird die Remontierungsrate durch züchterische Anstrengungen oder ein verbessertes Management gesenkt, sind pro Jahr weniger Färsen zur Bestandsreproduktion notwendig und es werden weniger Emissionen für deren Aufzucht freigesetzt. Modellrechnungen von Weiske et al. (2006) zeigen, dass eine Verbesserung der Remontierungsrate von 40 auf 30 % die THG-Emissionen auf Betriebsebene um ca. 10 % reduzieren. Gründe hierfür sind zum einen ein geringerer Bedarf an Färsen, zum anderen eine günstigere Altersstruktur der Herde, so dass ein größerer Anteil der Milchkühe die dritte oder vierte Laktation erreicht und die Herdenleistung dadurch um ca. 1,5 % ansteigt.

Da weniger Kälber für die Bestandsergänzung benötigt werden, stehen mehr Kälber aus der Milchviehhaltung für die Rindfleischproduktion zur Verfügung, so dass weniger Tiere aus der Mutterkuhhaltung benötigt werden. Wie stark dieser Effekt ist, hängt maßgeblich von der Fleischleistung der Rasse ab (Zehetmeier 2013).

Reduzierung von N-Überschüssen

Je mehr Stickstoff auf landwirtschaftliche Flächen eingetragen wird, desto größer ist das Risiko für direkte und indirekte N_2O -Emissionen (IPCC 2006). Neben der zugeführten N-Menge werden die N_2O -Emissionen auch durch die Klima- und Standortbedingungen sowie durch die N-Salden bestimmt (Kaiser und Ruser, 2000; Peter et al., 2013). Auch andere ökologische (z.B. Trinkwasserschutz) und ökonomische Gründe (z.B. Kosten für Düngung) sprechen für eine möglichst bedarfsgerechte Düngung mit möglichst geringen N-Überschüssen. Nach Schätzungen von Flessa et al. (2012) werden die THG-Emissionen pro eingespartem kg N aus Mineraldüngern um $17,5 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} (\text{kg N})^{-1}$ reduziert. Auch Schmid et al. (2013) konnten eine enge Korrelation zwischen den N-Salden und den THG-Emissionen im Pflanzenbau feststellen. Wichtig ist hierbei, dass die reduzierte N-Düngung nicht auf Kosten des Ertrags geht.

Die Literaturrecherche zeigt, dass wesentliche Maßnahmen zur THG-Reduzierung bekannt sind, aber auch die Vielfalt der Herangehensweisen und Forschungsergebnisse, die sich teilweise widersprechen. Eine pauschale Bewertung der Strategien ist häufig nicht möglich, weil die Datenlage bzw. das Wissen um die Wirkzusammenhänge nicht ausreichend sind, oder weil einzelbetriebliche Faktoren die Effekte der Strategien stark beeinflussen und so eine einzelbetriebliche Bewertung notwendig ist. Zu beachten sind auch mögliche Zielkonflikte mit ökonomischen Zielen des Betriebes oder mit anderen ökologisch relevanten Nachhaltigkeitsparametern (de Boer et al., 2011; Novak und Fiorelli, 2010). Wegen der Komplexität sind entsprechend ganzheitliche Modelle notwendig, wie etwa von Schmid et al. (2013) und Frank et al. (2013b) für wissenschaftliche Zwecke entwickelt.

Nicht alle hier dargestellten Maßnahmen sind für den einzelnen Betrieb umsetzbar. Etwa bei den Züchtungsansätzen muss die gesamte Branche, vor allem die Züchtungsunternehmen, eingebunden werden. Auch müssen die einzelnen Strategien in der Praxis zunächst noch erprobt werden, um Nutzen und Aufwand noch genauer abschätzen zu können. Wenige Studien haben sich bisher mit der Akzeptanz dieser Maßnahmen bei den Betriebsleitern beschäftigt. Diese hängen nach Vellinga et al. (2011) nicht zuletzt von den ökonomischen Auswirkungen ab. Hier besteht noch ein großer Forschungsbedarf. Bei einigen der vorgeschlagenen Maßnahmen ist es auch denkbar, diese in die reguläre produktionstechnische Beratung mit einfließen zu lassen.

Für den Einsatz des hier vorgestellten Maßnahmenkatalogs in der Beratungspraxis sind weitere Arbeiten notwendig: die vorgeschlagenen Strategien müssen systematisiert und priorisiert werden. Eine Aufarbeitung in Form von Merkblättern oder Entscheidungsbäumen scheint hier angebracht.

4.6.3.2 Anforderungen an die Klimaschutzberatung für Milchviehbetriebe

Um zu beurteilen, in welchen Bereichen der Betrieb bereits hinsichtlich seiner Klimawirkungen gut aufgestellt ist (wo also der Status Quo erhalten werden sollte) und wo noch Einsparpotential und damit Handlungsbedarf besteht, wird für die Beratung ein kompaktes Instrument benötigt, mit dem der Milchviehbetrieb mit seinen relevanten Energie- und THG-Strömen erfasst werden kann (siehe Abbildung 4.6-2 Abschnitt Intensivangebote). Von besonderer Bedeutung sind hierbei die Prozesse, die sich in den Untersuchungen von Frank et al. (2013a) als besonders einflussreich erwiesen haben: die Futter-

erzeugung, die Verdauung, die Nachzucht, sowie die Wirtschaftsdüngerlagerung (Übersicht über die Prozessmodule siehe Abbildung 4.1-1). Diese Bereiche müssen in einem Beratungstool mit ausreichender Genauigkeit abgebildet werden. Bei den anderen Bereichen (Futterlagerung, Haltungssystem und Milchgewinnung) ist es auch denkbar, dass Standardwerte angenommen werden, da die Gesamtmenge der Emissionen aus diesem Bereich gering ist bzw. die Unterschiede zwischen den Betrieben relativ klein sind. Zu beachten ist aber, dass einige der oben dargestellten Maßnahmen zur Reduzierung der THG-Emissionen im Modell von Frank et al. (2013b) (noch) nicht abgebildet werden können, da sie die Detailschärfe des Modells übersteigen bzw. der zu erwartende Effekt zu gering ist. Beispielshaft soll hier die Futtermittelqualität genannt sein, die im Modell bei der Ermittlung der Emissionen aus der Verdauung bisher nicht betriebsindividuell berücksichtigt wird. Wenn es gelingt, mit vertretbarem Aufwand verlässliche Daten zur Futterqualität in den Praxisbetrieben zu erheben, ist eine detailliertere Betrachtung durch die Anpassung der Schätzgleichung ohne großen Aufwand möglich (Kirchgeßner et al., 1994; Schulz et al., 2013).

Wichtig ist, dass die Treibhausgasquellen, die mengenmäßig eine große Rolle spielen und vom Landwirt gut zu beeinflussen sind, hinreichend genau abgebildet werden. Hier kann dann auf Basis der oben dargestellten Literaturrecherche für den Einzelbetrieb die passende Strategie entwickelt werden und in einer Szenariorechnung können Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz abgeschätzt werden. Entscheidend ist hierbei, die Szenarien sinnvoll zu konstruieren und innerbetriebliche Zusammenhänge, die von Veränderungen betroffen sind, sorgfältig abzuschätzen.

Aus den oben ausgeführten Überlegungen und dem breiten Spektrum möglicher Maßnahmen zur Verbesserung der Klimabilanz ergeben sich folgende spezielle Anforderungen an eine Klimaschutzberatung für Milchviehbetriebe (siehe auch Abbildung 4.6-1):

- Sensibilisierung der Betriebsleiter: Betriebsleiter haben häufig einen geringen Wissensstand über Klimawirkungen ihrer Bewirtschaftung. Meist spielt das Thema Klimaschutz im Alltag auch nur eine untergeordnete Rolle. Teilweise ist auch eine ablehnende Haltung zu finden, wenn in der öffentlichen Diskussion die Milchviehhaltung als „Klimakiller“ dargestellt wird. Aus diesem Grund ist die Sensibilisierung der Betriebsleiter wichtig, z.B. über Vorträge, Artikel, Informationen, um sie für das Thema zu motivieren und Veränderungen anzustoßen.
- Motivation, betriebliche Strategie: Motivation und Wissensstand des Betriebsleiters spielen für den Erfolg der Beratung eine entscheidende Rolle (Braun et al., 2013). Damit die Beratungsempfehlungen tatsächlich umgesetzt werden, müssen diese im Einklang mit den anderen Zielen der Betriebsleiter sein. Besonders Maßnahmen, die relativ einfach umzusetzen sind, mit geringem ökonomischen Aufwand verbunden sind und sich positiv auf andere betriebliche Ziele auswirken, haben gute Erfolgschancen (Vellinga et al., 2011).
- Analyse mit THG-Rechner: Relevante Treibhausgasflüsse müssen in relativ kurzer Zeit und mit wenig Aufwand möglichst vor Ort bei der Beratung transparent gemacht werden. Gleichzeitig muss bei der Beratung eine ausreichende Detailschärfe erreicht werden. Stärken und Schwächen bezüglich der Klimawirkungen können so herausgearbeitet werden.
- Beurteilung der Ergebnisse: Um die Ergebnisse der Klimabilanz besser einschätzen zu können, kommen für einzelne Teilbereiche Grenzwerte oder eine Bewertungsskala in Frage, für andere Werte bietet sich ein Benchmarking an, in dem die Ergebnisse mit denen vergleichbarer Betriebstypen verglichen werden können. Wichtig ist hierbei, einen ausreichend großen Datenpool zu haben, um z.B. Betriebe einer bestimmten Region oder eines bestimmten

Milchleistungsbereichs zu vergleichen. Erfahrungen aus dem Projekt Pilotbetriebe zeigen, dass Betriebsleiter dies besonders interessant und motivierend finden. Dabei ist aber stets zu beachten, dass die Klimaoptimierung von Betrieben maßgeblich von den Standortbedingungen abhängt und oft auch von diesen begrenzt wird.

- Maßnahmen zum Klimaschutz: Berater und Betriebsleiter brauchen Kenntnis und Überblick über in Frage kommende Maßnahmen und Ansätze zur Verbesserung der Klimabilanz und müssen ihre Relevanz für den Betrieb sowie die Erfolgchancen abschätzen können. Dazu kann die Tabelle 4.6-1 als Grundlage dienen und mit einem Maßnahmenkatalog, Entscheidungsbaum o.Ä. ergänzt werden, um schneller zu Ergebnissen zu gelangen. Es bedarf einer Systematisierung und Priorisierung der Maßnahmen sowie eine Einschätzung der Erfolgchancen.
- Finanzielle Unterstützung: Bemühungen für den Klimaschutz seitens der Betriebsleiter spiegeln sich nicht zwangsläufig in einem besseren ökonomischen Ergebnis wider, manchmal bedeuten die Maßnahmen auch eine finanzielle Mehrbelastung für die Betriebe. Die Motivation der Betriebsleiter, für eine spezifische Klimaschutzberatung finanziell aufzukommen, ist dadurch gering. Um eine Klimaschutzberatung und Betriebsoptimierung in der Breite umzusetzen, ist finanzielle Unterstützung durch Dritte notwendig.
- Erfolgssicherheit: Die Wirkungen der vorgeschlagenen Maßnahmen sollten möglichst verlässlich eingeschätzt werden. Methodische Unsicherheiten und Fehlerquellen sollten möglichst umfassend in die Entscheidungen einbezogen werden. Wenn Betriebsleiter aufgrund der berechneten Klimabilanzen ihren Betrieb oder die Abläufe zugunsten des Klimaschutzes verändern, muss die positive Wirkung möglichst sicher vorhersagbar sein, damit der Aufwand zum Erfolg führt. Der Komplexität der Milchviehhaltung muss dabei Rechnung getragen werden.

Im Projekt wurde an mehreren Stellen deutlich, wie außerordentlich wichtig es ist, dass die Betriebsleiter selbst motiviert waren, etwas zu verändern. Insbesondere wenn sie Synergien mit anderen betrieblichen Nachhaltigkeitszielen erkannt haben (z.B. Humusversorgung und Bodenfruchtbarkeit), war die Bereitschaft zu Veränderungen besonders groß. Um die Betriebe von innen weiterzuentwickeln, sind von der Wissenschaft verlässliche Ergebnisse notwendig, die dann im Beratungsprozess gemeinsam von Berater und Betriebsleiter auf den einzelnen Betrieb übertragen werden.

4.6.4 Ausblick

Einige der oben dargestellten Ansätze zur Verbesserung der Klimabilanz von Milchviehbetrieben müssen zunächst in der Praxis geprüft werden. Auch sind teilweise noch genauere Informationen zur Wirkungsweise der Maßnahmen erforderlich bzw. unter welchen Bedingungen sie vielversprechend sind und wann ein neutrales oder sogar gegenteiliges Ergebnis zu erwarten ist. Damit die Maßnahmen auf dem Betrieb umgesetzt werden, müssen auch Effekte auf den Gesamtbetrieb und andere Teilbereiche der Nachhaltigkeit (etwa die Ökonomie) noch genauer analysiert werden. Auch müssen Erfahrungen damit gesammelt werden, welche Maßnahmen bei den Betriebsleitern auf besondere Zustimmung stoßen. Diese Arbeiten sind für das BÖLN-Folgeprojekt 2812NA079 geplant.

Für die Entwicklung eines Treibhausgasrechners für die Milchviehhaltung sind zunächst Entwicklungsarbeiten für den Pflanzenbau notwendig. Hier stehen bereits Humus- und Stickstoffbilanzrechner zur Verfügung. Die Entwicklung eines Energiebilanzrechners und die Zusammenführung zu einem Treibhausgasrechner sind für das BÖLN-Folgeprojekt 2812NA079 geplant. Hierauf lassen sich die weiteren relevanten Themenbereiche für die Milchviehhaltung aufbauen, so dass ein Treibhausgasbilanzrechner für die Milchviehhaltung zur Verfügung steht. Dies bedarf aber noch einiger Entwicklungsarbeit.

4.6.5 Literatur

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) (2013) Aktionsprogramm Heimische Eiweißfuttermittel. URL: <http://www.stmelf.bayern.de/agrarpolitik/001128/> (abgerufen am 2.6.2014)

Bell MJ, Wall E, Russel G, Simm G, Stott AW (2011) The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *Journal of Dairy Science* 94:3662-4023

Bockstaller C, Guichard L, Keichinger O, Girardin P, Galan MB, Gaillard G (2009) Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy Journal* 29:223-235

Braun M, Frank H, Plagge J, Fisel T (2013) Erfassung der Sensibilität in Bezug auf Klimaschutz und Nachhaltigkeit von Betriebsleitern anhand eines Betriebsleiterinterviews. Projektbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht. FKZ BÖLN 06OE160:311-327

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. *Landbauforschung vTI – Agriculture and Forestry Research* 59:233-252

de Boer IJM, Cederberg C, Eady S, Gollnow S, Kristensen T, Macleod M, Meul M, Nemecek T, Phong LT, Thoma G, van der Werf HMG, Williams AG, Zonderland-Thomassen MA (2011) Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3:423-431

de Klein C, Smith LC, Monaghan RM (2006) Restricting autumn grazing to reduce nitrous oxide emissions from dairy pastures in Southland, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112,192-199

Ettle T, Obermaier A, Aicher V, Spiekers H, Windisch W (2013) Rapsextraktionsschrot – eine Alternative für die Milchviehfütterung?

URL:http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/schwerpunkte/dateien/rapsextraktionsschrot____eine_alternative_f__r_die_milchviehf__tterung.pdf (abgerufen am 2.6.2014)

Flachowsky G, Lebzien P (2008) Fütterungsmaßnahmen zur Reduzierung der Stickstoff- und Methanausscheidungen bei Lebensmittel liefernden Tieren. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der

Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.) 2008: Klimawandel und Ökolandbau. Situation, Anpassungsstrategien und Forschungsbedarf. 87-102. Darmstadt: KTBL Verlag

Flessa H, Müller D, Plassmann K (2012) Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 361. URL: http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn050716.pdf (abgerufen am 2.6.2014)

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) (2013) Ausweitung des Sojaanbaus durch züchterische Anpassung, sowie pflanzenbauliche und verarbeitungstechnische Optimierung. Projektinformationen. URL: <http://www.sojainfo.de/288.html> (abgerufen am 2.6.2014)

Frank H, Braun M, Plagge J, Fisel T (2013a) Entwicklung eines Beratungsansatzes und eines Instruments zur Klimaschutz- und Nachhaltigkeitsberatung landwirtschaftlicher Betriebe. In Hülsbergen K.-J. & Rahmann G. (Hrsg.): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep. 8:333-360.

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 AK, Spory K, Wilbois KP, Williges U (Hrsg.) 2011: Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis. Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Band 1: Boden, Pflanze, Umwelt, Lebensmittel und Produktqualität, 143-146

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013b) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. Projektbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht. FKZ BÖLN 06OE160:139-166

Gattinger A, Hörtenhuber S, Klocke P, Lindenthal T, Schader C (2011) Strategien zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen in der ökologischen Milchviehhaltung. In: Emissionen der Tierhaltung – Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt, 340-344

Houghton RA, Hackler JL (1999) Emissions of carbon from forestry and land-use change in tropical Asia. Global Change Biology 5:481-492

Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen: Shaker-Verlag

Hülsbergen K-J, Rahmann G (Hrsg.) (2013) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht. FKZ BÖLN 06OE160

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> (abgerufen am 2.6.2014)

Johnson KA, Johnson DE (1995) Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science* 73:2483-2492

Kaiser EA, Ruser R (2000) Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany. An evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:249-259

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

Köpke U, Nemecek T (2009) Ecological services of faba bean. *Field Crops Research* 113:217-233

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2009) Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Eine vergleichende Beurteilung von Betriebsbewertungssystemen. KTBL, Darmstadt

Lenz A (2014) Treibhausgasbilanzierung der Milcherzeugung und Ableitung von Minderungsstrategien und Ableitung von Minderungsstrategien. Masterarbeit an der TU München

Lind P, Neuhoﬀ D, Köpke U (2013) Einfluss von Standortfaktoren und Bewirtschaftung auf Ertrag und Qualität von Luzerne-Klee gras und Dauergrünland sowie pflanzenbauliche Strategien klimaneutraler Produktivitätssteigerung. Projektbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht. FKZ BÖLN 06OE160:87-107

Novak SM, Fiorelli JL (2010) Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agronomy for Sustainable Development* 30:215-236

Peter J, Schmid H, Schilling R, Munch JC, Stange CF, Hülsbergen K-J (2013) Messung und Modellierung von Treibhausgasflüssen auf Versuchsflächen. Projektbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht. FKZ BÖLN 06OE160:125-138

Reichert T, Reichardt M (2011) Saumagen und Regenwald. Klima- und Umweltwirkungen deutscher Agrarrohstoffimporte am Beispiel Sojaschrot: Ansatzpunkte für eine zukunftsfähige Gestaltung. Berlin

Schader C, Jud K, Meier MS, Kuhn T, Oehen B, Gattinger A (2014) Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* 73:227-235

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. Projektbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht. FKZ BÖLN 06OE160:192-208

Schuster H, Moosmeyer M (2011) Eiweißalternativen in der Milchviehfütterung. URL: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/schwerpunkte/dateien/eiweissalternativen_2011.pdf (abgerufen am 2.6.2014)

Simon R, Frank H, Hülsbergen K-J (2012) Energie- und Treibhausgasbilanz des Sojaanbaus unter Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen – Methodik und erste Ergebnisse. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften 24:337-338

Spiekers H, Nußbaum H, Potthast V (2009) Erfolgreiche Milchviehfütterung. 5. erweiterte und aktualisierte Auflage. Frankfurt am Main: DLG Verlag

Vellinga TV, Hoving IE (2011) Maize silage for dairy cows: mitigation of methane emissions can be offset by land use change. Nutrient Cycling in Agroecosystems 89:413-426

Warnecke S, Schulz F, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Berechnung emissionswirksamer Substanzen in Exkrementen der Milchkühe ökologischer und konventioneller Betriebe in Deutschland basierend auf den Futterrationen und den Futterinhaltsstoffen. Projektbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Abschlussbericht. FKZ BÖLN 06OE160:209-228

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 and Environment 112:221-232

Zehetmeier M (2013) A system approach to quantify greenhouse gas emissions and key parameters from dairy cow production as affected by milk yield and breed. Dissertation, TU München

Zehetmeier M, Gandorfer M, Heißenhuber A (2011) Diskussion der Leistungssteigerung in der Milchviehhaltung als mögliche Strategie zur Reduktion von Treibhausgasemissionen. In: Diversifizierung versus Spezialisierung in der Agrar- und Ernährungswirtschaft. Tagungsband der 21. Jahrestagung der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie. Europäischen Akademie Bozen (EURAC), 7-8

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid, Gerold Rahmann, Hans Marten Paulsen

Abstract

Between 2013 and 2014, the work on determining the global warming potential of the agricultural production in a network of 40 organic and 40 conventional German farms, which was begun in 2009, was extended: A total of 62 dairy and arable farms were analysed with a full farm analysis, while 44 dairy farms were analysed in a more detailed approach with respect to the dairying only. The research on potential climate effects was expanded on an initial approach determining interactions and potential environmental trade-offs in dairy production when dairy cow health and welfare are improved. Additionally, indicators of an efficient resource use on the farms were tested to be used as a basis for future analyses and advisory concepts. In the current phase of research in the farm network, these initial approaches are applied to the wider farm network. Economic analyses and a participatory approach to involve the farmers in modelling a realistic optimization of sustainability of their farms will be included.

Netzwerk der Pilotbetriebe als Grundlage transdisziplinärer Forschung

Das Netzwerk der Pilotbetriebe mit 40 ökologischen und 40 konventionellen Betrieben in vier Agrarräumen Deutschlands besteht seit 2009. Der methodische Ansatz und die wichtigsten Forschungsergebnisse der ersten Untersuchungsperiode sind im Forschungsbericht von 2013 (Hülsbergen und Rahmann, 2013) beschrieben. Untersuchungsschwerpunkte waren die ökologische Nachhaltigkeit und die Klimawirkungen von Marktfrucht- und Milchviehbetrieben.

Der hier vorliegende Bericht fasst die Untersuchungsergebnisse der Jahre 2013 und 2014 zusammen. In diesem Untersuchungszeitraum wurde die Fragestellung (a) um Aspektes des Tierwohls, der Haltungsbedingungen und des Medikamenteneinsatzes in der Milchviehhaltung und (b) um die Analyse der Ressourceneffizienz (Nährstoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz) erweitert. Die Arbeiten zu Treibhausgasflüssen und Klimawirkungen wurden kontinuierlich fortgesetzt, sodass nunmehr ein fünf Untersuchungsjahre umfassender Datensatz entstanden ist. Somit bestehen Möglichkeiten, nicht nur IST-Situationen auf Betriebsebene zu analysieren, sondern auch betriebliche Entwicklungsprozesse zu untersuchen und zu bewerten.

Ein besonderes Merkmal des Forschungsansatzes in den Pilotbetrieben ist die transdisziplinäre Ausrichtung. Im Laufe des Forschungsprozesses ist es immer besser gelungen, die Betriebsleiter und die Betriebsberater aktiv in das Projekt einzubinden sowie die Ergebnisse in Workshops praxisnah auszuwerten. Es entstanden diverse Beratungsinstrumente (z.B. Humus- und Nährstoffbilanzrechner, Merkblätter), die auf großes Interesse gestoßen sind.

Einordnung der Untersuchungsergebnisse

Die aktuellen Ergebnisse zur Stoff-, Energie- und Treibhausgasbilanzierung bestätigen im Wesentlichen die im Forschungsbericht (2013) getroffenen Aussagen. Allerdings enthält der komplettierte Datensatz

deutlich mehr Betriebe und Untersuchungsjahre, so dass die Aussagen besser abgesichert sind. Dies wird z.B. bei den Untersuchungen zu Energiebilanz und Treibhausgasflüssen der Milchviehhaltung deutlich, die bisher auf Daten aus Betrieben der Regionen Süd und West beruhten und nunmehr auch Daten der Regionen Nord und Ost umfassen.

Bei den Untersuchungen zum Tierwohl und zur Ressourceneffizienz ging es zunächst darum, für das Netzwerk der Pilotbetriebe geeignete Methoden auszuwählen, diese Methoden testweise anzuwenden bzw. für die Anwendung in den Pilotbetrieben anzupassen. Die Forschungsansätze kamen in ausgewählten Pilotbetrieben zum Einsatz, um den Datenbedarf, den Erfassungs- und Analyseaufwand zu bestimmen sowie Schlussfolgerungen zur Übertragbarkeit auf alle Pilotbetriebe zu ziehen.

Die hierbei erzielten ersten Ergebnisse ergänzen die bisherigen Untersuchungen sehr gut. So können beispielsweise Milchviehbetriebe nicht nur hinsichtlich ihrer Klimawirkungen, sondern auch im Hinblick auf Haltungsbedingungen und Tierwohl, die Stoff-, Energie- und Landnutzungseffizienz bewertet werden.

Ausblick auf weitere Arbeiten

Der transdisziplinäre Forschungsansatz im Netzwerk der Pilotbetriebe bietet interessante Perspektiven. Die begonnenen Forschungsarbeiten werden in einem dreijährigen Folgeprojekt fortgesetzt, das ebenfalls von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung gefördert wird.

Im Folgeprojekt wird eine enge Verknüpfung der Untersuchungen von Treibhausgasbilanz, Ressourceneffizienz und Tierwohl angestrebt und damit zum Teil methodisches Neuland beschritten. Eine effiziente Datenverwaltung ist Grundvoraussetzung für die Realisierung dieses Forschungsansatzes, denn je umfangreicher und vielschichtiger das Untersuchungsprogramm, umso größer auch der Datenaufkommen und die Notwendigkeit, diese umfassenden Datensätze in leistungsfähigen Datenbanken zu verwalten und mit geeigneten statistischen Methoden auszuwerten.

Während es bisher vor allem darum ging, neue Analysemethoden zu etablieren oder anzupassen und im Netzwerk der Pilotbetriebe anzuwenden, geht es künftig vor allem darum, Wechselwirkungen zwischen den analysierten Bereichen (z.B. Klimaschutz, Humusbilanz, Stickstoffemissionen, Tierhaltungsbedingungen, Tierwohl) zu untersuchen. Wir erwarten hiervon interessante Einblicke und Erkenntnisse zu gegenseitigen Abhängigkeiten, möglichen Zielkonflikten, sich ergebenden Win-win-Situationen und damit letztlich auch neue Ansatzpunkte für die Betriebsberatung.

Es ist vorgesehen, die im Jahr 2009/2010 auf den Testflächen in den Pilotbetrieben begonnenen Bodenanalysen (vgl. Forschungsbericht, Hülsbergen und Rahmann, 2013) im aktuellen Projekt fortzusetzen. Aufgrund der mittlerweile fünfjährigen Laufzeit des Projektes ist zu erwarten, dass bewirtschaftungsbedingte Veränderungen der Humus- und Nährstoffgehalte analysiert und in Beziehung zu modellierten Veränderungen gesetzt werden können. Auf diese Weise können z.B. Zusammenhänge zwischen Standort, Bewirtschaftung, modellierten und gemessenen Humus- und Nährstoffgehaltsänderungen untersucht werden.

Die Testflächen und die Datensätze der Pilotbetriebe sind prinzipiell auch für externe Forschungsteams und -arbeiten nutzbar, z.B. für Untersuchungen zur Ertragsbildung oder zur Biodiversität. Damit würde

das Netzwerk der Pilotbetriebe mehr und mehr zu einer Forschungsplattform, die sehr effizient für unterschiedliche Fragestellungen nutzbar ist.

Bisher fehlten bei den Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe ökonomische Analysen. Es zeigte sich aber zunehmend, dass umsetzbare Optimierungsstrategien auf Betriebsebene (z.B. zur Senkung von Triebhausgasemissionen, zur Erhöhung der Energieeffizienz oder Verbesserung der Haltungsbedingungen) nur ableitbar sind, wenn auch die betriebswirtschaftlichen Wirkungen dargestellt werden können. Im Folgeprojekt liegt daher ein Schwerpunkt auf der Verbindung naturwissenschaftlicher und ökonomischer Analyse- und Bewertungsansätze.

Nach fünfjähriger Laufzeit der Pilotbetriebe scheiden einige Betriebe auf eigenen Wunsch aus dem Netzwerk aus. Es ist vorgesehen, dafür neue Betriebe in das Netzwerk zu integrieren, um die Zahl der Untersuchungsbetriebe konstant zu halten. Die neuen Untersuchungsbetriebe werden nach den definierten Auswahlkriterien in den bisherigen Untersuchungsregionen ausgewählt, um die Kontinuität des Forschungsprozesses zu wahren.

Literatur

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

6 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) sowie mit Sondermitteln zur nationalen Klimaberichterstattung des Johann Heinrich von Thünen Instituts 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 Bioland-Beratung GmbH.

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

- | | |
|----|---|
| 8 | Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)
Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben |
| 9 | Holger Weimar und Dominik Jochem (Hrsg.)
Holzverwendung im Bauwesen – Eine Marktstudie im Rahmen der „Charta für Holz“ |
| 10 | Horst Gömann, Thomas de Witte, Günter Peter, Andreas Tietz
Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft |
| 11 | Bernhard Osterburg, Sebastian Rüter, Annette Freibauer, Thomas de Witte, Peter Elsasser, Stephanie Kätsch, Bettina Leischner, Hans Marten Paulsen, Joachim Rock, Norbert Röder, Jörn Sanders, Jörg Schweinle, Johanna Steuk, Heinz Stichnothe, Wolfgang Stümer, Johannes Welling, Anne Wolff
Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft |
| 12 | Heinrich Becker und Andrea Moser
Jugend in ländlichen Räumen zwischen Bleiben und Abwandern – Lebenssituation und Zukunftspläne von Jugendlichen in sechs Regionen in Deutschland |
| 13 | Bernhard Osterburg, Stephanie Kätsch und Anne Wolff
Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050 |
| 14 | Philipp Adämmer, Martin T. Bohl und Ernst-Oliver von Ledebur
Die Bedeutung von Agrarterminmärkten als Absicherungsinstrument für die deutsche Landwirtschaft |
| 15 | Simon Walther
Determinants of competitiveness of agriholdings and independent farms in Ukrainian arable production |
| 16 | Nicole Wellbrock, Andreas Bolte et al.
Kohlenstoff- und Nährelementspeicherung von Waldflächen des forstlichen Umweltmonitorings (BZE) in Rheinland-Pfalz |
| 17 | Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer und Bernhard Osterburg
Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2012
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2012 |
| 18 | Patrick Küpper, Stefan Kundolf und Anne Margarian
Neue Beteiligungs- und Steuerungsprozesse in der ländlichen Entwicklung |
| 19 | Frank Offermann, Claus Deblitz, Burkhard Golla, Horst Gömann, Hans-Dieter Haenel, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Norbert Röder, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jörn Sanders, Thomas de Witte
Thünen-Baseline 2013 – 2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland |
| 20 | Gerald Rahmann und Uygun Aksoy (Eds.)
Building Organic Bridges – Volume 1: Argentina – France
Building Organic Bridges – Volume 2: Germany – India
Building Organic Bridges – Volume 3: Indonesia – Sri Lanka
Building Organic Bridges – Volume 4: Sweden – Viet Nam |

- 21** Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr, Andrea Wagner und Frank Wendland
Endbericht zum Forschungsprojekt „**Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser**“
AGRUM⁺-Weser
- 22** Walter Dirksmeyer, Ludwig Theuvsen und Maike Kayser (Hrsg.)
Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie – Tagungsband zum 1. Symposium für Ökonomie im Gartenbau
- 23** Karsten Mohr, Jerzy Suda, Hans Kros, Christian Brümmer, Werner L. Kutsch, Miriam Hurkuck, Elisabeth Woesner, Wim Wesseling
Atmosphärische Stickstoffeinträge in Hochmoore Nordwestdeutschlands und Möglichkeiten ihrer Reduzierung – eine Fallstudie aus einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region
- 24** Raphael Albrecht
Ein Ansatz zur Abschätzung der interregionalen Wettbewerbsfähigkeit der Zuckerrübenproduktion – am Beispiel ausgewählter europäischer Regionen
- 25** Ute Petersen, Hans-Joachim Weigel
Klimaresilienz durch Agrobiodiversität?
Literaturstudie zum Zusammenhang zwischen Elementen der Agrobiodiversität und der Empfindlichkeit von landwirtschaftlichen Produktionssystemen gegenüber dem Klimawandel
- 26** Mirko Liesebach (Hrsg.)
FastWOOD II: Züchtung schnellwachsender Baumarten für die Produktion nachwachsender Rohstoffe im Kurzumtrieb – Erkenntnisse aus 6 Jahren FastWOOD
- 27** Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Beate Bauer, Bernhard Osterburg
Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2013
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2013
- 28** Martin T. Bohl, Hervé Ott und Ernst-Oliver von Ledebur
Kurzfristige Dynamik von Preisbildungsprozessen deutscher Agrarrohstoffe - Abschlussbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung für das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
- 29** Kurt-Jürgen Hülsbergen, Gerold Rahmann (Hrsg.)
Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben, Forschungsergebnisse 2013-2014





THÜNEN

Thünen Report 29

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.ti.bund.de

ISBN 978-3-86576-135-4

