



Kurt Möller, Günter Leithold, Jens Michel, Sylvia Schnell, Walter Stinner und Achim Weiske (Hrsg.):

Auswirkung der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im Ökologischen Landbau – Pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbewertung im Rahmen typischer Fruchtfolgen viehhaltender und viehloser ökologisch wirtschaftender Betriebe

(Endbericht: DBU – AZ 15074)



gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück

unter Mitwirkung von Dipl. Ing. agr. Arno Deuker, Prof. Dr. Martin Kaltschmitt, Dr. Stefan Ratering, Dipl. Ing. agr. Kristina Schauß

sowie von

Theo DeZeeuw, Doris Franz, Judith Haberlach, Doris Hillgärtner, Maria Nägele, Jan Rodrigues Fonseca, Dr. Daniela Thrän, Dr. Frank Scholwin, Dr. Harald Schmidt, Dipl. Ing. agr. (FH) Stefanie Schmiegel, Dipl. Ing. agr. (FH) Franz Schulz, Prof. Dr. Dietrich Steffens, Esther Sumner, Dr. Manfred Trimborn und Dr. Sebastian Wulf.

Gießen und Leipzig, April 2006

Projektbereiche und beteiligte Arbeitsgruppen

Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau

Kurt Möller, Walter Stinner, Arno Deuker und Günter Leithold

Professur für Organischen Landbau,

Justus-Liebig-Universität Gießen

Auswirkungen auf die Spurengasemissionen

Kristina Schauß, Stefan Ratering und Sylvia Schnell

Professur für allgemeine und Bodenmikrobiologie

Justus-Liebig-Universität Gießen

Ökologische und ökonomische Bilanzierung

Jens Michel, Achim Weiske und Martin Kaltschmitt

Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig

Bereich Bioenergiesysteme

Koordination des Gesamtprojektes: Kurt Möller, Justus-Liebig-Universität Gießen

Zusammenstellung des Abschlussberichtes: Kurt Möller, Justus-Liebig-Universität Gießen

Autorenverzeichnis

Prof. Dr. Martin Kaltschmitt

Institut für Energetik und Umwelt gGmbH

Torgauer Str. 116, 04347 Leipzig

Email: mk @ ie-leipzig.de

Prof. Dr. Günter Leithold

Professur für Organischen Landbau,

Justus Liebig Universität Gießen

Karl Glöcknerstr. 21c, 35394 Gießen

Email: guenter.leithold @ agrar.uni-giessen.de

Jens Michel

Institut für Energetik und Umwelt gGmbH

Torgauer Str. 116, 04347 Leipzig

Email: jens.michel @ ie-leipzig.de

Dr. Kurt Möller

Professur für Organischen Landbau,

Justus Liebig Universität Gießen

Karl Glöcknerstr. 21c, 35394 Gießen

Email: kurt.moeller @ alumni.tum.de

Dr. Stefan Ratering

Professur für allgemeine und Bodenmikro-
biologie, Justus Liebig Universität Gießen

Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen

Email: stefan.ratering @ agrar.uni-giessen.de

Kristina Schauß

Professur für allgemeine und Bodenmikro-
biologie, Justus Liebig Universität Gießen

Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen

Email: kristina.schauss @ agrar.uni-giessen.de

Prof. Dr. Sylvia Schnell

Professur für allgemeine und Bodenmikro-
biologie, Justus Liebig Universität Gießen

Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen

Email: sylvia.schnell @ agrar.uni-giessen.de

Walter Stinner

Professur für Organischen Landbau,
Justus Liebig Universität Gießen

Karl Glöcknerstr. 21c, 35394 Gießen

Email: walter.stinner @ agrar.uni-giessen.de

Dr. Achim Weiske

Institut für Energetik und Umwelt gGmbH

Torgauer Str. 116, 04347 Leipzig

Email: achim.weiske @ ie-leipzig.de

Arno Deuker

Professur für Organischen Landbau,
Justus Liebig Universität Gießen

Karl Glöcknerstr. 21c, 35394 Gießen

Wissenschaftlicher Beirat:

RD Dr. Ingo Braune

Bundesministerium für Ernährung,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz,
Ref. Ökologischer Landbau,
Rochusstr. 1, 53123 Bonn

Dr. Rudolf Mach

Umweltbundesamt
Bismarckplatz 1, 14193 Berlin

Dr. Hans Jürgen Reents

Lehrstuhl für Ökologischen Landbau
TU München-Weihenstephan
85350 Freising

Prof. Dr. Burkhard Sattelmacher

Lehrstuhl für Pflanzenernährung
Universität Kiel
Olshausenstr. 40, 24098 Kiel

Christiane Grimm

Deutsche Bundesstiftung Umwelt
Postfach 1705, 49007 Osnabrück

Dr. Hans Martin Paulsen

FAL, Institut für Ökologischen Landbau
Trenthorst 32, 23847 Westerau

Dr. Guido Reinhardt

ifeu - Institut für Energie und Umweltfor-
schung Heidelberg
Wilckensstr. 3, 69120 Heidelberg

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Problemstellung.....	1
1.1	Literaturverzeichnis.....	4
2	Auswirkungen der Biogaserzeugung auf Umwelteffekte landwirtschaftlicher Betriebe.....	7
2.1	Landwirtschaftliche Biogasnutzung.....	7
2.1.1	Prozess der anaeroben Vergärung.....	7
2.1.2	Auswirkungen der Vergärung auf die Eigenschaften organischer Dünger.....	9
2.1.3	Verfahrenstechnik	10
2.1.4	Substrate landwirtschaftlicher Biogasanlagen	11
2.2	Emissionsquellen und -senken der Landwirtschaft und ihre Beeinflussung durch die landwirtschaftliche Biogasnutzung	13
2.2.1	Bedeutung der verschiedenen klimawirksamen Spurengase	14
2.2.2	Emissionen der Pflanzenproduktion	16
2.2.3	Emissionen durch Lagerung und Anwendung von Wirtschaftsdüngern.....	17
2.2.4	Emissionen der Tierproduktion.....	20
2.2.5	Emissionen der Biogasnutzung	21
2.3	Literaturverzeichnis.....	22
3	Bearbeitungsverlauf des Gesamtvorhabens	27
3.1	Zusammensetzung der Arbeitsgruppe.....	27
3.2	Zeitlicher Vorhabensablauf.....	28
3.3	Standort und Versuchsdurchführung.....	28
3.3.1	Standort und Klima	28
3.3.2	Beschreibung der untersuchten Düngungssysteme bzw. Varianten	29
3.4	Literatur.....	34
4	Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau mit Viehhaltung	35
4.1	Einleitung und Problemstellung.....	35
4.2	Material und Methoden	37

4.2.1	Versuchsdurchführung	38
4.2.2	Düngung	39
4.2.3	Probenahmen	42
4.2.4	Trocknung und Aufbereitung der Proben	44
4.2.5	Bestimmung der N-Verluste bei Ausbringung der Düngesubstrate	44
4.2.6	Laboruntersuchungen	45
4.2.7	Berechnung der potenziellen Methan- bzw. Energieerträge	46
4.2.8	Humusbilanzierung	46
4.2.9	Statistische Verrechnung	46
4.3	Ergebnisse	47
4.3.1	Inhaltsstoffe der eingesetzten Dünger	47
4.3.2	Organische Düngung	50
4.3.3	Erträge der Hauptfrüchte	52
4.3.4	N-Gehalte und N-Aufnahme	57
4.3.5	Mineralstoffgehalte und -aufnahme	63
4.3.6	Erträge und Nährstoffaufnahme der Zwischenfrüchte	68
4.3.7	Grünland	76
4.3.8	Nährstoffströme	79
4.3.9	Humusbilanzen und Versorgung des Bodens mit organischer Substanz	84
4.3.10	Umweltwirkungen	89
4.4	Diskussion	98
4.5	Zusammenfassung	114
4.6	Literaturverzeichnis	117
5	Biogas im ökologischen Pflanzenbau ohne Viehhaltung	121
5.1	Einleitung und Problemstellung	121
5.1.1	Bedeutung viehlos wirtschaftender ökologischer Betriebe	121
5.1.2	Besondere Schwierigkeiten bei viehloser Wirtschaftsweise	121
5.1.3	Zielsetzung	122
5.2	Material und Methoden	124

5.3	Ergebnisse	126
5.3.1	Menge und Verteilung der organischen Dünger	126
5.3.2	Biomasseleistung der Fruchtfolge und Erträge der Einzelkulturen	128
5.3.3	N-Aufnahme der Fruchtfolge und der Einzelfrüchte	134
5.3.4	Potenzielle Energieerträge	142
5.3.5	Nitratauswaschungspotenzial	143
5.3.6	Auswirkungen auf die Freisetzung klimarelevanter Gase	146
5.3.7	Humusversorgung des Bodens	149
5.4	Diskussion	152
5.5	Ausblick – weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf	159
5.6	Zusammenfassung	161
5.7	Literatur	163
6	Auswirkungen auf die bodenbürtigen Distickstoffoxid- und Methanemissionen	169
6.1	Einleitung und Problemstellung	169
6.2	Material und Methoden	172
6.2.1	Feldmessungen	172
6.2.2	Inkubations-Experimente	184
6.2.3	Gewächshaus-Experiment	185
6.2.4	Vergleichende Untersuchungen des Feldbodens nach dreieinhalbjähriger Bewirtschaftung im viehlosen und viehhaltenden Betriebssystem	186
6.3	Ergebnisse und Diskussion	187
6.3.1	Feldmessungen	187
6.3.2	Inkubations-Experimente	215
6.3.3	Gewächshaus-Experiment	218
6.3.4	Vergleichende Untersuchungen des Feldbodens nach dreieinhalbjähriger Bewirtschaftung im viehlosen und viehhaltenden Betriebssystem	226
6.4	Zusammenfassung	230
6.5	Literaturverzeichnis	232

7	Ökologische und ökonomische Bilanzierung.....	241
7.1	Einleitung	241
7.1.1	Problemstellung.....	241
7.1.2	Zielsetzung	242
7.2	Methodik der ökologischen und ökonomischen Analyse	243
7.2.1	Grundlagen der Ökobilanzierung.....	243
7.2.2	Grundlagen der ökonomischen Analyse	250
7.2.3	Ökologische und ökonomische Bilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe	256
7.3	Festlegung der Modellbetriebe.....	261
7.3.1	Allgemeine Systemannahmen.....	261
7.3.2	Untersuchte Modellbetriebe	262
7.3.3	Pflanzenproduktion	269
7.3.4	Tierproduktion.....	281
7.3.5	Biogasproduktion	289
7.4	Ergebnisse und Diskussion der ökologischen und ökonomischen Bilanzierung	296
7.4.1	Umweltwirkung der Referenzbetriebe	296
7.4.2	Biogasnutzung betriebseigener Substrate	302
7.4.3	Biogasnutzung betriebsfremder Substrate.....	326
7.4.4	Einfluss der Biogasanlagentechnik auf die ökologische und ökonomische Gesamtbilanz	347
7.4.5	Biogasnutzung in Gemeinschaftsanlagen	356
7.5	Schlussbetrachtung.....	363
7.5.1	Umweltwirkungen der Referenzbetriebe	363
7.5.2	Ökologische Effekte der Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Substrate	364
7.5.3	Ökonomische Effekte der Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Substrate	366
7.5.4	Sensitivitätsanalyse Biogasanlagen.....	368
7.5.5	Gemeinschaftsbiogasanlagen	369
7.6	Literaturverzeichnis.....	370

8	Biogas im Ökologischen Landbau: Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis.....	375
8.1	Einleitung	375
8.2	Pflanzenbauliche Auswirkungen.....	376
8.3	Auswirkungen auf die Umwelt	381
8.4	Ökologische und ökonomische Bilanzierung.....	385
8.4.1	Ökologische Bilanzierung	385
8.4.2	Ökonomische Bilanzierung	387
8.4.3	Bedeutung der Biogasanlagentechnik	389
8.4.4	Zusammenfassende Betrachtung der Modellierungsergebnisse	390
8.5	Zusammenfassende Bewertung der verschiedenen Gärsubstrate	393
8.6	Empfehlungen für die Praxis.....	395
8.7	Ausblick und weiterer Forschungsbedarf.....	396
8.8	Literaturverzeichnis.....	398

Abkürzungsverzeichnis

Akh = Arbeitskraftstunden	N = Stickstoff
BG = Biogasgülle, Düngesystem mit Vergärung von Rindergülle	ND = Niederschlag
BG+BE = Düngesystem auf Basis der Vergärung von Rindergülle und Koppelprodukten	NL = nicht-legume Marktfrüchte
BG+BF = Düngesystem auf Basis der Vergärung von Rindergülle, Koppelprodukten sowie betriebsfremden Kosubstraten	N _t = Gesamt-Stickstoffgehalt (%)
BHKW = Blockheizkraftwerk	n.s. = nicht signifikant
CH ₄ = Methan	N ₂ O = Lachgas
C _t = Gesamt-Kohlenstoffgehalt (%)	oTS = organische Trockensubstanz (%)
CV = Variationskoeffizient	P = elementarer Phosphor
Di = Dinkel	p = Irrtumswahrscheinlichkeit
DS = Düngesystem	RG = Düngesystem auf Basis unvergorener Rindergülle
Erb = Körnererbsen	Sign. = Signifikanz/Signifikanzniveau
FF = Fruchtfolge	SM = Düngesystem auf Basis von Festmist/Stapelmist
fGR = fester Gärrest	St = Stroh
FM = Frischmasse	SW = Sommerweizen
G = Getreide	TB = Trockenboden
GfI = Gärflüssigkeit	TKM = Tausendkornmasse (g)
GPS = Ganzpflanzensilage	TM = Trockenmasse
GV = Großvieheinheit (1 GV = 500 kg Lebengewicht)	TS = Trockensubstanz
in situ = unter natürlichen (Freiland-)Bedingungen	Unged. = ungedüngte Kontrollvariante (Grünland)
K ⁺ = Kalium	US = Untersaat
KA = Kartoffeln	vG = vergorene Gülle (siehe auch BG)
KG = Luzerne-Klee gras-Gemenge	v-los = übliche viehlose Wirtschaftsweise ohne Vergärung
Ko = Korn	v-los BG = viehlose Wirtschaftsweise mit Vergärung betriebseigener Substrate
L = Leguminosen	v-los BF = viehlose Wirtschaftsweise mit Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Substrate
LF = landwirtschaftlich genutzte Fläche	vP = vergorene Pflanzensubstanz
MF = Marktfrüchte	WR = Winterroggen
Mg = elementares Magnesium	WW = Winterweizen
MW = Mittelwert	\bar{x} = Mittelwert
	ZF = Zwischenfrucht

Modellbetriebe der ökologischen und ökonomischen Bilanzierung:

MB1 = Modellbetrieb 1, viehhaltend (vgl. Kap. 7.3.2.2)
MB2 = Modellbetrieb 2, viehhaltend (vgl. Kap. 7.3.2.2)
MB3 = Modellbetrieb 3, viehhaltend (vgl. Kap. 7.3.2.2)
MB4 = Modellbetrieb 4, viehlos (vgl. Kap. 7.3.2.3)

Biogasvarianten der ökologischen und ökonomischen Bilanzierung:

RB = Referenzbetrieb ohne Biogasnutzung
BG = Biogasvariante, Vergärung von ausschließlich Gülle (vgl. Kap. 7.3.2.2)
BG+BE = Biogasvariante, Vergärung von Gülle und zusätzlich betriebseigener Substrate (vgl. Kap. 7.3.2.2 und 7.3.2.3)
BG+KA = Biogasvariante, Vergärung von Gülle und zusätzlich betriebseigener Substrate und importierten Auslesekartoffeln (vgl. Kap. 7.3.2.2 und 7.3.2.3)
BG+MS = Biogasvariante, Vergärung von Gülle und zusätzlich betriebseigener Substrate und importierter Maissilage (vgl. Kap. 7.3.2.2 und 7.3.2.3)
BG+GS = Biogasvariante, Vergärung von Gülle und zusätzlich betriebseigener Substrate und importierter Grassilage (vgl. Kap. 7.3.2.2 und 7.3.2.3)
BG+RS = Biogasvariante, Vergärung von Gülle und zusätzlich betriebseigener Substrate und importierter Roggensilage (vgl. Kap. 7.3.2.2 und 7.3.2.3)
BG+RK = Biogasvariante, Vergärung von Gülle und zusätzlich betriebseigener Substrate und importierten Roggenkorn (vgl. Kap. 7.3.2.2 und 7.3.2.3)
GBG = Gemeinschaftsbiogasanlage (vgl. Kap. 7.4.5)

1 Einleitung und Problemstellung

K. Möller, G. Leithold und A. Weiske

Aufgrund wachsender Energiekosten und der mit dem Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) geänderten energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen besteht bei landwirtschaftlichen Unternehmen ein hohes Interesse an der Errichtung und dem Betrieb von Biogasanlagen. Die Erzeugung von Biogas bietet sich aus landwirtschaftlicher Sicht u.a. deshalb an, weil dabei alle wichtigen Nährstoffe sowie die schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Betriebskreislauf weitgehend verlustfrei erhalten bleiben, anders als z.B. bei der Verbrennung von Biomasse, die mit entsprechenden Verlusten u.a. an Stickstoff, Schwefel und Kohlenstoff verbunden ist. Das im Rahmen der Vergärung produzierte Biogas lässt sich in Blockheizkraftwerken zu Strom und Wärme umwandeln. Derzeit werden auch andere Anwendungen diskutiert, wie z.B. die Einspeisung des Methans in das Erdgasnetz oder der Antrieb von Fahrzeugen.

Energie im eigenen Betrieb zu gewinnen passt grundsätzlich sehr gut zur Philosophie und zu den Prinzipien des Ökologischen Landbaus, denn es verstärkt die Unabhängigkeit des Betriebes von externer Betriebsmittelzufuhr und entlastet die Umwelt u.a. durch die Substitution fossiler Energieträger. Trotzdem betreibt nur ein geringer Anteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe eine Biogasanlage. Neben einzuhaltenden Beschränkungen bei der Substratbereitstellung spielen bei der Ausbreitung dieser Technologie auch Unsicherheiten im Hinblick auf die Rentabilität und auf mögliche Rückwirkungen auf den Betrieb, insbesondere auf das Ackerbausystem eine hemmende Rolle. Sehr kontrovers werden innerhalb des Ökologischen Landbaus z.B. die möglichen Auswirkungen der Biogasvergärung auf die Humusversorgung des Bodens diskutiert. Durch den Abbau organischer C-Verbindungen im Biogasfermenter und deren Umwandlung u.a. in Methan und Kohlendioxid werden negative Auswirkungen auf den Humusgehalt des Bodens befürchtet bzw. teilweise sogar unterstellt, da diese Stoffe nicht mehr der Humusbildung zur Verfügung stehen (LAMPKIN 1990, RAUHE 1990, HEILMANN 1992, SCHELLER 2006). Auch HAAS (2000) sieht diesbezüglich noch dringenden Klärungsbedarf. Auch die Erhöhung der Ammoniumanteile in der Gülle durch die Vergärung wird teilweise kritisch gesehen, weil es dem Gedanken der indirekten Ernährung der Pflanzen durch die Bodenmikroorganismen als eines der Grundprinzipien des Ökologischen Landbaus zuwiderlaufe. Manche Vertreter des Ökologischen Landbaus lehnen daher die Vergärung der Tierausscheidungen in Biogasanlagen als nicht mit den Grundsätzen des Ökologischen Landbaus vereinbar ab, wie z.B. LAMPKIN (1990): „*the end product may not be very suited for use in organic systems*“. Durch die Biogasvergärung werden aber auch Chancen z.B. für viehlos oder vieharm wirtschaftende Betriebe gesehen, die beim Betrieb einer Biogasanlage die Aufwüchse von Klee gras,

Zwischenfrüchten oder Koppelprodukten einer sinnvollen Verwertung zuführen könnten und dementsprechend einen mobil einsetzbaren Dünger erzeugen würden.

Die bisher vorliegenden Untersuchungen und Erkenntnisse über die direkten pflanzenbaulichen Auswirkungen des Einsatzes von Gärresten aus Biogasanlagen beschränken sich im Wesentlichen auf die Analyse der durch die Vergärung bewirkten stofflichen Veränderungen der Biogasgülle gegenüber einer herkömmlichen Gülle sowie auf die Beschreibung der direkten Auswirkungen auf die Kulturpflanzen, die mit aufbereiteten organischen Düngern behandelt wurden (MERZ 1988, MESSNER 1988), wobei diese Ergebnisse größtenteils auf Untersuchungen in Topfversuchen beruhen. Bereits im Jahre 1992 merkte KALTSCHMITT an, dass die pflanzenbaulichen Auswirkungen in ihrer Gesamtheit wissenschaftlich nicht quantifiziert seien.

Neben den direkten Wirkungen der Vergärung ist auch zu berücksichtigen, dass – wenn neben Tierexkrementen auch Kosubstrate vergoren werden – dies zwangsläufig zu einer Intensivierung der betriebsinternen Nährstoffflüsse führt und ggf. auch die Anbaustruktur des Betriebes und damit die Fruchtfolgegestaltung auf den Ackerflächen beeinflussen kann, mit entsprechenden Rückwirkungen auf alle damit verbundenen pflanzenbaulichen Effekte. Die Fruchtfolgen können einseitiger (z.B. bei verstärkter Betonung des Maisanbaus) aber auch vielfältiger werden, da in Biogasanlagen grundsätzlich nahezu alle auf dem Acker produzierte Biomasse vergoren werden kann.

Wie in Kapitel 2 näher erläutert wird, können durch Biogasvergärung einerseits Emissionen v.a. während der Lagerung organischer Dünger vermindert bzw. vermieden werden. Die Güllefermentierung ist jedoch andererseits produktionsbedingt mit bestimmten Umweltwirkungen verbunden, da im Rahmen der Biogasproduktion und -nutzung NO_x und SO_2 freigesetzt werden, die neben NH_3 zur Boden- und Gewässerversauerung bzw. -eutrophierung beitragen. Darüber hinaus sind bei einer Gesamtbilanzierung die Emissionen (CO_2 , NO_x , etc.) zu beachten, die bei der Ernte und dem Transport der Gärsubstrate bzw. dem Transport und der Ausbringung der Gärreste entstehen. Neben direkten Umwelteffekten im Zusammenhang mit der Tierhaltung bzw. mit dem Betrieb einer Biogasanlage selbst sind ebenso indirekte Umwelteffekte einer Fermentierung auf den Ackerflächen von Interesse. Im Zusammenhang mit der Vergärung von Gülle wird angeführt, dass z.B. die Trinkwassergefährdung durch Nitrat als Folge einer verbesserten direkten Düngewirkung vergorener Gülle reduziert werden könnte (SCHULZ 1996). Darüber hinaus ist die Einarbeitung von Ernterückständen mit einer Erhöhung von bodenbürtigen Lachgasemissionen verbunden (RUSER 1999). Außerdem legen verschiedene Untersuchungen den Schluss nahe, dass auch in gemulchten Klee grasgrünbrachen – d. h. der Aufwuchs wird nach der Mahd auf der Oberfläche des Bodens belassen und keiner direkten Nutzung zugeführt – erhebliche N-Verluste in Form von Ammoniak auftreten können (ANDREN 1987, WHITEHEAD et al. 1987, RANELLS und WAGGER 1992, LARSSON et al. 1998, BECKMANN et al. 2000, HEUWINKEL 2005). Neueste Untersuchungen (HEUWINKEL

2005, BATH 2006) belegen auch entsprechende Lachgasemissionen aus Mulchauflagen von Klee- gras. Solche gemulchten Grünbrachen als Klee grasbestände sind in viehlos wirtschaftenden ökolo- gischen Betrieben Standard. Bei der Ernte von Pflanzenmaterial wie z.B. Klee gras oder Zwi- schenfruchtaufwüchsen zur anschließenden anaeroben Vergärung werden die Aufwüchse bzw. Ern- terückstände über Winter weitgehend verlustarm in einem Tank zwischengelagert und erst bei be- ginnender Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen als Dünger wieder auf die Felder zurückgeführt. Dies könnte einen Beitrag zur Reduzierung von bodenbürtigen Lachgasemissionen darstellen.

Derzeit existieren kaum umfassende und belastbare Studien über die direkten und indirekten Um- welteffekte des Betriebes einer Biogasanlage im Rahmen einer umfassenden Ökobilanzierung. So- mit fehlen verlässliche Aussagen zur vergleichenden ökologischen Analyse derartiger Biogas- Konzepte als Teil der ökologischen Landwirtschaft, u.a. in Bezug auf die Freisetzungen klimarele- vanter Gase sowie auf die Freisetzungen von Gasen mit versauernder oder eutrophierender Wirkung im Vergleich zur jetzigen Anbaupraxis. Dies gilt weitgehend auch für eine ökonomische Bewertung infolge der Tatsache, dass die Biogastechnologie sich teilweise noch in der technischen Entwick- lung befindet und deshalb eine ökonomische Analyse mit entsprechenden Unsicherheiten verbun- den ist. Eine umfassende Bewertung der anaeroben Gülle-Fermentation ggf. in Verbindung mit ei- ner Ko-Fermentation als Teil der landwirtschaftlichen Produktion, Aussagen zu den Konsequenzen auf die Stoffflüsse innerhalb des Betriebes einschließlich der Emissionen an luftgetragenen Schad- stoffen in die Umwelt sowie Aussagen zu den wirtschaftlichen und sonstigen Auswirkungen für die landwirtschaftliche Produktion im Allgemeinen und für den Ökologischen Landbau im Speziellen sind jedoch Voraussetzung, um die verschiedenen vorgestellten Systeme bewerten zu können und um zukünftige Entwicklungspfade einer umweltverträglichen und ökonomisch effizienten Land- wirtschaft zu definieren – insbesondere vor dem Hintergrund der Tatsache, dass der Ökologische Landbau im politischen Raum oft als beispielhaft für die weitergehende Entwicklung der Landwirt- schaft angesehen wird.

Nach LINDENTHAL et al. (1996) besitzen Forschungsthemen, die mittel- und langfristig zur Erhö- hung der ökologischen Stabilität ökologisch wirtschaftender Betriebe sowie zur Minimierung nega- tiver Umweltwirkungen ökologischer Produktionsverfahren beitragen, höchste Priorität. Dem trägt die vorliegende Studie mit ihren vier Ergebnisteilen, die in interdisziplinärer Forschungskoopera- tion mit Förderung durch die Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, erarbeitet wurde, weit- gehend Rechnung. Die Ergebnisse werden wie folgt vorgestellt und diskutiert:

- 1) Literaturstudie zu den Auswirkungen der Biogaserzeugung auf Umwelteffekte in landwirt- schaftlichen Betrieben sowie allgemeine methodische Anmerkungen (Kapitel 2 und 3),
- 2) Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau mit Viehhaltung (Kapitel 4),

- 3) Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau ohne Viehhaltung (Kapitel 5),
- 4) Auswirkungen auf die bodenbürtigen Spurengasemissionen (Kapitel 6),
- 5) Ökologische und ökonomische Bilanzierung (Kapitel 7) sowie
- 6) Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis (Kapitel 8).

Zu den allgemeinen Zielen des Forschungsvorhabens gehörte es, die Auswirkungen der Umstellung der landwirtschaftlichen Düngewirtschaft auf eine anaerobe Vergärung der in ökologisch wirtschaftenden Betrieben anfallenden Gülle und weiterer interner und betriebsfremder Rückstände, Nebenprodukte und Abfälle im Vergleich zur üblichen Stallmist- oder Güllebewirtschaftung anhand pflanzenbaulicher, ökonomischer und ökologischer Kriterien zu untersuchen. Dazu werden die diesen Auswirkungen zugrunde liegenden Prozesse beschrieben und interpretiert. Im Unterschied zu früheren Untersuchungen sollten im Rahmen dieses Projektes die System-Auswirkungen auf die Flächenproduktivität, auf die Umweltbe- und -entlastungen sowie auf die Wirtschaftlichkeit von Öko-Betrieben im Vordergrund stehen.

Im Teilprojekt „Biogasgülle im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau“ werden die Auswirkungen der Umstellung der Düngewirtschaft auf Biogasgülle für einen ökologisch wirtschaftenden Gemischtbetrieb im Vergleich zur üblichen Stallmist- oder Güllewirtschaft (Kapitel 4) sowie für ein viehlos ökologisch wirtschaftenden Betrieb (Kapitel 5) dargestellt und bewertet.

Im Teilprojekt „Auswirkungen auf die bodenbürtigen Spurengasemissionen“ (Kapitel 6) werden Untersuchungsergebnisse zu den Veränderungen der Emissionen klimarelevanter Spurengase aus dem Boden infolge einer Umstellung der ursprünglichen Bewirtschaftung viehhaltender und viehloser Öko-Betriebe auf Biogasgülle vorgestellt und diskutiert.

Im Teilprojekt „Ökologische und ökonomische Bilanzierung“ (Kapitel 7) folgt eine Gesamtsystembetrachtung ausgewählter Umwelteffekte infolge der Umstellung von Modellbetrieben auf Biogaswirtschaft. Außerdem werden ökonomische Aspekte einer Biogaserzeugung als Teil des landwirtschaftlichen Gesamtbetriebes aus betrieblicher Sicht vorgestellt und bewertet.

Die speziellen Ziele, die im Rahmen der Teilprojekte verfolgt werden, sind jeweils in den Einleitungen der Kapitel 4 bis 7 dargelegt. Die Ergebnisse der einzelnen Projektteile und daraus resultierende Empfehlungen werden abschließend zusammenfassend dargestellt.

1.1 Literaturverzeichnis

- ANDREN, O. (1987): Decomposition of shoot and root litter of barley, lucerne and meadow fescue under field conditions. *Swedish Journal of Agric. Res.* **17**, 113-122.
- BÄTH B., J. MALGERYD, A. R. STINZING und H. ÄKERHJELM (2006): Surface Mulching with Red Clover in White Cabbage Production. Nitrogen Uptake, Ammonia Losses and the Residual Fertility Effects on Ryegrass. *Biol. Agric. and Horticulture* **23**, 287-304.

- BECKMANN, Uta, H. KOLBE, A. MODEL und R. RUSSOW (2000): Reduzierung gasförmiger Emissionen und der Nährstoffverlagerung durch optimale Ausgestaltung von extensiven landwirtschaftlichen Anbausystemen mit unterschiedlich hohem Tierbesatz. Abschlussbericht des F/E-Vorhabens, DBU, Osnabrück, 322 S.
- KALTSCHMITT, M. (1992): Biogas – Potentiale und Kosten. Möglichkeiten und Grenzen einer Biogaserzeugung aus Reststoffen der landwirtschaftlichen Tierhaltung in der Bundesrepublik Deutschland. KTBL-Arbeitspapier Nr. 178, Darmstadt.
- HAAS, G. (2002): Grundwasserschutz im Organischen Landbau: Untersaaten in Kartoffeln zur Minderung hoher Restnitratmengen im Boden. Köster, Berlin.
- HEILMANN, H. (1992): Offene Fragen zur Biogastechnologie. Ökologie und Landbau, Heft **83**, 25-26.
- HEUWINKEL, H., R. GUTSER und U. SCHMIDHALTER (2005): Auswirkung einer Mulch- statt Schnittnutzung von Klee gras auf die N-Flüsse in einer Fruchtfolge. In: LfL Bayern (Hrsg.): Forschung für den Ökologischen Landbau in Bayern, S. 71-79.
- LAMPKIN, N. (1990): Organic Farming. Farming Press Books. Ipswich, GB.
- LARSSON, L., M. FERM, A. KASIMIR-KLEMEDTSSON, L. KLEMEDTSSON (1998): Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. Nutr. Cycl. Agroecosys. **51**, 41-46.
- LINDENTHAL, Th., R. VOGL und J. HEB (1996): Forschung im Ökologischen Landbau – Integrale Schwerpunktthemen und Methodikkriterien. Förderungsdienst 2c/1996.
- MERZ, H.U. (1988): Untersuchungen zur Wirkung von unbehandelter und methanvergorener Rindergülle auf den N-Umsatz unter *Dactylis glomerata* L. sowie auf das Keimverhalten verschiedener Pflanzenarten. Dissertation der Fakultät III, Agrarwissenschaften I der Universität Hohenheim.
- MESSNER, H. (1988): Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle. Diss. an der TU München-Weihenstephan, LS. für Pflanzenernährung.
- RANELLS, N.N. und M.G. WAGGER (1992): Nitrogen release from crimson clover in relation to plant growth stage and composition. Agron. J. **84**, 424-430.
- RAUHE, K. (1990): "Erträge, Humusentwicklung und Bilanzierung des Stickstoffhaushaltes bei organischer und mineralischer Düngung". Vortrag im Rahmen der "Öffentlichen Seminarreihe zum Thema ökologischer Land- und Gartenbau" an der TU München-Weihenstephan am 13. November 1990.
- SCHELLER, E. (2006): Thesen zu den Auswirkungen des Biogasgärsubstrats auf den Boden. KTBL-Fachgespräch „Biogaserzeugung im Ökologischen Landbau“ am 4. und 5. April 2006 in Braunschweig.
- WHITEHEAD, D.C., D.R. LOCKMEYER und N. RAISTRICK (1987): The volatilisation of ammonia from perennial raygrass during decomposition, drying and induced senescens. Annals of Botany **61**, 567-571.

2 Auswirkungen der Biogaserzeugung auf Umwelteffekte landwirtschaftlicher Betriebe

J. Michel, K. Möller und A. Weiske

2.1 Landwirtschaftliche Biogasnutzung

In Biogasanlagen wird organisches Material unter anaeroben Bedingungen zu Biogas vergoren, welches primär zur Gewinnung von elektrischer aber auch thermischer Energie genutzt wird. In den letzten Jahren hat die Biogasnutzung in Deutschland sehr an Bedeutung gewonnen. So hat sich die Anzahl der Biogasanlagen in Deutschland zwischen 1999 und 2005 von ca. 850 auf etwa 2500 bis 3000 Biogasanlagen mehr als verdreifacht. Die Biogasanlagen sind dabei größtenteils in der Landwirtschaft angesiedelt.

Eine landwirtschaftliche Biogasanlage stellt gewöhnlich wirtschaftlich einen unabhängigen Betriebszweig eines Landwirtschaftsbetriebes dar, ist jedoch stets eng mit dessen betrieblichem Stoffkreislauf verbunden. Zur Biogaserzeugung wurde zunächst vorwiegend innerhalb der betrieblichen Produktion anfallender Flüssig- bzw. Festmist aus der Tierhaltung verwendet. In letzter Zeit wird jedoch auch zunehmend Biomasse in Form von nachwachsenden Rohstoffen zur Biogasgewinnung eingesetzt.

2.1.1 Prozess der anaeroben Vergärung

Organische Substanz kann unter anoxischen Bedingungen innerhalb einer komplexen Stoffwechselkette unter Beteiligung verschiedenster Mikroorganismen zu Biogas (Gasgemisch aus Methan, Kohlenstoffdioxid und Spurengasen) abgebaut werden. An diesem Vorgang sind verschiedene Bakteriengruppen beteiligt, die neben- und nacheinander in „Symbiose“ die einzelnen Teilschritte des Abbaus vollziehen. Die Bakterien dieser „Lebensgemeinschaft“ sind teilweise aufeinander angewiesen. Der Abbauprozess in einer Biogasanlage wird üblicherweise in vier Stufen unterteilt:

In der ersten Phase, der **Hydrolyse**, erfolgt die Spaltung von langkettigen organischen Verbindungen (z.B. Zellulose, Stärke, Fette oder Proteine) durch Enzyme, welche von hydrolytischen Bakterien stammen. Dieser Prozessabschnitt, bei dem niedermolekulare Verbindungen (z.B. Aminosäuren, Zucker, Fettsäuren) entstehen, stellt in der Regel den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt der anaeroben Vergärung dar. Die niedermolekularen Zwischenprodukte werden in der zweiten Phase, der **Versäuerungsphase**, durch strikt und/oder fakultativ anaerobe säurebildende Bakterien zu

kurzkettigen Fettsäuren (vorwiegend Essig-, Propion- und Buttersäure) sowie zu Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid um- und abgebaut.

In der **Essigsäurephase**, der dritten Phase der anaeroben Vergärung, werden die Stoffwechselprodukte von essigsäurebildenden Bakterien zu Essigsäure, Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid abgebaut. Essigsäurebildenden Bakterien reagieren sehr empfindlich gegenüber hohen Wasserstoffgehalten (H^+) im Fermenter, weshalb sie mit den Mikroorganismen der Methanogenese – die den Wasserstoff in Methan umsetzen – eine enge Lebensgemeinschaft bilden.

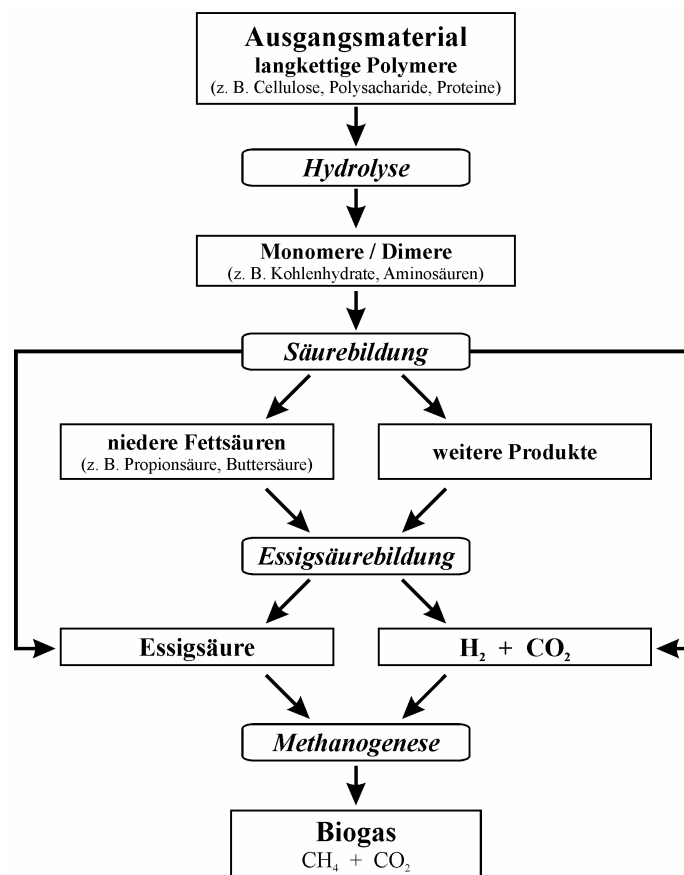


Abbildung 2-1: Schematische Darstellung der anaeroben Vergärung von organischem Material verändert nach FNR (2005)

Die vierte und letzte Phase der mikrobiologischen Vergärung von Biomasse stellt die **Methanbildung** bzw. **Methanogenese** dar. Hierbei setzen methanogene Mikroorganismen die Produkte der vorangegangenen Prozesse (Essigsäure, Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid) unter anoxischen Bedingungen in Methan um. Etwa 70% des dabei entstehenden Methans stammt aus der Spaltung von Essigsäure (CH_3COOH) in Kohlendioxid und Methan ($CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$), die verbleibenden 30% entstehen durch Reaktion von Wasserstoff (H_2) und CO_2 zu Methan und Wasser (H_2O) ($5 H_2 + CO_2 \rightarrow 2 CH_4 + H_2O$). Diese Reaktion ist deshalb so wichtig, weil durch den „Verbrauch“ von Wasserstoff eine Versauerung des Fermenters verhindert wird. Der Konzentration an H_2 und

damit dem pH-Wert kommt daher eine Schlüsselrolle zu, weil nur bei einer geringen Konzentration von Wasserstoff die Reaktionsprodukte des zweiten Teilprozesses (Butter- oder Propionsäurebildung) mit einem Energiegewinn für die beteiligten Mikroorganismen in Essigsäure und Methan umgewandelt werden können. Das in der Biogasanlage entstehende Gasgemisch besteht, in Abhängigkeit von den Substraten und den Prozessbedingungen, zu 45-75% aus Methan, 30-55% aus Kohlenstoffdioxid sowie aus geringen Mengen an Stickstoff, Schwefelwasserstoff, weiteren Spurengasen und Wasserdampf. Der Ablauf der anaeroben Vergärung ist in Abbildung 2-1 in vereinfachter Form grafisch dargestellt.

2.1.2 Auswirkungen der Vergärung auf die Eigenschaften organischer Dünger

Infolge des mikrobiellen Abbaus von C-Gerüsten steigt im Fermenter während der Vergärung die Nährstoffkonzentration bezogen auf die Trockensubstanz, der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs nimmt ab, der Anteil des mineralischen Stickstoffs (Ammonium) nimmt im Vergleich zum Ausgangssubstrat deutlich zu und das C/N-Verhältnis wird enger (KORIATH et al. 1985, ASMUS et al. 1988, MESSNER 1988, WELLINGER et al. 1991). Dies bewirkt, dass der Stickstoff in der Biogasgülle im Vergleich zum Stickstoff im Stallmist bzw. in einer „normal“ gelagerten Gülle für die Pflanzen schneller verfügbar ist und somit stärker zur N-Ernährung der Pflanze beitragen könnte. Vergleichbares soll auch für den Phosphor gelten (MESSNER 1988). Werden betriebseigene Kosubstrate in Biogasanlagen eingesetzt, stehen zudem zusätzliche Mengen an „mobilen“ Nährstoffen zur Verfügung.

Werden zusätzlich zu Substraten aus eigenem Anbau auch betriebsfremde Kosubstrate eingesetzt, stehen für die Düngung der bedürftigen Kulturpflanzen weitere Mengen an organischen Düngern und somit an Pflanzennährstoffen zur Verfügung. Dies führt einerseits zu einer Intensivierung der innerbetrieblichen Stoffströme und andererseits zu einer Abnahme des Bedarfs nach einem Ersatz von Phosphor- bzw. Kaliumexporte über die Verkaufsprodukte. Darüber hinaus werden bei der anaeroben Behandlung von tierischen Exkrementen sowie organischen Abfallstoffen unangenehm riechende Bestandteile wie Fettsäuren, Phenole oder Phenolderivate abgebaut, wodurch unangenehme Gerüche um bis zu 60% reduziert werden können (NILL et al. 2003, HANSEN et al. 2006). Die Vergärung von tierischen Exkrementen sowie Nebenprodukten oder Abfallstoffen (u.a. aus der Lebensmittelindustrie) kann darüber hinaus eine umweltgerechte und emissionsarme Abfallbehandlung darstellen. Abgesehen davon können bei der anaeroben Vergärung Unkrautsamen, Pilze und Bakterien zerstört werden, wodurch der Befall an Unkraut oder Pflanzenkrankheiten im Pflanzenbestand möglicherweise reduziert werden kann (BESSON et al. 1987, SPEISER 1999).

2.1.3 Verfahrenstechnik

In einer Biogasanlage kann eine Vielzahl verschiedener technischer Anlagenkomponenten zum Einsatz kommen, deren Auswahl in erster Linie von den zu vergärenden Substraten abhängt. Auch wenn sich Biogasanlagen in ihrer Konfiguration unterscheiden, liegt ihnen grundsätzlich der gleiche Verfahrensablauf zugrunde:

- 1) Anlieferung, Lagerung, Aufbereitung sowie Einbringung der Substrate,
- 2) Biogasgewinnung,
- 3) Biogasspeicherung, -aufbereitung sowie -verwertung,
- 4) Lagerung, Aufbereitung und Nutzung bzw. Verwertung des Gärrestes.

Bevor die Substrate in den Fermenter eingebracht werden können, müssen sie vorher in der Regel gelagert und gegebenenfalls noch aufbereitet werden. Bei der Aufbereitung kann es sich um eine Hygienisierung (wenn hygienisch bedenkliche Substrate eingebracht werden), Sortierung bzw. Störstoffbeseitigung, Zerkleinerung oder eine Homogenisierung (z.B. in einer Vorgrube) der Substrate handeln. Die Einbringung von pumpfähigen Substraten, die oft in einer Vorgrube gesammelt und angemaischt werden, erfolgt meist durch elektrisch betriebene Pumpen. Feste Substrate werden direkt durch Einspülschächte, Eintragskolben oder Förderschnecken in den Fermenter eingebracht.

Der Fermenter stellt die zentrale Komponente einer Biogasanlage dar, in dem die Substrate unter Luftausschluss mikrobiologisch unter mesophilen (ca. 35 °C) oder thermophilen (ca. 55 °C) Bedingungen in Biogas umgesetzt werden. Die Fermenter werden prinzipiell nach ihrer Form (Pfropfenstromfermenter, Rührkessel), ihrer Bauweise (stehend, liegend) bzw. dem verwendeten Baumaterial (Beton, Stahl, Edelstahl) unterschieden. Um eine gleichmäßige Substrat- bzw. Temperaturverteilung im Fermenter zu erhalten und um die Bildung von Schwimm- bzw. Sinkschichten zu vermeiden, werden die Fermenter mechanisch, hydraulisch oder pneumatisch durchmischt. Die Temperierung der Substrate kann sowohl durch interne als auch externe Wärmetauscher erfolgen. Um vor allem im Winter Wärmeverluste und somit einen unnötig hohen Einsatz an thermischer Energie zu vermeiden, sind die Fermenter im Allgemeinen mit einer entsprechenden Wärmeisolierung versehen.

Das im Fermenter gewonnene Biogas wird, um Schwankungen der Biogasproduktion auszugleichen, entweder in Fermenterhauben oder in externen Folienkissen (meist in separaten Gebäuden) zwischengespeichert. Vor der energetischen Nutzung erfolgt in der Regel eine Aufbereitung des Biogases, um enthaltenen Wasserdampf durch Kondensation und Schwefelwasserstoff durch biologische oder chemische Reinigung weitestgehend zu entfernen. Das aufbereitete Biogas wird vorwiegend in Blockheizkraftwerken (BHKW) in elektrische sowie thermische Energie konvertiert. Üblicherweise kommen hierbei Verbrennungsmotoren (Zündstrahl- bzw. Gas-Otto-Motoren) zum

Einsatz, welche mit einem Generator mechanisch verbunden sind. Zur Gewinnung der elektrischen sowie thermischen Energie sind beispielsweise auch Mikrogasturbinen, Stirling-Motoren oder Brennstoffzellen denkbar, jedoch befinden sich diese Techniken zur Biogasnutzung noch weitgehend in der Entwicklungsphase.

Nach der Vergärung können die Gärreste sowohl in offenen, abgedeckten als auch geschlossenen Gärrestlagern gelagert werden, wobei bei gasdicht geschlossenen Lagern durch Nachgärung gebildetes Biogas aufgefangen und energetisch genutzt werden kann. Die Gärreste werden im Allgemeinen als Flüssigdünger auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen des Betriebes ausgebracht.

In Abbildung 2-2 sind der Aufbau sowie die Stoff- und Energieströme einer landwirtschaftlichen Biogasanlage nach LINKE (2003) schematisch dargestellt.

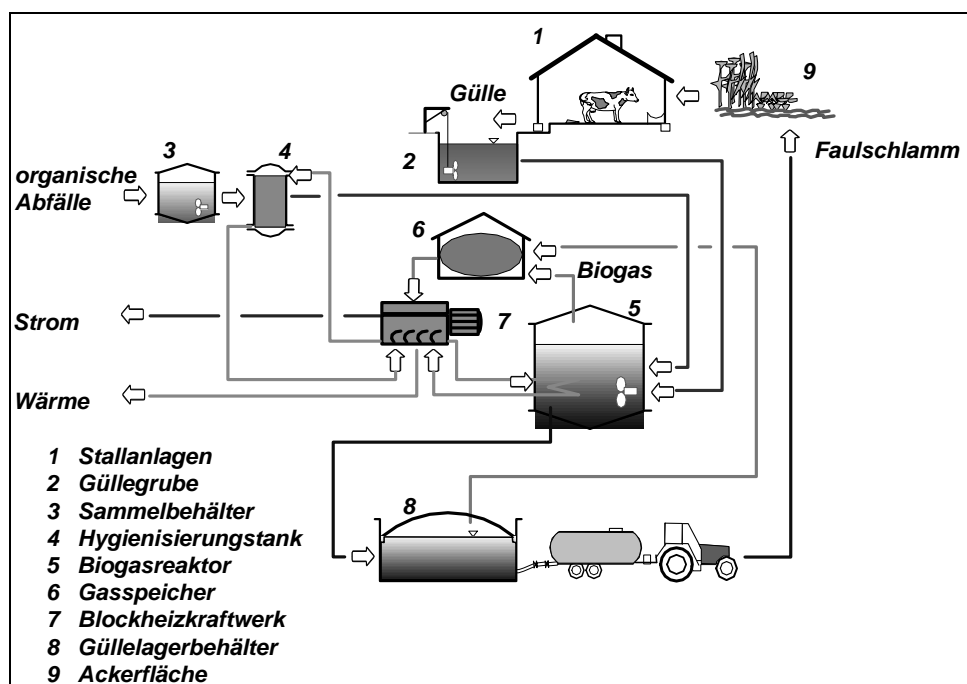


Abbildung 2-2: Schema einer landwirtschaftlichen Biogasanlage mit Verwendung von Kosubstraten (nach LINKE 2003)

2.1.4 Substrate landwirtschaftlicher Biogasanlagen

In landwirtschaftlichen Biogasanlagen kommt eine Vielzahl an Substraten zum Einsatz.

2.1.4.1 Wirtschaftsdünger

Wirtschaftsdünger nehmen als Substrat für landwirtschaftliche Biogasanlagen meistens eine wesentliche Rolle ein, da sie in vielen Landwirtschaftsbetrieben einerseits in erheblichen Mengen als Reststoffe kostenneutral zur Verfügung stehen und andererseits ganz erheblich zur Stabilität des Biogasbildungsprozesses im Fermenter beitragen können. Bei der Vergärung von Schweinegülle können höhere Biogaserträge erzielt werden als bei Rindergülle. Deutlich höhere Biogaserträge können bei der Vergärung von Festmist erzielt werden, da Festmist einen höheren Trockensubstanzgehalt

besitzt und zudem mit Stroh eine zusätzliche Kohlenstoffquelle enthält (Tabelle 2-1). Festmist hat jedoch gegenüber Gülle den Nachteil, dass er, um pump- bzw. fließfähig zu sein, entweder vor Einbringung in den Fermenter verdünnt werden oder über spezielle Einbringungssysteme in den Fermenter eingebracht werden muss. Da Gülle im Vergleich zu Festmist einen geringeren Trockensubstanzgehalt besitzt, kann sie meist ohne zusätzliche Aufbreitung direkt von der Vorgrube in den Fermenter gepumpt werden.

Tabelle 2-1: Substrateigenschaften verschiedener Wirtschaftsdünger nach FNR (2005)

Substrat	TS	oTS	Biogasertrag		CH ₄ -Gehalt
	[%]	[% TS]	[m ³ t ⁻¹ Substrat]	[m ³ t ⁻¹ oTS]	[Vol.-%]
Rindergülle	8 – 11	75 – 82	20 – 30	200 – 500	ca. 60
Schweinegülle	ca. 7	75 – 86	20 – 35	300 – 700	60 – 70
Rindermist	ca. 25	68 – 76	40 – 50	210 – 300	ca. 60
Schweinemist	20 – 25	75 – 80	55 – 65	270 – 450	ca. 60
Hühnermist	ca. 32	63 – 80	70 – 90	250 – 450	ca. 60

2.1.4.2 Nachwachsende Rohstoffe als Substrate

Neben Wirtschaftsdüngern werden in landwirtschaftlichen Biogasanlagen in letzter Zeit vermehrt nachwachsende Rohstoffe (z.B. Silomais) als Substrat eingesetzt. Diese werden größtenteils zusammen mit Gülle als Grundsubstrat vergoren, wobei die ausschließliche Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen immer mehr an Bedeutung gewinnt.

Tabelle 2-2: Substrateigenschaften nachwachsender Rohstoffe (ergänzt nach FNR 2005, KTBL 2005)

Substrat	TS	oTS	Biogasertrag		CH ₄ -Gehalt
	[%]	[% TS]	[m ³ t ⁻¹ Substrat]	[m ³ t ⁻¹ oTS]	[Vol.-%]
Maissilage	20 – 35	85 – 95	170 – 200	450 – 700	50 – 55
Roggen-GPS	30 – 35	92 – 98	170 – 220	550 – 680	ca. 55
Weizenkorn	85 – 90	87 – 93	430 – 590	600 – 700	ca. 55
Kleegrassilage	25 – 50	87 – 91	420 – 540	470 – 600	ca. 55 – 69 ¹⁾
Grassilage	25 – 50	70 – 95	170 – 200	550 – 620	54 – 55
Masserübe	ca. 12	75 – 85	75 – 100	620 – 850	53 – 54

¹⁾unsicher, veröffentlichte Werte teilweise nicht nachvollziehbar

Bei den nachwachsenden Rohstoffen stellt Maissilage eines der bedeutendsten Substrate dar, da Silomais aufgrund seines hohen Flächenenergieertrages, der hohen Energiedichte und der einmaligen Ernte ein relativ kostengünstiges Substrat darstellt. So lagen die durchschnittlichen Ernteerträge für Silomais in den letzten Jahren bei etwa 45 t FM ha⁻¹ (Statistisches Jahrbuch 2000), was unter Verwendung der in Tabelle 2-2 dargestellten Verhältnisse einem Biogasertrag von ca. 4350

$\text{Nm}^3 \text{CH}_4 \text{ha}^{-1}$ entspricht. Neben Silomais eignen sich auch andere Aufwüchse wie Getreideganzpflanzensilagen (GPS), Klee gras- und Grassilagen, Getreidekörner, Kartoffeln oder Rüben gut als Substrate zur Vergärung in Biogasanlagen, obwohl diese meist nicht die Flächenenergieerträge von Mais erreichen.

2.1.4.3 Reststoffe als Substrate

Neben Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen können verschiedene Reststoffe bzw. Nebenprodukte der Lebensmittelproduktion vergoren werden. Dabei kann es sich beispielsweise um Reststoffe der Bierherstellung (Treber), Alkoholherstellung (Schlempen), Stärkeherstellung (z.B. Kartoffelpülpe) oder der Zuckergewinnung (z.B. Pressschnitzel oder Melasse) handeln. Weiterhin können – mit besonderen Auflagen – auch Schlachtabfälle wie Magen- oder Panseninhalt bzw. Fett aus Fettabscheidern sowie organische Reststoffe der kommunalen Abfallentsorgung (Biotonne bzw. Speisereste) in Biogasanlagen vergoren werden.

Beim Einsatz dieser Substrate ist zudem zu beachten, dass nach der Novellierung des EEG Mitte 2004 die Vergütung der produzierten elektrischen Energie niedriger ist als bei der ausschließlichen Verwendung von Wirtschaftsdüngern und nachwachsenden Rohstoffen, da der Bonus für nachwachsende Rohstoffe in Höhe von 6 ct kWh^{-1} entfällt. Ähnliches gilt beim Einsatz von betriebseigenen Reststoffen wie z.B. bei Vergärung von aussortierten Speisekartoffeln oder Ausputzgetreide.

2.2 Emissionsquellen und -senken der Landwirtschaft und ihre Beeinflussung durch die landwirtschaftliche Biogasnutzung

Neben der Gewinnung von erneuerbarer Energie (elektrisch und/oder thermisch) und dem damit verbundenen Ersatz fossiler Energieträger wird landwirtschaftlichen Biogasanlagen eine Vielzahl weiterer Umwelteffekte zugeschrieben. Von besonderem Interesse sind mögliche Auswirkungen der Fermentation in Biogasanlagen auf die klimarelevanten Spurengasemissionen aus der Landwirtschaft. Denn einerseits stehen diese in den letzten Jahren stark in der Diskussion, da die Landwirtschaft eine wichtige Quelle für den anthropogen bedingten Methan- und Lachgasausstoß ist (Tabelle 2-3). Andererseits können insbesondere die Klimagasemissionen während der Lagerung durch die anaerobe Vergärung von Flüssig- und Festmist in landwirtschaftlichen Biogasanlagen – insbesondere bei anschließender geschlossener Gärrestlagerung – deutlich reduziert werden (AMON et al. 2006, WEISKE et al. 2006).

Tabelle 2-3: Prozentuale Anteile der Bereiche Landwirtschaft, Industrie und Verkehr an den gesamten anthropogen bedingten Emissionen in Deutschland 2001 in % CO₂-Äquivalent-Emissionen (Statistisches Jahrbuch 2004)

Spurengas	Landwirtschaft [%]	Industrie [%]	Verkehr [%]
CO ₂	0,9	58,7	19,5
CH ₄	46,5	28,1	0,7
N ₂ O	67,4	18,9	11,0
NH ₃	95,4	1,5	k. A.

2.2.1 Bedeutung der verschiedenen klimawirksamen Spurengase

2.2.1.1 Kohlenstoffdioxid

Kohlenstoffdioxid zählt aufgrund seiner Absorptionsfähigkeit im infraroten Spektralbereich zu den klimarelevanten Spurengasen, die für die Erwärmung der Erdatmosphäre verantwortlich sind. Kohlenstoffdioxid besitzt zwar ein relativ geringes Treibhausgaspotenzial, trägt aber aufgrund seiner vergleichsweise relativ hohen Konzentration in der Erdatmosphäre zu mehr als 60% zum anthropogenen Treibhauseffekt bei (FAL 2000). Die Verbrennung fossiler Energieträger stellt dabei eine der Hauptquellen der weltweiten CO₂-Emissionen dar. Da in der Landwirtschaft der Primärenergieverbrauch verhältnismäßig gering ist, resultiert daraus auch der niedrige Anteil der Landwirtschaft an den gesamten deutschen CO₂-Emissionen (Tabelle 2-3). Hierbei ist jedoch anzumerken, dass die Emissionen der beispielsweise sehr energieaufwändigen Herstellung von synthetischen Düngemitteln dem Bereich Industrie und nicht der Landwirtschaft zugeordnet wird. Landwirtschaftliche Biogasanlagen können durch ihre Produktion von Strom und Wärme fossile Energieträger ersetzen und so zu einer Einsparung an CO₂ führen.

2.2.1.2 Methan

Die hohe Bedeutung von Methan als das nach CO₂ bedeutendste Klimagas liegt darin begründet, dass CH₄ Infrarotstrahlung um ein Vielfaches effektiver als Kohlenstoffdioxid absorbieren kann und daher über einen Zeitraum von 100 Jahren ein 21mal höheres Treibhauspotenzial als CO₂ besitzt (IPCC 1997). Methan ist somit, trotz seiner relativ geringen Konzentration in der Atmosphäre, zu etwa 15% am anthropogenen Treibhauseffekt beteiligt (Tabelle 7-1).

Zwei Drittel der CH₄-Emissionen sind anthropogen bedingt, wobei der größte Anteil aus der Landwirtschaft stammt (Tabelle 2-3). Hauptquelle des in der Landwirtschaft freigesetzten Methans stellt die Tierhaltung dar, wobei das Methan zu etwa gleichen Anteilen einerseits durch die Verdauung der Tiere selbst (insbesondere bei Wiederkäuern) und andererseits durch die Lagerung von Flüssig- bzw. Festmist freigesetzt wird (Tabelle 2-4).

Tabelle 2-4: CH₄-Emissionen der Tierhaltung in Deutschland 2003 nach UBA (2005)

	Verdauungsbedingte CH ₄ -Emissionen		CH ₄ -Emissionen durch Wirt- schaftsdünger-Management	
	[Mio t CH ₄ a ⁻¹]	[%]	[Mio t CH ₄ a ⁻¹]	[%]
Gesamt	1,20	100	1,10	100
Rinderhaltung	1,13	94	0,69	63
Schweinehaltung	0,04	3	0,40	36
Sonstiges	0,04	3	0,01	1

2.2.1.3 Lachgas (Distickstoffmonoxid, N₂O)

Die Konzentration von Lachgas in der Erdatmosphäre ist seit 1750 von etwa 270 ppb um ca. 16% auf 314 ppb im Jahr 2000 gestiegen (IPCC 2001). Trotz der verhältnismäßig geringen Konzentration in der Atmosphäre wird Lachgas eine große Bedeutung als klimawirksames Treibhausgas beigemessen, da dessen Treibhauspotenzial, bezogen auf 100 Jahre, um 310mal höher liegt als das von CO₂ (IPCC 1997). Neben der Eigenschaft als Klimagas fördert Lachgas zusätzlich noch katalytisch den Abbau von Ozon in der Stratosphäre, da es aufgrund der UV-Strahlung zu NO abgebaut wird, welches die Ozonschicht angreift.

Etwa 55% der freigesetzten Lachgasemissionen sind nicht anthropogenen Ursprungs, wobei der größte Teil des freigesetzten N₂O durch die mikrobielle Umsetzung von Ammonium (Nitrifizierung) und Nitrat (Denitrifizierung) in landwirtschaftlich nicht genutzten Böden verursacht wird. Von den anthropogen bedingten N₂O-Emissionen stammen weltweit ca. 52% aus landwirtschaftlichen Böden, ca. 26% aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung und ca. 16% aus industriellen Prozessen wie z.B. der Nylonproduktion oder der Salpetersäureherstellung (IPCC 2001).

2.2.1.4 Ammoniak

Zu den bekanntesten Umweltwirkungen von Ammoniakemissionen zählen die Versauerung wie auch die Eutrophierung von Böden und Gewässern. Ein weiterer Aspekt ist, dass durch den NH₃-Eintrag in Böden durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse N₂O emittiert werden kann. Die Landwirtschaft stellt mit einem Anteil von 95% bundesweit die größte Quelle für NH₃-Emissionen dar. Von den gesamten landwirtschaftlichen NH₃-Emissionen stammen ca. 80% aus der Tierhaltung und ca. 11% werden durch die Applikation von Mineraldüngern verursacht. Als weitere NH₃-Quelle der Landwirtschaft muss zudem die Mineralisierung von in oder auf Böden verbleibenden Pflanzen- bzw. Ernteresten berücksichtigt werden. In der Tierhaltung zählen die Rinderhaltung mit ca. 60% sowie die Schweinehaltung mit ca. 27% der NH₃-Emissionen aus der Tierproduktion zu den Hauptquellen (Tabelle 2-5).

Tabelle 2-5: Verteilung der NH₃-Emissionen aus der Tierhaltung von 1999 nach OSTERBURG et al. (2002)

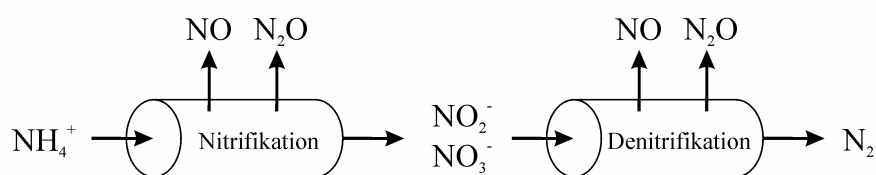
	Anteil der Gesamtammoniakemission aus der Tierhaltung [%]				
	Stall	Weide	Lagerung	Ausbringung	Gesamt
Rinder	14,8	4,2	11,3	29,3	59,6
Schweine	15,4	-	6,8	4,4	26,6
Geflügel	5,2	-	0,3	3,3	8,9

2.2.2 Emissionen der Pflanzenproduktion

Im Bereich der Pflanzenproduktion zählen CH₄, N₂O und NH₃ zu den bedeutendsten Schadgasen. Für diese Gase ist innerhalb der Pflanzenproduktion eine Vielzahl direkter Emissionsquellen zu nennen, wobei die folgenden zu den wichtigsten zählen:

2.2.2.1 N₂O-Bildung

Bodenbürtige Klimagasemissionen werden im Allgemeinen durch Mikroorganismen hervorgerufen. Dabei haben die Prozesse der Nitrifikation sowie der Denitrifikation innerhalb des Stickstoffkreislaufes eine besondere Bedeutung, da bei diesen Prozessen das besonders klimawirksame Lachgas freigesetzt werden kann. N₂O und NO können einerseits bei der Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat und andererseits bei der Denitrifikation des Nitrats zu Stickstoff als „Leckströme“ bei unvollständigem Ablauf dieser Prozesse freigesetzt werden, wie es von FIRESTONE und DAVIDSON (1989) in ihrem „Leckage“ – Modell beschrieben wurde (Abbildung 2-3). In der Literatur wird dabei meist der Lachgasfreisetzung durch Denitrifikationsprozesse eine größere Bedeutung beigemessen als durch Nitrifikationsprozesse (SCHMÄDEKE 1998).

**Abbildung 2-3: „Leckage“-Modell der N₂O- und NO-Freisetzung durch Nitrifikation und Denitrifikation nach FIRESTONE und DAVIDSON (1989)**

2.2.2.1.1 Nitrifikation

Im ersten Schritt dieser mikrobiellen Oxidation wird Ammonium (NH₄⁺) unter aeroben Bedingungen zu Nitrit (NO₂⁻) oxidiert. Im zweiten Schritt der Nitrifikation erfolgt die Oxidation von Nitrit zu Nitrat (NO₃⁻). Den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt des Nitrifikationsprozesses stellt der erste Schritt dar, so dass meist nur geringe Konzentrationen an Nitrit im Boden vorzufinden sind (SCHMÄDEKE 1998). LIPSCHULTZ et al. (1981) wiesen nach, dass die Menge der N₂O-

Freisetzung durch Nitrifikation besonders von der vorherrschenden Sauerstoffverfügbarkeit abhängt. Demnach nehmen die N_2O -Emissionsraten mit sinkender Sauerstoffverfügbarkeit zu.

2.2.2.1.2 Denitrifikation

Unter sauerstoffarmen Bedingungen im Boden kann Nitrat bzw. Nitrit durch mikrobielle Denitrifikationsprozesse zu Stickstoffmonoxid (NO), Lachgas (N_2O) (beide klimawirksam) oder molekularem Stickstoff (N_2) (klimaneutral) reduziert werden. Dabei dienen den Mikroorganismen NO_3^- , NO_2^- , NO bzw. N_2O als Elektronenakzeptoren, um einen verminderten Sauerstoffpartialdruck bzw. Sauerstoffmangel zu kompensieren (OTTOW 1992, KRYVORUCHKO 2004). Molekularer Stickstoff wird jedoch nur bei vollständig ablaufenden Denitrifikationsprozessen gebildet, da N_2 das letzte Glied in der Denitrifikationskette darstellt.

Die Höhe der Lachgasemissionen ist sowohl von der applizierten Menge an Stickstoff über Mineral- bzw. Wirtschaftsdünger (BOUWMAN 1996, FLESSA et al. 1996, HÜTHER 1998) als auch von der Verfügbarkeit von Substraten abhängig. Bei Einarbeitung von Ernterückständen können im Boden bodenmikrobiologische Prozesse gefördert werden, die den Sauerstoffverbrauch erhöhen und damit der Bildung anoxischer Bedingungen Vorschub leisten können. Abgesehen davon hängt die Höhe der N_2O -Freisetzungen auch vom Zeitpunkt der Applikation der Düngemittel ab. Deshalb können die Lachgasemissionen deutlich gemindert werden, wenn die Stickstoffapplikation zeitlich so erfolgt, dass der Stickstoff aufgrund einer raschen Aufnahme durch die Pflanzen den Mikroorganismen nur begrenzt zur Verfügung steht. Generell wird angenommen, dass durchschnittlich $1,25\% \pm 1\%$ des gedüngten Stickstoffs mikrobiologisch durch Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsprozesse in N_2O umgewandelt und emittiert wird (BOUWMAN 1996, IPCC 2000).

2.2.2.2 Methanoxidation

Neben der Methanogenese kann in landwirtschaftlichen Böden bei Anwesenheit von Methan unter aeroben Bedingungen auch eine mikrobielle Methanoxidation durch methanotrophe Bakterien stattfinden, so dass die Böden sowohl eine Senke für im Boden gebildetes Methan als auch für atmosphärisches Methan darstellen (HÜTSCH 1998).

2.2.3 Emissionen durch Lagerung und Anwendung von Wirtschaftsdüngern

2.2.3.1 Ammoniakemissionen

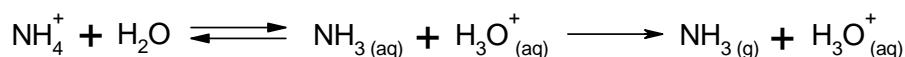
Die meisten gasförmigen Stickstoffverluste während der Lagerung von Flüssig- bzw. Festmist treten in Form von Ammoniakemissionen auf. In der Literatur liegen die Angaben hierzu sehr weit auseinander (Tab. 2-6). Die Höhe der Ammoniakemissionen während der Lagerung von Flüssig- und Festmist wird wie bei der Lagerung im Stall sehr stark von der vorherrschenden Temperatur und der Stärke des oberflächennahen Luftaustausches beeinflusst.

Tabelle 2-6: NH₃-Emissionen von Gülle und Festmist verschiedener Literaturquellen

	NH ₃ -Emission in % des gesamt-N	Quelle
Flüssigmist unbehandelt	14,3	Hüther (1999)
	2,4 ¹⁾	Kryvoruchko (2004)
	6,9 ²⁾	CORINAIR (2002)
	8,0	Olesen et al. (2004)
Flüssigmist mit Strohabdeckung	2,4	Hüther (1999)
	1,6	Olesen et al. (2004)
Flüssigmist mit Holzdeckel	1,1 ¹⁾	Kryvoruchko (2004)
	0,8	Olesen et al. (2004)
Flüssigmist vergoren	4,6 ¹⁾	Kryvoruchko (2004)
Flüssigmist vergoren mit Strohabdeckung	2,6 ¹⁾	Kryvoruchko (2004)
Festmist	0,7 – 25 ³⁾	Amon (1998)
	30 – 60 ²⁾	CORINAIR (2002)
	20	Olesen et al. (2004)
Kompost	4,6 – 9,6 ³⁾	Amon (1998)
	5 – 17	Hüther (1999)
	20	Olesen et al. (2004)

¹⁾ 100 Tage Lagerzeit ²⁾ als Verlust von NH₄⁺-N ³⁾ 80 Tage Lagerzeit

Bei der Anwendung von Wirtschaftsdüngern kann ebenfalls Ammoniak in erheblichen Mengen freigesetzt werden. Die NH₃-Emissionen nach Applikation von Festmist und vor allem Flüssigmist basieren im Wesentlichen auf physikalisch-chemischen Prozessen. Dabei kann das Ammonium, welches in einem von der Konzentration, der Temperatur bzw. dem pH-Wert abhängigen Dissoziationsgleichgewicht mit Ammoniak vorliegt, deprotoniert, in Ammoniak umgewandelt und anschließend leicht emittiert werden:



In der Literatur liegen umfangreiche Ergebnisse zu Untersuchungen von NH₃-Freisetzungen nach der Wirtschaftsdüngerausbringung vor, wobei die Angaben sehr stark auseinandergehen und hierbei von NH₃-Verlusten von 22,5 bis 72% des insgesamt ausgebrachten Ammoniumstickstoffs berichtet wird.

2.2.3.2 Methanemissionen

Tierische Exkrememente enthalten nicht umgesetzte organische Substanz, die während der Lagerung unter anaeroben Bedingungen mikrobiologisch u.a. zu **Methan** umgewandelt werden kann. Die Menge an Methan, die während der Lagerung von Flüssig- bzw. Festmist freigesetzt wird, hängt dabei von einer Vielzahl von Faktoren ab. Zu den wichtigsten zählen Zusammensetzung des Flüssig- bzw. Festmistes, Temperatur bzw. Witterungsverhältnisse während der Lagerung, Art der Lagerung (z.B. Abdeckung, Volumen - Oberflächenverhältnis) sowie die Dauer der Lagerung. In der

Literatur variieren dementsprechend die Angaben über die Quantität der Methanfreisetzung bei der Lagerung von tierischen Exkrementen stark von ca. 0,8 bis 3,3 kg CH₄ m⁻³ Wirtschaftsdünger (HÜTHER 1999, KRYVORUCHKO 2004). Es konnte jedoch insbesondere eine deutliche Abhängigkeit der Methanemissionen von der Art und Zusammensetzung der Exkremente und folglich von deren Methanbildungspotenzial nachgewiesen werden (KRYVORUCHKO 2004). Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern können ebenso Methanemissionen auftreten, die v.a. auf physikalisch gelöstes Methan zurückgeführt werden können, das während der Lagerung gebildet wurde.

2.2.3.3 Lachgasemissionen

Lachgasemissionen während der Lagerung von Flüssig- bzw. Festmist resultieren aus unvollständigen Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen. Die Höhe der N₂O-Emissionen hängt dabei grundsätzlich stark von der Art (Fest- oder Flüssigmist), Behandlung und der Zusammensetzung der tierischen Exkremente sowie deren Lagerungsbedingungen ab. Insbesondere die N₂O-Freisetzung von Festmist kann stark variieren. Nach HÜTHER (1999) liegen die gasförmigen Stickstoffverluste in Form von Lachgas zwischen 0,13 bis 6% des Gesamtstickstoffs im Ausgangsmaterial. Dabei zeigte sich, dass unter Laborbedingungen besonders der Trockensubstanzgehalt sowie die Belüftung des Festmistes einen großen Einfluss auf die Höhe der N₂O-Emissionen haben. HÜTHER (1999) konnte folglich speziell bei niedrigen TS-Gehalten hohe N₂O-Emissionsraten nachweisen. Für die Berechnung von Klimagasinventuren wurde von IPCC (2000) eine durchschnittliche Lachgasfreisetzung bei der Lagerung von Festmist von 2% des Gesamtstickstoffs vorgeschlagen.

Im Gegensatz zu Festmist sind bei N₂O-Emissionsmessungen von Flüssigmist deutlich geringere Emissionsraten ermittelt worden. So konnten beispielsweise SNEATH et al. (2006) keine bzw. nur geringe lagerungsbedingte N₂O-Emissionen nachweisen. Auch HÜTHER (1999) stellte bei der Flüssigmistlagerung deutlich geringere Stickstoffverluste (0,17% des Gesamtstickstoffs) in Form von N₂O als bei der Festmistlagerung fest. Diese Messungen decken sich auch mit den von IPCC (2000) angenommenen Stickstoffverlusten durch Lachgas von 0,1% des Gesamtstickstoffs. Die Lachgasemissionen bei Flüssigmistlagerung können jedoch durch bestimmte Abdeckungstechniken des Güllelagers wie z.B. mit Strohhäcksel deutlich zunehmen, da durch Strohhäcksel eine größere Oberfläche entsteht und somit durch die höhere Sauerstoffzufuhr die N₂O-Bildung durch Nitrifikationsprozesse gefördert werden kann (HÜTHER 1999, MIDAIR 2004, KRYVORUCHKO 2004, AMON et al. 2006).

Der Eintrag von Stickstoff in den Boden durch Applikation von organischen Düngemitteln kann erhöhte Lachgasemissionen aus dem Boden zur Folge haben. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen das durchschnittlich 1,25% der applizierten Stickstoffmenge als Lachgas freigesetzt werden (IPCC 2000, OLESEN et al. 2004).

2.2.4 Emissionen der Tierproduktion

Im Bereich der Tierproduktion spielen vor allem die umweltwirksamen Schadgase Methan, Lachgas und Ammoniak eine wesentliche Rolle. Wichtige Quellen dieser Gase in der Tierproduktion sind Stoffwechselprozesse der Tiere, bei denen hauptsächlich Methan freigesetzt wird. Verschiedene Untersuchungen zeigten, dass bei laktierenden Milchkühen die verdauungsbedingten Methanemissionen in einem Bereich von ca. 200 - 400 g CH₄ Tier⁻¹ d⁻¹ liegen können (KIRCHGESSNER 1997, HARTUNG 2002b). Bei monogastrischen Tieren treten dagegen aufgrund der spezifischen Physiologie des Verdauungssystems deutlich geringere verdauungsbedingte Methanemissionen von ca. 4 g CH₄ Tier⁻¹ d⁻¹ auf (IPCC 1997). Diese Emissionen lassen sich durch Biogasnutzung der Exkremente nicht beeinflussen.

Tabelle 2-7: Lachgasemissionen [g N₂O GV⁻¹ d⁻¹] für verschiedene Milchvieh- und Schweinehaltungssysteme nach HARTUNG (2002b)

Haltungssystem	Milchvieh		Haltungssystem	Mastschweine	
	Emission	Quelle		Emission	Quelle
Anbindestall	0,14 – 1,19	Amon et al. (1998)	Teilspaltenboden	0,4	Sneath et al. (1997)
Boxenlaufstall	0,8 0,3 – 2,9	Sneath et al. (1997) Brose (2000)	Tiefstreu	49 – 73	Groenestein & van Faasen (1996)
				12 – 67	Hoy et al. (1997)
				30 – 60	Kaiser (1999)
Tretmiststall	2,01	Amon et al. (1998)	Schrägmist	31 – 47	Hesse (1994)

Neben den Emissionen der Tiere selbst können darüber hinaus im Stall von verschmutzten Stallflächen sowie von im Stall zwischengelagertem Flüssig- bzw. Festmist Emissionen freigesetzt werden. Die freigesetzten Methanemissionen im Stall spielen jedoch nur dann eine bedeutende Rolle, wenn die Exkremente sehr lange im Stall bei hohen Temperaturen gelagert werden. Neben Methan können im Stall auch erhebliche Mengen an **Lachgas** freigesetzt werden. Nach HARTUNG (2002b) liegt in der Literatur bisher nur eine wenig umfangreiche Datenbasis über N₂O-Freisetzungen aus unterschiedlichen Haltungssystemen vor, wobei die bisher ermittelten Daten mitunter sehr großen Schwankungen unterliegen (Tab. 2-7).

Anhand dieser Ergebnisse ist trotz der Schwankungen eine Abhängigkeit der Höhe der Lachgasemissionen vom Haltungssystem zu erkennen. So konnten grundsätzlich aus Einstreusystemen deutlich höhere Emissionsraten als aus reinen Güllesystemen nachgewiesen werden. Dementsprechend wurden von IPCC (2000) zur Berechnung der Lachgasemissionen für Festmistsysteme 20mal höhere Lachgasemissionsfaktoren vorgeschlagen als für Flüssigmistsysteme. Neben Lachgas können auch erhebliche Mengen des indirekt klimawirksamen **Ammoniaks** im Stall freigesetzt werden. Nach HARTUNG (2002a) kann die Ammoniakfreisetzung in der Milchviehhaltung in einem Bereich von 4 – 58 g NH₃ GV⁻¹ d⁻¹ liegen. Die Menge des emittierten NH₃ hängt dabei von zahlreichen Einfluss-

faktoren wie Tierhaltung, Einstreumenge, Temperatur oder Lüftungsrate ab. Nach OLESEN et al. (2004) können die Emissionen für verschiedene Haltungssysteme beachtliche Unterschiede aufweisen und zwischen 3 und 8% der durch die Tiere ausgeschiedenen Gesamtstickstoffmenge betragen. Durch Biogasnutzung kann kaum Einfluss auf die N-Verluste im Stall genommen werden, bzw. ein Einfluss ist nur dann gegeben, wenn der Bau einer Biogasanlage aus technischen und arbeitswirtschaftlichen Gründen (Einbringtechnik der Substrate in die Biogasanlage) dazu führt, dass das Stallhaltungssystem von einem Festmistsystem auf ein Flüssigmistsystem umgestellt wird.

2.2.5 Emissionen der Biogasnutzung

Aus den vorangegangenen Ausführungen lässt sich zusammenfassen, dass durch den Betrieb einer Biogasanlage direkt v.a. Einfluss auf die Emissionen eines Betriebes genommen werden, die in Zusammenhang mit der Lagerung der wirtschaftseigenen Düngemittel stehen. Durch den Betrieb einer Biogasanlage kann es aber auch zu Emissionen (z.B. durch Leckagen, den Betrieb des BHKW oder der Lagerung der Gärreste) kommen, welche in diesem Kapitel näher erläutert werden.

2.2.5.1 Emissionen durch Leckagen

Während des Betriebes einer Biogasanlage sind Emissionen durch verschiedene Undichtigkeiten in der Anlage nicht auszuschließen. Als Quellen für freigesetztes Biogas kommen z.B. die Biogasspeicher in Frage, da sie oft als Folienspeicher in Form von Folienkissenspeicher oder Gashauben Verwendung finden (FNR 2005). Aufgrund der Permeation des Biogases durch die Folienabdeckung hindurch, ist nach FNR (2005) bei dieser Art von Biogasspeichern mit Verlusten von 0,1–0,5% des produzierten Biogases zu rechnen. Als weitere Ursachen für Biogasfreisetzungen an Biogasanlagen kommen z.B. die Substratzufuhr aber auch Undichtigkeiten an Rohrverbindungen oder Ventilen in Betracht. In der Literatur findet man grundsätzlich nur sehr wenige Informationen über den Umfang der Biogasfreisetzung durch Undichtigkeiten von Biogasanlagen. Verlässliche Angaben über den Methanverlust bei Biogasanlagen wurden bei OLESEN et al. (2004) gefunden, wonach der Verlust etwa 1,8% des produzierten Methans beträgt.

2.2.5.2 Emissionen durch die Verbrennung im BHKW

Bei der energetischen Nutzung von Biogas im BHKW werden bei einer ökologischen Bewertung der Biogasnutzung die direkt vom Biogas stammenden CO₂-Emissionen üblicherweise als klimaneutral angesehen und somit nicht berücksichtigt (EDELMANN et al. 2001). Kommen jedoch neben dem Biogas noch fossile Energieträger zum Einsatz (z.B. Heizöl im Zündstrahl-BHKW), müssen die daraus resultierenden CO₂-Emissionen in der Sachbilanz berücksichtigt werden.

Neben CO₂ sind insbesondere die Schadgase Stickoxide (NO_x), Methan, Kohlenmonoxid und Schwefeloxide bei der Biogasverwertung im BHKW von wesentlicher Bedeutung. Die Höhe der

Emissionen dieser Schadgase hängt hierbei hauptsächlich von der eingesetzten Motorentechnik, der Zusammensetzung des Brennstoffs (primär des Biogases), aber auch nicht zu letzt vom Wartungszustand des BHKW ab. Abgasmessungen an verschiedenen Biogas-BHKW des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (LfU) zeigten, dass sich besonders aufgrund der oben genannten Zusammenhänge die Höhe der Emissionen der BHKW stark voneinander unterscheiden können und einzelne BHKW teilweise sogar die empfohlenen Emissionsrichtwerte deutlich überschritten, insbesondere bei alten und schlecht gewarteten BHKW (LfU 2004). Eine Reduktion des Schadstoffausstoßes ist jedoch grundsätzlich durch eine Optimierung der Motoren und des Motorenmanagements leicht realisierbar.

2.3 Literaturverzeichnis

- AMON, B. (1998): NH₃-, N₂O- und CH₄-Emissionen aus der Festmistverfahrenskette Milchviehanbildehaltung Stall – Lagerung – Ausbringung. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien.
- AMON, B., AMON, T. & BOXBERGER, J. (1998): Untersuchungen der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft Österreichs zur Ermittlung der Reduktionspotentiale und Reduktionsmöglichkeiten. Forschungsprojekt Nr. L 883/94, Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik der Universität für Bodenkultur, Wien.
- AMON, B., V. KRYVORUCHKO, T. AMON & S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **112**, 153 – 162.
- BESSON J.-M., R. SCHMITT, V. LEHMANN & M. SODER (1987): Unterschiede im Keimverhalten von Unkrautsamen nach Behandlung mit gelagerter, belüfteter und methanvergorener Gülle. *Mitt. Schweiz. Landw.* **35**, 73-80.
- BOUWMAN, A.F. (1996) Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **46**, 53-70.
- BROSE, G. (2000): Emission von klimarelevanten Gasen, Ammoniak und Geruch aus einem Milchviehstall mit Schwerkraftlüftung. Dissertation, VDI-MEG Schrift **362**, Hohenheim.
- CORINAIR, (2002): Emission guidebook, 3rd version. Document code: B1090, EEA, Copenhagen, Denmark.
- EDELMANN, W., K. SCHLEISS, H. ENGELI & U. BAIER (2001): Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas. Bundesamt für Energie, Bern.
- FAL (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen, Sonderheft **211**, Braunschweig.

- FIRESTONE, M. & DAVIDSON E. (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere (Chichester), Andreae M. und Schimel D., Dahlem, Workshop Report, 7 – 21.
- FLESSA, H., W. PFAU, P. DÖRSCH & F. BEESE, (1996): The influence of nitrate and ammonium fertilization on N₂O release and CH₄ uptake of a well-drained topsoil demonstrated by a soil microcosm experiment. *Zeitschrift f. Pflanzenernährung und Bodenkunde* **159**, 499 – 503.
- FNR (2005): Handreichung Biogasgewinnung und –nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. Gülzow.
- GROENESTEIN, C. M. & H. G. van FAASSEN (1996): Volatilization of Ammonia, Nitrous Oxide and Nitric Oxide in Deep-litter Systems for Fattening Pigs. *J. Agric. Research* **65**, 269 – 274.
- HANSEN M.N., P. KAI & H.B. MØLLER (2006): Effects of anaerobic digestion and separation of pig slurry on odor emission. *Applied Engineering in Agriculture* **22**, 135-139.
- HANSEN M.N., T.S. BIRKMOSE, B. MORTENSEN & K. SKAANING (2004): Effects of separation and anaerobic digestion of slurry on odour and ammonia emission during subsequent storage and land application. Proceedings of the 11th International conference of the FAO Escorena network on recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture. Spain, October 2004. Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety. Edited by Bernal P., Moral R., Clemente R. & Paredes C. Vol **1**., 265-269.
- HARTUNG, E. (2002a): Ammoniak-Emissionen der Rinderhaltung und Minderungsmaßnahmen. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL (Hrsg.): KTBL/UBA-Symposium 'Emissionen der Tierhaltung - Grundlagen, Wirkungen, Maßnahmen', 3.-5.12.2001, Kloster Banz. KTBL-Schrift Nr. 406, 63-74, Darmstadt.
- HARTUNG, E. (2002b): Methan- und Lachgas-Emissionen der Rinder-, Schweine- und Geflügelhaltung. In: KTBL (Hrsg.): KTBL/UBA-Symposium 'Emissionen der Tierhaltung - Grundlagen, Wirkungen, Maßnahmen', 3.-5.12.2001, Kloster Banz. KTBL-Schrift Nr. **406**, 192-202, Darmstadt.
- HESSE, D. (1994): Comparison of different old and new fattening pig husbandries with focus on environment and animal welfare. In: Proc. XII World Congress on Agricultural Engineering, Mailand. Hrsg.: CIGR. Merelbeke, Belgium, 559 – 566.
- HOY, S., K. MÜLLER, & R. WILLIG (1997): Ammoniak- und Lachgas-Emissionen – Auswirkungen verschiedener Tierhaltungssysteme für Mastschweine. *Landtechnik* **52**, 40 – 41.
- HÜTHER, L. (1999): Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflussfaktoren auf Ammoniak-, Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist, *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 200*.
- HÜTSCHE, B. (1998): Methanoxidation in aeroben Böden und die Auswirkungen agronomischer Maßnahmen auf diesen Abbauprozess. *Habilitationsschrift, Justus-Liebig-Universität Gießen*.
- IPCC (1997): Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

- IPCC (2000): IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC (2001): Climate Change 2001 – The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge.
- KAISER, S. (1999): Analyse und Bewertung eines Zweiraumkompoststalls für Mastschweine unter besonderer Berücksichtigung der gasförmigen Stoffströme. Dissertation, VDIMEG Schrift **334**, Göttingen.
- KIRCHGESSNER, M. (1997): Tierernährung – Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis. 10. neubearbeitete Auflage, DLG-Verlags-GmbH Frankfurt am Main.
- KOSCHORRED, M. & R. CONRAD (1993): Oxidation of atmospheric methane in soil: measurement in field, in soil cores and in soil samples. *Global Biogeochem Cycles* **7**, 109 – 121.
- KRYVORUCHKO V. (2004): Methanbildungspotential von Wirtschaftsdüngern aus der Rinderhaltung und Wirkung der Abdeckung und anaeroben Behandlung auf klimarelevante Emissionen bei der Lagerung von Milchviehflüssigmist. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien.
- KTBL (2002): Ökologische Landbau - Kalkulationsdaten zu Ackerfrüchten, Feldgemüse, Rindern, Schafen und Legehennen. KTBL (Hrsg.) Darmstadt.
- KTBL (2004): Betriebsplanung Landwirtschaft 2004/05 Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. KTBL (Hrsg.) Darmstadt.
- KTBL (2005): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.
- LINKE, B. (2003): Leibnitz – Institut für Agrartechnik Potsdam – Bornim e. V. (ATB), Potsdam.
- LIPSCHULTZ, F., O.C. ZAFIRIOU, S.C. WOFSEY, M.B. McELROY, F.W. VALOIS, & S.W. WATSON (1981): Production of NO and N₂O by soil nitrifying bacteria. *Nature* **294**, 641 – 643.
- LfU (2004): Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Biogashandbuch Bayern – Materialienband, Augsburg.
- MIDAIR (2004): MIDAIR - Greenhouse Gas Mitigation for Organic and Conventional Dairy Production, Final report for Work package 5.2. Deliverable No. 5.5. EU-Projekt EVK2-CT-2000-00096.
- NILL, M., R. WILFERT, M. KALTSCHMITT & P. WEILAND (2003): Umweltaspekte einer Biogasgewinnung und –nutzung. In: Biogas – Energieträger der Zukunft. VDI-Berichte 1751, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- OLESEN, J.E., A. WEISKE, W. A. ASMAN, M.R. WEISBJERG, J. DJUFHUUS, & K. SCHELDE (2004): FarmGHG – A model for estimating greenhouse gas emissions from livestock farm – Documentation, Danish Institute of Agricultural Sciences.
- OSTERBURG, E., W. BERG, A. BERGSCHMIDT, R. BRUNSCH, U. DÄMMGEN, H. DÖHLER, B. EURICH-MENDEN, M. LÜTTICH (2002): Nationales Ammoniak-Emissionsinventar – KTBL-FAL-ATB-Projekt „Landwirtschaftliche Emissionen“ In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL (Hrsg.): KTBL/UBA-Symposium 'Emissionen der Tierhaltung - Grundlagen, Wirkungen, Maßnahmen', 3.-5.12.2001, Kloster Banz/Germany. KTBL-Schrift Nr. **406**, 231-248, Darmstadt.

- OTTOW, J. C. G. (1992): Denitrifikation, eine kalkulierbare Größe in der Stickstoffbilanz von Böden? Wasser und Boden **9**, 478 – 581.
- SCHMÄDEKE, F. (1998): Lachgas- und Methanflüsse eines Gley-Auenbodens unter dem Einfluß einer Rapsfruchtfolge und in Abhängigkeit von der N-Düngung. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- SNEATH, R. W., V. R. PHILLIPS, T. G. M. DEMMERS, L. R. BURGESS, J. L. SHORT & S. K. WELCH (1997): Long Term Measurements of Greenhouse Gas Emissions From UK Livestock Buildings. Livestock Environment V, Proceedings of the Fifth International Symposium, Bloomington, Minnesota, S. 146 – 153.
- SNEATH, R.W., F. BELINE, M.A. HILHORST, & P. PEU (2006): Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. Agriculture, Ecosystems and Environment **112**, 122 – 128.
- SPEISER, B. (1999): Molluscidal and slug-repellent properties of anaerobically digested organic matter. Ann. appl. Biol. **135**, 449-455.
- Statistisches Bundesamt (2001): Statistisches Jahrbuch 2000 für die Bundesrepublik Deutschland. Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2005): Statistisches Jahrbuch 2004 für die Bundesrepublik Deutschland. Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Wiesbaden.
- UBA (2005): Deutsches Treibhausgasinventar 1990 -2003 Nationaler Inventarbericht 2005. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau.
- WEISKE, A., A. VABITSCH, J.E. OLESEN, K. SCHELDE, J. MICHEL, R. FRIEDRICH & M. KALTSCHMITT (2006): Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. Agriculture, Ecosystems and Environment **112**, 221 – 232.

3 Bearbeitungsverlauf des Gesamtvorhabens

K. Möller und A. Weiske

3.1 Zusammensetzung der Arbeitsgruppe

Beim vorgestellten Gesamtprojekt handelt es sich um ein Kooperationsvorhaben der Professur für Organischen Landbau, der Professur für allgemeine und Bodenmikrobiologie (beide Universität Gießen) sowie des Institutes für Energetik und Umwelt gGmbH in Leipzig, Bereich Bioenergiesysteme. Das Projekt wurde in die Teile „Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau“, „Auswirkungen auf die bodenbürtigen Lachgas- und Methanemissionen“ sowie „Ökologische und ökonomische Analyse“ aufgliedert.

Im Projektteil „Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau“ wurden die Auswirkungen der Umstellung der Düngewirtschaft durch Biogaserzeugung auf Flächenproduktivität, Nährstoffflüsse und ausgewählte Umweltparameter für:

- a) einen ökologisch wirtschaftenden Gemischtbetrieb im Vergleich zur üblichen Stallmist- oder Güllebewirtschaftung (siehe Kapitel 4) sowie
- b) für einen viehlos ökologisch wirtschaftenden Betrieb (siehe Kapitel 5)

untersucht und bewertet.

Parallel dazu wurden im Projektteil „Auswirkungen auf die bodenbürtigen Lachgas- und Methanemissionen“ die bodenmikrobiologischen Prozesse analysiert, die zur Emission von Lachgas und Methan aus dem Boden führen sowie diejenigen Faktoren analysiert und identifiziert, welche für die Emission von Treibhausgasen verantwortlich sind. In dem Rahmen wurden teilweise die Auswirkungen der Umstellung der Düngewirtschaft auf Biogasgülle für viehhaltende und viehlos wirtschaftende Öko-Betriebe auf die Emissionen klimarelevanter Spurengasemissionen aus dem Boden im Vergleich zu herkömmlichen Systemen untersucht (siehe Kapitel 6).

Ergänzende Untersuchungen zu den Auswirkungen auf die Ammoniakemissionen wurden im Projektteil 4 (siehe Kapitel 4.3.10) und zu den Auswirkungen auf die bodenbürtigen Spurengasemissionen in den Projektteilen 4 (siehe Kapitel 4.3.10.2) und 5 (siehe Kapitel 5.3.6) vorgenommen.

Im Projektteil „Ökologische und ökonomische Bilanzierung“ wurde eine Gesamtsystembetrachtung ausgewählter Umwelteffekte (u.a. Klimagasfreisetzungen, Spurengasemissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung, Verbrauch fossiler Energieträger) einer Düngewirtschaft auf der Basis von Gärresten innerhalb der Bewirtschaftung der jeweiligen landwirtschaftlichen Betriebe im Vergleich zu der jeweiligen Alternative (Betrieb ohne Biogaserzeugung) im Rahmen einer Lebenszyklusanalyse durchgeführt und deren Auswirkungen auf die Betriebsbilanz (z.B. Treibhausgas-

emissionen) analysiert und diskutiert. Zusätzlich dazu wurden ökonomische Aspekte einer Biogas-erzeugung und -nutzung als Teil des landwirtschaftlichen Gesamtsystems aus betrieblicher Sicht untersucht (siehe Kapitel 7). Abschließend wurden aus der Zusammenschau aller Ergebnisse Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis abgeleitet (siehe Kapitel 8).

3.2 Zeitlicher Vorhabensablauf

Das Gesamtprojekt wurde im Sommer 2001 durch die Anlage der Versuche auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof der Universität Gießen begonnen, wobei zur Hauptfruchternte 2001 die Umstellung der Bewirtschaftung gemäß den Anforderungen der verschiedenen Systeme erfolgte. Im Zeitraum 2002 bis 2005 wurden die Feldversuche durchgeführt, wobei sich die hier vorgestellten Ergebnisse schwerpunktmäßig auf die Jahre 2003 bis 2005 beziehen. Die Ergebnisse des Jahres 2002 waren durch Probleme bei der Vergärungstechnik und dadurch bedingte Verzögerungen der Düngemaßnahmen nur eingeschränkt auswertbar. An den angelegten Versuchen wurden Erträge, Nährstoffflüsse und Umweltwirkungen (Nitrat- auswaschungsgefährdung, Emissionen an klimarelevanten Spurengasen) gemessen. Parallel zu den Feldmessungen wurden am Institut für Energetik und Umwelt die Modellierungsansätze vorbereitet und entsprechende Modellbetriebe definiert. Nach einer ersten Auswertungsphase im Jahre 2004 wurden die bis dahin erzielten Ergebnisse zusammengefasst und als Grundlage für die Modellierung in Kapitel 7 herangezogen.

3.3 Standort und Versuchsdurchführung

3.3.1 Standort und Klima

Der Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof liegt etwa 17 km östlich von Limburg auf Höhe der oberen Mittelterrasse der Lahn am Rande des Naturraumes Limburger Becken. Die Böden sind Parabraunerden mit 60-70 Bodenpunkten. Die Höhe ist 175 m über NN, die durchschnittlichen Niederschläge betragen 670 mm und die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur liegt bei 9,3 °C. Auf den ausgewählten Ackerflächen schwankten die C_t -Gehalte des Bodens von 1,02 bis 1,36%, die N_t -Gehalte von 0,116 bis 0,135%, die P-Gehalte von 2,99 bis 7,06 mg [100 g Boden]⁻¹ und die K^+ -Gehalte von 6,51 bis 14,6 mg K^+ je 100 g Boden. Somit lagen die P- und K^+ -Gehalte im Bereich der Versorgungsstufen B bis C. Der Boden- K^+ -Gehalt des Grünlandstandortes betrug 3,79 und der P-Gehalt 0,86 mg je 100 g Boden. Beide Werte entsprechen der Versorgungsstufe A und gelten damit als sehr niedrig.

Über das Jahr gesehen wurden in 2002, 2004 und 2005 nahezu durchschnittliche Niederschläge und Temperaturen gemessen. Im Jahr 2003 wurden mit insgesamt 535 mm Niederschlag niedrige Niederschlagssummen im Vergleich zum langjährigen Durchschnitt festgestellt.

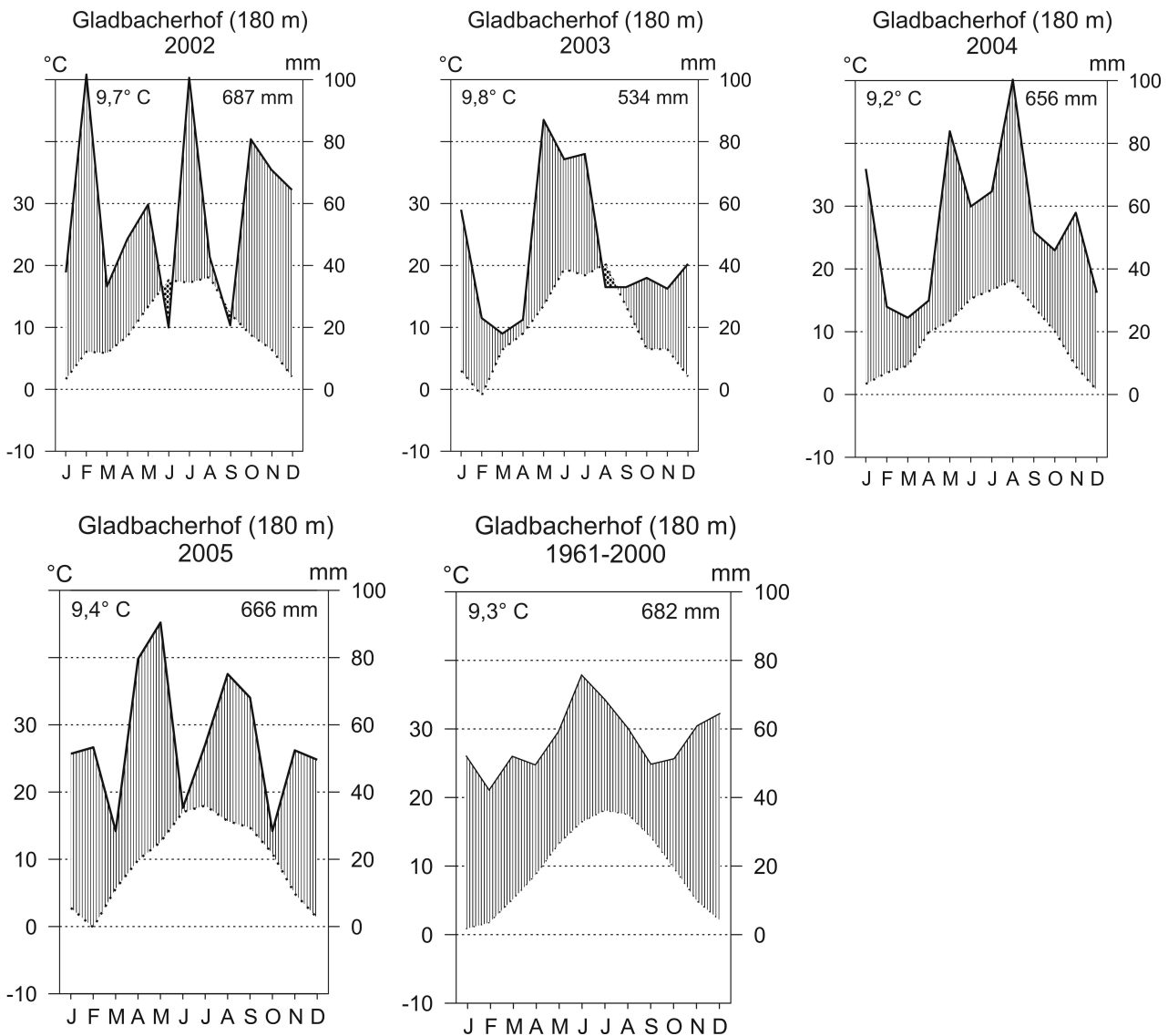


Abbildung 3-1: Witterungsdiagramme der Jahre 2002 bis 2005 sowie Mittelwerte der langjährigen Witterungsmessungen des Standortes Gladbacherhof in 180 m über NN, zusammengestellt nach Walter (1957)

Das Jahr 2002 zeichnete sich durch einen relativ warmen Winter (Januar bis März) aus, die Witterung über das restliche Jahr entsprach dem langjährigen Mittel. Im Jahre 2003 wurden vergleichsweise niedrige Niederschläge im Winter (Januar bis März) und im Herbst (September bis Dezember) festgestellt, im Frühjahr und über den Sommer entsprachen die Niederschläge dem langjährigen Mittel. Allerdings wurden besonders im Juni und im August ausgesprochen hohe Temperaturen im Vergleich zum langjährigen Durchschnitt gemessen, im Februar und im Oktober waren die Temperaturen dagegen unterdurchschnittlich. Die Jahre 2004 und 2005 verliefen bis auf einen un-

gewöhnlich niederschlagsreichen Monat August ohne weitere Auffälligkeiten gegenüber den langjährigen Durchschnittswerten (Abbildung 3-1).

3.3.2 Beschreibung der untersuchten Düngungssysteme bzw. Varianten

Es wurden entsprechende Versuche für zwei Betriebssysteme angelegt, die jeweils einen viehhaltenden Gemischtbetrieb und einen viehlosen Marktfruchtbetrieb repräsentieren sollten. Nähere Details zur Bewirtschaftung und zur Düngung sind in den Kapiteln 4 und 5 dokumentiert.

3.3.2.1 Bewirtschaftungsvarianten im viehhaltenden System

Im Rahmen einer achtfeldrigen Fruchtfolge für einen rinderhaltenden Gemischtbetrieb wurden fünf verschiedene Bewirtschaftungssysteme mit und ohne Biogasvergärung miteinander verglichen. In vereinfachter Weise wurde das Betriebssystem des Lehr- und Versuchsbetriebes Gladbacherhof nachgebildet. Die angesetzte Betriebsfläche bestand im Modellbetrieb in Anlehnung an die Verhältnisse des Gladbacherhofes aus 70% Ackerland (8 ha Ackerland entsprechend der acht Fruchtfolgefelder) und 30% Grünland (3,4 ha). Somit wurde bei Berechnungen im viehhaltenden Betrieb von einer Betriebsfläche von 11,4 ha ausgegangen (siehe Tab. 4.1 in Kapitel 4). Der Viehbesatz beträgt im Versuchssystem 0,8 Rinder-Großvieheinheiten ha⁻¹, bei ganzjähriger Stallhaltung.

Die Fruchtfolge der fünf untersuchten Systeme im viehhaltenden Versuch bestand aus zweijährigem Klee gras, Winterweizen, Hackfrucht (20% Kartoffeln, 80% Mais), Winterroggen, Körnererbsen, Dinkel und Sommerweizen (Tab. 4-1). Nach der Ernte der Winterungen (WW, WR und Di) und der Körnererbsen wurde eine Zwischenfrucht als Stoppelsaat angebaut. Es wurde ein leguminosenbetontes Gemenge aus 90 kg Sommerwicken und 5 kg Ölrettich je Hektar verwendet. Die Aussaat erfolgte meist am Tag nach dem Drusch, in Ausnahmefällen am zweiten Tag. Das Klee gras wurde als Untersaat im bestockenden Sommerweizen etabliert. Die gewählte Fruchtfolge kann als typisch für ökologisch wirtschaftende Gemischtbetriebe mit mittelstarker Milchviehhaltung und Marktfruchtbau angesehen werden (vergleiche SATTLER und WISTINGHAUSEN 1985, HERRMANN und PLAKOLM 1990). Sie gewährleistet zusammen mit den Grünlandflächen die Ernährung der Rindviehherde aus der eigenen Futterfläche.

Folgende Bewirtschaftungssysteme wurden realisiert und miteinander verglichen. In Klammern werden die im Text verwendeten Abkürzungen aufgeführt:

Stallmistwirtschaft (SM): Übliche Stallmistwirtschaft als 1. Kontrollvariante: „Stapelmistwirtschaft“ wie im Ökologischen Landbau heute üblich. Tierhaltung im Tretmiststall, das gesamte Getreidestroh dient als Einstreu, sonstige Nebenernteprodukte und Zwischenfruchtaufwüchse bleiben auf dem Acker.

Güllewirtschaft (RG): Roh-Güllewirtschaft (unvergorene Gülle) als 2. Kontrollvariante: Tierhaltung im Boxenlaufstall mit Tiefstreuboxen, Ernterückstände verbleiben auf dem Acker, sofern für

die Tierhaltung nicht nötig. Die umgerechnete tägliche Einstreumenge je Kuh besteht aus 0,6 kg Stroh und 2 kg erdfeuchtem kohlensaurem Magnesiumkalk (TM-Gehalt: 94%, 60% CaCO_3 und 25% MgCO_3).

Biogaswirtschaft (BG): Biogaswirtschaft ohne Kofermentation: nur Vergärung der tierischen Exkrememente, Ernterückstände verbleiben auf dem Acker, sofern für die Tierhaltung nicht nötig. Zusammensetzung und Menge der Einstreu erfolgte wie bei RG.

Biogaswirtschaft mit Kofermentation betriebseigener Rückstände (BG+BE): Biogaswirtschaft mit Kofermentation betriebseigener Rückstände, Nebenernteprodukte und Abfälle: Konsequente Nutzung sämtlicher Nebenernteprodukte in der Biogasanlage. Vergärung von Gülle, Grünmasse der Zwischenfruchtbestände und nicht im Stall benötigtes Stroh. Zusammensetzung und Menge der Einstreu erfolgte wie bei RG.

Biogaswirtschaft mit Kofermentation betriebseigener und betriebsfremder Rückstände (BG+BF): Biogaswirtschaft mit Kofermentation betriebseigener und betriebsfremder Rückstände, Nebenernteprodukte und Abfälle: Zusätzlich zu den Substraten aus BG+BE wurden betriebsfremde Gärsubstrate in der von der EG-Verordnung 2092/91 und von den ökologischen Anbauverbänden maximal zugelassenen Höhe (40 kg N ha^{-1} Betriebsfläche a^{-1}) berücksichtigt. Dazu waren zunächst Kartoffeln vorgesehen, aber aufgrund von phytotoxischen Wirkungen wurde in den letzten drei Jahren eine Mischung aus Klee gras- und Maissilage verwendet. Zusammensetzung und Menge der Einstreu erfolgte wie bei RG.

3.3.2.2 Bewirtschaftungsvarianten im viehlosen System

Für die Untersuchungen zu den Auswirkungen der verschiedenen Düngesysteme innerhalb eines viehlosen Betriebssystems wurde ein Exaktversuch mit einer sechsfeldrigen Fruchtfolge bestehend aus Klee gras (KG) als erstes Hauptfruchtfeld, gefolgt von Kartoffeln (KA), Winterweizen (WW3), Erbsen (Erb), Winterweizen (WW5) und Sommerweizen (SW) angelegt. Die gewählte Fruchtfolge ist als üblich für viehlose Ökobetriebe auf günstigen Standorten anzusehen. Jeweils nach Winterweizen und Erbsen wurde das bereits oben beschriebene Zwischenfruchtgemenge als Stoppelsaat (StS) angebaut. Das Klee grasgemenge wurde im Sommerweizen als Untersaat (US) etabliert (siehe Tab. 5-1 in Kapitel 5).

Folgende Bewirtschaftungssysteme wurden realisiert und miteinander verglichen. In Klammern werden die im Text verwendeten Abkürzungen aufgeführt:

Kontroll- bzw. Mulchvariante (v-los): Übliche viehlose Bewirtschaftung, die Aufwüchse von Klee gras und Zwischenfrüchten sowie das Stroh von Getreide und Erbsen verblieben zur Gründüngung auf der Fläche.

Viehlose Biogas-Variante mit Vergärung betriebseigener Substrate (v-los BG): Biogasvariante mit Vergärung ausschließlich betriebseigener Substrate. Die Aufwüchse von Klee gras und Zwischenfrüchten sowie das Stroh von Getreide und Erbsen wurden geerntet, zwischengelagert und vergoren, die Gärreste wurden als mobiler wirtschaftseigener Dünger auf die nicht-legumen Hauptfrüchte verteilt.

Viehlose Biogas-Variante mit Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Substrate (v-los BF): Neben den betriebseigenen Substraten wie in der Variante v-los BG wurden zusätzlich Kosubstrate von außerhalb des Betriebssystems in Höhe von 40 kg N ha⁻¹ mitvergoren. Dazu wurden im Jahr 2003 Kartoffeln, in den folgenden beiden Jahre aufgrund von Problemen mit Phytotoxizität Futterreste und Klee gras verwendet.

3.3.2.3 Versuchsanlagen und Pflege

Im viehhaltenden System wurde der Versuch auf den Ackerflächen entsprechend der Anzahl der Fruchtfolgefelder der Fruchtfolge des Versuchsbetriebes auf acht nebeneinander liegenden Schlägen eingerichtet (acht Einzelstandorte). Diese Form der Anlage vermied eine Vorlaufzeit bis zur Umstellung der Fruchtfolge auf einem Ackerschlag. Auf jedem der acht Fruchtfolgefelder des Ackerlandes wurde ein ortsfester Versuch in vollrandomisierter Blockanlage mit vier Wiederholungen angelegt. Die Parzellengröße betrug jeweils 12 m x 6 m. Da die Fruchtfolge ein Hackfruchtfield enthielt, das zu etwa 80% mit Mais und zu ca. 20% mit Kartoffeln bestellt wurde, wurde der Maisversuch auf einer separaten Fläche durchgeführt.

Auf einer Grünlandfläche wurde analog ein ortsfester Versuch etabliert. Hier wurde aber zusätzlich eine Variante ohne Düngung eingerichtet. Die Parzellen waren 4 m x 8 m groß.

Der viehlose Versuch wurde auf einem Standort als ortsfestes Feldexperiment in vierfacher Wiederholung mit dem gleichen Parzellenzuschnitt wie im viehhaltenden Versuch angelegt.

Die Grundbodenbearbeitung, Saat und Pflege der Bestände erfolgten in beiden Versuchen betriebsüblich. Ernte und Düngung wurden mit Versuchstechnik durchgeführt.

3.3.2.4 Vergärung der Substrate

Die Gülle wurde in Rührkesselfermentern ca. 25-30 Tage mesophil (bei 36 bis 38 °C) vergoren. Hierzu wurden zwei stehende Fermenter mit je 1 m³ und ein liegender Fermenter mit 2,5 m³ verwendet. Die Vergärung wurde im sog. Batch-Betrieb durchgeführt. Etwa 25 – 30% der vergorenen Gülle wurde zur Animpfung des Neuansatzes genutzt. Vergoren wurde die Gülle aus dem betriebseigenen Milchviehstall (Boxenlaufstall).

Für die Vergärung des reinen Pflanzenmaterials wurde eine Hochleistungs-Perkolations-Vergärungsanlage (System EDELMANN et al. 1996) eingesetzt. Diese Anlage wird nicht serienmäßig hergestellt und wurde als sog. „Technikumsanlage“ bereitgestellt. Sie trennt die Abbauschritte Hyd-

rolyse und Methanisierung. Der erste Abbauschritt (die Hydrolyse) fand in einem Behälter statt, in dem das in einer perforierten Trommel befindliche feste Gärsubstrat in einem Wasserbad – ähnlich einer Waschmaschine – steht. Das Gärsubstrat wurde je nach Material alle fünf bis zehn Tage gewechselt. Die Abbauprodukte der Hydrolyse (v.a. organische Säuren) wurden ausgewaschen und anschließend in regelmäßigen Intervallen in einen zweiten Behälter umgepumpt. Die Methanisierung fand in diesem separaten Behälter statt. Dieser Behälter besaß eine hohe spezifische Oberfläche und eine hohe Bakteriendichte, bedingt durch einen Schlammgrund und durch den Einbau entsprechender Filterelemente, an denen sich ein Bakterienrasen ansiedelte. Das Anhaften der Mikroorganismen verhinderte zum Teil ein Auswaschen der sich nur langsam vermehrenden Methanisierer, so dass hohe Abbauleistungen möglich waren. Nach der Methanisierung wurde die Gärflüssigkeit nebst den darin gelösten Nährstoffen in die Hydrolysestufe zurückgepumpt. Dadurch kam es zu einer kontinuierlichen Anreicherung des flüssigen Gärrestes mit löslichen Nährstoffen (Stickstoff, Kalium, etc.). In regelmäßigen Abständen musste Flüssigkeit aus der Anlage entnommen werden, weil sonst die teilweise hohen Wasseranteile im Gärsubstrat die Anlage zum Überlaufen gebracht hätten. Diese flüssigen Gärreste dienten dann neben den festen, faserigen Gärresten der Düngung der Kulturpflanzen. Der Stickstoff der Gärreste verteilte sich etwa zu 45% auf die festen und zu 55% auf die flüssigen Gärreste. Die Vergärung erfolgte getrennt nach Varianten.

3.3.2.5 Düngung

Die Bemessung und Aufteilung der Düngung wird in den Kapiteln 4 bis 6 näher erläutert. Die Ausbringung der Gülle erfolgte bodennah in Gießkannen ohne Breitverteilung (zur Simulierung des Schleppschlauchverfahrens), feste Gärreste und Stallmist wurden in Wannen ausgebracht und mit entsprechendem Werkzeug gleichmäßig über die Fläche verteilt.

3.3.2.6 Modellbetriebe

Für die Durchführung der ganzheitlichen ökologischen und ökonomischen Analyse der Biogasproduktion waren grundsätzliche Systemannahmen und -grenzen zu definieren, da sie einen entscheidenden Einfluss auf die Grundstruktur der Bilanz, die Art und Weise der Bilanzierung und damit letztlich auch auf die Gesamtergebnisse haben. Daher wurden zur ökologischen und ökonomischen Bilanzierung u.a. auch in Anlehnung an die oben in den Feldversuchen dargelegten Bewirtschaftungssysteme Modellbetriebe definiert, um anhand solcher Modelldefinitionen konkrete ökologische und ökonomische Bilanzen durchführen zu können. Nähere Angaben hierzu sind in Kapitel 7.3 dokumentiert.

3.4 Literatur

EDELMANN, W., H. ENGELI, M. GRADENECKER, M. ILG, A. JOSS, J. MÜLLER, K. ROTTERMANN und P. ULRICH (1996): Zweistufige Vergärung von festen biogenen Abfallstoffen. Abschlussbericht. Arbeitsgemeinschaft Bioenergie, Maschwanden, Schweiz.

HERRMANN, G. und G. PLAKOLM (1990): Ökologischer Landbau. Grundwissen für die Praxis. Österreichischer Agrarverlag Wien.

SATTLER, F. und E. von WISTINGHAUSEN (1985): Der landwirtschaftliche Betrieb, biologisch-dynamisch. Ulmer.

Ergebnisse der Arbeitsgruppen

4 Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau mit Viehhaltung

K. Möller, W. Stinner und G. Leithold

4.1 Einleitung und Problemstellung

Die bisher vorliegenden Untersuchungen und Erkenntnisse über die pflanzenbaulichen Auswirkungen des Einsatzes fermentierter organischer Dünger aus Biogasanlagen beschränken sich im Wesentlichen auf die Analyse der durch die Vergärung induzierten stofflichen Veränderungen der Biogasgülle gegenüber einer herkömmlichen Gülle sowie auf die Beschreibung der direkten Auswirkungen auf die Kulturpflanzen, wobei viele dieser Experimente in Topfversuchen durchgeführt wurden (KORIATH et al. 1985, ASMUS et al. 1988, MERZ 1988, MESSNER 1988, ELSÄSSER et al. 1995, GUTSER et al. 1997). Erwiesen ist, dass in der Biogasgülle infolge des mikrobiellen Abbaus von C-Gerüsten im Fermenter die Nährstoffkonzentration bezogen auf die Trockensubstanz steigt, der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs abnimmt und der Anteil des mineralischen Stickstoffs (Ammonium) am Gesamt-N-Gehalt im Vergleich zum Gehalt in herkömmlicher Gülle zunimmt (MESSNER 1988, WELLINGER et al. 1991). Dies bewirkt, dass der Stickstoff in der Biogasgülle im Vergleich zum Stickstoff im Stallmist bzw. in einer „normal“ gelagerten Gülle für die Pflanzen schneller verfügbar ist und somit stärker zur N-Ernährung der Pflanze beitragen soll (GUTSER et al. 1997). Vergleichbares soll auch für den Nährstoff Phosphor gelten (MESSNER 1988). Aus der Erkenntnis über die schnellere N-Verfügbarkeit des Stickstoffs in fermentierten Güllen postuliert SCHULZ (1996) ohne direkten experimentellen Nachweis, dass eine schnellere Pflanzenaufnahme zu einer Reduzierung der Nitrat-Auswaschungsgefahr ins Grundwasser führt.

In einem Biogasfermenter können neben Gülle nahezu sämtliche Aufwüchse von Ackerflächen wie Aufwüchse von Grünlandflächen, Klee gras, Mais einschließlich der Nebenernteprodukte (z.B. Stroh) und Zwischenfrüchte sowie auch betriebsfremde Kosubstrate wie Abfälle aus der Lebensmittelverarbeitung oder Siedlungsabfälle vergoren werden. Dies ermöglicht u.a. im Sommer und Herbst die Biomasse, die sonst auf dem Acker als Gründüngung verbleiben würde, vom Acker zu entfernen, zwischenzulagern und zu vergären, um sie im Folgejahr dann auszubringen, wenn die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen wieder einsetzt. Dies erhöht den mobilen Dün-

gerpool, der ökologisch wirtschaftende Landwirt hätte mehr Möglichkeiten, seine Kulturpflanzen entsprechend deren jeweiligem Nährstoffbedarf zu düngen.

Eine umfassende Untersuchung – unter Praxisbedingungen – der pflanzenbaulichen Auswirkungen der Umstellung von Anbau und Düngewirtschaft, die mit dem Betrieb einer solchen Anlage verbunden ist, liegt bisher nicht vor. Daher liegen keine Erkenntnisse darüber vor, wie stark die Auswirkungen auf die Flächenproduktivität der Ackerflächen im Gesamtsystem unter Einbeziehung möglicher Nachwirkungen sind. Bereits im Jahre 1992 merkte KALTSCHMITT an, dass die pflanzenbaulichen Auswirkungen in ihrer Gesamtheit wissenschaftlich nicht quantifiziert seien. Aufgrund der fehlenden Untersuchungen bestehen in der Praxis v.a. im Ökologischen Landbau große Unsicherheiten auch über die Auswirkungen auf die Pflanzenerträge. Dies geht u.a. aus der vorliegenden Literatur hervor, wo sich die theoretischen Abhandlungen in ihren Aussagen teilweise widersprechen (LAMPKIN 1990, HEILMANN 1992, HAMPL 1998, SCHAUMANN 1998). Die offenen Fragen führen dazu, dass in der Praxis große Planungsunsicherheit besteht, wie sich die Vergärung der organischen Rückstände, Nebenernteprodukte und Abfälle in einer Biogasanlage auf den übrigen Betrieb auswirkt. Diese Unsicherheiten gehen soweit, dass LAMPKIN (1990) sogar von der Vergärung der Tierausscheidungen in Biogasanlagen abrät („the end product may not be very suited for use in organic systems“).

Aus den o.g. Gründen wurden in der vorliegenden Studie die Auswirkungen der Umstellung der Düngewirtschaft auf Biogassgülle für ökologisch wirtschaftende Gemischtbetriebe im Vergleich zur üblichen Stallmist- oder Güllebewirtschaftung untersucht und bewertet. Dabei sind – um die derzeitige Realität adäquat abzubilden – neben der Ko-Fermentation von Rückständen, Nebenernteprodukten und Abfällen aus dem eigenen Betrieb teilweise auch die Einbeziehung „betriebsfremder“ Gärsubstrate untersucht worden, deren Vergärung nach den derzeitigen Rechtsvorschriften (z.B. EU-Verordnung zum Ökologischen Landbau, Richtlinien der Verbände) in begrenztem Umfang und unter bestimmten Voraussetzungen (Schadstoffgehalt, Herkunft, etc.) erlaubt ist.

Mit den hier vorgestellten Untersuchungen sollte folgenden Fragen nachgegangen werden:

- 1) Wie wirkt sich die Vergärung von Gülle und Kofermenten auf die Fruchtfolgeerträge und auf die Erträge der Einzelkulturen aus?
- 2) Welche Auswirkungen haben die untersuchten Düngesysteme auf die Ertragsbildungsprozesse und auf die Qualität der Ernteprodukte (z.B. Proteingehalt bei Getreide, Trockenmassegehalt bei Kartoffeln)?
- 3) Wie sind die Effekte auf die Umwelt, v.a. auf die Gefahr der Nitratverlagerung und auf die Ammoniakverluste bei der Ausbringung der organischen Dünger?

- 4) Wie sind die Auswirkungen auf die inner- und außerbetrieblichen Nährstoffkreisläufe (insbesondere der Hauptnährstoffe N, P und K⁺)?
- 5) Wie wirken sich die verschiedenen Systeme auf den Kohlenstoffhaushalt des Systems und des Bodens aus?
- 6) Welche Rückkopplungswirkungen sind zu beobachten?
- 7) Wie hoch sind die realistisch erschließbaren Methan- bzw. Energieerzeugungspotenziale?

Dabei wird von folgenden Hypothesen ausgegangen:

- 1) Aufgrund der schnelleren Verfügbarkeit des Stickstoffs in vergorener Gülle verfügt diese über eine stärkere Direktwirkung zur unmittelbar behandelten Haupt- bzw. Zwischenfrucht.
- 2) Durch die Einbeziehung sämtlicher „Reststoffe“ (z.B. Strohreste von Körnerleguminosen, Zwischenfruchtaufwüchse) in die Vergärung wird sowohl eine Verminderung der Gefahr von Nitratauswaschungsverlusten als auch eine Erhöhung des „mobilen N-Düngerpools“ und damit eine weitere Erhöhung der Flächenerträge erzielt – neben der Erzeugung zusätzlicher Energiemengen.
- 3) Die höhere Flächenproduktivität steigert bis zu einem gewissen Maße wiederum die Menge an Ausgangssubstrat für die Biogasanlage.
- 4) Die Nutzung des Zwischenfruchtaufwuchses zur Vergärung erhöht den mobilen N-Düngerpool und trägt damit zu einer Erhöhung der Erträge bei.
- 5) Die Vergärung führt zu einer höheren Verfügbarkeit des Nährstoffs Phosphor.
- 6) Die Vergärung beeinflusst die innerbetrieblichen Kohlenstoffkreisläufe erheblich.

4.2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Zeitraum 2002 bis 2005 durchgeführt, wobei zur Hauptfruchternte 2001 die Umstellung der Bewirtschaftung gemäß den Anforderungen der verschiedenen Systeme erfolgte. Der Auswertungszeitraum für die legumen Hauptfrüchte Klee gras und Erbsen ist 2002 bis 2004. Der Auswertungszeitraum für die nicht legumen Hauptfrüchte (Getreide, Hackfrüchte) ist 2003 bis 2005. Aufgrund von Verzögerungen bei der Vergärung sowie bei der Bewilligung des Projektes im Frühjahr 2002 erfolgte die Düngung im Frühjahr 2002 zu spät, so dass die im ersten Jahr erzielten Ergebnisse teilweise als nicht repräsentativ einzustufen waren.

4.2.1 Versuchsdurchführung

4.2.1.1 Beschreibung der untersuchten Düngungssysteme bzw. Varianten

Die untersuchten Düngungssysteme im viehhaltenden Versuch werden in Kapitel 3 näher erläutert und in Tab. 4-1 zusammengefasst.

Tabelle 4-1: Bodennutzungssysteme bei viehhaltender Öko-Bewirtschaftung (in Klammern: Abkürzungen im Text)

Fruchtfolge			Besonderheiten der Bewirtschaftung ⁵⁾				
Hauptfrüchte	Zwischenfrucht (ZW)	Flächenanteil (ha)	Kontrollsysteme		Varianten mit Vergärung		
			Stallmistwirtschaft (SM)	Unvergorene Gülle (RG)	Vergorene Gülle (BG)	Gülle und betriebs-eigene Substrate (BG+BE)	Gülle, betriebseigene und betriebsfremde Substrate ¹⁾ (BG+BF)
1) Klee gras (KG)		1,0	Schnittnutzung mit anschließender Verfütterung				
2) Klee gras (KG)		1,0	Schnittnutzung mit anschließender Verfütterung				
3) Winterweizen (WW) ²⁾	Stoppelsaat	1,0	Kopf-DG: Jauche	Kopf-DG: unvergorene bzw. vergorene Gülle		Kopf-DG: vergorene Gülle + Gärreste aus Kofermentation	
			Zwischenfrucht ⁶⁾ verblieb auf der Fläche			Zwischenfrucht geerntet und vergoren	
4) Hackfrucht		KA ⁴⁾ : 0,2 Mais: 0,8	DG: SM ⁷⁾	DG: unvergorene bzw. vergorene Gülle, teilweise zur ZF, teils zur Pflanzung		Kopf-DG: vergorene Gülle + Gärreste aus Kofermentation, teils zur Zwischenfrucht, teils zur Pflanzung	
5) Winterroggen (WR)	Stoppelsaat	1,0	DG: SM, Strohernte	Kopf-DG: unvergorene bzw. vergorene Gülle, Strohdüngung		Kopf-DG: vergorene Gülle + Gärreste aus Kofermentation	
			Zwischenfrucht verblieb auf der Fläche			Getreidestroh und Zwischenfrucht geerntet und vergoren	
6) Erbsen	Stoppelsaat	1,0	Erbsenstroh und Zwischenfrucht wurden eingearbeitet			Erbsenstroh und Zwischenfrucht geerntet und vergoren	
7) Dinkel (Di)	Stoppelsaat	1,0	DG: SM, Strohernte	Kopf-DG: unvergorene bzw. vergorene Gülle, Strohdüngung		Kopf-DG: vergorene Gülle + Gärreste aus Kofermentation	DG: teils zur ZF, teils als Kopf-DG: vergorene Gülle + Gärreste aus Kofermentation
			Zwischenfrucht verblieb auf der Fläche				
8) Sommerweizen (SW) ²⁾	Unter-saat ³⁾	1,0	DG: SM	DG: unvergorene bzw. vergorene Gülle v.a. zur Pflugfurche, Rest als Kopf-DG		DG: vergorene Gülle + Gärreste aus Kofermentation zur Pflugfurche	
Grünland	3,4		DG: SM	Kopf-DG: unvergorene bzw. vergorene Gülle		Keine	Kopf-DG: vergorene Gülle + Gärreste aus Kofermentation

Ackerfläche (AF): insgesamt 8 Anteile = 8 Fruchtfolgefelder gleicher Größe (70% der LF), Grünland 3,4 Anteile (30% der LF); ¹⁾ Zusätzliche Vergärung von Abfallkartoffeln bzw. Klee gras (aus Zukauf); ²⁾ Stroh bei allen Varianten zur Einstreu abgefahren; ³⁾ im Herbst gemulcht, ⁴⁾ KA = Kartoffeln, ⁵⁾ DG=Düngung; ⁶⁾ ZF = Zwischenfrucht; ⁷⁾ SM = Stallmist (Stapelmist)

4.2.2 Düngung

4.2.2.1 Futtergrundlage sowie Bemessung und Verteilung der organischen Düngung

Die Bemessung der Menge an tierischen Exkrementen aus dem Stall erfolgte anhand der im Vorjahr gemessenen Futtererträge und der damit verbundenen Nährstoffentzüge über Futter und Einstreu. Als „Leitnährstoff“ wurde Phosphor herangezogen. Beim Phosphor entstehen anders als z.B. beim Stickstoff keine gasförmigen Verluste, weder im Stall noch während der Lagerung. Zudem sind die Sickerwasserverluste sehr viel geringer als z.B. bei den Nährstoffen Stickstoff und Kalium (SOMMERS und SUTTON 1980, DEWES et al. 1991, DEWES 1992, RAUPP und OLTMANN 2005). Daher sind die P-Verluste bzw. die P-Flüsse im Vergleich zu den anderen Hauptnährstoffen am besten nachzuvollziehen.

Die Futtergrundlage zur Ernährung der Herde bestand aus dem Grünlandaufwuchs sowie dem gesamten Klee gras, aus Abfallkartoffeln (10% der Gesamternte), aus der gesamten Silomaisernte, aus 50% der Körnerleguminosen sowie rechnerisch aus dem Getreide der Fruchtfolgefelder fünf und acht. Nach FLEISCHER (1998) werden rund 18% des verfütterten Phosphors (aus Grundfutter und ergänzendem Mineralfutter) vom Tier resorbiert, der Rest wird über die Exkremente ausgeschieden.

Die Bestimmung der insgesamt zur Verfügung stehenden organischen Dünger beruhte daher darauf, dass 82% der im jeweiligen System verfütterten P-Mengen zur Düngung bereit standen, zuzüglich der P-Mengen im Einstreumaterial. Die Bestimmung der insgesamt zur Verfügung stehenden organischen Düngung erfolgte nach nachfolgender Formel:

$$\text{Düngerpool} = 0,82 * \text{P-Verfütterung} + \text{P in der Einstreu.} \quad (1)$$

Als Einstreu wurde berücksichtigt:

- bei den Güllesystemen (RG, BG, BG+BE, BG+BF) das Stroh von Sommer- und Winterweizen,
- bei der Mistvariante (SM) das Stroh aller vier Getreidefruchtfolgefelder.

Bei der Stallmistvariante wurde ein Jaucheanfall von $4 \text{ m}^3 \text{ GV}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unterstellt (= Jaucheanfall für einen Stall mit geringen Mengen an Einstreu). Da die Düngung auf P-Basis erfolgte, wurde aus Jaucheanfall und P-Konzentration in der Jauche der prozentuale Anteil der über Jauche gedüngten Phosphormengen berechnet. Gemäß den eigenen Messungen wurden 3% des Phosphors mit der Jauche auf die Ackerflächen zurückgeführt. Der Rest (97%) der P-Düngung mit wirtschaftseigenen Düngemitteln erfolgte über die feste Phase (Stallmist). Diese prozentuale Aufteilung stimmt mit Angaben von AZEVEDO und STOUT (1974) weitgehend überein.

Tabelle 4-2: Mittelwerte der Summen der mobilen organischen Düngemittel des Ackerlandes (auf P-Basis) im Durchschnitt der Jahre 2003 bis 2005 und deren Aufteilung [%] auf die nicht-legumen Hauptfrüchte

Hauptfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Σ [kg P (8 ha) ⁻¹]	130	117	116	172	237
Σ [kg P ha ⁻¹]	16,3	14,6	14,5	21,5	29,6
Relativ zu RG [%]	111	100	99	147	203
Winterweizen	3	21	21	21+2 ¹⁾	21+2 ¹⁾ +1 ²⁾
Hackfrucht	45	27	27	27+18	27+18+8
Roggen	15	15	15	15+9	15+9+16
Dinkel	15	15	15	15+9	15+9+14
Sommerweizen	22	22	22	22+10	22+10+13
Σ [%]	100	100	100	147	203

¹⁾ 2. Ziffer: Anteil aus den betriebseigenen Kofermenten (relativ zur P-Menge aus dem Stall der gleichen Variante)

²⁾ 3. Ziffer: Anteil aus den betriebsfremden Kofermenten (relativ zur P-Menge aus dem Stall der gleichen Variante)

Bei der Bemessung der Düngung wurde vorausgesetzt, dass auf der gewählten P-Basis netto kein Nährstofftransfer vom Grünland auf das Ackerland und umgekehrt stattfindet. Daher erfolgte die Aufteilung der Düngung auf Acker- und Grünland entsprechend ihres Beitrages zur Fütterung, gemessen in kg Phosphor. Das heißt, prozentual gleich hohe Mengen an Phosphor gelangten zurück auf den Acker und das Grünland – gemessen an den Entzügen im Vorjahr.

Die Verteilung der organischen Dünger aus dem Stall auf die verschiedenen Früchte in der Fruchtfolge des Ackerlandes wurde wiederum an das jeweilige Düngesystem angepasst. Bei den Stallmistdüngesystemen wird in der Regel ein erheblicher Anteil der organischen Dünger auf den Hackfruchtschlag gegeben, da Hackfrüchte als gute Verwerter von Festmist gelten und zugleich der späte Umbruch die zeitnahe Verteilung des im frühen Winter angefallenen Stallmistes ermöglicht. Gülle muss dagegen gleichmäßiger über die Fruchtfolge verteilt werden. Eine ähnlich konzentrierte Verteilung der organischen Düngung wie bei Stallmist würde eine erhöhte Gefahr der Überdüngung einzelner Kulturpflanzen nach sich ziehen. Aus diesem Grunde wurden im vorliegenden Versuchsansatz ca. 48% der Dünger auf die ersten beiden nicht-legumen Fruchtfolgefelder Winterweizen und Hackfrucht verteilt, allerdings mit einer unterschiedlichen Gewichtung im Stallmistsystem im Vergleich zu den vier Güllesystemen (Tab. 4-2). Dinkel und Winterroggen erhielten bei allen Systemen jeweils etwa 15% der zur Verfügung stehenden organischen Dünger, Sommerweizen als anspruchsvolle und zugleich abtragende Kulturpflanze erhielt ca. 22%.

In den Varianten BG+BE und BG+BF wurden zusätzlich zu den Ausscheidungen aus dem Stall der Aufwuchs der Zwischenfrüchte sowie das nicht zur Einstreu benötigte Stroh vom Winterroggen und dem Dinkel vergoren. In der Variante BG+BF wurden darüber hinaus eine Mischung aus

Abfallkartoffeln und Dinkelspelzen (im Jahre 2003) bzw. Futterreste (2004 und 2005) vergoren. Die Umstellung im Jahre 2004 war deshalb notwendig, weil der Gärrest aus den vergorenen Kartoffeln im Jahr 2003 zu erheblichen Verätzungen der damit gedüngten Pflanzen führte. Die Gesamtmenge an zugeführten Substraten orientierte sich am Stickstoffgehalt und betrug umgerechnet 40 kg N ha⁻¹ Betriebsfläche (siehe oben).

Durch Unterschiede im N:P-Verhältnis der verschiedenen Dünger kam es bei der Verteilung des mobilen N-Düngerpools zu Abweichungen im Vergleich zur Aufteilung auf P-Basis (Vergleiche Tab. 4-2 und 4-3).

Tabelle 4-3: Mittelwerte der Summen der mobilen organischen Düngemittel des Ackerlandes (auf N-Basis) im Durchschnitt der Jahre 2003 bis 2005 und deren Aufteilung [%] auf die nicht-legumen Hauptfrüchte

Hauptfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Σ [kg N (8 ha) ⁻¹]	675	719	699	1215	1545
Σ [kg N ha ⁻¹]	84,4	89,9	87,4	151,9	193,1
Relativ zu RG [%]	94	100	97	169	215
Winterweizen	6,3	20,9	21,2	21,2+13,7 ¹⁾	21,2+13,7 ¹⁾ +1,2 ²⁾
Hackfrucht	42,2	25,3	27,2	27,2+19,5	27,2+19,5+10
Roggen	13,6	16,3	15,8	15,8+9,7	15,8+9,7+8,1
Dinkel	14,1	17,2	16,8	16,8+11,7	16,8+11,7+15,6
Sommerweizen	23,8	20,4	19,1	19,1+15,6	19,1+15,6+11,7
Σ [%]	100	100	100	171,1	217,6

¹⁾ 2. Ziffer: Anteil aus den betriebseigenen Kofermenten (relativ zur N-Menge aus dem Stall der gleichen Variante)

²⁾ 3. Ziffer: Anteil aus den betriebsfremden Kofermenten (relativ zur N-Menge aus dem Stall der gleichen Variante)

4.2.2.2 Lagerung und Ausbringung der Dünger

Die Lagerung der verschiedenen organischen Dünger wurde grundsätzlich so durchgeführt, dass gemäß dem jeweiligen System möglichst geringe Nährstoffverluste auftraten. Das heißt, dass im Gegensatz zur allgemein üblichen Praxis Stallmist und feste Gärreste abgedeckt gelagert wurden. Unvergorene Rohgülle, vergorene Biogas-Gülle und flüssiger Gärrest aus der Pflanzenvergärung wurden in geschlossenen, nahezu luftdichten Behältern gelagert.

Bei den Flüssigdüngern wurde von einer Lagerkapazität von etwa sechs Monaten ausgegangen, so dass systembedingt etwa 10% nach der Ernte des Winterweizens und vor der Aussaat des Zwischenfruchtgemenges (Sommerwicken + Ölrettich) gedüngt wurden. Der Rest der Gülle wurde von Mitte Januar (Beginn der Düngung der Winterungen) bis Ende Mai/Anfang Juni (Reihendüngung bei Mais) ausgebracht. Um eine verlustarme Ausbringung der verschiedenen organischen Dünger zu gewährleisten, erfolgten die Düngungen des Ackerlandes nach folgenden Grundsätzen:

a) Stallmist und feste Gärreste wurden grundsätzlich unmittelbar vor einer Bodenbearbeitung gedüngt, die die Einmischung des Materials ermöglichte. Dazu wurde unmittelbar vor der Pflugfurche der Stallmist von Hand auf den Parzellen verteilt.

b) Gülle wurde zu den Winterungen (WW, WR und Di) vorwiegend im Frühjahr bei kühlen Temperaturen im „simulierten Schleppschlauchverfahren“ (bodennahe Ausbringung von Hand mit Gießkannen) ausgebracht. Bei der Düngung der Sommerungen bzw. vor der Einsaat von Zwischenfrüchten wurde sie überwiegend vor der Bodenbearbeitung ausgebracht und anschließend eingearbeitet.

Beim Grünlandversuch wurden im Jahr 2003 bei allen Varianten die Dünger zu Vegetationsbeginn Anfang März appliziert. In den Jahren 2004 und 2005 erfolgte die Feststoffdüngung Ende Januar. Gülle und flüssige Gärreste wurden zu Vegetationsbeginn Anfang März gedüngt. Die Variante BG+BF erhielt eine zweite Düngung nach dem ersten Schnitt.

4.2.3 Probenahmen

4.2.3.1 Ertragserhebung bei Klee gras und Grünland

Im Jahre 2002 wurde der Sprossmasseschnitt mit einer Gartenschere direkt über dem Boden vorgenommen, an je zwei gegenüberliegenden Bereichen pro Parzelle mit je 0,5 m², die zu einer Probe zusammengefügt wurden. Die Datenerhebung in den Jahren 2003 bis 2005 wurde durch einen Schnitt des Parzellenkerns mit einem Agria-Einachsschlepper mit etwa 6 cm Schnitthöhe durchgeführt. Am Feld wurde die Schnittlänge beidseitig gemessen. Nach der Wiegung der geernteten Sprossmasse wurde eine Mischprobe von jeweils etwa 3 kg zur weiteren Verarbeitung im Feldlabor entnommen (siehe unten). Zur Erfassung der Differenz zwischen den Erhebungsmethoden in 2002 einerseits sowie 2003 bis 2005 andererseits wurden nach jedem Schnitt zusätzlich die Stoppeln jeweils in der ersten Wiederholung per Quadratmeterschnitt erfasst.

4.2.3.2 Ertragserhebungen bei den Druschfrüchten

Der Kornertrag von Erbsen und Getreide wurde durch Kerndrusch mit einem Parzellenmähdröschler erfasst. Nach der Reinigung wurde das Material gewogen und daraus eine Mischprobe zur weiteren Verarbeitung genommen.

Zur Erhebung des Strohertrages und der Nährstoffaufnahme des Strohes wurden außerdem vor dem Drusch mit einer Schere an je zwei gegenüberliegenden Bereichen pro Parzelle je 0,5 m² direkt über dem Boden geschnitten und zu einer Probe zusammengefügt. An diesen Proben wurden auch die ertragsphysiologischen Parameter Ährenzahl m⁻² und Tausend-Korn-Masse (TKM) bestimmt. Dazu wurden Stroh und Ähren zunächst getrennt. Nach Zählung der Ähren wurden

diese mit einer stationären Versuchsdreschmaschine ausgedroschen. Anschließend wurden die Körner gereinigt, getrocknet und die TKM bestimmt. Das Stroh wurde zunächst frisch gewogen, anschließend mit einem Gartenhäcksler gehäckselt und eine Mischprobe entnommen, zur weiteren Aufbereitung im Feldlabor. Unkräuter wurden ggf. getrennt erfasst.

Zur Verfolgung von Trockenmassebildung und Nährstoffaufnahme wurden Zeiternten genommen. Winterungen wurden jeweils Anfang Mai und Anfang Juni beprobt, Sommerungen Anfang Juni und Anfang Juli. Im Jahre 2005 erfolgte nur eine Probenahme im Juni.

4.2.3.3 Ertragserhebung bei Kartoffeln

Zur Ertragserhebung wurden bei den Kartoffeln jeweils zwei Dämme in einer Länge von 10 m von Hand beerntet. Die Knollen wurden nach ihrer Größe in die Fraktionen < 35 mm, 35-55 mm und > 55 mm aufgeteilt. Anschließend wurde eine repräsentative Auswahl von Knollen längs geviertelt, in Scheiben geschnitten und zur Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes sowie für die weiteren Analysen getrocknet.

Zur Kartoffelzeiternte Mitte Juli wurde an zwei Stellen pro Parzelle je ein Meter von Hand gerodet und jeweils zu einer Probe Kraut und einer Probe Knollen zusammengefügt. Pflanzkartoffeln und Wurzeln wurden auf dem Feld belassen. Die Behandlung der Knollen erfolgte wie oben beschrieben und das Kraut wurde in einem Laborhäcksler zerkleinert und anschließend zur Bestimmung der TM-Gehalte bis zur Gewichtskonstanz bei 60 °C getrocknet.

4.2.3.4 Ertragserhebung bei Silomais

Zum üblichen Erntetermin vom Silomais zur Teigreife wurden zwei Maisreihen auf sechs Meter Länge von Hand beerntet, wobei der Schnitt in etwa 5-7 cm Höhe erfolgte. Nach der Wiegung der Sprossmasse wurde zur weiteren Verarbeitung im Feldlabor eine Mischprobe im Gartenhäcksler kleingehäckselt, die dann zur Bestimmung der TM-Gehalte getrocknet wurde.

4.2.3.5 Ertragserhebung bei Zwischenfrüchten

Zur Bestimmung der Erträge der Zwischenfrüchte wurde mit einer Gartenschere an je zwei gegenüberliegenden Bereichen pro Parzelle je 0,5 m² direkt an der Bodenoberfläche geschnitten und zu einer Probe zusammengefügt. Anschließend wurde das Material nach Leguminosen und Nicht-Leguminosen getrennt und entsprechend der anderen Pflanzenproben mit einem Laborhäcksler zerkleinert und getrocknet. Anschließend wurden die Parzellen der Varianten BG+BE und BG+BF mit einem Agria-Einachsschlepper abgeerntet. Da sich die Schnitthöhen der Ausschnitte für die Sprossmassebestimmung und dem restlichen mit dem Agria-Einachsschlepper gemähten Bereich unterschieden, wurde an einem Viertel der Parzellen (jeweils in der ersten Wiederholung) eine zusätzliche Probe nach der Ernte genommen, um die Masse der

lung) eine zusätzliche Probe nach der Ernte genommen, um die Masse der zurückbleibenden Stoppeln zu erfassen. Dies sollte eine exaktere Erfassung der Nährstoffströme ermöglichen.

4.2.3.6 Probenahme bei den organischen Düngern

Für die Gewinnung von repräsentativen Proben der organischen Dünger wurden während der Arbeiten zur Gewinnung bzw. während der Ausbringung in regelmäßigen Abständen relativ kleine Mengen an Material entnommen, so dass am Ende insgesamt 15 bis 25 kg Material zur Herstellung einer Mischprobe bereitstanden. Bei flüssigen Düngern (Gülle, Jauche, Gärflüssigkeit) wurden diese gut vermischt und daraus zwei Mischproben von je 0,7 kg erzeugt. Bei organischen Düngern fester Konsistenz (z.B. Stallmist) wurde die gesammelte Mischprobe nach deren Gewinnung zunächst mit einem Gartenhäcksler zerkleinert und homogenisiert, anschließend wurden daraus ebenfalls zwei Mischproben von je ca. 1 kg gewonnen. Die Proben wurden anschließend bei -18 °C konserviert. Eine der beiden Proben wurde im Trockenschrank bei 60 °C getrocknet (Flüssigdünger wurden vorab gefriergetrocknet). Die getrockneten Proben wurden wie Pflanzenproben weiterverarbeitet und den jeweiligen Analysen unterzogen.

Aus der zweiten, nicht getrockneten Probe, wurden die Gehalte an Gesamtstickstoff und Gesamt-Ammonium mittels Kjeldahl-Analyse (siehe unten) und bei Flüssigdüngern zusätzlich der pH-Wert bestimmt.

4.2.4 Trocknung und Aufbereitung der Proben

Sämtliche Proben wurden bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Nach der Trocknung wurden die Proben zur Vorbereitung der Analysen im Labor mit einer Ultrazentrifugalmühle (Typ ZM1 der Firma Retsch) auf ≤ 2 mm vermahlen.

4.2.5 Bestimmung der N-Verluste bei Ausbringung der organischen Dünger

In Zusammenarbeit mit dem früheren Agrikulturchemischem Institut der Universität Bonn (heute Lehr- und Forschungsbereich Pflanzenernährung) wurden die Ammoniakemissionen in den ersten vier Tagen nach der Ausbringung von Gülle in drei Messzyklen im Frühjahr 2002 und 2003 gemessen. Dazu wurden aus methodischen Gründen auf einem angrenzenden Feld Parzellen der einzelnen Systeme in vierfacher Wiederholung und in ausreichendem Abstand voneinander angelegt. An diesen wurden die Ammoniakemissionen repräsentativ für die Versuchspartellen mittels „standard comparison“-Methode nach VANDRÉ und KAUPENJOHANN (1998) ermittelt.

4.2.6 Laboruntersuchungen

4.2.6.1 C_t- und N_t-Gehalte

Die N_t- und C_t-Gehalte an getrocknetem und vermahltem Material wurden mit einem Stickstoff-Elementaranalysator (Typ Vario EL) der Firma Elementar bestimmt.

4.2.6.2 Gesamtstickstoff und Ammoniumstickstoff nach Kjeldahl

Die Analyse der N_t-Konzentration in den Güllen erfolgte mit der Kjeldahlmethode und anschließender Dampfdestillation an einer Büchi-Dampfdestillationsapparatur. Die Analyse der Ammoniumkonzentration in den verschiedenen Güllen erfolgte durch eine Dampfdestillation nach Zugabe von MgO an einer Büchi-Dampfdestillationsapparatur (STEFFENS et al. 2004).

4.2.6.3 Bestimmung des Gehaltes an organischer Trockensubstanz sowie der Mineralstoffgehalte (P, K⁺, Mg²⁺)

Die Gehalte an organischer Trockensubstanz (oTS) wurden durch die Bestimmung des Masseverlustes nach Veraschung bei 500 °C bestimmt. Das dazu verwendete Material wurde vorher bei 105 °C getrocknet. Zur Messung der Mineralstoffgehalte wurde die Asche anschließend in 5 M HNO₃ gelöst. Die Phosphorgehalte wurden photometrisch bestimmt, die der Kalium- und Magnesiumgehalte im AAS (STEFFENS et al. 2004).

4.2.6.4 Bestimmung der Gehalte an mineralischem Stickstoff in der Bodenlösung (N_{min})

Jeweils im Frühjahr zu Beginn der Vegetationsperiode Ende März sowie im Herbst zum Ende der Vegetationsperiode (Mitte November), wurden aus jeder Parzelle Bodenproben aus den Tiefenstufen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm gezogen. Mitte bis Ende Mai wurden zusätzlich in den Parzellen, auf denen Kartoffeln standen, Proben aus der Tiefenstufe 0-30 cm und 30-60 cm gezogen. Die vier bzw. fünf Einstiche der einzelnen Tiefenstufen wurden auf dem Feld zu je einer Mischprobe zusammengefügt.

Die Proben wurden sofort kühl gelagert. Zur Aufbereitung wurde der Boden von Hand mit einem Spachtel in einer Schüssel zerkleinert und durchmischt. Aus den aufbereiteten Proben wurde eine Mischprobe (ca. 80 g) zur Bestimmung des Wassergehaltes entnommen, die ca. 24 Stunden bei 105 °C getrocknet und anschließend zurückgewogen wurden. Eine weitere Mischprobe (ca. 100 g) wurde in 500 ml Schüttelflaschen eingewogen und anschließend eingefroren. In die Flaschen mit dem eingefrorenen Boden wurden 200 ml H₂O (2002 und 2003) bzw. CaCl₂ (2004 und 2005) eingefüllt. Die Flaschen wurden dann eine Stunde im Überkopfschüttler ausgeschüttelt und der Inhalt anschließend zur Gewinnung der Extrakte über N-freie Faltenfilter filtriert. Die Extraktflüssigkeit wurde bis zur Analyse eingefroren. Im Filtrat wurden mittels luftsegmentierter

Durchflussanalyse (RFA der Firma AlpKem) mineralische Stickstofffraktionen ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$) bestimmt.

4.2.7 Berechnung der potenziellen Methan- bzw. Energieerträge

Die erzeugbaren Methanerträge aus den vergärbaren Substraten wurden mit den gemessenen Erträgen der verschiedenen Nebenernteprodukte unter Verwendung der bei KEYMER (2004) angegebenen Methanausbeuten der Materialien errechnet. Soweit Literaturangaben für einzelne Substrate nicht verfügbar waren, wurden diese in Anlehnung an ähnliche Substrate unter Einbeziehung der Buswell-Formel geschätzt.

Die Werte für den Anfall von Kot und Harn wurden von WELLINGER et al. (1991) entnommen. Bei der Berechnung der CH_4 -Erzeugungspotenziale aus Koppelprodukten ist zu berücksichtigen, dass bei der Ernte nicht der gesamte Aufwuchs abtransportiert werden kann, sondern ein Stoppelrest auf dem Feld verbleibt. Daher sind die in den Tabellen 4-51 und 4-52 dargelegten TM-Erträge mit den ermittelten Stoppelabzügen zu verrechnen, die je nach Material 14 bis 31% der gesamten Sprossmasse betragen. Neben der absoluten Menge an vergärbare Trockensubstanz spielt auch deren Gehalt an organischer Trockensubstanz eine wichtige Rolle. Die Werte schwankten zwischen 82% bei Aufwüchsen von Zwischenfrüchten und 92-94% bei Stroh. Aus der Verrechnung der Menge an abtransportierter Biomasse, deren oTS-Gehalt und den Methanerträgen je Einheit vergärbare Trockensubstanz lassen sich die Methanerzeugungspotenziale der jeweiligen Substrate ableiten. Rechnerisch besteht die Gülle aus der Summe von Kot und Harn sowie der Einstreu aus dem Stroh des Sommer- und des Winterweizens. Die angegebenen Energieerträge entsprechen der im Gas chemisch enthaltenen Energie, ohne Berücksichtigung, dass davon ein Teil für die Beheizung des Fermenters benötigt wird und ohne Beachtung der Energieverluste bei der Umwandlung von chemischer Energie in Strom und Wärme.

4.2.8 Humusbilanzierung

Humusbilanzen wurden unter Verwendung der VDLUFA-Methode „Humusbilanzierung“ (KÖRSCHENS et al. 2004) berechnet. Dabei wurden jeweils die unteren Werte der Humusbedarfs- und Humusersatzkoeffizienten ausgewählt.

4.2.9 Statistische Verrechnung

Die Statistische Verrechnung der Ergebnisse erfolgte mittels des Statistikpaketes SPSS (Version 12.1). Erträge, Ertragsstrukturparameter, Nährstoffentzüge und N_{min} -Gehalte wurden mittels

mehrfaktorieller Varianzanalyse verrechnet. Als Hauptfaktoren wurden im statistischen Modell Düngesystem (= Variante) und Jahr eingesetzt, bei Bedarf auch die Hauptfrucht, als Zufallsfaktor die Wiederholung. Bei Varianzhomogenität wurde der multiple Mittelwertsvergleich nach Tukey verwendet, ansonsten der nach „Games Howell“. Signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) in Tabellen und Abbildungen sind mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet. Statistische Unterschiede bestehen nur dann, wenn beim direkten Vergleich zwei Varianten, Früchte, etc. keine übereinstimmenden Buchstaben aufweisen. Als tendenzielle Differenzen werden solche mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit p zwischen 0,05 und 0,10 bezeichnet. Zur Berechnung der Fruchtfolgeerträge bzw. der Nährstoffentzüge der gesamten Fruchtfolge sowie der nicht-legumen Hauptfrüchte in der Fruchtfolge wurden die Erträge und Nährstoffaufnahmen der einzelnen Parzellen aus jedem Fruchtfolgefeld zu den Werten der entsprechenden Parzellen der anderen sieben bzw. vier Fruchtfolgefelder addiert und anschließend statistisch wie oben beschrieben verrechnet.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Inhaltsstoffe der eingesetzten Dünger

Der im Versuchsbetrieb zur Verwendung in den Feldversuchen gewonnene Stallmist (Stapelmist) – aus dem Tretmiststall entnommen – unterschied sich in nahezu allen Parametern von der aus dem gleichen Stall, aber aus dem Bereich Boxenlaufstall, gewonnenen unvergorenen Gülle. Stallmist enthielt zwar in der Frischmasse höhere N_T -Gehalte, bezogen auf die Trockensubstanz waren die N_T -Gehalte etwa 30% geringer. Die TM-Gehalte des Stallmistes waren knapp doppelt so hoch wie die der unvergorenen Gülle. Ferner ist auf die Unterschiede in den Mineralstoffgehalten hinzuweisen: Gülle hatte zwar gleich hohe Kaliumkonzentrationen in der TS wie Stallmist, die P-Konzentration war jedoch 15% höher (Tab. 4-4).

Noch stärker als zwischen Stallmist und unvergorener Gülle waren die Unterschiede im Verhältnis der Mineralstoffe zueinander beim Vergleich von Stallmist und der im gleichen Düngungssystem entstandenen Jauche: Beide Dünger enthielten nahezu gleich viel Phosphor in der TS, die K^+ -Konzentrationen in der Jauche waren etwa sechsfach erhöht wie im Stallmist, und im Vergleich zur unvergorenen Gülle – bezogen auf den Nährstoff Phosphor – etwa 5,5fach so hoch.

Die Mg^{2+} -Gehalte in der Gülle waren etwa dreifach so hoch wie beim Stallmist (Tab. 4-4). In dem Zusammenhang ist auf die Verwendung magnesiumhaltiger kohlensaurer Kalke als Bestandteil der Einstreu im Boxenlaufstall hinzuweisen.

Aus dem Vergleich der Inhaltsstoffzusammensetzung vergorener und unvergorener Gülle geht hervor, dass sich im Durchschnitt von 19 Vergärungsdurchläufen der Stickstoff-Gesamtgehalt in

der Frischmasse durch die Vergärung nicht verändert hat. Die NH_4^+ -N-Gehalte der Gülle stiegen um ca. 22% von 43 auf 53%. Durch den Abbau der organischen Trockensubstanz und des Kohlenstoffs wurden niedrigere oTS-Gehalte gemessen. Hinzuweisen ist auch auf die Einengung des C/N-Verhältnisses um ca. 25%, auf den deutlichen Anstieg des pH-Wertes um 0,8 Punkte (bedeutet eine Absenkung der Protonenkonzentration in der Gülle durch die Vergärung um den Faktor 6,3) sowie auf die Erhöhung der Gehalte an Mineralstoffen in der TS als Folge eines Konzentrationsprozesses durch den Abbau eines Teils der oTS.

Während der Zwischenlagerung von unvergorener Gülle entstand eine ausgeprägte Schwimmschicht, während in vergorener Gülle nicht gänzlich zersetzte Partikel in einer Sinkschicht zu finden waren.

In der verwendeten Perkolationsanlage zur Vergärung der Kofermente wurden teilweise sog. Monochargen vergoren. Je nach Substrat unterschieden sich die Gärreste erheblich (Tab. 4-4). Vergorene Futterreste enthielten signifikant weniger Stickstoff als vergorene feste Gärreste aus Klee gras- bzw. Zwischenfruchtaufwüchsen und hatten zugleich ein höheres C/N-Verhältnis. Deutlich weitere C/N-Verhältnisse lagen bei vergorenem Stroh von Erbsen oder Getreide vor.

Die Jauche und die jaucheähnlichen flüssigen Gärreste aus der Perkolations-Vergärungsanlage waren in fast allen dargestellten Parametern sehr ähnlich. Sie zeichneten sich aus durch: vergleichsweise niedrige N_t -Gehalte in der Frischsubstanz, sehr hohe N_t -Gehalte in der Trockensubstanz, einen hohen Ammoniumanteil am Gesamtstickstoffgehalt sowie ausgesprochen hohe Kaliumgehalte in der TS (18,5-23%).

Tabelle 4-4: Inhaltsstoffe der eingesetzten organischen Wirtschaftsdünger (in Klammern Anzahl der Proben) im Durchschnitt der Jahre 2002 bis 2005

	TS [%]	oTS [% TM]	C _t [% TM]	N _t [%o FM]	NH ₄ ⁺ -N		N _t [% TM]	C:N	pH	Mineralstoffe [% TM]		
					[%o FM]	[% von N _t]				P	K ⁺	Mg ²⁺
Stallmist (n=22)	20,3d	71,9c	37,7b	5,29c	1,09a	20,5a	2,65a	14,6d	-	0,48a	3,61a	0,51a
Jauche (n=6)	1,94a	46,6a	29,4a	1,34a	0,90a	65,5d	7,08d	4,2a	7,71b	0,50a	22,9c	0,91a
Unvergorene Gülle (n=19)	11,3c	69,9c	37,9b	3,82b	1,65b	43,4b	3,42b	11,3c	6,97a	0,55a	3,62a	1,63b
Vergorene Gülle (n=19)	9,2b	63,8b	35,5b	3,89b	2,05c	52,9c	4,27c	8,4b	7,77b	0,66b	4,71b	1,75b
Quotient RG:SM	0,56	0,97	1,01	0,72	1,51	2,12	1,29	0,77	-	1,15	1,00	3,20
Quotient BG:RG	0,81	0,91	0,94	1,02	1,24	1,22	1,25	0,74	1,11	1,20	1,30	1,07
Feste Gärreste aus Getreidestroh (n=14)	18,3	89,6c	45,0b	2,36b	0,23a	9,5a	1,32a	38,5c	-	0,15a	1,42ab	0,16a
Feste Gärreste aus Erbsenstroh (n=5)	17,2	89,0c	45,7b	3,04a	0,18a	5,6a	1,86ab	31,5bc	-	0,24a	1,22a	0,25b
Feste Gärreste aus KG/ZF (n=12)	17,6	73,5a	40,1a	5,75c	1,52b	25,7b	3,26c	11,2a	-	0,40b	1,96b	0,36c
Feste Gärreste aus Futterresten (n=10)	20,3	83,0b	42,8ab	4,48b	0,81a	17,7ab	2,34b	19,3b	-	0,39b	1,68ab	0,25b
Flüssige Gärreste (n=11)	2,51	52,0	36,0	2,53	1,76	70,9	10,2	3,7	7,69	0,62	18,5	0,72

4.3.2 Organische Düngung

Die organische Düngung wird in Wirtschaftsdünger und Gründüngung aufgeteilt (Tab. 4-5). Die Wirtschaftsdünger stellen die „mobil einsetzbaren“ Anteile der Düngung dar, d.h. den Teil der organischen Düngung, der als Nebenernteprodukt der Tierhaltung bzw. der Vergärung anfällt und nach pflanzenbaulichen Gesichtspunkten auf die Nutzflächen verteilt werden kann. Als Gründüngung wird im Folgenden die Summe aller oberirdischen Sprossrückstände verstanden, die an die jeweilige Fläche gebunden und nicht „mobil einsetzbar“ sind. Dies schließt die Strohdüngung bzw. die Stoppelreste nach Abtransport des Stroh, den Stoppelrest bei Umbruch des Kleeegrases, die Zwischenfruchtaufwüchse bzw. die Stoppelreste der Zwischenfrucht bei einer Ernte der Zwischenfrucht, etc. ein. Wurzelrückstände wurden nicht gemessen und daher auch nicht berücksichtigt.

Aus dem Vergleich der Summe der insgesamt zur Verfügung stehenden Mengen an organischer Düngung für das Ackerland geht hervor, dass im Stallmistsystem die geringsten Mengen an organischer Düngung – gemessen in kg N – bereit standen, etwa 8% weniger als in der zweiten Kontrollvariante RG. Die geringeren Mengen an Gründüngung im System SM hängen damit zusammen, dass in dem System das gesamte Stroh zur Einstreu geerntet wurde, während im System RG nur ca. die Hälfte des Stroh zu Einstreuzwecken von den Ackerflächen abtransportiert wurde. Unter Einbeziehung der unterschiedlichen Einstreumengen waren im Stallmistsystem die N-Verluste der Wirtschaftsdünger bis zum Zeitpunkt der Ausbringung etwa 16% höher als im System RG.

In den beiden Systemen SM und RG lag etwa die Hälfte der organischen Düngung als mobiler Wirtschaftsdünger und die andere Hälfte als nicht mobil einsetzbare Gründüngung vor. Die Stallmistdüngung wurde stets direkt zur Hauptfrucht durch Ausbringung zur Pflugfurche verabreicht, während bei den vier Güllesystemen ein gewisser Anteil (ca. 10%) zur Zwischenfruchtaussaat appliziert wurde (v.a. zur Zwischenfrucht vor Kartoffeln bzw. Dinkel), zur Berücksichtigung von in der Praxis üblichen Lagerengpässen.

Die drei Systeme RG, BG und BG+BE unterschieden sich nicht in den Gesamtmengen an verfügbarer organischer Düngung. Die Aufteilung der organischen Düngung auf Gründüngung und Düngung mit Wirtschaftsdünger unterschied sich aber zwischen dem System BG+BE und den beiden Systemen RG und BG sehr stark: Im System BG+BE beruhte die organische Düngung zu knapp 90% auf Wirtschaftsdünger und nur zu gut 10% auf Gründüngung (ausschließlich Stoppelreste), während in den Systemen RG und BG jeweils etwa die Hälfte mobil als Wirtschaftsdünger und die andere Hälfte als Gründüngung vorlagen.

Tabelle 4-5: Düngung des Ackerlandes mit Wirtschaftsdüngern sowie Gründüngung (einschließlich Stroh und Stoppelreste, ohne Wurzelrückstände) zu den Einzelfrüchten [kg N ha⁻¹] bzw. in der Summe der Rotation [kg N (8 ha)⁻¹] im Durchschnitt der Vegetationsperioden 2003 bis 2005

	SM			RG			BG			BG+BE			BG+BF		
	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ
Kleegras 1	7,6	0	7,6	8,2	0	8,2	8,8	0	8,8	10,8	0	10,8	12,8	0	12,8
Kleegras 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Winterweizen	25,0	42,2 ³⁾	67	25,9	150	176	25,1	148	173	24,6	248	273	25,4	256	276
Hackfrucht	97,1	285	382	105	182 ²⁾	287	109,3	190 ²⁾	299	23,3	335 ²⁾	338	23,2	405 ²⁾	428
Winterroggen¹⁾	34,3 ¹⁾	92,0	126	34,0 ¹⁾	117	151	36,1 ¹⁾	110	146	36,1 ¹⁾	164	200	36,1 ¹⁾	222	258
Erbsen	126	0	126	157	0	157	152	0	152	29,8	0	30	30,0	0	30
Dinkel	159	95,0	254	155	123	278	151,8	117	269	26,4	200	226	27,1	311 ⁴⁾	338
Sommerweizen	161	161	297	168	147	315	174,6	133	308	26,7	257	284	28,8	350 ⁴⁾	379
Σ FF [kg N ha⁻¹]	674	674	1260	653	719	1372	658	699	1357	178	1204	1381	183	1545	1728
MW FF [kg N ha⁻¹]	84	84	157	82	90	172	82	87	169	22	151	173	23	193	216
Anteile [%]	53,5	53,5		47,6	52,4		48,5	51,5		12,9	87,1		10,6	89,4	

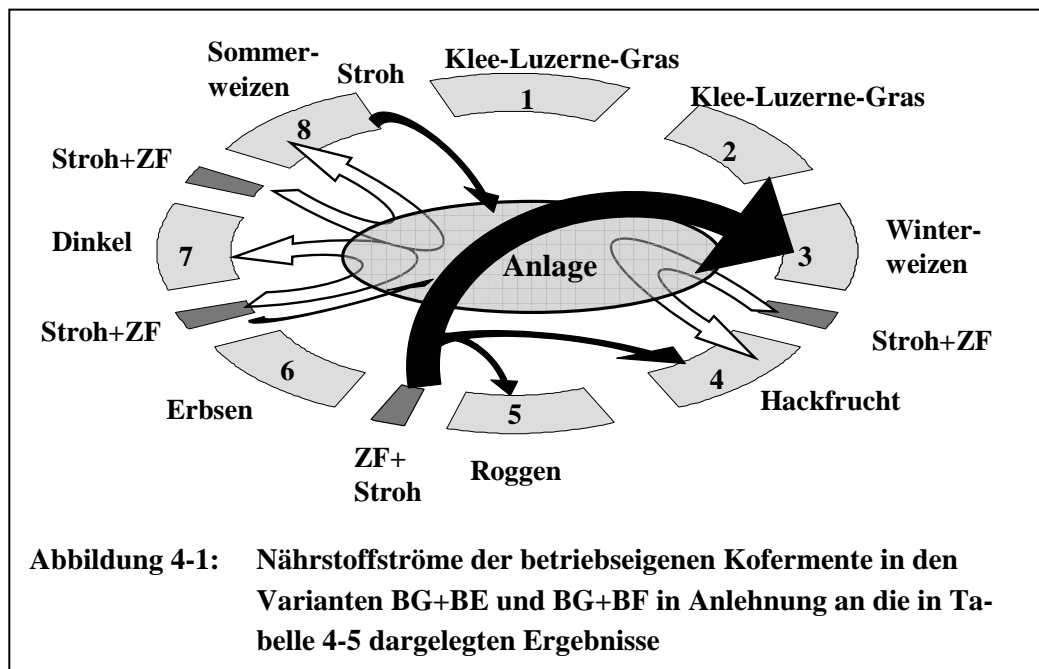
¹⁾ Kartoffelkraut, ²⁾ bei Kartoffeln aufgeteilt auf Zwischenfrucht nach Ernte der Vorfrucht und direkt zur Hauptfrucht, bei Mais auf Düngung zur Saat und Reihendüngung in wachsenden Bestand, ³⁾ Jauche, ⁴⁾ aufgeteilt auf Zwischenfrucht und Hauptfrucht

Im System BG+BE wurde durch die Ernte und Vergärung aller Nebenenergieprodukte eine gewisse Umverteilung von Nährstoffen innerhalb der Fruchtfolge möglich. Dies wird v.a. an den Erbsen deutlich, die in den Systemen RG und BG eine organische Düngung von ca. 150 kg N ha⁻¹ durch Gründüngung erfahren, während diese im System BG+BE bei nur 30 kg N ha⁻¹ lag. Die Nährstoff-

fe, die sonst im Erbsenfeld verblieben wären, wurden größtenteils zum Winterweizen und in geringerem Maß zu den Hackfrüchten umverteilt (Tab. 4-5 und Abbildung 4-1).

Die höchsten Mengen an organischem Dünger weist das System BG+BF durch die Einbeziehung von organischen

Substraten von außerhalb des Betriebskreislaufes auf. Die beiden Systeme BG+BE und BG+BF waren sehr ähnlich. Der Hauptunterschied zwischen den Düngesystemen besteht in



der Menge an mobil einsetzbaren Wirtschaftsdüngern.

4.3.3 Erträge der Hauptfrüchte

Der aufsummierte Biomasseaufwuchs (Haupt- und Nebenernteprodukte) der gesamten Fruchtfolge betrug im Durchschnitt der drei Jahre je nach Variante ca. 910 bis 990 dt TM 8 ha^{-1} (Tab. 4-6), umgerechnet 114 bis 124 dt TM ha^{-1} . Beim System SM wurden mit umgerechnet etwa 114 dt TM ha^{-1} die niedrigsten Biomasseleistungen erzielt und im System BG+BF mit 124 dt TM ha^{-1} die signifikant höchsten. Die beiden Güllesysteme BG und RG hatten mit durchschnittlich 118 dt TM ha^{-1} signifikant höhere Biomasseleistungen als SM, unterschieden sich jedoch nicht voneinander. Die mittlere Leistung des Systems BG+BE war mit 121 dt TM ha^{-1} signifikant höher als die der beiden Kontrollsysteme SM und RG.

Diese Unterschiede beruhen vor allem auf Differenzen in der Leistung der nicht-legumen Marktfrüchte in der Fruchtfolge (Winterweizen, Hackfrucht mit 0,8 Anteilen Mais und 0,2 Anteilen Kartoffeln, Winterroggen, Dinkel und Sommerweizen), denn diese unterschieden sich zwischen den einzelnen Systemen signifikant. Beim direkten Vergleich des SM- und des RG-Systems wurden signifikante Unterschiede gemessen. Dagegen bestanden keine Unterschiede zwischen dem RG- und dem BG-System. Erst die Einbeziehung betriebseigener Kosubstrate (BG+BE) und insbesondere betriebsfremder Substrate (BG+BF) in den Vergärungsprozess führte zu einer signifi-

kanten Steigerung der Erträge der Nicht-Leguminosen gegenüber der Kontrollvariante ohne Güllevergärung.

Die Systeme SM, RG und BG unterschieden sich mit durchschnittlich ca. 74,4 dt TM ha⁻¹ weder in der Gesamt-Ertragsleistung aller Hauptprodukte der Fruchtfolge noch in der Gesamtertragsleistung der nicht-legumen Früchte innerhalb der Fruchtfolge (Tab. 4-6). Dagegen wurden in beiden Systemen mit Vergärung von Kosubstraten signifikante Erhöhungen der Hauptfruchterträge im Vergleich zu den beiden Kontrollsystemen gemessen, die im Wesentlichen auf entsprechenden Steigerungen der Erträgen der nicht-legumen Ackerfrüchte innerhalb der Fruchtfolge beruhen.

Bei den im vorangegangenen Abschnitt dargestellten Ergebnissen sind jedoch Wechselwirkungen zwischen den Faktoren Düngesystem und Jahr zu beachten, die im Hinblick auf die Erträge der nicht-legumen Hauptfrüchte der Fruchtfolge in Tab. 4-7 näher erläutert werden.

In der Summe der Hauptprodukterträge der Nicht-Leguminosen wurden nur im Jahre 2004 signifikante Unterschiede zwischen den Systemen festgestellt, wobei sich die Rangfolge zwischen den Düngesystemen in den übrigen beiden Jahren ähnlich darstellt (Tab. 4-7). Bei der Gesamtbio-massebildung wurden nur im Untersuchungsjahr 2005 keine signifikanten Differenzen zwischen den Systemen festgestellt, wenngleich die Tendenzen mit denen der beiden übrigen Jahre übereinstimmen.

Die bei zusammenfassender statistischer Verrechnung aller Früchte und Varianten festgestellten signifikanten Wechselwirkungen zwischen den Hauptfaktoren Düngesystem und Hauptfrucht hinsichtlich der Ertragseffekte (Tab. 4-6) machen die Analyse der Ergebnisse bei den Einzel-früchten notwendig. Aus der Gesamtschau der Ergebnisse geht hervor, dass signifikante Unterschiede v.a. bei den als N-bedürftig geltenden Winter- und Sommerweizen gemessen wurden. Die Erträge bei den Hackfrüchten Mais und Kartoffeln unterschieden sich nicht signifikant.

Tabelle 4-6: Durchschnittliche Biomasserträge (Haupt- und Nebenprodukte) der Hauptfrüchte (Mittelwert aus drei Jahren) [dt TM ha⁻¹]

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt					Σ Sprossmasse				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	133	137	137	138	139	-	-	-	-	-	133	137	137	138	139
KG 2	121	122	119	123	125	-	-	-	-	-	121	122	119	123	141c
WW	52,5a	57,3b	56,7b	60,9c	62,1c	60,3a	68,0ab	68,1ab	73,5bc	78,8c	113a	125b	125b	134c	141c
Hackfrucht: KA (0,2)	64,2	63,6	67,2	68,8	66,5	-	-	-	-	-	64,2	63,6	67,2	68,8	66,5
Mais (0,8)	147	149	152	159	159	-	-	-	-	-	147	149	152	159	159
WR	50,2	46,9	46,6	42,6	44,8	78,0	79,3	83,7	86,8	83,4	128	126	130	129	128
Erb	28,8	28,4	27,4	28,2	26,2	37,3	38,0	38,6	35,8	36,8	66,1	66,5	66,0	64,0	63,1
Di	35,7	36,0	35,2	34,0	32,3	86,6	94,7	93,7	89,7	92,5	122	131	129	124	126
SW	38,3a	37,6a	41,7b	43,3b	49,3c	55,6a	64,6ab	63,0ab	71,1bc	79,0c	93,9a	102ab	105b	114b	128c
Σ FF	590a	597a	598a	611b	619b	318a	345b	347b	357bc	371c	908a	942b	945bc	967c	991c
MW FF [dt ha⁻¹]	73,8	74,4	74,8	76,3	77,4	39,7	43,1	43,4	44,6	46,4	114	118	118	121	124
Σ NL [dt (5 ha)⁻¹]	307a	310ab	315ab	322bc	329c	281a	307b	309b	321bc	335c	588a	616b	623b	643c	664d
MW NL [dt ha⁻¹]	61,5	61,9	63,0	64,4	65,8	56,1	61,3	61,7	64,2	66,9	118	123	125	129	133
Σ L [dt (3 ha)⁻¹]	283	288	283	289	290	37,3	38,0	38,6	35,8	36,8	320	326	322	324	327
MW L [dt ha⁻¹]	94,3	95,9	94,4	96,2	96,6	12,4	12,7	12,9	11,9	12,3	107	109	107	108	109

Tabelle 4-7: Durchschnittliche Hauptfrüchtereträge sowie Gesamtbiomassebildung der nicht-legumenen Hauptfrüchte in den Einzeljahren [dt TM (5 ha)⁻¹]

	Hauptprodukt					Gesamt-Biomasse				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
2003	265	267	265	288	290	507a	536a	541ab	576bc	603c
2004	312a	316ab	328c	327bc	342d	687a	702a	733b	748b	781c
2005	327	334	339	334	338	555	590	583	587	591

Bei den als relativ anspruchslos geltenden Arten Winterroggen und Dinkel wurden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Systemen festgestellt. Die beiden Systeme BG+BE und BG+BF zeigten bei diesen beiden Fruchtfolgefeldern sogar tendenziell niedrigere Erträge. Das erforderliche Signifikanzniveau wurde knapp verfehlt. Bei Winterroggen und Dinkel trat in allen drei Jahren in den Systemen BG+BE und BG+BF Lager auf, die Getreidehalme knickten teilweise schon während der Schossphase um.

Leguminosen (Kleegras und Körnererbsen)

Die Erträge der legumenen Hauptfrüchte unterschieden sich in keinem der Anbaujahre zwischen den verschiedenen Systemen (siehe Tab. 4-6). Bei den Körnererbsen hatte der Abtransport der Zwischenfrucht samt den darin enthaltenen Nährstoffen im Herbst des Vorjahres bei den Varianten BG+BE und BG+BF keinen Einfluss auf die Ertragsbildung.

Winterweizen

Beim Winterweizen wurden die niedrigsten Erträge bei dem mit Jauche gedüngten Stallmistsystem gemessen (Tab. 4-6). Hervorzuheben ist jedoch, dass die mit der Jauche verabreichten N-Mengen systembedingt etwa einem Viertel der in den Systemen RG und BG über Gülle gegebenen Mengen entsprachen (Tab. 4-5).

Die Erträge der Systeme RG und BG unterschieden sich nicht voneinander und lagen etwa 10% über denen der SM-Variante. Eine weitere Steigerung der Erträge um 10% wurde durch Einbeziehung betriebseigener bzw. betriebsfremder Kosubstrate ermittelt. Noch deutlicher als die Kornerträge unterschieden sich die Stroherträge zwischen den verschiedenen Systemen, die Stroherträge der verschiedenen Systeme korrelierten stark mit den Kornerträgen.

Tabelle 4-8: Einfluss des Düngesystems auf die Ertragsstrukturparameter von Winterweizen (\bar{x} 2003-2005)

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Bestandesdichte [Ähren m²]	352a	396b	384ab	447c	474c
TKM [g]	46,5b	45,8ab	47,0b	45,7ab	44,5a

Bei den Ertragsstrukturparametern ist v.a. auf die großen Unterschiede in den Bestandesdichten in Abhängigkeit des Düngungssystems hinzuweisen, insbesondere auf die starke Erhöhung der Bestandesdichte, wenn betriebseigene bzw. betriebsfremde Kosubstrate zusätzlich zur vergorenen Gülle aus dem Stall zum WW ausgebracht wurden (siehe Tab. 4-8). Insgesamt geringe Unterschiede wurden bei den Tausendkornmassen festgestellt, wobei eine gewisse Gegenläufigkeit zu den Ergebnissen der Bestandesdichte besteht.

Hackfrucht (Kartoffeln und Mais)

Bei den beiden Hackfrüchten Mais und Kartoffeln, die mit einem Anteil von jeweils 0,8 bzw. 0,2 am „Fruchtfolgefeld Hackfrucht“ berücksichtigt werden, wurden keine signifikanten Ertragsunterschiede festgestellt, beim Mais allenfalls gewisse Tendenzen zu höheren Erträgen bei Einbeziehung von Kofermenten (BG+BE sowie BG+BF) in die Vergärung (siehe Tab. 4-6). Die Stallmistvariante erhielt systembedingt etwa die doppelte Menge an Düngerstickstoff gegenüber den direkten Vergleichsvarianten RG und BG (Tab. 4-5, Begründung siehe auch Kapitel 4.2.2.1). Wichtig zu betonen ist, dass bei Kartoffeln ein Teil der Gölledüngung zur Zwischenfrucht im Vorjahr gegeben wurde (aufgrund der unterstellten Begrenzung der Lagerkapazität). Beim Mais dagegen erfolgte teilweise eine späte Gölledüngung im Gölledrillverfahren in den ca. 20-25 cm hohen Maisbestand, um einerseits die Vorgaben der Göllelagerkapazität zu erfüllen und andererseits pflanzenbaulich eine effiziente Nutzung der Gölle zu ermöglichen.

Winterroggen

Beim Winterroggen wurden keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den verschiedenen Systemen festgestellt, weder am Haupt- noch am Nebenprodukt (siehe Tab. 4-6). Der Winterroggen in den beiden Systemen BG+BE sowie BG+BF ging meist noch während der Schossphase ins Lager. Die beiden Ertragsstrukturkomponenten Bestandesdichte und TKM unterschieden sich ebenfalls nicht zwischen den Varianten (Ergebnisse nicht dargestellt).

Dinkel

Ähnlich wie beim Roggen wurden beim Dinkel keine Unterschiede sowohl bei den Trockenmasseerträgen als auch bei den Ertragsstrukturparametern festgestellt (Ergebnisse nicht dargestellt).

Wie beim WR war der Dinkel v.a. in den beiden Systemen BG+BE und BG+BF von Lager betroffen.

Sommerweizen

Aufgrund von Verätzungsschäden durch die Düngung vergorener Kartoffeln im Jahre 2003 bei der Variante BG+BF beschränkt sich die Auswertung des Sommerweizens auf die Jahre 2004 und 2005. Die Gülle wurde beim SW anders als bei den anderen Getreidearten kurz nach der Ausbringung vor der Aussaat eingepflügt, um die gasförmigen Ammoniakemissionen zu reduzieren. Während sich die Systeme RG und SM nicht voneinander unterschieden, wurden bei der Variante BG etwa 10% höhere Erträge im Verhältnis zu den beiden Kontrollvarianten festgestellt (siehe Tab. 4-6). Eine deutliche Reaktion in den Erträgen wurde durch die Vergärung und Rückführung von Kosubstraten erzielt, mit Ertragssteigerungen von 13% bei betriebseigenen (BG+BE) und knapp 30% bei BG+BF gegenüber den beiden Kontrollvarianten. Zu beachten ist, dass im System BG+BE diese Ertragssteigerung mit vergleichbar hoher N-Düngung wie in den Systemen RG und BG erzielt wurde (siehe Tab. 4-5). Der Unterschied bestand v.a. darin, dass in der Variante BG+BE Stroh und Zwischenfrucht im Vorjahr geerntet, vergoren und der Gärrest vor der Pflugfurche wieder ausgebracht wurden. Ähnliche Relationen zwischen den Varianten wurden auch bei den Stroherträgen und in der Summe der Biomassebildung gemessen.

Tabelle 4-9: Einfluss des Düngesystems auf die Ertragsstrukturparameter von Sommerweizen (\bar{x} 2004-2005)

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Bestandesdichte [Ähren m²]	403a	466ab	441ab	431ab	508b
TKM [g]	34,9ab	34,3a	35,0ab	36,9b	36,7b

Deutliche Unterschiede wurden auch bei den Ertragsstrukturparametern festgestellt. Die höchste Bestandesdichte und die höchste TKM wurden beim System BG+BF gemessen, die niedrigsten beim System SM (Tab. 4-9).

4.3.4 N-Gehalte und N-Aufnahme

Im Durchschnitt sämtlicher nicht-legumer Hauptfrüchte wurden im System SM die niedrigsten N- bzw. Rohproteingehalte im Ernteprodukt gemessen (Tab. 4-10). Die N-Gehalte der beiden Güllesysteme RG und BG waren im Durchschnitt um etwa 5% signifikant höher. Eine nochmalige deutliche Steigerung wurde bei den Systemen BG+BE mit einem Plus von ca. 10% und beim System BG+BF mit einer Erhöhung von ca. 15% gegenüber SM ermittelt.

Ähnliche Relationen bestehen, wenn nur die Proteingehalte des Getreides miteinander verglichen werden (siehe Tab. 4-10). Vergleichbare Ergebnisse wurden bei den Stroh-N-Gehalten des Getreides festgestellt. Nur beim Dinkel wurden keine Unterschiede gemessen.

Tabelle 4-10: Durchschnittliche N-Gehalte der Hauptfrüchte [% N] (\bar{x} aus drei Jahren)

	Hauptprodukt					Nebenerntprodukt (Stroh)				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	3,11	3,09	3,08	3,10	3,12	-	-	-	-	-
KG 2	3,10	3,09	3,07	3,03	3,05	-	-	-	-	-
WW	1,78a	1,86b	1,88b	2,01c	2,19d	0,32a	0,38b	0,35ab	0,42c	0,42c
Hackfrucht:										
KA	1,51	1,53	1,53	1,49	1,60	-	-	-	-	-
Mais	0,96a	0,99ab	0,98ab	1,08bc	1,10c	-	-	-	-	-
WR	1,59a	1,66a	1,63a	1,77b	1,79b	0,42a	0,44a	0,43a	0,52b	0,55b
Erb	3,70	3,77	3,71	3,71	3,71	1,15	1,14	1,11	1,13	1,11
Di	2,28a	2,41bc	2,37ab	2,36ab	2,52c	0,40	0,45	0,39	0,41	0,45
SW	2,30a	2,35a	2,44b	2,66c	2,73c	0,42	0,39	0,43	0,47	0,50
\bar{x} NL	1,74a	1,81b	1,82b	1,93c	2,02d	-	-	-	-	-
\bar{x} G¹⁾	1,99a	2,07b	2,08b	2,20c	2,31d	0,39a	0,42bc	0,40ab	0,45cd	0,48d
\bar{x} L	3,30	3,31	3,29	3,28	3,29	-	-	-	-	-

¹⁾ Getreide ohne Mais

Unter den Hackfrüchten wurden bei den Kartoffeln keine Unterschiede in den Knollen-N-Gehalten festgestellt, wobei diese im Vergleich zu den Werten aus der Literatur als insgesamt sehr hoch einzuschätzen sind. Die Rohproteingehalte vom Mais (Gesamtpflanze) waren insbesondere bei Einbeziehung betriebseigener bzw. betriebsfremder Kosubstrate signifikant erhöht. Die N-Gehalte der legumen Hauptfrüchte unterschieden sich zwischen den Varianten nicht (siehe Tab. 4-10).

In der Summe der N-Aufnahme in der gesamten Biomasse aller nicht-legumen Hauptfrüchte wurde beim Stallmistsystem mit kumuliert 570 kg N 5 ha⁻¹ (oder durchschnittlich 114 kg N ha⁻¹) die signifikant niedrigste N-Aufnahme zur Ernte festgestellt. Im direkten Vergleich zum SM-System hatte das RG-System eine um 51 kg N bzw. 8% höhere Gesamt-N-Aufnahme (Tab. 4-11). Die Systeme RG und BG unterschieden sich in keinem Jahr voneinander (Tab. 4-12).

Das System BG+BE hatte mit 693 kg N (durchschnittlich 139 kg N ha⁻¹) eine um ca. 20% höhere N-Aufnahme als das – heute im Ökologischen Landbau vorherrschende – Kontrollsystem SM

und eine um 11% höhere N-Aufnahme als die Systeme RG- bzw. BG. Diese Unterschiede waren ebenfalls signifikant und in jedem Jahr nachweisbar (Tab. 4-11 und 4-12).

Die signifikant höchsten N-Aufnahmen bei den nicht-legumen Hauptfrüchten wurden beim System BG+BF mit 744 kg N (durchschnittlich 149 kg N ha⁻¹) gemessen. Sie lagen somit nur um ca. 50 kg N höher (umgerechnet etwa 7%) als im direkten Vergleichssystem BG+BE. Dieses System erhielt für die Ackerflächen einen zusätzlichen N-Input externen Ursprungs von insgesamt 320 kg N (rechnerisch verteilt auf 8 ha). Beim Vergleich beider Systeme sind auch Wechselwirkungen mit dem Untersuchungsjahr zu beachten (keine Signifikanz im Jahre 2003). Ganz ähnliche Effekte und Wechselwirkungen wurden bei der getrennten Analyse der N-Entzüge über die Hauptprodukte der nicht-legumen Hauptfrüchte festgestellt, daher werden sie nicht näher erläutert.

Differenzen in der Gesamt-N-Aufnahme wurden nicht bei allen Hauptfrüchten gemessen: Nur bei den als N-bedürftig geltenden Früchten Weizen in ihrer Sommer- und Winterform sowie beim Mais wurden zum Erntezeitpunkt signifikant höhere N-Aufnahmen bei den beiden Systemen BG+BE sowie BG+BF im Vergleich zu den übrigen drei Systemen ermittelt.

Tabelle 4-11: Durchschnittliche N-Aufnahme der Hauptfrüchte (Mittelwert aus drei Jahren) [kg N ha⁻¹]

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt					Σ N-Aufnahme Sprossmasse				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	414	423	422	427	433	-	-	-	-	-	414	423	422	427	433
KG 2	375	378	364	372	381	-	-	-	-	-	375	378	364	372	381
WW	92a	105b	105b	122c	137d	19,1a	24,7b	23,6ab	30,1c	33,0c	112a	129b	129b	152c	170d
Hackfrucht: KA (0,2)	98	97	103	103	103	-	-	-	-	-	98	97	103	103	103
Mais (0,8)	143a	150ab	149ab	173b	176b	-	-	-	-	-	143a	150ab	149ab	173b	176b
WR	79,4	77,6	75,4	74,8	79,4	34,1a	35,5a	36,2a	45,7b	46,3b	113a	113a	112a	120ab	126b
Erb	109	109	103	106	99	42,2	43,5	43,1	40,9	40,5	151	152	146	147	140
Di	81,0	85,9	82,9	80,4	80,6	32,6	42,4	36,9	36,1	40,1	114	128	120	116	121
SW	76,7a	81,9ab	91,0b	108,4c	124,3d	21,1a	28,8ab	28,3ab	36,7bc	42,0c	98a	111ab	119b	145c	166d
Σ FF	1361a	1399b	1384ab	1449bc	1495c	149a	175b	168b	189c	202c	1510a	1574b	1552ab	1639c	1697c
MW FF [kg ha⁻¹]	170a	175b	173ab	181bc	187c	18,6a	21,9b	21,0b	23,7c	25,2c	189a	197b	194b	205c	212c
Σ NL [kg (5 ha)⁻¹]	463a	489b	494b	544c	582d	107a	131ab	125ab	149c	161c	570a	621b	619b	693c	744d
MW NL [kg ha⁻¹]	92,7a	97,9b	98,8b	109,0c	116,0d	21,4a	26,3ab	25,0ab	29,7c	32,3c	114a	124b	124b	139c	149d
Σ L [kg (3 ha)⁻¹]	898	910	890	905	913	42,2	43,5	43,1	40,9	40,5	940	954	933	946	954
MW L [kg ha⁻¹]	299	303	297	302	304	14,1	15,5	14,4	13,6	13,5	313	318	311	315	318

Tabelle 4-12: Durchschnittliche N-Aufnahmen im Hauptprodukt sowie in der Gesamtbiomasse der nicht-legumen Hauptfrüchte in den Einzeljahren [kg N (5 ha)⁻¹]

	Hauptprodukt					Gesamt-Biomasse				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
2003	422a	445a	431a	499b	512b	521a	580b	554ab	636c	661c
2004	447a	479b	494b	536c	602d	592a	634b	657b	735c	815d
2005	508a	531ab	546b	576c	609d	586a	627b	635b	687c	731d

Zu erläutern ist auch der Verlauf der N-Aufnahme bei den einzelnen Kulturpflanzen:

N-Aufnahme Winterweizen

Aus dem in Tab. 4-13 dargestellten Verlauf der N-Aufnahme bei Winterweizen geht hervor, dass sich diese im Düngesystem RG erst zur Ernte signifikant vom Vergleichssystem SM unterscheiden. Das System BG wies bei der ersten Messung Anfang Mai tendenziell höhere N-Aufnahmen als das Vergleichssystem RG. Vom optischen Gesamteindruck der Bestände her, den man bei Besichtigung der Versuche gewonnen hatte, machte das System BG zu Vegetationsbeginn in den auf die Düngung folgenden Wochen optisch zunächst einen wüchsigeren Gesamteindruck als das System RG. Die beiden Systeme mit Kofermentation wiesen zu allen Probenahmeterminen signifikant höhere N-Aufnahmen auf als die Kontrollen SM und RG. Im direkten Vergleich der beiden Systeme BG+BE und BG+BF unterschieden sich die N-Aufnahmen zur ersten Probenahme nicht voneinander, im weiteren Vegetationsverlauf wurden dann signifikant höhere N-Aufnahmen in der Variante mit externen Kofermenten festgestellt.

Tabelle 4-13: Verlauf der N-Aufnahme in der Biomasse von Winterweizen in kg N ha⁻¹ (\bar{x} 2003-2005)

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Mai	40,4a	40,1a	45,8ab	53,7b	70,4b
Juni	87,1a	99,7a	102,3a	125,8b	147,3c
Ernte	111,5a	129,4b	128,9b	151,9c	169,7d

N-Aufnahme Kartoffeln

Bei den Kartoffeln wurden bei der Zwischenernte Mitte Juli nur leichte Unterschiede in den N-Aufnahmen festgestellt, das System BG+BE wies etwas höhere N-Aufnahmen auf als die Vergleichsvarianten (siehe Tab. 4-14). Hinzuweisen ist in dem Zusammenhang auf die unterschiedliche Düngungsstrategie der Güllevarianten im Vergleich zum System SM: in absoluten Mengen

betrachtet wurden die Kartoffeln im System SM mit doppelt soviel Stickstoff gedüngt wie in den beiden Systemen RG und BG (Begründung siehe Kap. 4.2.2.1). Ferner wurde etwa die Hälfte der Gülledüngung zur Zwischenfrucht verabreicht, während der gesamte Stallmist direkt zur Pflugfurche im Winter vor der Kartoffel ausgebracht wurde. Zur Ernte wurden keinerlei Unterschiede in der N-Aufnahme festgestellt.

Tabelle 4-14: Verlauf der N-Aufnahme bei Kartoffeln in kg N ha⁻¹ (\bar{x} 2003-2005)

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Kraut+Knollen Mitte Juli	158ab	146a	166ab	180b	164ab
Knollen Ernte	97	97	103	103	103

N-Aufnahme Winterroggen

Bei den ersten Probenahmen Anfang Mai unterschied sich die N-Aufnahme der drei Varianten SM, RG und BG nicht voneinander (Tab. 4-15). Ähnlich wie beim Winterweizen machte vom optischen Gesamteindruck des Bestandes zu Vegetationsbeginn, den man bei Besichtigung der Versuche gewonnen hatte, das System BG einen wüchsigeren Gesamteindruck als das System RG.

Bei Einbeziehung betriebseigener Kosubstrate wurden an diesem Termin tendenzielle und bei zusätzlicher Düngung mit betriebsfremden Kosubstraten signifikant höhere N-Aufnahmen gemessen als in den Kontrollsystemen. Im weiteren Wachstumsverlauf glichen sich die N-Aufnahmen zunehmend an, sodass zur Ernte keinerlei Unterschiede messbar waren. Wichtig ist der Hinweis, dass Roggen bei den Varianten BG+BE und BG+BF in den drei Jahren während der Schossphase Mitte bis Ende Mai ins Lager ging.

Tabelle 4-15: Verlauf der N-Aufnahme [kg N ha⁻¹] in der Biomasse von Winterroggen (\bar{x} 2003-2005)

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Mai	116a	115a	117a	129ab	142b
Juni	128	135	127	150	151
Ernte	113	113	112	120	126

N-Aufnahme Dinkel

Beim Dinkel wiesen die beiden Systeme BG+BE und BG+BF ebenfalls zu Beginn der Messungen signifikant höhere N-Aufnahmen auf als die Vergleichsvarianten, die sich – ähnlich wie beim Roggen – im Verlaufe der Vegetationsperiode ebenfalls „verwachsen“ (Tab. 4-16). Vergleichbar

zum Winterroggen wurde auch beim Dinkel in den Varianten BG+BE und BG+BF deutlich stärkeres Lager festgestellt.

Tabelle 4-16: Verlauf der N-Aufnahme [kg N ha⁻¹] in der Biomasse von Dinkel (\bar{x} 2003-2005)

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Mai	63,2a	77,3bc	67,4ab	79,9c	86,3c
Juni	118	129	125	128	136
Ernte	116	129	120	116	121

N-Aufnahme Sommerweizen

Bei den ersten Probenahmen im Sommerweizen Anfang Juni wurden nur geringfügige Unterschiede in den N-Aufnahmen festgestellt (Tab. 4-17). Hinzuweisen ist in dem Zusammenhang, dass die letzte Düngung der Varianten BG+BE und BG+BF beim Sommerweizen als Spätdüngung erst Ende Mai/Anfang Juni in die wachsenden Bestände erfolgte.

Tabelle 4-17: Verlauf der N-Aufnahme [kg N ha⁻¹] des Sommerweizens (\bar{x} 2004-2005)

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Juni	86,5a	99,5ab	105,6ab	117,8b	111,9ab
Ernte	98a	111ab	119b	145c	166d

Zur Ernte unterschieden sich die N-Aufnahmen teilweise sehr deutlich zwischen den verschiedenen Systemen: Die niedrigste N-Aufnahme wurde im System SM gemessen. Hervorzuheben ist insbesondere die um knapp 40% signifikant höhere N-Aufnahme im System BG+BE bzw. die um ca. 60% höhere N-Aufnahme im System BG+BF gegenüber den Kontrollvarianten.

4.3.5 Mineralstoffgehalte und -aufnahme

Die P-Konzentrationen im Spross unterschieden sich in keinem der Fruchtfolgefelder signifikant zwischen den verschiedenen Düngesystemen, weder bei den Hauptprodukten noch bei den Nebenernteprodukten (siehe Tab. 4-18). Es wurden auch keine Differenzen im Durchschnitt der nicht-legumen Hauptfrüchte, im Durchschnitt der Getreidekörner bzw. im Mittel der legumen Hauptfrüchte gemessen.

Da sich die P-Gehalte zwischen den Varianten nicht unterschieden, korrelieren die P-Entzüge in der Summe der gesamten Fruchtfolge bzw. in der Summe der nicht-legumen Hauptfrüchte entsprechend der Unterschiede in den Trockenmasseerträgen (Tab. 4-19). Daher unterschieden sich die P-Entzüge nur bei den Früchten signifikant voneinander, bei denen signifikante Ertragsunterschiede gemessen wurden.

Tabelle 4-18: Durchschnittliche P-Gehalte der Hauptfrüchte [% P] (\bar{x} aus drei Jahren)

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt (Stroh)				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	0,34	0,34	0,34	0,33	0,34	-	-	-	-	-
KG 2	0,36	0,35	0,35	0,35	0,34	-	-	-	-	-
WW	0,38	0,35	0,38	0,39	0,39	0,10	0,11	0,11	0,11	0,11
Hackfrucht:										
KA	0,32	0,32	0,31	0,32	0,32	-	-	-	-	-
Mais	0,23	0,21	0,21	0,22	0,22	-	-	-	-	-
WR	0,34	0,35	0,36	0,35	0,36	0,12	0,11	0,11	0,13	0,13
Erb	0,52	0,50	0,52	0,49	0,52	0,12	0,11	0,11	0,12	0,10
Di	0,39	0,40	0,39	0,41	0,39	0,10	0,11	0,11	0,09	0,10
SW	0,36	0,37	0,37	0,37	0,37	0,08	0,07	0,08	0,07	0,08
\bar{x} NL	0,34	0,34	0,35	0,35	0,35	-	-	-	-	-
\bar{x} G ¹⁾	0,37	0,37	0,37	0,38	0,38	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11
\bar{x} L	0,41	0,40	0,40	0,39	0,40	-	-	-	-	-

¹⁾ Getreide ohne Mais

Die K^+ -Gehalte der Hauptprodukte waren bei allen Düngesystemen gleich, außer bei der Kartoffel, die deutlich auf die Einbeziehung betriebsfremder Substrate (BG+BF) mit einer entsprechenden Erhöhung der K^+ -Konzentration in den Knollen reagierte (Tab. 4-20). Hervorzuheben sind die signifikanten Unterschiede der K^+ -Gehalte zwischen dem Klee gras im ersten und zweiten Jahr: Im zweiten Jahr des Klee grasses wurden mit durchschnittlich 2,62% K^+ in der Trockenmasse signifikant niedrigere K^+ -Gehalte gemessen als im ersten Jahr des Klee grassenanbaus (2,89% K^+ in der TM). Im zweiten Jahr ist in der Regel der Anteil der Leguminosen im Gemenge angestiegen, in den Leguminosen wurden im Durchschnitt Kaliumgehalte von 2,6% und in den Gräsern von 3,45% gemessen.

Tabelle 4-19: Durchschnittliche P-Aufnahmen der Hauptfrüchte [kg P ha⁻¹] (MW aus drei Jahren)

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt					Σ K-Aufnahme Sprossmasse				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	45,0	46,0	46,3	45,7	46,6	-	-	-	-	-	45,0	46,0	46,3	45,7	46,6
KG 2	43,9	42,9	41,9	42,8	43,9	-	-	-	-	-	43,9	42,9	41,9	42,8	43,9
WW	20,1a	19,6a	21,2ab	24,1b	24,0b	6,17a	7,42ab	7,59ab	7,87b	8,78b	26,3a	27,0a	28,8ab	32,0bc	32,8c
Hackfrucht:															
KA (0,2)	20,6	20,2	20,4	20,1	20,0	-	-	-	-	-	20,6	20,2	20,4	20,1	20,0
Mais (0,8)	33,6	29,9	31,0	34,2	35,4	-	-	-	-	-	33,6	29,9	31,0	34,2	35,4
WR	16,9	16,5	16,7	14,7	16,0	9,73	9,52	9,65	11,76	11,16	26,6	26,0	26,3	26,5	27,2
Erb	15,0	14,1	14,2	13,8	13,3	4,30	4,15	4,22	4,15	3,63	19,3	18,3	18,4	18,0	16,9
Di	13,8	14,1	13,4	13,9	12,5	8,22a	10,07b	10,25b	8,03a	9,78ab	22,0	23,5	23,5	21,6	22,8
SW	13,3a	13,9a	15,3ab	15,9b	17,6b	4,96	5,23	6,10	5,71	6,47	18,2a	19,2ab	21,4bc	21,6bc	24,0c
Σ FF	199	195	198	202	206	33,4	36,4	37,8	38,2	40,1	232	232	236	240	246
MW FF [kg ha⁻¹]	24,9	24,4	24,7	25,3	25,8	4,17	4,55	4,73	4,77	5,02	29,0	28,9	29,5	30,1	30,8
Σ NL [kg (5 ha)⁻¹]	95,0	92,0	95,5	100,0	102,3	29,1	32,2	33,6	34,0	36,5	124	124	129	134	139
MW NL [kg ha⁻¹]	19,0	18,4	19,1	20,0	20,5	5,81	6,45	6,72	6,80	7,30	24,8	24,9	25,8	26,8	27,8
Σ L [kg (3 ha)⁻¹]	104	103	102	102	104	4,30	4,15	4,22	4,15	3,63	108	107	107	106	107
MW L [kg ha⁻¹]	34,6	34,4	34,1	34,1	34,6	1,43	1,38	1,41	1,38	1,21	36,1	35,8	35,5	35,5	35,8

Bei Getreidestroh wurden signifikante Unterschiede in den K^+ -Gehalten zwischen den Düngesystemen festgestellt. Im System SM wurden die niedrigsten und im System BG+BF die signifikant höchsten K^+ -Konzentrationen im Stroh gemessen. Bemerkenswert sind auch die niedrigen K^+ -Gehalte im Erbsenstroh im Vergleich zum Getreidestroh und die vergleichsweise hohen K^+ -Gehalte in den Erbsenkörnern gegenüber den Getreidekörnern (Tab. 4-20).

Tabelle 4-20: Durchschnittliche K^+ -Gehalte der Hauptfrüchte [% K^+] (\bar{x} aus drei Jahren)

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt (Stroh)				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	2,94	2,88	2,91	2,84	2,87	-	-	-	-	-
KG 2	2,64	2,60	2,62	2,55	2,67	-	-	-	-	-
WW	0,49	0,43	0,47	0,48	0,47	0,84a	1,03b	1,00b	1,17c	1,32d
Hackfrucht:										
KA	2,32ab	2,22a	2,31ab	2,23a	2,49b	-	-	-	-	-
Mais	1,12	1,05	1,01	1,06	1,05	-	-	-	-	-
WR	0,57	0,59	0,55	0,56	0,56	1,49	1,48	1,46	1,48	1,65
Erb	1,34	1,25	1,15	1,14	1,13	0,60	0,63	0,64	0,62	0,72
Di	0,46	0,47	0,49	0,48	0,47	0,88ab	1,02b	0,86a	0,83a	0,98b
SW	0,55	0,53	0,52	0,51	0,49	0,80	0,87	0,88	0,79	0,79
\bar{x} NL	0,68	0,66	0,66	0,66	0,67	-	-	-	-	-
\bar{x} G ¹⁾	0,52	0,50	0,51	0,51	0,50	1,00a	1,10b	1,05ab	1,07ab	1,19c
\bar{x} L	2,31	2,24	2,22	2,18	2,22	-	-	-	-	-

¹⁾ Getreide ohne Mais

Die K^+ -Aufnahmen in der gesamten Sprossmasse waren im System BG+BF um etwa 7,5% signifikant höher als in den übrigen vier untersuchten Varianten, die sich untereinander statistisch nicht unterschieden (siehe Tab. 4-21). Bei den Hauptprodukten unterschieden sich die K^+ -Aufnahmen weder in der Summe der gesamten Fruchtfolge noch als Summe der nicht-legumenen Hauptfrüchte. Einzig beim Sommerweizen wurden signifikant höhere K^+ -Aufnahmen in den beiden Vergärungssystemen BG+BE sowie BG+BF im Vergleich zu den Kontrollsystemen festgestellt.

Tabelle 4-21: Durchschnittliche K⁺-Aufnahmen der Hauptfrüchte [kg K⁺ ha⁻¹] (MW aus drei Jahren)

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt					Σ K-Aufnahme Sprossmasse				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	392	394	398	391	398	-	-	-	-	-	392	394	398	391	398
KG 2	319	318	311	313	334	-	-	-	-	-	319	318	311	313	334
WW	26,0	24,5	27,1	29,6	28,9	48,7a	66,9b	67,5b	84,3c	105,3d	74,6a	91,4b	94,6b	113,9c	134,2d
Hackfrucht:															
KA (0,2)	149	140	149	141	152	-	-	-	-	-	149	140	149	141	152
Mais (0,8)	163	153	153	161	166	-	-	-	-	-	163	153	153	161	166
WR	28,5	27,6	25,8	23,3	24,9	121a	122a	128ab	128ab	142b	149	149	154	152	167
Erb	37,9	36,3	31,5	32,4	29,5	23,9	25,9	25,9	23,7	28,9	61,8	62,2	57,4	56,1	58,4
Di	16,2	17,0	17,1	16,5	15,1	72,0a	94,9b	81,8ab	74,2a	89,0ab	88,2	111,9	98,9	90,7	104,1
SW	20,0a	19,8a	21,4ab	22,0ab	23,9b	51,9	67,6	64,6	64,1	71,3	71,9a	87,3ab	86,0ab	86,1ab	95,2b
Σ FF	1000	988	984	985	1017	317a	377b	368b	375b	436c	1317a	1364a	1352a	1359a	1453b
MW FF [kg ha⁻¹]	125	123	123	123	127	39,7	47,1	46,0	46,8	54,5	165	171	169	170	182
Σ NL [kg (5 ha)⁻¹]	251	239	244	248	256	293a	351b	342b	351b	407c	544a	590a	586a	599a	663b
MW NL [kg ha⁻¹]	50,2	47,8	48,7	49,7	51,2	58,7	70,2	68,4	70,2	81,5	109	118	117	120	133
Σ L [kg (3 ha)⁻¹]	749	748	741	736	761	23,9	25,9	25,9	23,7	28,9	773	774	767	760	790
MW L [kg ha⁻¹]	250	250	247	246	254	8,0	8,6	8,6	7,9	9,6	258	258	256	253	263

Bei den Nebenernteprodukten (Stroh der Druschfrüchte) wurden dagegen die signifikant niedrigsten K^+ -Aufnahmen im System SM gemessen. Eine Steigerung von ca. 17% wurde in den drei Güllesystemen RG, BG und BG+BE und eine weitere Steigerung von ca. 20% gegenüber der Kontrolle SM im System BG+BF ermittelt.

Tabelle 4-22: Durchschnittliche Mg^{2+} -Gehalte der Hauptfrüchte [% Mg^{2+}] (\bar{x} aus drei Jahren)

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt (Stroh)				
	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	0,232	0,226	0,234	0,243	0,233	-	-	-	-	-
KG 2	0,244	0,234	0,231	0,235	0,227	-	-	-	-	-
WW	0,121	0,111	0,121	0,122	0,121	0,063	0,065	0,067	0,068	0,060
Hackfrucht:										
KA	0,108	0,109	0,113	0,111	0,114	-	-	-	-	-
Mais	0,136	0,140	0,140	0,140	0,143	-	-	-	-	-
WR	0,097a	0,101b	0,097ab	0,102b	0,101ab	0,042a	0,042a	0,048ab	0,047ab	0,049b
Erb	0,128	0,135	0,124	0,125	0,125	0,101	0,103	0,107	0,102	0,103
Di	0,129	0,129	0,130	0,130	0,132	0,046	0,049	0,051	0,046	0,052
SW	0,113	0,115	0,118	0,116	0,117	0,058	0,052	0,055	0,054	0,058

Mit Ausnahme des Winterroggens wurden bei keiner Frucht signifikante Unterschiede im Mg^{2+} -Gehalt gemessen, weder im Haupt- noch im Nebenprodukt (siehe Tab. 4-22). Die Mg^{2+} -Aufnahme durch die Gesamtbiomasse in der Summe der Fruchtfolge betrug ca. 120 bis 130 kg Mg^{2+} [8 ha]⁻¹ (umgerechnet 15,0 bis 16,3 kg Mg^{2+} ha⁻¹) und unterschied sich nur geringfügig zwischen den Systemen (siehe Tab. 4-23). Die Mg^{2+} -Aufnahme der nicht-Legumen Hauptfrüchte unterschied sich in keinem der Parameter Hauptprodukt, Nebenprodukt und Summe beider.

Tabelle 4-23: Durchschnittliche Mg²⁺-Aufnahmen der Hauptfrüchte [kg Mg²⁺ ha⁻¹] (MW aus drei Jahren)

	Hauptprodukt					Nebenernteprodukt					Σ Mg ²⁺ -Aufnahme Sprossmasse				
	SMI	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SMI	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SMI	RG	BG	BG+BE	BG+BF
KG 1	30,9	31,0	32,0	33,5	32,4	-	-	-	-	-	30,9	31,0	32,0	33,5	32,4
KG 2	29,5	28,6	27,5	28,9	28,4	-	-	-	-	-	29,5	28,6	27,5	28,9	28,4
WW	6,38a	6,34a	6,88ab	7,46bc	7,55c	3,82a	4,43ab	4,70ab	5,06b	4,73b	10,2a	10,8a	11,6ab	12,5b	12,3b
Hackfrucht:															
KA (0,2)	6,98	6,93	7,32	7,11	7,05	-	-	-	-	-	6,98	6,93	7,32	7,11	7,05
Mais (0,8)	20,3	21,5	21,8	21,9	23,1	-	-	-	-	-	20,3	21,5	21,8	21,9	23,1
WR	4,86	4,76	4,51	4,28	4,48	3,28a	3,41a	4,05b	3,96b	4,07b	8,14	8,16	8,56	8,24	8,56
Erb	3,60	3,80	3,33	3,49	3,22	3,88	4,15	4,31	3,86	4,02	7,49	7,95	7,63	7,35	7,24
Di	4,56	4,59	4,54	4,42	4,27	3,89	4,65	4,80	4,29	4,76	8,45	9,23	9,34	8,71	9,02
SW	4,11a	4,23a	4,73ab	4,91bc	5,49c	3,22a	3,58ab	3,56ab	3,76ab	4,53b	7,32	7,81	8,29	10,56	10,03
Σ FF	101a	102a	102ab	106ab	106b	18,1a	20,2ab	21,4b	20,9b	22,1b	120a	122a	124ab	127b	128b
MW FF [kg ha⁻¹]	12,7	12,7	12,8	13,2	13,2	18,1	20,2	21,4	20,9	22,1	14,9	15,3	15,5	15,8	16,0
Σ NL [kg (5 ha⁻¹)]	37,5	38,5	39,6	40,0	41,6	14,2	16,1	17,1	17,1	18,1	51,7	54,5	56,7	57,1	59,7
MW NL [kg ha⁻¹]	7,5	7,7	7,9	8,0	8,3	2,8	3,2	3,4	3,4	3,6	10,3	10,9	11,3	11,4	11,9
Σ L [kg (3 ha⁻¹)]	63,9	63,3	63,0	66,0	63,9	3,9	4,2	4,3	3,9	4,0	67,8	67,5	67,2	69,6	68,1
MW L [kg ha⁻¹]	21,3	21,1	21,0	22,0	21,3	1,3	1,4	1,4	1,3	1,3	22,6	22,5	22,4	23,2	22,7

4.3.6 Erträge und Nährstoffaufnahmen der Zwischenfrüchte

4.3.6.1 Erträge und Leguminosenanteile im Gemenge

Die erzielten mittleren Erträge der Zwischenfruchtgemenge der Jahre 2002 bis 2004 lagen bei ca. 33 bis 35 dt TM ha⁻¹ (siehe Tab. 4-24). Die Erträge unterschieden sich im Durchschnitt der Aufwüchse aller vier Fruchtfolgefelder zwischen den Varianten nicht signifikant voneinander. Lediglich bei der Zwischenfrucht nach Winterweizen wurden teilweise signifikante Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt. Dabei ist zu beachten, dass nur diese mit einem Teil der für die Folgefrucht bestimmten Gülle gedüngt wurde, während das System SM zu diesem Zeitpunkt keine Düngung erfuhr (siehe Tab. 4-5).

Werden die Erträge der Zwischenfrüchte nach den verschiedenen Hauptfrüchten verglichen, so waren die Erträge nach Winterroggen und Dinkel signifikant höher als die Erträge der Zwischenfrüchte, die nach der Ernte des Winterweizens oder der Körnererbsen standen.

Tabelle 4-24: Durchschnittliche TM-Aufwüchse der Zwischenfruchtgemenge [dt TM ha⁻¹] (\bar{x} 2002-2004)

Hauptfrucht vor Zwischenfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	\bar{x}
Winterweizen	28,1a	30,2a	32,8ab	35,9b	35,7b	32,5a
Roggen	35,4	37,3	34,1	37,3	35,5	35,9b
Erbsen	31,2	30,2	30,0	30,7	31,7	30,8a
Dinkel	36,5	34,8	36,6	35,2	37,5	36,1b
Mittelwert	32,8	33,1	33,4	34,8	35,1	33,8

Werden die TM-Erträge zwischen den einzelnen Jahren verglichen, so wurden im Trockenjahr 2003 (Druschfrüchte wurden bereits im Verlauf der zweiten Julidekade geerntet) mit ca. 37 dt TM ha⁻¹ die höchsten Zwischenfruchterträge festgestellt, in den Jahren 2002 mit 31 dt TM ha⁻¹ und 2004 mit 33 dt TM ha⁻¹ waren die Aufwuchsleistungen der Zwischenfrüchte signifikant niedriger (Ergebnisse nicht dargestellt).

Im Durchschnitt sämtlicher Varianten und Jahre betrug der TM-Anteil der Leguminose am Gesamtprossmasseaufwuchs der Zwischenfrucht ca. 50% (siehe Tab. 4-25). Die Zusammensetzung des ausgesäten Zwischenfruchtgemenges hat sich in den verschiedenen Jahren, den verschiedenen Früchten und Varianten nicht voneinander unterschieden (80 kg Sommerwicken und 5 kg Ölrettich je ha). Zwischen den verschiedenen Varianten wurden Unterschiede gemessen: Den niedrigsten Leguminosenanteil am Gemenge wies die Variante BG+BF auf (47%), die höchsten Anteile die beiden Kontrollvarianten SM und RG (jeweils 54 bzw. 52%). Diese Unterschiede beruhen im Wesentlichen darauf, dass nur bei der auf Winterweizen folgenden Zwischenfrucht,

die eine Gülle-Flüssigdüngung erhielt (nur Güllevarianten), eine deutliche Verringerung des Leguminosen-TM-Anteils an der Gesamternte in Abhängigkeit der Höhe der organischen Düngung vorlag.

Die einzelnen Hauptfrüchte wiesen signifikante Unterschiede im Anteil der beiden Gemengepartner Sommerwicken und Ölrettich auf. Der niedrigste Leguminosenanteil wurde bei der auf Körnererbsen folgenden Zwischenfrucht gemessen. Bei dieser Zwischenfrucht wurden die Auswuchserbsen zur legumen Fraktion hinzuaddiert. Zugleich wurde diese Zwischenfrucht als Erste Anfang Oktober vor der Aussaat des Dinkels beprobt und in den Systemen BG+BE und BG+BF abgeerntet, während bei den drei übrigen Zwischenfruchtfeldern eine Sommerung folgte und die Probenahme an der Zwischenfrucht und ggf. deren Ernte erst Ende Oktober erfolgte. Der höchste Leguminosenanteil im Gemenge wurde bei der Zwischenfrucht nach Dinkel gemessen (70%).

Tabelle 4-25: Durchschnittliche Leguminosenanteile im Zwischenfruchtgemenge [% TM] (\bar{x} 2002-2004)

Hauptfrucht vor Zwischenfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	\bar{x}
Winterweizen	61,4c	52,0b	49,2b	45,0a	41,1a	49,7a
Roggen	50,6	48,2	45,7	47,7	42,4	46,9b
Erbsen	32,7	33,9	31,1	33,8	36,3	33,6a
Dinkel	67,6	67,7	72,8	73,5	67,0	69,7c
Mittelwert	53,1b	50,4b	49,7ab	50,0ab	46,7a	50,0

Die Anteile der Leguminose am TM-Aufwuchs unterschieden sich auch zwischen den Jahren: Im Jahre 2003 wurden mit 26% die signifikant niedrigsten Anteile an Leguminosen im Gemenge festgestellt, 2002 wurden 60% und 2004 69% gemessen. Alle Jahre unterschieden sich signifikant voneinander (nicht dargestellt).

4.3.6.2 N-Aufnahmen der Zwischenfruchtgemenge

Zwischen dem Leguminosen-TM-Anteil im Gemenge und der N-Aufnahme durch die Sprossmasse der Zwischenfrucht wurde eine signifikant positive Beziehung gemessen:

$$\text{N-Aufnahme [kg N ha}^{-1}\text{]} = 102,1 + 0,315 x \quad (2)$$

für x = Leguminosen-TM-Anteil [%].

Dagegen bestand eine signifikante, negative Beziehung zwischen dem prozentualen Leguminosen-TM-Anteil in der Zwischenfrucht und dem C/N-Verhältnis des Gemenges:

$$\text{C/N-Verhältnis} = 14,2 - 0,038x \quad (3)$$

für x = Leguminosenanteil [%].

Bei einem Leguminosenanteil von 20% wurden durchschnittliche C/N-Verhältnisse von ca. 13,4 gemessen, bei einem legumen Anteil von 90% betrug die Relation nur noch 10,8 zu 1.

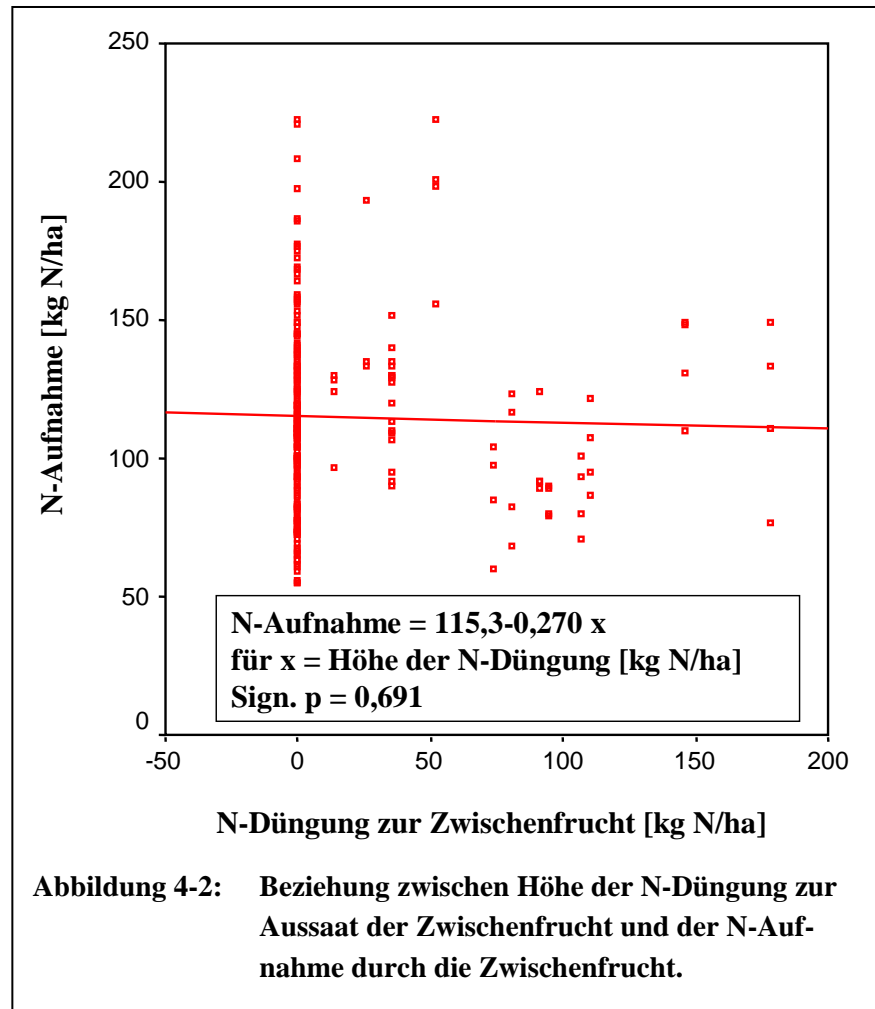
Im Durchschnitt der drei Untersuchungsjahre und aller Fruchtfolgefelder mit Zwischenfruchtanbau unterschieden sich die N-Aufnahmen der verschiedenen Systeme nicht signifikant voneinander (siehe Tab. 4-26). Werden die Ergebnisse aus den verschiedenen Früchten einzeln herausgegriffen, so wurde – ähnlich wie bei den TM-Erträgen – bei der Zwischenfrucht nach WW signifikante Unterschiede in der N-Aufnahme festgestellt. Diese lassen sich maßgeblich auf die Versuchsergebnisse des Jahres 2003 zurückführen, als die Zwischenfrucht nach WW im System SM trockenheitsbedingt nur unbefriedigend aufgelaufen war. Die N-Aufnahmen in allen anderen Fruchtfolgefeldern waren gleich, unabhängig von Unterschieden in Bezug auf die Stroh- bzw. Gülledüngung bei den Systemen.

Tabelle 4-26: Durchschnittliche N-Aufnahmen der Zwischenfruchtgemenge [kg N ha⁻¹]

Hauptfrucht vor Zwischenfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	\bar{x}
Winterweizen	93,3a	99,9ab	103,5ab	114,3b	111,4b	104a
Roggen	119	122	116	123	124	121b
Erbsen	116	112	109	111	115	113ab
Dinkel	130	125	138	133	139	133c
Mittelwert	115	115	117	120	122	118

Aus der in Abb. 4-2 dargestellten Regression geht hervor, dass keine signifikante Beziehung zwischen der Höhe der N-Düngung zur Zwischenfrucht und der N-Aufnahme durch die Zwischenfrucht bestand.

Es liegen signifikante Unterschiede der N-Aufnahmen zwischen den Zwischenfrüchten aus den verschiedenen Fruchtfolgefeldern vor: die niedrigsten N-Aufnahmen wurden bei Weizen und Erbsen gemessen, die höchsten in der Zwischenfrucht nach Dinkel (Tab. 4-26). Die N-Aufnahmen unterschieden sich auch zwischen den Jahren: sie waren 2004 mit 135 kg N ha⁻¹ signifikant am höchsten, in 2002 mit 108 und 2003 mit 112 kg N ha⁻¹ signifikant niedriger (nicht dargestellt).



4.3.6.3 Mineralstoffgehalte und Mineralstoffaufnahmen der Zwischenfrüchte

Die P-Gehalte in der Zwischenfrucht unterschieden sich zwischen den Varianten nicht signifikant voneinander (nicht dargestellt). Die signifikant höchsten P-Konzentrationen wurden bei der Zwischenfrucht nach WW und Dinkel gemessen. Zudem wurde eine hoch signifikant positive Korrelation zwischen dem Leguminosenanteil im Gemenge und der P-Konzentration des Gemenges festgestellt:

$$\text{P-Gehalt [\%]} = 0,423 + 0,002 x \quad (4)$$

für x = Leguminosen-TM-Anteil [%].

Positiv ist auch der Zusammenhang zwischen dem Leguminosenanteil im Gemenge und der P-Aufnahme des Gemenges:

$$\text{P-Aufnahme [kg P ha}^{-1}\text{]} = 15,48 + 0,047 x \quad (5)$$

für x = Leguminosen-TM-Anteil [%].

Tabelle 4-27: Durchschnittliche P-Aufnahmen der Zwischenfruchtgemenge [kg P ha⁻¹]

Hauptfrucht vor Zwischenfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	\bar{x}
Winterweizen	15,7a	16,9ab	17,5ab	19,7b	18,4ab	17,6b
Roggen	17,3	17,7	16,1	18,1	17,0	17,2ab
Erbsen	16,1	16,6	15,7	15,6	16,1	16,0a
Dinkel	19,8	19,1	19,8	19,0	20,5	19,6c
Mittelwert	17,2	17,6	17,3	18,1	18,0	17,6

Der Mittelwert der P-Aufnahmen im Gemenge unterschied sich ähnlich wie die TM-Erträge nicht zwischen den Varianten, nur bei der auf WW folgenden Zwischenfrucht wurden signifikante Unterschiede beim Vergleich der Systeme SM und BG+BE gefunden (Tab. 4-27). Ferner unterschieden sich die P-Aufnahmen in Abhängigkeit von der vorangegangenen Hauptfrucht, ähnlich wie bei den Erträgen wurden die höchsten Werte in der auf Dinkel folgenden Zwischenfrucht ermittelt.

Die gemessenen K⁺-Gehalte der Zwischenfrucht schwankten zwischen 4 und 5% K⁺ in der TM. Sie unterschieden sich nicht zwischen den Systemen, auch nicht dort, wo eine Gülledüngung zur Zwischenfrucht ausgebracht wurde (Ergebnis nicht dargestellt). Allerdings wurden teilweise signifikante Unterschiede in Abhängigkeit der Stellung der Zwischenfrucht in der Fruchtfolge gemessen: Die K⁺-Gehalte in den auf Wintergetreide (DI, WW, WR) folgenden Zwischenfrüchten waren mit 4,0 bis 4,2% signifikant niedriger als bei der auf Erbsen folgenden Zwischenfrucht (4,9%).

Tabelle 4-28: Durchschnittliche K⁺-Aufnahmen der Zwischenfruchtgemenge [kg K⁺ ha⁻¹] (\bar{x} 2002-2004)

Hauptfrucht vor Zwischenfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	\bar{x}
Winterweizen	111a	125a	140b	159b	142b	135a
Roggen	144	157	138	160	158	151b
Erbsen	154	151	148	149	150	150b
Dinkel	150	141	150	137	153	146ab
Mittelwert	140	144	144	151	151	146

Die Höhe der K⁺-Entzüge unterschied sich im Durchschnitt aller Zwischenfruchtaufwüchse zwischen den verschiedenen Düngesystemen nicht signifikant voneinander (Tab. 4-28). Allerdings wurden bei der auf den Winterweizen folgenden Zwischenfrucht signifikante Unterschiede zwischen den Kontrollvarianten SM und RG einerseits und den Biogasvarianten BG, BG+BE und

BG+BF anderseits gemessen. Im Vergleich der Zwischenfrüchte in den verschiedenen Stellungen innerhalb der Fruchtfolge ist auf die niedrigsten K^+ -Aufnahmen in der teilweise mit Gülle gedüngten Zwischenfrucht nach WW hinzuweisen. Die signifikant höchsten K^+ -Entzüge wurden bei den auf Erbsen und Winterroggen folgenden Zwischenfrüchten festgestellt.

Anders als beim Phosphor wurde beim Kalium eine hoch signifikant negative Korrelation zwischen dem Leguminosenanteil im Gemenge und der K^+ -Konzentration des Gemenges gefunden:

$$K^+\text{-Gehalt [\%]} = 4,51 - 0,002 x \quad (6)$$

für x = Leguminosen-TM-Anteil [%]

Ebenso negativ ist der Zusammenhang zwischen dem Leguminosenanteil im Gemenge und der K^+ -Aufnahme des Gemenges:

$$K^+\text{-Aufnahme [kg } K^+ \text{ ha}^{-1}] = 166,9 - 0,384 x \quad (7)$$

für x = Leguminosen-TM-Anteil [%]

Die Mg^{2+} -Gehalte im Spross unterschieden sich zwischen den Varianten nicht signifikant voneinander (Ergebnisse nicht dargestellt). Signifikante Unterschiede wurden jedoch in Abhängigkeit von der Fruchtfolgestellung gemessen: Die höchsten Mg^{2+} -Gehalte wiesen die Zwischenfrüchte nach Winterroggen (0,28%) und Winterweizen (0,29%), die niedrigsten die nach Dinkel (0,26%) und Erbsen (0,25%) auf.

Die Mg^{2+} -Aufnahme durch den Spross der Zwischenfrüchte betrug im Durchschnitt der Behandlungen ca. 9,3 kg Mg^{2+} ha⁻¹. Im Durchschnitt aller Fruchtfolgefelder wurden auch beim Mg^{2+} keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten beobachtet. Lediglich bei der teilweise mit Gülle gedüngten Zwischenfrucht nach Winterweizen wurden im Vergleich zu den beiden Kontrollvarianten SM und RG signifikant höhere Mg^{2+} -Aufnahmen in den drei Varianten mit Vergärung festgestellt. Im Vergleich der verschiedenen Fruchtfolgefeldern war die Mg^{2+} -Aufnahme in der Zwischenfrucht nach Erbsen am niedrigsten und in der nach Winterroggen am höchsten (siehe Tab. 4-29).

Tabelle 4-29: Durchschnittliche Mg²⁺-Aufnahmen der Zwischenfruchtgemenge [kg Mg²⁺ ha⁻¹] (\bar{x} 2002-2004)

Hauptfrucht vor Zwischenfrucht	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	\bar{x}
Winterweizen	7,13a	8,26ab	9,79bc	11,6c	10,1bc	9,4b
Roggen	10,9	11,5	10,2	11,1	10,9	10,9c
Erbsen	7,67	7,49	7,55	7,69	7,60	7,6a
Dinkel	10,2	9,50	8,91	8,64	9,10	9,3b
Mittelwert	8,99	9,19	9,12	9,76	9,41	9,3

4.3.7 Grünland

Im Grünlandversuch wurde eine ungedüngte Variante in das Versuchsprogramm integriert. Zugleich wurde das System BG+BE nicht berücksichtigt, da kein Nährstofftransfer vom Ackerland auf das Grünland und umgekehrt angenommen wurde. Für gesamtbetriebliche Bilanzierungen (z.B. in Kapitel 4.3.8 und 4.3.9) wurden die Ergebnisse der Variante BG denen des Systems BG+BE gleichgesetzt.

4.3.7.1 Düngung

In Anlehnung an die Vorgehensweise zur Bemessung der insgesamt zur Verfügung stehenden Menge an organischen Düngern wurde auch beim Grünland der Phosphorkreislauf als Referenzgröße herangezogen (siehe Material und Methoden, Kapitel 4.2.2). Ertragsunterschiede in den Einzeljahren (siehe unten) begründen die in Tab. 4-30 dargelegte unterschiedliche Höhe an applizierten organischen Düngern. Ausgangspunkt für die Düngung im Jahre 2003 waren die Erträge des Jahres 2002. Auf dem Versuchsstandort wurden 2002 N-Entzüge in Höhe von 61,9 kg N ha⁻¹, P-Entzüge in Höhe von 7,77 kg P ha⁻¹ und K⁺-Entzüge in Höhe von 65,4 kg K⁺ ha⁻¹ gemessen.

Tabelle 4-30: Stickstoff- und Phosphordüngung des Grünlandes in den Einzeljahren [kg ha⁻¹]

	Stickstoffdüngung				Phosphordüngung			
	SM	RG	BG	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BF
2003	34,2	42,9	42,9	54,5	6,2	6,2	6,2	8,2
2004	60,3	70,8	72,2	115,3	12,2	10,3	9,7	20,0
2005	100,2	98,3	124,9	172,4	18,6	16,5	18,7	25,7
\bar{x} 2003-05	64,9	70,7	80,0	114,1	12,3	11,0	11,5	18,0

Das systembedingt unterschiedliche Verhältnis der Hauptnährstoffe N:P:K zueinander hatte deutliche Auswirkungen auf die Höhe der gedüngten Mengen an Stickstoff und Kalium: In der Variante SM wurden im direkten Vergleich zu den Systemen RG und BG vergleichbare P-Mengen zurückgeführt (siehe oben). In der Stallmistvariante wurden mit der gleichen P-Menge ca.

19 kg K⁺ ha⁻¹ a⁻¹ oder umgerechnet etwa 25% mehr Kalium auf das Grünland zurückgeführt als in den Systemen RG und BG (siehe Tab. 4-31). Ursache dafür war das engere P/K⁺-Verhältnis von Stallmist im Vergleich zu Gülle (siehe Tab. 4-4). Umgekehrt war das N/P-Verhältnis von Gülle mit ca. 6,50:1 im Vergleich zu Stallmist (5,44:1) deutlich höher, so dass es in den Güllesystemen gegenüber dem Stallmistsystem zu einer um ca. 15% höheren N-Rückführung zum Grünland kam.

In allen Güllevarianten war die Mg²⁺-Düngung auf die Grünlandflächen doppelt bis dreifach so hoch wie im System SM. In diesem Zusammenhang ist auf das verwendete magnesiumhaltige Einstreumaterial (siehe Kap. 4.2.1.2) hinzuweisen.

Tabelle 4-31: Kalium- und Magnesiumdüngung des Grünlandes in den Einzeljahren [kg ha⁻¹]

	Kaliumdüngung				Magnesiumdüngung			
	SM	RG	BG	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BF
2003	52,2	30,9	30,9	77,8	6,9	13,9	13,0	13,8
2004	92,8	76,1	83,6	132,2	11,2	30,7	20,9	34,0
2005	139,7	120,6	120,8	223,3	17,6	49,4	59,0	72,9
\bar{x} 2003-05	94,9	75,9	78,4	144,5	11,9	31,3	31,0	40,2

4.3.7.2 Erträge und N-Aufnahmen des Grünlandes

Im Durchschnitt der drei untersuchten Jahre wurden in der ungedüngten Variante die signifikant niedrigsten TM-Erträge und N-Aufnahmen gemessen (siehe Tab. 4-31). Die Düngung des Grünlandes mit Stallmist, unvergorener sowie vergorener Gülle bewirkte eine Ertragssteigerung um ca. 20% und eine Erhöhung der N-Aufnahme um ca. 25% gegenüber der ungedüngten Kontrolle. Die drei Düngesysteme unterschieden sich in beiden Parametern nicht signifikant voneinander. Allerdings wurden im Jahre 2004 im System BG höhere Grünlanderträge gemessen als in der Kontrollvariante RG. Im System BG+BF lagen die TM-Erträge im dreijährigen Durchschnitt um 16% und die N-Aufnahmen um 12% höher als in den beiden Kontrollvarianten.

Tabelle 4-32: TM-Erträge [dt ha⁻¹] und N-Aufnahmen [kg N ha⁻¹] des Grünlandes

	TM-Erträge					N-Aufnahme				
	unged.	SM	RG	BG	BG+BF	unged.	SM	RG	BG	BG+BF
2003	38,4a	44,2a	41,5a	43,0a	50,6b	89,2a	99,7a	93,3a	98,7a	117,0b
2004	71,3a	86,2ab	83,2a	88,1b	94,7b	164a	200ab	194ab	201ab	216b
2005	52,4a	69,4b	67,6b	71,0bc	82,0c	122a	164ab	163ab	166ab	180b
\bar{x} 2003-05	54,0a	66,6b	64,1b	67,4b	75,8c	125a	155b	150b	155b	171c

4.3.7.3 Mineralstoffentzüge des Grünlandes

Die P-Entzüge waren im Durchschnitt der drei Untersuchungsjahre in der Variante BG+BF signifikant am höchsten und in der ungedüngten Kontrolle am niedrigsten (siehe Tab. 4-33). Das SM-System wies signifikant höhere P-Entzüge auf als das RG-System. Das System BG unterschied sich nicht von diesen beiden, der Unterschied zu RG ist tendenziell.

Tabelle 4-33: P- und K⁺-Entzüge des Grünlandes in den Einzeljahren [kg ha⁻¹]

	P-Aufnahme					K ⁺ -Aufnahme				
	unged.	SM	RG	BG	BG+BF	unged.	SM	RG	BG	BG+BF
2003	9,4a	12,9b	11,4ab	11,3ab	12,9b	64,4a	83,1b	82,3b	79,4ab	100,5c
2004	17,3a	24,1bc	21,9b	24,3bc	27,4c	131a	181b	169ab	187b	238c
2005	11,6a	18,8bc	16,9b	18,9bc	22,0c	91,8a	159,4b	145,2b	158,6b	225,6c
\bar{x} 2003-05	12,8a	18,6c	16,7b	18,2bc	20,7d	95,7a	141,2b	132,2b	141,7b	188,0c

Die K⁺-Entzüge unterschieden sich zwischen den Systemen SM, RG und BG nicht voneinander (Tab. 4-33). Die Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate und die damit einhergehende Erhöhung der Kaliumdüngung um durchschnittlich ca. 60 kg K⁺ ha⁻¹ a⁻¹ führte zu einer Erhöhung der K⁺-Aufnahme um ca. 50 kg K⁺ ha⁻¹ a⁻¹. Hinsichtlich der Magnesiumaufnahme des Grünlandes wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Systemen gemessen, obwohl das Grünland in den Güllesystemen eine deutlich höhere Mg²⁺-Versorgung aufwies (Tab. 4-34).

Tabelle 4-34: Mg²⁺-Entzüge des Grünlandes in den Einzeljahren [kg Mg²⁺ ha⁻¹] sowie K⁺/P-Verhältnisse des Aufwuchses

	Mg ²⁺ -Aufnahme					K ⁺ /P-Verhältnis				
	unged.	SM	RG	BG	BG+BF	unged.	SM	RG	BG	BG+BF
2003	9,3	10,7	9,5	10,3	12,3	6,86ab	6,44a	7,23ab	7,05ab	7,87b
2004	17,2	20,1	19,5	20,1	17,4	7,54a	7,53a	7,69a	7,70ab	8,68b
2005	13,2	16,2	17,1	17,5	15,9	7,92a	8,49a	8,57a	8,40a	10,2b
\bar{x} 2003-05	13,2	15,7	15,4	16,0	15,2	7,44a	7,49a	7,83a	7,72a	8,92b

Aus dem Vergleich der Gehalte der Nährstoffe N, P und K⁺ zueinander (Tab. 4-34 und Tab. 4-35) geht hervor, dass sich das Verhältnis von Kalium zu Phosphor nur durch die Einbeziehung kaliumreicher betriebsfremder Kosubstrate im System BG+BF signifikant erhöht hat. Das N:P-Verhältnis sowie das N:K-Verhältnis waren in der ungedüngten Kontrolle signifikant am höchsten, die vier übrigen Systeme unterschieden sich nicht (Tab. 4-35). Das heißt, dass das über die drei Jahre ungedüngte Grünland im Durchschnitt mehr Stickstoff in Relation zu Phosphor bzw. Kalium aufgenommen hat als die vier gedüngten Systeme.

Tabelle 4-35: N zu P- und N zu K⁺-Verhältnisse des Grünlandaufwuchses in den Einzeljahren

	N/P-Verhältnis					N/K ⁺ -Verhältnis				
	unged.	SM	RG	BG	BG+BF	unged.	SM	RG	BG	BG+BF
2003	9,55b	7,74a	8,21ab	8,75ab	9,13ab	1,40b	1,20ab	1,13a	1,24ab	1,16a
2004	9,50a	8,28b	8,85ab	8,26b	7,90b	1,26b	1,10ab	1,15b	1,08ab	0,91a
2005	10,58a	8,70b	9,54ab	8,79b	8,15b	1,34c	1,02b	1,11b	1,05b	0,79a
\bar{x} 2003-05	9,88b	8,24a	8,87a	8,60a	8,40a	1,33c	1,11b	1,13b	1,12b	0,95a

4.3.8 Nährstoffströme

Bei den Einzelnährstoffen sind sowohl die innerbetrieblichen Mengenströme zwischen den einzelnen Fruchtfolgefeldern des Ackerlandes als auch die Mengenströme zwischen Ackerland und Grünland sowie die Stoffströme an der Betriebsgrenze (Hoftorbilanzen) getrennt zu betrachten.

4.3.8.1 Innerbetriebliche Nährstoffströme

Die untersuchten Düngungssysteme basieren darauf, dass zwischen dem Ackerland und dem Grünland netto kein Phosphor-Transfer stattfinden sollte (siehe Kap. 4.2.2.1). Daher wurden Acker- und Grünland bei der Düngung auf P-Ebene entsprechend ihrer jeweiligen Anteile an der Fütterung der Tiere berücksichtigt. Wie sich dies auf die Flüsse der beiden Nährstoffe Stickstoff und Kalium auswirkte, soll im Folgenden dargestellt werden.

Wie aus Tab. 4-36 hervorgeht, unterschied sich das Verhältnis der Hauptnährstoffe N, P und K⁺ der zur Fütterung der Rindviehherde eingesetzten Futtermittel sehr stark voneinander. Zur Erläuterung von Tab. 4-36 ist anzumerken, dass ein sehr weites Nährstoffverhältnis zwischen zwei Nährstoffen hohe Frachten des einen Nährstoffs im Vergleich zum anderen zur Folge hat. Verallgemeinernd ist aus der Tabelle festzustellen, dass das vom Grünland stammende Futter im Verhältnis zueinander durch sehr hohe K⁺- und N-Frachten und relativ niedrige P-Frachten gekennzeichnet war (vergleiche Nährstoffverhältnisse in Tab. 4-36). Von den vom Ackerland stammenden Futtermitteln war nur das Klee gras in seiner Mineralstoffzusammensetzung dem Grünlandfutter sehr ähnlich. Silomais zeichnete sich durch seine deutlich niedrigeren K⁺-Frachten im Vergleich zu Grünland oder Klee gras aus. Alle Kraftfuttermittel vom Ackerland (Getreidekorn, Erbsenkorn) zeichneten sich durch ihre hohen P-Mengen, nur mäßig hohen N-Frachten (in Relation zu den P-Frachten) und im Vergleich zum Grünland durch relativ geringe K⁺-Mengen aus.

Das Verhältnis von Kalium zu Phosphor war in den organischen Düngern Stallmist und Gülle enger als das des Grünlandaufwuchses und weiter als die vom Ackerland stammenden Kraftfuttermittel (Tab. 4-36). Auch das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor im Grünlandaufwuchs war weiter als das der organischen Dünger Stallmist und Gülle. Das N/P-Verhältnis von Stallmist und

Gülle entsprach eher dem der Kraftfutter vom Ackerland. Jauche dagegen hatte ein ausgesprochen weites K^+/P -Verhältnis und ein sehr weites N/P -Verhältnis. Das heißt, sie enthielt sehr hohe Stickstoff- und Kaliummengen bei relativ geringen Mengen an Phosphor (Tab. 4-4 und 4-36).

Die Unterschiede im Verhältnis der Hauptnährstoffe zwischen den einzelnen Futtermitteln sowie der Einstreu einerseits und den verabreichten Wirtschaftsdüngern andererseits hatte Auswirkungen auf die innerbetrieblichen Nährstoffströme zwischen dem Ackerland und dem Grünland. In den Systemen, die auf wirtschaftseigene organische Düngemitteln (SM, RG und BG) begrenzt blieben, kam es zu einer deutlichen Stickstoff- und Kaliumverlagerung vom Grünland auf das Ackerland. So waren sowohl die N-Entzüge als auch die K^+ -Entzüge im Grünland der Systeme SM, RG und BG deutlich höher als die entsprechende Rückführung über organische Dünger im nachfolgenden Jahr (vergleiche Tab. 4-32 und 4-33 mit Tab. 4-30 und 4-31). Beim Stickstoff wurde nur die Hälfte des im Vorjahr entzogenen Stickstoffs und beim Kalium wurden nur durchschnittlich 70% durch die Düngung wieder auf die Grünlandflächen zurückgeführt.

Tabelle 4-36: Nährstoffverhältnisse im Spross einzelner Aufwüchse für Fütterung und Einstreu

Fläche	Material/Aufwuchs	N/P	N/ K^+	N/ Mg^{2+}	K^+/P	
Grünland	Grünlandaufwuchs	8,69 ¹⁾	1,13	10,02	7,88	
Ackerland	Grund-futter	Kleegras	8,95	1,12	13,18	7,98
		Silomais	7,80	0,99	7,28	4,85
	Kraft-futter	WR-Korn	4,79	0,60	16,89	1,61
		WW-Korn	5,15	1,51	16,21	1,25
		Erbsen-Korn	7,32	3,10	30,22	2,36
	Ein-streu	Stroh WW	3,45	0,35	5,74	9,85
Stroh WR		3,82	0,31	10,53	12,35	
Organische Dünger	Gülle	6,22	0,94	2,10	6,58	
	Stallmist	5,52	0,73	5,20	7,52	
	Jauche	14,16	0,31	7,78	45,8	

¹⁾ z.B. N:P = 8,69:1

Die Unterschiede in der Nährstoffzusammensetzung der verschiedenen organischen Dünger bedeuten z.B., dass – bei Rückführung gleicher Mengen an Phosphor – mit Stallmist 15% mehr Kalium gedüngt wird als mit Gülle. Ähnliches gilt beim Stickstoff: Bei gleicher P-Fracht wurde mit Gülle etwa 15% mehr N auf die Fläche zurückgeführt als mit Stallmist, bei gleicher K^+ -Fracht wären es ca. 30% gewesen. Bei der Ausbringung von Jauche würde am hier untersuchten Betriebssystem bei gleicher P-Fracht etwa sechs Mal soviel Kalium gedüngt werden wie mit Stallmist und fünfeinhalb Mal soviel wie mit unvergorener Gülle. Die oben dargelegte K^+ - und

N-Verlagerung vom Grünland auf das Ackerland im Durchschnitt aller Varianten war deshalb in den verschiedenen Düngesystemen nicht gleich hoch. Beim Kalium war der Nährstofftransfer vom Grünland zum Ackerland im Güllesystem stärker als im Stallmistsystem (Tab. 4-37). Im System RG wurden insgesamt $65 \text{ kg K}^+ (3,4 \text{ ha})^{-1}$ (bzw. $12,6 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$) weniger Kalium auf das Grünland ausgebracht als im System SM. Im Gegenzug wurde auf das Ackerland im System RG $54 \text{ kg K}^+ (8 \text{ ha})^{-1}$ (bzw. $7,3 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$) mehr ausgebracht als im System SM.

Für das Düngesystem BG waren die Mengen und Bilanzen vergleichbar zu denen des Systems RG. Ganz anders stellt sich die Bilanzierung für das System BG+BF dar. Die hohen K^+ -Importe über die zugekauften Kofermentationssubstrate erschweren die Analyse der innerbetrieblichen Nährstofftransfers. Die K^+ -Importe sind auch von den eingesetzten Substraten abhängig (siehe Diskussion).

Tabelle 4-37: Aufteilung der Kaliumfrachten auf Ackerland [$\text{kg K}^+ (8 \text{ ha})^{-1}$] und Grünland [$\text{kg K}^+ (3,4 \text{ ha})^{-1}$] im Durchschnitt der Jahre 2003 bis 2005 (Referenz: Stallmistsystem)

		SM	RG	BG	BG+BF
Grünland (3,4 ha)	ΣK^+-Düngung	323	258	267	491
	Vergleich Bilanz¹⁾	0	- 65	-56	+168
Ackerland (8 ha)	ΣK^+-Düngung	951	827	823	2051
	Differenz K^+-Düngung¹⁾	-	-124	-128	1100
	ΣK^+ in Stall-Einstreu	281	103	101	137
	Differenz K^+-Strohdüngung¹⁾²⁾	-	+178	+180	+144
	Vergleich der Bilanz¹⁾³⁾	0	+ 54	+52	+1244

¹⁾ Differenz zum System SM; ²⁾ in Güllevarianten verbleibt mehr Stroh auf dem Ackerland, daher höhere Strohdüngung; ³⁾ Summe aus „Differenz K^+ -Düngung“ und „Differenz K^+ -Strohdüngung“

Ähnlich wie beim Kalium war auch beim Stickstoff die Höhe der innerbetrieblichen Nährstofftransfers vom Düngesystem abhängig. Unter den gegebenen Voraussetzungen (von der Bilanz her kein Netto-P-Transfer zwischen Grünland und Ackerland) wurde mit Gülle (RG bzw. BG) je Einheit Phosphor mehr Stickstoff auf das Grünland zurückgeführt als mit Stallmist (siehe Tab. 4-38). Der N-Transfer vom Grünland auf das Ackerland war entsprechend niedriger. Beim Stickstoff fand im direkten Vergleich der beiden Kontrollsysteme SM und RG im Stallmistsystem kein Ausgleich für die geringeren Mengen an Stickstoff, die dem Grünland verabreicht wurden, durch höhere applizierte Mengen auf das Ackerland statt. Dies steht u.a. mit den höheren Stickstoffverlusten während der Stallmistlagerung in Zusammenhang. Die mobilen Dünger-N-Mengen des Gesamtsystems waren beim Stallmist entsprechend niedriger (siehe Tab. 4-5).

Tabelle 4-38: Aufteilung der Stickstofffrachten auf Ackerland [kg N (8 ha)⁻¹] und Grünland [kg N (3,4 ha)⁻¹] im Durchschnitt der Jahre 2003 bis 2005 (Referenz: Stallmistsystem)

		SM	RG	BG	BG+BF
Grünland (3,4 ha)	Σ N-Düngung	221	240	272	388
	Vergleich Bilanz ¹⁾	0	+19	+51	+167
Ackerland (8 ha)	Σ N-Düngung	1260	1372	1357	1728
	Differenz N-Düngung ¹⁾	-	+112	+97	+468
	Σ N in Stall-Einstreu	81	42	42	57
	Differenz N-Strohdüngung ¹⁾²⁾		+39	+39	+24
Vergleich der Bilanz ¹⁾³⁾		0	151	136	492

¹⁾ Differenz zum System SM; ²⁾ in Güllevarianten verbleibt mehr Stroh auf dem Ackerland, daher höhere Strohdüngung; ³⁾ Summe aus „Differenz N-Düngung“ und „Differenz N-Strohdüngung“

4.3.8.2 Nährstoffexporte über die Systemgrenzen

Zur Quantifizierung der Nährstoffexporte aus dem Gesamtsystem wurden die Nährstofffrachten der Einzelfrüchte gemäß ihrer relativen Anteile am Gesamtbetriebssystem (11,4 ha LF) verrechnet. Je nach Düngungsvariante betragen die N-Exporte aus dem Gesamtsystem zwischen 506 kg N je 11,4 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche bei SM und knapp 571 kg bei BG+BE (siehe Tab. 4-39).

Tabelle 4-39: Stickstoffexporte aus dem Gesamtsystem (Acker- und Grünland) [kg N je 11,4 ha] (\bar{x} aus drei Jahren)

	Verkauf tierischer Produkte ¹⁾			Getreide- verkauf	Kartoffel- verkauf ²⁾	Erbsen- verkauf	Summe Export
	Ackerland	Grünland	Σ				
Fläche [ha]	5,3	3,4	8,7	2,0	0,2	0,5	11,4
SM	179	84,3	263	173	15,7	54,5	506
RG	187	81,6	264	191	15,5	54,5	525
BG	180	84,3	265	188	16,5	51,5	521
BG+BE	188	84,3	273	202	16,5	53,0	545
BG+BF	194	93,0	287	218	16,5	49,5	571

¹⁾ Nährstoffretention im Rindermagen von 16% in Anlehnung an FLEISCHER (1998)

²⁾ 80% der Gesamternte, Reste wurden als nicht marktfähige Abfallkartoffeln berechnet

Jeweils etwa 50% der N-Exporte waren auf den Verkauf tierischer oder pflanzlicher Produkte zurückzuführen. Diese Anteile unterschieden sich nicht zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten. Bezogen auf die Fläche (je ha LF) bewegten sich die jährlichen N-Exporte zwischen 44 kg N ha⁻¹ bei Stallmistswirtschaft und 50 kg N ha⁻¹ bei System BG+BF. Aufgeteilt auf Acker- und Grünland wurden aus der Variante SM 53 bzw. 24 kg N ha⁻¹ a⁻¹ exportiert, bei Variante BG+BG waren dies 60 bzw. 27 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Etwa 47% der Phosphorexporte aus dem Gesamtsystem waren mit dem Verkauf tierischer Produkte verbunden, der Rest war auf die Vermarktung pflanzlicher Produkte zurückzuführen (Tab. 4-40). Die durchschnittlichen P-Exporte je ha LF betragen etwa 7,5 kg P und unterschieden sich kaum zwischen den Systemen. Von den Ackerflächen wurden jährlich direkt mit den Marktfrüchten und über deren Anteil in der Tierfütterung 8,9 bis 9,4 kg P je ha exportiert, vom Grünland über die daraus verkauften tierischen Produkte etwa 3,0 bis 3,7 kg P ha⁻¹.

Tabelle 4-40: Phosphorexporte aus dem Gesamtsystem (Acker- und Grünland) [kg P je 11,4 ha] (\bar{x} aus drei Jahren)

	Verkauf tierischer Produkte ¹⁾			Getreide- verkauf	Kartoffel- verkauf ²⁾	Erbsen- verkauf	Summe Export
	Ackerland	Grünland	Σ				
Fläche [ha]	5,3	3,4	8,7	2,0	0,2	0,5	11,4
SM	27,8	11,4	39,2	33,9	3,30	7,5	83,9
RG	27,2	10,2	37,4	33,0	3,23	7,1	80,7
BG	27,5	11,1	38,7	34,4	3,26	7,1	83,4
BG+BE	27,8	11,1	38,9	37,2	3,22	6,9	86,2
BG+BF	28,8	12,7	41,4	37,0	3,20	6,7	88,3

¹⁾ Nährstoffretention im Rindermagen von 18% nach FLEISCHER (1998) angenommen

²⁾ 80% der Gesamternte, Rest wurde als nicht marktfähige Abfallkartoffeln berechnet

Beim Kalium entfielen von den Exporten von 96 bis 99 kg K⁺ je 11,4 ha aus dem Gesamtsystem (entspricht etwa 8,5 kg ha⁻¹ LF) je nach Variante nur 13 bis 16% auf den Absatz tierischer Produkte (Tab. 4-41). Der Rest des K⁺-Exports aus dem System war mit dem Verkauf pflanzlicher Marktprodukte verbunden. Von den Grünlandflächen wurden über die daraus entstehenden tierischen Produkte nicht mehr als 1 bis 2 kg K⁺ ha⁻¹ (je nach Variante) exportiert. Der K⁺-Export von den Ackerflächen über die Marktfrüchte und über die aus dem Ackerfutter entstandenen tierischen Produkte betrug 11 bis 12 kg K⁺ ha⁻¹. Besonders hoch waren die K⁺-Exporte in Verbindung mit dem Kartoffelverkauf: Obwohl sie nur 0,2 Anteile eines Fruchtfolgefeldes, umgerechnet 2,5% der Ackerfläche einnahmen, wurden mit den Kartoffeln etwa 25% des gesamten Kaliums exportiert. Je ha Anbaufläche betragen die K⁺-Exporte bei Kartoffeln 110 bis 120 kg.

Tabelle 4-41: Kaliumexporte aus dem Gesamtsystem (Acker- und Grünland) [kg K⁺ (11,4 ha)⁻¹]
(\bar{x} aus drei Jahren)

	Verkauf tierischer Produkte ¹⁾			Getreide- verkauf	Kartoffel- verkauf ²⁾	Erbsen- verkauf	Summe Export
	Ackerland	Grünland	Σ				
Fläche [ha]	5,3	3,4	8,7	2,0	0,2	0,5	11,4
SM	9,15	3,25	12,4	42,2	23,9	18,9	97,4
RG	9,06	4,80	13,9	41,5	22,4	18,1	95,9
BG	9,01	4,49	13,5	44,2	23,9	15,7	97,3
BG+BE	9,00	4,82	13,8	46,1	22,6	16,2	98,7
BG+BF	9,34	6,39	15,7	44,0	24,4	14,8	98,8

¹⁾ Nährstoffretention im Rindermagen von 1% in Anlehnung an LELLMANN (2005)

²⁾ 80% der Gesamternte, Rest wurde als nicht marktfähige Abfallkartoffeln berechnet

4.3.9 Humusbilanzen und Versorgung des Bodens mit organischer Substanz

Die Rückführung ausreichender Mengen an organischer Trockensubstanz auf die Ackerflächen zur Humusproduktion spielt in der Einschätzung vieler ökologisch wirtschaftender Landwirte und Berater eine herausragende Rolle als ein Kriterium der Nachhaltigkeit des Bewirtschaftungssystems. Zum Pool der organischen Dünger gehören einerseits die Wirtschaftsdünger und andererseits die Grün- und Strohdüngung. Unter Wirtschaftsdünger werden hier die Ausscheidungen aus der Tierhaltung einschließlich der Einstreu und die Gärreststoffe verstanden. Gründüngung bezeichnet die Zuführung an organischer Substanz in Form von Stroh- und Zwischenfrüchten bzw. deren Stoppelresten. Wurzelrückstände finden rechnerisch keine Berücksichtigung.

4.3.9.1 Versorgung des Bodens mit organischer Substanz

Hochgerechnet auf das gesamte Betriebssystem mit Acker- und Grünland standen im Düngesystem mit Stallmist 455 dt oTS je 11,4 ha LF (umgerechnet 40 dt oTS ha⁻¹ LF) zur Humusproduktion zur Verfügung (Tab. 4-42). Je Hektar Ackerland waren dies 49 dt oTS, je Hektar Grünland 19 dt oTS. Im Vergleich dazu wurden im Düngesystem mit unvergorener Gülle (RG) mit 535 dt oTS je 11,4 ha (umgerechnet 47 dt oTS ha⁻¹ LF) etwa 18% mehr oTS auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen zurückgeführt. Davon entfielen auf das Ackerland 62 dt oTS ha⁻¹ LF und auf das Grünland 12 dt oTS ha⁻¹. Im Vergleich zum System SM stand im System RG dem Ackerland 26% mehr oTS zur Humusproduktion zur Verfügung, während dem Grünland knapp 40% weniger oTS zugeführt wurde.

Im Biogassystem wurde nur die Gülle vergoren. Aus dem Vergleich der verabreichten Mengen an oTS über Wirtschaftsdünger der Systeme RG mit 134 dt je 8 ha und BG mit 110 dt je 8 ha (Tab. 4-42) geht hervor, dass durch die Vergärung der Gülle einschließlich Einstreu und Futterresten ca. 18% der organischen Trockensubstanz in der Gülle abgebaut wurden. Bezogen nicht nur auf

die Wirtschaftsdünger, sondern auf die insgesamt im Umlauf befindliche oTS-Menge einschließlich der Gründüngung wurden im BG-System etwa 4% weniger oTS dem Boden verabreicht. Dadurch war die Versorgung des Bodens mit oTS durch die alleinige Vergärung von Gülle um etwa 4% niedriger als im RG-System. Aufgeteilt auf Acker- und Grünland standen den Ackerflächen im BG-System insgesamt 4% weniger oTS als im RG-System zur Humusproduktion zur Verfügung, auf Grünland waren es 16% weniger.

Aus dem direkten Vergleich zwischen den Systemen SM und BG geht hervor, dass im System BG für die Ackerflächen insgesamt 20% mehr oTS zur Humusproduktion bereitstanden als in SM. Auf dem Grünland wurde dagegen im System SM im Vergleich zu BG etwa die doppelte Menge an oTS ausgebracht.

Werden die Systeme RG bzw. BG mit dem System BG+BE verglichen, so wies Letzteres eine Rückführung an oTS auf, die um knapp 40% unter dem Niveau der beiden Vergleichsvarianten lag. Durch die Aberntung der Gründüngung (Zwischenfrüchte und nicht zur Einstreu benötigtes Stroh) und deren anschließende Vergärung kam es zu einer deutlichen Abnahme des Anteils der Gründüngung am Gesamtpool. Die Einbeziehung von betriebsfremden Kosubstraten erhöhte im System BG+BF die Menge an rückgeführter oTS etwa auf das Niveau des Systems SM. Entstandene Vergärungsverluste konnten so wieder ausgeglichen werden.

Werden die verschiedenen Quellen der für die Humusproduktion auf dem Ackerland bereitgestellten organischen Trockensubstanz gemäß ihrer Herkunft zusammengefasst, so ergaben sich je nach Düngungssystem zum Teil erhebliche Abweichungen (Tab. 4-43). In den beiden Systemen RG und BG hatte die Strohdüngung die größte Bedeutung als Quelle für organische Substanz. Die eingesetzten Wirtschaftsdünger sowie die Zwischenfruchtaufwüchse spielten jeweils eine ähnlich große Rolle. Im Stallmistssystem dagegen stellten die Wirtschaftsdünger mit knapp 50% die größte Fraktion dar, Stoppelreste und die nicht abgeernteten Zwischenfrüchte standen für ca. 21 bzw. 28% der zugeführten organischen Trockensubstanz. In den beiden Systemen mit Vergärung der Nebenernteprodukte kam den Wirtschaftsdüngern (vergorene Tierausscheidungen einschließlich Einstreu sowie vergorene Nebenernteprodukte) eine dominierende Rolle bei der Rückführung von oTS zu.

Tabelle 4-76: Versorgung des Bodens mit organischer Trockensubstanz aus Wirtschaftsdüngern und Gründüngung (einschließlich Stroh und Stoppelreste), ohne Wurzelrückstände [dt oTS ha⁻¹] bei den Einzelkulturen, als Summe des Ackerlandes, des Grünlandes und des gesamten Betriebssystems (Ackerland + Grünland) (MW 2003-2005)

	SM			RG			BG			BG+BE			BG+BF		
	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ	Grün- dünger	Wirtschafts- dünger	Σ
Kleegras 1	13,1	0	13,1	15,2	0	15,2	14,8	0	14,8	16,7	0	16,7	18,6	0	18,6
Kleegras 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Winterweizen	5,8	3,4	9,2	6,1	29,1	35,2	6,0	23,6	29,6	6,0	29,1	35,1	6,1	31,4	37,5
Hackfrucht	32,5	79,9	112,4	35,5	35,7	71,2	40,1	30,7	70,8	20,6	36,9	57,5	21,4	79,6	101,0
Winterroggen	22,1 ¹⁾	25,3	47,4	25,2 ¹⁾	21,2	46,4	25,4 ¹⁾	16,9	42,3	25,1 ¹⁾	32,3		24,9 ¹⁾	52,8	
Erbsen	41,4	0	41,4	103,5	0	103,5	105,0	0	105,0	23,2	0	23,2	22,3	0	22,3
Dinkel	59,9	25,2	85,1	59,7	22,4	82,1	60,1	18,2	78,3	13,2	27,6	40,8	13,6	45,3	58,9
Sommerweizen	41,1	41,3	82,4	117,6	25,7	143,3	118,1	20,3	138,4	20,5	45,7	66,2	21,5	64,7	85,2
Σ Ackerland [dt oTS (8,0) ha ⁻¹]	216	175	391	359	134	494	366	110	476	122	172	294	125	274	399
MW Ackerland [dt oTS ha ⁻¹]	27,0	21,9	48,9	44,9	16,8	61,7	45,8	13,8	59,6	15,3	21,5	36,8	15,6	34,3	49,9
Anteile [%]	55,2	44,8		72,8	27,2		76,9	23,1		41,5	58,5		31,4	68,6	
Grünland [dt oTS ha ⁻¹]	0	19,0	19,0	0	11,9	11,9	0	10,0	10,0	0	10,0	10,0	0	15,7	15,7
Σ Grünland [dt oTS (3,4) ha ⁻¹]	0	64,4	64,4	0	40,5	40,5	0	33,9	33,9	0	33,9	33,9	0	53,3	53,3
Σ Betriebssystem [dt oTS (11,4) ha ⁻¹]	455			535			510			328			452		

¹⁾ Kartoffelkraut

Tabelle 4-43: Versorgung des Ackerlandes mit organischer Trockensubstanz: Aufteilung nach Herkunft(en) (einschließlich Stroh und Stoppelreste, ohne Wurzelrückstände) [dt oTS je 8 ha] und ihre relative Bedeutung [%] (\bar{x} 2003-2005)

	SM		RG		BG		BG+BE		BG+BF	
	Menge	Anteil	Menge	Anteil	Menge	Anteil	Menge	Anteil	Menge	Anteil
Wirtschaftsdünger	175,1 ¹⁾	44,8	134,1 ²⁾	27,2	119,7 ³⁾	23,1	171,6 ⁴⁾	58,5	277,0 ⁴⁾	68,6
Stroh- und Stoppelreste	80,5	20,6	222,8	45,2	228,6	48,0	59,1	20,1	61,9	15,5
Zwischenfrüchte und Stoppelreste	107,6	27,5	108,7	22,0	109,5	23,0	35,2	12,0	35,5	8,9
Sonstige⁵⁾	27,9	7,1	27,9	5,7	28,1	5,9	27,7	9,4	27,7	7,0
Summe	391		494		476		294		399	

¹⁾ Stapelmist und Jauche, ²⁾ unvergorene Gülle, ³⁾ vergorene Gülle, ⁴⁾ vergorene Gülle und Kofermentationssubstrate, ⁵⁾ Klee grasstoppel, Kartoffelkraut

Aus der Zusammenstellung geht darüber hinaus hervor, dass im System BG nur ca. 27% der Ausgangs-oTS der Vergärung unterzogen wurden. Dies kann den Ergebnissen des Vergleichssystems mit unvergorener Gülle entnommen werden (Tab. 4-43). Durch die Vergärung sinkt die Rolle der Wirtschaftsdünger – gemessen am insgesamt vorhandenen Pool – um relativ nur 4% auf 23%. In den Systemen BG+BE und BG+BF werden dagegen ca. 60% bzw. knapp 70% der angefallenen Ausgangsstoffe für die Humusreproduktion vor Ausbringung auf den Acker vergoren.

4.3.9.2 Humusbilanz

Für eine Abschätzung der Effekte der verschiedenen Bewirtschaftungssysteme auf den Humushaushalt müssen nach VdLUFA-Methode (KÖRSCHENS et al. 2004) der Humusbedarf der Fruchtfolge und der Humusersatz durch organische Dünger (Grün- und Wirtschaftsdünger) quantifiziert werden.

Das vorliegende Bodennutzungssystem deckt in der Summe der Fruchtfolge aus sich heraus den Humusbedarf. Mit 0 kg Humus-C je 8 ha besteht gemäß der Fruchtfolgebilanz kein weiterer Bedarf an Ersatz von Humus-C über die organische Düngung.

Tabelle 4-44: Humusbilanz nach VdLUFA-Methode [kg Humus-C je 8 ha]

	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
Fruchtfolge¹⁾	0	0	0	0	0
Grün- und Strohdüngung	+1050	+2982	+3028	0	0
Wirtschaftsdünger	+3432	+2352	+2419	+4435	+5947
Summe [kg Humus-C (8 ha)⁻¹]	4482	5334	5447	4435	5947
\bar{x} [kg Humus-C ha⁻¹]	560	667	681	554	743

¹⁾ Saldo der Humuswirkungen aller Haupt- und Zwischenfrüchte

Bei allen Systemen bestand eine deutlich positive Humusbilanz, denn ab 300 kg Humus-C ha⁻¹ wird von einem sehr hohen Humussaldo ausgegangen (Versorgungsstufe E). Am höchsten war der Bilanzüberschuss im System BG+BF. Etwa 10% niedriger war der Saldo in beiden Güllevariante. Die niedrigsten Salden auf dem Ackerland wurden für die beiden Systeme SM und BG+BE errechnet.

4.3.9.3 Einfluss auf die C_t- und N_t-Gehalte im Boden

Bodenproben wurden im Versuch parzellenweise unmittelbar zu Beginn nach der Anlage der Versuchsflächen im Jahre 2001 gezogen. In den Jahren 2004 und 2005 wurden in Einzelfeldern erneut Bodenproben genommen, um mögliche Veränderungen der Boden-N_t- und Boden-C_t-Gehalte zu erfassen.

Aus den Jahren 2004 und 2005 liegen Ergebnisse zu den C_t- und N_t-Gehalten des Bodens in Fruchtfolgefeld 8 (Sommerweizen) vor. Im Sommerweizenfeld des Jahres 2005 standen im Ausgangsjahr 2001 Kartoffeln (im Jahre 2001 noch keine Unterschiede in der Bewirtschaftung), gefolgt von Winterroggen in 2002, Körnererbsen in 2003, Dinkel im Jahre 2004 und Sommerweizen im Jahre 2005. Das SW-Feld des Jahres 2004 wurde bereits ab Sommer 2001 unterschiedlich bewirtschaftet (unterschiedliche Stroh- und Gründüngung nach Ernte des Winterroggens).

Während im System SM die gesamte Zwischenfrucht sowie das Erbsenstroh und die Stoppelreste des Strohs der beiden Winterungen als Gründüngung auf der Fläche zurückblieben, verblieb in den Güllesystemen RG

und BG im Versuchszeitraum sowohl die gesamte Zwischenfrucht als auch das gesamte Stroh der beiden betroffenen Wintergetreidekulturen als Gründünger auf der Ackerfläche. In den Systemen BG+BE sowie BG+BF wurde im gleichen Zeitraum die Zwischenfrucht dreimal und ebenso oft das Stroh abgeerntet und vergoren, sodass jeweils nur die Stoppelreste der Gründüngung dienen. Im Gegenzug wurden jedoch entsprechend mehr mobile Dünger aus dem Stall bzw. aus der Biogasanlage zurückgeführt (siehe Tab. 4-5).

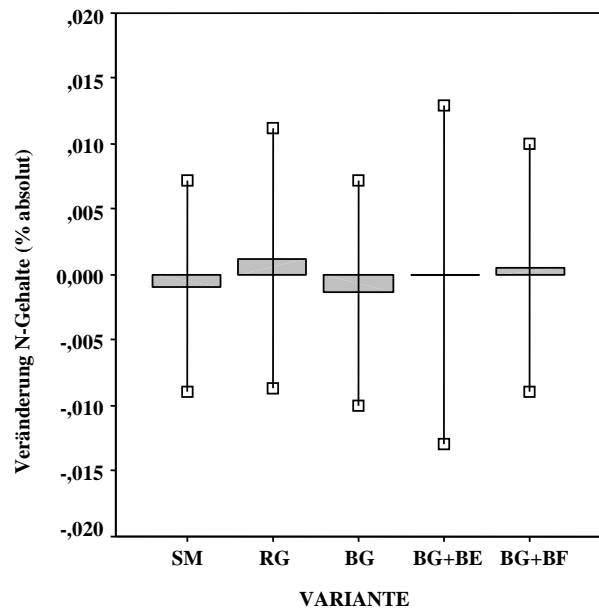


Abbildung 4-3: Absolute Veränderung der Boden-N_t-Gehalte [%] nach drei Jahren unterschiedlicher Bewirtschaftung unter Sommerweizen (Werte aus 2004 und 2005 im Vergleich zu 2001)

Aus dem in Abb. 4-3 und Abb. 4-4 dargelegten Vergleich der absoluten Veränderungen der Gehalte an Stickstoff und Kohlenstoff im Boden geht hervor, dass sich die durchschnittlichen C_t - und N_t -Gehalte im Boden im Vergleichszeitraum nicht verändert haben. Zwischen den Varianten wurden bei beiden Parametern keine signifikanten Unterschiede festgestellt.

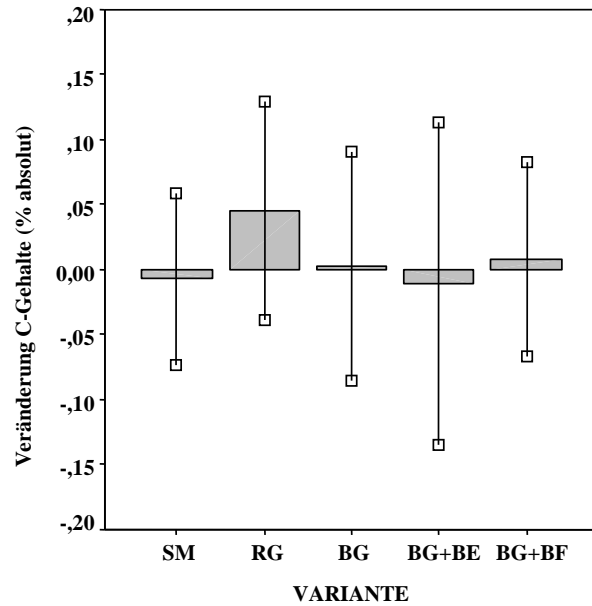


Abbildung 4-4: Absolute Veränderung der Boden- C_t -Gehalte [%] nach drei Jahren unterschiedlicher Bewirtschaftung unter Sommerweizen (Werte aus 2004 und 2005 im Vergleich zu 2001)

4.3.10 Umweltwirkungen

4.3.10.1 NH_3 -Verluste nach der Ausbringung der organischen Dünger

Die Ammoniakverluste nach der Ausbringung von organischen Düngern wurden zu drei Zeitpunkten gemessen: im Mai 2002 sowie Anfang März und Anfang Mai 2003. Da sich die Eigenschaften der Gülle in den Varianten BG+BE und BG+BF hinsichtlich Inhaltsstoffzusammensetzung nicht wesentlich unterschieden, wurden bei diesen Messungen beide Systeme zusammengefasst.

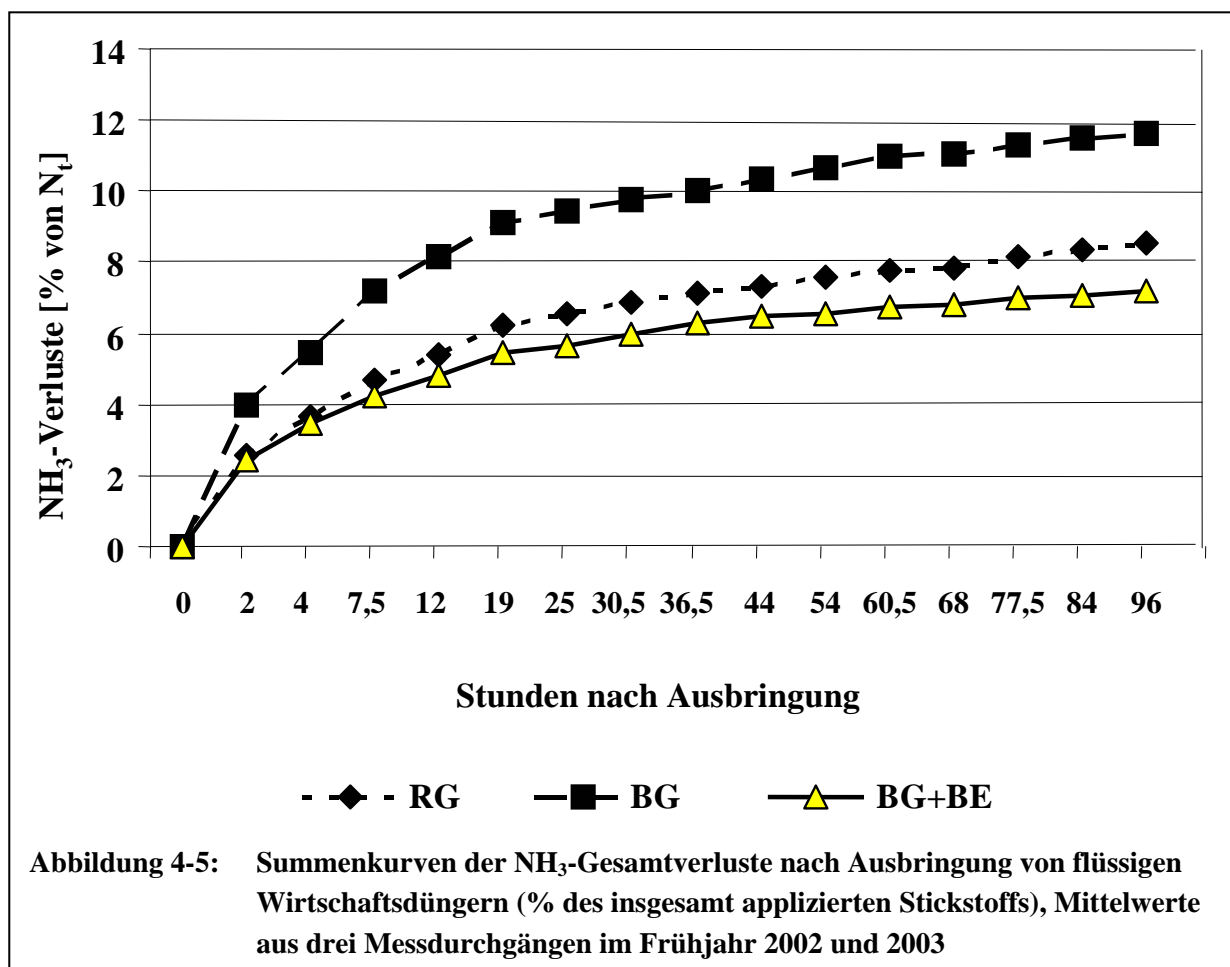
Aus den in Tab. 4-45 dargestellten Ergebnissen geht hervor, dass 96 Stunden nach Applikation von vergorener Gülle signifikant mehr Ammoniak entwichen war als bei unvergorener Gülle. Die Mischung aus vergorener Gülle mit dünnflüssigem jaucheähnlichem Gärrest mit gerin-

Tabelle 4-45: Summe der prozentualen Ammoniakverluste [% von N_t] von verschiedenen organischen Düngern 96 Stunden nach Ausbringung

	Verluste
Rohgülle	8,54 a
Biogasgülle	11,64 b
BG+BE bzw. BG+BF	7,18 a
Jauche	4,52
Stallmist	6,73
Flüssiger Gärrest	9,91

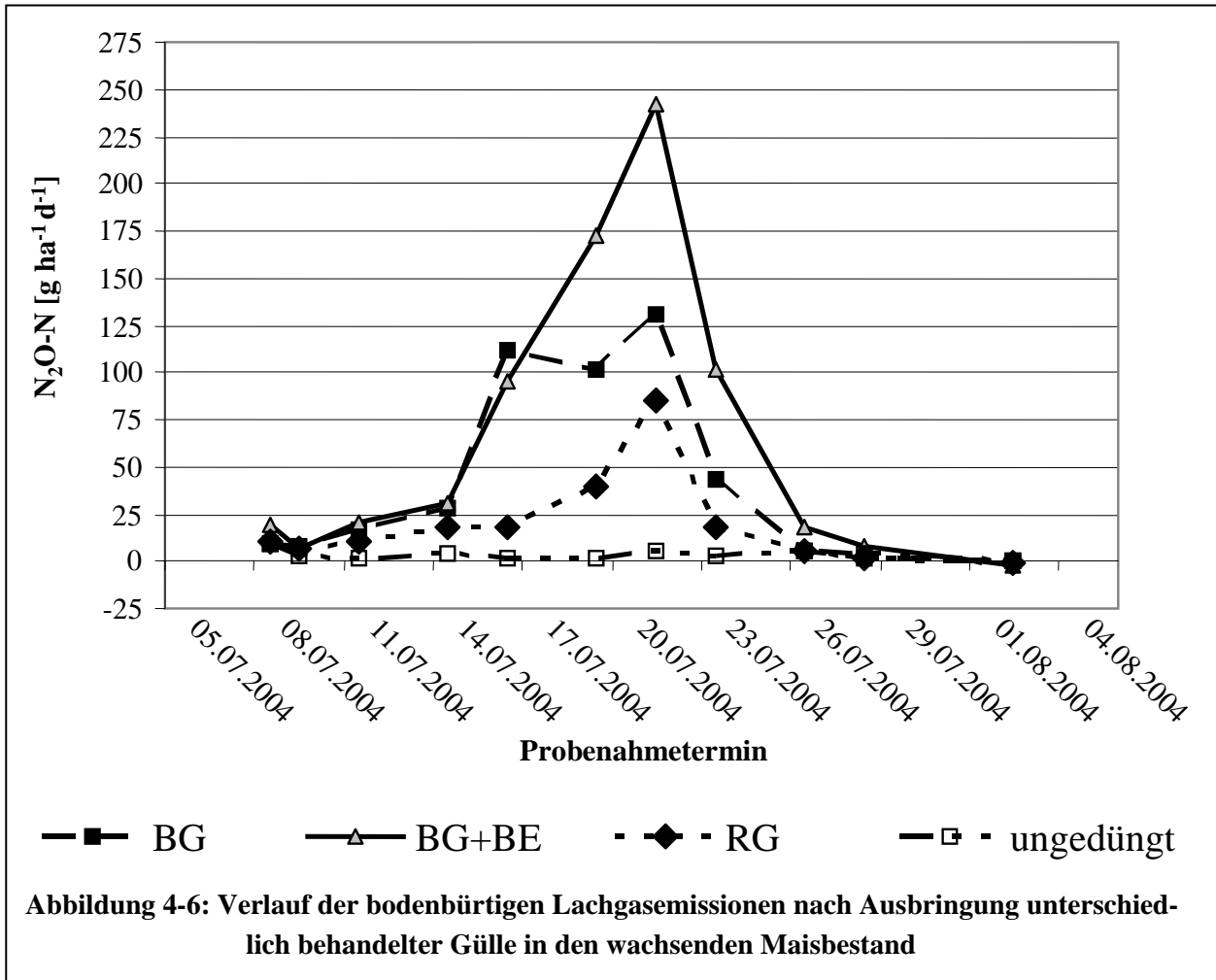
gem TS-Gehalt aus der Hochleistungs-Perkolationsanlage (Varianten BG+BE und BG+BF) führte zu einer signifikanten Reduzierung der prozentualen Ammoniakverluste gegenüber der vergorenen Gülle (Abb. 4-5).

Im gesamten zeitlichen Verlauf nach Ausbringung der verschiedenen Güllen waren die Ammoniakverluste der Gülle des Systems BG signifikant höher als die in den beiden anderen Systemen. Etwa ein Drittel der Verluste entstanden bereits in den ersten zwei Stunden nach der Ausbringung. Innerhalb von vier Stunden nach Ausbringung wurden ca. 50% der Verluste ermittelt, weitere 25% in den nachfolgenden 16 bis 20 Stunden (Abb. 4-5).



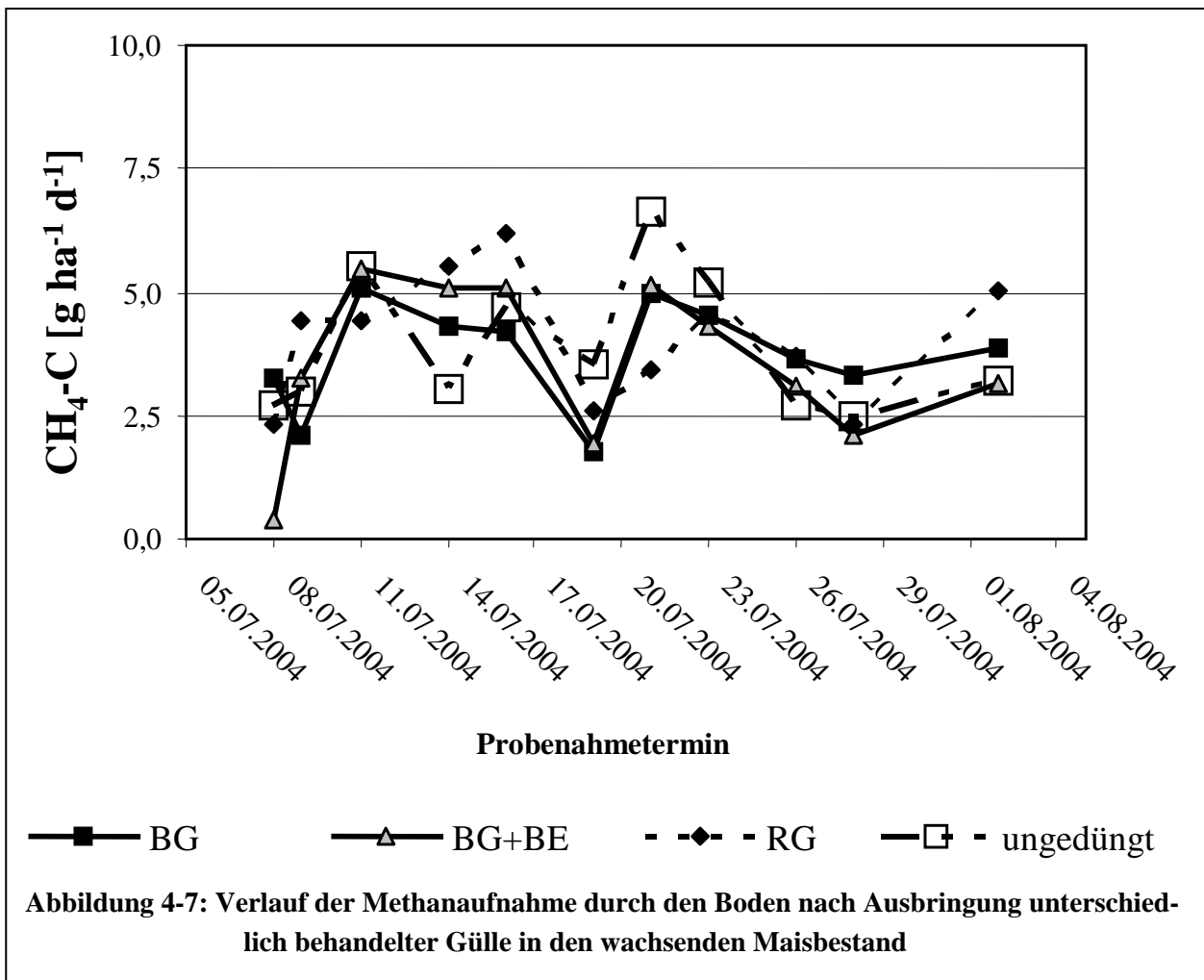
4.3.10.2 Spurengasemissionen nach Reihendüngung in den wachsenden Maisbestand und im Winterweizen nach Klee gras

Die Güllevarianten im Maisversuch wurden an zwei Terminen gedüngt. Unmittelbar vor der Sattbettbereitung wurde etwa die Hälfte der Gülle ausgebracht. Die zweite Düngung erfolgte bei einer Bestandshöhe von 30 bis 35 cm. Hierzu wurde im Boden zwischen den Maisreihen ein Schlitz aufgerissen, in den die Gülle konzentriert eingebracht wurde. Anschließend wurde dieser Schlitz mit Boden leicht abgedeckt. Im Jahre 2004 erfolgte die zweite Düngung am 7. Juli.



An diesem Tag beginnend, wurden in kurzen Intervallen von wenigen Tagen die auf diese Düngung folgenden bodenbürtigen Spurengasemissionen (N_2O und CH_4) über einen Zeitraum von etwa drei Wochen bis zum Abklingen der Emissionen verfolgt. Dabei wurden die Emissionen in einer ungedüngten Kontrolle mit denen der Rohgüllevariante (Düngung: $67,2 \text{ kg N ha}^{-1}$), der Biogäsgüllevariante (Düngung: 70 kg N ha^{-1}) und der Variante BG+BE (Düngung: 124 kg N ha^{-1}) verglichen.

Aus den in Abbildung 4-6 dargestellten Ergebnissen geht hervor, dass in den ersten Tagen nach Gülleausbringung zunächst nur ein langsamer Anstieg der Lachgasemissionen in den drei gedüngten Varianten gemessen wurde. Neun Tage nach der Düngung wurde in den beiden Varianten mit vergorener Gülle ein sprunghafter Anstieg der bodenbürtigen Lachgasemissionen beobachtet. Sehr hohe Emissionen wurden über einen Zeitraum von etwa zehn Tagen ermittelt, bevor die Messwerte sehr schnell wieder auf das Niveau der ungedüngten Varianten sanken. In der Variante mit Düngung unvergorener Gülle fand der Anstieg der Lachgasbildung mit deutlicher Verzögerung statt und erreichte nicht die Ausmaße der beiden Biogasgüllesysteme.



Anders als beim Lachgas, wurden bei der Methanaufnahme durch den Boden weder ein Muster noch Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten gemessen (Abbildung 4-7).

Die integrierten, jährlichen N₂O-Verluste unter Winterweizen nach Klee gras im Durchschnitt aller Varianten in der Anbauperiode 2004/05 betragen 838 g N₂O-N ha⁻¹ und waren im Vergleich zu anderen Kulturen eher im unteren Bereich angesiedelt. Im Herbst wurde im Vergleich zu dem Wintergetreide nach Zwischenfruchteinarbeitung nach dem Umbruch des Klee grasses kein ver-

gleichbarer Anstieg der Lachgasemissionen festgestellt. Die Methanaufnahme durch den Boden betrug $1064 \text{ g CH}_4\text{-C ha}^{-1}$ und lag damit über dem Durchschnitt der übrigen gemessenen Früchte (vergleiche Tab. 5-26 sowie Tab. 6-14 und 6-15).

4.3.10.3 Boden- N_{\min} -Gehalte

N_{\min} -Gehalte im Frühjahr zu Vegetationsbeginn

Besonders hohe N_{\min} -Gehalte wiesen die drei Sommerungen Kartoffeln, Körnererbsen und Sommerweizen auf (Tab. 4-46, 4-48 und 4-49). Ferner wurden unter Dinkel hohe Gehalte festgestellt, bei Roggen dagegen unterdurchschnittliche Niveaus. Niedrige Gehalte wurden unter Winterweizen gemessen, allerdings erfolgte die organische Düngung zum Winterweizen stets nach den Bodenprobenahmen im Frühjahr. Die niedrigsten N_{\min} -Gehalte wurden unter Klee gras ermittelt.

Im Durchschnitt aller Fruchtfolgefelder wurden im Frühjahr bei der Variante BG+BE die niedrigsten und bei den Varianten SM und BG die höchsten N_{\min} -Gehalte festgestellt (Tab. 4-49). Die Reduzierung beim Düngesystem BG+BE betrug in etwa 10% gegenüber den Kontrollvarianten. Es sind jedoch signifikante Wechselwirkungen mit den Hauptfrüchten zu beachten: Bei Kartoffeln und Erbsen wies das System SM die höchsten N_{\min} -Gehalte auf, während im gleichen System bei Winterroggen und Dinkel die niedrigsten Gehalte vorlagen.

Tabelle 4-46: Summe der Boden- N_{\min} -Gehalte [kg N/ha] in 0-90 cm Tiefe im Frühjahr und im Herbst in Abhängigkeit von den Hauptfrüchten (\bar{x} 2002-2005)

	Frühjahr	Herbst
Klee gras 1	20,1a	17,3a
Klee gras 2	23,0a	58,3c
Winterweizen	30,9b	24,1ab
Kartoffeln	84,1e	124e
Winterroggen	44,3c	22,2ab
Körnererbsen	84,1e	79,6d
Dinkel	75,1d	22,2ab
Sommerweizen	73,6d	26,4b
\bar{x}	54,4	46,8

Tabelle 4-47: N_{\min} -Gehalte [kg N/ha] im Boden im Frühjahr in 0-90 cm unter den Hauptfrüchten Dinkel, WR und SW (\bar{x} 2003-2005)

	0-90 cm
SM	65,7a
RG	71,1ab
BG	89,2c
BG+BE	81,3bc
BG+BF	83,6bc

Tabelle 4-48: Durchschnittliche N_{\min} -Gehalte des Bodens im Frühjahr [kg N ha⁻¹] (MW 2003-2005)

Frucht	1: Klee gras					2. Klee gras					3. Winterweizen				
Varianten	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
0-30 cm	10,1	12,9	10,3	10,0	12,8	10,0	9,9	10,8	9,6	10,3	11,8	11,4	10,7	11,3	12,3
30-60 cm	4,3	6,1	4,9	4,0	5,4	6,5	6,9	7,4	5,8	6,8	8,9	8,3	8,4	8,0	8,1
60-90 cm	3,6	3,9	3,8	3,6	4,6	6,3	8,3	6,2	5,6	6,0	12,6	10,7	10,6	11,6	10,2
Σ 0-90 cm	17,9	22,9	18,9	17,6	22,8	22,8	25,1	23,3	21,0	23,1	33,2	30,4	29,6	30,9	30,5
Frucht	4: Kartoffeln					5: Winterroggen					6: Erbsen				
Varianten	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
0-30 cm	62,0b	43,5a	37,1a	36,3a	42,8a	8,5a	14,5ab	18,8b	30,5c	30,3c	42,4b	39,5ab	39,9ab	29,3a	30,0a
30-60 cm	36,7	29,9	28,9	28,6	31,4	9,8	9,2	10,2	12,6	11,6	34,0	34,0b	28,9ab	23,2a	25,8a
60-90 cm	19,0	16,7	15,8	17,4	19,4	23,7	20,5	20,5	19,0	20,6	22,2	18,1	18,8	16,9	17,6
Σ 0-90 cm	118b	90,1a	81,9a	82,2a	93,6a	42,0a	44,2a	49,5a	63,2b	62,5b	98,6b	92,1b	87,6ab	69,4a	73,3a
Frucht	7: Dinkel					8: Sommerweizen					Mittelwert der Früchte				
Varianten	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
0-30 cm	12,6a	21,4ab	32,0bc	44,2cd	46,2d	45,2b	42,6b	42,6b	29,2a	32,3a	25,6	24,8	25,7	25,0	27,0
30-60 cm	15,7a	16,5a	23,9b	17,1a	15,1a	21,3	20,8	26,9	15,9	15,8	18,0	17,0	18,2	14,7	15,3
60-90 cm	27,1ab	26,5a	32,7b	21,0a	23,3a	14,3	14,5	18,1	12,1	12,4	16,2	15,3	16,3	13,5	14,1
Σ 0-90 cm	54,0a	64,4a	88,6b	82,3b	85,6b	80,8b	77,9b	87,7b	58,5a	60,5a	60,0b	57,0ab	60,1b	53,2a	56,4ab

Tabelle 4-49: Durchschnittliche N_{\min} -Gehalte des Bodens im Herbst [$kg N ha^{-1}$] (MW 2002-2004)

Frucht ¹⁾	1: Klee gras zu KG 2					2: Klee gras zu WW					3: Winterweizen zu KA				
Varianten	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
0-30 cm	10,1	12,9	10,3	10,0	12,8	10,0	9,9	10,8	9,6	10,3	11,8	11,4	11,4	10,7	12,3
30-60 cm	4,3	6,1	4,9	4,0	5,4	6,5	6,9	7,4	5,8	6,8	8,9	8,3	8,3	8,4	8,1
60-90 cm	3,6	3,9	3,8	3,6	4,6	6,3	8,3	6,2	5,6	6,0	12,6	10,7	10,7	10,6	10,2
Σ 0-90 cm	17,9	22,9	18,9	17,6	22,8	22,8	25,1	23,3	21,0	23,1	33,2	30,4	30,4	29,6	30,5
Frucht	4: Kartoffeln zu WR					5: Winterroggen zu Erbsen					6: Erbsen zu Dinkel				
Varianten	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
0-30 cm	62,0b	43,5a	37,1a	36,3a	42,8a	8,5a	14,5ab	18,8b	30,5c	30,3c	42,4b	39,5ab	39,5ab	39,9ab	30,0
30-60 cm	36,7	29,9	28,9	28,6	31,4	9,8	9,2	10,2	12,6	11,6	34,0b	34,0b	34,0b	28,9ab	25,8a
60-90 cm	19,0	16,7	15,8	17,4	19,4	23,7	20,5	20,5	19,0	20,6	22,2	18,1	18,1	18,8	17,6
Σ 0-90 cm	118b	90,1a	81,9a	82,2a	93,6a	42,0a	44,2a	49,5a	63,2b	62,5b	98,6b	92,1b	92,1b	87,6ab	73,3a
Frucht	7: Dinkel zu SW					8: Sommerweizen zu KG 1					Mittelwert aller Früchte				
Varianten	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	BG	BG+BE	BG+BF
0-30 cm	12,6a	21,4ab	32,0bc	44,2cd	46,2d	45,2b	42,6b	42,6b	29,2a	32,3a	25,6	24,8	24,8	25,0	27,0
30-60 cm	15,7a	16,5a	23,9b	17,1a	15,1a	21,3	20,8	26,9	15,9	15,8	18,0	17,0	17,0	14,7	15,3
60-90 cm	27,1ab	26,5a	32,7b	21,0a	23,3a	14,3	14,5	18,1	12,1	12,4	16,2	15,3	15,3	13,5	14,1
Σ 0-90 cm	54,0a	64,4a	88,6b	82,3b	85,6b	80,8b	77,9b	87,7b	58,5a	60,5a	60,0b	57,0ab	57,0ab	53,2a	56,4ab

¹⁾ Hauptfrucht des Untersuchungsjahres (z.B. bei „4: Kartoffeln“ = Messung unter der bereits ausgesäten Nachfrucht Winterroggen, bei „5: Winterroggen“ Messung unter der auf Winterroggen folgenden Zwischenfrucht, etc.)

Die beiden Systeme mit Ernte und Abtransport der Zwischenfrüchte (BG+BE und BG+BF) hatten dagegen beim Winterroggen die signifikant höchsten N_{\min} -Gehalte, während diese bei Erbsen und SW am niedrigsten waren. Die Gründüngung vor Erbsen und SW war abgeerntet worden, beim Winterroggen wurden Gärreste aus der Pflanzenvergärung zusätzlich zur Gülle verabreicht. Um die direkte Wirkung der Düngungen zur Hauptfrucht auf die N_{\min} -Gehalte im Frühjahr zu messen, bot sich eine eigenständige Verrechnung der Felder an, die vor dem Termin der Frühjahrsbodenprobenahme gedüngt wurden. Dies waren in den Jahren 2003 bis 2005 die Fruchtfolgefelder mit Winterroggen, Dinkel und Sommerweizen. Winterweizen und die Güllevarianten bei den Hackfrüchten wurden meist nach diesem Termin gedüngt. Bei der getrennten Verrechnung der drei bereits gedüngten Früchte wurden beim SM-System die signifikant niedrigsten N_{\min} -Gehalte festgestellt (siehe Tab. 4-47). Es bestand ein signifikanter Unterschied zwischen den Systemen RG und BG. Zu vermerken ist, dass die beiden Systeme BG+BE und BG+BF meist noch eine zusätzliche Spätdüngung erhielten, die nach den Probenahmen stattfand.

N_{\min} -Gehalte im Herbst zu Vegetationsende

Beim Vergleich der Messwerte fallen besonders die hohen N_{\min} -Gehalte im Herbst nach der Ernte von Kartoffeln unter dem bereits gesäten Winterroggen auf (Tab. 4-46). Auch nach dem Körnererbsenanbau wurden im Herbst unter dem bereits ausgesäten Dinkel relativ hohe N_{\min} -Gehalte festgestellt (Tab. 4-49). Der Umbruch des zweijährigen Klee-grases und die Aussaat des Winterweizens hatten eine Verdreifachung der N_{\min} -Gehalte im Vergleich zum nicht umgebrochenen Klee-gras im ersten Nutzungsjahr zur Folge. Die niedrigsten N_{\min} -Gehalte wurden unter dem Klee-gras im 1. Jahr sowie den Zwischenfrüchten vor Sommerungen (WW, WR und DI) ermittelt. Der Zeitpunkt des Umbruchs (Pflugfurche) war auf diesen Fruchtfolgefeldern erst sechs bis zwölf Wochen nach den Probenahmen im Herbst.

Wie im Frühjahr wurden im Mittel aller Fruchtfolgefelder auch im Herbst die niedrigsten N_{\min} -Gehalte unter der Variante BG+BE festgestellt, die Reduzierung gegenüber den übrigen Düngesystemen betrug ebenfalls ca. 10%. Die höchsten Werte im Mittel der Ackerfläche wurden bei den Systemen SM und BG+BF gemessen.

Auch im Herbst waren signifikante Wechselwirkungen zwischen Behandlung und Hauptfrucht zu beachten: Unter neu angesäten Winterungen wie Dinkel (siehe in der Tabelle unter „Hauptfrucht Erbsen“) und Winterroggen (siehe unter „Hauptfrucht Kartoffeln“) wurden insbesondere bei der Variante BG+BE signifikant niedrigere N_{\min} -Gehalte festgestellt, die 25 bis 30% unter den Werten der Kontrollvarianten lagen. Bei dieser Variante wurde die Zwischenfrucht vor der Dinkelaussaat geerntet.

Bei nachfolgenden Sommerungen, bei denen die Zwischenfrucht zwar zum Zeitpunkt der Probenahme je nach Variante bereits geerntet worden war, aber die Pflugfurche noch nicht erfolgt war, konnten in der Summe der drei Fruchtfolgefelder dagegen keine Wirkungen der Zwischenfruchternte gemessen werden – beim WW wurde sogar ein signifikanter Anstieg der N_{\min} -Gehalte in beiden beernteten Systemen gemessen.

4.3.10.4 Energiepotenzial

Da sich die Varianten mit Vergärung im Anfall der einzelnen Substrate kaum voneinander unterscheiden, werden in Tab. 4-50 nur für die Variante BG+BE die theoretisch möglichen Brutto-Methanerträge anhand der Erträge mit Hilfe von Tabellenwerten über mögliche Gasausbeuten aus der Literatur abgeleitet.

Die Vergärung der Gülle (Tierausscheidungen und Stroheinstreu) ermöglicht eine Biogasausbeute von ca. $308 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ je ha LF (Norm- m^3 Methan ha^{-1} ; 1 Nm^3 entspricht dem Energiegehalt von 1 l Heizöl). Die Verwendung des nicht als Einstreu benötigten Stroh von Dinkel und Winterroggen ermöglicht einen zusätzlichen Methan-Ertrag von ca. 1200 bis 1400 Nm^3 Methan je ha Anbaufläche bzw. 222 Nm^3 Methan je ha LF. Die Nutzung des Aufwuchses der Zwischenfrüchte erschließt ein zusätzliches Potenzial von ca. 650 Nm^3 Methan je ha angebauter Zwischenfrucht bzw. 224 Nm^3 Methan je ha LF.

Tabelle 4-50: Ableitung der möglichen Methanerträge der Systeme BG und BG+BE: Stoppelnrückstände auf dem Feld nach der Ernte, abtransportierter bzw. vergärbare Trockenmasseanfall, Gehalte an organischer TM und potenzielle Methanerträge der Gülle und der vergärbaren Koppelprodukte (\bar{x} 2002-2005)

	Gülle	WW ZW ²⁾	WR St	WR ZW ²⁾	Erb St	Erb ZW ²⁾	DI St	DI ZW ²⁾	Reststoffe ³⁾
Stoppeln [%]	-	30,9	17,3	30,9	16,4	30,9	13,7	30,9	-
TM [dt ha⁻¹]	202,9	33,5	43,1	23,1	29,9	30,3	38,7	37,4	13,6
oTS-Gehalt [%]	86,0	81,0	92,0	81,0	94,2	81,0	92,5	81,0	-
CH₄-Ausbeute [CH₄ (t oTS)⁻¹]	154	328	179	328	188	328	188	328	-
Methan [Nm³ ha⁻¹]	236	660	1182	685	530	564	1346	647	643

¹⁾ rechnerisch Gülle mit Einstreu; ²⁾ \bar{x} 2002-04; ³⁾ Futterreste (5% des Rauhfutters) und nicht verwertbare Kartoffeln (10% der Ernte)

Bei der Betrachtung des gesamten Betriebssystems BG+BE sind die kumulierten Energieerträge je Substratgruppe von besonderem Interesse (siehe Tab. 4-51). Je Hektar Anbaufläche einschließlich der veranschlagten Grünlandflächen besteht ein Potenzial von ca. $785 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ je ha LF. Mit etwa $236 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ je ha LF entfallen davon nur etwa 30% auf die Gülle und der darin enthalte-

nen Einstreu. Die Verwendung des nicht zur Einstreu notwendigen Reststrohs und der Zwischenfruchtaufwüchse als Gärsubstrate trägt gemeinsam zu ca. 63% des Gesamtpotenzials bei. Abfall- bzw. Reststoffe wie Futterreste und Kartoffeln könnten nur einen geringen Beitrag leisten.

Bei der Umwandlung von Biogas in elektrischen Strom lässt sich nach dem heutigen Stand der Technik etwa ein Drittel des errechneten Energiepotenzials in Strom konvertieren, ein Drittel steht als Nutzwärme und ein Drittel zur Beheizung des Fermenters zur Verfügung.

Tabelle 4-51: Ableitung der Methanerträge (Nm³ CH₄) für das gesamte Betriebssystem BG+BE auf umgerechnet 11,4 ha/a (\bar{x} 2002-2005)

	Gülle ¹⁾	Reststroh	Zwischenfrüchte	Reststoffe ²⁾	Σ
TM (dt TM)	202,9	104	126	15,3	
Methanertrag	2687	3057	2556	643	
Anteile (%)	30,0	34,2	28,6	7,2	
CH₄/ha LF	236	268	224	56	785
¹⁾ Gülle einschließlich Einstreu, ²⁾ Futterreste (5% des Rauhfutters), nicht verwertbare Kartoffeln (10% der Ernte)					

4.4 Diskussion

Im Hinblick auf den Vergleich zwischen den Düngungssystemen interessieren aus den in dieser Arbeit vorgestellten Untersuchungen vor allem der direkte Vergleich zwischen den beiden Kontrollsystemen Stapel- bzw. Stallmist und Gülle, der Vergleich zwischen unvergorener und vergorener Gülle sowie die Gegenüberstellung der drei Vergärungssysteme untereinander.

Auswirkungen auf den Ertrag

Die Ergebnisse der Ertragshebungen ergeben insgesamt ein sehr differenziertes Bild von direkten Wirkungen und Rückkopplungs-Beziehungen. Die höheren Biomasserträge im Düngungssystem mit **unvergorener Gülle (RG) im Verhältnis zum Stapelmistsystem (SM)** beruhen im Wesentlichen auf der höheren direkten N-Wirkung der Gülle. Dies belegen u.a. die höheren N-Gehalte in den Ernteprodukten sowie die um ca. 10% höhere N-Aufnahme im Güllesystem. Aus der Analyse der Ertrags- und N-Wirkung bei den Einzelkulturen geht hervor, dass diese Wirkung jedoch nicht generell vorzufinden war, sondern dass sie abhängig ist von den Anbaubedingungen im Einzelnen. Speziell lässt sich herausstellen:

- 1) Bei den Winterungen Dinkel und Winterroggen, bei denen der Stallmist zur Saat eingepflügt und die Gülle im Frühjahr oberflächennah ausgebracht wurde, waren Stallmist und unvergorene Gülle hinsichtlich Ertrag und N-Aufnahme gleich. Ursache hierfür sind wahrscheinlich die mit Gülleausbringung ohne nachfolgende Einarbeitung verbundenen N-Verluste.

- 2) Die höhere direkte N-Wirkung der Gülle kommt im Verhältnis zum Stallmist besonders dann zur Geltung, wenn sie unmittelbar nach der Ausbringung eingearbeitet wird. Dies zeigt sich besonders bei der deutlich höheren direkten Düngewirkung der Gülle zu den Hackfrüchten. Denn anders als bei den Winterungen wurde die Gülle nach Verabreichung zum Hackfruchtschlag zeitnah eingearbeitet, vergleichbar zum Stallmist. Zur Verbesserung der N-Wirkung der Gülle bzw. zur Reduzierung der N-Verluste bei Frühjahrsausbringung zu Winterungen bieten sich neue Techniken wie Gölledrillverfahren oder Gölleinjektion an (WULF et al. 2003).
- 3) Die Vorhaltung von ausreichender Göllelagerkapazität, die es erlaubt, möglichst die gesamte Gülle direkt zu den Hauptfrüchten zu geben, erscheint als weitere wichtige Maßnahme zur Erhöhung der N-Effizienz von Düngesystemen mit Gülle. Ist man aus Gründen der Lagerkapazität gezwungen, Gülle z.B. zur Zwischenfrucht zu geben, so fällt dies zeitlich nicht nur mit der Arbeitsspitze zur Ernte zusammen und verzögert damit die Aussaat der Zwischenfrucht, sondern die N-Wirkung der Gülle „verpufft“ nahezu vollständig im Zwischenfruchtgemenge. Eine Düngung zur Zwischenfrucht geht zu Lasten der Höhe der biologischen N₂-Fixierung der Leguminosen im Gemenge. Dies wird unter anderem dadurch belegt, dass keine Beziehung zwischen verabreichter Menge an Gülle-N und der folgenden N-Aufnahme durch das Gemenge bestand und dass mit steigender N-Düngung direkt zur Zwischenfrucht der Anteil der Leguminosen im Gemenge signifikant zurückging (Abb. 4-2).
- 4) Im Zusammenhang mit der Problematik der Vorhaltung ausreichender Göllelagerkapazitäten ist ein Vorteil des Anbaus einer späten Kultur wie Mais herauszustellen: Mit entsprechender Technik ist es beim Anbau von Mais zu einem relativ fortgeschrittenen Zeitpunkt in der Vegetationsperiode noch möglich, eine pflanzenbaulich sinnvolle Gölledüngung vorzunehmen und auf die Weise die Notwendigkeit einer Düngung zur Zwischenfrucht bzw. die Vorhaltung entsprechender Göllelagerkapazitäten zu senken.
- 5) Die Gründüngung leistete in den beiden Systemen Stallmist und unvergorene Gülle etwa einen Beitrag von 50% zur N-Versorgung der Fruchtfolge. Dies dürfte eine stark nivellierende Wirkung auf Erträge und N-Haushalt haben, da sich beide Systeme hierbei nicht unterschieden.

Aus der Gegenüberstellung der **Göllevergärung (BG)** mit dem System **mit unvergorener Gülle (RG)** geht hervor, dass die erzielten Ergebnisse den Aussagen widersprechen, wonach vergorene Gülle wegen der höheren Ammoniumanteile eine bessere direkte N-Düngewirkung zu den damit gedüngten Kulturpflanzen aufweise als nicht vergorene Gülle (vergleiche u.a. SCHULZ und EDER 2001). Dies belegen die vergleichbaren Erträge und N-Aufnahmen in beiden Systemen. Gemäß dem schwer messbaren optischen Gesamteindruck und aus den höheren Nitratgehalten im

Frühjahr im System mit vergorener Gülle im Verhältnis zur unvergorenen Gülle (Tab. 4-47) geht zwar hervor, dass kurz nach der Verabreichung der Gülle tatsächlich ein höheres N-Angebot und eine bessere N-Versorgung der Kulturen bestand. Dieser Effekt ist aber sechs bis acht Wochen nach Gülleausbringung im Aufwuchs des Wintergetreides Anfang Mai nicht mehr messbar gewesen. Dies hat vermutlich folgende Ursachen:

- 1) Höhere Ammoniakverluste, die nach Kopfdüngung mit vergorener Gülle im Vergleich zu unvergorener Gülle entstehen (Abb. 4-5). Auf höhere Ammoniakverluste bei oberflächlicher Ausbringung deuten auch die Ergebnisse beim Sommerweizen hin. Dort wurde eine signifikant höhere Wirkung mit vergorener Gülle erzielt. Die Gülle wurde in diesem Fruchtfolgefeld größtenteils zur Pflugfurche verabreicht und kurz nach Ausbringung eingearbeitet.
- 2) Der Stickstoff aus der unvergorenen Gülle scheint bei früher Ausbringung im ausgehenden Winter bzw. bei Verabreichung zu Kulturpflanzen mit langer Vegetationsperiode (z.B. Mais) noch ausreichend Zeit zu haben, mineralisiert zu werden und dadurch noch ertragswirksam zu werden.
- 3) Der Widerspruch zwischen den hier erzielten Ergebnissen und den Berichten anderer Forschergruppen könnte daran liegen, dass viele Aussagen zur Düngewirkung vergorener Gülle auf Ergebnissen aus Topfversuchen beruhen (GUTSER et al. 1987, MERZ 1988, MESSNER 1988), bei denen die Gülle bei der „Ausbringung“ direkt mit dem Boden vermischt wird. Auf die Weise werden vermutlich gasförmige Verluste weitestgehend vermieden.
- 4) Zur richtigen Einordnung der Ergebnisse muss jedoch berücksichtigt werden, dass N-Verluste während der Lagerung bei den eigenen Versuchen durch die geschlossene Zwischenlagerung der Gülle weitgehend minimiert wurden und daher nicht die Verhältnisse in der Praxis wiedergeben. In Güllesystemen ohne Vergärung wird in der Praxis die Gülle meist offen gelagert, mit entsprechenden N-Verlusten. In solchen Systemen mit Vergärung findet man geschlossene und offene Zwischenlagerung. Bei geschlossener Lagerung (z.B. im Nachgärbehälter) entsprechen die N-Verluste den hier abgebildeten Verhältnissen. Bei offener Lagerung können die N-Verluste noch höher als bei offener Lagerung nicht vergorener Gülle sein, denn vergorene Gülle bildet meist keine emissionsmindernde Schwimmschicht, sondern lediglich eine Sinkschicht.

Die deutlich höheren Erträge des Systems mit Vergärung **betriebseigener Kofermente** (BG+BE) gegenüber den Kontroll- bzw. Vergleichsvarianten sind auf eine höhere N-Effizienz zurückzuführen, denn im System zirkulierten in der Summe die gleichen N-Mengen wie in den beiden Systeme-

men mit unvergorener (RG) bzw. vergorener Gülle (BG). Dies belegen die höheren N-Gehalte und die höheren N-Entzüge der nicht-legumen Hauptfrüchte. Hierbei sind folgende Wirkungen zu beachten:

- 1) Maßgeblich für die höhere N-Effizienz dürften die größeren Mengen mobil einsetzbaren Stickstoffs sein und die damit einhergehenden größeren Möglichkeiten einer gezielteren Verteilung des im System vorhandenen Stickstoffs. Einerseits standen durch Ernte und Vergärung der Gründüngung erhebliche zusätzliche Mengen an mobilem Dünger-N zur Verfügung, die komplett zu den nicht-legumen Hauptfrüchten verteilt wurden (v.a. zum Wintergetreide). Andererseits konnten z.B. beim Winterweizen, dem ein wesentlicher Anteil der vergorenen Gärreste aus der Gründüngung vor Erbsen zuteil wurde, erhebliche Ertragssteigerungen durch die zusätzlich zur Verfügung stehenden organischen Dünger erzielt werden.
- 2) Gleichzeitig wurden die Körnererbsen zu einer höheren biologischen N_2 -Fixierung durch das geringere Boden-N-Angebot angeregt. Die Erbsen hatten zwar bei abgeernteter Zwischenfrucht ein geringeres N-Angebot, wie z.B. aus den niedrigeren Frühjahrs- N_{\min} -Gehalten im Boden hervorgeht, zur Ernte wurde aber die gleiche N-Aufnahme gemessen wie in den Varianten, bei denen die Gründüngung vollständig auf der Fläche belassen wurde.
- 3) Die Ernte der Zwischenfrüchte im Herbst, deren anschließende Vergärung und Rückführung auf die nachfolgende Hauptfrucht führt zu einer besseren Verfügbarkeit des Stickstoffs für die nachfolgende Kulturpflanze, wie der Vergleich bei Sommerweizen und Dinkel zeigt: Beim Sommerweizen unterschied sich die Gesamtmenge der organischen Düngung zwischen den beiden Systemen mit unvergorener bzw. vergorener Gülle einerseits und der Variante mit Vergärung der betriebseigenen Kosubstraten andererseits nicht. Die N-Aufnahme aber war im letzteren System um 25% höher als in RG und BG. Beim Dinkel wurde die im Herbst geerntete Gründüngung im Frühjahr bilanzmäßig nur etwa zur Hälfte wieder dem Dinkel zugeführt, trotzdem wies das System mit Vergärung der Kosubstrate beim Dinkel im Vergleich zu den Systemen mit unvergorener bzw. vergorener Gülle zunächst eine höhere N-Aufnahme und nach den Schäden durch Lager eine gleich hohe N-Aufnahme auf (Tab. 4-6).
- 3) Ein weiterer Schluss, der aus den Ergebnissen gezogen werden kann, ist, dass im vorliegenden Fall im System BG+BE eine so hohe Menge an organischen Düngern vorlag (bzw. deren Effizienz so stark erhöht war), dass die weniger anspruchsvollen Getreidearten Dinkel und Roggen diesen Stickstoff nicht effektiv nutzen konnten. Um die Potenziale zur Effi-

zizienzsteigerung des N-Haushaltes des Betriebssystems auszuschöpfen, wären Fruchtfolgeumstellungen unverzichtbar. Denkbar wäre z.B. der teilweise Ersatz der Körnererbsen durch eine nicht-legume Hauptfrucht, sofern sie nicht zur Fütterung gebraucht werden (Ausweitung des Kartoffel- bzw. Winterweizenanbaues) bzw. der Ersatz von Dinkel oder Winterroggen durch ein zweites Fruchtfolgefeld mit Winterweizen. Winterweizen dürfte eher in der Lage sein, die höhere N-Versorgung auch in Ertrag umzusetzen.

- 4) Durch die höheren Mengen an mobilen organischen Düngern steigt in dem System auch der Bedarf an Güllelagerkapazität. Damit müssen systembedingt, bei gleicher anteilmäßiger Güllelagerkapazität (gleiche Anzahl Monate) mehr organische Dünger zur Zwischenfrucht gegeben werden. Dies führt zu den negativen Rückkopplungswirkungen auf die biologische N_2 -Fixierung, die schon für das Güllesystem RG beschrieben wurden. Daher wäre für die Ausnutzung der höheren Stickstoffeffizienz eine Ausweitung der Güllelagerkapazität noch bedeutsamer als in den beiden „reinen“ Güllesystemen mit unvergorener oder vergorener Gülle.
- 5) Durch die höheren absoluten Mengen an mobilen organischen Düngern steigen die absoluten Ammoniakverluste aus dem System bei der Ausbringung und ggf. auch bei der Zwischenlagerung. Daher ist für ein solches System auf emissionsmindernde Maßnahmen sogar noch mehr zu achten als in einem reinen Güllesystem mit oder ohne Vergärung.

Die Einbeziehung **betriebsfremder Kosubstrate** ermöglicht zwar aufgrund der noch höheren N-Bereitstellung weitere Ertragssteigerungen im Vergleich zum System mit Vergärung betriebseigener Kosubstrate und erlaubt zugleich den Ersatz von Mineralstoffexporten, sie führt jedoch zu einer erheblichen Reduzierung der N-Effizienz des Anbausystems. Ursächlich hierfür sind mehrere Wirkungen:

- 1) Bei gleich bleibender anteiliger Güllelagerkapazität müssen größere Mengen an organischem Wirtschaftsdünger zur Zwischenfrucht gedüngt werden. Dies führt zu negativen Rückkopplungseffekten auf deren biologischen N_2 -Fixierung.
- 2) Mit zunehmender N-Versorgung treten Lager bei Getreide und vereinzelt auch Unkräuter (z.B. Klettenlabkraut – *Gallium aparine*) verstärkt auf, die die Umsetzung des angelegten Ertragspotenzials in Ertrag verhindern.
- 3) Die absoluten Ammoniakverluste während der Ausbringung steigen wegen der höheren Mengen an ausgebrachten Wirtschaftsdüngern.

Die vergleichsweise hohen **Grünlanderträge** im System Stallmist im Vergleich zur Rohgülle stehen möglicherweise mit einer besseren Kaliumversorgung in ursächlichem Zusammenhang, denn der Versuch wurde auf einem Standort mit sehr niedriger Kaliumversorgung (Versorgungs-

stufe A) durchgeführt. Anders als auf dem Ackerland führte die Vergärung von Gülle zu höheren Grünlanderträgen. Wahrscheinlich ist die bessere Gülleinfiltration im Grünland die Ursache für diese Wirkungsunterschiede bei oberflächennah ausgebrachter Gülle, die sich auf dem Ackerland nicht zeigten. Der Effekt einer stärkeren direkten Ertragswirkung von vergorener Gülle im Vergleich zu unvergorener war jedoch nicht in jedem Jahr messbar. Die Ursachen für die unterschiedliche Reaktion auf die Vergärung in den Einzeljahren sind aus dem vorhandenen Datenmaterial nicht erklärbar. Aber auch ELSÄSSER et al. (1995) berichten von Wechselwirkungen zwischen Güllebehandlung und Jahr mit jährlich unterschiedlichen Wirkungen der Vergärung auf den Ertrag: in manchen Jahren stellten sie höhere Erträge bei vergorener Gülle im Vergleich zu unvergorener, in anderen Jahren gleich hohe Erträge fest.

Auswirkungen der Vergärung auf die Verfügbarkeit der Mineralstoffe P, K⁺ und Mg²⁺

Die Wirkungen der Düngesysteme auf die **Verfügbarkeit der Mineralstoffe** lassen sich insofern schwer bewerten, als die Aufnahme auch sehr eng mit dem N-abhängigen Wachstum der Kulturpflanzen zusammenhängt. Daher sind Konzentrations- und Mengeneffekte gleichzeitig zu betrachten und zu bewerten. Die Vergärung von Gülle und Kosubstraten hat unter Freilandbedingungen keine Auswirkung auf die direkte **P-Verfügbarkeit**. Dies belegen die gleich hohen P-Konzentrationen im Aufwuchs aller Varianten in allen Fruchtfolgefeldern (Tab. 4-18). Die höheren P-Aufnahmen bei Winter- und Sommerweizen dürften reine Mengeneffekte der insgesamt höheren Biomassebildung sein (Tab. 4-19). Selbst die Verwendung von betriebsfremden Kosubstraten und damit die Erhöhung des Phosphorangebots hatte keine Auswirkung auf die P-Verfügbarkeit. Diese Ergebnisse widersprechen den Aussagen von MESSNER (1988), wonach die P-Verfügbarkeit von vergorener Gülle höher sei als von unvergorener. Vermutlich handelt es sich aber bei MESSNER um einen ähnlichen reinen Mengeneffekt wie dem hier festgestellten und nicht um eine bessere P-Verfügbarkeit: Das in Topfversuchen festgestellte stärkere Wachstum nach Verabreichung von vergorener Gülle als Folge der höheren N-Verfügbarkeit bewirkte „nebenbei“ eine höhere P-Aufnahme durch die Pflanzen. Unabhängig davon, ob kurzfristig eine bessere P-Verfügbarkeit besteht oder nicht, hält MERZ (1988) die Frage nach einer besseren Verfügbarkeit von P und K⁺ für mittelfristig nicht relevant, da aufgrund der Summenwirkung mehrerer Düngergaben über längere Zeit das Phosphat ohnehin zu 90 bis 100% und Kalium zu 100% als pflanzenverfügbar anzurechnen sind.

Unterschiede in der **Kaliumverfügbarkeit** wirkten sich lediglich auf die K⁺-Gehalte von vegetativen Organen (Stroh, Kartoffeln) aus. Die Kaliumverfügbarkeit von Gülle scheint höher zu sein als die von Stallmist. Dies legen die höheren K⁺-Konzentrationen im Stroh nahe (Tab. 4-20). Die Vergärung von Gülle und betriebseigenen Kofermenten hatte dagegen keinen Einfluss auf die K⁺-

Verfügbarkeit. Teilweise höhere K^+ -Gehalte bei Einzelkulturen (z.B. beim Winterweizen) im System mit Vergärung betriebseigener Kosubstrate beruhen wahrscheinlich auf einer „ K^+ -Umverteilung“ innerhalb der Fruchtfolge. Dem Winterweizen stand mehr Kalium aus der Verabreichung zusätzlicher Mengen an organischen Düngern zur Verfügung.

Die Einbeziehung von betriebsfremden Kosubstraten hatte erhebliche Auswirkungen auf die K^+ -Konzentrationen. Dies ist nahe liegend, da erhebliche K^+ -Mengen durch diese Kosubstrate in das System eingebracht wurden (siehe unten). Die niedrigeren K^+ -Gehalte im zweiten Jahr des Klee-grasanbaus sind ursächlich mit der Zunahme des Leguminosenanteils im Klee-grasgemenge verbunden.

Das Versorgungsniveau des Standortes für **Magnesium** scheint ausreichend zu sein. Nicht anders ist es zu erklären, dass die erheblichen Mengen an Magnesium, die über die Einstreu in die Gülle-systeme eingeführt wurden, keine Auswirkungen auf die Konzentrationen (Tab. 4-22) der Aufwüchse zeigten.

Auswirkungen auf die Nährstoffentzüge und auf die Nährstoffströme

Die Auswirkungen der verschiedenen Düngesysteme auf die **innerbetrieblichen Nährstoffströme** sind in einem Betriebssystem mit Acker- und Grünland – wie dem hier unterstellten – äußerst komplex, es gilt nicht nur die Nährstoffströme vom Ackerland über den Stall zurück auf das Ackerland – bzw. vom Grünland über den Stall zurück auf das Grünland – zu betrachten, sondern auch die Nährstoffströme zwischen Ackerland und Grünland mit dem Umweg über die Tierhaltung.

Im vorliegenden Versuchsansatz wurde unterstellt, dass netto kein Phosphortransfer vom Ackerland auf das Grünland und umgekehrt stattfindet. Ein Nährstoffaustausch zwischen Ackerland und Grünland ist jedoch nicht zu verhindern, schon allein weil die verwendete Einstreu stets vom Ackerland stammt und nach Verwendung im Stall aus dem Gesamtpool nicht herausgetrennt werden kann, so dass ein Teil zwangsläufig auf das Grünland ausgebracht wird. Zudem werden im Stall wie auch in der Biogasanlage Aufwüchse unterschiedlichster Nährstoffzusammensetzung zusammengeführt. So zeichnen sich die Futtermittel aus dem Grünland durch niedrige P-Konzentrationen und hohe K^+ -Gehalte aus, während das vom Ackerland stammende Kraftfutter durch hohe P-Gehalte und niedrigere K^+ -Konzentrationen gekennzeichnet ist (Tab. 4-36). Anschließend werden die im Stall entstehenden wirtschaftseigenen Dünger als ein mehr oder minder einheitlicher Dünger auf alle gedüngten Flächen verteilt. Dies führt dazu, dass es in einem solchen Mischsystem mit Acker- und Grünland nahezu zwangsläufig zu einem relativen Kalium- und Stickstofftransfer vom Grünland auf das Ackerland oder/und zu einer relativen Phosphorverlagerung vom Ackerland auf das Grünland kommt, je nach dem „Leitnährstoff“, an welchem die

Düngung langfristig ausgerichtet wird. Um diesem Effekt entgegenzuwirken, müssten für die Düngung des Grünlandes bevorzugt organische Dünger mit einem möglichst weiten K^+/P -Verhältnis verwendet werden, wie z.B. besonders strohreiche Stallmiste (z.B. aus der Jungtier- oder der Pferdehaltung) oder Jauche. Für das Ackerland wären dagegen organische Dünger mit einem hohen relativen P-Anteil vorteilhafter zum Ausgleich der relativ hohen P-Entzüge.

Es bestehen zwischen den verschiedenen untersuchten Systemen gewisse Unterschiede im Ausmaß des Nährstofftransfers:

- 1) Im Stallmistsystem wird durch den höheren Gehalt an kaliumreichem und phosphorarmem Getreidestroh zur Einstreu im Vergleich zu einem Güllesystem mit oder ohne Vergärung (RG, BG) bei gleicher P-Düngung relativ mehr Kalium auf das Grünland zurückgeführt. Die Jauche, die in einstreuarmeren Stallmistsystemen zwangsläufig entsteht, würde sich aufgrund der sehr hohen Kaliumgehalte hervorragend zum Ausgleich dieser Nährstoffungleichgewichte zwischen Acker- und Grünland eignen, wenn sie auf das Grünland ausgebracht werden würde. Aber wegen ihrer gleichzeitig hohen N-Wirksamkeit wird sie in der Praxis bevorzugt auf das Ackerland zur Erzeugung z.B. von Qualitätsweizen ausgebracht. Diese Praxis verstärkt den unerwünschten Kalium- und den meist erwünschten N-Transfer vom Grünland auf das Ackerland. Ein Ausgleich dieser Ungleichgewichte könnte dadurch bewirkt werden, dass der mineralische Kaliumersatz für die betrieblichen Kaliumexporte über die Ernteprodukte überwiegend über das Grünland vorgenommen wird. Demgegenüber sollte der mineralische P-Ersatz für die P-Exporte überwiegend durch Düngung der erlaubten P-Düngemittel auf das Ackerland erfolgen.
- 2) In Systemen mit unvergorener Gülle entstehen neben großen Mengen an weitgehend einheitlicher Gülle meist relativ geringe Mengen an strohreicher Einstreu aus der Jungtierhaltung, mit – im Vergleich zur Gülle – relativ hohen K^+ -Gehalten und niedrigen P-Gehalten. Die gezielte Ausbringung dieser festen organischen Dünger auf das Grünland wirkt der Nährstoffverlagerung zwischen Acker- und Grünland teilweise entgegen. Darüber hinaus führen Güllesysteme aufgrund des weiteren N/P-Verhältnisses bei gleicher P-Düngung zu einer relativ stärkeren Rückführung an N auf das Grünland.
- 3) Bei Güllevergärung wird in der Regel auch das Material aus der Jungviehhaltung vergoren, so dass nur eine Art von Wirtschaftsdünger relativ einheitlicher Zusammensetzung zur Verfügung steht. In solchen Systemen kann der Umverlagerung nur dadurch entgegen gewirkt werden, indem der Ausgleich von Kaliumexporten v.a. auf dem Grünland und der von Phosphorexporten überwiegend über das Ackerland erfolgt.

- 4) Bei zusätzlicher Vergärung betriebseigener Kofermente (BG+BE) wird den beschriebenen Effekten teilweise entgegengewirkt, wenn kaliumreiche Substrate mit mäßig hohen P-Gehalten wie Kartoffeln, Aufwüchse von Zwischenfrüchten oder zusätzliches Stroh vergoren werden und so im Wirtschaftsdünger die relativen Kaliumanteile im Verhältnis zu P erhöht werden.
- 5) Im System mit zusätzlicher Vergärung betriebsfremder Kosubstrate BG+BF sind neben den innerbetrieblichen Nährstoffströmen und -transfers auch die Auswirkungen des Imports betriebsfremder Kosubstrate zu beachten. Das Grünland wurde im vorliegenden Versuch zusätzlich zu den wirtschaftseigenen organischen Düngemitteln mit kaliumreichen Gärresten aus Futterresten (v.a. Reste silierten Klee-grases und Silomais) gedüngt. Durch diese Düngung stiegen die K^+ -Gehalte im Grünlandaufwuchs überproportional zu den anderen Hauptnährstoffen an (Tab. 4-35). Im gesamten System aus Acker- und Grünland führt dieser überproportionale Anstieg in den K^+ -Gehalten im Grünlandaufwuchs und die gleichzeitig geringe Reaktion der Ackerfrüchte auf die erhöhte Kaliumzufuhr (Tab. 4-20 bzw. 4-21) langfristig zu einem erhöhten Kaliumtransfer vom Grünland auf das Ackerland. Denn durch die höheren K^+ -Gehalte im Grünlandaufwuchs wird überproportional mehr Kalium aus den Grünlandflächen in den Stall geführt.

Tabelle 4-52: Mit dem Import von 40 kg N ha⁻¹ verbundene Nährstofffrachten [kg ha⁻¹] beim Import verschiedener Substrate zur Vergärung

	WR	Kartoffeln	Silomais	Extensives Grünland ¹⁾	Intensives Grünland ²⁾	Klee-gras	Bioab-fall ³⁾
P	9,33	8,04	8,30	4,27	4,84	4,07	8,46
K⁺	13,3	57,8	40,3	30,6	44,0	37,2	20,6
Mg²⁺	3,20	2,81	5,49	4,24	3,56	3,02	-

¹⁾ Werte aus eigenem Grünlandversuch, ungedüngte Variante; ²⁾ Werte aus eigenem Grünlandversuch, Variante BG+BF; ³⁾ Werte nach KÖRNER et al. (1999)

Zu diesem verstärkten Kaliumtransfer vom Grünland auf das Ackerland kommen **Nährstoffungleichgewichte** durch die unterschiedliche Nährstoffzusammensetzung der importierten organischen Düngemittel im Vergleich zu den exportierten Verkaufsprodukten. Im System BG+BF wurden die nach den derzeitigen Verbandsrichtlinien maximal erlaubten Mengen an betriebsexternen Substraten verwendet, umgerechnet 40 kg N ha⁻¹. Im eigenen Versuchsansatz wurden zwar Futterreste aus Grundfutter verwendet, in der Praxis kommen jedoch die verschiedensten Substrate zum Einsatz, wie z.B. Winterroggen, Silomais, Grünlandschnitt oder Klee-gras. Wie aus Tab. 4-52 hervorgeht, unterscheiden sich die an den Stickstoff gekoppelten Nährstofffrachten je nach Substrat zum Teil sehr stark, beim Phosphor und beim Magnesium um den Faktor 2, beim Kalium sogar um den Faktor 4. Die Folgen dieser unterschiedlichen Zusammensetzung der Substrate

für die Nährstoffbilanzen des Ackerlandes, des Grünlandes und des Gesamtbetriebes sind der Tab. 4-53 zu entnehmen. Demnach übersteigen – bezogen auf das Gesamtsystem – die N-Exporte über Verkaufsfrüchte im vorliegenden System die N-Importe über die Gärsubstrate um ca. 25%. Es sind jedoch grundlegende Unterschiede zwischen dem Acker- und Grünland zu beachten: auf dem Ackerland werden die N-Exporte nur zu zwei Dritteln kompensiert, auf dem Grünland um knapp 50% überkompensiert. Hierbei wurden jedoch nicht die unvermeidbaren Verluste nach der Ausbringung berücksichtigt.

Tabelle 4-53: Gegenüberstellung der Nährstoffexporte der Variante BG+BF aus den Ackerflächen, den Grünlandflächen und in der Summe des Gesamtsystems mit den Nährstofffrachten beim Import maximal erlaubter Mengen verschiedener Substrate zur Vergärung und aus den externen Substraten erzeugbare Energiemengen

	Nährstofffrachten beim Input verschiedener Gärsubstrate									Output
	WR	Kartoffeln	Silomais	Getreidestroh	Extensives Grünland	Intensives Grünland	Klee-gras	Bio-Abfall	Klär-schlamm ³⁾	Σ Export ⁴⁾
Ackerland [kg (8 ha)⁻¹]										
N	320	320	320	320	320	320	320	320	320	478
P	74,7	64,3	66,4	59,1	34,1	38,7	32,5	67,7	128	75,6
K⁺	107	463	322	651	245	352	298	164,6	37,3	92,4
Mg²⁺	25,6	22,5	43,9	37,7	33,9	28,4	24,2	-	48,0	16,4
Grünland: [kg (3,4 ha)⁻¹]										
N	136	136	136	136	136	136	136	136	136	93,0
P	31,7	27,3	28,2	24,1	14,5	16,5	13,8	28,8	54,4	12,7
K⁺	45,3	196,6	136,9	277	104	149,5	126,5	69,9	15,9	9,6
Mg²⁺	10,9	9,6	18,7	16,0	14,4	12,1	10,3	-	20,4	1,03
Σ Acker- und Grünland: [kg (11,4 ha)⁻¹]										
N	456	456	456	456	456	456	456	456	456	571
P	106	92	95	84	49	55	46	96,4	182	98,3
K⁺	152	659	459	928	349	501	424	235	53,0	98,8
Mg²⁺	36,5	32,1	62,6	53,7	48,3	40,5	34,4	-	68,4	17,4
Daraus erzeugbare zusätzliche Energieerträge [Nm³ ha⁻¹]										
	842	881	1047	1730	475	483	345	715	-	-

¹⁾ Werte aus eigenem Grünlandversuch, ungedüngte Variante; ²⁾ Werte aus eigenem Grünlandversuch, Variante BG+BF; ³⁾ derzeit nicht erlaubt; ⁴⁾ Summe der Nährstoffexporte über Marktprodukte aus Marktfruchtbau und Tierhaltung

Die Phosphorexporte des Gesamtsystems würden durch Zukauf und Vergärung von Klee-gras oder Grünlandaufwüchsen nur zur Hälfte ausgeglichen. Bei alleiniger Verwendung von Getreide, Kartoffeln, Silomais, Getreidestroh oder Bioabfall als Kosubstrat würden die P-Exporte nahezu ausgeglichen. Auch hier sind Unterschiede zwischen dem Ackerland und dem Grünland zu beachten: Auf dem Grünland würden dem Grünlandaufwuchs verwandte Substrate wie Klee-gras

oder der Aufwuchs von Grünland zu einem Ausgleich der P-Exporte führen, die Verwendung aller anderen betrachteten organischen Quellen hätten eine deutliche P-Überbilanz zur Folge. Auf dem Ackerland dagegen ergeben sich deutliche P-Unterbilanzen bei der Verwendung von Klee-gras oder Grünland und nahezu ausgeglichene Bilanzen für die übrigen Substrate.

Die größten Ungleichgewichte sind beim Kalium zu beobachten: Bei konsequenter Ausreizung des erlaubten Zukaufs an organischen Substraten würde es bei allen betrachteten Substraten zu erheblichen K^+ -Überbilanzen kommen, die bis zum Neunfachen der Kaliumexporte betragen. Bei Verwendung von Getreide würde der Bilanzüberschuss etwa 50% der Exporte betragen, bei Import von Grünland, Silomais oder Klee-gras das Dreieinhalb- bis Fünffache des Verkaufs. Besonders hoch sind rein rechnerisch die Überbilanzen im Grünlandaufwuchs. Da jedoch das Grünland sehr stark auf das K^+ -Angebot reagiert, wird langfristig ein Teil des Kaliums vom Grünland auf das Ackerland transferiert (siehe oben), so dass es zu einer K^+ -Anreicherung v.a. auf dem Ackerland kommen würde. Dem könnte entgegen getreten werden, indem der Anbau von Kartoffeln ausgeweitet werden würde.

Auswirkungen auf den Humushaushalt

Alle hier untersuchten Systeme sind – gemäß der derzeit gültigen Humusbilanzierungsmethode nach VDLUFA – hinsichtlich ihres **Humushaushaltes** als nachhaltig einzustufen, da sie sehr hohe Humussalden aufweisen (Tab. 4-44). Allerdings widersprechen sie den nach KÖRSCHENS et al. (2004) zu ziehenden Schlüssen, wonach mit steigenden Humusbilanzsalden zwangsläufig eine höhere Belastung für die Umwelt hinsichtlich der Nitratauswaschungsgefahr folgt (siehe unten). Die Unterschiede zwischen den Systemen SM auf der einen und RG bzw. BG auf der anderen Seite sind dadurch zu begründen, dass zum einen in den Güllesystemen durch die höhere Strohdüngung mehr Nebenernteprodukte direkt auf der Fläche belassen werden. Zum anderen wird im Stallmistsystem eines Gemischtbetriebes mehr organische Trockensubstanz vom Ackerland auf das Grünland transferiert (Tab. 4-42). Stroh enthält zwar viel Kohlenstoff, besitzt aber relativ geringe Gehalte an Phosphor und anderen Nährstoffen, so dass dieser relative Kohlenstoff-transfer vom Ackerland auf das Grünland mit steigenden Einstreumengen erhöht wird.

Sehr kontrovers werden innerhalb des Ökologischen Landbaus die möglichen Auswirkungen der Biogasvergärung auf die Humusversorgung des Bodens diskutiert. Vom Abbau an organischen C-Gerüsten im Biogasfermenter und deren Umwandlung u.a. in Methan und Kohlendioxid sollen negative Auswirkungen auf den Humusgehalt des Bodens ausgehen (u.a. LAMPKIN 1990, HEILMANN 1992). Auch HAAS (2000) sieht diesbezüglich noch Klärungsbedarf. Unbestritten ist, dass im Biogasfermenter die wichtigsten Ausgangsstoffe für die Humusbildung, die Lignine, nicht abgebaut werden (ASMUS et al. 1988) und daher nach der Rückführung der Gärreste wei-

terhin für die Humusbildung im Boden zur Verfügung stehen. Die Befürchtungen einer negativen Auswirkung der Vergärung von Gülle auf die Humussalden erscheinen als nicht gerechtfertigt, da nur ein geringer Anteil der insgesamt im Betriebssystem zirkulierenden organischen Substanz der Vergärung unterzogen wird (Tab. 4-43), die Gärreste zugleich einen höheren Humifizierungskoeffizienten aufweisen (MERZ 1988, REINHOLD et al. 1991), so dass sich die Vergärung von Gülle kaum auf das Humussaldo auswirkt (Tab. 4-44). Gegen die Theorie von negativen Auswirkungen auf den Humushaushalt sprechen auch die Ergebnisse von MERZ (1988), wonach TS-Rückstände von „unbehandelter“ Gülle leichter abbaubar sind als die von „ausgefaulter“ Gülle. Die Untersuchungen von REINHOLD et al. (1991) ergaben, dass unabhängig von der Biogas-erzeugung bei Gülle und Faulschlamm annähernd die gleichen Kohlenstoffanteile zur Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit zur Verfügung stehen.

Grundsätzlich problematischer im Hinblick auf die Humusbilanz erscheint die Vergärung von betriebseigenen Kosubstraten (Nebenernteprodukte und Zwischenfrüchte), denn deren Vergärung geht mit einem erheblichen Verlust an organischer Trockensubstanz einher (Tab. 4-42). Dieser Effekt wird jedoch vom wesentlich höheren Humifizierungskoeffizienten der Gärreste im Vergleich zur Gründüngung sehr stark kompensiert, wie die Ergebnisse der Humusbilanz nahe legen (Tab. 4-44). Durch Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate besteht zudem die Möglichkeit, diese Verluste auszugleichen.

Gemäß den Ergebnissen der hier untersuchten Systeme besteht keine Beziehung zwischen der Humusbilanz und der Gefahr von Nitratverlagerungen ins Grundwasser, denn beim System SM mit dem niedrigsten Humusbilanzsaldo wurden zugleich die höchsten N_{\min} -Gehalte im Boden zu Vegetationsende festgestellt. Im System mit Einbeziehung betriebsfremder Substrate (BG+BF) mit einem um ca. 30% höheren Humussaldo gegenüber dem Stallmistsystem waren die N_{\min} -Gehalte im Herbst vergleichbar mit denen des Stallmistsystems. Dies widerspricht dem von KÖRSCHENS und SCHULZ (1999) pauschal hergestellten Zusammenhang zwischen Humussalden und Nitratgefährdungspotenzial. Offenbar werden die N_{\min} - und damit die Nitratgehalte im Boden im Herbst von anderen Bewirtschaftungsfaktoren deutlich stärker beeinflusst als von den Salden der Humusbilanz.

Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt und die Stickstoffverluste

Ein Teil der verschiedenartigen Ertragswirkungen zwischen den Güllesystemen und dem Stallmistsystem dürfte auf die niedrigeren **N-Verluste** während der Lagerung der organischen Dünger beruhen. Dies obwohl im Vergleich zu den häufig in der Praxis anzutreffenden Bedingungen, wonach der Stallmist offen und ohne Abdeckung gelagert wird, der Stallmist hier im Versuchsansatz sofort nach dem Abschieben aus dem Stall in abgedeckten Behältern zwischengelagert wur-

de. So gesehen ist der um 16% höhere N-Verlust bei Stallmist hier als unvermeidbar anzusehen. Ursächlich für die geringeren Verluste in den Güllesystemen ist die geschlossene Lagerung der organischen Dünger nach Abtransport aus dem Stall. Dies entspricht ebenfalls nicht zwangsläufig den Verhältnissen in der Praxis. Güllelager wurden meist in offener Bauform errichtet. Nach BOXBERGER et al. (1992) liegen die NH_3 -Emissionen von unvergorener Gülle bei offenen Behältern bei ca. 13%, Behälterabdeckungen verhindern diese Verluste weitgehend. Eine Schwimmdeckenbildung vermindert ebenfalls die Verluste in erheblichem Maße. Da vergorene Gülle als Folge des Abbaus an organischer Substanz keine Schwimmschicht bildet, dürften bauliche Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen nach der Vergärung von besonderer Bedeutung sein. Am besten eignet sich dabei die Einrichtung eines geschlossenen Nachgärbehälters, der einerseits das entstehende (Rest)-Methan einer Verwertung zuführt und andererseits N-Verluste durch die Abdeckung verhindert. Denkbar wäre auch die Zugabe von Häckselstroh.

De BODE (1990) konnte durch Zugabe von 4 bis 7,5 kg Stroh m^{-3} die N-Verluste bei unvergorener Gülle um 60-70% vermindern. Die Zugabe von Stroh zur Bildung einer Schwimmdecke führt jedoch gerade bei ausgefaulter Gülle zu einem deutlichen Anstieg der CH_4 -Emissionen. Dazu kann es aus trockenen Schwimmdecken zur Emission von Lachgas kommen (SCHUMACHER und VANDRÉ 2003). Die Autoren raten daher von dieser Methode als Maßnahme zur Reduzierung der Spurengasemissionen ab.

Die Ergebnisse, wonach vergorene Gülle höhere **NH_3 -Verluste** nach Ausbringung im Vergleich zu unvergorener Gülle aufweist, steht im Widerspruch zu vielen theoretischen Aussagen aus der Literatur (z.B. SCHULZ und EDER 2001), wonach mit vergorener Gülle niedrigere NH_3 -Verluste zu befürchten seien als mit unvergorener, wegen der besseren Fließfähigkeit als Folge der niedrigeren Trockensubstanzgehalte. Höhere Ammoniakverluste bei Ausbringung vergorener Gülle im Vergleich zu unvergorener lassen sich jedoch gut begründen, hierfür kommen drei mögliche Ursachen in Frage:

- 1) Vergorene Gülle hat höhere Ammoniumanteile, so dass der Ammoniakpartialdruck und damit die Gefahr von Ausgasungsverlusten steigen.
- 2) Der höhere pH-Wert der vergorenen Gülle senkt den Partialdruck von Protonen in der Gülle. Es kommt zu einer Gleichgewichtsverschiebung der Reaktionsgleichung $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{NH}_4^+$ zugunsten des freien Ammoniaks (siehe Kapitel 2.2.3.1).
- 3) Die höhere Fließfähigkeit kann durchaus auch unerwünschte Folgen haben: Wird die Gülle auf verschlammten Boden ausgebracht, so zerläuft vergorene Gülle stärker als nicht vergorene, die spezifische Oberfläche steigt und damit auch die Gefahr von NH_3 -Verlusten.

Aufgrund der höheren NH_3 -Verlustgefahr nach der Ausbringung von vergorener Gülle ist bei der Ausbringung solcher Güllen besonders auf emissionsmindernde Maßnahmen zu achten. Dabei gibt es folgende technische Möglichkeiten:

- - die direkte Bodeninjektion,
- - das unmittelbare Einarbeiten nach dem Ausbringen,
- - die Verdünnung mit Wasser bzw. die Feststoffabtrennung,
- - die Verwendung von verbesserten Verfahren wie Schleppschuh.

Ein wichtiger Schlüssel zu einer höheren Effizienz erscheint dabei die Dauer bis zur Einarbeitung oder vollständigen Infiltration der Gülle, denn die höchsten Emissionsraten wurden unmittelbar nach der Ausbringung gemessen. Daher sollte bei oberflächlich ausgebrachter Gülle deren Einarbeitung möglichst umgehend erfolgen. Eine Einarbeitung 12 oder gar 24 Stunden nach Ausbringung hat nur noch geringen Einfluss auf die entstehenden Verluste. Dies stimmt mit Ergebnissen anderer Arbeitsgruppen überein (BOXBERGER et al. 1992, WULF et al. 2003).

Auswirkungen auf die Nitratauswaschungsgefahr

In der Literatur wird häufig aus theoretischen Erwägungen heraus behauptet – ohne experimentellen Nachweis – dass mit Güllevergärung die **Nitratauswaschungsverluste** geringer seien (z.B. SCHULZ und EDER 2001). Die hier erzielten Ergebnisse widersprechen dieser Aussage, denn es wurde kein Einfluss der reinen Güllevergärung auf die Nitratgehalte im Herbst gemessen. Dies bedeutet zwar nicht, dass die o.g. theoretischen Erwägungen falsch sind, aber bei genauer Betrachtung der höheren NH_4^+ -Mengen und geringeren Mengen an organisch gebundenem Stickstoff, um die es dabei geht (10% des Gülle-N und 5% des Gesamt-N), lässt erkennen, dass sich die möglichen Unterschiede im Bereich des Messfehlers bzw. im Bereich der statistischen Abweichungen befinden. Ferner werden die Effekte höchstwahrscheinlich durch die häufig nachfolgende Zwischenfrucht oder Untersaat kompensiert.

Im Hinblick auf die Nitratauswaschungsgefahr unterschieden sich die Güllesysteme im Vergleich zum Stallmistsystem v.a. bei der Kartoffel. Durch die deutlich stärkere Direktwirkung der Gülle und durch die niedrigere Menge an verabreichten Stickstoff via Gülle im Vergleich zu Stallmist wurden bei der Kartoffel mit vergorener und unvergorener Gülle niedrigere N_{\min} -Gehalte zu Vegetationsende im Boden festgestellt. So gesehen könnte die Gölledüngung einen gewissen Beitrag zur Reduzierung der Nitratauswaschungsgefahr nach Kartoffeln leisten, einem Problem, das noch keine befriedigende Lösung gefunden hat (HAAS 2002, MÖLLER et al. 2006).

Die höhere Nitratauswaschungsgefahr in den drei Systemen ohne Ernte der Zwischenfrüchte hängt ursächlich mit der Einarbeitung der Zwischenfrucht im Herbst vor der Aussaat der Winte-

rung zusammen. Um diesem Problem zumindest teilweise zu begegnen, wäre eine Umstellung des Zwischenfruchtgemenges bei nachfolgender Winterung auf eine Zusammensetzung ohne legume Gemegepartner eine effektive Möglichkeit zur Reduzierung der Gefahr (MÖLLER und REENTS 1999). Allerdings wäre dies mit entsprechenden Ertragseinbußen bei Kartoffeln von etwa 10% und bei Wintergetreide von ca. 20% verbunden (MÖLLER und REENTS 1999). So gesehen ermöglicht die Ernte der Zwischenfrucht vor der Aussaat von Winterungen die Wahl einer Zwischenfruchtstrategie, die auf eine möglichst hohe biologische N₂-Fixierung setzt.

Bedeutung des Zwischenfruchtanbaus

Aus den dargelegten Ergebnissen geht hervor, dass das **Zwischenfruchtgemenge** aus Leguminosen und Nicht-Leguminosen eine puffernde Wirkung innerhalb der Fruchtfolge hat. Steht ein hohes Stickstoffangebot zur Verfügung, so werden die nicht-legumen Gemegepartner gefördert und die biologische N₂-Fixierungsleistung geht entsprechend zurück. Umgekehrt werden bei niedrigem N-Angebot sowohl die Leguminosen als auch deren biologische N₂-Fixierung gefördert. Dies wird z.B. dadurch belegt, dass die N-Aufnahme durch das Gemenge nicht bzw. kaum durch die direkte Düngung zur Zwischenfrucht beeinflusst wurde (Abb. 4-2 bzw. Tab. 4-26) und dass mit steigender Düngung die Leguminosenanteile im Gemenge zurückgingen (Tab. 4-25).

Das Pflanzenwachstum der nicht-legumen Hauptfrüchte ist in ökologisch wirtschaftenden Anbausystemen meist N-limitiert. Steht eine hohe biologische N₂-Fixierung zur Erhöhung der N-Versorgung der Kulturpflanzen im Vordergrund der Betriebsziele, so sollte die direkte Düngung zur Zwischenfrucht möglichst unterbleiben. Hohe Leguminosenanteile im Gemenge sind jedoch nicht nur wegen des Stickstoffhaushaltes wichtig, sondern auch zur Verbesserung der P-Versorgung. Dies belegt die positive Beziehung zwischen dem Leguminosenanteil in der Gesamtbiomasse des Zwischenfruchtgemenges und den P-Konzentrationen bzw. den P-Aufnahmen durch das Gemenge. Nach der Mineralisierung der Zwischenfrucht ist dieser Phosphor mittelfristig nahezu vollständig pflanzenverfügbar.

Energieerträge

Durch Einbeziehung von Nebenernteprodukten und Zwischenfrüchten können die erzielbaren Energieerträge im vorliegenden System gegenüber dem System mit alleiniger Vergärung von Gülle auf annähernd 700-800 Nm³ CH₄ ha⁻¹ a⁻¹ (Tab. 4-51) etwa verdreifacht werden, allerdings ohne Berücksichtigung des zusätzlichen Energieaufwandes für Bergung der Gärsubstrate und der Rückführung der Gärreste nach der Vergärung (hierzu siehe Kapitel 7 und 8). Bemerkenswert daran ist, dass dieser Energieertrag ohne Verdrängung der Lebensmittelerzeugung möglich ist. Eine weitere Optimierung der Energiebilanz und der Energieerträge ist z.B. durch Einbeziehung

des von GRAß und SCHEFFER (2003) in Witzenhausen propagierten Konzeptes des Wintererbsenanbaus mit einer anschließenden Zweitfrucht denkbar, evtl. kombiniert mit einem Verzicht auf die Pflugfurche nach Ernte der Wintererbsen (Erosionsschutz und geringerer Energiebedarf für die Grundbodenbearbeitung).

Problematik bei Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate

Eine weitere deutliche Steigerung der Erträge lässt sich durch die Vergärung von zugekauften betriebsfremden Gärsubstraten erzielen (siehe Tabelle 4-53). Besonders mit zugekauftem Silomais können im Vergleich zu vielen anderen Substraten aufgrund des sehr weiten Verhältnisses zwischen dem Energiegehalt und dem N-Gehalt relativ hohe Mengen an Energie importiert werden, bis die Grenze von 40 kg N ha^{-1} erreicht wird. Dies, gekoppelt mit der relativ hohen Energiekonzentration (höhere Gaserträge je Einheit Fermentervolumen) und dem geringeren Fasergehalt (geringerer Belastung der Rührwerke) sowie den relativ geringen Erntekosten (einmalige Ernte großer Mengen an Biomasse) ist die Ursache für die relativ hohe Wettbewerbsfähigkeit des Silomaises (z.B. im Vergleich zu Grünland oder Klee gras) als Kosubstrat landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Allerdings ist die Verwendung von betriebsfremden Kosubstraten und insbesondere die Verwendung von konventionell erzeugtem Silomais als Kosubstrat innerhalb der Verbände des Ökologischen Landbaus sehr umstritten: Es werden eine weitere Ausbreitung des Maisanbaus als Monokultur sowie unfaire Wettbewerbsvorteile für solche Betriebe im Vergleich zu Betrieben befürchtet, die nicht die Möglichkeit haben, über die Biogasanlage zusätzlich Nährstoffe in den Betriebskreislauf zu schleusen.

Aus ökologischer und pflanzenbaulicher Sicht ist der mit einem solchen Import von betriebsfremden Kosubstraten verbundene Ausgleich für Nährstoffexporte über die Verkaufsfrüchte sinnvoll. Gerade für den Ökologische Landbau ist es mittel- und langfristig notwendig, nachhaltige Konzepte für einen solchen Ausgleich bzw. eine Schließung der Nährstoffströme und der Nährstoffkreisläufe zwischen den Siedlungsräumen und der Landwirtschaft zu finden. Die dezentrale oder zentrale Vergärung der sog. „Biotonne“ in Biogasanlagen und die anschließende Rückführung des Gärrestes auf die Ackerflächen kann hierbei einen wichtigen Beitrag leisten. Ihre alleinige Verwendung dürfte aber meistens mit einer überproportionalen Kalium- und einer unterproportionalen Phosphorrückführung verbunden sein (siehe Tabelle 4-53). Ein Ausgleich für diese Ungleichgewichte könnte – ganzheitlich bei Betrachtung aller Nährstoffströme unserer Gesellschaft – wahrscheinlich nur durch Einbeziehung von Klärschlämmen – bzw. den darin enthaltenen Nährstoffen – erreicht werden. Denn Klärschlämme zeichnen sich durch ihre hohen Phosphor- und in Relation dazu niedrigen Kaliumgehalte aus. Die Biogastechnologie könnte langfristig einen Beitrag zu einer vertretbaren Verwendung solcher Stoffe bieten, indem z.B. – im Klär-

werk bereits vergorene – Klärschlämme nur auf solchen Flächen ausgebracht werden dürfen, deren Aufwuchs zur Vergärung in einer landwirtschaftlichen Biogasanlage vorgesehen ist und so eine Zwischenstufe eingebaut wird, bevor die Nährstoffe zur Lebensmittelproduktion verwendet werden, um so Bedenken hinsichtlich der Hygiene Rechnung zu tragen. Dies setzt weitere Reduzierungen bei der Belastung mit unerwünschten Begleitstoffen (Schwermetalle, etc.) voraus und würde den Grundideen der Verfechter des sog. „Natürlichen Landbaus“ (in den 20er Jahren des 20. Jahrhunderts eine Strömung unter den Begründern des späteren organisch-biologischen Landbaus) sehr nahe kommen, die einen viehlosen/viehharmen Landbau mit Rückführung der organischen Siedlungsabfälle propagierten (vergleiche VOGT 2000).

4.5 Zusammenfassung

Die Errichtung von Biogasanlagen in ökologisch wirtschaftenden Betrieben gewinnt vor dem Hintergrund notwendiger Einsparungen fossiler Energieträger zunehmend an Bedeutung. Der Betrieb einer Biogasanlage beeinflusst jedoch verschiedene pflanzenbauliche und ökologische Parameter im gesamten landwirtschaftlichen Betriebssystem. Daher wurde es für notwendig erachtet, unter praxisnahen Bedingungen Untersuchungen zu den Effekten der Einführung der Biogastechnik auf Flächenproduktivität, Umweltverträglichkeit und auf einzelne Parameter der Nachhaltigkeit durchzuführen. Dazu wurde auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof mit Hilfe von Parzellenversuchen ein ökologisch wirtschaftender Gemischtbetrieb (70% Ackerland, 30% Grünland, achtfeldrige Fruchtfolge, Viehbesatz 0,8 GV ha⁻¹ LF) nachgestellt. Die erzielten Ergebnisse und Schlussfolgerungen lassen sich wie folgt zusammenfassend darstellen:

- 1) In viehhaltenden Gemischtbetrieben sind auf Gülle gründende Düngungssysteme solchen mit Stallmist nur dann überlegen, wenn die Gülle direkt nach der Ausbringung eingearbeitet wird und hohe Güllelagerkapazitäten eine Gülleausbringung überwiegend zu den Hauptfrüchten ermöglichen. Zwar sind die N-Verluste während der Lagerung in Güllesystemen meist niedriger als in Stallmistsystemen (und zugleich die Ammoniumgehalte in der Gülle erheblich höher), dafür treten bei Gülle nach deren Ausbringung deutlich höhere prozentuale N-Verluste in Form von Ammoniak auf, die pflanzenbaulich im Wesentlichen zu Lasten der direkten Düngewirkung gehen. Daher ist zur weiteren Effizienzsteigerung der N-Düngewirkung von Gülle die Weiterentwicklung und stärkere Verbreitung von Gülleausbringungsverfahren notwendig, die eine verlustarme Gülleausbringung mit sofortiger Einarbeitung in den Boden auch in wachsende Pflanzenbestände ermöglichen (z.B. Gülleschlitz- bzw. Gülleinjektionsverfahren). Möglichst hohe Güllelagerkapazitäten von optimalerweise – je nach der Anbaustruktur des Betriebes – einem halben bis zu einem dreiviertel Jahr sind

deshalb zur Maximierung des Ertragspotenzials notwendig, weil jede Gülledüngung zu einem Zwischenfruchtgemenge zu Lasten der biologischen N₂-Fixierung der Leguminosen im Zwischenfruchtgemenge geht.

- 2) Die alleinige Vergärung von Gülle oder Stallmist wirkt sich im Ackerland unter Freilandbedingungen bei oberflächennaher Ausbringung mittels Schleppschläuchen nicht auf die Erträge der damit gedüngten Kulturpflanzen aus. Dies liegt u.a. wahrscheinlich an den höheren Ammoniakverlusten nach der Ausbringung. Aber auch eine stärkere Mineralisierung des Stickstoffs aus unvergorener Gülle im Laufe der Vegetationsperiode ist als Ursache wahrscheinlich, denn wenige Wochen nach der Gülleapplikation ist eine stärkere Direktwirkung vergorener Gülle noch nachweisbar. Aus den vorgestellten Versuchen geht hervor, dass im Freiland die Vergärung von Gülle offenbar nur dann eine signifikante Wirkung auf die Erträge und die N-Aufnahme der Kulturpflanzen hat, wenn die vergorene Gülle nach Ausbringung sofort (innerhalb von 1 bis 2 Stunden) eingearbeitet wird und die Vegetationszeit der damit gedüngten Kulturpflanzen sehr kurz ist. Die Widersprüche dieser Ergebnisse mit vielen Aussagen hinsichtlich einer stärkeren Düngewirkung vergorener Gülle könnten daran liegen, dass die meisten bisher vorliegenden Studie zur direkten Düngewirkung von vergorener Gülle in Topfversuchen durchgeführt wurden (dies reduziert die N-Verluste) und zugleich Kulturpflanzen mit kurzer Vegetationszeit verwendet wurden (z.B. Gräser oder Sommergetreidearten).
- 3) Die Einführung der Biogastechnologie hat für ökologisch wirtschaftende Gemischtbetriebe im Wesentlichen nur dann signifikante Auswirkungen auf die Erträge der Feldfrüchte, wenn neben Gülle oder Stallmist auch andere betriebseigene oder betriebsfremde Ko-substrate mitvergoren werden. Durch Einbeziehung aller Koppelprodukte und der Zwischenfrüchte lässt sich der mobile N-Düngerpool in viehhaltenden Systemen nahezu verdoppeln, so dass Systeme mit einer sehr hohen Intensität entstehen können und der Landwirt – neben einer Steigerung des Biogasertrages und einer weiteren Einsparung an fossilen Energieträgern – erweiterte Möglichkeiten erlangt, seine Kulturpflanzen entsprechend ihrem Bedarf zu düngen. Die dadurch erzielten Effizienzsteigerungen im N-Haushalt waren auf dem Untersuchungsstandort derart stark, dass zur optimalen Nutzung der vorhandenen Potenziale Fruchtfolgeumstellungen notwendig wären, nämlich die Einrichtung von Fruchtfolgen mit einem höheren Anteil an stickstoffbedürftigen Arten.
- 4) Anders als auf dem Ackerland wurden im Grünland in manchen Jahren signifikante Ertragssteigerungen bei Anwendung vergorener Gülle festgestellt, in anderen nicht. Die bessere Wirkung vergorener Gülle im Vergleich zur Applikation zu Getreide könnte an einem

- besseren Eindringen der Gülle in den Boden über die Grasnarbe und dadurch bedingten geringeren Ammoniakverlusten liegen.
- 5) Bei Einführung der Biogastechnik mit betriebseigenen Kosubstraten müssen in der Praxis erhebliche Nährstoffmengen als Substrat oder Gärrest zwischengelagert werden. Diese stehen erst ein Jahr später zur nächsten, teilweise erst zur übernächsten Vegetationsperiode als Dünger zur Verfügung. Dies kann in einer Übergangszeit sogar gewisse Mindererträge bewirken. Die Zwischenlagerung großer Mengen an Nährstoffen bewirkt eine signifikante Reduzierung der Nitratauswaschungsgefahr. Allerdings werden bei Erhöhung der mobilen N-Düngermengen mit der heute üblichen Technik höhere Mengen an Ammoniak emittiert, dies als Folge der höheren Mengen an gedüngtem Ammonium. Daher steigt mit steigenden Mengen an mobilen organischen Flüssigdüngern die Bedeutung von Verfahren an, die die NH_3 -Emissionen mindern.
 - 6) Die Vergärung der betriebseigenen Gülle erlaubte beim unterstellten Viehbesatz von 0,8 GV ha⁻¹ einen Bruttoenergiegewinn von nur ca. 200-250 Nm³ CH₄ ha⁻¹ a⁻¹ (Nm³ = Normkubikmeter, entspricht etwa dem Energiegehalt von 1 l Heizöl). Die Einbeziehung der Nebenernteprodukte und Zwischenfrüchte erlaubte einen Energiegewinn von annähernd 700-800 Nm³ CH₄ ha⁻¹ a⁻¹. Bemerkenswert an diesen potenziell erzeugbaren Energiemengen ist, dass sie ohne Anbau spezieller Energiepflanzen in der Fruchtfolge erzielbar wären. Die Möglichkeiten der Energiegewinnung erhöhen sich mit Einführung betriebsfremder Kosubstrate, wobei der Energieertrag im Wesentlichen von dem verfügbaren Substrat abhängt.
 - 7) Langfristige, signifikante bzw. pflanzenbaulich relevante Auswirkungen auf den Humushaushalt des Bodens sind durch Einführung der Biogastechnologie nicht zu erwarten. Wird ausschließlich Gülle vergoren, so werden nach dem vorliegenden Schrifttum nur die leicht abbaubaren Bestandteile der Gülle umgesetzt, der Gärrest besitzt eine vergleichbare Humusersatzleistung wie das Gärsubstrat, zumal – bezogen auf die insgesamt im Betriebskreislauf vorhandene organische Substanz – nur ein geringer Anteil überhaupt vergoren wird. Am ehesten denkbar sind Auswirkungen auf den Humushaushalt des Bodens, wenn neben Gülle auch Kosubstrate vergoren werden, die sonst als Gründüngung eingearbeitet werden würden (z.B. Stroh, Zwischenfrüchte). Allerdings steigt bei Vergärung von Zwischenfrüchten der wirtschaftliche Anreiz zu einer erfolgreichen Strategie des Zwischenfruchtanbaues. Höhere Stroherträge erhöhen überdies die Menge an zirkulierender organischer Substanz, so dass unter Praxisbedingungen mögliche Effekte wahrscheinlich weitgehend kompensiert würden.

- 8) Die Vergärung von Gülle hat keinen Einfluss auf die Verfügbarkeit der Mineralstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium. Sehr komplex sind in einem Gemischtbetrieb die innerbetrieblichen Nährstoffströme zwischen Grünland und Ackerland auf dem Umweg über den Stall, denn das vom Grünland stammende Futter zeichnet sich durch höhere K^+ - und N-Gehalte und niedrigere P-Gehalte als das vom Ackerland stammende Futter bzw. die Einstreu aus. Daher werden in einem Gemischtbetrieb mit Ackerland und Grünland die Nährstoffe Stickstoff und Kalium stärker vom Grünland auf das Ackerland transferiert als der Nährstoff Phosphor. Folglich sollten im Hinblick auf die Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten in Gemischtbetrieben wirtschaftseigene organische Düngemittel mit hohem K^+ -Gehalt (strohreicher Stallmist z.B. aus der Jungtieraufzucht oder Jauchen) überwiegend auf das Grünland ausgebracht werden. Zudem sollte der Ausgleich für die Kaliumexporte über die Verkaufsprodukte v.a. auf dem Grünland erfolgen, der Ersatz für P-Exporte überwiegend im Ackerland. Allerdings hat das Aufstallungssystem Einfluss auf das Ausmaß des Kaliumtransfers vom Grünland auf das Ackerland: Je einstreureicher das Stallhaltungssystem, desto mehr Kalium wird – relativ zu den Nährstoffen Phosphor und Stickstoff – wieder auf das Grünland zurückgeführt, da sich Stroh durch hohe Kalium-, mittlere Phosphor- und niedrige N-Gehalte auszeichnet.
- 9) Die Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate erlaubt eine erhebliche Erhöhung der erzielten Energieerträge. Die Auswirkungen auf die Nährstoffbilanzen können je nach eingesetztem Substrat sehr unterschiedlich sein. Beim Einsatz von generativen Pflanzenorganen (Samen wie z.B. Roggenkörner) werden die Phosphor- und Kaliumentzüge über die Verkaufsfrüchte in etwa kompensiert. Werden dagegen Substrate eingesetzt, die überwiegend aus vegetativen Bestandteilen bestehen (z.B. Grünland, Mais, Klee gras), wird ein unzureichender Phosphorersatz und ein überproportional starker Kaliumersatz erreicht, der teilweise ein Vielfaches der Kaliumentzüge ausmachen kann. Bei derart starker Einbeziehung solcher betriebsfremder Kosubstrate wären ausgeglichene K^+ -Bilanzen nur bei entsprechender Ausdehnung des Kartoffelanbaus als Verkaufsfrüchte denkbar.

4.6 Literaturverzeichnis

- ASMUS, F. B. LINKE und H. DUNKEL (1988): Eigenschaften und Düngerwirkung von ausgefauter Gülle aus der Biogasgewinnung. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin **8**, 527-532.
- AZEVEDO, J. und P.R. STOUT (1974) Farm animal manures: an overview of their role in the agricultural environment. Calif. Agric. Exp. Stn. & Ext. Ser. Manual **44**.

- BOXBERGER J., T. AMON, A. GRONAUER, L. POPP und H. SCHÜRZINER (1992): Technische Verfahren zur umweltgerechten Lagerung und Ausbringung von Flüssig- und Festmist. Bay. Landw. Jbuch **69**, 109-130.
- DEWES, T., E. AHRENS und O. WILLING (1991): Sickersaft-Austrag und Stickstofffracht aus Mistmieten. J. Agron. and Crop Sci. **166**, 145-151.
- DEWES, T. (1992): Festmist im Ökologischen Landbau. In: KTBL (Hrsg.): Umweltverträgliche Verwertung von Festmist. KTBL-Arbeitspapier **182**, Darmstadt.
- De BODE, M.J.C (1990): Vergleich der Ammoniakemissionen aus verschiedenen Flüssigmistlagersystemen. In: KTBL (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt – Kreisläufe, Wirkungen, Minderung. Gemeinsames Symposium 10. bis 12. Oktober 1990 in Braunschweig.
- ELSÄSSER, M., H.G. KUNZ und G. BRIEMLE (1995): Unterschiedliche technische Behandlung von Gülle und deren Auswirkung auf intensiv genutztes Dauergrünland. J. Agronomy & Crop Sci. **174**, 253-264.
- FLEISCHER, E. (1998): Nutztierhaltung und Nährstoffbilanzen in der Landwirtschaft. Analytica Verlagsgesellschaft, Berlin.
- GRAß, R. und K. SCHÄFER (2003): Direkt- und Spätsaat von Silomais nach Wintererbsenvorfrucht-Erfahrungen aus Forschung und Praxis. Beitrag im Rahmen der. 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau in Wien, 24. bis. 26. Februar 2003.
- GUTSER, R., A. AMBERGER und K. VILSMEIER (1987): Wirkung unterschiedlich aufbereiteter Gülle im Gefäßversuch zu Hafer und Weidelgras. VDLUFA-Schriftenreihe **23**, S. 279-296.
- GUTSER, R. (1991): Grundlagen zur Nährstoffwirkung von Gülle und Festmist. In: Landtechnik Weihenstephan (Hrsg.): Tagungsbericht zum Fachgespräch Umweltschonende Verwertung von Fest- und Flüssigmist auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, 88-100.
- HAAS, G. (2000): Was gut ist, kann noch besser werden. Bioland, Heft 5, 6-7.
- HAAS, G. (2002): Grundwasserschutz im Organischen Landbau: Untersaaten in Kartoffeln zur Minderung hoher Restnitratmengen im Boden. Köster, Berlin.
- HAMPL, U. (1998): Biogasnutzung im Ökologischen Landbau? Ökologie und Landbau 26, Heft 4, 3.
- HEILMANN, H. (1992): Offene Fragen zur Biogastechnologie. Ökologie und Landbau, Heft **83**, 25-26.
- KALTSCHMITT, M. (1992): Biogas – Potentiale und Kosten. Möglichkeiten und Grenzen einer Biogaserzeugung aus Reststoffen der landwirtschaftlichen Tierhaltung in der Bundesrepublik Deutschland. KTBL-Arbeitspapier Nr **178**, Darmstadt.
- KEYMER, U. (2004): Biogasausbeuten verschiedener Substrate. Unter: <http://www.lfl.bayern.de/ilb/technik/> am 17.03. 2006.
- KÖRNER, I., M. RITZKOWSKI und R. STEGEMANN (1999): Nährstofffreisetzung bei der Kompostierung und Vergärung. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Verbundvorhaben „Neue Techniken der Kompostierung“. Teil 1 des Teilvorhabens 10: „Stickstoffdynamik in Komposten und bei der Kompostanwen-

„dung“, Nährstofffreisetzung bei der Kompostierung und bei der Vergärung. Abschlussbericht, Hamburg.

- KÖRSCHENS, M. und E. SCHULZ (1999): Die organische Bodensubstanz – Dynamik – Reproduktion – Ökonomisch und Ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Bericht **13**, 1-46.
- KÖRSCHENS, M., J. ROGASIK und E. SCHULZ (2004): Humusbilanzierung: Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.
- KORIATH H., V. HERRMANN, G.R. VOLLMER und J. FRANZ (1985): Nährstoffdynamik während der anaeroben Fermentation von Gülle... Arch. Acker- Pflanzenb., Bodenkd., Berlin, **29**, 743-747.
- LAMPKIN, N. (1990): Organic Farming. Farming Press Books. Ipswich, GB.
- LARSSON, L., M. FERM, A. KASIMIR-KLEMEDTSSON und L. KLEMEDTSSON (1998): Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. Nutr. Cycl. Agroecosys. **51**, 41-46.
- LELLMANN, A. (2005): Untersuchungen zum Nährstoffkreislauf, zur Leistung des Grünlands und der Rinder bei Nährstoffextensiver Mutterkuhhaltung und anschließender Grünlandnutzung im Mittelgebirge. Diss., Univ. Bonn.
- MERZ, H.U. (1988): Untersuchungen zur Wirkung von unbehandelter und methanvergorener Rindergülle auf den N-Umsatz unter *Dactylis glomerata* L. sowie auf das Keimverhalten verschiedener Pflanzenarten. Dissertation der Fakultät III, Agrarwissenschaften I der Universität Hohenheim.
- MESSNER, H. (1988): Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle. Diss. an der TU München-Weihenstephan, LS. für Pflanzenernährung.
- MÖLLER, K. und H.J. REENTS (1999): Einfluss verschiedener Zwischenfrüchte nach Körnererbsen auf die Nitratdynamik im Boden und das Wachstum der Folgefrüchte Kartoffeln und Weizen im Ökologischen Landbau. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. **12**, S. 119f.
- MÖLLER, K., H.J. REENTS und F.X. MAIDL (2006): Einfluss von Zwischenfruchtanbau und verschiedenen Saatzeiten von Getreide als Nachfrucht von Kartoffeln auf Nitratdynamik im Boden und das Wachstum von Getreide im Ökologischen Landbau. Pflanzenbauwissenschaften **10**, 45-59.
- RAUPP, J. und M. OLTMANN (2005): Stickstoff-, Kalium- und Phosphorverluste während der Stallmistrotte in 11jährigen Freilandversuchen – Konsequenzen und Gegenmaßnahmen. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. **17**, 36-37.
- REENTS, H.J. und K. MÖLLER (2001): Stickstoffmanagement im ökologischen Anbau unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes von Zwischenfrüchten. In: H.J. REENTS (Hrsg.): Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau vom 6. bis 8. März 2001 in Freising-Weihenstephan, S. 179-192.
- REINHOLD, G., Eva-Maria KLIMANEK und G. BREITSCHUH (1991): Zum Einfluss der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. **35**, 129-137.

- SCHAUMANN, W. (1998): Biogasgülle im ökologisch wirtschaftenden Betrieb? *Ökologie und Landbau* **26** (Heft 108), 11-16.
- SCHULZ, H. (1996): *Biogas-Praxis*. Oecobuch-Verlag.
- SCHULZ, H. und B. EDER (2001): *Biogas Praxis – Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele*. Ökobuch-Verlag, 2. Auflage, Staufen bei Freiburg.
- SCHUMACHER, I. und R. VANDRÉ (2003): Quantifizierung der Emission während der Lagerung und Bestimmung der Emissionsreduktion durch Abdeckung. In: WULF, S., A. BRENNER, J. CLEMENS, H. DÖHLER, P. JÄGER, K.-H. KROHMER, M. MAETING, C. RIEGER, I. SCHUMACHER, M. TSCHPEPE, R. VANDRÉ und P. WEILAND (Hrsg.): *Untersuchungen der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH₃, N₂O und CH₄) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien*. Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band **16**.
- SOMMERS, L.E. und A.L. SUTTON (1980): Use of waste materials as sources of phosphorus. In: KHASAWNEH, F.E., E.C. SAMPLE und E.J. KAMPRATH (Hrsg.): *The Role of Phosphorus in Agriculture*, S. 515-544.
- STEFFENS, D., K.H. MÜHLING und S. SCHUBERT (2004): *Agrikulturchemisches Praktikum*, Verlag Grauer, Beuren, Stuttgart.
- VANDRÉ, R. und M. KAUPENJOHANN (1998): In Situ Measurement of Ammonia Emissions from Organic Fertilizers in Plot Experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **62**, 467-473.
- VOGT, G. (2000): Entstehung und Entwicklung des Ökologischen Landbaus im deutschsprachigen Raum. Reihe *Ökologische Konzepte* Nr. **99**. 399 S.
- WELLINGER, A., U. BASERGA, W. EDELMANN, K. EGGER und B. SEILER (1991): *Biogas-Handbuch*. Wirz-Verlag, Aarau, Schweiz.
- WULF, S., A. BRENNER, J. CLEMENS, H. DÖHLER, P. JÄGER, K.-H. KROHMER, M. MAETING, C. RIEGER, I. SCHUMACHER, M. TSCHPEPE, R. VANDRÉ und P. WEILAND (2003): *Untersuchungen der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH₃, N₂O und CH₄) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien*. Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band **16**.

5 Biogas im ökologischen Pflanzenbau ohne Viehhaltung

W. Stinner, K. Möller und G. Leithold

5.1 Einleitung und Problemstellung

5.1.1 Bedeutung viehlos wirtschaftender ökologischer Betriebe

Ebenso wie in der konventionellen Landwirtschaft gibt es auch im Ökologischen Landbau einen Trend zur Spezialisierung der Betriebe. In Deutschland lag der Anteil der viehlos wirtschaftenden Öko-Betriebe Mitte der 90er Jahre in einigen Regionen bei 20-50% (FRAGSTEIN 1996). In einer Umfrage zum viehlosen bzw. –armen Öko-Anbau stellte SCHMIDT (2004) einen Anteil von 21% solcher Betriebe fest. Erfasst wurden dabei ca. 64% der Verbandsbetriebe (ohne Demeter) und ca. 22% der Betriebe, die nach EG-Bio-Verordnung 2092/91 wirtschaften.

Nach einer Befragung biologischer Marktfruchtbetriebe in Österreich wollen viele wegen der unsicheren Marktlage für tierische Produkte und der Einschränkung der Lebensqualität bei Tierhaltung nicht in diese investieren (DARNHOFER 2004). Nach FARTHOFER et al. (2003) ist die viehlose Wirtschaftsweise im Ökologischen Landbau in den Ackerbaugebieten Ostösterreichs dominierend. Vor allem Betriebe, die vor der Umstellung auf ökologische Wirtschaftsweise viehlos gewirtschaftet haben, scheuen die Anschaffung von Vieh, nicht nur wegen der damit verbundenen erheblichen Investitionen bei unsicherer Marktlage der erzeugten Produkte, sondern auch wegen fehlender Betriebsleiterpräferenz und wegen der damit verbundenen hohen Arbeitsbelastung (SCHMIDT 2004).

5.1.2 Besondere Schwierigkeiten bei viehloser Wirtschaftsweise

Zur Sicherung der Stickstoffversorgung und aufgrund ihrer unkrautunterdrückenden Wirkung sind in viehlosen ökologischen Betrieben gemulchte Luzerne- oder Klee grasbestände Standard. Das gemulchte Material wirkt als N-Dünger für die nachfolgenden Aufwüchse: Im Gemengeanbau wird das Gras gefördert (LOGES 1998, HEUWINKEL 2001). Dies senkt die biologische N₂-Fixierung des Bestandes. Außerdem wird die Fixieraktivität der Leguminosen durch das erhöhte N-Angebot direkt verringert (HEUWINKEL et al. 2002). Nach BECKMANN et al. (2000) müssen im Vergleich zur Schnittnutzung deutlich höhere Stickstoffverluste in Kauf genommen werden, wenn die Aufwüchse gemulcht auf der Fläche verbleiben. So weisen ANDREN (1987), WHITEHEAD et al. (1987), RANELLS und WAGGER (1992), LARSSON et al. (1998), BECKMANN et al. (2000), HEUWINKEL (2005) sowie BÄTH et al. (2006) auf erhebliche

Ammoniakemissionen aus Kleegras mulch hin. Überdies entstehen durch das Belassen der Aufwüchse an dieser Stelle der Fruchtfolge Stickstoffüberhänge, die möglicherweise Verlusten (Nitratauswaschung und gasförmige N-Emissionen durch Denitrifizierung) unterliegen.

Auch die im Herbst in Zwischenfruchtaufwüchsen gebundenen Stickstoffmengen sind durch Auswaschung und Denitrifikation verlustgefährdet. Dies besonders dann, wenn im Winterhalbjahr nach dem Absterben bzw. Einarbeiten der Zwischenfruchtaufwüchse günstige Mineralisierungsbedingungen vorliegen und erhebliche Niederschläge fallen.

In viehlosen Marktfruchtbetrieben wird die N-Versorgung der nicht-legumen Kulturen meist durch Gründüngung sichergestellt. Mobile Wirtschaftsdünger, wie sie bei viehhaltenden Betrieben in Form von Gülle, Stallmist und Jauche vorliegen, fehlen hier. Nach PALLUTT (2000) steht daher in solchen Systemen dem hohen Stickstoffeintrag nach Grünbrachen die niedrige N-Versorgung besonders der letzten abtragenden Fruchtfolgefelder (meist Getreide) gegenüber. ENGELKE (1997) sieht auch die Versorgung von Getreidebeständen direkt nach gemulchtem Klee gras als kritisch an: Dort führt eine frühe, sehr hohe, aber zeitlich begrenzte Stickstoffmineralisierung zu einer übermäßigen Bestockung. Wegen der fehlenden Nachlieferung steht zur Kornbildung nicht genügend N zur Verfügung.

Insgesamt kristallisieren sich folgende zentrale Probleme der viehlosen Wirtschaftsweise im Ökologischen Landbau heraus:

- 1) Im viehlosen Öko-Anbau fehlt wirtschaftseigener mobiler N-Dünger.
- 2) Die biologische N_2 -Fixierung von gemulchtem Klee gras ist gegenüber Schnittnutzung geringer.
- 3) Es besteht ein erhöhtes Stickstoffverlustpotential, wenn N-reiche Koppelprodukte vor Winter auf der Fläche verbleiben.
- 4) Eine direkte wirtschaftliche Verwertung für Klee gras- und Zwischenfruchtaufwüchse sowie für Stroh fehlt.

5.1.3 Zielsetzung

In Biogasanlagen kommen heute neben Gülle und organischen Siedlungsabfällen meist ähnliche Substrate zum Einsatz wie die, die in der Tierhaltung verfüttert werden: Mais und Getreide sowie Aufwüchse von Grünland und Klee gras. Daher könnte die Rolle der Viehhaltung auch von einer Biogasanlage übernommen werden. Die Aufwüchse von Futterleguminosen würden als Substrat für die Anlage benötigt und lieferten einen direkten Beitrag zum Betriebsergebnis.

Die sich aus den theoretischen Erwägungen heraus ergebenden Möglichkeiten werden derzeit intensiv diskutiert. Nach BECKMANN et al. (2000) kann möglicherweise die Biogas-Vergärung

von Kleegrasaufwüchsen zu einer Optimierung viehloser, ökologisch wirtschaftender Marktfuchtbetriebe führen. DREYMAN et al. (2002a, 2003) zeigen, dass der Stickstoff des Aufwuchses bei Schnittnutzung als organischer Dünger (z.B. Gärrest) zusätzlich zur Verfügung steht und als flexibler Dünger in der Fruchtfolge genutzt werden kann. DARNHOFER (2004) berichtet, dass gemäß den Ergebnissen einer Umfrage unter viehlos wirtschaftenden Betriebsleitern, die nach einer mobilen N-Quelle suchen, teilweise die Errichtung einer Biogasanlage erwogen wird. Auch KRAUSE et al. (2005) empfehlen neben der Futternutzung der Kleegrasaufwüchse deren Vergärung in einer Biogasanlage. Bisher gibt es keine Untersuchungen, die auf der Ebene einer Fruchtfolge bzw. eines Betriebssystems die Möglichkeiten der Biogaserzeugung zur Lösung der dargestellten Probleme ausreichend quantitativ bewerten. Ziel der vorgestellten Forschungsarbeit ist es daher, auf dieser Ebene folgende offene Fragen zu klären:

- 1) Kann durch die Einführung von Biogasanlagen das Missverhältnis zwischen N-Anfall und N-Bedarf in viehlosen Öko- Fruchtfolgen ausgeglichen werden?
- 2) Wie hoch ist die Stickstoffmenge, die durch Vergärung betriebseigener Nebenernteprodukte in Form von Gärrest als mobiler Dünger zur Versorgung der bedürftigen Kulturen bereitgestellt werden kann?
- 3) Führt die Nutzung der Nebenernteprodukte zur Biogaserzeugung zu einer Erhöhung der biologischen Stickstofffixierung?
- 4) Wie wirkt sich das veränderte Düngemanagement auf Erträge und Qualitäten der Früchte aus?
- 5) Wie viel Energie kann durch die Nutzung von Nebenernteprodukten in einer viehlosen Fruchtfolge gewonnen werden?
- 6) Können durch die Abfuhr der Nebenernteprodukte umweltrelevante Stickstoffverluste auf dem Feld vermieden werden?
- 7) Wie wirkt sich die Mitvergärung zugelassener betriebsfremder Stoffe bis zu einer Höhe von 40 kg N ha^{-1} Betriebsfläche auf Nährstoffversorgung, Ertrags-, Qualitäts- und Umweltparameter sowie auf das Energieerzeugungspotenzial eines viehlosen Betriebssystems aus?

Es sollen Aussagen zu den Einflüssen der Biogastechnik auf die Pflanzenproduktion und auf Umweltparameter in viehlosen Öko-Betrieben getroffen sowie daraus resultierende Empfehlungen für die Praxis abgeleitet werden.

5.2 Material und Methoden

Um der Fragestellung nach den konkreten Auswirkungen der Einführung der Biogaserzeugung in ein viehloses ökologisches Betriebssystem auf die Leistungsfähigkeit des Systems und auf einzelne Umweltparameter nachzugehen, wurde auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof ein Exaktfeldversuch angelegt (Tab. 5-1 und Kapitel 3). Der Versuch wurde mit drei Varianten durchgeführt, die in Kapitel 3 erläutert wurden.

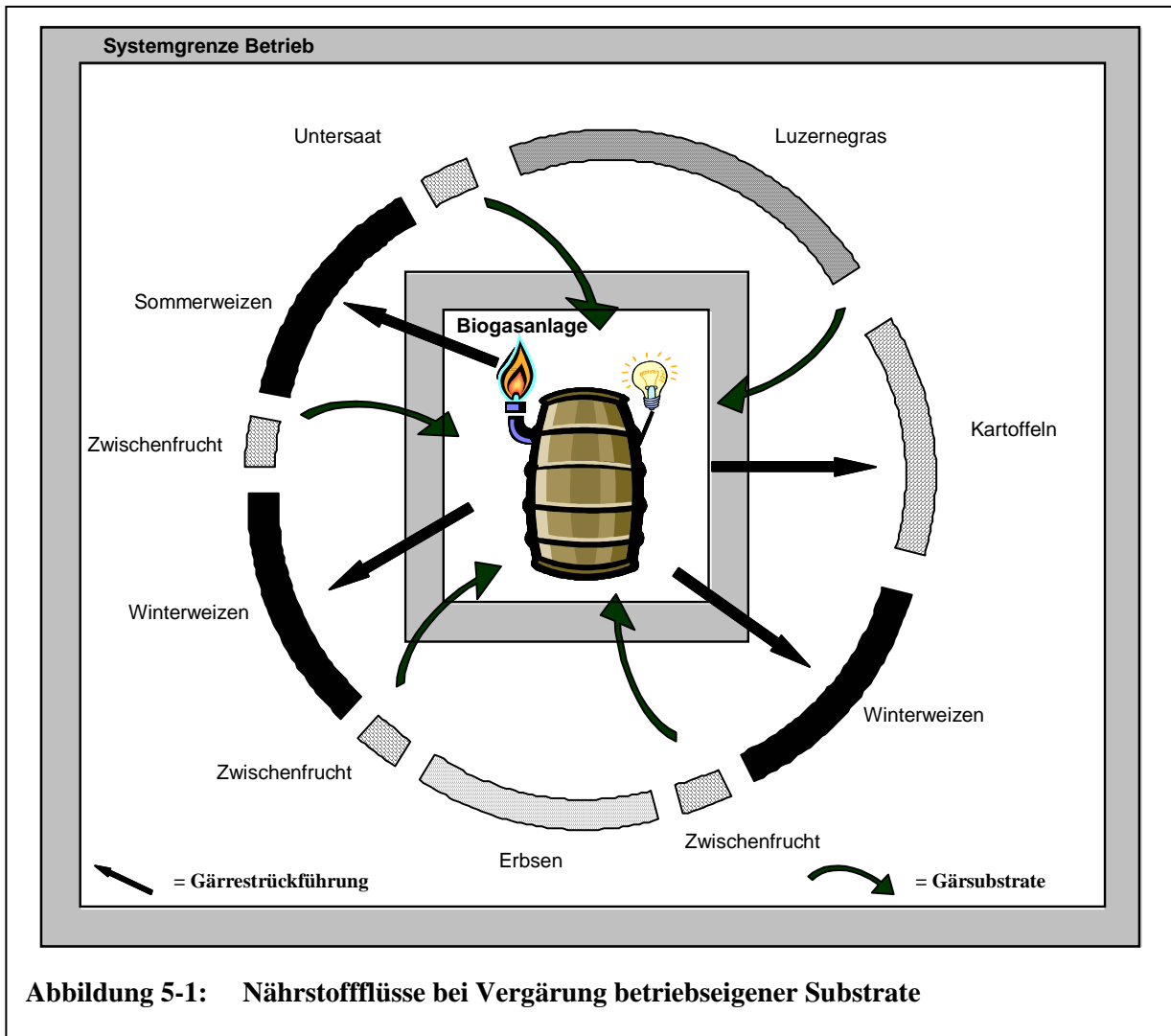
Folgende Nährstoffflüsse lagen den untersuchten Systemen zu Grunde: In der Kontrollvariante dienten die verbliebenen Erntereste der Vorfrüchte sowie die Aufwüchse von Klee gras und Zwischenfrüchten direkt zur Versorgung der Nachfrüchte (Tab. 5-1). In beiden Biogasvarianten wurde diese betriebseigene Biomasse geerntet und in der Biogasanlage vergoren (Tab. 5-1 sowie Abb. 5-1, halbrunde Pfeile innen zur Biogasanlage). Die Gärreste daraus wurden nur zu den nicht-legumen Früchten in der Fruchtfolge gegeben (gerade Pfeile von der Biogasanlage zum Weizen und zu den Kartoffeln).

Innerhalb der Fruchtfolge fanden Nährstoffverschiebungen zu Gunsten des Getreides statt (siehe hierzu auch Tab. 5-1, 5-2 und 5-3). Nach Winterweizen 3 und nach Sommerweizen wurden Stroh und Zwischenfruchtaufwüchse geerntet, die Folgefrüchte Erbsen bzw. Klee gras aber nicht gedüngt. Zudem wurden die Kartoffeln nicht mit der kompletten Nährstoffmenge gedüngt, die zuvor mit den Klee gras aufwüchsen geerntet worden war.

Bei Variante v-los BF kamen zusätzlich zu den betriebseigenen Koppelprodukten betriebsexternen Substrate zum Einsatz. Somit standen zusätzliche Nährstoffmengen zur Düngung der bedürftigen Kulturen zur Verfügung.

Wegen der späten Projektbewilligung konnte im Jahr 2002 die Technikumsanlage zur Vergärung der Pflanzenaufwüchse erst spät in Betrieb genommen werden. Die Düngung konnte so vor allem beim Winterweizen nicht mehr zu den pflanzenbaulich optimalen Terminen erfolgen. Zum Düngjahr 2005 wurden einige Optimierungen vollzogen, die sich aus den Erkenntnissen der Vorjahre ergaben. Da sich aus diesen Veränderungen Einschränkungen der Vergleichbarkeit ergeben, werden im Folgenden vor allem die Ergebnisse der Kernjahre 2003 und 2004 dargestellt. Die Jahre 2002 und 2005 finden ausschnittsweise Berücksichtigung.

Erhoben wurden Erträge und Nährstoffgehalte von Haupt- und Zwischenfrüchten. Die N_{\min} -Gehalte im Boden wurden jeweils im Frühjahr und im Herbst in den Tiefenstufen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm gemessen. Zur Erfassung des Verlaufs der TM-Bildung und der N-Aufnahme wurden Zeiternten bei Druschfrüchten und Kartoffeln genommen. Zur Vorgehensweise im Einzelnen siehe Kapitel 4.2.3 bis 4.2.9.



In Zusammenarbeit mit dem Institut für Angewandte Mikrobiologie der Universität Gießen wurden die klimarelevanten Emissionen aus den Böden der unterschiedlich gedüngten Parzellen gemessen (siehe auch Kapitel 6). Zur Berechnung der Energieerträge sei hier auf Kapitel 4.2.7 verwiesen.

Tabelle 5-1: Bodennutzungssystem viehlose Öko-Bewirtschaftung (in Klammern: Abkürzungen im Text)

Fruchtfolge		Besonderheiten Bewirtschaftung		
Hauptfrüchte	Zwischenfrüchte (ZW)	übliche viehlose Bewirtschaftung ohne Vergärung (v-los)	Varianten mit Vergärung	
			nur betriebseigene Substrate (v-los BG)	betriebseigene und betriebsfremde Substrate ¹⁾ (v-los BF)
(1) Klee gras (KG)		Aufwuchs gemulcht	Schnittnutzung mit anschließender Vergärung	
(2) Kartoffeln (KA)		Düngung nur durch Vorfrucht	Düngung durch Vorfrucht und mit Gärresten	
(3) Winterweizen (WW3)	Stoppelsaat (StS)	Düngung nur durch Vorfrucht	Düngung mit Gärresten	
(4) Erbsen (Erb)	Stoppelsaat (StS)	Düngung durch Gründüngung vom Vorjahr	Gründüngung vom Vorjahr geerntet, daher nur geringe Gründüngung	
(5) Winterweizen (WW5)	Stoppelsaat (StS)	Düngung durch Vorfrucht und Gründüngung	Düngung durch Vorfrucht, Gründüngung abgeerntet, Düngung mit Gärresten	
(6) Sommerweizen (SW)	Untersaat (US)	Düngung durch Vorfrucht und Gründüngung	Gründüngung aus Vorjahr abgeerntet, Düngung mit Gärresten	
Ackerfläche (AF): insgesamt 6 Fruchtfolgefelder ²⁾ , davon		- Marktfruchtfläche (MF): 5 Fruchtfolgefelder - Fläche Nicht-Leguminosen (NL): 4 Fruchtfolgefelder - Anbaufläche Winterweizen (WW): 2 Fruchtfolgefelder		
¹⁾ Zusätzliche Vergärung von Abfallkartoffeln bzw. Klee gras (aus Zukauf)				
²⁾ rechnerisch pro Fruchtfolgefeld 1 ha.				

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Menge und Verteilung der organischen Dünger

Zur Düngerproduktion für die Versuchsjahre 2003 und 2004 dienten jeweils die Nebenernte-Produkte der Vorjahre (Tab. 5-2). In der Kontrollvariante v-los beruhte die N-Versorgung auf der Grün- und Strohdüngung, sie betrug für die gesamte Ackerfläche 720 kg N, umgerechnet 120 kg N ha⁻¹ LF. Diese N-Mengen verblieben als Gründünger direkt zur Versorgung der jeweiligen Nachfrüchte auf dem Feld. Bei beiden Biogasvarianten konnten in den erntbaren Teilen der Nebenernte-Produkte im Mittel der Jahre 2002 und 2003 N-Mengen von 700 kg N (Variante v-los BF) bis 733 kg N (Variante v-los BG) gemessen werden. In den Biogas-Varianten wurde das Material zur Vergärung geerntet und stand dann mit den Gärresten zur Düngung der bedürftigen Kulturen zur Verfügung. Die Aufwüchse des Klee grasses im Hauptfruchtjahr trugen bei allen Varianten mehr als 40% zu den bereitgestellten Stickstoffmengen bei (Tab. 5-2). Einen in etwa gleich hohen Beitrag lieferten die Zwischenfrüchte (inklusive Herbstaufwuchs der Untersaat). Vergleichsweise gering, mit jeweils neun Prozent Anteil, war die Stickstoffmenge, die im Stroh von Getreide und Körnererbsen enthalten war.

Tabelle 5-2: Stickstoffmengen in Nebenernteprodukten im Mittel der Jahre 2002 und 2003
[kg N ha⁻¹]

	KG bzw. Stroh			ZW, US			Σ		
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF
KG	338	346	315	0	0	0	338	346	315
KA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WW3	13,4	14,4	14,9	91,5	102	94,7	104,9	116,4	109,6
Erb	22,4	22,4	21,8	84,1	76,5	86,4	106,5	98,9	108,2
WW5	17,2	17,4	15,8	92,7	90,8	93,3	109,9	108,2	109,1
SW	12,3	12,6	13,1	48,5	50,5	44,5	60,8	63,1	57,6
Σ AF	403	413	381	317	320	319	720	733	700
\bar{x} AF	67,2	68,8	63,4	52,8	53,3	53,2	120	122	117

Nach der Vergärung der Nebenernteprodukte standen im Mittel der Hauptfruchtjahre 2003 und 2004 in Variante v-los BG im Durchschnitt 133 kg N ha⁻¹ zur Düngung der nicht-legumen Früchte in der Fruchtfolge zur Verfügung (Tab. 5-3). Durch die Einbeziehung von Substraten von außerhalb des Betriebssystems kamen hierfür bei Variante v-los BF 55 kg N ha⁻¹ Nicht-Leguminosenfläche hinzu. Zwischen der gemessenen Bereitstellung von Stickstoff mit dem Gärsubstrat und der nach der Vergärung zur Verfügung stehenden Stickstoffmenge bestand eine Differenz von jeweils etwa 200 kg N. Diese Differenz beruht unter anderem darauf, dass im Vergärungsprozess aufgrund von technischen Problemen der Prototyp-Anlage Verluste an flüssigen Gärsubstraten stattfanden, die sich zeitnah nicht quantifizieren ließen.

Mehr als die Hälfte des Düngerstickstoffes der Biogasvarianten lag in festen Gärresten vor. Bei Variante v-los BG lag dieser Anteil im Mittel der Jahre 2003 und 2004 bei 57%, bei Variante v-los BF bei 65% (Tab. 5-3). Die Verluste an flüssigem Gärrest waren besonders bei der Variante v-los BF für das Düngjahr 2004 ausgeprägt. Daher lag in 2004 der Feststoffanteil bei dieser Variante mit 72% deutlich über dem des Vorjahres mit 57%.

Zum Saatzeitpunkt des Winterweizens waren die Substrate noch nicht vergoren. Daher wurde dieser in beiden Varianten ausschließlich mit flüssigen Gärresten im Frühjahr gedüngt. Zu Sommerweizen und Kartoffeln wurden im Wesentlichen feste Gärreste zur Pflugfurche im Winter gegeben.

Tabelle 5-3: Düngerbereitstellung und -verteilung im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [kg N]

	v-los BG		v-los BF	
N aus erntbaren Neben- ernteerzeugnissen	733		700	
N aus betriebsfremden Kosubstraten	0		240	
Σ	733		940	
Bereitstellung zur Dün- gung der AF (6 ha)	530		750	
Differenz	203		190	
\bar{x} je ha AF	88		125	
\bar{x} je ha NL	133		188	
	Verteilung zu den Nicht-Leguminosen			
	feste Gärreste	Gärflüssigkeit	feste Gärreste	Gärflüssigkeit
KA	190	0	214	28
WW3	0	88	0	104
WW5	0	134	0	115
SW	113	5	272	17
Σ	303	227	486	264

Die nicht systembedingten Verluste aus der Perkulationsanlage, die sich auf die Menge der Flüssigdüngung v.a. zu Sommerweizen auswirkten, erschwerten die Gesamtbilanzierung der Ertragsleistung der Fruchtfolge. Um hier eine realistischere Einschätzung zu ermöglichen, bietet sich die Heranziehung der Daten von 2002 und 2005 an. In beiden Jahren erhielt der Sommerweizen die Flüssigdüngung in der systembedingt vorgesehenen und vorhandenen Menge (siehe Tab. 5-4).

Tabelle 5-4: Düngerverteilung zu Sommerweizen im Mittel der Jahre 2002 und 2005 [kg N ha⁻¹]

	v-los BG		v-los BF	
	feste Gärreste	Gärflüssigkeit	feste Gärreste	Gärflüssigkeit
Sommerweizen	91	104	108	174

5.3.2 Biomasseleistung der Fruchtfolge und Erträge der Einzelkulturen

5.3.2.1 Erträge der Hauptfrüchte

Bezogen auf die gesamte Ackerfläche konnte im Durchschnitt der Jahre 2003 und 2004 ein mittlerer Trockenmasseertrag an Hauptfrüchten (Kartoffelknollen sowie Weizen- und Erbsenkorn) in Höhe von 37,8 (v-los BF) bis 39,8 dt TM ha⁻¹ a⁻¹ (v-los BG) erzielt werden (Tab. 5-5). In der

Summe aus Haupt- und Nebenernteprodukten lag der Trockenmasseertrag zwischen 102 (v-los sowie v-los BF) und 106 dt TM ha⁻¹ a⁻¹ (v-los BG).

Systemeffekte in Bezug auf die Biomasseleistung der Hauptfrüchte traten auf Fruchtfolgeebene nicht auf. Es konnten jedoch signifikante Wechselwirkungen festgestellt werden, die darauf beruhen, dass im Jahre 2003 im System v-los BF die niedrigste TM-Bildung im Durchschnitt der Fruchtfolge ermittelt wurde, während im Jahre 2004 keine signifikanten Unterschiede zwischen den Systemen auftraten.

Tabelle 5-5: Trockenmasseerträge der Hauptfrüchte im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [dt TM ha⁻¹]

	Hauptprodukte (Knollen und Körner)			Nebenernteprodukte (Klee-gras und Stroh)			Σ Haupt- und Nebenernteprodukte			
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
KG	0	0	0	129	137	133	129	137	133	133c
KA	74,3	74,8	67,7	0	0	0	74,3	74,8	67,7	72,3a
WW3	53,5	58,5	53,3	73,2	82,3	76,3	127	141	130	133c
Erb	28,7	26,6	28,5	41,2	32,6	42,2	69,9b	59,2a	70,7b	66,6a
WW5	43,0a	50,5b	46,3ab	69,7a	87,1b	79,2ab	113a	138b	126ab	126c
SW	32,8	28,5	30,9	65,3	57,4	56,0	98,1	85,9	86,9	90,3b
\bar{x} MF	46,5	47,8	45,3	49,9	51,9	50,7	96,3	99,7	96,1	97,4
\bar{x} NL	50,9ab	53,1b	49,6a	52,1	56,7	52,9	103ab ¹⁾	110b	102a	105
\bar{x} WW	48,3a	54,5b	49,8ab	71,4a	84,7b	77,8ab	120a	139b	128ab	129
\bar{x} AF	38,7	39,8	37,8	63,1	66,1	64,5	102	106	102	103

¹⁾ Differenz zu v-los BG: p=0,07

Nicht-legume Marktfrüchte

Die Gesamtbiomasseleistung des Systems v-los BG war mit durchschnittlich 110 dt TM je Hektar nicht-legumer Marktfruchtfläche am höchsten, die der Variante v-los BF mit 102 dt TM ha⁻¹ NL am niedrigsten (Tab. 5-5). Die Systeme v-los und v-los BF unterschieden sich nicht, die Unterschiede zwischen den Systemen v-los und v-los BG waren mit p = 0,07 sehr nahe an der Signifikanzgrenze von p ≤ 0,05. Die Effekte waren in beiden Jahren statistisch gleichgerichtet, es waren keine Wechselwirkungen zu beobachten.

Es wurden signifikant höhere (7%) Hauptprodukterträge der Nicht-Leguminosen bei der Variante v-los BG gegenüber der Variante v-los BF gemessen (Tab. 5-5). Der Wert der Kontroll- bzw. Gründungsvariante v-los lag um 4% unter dem der Variante v-los BG, unterschied sich aber statistisch nicht von dem der beiden anderen Varianten.

Winterweizen

Bei der Biomasseleistung des Winterweizens (Summe aus Korn und Stroh) wurden signifikante Systemeffekte festgestellt. Der mittlere Kornertrag der beiden Winterweizen in unterschiedlicher Fruchtfolgestellung lag bei der Gründüngungsvariante in den Jahren 2003 und 2004 bei 48,3 dt TM ha⁻¹, der Ertrag der Variante v-los BG lag um über sechs Dezitonnen signifikant darüber (Tab. 5-5). Auch in Bezug auf den Strohertrag und in der Summe aus Korn und Stroh waren die höheren Leistungen der Variante v-los BG gegenüber der Kontrolle statistisch absicherbar. Bei den genannten Merkmalen lagen die Werte der Variante v-los BF zwischen denen der beiden übrigen Systeme. Signifikante Wechselwirkungen traten nicht auf. An dieser Stelle ist der Hinweis notwendig, dass im Jahre 2003 Kartoffeln als betriebsfremdes Koferment eingesetzt bzw. vergoren wurden. Der flüssige Gärrest daraus war zwischen Entnahme und Düngung nachgesäuert. Nach dessen Düngung zeigten die Weizenbestände starke Wachstumsdepressionen. Zum Teil waren auch Verätzungen und der Ausfall einzelner Pflanzen festzustellen.

Erbsen

Die Kornerträge der Erbsen schwankten im Mittel der Jahre 2003 und 2004 zwischen 26 (Variante v-los BG) und 30 dt TM ha⁻¹ (Variante v-los). Aus der statistischen Verrechnung der Summe aus Stroh und Korn ergibt sich eine höhere Trockenmassebildung der Varianten v-los und v-los BF gegenüber der Variante v-los BG.

Beeinträchtigt wurden die Erträge durch erheblichen Mäuse- und Vogelfraß. Besonders im Jahr 2003 wurden Saatgut und Keimlinge in hohem Maße gefressen. Die Lücken wurden mehrfach nachgesät, bis zu vier Wochen nach dem ursprünglichen Saattermin. Trotz der Nachsaaten war die Bestandesdichte einzelner Parzellen nicht zufriedenstellend. Hiervon war v.a. das System v-los BG betroffen. Da die Pflanzen gleichzeitig abreiften, waren die zu verschiedenen Zeitpunkten gesäten Bereiche zur Ernte nicht mehr unterscheidbar.

Kleegras

Das Kleegras bildete ohne nachweisbare Systemeffekte eine Trockenmasse von 129 (v-los) bis 137 (v-los BG) dt TM ha⁻¹.

Kartoffeln

Auch die Kartoffeln zeigten bei einem Ertragsniveau der Knollen von 68 (v-los BG) bis 75 dt TM ha⁻¹ statistisch keine Variantenunterschiede.

Sommerweizen

Bereits in Kapitel 5.3.1 wurde auf die nicht systembedingten Gärflüssigkeitsverluste in den Jahren 2003 und 2004 hingewiesen, die dazu führten, dass keine flüssigen Gärreste zur Düngung des Sommerweizens zur Verfügung standen. In diesen beiden Kernjahren wurden keine signifikanten Ertragsunterschiede zwischen den drei Systemen ermittelt.

In den Jahren 2002 und 2005 wurde der Sommerweizen systemkonform mit festen und flüssigen Gärresten gedüngt. Im Durchschnitt beider Jahre wurden in beiden Vergärungssystemen eine signifikant höhere Biomasseleistung sowie signifikant höhere Kornerträge gemessen. Die Unterschiede im Kornertrag gegenüber der Kontrolle betragen beim System v-los BG 25% und beim System v-los BF 35% (siehe Tab. 5-6).

Tabelle 5-6: Trockenmasseertrag von Sommerweizen im Durchschnitt der Jahre 2002 und 2005 [dt TM ha⁻¹]

	Kornertrag			Strohertrag			Σ Korn-+Strohertrag		
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF
SW	20,4a	25,6b	27,6b	37,8a	42,8ab	47,6b	58,3a	68,4b	75,3b

5.3.2.2 Zwischenfruchterträge

Die Trockenmassebildung durch die bei vier von sechs Hauptfrüchten in Stoppel- oder Untersaat etablierten Zwischenfrüchte lag im Durchschnitt der Zwischenfruchtfläche bei 29 dt TM ha⁻¹ und im Mittel der gesamten Ackerfläche bei knapp 20 dt TM ha⁻¹ (Tab. 5-7). Variantenunterschiede waren hier nicht festzustellen. Die in Blanksaat gesäten Zwischenfruchtgemenge nach den Hauptfrüchten Winterweizen und Erbsen bildeten mit 33-34 dt TM ha⁻¹ dabei im Vergleich zur Untersaat nach dem spät geernteten Sommerweizen mit 15 bis 17 dt TM ha⁻¹ eine doppelt so hohe Trockenmasse.

In Bezug auf den gesamten Trockenmasseaufwuchs der Zwischenfrucht zeigten sich Systemunterschiede ausschließlich im Zwischenfruchtgemenge nach Erbsen. Beim Kontrollsystem, bei dem das Erbsenstroh auf dem Feld verblieben war, wurde gegenüber dem Biogassystem v-los BG eine um 4 dt TM ha⁻¹ signifikant höhere Biomassemenge gebildet. Dieser Unterschied beruhte auf den höheren Aufwüchsen der Nicht-Leguminosen (Ölrettich) im Gemenge. Das Biogassystem v-los BF lag nach Erbsen sowohl in Bezug auf die Trockenmassebildung der Nicht-Leguminosen, als auch hinsichtlich des gesamten Aufwuchses des Gemenges zwischen den beiden übrigen Varianten und unterschied sich statistisch nicht von diesen.

Tabelle 5-7: Trockenmasseerträge [dt TM ha⁻¹] der Zwischenfrüchte im Mittel der Jahre 2003 und 2004

	Zwischenfrucht Leguminosen			Zwischenfrucht Nicht-Leguminosen			Σ Zwischenfruchtgemenge			
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
WW3	21,3	18,6	17,5	15,2	19,8	20,8	36,5	38,4	38,3	37,7d
Erb	9,24	9,71	10,0	21,0b	16,5a	18,4ab	30,2b	26,2a	28,4ab	28,3b
WW5	23,5	20,3	21,2	11,8	13,2	12,4	35,3	33,5	33,6	34,1c
SW	-	-	-	-	-	-	15,1	14,6	16,9	15,5a
\bar{x} ZW							29,3	28,2	29,3	28,9
\bar{x} StS	18,0	16,2	16,2	16,0	16,5	17,2	34,0	32,7	33,4	33,4
Σ AF	-	-	-	-	-	-	117	113	117	115,7
\bar{x} AF	-	-	-	-	-	-	19,5	18,8	19,5	19,3

Der höchste Leguminosenanteil im Gemenge wurde in der Zwischenfrucht des auf Erbsen folgenden Winterweizens erreicht (WW5) (siehe Tab. 5-8). Deutlich niedriger lag dieser bei den Zwischenfrüchten nach WW3 und besonders nach Erbsen. Hinzuweisen ist, dass sich die Zusammensetzung des Zwischenfruchtsaatgutes der Stoppelsaaten generell zwischen den Fruchtfolgefeldern nicht unterschied. Ferner wurden die nach dem Anbau von Körnererbsen gekeimten Ausfallerbse dem legumen Anteil des Gemenges hinzuaddiert. Wichtig erscheint auch der Vermerk, dass die Zwischenfrucht nach Körnererbsen bereits in der ersten Oktoberdekade vor der Aussaat des nachfolgenden Winterweizens geerntet bzw. eingearbeitet wurde, während sie nach Winterweizen erst Ende Oktober/Anfang November geerntet bzw. beprobt wurde, da nach beiden Fruchtfolgefeldern eine Sommerung folgte.

Tabelle 5-8: Anteil der legumen Gemengepartner [%] der Zwischenfrüchte als Stoppelsaaten an der Summe der Trockenmasseerträge im Mittel der Jahre 2003 und 2004

	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
WW3	58,4	48,4	45,7	50,8b
Erb	30,6	37,0	35,2	34,3a
WW5	66,6	60,6	63,1	63,4c
\bar{x} WW	62,5	54,5	54,4	57,1
\bar{x} StS	51,8	48,7	48,0	49,5

Bei der statistischen Verrechnung der Leguminosenanteile wurden in keinem der drei Fruchtfolgefelder mit Stoppelsaaten signifikante Behandlungseffekte bezüglich des Anteils der legumen Gemengepartner am Gesamt-Sprossertrag der Zwischenfrucht ermittelt. Bei der Mulchvariante

wurde nach dem Korndrusch das Weizenstroh auf dem Feld belassen und verteilt, bei den beiden Vergärungssystemen wurde es bis auf den Stoppelrest (ca. 17% vom Gesamtaufwuchs) zur anschließenden Vergärung abgefahren. Da beide Winterweizen bezüglich der Bewirtschaftung vergleichbar waren, bietet sich die gemeinsame Verrechnung beider Fruchtfolgefelder nach dem Kriterium Strohbehandlung an (die beiden Biogasvarianten werden als eine Gruppe verrechnet). Im Ergebnis hatten die legumen Gemengepartner im System v-los mit 62,5% tendenziell höhere Anteile an der insgesamt gebildeten Zwischenfruchtsprossmasse (Tab. 5-8), es verfehlte mit $p = 0,06$ gegenüber v-los BG (54,5%) bzw. $p = 0,085$ im Vergleich zu v-los BF (54,4%) sehr knapp das erforderliche Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$.

5.3.2.3 Gesamtbiomasseleistung

Die gesamte Biomasseleistung der Fruchtfolge lag ohne feststellbare Systemeffekte bei 123 dt TM/ha AF (Tab. 5-9).

Erkennbare Effekte durch die Düngung zeigten sich beim Winterweizen im Mittel der beiden Fruchtfolgefelder: Die Biogasvariante v-los BG bildete gegenüber der Kontrolle absicherbar 19 dt TM ha⁻¹ mehr oberirdische Biomasse. Beim Biogassystem v-los BF betrug die Differenz zur Kontrolle 8 dt TM ha⁻¹ (Tab. 5-9). Statistisch war diese Variante jedoch von den anderen beiden nicht unterscheidbar.

Nach der statistischen Verrechnung lag die gesamte oberirdische Trockenmassebildung der Variante v-los BG bei der Hauptfrucht Erbse unter der der beiden anderen Varianten. Der Abstand zur Kontrolle und zur anderen Biogasvariante betrug 14-15%.

Der aufsummierte Aufwuchs des Sommerweizens mit dem der Untersaat lag bei Variante v-los um 12 dt TM ha⁻¹ signifikant über dem der Variante v-los BG. Zur Variante v-los BF betrug der Abstand 9 dt TM ha⁻¹, statistisch war dieser Unterschied jedoch nicht absicherbar.

Deutlich unter dem Niveau der Fruchtfolge lag die Trockenmassebildung der Kartoffeln, bei denen nur der Knollenertrag berücksichtigt und keine Zwischenfrucht angebaut wurde. Die Krautreste der Kartoffelpflanzen zur Ernte wurden nicht erfasst, Mitte Juli betrug die Trockenmassebildung des Kartoffelkrautes ca. 22-23 dt ha⁻¹. Signifikante Systemeffekte konnten dabei nicht festgestellt werden.

Tabelle 5-9: Gesamt-Biomasseleistung (Haupt- und Zwischenfrucht) der einzelnen Fruchtfolgefelder und in der Summe der Fruchtfolge im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [dt TM ha⁻¹]

	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
KG (Aufwuchs)	129	137	133	133d
KA (Knollen)	74,3	74,8	67,7	72,3a
WW3 (Korn, Stroh, ZF)	163	179	168	170f
Erb (Korn, ZF)	100b	85,4a	99,1b	94,9b
WW5 (Korn, Stroh, ZF)	148a	171b	159ab	159e
SW (Korn, Stroh, US)	113b	101a	104ab	106c
\bar{x} MF	120	122	120	120
\bar{x} NL	125	131	125	127
\bar{x} WW	156a	175b	164ab	165
\bar{x} AF	121	125	122	123

Auch beim Klee gras zeigte die statistische Verrechnung bei einer Trockenmassebildung zwischen 129 (v-los) und 137 dt TM ha⁻¹ (v-los BG) keine Variantenunterschiede.

5.3.3 N-Aufnahme der Fruchtfolge und der Einzelfrüchte

5.3.3.1 N-Aufnahme der Hauptfrüchte

Im **Durchschnitt der gesamten Fruchtfolge** wurde im System v-los BG die höchste N-Aufnahme gemessen, im System v-los die niedrigste (Tab. 5-10). Vergleichbare Ergebnisse wurden auch auf der Ebene des Durchschnitts der Marktfrüchte, der nicht-legumen Marktfrüchte als auch im Mittel der beiden Fruchtfolgefelder mit Winterweizen erzielt.

Tabelle 5-10: N-Aufnahmen der Hauptfrüchte im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [kg N ha⁻¹]

	Hauptprodukte (Knollen und Körner)			Nebenernteprodukte (Kleegras und Stroh)			Σ Haupt- und Nebenernteprodukte			
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
KG	0	0	0	368	383	383	368	383	383	378d
KA	97,5b	98,3b	82,0a	0	0	0	97,5b	98,3b	82,0a	92,6a
WW3	102	118	109	30,8	38,2	33,5	133	156	143	144c
Erb	116	110	115	43,7	37,4	44,4	160	147	159	156c
WW5	71,6a	89,9b	82,6ab	25,8a	36,1 b	32,1b	97,4a	126 b	115b	113b
SW	63,2	55,5	60,2	38,8	52,8	51,1	102	108	111	107ab
\bar{x} MF	90,1	94,3	89,8	27,8	32,9	32,2	118a	127b	122ab	122
\bar{x} NL	83,6a	90,4b	83,5a	23,9a	31,8b	29,2ab	107a	122b	113ab	114
\bar{x} WW	86,8a	104b	95,8ab	28,3a	37,2b	28,3ab	115a	141b	129ab	128
\bar{x} AF	75,1	78,6	74,8	84,5	91,3	90,7	160a	170b	165b	165

Die Varianzanalyse weist signifikante Wechselwirkungen zwischen den Hauptfaktoren Dünge-
system und Jahr aus, die eine Einzeldarstellung der Ergebnisse für jedes einzelne Jahr nahe legen
(Tab. 5-11). Aus den Ergebnissen geht hervor, dass im Jahre 2003 nur geringfügige Unterschiede
zwischen den Systemen bestanden und dass das System v-los BF die niedrigsten N-Aufnahmen
aufwies, während im Jahre 2004 die beiden Biogasvarianten signifikant höhere N-Aufnahmen
erzielten als das Kontrollsystem. Hier sei
nochmals auf die Verätzungsschäden im
Jahre 2003 durch die Düngung vergorener
Kartoffeln (nähere Angaben siehe Kapitel
5.3.2.1, Winterweizen) hingewiesen.

Tabelle 5-11: Durchschnittliche N-Aufnahme durch die Hauptfrüchte [kg N ha⁻¹ AF], dargestellt nach Jahren

	v-los	v-los BG	v-los BF
2003	161ab	165b	151a
2004	159a	179b	180b
\bar{x}	160a	170b	165ab

Die mittlere N-Aufnahme von **Weizenkorn und Kartoffelknollen** lag beim Biogas-
system v-los BG um 8% signifikant über der

der beiden anderen Varianten. Auch in Bezug auf die Nebenernteprodukte (Weizenstroh) war die
N-Aufnahme im System v-los BG gegenüber der Gründungsvariante um 33% signifikant hö-
her, der Wert der Variante v-los BF lag um 22% über dem der Kontrolle, unterschied sich jedoch
statistisch nicht von den anderen beiden (Tab. 5-10). Signifikante Wechselwirkungen zwischen
den Hauptfaktoren Dünge-
system und Jahr sind nicht zu beachten.

Winterweizen

Bei der statistischen Verrechnung der N-Aufnahme des Winterweizens (\bar{x} des WW in unterschiedlicher Fruchtfolgestellung) wiederholt sich das schon unter Kapitel 5.3.2.1 (Trockenmassebildung) gezeigte Bild: Bei gemeinsamer Verrechnung der beiden Winterweizen in unterschiedlicher Fruchtfolgestellung war die Leistung des Systems v-los BG gegenüber der Kontrolle in Bezug auf die N-Aufnahme der Körner, des Strohes und in der Summe beider Parameter statistisch abzusichern (Tab. 5-10). Bei allen drei Merkmalen wurden in der Variante v-los BF Ergebnisse erzielt, die zwischen denen der beiden übrigen lagen.

Im Mittel wurden mit den Körnern in der Variante v-los BG 104 kg N ha⁻¹ entzogen. Der N-Entzug über die Körner der Kontrollvariante lag um 17 kg N ha⁻¹ niedriger.

Der Verlauf der N-Aufnahme des Winterweizens im Mittel der Jahre 2003 und 2004 (Tab. 5-12) zeigt, dass bei der Probenahme Anfang Mai beide Biogasvarianten etwa 25% mehr N aufgenommen hatten als die Kontrollvariante. Während sich die Unterschiede der absoluten N-Aufnahme zwischen den Systemen v-los und v-los BG im Laufe der Vegetation erhöhten, blieb die Differenz in der N-Aufnahme zwischen der Variante v-los und der Biogasvariante v-los BF konstant. Lag die relative Differenz zwischen diesen beiden Systemen zum Messtermin Anfang Mai noch absicherbar bei 32%, verringerte sie sich Anfang Juni auf 15% und zur Ernte (Summe aus Korn und Stroh) auf 12%. Zu den beiden genannten späteren Terminen wurde das statistisch erforderliche Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$ mit $p = 0,07$ bzw. $p = 0,09$ knapp verfehlt, der Unterschied zwischen diesen beiden Varianten war statistisch daher nur tendenziell.

Tabelle 5-12: Verlauf der N-Aufnahme von Winterweizen (WW3 und WW5) während der Vegetation im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [kg N ha⁻¹]

	v-los	v-los BG	v-los BF
Anfang Mai	44,9a	62,4b	59,1b
Anfang Juni	84,6a	109b	97,4ab
Σ Korn + Stroh zur Ernte	115a	141b	129ab

Kartoffeln

Im zweiten Fruchtfolgefeld wurden bei der Zwischenernte Mitte Juli keine signifikanten Differenzen in der N-Aufnahme im Durchschnitt der beiden Jahre festgestellt. Wechselwirkungen zwischen den Hauptfaktoren Düngungssystem und Untersuchungsjahr traten ebenfalls nicht auf. Zur Ernte wurden jedoch statistisch signifikante Unterschiede in den Stickstoffentzügen durch die Kartoffelknollen ermittelt. Sie lagen im Betriebssystem v-los BF mit 82 kg N ha⁻¹ am niedrigsten und in den beiden übrigen Systemen waren sie um rund 19-20% höher (Tab. 5-10 und 4-13).

Tabelle 5-13: Verlauf der N-Aufnahme durch Kartoffeln im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [kg N ha⁻¹]

	v-los	v-los BG	v-los BF
Mitte Juli	117	114	107
Ernte	97,5b	98,3b	82,0a

Klee gras

Als Summe über vier Mulch- bzw. Nutzungstermine wurden beim Klee gras im Mittel der Jahre 2003 und 2004 N-Aufnahmen von durchschnittlich 378 kg N ha⁻¹ ermittelt. Statistisch sind hinsichtlich der Summe der N-Aufnahme über vier Schnitte keine Variantenunterschiede festzustellen (Tab. 5-10 und Tab. 5-14). Allerdings wurden beim ersten Schnitttermin signifikante Differenzen zwischen der Kontrollvariante einerseits und den beiden Biogasvarianten andererseits gemessen. Die beiden ersten Termine trugen zu jeweils knapp einem Drittel zur gesamten N-Aufnahme der erntbaren Sprossmasse bei, die letzten beiden Termine gemeinsam zum letzten Drittel (siehe Tab. 5-14).

Tabelle 5-14: Verlauf der N-Aufnahme [kg N ha⁻¹] durch Klee gras im Durchschnitt der Jahre 2003 und 2004

	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
1. Schnitt	110,5a	131,5b	131,7b	125
2. Schnitt	120,2	122,7	118,0	120
3. Schnitt	73,7	71,7	68,3	71,3
4. Schnitt	63,5	70,3	64,9	66,2
Σ Jahr	368	383	383	378

Erbsen

Weder beim Prüfmerkmal N-Aufnahme des Jahres noch bei der N-Aufnahme von Körnern, Stroh oder Gesamtpflanze sind im Mittel der Jahre 2003 und 2004 statistisch absicherbare Hauptwirkungen festzustellen (Tab. 5-10).

Sommerweizen

Die Stickstoffaufnahmen des Sommerweizens unterschieden sich weder im Verlauf der Vegetationsperiode noch zur Ernte in der Summe aus Korn und Stroh zwischen den Bewirtschaftungssystemen im Mittel der Jahre 2003 und 2004, in denen der Sommerweizen fast ausschließlich mit festen Gärresten gedüngt worden war (Tab. 5-15).

Tabelle 5-15: Verlauf der N-Aufnahme [kg N ha⁻¹] des Sommerweizens im Mittel der Jahre 2003 und 2004

	v-los	v-los BG	v-los BF
Anfang Juni	62,1	55,6	51,4
Anfang Juli	94,0	91,3	89,3
Σ Korn + Stroh zur Ernte	102	108	111
Korn	63,2	55,5	60,2

In den Jahren 2002 und 2005, in denen auch der Sommerweizen systemgemäß mit flüssigen Gärresten gedüngt wurde, wurden signifikante Systemeffekte gemessen (Tab. 5-16). Sowohl die Zeiternte im Juni als auch der Kerndrusch der reifen Körner zeigten in diesen beiden Jahren eine signifikant erhöhte N-Aufnahme in beiden Biogassystemen gegenüber der üblichen Bewirtschaftung. Zur Zeiternte im Juni hatte der Bestand der Variante v-los BG gegenüber der Kontrolle 53% mehr Stickstoff aufgenommen. Bei zusätzlicher Düngung betriebsfremder Kofermente in Variante v-los BF erhöhte sich die Differenz zur Kontrolle zu diesem Messzeitpunkt auf 69%.

Zur Ernte wurden mit dem Korn im Mittel der Jahre 2002 und 2005 bei Variante v-los BG gegenüber der Gründungsvariante 26% mehr Stickstoff geerntet, die zusätzliche Düngung betriebsfremder Substrate erhöhte hier den Abstand zur Kontrolle auf 48%. Das Stroh zeigte in Bezug auf die N-Aufnahme keine Systemeffekte. In der Summe der N-Aufnahme von Stroh und Korn ließ sich der gegenüber der Kontrolle um 38% erhöhte Wert der Variante v-los BF statistisch von den beiden anderen Varianten unterscheiden. Der Wert der Variante v-los BG lag hier zwar um 17% über dem der Kontrolle, war statistisch jedoch mit diesem gleich.

Tabelle 5-16: Verlauf der N-Aufnahme [kg N ha⁻¹] des Sommerweizens im Mittel der Jahre 2002 und 2005

	v-los	v-los BG	v-los BF
Anfang Juni	35,0a	53,6b	59,3b
Korn	41,9a	53,0b	62,0b
Stroh	20,1	19,3	23,6
Σ Korn + Stroh zur Ernte	62,0a	72,3a	85,6b

5.3.3.2 Rohproteingehalte des Weizens

Der mit flüssigen Gärresten gedüngte Winterweizen der beiden Biogasvarianten wies gegenüber der Kontrolle signifikant höhere Rohproteingehalte auf (Tab. 5-17), mit vergleichbaren Effekten in beiden Fruchtfolgefeldern. Bei dem nach Kartoffeln stehenden Winterweizen erreichte die Kontrollvariante einen Rohproteingehalt von 10,9%. Die Werte der Biogasvarianten lagen um 0,6 (v-los BG) beziehungsweise 0,8 (v-los BF) Prozentpunkte signifikant höher.

Die Gehalte des Winterweizens nach Erbsen lagen bei allen Varianten um jeweils mehr als einen Prozentpunkt unter denen des nach Kartoffeln stehenden. Hier enthielt der Winterweizen der Kontrollvariante 9,52% Rohprotein. Die Variante v-los BG erreichte einen um 0,7 Prozentpunkte bzw. über sieben Prozent signifikant höheren Wert. Bei Variante v-los BF betrug der ebenfalls abgesicherte Unterschied zur Kontrolle 0,8 Prozentpunkte bzw. gut acht Prozent.

Im Sommerweizen waren im Durchschnitt der Jahre 2003 und 2004 keine statistischen Unterschiede im Rohproteingehalt feststellbar. Die Werte lagen hier zwischen 10,9 und 11,1%. Im Mittel der beiden Jahre 2002 und 2005 unterschieden sich die Rohproteingehalte der beiden Systeme v-los und v-los BG nicht, die Variante v-los BF wies signifikant höhere Rohproteingehalte auf.

Tabelle 5-17: Rohproteingehalte des Weizens im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [%]

	v-los	v-los BG	v-los BF
WW3	10,9a	11,5b	11,7b
WW5	9,52a	10,2b	10,3b
SW 2003+04	10,9	10,9	11,1
SW 2002+05	11,9a	12,0a	12,8b

5.3.3.3 Entwicklung des Winterweizens im Jahr 2005

Ohne Verluste aus der Vergärungsanlage und bei frühzeitiger Düngung auch der festen Gärreste hatte der Winterweizen beider Biogasvarianten im Mittel der beiden Fruchtfolgefelder gegenüber der Gründungsvariante bis zur Zeiternte im Juni signifikant mehr Stickstoff aufgenommen (Tab. 5-18). Die Differenz der beiden Biogas- Varianten zur Kontrolle betrug 35-38 kg N ha⁻¹.

Tabelle 5-18: N-Aufnahme [kg N ha⁻¹ a⁻¹], Ertrag [dt TM ha⁻¹ a⁻¹] und Rohproteingehalt [%] des Winterweizens (WW3 und WW5) im Jahr 2005,

	v-los	v-los BG	v-los BF
N-Aufnahme im Juni	153a	188b	191b
Kornertrag	54,9	53,8	49,7
Strohertrag	94,2	93,3	96,4
Rohproteingehalt	10,5a	11,5ab	12,4b
N-Aufnahme der Körner	102	108	108
N-Aufnahme von Korn und Stroh	142	156	156

Heftige Gewitter ab Ende Juni führten bei den üppig stehenden Beständen der Biogasvarianten zu Lager. Dieses verstärkte sich im Laufe der folgenden langen Regenperiode bis zur späten Ernte in diesem Jahr. Zu diesem Zeitpunkt unterschieden sich N-Aufnahme und Trockenmassebildung der Varianten statistisch nicht mehr. Der Rohproteingehalt der Variante v-los BF lag statistisch absi-

cherbar um 1,9 Prozentpunkte über dem der Kontrollvariante. Bei Variante v-los BG lag der Wert um einen Prozentpunkt über dem der Kontrolle, unterschied sich statistisch aber nicht von den beiden anderen.

5.3.3.4 N-Aufnahmen der Zwischenfrüchte

Im Mittel der gesamten Ackerfläche (6 ha) wurde bei den Zwischenfrüchten eine Stickstoffaufnahme von ca. 69 kg N ha⁻¹ gemessen (Tab. 5-19). In der Summe der gesamten Ackerfläche unterschieden sich die drei untersuchten Düngungssysteme nicht. Signifikante Systemeffekte in Bezug auf die gesamte N-Aufnahme der Zwischenfrucht wurden beim auf Sommerweizen folgenden Aufwuchs der Untersaat festgestellt.

Die unterschiedliche Behandlung des Weizenstrohes wirkte sich auf die Gemengepartner der folgenden Zwischenfrucht unterschiedlich aus: In beiden Fruchtfolgefeldern wiesen die legumen Gemengepartner in der Kontrollvariante (bei der das Stroh auf dem Feld verblieb) signifikant höhere Stickstoffaufnahmen auf als in den beiden Systemen mit Biogasvergärung (bei denen das Stroh bis auf den unvermeidbaren Stoppelrest abtransportiert wurde). Dagegen wurde in diesen Fruchtfolgefeldern beim nicht-legumen Gemengepartner eine signifikant niedrigere N-Aufnahme in der Kontrollvariante gemessen als in beiden Biogassystemen (Tab. 5-19).

Tabelle 5-19: N-Aufnahmen der Zwischenfrüchte im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [kg N ha⁻¹]

	Zwischenfrucht Leguminosen			Zwischenfrucht Nicht-Leguminosen			Σ Zwischenfruchtgemenge			
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
WW3	89,6	77,4	72,5	47,6	62,4	63,3	137	140	136	137,7c
Erb	39,1	40,3	40,9	56,2	50,4	53,5	95,3	90,7	94,4	93,5b
WW5	104	85,9	83,7	29,5	37,3	32,9	134	123	117	124,7c
SW	-	-	-	-	-	-	51,9a	55,5ab	65,6b	57,7a
\bar{x} StS	78	68	66	44,4	50,0	49,9	122	118	116	118,7
\bar{x} WW	96,8b	81,7a	78,1a	38,6a	49,9b	48,1b	135,5	131,5	126,5	131,2
Σ AF	-	-	-	-	-	-	418	409	412	413
\bar{x} AF	-	-	-	-	-	-	69,7	68,2	68,7	68,9

Bei den auf Körnererbsen folgenden Zwischenfrüchten wurden keine Unterschiede zwischen den Düngesystemen im Anteil des Leguminosen-N am Gesamt-N ermittelt (Tab. 5-20). Aus der gemeinsamen Verrechnung der beiden auf Winterweizen folgenden Stoppelsaaten geht hervor, dass durch den Abtransport des Strohs der Beitrag der Leguminosen an der Gesamt-N-Aufnahme der Zwischenfrucht um ca. 10 Prozentpunkte sank.

Werden die Zwischenfrüchte in verschiedener Fruchtfolgestellung miteinander verglichen, lassen sich drei Niveaus erkennen: Die signifikant niedrigste N-Aufnahme wurde bei der Untersaat im Mittel der drei Bewirtschaftungssysteme gemessen (Tab. 5-19). Die Zwischenfrüchte nach Winterweizen, die wegen der folgenden Sommerungen in allen Varianten erst Anfang November beprobt wurden, wiesen mit 125 bzw. 138 kg N ha⁻¹ im Mittel der drei Varianten die höchsten N-Aufnahmen auf. Deutlich niedriger war die N-Aufnahme der auf Körnererbsen folgenden Zwischenfrucht (Tab. 5-19).

Zudem lag bei der auf Erbsen folgenden Stoppelsaat der Anteil der Leguminosen an der gesamten N-Aufnahme des Zwischenfruchtgemenges mit knapp 42% signifikant unter dem entsprechenden Anteil bei den auf Winterweizen folgenden Zwischenfrüchten (Tab.5-20). Bei der Zwischen-

frucht, die nach WW3 angebaut wurde, nahmen beide Gemengepartner etwa gleich viel Stickstoff auf (Tab. 5-20). Zu ca. 72% trugen die Leguminosen bei der auf WW5 folgenden Zwischenfrucht zur N-Aufnahme bei.

5.3.3.5 Summe der N-Aufnahme von Haupt- und Zwischenfrüchten

Im Durchschnitt der gesamten Ackerfläche wurden Jahres-N-Aufnahmen (Summe der N-Aufnahmen aus Haupt- und Zwischenfrüchten) von 229 (v-los) bis 238 kg N ha⁻¹ (v-los BG) gemessen (Tab. 5-21). Statistisch bestanden weder auf dieser noch auf den Ebenen „Durchschnitt der Marktfrüchte“, „Durchschnitt der Nicht-Leguminosen“ bzw. „Durchschnitt des Winterweizens“ Unterschiede zwischen den Varianten.

Die N-Aufnahme des Kleegrases

Tabelle 5-20: Anteil der Leguminosen an der Gesamt-N-Aufnahme des Zwischenfruchtgemenges bei den Stoppelsaaten [%] im Mittel der Jahre 2003 und 2004

	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
WW 3	64,9	54,5	51,8	57,1b
Erb	39,4	44,0	41,6	41,7a
WW 5	76,8	69,0	70,4	72,1c
\bar{x} StS	60,4	55,8	54,6	56,9
\bar{x} WW	70,9b	61,7a	61,1a	64,6

Tabelle 5-21: Summe der N-Aufnahme von Haupt- und Zwischenfrüchten im Mittel der Jahre 2003 und 2004 [kg N ha⁻¹]

	v-los	v-los BG	v-los BF	\bar{x}
KG	368	383	383	378e
KA	97,5	98,3	82,0	92,6a
WW3	270	296	278	281d
Erb	255	238	254	249c
WW5	231	249	231	237c
SW	154a	164ab	177b	165b
\bar{x} MF	201	209	204	205
\bar{x} NL	188	202 ¹⁾	192	194
\bar{x} WW	250	273	255	259
\bar{x} AF	229	238	234	234

¹⁾ Signifikanzniveau zu Variante v-los: p=0,052

lag mit 378 kg N ha^{-1} um mehr als ein Drittel über dem mittleren Wert der Ackerfläche (238 kg N ha^{-1}). Im Bereich des mittleren Niveaus der Fruchtfolge bzw. teils leicht darüber lagen die Stickstoffaufnahmen von Winterweizen und Erbsen. Hier lieferte jeweils die folgende Zwischenfrucht einen erheblichen Beitrag (Tab. 5-20). Mit ca. 93 kg N ha^{-1} nahmen die Kartoffeln (im Mittel der drei Varianten) im Vergleich zum Mittelwert der Fruchtfolge 60% weniger Stickstoff auf. Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass bei den Kartoffeln nur die N-Aufnahme der Knollen berücksichtigt wurde. Die Werte des Sommerweizens inklusive des Herbstaufwuchses der Untersaat lagen um 25 – 34% unter dem Durchschnitt der Fruchtfolge. Hier waren Bewirtschaftungseffekte statistisch nachweisbar: Der Wert der Variante v-los BF lag um 23 kg N ha^{-1} signifikant über dem der Mulchvariante. Demgegenüber unterschied sich das Biogassystem v-los BG statistisch nicht von den beiden anderen.

5.3.4 Potenzielle Energieerträge

Mit der Nutzung der betriebseigenen Aufwüchse des Klee-grases und der Zwischenfrüchte sowie des Strohes von Getreide und Körnererbsen und der nicht vermarktungsfähigen Kartoffeln (rechnerisch 20% des Ertrages) ließe sich bei den vorgestellten Betriebssystemen v-los BG und v-los BF jeweils ein Energieertrag von ca. $10.000 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ (brutto) erzielen, bezogen auf sechs Hektar der untersuchten Fruchtfolge (Tab. 5-22). Dieser Energieertrag könnte zusätzlich zum Marktflechtertrag der jeweiligen Fruchtfolge erzielt werden, wobei Silier- und Transportverluste sowie notwendige Abzüge bei nicht vollständiger Vergärung in der Biogasanlage nicht eingerechnet wurden. Dafür sind Abzüge von etwa 15-25% zu berücksichtigen. Der Energieverbrauch für die Ernte der Substrate und die Ausbringung der Gärreste sowie der Eigenverbrauch der Anlage sind bei diesen Werten ebenfalls nicht berücksichtigt. Diese Aspekte werden in Kapitel sechs bearbeitet und bilanziert.

In beiden Biogassystemen trugen die Aufwüchse des Klee-grases im Hauptfruchtjahr etwa 35% zum nutzbaren betriebseigenen Energiepotenzial bei (Tab. 5-22). Der Beitrag der Zwischenfrüchte unter Einbeziehung des Herbstaufwuchses der Untersaat lag in beiden Varianten bei jeweils etwa 22%, der des Strohes von Weizen und Körnererbsen bei etwa 37%. Ungefähr weitere fünf Prozent der möglichen Energieerzeugung aus innerbetrieblichen Substraten beinhalteten die nicht marktfähigen Kartoffeln (Tab. 5-22).

Durch die Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate können weitere Energiepotenziale erschlossen werden. Diese Aspekte werden in Kapitel 5.4 genauer behandelt.

Tabelle 5-22: Erzielbare Methanerträge aus betriebseigenen Substraten

			v-los BG			v-los BF		
	oTS – Gehalt	CH ₄ – Ausbeute	TM- Er- trag	CH ₄ – Ertrag	Anteil	TM- Ertrag	CH ₄ – Ertrag	Anteil
	[%]	[Nm ³ CH ₄ t ⁻¹ oTS]	[dt TM ha ⁻¹]	[Nm ³ CH ₄ ha ⁻¹]	[%]	[dt TM ha ⁻¹]	[Nm ³ CH ₄ ha ⁻¹]	[%]
Σ KG	88,7	296	137	3597	35,6	133	3492	35,0
KA	93,6	376	15,0	528	5,22	13,5	475	4,76
Weizenstroh	92,5	188	191	3321	32,8	178	3095	31,0
Erbsenstroh	94,2	188	27,2	482	4,76	35,3	625	6,27
ZW	81,0	328	68,0	1807	17,9	69,5	1846	18,5
US	88,7	296	14,6	383	3,79	16,9	444	4,45
Σ AF	-	-	453	10118	100	446	9978	100
\bar{X} AF	-	-	75,5	1686	-	74,4	1663	-

5.3.5 Nitratauswaschungspotenzial

Zur Abschätzung der Nitratauswaschungsgefährdung und auch des N-Angebotes zu Vegetationsbeginn wurden die N_{\min} -Gehalte des Bodens im Herbst zu Vegetationsende und im Frühjahr zu Vegetationsbeginn gemessen. Da bei den vorliegenden Messergebnissen nur sehr geringe Ammoniumanteile vorlagen und der überwiegende Anteil des löslichen Stickstoffs aus Nitrat bestand, wird im Folgenden auf eine getrennte Darstellung verzichtet.

5.3.5.1 N_{\min} -Gehalte zu Vegetationsende

Im Durchschnitt der gesamten Fruchtfolge und der beiden Kernjahre 2003 und 2004 wurden im Herbst zu Vegetationsende im Boden durchschnittlich $48 \text{ kg } N_{\min}\text{-N ha}^{-1}$ gemessen (Tab. 5-23). Die höchsten N_{\min} -Gehalte im Boden wurden zu Vegetationsende nach der Ernte der Kartoffeln ermittelt. Zum Messzeitpunkt stand bereits die Nachfrucht WW3. Deutlich niedriger waren die N_{\min} -Gehalte nach Körnererbsen. Wie bei den Kartoffeln war zum Zeitpunkt der Probenahme der nachfolgende Winterweizen bereits ausgesät worden. Die N_{\min} -Gehalte im Boden unterschieden sich nicht in den vier übrigen Fruchtfolgefeldern, bei denen eine Sommerung folgte bzw. das Klee gras frühzeitig als Untersaat etabliert worden war.

Im Gesamtdurchschnitt wurden im Düngesystem v-los BG gegenüber der Gründungsvariante (Tab. 5-23) signifikant niedrigere Werte festgestellt. Die Differenz betrug 17%. Bei der Biogasvariante mit Einbeziehung betriebsfremder Substrate (v-los BF) lagen die Gehalte um 8% unter denen der Kontrolle. Statistisch ist kein Unterschied zu einer der beiden anderen Varianten festzustellen.

Aufgrund von signifikanten Wechselwirkungen zwischen den Faktoren Düngesystem und Fruchtfolgefeld wird im Folgenden auf die erzielten Ergebnisse in den einzelnen Fruchtfolgefeldern näher eingegangen:

Beim Klee gras wurden bei der Variante v-los BG in der Summe des gesamten Profils N_{\min} -Gehalte gemessen, die um 61% signifikant unter denen der Mulchvariante lagen. Beim System v-los BF betrug die Differenz zur Kontrolle 39%, der Unterschied war statistisch jedoch nicht absicherbar.

Interessant erscheint die zusammenfassende Analyse der drei Früchte Klee gras, Erbsen und Sommerweizen. Bei diesen waren zum Messzeitpunkt N-reiche Aufwüchse bereits seit etwa einem Monat systemgemäß behandelt: In den Biogas-Varianten waren die Aufwüchse des Klee grasses, der Herbstaufwuchs der Untersaat nach Sommerweizen und der Aufwuchs des Zwischenfruchtgemenges nach Erbsen geerntet. In der Kontrollvariante waren diese zum gleichen Zeitpunkt gemulcht bzw. eingearbeitet worden. Im Ergebnis wies die Gründungsvariante im Mittel der drei Früchte über die gesamte Messtiefe von 0-90 cm signifikant höhere N_{\min} -Gehalte gegenüber den beiden Biogasvarianten auf. Die Differenz zur Variante v-los BG betrug 37%, zur Variante v-los BF waren es 27% (Tab. 5-23).

5.3.5.2 N_{\min} -Gehalte zu Vegetationsbeginn

Zu Vegetationsbeginn wurden im Durchschnitt der Ackerfläche knapp 63 kg N_{\min} -N ha⁻¹ ermittelt (Tab. 5-24). Die niedrigsten Werte wurden unter Klee gras festgestellt. Der auf Körnererbsen folgende Winterweizen wies zwar signifikant höhere Werte als Klee gras auf, diese lagen aber unter dem Durchschnitt der Fruchtfolge. Die übrigen vier Fruchtfolgefelder lagen auf gleichem Niveau oberhalb des Mittelwertes der Fruchtfolge.

Im Mittel der Fruchtfolge lagen die N_{\min} -Gehalte der Messtermine Frühjahr 2003 und Frühjahr 2004 zwischen 0 und 90 cm bei der Kontrollvariante statistisch abgesichert um 11% über den Gehalten der Variante v-los BF. Die Variante v-los BG lag zwischen den beiden anderen Varianten und unterschied sich statistisch nicht von diesen (Tab. 5-24).

Die Auswirkungen der Düngungssysteme auf die Einzelfrüchte beziehungsweise auf Gruppen von Früchten waren sehr unterschiedlich. Bei beiden Winterweizen, die in den Biogasvarianten bereits vor dem Messtermin mit flüssigem Gärrest gedüngt worden waren, lagen die N_{\min} -Gehalte der Biogasvarianten über die gesamte Messtiefe im Mittel um 49% (v-los BG) bzw. 47% (v-los BF) signifikant über denen der Gründungsvariante. Diese Unterschiede waren im Wesentlichen in der Tiefenstufe von 0-30 cm bzw. teilweise auch zwischen 30 und 60 cm lokalisiert.

Tabelle 5-23: N_{\min} -Gehalte in verschiedenen Tiefenstufen des Bodens zu Vegetationsende nach verschiedenen Fruchtarten [kg N ha⁻¹]

	0 – 30 cm			30 – 60 cm			60 – 90 cm			0 – 90 cm			MW
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	
KG	21,1b	8,53a	9,87a	12,4	5,51	8,72	10,7	3,31	8,60	44,2b	17,4a	27,2ab	29,6a
KA	47,9	43,1	47,,1	45,0	41,8	46,7	26,3	24,9	24,6	119	110	118	115,7c
WW 3	12,6a	16,6ab	22,5b	8,03	8,67	8,77	4,44	9,46	3,74	25,1	34,7	35,0	31,6a
Erb	35,4	21,4	28,1	25,3b	15,4a	17,9a	8,25	9,98	7,20	69,0	46,8	53,2	56,3b
WW5	15,9	13,6	19,7	6,70	7,03	7,10	3,77	5,28	4,16	26,4	25,9	31,0	27,8a
SW	14,3	9,80	11,0	10,5	10,7	8,89	5,62	5,60	4,83	30,4	26,1	24,7	27,1a
MW KG, Erb, SW	23,6b	12,3a	16,3a	16,1b	10,5a	11,8ab	8,20	6,30	6,88	47,9b	30,1a	35,0a	37,7a
MW FF	24,5b	18,8a	23,1ab	18,0	14,8	16,4	9,86	9,76	8,85	52,4b	43,4a	48,2ab	48,0

Tabelle 5-24: N_{\min} -Gehalte in verschiedenen Tiefenstufen des Bodens zu Vegetationsbeginn bei verschiedenen Fruchtarten [kg N ha⁻¹]

	0 – 30 cm			30 – 60 cm			60 – 90 cm			0 – 90 cm			MW
	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	v-los	v-los BG	v-los BF	
KG	13,7b	9,92a	10,3ab	8,35b	4,35a	5,69ab	6,10b	3,37a	3,30a	28,2b	17,6a	19,3a	21,7a
KA	38,0ab	39,0b	31,0a	31,1b	27,7ab	21,0a	25,3b	19,8ab	12,9a	94,4b	86,5b	64,9a	81,9c
WW 3	12,8a	29,5b	29,2b	13,4a	21,7b	19,9ab	28,2	28,9	30,0	54,4a	80,1b	79,1b	71,2c
Erb	59,4b	33,0a	32,4a	33,3b	19,6a	23,6ab	14,2	12,6	11,5	107b	62,2a	67,5a	79,9c
WW5	12,4a	26,6b	29,8b	11,5	16,5	14,2	15,1	15,8	14,0	39,0a	58,9b	58,0b	52,0b
SW	41,3	31,6	33,7	27,8b	18,8a	20,8a	13,6	14,1	12,3	82,7b	64,5a	66,8a	71,3c
MW WW	12,6a	28,0b	29,5b	12,4a	19,1b	17,1ab	21,7	22,4	22,0	46,7a	69,5b	68,6b	61,6
MW KG, KA, Erb, SW	38,0b	28,4a	26,9a	24,8b	17,6a	17,8a	14,5b	12,5ab	10,0a	78,0b	58,5a	54,6a	63,7
MW WW	50,9b	32,3a	33,1a	30,7b	19,2a	22,2a	13,9	13,4	11,9	94,8b	64,9a	67,2a	75,6
MW FF	29,2	28,3	27,7	20,5b	18,1ab	17,5	16,9b	15,7ab	14,0a	66,6b	62,1b	59,3a	62,7

Bei den zur Probennahme in den Biogasvarianten nicht oder nur mit festen Gärresten gedüngten Früchten Klee gras, Kartoffeln, Erbsen und Sommerweizen lagen die Gehalte der Kontrolle über den gesamten Messbereich im Mittel dieser Früchte signifikant über denen der beiden Biogasvarianten. Nur in der Tiefenstufe 60-90 cm ließ sich der niedrigere Wert bei Variante v-los BG gegenüber der Gründungsvariante nicht absichern. Die Differenz der Variante v-los BG zur Kontrolle betrug in 0-90 cm Messtiefe 24%, die der Variante v-los BF lag bei 29%. Die gleichen statistischen Variantenunterschiede waren auch bei den Einzelfrüchten Klee gras, Erbsen und Sommerweizen nachweisbar.

5.3.6 Auswirkungen auf die Freisetzung klimarelevanter Gase

Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen wurden die Emissionen von direkt (CO_2 , N_2O und CH_4) und indirekt (NH_3) wirksamen klimarelevanten Gasen gemessen.

5.3.6.1 Kohlendioxid (CO_2)

Beim Kohlendioxid kam es zu Emissionen oder Aufnahmen in Abhängigkeit von der photosynthetischen Aktivität der Pflanzen in den transparenten Messkammern (vgl. 6.2). Das gebildete Kohlendioxid ist als Treibhausgas zudem unerheblich, da es sich um Mengen handelt, die sich im Kreislauf aus Photosynthese und Abbau bewegen.

5.3.6.2 Lachgas (N_2O)

Von September 2004 bis August/September 2005 wurden über die in Kapitel 6 dargestellten Messergebnisse hinaus im viehlosen System sämtliche Varianten und Fruchtfolgefelder auf ihre bodenbürtigen Spurengasemissionen hin untersucht (Messmethodik vgl. 6.2).

Die in Tab. 5-25 dargelegten Ergebnisse zeigen eine hohe Lachgasemission aus gemulchtem Klee gras. Sie macht ca. 40% der insgesamt in der Fruchtfolge gemessenen Emissionen des Systems v-los aus. Aus dem in Abb. 5-2 dargelegten Verlauf der Lachgasausgasung geht hervor, dass es insbesondere in der auf das Schneiden und Mulchen des Klee grasses folgenden Zeit zu sehr starken Emissionsereignissen kam, dies insbesondere dann, wenn der Aufwuchs auf der Fläche belassen wurde.

Relativ hohe Emissionen wurden im System v-los auch unter WW5 gemessen, insbesondere im Herbst nach der Einarbeitung der Zwischenfrucht mittels Pflug. Vergleichsweise niedrige Emissionen wurden unter Körnererbsen und Sommerweizen ermittelt. Beide Kulturen standen zwar auch hinter einer vergleichbaren Zwischenfrucht wie der WW5, diese wurde jedoch nicht bereits Anfang Oktober, sondern erst Anfang Februar eingepflügt.

Im System v-los BG waren die N_2O -Emissionen beim Klee gras allenfalls durchschnittlich. Bedeutsam waren dort die Emissionen unter WW5, die insbesondere in den auf die Frühjahrsdü-

gung folgenden Wochen auftraten (siehe Kapitel 6). Auch der Weizen an dritter Stelle der Fruchtfolge (WW3) wies relativ starke Emissionen sowohl im Herbst nach Ausbringung von Gärresten als auch im Frühjahr nach der Flüssigdüngung auf (Abb. 5-3 bzw. Tab. 5-25).

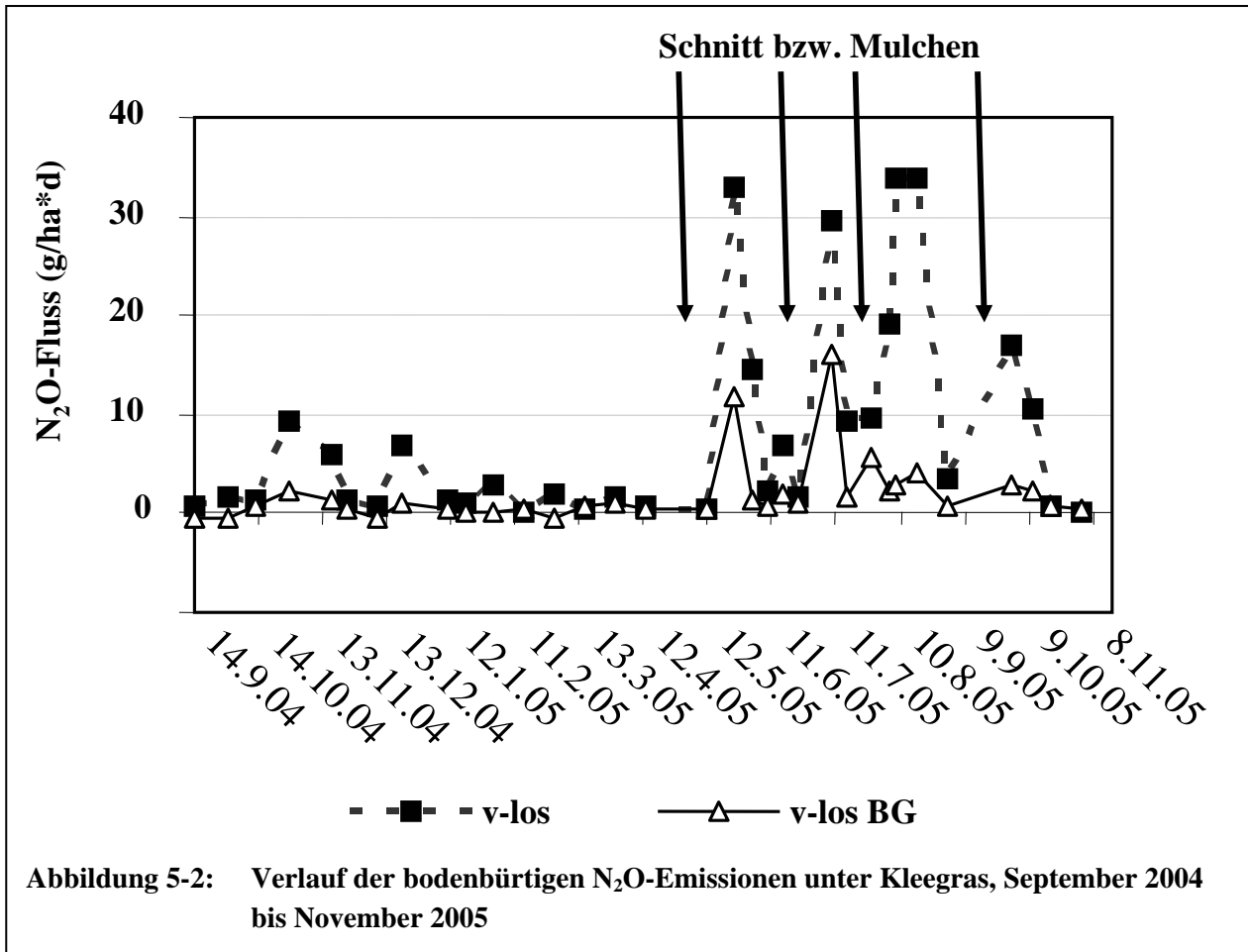
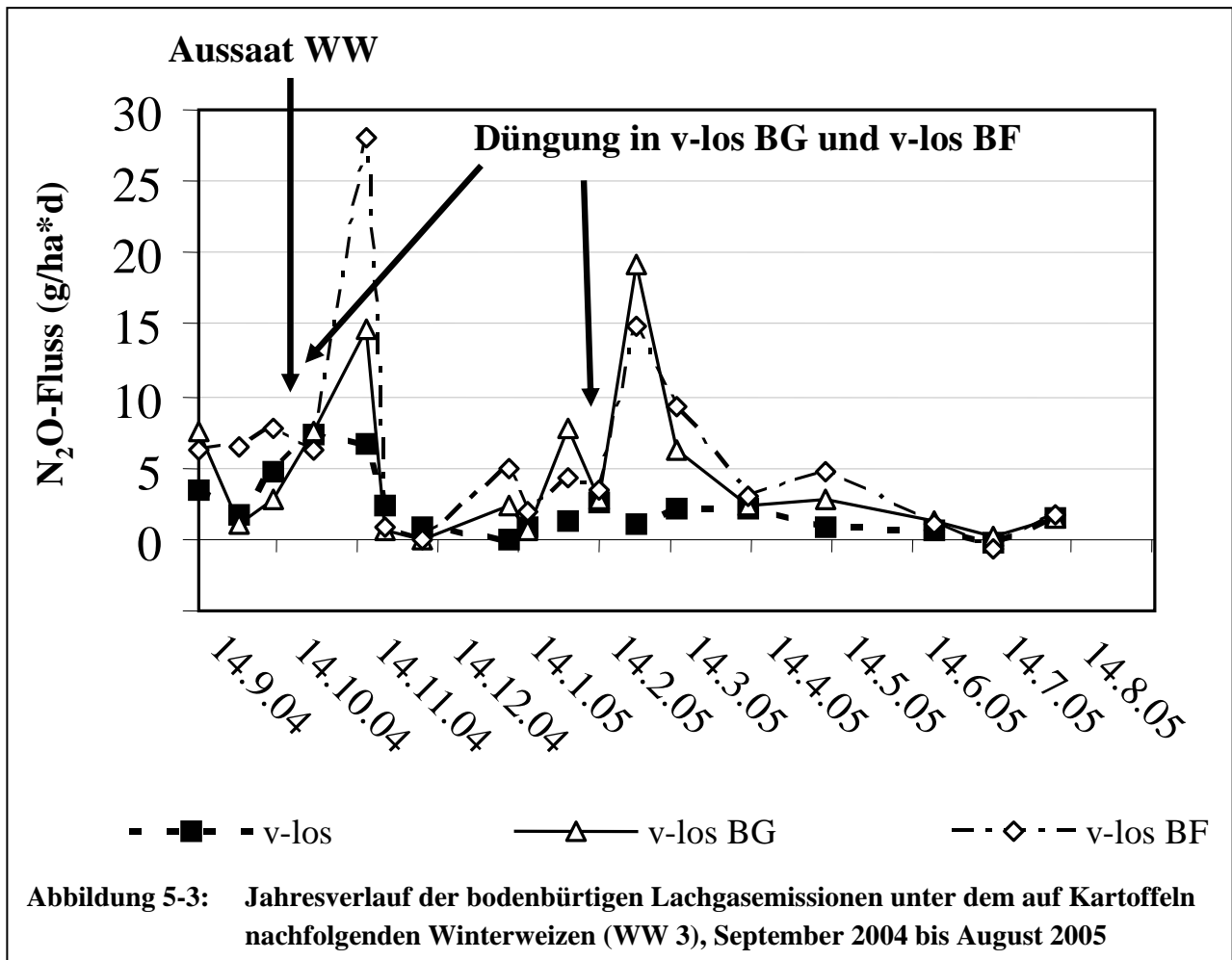


Tabelle 5-25: Bodenbürtige N₂O-Jahresemissionen [g N₂O-N ha⁻¹] von Mitte September 2004 bis Mitte September 2005

	v-los	v-los BG	v-los BF
KG ²⁾	6808b	844a	844 ¹⁾
KA	2963a	2217a	4922b
WW 3	761a	1748ab	3396b
Erb	1399b	944a	944 ¹⁾
WW 5	4378	3355	6516
SW	1175a	1800ab	1993b
Σ AF	17484	10908	18614
\bar{x} AF	2914	1818	3102
Anteilig zur Kontrolle [%]	100	62,4	106,5

¹⁾ nicht gemessen, aufgrund gleicher Bewirtschaftung mit v-los BG gleichgesetzt, ²⁾ die angegebenen Früchte beziehen sich auf das Hauptfruchtjahr 2005



In der Variante v-los BF ist insbesondere auf den starken Anstieg der bodenbürtigen Lachgasbildung in den Fruchtfolgefeldern hinzuweisen, auf die die zusätzlich zur Verfügung stehenden organischen Dünger ausgebracht wurden. Beim Klee gras und bei den Erbsen, deren Bewirtschaftung sich zwischen den Systemen v-los BG und v-los BF nicht unterschied, wurden die Emissionsmessungen nur in v-los BG durchgeführt und für die Bilanz die Werte für beide Systeme gleichgesetzt.

5.3.6.3 Methan (CH₄)

Ackerflächen fungieren als Senke für atmosphärisches Methan, welches an anderen Orten emittiert wurde. Dieses wird in aeroben Böden mikrobiell oxidiert (vgl. Kap. 6.1 und 2.2.2.2).

In der Summe der Fruchtfolge wurden in den verschiedenen Düngesystemen signifikante Unterschiede in der Methanaufnahme durch den Boden gemessen (Tab. 5-26). Im Bewirtschaftungssystem mit Ernte der betriebseigenen Nebenprodukte war sie um ca. 60% signifikant gegenüber beiden Biogassystemen verringert.

Besonders gefördert wurde die Boden-Methanaufnahme bei belassen des Klee gras-Mulches auf dem Feld, wobei eine erhöhte Methanaufnahme sowohl über die Wintermonate als auch im Verlauf der Vegetationsperiode nachweisbar war. Bei den anderen Fruchtfolgefeldern sind keine einheitlichen und eindeutigen Wirkungen zu erkennen.

Tabelle 5-26: CH₄-Aufnahme durch den Boden [g CH₄-C ha⁻¹] von Mitte September 2004 bis Mitte September 2005.

	v-los	v-los BG	v-los BF
KG ²⁾	4162a	490b	490 ¹⁾
KA	498	231	484
WW 3	849	625	781
Erb	380	438	438 ¹⁾
WW 5	470	456	456
SW	586c	405b	280a
Σ AF	6945b	2645a	2929a
\bar{X} AF	1158b	441a	488a
Anteilig zur Kontrolle [%]	100	38,1	42,2
¹⁾ nicht gemessen, aufgrund gleicher Bewirtschaftung mit v-los BG gleichgesetzt, ²⁾ die angegebenen Früchte beziehen sich auf die Hauptfrüchte des Jahres 2005			

5.3.6.4 Ammoniak (NH₃)

Nach der Ausbringung der Gärreste wurden die NH₃- Emissionen gemessen. Die Ergebnisse des Versuches zur viehlosen Bewirtschaftung sind zusammen mit denen der Bewirtschaftungssysteme mit Viehhaltung in Kap. 4.3.10 dargestellt.

5.3.7 Humusversorgung des Bodens

5.3.7.1 Versorgung des Bodens mit organischer Substanz

Die untersuchte Fruchtfolge weist für alle drei untersuchten Systeme vor der Berücksichtigung der organischen Düngung einen Bilanzsaldo von im Mittel -67 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ auf (Tab. 5-27). Nach Berücksichtigung von Grün- und Gärrestdüngung ergeben sich sowohl bei der Kontrolle als auch bei den beiden Biogassystemen positive Salden. Das Biogassystem v-los BG liegt mit 253 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ im Bereich der als hoch eingestuften Gruppe D. Sowohl das Biogassystem v-los BF mit einem Bilanzsaldo von 465 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ als auch das Kontrollsystem mit einem Bilanzsaldo von 498 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ liegen in der Gruppe E. Bei Verwendung der höheren Werte nach der Humusbilanzmethode würden sich die Bilanzsalden aller drei Systeme

um 17 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹ reduzieren. Dies hätte keinen Einfluss auf die Zuordnung zu den Versorgungsgruppen.

Tabelle 5-27: Humusbilanz der drei untersuchten Bewirtschaftungssysteme nach VDLUFA-Methode [kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹]

Hauptfrucht	v-los		v-los BG			v-los BF		
	Bilanzkoeffizient ¹⁾	Gründüngung ²⁾	Bilanzkoeffizient ¹⁾	Gründüngung ²⁾	Gärrest ³⁾	Bilanzkoeffizient ¹⁾	Gründüngung ²⁾	Gärrest ³⁾
KG	600	942	600	0	0	600	0	0
KA	-760	0	-760	0	834	-760	0	1078
WW 3	-280	626	-280	0	165	-280	0	368
	StS	80	190	80	0	0	80	0
Erb	160		160	0 ⁴⁾	0	160	0 ⁴⁾	0
	StS	80	179	80	0	0	80	0
WW 5	-280	664	-280	0	314	-280	0	495
	StS	80	181	80	0	0	80	0
SW	-280	472	-280	0	607	-280	0	1246
	US	200	134	200	0	0	200	0
Σ AF	-400	3388	-400	1920		-400	3187	
\bar{x} AF	498		253			465		

¹⁾ Fruchtartenspezifische Bedarfs- bzw. Ersatzkoeffizienten; ²⁾ Mittelwerte der Jahre 2001 bis 2005; ³⁾ Mittelwerte der Jahre 2002 bis 2005; ⁴⁾ Ernte des Erbsenstrohs wurde nicht berücksichtigt

Tabelle 5-28: Versorgung des Bodens mit organischer Trockensubstanz: Aufteilung nach Herkünften (einschließlich Stroh und Stoppelreste), ohne Wurzelrückstände [kg Humus-C je 6 ha] und ihre relative Bedeutung [%] (\bar{x} 2001 bis 2005)

	v-los		v-los BE		v-los BF	
	Menge	Anteil	Menge	Anteil	Menge	Anteil
Gärreste	0		1920	66	3187	76
Stroh- und Stoppelreste	2580	55	468	16	477	11
Zwischenfrüchte und Stoppelreste	930	20	243	8	249	6
Sonstige¹⁾	1215	26	260	9	261	6
Summe	4725		2892		4174	

¹⁾ Kleegrass, Kleegrassstoppel (berücksichtigt ist nur die eingearbeitete Stoppel nach dem 4. Schnitt, d.h. die Stoppel der Untersaat und der Schnitte 1-3 im Hauptfruchtjahr wurden nicht einbezogen) und Kartoffelkraut (Hier wurde die Trockenmassebildung zur Zeiternte im Juli herangezogen)

Mehr als die Hälfte der Humusersatzleistung durch oberirdische Erntereste wurden im Kontrollsystem durch die Strohdüngung erbracht (Tab. 5-28), ein Viertel trugen Klee gras und Kartoffelkraut und ein Fünftel die Zwischenfruchtaufwüchse bei. Im Biogassystem v-los BE lag der Beitrag der Gärreste bei zwei Dritteln der Humusreproduktion aus Wirtschafts- und Gründüngern (ohne Berücksichtigung der Wurzelrückstände). Hier lag der Beitrag der Stoppeln von Stroh und Zwischenfrüchten bei 16 bzw. 8%, die sonstige Gründüngung (Klee grasstoppeln und Kartoffelkraut) trug 9% zur Humusreproduktion bei. Wurden zusätzlich zu den betriebseigenen Koppelprodukten auch betriebsfremde Substrate vergoren, so stieg der Anteil der Gärreste an der Humusreproduktion durch organische Dünger auf 76% (Tab. 5-28), der anteilige Beitrag der Gründüngung sank entsprechend.

5.3.7.2 Einfluss auf die C_t- und N_t-Gehalte im Boden

Aus dem Vergleich der Ergebnisse der Bodenuntersuchungen der Jahre 2001 und 2004 geht hervor, dass die C_t- und N_t-Gehalte im Boden in den beiden untersuchten Varianten leicht gesunken sind. Signifikante Unterschiede zwischen beiden Systemen waren nicht feststellbar. Zudem weisen die Fehlerbalken in Abb. 5-4 und 5-5 auf die starke Streuung der Messwerte hin. Auch die Analyse der Fruchtfolgefelder im Einzelnen ergab kein anderes Ergebnis (nicht dargestellt).

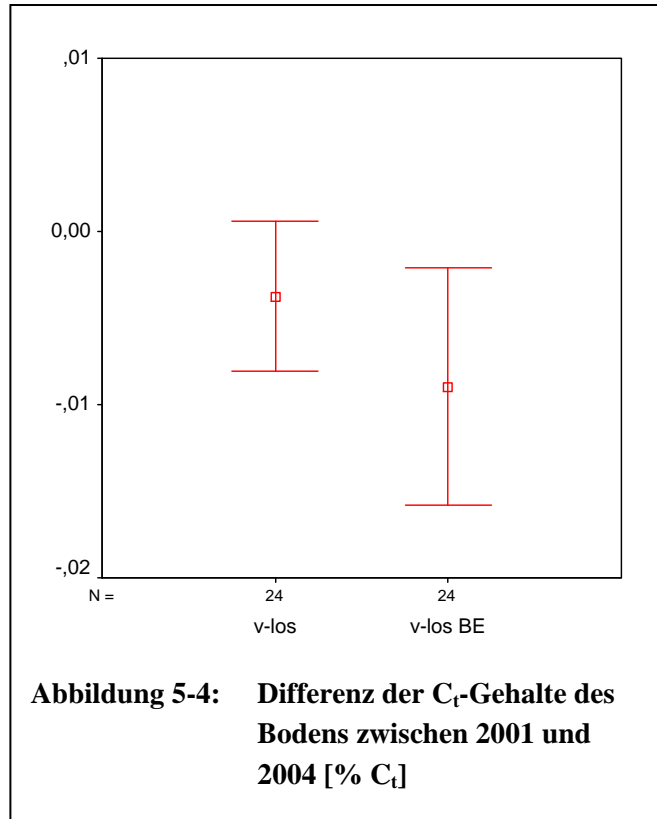


Abbildung 5-4: Differenz der C_t-Gehalte des Bodens zwischen 2001 und 2004 [% C_t]

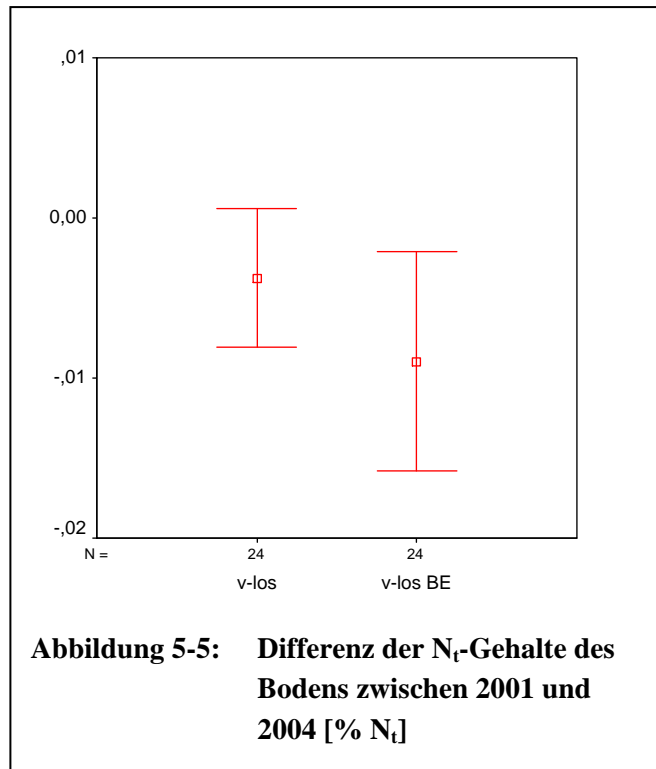


Abbildung 5-5: Differenz der N_t-Gehalte des Bodens zwischen 2001 und 2004 [% N_t]

5.4 Diskussion

Die Verteilung der Nährstoffe auf die einzelnen Fruchtfolgefelder konnte in den Biogasvarianten gegenüber der Kontrolle gleichmäßiger gestaltet werden, weil nach Vergärung der Nebenernte- produkte erhebliche Nährstoffmengen als mobile organische Dünger zur Verfügung standen (Tab. 5-1, 5-2 und 5-3).

Erträge und N-Aufnahmen

Die Vergärung von Klee gras- und Zwischenfruchtaufwüch- sen sowie von Nebenernte- produkten und die Rückfüh- rung der Gärreste zu den nicht- legumen Hauptfrüchten ermög- lichen erhebliche **Ertragsstei- gerungen** und Verbesserungen der Backqualität von Weizen. Dies steht ursächlich mit einer

Tabelle 5-29: Relative Ertragsveränderungen [%] der nicht- legumen Marktfrüchte durch Vergärung der Koppelprodukte und Düngung mit den Gärres- ten

	Hauptprodukte		Σ Haupt- + Neben- ernte produkte	
	v-los	v-los BG	v-los	v-los BG
Kartoffeln	100	100	100	100
Winterweizen	100	109	100	111
Winterweizen	100	117	100	122
Sommerweizen	100	125	100	117
\bar{x} NL	100	109	100	114
\bar{x} Getreide	100	115	100	126

Optimierung des Stickstoffmanagements in Beziehung. Dies belegen die höheren N-Aufnahmen und Rohproteingehalte der Ernteprodukte. Wenn die nicht systembedingten Verluste im Vergä- rungsprozess berücksichtigt werden, die mit technischen Unzulänglichkeiten der verwendeten Technikumsanlage in Zusammenhang standen (moderne, kommerzielle Biogasanlagen arbeiten nahezu ohne Nährstoffverluste), dürften die Wirkungen auf Ertrag und N-Haushalt stärker sein, als die Ergebnisse aus den Kernjahren 2003 und 2004 belegen. Unter Einbeziehung der Ergebnis- se vom Sommerweizen im Jahre 2002 und 2005 ist davon auszugehen, dass auf dem Untersu- chungsstandort durch die Vergärung die Erträge (bezogen auf die Hauptprodukte) der nicht- legumen Hauptfrüchte um ca. 9% und die des Getreides sogar um etwa 15% (Tab. 5-29) steigen.

Werden die N-Aufnahmen (vergleichbar zu den Erträgen) unter Einbeziehung der Ergebnisse des Sommerweizens der Jahre 2002 und 2005 betrachtet, so ergibt sich durch die Vergärung von Ne- benernteprodukten eine Erhöhung der durchschnittlichen N-Aufnahme (der gesamten Pflanze) aller nicht-legumen Hauptfrüchte um 16% (Tab. 5-30). Beim Getreide kann die Stickstoffauf- nahme sogar um 22% gesteigert werden.

Wegen der massiven Störungen durch Vogel- und Mäusefraß können die Ergebnisse der Körner- erbsen nur eingeschränkt bewertet werden. Unter Einbeziehung der Ergebnisse aus dem System v-los BF und aus dem Versuchsteil viehhaltend (Kapitel 4) kann davon ausgegangen werden,

dass die Umstellung des Düngesystems bei den Erbsen keine Veränderungen bezüglich der Erträge und der N-Aufnahmen bewirkt.

Für das System mit Einbeziehung betriebsfremder Ko-substrate lassen sich die Effekte auf Erträge und N-Aufnahmen anders als für das System v-los BG aus den Ergebnissen nicht sicher quantifizieren. Zum einen war dieses System besonders stark durch die o.g. Verluste in der Technikumsanlage

Tabelle 5-30: Relative Veränderungen [%] der N-Aufnahme der nicht-legumen Marktfrüchte durch Vergärung der Koppelprodukte und Düngung mit den Gärresten

	Hauptprodukte		Σ Haupt- + Neben- ernte produkte	
	v-los	v-los BG	v-los	v-los BG
Kartoffeln	100	100	100	100
Winterweizen	100	116	100	117
Winterweizen	100	126	100	129
Sommerweizen	100	126	100	117
\bar{x} NL	100	115	100	116
\bar{x} G	100	121	100	122

betroffen, zum anderen wurde im Jahre 2003 das Wachstum durch Verätzungsschäden nach Düngung von Gärresten aus Kartoffeln beeinträchtigt.

Einfluss auf die Rohproteingehalte des Weizens

Nach BRUNNER (2001) liegen die Mindestanforderungen an Öko-Weizen für eine BackqualitätsEinstufung neben einem ausreichenden Feuchtklebergehalt und Sedimentationswert bei einem Rohproteingehalt von 11,5%. Die Rohproteingehalte sind nach Untersuchungen von KELM et al. (2005) eng mit den Werten des ZELNY-Testes (1947) zur Sedimentationswertbestimmung sowie mit dem Brotvolumen aus Backversuchen korreliert. Bei der Kontrollvariante wurden die Anforderungen an den Rohproteingehalt im Mittel der Jahre bei keinem der beiden Winterweizen in der Fruchtfolge erreicht (Tab. 5-17). Durch die Möglichkeiten zu einem aktiven Düngemanagement konnten in beiden Biogasvarianten deutliche Verbesserungen der Rohproteingehalte des Weizens erzielt werden. Die bessere Backfähigkeit des Weizens wird mit Preisauflagen vergütet. Backweizen ist in viehlosen Betrieben ökonomisch häufig die wichtigste Frucht (SCHMIDT 2004, MÜNZING et al. 2004). Nach SCHMIDT (2004) erschwert in viehlosen Öko-Betrieben die nicht bedarfsgerechte N-Versorgung durch das Fehlen von Wirtschaftsdüngern als mobile N-Quellen nicht nur das Erreichen von Ertrags-, sondern auch von Qualitätszielen (Backqualität). Da bei solchen Betrieben für schlecht backfähige Qualitäten eine innerbetriebliche Verwertungsmöglichkeit fehlt, können diese nur als Futterweizen zu niedrigen Preisen vermarktet werden. Eine weitere Erhöhung der Rohproteingehalte des Weizens wäre in den Biogasvarianten möglicherweise über eine qualitätsbetonte Düngestrategie mit einer Düngung zur Kornfüllungsphase

möglich. So konnten DREYMANN et al. (2002a) durch eine organische Düngung zum Ährenschieben (EC45) den Korn-Rohproteingehalt des Winterweizens signifikant erhöhen.

Biologische N₂-Fixierungsleistung

Durch die Ernte von Kleeerasaufwüchsen wird die biologische N₂-Fixierungsleistung erhöht. Dies lässt sich daraus ableiten, dass in der Mulchvariante weder die Trockenmassebildung (Tab. 5-5) noch die Stickstoffaufnahme (Tab. 5-10) gegenüber den schnittgenutzten Beständen der Biogasvarianten erhöht war. Dies ist beachtlich, weil bei der Kontrollvariante mit dem Aufwuchs der Untersaat im Herbst immerhin über 50 kg N ha⁻¹ mit den Aufwüchsen des Kleeerases – im Hauptnutzungsjahr sogar fast 370 kg N ha⁻¹ – zur Gründüngung auf der Fläche verblieben, während die Aufwüchse bei den Biogas-Varianten abgefahren wurden. Die kausalen Ursachen für diesen Effekt werden folgendermaßen gedeutet: Die gemulchten Aufwüchse wirken direkt als N-Dünger für die nachfolgenden Aufwüchse, so dass das N-Angebot aus dem Boden ansteigt (HEUWINKEL et al. 2002, HELMERT et al. 2003). Dadurch wird im Gemenge das Gras gefördert (HEUWINKEL 2005, LOGES 1998, HEUWINKEL 2001, DREYMANN et al. 2002b). Das höhere N-Angebot aus dem Boden senkt zugleich die biologische N₂-Fixierung des Bestandes (HEUWINKEL et al. 2002). Zu ähnlichen Ergebnissen kommt DREYMANN (2005). In ihren Versuchen erzielte sie bei der Nutzung von Rotkleeerasesbeständen mit futterbaulich ausgerichteter Drei-Schnittnutzung eine N₂ - Fixierungsleistung von 332 kg N ha⁻¹. Demgegenüber wurden in der gemulchten Variante nur 34,4 kg N ha⁻¹ fixiert.

Zwischenfrüchte

Die Zwischenfruchtgemenge zeigten deutliche Reaktionen auf das zur Verfügung stehende Stickstoffangebot. Bei höherem N-Angebot (z.B. durch Abtransport des Getreidestrohs oder Belassen des Körnererbsenstrohs auf dem Feld) war der Leguminosenanteil und damit auch die N-Aufnahme der Leguminosen im Gemenge verringert, mit der Folge, dass die biologische N₂-Fixierungsleistung der Leguminosen wahrscheinlich entsprechend zurückging. Neben den Ergebnissen der Untersuchungen zur viehlosen Wirtschaftsweise belegen dies die Resultate des viehhaltenden Versuchsteils (siehe Kapitel 4).

Energieertragspotenzial

Das nach den Untersuchungen erzielbare Energiepotenzial von fast 1700 Nm³ CH₄ ha⁻¹ a⁻¹ im Mittel der gesamten Ackerfläche (Tab. 5-22) allein aus den betriebseigenen Nebenernteprodukten der Fruchtfolge ist bemerkenswert, weil diese Menge ohne zusätzlichen Energiepflanzenanbau in Hauptfruchtstellung erreicht werden konnte. Dies entspricht immerhin etwa einem Viertel des mittleren Methanhektarertrages von Mais, der in konventionellen Anbauversuchen speziell zur

Biogaserzeugung als Hauptfrucht angebaut wurde (AMON 2005, EDER et al 2005, GAUD-CHAU et al. 2005, OECHSNER 2005). Würden die auf dem Versuchsbetrieb Gladbacherhof durchschnittlich erzielten Maiserträge (1995-2005: 97,3 dt TM ha⁻¹, FRANZ 2006) zu Grunde gelegt, müsste auf etwa der Hälfte der gesamten Ackerfläche des Betriebes Mais zur Energieerzeugung angebaut werden, um das gleiche Energiepotenzial zu erreichen, das im Versuch allein aus den Koppelprodukten erzielt werden konnte. Von Interesse ist auch der Vergleich der Methanflächenerträge von Silomais und Klee gras: Werden die Methanflächenerträge aus dem langjährigen Ertragsniveau des Silomaises auf dem Versuchsbetrieb Gladbacherhof mit den im Versuch erzielten Erträgen des Klee grasses verglichen, so liegen die möglichen Methanhektarerträge in etwa auf gleicher Höhe. Die meisten Praxisbiogasanlagen dürften jedoch die theoretisch erreichbaren Methanausbeuten nach KEYMER (2006) nicht erreichen, zumal Transport- und Silierverluste nicht berücksichtigt wurden. Für Praxisbedingungen sollten die angegebenen Werte daher um 15 bis 20% vermindert werden.

Bei dem Betriebssystem v-los BF können durch die Einbeziehung betriebsfremder Substrate in Höhe von maximal 40 kg N ha⁻¹ Jahresinput weitere Energiepotenziale erschlossen werden. Die Höhe des zusätzlichen Energiepotenziales hängt dabei sehr stark vom eingesetzten Kosubstrat ab (Tab. 5-31).

Tabelle 5-31: Aus dem Import von 40 kg N ha⁻¹ LN erzielbare Methanerträge aus betriebsfremden Kofermentationsprodukten [Nm³ CH₄]

	oTS – Gehalt	CH ₄ – Aus- beute	TM- Im- port (1 ha)	CH ₄ – Er- trag (1 ha)	TM- Im- port (6 ha)	CH ₄ – Er- trag (6 ha)
	[%]	[Nm ³ CH ₄ t ⁻¹ oTS]	[t] ¹⁾	[N m ³ CH ₄ ha AF ⁻¹]	[t]	[N m ³ CH ₄ 6 ha ⁻¹ AF]
Gülle	85	154	1,0	131	6,0	786
Kartoffeln	93,6	376	2,94	1035	17,6	6210
Klee gras/ Grünland	88,7	296	1,37	360	8,22	2160
Silomais	95,8	306	2,94	862	17,6	5159

¹⁾ entspricht dem zulässigen N-Import von bis zu 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Wenn Milchviehgülle eines anderen Betriebes eingesetzt werden würde, könnte ein zusätzlicher Ertrag von 786 Nm³ CH₄ erzielt werden, bezogen auf eine Fläche von sechs ha (Tab. 5-31). Dies bedeutet eine Erhöhung des Potenzials der Fruchtfolge um 7,9%. Würden stattdessen Kartoffeln oder Mais von anderen Betrieben eingesetzt, ließen sich wegen des niedrigeren N-Gehaltes und der hohen Gasausbeute ein sehr hohes zusätzliches Energiepotenzial von 6210 Nm³ CH₄ bzw. von 5159 Nm³ CH₄ erreichen. Bei Einsatz von Klee gras bzw. von entsprechenden Grünlandaufwüchsen (z.B. aus der Pflege kommunaler Flächen) läge die Potenzialerhöhung dagegen nur bei 2160 Nm³ CH₄. Aus diesem Vergleich wird deutlich, wieso die Verwendung von Maissilage als

Kosubstrat auch für ökologisch wirtschaftende Betriebe besonders interessant ist: Maissilage ermöglicht einen vergleichsweise hohen „Import an zusätzlicher Energie“.

Nitratauswaschungsgefährdung

Durch den Abtransport des Kleeerasaufwuchses, der Sprossmasse der Zwischenfrüchte und der Nebenernteprodukte wird die Gefahr von Nitratauswaschungen über Winter wirksam gesenkt. Dies lässt sich aus den durchschnittlich niedrigeren Nitratgehalten des Systems v-los BG zu Vegetationsende ableiten. Die Stärke des Effekts hängt jedoch vom Fruchtfolgefeld ab. Die deutlichsten Bewirtschaftungseffekte wurden durch die Ernte der Aufwüchse der Grünbrache erzielt. Gerade für dieses Fruchtfolgefeld bestätigen mehrere Autoren das Auswaschungsrisiko für nicht schnittgenutztes Kleeeras (RUHE et al. 2001 a, b, 2002, LOGES und HEUWINKEL 2004).

Durch die Ernte der Zwischenfruchtaufwüchse im Herbst vor Umbruch der Flächen und Aussaat der folgenden Winterung konnten die N_{\min} -Gehalte gesenkt werden. Der Effekt ist nach Erbsen statistisch zwar nur in der Tiefenstufe 30-60cm abzusichern, die Verringerung der Werte in den Biogasvarianten wird jedoch bei Betrachtung der Mittelwerte auch über die gesamte Messtiefe sichtbar. Somit kann durch die Nutzung der Aufwüchse das von KOTNIK und KÖPKE (2001) beschriebene Problem der Stickstoffverlagerung gemildert werden. Sie sehen das Risiko der Nitratauswaschung durch Anbau von Zwischenfrüchten nicht ausreichend vermindert, weil der Stickstoff nach der Einarbeitung der grünen Biomasse i.d.R. rasch mineralisiert wird und wieder in die Flüssigphase des Bodens eintritt.

Die Werte der Messung zu Vegetationsbeginn bestätigen das geringere Auswaschungspotenzial bei Abfuhr der Nebenernteprodukte. Zu diesem Messtermin führte die Ernte N-reicher Aufwüchse der Vorfrucht (Tab. 5-1), soweit nicht bereits vor dem Messtermin eine Düngung mit flüssigem Gärrest erfolgt war, bei fast allen Früchten zu einer signifikanten Verringerung der N_{\min} -Gehalte in 0-90 cm Bodentiefe.

Soll die Zwischenfrucht nicht genutzt werden, lässt sich eine Reduzierung der Nitratauswaschungsgefahr erwirken, wenn die Zwischenfrucht nicht vor Winter eingearbeitet wird und der Anbau einer Sommerung folgt. Dies zeigt der Vergleich der N_{\min} -Gehalte im Herbst nach Winterweizen mit den Werten im Frühjahr unter den Folgefrüchten Erbsen und Sommerweizen. Hier war der Umbruch erst im Winter erfolgt.

Zu Vegetationsende war nach beiden Winterweizenfeldern über die gesamte Messtiefe kein Unterschied zwischen den Systemen feststellbar. Im Frühjahr lagen die Werte der beernteten Parzellen in beiden Fruchtfolgefeldern signifikant unter der Kontrolle. Die als Gründünger auf dem Feld belassenen Aufwüchse waren also erst spät mineralisiert worden.

Handlungsbedarf zur Verminderung des Nitratauswaschungspotenziales zeigen die Werte nach Kartoffeln im Herbst bei allen untersuchten Systemen auf. Mit Gehalten zwischen 110 (v-los BG) und 119 kg N_{min}-N ha⁻¹ (v-los) lagen die Werte mehr als zweifach über dem Mittel der Fruchtfolge. Die hohen Werte stehen in Zusammenhang u.a. mit der günstigen Stellung der Kartoffeln innerhalb der Fruchtfolge sowie mit der intensiven Bodenbearbeitung zur Kartoffelernte und vor Bestellung der nachfolgenden Winterung. Über das Problem wurde bereits von anderen Autoren berichtet (HAAS 2002, MÖLLER et al. 2006). Die übliche Nachfrucht Winterweizen kann nach KÖPKE (1996) und REENTS et al. (1997) das nach Kartoffeln im Herbst gebildete Bodennitrat nicht ausreichend aufnehmen. Die Möglichkeit, in den Biogasvarianten das Kartoffelkraut zur Energieproduktion zu nutzen, auf die von verschiedenen Autoren hingewiesen wird (ANONYM 2006a, b, c), wird wegen des Risikos von Knollenschäden bei möglicher Ernte nicht in Betracht gezogen. So kann hier auf diese Weise kein Stickstoff vor Beginn der Auswaschungsperiode abgeschöpft werden.

Der positive Effekt der Reduzierung der Auswaschungsverluste wurde im Versuch durch die Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate teilweise wieder aufgehoben, vermutlich zum einen aufgrund des höheren Nährstoffniveaus und zum anderen aufgrund der geringeren Effizienz der Düngungen im Versuch.

Klimarelevante Emissionen

Die festgestellte deutliche Verringerung der **Lachgasemissionen** um fast 40% im Betriebssystem v-los BG gegenüber der Kontrolle lässt sich vor allem auf die Nutzung des Klee-grases zurückführen (Tab. 5-25). Das Mulchen von Klee-gras ist mit erheblichen klimawirksamen N₂O-Emissionen verbunden. LOGES und HEUWINKEL (2004) berichten von ähnlichen Ergebnissen.

Eine Reduzierung der Emissionen wird darüber hinaus auch durch die Abfuhr von Zwischenfruchtaufwüchsen erreicht, v.a. im Herbst vor Aussaat einer Winterung. Vermutlich sind Mineralisierungsprozesse und die Bildung anoxischer Bedingungen durch den hohen Sauerstoffverbrauch bei der Umsetzung der eingearbeiteten organischen Sprossmasse verantwortlich für die hohen Emissionspeaks nach Einarbeitung von Zwischenfrüchten. So konnten die Lachgasemissionen bei dem nach Erbsen stehenden Winterweizen durch die Ernte der Zwischenfruchtaufwüchse im Herbst bei der Variante v-los BG gegenüber der Kontrolle um etwa ein Viertel, bezogen auf den ganzen Anbauzeitraum, gesenkt werden (Tab. 5-25). Belegt wird dies auch durch die geringeren Emissionen in den Wochen nach Umbruch der übrigen Zwischenfruchtbestände im Biogassystem.

Wird das Material vergoren, bewirkt die Düngung mit Gärresten im Frühjahr erhebliche Emissionen, so dass die Effekte bei einzelnen Früchten teilweise wieder kompensiert werden. Daher muss zur Bilanzierung des Risikos bei einem Landnutzungssystem die gesamte Ackerfläche betrachtet werden.

Die Verminderung der N₂O-Emissionen wird im Betriebssystem v-los BF noch deutlicher kompensiert als das Nitratauswaschungspotenzial. Auch hier dürfte das höhere Nährstoffniveau die entscheidende Rolle spielen.

Die Böden des Versuchsstandortes nehmen das Klimagas **Methan** auf (siehe hierzu auch Teilbericht 6). Die **Methanaufnahme** wird durch die Ernte der Nebenprodukte in den Biogassystemen reduziert. SCHAUSS et al. (Kapitel 6 in diesem Band) führen dies vor allem auf die Verringerung des Stickstoffangebotes für die Methanreduzierer durch die Ernte der N-reichen Aufwüchse von Zwischenfrüchten und Klee gras zurück. Diese Einschätzung wird vor allem von den erheblichen Unterschieden in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung des Klee grasses belegt (Tab. 5-26).

Humus

Die Versorgung der Ackerflächen zur Humusreproduktion als ein Kriterium der Nachhaltigkeit des Bewirtschaftungssystems spielt in der Einschätzung vieler ökologisch wirtschaftender Landwirte und Berater eine herausragende Rolle (JÄGER 2004). Die häufig geäußerte Befürchtung, die Nutzung der betrieblichen Koppelprodukte führe zu einer nicht ausreichenden Humusreproduktion, wird durch die Ergebnisse der Humusbilanzierung nach der VDLUFA-Methode entkräftet: Auch das Bewirtschaftungssystem mit dem geringsten Überschuss, die Biogas-Variante wird nach der Bilanzierung in Gruppe D als hoch versorgt eingestuft. Sowohl die Kontrolle als auch das Biogas-System v-los BF werden nach ihrem Humusbilanzsaldo in die Gruppe E eingestuft, die als sehr hoch versorgt gilt und für die die Autoren ein erhöhtes Risiko für Stickstoff-Verluste und eine niedrige N-Effizienz angeben. Die langfristige Entwicklung des Humushaushaltes des Bodens in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht voraussagen.

Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse in die Praxis

Der Versuchsstandort zeichnet sich durch eine tiefgründige Lössauflage mit hohen Ackerzahlen aus, die von sich heraus eine hohe Bodenfruchtbarkeit gewährleistet. Dies belegt das insgesamt hohe bis sehr hohe Ertragsniveau des Getreides. Auf leichteren oder niederschlagsreicheren Standorten mit höherer Auswaschungsgefahr ist von einer noch stärkeren Differenzierung der Effekte hinsichtlich Ertragsbildung und Verminderung der Nitratauswaschungsgefährdung auszugehen.

Im vorliegenden Versuch erfolgte der Anbau von Klee gras und Zwischenfrüchten bei allen Varianten mit der gleichen Sorgfalt. Dies wirkte sich sehr stark auf das N-Angebot auch der Früchte in eigentlich ungünstiger Fruchtfolgestellung aus (wie die N_{\min} -Gehalte im Frühjahr andeuten). Die direkte Verwertungsmöglichkeit für diese Aufwüchse erhöht in der Praxis den Anreiz zum sorgfältigen Anbau von Klee gras und insbesondere von Zwischenfrüchten. Gerade der Anbau von Zwischenfrüchten wird in der Praxis häufig mit mangelnder Sorgfalt (v.a. zu lange Wartezeiten zwischen Druschfruchternte und Aussaat der Zwischenfrucht) durchgeführt. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die im Versuch erreichten Ergebnisse der Kontrollvariante ohne Biogasnutzung in der Praxis kaum erreicht werden.

Die dargestellten Ergebnisse wurden unter Vorhaltung einer etwa achtmonatigen Gärrestlagerkapazität erzielt. Sind geringere Lagerkapazitäten vorhanden, muss ein Teil der Düngung der Gärreste zur Zwischenfrucht erfolgen. Wie die Ergebnisse in Teilbericht 4 belegen, geht dies sehr stark zu Lasten der biologischen N_2 -Fixierung der Leguminosen im Zwischenfruchtgemenge, so dass die insgesamt zur Düngung der Hauptfrüchte vorhandenen N-Mengen zurückgehen. Wenn nur die Hauptfrüchte gedüngt werden sollen, um die Chancen zur Ertragssteigerung möglichst gut auszunutzen, müssen bei Einführung der Biogaserzeugung je nach Fruchtfolge und Standort Gärrestlagerkapazitäten von fünf bis neun Monaten vorgesehen werden. Hierbei gilt der untere Wert nur in absoluten Ausnahmefällen (Spätdüngung zu sehr spät gesäten Sommerungen wie z.B. Mais als Zweitfrucht und/oder Anbau von Kulturen mit hoher N-Aufnahme im Herbst wie Raps). Ob die Ertragssteigerungen die Investitionen für zusätzliche Gärrestlagerkapazität wirtschaftlich rechtfertigen, muss im Einzelfall überprüft werden.

Bei der Einführung der Biogaserzeugung in einen Betrieb werden erhebliche Nährstoffmengen als Substrat oder Gärrest zwischengelagert und damit aus dem biologischen Produktionsprozess genommen, die erst in der nächsten oder übernächsten Vegetationsperiode zur Düngung eingesetzt werden können und die ggf. zunächst zu gewissen Ertragseinbußen führen können. Gerade beim Einstieg in die Vergärung sollte ein ökologisch wirtschaftender Betrieb daher nach Möglichkeit ausreichende Substratmengen von außerhalb des Betriebes mitvergären (z.B. Gras von Pflegeflächen).

5.5 Ausblick – weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf

Ertrag und Fruchtfolge

Eine Steigerung der Erträge über die erreichten Ergebnisse hinaus dürfte in den Biogasvarianten unter den hier gegebenen Standortvoraussetzungen wegen der höheren Lagergefahr beim Getreide kaum möglich sein. Dies belegen die Ergebnisse der Untersuchungen zum viehhaltenden Sys-

tem und die des Winterweizens viehlos aus 2005. Die Züchtung von Weizensorten, die ein entsprechendes Nährstoffangebot in Ertrag umsetzen können, ohne unter den Bedingungen des Ökologischen Landbaues durch Lager oder durch Pflanzenkrankheiten stark beeinträchtigt zu werden, könnte zu einer noch besseren Ausnutzung der möglichen höheren Stickstoffeffizienz führen. Weitere Effizienzsteigerungen des Gesamtsystems ließen sich wahrscheinlich auch durch eine Fruchtfolgeumstellung erzielen. Vor allem bei Ersatz der Körnererbsen durch eine nicht-legume Marktfrucht (z.B. eine Hauptfrucht zur Energieerzeugung) oder die Erweiterung der Fruchtfolge um ein oder zwei nicht-legume Fruchtfolgefelder könnte eine noch höhere Effizienz von Biogassystemen nach sich ziehen. Dieser Ansatz scheint insbesondere sinnvoll bei der Variante v-loS BF, bei der durch die zusätzlichen Nährstoffimporte ein hohes Stickstoffniveau erreicht wird. Hierzu sind allerdings weitere Untersuchungen notwendig.

Methodische Verbesserungen

Nachfolgenden Versuchsanstellern kann der Rat gegeben werden, für geerntete Substrate möglichst nährstoffäquivalent Gärreste aus einer bestehenden Praxisanlage zurückzuführen. Der eigene Betrieb von Versuchsvergärungsanlagen erscheint nur sinnvoll, wenn damit eigene, z.B. verfahrenstechnische Forschungsansätze verfolgt werden, für die ausreichende Kapazitäten in Form von Personal und Finanzmitteln zur Verfügung stehen. Falls dennoch eine systeminterne Vergärung durchgeführt werden sollte, müsste eine Vorlaufzeit von zwei Vegetationsperioden vorgesehen werden. Nach der Substraternte in der ersten Vegetationsperiode müsste dann die komplette Vergärung erfolgen, so dass vor Beginn der Bestellarbeiten zur dritten Vegetationsperiode alle Gärreste zur Verfügung stehen. Als Alternative könnte zu Beginn des Vorhabens zusätzlich entsprechendes Material von außerhalb des Versuches vergoren werden.

Nutzung des Energiepotenzials aus Stroh und Zwischenfrüchten

Derzeit ist es mit der auf dem Markt befindlichen Biogastechnik unter technischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten schwierig, große Mengen an Klee gras und Stroh zu vergären. Diese Substrate sind faserreich, erfordern lange Verweilzeiten im Fermenter und beanspruchen die Rühr- und Pumpentechnik in hohem Maße. Zudem neigen sie sehr stark zur Schwimmdeckenbildung. Neben einer Verbesserung des Abbaus ist daher die Entwicklung von Gärverfahren nötig, die kaum oder wenig Rühr- oder Pumpenenergie sowie keinen oder nur einen geringen Wasserzusatz benötigen und die vor allem das Umpumpen der faserhaltigen Flüssigkeit vermeiden. Mögliche Lösungsansätze sind:

- 1) Verbesserung des Abbaus über mechanisch-physikalische oder biologisch/biochemische Verfahren (z.B. Vermahlung, Einsatz zugelassener leistungsfähiger Enzyme, etc.).

- 2) Verbesserung des Abbaus über geeignete Substratmischungen (z.B. Kombination von leicht und schwer abbaubaren Substraten wie z.B. faserreiche Substrate mit Rüben, Kartoffeln, Topinambur).
- 3) Trennung der verschiedenen Prozessstufen des Abbaus im Fermenter durch Verlagerung der Hydrolysephase. Hierfür sollte besonders kostengünstiger Gärraum bereitgestellt werden.

Die Ausschöpfung der Potenziale kann auch durch Probleme bei der Ernte von Zwischenfrüchten im Herbst je nach Jahr und Standort erschwert sein. Dies ist bei der Gestaltung der Anbausysteme zu berücksichtigen. Neben der frühen Ernte kann auf solchen Standorten die Kombination von Winterzwischenfrüchten, die im Frühjahr geerntet werden, mit späten Sommerungen (Zweitfrüchten) sinnvoll sein. Der Anbau von Winterzwischenfrüchten unmittelbar nach der Kartoffelernte (z.B. Wickroggen oder Wintererbsen mit einer Zweitfrucht) könnte einen Beitrag zur Linderung der Nitratauswaschungsgefährdung an dieser Stelle der Fruchtfolge leisten.

5.6 Zusammenfassung

Die Bedeutung der Erzeugung von Biogas als erneuerbarer Energiequelle aus der Landwirtschaft steigt seit einigen Jahren an. Gründe dafür sind zum einen die Endlichkeit der fossilen Energieträger und zum anderen der mit der Nutzung dieser Energieträger verbundene Ausstoß an klimaschädigendem Kohlendioxid. Dies gilt auch im Ökologischen Landbau.

In viehlosen ökologisch wirtschaftenden Betrieben fehlen Wirtschaftsdünger zur gezielten Nährstoffversorgung der bedürftigen Kulturen (in viehhaltenden Betrieben stehen hierfür Mist und Jauche oder Gülle zur Verfügung). Eine direkte Nutzungsmöglichkeit für die Aufwüchse von Klee gras (das auch in solchen Betrieben zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit notwendig ist) und Zwischenfrüchten sowie für die Nebenernteprodukte besteht in solchen Betriebssystemen normalerweise nicht. Durch die Einführung der Biogastechnologie könnten diese Koppelprodukte zunächst zur Energieerzeugung genutzt werden. Nach der Vergärung lassen sich die Gärreste gezielt zur Düngung der nicht-legumen Früchte einsetzen. Sich daraus ergebende Effekte auf die Flächenproduktivität, Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit ganzer Betriebssysteme wurden bisher jedoch nur ansatzweise untersucht.

Aus den genannten Gründen erfolgte auf dem Lehr- und Versuchsbetrieb der Universität Gießen, Gladbacherhof, die Anlage eines Feldversuches mit einer sechsfeldrigen Fruchtfolge. Dieser Versuch wurde in den Jahren 2002-2005 durchgeführt und sollte unter praxisnahen Bedingungen einen viehlosen, ökologisch wirtschaftenden Betrieb repräsentieren.

Im Vergleich zur üblichen viehlosen Bewirtschaftung wurden die Effekte von zwei Varianten der Biogasnutzung auf Boden, Pflanze und Umwelt geprüft. Zum einen wurden die betriebseigenen Neben- bzw. Koppelprodukte vergoren und die Gärreste zur Düngung der nicht-legumen Kulturen genutzt. Zum anderen wurden zusätzlich zu den betriebseigenen auch betriebsfremde Substrate in der erlaubten Höhe zur Vergärung und anschließend zur Düngung eingesetzt.

Die erzielten Resultate und Schlussfolgerungen lassen sich wie folgt zusammenfassend darstellen:

1. Durch die Ernte und Vergärung der betriebseigenen Nebenernteprodukte konnten zur Düngung der nicht-legumen Früchte (nach Bereinigung nicht systembedingter Verluste) ca. 200 kg N je Hektar und Jahr als **mobiler Düngerpool** zur Verfügung gestellt werden (Tab. 5-3). Bei zusätzlicher Berücksichtigung externer Kofermentationsprodukte erhöhte sich diese Menge auf ca. 250 kg N pro Hektar und Jahr.
2. Durch die effizientere Stickstoffverwertung bei Vergärung der Nebenernteprodukte ergaben sich vor allem beim Getreide **Ertragseffekte**: Auf dem Untersuchungsstandort ließen sich gegenüber der Kontrolle ohne Vergärung der Nebenprodukte die Kornerträge um 15% und die N-Aufnahmen um 22% erhöhen (Tab. 5-29 und Tab. 5-30). Beim Winterweizen wurden zudem signifikant höhere **Rohproteingehalte** erzielt.
3. Unter Praxisbedingungen sind noch deutlichere Effekte zu erwarten, denn der fruchtbare Versuchsstandort (hohe Lössauflage) hat die Ertrags- und Qualitätseffekte abgepuffert. Die höhere N-Effizienz von Biogassystemen erfordert möglicherweise höhere Anteile N-bedürftiger Früchte in der Fruchtfolge. Hierzu besteht allerdings weiterer Forschungsbedarf. Bei Einführung der Biogastechnik müssen in der Praxis erhebliche Nährstoffmengen als Substrat oder Gärrest zwischengelagert werden. Diese stehen erst ein Jahr später zur nächsten, teilweise erst zur übernächsten Vegetationsperiode als Dünger zur Verfügung.
4. Eine ausreichende **Gärrest-Lagerkapazität** ist nötig, um gezielt die bedürftigen Hauptfrüchte düngen zu können. Eine Stickstoffdüngung zu Zwischenfruchtgemengen vermindert die biologische N₂-Fixierungsleistung des legumen Gemengepartners und damit das Ertragspotenzial der Fruchtfolge.
5. Durch die Vergärung der betriebseigenen Nebenernteprodukte kann ein **Energiepotenzial** von annähernd 1.700 Norm-Kubikmetern Methan je Hektar und Jahr erschlossen werden (Tab. 5-15). Bemerkenswert ist diese Energiegewinnung, ohne dass spezielle Energiepflanzen in der Fruchtfolge angebaut wurden. Zur Realisierung der Nutzung dieser Potenziale besteht allerdings noch weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Die Möglichkeiten

- der Energiegewinnung erhöhen sich mit Einführung betriebsfremder Kosubstrate, wobei der Energieertrag im Wesentlichen von dem verfügbaren Substrat abhängt (Tab. 5-31).
6. Die **Nitratauswaschungsgefahr** lässt sich durch die Nutzung der Nebenernteprodukte zur Biogaserzeugung reduzieren. Besonders im Herbst vor Beginn der Sickerwasserperiode konnten so die Gehalte an löslichem Stickstoff gesenkt werden (Tab. 5-23).
 7. Die **bodenbürtigen Lachgasemissionen** wurden durch Aberntung, Vergärung und Wiederausbringung der festen und flüssigen Gärreste gegenüber der Kontrolle um ca. 40% reduziert (Tab. 5-19). Durch zusätzliche Vergärung außerbetrieblicher Kofermentationsprodukte wurde unter den gegebenen Bedingungen dieser Nutzeffekt jedoch wieder kompensiert.
 8. Die **Methanaufnahme der Böden** wurde durch die Ernte der Nebenernteprodukte (insbesondere durch die Ernte und den Abtransport des Kleegrases) gesenkt. Dies muss bei der Bilanzierung der klimarelevanten Emissionen der Bewirtschaftungssysteme beachtet werden (vgl. Kap. 6 und 7).
 9. Die Versorgung der Ackerflächen **mit organischer Substanz** wird durch die Vergärung der Koppelprodukte nicht beeinträchtigt. Nach Rückführung der Gärreste aus diesen Substraten ergibt die Humusbilanzierung eine Einstufung in die als hoch versorgt geltende Gruppe D.

5.7 Literatur

- AMON T., V. KRYVORUCHKO, B. AMON, W. ZOLLITSCH, K. MAYER, S. BUGA und A. AMID (2005): Biogaserzeugung aus Mais – Einfluss der Inhaltsstoffe auf das spezifische Methanbildungsvermögen von früh- bis spätreifen Maissorten. In: Internationales Biogas und Bioenergie Kompetenzzentrum IBBK, Kirchberg/Jagst (Hrsg.): „Regenerative Energie vom Bauernhof“. Tagungsband 6. Bio-Solar Biogas-Fachtagung in Heiden/Westfalen.
- ANDREN, O. (1987): Decomposition of shoot and root litter of barley, lucerne and meadow fescue under field conditions. Swedish Journal of Agric. Res. **17**, 113-122.
- ANTHES, J.G., K. SCHMIDTKE und R. RAUBER (1999): Zur Selbstregelung der N-Zufuhr in leguminosenbasierten Fruchtfolgen. In: W. MERBACH und M. KÖRSCHENS (Hrsg.): Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stickstoffkreisläufen. Internationales Symposium vom 03.-05.06.1999 in Halle/Saale, UFZ-Bericht Nr. **24/1999**, 121-124.
- ANONYM (2006a): www.inaro.de/Deutsch/ROHSTOFF/ENERGIE/Biomasse/biogas.htm (18.05.2006).
- ANONYM (2006b): www.pius-info.de/dokumente/docdir/weiHer/praxis_info/pdf/WH_0105_pdf_13_biogas.pdf (18.05.2006).
- ANONYM (2006c): www.graskraft.de/literatur/geschichte.html (18.05.2006).

- BÄTH B., J. MALGERYD, A. R. STINZING und H. ÄKERHIELM (2006): Surface Mulching with Red Clover in White Cabbage Production. Nitrogen Uptake, Ammonia Losses and the Residual Fertility Effects on Ryegrass. *Biol. Agric. and Horticulture* **23**, 287-304.
- BECKMANN, U., H. KOLBE, A. MODEL und R. RUSSOW (2000): Abschlussbericht zum F&E-Projekt "Reduzierung gasförmiger Emissionen und der Nährstoffverlagerung durch optimale Ausgestaltung von extensiven landwirtschaftlichen Anbausystemen mit unterschiedlich hohem Tierbesatz". DBU, Osnabrück 2000.
- BRUNNER, B. (2001): Qualitätsbewusster Anbau. *Bioland* 3/2001, S 26-27.
- DARNHOFER I (2004): Bioschweinehaltung aus der Sicht der Landwirte. Forschungsprojekt Nr. 1268 - 3. Teilbericht. Institut für Agrar- und Forstökonomie, Universität für Bodenkultur Wien.
- DREYMANN, S., R. LOGES und F. TAUBE (2002a): Ertrag und N₂-Fixierungsleistung unterschiedlicher Leguminosen – Bestände und deren Wirkung auf die Ertragsleistung der Folgefrucht Winterweizen bei variiert organischer Düngung. In: F.X. MAIDL und W. DIEPENBROCK (Hrsg.): *Mitteilungen Ges. Pflanzenbauwissenschaften* **14**, 45. Jahrestagung vom 26. bis 28. September 2002 in Berlin, S. 125-126.
- DREYMANN, S., R. LOGES und F. TAUBE (2002b): Einfluss unterschiedlicher Klee gras – Nutzungsregime und Umbrucharten auf die N – Verwertung ausgewählter Folgefrüchte bei variiert organischer Düngung. In: F.X. MAIDL und W. DIEPENBROCK (Hrsg.): *Mitteilungen Ges. Pflanzenbauwissenschaften* **14**, 45. Jahrestagung vom 26. bis 28. September 2002 in Berlin, S.199-200.
- DREYMANN, S., LOGES und R. TAUBE, F. (2003): Einfluss der Klee grasnutzung auf die N-Versorgung und Ertragsleistung marktfähiger Folgefrüchte. *Mitteilungen Ges. für Pflanzenbauwissenschaften* **15**, S. 83-86.
- DREYMANN, S. (2005): N-Haushalt unterschiedlich bewirtschafteter Rotklee-Bestände und deren Bedeutung für die Folgefrucht Weizen im Ökologischen Landbau. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- EDER, BARBARA, F. KAISER, CHRISTINE PAPST, J. EDER und A. GRONAUER (2005): Fruchtfolge, Anbau, Düngung und Gaserträge von nachwachsenden Rohstoffen. In: *Biogas Nachwachsende Rohstoffe Neue Wege für die Landwirtschaft*. 14. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas e.V. (Hrsg.), Freising 2005, S. 105-114.
- ENGELKE, B. (1997): Bedeutung der Bewirtschaftung von der Vorfrucht Klee gras sowie der N-Düngung auf die Ertragsleistung der Folgefrucht Winterweizen. Diplomarbeit Universität Kiel, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung.
- FARTHOFER, Renate, J.K. FRIEDEL, G. PIETSCH, B. FREYER (2003): Stickstoff-Auswaschungsverluste und Nachfruchteffekte von Futterleguminosen (Schnitt- und Mulchnutzung) auf Winterweizen im Ökologischen Landbau unter pannonischen Standortbedingungen in Ostösterreich. In: B. FREYER (Hrsg.): *Beiträge zur 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau*. Wien, Universität für Bodenkultur, S. 513-514.

- FRAGSTEIN, P. von, (1996): Organic arable farming – a contradiction? In: van ITTERSUM, M.K., VENNEN, G.E.G.T., van de GEJN, S.C. und JETTEN, T.H. (eds.): Fourth congress of the ESA- Book of abstracts, Volume II. European society for agronomy, Colmar Cedex, NL, S. 438-439.
- FRANZ, K. (2006): Persönliche Mitteilung (Versuchsstation Gladbacherhof der Justus-Liebig-Universität Gießen).
- GAUDCHAU M., T. LUTHARD-BEHLE, T. BECKER und B. HONERMEIER (2005) Feld- und Laborversuche zur Kennzeichnung der TM-Erträge und der Gasausbeute von Mais. In: A. KÄMPF, W. CLAUPEIN, S. GRAEFF, W. DIEPENBROCK (Hrsg.): Mitteilungen Ges. Pflanzenbauwissenschaften, Band 17, 48. Jahrestagung vom 27. bis 29. September 2005 in Wien. Verlag Günter Heimbach, Stuttgart 2005, S. 22-23. S. 209-210.
- HAAS, G. (2002): Grundwasserschutz im Organischen Landbau: Untersaaten in Kartoffeln zur Minderung hoher Restnitratmengen im Boden. Köster, Berlin.
- HELMERT, M., H. HEUWINKEL, G. POMMER, R. GUTSER und U. SCHMIDHALTER (2003): N-Flüsse in gemulchtem und geschnittenem Klee gras: Warum Klee gras-Brache im Ökologischen Landbau die Erträge der Folgefrucht nicht erhöht. DGB-Tagung am 30.9.2003 in Frankfurt/Oder, Tagungsband.
- HEUWINKEL, H. (2001): N₂-Bindung in gemulchtem Klee gras: Messmethodik und Fixierleistung. In: H.-J. REENTS (Hrsg.): Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. Verlag Dr. Köster, Berlin, S. 183-186.
- HEUWINKEL, H., M. KAISER, U. SCHMIDHALTER und R. GUTSER (2002): Mulchen von Klee gras vermindert den N-Gewinn: Ausmaß und Ursachen. Vortrag bei der VDLUFA-Tagung 2002.
- HEUWINKEL, H., R. GUTSER und U. SCHMIDHALTER (2005): Auswirkung einer Mulch- statt Schnittnutzung von Klee gras auf die N-Flüsse in einer Fruchtfolge. In: LfL Bayern (Hrsg.): Forschung für den Ökologischen Landbau in Bayern, S. 71-79.
- JÄGER, M. (2004) Gedanken zum viehlosen Ackerbau aus süddeutscher Sicht. In: Schmidt, H. (Hrsg.): Viehloser Öko-Ackerbau – Beiträge, Beispiele, Kommentare. Verlag Dr. Köster, Berlin, S 15 -17.
- KELM, CHRISTIANE, BARBARA LEITHOLD und E. WEBER (2005): Methoden zur Bestimmung der Backqualität an Winterweizensorten und -stämmen in unterschiedlichen Anbausystemen. In: A. KÄMPF, W. CLAUPEIN, S. GRAEFF, W. DIEPENBROCK (Hrsg.): Mitteilungen Ges. Pflanzenbauwissenschaften 17, 48. Jahrestagung vom 27. bis 29. September 2005 in Wien. Verlag Günter Heimbach, Stuttgart 2005, S. 221-222.
- KEYMER, U. (2006): <http://www.lfl.bayern.de/ilb/technik/>, besucht am 25.03.2006.
- KÖPKE, U. (1996): Legume nitrogen in crop rotation: Reducing losses- increasing precrop effects. In: Symbiotic nitrogen fixation in crop rotations with manure fertilization. Proceedings of the third meeting in Copenhagen, March 4th to 5th, Publications of the Institute for Biodynamic Research Darmstadt 8, S. 32-51.

- KÖRSCHENS, M. et al. (2004): Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Hrsg: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA).
- KOTNIK, T. und U. KÖPKE (2001): Stickstoffmanagement mit Feldgemüse als Zweitfrucht: Stoppelrüben. In: H.-J. REENTS (Hrsg.): Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. Verlag Dr. Köster, Berlin, S. 437-440.
- KRAUSE, Tanja, H. BÖHM, R. LOGES, F. TAUBE und N.U. HAASE (2005): Einfluss unterschiedlicher Klee-grasnutzungssysteme auf Ertrag, Sortierung und Qualität ökologisch erzeugter Verarbeitungskartoffeln. In: J. HEß und G. RAHMANN (Hrsg.): Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, S. 43-46.
- LARSSON, L., M. FERM, A. KASIMIR-KLEMEDTSSON, L. KLEMEDTSSON (1998): Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* **51**, 41-46.
- LEITHOLD, G., K.J. HÜLSBERGEN, D. MICHEL und H. SCHÖNMEIER.(1977): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Initiativen zum Umweltschutz, Bd. **5**, S. 43-54, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, Zeller Verlag.
- LOGES, R. (1998): Ertrag, Futterqualität, N₂-Fixierungsleistung und Vorfruchtwert von Rotklee- und Rotklee-grasbeständen. Diss. Univ. Kiel. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung.
- LOGES, R und H. HEUWINKEL (2004) Mulchen oder Schnittnutzung von Klee-gras – Auswirkung der Bewirtschaftung von Klee-grasbeständen auf den N-Haushalt von Fruchtfolgen. In: Schmidt, H. (Hrsg.): Viehloser Öko-Ackerbau – Beiträge, Beispiele, Kommentare, Verlag Dr. Köster, Berlin, S. 21-25.
- MÖLLER, K., H.J. REENTS und F.X. MAIDL (2006): Einfluss von Zwischenfruchtanbau und verschiedenen Saatzeiten von Getreide als Nachfrucht von Kartoffeln auf Nitratdynamik im Boden und das Wachstum von Getreide im Ökologischen Landbau. *Pflanzenbauwissenschaften* **10**, 45-59.
- MÜNZING, K., MEYER, D., RENDEL, D. und STEINBERGER, J. (2004): Vergleichende Untersuchungen über Weizen aus ökologischem und konventionellem Anbau. *Getreidemagazin* **58**, S. 6-12.
- OECHSNER, HANS (2005) Einsatz von Nachwachsenden Rohstoffen in Biogasanlagen – Gasertrag und Anlagentechnik. In: Biogas Nachwachsende Rohstoffe Neue Wege für die Landwirtschaft. 14. Jahrestagung des Fachverbandes Biogas e.V. (Hrsg.), Freising 2005, S. 115-120.
- PALUTT, B. (2000): Unkrautregulierung und –bekämpfung durch Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung, Aussaatzeit, Saatmenge und Stickstoffversorgung. In: B. PALUTT (Hrsg.): Pflanzenschutz im Ökologischen Landbau - Probleme und Lösungsansätze. Berichte aus der biologischen Bundesanstalt **72**, 10-13.
- RANELLS, N.N., M.G. WAGGER (1992): Nitrogen release from crimson clover in relation to plant growth stage and composition. *Agron. J.* **84**, 424-430.
- REENTS, H.J., K. MÖLLER und F.X. MAIDL (1997): Nutzung des Bodennitrats durch differenzierte Anbaustrategien von Getreide als Nachfrucht von Kartoffeln. In: Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Bonn, 3.-4. März, S. 129-135.

- RUHE, Iris, R. LOGES und F. TAUBE (2001 a): Vergleichende N-Flüsse in Fruchtfolgen ökologischer und konventioneller Produktionssysteme unter besonderer Berücksichtigung der Nitratverluste. In: F.-X. MAIDL und W. DIEPENBROCK (Hrsg.) Mitteilungen Ges. Pflanzenbauwissenschaften, 44. Jahrestagung vom 27. bis 29. September in Bonn, S. 100-101.
- RUHE Iris, R. LOGES und F. TAUBE (2001 b): Vergleichende Analyse der N-Flüsse in Fruchtfolgen N-intensiver und N-extensiver Produktionssysteme unter besonderer Berücksichtigung der Nitratverluste. In: H.-J. REENTS (Hrsg.): Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Freising-Weißenstephan, Verlag Dr. Köster, S. 237-240.
- RUHE, I., R. LOGES und F. TAUBE (2002): Stickstoffflüsse in Fruchtfolgen des Ökologischen und Konventionellen Landbaus – Ergebnisse aus dem CONBALE – Projekt Lindhof. In: F.X. MAIDL und W. DIEPENBROCK (Hrsg.): Mitteilungen Ges. Pflanzenbauwissenschaften **14**, 45. Jahrestagung vom 26. bis 28. September 2002 in Berlin. Verlag Freisinger Künstlerpresse W. Bode, Freising 2002, S. 28-29.
- SCHMIDT, H. (2004): Ergebnisse einer Beraterumfrage. In: H. SCHMIDT (Hrsg.): Viehloser Öko-Ackerbau Beiträge Beispiele Kommentare, Verlag Dr. Köster, Berlin, S. 2-11.
- WHITEHEAD, D.C., D.R. LOCKMEYER, N. RAISTRICK (1987): The volatilisation of ammonia from perennial ryegrass during decomposition, drying and induced senescence. *Annals of Botany* **61**, 567-571.
- ZELNY L. (1947): A simple sedimentation test for estimating the bread-baking and gluten qualities of wheat flour. *Cereal Chem.* **24**, 465-475.

6 Auswirkungen auf die bodenbürtigen Distickstoffoxid- und Methanemissionen

K. Schauss, S. Ratering, W. Stinner, A. Deuker, K. Möller und S. Schnell

6.1 Einleitung und Problemstellung

Die Zusammensetzung der Atmosphäre der Erde wird seit der industriellen Revolution auch durch anthropogene Einflüsse verändert. Die atmosphärische Konzentration der wichtigsten Treibhausgase (N_2O , CO_2 , CH_4 , halogenierte Wasserstoffe, Wasserdampf und Ozon) steigt seit her immer weiter an. Dabei beträgt die jährliche Zunahmerate für CO_2 , CH_4 , und N_2O 0,4% (BOLIN, 1992), 0,6% (IPCC, 1996) bzw. 0,2-0,25% (RODHE, 1990; WILIAMS et al., 1992) pro Jahr. Die Zunahme der atmosphärischen Konzentration dieser Gase führt zu einer Verstärkung des „natürlichen Treibhauseffektes“, ohne den die globale Mitteltemperatur der Erde nur bei -18°C liegen würde (GRAEDEL und CRUTZEN, 1984). Der Treibhauseffekt entsteht dadurch, dass nur ein Teil der infraroten Strahlung, die vom Erdboden reflektiert wird, wieder in den Welt- raum zurückemittiert wird. Der andere Teil wird von Molekülen in der Atmosphäre absorbiert. Die Energie der Strahlung reicht für chemische Veränderungen der Moleküle nicht aus, sondern führt zu einer Erhöhung der inneren Schwingungs- und Rotationsenergie. Die überschüssige Energie wird in Folge von molekularen Kollisionen als kinetische Energie (Wärme) an die Atmo- sphäre abgegeben. Dieser natürliche Effekt wird durch den Anstieg der Treibhausgase verstärkt. Der „anthropogene Treibhauseffekt“ hat seit 1860 zu einem Anstieg der globalen mittleren Jah- restemperatur um etwa 1°C geführt (IPCC, 2001). Ein weiterer Anstieg wird erwartet und Mo- dellrechnungen zufolge soll die Jahresmitteltemperatur um $1,4^\circ\text{C}$ bis $5,8^\circ\text{C}$ bis zum Ende des Jahrhunderts weiter ansteigen.

Distickstoffoxid hat auf molarer Basis auf einen Zeitraum von 100 Jahren bezogen eine 310mal (IPCC, 1996) größere Auswirkung auf den Treibhauseffekt als Kohlendioxid. Es trägt ungefähr 6% zu der Gesamterwärmung bei und hat durch seinen inerten Charakter eine relativ lange Auf- enthaltsdauer von 150 Jahren in der Troposphäre (RODHE, 1990). Es trägt außerdem zur Zerstö- rung von Ozon bei (GRAEDEL und CRUTZEN, 1994). Ungefähr 70% der Gesamtemission von N_2O entstammt Böden (BOUWMAN, 1990), und landwirtschaftliche Flächen tragen hierzu 81% bei (ISERMANN, 1994), wobei die hauptsächlichen Gründe für einen Anstieg der N_2O -Emission aus den landwirtschaftlichen Flächen der Anstieg des Stickstoffeintrages in den Boden durch mi- neralische und organische Düngung (Jauche und Stallmist) sowie gesteigerte Stickstofffixierung

sind (IPCC, 1996). Die wichtigsten Quellen für N_2O sind die anaerobe Denitrifikation (Zwischenprodukt), die gleichzeitig auch die wichtigste Senke ist (FIRESTONE und DAVIDSON, 1989; WILIAMS et al., 1992) und die aerobe Nitrifikation (Nebenprodukt) (FIRESTONE und DAVIDSON, 1989; WILIAMS et al., 1992). Die Menge des durch diese Prozesse gebildeten N_2O wird durch eine Reihe von Faktoren bestimmt. Zum einem bestimmt die Stickstoffverfügbarkeit, die Nitrifikations- und Denitrifikationsrate, die Bodenfeuchte, die Bodentemperatur, der Boden pH-Wert und die Gasdiffusion (IFA und FAO, 2001) das Ausmaß der N_2O -Emission, zum anderen das landwirtschaftliche Management wie Kulturauswahl, Düngermanagement, Bodenbearbeitung und Kultivierung (IFA und FAO, 2001; IPCC, 1996).

Methan hat auf molarer Basis auf einen Zeitraum von 100 Jahren bezogen eine 21mal (RODHE, 1990) größere Auswirkung auf den Treibhauseffekt als Kohlendioxid und eine Verweilzeit in der Atmosphäre von 5 bis 200 Jahren. Der relative Anteil am Treibhauseffekt wird auf 19% geschätzt (IPCC, 1996). Die Wirkung von Methan wird noch dadurch verstärkt, dass Methan eine wichtige Rolle in der Chemie (Kohlenmonoxid und Wasserdampfbildung) von Stratosphäre und Troposphäre spielt (CICERONE und ORMELAND, 1988). Die Hauptmenge des gebildeten Methans ist biologischen Ursprungs (Methanogenese) (CICERONE und ORMELAND, 1988). Als Endprodukt des anaeroben Abbaus von organischer Substanz findet eine Freisetzung von Methan aus Reisfeldern, Sümpfen, Feuchtgebieten, Süßwasserökosystemen, Wiederkäuern und Termiten statt. Des Weiteren wird Methan durch Verbrennung von Biomasse freigesetzt, vor allem durch Brandrodung in Tropen und Subtropen und durch Verbrennung von fossilen Brennstoffen. Weitere Quellen sind geologischen Ursprungs wie die Freisetzung aus Kohleminen, Vulkanen und als Erdgas (CRUTZEN, 1991). Die Hauptsenke des Methans ist die Oxidation durch OH-Radikale in der Atmosphäre (CRUTZEN, 1991; CICERONE und ORMELAND, 1988). Weitere Senken sind die Reaktion mit Chlor und Singulett-Sauerstoff und die Aufnahme durch Böden (ca. 6%) (CRUTZEN, 1991; IPCC 1996). Die mikrobielle Methanoxidation in Böden wird vor allem durch den Wassergehalt und das Stickstoffregime beeinflusst (z.B. STEUDLER et al., 1989; CRILL, 1991; ADAMSEN und KING, 1993; KING und SCHNELL, 1994; CASTRO et al., 1995). Weitere Faktoren sind pH-Wert (z.B. HÜTSCH et al., 1994; HÜTSCH, 1998; BEANSTEAD und KING, 2000), Aluminium- (NANBA und KING, 2000) und Terpenkonzentration (AMARAL et al. 1998). Auch eine Korrelation mit der Temperatur wird diskutiert (z.B. STEUDLER et al. 1989; WHALEN et al., 1991; CASTRO et al., 1995; SINGH et al., 1999; MERINO et al., 2004), wobei die Ausprägung häufig schwach ist, da die Mikroorganismen bei höheren Temperaturen häufig substratlimitiert sind (CRILL, 1991; CASTRO et al., 1995). Die höchsten Methanoxidationsraten sind in der Regel in Waldböden, gefolgt von nativen Grasländern, Weiden und Grünland

zu finden. Die niedrigsten bzw. gar keine Aufnahme findet man in Ackerböden. Anthropogene Einflüsse auf den Boden wie z.B. Rodung, Pflügen und Düngen reduziert im Allgemeinen die Fähigkeit des Bodens Methan zu oxidieren (z.B. HÜTSCH et al., 1994).

Kohlendioxid hat einen geschätzten Anteil von 60% am Treibhauseffekt (RODHE, 1990). Ohne anthropogene Störungen ist der Kohlenstoffhaushalt relativ ausgeglichen. Der größte Teil (95%) des durch die Photosynthese in organischen Kohlenstoff gebundenen CO₂ wird durch Respiration von Pflanzen und mikrobiellen Abbau wieder als CO₂ freigesetzt. Ein kleiner Kohlenstoffanteil zwischen 1 ‰ und 1% werden in Sedimenten eingelagert und im natürlichen Kohlenstoffkreislauf durch Vulkanismus und direkte Oxidation wieder freigegeben (JUNGE, 1987). Der Anstieg der atmosphärischen Kohlendioxidgehalts ist auf die intensive Nutzung von fossilen Brennstoffen wie Kohle, Erdgas und Erdöl und die Vernichtung von Wäldern zurückzuführen (JUNGE, 1987; BOLIN, 1992). Ungefähr die Hälfte dieses zusätzlich freigesetzten Kohlenstoffes wird im Ozean, der Hauptsenke für Kohlendioxid (BOLIN, 1992), aufgenommen (JUNGE, 1987).

Wie schon erwähnt hat die Landwirtschaft einen deutlichen Anteil an der Treibhausgasemission, sowohl direkt wie z.B. bei N₂O-Emission als Folge von N-Düngung oder Tierhaltung (Methanemission) als auch indirekt wie z.B. durch urbar machen von Wäldern (Kohlendioxid und Methansenke). Da durch landwirtschaftliche Praktiken die Emissionen stark beeinflusst werden, besteht in den letzten Jahren ein verstärktes Interesse, durch verschiedene Maßnahmen die Emissionen zu senken (z.B. MOISER et al., 1996; SMITH et al., 1997; JARVIS und LEDGARD, 2002). Organische Landwirtschaft wird als eine Möglichkeit gesehen (DALGAARD et al., 2001; FLESSA et al., 2002a), die Emission von Treibhausgasen zu senken. Da organische Bewirtschaftung, besonders im viehlosen System, häufig Stickstoff limitiert ist, ermöglicht der Einsatz von Biogasanlagen bislang Neben- und Abfallprodukte ohne direkten Nutzen wie Aufwüchse und Zwischenfrüchte sowie Ernte- und Futterreste zu verwerten und das vergorene Material als mobiler Düngerpool bedarfs- und termingerecht zu düngen und damit die betrieblichen Stoffkreisläufe zu verbessern (siehe Einleitung Gesamtprojekt). Über die Auswirkungen der Ausbringung von fermentierten Düngern aus der Biogasproduktion auf die bodenbürtige Treibhausgasemission ist bisher wenig bekannt.

6.2 Material und Methoden

6.2.1 Feldmessungen

Zu Beginn der Feldmessungen im Herbst 2002 wurde eine Auswahl an Kulturen und Düngesystemen (DS) getroffen, in denen die Emissionsmessungen durchgeführt werden sollten. Die Wahl fiel auf die Düngesysteme BG, BG+BE, SM (SM seit Mai 2003) und RG des viehhaltenden Betriebssystems im Dinkel und in der Kartoffel (mit vorherigen Zwischenfrüchten, ZF) sowie auf die Düngesysteme v-los und v-los BG des viehlosen Betriebssystems im Winterweizen 5 (nach Erbse) und im Sommerweizen (ebenfalls mit vorangegangenen ZF). Alle Kultivierungs- und Düngemaßnahmen in den gemessenen Früchten sind in den Tabellen 6-1 und 6-2 zusammengefasst. Genaue Aufstellungen der verschiedenen Düngungen in allen gemessenen Früchten werden in den Tabellen 6-3 bis 6-6 dargestellt. Abbildung 6-1 zeigt die langjährigen Mittelwerte der monatlichen Niederschläge und Lufttemperaturen sowie die monatlichen Niederschläge und Lufttemperaturen im Untersuchungszeitraum. In Abbildung 6-2 werden die täglichen Niederschlags- und Lufttemperatur-Messwerte während der drei Saisons veranschaulicht. Alle Niederschlags- und Temperaturdaten wurden von Mitarbeitern der Versuchsstation „Gladbacherhof“ erhoben und zur Verfügung gestellt.

Die *in-situ* Flüsse wurden zwischen Oktober und April ca. alle zwei und zwischen Mai und September ca. alle vier Wochen gemessen. In je drei Feldwiederholungen wurden die Spurengasflüsse mit hellen Flusskammern (40 cm x 40 cm x variable Höhe), die zur Messung auf in den Boden eingelassene Edelstahlrahmen aufgesetzt wurden, folgendermaßen gemessen: Pro Flusskammer wurden fünf Gasproben (je 50 ml) in konstanten Intervallen (je nach Haubenvolumen zwischen 15 und 30 min) entnommen, die anschließend im Labor mit einem Gaschromatographen quantitativ auf CH₄ (Flammenionisationsdetektor, FID), N₂O und CO₂ (Elektroneneinfangdetektor, ECD) untersucht wurden (LOFTFIELD et al., 1997). Pro Gas wurde für die fünf Messpunkte einer Kammer eine Regressionsgerade errechnet. Die Steigungen der Regressionsgeraden der drei Wiederholungen eines Düngesystems wurden arithmetisch gemittelt und in Emissionsraten ($\mu\text{g N}_2\text{O-N}$ bzw. $\text{CH}_4\text{-C}$ bzw. $\text{CO}_2\text{-C}$ pro m^2 und Stunde) umgerechnet:

$$\text{N}_2\text{O-N bzw. CO}_2\text{-C bzw. CH}_4\text{-C } [\mu\text{g bzw. mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}] = (p \cdot V \cdot \text{Konz.} \cdot 60) / (R \cdot T) \cdot M \cdot 6,25$$

Druck $p = 1$ [atm]

Haubenvolumen $V =$ variabel [l]

Konz. = gemessene Gaskonzentration [$\mu\text{l l}^{-1}$] = [ppmV]

60 = Faktor für Emissionsraten pro Stunde

allg. Gaskonstante $R = 0,0821$ [l atm K⁻¹ mol⁻¹]

Temperatur $T = 298$ [K]

molare Masse $M = 12,011$ [g mol⁻¹] für C und $14,007$ [g mol⁻¹] x 2 für N

6,25 = Umrechnungsfaktor von $0,16$ [m⁻²] auf 1 [m⁻²]

Im viehlosen Betriebssystem wurde mit dem t-Test geprüft, ob sich die gemittelten Flüsse in den zwei Düngesystemen signifikant voneinander unterscheiden. Im viehhaltenden Betriebssystem wurde mittels multiplen Mittelwertsvergleich (Student-Newman-Keuls-Methode) getestet, ob sich die Flüsse in den vier Düngesystemen signifikant unterscheiden. Zwischen Oktober 2002 und April 2003 wurden zusätzlich zu den Gasproben am gleichen Tag auf allen Messparzellen Bodenproben aus 0 - 30 cm Tiefe (pro Parzelle eine Mischprobe aus drei einzelnen Bohrstöcken) entnommen, die an den folgenden Tagen nach CaCl₂-Extraktion photometrisch auf Nitrat und Ammonium untersucht wurden (NAVONE, 1964; BERG und ROSSWALL, 1985; KANDELER, 1988). Im Zeitraum von April 2003 bis Juni 2004 wurden noch in den zwölf Messparzellen im Dinkel regelmäßig Bodenproben entnommen. Die ermittelten Werte wurden ebenso auf statistische Unterschiede geprüft wie die Gasmessungen.

Die Wetterdaten wurden von Franz Schulz (persönliche Mitteilung), Mitarbeiter der Versuchsstation, erhoben und zur weiteren Bearbeitung zu Verfügung gestellt. Die Düngemaßnahmen wurden von den Mitarbeitern der Professur für Organischen Landbau ausgeführt. Alle Kultivierungs- und Erntearbeiten auf dem Feld wurden von Mitarbeitern der Professur für Organischen Landbau und der Versuchsstation durchgeführt. Die Daten zu Düngungs- und Kultivierungsmaßnahmen wurden von Mitarbeitern der Professur für Organischen Landbau zur weiteren Bearbeitung, Zusammenstellung und Darstellung zur Verfügung gestellt.

Tabelle 6-1: Überblick über die Kultivierungs- und Düngemaßnahmen in den gemessenen Früchten des viehlosen Betriebssystems. Applizierte N_t-Mengen in kg N ha⁻¹.

	Winterweizen 5 2002/2003	Winterweizen 5 2003/2004	Winterweizen 5 2004/2005	Sommerweizen 2002/2003	Sommerweizen 2003/2004	Sommerweizen 2004/2005
Applikation fester Gärreste (v-los BG)	----	----	----	----	----	4. Aug (41)
Zwischenfrucht- Aussaat	8. Aug. Erbse, Wicke & Ölrettich	20. Juli Wicke & Ölrettich	7. Aug. Wicke & Ölrettich	8. Aug. Wicke & Ölrettich	20. Juli Wicke & Ölrettich	5. Aug. Wicke & Ölrettich
Zwischenfrucht- Ernte (v-los BG)	7. Okt.	13. Okt.	4. Okt.	21. Nov.	24. Okt.	1. Nov.
Applikation fester Gärreste (v-los BG)	----	----	5. Okt. (95)	6. Jan. (111)	19. Feb. (115)	7. Feb. (82) + flüssiger Gärrest (35)
Pflügen	10. Okt.	13. Okt.	5. Okt.	7. Jan.	20. Feb.	7. Feb.
Weizen-Aussaat	10. Okt.	14. Okt.	5. Okt.	21. März	20. Feb.	21. März
Applikation flüssiger Gärreste (v-los BG)	19. Feb. (91) 13. März (31) 8. Mai (19)	27. Feb. (75) 25. März (50) 7. Apr. (1)	31. Jan. (120) 22. Feb. (62)	27. Mai (10)	----	18. Apr. (120)
Walzen	25. März	----	----	25. März	----	----
Mechanische Beikraut- Regulierung	29. März 24. Apr.	2. Apr.	21. März	24. Apr.	2. Apr. 27. Apr.	23. Apr. 3. Mai
Untersaat Luzernegras	----	----	----	25. Apr.	28. Apr.	3. Mai
Weizen-Ernte	20. Juli	4. Aug.	8. Aug.	1. Aug.	9. Aug.	8. Aug.

Tabelle 6-2: Überblick über die Kultivierungs- und Düngemaßnahmen in den gemessenen Früchten des viehhaltenden Betriebssystems. Applizierte N_t-Mengen in kg N ha⁻¹.

	Dinkel 2002/2003	Dinkel 2003/2004	Dinkel 2004/2005	Kartoffeln 2002/2003	Kartoffeln 2003/2004
Applikation Flüssigdünger	----	----	9. Aug. BG+BE (26)	8. Aug. BG, BG+BE, RG (35)	5. Aug. BG (110) BG+BE (146) RG (107)
Zwischenfrucht- Aussaat	16. Aug. Erbse, Wicke & Ölrettich	29. Juli Wicke & Ölrettich	10. Aug. Wicke & Ölrettich	8. Aug. Erbsen, Wicke & Ölrettich	5. Aug. Wicke & Ölrettich
Zwischenfrucht- Ernte (BG+BE)	7. Okt.	24. Sept.	11. Okt.	6. Nov.	29. Okt.
Applikation fester Gärreste (BG+BE) bzw. Stallmist (SM)	9. Okt. (71)	13. Okt. (BG+BE (48) SM (103)	11. Okt. BG+BE (66) SM (110)	6. Jan. SM (249) 14. Apr. BG+BE (68) SM (73)	23. Jan. BG+BE (114) SM (256) 13. Apr. BG+BE (19) 20. Apr. SM
Pflügen	10. Okt.	14. Okt.	11. Okt.	7. Jan.	24. Jan.
Dinkel-Aussaat/ Kartoffel-Legen	11. Okt.	14. Okt.	12. Okt.	15. Apr.	21. Apr.
Applikation Flüssigdünger	20. Feb. BG (68) BG+BE (68) RG (49) 2. Apr. BG (52) BG+BE (72) RG (81)	5. März BG (132) BG+BE (130) RG (132) 25. März: BG+BE (37)	23. Feb. BG (100) BG+BE (162) RG (108) 18. März BG+BE (47)	29. Apr. BG (114) BG+BE (157) RG (103) 30. Mai BG (48) BG+BE (50) RG (56)	20. Apr. BG (52) BG+BE (37) RG (52) 17. Mai BG (11) BG+BE (40) RG (10)
Mechanische Beikraut- Regulierung	----	2. Apr. 12. Mai	21. März	22. Apr. 8. Mai 31. Mai 6. Juni	26. Apr. 18. Mai 24. Mai 16. Juni
Dinkel- bzw. Kartoffelernte	17. Juli	3. Aug.	4. Aug.	26. Aug.	6. Sept.

Tabelle 6-3: Zusammensetzung und Mengen der applizierten Dünger in Winterweizen 5 und vorheriger Zwischenfrucht im viehlosen Betriebssystem zwischen 2002 und 2005.

WINTERWEIZEN 5 – Viehloses Betriebssystem								
Saison	Datum	Dünge- variante	Dünger	N _t [kg ha ⁻¹]	NH ₄ ⁺ -N [kg ha ⁻¹]	oTS [kg ha ⁻¹]	C _t [kg ha ⁻¹]	C/N
2002/03	2. Aug.	v-los	Erbsenstroh ^Δ	20	n.b.	2374	1169	58
		v-los BG		6	n.b.	523	260	46
	9. Okt.	v-los	Zwischen- frucht ^θ	118	n.b.	2820	1560	13
		v-los BG		15	n.b.	763	423	28
	19. Feb.			91	70	414	270	3
	13. März	v-los BG	flüssig [‡]	31	19	148	96	3
	8. Mai			19	14	112	70	4
Summe			138	n.b.	5194	2729	20	
		v-los BG	162	n.b.	1960	1119	7	
2003/04	19. Juli	v-los	Erbsenstroh ^Δ	41	n.b.	3259	1564	38
		v-los BG		8	n.b.	613	301	37
	13. Okt.	v-los	Zwischen- frucht ^θ	74	n.b.	2549	1317	18
		v-los BG		10	n.b.	640	326	34
	27. Feb.			75	52	556	295	4
	25. März	v-los BG	flüssig [‡]	50	34	354	245	5
	7. Apr.			1	1	9	4	3
Summe			115	n.b.	5808	2882	25	
		v-los BG	144	n.b.	2172	1171	8	
2004/05	6. Aug.	v-los	Erbsenstroh ^Δ	53	n.b.	5132	2534	48
		v-los BG		10	n.b.	914	453	46
	5. Okt.	v-los	Zwischen- frucht ^θ	116	n.b.	2341	1236	11
		v-los BG		18	n.b.	690	369	10
		v-los BG	fest*	95	6	3085	1632	18
	31. Jan.			120	86	661	428	4
	22. Feb.	v-los BG	flüssig [‡]	62	37	474	303	5
Summe			169	n.b.	7474	3770	22	
		v-los BG	305	n.b.	2739	3186	10	

Erbsenstroh^Δ: Einarbeitung des gesamten Erbsenstrohs in v-los und der Strohstoppeln in v-los BG

Zwischenfrucht^θ: Gründüngung durch Zwischenfrucht-Einarbeitung in den Boden; ganze Pflanzen in v-los und Pflanzenstoppeln in v-los BG

flüssig[‡]: flüssiger Gärrest der Pflanzenvergärung in v-los BG

fest*: fester Gärrest der Pflanzenvergärung in v-los BG

n.b.: nicht bestimmt

Tabelle 6-4: Zusammensetzung und Mengen der applizierten Dünger in Sommerweizen und vorheriger Zwischenfrucht im viehlosen Betriebssystem zwischen 2002 und 2005.

SOMMERWEIZEN – Viehloses Betriebssystem									
Saison	Datum	Dünge- variante	Dünger	N _t [kg ha ⁻¹]	NH ₄ ⁺ -N [kg ha ⁻¹]	oTS [kg ha ⁻¹]	C _t [kg ha ⁻¹]	C/N	
2002/03	14. Aug.	v-los	Weizenstroh ^f	21	n.b.	5403	2597	122	
		v-los BG		5	n.b.	843	402	87	
	6. Jan.	v-los	Zwischen- frucht ^θ	120	n.b.	2247	1139	9	
		v-los BG		17	n.b.	802	402	23	
		v-los BG		fest*	111	19	2551	1306	12
	27. Mai	v-los BG	flüssig [‡]	10	7	57	36	4	
	Summe	v-los		142	n.b.	7651	3736	26	
v-los BG			143	n.b.	4253	2147	15		
2003/04	10. Aug.	v-los	Weizenstroh ^f	38	n.b.	4830	2371	62	
		v-los BG		7	n.b.	1146	564	81	
	19. Feb.	v-los	Zwischen- frucht ^θ	78	n.b.	2885	1567	20	
		v-los BG		10	n.b.	766	415	43	
		v-los BG		fest*	115	9	3093	1651	15
	Summe	v-los		115	n.b.	7715	3939	34	
		v-los BG		132	n.b.	5005	2631	20	
2004/05	4. Aug.	v-los	Weizenstroh ^f	51	n.b.	7693	3713	72	
		v-los BG		8	n.b.	1890	920	120	
		v-los BG		fest*	40	2	2070	1067	26
	7. Feb.	v-los	Zwischen- frucht ^θ	113	n.b.	2604	1377	12	
		v-los BG		18	n.b.	873	461	26	
		v-los BG		fest*	82	18	1674	893	11
				flüssig [‡]	35	26	232	158	5
	18. Apr.	v-los BG	flüssig [‡]	120	80	699	453	4	
	Summe	v-los		164	n.b.	10297	5090	31	
v-los BG			302	n.b.	7437	3953	13		

Weizenstroh^f: Einarbeitung des gesamten Weizenstrohs in v-los und der Strohstoppeln in v-los BG

Zwischenfrucht^θ: Gründüngung durch Zwischenfrucht-Einarbeitung in den Boden; ganze Pflanzen in v-los und Pflanzenstoppeln in v-los BG

flüssig[‡]: flüssiger Gärrest der Pflanzenvergärung in v-los BG

*fest**: fester Gärrest der Pflanzenvergärung in v-los BG

n.b.: nicht bestimmt

Tabelle 6-5: Zusammensetzung und Mengen der applizierten Dünger in Dinkel und vorheriger Zwischenfrucht im viehhaltenden Betriebssystem zwischen 2002 und 2005.

DINKEL – Viehhaltendes Betriebssystem										
Saison	Datum	Dünge- variante	Dünger	N _t [kg ha ⁻¹]	NH ₄ ⁺ -N [kg ha ⁻¹]	oTS [kg ha ⁻¹]	C _t [kg ha ⁻¹]	C/N		
2002/2003	14. Aug.	BG	Erbsenstroh ^Δ	25	n.b.	2117	1057	42		
		BG+BE		6	n.b.	549	274	44		
		SM		25	n.b.	2218	1111	45		
		RG		26	n.b.	2088	1044	40		
	9. Okt.	BG	Zwischen- frucht ^θ	110	n.b.	2278	1223	11		
		BG+BE		16	n.b.	686	367	23		
		SM		119	n.b.	2479	1326	11		
		RG		115	n.b.	2364	1283	11		
	20. Feb.	SM	fest [∇]	71	8	2288	986	14		
		BG	flüssig [#]	68	33	1533	819	12		
		BG+BE		68	33	1533	819	12		
		RG		49	24	776	432	9		
		2. Apr.		BG	flüssig [#]	52	26	821	428	8
				BG+BE		72	40	841	474	7
	RG			81		38	1578	845	10	
	Summe	BG		256	n.b.	6750	3527	14		
		BG+BE		162	n.b.	3609	1935	12		
		SM		215	n.b.	6985	3423	16		
		RG		271	n.b.	6807	3604	13		

Tabelle 6-5: (Fortsetzung)

2003/2004	27. Juli	BG	Erbsenstroh ^Δ	54	n.b.	3923	1949	36	
		BG+BE		11	n.b.	840	413	37	
		SM		50	n.b.	3663	1826	36	
		RG		53	n.b.	3964	1975	37	
	13. Okt.	BG	Zwischenfrucht ^θ	83	n.b.	2417	1121	14	
		BG+BE		12	n.b.	722	333	28	
		SM		80	n.b.	2169	1032	13	
		RG		79	n.b.	2171	1035	13	
	5. März	BG+BE	fest [∇]	48	1	1508	817	17	
		SM		103	9	2285	1244	12	
		BG		flüssig [#]	132	62	1986	1083	8
		BG+BE			130	68	1601	899	7
	RG	132	63		2376	1313	10		
	25. März	BG+BE	37		26	344	233	6	
	Summe	BG		269	n.b.	8326	4153	15	
		BG+BE		238	n.b.	5016	2695	11	
		SM		233	n.b.	8117	4171	18	
		RG		264	n.b.	8511	4253	16	
	2004/2005	8. Aug.	BG	Erbsenstroh ^Δ	47	n.b.	4401	2148	46
			BG+BE		12	n.b.	1083	530	43
SM			58		n.b.	5004	2584	42	
RG			46		n.b.	4374	2163	47	
9. Aug.		BG+BE	flüssig [#]	26	14	320	180	7	
		BG		Zwischenfrucht ^θ	137	n.b.	2773	1402	10
BG+BE		21	n.b.		882	449	22		
SM		154	n.b.		2771	1514	10		
RG		141	n.b.		2830	1430	10		
11. Okt.		BG+BE	fest [∇]	66	8	1725	922	13	
		SM		110	18	2999	1557	14	
23. Feb.		BG	flüssig [#]	100	54	1121	642	7	
		BG+BE		162	101	1777	1027	6	
		RG		108	48	1986	1076	10	
18. März		BG+BE	flüssig [#]	47	33	281	186	4	
Summe		BG		284	n.b.	8295	4193	15	
		BG+BE		334	n.b.	6068	3294	10	
		SM		322	n.b.	10773	5174	16	
		RG		295	n.b.	9190	5150	17	

Erbsenstroh^Δ: Einarbeitung des gesamten Erbsenstrohs in v-los und der Strohstopeln in BG+BE

Zwischenfrucht^θ: Gründüngung durch Zwischenfrucht-Einarbeitung in den Boden; ganze Pflanzen in BG, SM und RG und Pflanzenstopeln in BG+BE

flüssig[#]: vergorene Gülle in BG; vergorene Gülle und vergorenes Pflanzenmaterial in BG+BE; Rohgülle in RG

fest[∇]: fester Gärrest der vergorenen Pflanzen in BG+BE; Stallmist in SM

n.b.: nicht bestimmt

Tabelle 6-6: Zusammensetzung und Mengen der applizierten Dünger in Kartoffeln und vorheriger Zwischenfrucht im viehhaltenden Betriebssystem zwischen 2002 und 2005.

KARTOFFELN – Viehhaltendes System								
Saison	Datum	Dünge- variante	Dünger	N _t [kg ha ⁻¹]	NH ₄ ⁺ -N [kg ha ⁻¹]	oTS [kg ha ⁻¹]	C _t [kg ha ⁻¹]	C/N
2002/2003	6. Aug.	BG	Weizenstroh ^f	5	n.b.	1169	574	114
		BG+BE		5	n.b.	1061	521	113
		SM		4	n.b.	1013	495	125
		RG		4	n.b.	986	487	127
	28. Aug.	BG	flüssig [#]	35	20	468	265	7
		BG+BE		35	20	468	265	7
		RG		35	19	465	264	8
	6. Jan.	BG	Zwischen- frucht ^o	125	n.b.	3016	1609	13
		BG+BE		15	n.b.	785	422	27
		SM		137	n.b.	3294	1770	13
		RG		117	n.b.	2990	1604	14
	14. Apr.	SM	fest ^v	249	40	6106	3176	13
		BG+BE	fest ^v	68	12	1621	827	12
	29. Apr.	BG	flüssig [#]	114	59	2058	1123	10
		BG+BE		157	95	2227	1229	8
		RG		103	51	2489	1371	13
	30. Mai	BG	flüssig [#]	48	25	719	392	8
		BG+BE		50	26	748	407	8
		RG		56	26	1019	564	10
	Summe	BG		327	n.b.	7431	3962	12
BG+BE			336	n.b.	6910	3672	11	
SM			390	n.b.	10412	5441	14	
RG			315	n.b.	7949	4290	14	

Tabelle 6-6: (Fortsetzung)

2003/2004	3. Aug.	BG	Weizenstroh ^f	4	n.b.	864	425	105		
		BG+BE		6	n.b.	1061	524	81		
		SM		4	n.b.	814	401	110		
		RG		5	n.b.	921	454	84		
	5. Aug.	BG	flüssig [#]	110	52	1993	1008	9		
		BG+BE		146	70	2361	1301	9		
		RG		107	35	2343	1312	12		
	6. Jan.	BG	Zwischenfrucht ^o	108	n.b.	2744	1418	13		
		BG+BE		20	n.b.	1038	533	26		
		SM		59	n.b.	1225	645	11		
		RG		88	n.b.	1967	1024	12		
		BG+BE		114	21	2833	1507	13		
	13. Apr.	SM	fest ^v	256	23	7653	4015	16		
		BG+BE		19	6	1773	883	47		
		BG		flüssig [#]	52	27	902	502	10	
		BG+BE			37	19	649	361	10	
		20. Apr.		SM	fest ^v	50	8	1999	1041	21
				RG		flüssig [#]	52	23	1037	553
		17. Mai		BG	flüssig [#]		11	6	164	92
				BG+BE		40	21	589	329	8
				RG		10	5	183	100	10
Summe		BG			285	n.b.	6667	3444	12	
	BG+BE	383	n.b.		10304	5438	14			
	SM	368	n.b.		11691	6102	17			
	RG	263	n.b.		6451	3442	13			

Weizenstroh^f: Einarbeitung des gesamten Erbsenstrohs in v-los und der Strohstoppeln in BG+BE

Zwischenfrucht^o: Gründüngung durch Zwischenfrucht-Einarbeitung in den Boden; ganze Pflanzen in BG, SM und RG und Pflanzenstoppeln in BG+BE

flüssig[#]: vergorene Gülle in BG; vergorene Gülle und vergorenes Pflanzenmaterial in BG+BE; Rohgülle in RG

fest^v: fester Gärrest der vergorenen Pflanzen in BG+BE; Stallmist in SM

n.b.: nicht bestimmt

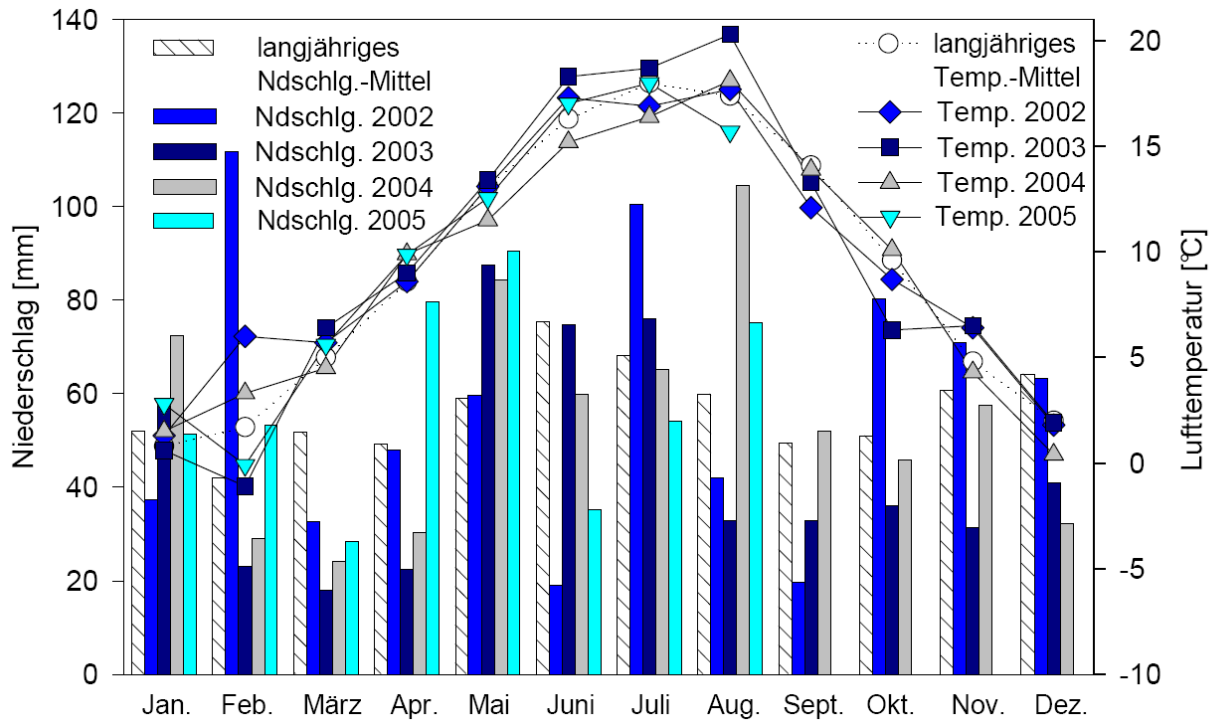


Abbildung 6-1: Langjähriges Mittel der monatlichen Niederschläge und Lufttemperaturen sowie die monatlichen Niederschläge und durchschnittlichen Lufttemperaturen im Messzeitraum (Daten: F. Schulz, persönliche Mitteilung)

Die Emissionsraten (N_2O und CH_4) wurden mit ModelMaker 4 (ModelKinetix, Großbritannien) pro Frucht und Düngesystem über 365 d integriert. Das heißt, die „jährlichen Emissionen aus Winterweizen 5 und Dinkel“ setzen sich aus den Emissionen während des gesamten Anbauzeitraumes dieser Wintergetreide (ca. 10 Monate) und aus den Emissionen der vorherigen ZF (ca. 2 Monate) zusammen. Die „jährlichen Flüsse aus Sommerweizen und Kartoffeln“ bestehen aus den Emissionen während der gesamten Kultivierungsphase (ca. halbes Jahr) der jeweiligen Frucht sowie aus den Emissionen der vorigen ZF (ebenso während eines halben Jahres). CH_4 -Emissionen, die durch Ausgasen von gelöstem Methan in den Düngern nach der Applikation gemessen wurden, wurden nur für den jeweiligen Tag der Messung in die Integration miteinbezogen, da sie erfahrungsgemäß nach 24 bis 48 Stunden abgeklungen waren. Ebenso wurden erhöhte N_2O Emissionen nach Düngung nur für einen Tag bei der Integration berücksichtigt.

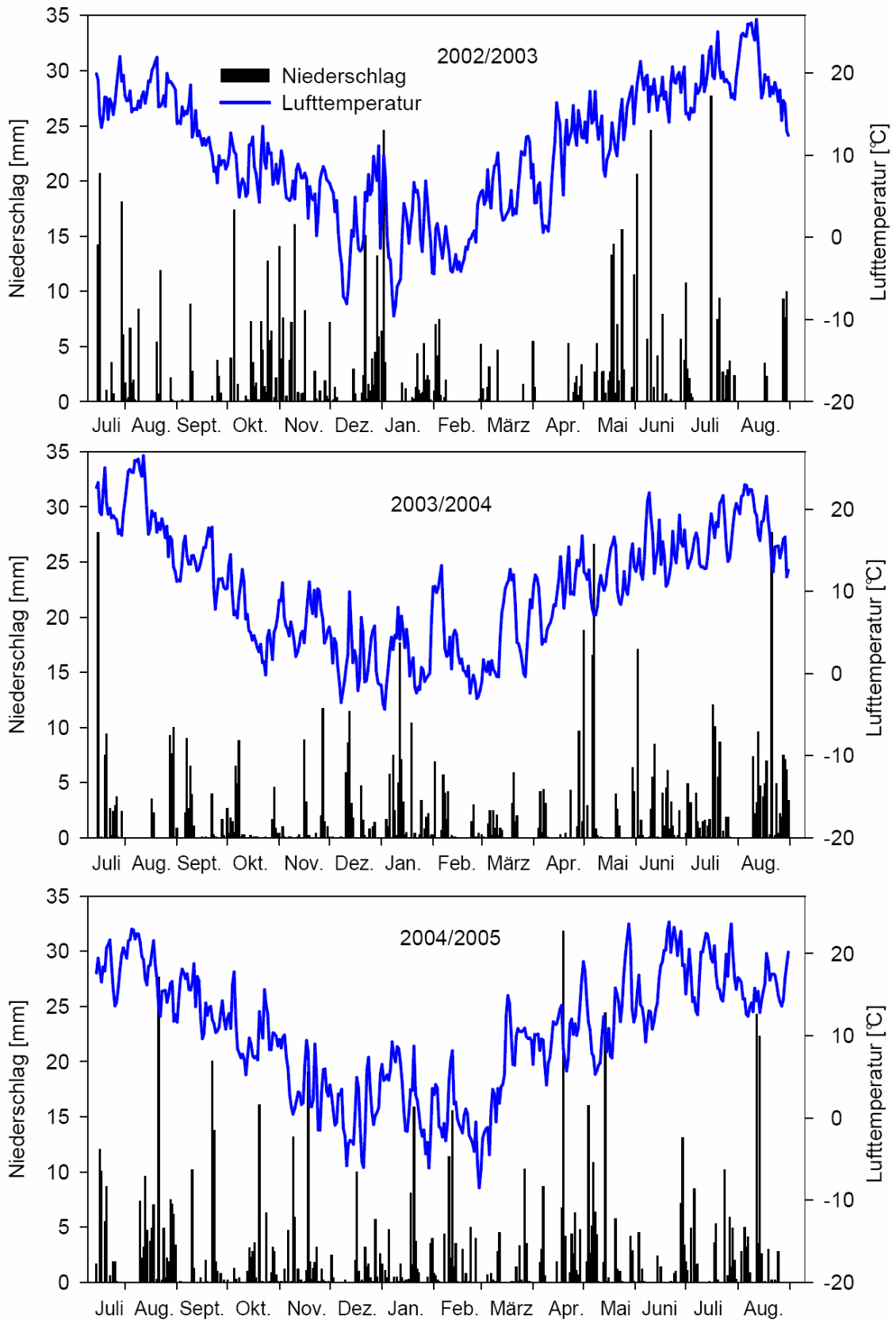


Abbildung 6-2: Tägliche Niederschläge und Lufttemperaturen im Messzeitraum (Daten: F. Schulz, persönliche Mitteilung).

In Saison 2002/2003 wurde mit der Beprobung von Düngesystem SM Ende April (Dinkel) bzw. Anfang Mai 2003 (Kartoffel) begonnen. Da aus diesem Grund nur N_2O - und CH_4 -Messungen von 2 bzw. 4 Monaten verfügbar waren, wurde in diesem Düngesystem in beiden Früchten auf eine Integration über 365 d verzichtet. In Saison 2004/2005 konnten die Gasmessungen im Dinkel nur bis Mitte März 2005 durchgeführt werden. Die Daten wurden zunächst über diesen Zeitraum integriert und anschließend extrapoliert für 365 d. Dazu wurden auch die Flüsse der beiden vorangegangenen Saisons im entsprechenden Zeitraum integriert. Über Dreisatz wurde dann der fehlende Jahreswert für 2004/2005 einmal im Vergleich mit den Werten von 2002/2003 und ein zweites Mal mit den Werten von 2003/2004 errechnet. Beide errechneten Jahresflüsse wurden anschließend gemittelt, um die Jahresemission 2004/2005 abzuschätzen. Durch den nicht vorhandenen Integrationswert des Düngesystems SM in Dinkel in 2002/2003 konnte in dieser Variante die Extrapolierung der N_2O -Verluste bzw. der CH_4 -Flüsse über 365 d nur im Vergleich zu Saison 2003/2004 durchgeführt werden.

6.2.2 Inkubations-Experimente

Inkubations-Experimente mit Ackerboden und den verschiedenen organischen Düngern wurden zur genaueren Bestimmung des Düngereinflusses auf die bodenbürtigen N_2O -Emissionen durchgeführt. Um möglichst günstige Voraussetzungen für die N_2O -Bildung durch die Denitrifikation zu schaffen, wurden die Versuche unter anoxischen Bedingungen durchgeführt. Die Dünger waren Aliquots der Rohgülle (RG) und der vergorenen Gülle (vG) aus dem viehhaltenden System sowie des vergorenen Pflanzenmaterials aus dem viehlosen System, die im Frühjahr 2003 appliziert wurden. Der Ackerboden stammte von Feld „Bremsberg 1“ aus dem Feldversuch und wurde vor Versuchsbeginn getrocknet, ≤ 2 mm gesiebt, gut gemischt und à 20 g in 250 ml Glasflaschen eingewogen (je 3 Wiederholungen). Die Bodenproben wurden mit deionisiertem Wasser (reiner Boden) bzw. mit Roh- (RG) oder vergorener Gülle (vG) (1:2 verdünnt) oder vergorenem Pflanzenmaterial (vP) auf 75% maximale Wasserhaltekapazität eingestellt. Zusätzlich wurden 3 x 15 ml jedes Düngers ohne Boden zur Messung des reinen Düngereffekts in Flaschen gefüllt. Mit Butylstopfen wurden die Gefäße luftdicht verschlossen, und die atmosphärische Gasphase wurde mit N_2 ausgetauscht. Die gedüngten und ungedüngten Böden sowie die Dünger wurden auf einem Rotationsschüttler bei 25°C für 50 h inkubiert und mit gasdichten Spritzen währenddessen beprobt (je 0,3 ml Volumen). Die Gasproben wurden mittels Gaschromatograph auf N_2O , CH_4 und CO_2 analysiert (siehe oben). In separaten Gefäßen wurden die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen der gedüngten Böden in $CaCl_2$ -Extrakten während der Inkubation (ebenfalls in 3 Wiederholungen) photometrisch bestimmt (siehe oben). Ein weiterer Inkubationsversuch mit rei-

nem und unterschiedlich gedüngtem Boden wurde unter anoxischer Atmosphäre mit 10% Acetylen (C_2H_2) durchgeführt, um das gebildete N_2O in der Gasphase anzureichern (Hemmung der Distickstoffoxid-Reduktase). Von einer Inkubierung der reinen Güllen wurde abgesehen, da im vorangegangenen Versuch in keiner Güllevariante N_2O emittiert wurde. Die Versuchsvorbereitung und -durchführung erfolgte wie oben beschrieben, nur wurden nach Austausch der Gasphase mit N_2 10% des Gasphasenvolumens mit reinem Acetylen ersetzt.

6.2.3 Gewächshaus-Experiment

Um die relativ große Feldvariabilität zu umgehen und unter kontrollierten Bedingungen die Düngungseffekte auf verschiedene Parameter des bewachsenen Bodens vergleichend untersuchen zu können, wurde ein Gewächshaus-Experiment konzipiert. Dazu wurde Boden vom Gladbacherhof (Feld „Bremsberg 1“) zerkleinert, homogen vermischt, in Pflanztöpfe gefüllt und Sommerweizen eingesät. Der Weizen wurde mit Rohgülle (RG) und vergorener Gülle (vG) so gedüngt, dass umgerechnet $100 \text{ kg N}_t \text{ ha}^{-1}$ appliziert wurden. Aufgrund toxischer Effekte konnten von der vergorenen Pflanzensubstanz (vP) nur umgerechnet $25 \text{ kg N}_t \text{ ha}^{-1}$ appliziert werden (Tabelle 6-7). Als Kontrolle diente ungedüngter Weizen. Die Versuche wurden bei ca. 70% maximaler Wasserhaltekapazität und ca. 20°C Lufttemperatur durchgeführt. Nach der Düngung wurden in allen Varianten täglich N_2O -, CH_4 - und CO_2 -Messungen mittransparenten Kammern durchgeführt. Zusätzlich wurden nach 2 Stunden und 2, 4, 7, 10, 15 und 22 Tagen folgende Untersuchungen der verschiedenen Böden vorgenommen: Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumgehalte (KEENEY und NELSON, 1982; BERG und ROSSWALL, 1985; KANDELER, 1988), N_t und C_t -Gehalte (Elementaranalysator), potentielle Denitrifikationsaktivität (SMITH et al., 1978; LUO et al., 1996), Zellzahl-Bestimmung von Nitratreduzierern (Most Probable Number, MPN) (DE MAN, 1983; WIDDEL und BAK, 1992), und PCR-SSCP (Single Strand Conformation Polymorphism) (SCHWIEGER und TEBBE, 1998; DOHRMANN und TEBBE, 2004) zur Charakterisierung der Denitrifizierer-Gemeinschaft über das Nitrit-Reduktase-Gen kodiert durch *nirS*.

Tabelle 6-7: Chemische, mikrobiologische und molekularbiologische Parameter der verschiedenen Dünger, MPN-Zahlen in Klammern multipliziert mit der jeweiligen Zehnerpotenz sind die Grenzen des 95%-Konfidenzintervalls, Zahlen der *nirK*- und *nirS*-Gen-Targets in Klammern multipliziert mit der jeweiligen Zehnerpotenz sind Standardabweichungen.

	Rohgülle (RG)	vergorene Gülle (vG)	vergorene Pflanzen (vP)
Gesamt-N appliziert [$\mu\text{mol g}^{-1}$ Boden]	18,1	18,1	4,5
NH_3^- appliziert [$\mu\text{mol N g}^{-1}$ Boden]	5,56	4,5	2,45
NO_3^- appliziert [$\mu\text{mol N g}^{-1}$ Boden]	0,0004	0,0003	0,0003
Gesamt-N [$\mu\text{mol N g}^{-1}$ Dünger]	230	252	80
NH_4^- [$\mu\text{mol N g}^{-1}$ Dünger]	70,8	62,7	43,1
NO_3^- [$\mu\text{mol N g}^{-1}$ Dünger]	0,005	0,005	0,0006
Trockenmasse-Gehalt [%]	10,9	9,8	2,5
pH-Wert	7,0	7,1	5,9
Zellzahlen NO_3^- Reduzierer (MPN) [ml^{-1} Dünger]	$2,4 \times 10^8$ (0,4 – 9,9)	$2,3 \times 10^7$ (0,5 – 9,4)	$2,3 \times 10^7$ (0,5 – 9,4)
<i>nirS</i> Gen-Targets [g^{-1} Dünger]	$4,7 \times 10^7$ ($\pm 1,2$)	$3,9 \times 10^7$ ($\pm 1,4$)	$2,1 \times 10^7$ ($\pm 0,3$)
<i>nirK</i> Gen-Targets [g^{-1} Dünger]	$4,7 \times 10^6$ ($\pm 0,3$)	$1,6 \times 10^6$ ($\pm 0,3$)	$7,5 \times 10^6$ ($\pm 0,8$)
Potentielle Denitrifikations- Aktivität [$\text{nmol N}_2\text{O g}^{-1} \text{h}^{-1}$]	4,2	2,2	0,01

6.2.4 Vergleichende Untersuchungen des Feldbodens nach dreieinhalbjähriger Bewirtschaftung im viehlosen und viehhaltenden Betriebssystem

Nachdem die verschiedenen Bewirtschaftungsweisen mehr als dreieinhalb Jahre praktiziert worden waren, wurden Mitte März 2005 Bodenproben aus 0 - 30 cm Tiefe aus allen 5 Düngesystemen des viehhaltenden Systems im Dinkel sowie aus allen 3 Düngesystemen des viehlosen Systems im Winterweizen 5 genommen und im Labor mit verschiedenen chemischen, mikro- und molekularbiologischen Methoden auf signifikante Unterschiede zwischen den Düngesystemen untersucht. Folgende Messungen wurden vorgenommen: Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumgehalte (siehe oben), potentielle Nitrifikationsaktivität (BERG und ROSSWALL, 1985; KANDELER, 1988), potentielle Denitrifikationsaktivität (siehe oben), wasserlöslicher Kohlenstoffgehalt (BURFORD und BREMNER, 1975), mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff (JOERGENSEN, 1996), Bodenatmung (Basalrespiration, modifiziert nach SCHAUSS (2001), Substrat-induzierte Respiration (SIR, modifiziert nach SCHAUSS (2001), Test der metabolischen Aktivität mittels Substratverwertungstest (KÄMPFER, 1988; GARLAND und MILLS, 1991), C_t - und N_t -Gehalte

(siehe oben), PCR-SSCP zur Charakterisierung der Denitrifizierer-Gemeinschaft (siehe oben) und Real-time PCR (WILHELM und PINGOUD, 2003) mit *nirS*- und *nirK*-Primern zur molekularbiologischen Quantifizierung von Denitrifizierern.

6.3 Ergebnisse und Diskussion

6.3.1 Feldmessungen

6.3.1.1 N₂O-Emissionen im viehlosen und viehhaltenden Betriebssystem

Die gemessenen *in-situ* N₂O-Emissionsraten im viehlosen Betriebssystem variierten in Winterweizen 5 mit vorheriger Zwischenfrucht zwischen 0 und 358 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in v-los und zwischen -1 und 254 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in v-los BG über drei Saisons (Abbildungen 6-3 bis 6-5). Im Sommerweizen mit vorheriger Zwischenfrucht bewegten sich die Raten von -5 bis 70 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in v-los und von 0 bis 214 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in v-los BG (Abbildungen 6-6 bis 6-8). Im viehhaltenden Betriebssystem wurden im Dinkel mit vorheriger Zwischenfrucht N₂O-Flüsse zwischen -3 und 299 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in BG, -5 und 164 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in BG+BE, 0 und 436 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in SM und 0 und 296 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in RG im Messzeitraum beobachtet (Abbildungen 6-9 bis 6-11). Die N₂O-Verlustraten in Kartoffeln und vorheriger Zwischenfrucht beliefen sich in den untersuchten Saisons 2003/2004 und 2002/2003 auf 0 - 216 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in BG, 0 - 388 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in BG+BE, 0 - 175 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in SM und 0 - 251 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in RG (Abbildungen 6-12 und 6-13). Damit liegen die täglichen Emissionsraten sowie die kumulativen, jährlichen N-Verluste (Tabelle 6-8 für das viehlose und Tabelle 6-9 für das viehhaltende Betriebssystem) aller untersuchten Früchte in den Größenordnungen, die in der Literatur aus Feldstudien bekannt sind (KAISER und HEINEMEYER, 1996; RÖVER et al., 1998; KAISER und RUSER, 2000; BOUWMAN et al., 2002; MODEL, 2003).

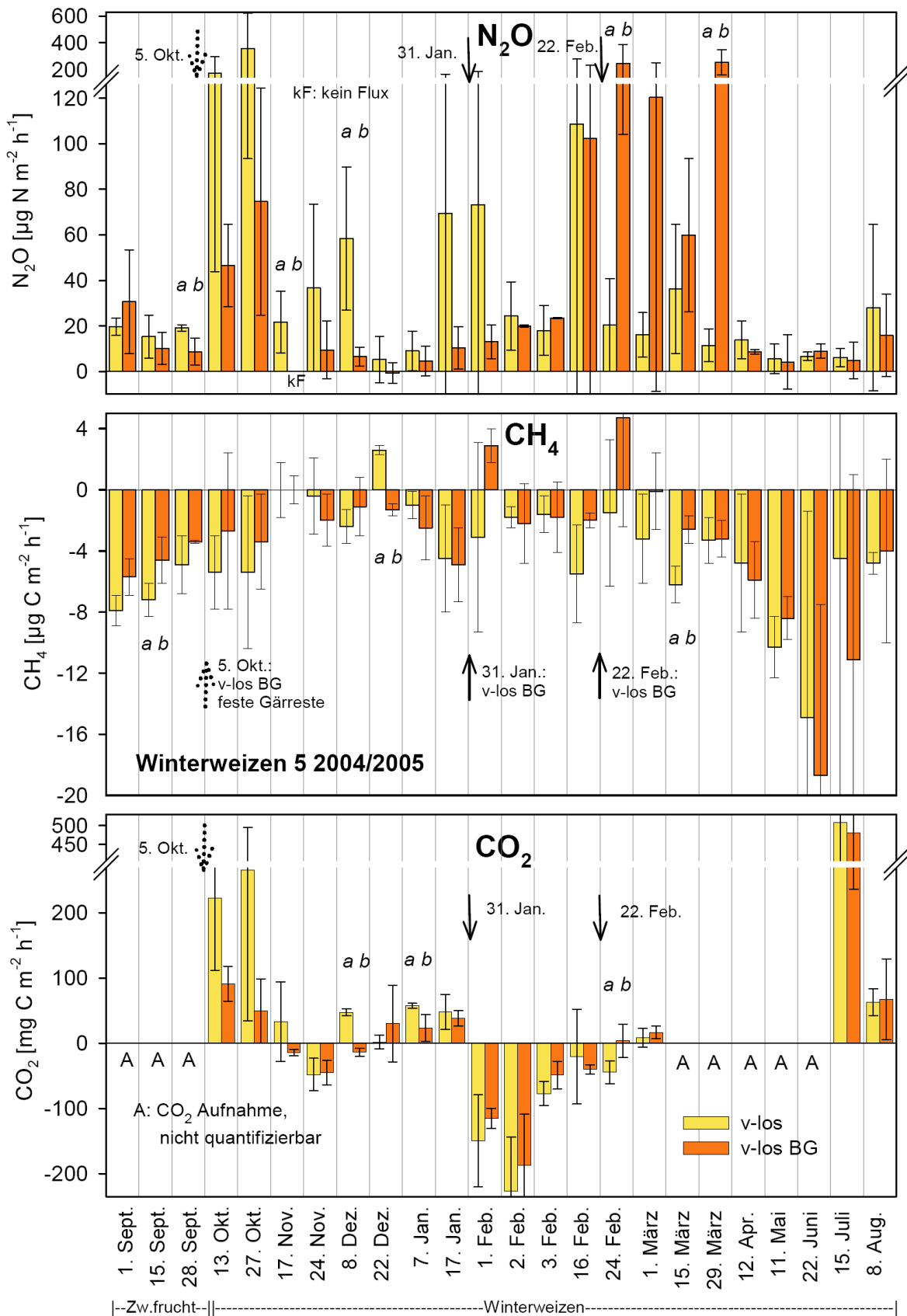


Abbildung 6-3: N_2O -, CH_4 - und CO_2 -Flüsse in Winterweizen 5 und vorheriger Zwischenfrucht im viehlosen Betriebssystem in Saison 2004/2005. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

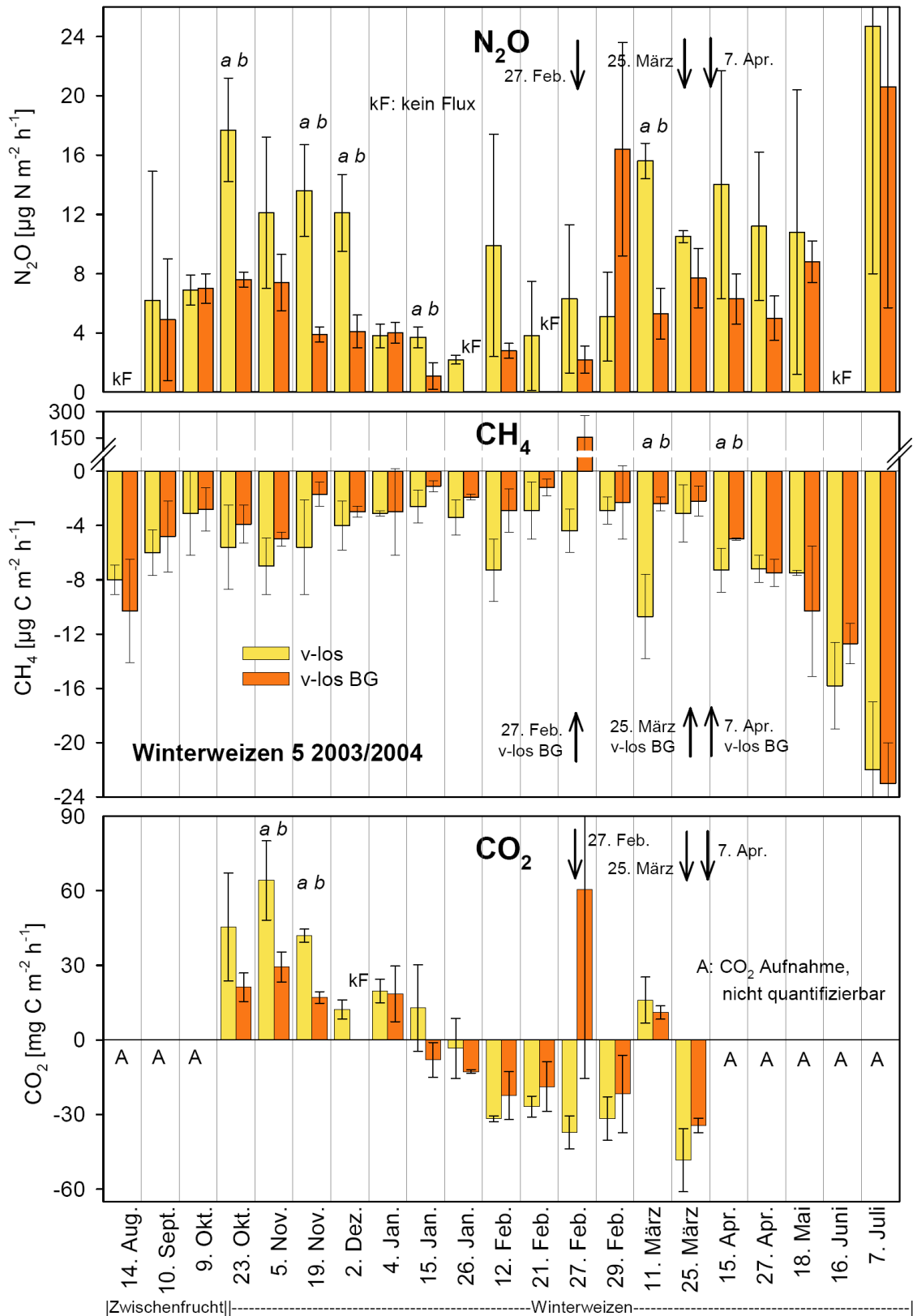


Abbildung 6-4: N_2O -, CH_4 - und CO_2 -Flüsse in Winterweizen 5 und vorheriger Zwischenfrucht im viehlosen Betriebssystem in Saison 2003/2004. Düngung mit flüssigen Düngern (Pfeile mit durchgehender Linie).

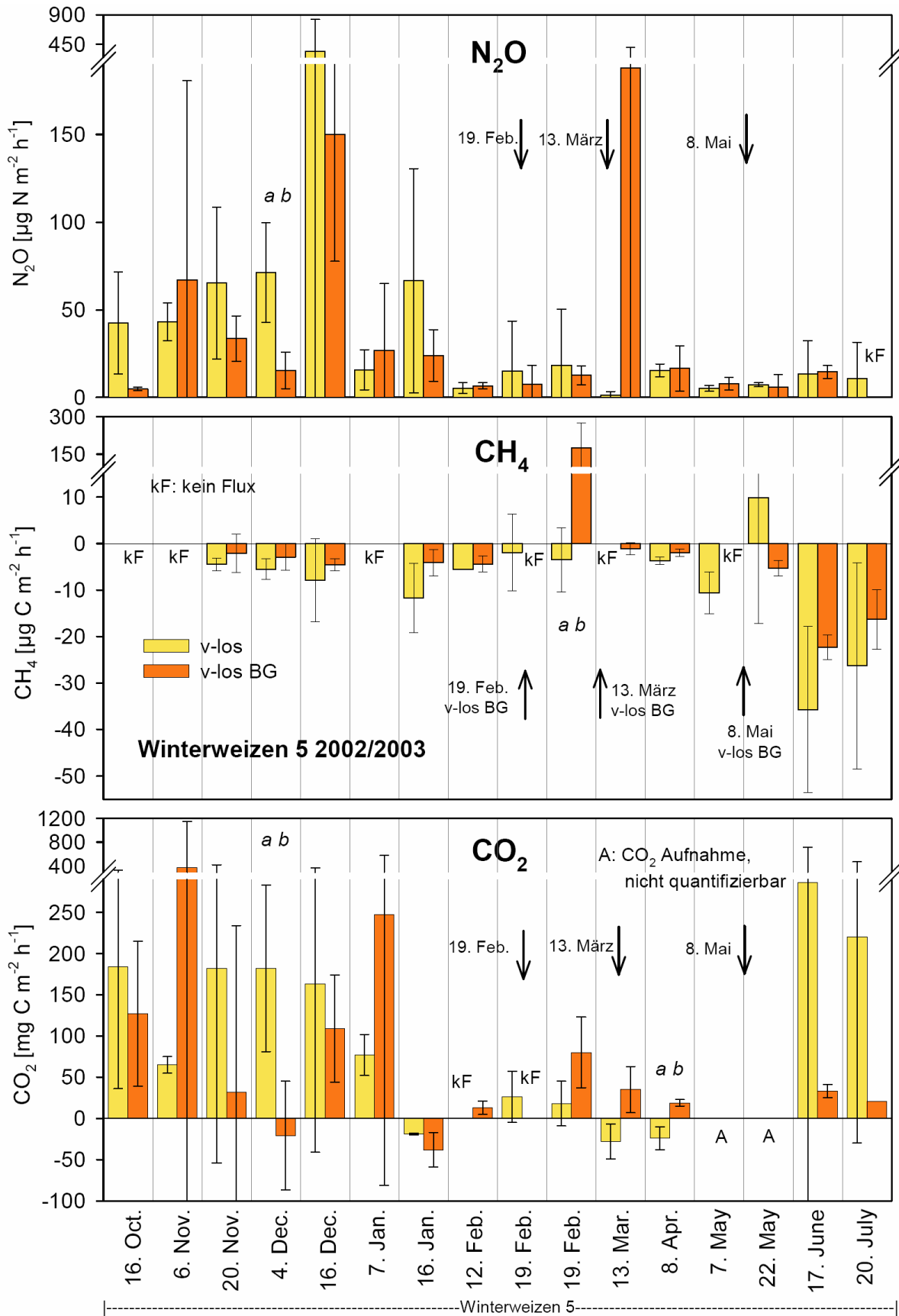


Abbildung 6-5: N₂O-, CH₄- und CO₂-Flüsse in Winterweizen 5 im viehlosen Betriebssystem in Saison 2002/2003. Düngung mit flüssigen Düngern (Pfeile mit durchgehender Linie).

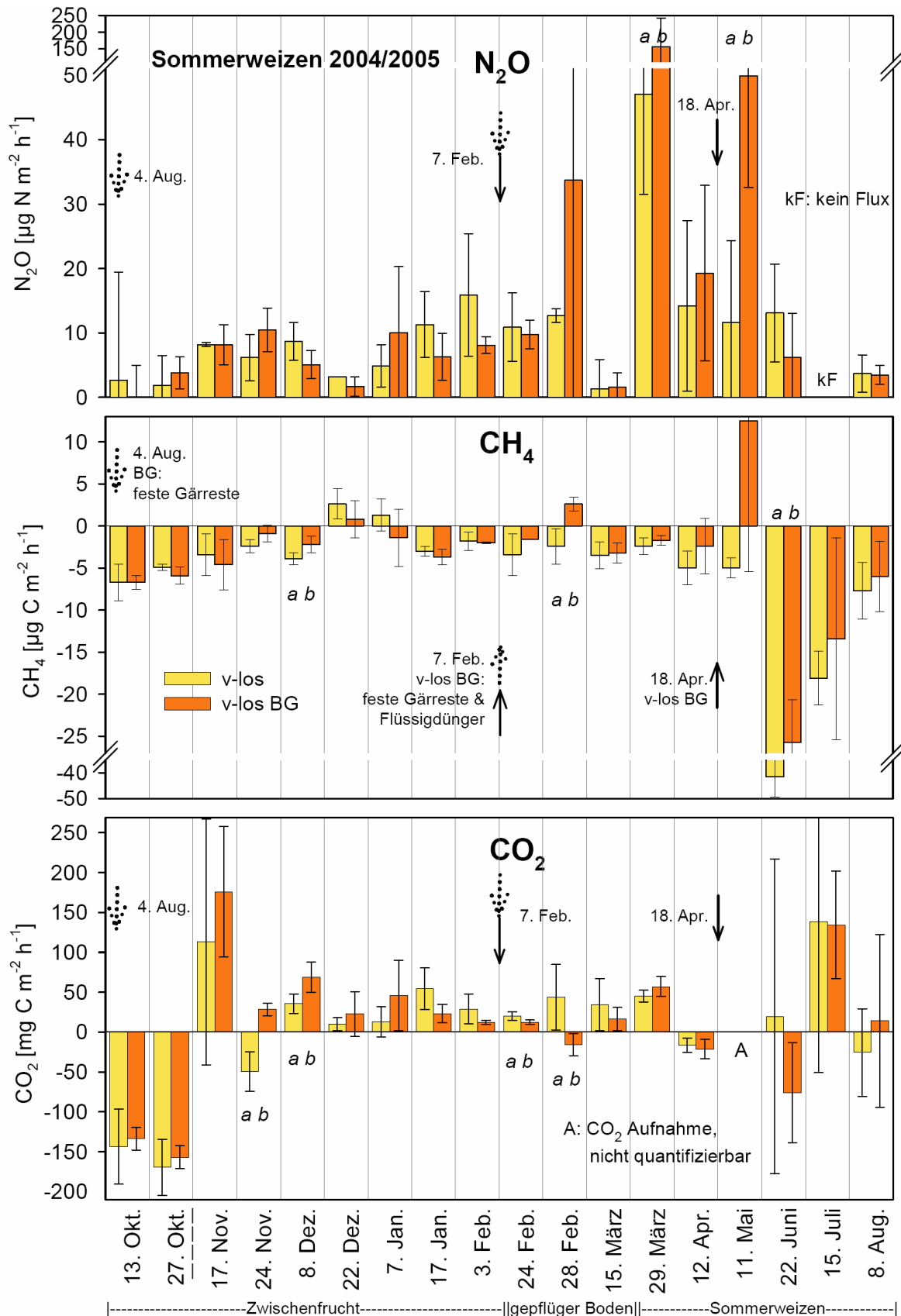


Abbildung 6-6: N₂O-, CH₄- und CO₂-Flüsse in Zwischenfrucht und Sommerweizen im viehlosen Betriebssystem in Saison 2004/2005. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

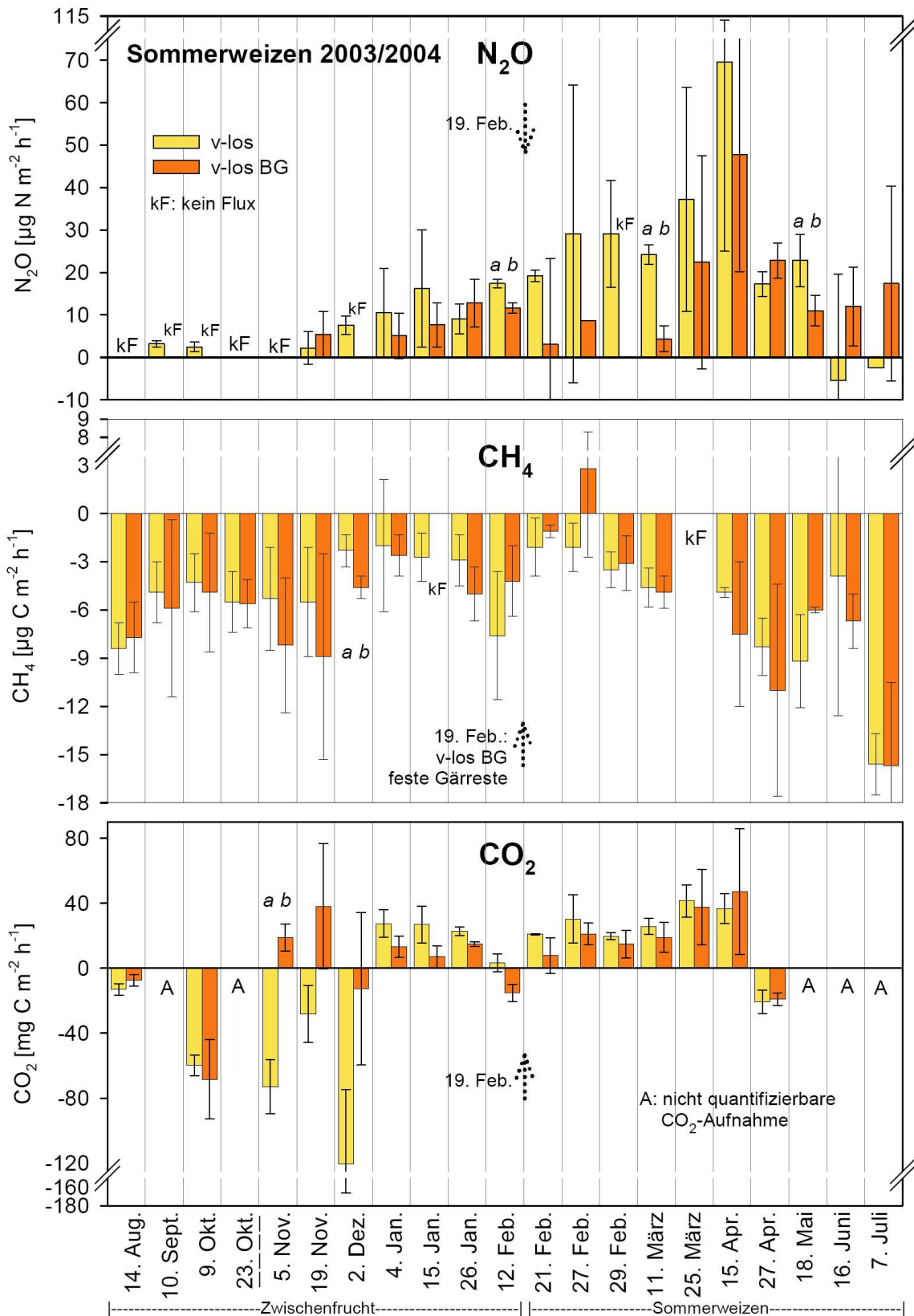


Abbildung 6-7: N₂O-, CH₄- und CO₂-Flüsse in Zwischenfrucht und Sommerweizen im viehlosen Betriebssystem in Saison 2003/2004. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

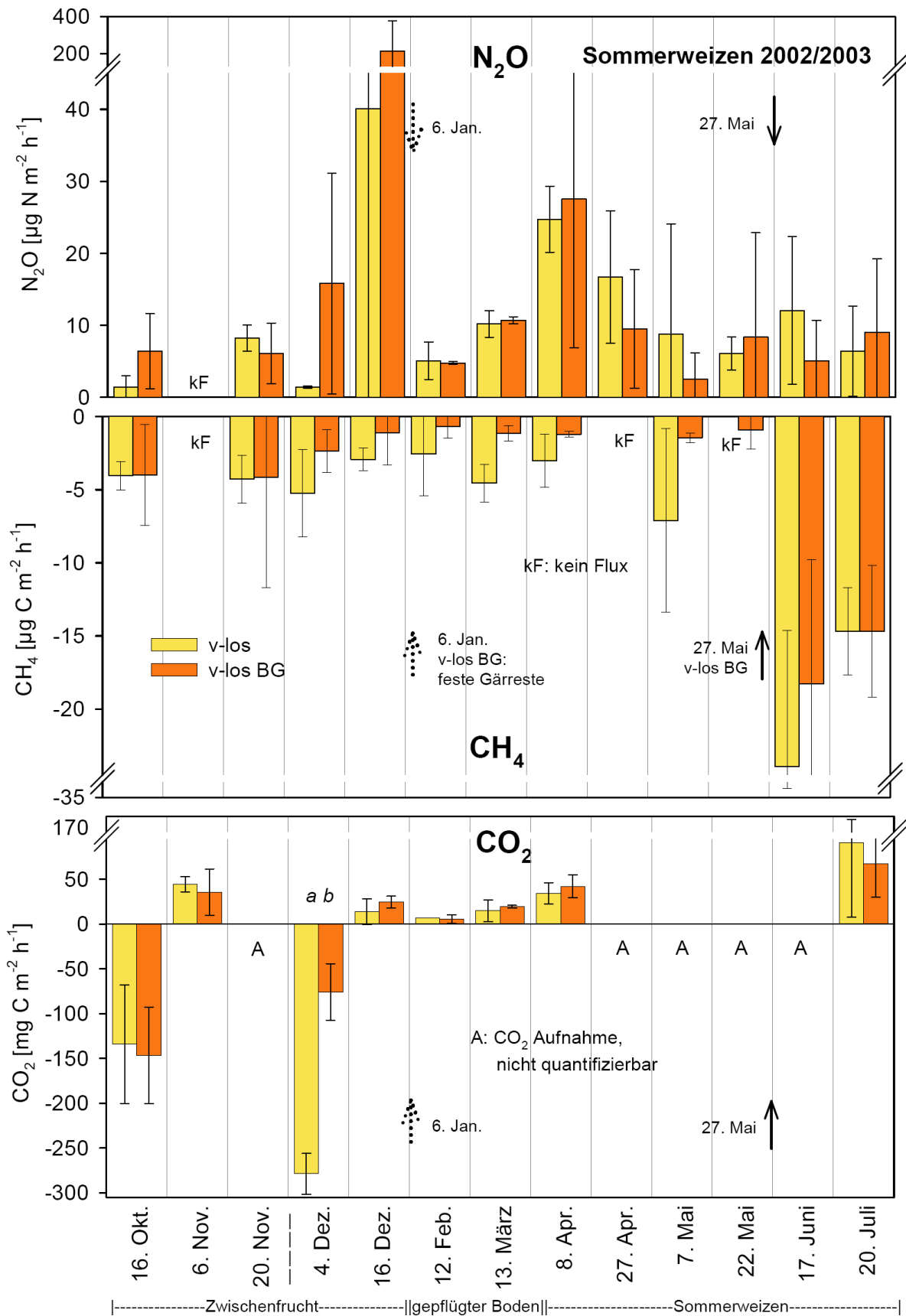


Abbildung 6-8: N₂O-, CH₄- und CO₂-Flüsse in Zwischenfrucht und Sommerweizen im viehlosen Betriebssystem in Saison 2002/2003. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

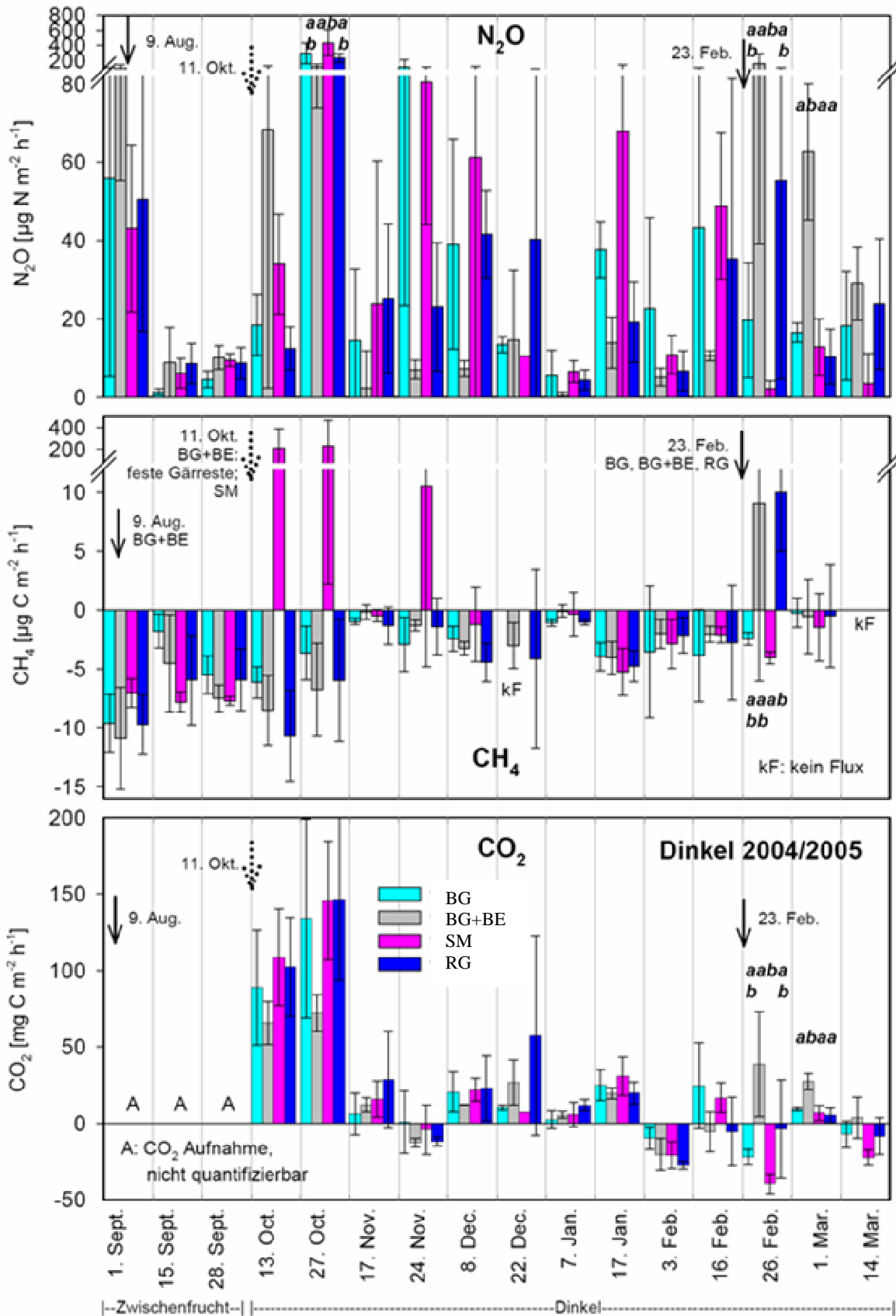


Abbildung 6-9: N₂O-, CH₄- und CO₂-Flüsse in Dinkel und vorheriger Zwischenfrucht im viehhaltenden Betriebssystem in Saison 2004/2005. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

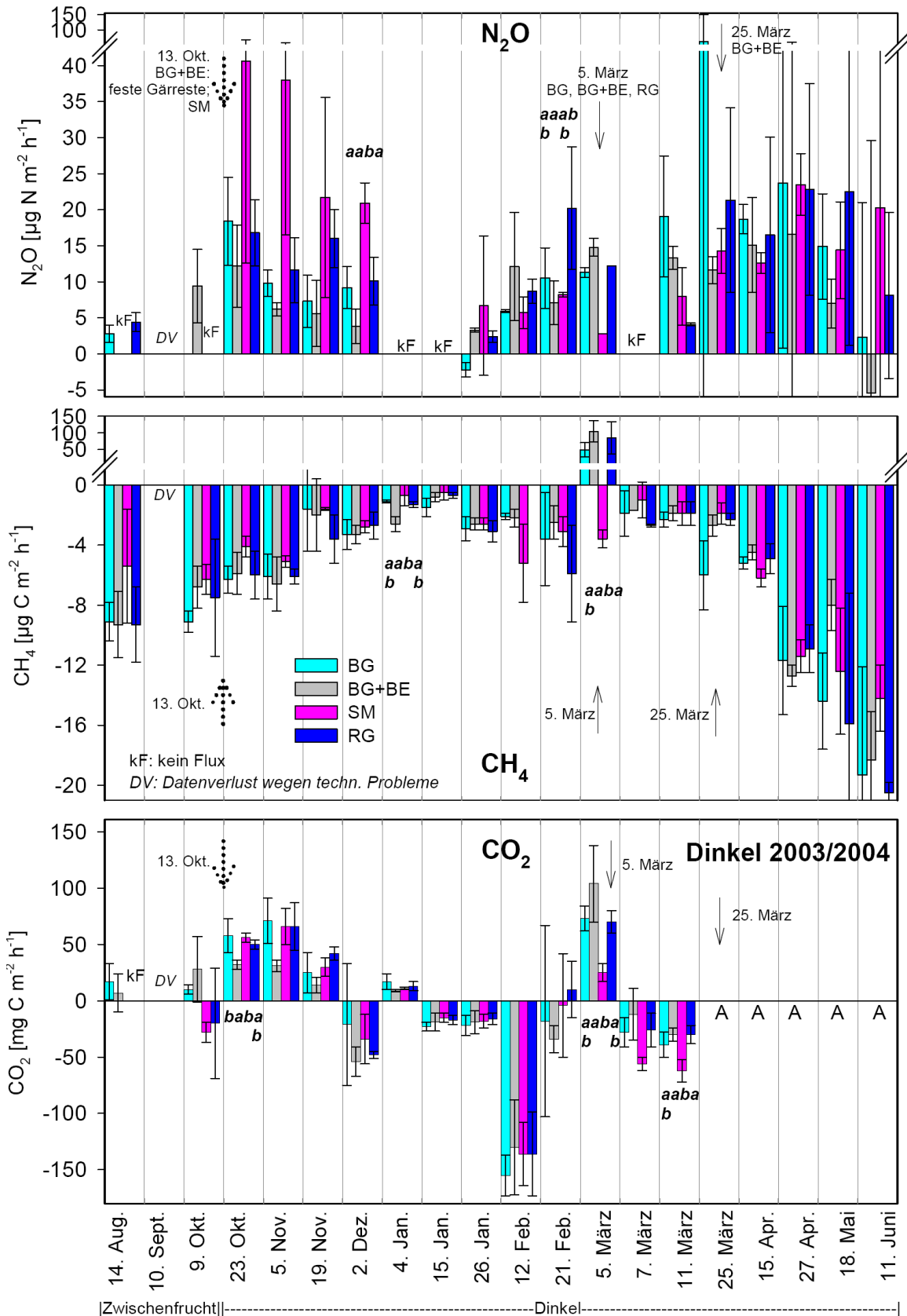


Abbildung 6-10: N_2O -, CH_4 - und CO_2 -Flüsse in Dinkel und vorheriger Zwischenfrucht im viehhaltenden Betriebssystem in Saison 2003/2004. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

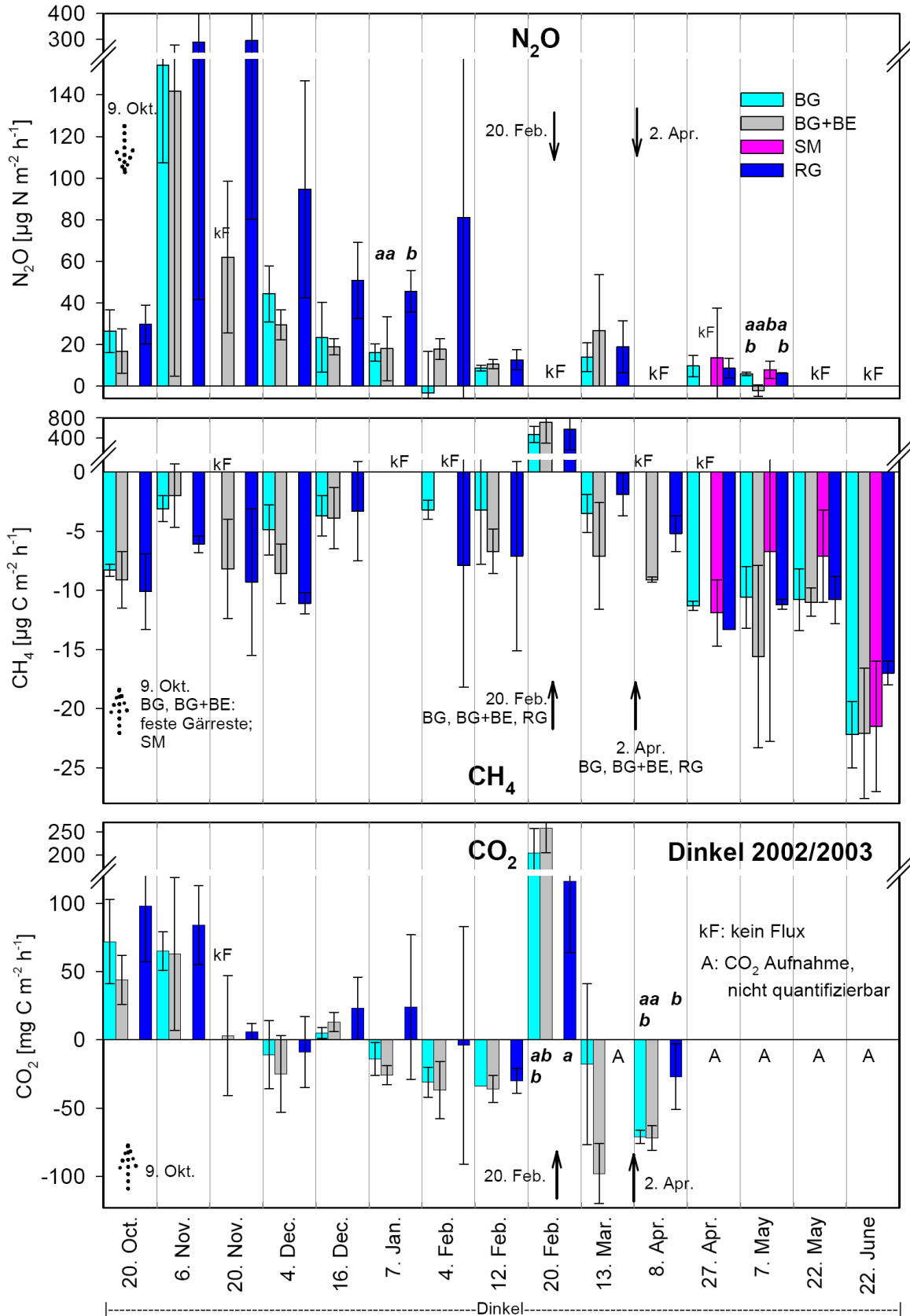


Abbildung 6-11: N₂O-, CH₄- und CO₂-Flüsse in Dinkel im viehhaltenden Betriebssystem in Saison 2002/2003. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

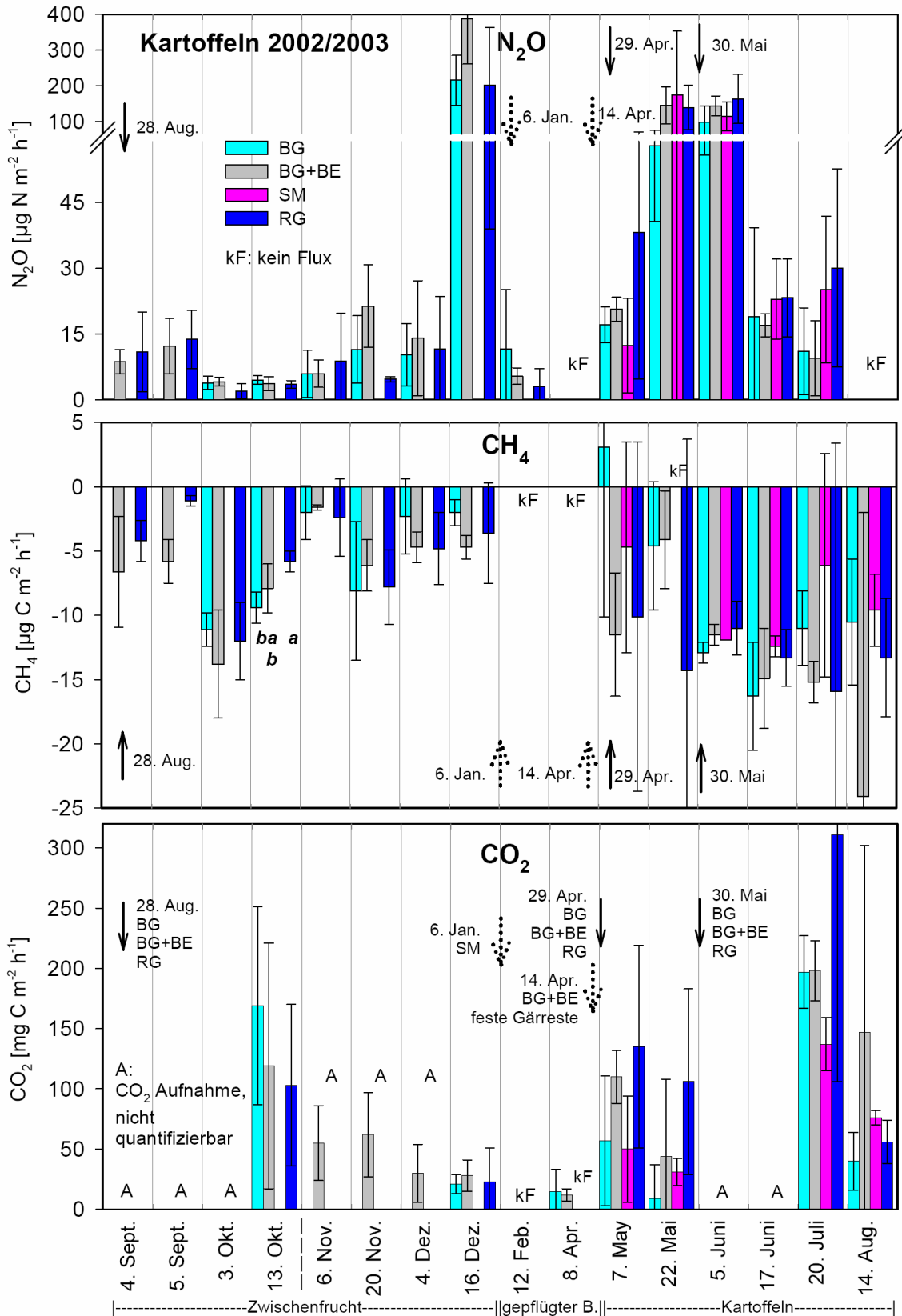


Abbildung 6-13: N₂O-, CH₄- und CO₂-Flüsse in Zwischenfrucht und Kartoffeln im viehhaltenden Betriebssystem in Saison 2002/2003. Düngung mit flüssigen (Pfeile mit durchgehender Linie) und festen (Pfeile mit gepunkteter Linie) Düngern.

Tabelle 6-8: Integrierte N₂O-Emissionen über 365 Tage in Winterweizen 5 und Sommerweizen im viehlosen Betriebssystem und den Düngesystemen v-los und v-los BG.

Saison	Frucht	Düngesystem			
		v-los		v-los BG	
		% von v-los	g N ha ⁻¹	% von v-los	g N ha ⁻¹
2002/2003	Winterweizen 5	100	2684	56	1497
	Sommerweizen	100	699	146	1023
2003/2004	Winterweizen 5	100	801	61	490
	Sommerweizen	100	1034	78	802
2004/2005	Winterweizen 5	100	4087	75	3056
	Sommerweizen	100	765	184	1405

Tabelle 6-9: Integrierte N₂O-Emissionen über 365 Tage in Dinkel und Kartoffeln im viehhaltenden Betriebssystem und den jeweiligen Düngesystemen.

Saison	Frucht	Düngesystem							
		BG		BG+BE		SM		RG	
		% von RG	g N ha ⁻¹	% von RG	g N ha ⁻¹	% von RG	g N ha ⁻¹	% von RG	g N ha ⁻¹
2002/2003	Dinkel	38	1474	40	1535	n.b.	n.b.	100	3868
	Kartoffeln	72	1524	105	2234	n.b.	n.b.	100	2128
2003/2004	Dinkel	101	838	55	456	122	1017	100	834
	Kartoffeln	92	2824	85	2586	105	3194	100	3054
2004/2005	Dinkel [✓]	124	2400	81	1570	157	3048	100	1943
	Dinkel	147	5449	60	2239	174	6465	100	3709

Dinkel[✓] 2004/2005: Integrierte N₂O-Emissionen während des Messzeitraums September 2004 bis März 2005

**Extrapolierter Wert, wurde nur im Vergleich zu Saison 2003/2004 errechnet da entsprechende Angabe aus Saison 2002/2003 nicht zur Verfügung steht*

n.b. nicht bestimmt

In der Saison 2003/2004 wurden z.T. deutlich niedrigere N₂O-Flussraten und -Jahresverluste in den Wintergetreiden Winterweizen 5 und Dinkel gefunden als in der vorangegangenen und der nachfolgenden Saison. Die niedrigeren N₂O-Flüsse in 2003/2004 könnten durch die geringere Niederschlagsmenge (539 mm im Vergleich zu 682 mm des langjährigen Mittels, 637 mm 2002/2003 und 567 mm 2004/2005) und die zum Teil gleichzeitig niedrigeren monatlichen Durchschnittstemperaturen mit verursacht worden sein.

In-situ N₂O-Emissionen sind durch eine relativ hohe Variabilität in Zeit und Raum gekennzeichnet, wie in zahlreichen Feldstudien gezeigt wurde (CATES JR. und KEENEY, 1987; PARKIN, 1987; FIRESTONE und DAVIDSON, 1989; CHRISTENSEN et al., 1990; KAISER et al., 1996; KAISER und HEINEMEYER, 1996; VELHOF et al., 1996; RÖVER et al., 1999; BALL et al., 2000). Die Variabilität wurde mit diesen Feldmessungen erneut bestätigt. Die teilweise sehr hohen Standardabweichungen der Flussraten sowie die durchschnittlichen räumlichen Variationskoeffizienten (CV) mit 27 bis 106% (mit Ausnahme des Ausreißerwertes von 1581% in Sommerweizen 2004/2005) über alle Früchte und Düngesysteme (Tabellen 6-10 und 6-11) verdeutlichen

die räumliche Heterogenität. Die temporäre Variabilität wird bei Betrachtung der N₂O-Emissionen im Saisonverlauf klar, auch wenn in keiner Frucht oder Düngesystem ein explizites Emissionsmuster erkennbar war. Die Variationskoeffizienten der zeitlichen Variabilität über alle Früchte und Düngesysteme liegen zwischen 68 und 233% und ordnen sich damit gut in publizierte CV-Werte aus anderen Felduntersuchungen ein. In der Literatur wurden beispielsweise CV-Werte von 143 – 233% (FLESSA et al., 1995), 200 – 350% (KAISER und HEINEMEYER, 1996) und 92 – 178% (MODEL, 2003) gefunden.

Tabelle 6-10: Zeitliche und räumliche Variationskoeffizienten (CV) der N₂O-Emissionen in Winterweizen und Sommerweizen in den verschiedenen Düngesystemen im viehlosen Betriebssystem.

Saison	Frucht	Düngesystem			
		v-los		v-los BG	
		CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.
2002/2003	Winterweizen 5	178	92	150	71
	Sommerweizen	102	61	233	79
2003/2004	Winterweizen 5	68	43	95	27
	Sommerweizen	118	63	125	71
2004/2005	Winterweizen 5	151	84	141	101
	Sommerweizen	101	106	191	1581

Tabelle 6-11: Zeitliche und räumliche Variationskoeffizienten (CV) der N₂O-Emissionen in Dinkel und Kartoffeln in den verschiedenen Düngesystemen im viehhaltenden Betriebssystem

Saison	Frucht	Düngesystem							
		BG		BG+BE		SM		RG	
		CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.
2002/2003	Dinkel	189	68	163	43	124	57	158	38
	Kartoffeln	177	52	203	36	120	55	159	62
2003/2004	Dinkel	129	76	90	75	99	36	79	37
	Kartoffeln	107	49	97	60	122	94	152	40
2004/2005	Dinkel [✓]	160	70	127	81	196	70	146	68

Dinkel[✓] 2004/2005: Integrierte N₂O-Emissionen während des Messzeitraums September 2004 bis März 2005

Viele Studien machen darauf aufmerksam, dass relativ große N₂O-Mengen während der Wintermonate, besonders in Frost-Tau-Perioden, freigesetzt werden können. Obwohl die Emissionen meist auf ein paar wenige Tage begrenzt sind, können sie signifikant zu den jährlichen N₂O-Verlusten aus landwirtschaftlichen Böden beitragen (FLESSA et al., 1995; WAGNER-RIDDLE et al., 1997; WAGNER-RIDDLE und THURTELL, 1998; KAISER und RUSER, 2000; TEEPE et al., 2000; TEEPE et al., 2004). Der Begriff „Winter“ ist kein eindeutig definierter Zeitraum, so

dass Zeitspannen zwischen zwei und sechs Monaten in der Literatur erscheinen. Für diese Untersuchung steht dieser Begriff für die Zeit zwischen dem 1. Dezember und dem 15. März, da Temperaturen unter 0°C nur in diesem Zeitraum in allen drei Jahren gemessen wurden. Im viehlosen Betriebssystem (Winterweizen 5 und Zwischenfrucht vor Sommerweizen) beliefen sich die Winteremissionen auf 16 – 47% der Gesamtemissionen (Tabelle 6-12). Im viehhaltenden System wurden im Winter 12 – 29% im Dinkel, und 12 – 38% der N₂O-Emissionen in der Zwischenfrucht vor Kartoffeln gemessen (Tabelle 6-13). KAISER et al. (1998) beobachteten ca. die Hälfte der N₂O-Emissionen zwischen Oktober und Februar, und auch RUSER et al. (2001) fanden durchschnittlich 49% der N₂O-Verluste im Winter (Oktober bis März). RÖVER et al. (1998) beobachteten sogar 70% der jährlichen Emissionen zwischen Dezember und Februar, wohingegen SEHY et al. (2003) nur 10 – 20% der N₂O-Flüsse von Oktober bis März feststellten. Auffallend hohe N₂O-Emissionsraten wie am 16. Dezember 2002 in Winterweizen 5 (bis zu 343 µg N m⁻² h⁻¹, Abbildung 6-3), Zwischenfrucht vor Sommerweizen (bis zu 214 µg N m⁻² h⁻¹, Abbildung 6-6) und Zwischenfrucht vor Kartoffeln (bis zu 388 µg N m⁻² h⁻¹, Abbildung 6-12) könnten durch Frieren und Tauen des Bodens verursacht worden sein. Allerdings bleibt unklar, warum am gleichen Tag keine erhöhten N₂O-Emissionen im Dinkel beobachtet wurden.

Tabelle 6-12: Integrierte N₂O-Emissionen der Winterperiode (1. Dezember – 15. März) in Winterweizen 5 und Zwischenfrucht vor Sommerweizen in den jeweiligen Düngesystemen im viehlosen Betriebssystem.

Saison	Frucht	Düngesystem			
		v-los		v-los BG	
		Winter %	Winter g N ha ⁻¹	Winter %	Winter g N ha ⁻¹
2002/2003	Winterweizen 5	46	1244	47	704
	Sommerweizen	29	201	47	482
2003/2004	Winterweizen 5	22	173	16	77
	Sommerweizen	36	377	19	151
2004/2005	Winterweizen 5	25	1026	34	1028
	Sommerweizen	30	238	16	223

Tabelle 6-13: Integrierte N₂O-Emissionen während der Winterperiode (1. Dezember – 15. März) in Dinkel und Zwischenfrucht vor Kartoffeln in den jeweiligen Düngesystemen im viehhaltenden Betriebssystem.

Saison	Frucht	Düngesystem							
		BG		BG+BE		SM		RG	
		Winter %	Winter g N ha ⁻¹	Winter %	Winter g N ha ⁻¹	Winter %	Winter g N ha ⁻¹	Winter %	Winter g N ha ⁻¹
2002/2003	Dinkel	23	333	29	439	n.d.	n.d.	29	1131
	ZF vor K	38	580	33	738	n.d.	n.d.	18	388
2003/2004	Dinkel	16	131	28	129	17	172	20	163
	ZF vor K	26	732	31	808	22	696	12	357
2004/2005	Dinkel [✓]	12	653	27	594	11*	708*	17	623

* Extrapolierter Jahresemissionswert, wurde nur im Vergleich zu Saison 2003/2004 errechnet da entsprechende Angabe aus Saison 2002/2003 nicht zur Verfügung steht

Wie durch die Wetterdaten verdeutlicht wird, können Menge und zeitliche Verteilung des Niederschlags sowie Temperaturverlauf und -summe beträchtlich von Jahr zu Jahr variieren (Abbildungen 6-1 und 6-2). Da sowohl der Niederschlag als auch die Temperatur einen großen Einfluss auf die N₂O-bildenden, mikrobiellen Prozesse ausüben, ist es wichtig, dass *in-situ* Messungen über möglichst mehrere Jahre in denselben Früchten durchgeführt werden, um möglicherweise große Jahreseffekte zu reduzieren!

Bei Spurengasmessungen derselben Früchte über mehrere Jahre sollten die Kultivierungsmaßnahmen und das Düngeregime (Düngermenge, applizierte N_t- und NH₄⁺-Mengen, Düngerbeschaffenheit, Viskosität, Düngezeitpunkte, Düngersplitting, Bodenbeschaffenheit,...) natürlich wegen der Vergleichbarkeit möglichst ähnlich sein. Allerdings wird bei genauerer Betrachtung der Düngemaßnahmen in den untersuchten Früchten deutlich, dass zum Teil Düngungsunterschiede innerhalb einer Frucht in den drei Saisons auftraten, da die Düngung bestmöglich aber noch nicht standardisiert erfolgte (Tabellen 6-3 bis 6-6).

Verschiedene Früchte können ebenfalls einen Einfluss auf bodenbürtige N₂O-Emissionen ausüben, da Aussaatzeitpunkt, Bodenbearbeitungs- und Kultivierungsmaßnahmen, Düngezeitpunkt und -menge und Düngerbeschaffenheit sich in Abhängigkeit der angebauten Frucht deutlich voneinander unterscheiden können (Tabellen 6-1 und 6-2). Besonders der Anbau von Kartoffeln unterscheidet sich vom Getreideanbau, da die Dammkultur auf der Fläche unterschiedliche Bodendichten und Porengrößenverteilungen auf den Dämmen, zwischen den Dämmen und in den verdichteten Fahrspuren verursacht, die ihrerseits die bodenbürtigen N₂O-Emissionen beeinflussen. Getrennte Untersuchungen von N₂O-Flüssen aus den verschiedenen Bereichen von Kartoffelanbauflächen wurden in der Literatur beschrieben. RUSER et al. (1998b) kalkulierten, dass während der Anbauphase 72% der Emissionen aus den verdichteten Zwischendambereichen (Fahrspuren), 21% aus den Dämmen und 7% aus den nicht-verdichteten Zwischendambereichen e-

mittiert wurden. FLESSA et al. (2002) hingegen berechneten Anteile von 66% für die Dämme, 10% für die nicht-verdichteten und 24% für die verdichteten Zwischendambereiche. Auch wenn sich die beobachteten, prozentualen Anteile beider Studien unterscheiden, wird klar, dass sich die Heterogenität der Kartoffelfläche auf die N₂O-Emissionen auswirkt. Die separate Messung der drei Bereiche war in dieser Feldstudie nicht möglich, so dass die jährlich emittierten N₂O-Mengen vermutlich unterschätzt wurden.

Die Handhabung der Zwischenfruchtaufwüchse unterschied sich in beiden Betriebssystemen zwischen den jeweiligen Düngesystemen deutlich voneinander. In v-los BG sowie in BG+BE wurden die Zwischenfrüchte im Herbst zur Vergärung geerntet und als flüssige Gärreste im Frühjahr oder als feste Gärreste zur Pflugfurche gedüngt, während sie in den anderen untersuchten Düngesystemen als Gründüngung vor der Saat der anschließenden Hauptfrucht in den Boden eingearbeitet wurden. Dadurch wurden unterschiedliche Mengen organischer Substanz dem Boden zugeführt, die nach Mineralisation als Substrat für mikrobielle N₂O-bildende Stoffwechselfvorgänge zur Verfügung standen (Tabellen 6-3 bis 6-6). WAGNER-RIDDLE und THURTELL (1998) weisen auf den Einfluss von Vorfrüchten und Gründüngung auf in-situ N₂O-Messungen hin, da sie den N-Gehalt des Bodens über Monate beeinflussen können. Von ein paar Ausnahmen abgesehen wurden die N₂O-Verluste in v-los BG und BG+BE nach Saat von Winterweizen 5 und Dinkel im Oktober durch die Zwischenfruchternte offensichtlich reduziert (Abbildungen 6-3 bis 6-6 und 6-9 bis 6-11). Im Gegensatz zu den Wintergetreiden führte der Abtransport der Zwischenfrüchte vor Sommerweizen und Kartoffeln im Herbst nicht zu einer solchen Reduktion der N₂O-Emissionen (Abbildungen 6-6 bis 6-8 und 6-12 bis 6-13). Hier fanden die Einarbeitung der Zwischenfrucht (-stoppeln) und die Saatbettbereitung nicht vor Januar statt.

Die zu den Gasmessungen begleitend erhobenen Nitrat- und Ammoniumwerte (Abbildungen 6-14 bis 6-18) zeigten keinerlei Koinzidenzen zu den gemessenen N₂O-Emissionsraten. Die Nitratgehalte ließen in Saison 2002/2003 in Winterweizen 5 und Dinkel einen Trend von leicht verringerten Konzentrationen in v-los BG und BG+BE erahnen (entsprechend der kleineren Menge eingearbeiteter organischer Substanz), während sich die Ammoniumkonzentrationen in allen Düngesystemen und Früchten meist an der Nachweisgrenze bewegten.

Unmittelbar nach Applikation der verschiedenen Dünger in beiden Betriebssystemen waren keine distinkten N₂O-Emissionsmuster erkennbar, wie am Beispiel des Winterweizen 5 gezeigt werden soll: Am 31. Januar 2005 wurden 120 kg N ha⁻¹ durch Applikation der Gärflüssigkeit in v-los BG gedüngt. Weder nach ein, zwei noch nach drei Tagen wurden erhöhte N₂O-Emissionen beobachtet. Im Gegensatz dazu wurden am 24. Februar 2005 (zwei Tage nach Düngung von 62 kg N ha⁻¹) in v-los BG signifikant erhöhte Emissionen gemessen. Erhöhte N₂O-Flüsse (allerdings mit großen

Standardabweichungen) wurden noch an den folgenden drei Beprobungsterminen im März gefunden. Ebenso wurde in Saison 2003/2004 zwei Tage nach Düngung von 75 kg N ha⁻¹ in v-los BG eine erhöhte Emissionsrate (auf niedrigem Niveau) beobachtet. Bei Betrachtung der N₂O-Flüsse am Tag der Applikation wie am 27. Februar 2004 (75 kg N ha⁻¹) und am 19. Februar 2003 (91 kg N ha⁻¹) in v-los BG wurden jeweils im Vergleich zur ungedüngten Variante v-los keine höheren Emissionen gemessen. Am 13. März 2003 hingegen wurde ein deutlich erhöhter Fluss nach Düngung in v-los BG festgestellt, der jedoch aufgrund der großen Standardabweichung nicht signifikant war. Im viehhaltenden Betriebssystem, in dem gleichzeitig verschiedene Dünger (flüssig oder fest) appliziert wurden, war ebenfalls kein bestimmtes Emissionsmuster bzw. keine bestimmte Reihenfolge der Emissionshöhen der unterschiedlichen Dünger erkennbar. Auch der Vergleich von vergorener Gülle (BG und BG+BE) mit Rohgülle (RG) resultierte nicht in eindeutig erhöhten oder reduzierten Emissionen, jedoch zeigten die integrierten Jahresverluste (Tabelle 6-9) im Dinkel über alle drei Saisons geringere Emissionen in BG+BE verglichen mit RG.

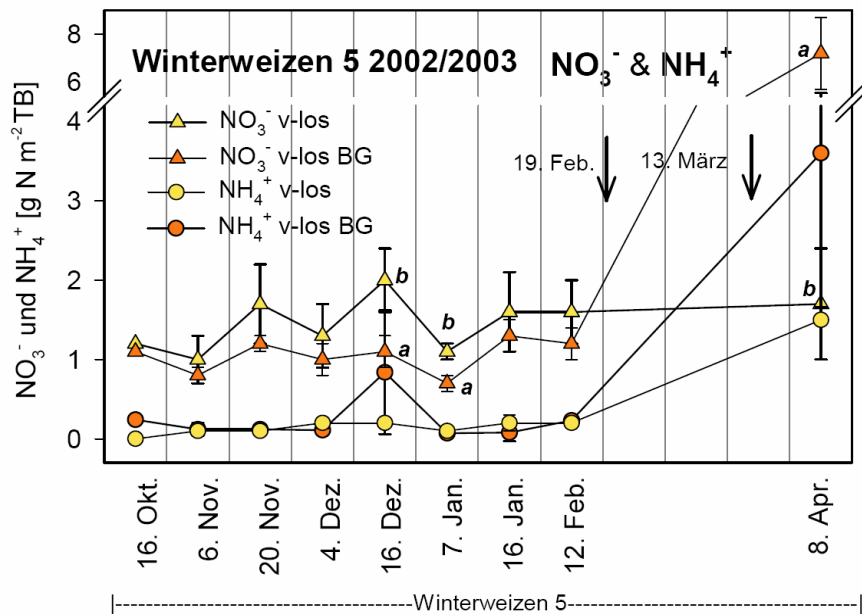


Abbildung 6-14: NO₃⁻- und NH₄⁺-Konzentrationen in Winterweizen 5 im viehlosen Betriebssystem in Saison 2002/2003.

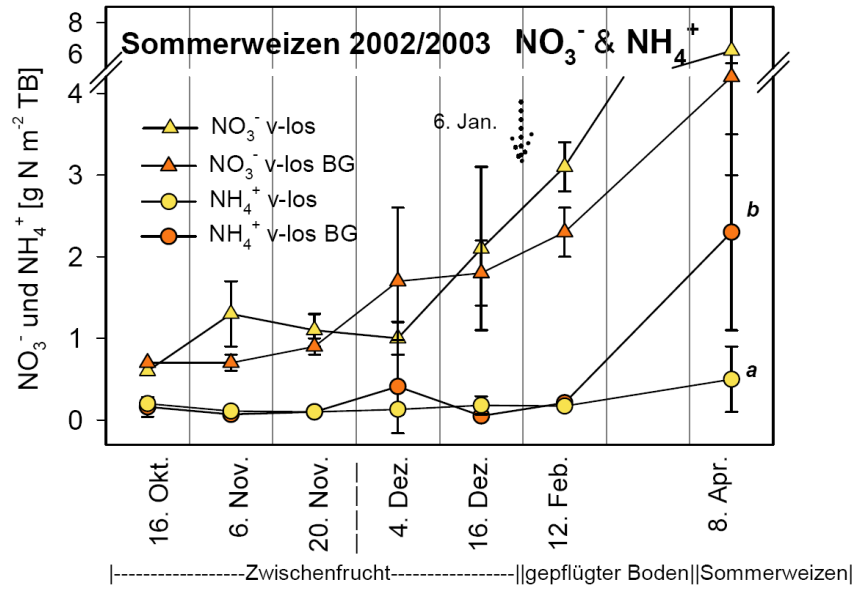


Abbildung 6-15: NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentrationen in Zwischenfrucht und Sommerweizen im viehlosen Betriebssystem in Saison 2002/2003.

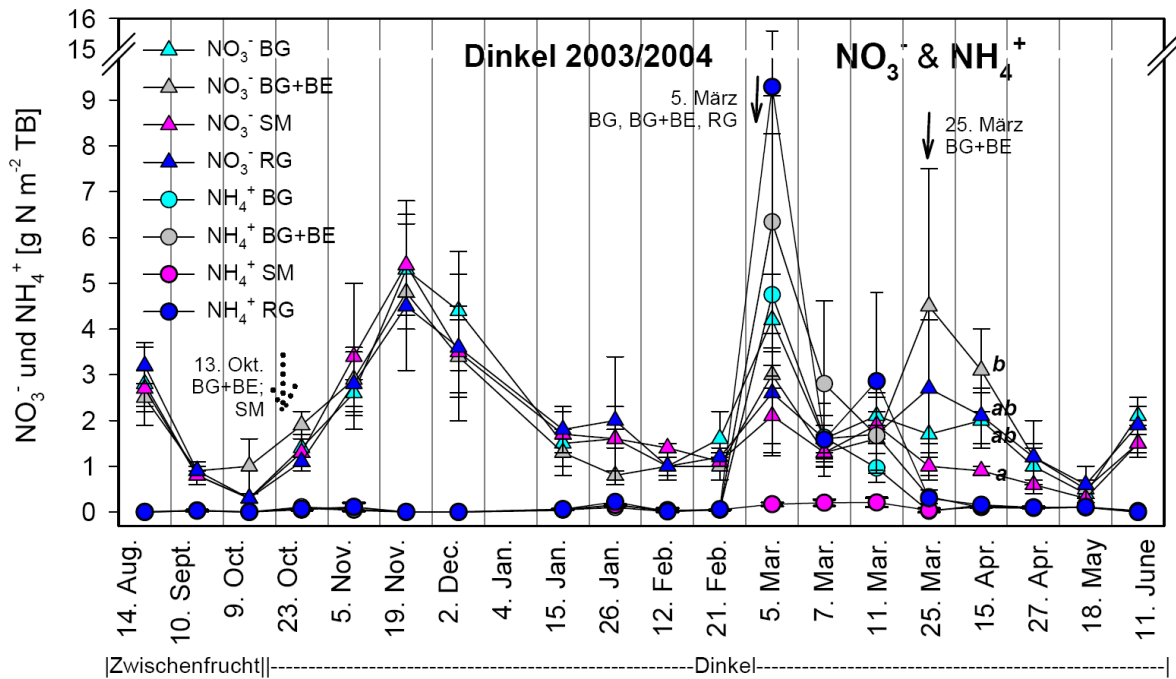


Abbildung 6-16: NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentrationen in Dinkel und vorheriger Zwischenfrucht im viehhaltenden Betriebssystem in Saison 2003/2004.

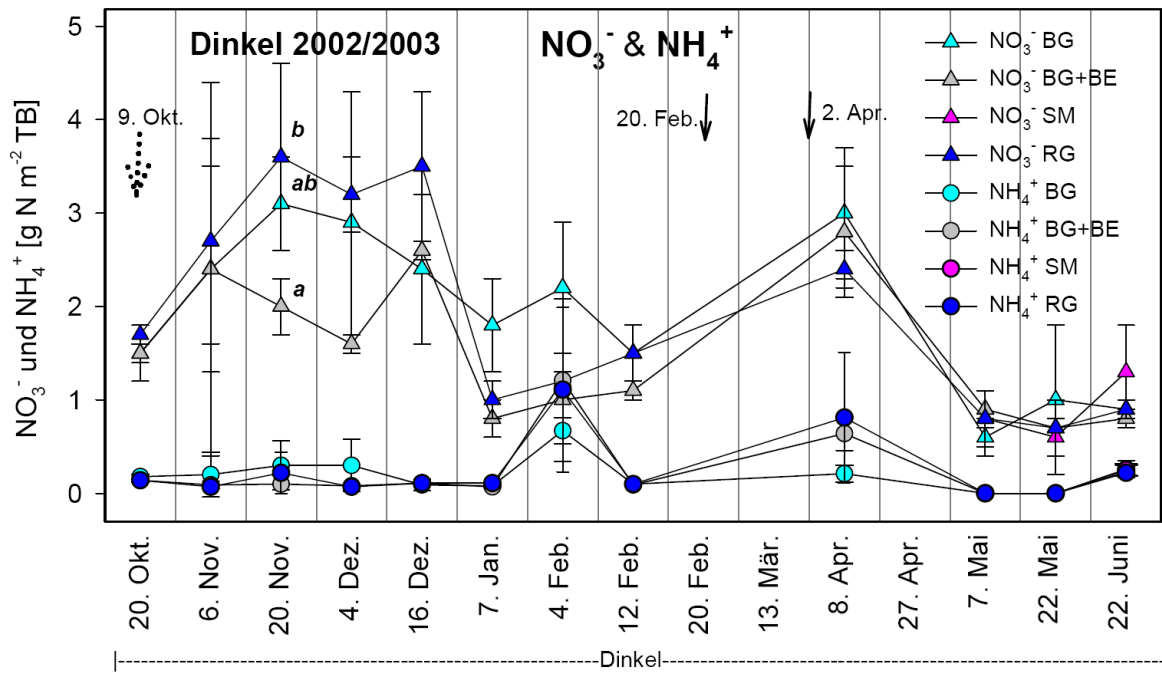


Abbildung 6-17: NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentrationen in Dinkel im viehhaltenden Betriebssystem in Saison 2002/2003.

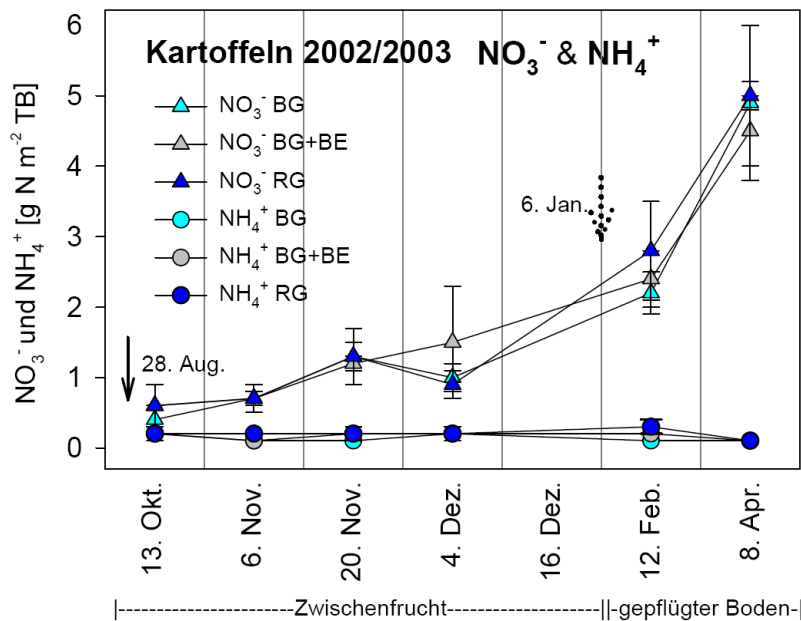


Abbildung 6-18: NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentrationen in Zwischenfrucht vor Kartoffeln und gepflügten Boden im viehhaltenden Betriebssystem in Saison 2002/2003.

In der Literatur werden noch weitere Faktoren diskutiert, die sich auf *in-situ* N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden auswirken können. Da aber diese Einflussfaktoren in dieser Feldstudie nicht differierten und damit keine Unterschiede in den Emissionsraten bewirkt haben

können, sollen sie der Vollständigkeit halber hier nur kurz genannt werden: Unterschiedliche Texturen und Drainfähigkeit von Böden spielen durch ihren Einfluss auf den Bodenluft- und -wasserhaushalt sowie die Gasdiffusion eine wichtige Rolle. Ebenso wie der pH-Wert des Bodens können auch unterschiedliche Gülle-Applikationstechniken die bodenbürtigen N₂O-Emissionen beeinflussen. Besonders die Gülleinjektion in den Boden kann die Ammoniakverluste stark reduzieren, aber die Nitrifikation des Ammoniums und die nachfolgende Denitrifikation können zu erhöhten N₂O-Emissionen führen.

6.3.1.2 CH₄-Flüsse im viehlosen und viehhaltenden Betriebssystem

Alle untersuchten Böden unter den verschiedenen Früchten und Düngesystemen fungierten erwartungsgemäß und kontinuierlich als Methansenke, von einzelnen kurzzeitigen CH₄-Emissionsereignissen abgesehen. Die ermittelten CH₄-Oxidationsraten im viehlosen Betriebssystem bewegten sich in Winterweizen 5 und vorheriger Zwischenfrucht zwischen 0 und 36 µg C m⁻² h⁻¹ in v-los und zwischen 0 und 23 µg C m⁻² h⁻¹ in v-los BG im dreijährigen Untersuchungszeitraum, wobei die hohen Aufnahmeraten in den Sommermonaten beobachtet wurden (Abbildungen 6-3 bis 6-5). Nach Düngapplikation in v-los BG wurden beispielsweise Anfang und Ende Februar 2005 sowie Ende Februar 2004 CH₄-Efflux gemessen. Im Düngesystem v-los wurden am 22. Dezember 2004 sowie am 22. Mai 2003 auch Methanemissionen beobachtet, jedoch ohne vorausgegangene Düngung. Im Sommerweizen mit vorheriger Zwischenfrucht variierten die CH₄-Aufnahmen über die drei Saisons von 0 - 42 µg C m⁻² h⁻¹ in v-los und von 0 - 26 µg C m⁻² h⁻¹ in v-los BG, ebenfalls mit hohen Raten im Sommer (Abbildungen 6-6 bis 6-8). Gelegentlich wurden auch hier in beiden Düngesystemen Methanemissionen festgestellt, z.B. in v-los BG am 1. und 24. Februar 2005 jeweils nach Düngapplikation sowie in v-los am 22. Dezember 2004 ohne vorherige Düngung. Im viehhaltenden Betriebssystem wurden im Dinkel und vorheriger Zwischenfrucht von Herbst 2002 bis Frühjahr 2005 CH₄-Aufnahmeraten zwischen 0 und 22 µg C m⁻² h⁻¹ in BG und BG+BE und zwischen 0 und 21 µg C m⁻² h⁻¹ in SM und RG gefunden (Abbildungen 6-9 bis 6-11). CH₄-Emissionen teilweise bis zu 719 µg C m⁻² h⁻¹ wurden nach Ausbringung der Dünger gemessen. Die CH₄-Oxidationsraten in Kartoffeln und vorheriger Zwischenfrucht variierten in den beiden untersuchten Saisons von 0 bis 22 µg C m⁻² h⁻¹ in BG, von 0 bis 24 µg C m⁻² h⁻¹ in BG+BE, von 0 bis 12 µg C m h in SM und von 0 bis 16 µg C m⁻² h⁻¹ in RG (Abbildungen 6-12 und 6-13). CH₄-Emissionsereignisse wurden insgesamt nur an drei Terminen (22. April und 11. Juni 2004 und 7. Mai 2003) beobachtet. Alle gemessenen CH₄-Aufnahmeraten sowie die kumulierten jährlichen Methanaufnahmen (Tabellen 6-14 und 6-15) bewegten sich damit in der aus der Literatur bekannten Größenordnung von *in-situ* CH₄-Oxidationsleistungen landwirtschaftlicher Ackerböden (FLESSA et al., 1995; SCHMÄDEKE et al., 1998; KAMP et al., 2001; MODEL,

2003).

Die Variationskoeffizienten (CV) für die durchschnittliche räumliche Heterogenität der Methanflüsse variierte in beiden Betriebssystemen zwischen 27% und 122% (Tabellen 6-16 und 6-17) mit Ausnahme der deutlich höheren Werte in Kartoffeln 2003/2004 (RG) und Winterweizen 5 2004/2005 (v-los und v-los BG). Bei Betrachtung aller CH₄-Flüsse mit Standardabweichungen in den gemessenen Früchten und Düngesystemen im dreijährigen Untersuchungszeitraum wird die räumliche Variabilität deutlich. Nur wenige Veröffentlichungen wurden gefunden, die auf die räumliche Heterogenität von *in-situ* CH₄-Oxidationsraten eingehen. KAMP et al. (2001) beobachteten an 2 m³ Bodenmonolithen CV-Werte von 13% - 40%. FLESSA et al. (1995) bestimmten durchschnittliche Variationskoeffizienten für tägliche Methanflüsse in vier unterschiedlichen Böden von 48% bis 61%. Aus den Daten von RUSER et al. (1998b) können für den Kartoffelanbau CV-Werte zwischen 15% und 390% in einem extensiv und 20% bis 663% in einem intensiv gedüngten Feld (monatliche Daten) berechnet werden.

Tabelle 6-14: Integrierte CH₄-Flüsse über 365 Tage in Winterweizen 5 und Sommerweizen im viehlosen Betriebssystem und den Düngesystemen v-los und v-los BG.

Saison	Frucht	Düngesystem			
		v-los		v-los BG	
		% von v-los	g C ha ⁻¹	% von v-los	g C ha ⁻¹
2002/2003	Winterweizen 5	100	-855	56	-476
	Sommerweizen	100	-585	90	-529
2003/2004	Winterweizen 5	100	-663	82	-546
	Sommerweizen	100	-502	109	-547
2004/2005	Winterweizen 5	100	-479	100	-478
	Sommerweizen	100	-714	90	-644

Tabelle 6-15: CH₄-Flüsse über 365 Tage in Dinkel und Kartoffeln im viehhaltenden Betriebssystem und den jeweiligen Düngesystemen.

Saison	Frucht	Düngesystem							
		BG		BG+BE		SM		RG	
		% von RG	g C ha ⁻¹	% von RG	g C ha ⁻¹	% von RG	g C ha ⁻¹	% von RG	g C ha ⁻¹
2002/2003	Dinkel	96	-649	102	-687	n.b.	n.b.	100	-675
	Kartoffeln	88	-498	113	-644	n.b.	n.b.	100	-568
2003/2004	Dinkel	102	-677	89	-591	79	-523	100	-664
	Kartoffeln	120	-618	129	-662	114	-585	100	-514
2004/2005	Dinkel [✓]	83	-158	88	-169	22	-42 [‡]	100	-191
	Dinkel	112	-752	119	-799	19	-128*	100	-669

Dinkel[✓] 2004/2005: Integrierte CH₄-Flüsse während des Messzeitraums September 2004 bis März 2005

[‡] CH₄-Emissionen berücksichtigt bei Integration (für jeweils einen Tag)

^f es wurde 8,6 mal mehr CH₄ emittiert als CH₄ aufgenommen wurde (Variante RG) bei standardmäßiger Integration

* Extrapolierter Jahresemissionswert, wurde nur im Vergleich zu Saison 2003/2004 errechnet da entsprechende Angabe aus Saison 2002/2003 nicht zur Verfügung steht

n.b. nicht bestimmt

Tabelle 6-16: Zeitliche und räumliche Variationskoeffizienten (CV) der CH₄-Flüsse in Winterweizen und Sommerweizen in den verschiedenen Düngesystemen im viehlosen Betriebssystem.

Saison	Frucht	Düngesystem			
		v-los		v-los BG	
		CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.
2002/2003	Winterweizen 5	163	84	661	45
	Sommerweizen	121	38	110	73
2003/2004	Winterweizen 5	71	37	1592	42
	Sommerweizen	68	56	77	47
2004/2005	Winterweizen 5	85	256	131	905
	Sommerweizen	159	47	205	76

Tabelle 6-17: Zeitliche und räumliche Variationskoeffizienten (CV) der CH₄-Flüsse in Dinkel und Kartoffeln in den verschiedenen Düngesystemen im viehlosen Betriebssystem.

Saison	Frucht	Düngesystem							
		BG		BG+BE		SM		RG	
		CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.	CV % zeitl.	Ø CV % räuml.
2002/2003	Dinkel	463	30	457	36	58	86	491	47
	Kartoffeln	94	72	78	32	64	59	72	56
2003/2004	Dinkel	442	38	4779	27	84	36	2069	28
	Kartoffeln	68	39	51	27	93	32	125	1315
2004/2005	Dinkel [✓]	75	77	160	134	286	101	153	122

Dinkel[✓] 2004/2005: Variationskoeffizienten ermittelt während des Messzeitraums September 2004 bis März 2005

Die zeitliche Variabilität der CH₄-Flüsse in allen Früchten und Düngesystemen bewegte sich zwischen 51% und 661% ohne Berücksichtigung der außergewöhnlich hohen CV-Werte in Dinkel 2003/2004 (BG+BE und RG) und Winterweizen 5 2003/2004 (v-los BG), die durch jeweils eine einzige hohe Emissionsrate nach Düngapplikation verursacht wurde. MODEL (2003) kalkulierte CV-Werte von 176% bis 2200% für verschiedene Früchte und Düngesystemen ebenfalls unter Einbeziehung der Methanemissionen nach Düngung, wobei allerdings der stetige Wechsel zwischen CH₄-Aufnahme und -Abgabe in einem Winter auch zu der hohen Varianz beitrug.

Der Einfluss der Wetterbedingungen auf die *in-situ* CH₄-Flüsse in Böden wurde in zahlreichen Studien untersucht. Häufig wurde zwischen Methanoxidation und Bodenfeuchte eine inverse Beziehung und zwischen CH₄-Oxidation und Temperatur eine positive Korrelation gefunden (STEUDLER et al., 1989; WHALEN et al., 1991; DÖRR et al., 1993; CASTRO et al., 1995; MACDONALD et al., 1996; RUSER et al., 1998b; SINGH et al., 1998; MERINO et al., 2004). Allerdings konnten beispielsweise DOBBIE und SMITH (1996) keine Korrelation nachweisen, weder zwischen CH₄-Oxidation und Bodenfeuchte noch mit der Temperatur. Auch FLESSA et al. (1995) konnten in einem von vier untersuchten Böden keine signifikante Beziehungen dieser bei-

den Variablen und der CH₄-Aufnahme finden. In diesen Felduntersuchungen waren saisonale Veränderungen der CH₄-Oxidation mehr oder weniger klar zu erkennen in Abhängigkeit von Saison und Frucht. In den Wintergetreiden Winterweizen 5 und Dinkel und hier insbesondere während Saison 2003/2004 wurden hohe CH₄-Aufnahmeraten beobachtet. Zum Teil sehr geringe Aufnahmen wurden in der Winterperiode zwischen 1. Dezember und 15. März festgestellt. An einigen wenigen Messtagen im Winter zeigten sich CH₄-Emissionen, die nicht durch vorherige Düngung hervorgerufen wurden. So wurde zum Beispiel am 22. Dezember 2004 in Winterweizen 5 eine signifikante Emission in v-los beobachtet. Am gleichen Tag wurden ebenfalls CH₄-Effluxes in der Zwischenfrucht vor Sommerweizen in beiden Düngesystemen festgestellt. Leider konnten aufgrund fehlender Bodenfeuchtedaten keine Korrelationsanalysen zwischen CH₄-Oxidation und Bodenfeuchtegehalten durchgeführt werden, so dass die Niederschlagsverteilung und -menge betrachtet werden muss. Beispielsweise fielen an den vorherigen 5 Tagen des 22. Dezember 2004 11,4 mm und am Beprobungstag selbst 3,2 mm Niederschlag. Dadurch könnten das wassergefüllte Porenvolumen und damit die anoxischen Bodenbereiche soweit vergrößert worden sein, dass mehr Methan produziert wurde als oxidiert werden konnte. In der Literatur wurden ebenso netto *in-situ* CH₄-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden beschrieben. MERINO et al. (2004) beobachteten in einem Ackerboden Episoden von CH₄-Emissionen in Zeiträumen mit hohen Niederschlägen mit reduzierter Diffusion von CH₄ und Sauerstoff in den Boden. KAMP et al. (2001) fanden gelegentliche CH₄-Verluste aus Bodenmonolithen (lehmiger Sand), die den oft hohen Bodenwassergehalten und wassergesättigten Bedingungen durch eine tonige Stauschicht zugeschrieben wurden. MOSIER et al. (1998) erinnerten daran, dass eine geringere CH₄-Oxidationsleistung nicht nur aus verringerter CH₄- und O₂-Diffusion, sondern auch aus erhöhter/initiiertes *in-situ* CH₄-Produktion in anoxischen Zonen resultieren kann.

Wie oben erwähnt korreliert die Temperatur häufig positiv mit der Methanaufnahme. Dabei sollte beachtet werden, dass die CH₄-Oxidation in oxischen Böden im Winter nicht aufhört. Auch bei gefrorenem Oberboden (MOSIER et al., 1991) sowie in subalpinen Bergböden unter einer Schneeschicht wurden kontinuierlich Aufnahmeraten gemessen (SOMMERFELD et al., 1993). Mit steigender Temperatur im Frühjahr nimmt die mikrobiologische Aktivität zu, bis die Mikroorganismen vermutlich aufgrund eines diffusionskontrollierten Maximums substratlimitiert werden (CRILL, 1991; CASTRO et al., 1995). Wenn Böden allerdings sehr trocken werden, können die Oxidationsraten wieder abnehmen, da der physiologische Wasser- bzw. Trockenstress die Organismen beeinträchtigt (MOSIER et al., 1991; NESBIT und BREITENBECK, 1992; SCHNELL und KING, 1996). In diesen Felduntersuchungen wurden Korrelationskoeffizienten (r²) zwischen Methanaufnahmeraten und Luft- bzw. Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe für alle

Früchte und Düngesysteme errechnet, die zwischen 0,28 und 0,57 bzw. 0,27 und 0,64 variierten (Tabelle 6-18). SCHMÄDEKE et al. (1998) kalkultierten Korrelationen (r) zwischen CH_4 -Flüssen und Bodentemperaturen in 2,5 cm Tiefe in Winterraps, Winterweizen und Wintergerste getrennt für Sommer- und Winterhalbjahr und erzielten vergleichbare Werte ($r = 0,44$ bis $0,76$).

Tabelle 6-18: Korrelationskoeffizienten (r^2) zwischen Methanflüssen und Luft- bzw. Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe in allen gemessenen Früchten und Düngesystemen (Temperaturdaten: F. Schulz, persönliche Mitteilung).

Saison	Frucht	CH_4 -Flüsse – Lufttemp.	CH_4 -Flüsse – Bodentemp.
2002/2003	Winterweizen 5	0,34	0,31
	Sommerweizen	0,47	0,50
	Dinkel	0,57	0,58
	Kartoffeln	0,48	0,44
2003/2004	Winterweizen 5	0,37	0,51
	Sommerweizen	0,46	0,44
	Dinkel	0,57	0,64
	Kartoffeln	0,29	0,27
2004/2005	Winterweizen 5	0,37	0,51
	Sommerweizen	0,42	0,51
	Dinkel	0,28	0,46

Über den Einfluss verschiedener Früchte auf die *in-situ* CH_4 -Oxidation in oxischen Böden konnten nicht viele Informationen in der Literatur gefunden werden. SCHMÄDEKE et al. (1998) fanden in ihren zweijährigen Untersuchungen keine fruchtspezifischen Einflüsse auf die kumulierte Methanaufnahme. Im ersten Sommer wurden zwar signifikante Unterschiede in der CH_4 -Oxidationsleistung festgestellt, diese konnten aber im zweiten Sommer nicht bestätigt werden. RUSER et al. (1998a) analysierten während zwei Jahren Methanaufnahmen in Kartoffeln und Winterweizen, die im ersten Jahr in den Kartoffeln und im zweiten Jahr im Winterweizen höher ausfielen. In dieser Studie variierten die jährlichen CH_4 -Aufnahmen über alle Früchte und Düngesysteme zwischen 479 und 740 g C ha^{-1} , es konnten aber auch keine signifikanten Einflüsse der Fruchtart beobachtet werden. SYAMSUL ARIF et al. (1996) fanden in Inkubationsversuchen keine Unterschiede in der CH_4 -Oxidation unter Mais und im nicht-kultivierten Boden.

Wie unter 6.3.1.1 erwähnt, unterscheidet sich der Kartoffelanbau durch die Dammkultur deutlich vom Getreideanbau. RUSER et al. (1998b) quantifizierten in einem extensiv und intensiv gedüngten Kartoffelfeld Methanflüsse separat auf den Dämmen, in den unverdichteten und in den durch die Fahrspuren verdichteten Zwischendammereichen. Während der Kultivierungsperiode Mai - September zeigten die Dämme die höchste (98 und 143 g C ha^{-1} , intensiv bzw. extensiv gedüngt) und der unverdichtete Zwischendammbereich eine geringere CH_4 -Oxidationsleistung (30 und 25 g C ha^{-1}), während die Bodenverdichtungen durch den Traktoreinsatz den Boden von

einer Methansenke zu einer Methanquelle veränderten (56 und 72 g C ha⁻¹). HANSEN et al. (1993) bestimmten eine 52%ige Reduktion der CH₄-Oxidationsraten in einem Ackerboden nach Bodenverdichtung durch das Befahren mit einem Traktor. Die Besonderheiten von Kartoffelanbauflächen mit den unterschiedlichen Bodeneigenschaften und deren Einflüsse auf die Methanoxidation bzw. -produktion sollten bei der Bestimmung von *in-situ* CH₄-Flüssen berücksichtigt werden, jedoch konnten in dieser Studie die verschiedenen Bereiche nicht getrennt gemessen werden. Da nur die Dämme beprobt wurden, wurde die Methanoxidationskapazität des Boden vermutlich überschätzt.

Das Zwischenfruchtmanagement unterschied sich in Abhängigkeit des Düngesystems deutlich voneinander. In v-los BG sowie in BG+BE wurden die ZF-Aufwüchse im Herbst geerntet, in der Biogasanlage vergoren und zur Düngung als flüssige oder feste Gärreste wieder auf die Flächen zurück gebracht. Im Gegensatz dazu wurden die ZF in v-los, BG, SM und RG als Gründüngung vor der Saat der Hauptfrüchte in den Boden eingearbeitet. Die kumulierten CH₄-Aufnahmen im viehhaltenden Betriebssystem tendierten dazu, in BG+BE etwas höher auszufallen als in den anderen Varianten (Tabelle 6-15), wohingegen im viehlosen Betriebssystem in v-los BG die kumulierten Methanoxidationen tendenziell geringer waren als in v-los (Tabelle 6-14). Das heißt, das unterschiedliche Düngungsmanagement bewirkte keine konsistente Erhöhung oder Reduktion der Methanoxidation im Boden. Mit der Einarbeitung der ZF wurden beträchtliche Mengen an Stickstoff und Kohlenstoff dem Boden zugefügt (Tabellen 6-3 bis 6-6).

BOECKX und VAN CLEEMPUT (1996) zeigten in einem Inkubationsversuch, dass organisches Material mit einem weiten C/N-Verhältnis (z.B. Stroh) die N-Immobilisierung förderte aber die CH₄-Oxidation nicht beeinflusste. Umgekehrt förderte organische Biomasse mit einem engen C/N-Verhältnis (z.B. Zuckerrübenblätter) die N-Mineralisierung und inhibierte die Methanoxidation. Das C/N-Verhältnis der Zwischenfrüchte in dieser Felduntersuchung variierte zwischen 10 und 14 (Tabellen 6-3 bis 6-6). Die ZF-Einarbeitung fand in den Wintergetreiden im Oktober direkt vor der Saat von Winterweizen 5 und Dinkel statt, allerdings wurden weder in v-los im Vergleich zu v-los BG noch in BG, SM oder RG im Vergleich zu BG+BE inhibierte Oxidationsraten beobachtet. Ebenso konnten keine reduzierten Aufnahmezeiten in den genannten Düngesystemen nach ZF-Einarbeitung vor Sommerweizen und Kartoffeln im Winter/Frühjahr festgestellt werden. Die Applikation der verschiedenen flüssigen Dünger zog meistens kurzzeitige CH₄-Emissionen nach sich (z.B. Abbildungen 6-3, 6-4, 6-10 und 6-11), die vom Ausgasen von gelöstem Methan in der Düngeflüssigkeit resultierte (Abbildung 6-18) (SOMMER et al., 1996; CHADWICK et al., 2000; WULF et al., 2002; MODEL, 2003). Das Ausbringen und Einarbeiten von festen Düngern (feste Gärreste in v-los BG und BG+BE oder Mist in SM) schien die Methanflüsse nicht zu be-

einflussen. Allerdings wurden nach Mist-Düngung in SM im Dinkel 2004/2005 erhöhte aber nicht-signifikante CH₄-Emissionen beobachtet (Abbildung 6-9). Wie oben diskutiert wurde, kann die Applikation organischen Materials u.a. in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses die CH₄-Oxidation des Bodens beeinflussen, jedoch wurden keine bestimmten Muster erhöhter oder reduzierter Methanflüsse nach Düngungen festgestellt. Die C/N-Verhältnisse bewegten sich zwischen 3 und 5 der flüssigen und zwischen 12 und 26 der festen Gärreste im viehlosen Betriebssystem (Tabellen 6-3 und 6-4). Im viehhaltenden Betriebssystem variierten die C/N-Verhältnisse von 4 bis 13 in den verschiedenen flüssigen Düngern und von 12 bis 47 im Mist bzw. in den festen Gärresten (Tabellen 6-5 und 6-6).

Generell wird die Stickstoffdüngung als ein die bodenbürtige Methanoxidation beeinflussenden Schlüsselfaktor angesehen, deren Einfluss in Kurz- und Langzeiteffekte unterschieden werden sollte. In verschiedenen Studien wurde gezeigt, dass durch die geringe Substratspezifität der Methanmonooxygenase (MMO) und der Ammoniummonooxygenase (AMO) beide Enzyme + sowohl CH₄ als auch NH₄⁺ metabolisieren können und damit um dasselbe Substrat konkurrieren (HUBLEY et al., 1974; COLBY et al., 1977; DALTON, 1977; HIGGINS et al., 1979; HABER et al., 1983; BURROWS et al., 1984). Methan und Ammonium gelten gegenseitig als kompetitive Inhibitoren, wobei verschiedene Untersuchungen unter Feldbedingungen nicht immer Beeinträchtigungen der CH₄-Oxidationsrate des Bodens durch Ammonium- oder Harnstoffdüngung zeigten (BRONSON und MOSIER, 1994; DOBBIE und SMITH, 1996). Überraschenderweise konnte von BODELIER et al. (2000b) gezeigt werden, dass auf Ammonium basierende Düngungen sogar Wachstum und Aktivität methanotropher Bakterien in der Reiserhizosphäre erhöhen können. Der Grund für die Stimulierung der Methanoxidation lag in der Beseitigung/Aufhebung der N-Limitierung der Methanotrophen (BODELIER et al., 2000a).

6.3.1.3 CO₂-Flüsse im viehlosen und viehhaltenden Betriebssystem

Die Feldmessungen wurden mit unter hellen Kammern eingeschlossenen Pflanzen durchgeführt, um nicht nur die bodenbürtigen sondern die Spurengasflüsse des gesamten Bestandes (Boden und Pflanzen) und die Unterschiede zwischen den verschiedenen Früchten zu bestimmen. Dadurch konnte allerdings in Zeiten hoher photosynthetischer Aktivität keine Quantifizierung der CO₂-Aufnahme erfolgen, weil die CO₂-Menge in den Kammern nicht mehr als Photosynthesesubstrat ausreichte.

Die messbaren CO₂-Flüsse im viehlosen Betriebssystem in allen drei Saisons variierten in Winterweizen 5 und vorheriger Zwischenfrucht von -227 bis 508 mg C m⁻² h⁻¹ in v-los und von -187 bis 481 mg C m⁻² h⁻¹ in v-los BG (Abbildungen 6-3 bis 6-5). Im Sommerweizen und vorheriger Zwischenfrucht bewegten sich die CO₂-Raten zwischen -279 und 139 mg C m⁻² h⁻¹ in v-los und

zwischen -157 und $176 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in v-los BG (Abbildungen 6-6 bis 6-8). Im viehhaltenden Betriebssystem wurden im gesamten Untersuchungszeitraum in Dinkel und vorheriger Zwischenfrucht CO_2 -Flüsse zwischen -155 und $204 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in BG, -130 und $257 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in BG+BE, -136 und $146 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in SM und -136 und $147 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in RG beobachtet (Abbildungen 6-9 bis 6-11). In Kartoffeln und vorheriger Zwischenfrucht lagen die messbaren CO_2 -Flüsse zwischen -71 und $197 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in BG, -35 und $198 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in BG+BE, -86 und $137 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in SM und -78 und $311 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in RG (Abbildungen 6-12 und 6-13). In den Wintergetreiden Winterweizen 5 und Dinkel wurde ein Trend reduzierter CO_2 -Emissionen in v-los BG bzw. BG+BE ersichtlich (mit Ausnahme der erhöhten CO_2 -Verluste nach Düngapplikation), wo die Zwischenfrüchte zur Vergärung im Herbst geerntet wurden und nicht der Mineralisation unterlagen. Allerdings konnten nur selten signifikante Unterschiede bestätigt werden. Ebenso waren in diesen Früchten insgesamt die CO_2 -Emissionen nach ZF-Einarbeitung, Saatbettbereitung und Getreidesaat erhöht. Am Beispiel der Kartoffeln zeigt sich der Einfluss des ZF-Schnitts in BG+BE auf die CO_2 -Verluste in den ZF-Stoppeln im Vergleich zum intakten ZF-Bestand. Während der ZF-Bestand in den Düngesystemen BG, SM und RG bis Dezember weiterhin CO_2 assimilierte, wurde in BG+BE in den ZF-Stoppeln CO_2 emittiert (Abbildungen 6-12 und 6-13). Erhöhte Emissionen bzw. CO_2 -Emissionen statt CO_2 -Aufnahmen wurden häufig nach Applikation der verschiedenen, flüssigen, organischen Dünger beobachtet, die hauptsächlich durch Ausgasung von gelöstem CO_2 aus den Düngern resultierten (z.B. Abbildungen 6-4 und 6-11).

MODEL (2003) bestimmte CO_2 -Emissionen zwischen 18 und $447 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ mit dunklen Kammern in verschiedenen Früchten. SEHY et al. (2003) fanden in Hoch- und Niedrigertragsflächen von Mais maximale CO_2 -Emissionswerte von knapp $200 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ bzw. ca. $180 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. MERINO et al. (2004) analysierten während zwei Jahren CO_2 -Verluste in unterschiedlichen Früchten in Höhe von 5 bis $119 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. DRURY et al. (2006) beobachteten sogar Emissionsraten bis zu $150 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($625 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung, Saison und Tiefe der N-Applikation. Damit liegen die in dieser Studie quantifizierten *in-situ* CO_2 -Flüsse im Rahmen anderer, veröffentlichter CO_2 -Messungen. Die in der Literatur genannten Einflussfaktoren auf CO_2 -Emissionen wie Bodenfeuchtegehalt, Niederschlag, Temperatur, Bodenbearbeitung, Bodenverdichtung, Düngung, Kohlenstoffverfügbarkeit und C/N-Verhältnis werden teilweise kontrovers diskutiert. Beispielhaft sollen hier Arbeiten von KESSAVALOU et al. (1998a), KESSAVALOU et al. (1998b), BALL et al. (1999), MAGID et al. (2001) und DRURY et al. (2006) genannt werden, die in Abhängigkeit unterschiedlicher Parameter CO_2 -Emissionen gemessen haben.

6.3.2 Inkubations-Experimente

Die Inkubations-Experimente wurden durchgeführt, um hauptsächlich die N_2O -Emissionen nach Applikation der verschiedenen Dünger genauer zu beobachten. Die Untersuchungen wurden mit Ackerboden unter anoxischer Atmosphäre verrichtet, um optimale Bedingungen für die Denitrifikation zu schaffen. Die N_2O -Bildung in den gedüngten Böden, dem ungedüngten Boden und den Düngern verlief zum Teil sehr unterschiedlich (Abbildung 6-19). In keinem der Dünger konnten N_2O -Emissionen während der Inkubation festgestellt werden, wohingegen der ungedüngte Boden eine hohe Produktivität mit bis zu $257 \text{ nmol N}_2\text{O g}^{-1}$ Trockenboden (TB) nach 30 h zeigte, die nach spätestens 48 h wieder abgeklungen war. In den mit Rohgülle (RG), vergorener Gülle (vG) und vergorenem Pflanzenmaterial (vP) gedüngten Böden wurden maximal 11, 12 und 14 $\text{nmol N}_2\text{O g}^{-1}$ TB und Dünger gefunden nach 24 h jedoch war in allen gedüngten Varianten kein N_2O mehr detektierbar. Damit variierten die N_2O -Emissionen der gedüngten Böden in gleicher Größenordnung und nahmen eine Position zwischen dem ungedüngten Boden und den reinen Düngern ein. Die Diskrepanz der N_2O -Emissionen aus den gedüngten Böden im Vergleich zum ungedüngten Kontrollboden kann entweder auf Hemmung der denitrifizierenden Bakterien oder auf einem geringeren Verhältnis der Denitrifikationsprodukte N_2O und N_2 beruht haben. Eventuell wurde die Höhe der N_2O -Verluste bei dieser Beprobungshäufigkeit noch etwas unterschätzt, aber der zeitliche Verlauf der Emissionen und das Emissionsmuster der verschiedenen Proben standen hier im Vordergrund der Untersuchungen. Die Nitratwerte der unterschiedlich gedüngten Böden wiesen ähnliche Konzentrationsverläufe auf und nahmen von $1970 - 2350 \text{ nmol g}^{-1}$ TB und Dünger auf $20 - 380 \text{ nmol g}^{-1}$ TB und Dünger ab (Abbildung 6-20). Die höchsten CH_4 -Emissionen wurden Ende der Inkubationsperiode in Rohgülle (2404 nmol g^{-1} Dünger) gefolgt von vergorener Gülle (1262 nmol g^{-1} Dünger), mit vG gedüngtem Boden (223 nmol g^{-1} TB und Dünger), vergorenem Pflanzenmaterial (196 nmol g^{-1} Dünger) und mit RG gedüngtem Boden (39 nmol g^{-1} TB und Dünger) festgestellt. Die CH_4 -Mengen aus dem ungedüngten sowie aus dem mit vP gedüngten Boden bewegten sich an der Nachweisgrenze (Abbildung 6-19). Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die vergorene Gülle in der Biogasanlage noch nicht vollständig durchfermentiert wurde, da noch ein deutliches Potential zur CH_4 -Bildung vorhanden war. Dieses Potential geht zum einen der Biogasproduktion verloren, zum anderen trägt es zu erhöhten CH_4 -Emissionen auf dem Feld nach Applikation bei.

Die CO_2 -Emissionen waren aus den reinen Düngern am höchsten ($15 - 21 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$ Dünger), die aus dem ungedüngten Boden dagegen sehr gering (3 mmol g^{-1} Dünger). Die CO_2 -Effluxes aus den gedüngten Böden nahmen eine mittlere Position ein ($6 - 10 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$ Dünger) (Abbildung 6-19).

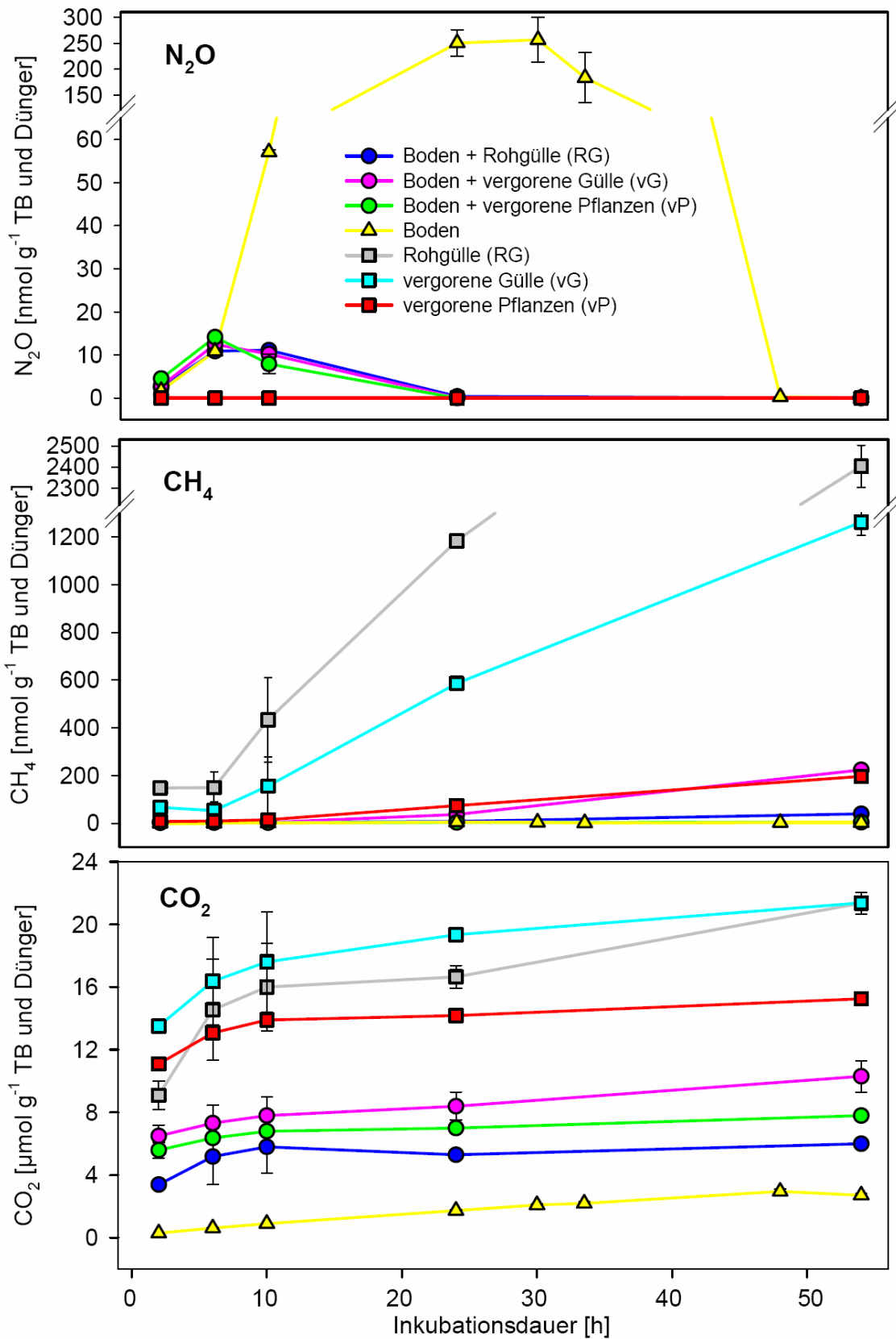


Abbildung 6-19: Emittierte N₂O-, CH₄- und CO₂-Mengen der unterschiedlich gedüngten Böden, des ungedüngten Bodens und der Dünger während anoxischer Inkubation.

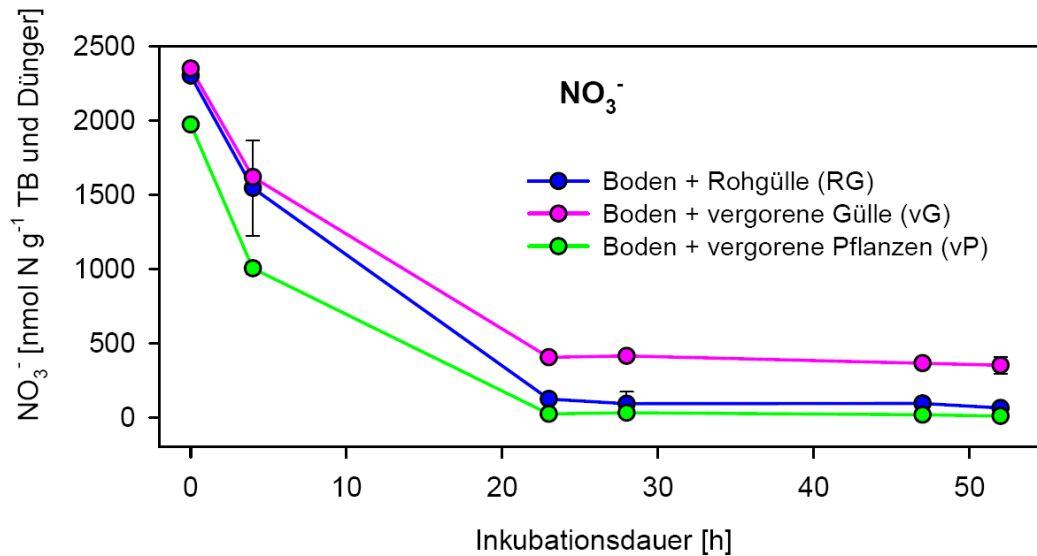


Abbildung 6-20: NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentrationen der unterschiedlich gedüngten Böden während 54stündiger, anoxischer Inkubation.

Die N_2O -Produktion im ungedüngten Boden und in den gedüngten Böden wurde nochmals unter anoxischer Atmosphäre mit 10% Acetylen untersucht, um durch Hemmung der N_2O -Reduktase das gebildete N_2O akkumulieren zu lassen. Zu Beginn wurde im mit vP gedüngten Boden am meisten N_2O gebildet, während aus dem mit RG gedüngten Boden und dem ungedüngten Boden deutlich weniger N_2O emittiert wurde (Abbildung 6-21). Nach spätestens 24 h war die maximale N_2O -Menge in den mit RG, vG und vP gedüngten Böden erreicht (496, 510 und 503 $\text{nmol N}_2\text{O g}^{-1}$ TB), im ungedüngten Boden wurden zu diesem Zeitpunkt eine Konzentration von 440 $\text{nmol N}_2\text{O g}^{-1}$ TB festgestellt. Nach spätestens 53 h wies der ungedüngte Boden dieselbe N_2O -Konzentration auf (505 $\text{nmol N}_2\text{O g}^{-1}$ TB) wie die gedüngten Böden. Die schnelle N_2O -Produktion zu Beginn im mit vP gedüngten Boden könnte mit der wässrigen Beschaffenheit des Düngers im Vergleich zu den deutlich viskoserem Düngern RG und vG zusammenhängen. Dünger vP penetrierte deutlich schneller in den Boden und aktivierte so vermutlich schneller die Denitrifizierer im gesamten Boden, während der höhere Trockenmasseanteil sowie die größere Viskosität der beiden anderen Düngern die Durchdringung und Befeuchtung des Bodens verzögerte. Im Inkubationsversuch ohne Acetylen kann somit eine Inhibierung der Denitrifikation durch die Düngerapplikation ausgeschlossen werden, so dass vermutlich das $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ -Verhältnis der Denitrifikationsprodukte in den gedüngten Böden verglichen mit dem Kontrollboden zugunsten des N_2 verschoben wurde.

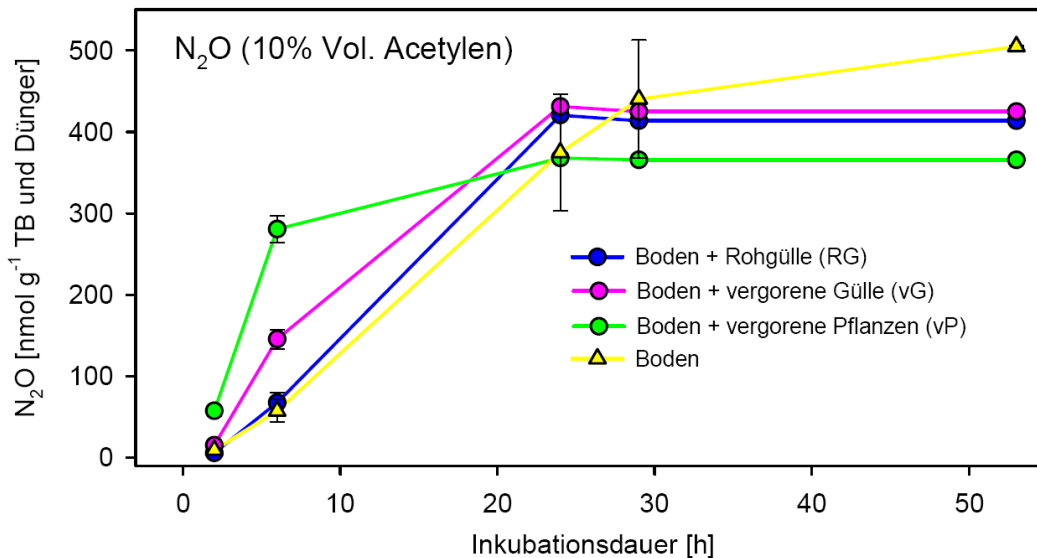


Abbildung 6-21: Akkumulation von N₂O emittiert von den unterschiedlich gedüngten Böden und dem ungedüngten Boden während anoxischer Inkubation unter 10%iger Acetylenatmosphäre.

6.3.3 Gewächshaus-Experiment

Die Applikation der drei verschiedenen Dünger auf den mit Weizen kultivierten Boden zeigte, dass alle Dünger während der ersten drei bis fünf Tage einen deutlichen, wenn auch nicht immer signifikanten Anstieg der N₂O-Emissionsraten verursachten (2,5 nmol m⁻² h⁻¹ mit RG, 4 nmol m⁻² h⁻¹ mit vG und 29 nmol m⁻² h⁻¹ mit vP, Abbildung 6-22). Durch vP wurden die Emissionen zu Beginn am stärksten stimuliert, sie nahmen allerdings auch schneller wieder ab im Vergleich zu RG und vG. Der Grund hierfür könnte in der besseren und schnelleren Durchdringung des Bodens mit vP liegen (RG und vG waren dickflüssiger und wiesen eine höhere Trockenmasse auf) und damit an einer größeren aktivierten Bodenzone. Sechs Tage nach Düngung waren die Emissionsraten aller Düngevarianten ungefähr auf gleichem Niveau wie der ungedüngte Kontrollboden, auch wenn bereits nach vier Tagen keine signifikanten Unterschiede mehr festgestellt werden konnten. Erhöhte Nitrit- und Nitratkonzentrationen wurden allerdings noch nach sieben bzw. zehn Tagen gemessen (Abbildung 6-23), das heißt Nitrat kann nicht der limitierende Faktor der N₂O-Bildung gewesen sein. Andererseits kann der Rückgang der N₂O-Emissionen trotz verfügbaren Nitrats auch auf einem verringerten N₂O/N₂-Verhältnis beruht haben.

Im Gegensatz zu den erhöhten N₂O-Emissionsraten beeinflusste vP nicht die potentielle Denitrifikationsaktivität im Vergleich zum ungedüngten Boden im Untersuchungszeitraum (Abbildung 6-24), was mit den sehr geringen Denitrifikationsaktivitäten im Dünger vP selbst übereinstimmt (Tabelle 6-7). Die potentielle Denitrifikationsaktivität wurde durch die Düngung mit RG und vG signifikant zwei und vier nach Tage nach Applikation stimuliert in Übereinstimmung mit den

gemessenen Aktivitäten in den reinen Düngern RG und vG (Tabelle 6-7), jedoch verursachten beide Dünger zwei Stunden nach Applikation eine signifikante Hemmung (Abbildung 6-24).

Die Zellzahlbestimmung der Nitrat-Reduzierer ergab keine großen Unterschiede zwischen den Düngevarianten und im zeitlichen Verlauf nach der Düngung (Tabelle 6-19), was nicht auf bakterieller Vermehrung während des Untersuchungszeitraums hindeutet. Die Unterschiede beispielsweise der N₂O-Emissionen und der potentiellen Denitrifikationsaktivität beruhten damit eher auf Aktivitätsänderungen der vorhandenen Denitrifizierer (aus Boden und Düngern) als auf Wachstum, auch wenn die Methode als nicht so hoch auflösend angesehen werden kann.

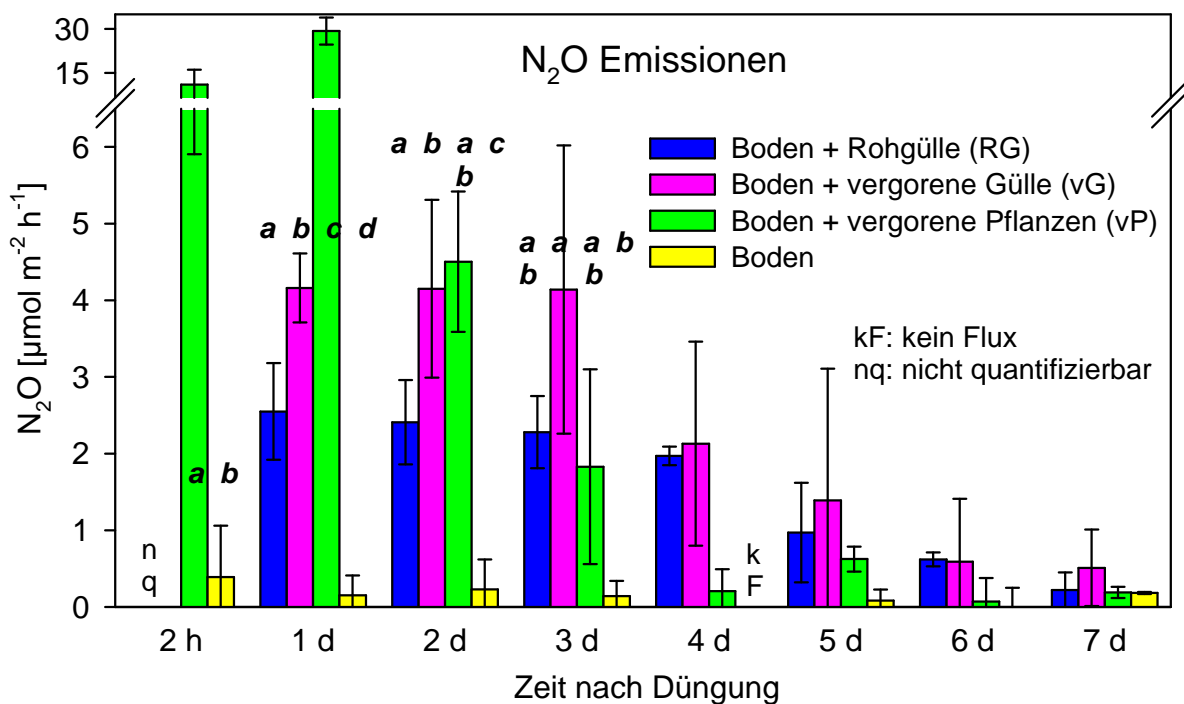


Abbildung 6-22: N₂O-Emissionen der unterschiedlich gedüngten Böden und des ungedüngten Bodens im Gewächshaus-Experiment. Nach 7 Tagen keine Veränderungen mehr.

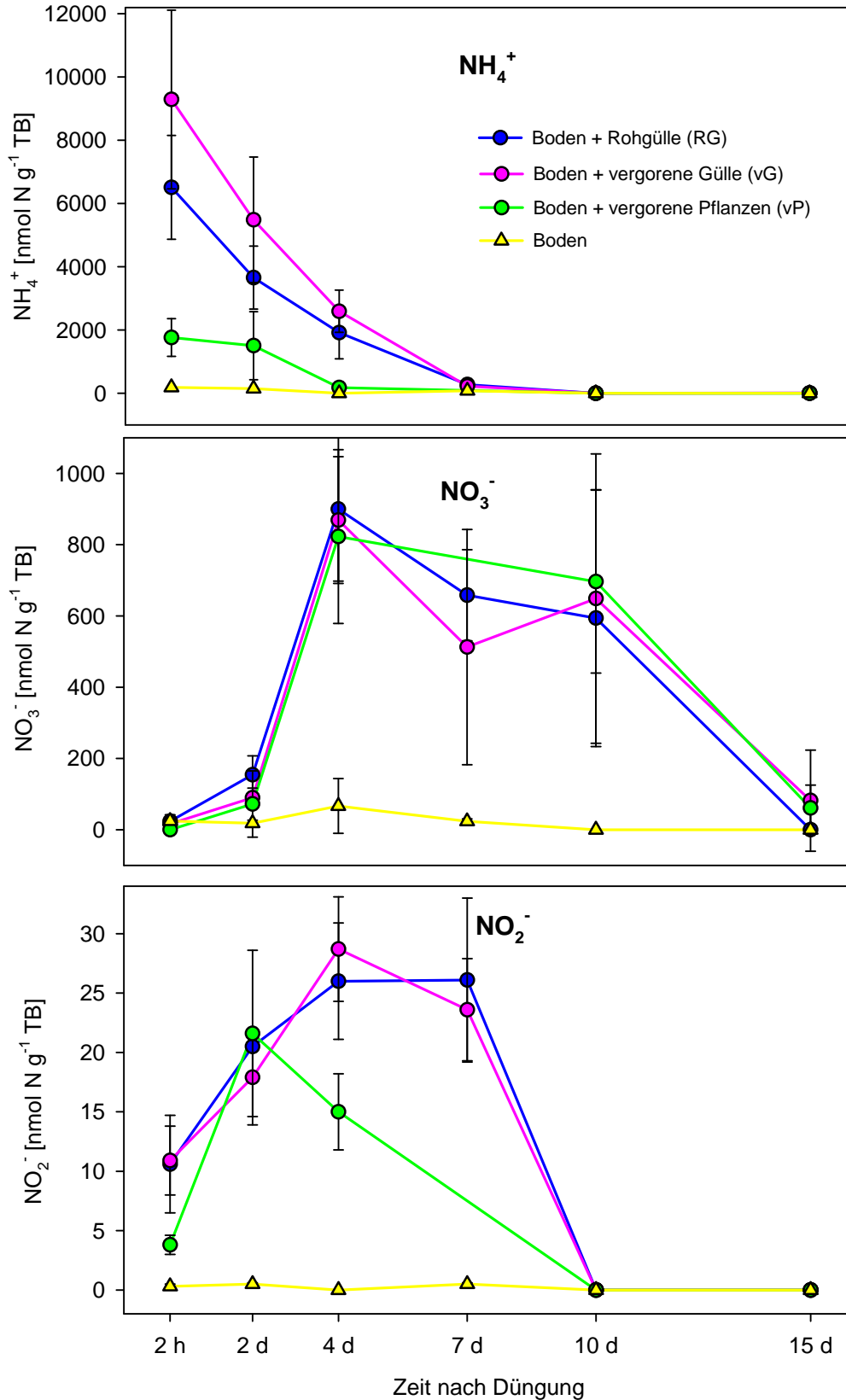


Abbildung 6-23: N_{\min} -Werte der unterschiedlich gedüngten Böden und des ungedüngten Bodens in der oberen Bodenschicht (~6 cm) aus dem Gewächshaus-Experiment. Nach 15 Tagen keine Veränderungen mehr.

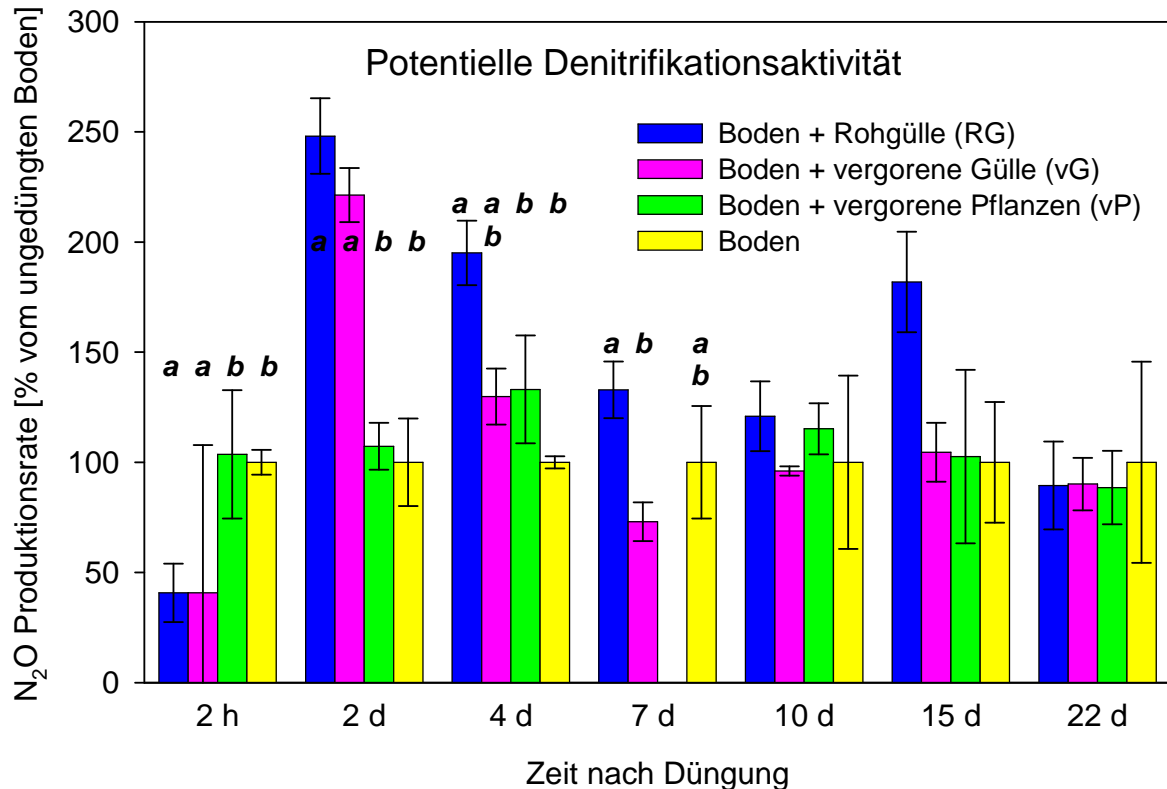


Abbildung 6-24: Potentielle Denitrifikationsaktivität der unterschiedlich gedüngten Böden und des ungedüngten Bodens in der oberen Bodenschicht (~6 cm) aus dem Gewächshaus-Experiment. Nach 15 Tagen keine Veränderungen mehr.

Die Quantifizierung der Denitrifizierer mittels hochauflösender *Real-time* PCR über die Nitrit-Reduktase-Gene *nirK* und *nirS* hingegen zeigte während der dreiwöchigen Untersuchungsphase häufig signifikant mehr *nirK*-Targets vor allem in den mit RG und vG gedüngten Böden. Signifikant mehr *nirS*-Targets wurden erst ab dem 10. Tag nach Düngung beobachtet (Abbildung 6-25). Der Einfluss der unterschiedlichen Dünger auf die Zusammensetzung der denitrifizierenden Gemeinschaft bzw. der dominanten Denitrifizierer wurde im SSCP-Fingerprint nach DNA-Extraktion und PCR-Vervielfältigung mit den *nirS*-Primern sichtbar (Abbildung 6-26). Jede in der Abbildung zu sehende DNA-Bande repräsentiert ein in dieser Probe vorkommendes denitrifizierendes Bakterium mit dem *nirS*-Gen. Durch Vergleich der Bandenmuster zwischen den einzelnen Proben kann man sehen, ob es innerhalb der Gemeinschaft der denitrifizierenden Bakterien mit dem *nirS*-Gen zu einer Veränderung in der Zusammensetzung kommt. Einige DNA-Banden von denitrifizierende Bakterien kamen nach Düngerapplikation im Vergleich zum ungedüngten Kontrollboden hinzu bzw. wurden stärker (die z.T. auch in den reinen Düngern gefunden wurden), besonders in der RG- und vG-Variante. Durch die Düngerapplikation wurde die Gemeinschaft der denitrifizierenden Bakterien mit dem *nirS*-Gen somit verändert, was langfristig einen Einfluss

auf die N₂O-Emissionen haben könnte. Dieser Düngungseinfluss war noch nach sieben Tagen deutlich erkennbar, zehn Tage nach Applikation wurden wieder „die gleichen“ DNA-Bandenmuster wie im ungedüngten Boden erzielt. Damit wurde eine kurzzeitige Veränderung der abundanten Denitrifizierer durch die Dünger visualisiert.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Applikation der verschiedenen organischen Dünger die N₂O-Emissionsraten, die potentielle Denitrifikationsaktivität sowie die Anzahl der Nitrat-Reduktase-Gene im Boden für einen gewissen Zeitraum deutlich beeinflusste. Im Gegensatz dazu wurde durch die MPN-Technik keine Vermehrung der mit dieser Methode kultivierbaren Denitrifizierer angedeutet. Die SSCP-Fingerprint-Technik jedoch zeigte klar die Veränderung der Zusammensetzung der dominanten Denitrifizierer vornehmlich durch RG und vG.

Tabelle 6-19: Zellzahlbestimmung von Nitrat-Reduzierern mittels MPN-Verfahren in den unterschiedlich gedüngten Böden und dem ungedüngten Kontroll-Boden in der oberen Bodenschicht (~6 cm) aus dem Gewächshaus-Experiment. Zahlen in Klammern multipliziert mit der jeweiligen Zehnerpotenz sind Grenzen des 95% Konfidenzintervalls.

Zellzahlen der Nitrat-Reduzierer [g ⁻¹ TB]				
Zeit nach Düngung	Düngevarianten			
	Boden + RG	Boden + vG	Boden + vP	Boden
2 h	6,5 x 10 ⁸ (1,3 – 28)	3,3 x 10 ⁸ (0,7 – 14)	5,8 x 10 ⁸ (1,2 – 24)	5,7 x 10 ⁸ (1,2 – 24)
2 d	1,5 x 10 ⁹ (0,4 – 4,6)	3,1 x 10 ⁹ (0,5 – 13)	1,9 x 10 ⁸ (0,6 – 4,7)	3,5 x 10 ⁸ (1,1 – 12)
4 d	2,6 x 10 ⁸ (0,6 – 5,0)	2,9 x 10 ¹⁰ (0,6 – 12)	1,8 x 10 ⁸ (0,6 – 4,7)	2,7 x 10 ⁸ (0,6 – 5,1)
7 d	6,6 x 10 ⁹ (1,7 – 19)	2,3 x 10 ⁸ (0,5 – 9,6)	----	2,4 x 10 ⁹ (0,5 – 9,8)
10 d	9,6 x 10 ⁸ (2,2 – 26)	----	1,2 x 10 ⁹ (0,2 – 4,6)	1,2 x 10 ⁹ (0,2 – 4,7)
15 d	2,9 x 10 ⁸ (0,6 – 12)	1,2 x 10 ⁸ (0,2 – 4,5)	1,9 x 10 ⁹ (0,6 – 12)	1,2 x 10 ⁹ (0,2 – 4,6)
22 d	1,8 x 10 ⁹ (0,6 – 4,6)	5,3 x 10 ⁹ (1,1 – 22)	4,6 x 10 ⁸ (1,1 – 13)	2,9 x 10 ⁹ (0,6 – 12)

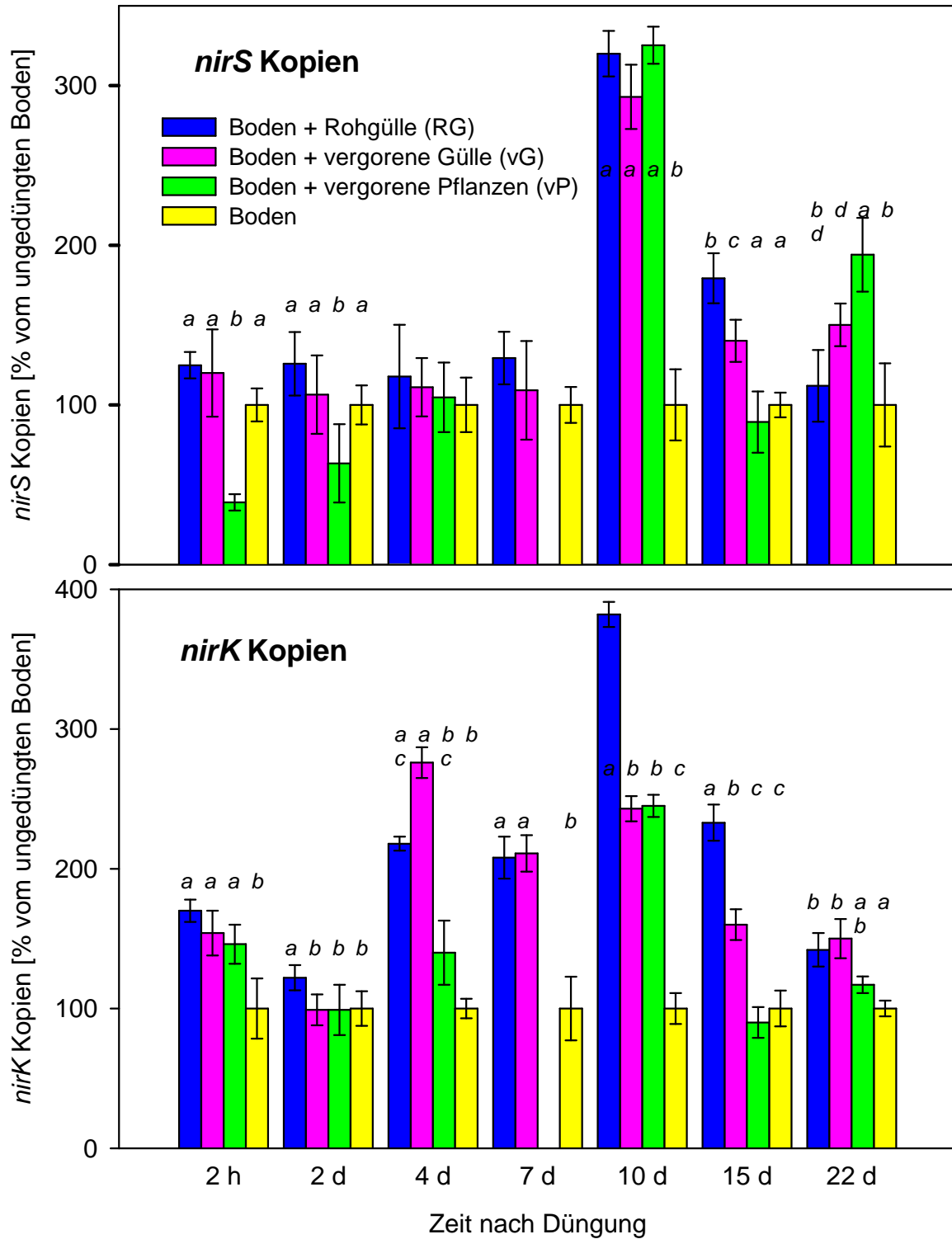
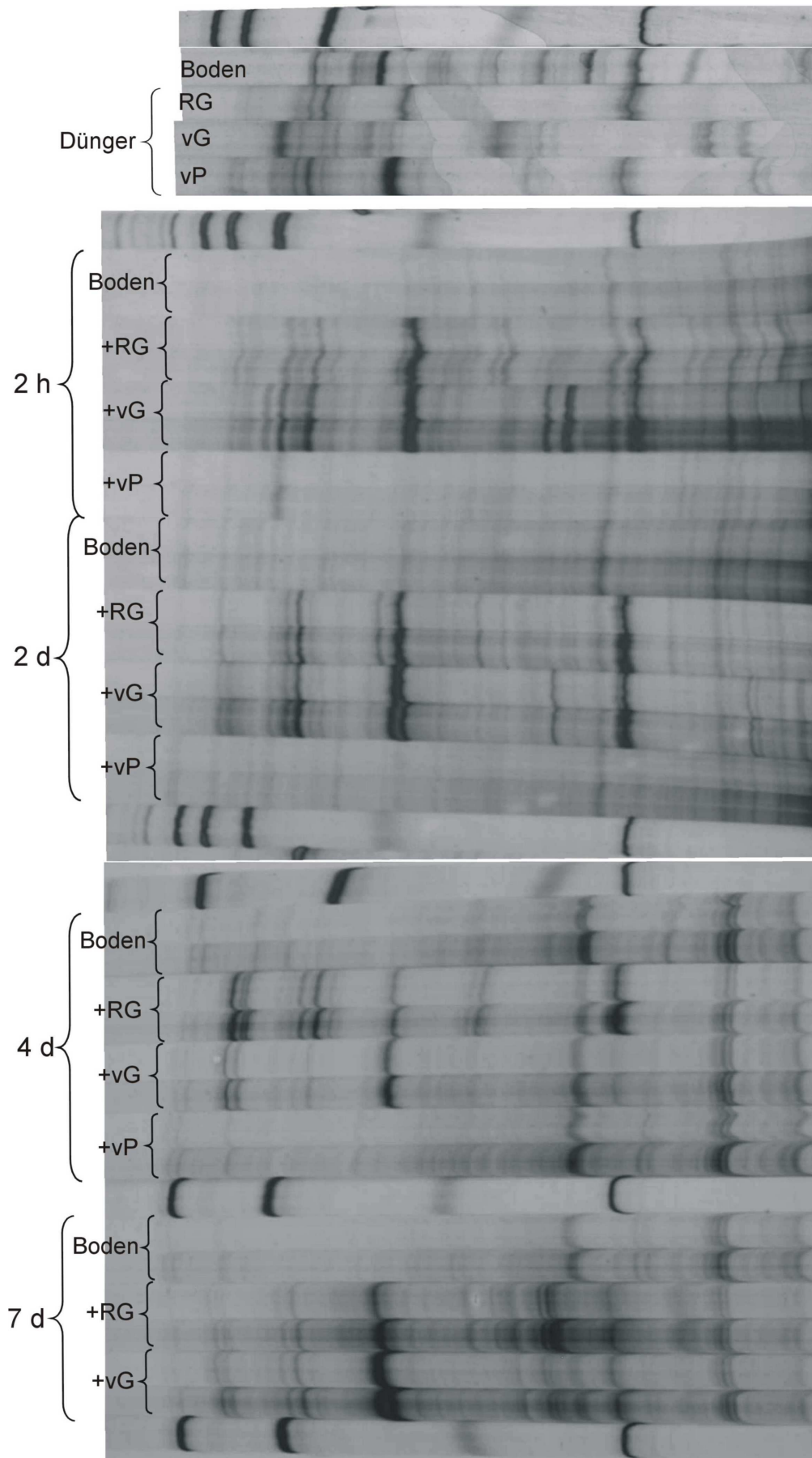


Abbildung 6-25: Relative Häufigkeit der beiden alternativen Nitrit-Reduktasen (kodiert durch *nirS*- und *nirK*-Gene) der unterschiedlich gedüngten Böden im Vergleich zum ungedüngten Boden quantifiziert mittels *Real-time PCR* in der oberen Bodenschicht (~6 cm) des Gewächshaus-Experimentes.



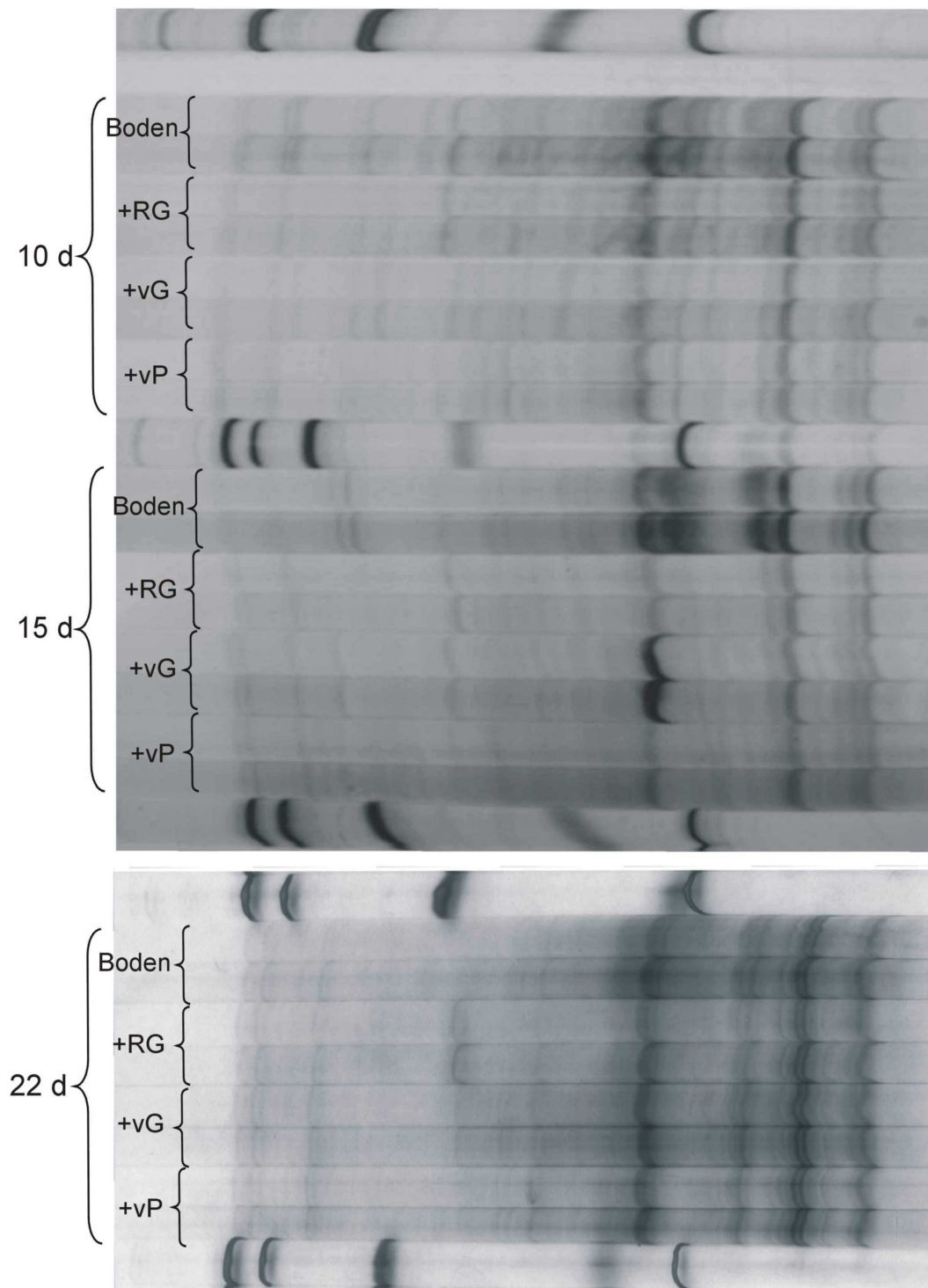


Abbildung 6-26: *SSCP-Fingerprint-Pattern* der *nirS*-Genfragmente in den unterschiedlich gedüngten Böden und dem ungedüngten Boden zwischen 2 Stunden und 22 Tagen nach Düngung aus dem Gewächshaus-Experiment.

6.3.4 Vergleichende Untersuchungen des Feldbodens nach dreieinhalbjähriger Bewirtschaftung im viehlosen und viehhaltenden Betriebssystem

Die unterschiedlich gedüngten Böden wurden nach 3,5 Jahren auf verschiedene chemische und biologische Bodenparameter in Bezug auf den mikrobiellen Stickstoff- und Kohlenstoffmetabolismus sowie die denitrifizierende, bakterielle Gemeinschaft untersucht. Alle Ergebnisse und signifikanten Unterschiede zwischen den Düngesystemen eines Betriebssystems sind in Tabelle 6-20 dargestellt. Sowohl die potentielle Nitrifikations- als auch die potentielle Denitrifikationsaktivität war in den jeweiligen Kontrollvarianten RG (viehhaltendes Betriebssystem) und v-los (viehloses Betriebssystem) etwas geringer, jedoch ohne statistische Signifikanz, die N_T -Gehalte aller Böden waren ebenfalls ähnlich. Signifikant geringere Mengen an Ammonium, Nitrat und Nitrit wurden jedoch trotz z.T. hoher Standardabweichungen in SM und v-los gefunden, was vermutlich durch die in diesen Varianten fehlende Düngerapplikation drei Wochen vor Probenahme begründet war. Die Quantifizierung der denitrifizierenden Bakterien mittels *Real-time* PCR zeigte signifikant mehr Targets (*nirK*- und *nirS*-Gene) in den Kontrollvarianten RG und v-los, obwohl tendenziell eine geringere potentielle Denitrifikationsaktivität in diesen Varianten beobachtet wurde. Allerdings kann über die Quantifizierung der Nitrit-Reduktase-Gene auf DNA-Ebene keine Aussage über die Anzahl der aktuell aktiven Denitrifizierer getroffen werden. Einige Unterschiede in der Zusammensetzung der denitrifizierenden Gemeinschaft in den unterschiedlich gedüngten Böden wurden durch die PCR-SSCP visualisiert (Abbildung 6-27), wo distinkte DNA-Banden in einigen Varianten stärker hervortraten, dafür andere nicht erkennbar waren. Alle Untersuchungen in Zusammenhang mit Kohlenstoff-Parametern wie die mikrobielle Biomasse, der wasserextrahierbare Kohlenstoff, die C_T -Gehalte, der C-Substratverwertungstest (Abbildung 6-28) und die Basalatmung zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten, was auf keine deutlichen Veränderungen dieser C-Fractionen durch die verschiedenen Düngesysteme hindeutet. Nur die Substrat- induzierte Respiration (SIR) wies teilweise Unterschiede zwischen den Varianten auf.

Tabelle 6-20: Ergebnisübersicht aller Untersuchungen der seit 3,5 Jahren unterschiedlich gedüngten Ackerböden. Zahlen in Klammern sind Standardabweichungen.

	BG	BG+BE	BG+BF	SM	RG	v-los	v-los BG	v-los BF
NO₃⁻ [µg N g⁻¹]	6,63 (0,48)	5,36 (1,24)	5,10 (1,25)	2,32 (1,29)	3,71 (2,25)	1,39 (0,82)	9,89 (2,26)	9,15 (6,04)
	a	ab	ab	b	ab	y	z	z
NH₄⁺ [µg N g⁻¹]	5,27 (2,29)	8,35 (9,32)	6,81 (7,01)	0,18 (0,02)	0,75 (0,53)	0,18 (0,01)	13,65 (13,12)	2,25 (2,11)
	a	a	a	b	a	y	z	z
NO₂⁻ [µg N g⁻¹]	0,23 (0,06)	0,22 (0,08)	0,22 (0,09)	0,03 (0,01)	0,19 (0,16)	0,04 (0,02)	0,36 (0,16)	0,30 (0,11)
	a	ab	ab	b	ab	y	z	z
Gesamt-N [mg g⁻¹]	1,43 (0,09)	1,46 (0,10)	1,31 (0,28)	1,53 (0,09)	1,50 (0,19)	1,67 (0,18)	1,37 (0,22)	1,37 (0,18)
C/N-Verhältnis	7,4 (0,30)	7,4 (0,25)	6,9 (0,58)	7,5 (0,47)	7,0 (0,80)	6,9 (0,22)	8,4 (0,39)	8,1 (0,55)
	a	a	a	a	a	y	z	z
Potentielle Nitrifikation [ng N g⁻¹ h⁻¹]	115,0 (78,2)	126,2 (81,4)	208,0 (75,8)	187,1 (81,1)	101,9 (74,3)	95,5 (40,2)	121,7 (28,7)	100,3 (85,2)
Potentielle Denitrifikation [ng N g⁻¹ h⁻¹]	92,1 (58,9)	116,3 (65,7)	133,7 (39,8)	90,9 (38,6)	67,3 (59,4)	85,5 (67,1)	104,7 (66,8)	142,4 (84,2)
nirS Gen-Targets [% der jeweiligen Kontrollvariante]	68,5 (16,4)	57,2 (16,1)	50,2 (21,5)	73,6 (13,4)	100 (13,8)	100 (13,1)	82,8 (16,4)	47,3 (17,1)
	ab	ab	b	a	c	y	y	z
nirK Gen-Targets [% der jeweiligen Kontrollvariante]	66,5 (11,9)	77,4 (18,0)	69,6 (10,6)	62,4 (17,3)	100 (8,2)	100 (23,6)	70,0 (11,3)	37,8 (20,9)
	ab	a	ab	b	c	x	y	z
Gesamt-C [mg g⁻¹]	10,61 (0,89)	10,82 (1,09)	9,15 (2,62)	11,56 (1,30)	10,46 (2,38)	11,45 (1,62)	11,47 (1,93)	11,14 (2,02)
Mikrob. Biomasse [µg C g⁻¹]	1088 (424)	995 (381)	905 (255)	1175 (254)	1353 (363)	758 (293)	558 (133)	575 (117)
Wasserextrahier- barer C [µg g⁻¹]	82,3 (28,4)	96,9 (29,8)	88,9 (40,0)	39,0 (14,7)	50,6 (17,2)	39,3 (23,5)	54,4 (8,5)	61,5 (25,7)
Basalatmung* [nmol CO₂ g⁻¹ h⁻¹]	82,9 (24,6)	71,0 (39,2)	89,2 (37,6)	74,5 (11,4)	77,7 (48,8)	77,5 (9,7)	51,0 (6,0)	84,1 (23,0)
	a	a	a	a	a	y	z	y
Basalatmung [nmol O₂ g⁻¹ h⁻¹]	-90,3 (9,8)	-57,0 (14,6)	-79,4 (22,6)	-66,9 (20,6)	-84,1 (13,1)	-54,8 (24,9)	-92,3 (42,1)	-67,0 (22,8)
SIR* [nmol CO₂ g⁻¹ h⁻¹]	1662 (75)	1526 (474)	2047 (100)	2309 (98)	1110 (224)	896 (292)	987 (112)	772 (270)
	ab	ab	b	c	a	z	z	z
SIR [nmol O₂ g⁻¹ h⁻¹]	-472 (50)	-456 (135)	-479 (124)	-231 (44)	-367 (90)	-283 (82)	-483 (97)	-377 (37)
	b	b	b	a	ab	y	z	y

* CO₂-Emissionsrate berechnet unter der Annahme linearer CO₂-Produktion im Untersuchungszeitraum

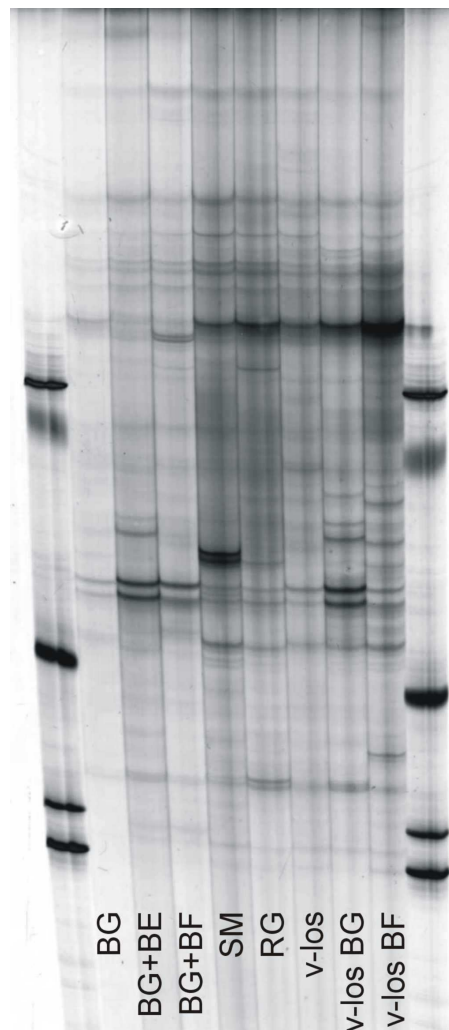


Abbildung 6-27: *SSCP-Fingerprint-Pattern* der *nirS*-Genfragmente in den unterschiedlich gedüngten Böden.

Alle diese Daten müssen vor dem Hintergrund dieser einzigen „Momentaufnahme“ betrachtet werden. Es ist nicht auszuschließen, dass bei weiteren Beprobungen und Untersuchungen zu anderen Zeitpunkten im Jahr, bei anderen Bodenverhältnissen und nach kürzerem oder längerem Zeitabstand zu Düngung oder Zwischenfruchteinarbeitung andere Ergebnisse gefunden werden. Generell lässt sich für diese Untersuchungen resümieren, dass die unterschiedlichen Düngesysteme während der letzten 3,5 Jahre offensichtlich nicht messbar den Stickstoff- und Kohlenstoffmetabolismus beeinflusst haben.

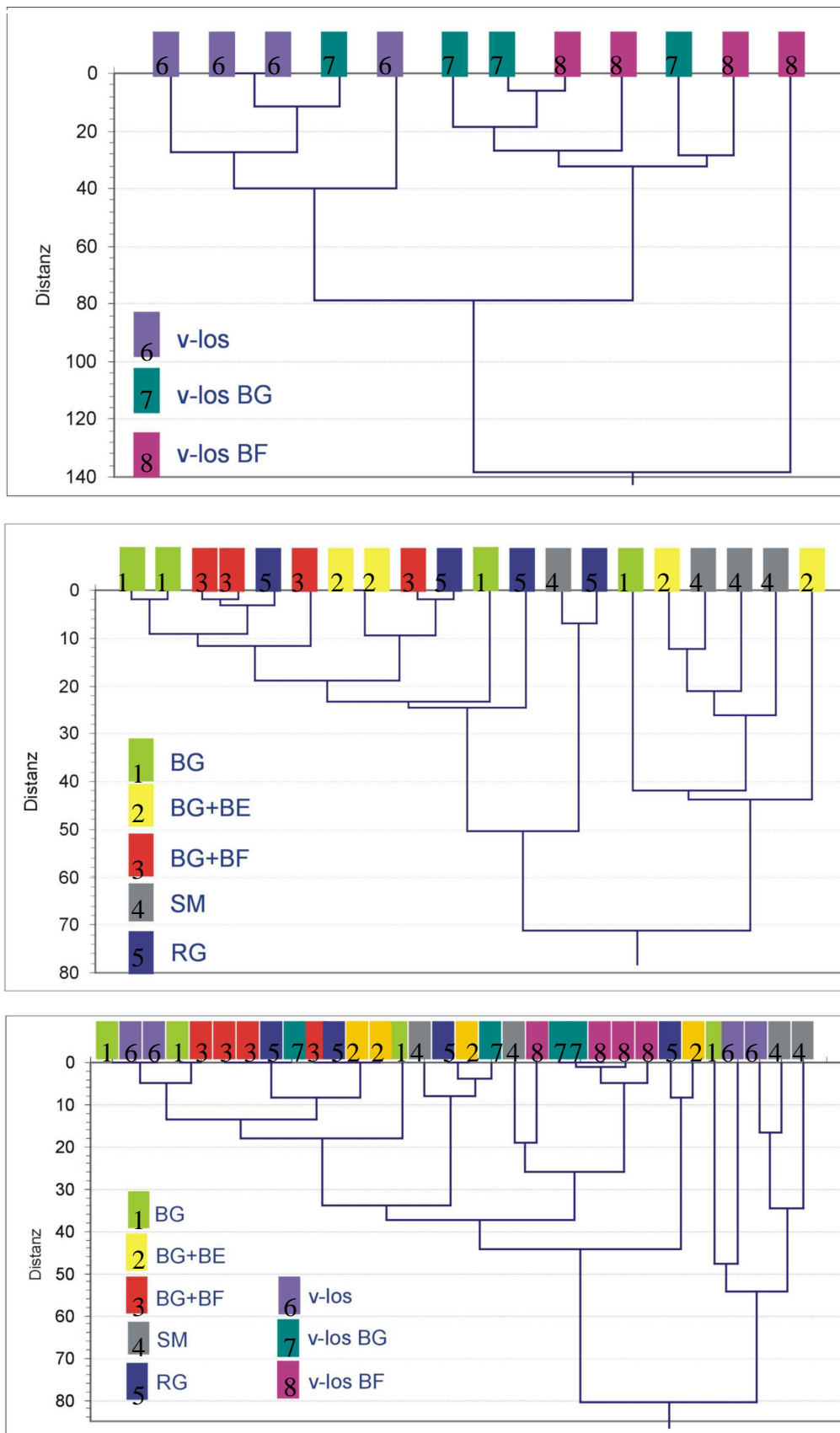


Abbildung 6-32: Cluster-Analyse (Methode: Ward) des BIOLOG Substrat-Verwertungstests im viehlosen, viehhaltenden und in beiden Betriebssystemen.

6.4 Zusammenfassung

Der Projektteil „Auswirkungen auf die bodenbürtigen Lachgas- und Methanemissionen“ hatte zum Ziel, N_2O - und CH_4 -Flüsse in ausgewählten Früchten eines viehlosen und eines viehhaltenden ökologischen Betriebssystems *in-situ* zu analysieren. Dabei sollten die Einflüsse von Düngesystemen basierend auf der Vergärung von Rindergülle und pflanzlicher Biomasse in Biogasanlagen auf die Spurengasflüsse im Vergleich zu den sonst üblichen Düngesystemen in viehlosen und viehhaltenden Betriebssystemen untersucht werden. In der Literatur sind nur sehr wenige Daten von *in-situ* Treibhausgasmessungen aus dem Ökologischen Landbau als auch von Emissionsmessungen in mit fermentierten organischen Düngern gedüngten landwirtschaftlichen Böden zu finden. Durch die Felduntersuchungen sollte begonnen werden, diese Datenlücke zu schließen. Da bei Feldstudien die Niederschlagsverteilung und -menge im Zusammenhang mit dem Temperaturverlauf einen entscheidenden Einfluss auf die N_2O -Produktion und CH_4 -Oxidation des Bodens ausüben, wurden über drei Saisons dieselben Früchte und Düngesysteme beprobt, um die Effekte unterschiedlicher Jahre besser einschätzen zu können.

Neben den *in-situ* Messungen wurde ein Düngungsexperiment im Gewächshaus durchgeführt, um unter gleichen und kontrollierten Bedingungen die Auswirkungen von Rohgülle, vergorener Gülle und vergorenem Pflanzenmaterial auf die N_2O -Emissionen, die potentielle Denitrifikationsaktivität und die Denitrifizierer detaillierter zu untersuchen. Die Gruppe der denitrifizierenden Bakterien und deren Metabolismus wurde genauer betrachtet, da sie einen großen Teil der bodenbürtigen N_2O -Emissionen verursacht. Zusätzlich wurde in einem Inkubationsexperiment unter optimalen Denitrifikationsbedingungen die N_2O -Entwicklung aus den reinen Düngern, dem ungedüngten Boden und den unterschiedlich gedüngten Böden gemessen. Weiterhin wurden nach 3,5 Jahren unterschiedlicher Bewirtschaftung Feldbodenproben aus allen Düngesystemen auf verschiedene Stickstoff- und Kohlenstoff-Parameter analysiert, um eventuelle Unterschiede zwischen den Düngesystemen feststellen zu können.

Die Ergebnisse der Feldstudie zeigen, dass die gemessenen N_2O - und CH_4 -Flüsse in allen Früchten und Düngesystemen in aus der Literatur bekannten Größenordnungen variierten. Im viehlosen Betriebssystem lagen die N_2O -Emissionsraten in Winterweizen 5, Sommerweizen und den jeweils vorher angebauten Zwischenfrüchten in den untersuchten Düngesystemen v-los und v-los BG zwischen -5 und $358 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, die CH_4 -Oxidationsraten rangierten zwischen 0 und $42 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Im viehhaltenden Betriebssystem wurden in Dinkel, Kartoffeln und den jeweiligen, vorherigen Zwischenfrüchten in den Düngesystemen BG, BG+BE, SM und RG N_2O -Emissionen von -5 bis $436 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ gemessen, die CH_4 -Aufnahmeraten variierten zwischen 0 und $24 \mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Einzelne, erhöhte N_2O -Flussraten sowie gelegentliche CH_4 -Emissionen konnten häufig

besonderen Ereignissen wie z.B. Düngerapplikation, Frost-Tau-Perioden, starker Niederschlag und Einarbeitung von organischem Material zugeordnet werden. Die Variationskoeffizienten für die zeitliche und durchschnittliche räumliche Variabilität der N_2O - und CH_4 -Raten bewegten sich ebenfalls in Größenordnungen, die in anderen Feldstudien ermittelt wurden und bestätigten damit die relativ hohe Heterogenität von *in-situ* Spurengasflüssen.

Die integrierten, jährlichen N_2O -Verluste variierten in Abhängigkeit von Saison, Frucht und Düngesystem und beliefen sich im viehlosen Betriebssystem auf 490 bis 4087 g N ha⁻¹ und im viehhaltenden Betriebssystem auf 456 bis 6465 g N ha⁻¹. Im viehlosen Betriebssystem wurde in Winterweizen 5 im Düngesystem v-los BG 44%, 39% bzw. 25% weniger N_2O in den Saisons 2002/2003 bis 2004/2005 emittiert als in der Kontrollvariante v-los (100%). Ebenso wurden im viehhaltenden Betriebssystem in Dinkel während des dreijährigen Untersuchungszeitraums im Düngesystem BG+BE um 60%, 45% bzw. 40% geringere N_2O -Emissionen als in der Kontrollvariante RG (100%) festgestellt. Damit scheint die Ernte des Erbsenstrohs (Vorfrucht) bzw. eher noch die Ernte des Zwischenfruchtaufwuchses im Herbst die N_2O -Verluste zu reduzieren. Allerdings konnten diese Beobachtungen nur für die Wintergetreide, bei denen das Einarbeiten der Zwischenfrucht bzw. der Zwischenfruchtstoppln bereits im Oktober stattfand, nicht aber für Sommerweizen und Kartoffeln gemacht werden. Die Anteile der N_2O -Winteremissionen an der Jahresemission lagen mit 11% bis 47% je nach Saison, Frucht und Düngesystem in Bereichen, die aus der Literatur bekannt sind. Die zunächst begleitend zu den Gasmessungen erhobenen Nitrat- und Ammoniumgehalte des Bodens ließen keinerlei Koinzidenz zu den gemessenen N_2O -Flüssen erkennen. Nach Applikation der Dünger konnte in keiner Frucht und keinem Düngesystem ein distinktes Emissionsmuster festgestellt werden, da sowohl erhöhte als auch nicht erhöhte N_2O -Emissionen beobachtet wurden.

Die Integration der CH_4 -Flüsse zeigten im viehlosen Betriebssystem in Sommer- und Winterweizen und den vorherigen Zwischenfrüchten meist eine reduzierte CH_4 -Oxidationsleistung des Bodens in v-los BG (56% - 90%) im Vergleich zu v-los (100%). Die CH_4 -Aufnahmen beliefen sich in diesem Betriebssystem auf 476 bis 855 g C ha⁻¹ a⁻¹. Im viehhaltenden Betriebssystem dagegen, in dem die jährlichen CH_4 -Aufnahmen zwischen 128 und 799 g C ha⁻¹ variierten, konnte kein Trend reduzierter (bis 19%) oder erhöhter (bis 129%) CH_4 -Oxidation ausgemacht werden. Nach Düngerapplikation wurden zum Teil hohe CH_4 -Emissionen gemessen, die auf der Ausgasung von im Dünger gelöstem Methan beruhten und nach 24 h abgeklungen waren.

Die Ergebnisse der N_2O - und CH_4 -Feldmessungen aus dem Ökologischen Landbau in einem viehlosen und einem viehhaltenden Betriebssystem lassen sich ungefähr im mittleren bis unteren Bereich von publizierten *in-situ* N_2O - und CH_4 -Flüssen aus konventioneller Landwirtschaft einordnen. Die Spannbreite der veröffentlichten Spurengasflüsse und Jahresemissionen ist groß

ordnen. Die Spannbreite der veröffentlichten Spurengasflüsse und Jahresemissionen ist groß und abhängig von der Kombination zahlreicher Faktoren wie z.B. die untersuchten Früchten, der Standort, die Düngung, der jahreszeitliche Witterungseinfluss, der Messzeitraum usw., so dass eine exakte Abschätzung nicht möglich erscheint. MODEL (2003) ermittelte ebenfalls in ökologischer Landwirtschaft in verschiedenen Früchten N_2O -Emissionsraten mit Werten zwischen 1500 und 4400 $\text{g N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und CH_4 -Aufnahmeraten von 30 bis 1540 $\text{g C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im Vergleich dazu liegen die in dieser Studie integrierten, jährlichen N_2O -Emissionswerte in einer weiteren, die CH_4 -Flüsse in einer geringeren Spannbreite.

Im Inkubationsexperiment wurde nachgewiesen, dass in den Düngern selbst kein N_2O gebildet wurde. Aus der vergorenen Gülle wurde überraschenderweise noch relativ viel Methan freigesetzt, was entweder auf dem Ausgasen von bereits gebildetem, gelöstem Methan oder auf noch nicht abgeschlossener Fermentation beruhte.

Das Gewächshaus-Experiment zeigte eine signifikante Stimulierung der N_2O -Emissionen durch alle Dünger bis drei Tage nach Applikation, während sieben Tage lang eine veränderte Zusammensetzung der dominanten Denitrifizierer zu beobachten war. Die Zellzahlen der Nitratreduzierer bestimmt über die MPN-Methode lassen eher auf eine Aktivitätssteigerung als auf Wachstum der denitrifizierenden Bakterien schließen. Die meist höheren Zahlen der Nitritreduktasengenfragmente (*nirK* und *nirS*) der gedüngten Böden im Vergleich zum ungedüngten Boden könnten auf eine Stimulierung besonders der durch die Dünger eingetragenen Denitrifizierer hinweisen.

Die Bodenuntersuchungen nach 3,5 Jahren differenzierter Bewirtschaftung ergaben nur in manchen N- und C-Parametern sporadisch signifikante Unterschiede zwischen den Düngesystemen, die teilweise auf die drei Wochen vorher stattgefundenen Düngung zurückzuführen sind. Damit lässt sich resümieren, dass die unterschiedlichen Düngesysteme während der letzten 3,5 Jahre scheinbar nicht messbar den N- und C-Metabolismus beeinflusst haben.

6.5 Literaturverzeichnis

- ADAMSEN, A.P.S. und G.M. KING (1993): Methane consumption in temperate and sub-arctic forest soils: rates, vertical zonation and response to water and nitrogen. *Appl. Environ. Microbiol.* **59**, 485-490.
- AMARAL, J.A., A. EKINS, S.R. RICHARDS und R. KNOWLES (1998): Effect of selected monoterpenes on methane oxidation, denitrification, and aerobic metabolism by bacteria in pure culture. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**, 520-525.

- BALL, B.C., A. SCOTT und J.P. PARKER (1999): Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research* **53**, 29-39.
- BALL, B.C., G.W. HORGAN und J.P. PARKER (2000): Short-range spatial variation of nitrous oxide fluxes in relation to compaction and straw residues. *European Journal of Soil Science* **51**, 607-616.
- BENSTEAD, J. und G.M. KING (2000): The effect of soil acidification on atmospheric methane uptake by Maine forest soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* **34**, 207-212; 2000.
- BERG, P. und T. ROSSWALL (1985): Ammonium oxidizer numbers, potential and actual oxidation rates in two swedish arable soils. *Biol. Fertil. Soils* **1**, 131-140.
- BODELIER, P.L.E., A.P. HAHN, I.R. ARTH und P. FRENZEL (2000a): Effects of ammonium-based fertilisation on microbial processes involved in methane emission from soils planted with rice. *Biogeochem.* **51**, 225-257.
- BODELIER, P.L.E., P. ROSLEV, T. HENCKEL und P. FRENZEL (2000b): Stimulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots. *Nature* **403**, 421-424.
- BOECKX, P. und O. VAN CLEEMPUT (1996): Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: Influence of moisture content, temperature, nitrogen-Turnover. *J. Env. Qual.* **25**, 178-183.
- BOLIN, B. (1992) *The carbon cycle and global change: A focus on CO₂*. Office for Interdisciplinary Earth Studies Office for Interdisciplinary Earth Studies, Boulder/ Colorado.
- BOUWMAN, A. F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Bouwman, A. F. (ed.): *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley & Sons, Chichester, S. 61-127.
- BOUWMAN, A.F., L.J.M. BOUMANS und N.H. BATJES (2002): Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochem. Cyc.* **16**, 1058, doi:10.1029/2001GB001811.
- BRONSON, K.F. und A.R. MOSIER (1994): Suppression of methane oxidation in aerobic soil by nitrogen fertilizers, nitrification inhibitors, and urease inhibitors. *Biol. Fertil. Soils* **17**, 263-268.
- BURFORD, J.R. und J.M. BREMNER (1975): Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* **7**, 389-394.
- BURROWS, K.J., A. CORNISH, D. SCOTT und I.J. HIGGINS (1984): Substrate specificities of the soluble and particulate methane mono-oxygenases of *Methylosinus trichosporium* OB3b. *J. Gen. Microbiol.* **130**, 3327-3333.
- CASTRO, M.S., P.A. STEUDLER, J.M. MELILLO, J.D. ABER und R.D. BOWDEN (1995): Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. *Global Biogeochem. Cyc.* **9**, 1-10.
- CATES JR., R.L. und D.R. KEENEY (1987): Nitrous oxide production throughout the year from fertilized and manured maize fields. *J. Env. Qual.* **16**, 443-447.

- CHADWICK, D.R., B.F. PAIN und S.K.E. BROOKMAN (2000): Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *J. Env. Qual.* **29**, 277-287.
- CHRISTENSEN, S., S. SIMKINS und J.M. TIEDJE (1990): Spatial variability in denitrification: dependency of activity centers on the soil environment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 1608-1613.
- CICERONE, R. J. und R. S. OREMELAND (1988) Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global Biogeochem. Cycles* **2**, 299-327.
- COLBY, J., D.I. STIRLING und H. DALTON (1977): The soluble methane mono oxygenase of *Methylococcus capsulatus* (Bath). Its ability to oxygenate n-alkanes, n-alkenes, ethers, and alicyclic, aromatic and heterocyclic compounds. *Biochem. J.* **165**, 395-402.
- CRILL, P.M. (1991): Seasonal patterns of methane uptake and carbon dioxide release by a temperate woodland soil. *Global Biogeochem. Cyc.* **5**, 319-334.
- CRUTZEN, P. J. (1991): Methane sinks and sources. *Nature* **350**, 380-381.
- DALGAARD, T., N. HALBERG und J.R. Porter (2001): A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agric. Ecosyst. Environ.* **87**, 51-65.
- DALTON, H. (1977): Ammonia oxidation by the methane oxidising bacterium *Methylococcus capsulatus* strain bath. *Arch. Microbiol.* **114**, 273-279.
- DE MAN, J.C. (1983): MPN tables, corrected. *Eur J Appl Microbiol Biotechnol* **17**, 301-305.
- DOBBIE, K.E. und K.A. SMITH (1996): Comparison of CH₄ oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1357-1365.
- DOHRMANN, A.B. und C.C. TEBBE (2004): Microbial community analysis by PCR-single-strand conformation polymorphism (PCR-SSCP). In: G. A. Kowalchuk, et al. (eds.): *Molecular Microbial Ecology Manual*, Second edition ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, S. 809-838.
- DÖRR, H., L. KATRUFF und I. LEVIN (1993): Soil texture parameterization of the methane uptake in aerated soils. *Chemosphere* **26**, 697-713.
- DRURY, C.F., W.D. REYNOLDS, C.S. TAN, T.W. WELACKY, W. CALDER und N.B. MCLAUGHLIN (2006): Emissions of Nitrous Oxide and Carbon Dioxide: Influence of Tillage Type and Nitrogen Placement Depth. *Soil Sci Soc Am J* **70**, 570-581.
- FIRESTONE, M.K. und E.A. DAVIDSON (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: M. O. Andreae and D. S. Schimel (eds.): *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. John Wiley & Sons, New York, S. 7-21.
- FLESSA, H., P. DORSCH und F. BEESE (1995): Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J. Geophys. Res.* **100**, 115-124.
- FLESSA, H., R. RUSER, P. DORSCH, T. KAMP, M. A. JIMENEZ, J. C. MUNCH, and F. BEESE (2002a): Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture Ecosystems & Environment* **91**, 175-189.

- FLESSA, H., R. RUSER, R. SCHILLING, N. LOFTFIELD, J.C. MUNCH, E.A. KAISER und F. BEESE (2002): N₂O and CH₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. *Geoderma* **105**, 307-325.
- GARLAND, J.L. und A.L. MILLS (1991): Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**, 2351-2359.
- GRAEDEL, T.J. und P.J. CRUTZEN (1994): *Chemie der Atmosphäre – Spektrum Verlag, Heidelberg.*
- HABER, C.L., L.N. ALLEN, S. ZHAO und R.S. HANSON (1983): Methylophilic bacteria: Biochemical diversity and genetics. *Sci.* **221**, 1147-1153.
- HANSEN, S., J.E. MAEHLUM und L.R. BAKKEN (1993): N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol. Biochem.* **25**, 621-630.
- HIGGINS, I.J., R.C. HAMMOND und F.S. SARIASLANI (1979): Biotransformation of hydrocarbons and related compounds by whole organism suspensions of methane-grown *Methylosinus trichosporium* OB 3b. *Biochem. Biophys. Res. Comm.* **89**, 671-677.
- HUBLEY, J.H., J.R. MITTON und J.F. WILKINSON (1974): The oxidation of carbon monoxide by methane oxidizing bacteria. *Arch. Microbiol.* **95**, 365-368.
- HÜTSCH, B.W., C.P. Webster und D.S. Powlson (1994): Methane oxidation in soil as affected by land use, pH, and N fertilization. *Soil Biol. Biochem.* **26**, 1613-1622.
- HÜTSCH, B.W. (1998): Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite, and organic manure with respect to soil pH. *Biol. Fertil. Soils* **28**, 7-35.
- HÜTSCH, B.W., J. AUGUSTIN und W. MERBACH (2002): Plant rhizodeposition - an important source for carbon turnover in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **165**, 397-407.
- IFA und FAO (International Fertilizer Industry Association & Food and Agriculture Organization of the United and Nations) (2001): Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land, Paris, Rom.
- IPCC (Intergovernmental Panel on climate change) (1996): *Climate Change 1995 – The science of climate change.* Houghton, J. T., Meira Filho, L. G., Callander, B. A., Harris N., Kattenberg A. und Maskell, K. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (Intergovernmental Panel on climate change) (2001): *Climate Change 2001 - The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge.
- ISERMANN, K. (1994): Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environ. Pollut.* **83**, 95-111.
- JARVIS, S.C. und S. LEDGARD (2002): Ammonia emissions from intensive dairying: a comparison of contrasting systems in the United Kingdom and New Zealand. *Agric. Ecosyst. Environ.* **92**, 83-92.

- JOERGENSEN, R.G. (1996): The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the kec value. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 25-31.
- JUNGE, C. (1987): Kreisläufe von Spurengasen in der Atmosphäre. In: Jaenicke, R. (ed.): *Atmosphärische Spurenstoffe*. Weinheim: Verlag Chemie, S. 19-30.
- KAISER, E.A. und O. HEINEMEYER (1996): Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. *Plant Soil* **181**, 57-63.
- KAISER, E.A. und R. RUSER (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - An evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **163**, 249-260.
- KAISER, E.A., K. KOHRS, M. KÜCKE, E. SCHNUG, O. HEINEMEYER und J.C. MUNCH (1998): Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol. Biochem.* **30**, 1553-1563.
- KAISER, E.A., F. EILAND, J.C. GERMON, M.A. GISPERT, O. HEINEMEYER, C. HENAULT, A.M. LIND, M. MAAG, E. SAGUER, O. VAN CLEEMPUT, A. VERMOESEN und C. WEBSTER (1996): What predicts nitrous oxide emissions and denitrification N-loss from European soils? *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **159**, 541-547.
- KAMP, T., H. STEINDL und J.C. MUNCH (2001): Monitoring trace gas fluxes (N₂O, CH₄) from different soils under the same climatic conditions and the same agricultural management. *Phyton-Annales Rei Botanicae* **41**, 119-130.
- KÄMPFER, P. (1988): Automatisierte Charakterisierung mikrobieller Lebensgemeinschaften. Dissertation. Technische Universität und Freie Universität, Berlin.
- KANDELER, E. (1988): Aktuelle und potentielle Nitrifikation im Kurzzeitbebrütungsversuch. *VDLUFA-Schriftenreihe* **28**, 921-931.
- KEENEY, D.R. und D.W. NELSON (1982): Nitrogen - inorganic forms Part 2 Chemical and microbiological properties, Vol. Monograph No. 9, 2nd ed. ASA-SSSA, Madison, USA.
- KESSAVALOU, A., R.A. DRIJBER, J.W. DORAN und A.R. MOSIER (1998a): Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. *J. Env. Qual.* **27**, 1105-1116.
- KESSAVALOU, A., R.A. DRIJBER, A.R. MOSIER, J.W. DORAN, D.J. LYON und O. HEINEMEYER (1998b): Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *J. Env. Qual.* **27**, 1094-1104.
- KING, G.M. und S. SCHNELL (1994): Enhanced ammonium inhibition of methane consumption in forest soils by increasing atmospheric methane. *Nature* **370**, 282-284.
- LOFTFIELD, N., H. FLESSA, J. AUGUSTIN und F. BEESE (1997): Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *J. Env. Qual.* **26**, 560-564.
- LUO, J., R.E. WHITE, P.R. BALL und R.W. TILLMAN (1996): Measuring denitrification activity in soils under pasture: optimizing conditions for the short-term denitrification enzyme assay and effects of soil storage on denitrification activity. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 409-417.

- MACDONALD, J.A., U. SKIBA, L.J. SHEPPARD, K.J. HARGREAVES, K.A. SMITH und D. FOWLER (1996): Soil environmental variables affecting the flux of methane from a range of forest, moorland and agricultural soils. *Biogeochem.* **34**, 113-132.
- MAGID, J., O. HENRIKSEN, K. THORUP-KRISTENSEN und T. MUELLER (2001): Disproportionately high N-mineralisation rates from green manures at low temperatures - implications for modeling and management in cool temperate agro-ecosystems. *Plant Soil* **228**, 73-82.
- MERINO, A., P. PÉREZ-BATALLON und F. MACIAS (2004): Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. *Soil Biol. Biochem.* **36**, 917-925.
- MODEL, A. (2003): Spurengasflüsse (N₂O, CH₄, CO₂) in Anbausystemen des Ökologischen Landbaus. Dissertation; Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg.
- MOSIER, A., D. SCHIMEL, D. VALENTINE, K. BRONSON und W. PARTON (1991): Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* **350**, 330-332.
- MOISER, A., J.M. DUXBURY, J.R. FRENEY, O. HEINEMEYER und K. MINAMI (1996): Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. *Plant Soil* **181**, 95-108.
- MOSIER, A.R., J.M. DUXBURY, J.R. FRENEY, O. HEINEMEYER, K. MINAMI und D.E. JOHNSON (1998): Mitigating Agricultural Emissions of Methane. *Climatic Change* **40**, 39-80.
- NANBA, K. und G. M. King (2000): Response of atmospheric methane consumption by Maine forest soils to exogenous aluminum salts. *Appl. Environ. Microbiol.* **66**, 3674-3679.
- NAVONE, R. (1964): Proposed method for nitrate in potable water. *Journal of American Water Works Association* **56**, 781-783.
- NESBIT, S.P. und G.A. BREITENBECK (1992): A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* **41**, 39-54.
- PARKIN, T.B. (1987): Soil microsite as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **51**, 1194-1199.
- RODHE, H. (1990): A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science* **248**, 1217-1219.
- RÖVER, M., O. HEINEMEYER und E.A. KAISER (1998): Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biol. Biochem.* **30**, 1859-1865.
- RÖVER, M., O. HEINEMEYER, J.C. MUNCH und E.-A. KAISER (1999): Spatial heterogeneity within the plough layer: high variability of N₂O emission rates. *Soil Biol. Biochem.* **31**, 167-173.
- RUSER, R., H. FLESSA, R. SCHILLING und F. BEESE (1998a): N₂O- und CH₄-Spurengasflüsse in einer Fruchtfolge mit Kartoffel. In: H. Flessa et al. (eds.): Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ beim Anbau nachwachsender Rohstoffe, Vol. 11. Zeller Verlag, Germany, S. 24-50.

- RUSER, R., H. FLESSA, R. SCHILLING, H. STEINDL und F. BEESE (1998b): Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potatoe fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **62**, 1587-1595.
- RUSER, R., H. FLESSA, R. SCHILLING, F. BEESE und J.C. MUNCH (2001): Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **59**, 177-191.
- SCHAUSS, K. (2001): Einfluss der neuen Nitrifikationsinhibitoren DMPP und CIMPP auf die Bodenatmung und Kohlenstoffmineralisation in zwei verschiedenen Böden mit Hilfe des OxiTop-Verfahrens. Diplomarbeit. Justus-Liebig-Universität Giessen.
- SCHMÄDEKE, F., E. PRZEMECK, R. BRUMME und T. LICKFETT (1998): N₂O- und CH₄-Spurengasflüsse in einer Fruchtfolge mit Raps. In: H. Flessa et al. (eds.): Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ beim Anbau nachwachsender Rohstoffe, Vol. 11. Zeller Verlag, Germany, S. 74-95.
- SCHNELLE, S. und G.M. KING (1996): Responses of methanotrophic activity in soils and cultures to water stress. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**, 3203-3209.
- SCHWIEGER, F. und C.C. TEBBE (1998): A new approach to utilize PCR-Single-Strand-Conformation Polymorphism for 16S rRNA gene-based microbial community analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**, 4870-4876.
- SEHY, U., R. RUSER und J.C. MUNCH (2003): Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationships to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* **99**, 97-111.
- SINGH, S., J.S. SINGH und A.K. KASHYAP (1998): Contrasting Pattern of Methane Flux in Rice Agriculture. *Naturwissenschaften* **85**, 494-497.
- SMITH, M.S., M.K. FIRESTONE und J.M. TIEDJE (1978): The acetylene inhibition method for short-term measurement of soil denitrification and its evaluation using nitrogen-13. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **42**, 611-613.
- SMITH, K.A., D.R. JACKSON, T.H. MISSELBROOCK, B.F. PAIN und R.A. JOHNSON (2000): Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. *J. Agric. Eng. Res.* **77**, 277-287.
- SOMMER, S.G., R.R. SHERLOCK und R.Z. KHAN (1996): Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1541-1544.
- SOMMERFELD, R.A., A.R. MOSIER und R.C. MUSSELMAN (1993): CO₂, CH₄ and N₂O flux through a Wyoming snowpack and implications for global budgets. *Nature* **361**, 140-142.
- STEUDLER, P.A., R.D. BOWDEN, J.M. MELILLO und J.D. ABER (1989): Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* **341**, 314-316.
- SYAMSUL ARIF, M.A., F. HOUWEN und W. VERSTRAETE (1996): Agricultural factors affecting methane oxidation in arable soil. *Biol. Fertil. Soils* **21**, 95-102.
- TEEPE, R., R. BRUMME und F. BEESE (2000): Nitrous oxide emissions from frozen soils under agricultural, fallow and forest land. *Soil Biol. Biochem.* **32**, 1807-1810.

- TEEPE, R., A. VOR, F. BEESE und B. LUDWIG (2004): Emissions of N₂O from soils during cycles of freezing and thawing and the effects of soil water, texture and duration of freezing. *European Journal of Soil Science* **55**, 357-365.
- VELHOF, G.L., S.C. JARVIS, A. STEIN, A.G. ALLEN und O. OENEMA (1996): Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1215-1225.
- WAGNER-RIDDLE, C. und G.W. THURTELL (1998): Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **52**, 151-163.
- WAGNER-RIDDLE, C., G.W. THURTELL, G.K. KIDD, E.G. BEAUCHAMP und R. SWEETMAN (1997): Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Can. J. Soil Sci.* **77**, 135-144.
- WHALEN, S.C., W.S. REEBURGH und K.S. KIZER (1991): Methane consumption and emission by taiga. *Global Biogeochem. Cyc.* **5**, 261-273.
- WIDDEL, F. und F. BAK (1992): Gram-negative mesophilic sulfate-reducing bacteria. In: A. Balows, et al. (eds.): *The Prokaryotes*. Springer Verlag, New York / Berlin, S. 3352-3378.
- WILHELM, J. und A. PINGOUD (2003): Real-Time Polymerase Chain Reaction. *Chem. Bio. Chem.* **4**, 1120-1128.
- WILLIAMS, E. J., G. L. HUTCHINSON und F. C. FEHSENFELD (1992): NO_x and N₂O emissions from soil. *Global Biogeochem. Cycles* **6**, 351-388.
- WULF, S., M. MAETING und J. CLEMENS (2002): Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *J. Env. Qual.* **31**, 1795-1801.

7 Ökologische und ökonomische Bilanzierung

Michel, J., A. Weiske und M. Kaltschmitt

7.1 Einleitung

7.1.1 Problemstellung

Der Einsatz mineralischer Stickstoffdünger ist im Ökologischen Landbau aufgrund geltender Richtlinien nicht zulässig. Infolgedessen besteht im Ökologischen Landbau eine Limitierung pflanzenverfügbaren Stickstoffs, da die Bindung von Luftstickstoff durch den Anbau von Leguminosen sowie die Applikation von Flüssig- und Festmist die einzigen Stickstoffquellen ökologisch wirtschaftender Landwirtschaftsbetriebe darstellen.

Darüber hinaus kann die Biogasproduktion und -nutzung eine Möglichkeit darstellen, die Menge an pflanzenverfügbarem Stickstoff in ökologischen Landwirtschaftsbetrieben zu erhöhen, da bei der Vergärung von organischem Material organische Stickstoffverbindungen in anorganische (Ammonium) überführt werden (Lfl, 1999). Durch die Vergärung weiterer betriebseigener Kosubstrate (z. B. Nebenernteprodukte oder Zwischenfruchtaufwüchse) kann zudem die Menge verfügbarer mobiler Stickstoffdünger der Landwirtschaftsbetriebe erhöht werden. Überdies kann durch den Import betriebsfremder Kosubstrate die Menge verfügbarer mobiler Stickstoffdünger weiter gesteigert werden, da durch diese Substrate abgesehen von Nährstoffen wie z. B. Phosphor oder Kalium auch zusätzlich Stickstoff in den Landwirtschaftsbetrieb importiert wird. Nach den derzeit geltenden Richtlinien ist jedoch im Ökologischen Landbau der Import von Stickstoff je nach Standortbedingungen auf eine Menge von maximal 40 kg N ha^{-1} limitiert.

Durch die Implementierung der Biogasnutzung in ökologische Landwirtschaftsbetriebe stehen somit mehr mobile Pflanzennährstoffe (insbesondere Stickstoff) zur Verfügung, welche zeitlich und räumlich gezielter und damit entsprechend den pflanzlichen Bedürfnissen appliziert werden können. Durch die Abfuhr organischen Materials vom Feld und der anschließend bedarfsgerechten Applikation der Gärreste kann die Gefahr von Verlusten wichtiger Pflanzennährstoffe z. B. durch N_2O -Emissionen oder Auswaschungen gemindert werden (DBU, 2003b; Stinner et al., 2004; (Kapitel 5.3.6 und Kapitel 6). Des Weiteren haben die Ergebnisse verschiedener Studien gezeigt, dass durch den Betrieb von Biogasanlagen beispielsweise die Freisetzung klimarelevanter Gase während der Wirtschaftsdüngerlagerung erheblich reduziert werden kann (Kryvoruchko, 2004; Amon et al., 2006). Weiterhin können durch die Biogasnutzung fossile Energieträger und

damit verbundene Emissionen eingespart werden, welche der betrieblichen Umweltbilanz dieser Landwirtschaftsbetriebe gutgeschrieben werden können.

Auf politischer Ebene gewinnen daher regenerative Energieträger insbesondere vor dem Hintergrund der Freisetzung klimarelevanter Gase aber auch aufgrund ständig steigender Energiekosten begrenzt verfügbarer fossiler Energieträger immer mehr an Bedeutung. Aus diesem Grund ist es das erklärte Ziel der Bundesregierung, den Anteil der erneuerbaren Energien am Primärenergieverbrauch von 2,6% im Jahr 2000 für das Jahr 2010 auf 4,2% und für das Jahr 2020 auf 10% zu erhöhen, wobei die Zielstellung für 2010 bereits im Jahr 2005 mit einem Anteil von 4,6% überschritten wurde. Der Anteil der erneuerbaren Energien am Bruttostromverbrauch soll sich hingegen von 6,7% im Jahr 2000 bis 2010 auf 12,5% bzw. 2020 auf 20% erhöhen (2005: 10,2%). In diesem Zusammenhang wurde z. B. im Juli 2004 das bestehende Erneuerbaren-Energien-Gesetz (EEG) novelliert, wodurch der energetischen Nutzung von Biomasse, insbesondere von Biogas, ein sehr großes Wachstumspotenzial zugeschrieben wird (Daniel et al., 2006).

Grundsätzlich wurden die Umweltwirkungen der Biogasnutzung bereits in vielen Studien untersucht (z. B. Edelmann et al., 2001; DBU 2003a; DBU 2003b; MIDAIR, 2004c; Scholwin, 2005), jedoch beziehen sich die Ergebnisse dieser Studien mit Ausnahme von MIDAIR (2004c) ausschließlich auf die Biogasnutzung im Konventionellen Landbau. Über den Einfluss der Biogasnutzung auf die Stoff- und Energieströme von Landwirtschaftsbetrieben und den damit verbundenen Umweltwirkungen liegen jedoch bisher insbesondere für den Ökologischen Landbau keine detaillierten Erkenntnisse vor.

7.1.2 Zielsetzung

Es ist das Ziel des Teilprojektes „ökologische und ökonomische Bilanzierung“ mittels Modellierung zu klären, wie sich die Vergärung betriebseigener sowie unterschiedlicher betriebsfremder Substrate auf die Stoffflüsse und Prozessabläufe (Betriebsmitteleinsatz, Feldarbeitsgänge, Transporte etc.) der Produktionsbereiche Pflanzenbau und Tierproduktion definierter viehloser und viehhaltender Modellbetriebe auswirkt und wie bzw. in welchem Umfang die betriebliche Umweltbilanz ökologischer Landwirtschaftsbetriebe insgesamt durch die Biogasproduktion und -nutzung beeinflusst wird.

Des Weiteren ist hinsichtlich der Novellierung des EEG im Juli 2004 und der damit verbundenen veränderten ökonomischen Ausgangssituation von großem Interesse, welchen Einfluss der Betrieb einer Biogasanlage, vor allem unter Berücksichtigung unterschiedlicher Zusammensetzungen der Substrate, auf die Wirtschaftlichkeit viehloser und viehhaltender ökologischer Landwirtschaftsbetriebe hat. Dabei sind auch die ökologischen und ökonomischen Vor- und Nachteile

einzelner Komponenten der Biogasanlage (z. B. Fermenter, BHKW, Gärrestlagerung) bei der Bilanzierung zu berücksichtigen.

Da ökologische Landwirtschaftsbetriebe meist nur eine geringe landwirtschaftliche Nutzfläche aufweisen, ist weiterhin zu untersuchen inwiefern durch den Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage eine Effizienzsteigerung der Biogasanlage erreicht werden kann und wie sich somit der Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage auf die Wirtschaftlichkeit der beteiligten Betriebe auswirkt.

7.2 Methodik der ökologischen und ökonomischen Analyse

7.2.1 Grundlagen der Ökobilanzierung

Die Analyse der Umweltwirkungen der Biogasnutzung im Ökologischen Landbau wird anhand der Methodik der Ökobilanzierung durchgeführt. Die Grundlagen zur Durchführung einer Ökobilanzierung sollen daher in diesem Kapitel veranschaulicht werden.

Das Ziel einer Ökobilanz ist es, die durch die Bereitstellung von Produkten und Dienstleistungen entstehenden Wirkungen sowohl auf die Umwelt als auch auf die menschliche Gesundheit gesamtökologisch zu bewerten. Die Ökobilanz, welche auch als Lebenszyklusanalyse bezeichnet wird, kann dabei einerseits den Vergleich der ökologischen Vor- und Nachteile mehrerer Produkte untereinander zum Ziel haben, aber auch andererseits die Optimierung der Umweltbelastungen für ein bestimmtes Produkt anstreben.

Im Rahmen einer Ökobilanz wird der gesamte Lebenszyklus des zu untersuchenden Produkts von der Rohstofferschließung und -gewinnung („von der Wiege“) über die Produktion und Nutzung bis zur Entsorgung („bis zum Grab“) analysiert, um die mit dem Produkt verbundenen Umweltbelastungen zu ermitteln. Dies gilt auch für alle auf dem Lebensweg verwendeten Produkte und Dienstleistungen, welche ebenfalls mit in die Gesamtbilanz einbezogen werden. Die Erstellung einer Ökobilanz ist an die internationalen Normen ISO 14040 (1997) bis ISO 14043 (1998) gebunden, in denen die Durchführung einer Lebenszyklusanalyse geregelt ist. Entsprechend dieser Normen besteht eine Ökobilanz aus den folgenden vier Teilschritten:

- der Festlegung der Ziels und Untersuchungsrahmens (ISO 14041, 1997),
- der Sachbilanz (ISO 14041, 1998),
- der Wirkungsabschätzung (ISO 14042, 1999) und
- der Auswertung (ISO 14043, 1998).

In Abbildung 7-1 sind die einzelnen Schritte einer Ökobilanz, welche im Folgenden näher beschrieben werden, grafisch dargestellt.

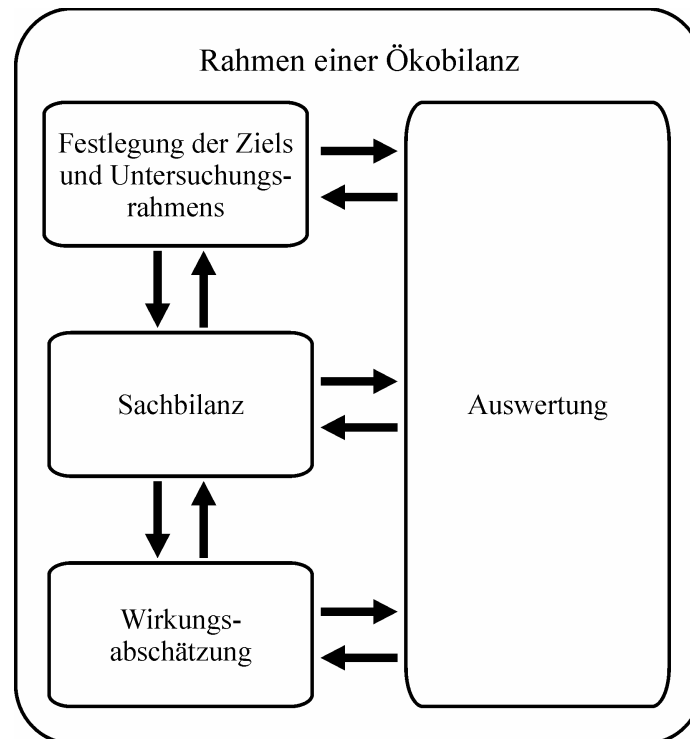


Abbildung 7-1: Aufbau einer Ökobilanz nach ISO 14040 (1997).

7.2.1.1 Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens

Die Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens stellt den ersten Schritt einer Ökobilanz dar, bei dem einerseits das Ziel einer Ökobilanzstudie eindeutig festzulegen ist sowie die Gründe für die Durchführung der Studie darzustellen sind. Andererseits wird in diesem Schritt der Untersuchungsrahmen möglichst detailliert definiert, wobei eine Reihe von Entscheidungen (beispielsweise welches Produkt bzw. welche Dienstleistung werden in welchem Umfang, mit welcher Genauigkeit und welchem Ziel betrachtet) getroffen werden. Hierbei werden insbesondere neben der funktionellen Einheit, welche die zentrale Bezugs- und Vergleichsgröße darstellt, auch die Systemgrenzen, die angewendeten Allokationsverfahren für Kuppelprodukte, die zu betrachteten Umweltbereiche und -effekte (Wirkungskategorien) sowie der zeitliche und räumliche Geltungsbereich definiert. Die dabei während der Festlegung des Untersuchungsrahmens zu berücksichtigenden und zu definierenden Punkte sind in der internationalen Norm zu „den Prinzipien und allgemeinen Anforderungen“ einer Ökobilanz festgelegt. Nach ISO 14040 (1997) müssen demnach die folgenden Punkte berücksichtigt und beschrieben werden:

- die Funktion des Produktsystems, oder im Fall vergleichender Studien der Systeme,
- die funktionelle Einheit,
- das zu untersuchende Produktsystem,
- die Grenzen des Produktsystems,

- die Allokationsverfahren,
- die Wirkungskategorien und die Methodik der Wirkungsabschätzung sowie der anschließenden Auswertung,
- die Anforderungen an die Daten,
- die Annahmen,
- die Einschränkungen,
- die Anforderungen an die Qualität der Daten,
- die Art der kritischen Prüfung (wenn vorgesehen),
- die Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts.

Da es sich bei einer Ökobilanz um einen iterativen Prozess handelt, kann es im Verlauf der Durchführung der Ökobilanz notwendig sein, den bereits festgelegten Untersuchungsrahmen zu modifizieren. Soweit Modifikationen des Untersuchungsrahmens vorgenommen werden, sind diese ausreichend zu dokumentieren.

7.2.1.2 Sachbilanz

In der Sachbilanz werden alle relevanten Stoff- und Energieströme der verschiedenen Prozesse des zu betrachtenden Produktsystems über den gesamten Lebensweg erfasst und quantifiziert. Die mit Hilfe der Sachbilanz erhaltenen kumulierten Rohstoffinputs und Schadstoffoutputs sind dabei auf eine definierte funktionelle Einheit zu beziehen.

Für die Berechnung einer Sachbilanz können verschiedene Verfahren angewendet werden, zum Beispiel:

- die Prozesskettenanalyse,
- die Ökologische Input-Output-Analyse oder
- die Hybrid-Methode.

Die Prozesskettenanalyse stellt hierbei die am meisten angewandte Methode zur Quantifizierung der Sachbilanz dar. Hierbei werden die einzelnen Prozesse auf der Basis von physikalischen Größen (z.B. kg Hilfsstoff oder kWh elektrische Energie) miteinander verknüpft. Anhand der beispielhaft in Abbildung 7-2 dargestellten Prozesskette ist zu erkennen, dass die einzeln betrachteten Prozessstufen wiederum aus einer Verteilungsstruktur an Prozessketten bestehen und dementsprechend der Lebensweg eines Produktes sehr detailliert betrachtet und die daraus resultierende kumulierte Umweltinanspruchnahme sehr genau ermittelt werden kann.

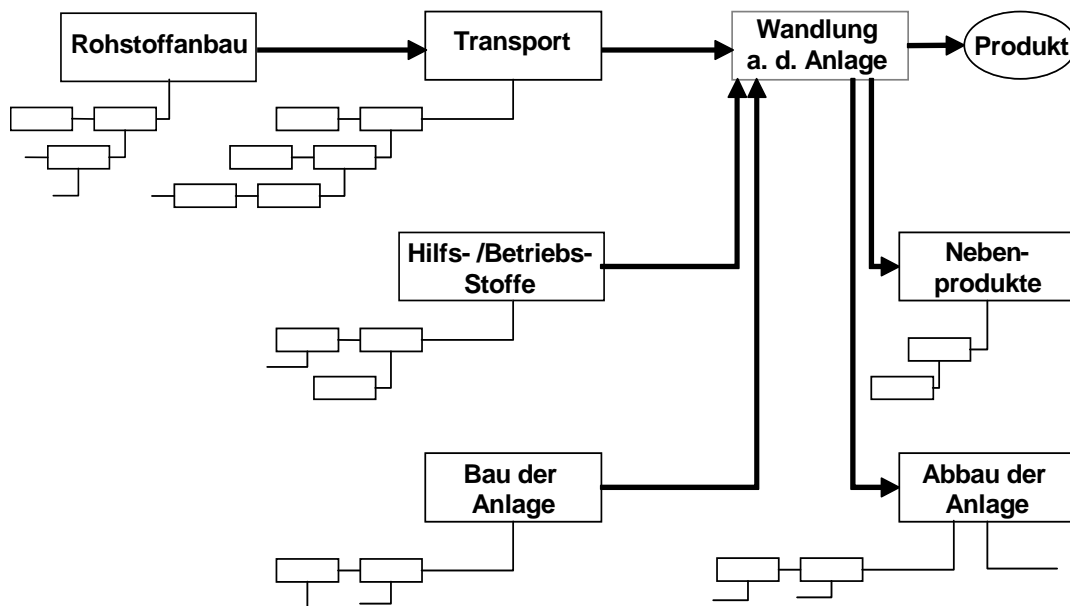


Abbildung 7-2: Schematische Darstellung der Prozesskettenanalyse verändert nach Nill (2004).

Die weniger verwendete ökologische Input-Output-Analyse wird auf der Grundlage von Input-Output-Tabellen durchgeführt, welche im Rahmen einer volkswirtschaftlichen Gesamtbetrachtung erstellt werden und eine monetäre Verflechtung einzelner Sektoren (z. B. Energieproduktion, Maschinenbau oder Landwirtschaft) einer Volkswirtschaft liefern. Anhand der Input-Output-Tabellen und dem entsprechenden Preis eines Produktes findet eine Abschätzung über den Bedarf verschiedener Güter anderer Wirtschaftssektoren statt. Da den unterschiedlichen volkswirtschaftlichen Sektoren entsprechende Umweltbelastungen zugeordnet sind, können somit die Umweltfolgen des produzierten Gutes ermittelt werden.

Die Hybrid-Methode stellt eine Ergänzung der Prozesskettenanalyse durch die Input-Output-Analyse dar, wobei im Anschluss an die Prozesskettenanalyse für alle relevanten Prozesse der Prozesskette zusätzlich eine Kostenbilanz erstellt wird. Somit können für die nicht in der Prozesskette erfassten Vorleistungen die Umweltwirkungen ermittelt werden.

7.2.1.3 Wirkungsabschätzung

Bei der Wirkungsabschätzung erfolgt basierend auf den Ergebnissen der Sachbilanz eine Beurteilung der Größe und Bedeutung potenzieller Umweltfolgen des untersuchten Produktes bzw. Verfahrens über den gesamten Lebensweg. Den Sachbilanzgrößen sind für diese Beurteilung verschiedene Wirkungskategorien zugeordnet, wobei die Sachbilanzgrößen auch mehrfach zugeordnet werden können. Häufig betrachtete Wirkungskategorien sind z. B.:

- Treibhauseffekt,
- Ozonabbau,

- Sommersmog,
- Eutrophierung,
- Versauerung,
- Humantoxizität,
- Ökotoxizität,
- Lärmbelästigung,
- Ressourcenbeanspruchung,
- Naturraumbeanspruchung,
- kumulierter Primärenergieaufwand.

Im Allgemeinen werden im Rahmen der Ökobilanzierung nicht immer alle möglichen Wirkungsbereiche betrachtet. Die Auswahl der betrachteten Bereiche hängt einerseits von den durch die Ökobilanz verfolgten Zielen ab, wodurch eine Beschränkung auf die für das Erreichen des definierten Ziels relevanten Wirkungskategorien erfolgt. Andererseits ist es nur sinnvoll, ausschließlich diejenigen Wirkungskategorien zu betrachten, denen eine ausreichende Datenbasis zugrunde liegt.

Für die ausgewählten Wirkungsbereiche werden anschließend die spezifischen Sachbilanzgrößen innerhalb der Wirkungskategorien zu einem Wirkungsindikator aggregiert. Dies geschieht durch Gewichtung der jeweiligen Sachbilanzgrößen mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren, welche die Umweltwirkung einer Sachbilanzgröße in Relation zu einer Referenzgröße (z. B. t CO₂-Äquivalente beim Treibhauseffekt) angeben.

Im Rahmen dieser ökologischen Bilanzierung werden die Umwelteffekte der Biogasnutzung auf die definierten Landwirtschaftsbetriebe anhand der folgenden Wirkungskategorien beurteilt und diskutiert:

- Treibhauseffekt,
- Verbrauch an fossiler Primärenergie,
- Emissionen mit versauernder Wirkung,
- Emissionen mit eutrophierender Wirkung.

Diese Wirkungskategorien werden im Folgenden vorgestellt sowie deren relevante Bilanzierungsparameter dargestellt.

Treibhauseffekt

Der anthropogene Treibhauseffekt wird als zusätzlich durch den Menschen verursachte Erwärmung der Erdatmosphäre verstanden, bei dem die freigesetzten Treibhausgase die Absorption von

Wärmestrahlung durch die Erdatmosphäre verändern, was zu einer Beeinflussung der atmosphärischen Gleichgewichtstemperatur führt.

Die Gase CO_2 , CH_4 , N_2O sowie das indirekt wirksame NH_3 zählen zu den wichtigsten Treibhausgasen. Darüber hinaus weisen u.a. auch die Gase Perfluormethan (CF_4), Perfluorethan (CF_6) sowie Schwefelhexafluorid (SF_6) ein bedeutendes Treibhausgaspotenzial auf.

In IPCC (1996) sind für verschiedene Stoffe, bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren, die relativen Treibhausgaspotenziale ausgewiesen, welche die Grundlage für die Beurteilung des Treibhausgaspotenzials der Modellbetriebe darstellt. Die im Rahmen dieser Studie verwendeten relativen Treibhausgaspotenziale sind Tabelle 7-1 zusammengefasst. Es ist weiterhin zu erwähnen, dass CO_2 -Emissionen biogenen Ursprungs (z. B. Verbrennung von Biomasse, Atmung der Tiere) bei der Bilanzierung unberücksichtigt bleiben, da Freisetzung dieser CO_2 -Emissionen zuvor die gleiche Menge an CO_2 durch Pflanzenwachstum gebunden wurde und somit in diesem Fall ein geschlossener Kohlenstoffkreislauf unterstellt wird.

Tabelle 7-1: Unterstellte relative Treibhausgaspotenziale klimarelevanter Gase in einem Zeithorizont von 100 Jahren nach IPCC (1996).

<i>Schadstoff</i>	<i>Formel</i>	<i>Treibhausgaspotenzial [kg CO_2-Äqu. kg^{-1}]</i>
Kohlenstoffdioxid	CO_2	1
Ammoniak	NH_3	4,01
Methan	CH_4	21
Distickstoffmonoxid	N_2O	310
Perfluormethan	CF_4	6.500
Perfluorethan	C_2F_6	9.200
Schwefelhexafluorid	SF_6	23.900

Verbrauch an fossiler Primärenergie

Der Verbrauch an fossiler Primärenergie stellt einen Wirkungsindikator dar, welcher ein Maß für die innerhalb einer Prozesskette verbrauchten fossilen Energieträger (z. B. Steinkohle, Braunkohle, Erdgas oder Erdöl) ist. Der fossile Primärenergieverbrauch wird entsprechend nach Nill (2004) hierbei auf Grundlage der Heizwerte dieser Energieträger berechnet. Bei elektrischer Energie aus Kernkraftwerken erfolgt die Bewertung des Verbrauches fossiler Primärenergie auf der Basis eines unterstellten Wirkungsgrades von 33% (AG Energiebilanzen, 1995; Nill, 2004).

Emissionen mit versauernder Wirkung

Sowohl terrestrische als auch aquatische Ökosysteme können durch den Eintrag pH-Wert senkender Schadstoffe nachhaltig geschädigt werden. Um diese versauernde Wirkung unterschiedlicher Schadstoffe zu quantifizieren, wurde von Heijungs (1992) die Berechnung eines Versaue-

lungspotenzials vorgeschlagen (Nill, 2004). Hierbei wurde die versauernde Wirkung unterschiedlicher Schadstoffe ins Verhältnis der versauernden Wirkung von SO_2 gesetzt, welches für das Versauerungspotenzial die Referenzsubstanz darstellt. Die im Rahmen dieser Studie angenommenen Versauerungspotenziale unterschiedlicher Schadgase basieren hierbei auf den Annahmen von Heijungs (1992) und sind in Tabelle 7-2 zusammengefasst.

Tabelle 7-2: Relative Versauerungspotenziale unterschiedlicher Schadgase nach Heijungs (1992).

<i>Schadstoff</i>	<i>Formel</i>	<i>Versauerungspotenzial</i> [kg SO_2 -Äqu. kg^{-1}]
Schwefeldioxid	SO_x als SO_2	1
Stickoxide	NO_x als NO_2	0,7
Ammoniak	NH_3	1,88
Chlorwasserstoff	HCl	0,88
Fluorwasserstoff	HF	1,6
Schwefelwasserstoff	H_2S	1,88

Emissionen mit eutrophierender Wirkung

Durch den zusätzlichen Eintrag von Nährstoffen in den Boden kann das Artengleichgewicht bestehender Ökosysteme nachhaltig gestört werden, was unter Umständen sogar zu einer Minderung der Artenvielfalt führen kann. Das Eutrophierungspotenzial stellt einen Wirkungsindikator dar, durch welchen der Eintrag unterschiedlicher Nährstoffe in Ökosysteme quantifiziert werden kann. Als Wirkungsgröße wird hierbei das Biomassebildungspotenzial von Phosphat herangezogen (Heijungs, 1992; Nill, 2004). In dieser Studie erfolgt die Bewertung des Eutrophierungspotenzials nach Heijungs (1992). Die relativen Eutrophierungspotenziale der berücksichtigten Schadgase sind in Tabelle 7-3 dargestellt.

Tabelle 7-3: Relative Eutrophierungspotenziale unterschiedlicher Schadgase nach Heijungs (1992).

<i>Schadstoff</i>	<i>Formel</i>	<i>Eutrophierungspotenzial</i> [kg PO_4^{3-} -Äqu. kg^{-1}]
Stickoxide	NO_x als NO_2	0,13
Ammoniak	NH_3	0,35

7.2.1.4 Auswertung

Die Auswertung ist der abschließende Schritt einer Ökobilanz, wobei die Ergebnisse der vorausgegangenen Schritte (Sachbilanz, Wirkungsabschätzung) im Bezug auf das festgelegte Ziel der Ökobilanz ausgewertet werden. Hierbei ist u. a. eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen, um zu untersuchen, wie stark sich die Änderungen der Randbedingungen (die der Bilanzierung zugrunde gelegt wurden) auf das Gesamtergebnis der Ökobilanz auswirken. Abschließend werden

Schlussfolgerungen abgeleitet, anhand derer die Ergebnisse zusammengefasst und bewertet werden.

7.2.2 Grundlagen der ökonomischen Analyse

Die Investitionsrechnung dient zur Entscheidungsfindung über die Vorteilhaftigkeit einer angestrebten Investition. Hierbei wird grundsätzlich in zwei Arten der Vorteilhaftigkeitsentscheidung unterschieden (Götze & Bloech, 2002):

- *Absolute Vorteilhaftigkeit*: Es wird eine Entscheidung gegenüber der Unterlassungsalternative anhand eines definierten Bezugswertes (z. B. Gewinn > 0 Eur) durchgeführt.
- *Relative Vorteilhaftigkeit*: Es wird von verschiedenen zur Wahl stehenden Investitionsalternativen diejenige gewählt, die am vorziehungswürdigsten ist.

Zur Beurteilung der Entscheidungsfindung können verschiedene Methoden der Vorteilhaftigkeitsfindung angewendet werden, wobei grundsätzlich in *statische* und *dynamische* Methoden unterschieden wird. Bevor die statischen und dynamischen Verfahren der Investitionsrechnung in den folgenden Kapiteln vorgestellt werden, sollen vorab grundlegende Begriffe der Investitionsrechnung definiert werden:

- *Investition (Anschaffungszahlung)*: Durch den Erwerb eines Objektes und/oder durch unternehmensinterne Aktivitäten zur Bereitstellung bzw. Inbetriebnahme des Objektes entstehende Zahlungen werden als Anschaffungszahlung eines Investitionsobjektes bezeichnet.
- *Nutzungsdauer*: Die Nutzungsdauer stellt die geplante Dauer der Nutzung einer Investition dar.
- *Kalkulationszins*: Der Kalkulationszins gibt den subjektiv geforderten Zinssatz an, zu dem das beschaffte bzw. angelegte Kapital verzinst wird.
- *Laufende Ein- und Auszahlungen*: Zuflüsse von Zahlungsmitteln, z. B. durch den Verkauf mittels eines Investitionsobjektes hergestellte Produkte, werden als Einzahlungen bezeichnet. Auszahlungen stellen dagegen einen Abfluss von Zahlungsmitteln (z. B. Löhne oder Wartung eines Investitionsobjektes) dar.
- *Liquidationserlös (Restwert)*: Ein Investitionsobjekt kann nach Ablauf seiner Nutzungsdauer noch einen geldlichen Wert, den Liquidationserlös bzw. Restwert, besitzen. Der Liquidationserlös kann dabei sowohl positiv als auch negativ sein. Ein negativer Liquidationserlös tritt beispielsweise auf, wenn für den Abbau bzw. die Entsorgung eines Investitionsobjektes Kosten anfallen.

7.2.2.1 Statische Methoden

Statische Methoden der Investitionsrechnung sind grundsätzlich vom Aufwand der Berechnung die einfachsten Verfahren zur Bewertung der Vorteilhaftigkeit von Investitionen. Bei diesen Verfahren der Vorteilhaftigkeitsentscheidung handelt es sich um Näherungsverfahren, bei denen nur eine definierte Periode betrachtet wird und somit nur Durchschnittswerte verwendet werden. Dementsprechend werden keine zeitlichen Unterschiede der Ein- und Auszahlungen berücksichtigt. Es besteht folglich die Gefahr, der Unterbewertung von längerfristigen Investitionsvorhaben. Grundsätzlich nimmt die Genauigkeit der statischen Verfahren ab, wenn:

- die Nutzungsdauer der Investition steigt,
- der Kalkulationszins steigt,
- die laufenden Ein- und Auszahlungen zeitlich stark variieren.

Zu den wichtigsten statischen Verfahren der Investitionsrechnung zählt:

- die Kostenvergleichsrechnung,
- die Gewinnvergleichsrechnung,
- die Rentabilitätsvergleichsrechnung,
- die statische Amortisationsrechnung.

Diese Verfahren werden im Folgenden näher erläutert.

Kostenvergleichsrechnung

Bei der Kostenvergleichsrechnung werden ausschließlich die Kosten verschiedener Investitionsalternativen miteinander verglichen, so dass die Erlöse bei dieser Methode unberücksichtigt bleiben. Es werden bei diesem Verfahren somit für alle Investitionsalternativen identische Erlöse unterstellt. Die Gesamtkosten einer Investition werden wie folgt berechnet:

$$K = K_f + K_v + \frac{I_0 - L_T}{n} + \frac{I_0 + L_T}{2} i \quad (1)$$

mit: K :	Gesamtkosten
K_f :	fixe Kosten
K_v :	variable Kosten
I_0 :	Investitionsauszahlung
L_T :	Liquidationserlös nach Ablauf der Nutzungsdauer
n :	Nutzungsdauer
i :	Kalkulationszins

Die Entscheidung über die Vorteilhaftigkeit einer Investition erfolgt bei dieser Methode grundsätzlich relativ zu anderen Investitionsalternativen; eine absolute Vorteilhaftigkeitsentscheidung

ist bei diesem Verfahren unüblich. Ein Investitionsobjekt ist demnach relativ vorteilhaft, wenn deren Gesamtkosten geringer sind als bei allen anderen zur Wahl stehenden Investitionsalternativen. Die Kostenvergleichsrechnung hat gegenüber anderen Methoden der Investitionsrechnung den Vorteil, dass sie verhältnismäßig einfach durchgeführt werden kann. Es ist jedoch anzumerken, dass bei dieser Methode, wie bei allen statischen Methoden, die zeitliche Entwicklung sowie unterschiedliche Nutzungsdauern nicht berücksichtigt werden. Außerdem kann bei der Anwendung der Kostenvergleichsrechnung die absolute Wirtschaftlichkeit einer Investition nicht ermittelt bzw. über deren Rentabilität keine Aussage getroffen werden.

Gewinnvergleichsrechnung

Die Gewinnvergleichsrechnung ist prinzipiell eine Erweiterung der Kostenvergleichsrechnung. Bei diesem Verfahren werden neben den Kosten zusätzlich die erzielten Erlöse eines Investitionsobjektes zur Bewertung deren Vorteilhaftigkeit herangezogen:

$$G = E_{gesamt} - K_{gesamt} \quad (2)$$

mit: G : Gewinn
 E_{gesamt} : Gesamterlös
 K_{gesamt} : Gesamtkosten

Nach dieser Methode ist eine Investition anzustreben, wenn ihr Gewinn größer ist als bei allen anderen zur Wahl stehenden Alternativen. Eine absolute Vorteilhaftigkeit liegt vor, wenn der zu erwartende Gewinn größer als Null ist. Gegenüber der Kostenvergleichsrechnung eignet sich diese Methode daher insbesondere um eine absolute Vorteilhaftigkeitsentscheidung treffen zu können, oder wenn bei verschiedenen Investitionsalternativen unterschiedliche Produktionskapazitäten bzw. Erlöse vorliegen.

Rentabilitätsvergleichsrechnung

Bei der Rentabilitätsvergleichsrechnung ergibt sich die Zielgröße Rentabilität aus dem Verhältnis einer Gewinngröße zu einer Kapitaleinsatzgröße:

$$\text{Rentabilität} = \frac{\text{durchschnittlicher Gewinn} + \text{durchschnittliche Zinsen}}{\text{durchschnittliche Kapitalbindung}} \quad (3)$$

Bei der Rentabilitätsvergleichsrechnung kann die Vorteilhaftigkeit sowohl absolut (die Rentabilität überschreitet einen definierten Grenzwert) als auch relativ (Investitionsobjekt mit der größten Rentabilität wird gewählt) beurteilt werden.

Statische Amortisationsrechnung

Grundsätzlich stellt die Amortisationszeit einer Investition die Zielgröße der statischen Amortisationsrechnung dar. Die Amortisationszeit ist dabei der Zeitraum, in dem das eingesetzte Kapital aus den durchschnittlichen Rückflüssen oder Einzahlungsüberschüssen des Investitionsobjektes wieder gewonnen wird (Götze & Bloech, 2002). Mittels Division des eingesetzten Kapitals durch die durchschnittlichen Rückflüsse kann die Amortisationszeit ermittelt werden:

$$\text{Amortisationszeit} = \frac{\text{eingesetztes Kapital}}{\text{durchschnittliche Rückflüsse}} \quad (4)$$

Eine Investition ist nach diesem Verfahren absolut vorteilhaft, wenn die bestimmte Amortisationszeit einen definierten Grenzwert unterschreitet. Eine relative Vorteilhaftigkeit liegt für das Investitionsobjekt mit der geringsten Amortisationszeit vor.

7.2.2.2 Dynamische Methoden

Dynamische Methoden der Investitionsrechnung haben gegenüber den statischen Methoden den Vorteil, dass sie bei der Bewertung der Vorteilhaftigkeit eines Investitionsobjektes dessen Zahlungsströme im zeitlichen Verlauf erfassen. Dementsprechend sind die Ergebnisse dynamischer Verfahren insbesondere bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung über lange Zeitperioden hinweg grundsätzlich genauer als von statischen Verfahren. Trotz des höheren Rechenaufwandes werden daher die dynamischen Methoden meist bevorzugt angewendet. Zu den wichtigsten dynamischen Methoden der Investitionsrechnung zählen:

- die Kapitalwertmethode,
- die Annuitätenmethode,
- die interne Zinsfußmethode,
- die dynamische Amortisationsrechnung.

Diese Verfahren werden im weiteren Verlauf dieses Kapitels näher vorgestellt.

Kapitalwertmethode

Der Kapitalwert, welcher auch als Barwert bezeichnet wird, ist die Summe aller mit einer Investition verbundenen Ein- und Auszahlungen. Der Kapitalwert wird meistens auf den Zeitpunkt $t = 0$ bezogen, wodurch alle erfolgten Ein- und Auszahlungen auf diesen Zeitpunkt abgezinst werden:

$$K_0 = -I_0 + \sum_{t=0}^n \left(\frac{1}{(1+i)^t} (e_t - a_t) \right) + \frac{1}{(1+i)^n} L \quad (5)$$

mit: K_0 : Kapitalwert zum Zeitpunkt 0
 I_0 : Investitionsauszahlung

n :	Nutzungsdauer
t :	Periode
i :	Kalkulationszins
e_t :	Einzahlungen der Periode t
a_t :	Auszahlung der Periode t
L :	Liquidationserlös

Eine Investition ist nach diesem Verfahren absolut vorteilhaft, wenn ihr Kapitalwert größer bzw. mindestens gleich Null ist ($K_0 \geq 0$). Eine relative Vorteilhaftigkeit einer Investition liegt dann vor, wenn keine andere zur Wahl stehende Investitionsalternative einen höheren Kapitalwert aufweist.

Annuitätenmethode

Als Annuität werden über mehrere Perioden hinweg verlaufende Zahlungen bezeichnet, deren Höhe über den gesamten Betrachtungszeitraum konstant bleibt. Bei der Annuitätenmethode wird im Gegensatz zur Kapitalwertmethode nicht ein Gesamtzielwert ermittelt, sondern ein Zielwert pro Periode, womit insbesondere Erweiterungs- und Ersatzinvestitionen beurteilt werden. Dazu wird der für ein Investitionsobjekt ermittelte Kapitalwert mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor (KWF_i^n) multipliziert:

$$A = K_0 \cdot KWF_i^n = K_0 \frac{i \cdot (1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (6)$$

mit: A :	Annuität
K_0 :	Kapitalwert zum Zeitpunkt 0
KWF_i^n :	Kapitalwiedergewinnungsfaktor
i :	Kalkulationszins
n :	Nutzungsdauer

Eine absolute Vorteilhaftigkeit einer Investition liegt nach diesem Verfahren vor, wenn die Annuität der Investition nicht kleiner Null ist ($A \geq 0$). Bei mehreren zur Wahl stehenden Investitionsalternativen ist diejenige mit der größten Annuität zu wählen.

Interne Zinsfußmethode

Mit Hilfe der internen Zinsfußmethode kann die Verzinsung von Kapitalströmen ermittelt werden. Bei diesem Verfahren wird der Zinssatz gesucht, bei dem der Kapitalwert (die Summe aller abgezinsten Ein- und Auszahlungen) gleich Null ist. Man kann somit den Zinssatz bestimmen, der die Grenze zwischen absolut vorteilhaft und absolut unvorteilhaft darstellt.

$$KW = -I_0 + \sum_{t=1}^n \left(\frac{1}{(1+r)^t} (e_t - a_t) \right) = 0 \quad (7)$$

mit: KW :	Kapitalwert
I_0 :	Investitionsauszahlung
n :	Nutzungsdauer
t :	Periode
r :	interner Zinsfuß
e_t :	Einzahlungen der Periode t
a_t :	Auszahlung der Periode t

Die Lösung dieser Gleichung ist jedoch mit Schwierigkeiten verbunden, da es sich um eine Gleichung n -ten Grades handelt. Man bedient sich daher im Allgemeinen zur Lösung eines Interpolationsverfahrens, bei dem mit Hilfe von zwei frei wählbaren Versuchszinssätzen (i_1 und i_2) und deren Kapitalwerte (KW_1 und KW_2) der interne Zinsfuß ermittelt wird:

$$r = i_1 - \frac{KW_1}{KW_2 - KW_1} (i_2 - i_1) \quad (8)$$

Um eine hinreichende Genauigkeit zu erhalten, sind einerseits die Zinssätze möglichst nah bei einander zu wählen ($i_2 - i_1 < 0,5$), andererseits sollte KW_1 positiv und KW_2 negativ sein. Nach dieser Methode liegt eine absolute Vorteilhaftigkeit vor, wenn der interne Zinsfuß größer ist als die angenommene Mindestverzinsung ($r > i$). Eine relative Vorteilhaftigkeit liegt für diejenige Investitionsalternative vor, deren interner Zinsfuß den höchsten Wert aufweist.

Dynamische Amortisationsrechnung

Mit Hilfe der dynamischen Amortisationsrechnung kann die Kapitalwiedergewinnungsdauer einer Investition unter Berücksichtigung von Zinseszinsen bestimmt werden. Hierzu wird der Zeitpunkt bestimmt, wann der Kapitalwert einer Investition erstmals einen positiven Betrag erreicht. Dies kann vereinfacht durch Interpolation erreicht werden:

$$t_{AZ} = t^* + \frac{K_{t^*}}{K_{t^*} - K_{t^*+1}} \quad (9)$$

mit: t_{AZ} :	Amortisationszeit
t^* :	Zeitpunkt des letzten negativen Barwertes
K_{t^*} :	letzter negativer Kapitalwert

Wie auch bei der statischen Amortisationsrechnung ist eine Investition nach diesem Verfahren absolut vorteilhaft, wenn die Amortisationszeit einen definierten Grenzwert unterschreitet. Stehen

mehrere Investitionsalternativen zur Wahl, dann ist diejenige mit der niedrigsten Amortisationszeit zu wählen.

7.2.3 Ökologische und ökonomische Bilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe

Die ökologische und ökonomische Bilanzierung der unterschiedlichen Biogasnutzungsvarianten landwirtschaftlicher Betriebe erfolgt anhand einer ganzheitlichen Betrachtung definierter Modellbetriebe. Um die Umweltwirkungen dieser Modellbetriebe unter verschiedenen Ausgangsbedingungen bewerten zu können, wurde das Betriebsmodell „ModelFarm“ entwickelt. „ModelFarm“ stellt ein prozessorientiertes Betriebsmodell dar, mit dem es möglich ist, die verschiedenen Arbeitsprozesse sowie deren Stoff- und Energieströme in einem landwirtschaftlichen Betrieb zu erfassen. Die Erfassung aller betrieblichen Arbeitsprozesse sowie Stoff- und Energieströme stellt die Grundlage für die Durchführung der ökologischen und ökonomischen Analyse definierter Landwirtschaftsbetriebe dar. Zur ökologischen und ökonomischen Bilanzierung werden die einzelnen Betriebszweige der definierten Modellbetriebe zunächst unabhängig voneinander bilanziert. In dem Modell „ModelFarm“ können die folgenden Betriebszweige bilanziert werden:

- Pflanzenproduktion
- Tierproduktion
- Biogasanlage

In Abbildung 7-3 ist der mit „ModelFarm“ bilanzierte Stoff- und Energiekreislauf landwirtschaftlicher Betriebe vereinfacht schematisch dargestellt.

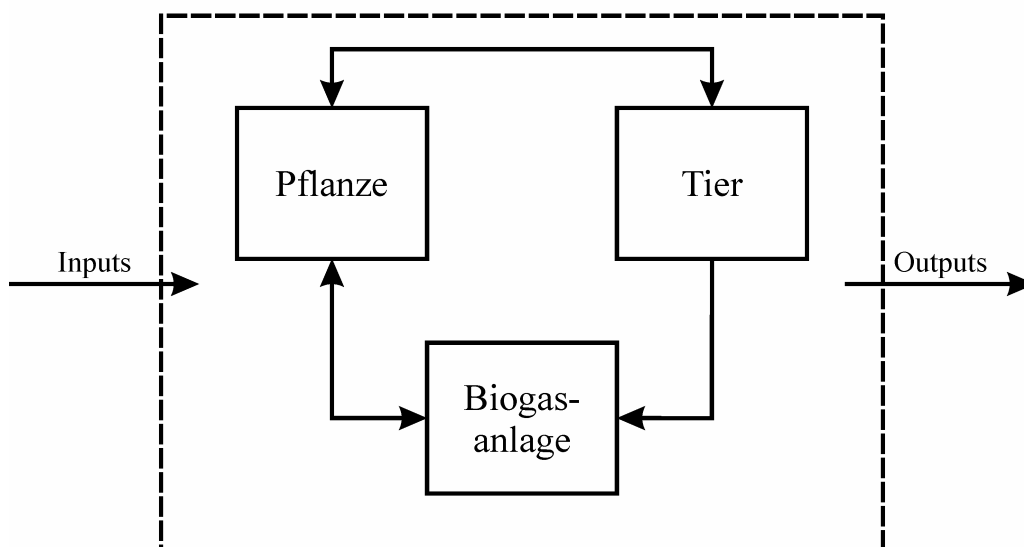


Abbildung 7-3: Vereinfachte Struktur des Modells „ModelFarm“.

Zur Bestimmung der Umwelteffekte, die durch die Bereitstellung der verschiedenen importierten Energieträger und Betriebsmittel verursacht werden, werden die in den betrachteten Betriebszweigen genutzten Energieträger (Et) und Betriebsmittel (Bm) auf den gesamten Betrieb hochgerechnet:

$$Et_{Gesamt} = Et_{Pflanzenprod.} + Et_{Tierprod.} + Et_{Biogasanlage} \quad (10)$$

$$Bm_{Gesamt} = Bm_{Pflanzenprod.} + Bm_{Tierprod.} + Bm_{Biogasanlage} \quad (11)$$

Zur Ermittlung der durch den Betrieb direkt freigesetzten klimarelevanten Emissionen werden ebenfalls die Emissionen der einzelnen Betriebszweige zusammengefasst:

$$Em_{Gesamt} = Em_{Pflanzenprod.} + Em_{Tierprod.} + Em_{Biogasanlage} \quad (12)$$

Für die Durchführung der ökonomischen Bewertung der Biogasnutzung im Ökologischen Landbau wird auf die Annuitätenmethode als dynamische Methode der Investitionsrechnung zurückgegriffen, da mit dynamischen Methoden im Gegensatz zu statischen Methoden der ökonomischen Analyse zeitliche Unterschiede in den Ein- und Auszahlungen (z. B. für Ersatzinvestitionen) berücksichtigt werden können (vgl. Kap. 7.2.2). Das Verfahren der Annuitätenmethode ist von den dynamischen Methoden für die ökonomische Analyse gewählt worden, weil im Vergleich zu anderen dynamischen Methoden mittels dieser Methode die über die Laufzeit der Biogasanlage anfallenden durchschnittlichen jährlichen Einzahlungen sowie Auszahlungen ermittelt werden können.

Für die ökonomische Gesamtbewertung der Modellbetriebe werden daher zunächst für die einzelnen Betriebszweige der Modellbetriebe die durchschnittlichen jährlichen Gewinne (Gewinnannuitäten), wie in den folgenden Unterkapiteln näher erläutert, erfasst. Aus diesen durchschnittlichen jährlichen Gewinnen der betrachteten Betriebszweige wird anschließend die Gewinnannuität des jeweiligen Modellbetriebes berechnet:

$$G_{Gesamt} = G_{Pflanzenprod.} + G_{Tierprod.} + G_{Biogasanlage} \quad (13)$$

In den folgenden Unterkapiteln wird das methodische Vorgehen der ökonomischen sowie ökologischen Analyse der Betriebszweige Pflanzen-, Tier- und Biogasproduktion näher erläutert.

7.2.3.1 Pflanzenproduktion

Der Betriebszweig Pflanzenproduktion landwirtschaftlicher Betriebe kann sehr unterschiedlich strukturiert sein. Es können daher für den Betriebszweig Pflanzenproduktion innerhalb des Betriebsmodells „ModelFarm“ mehrere Rotationen bzw. Fruchtfolgen parallel nebeneinander sowie unabhängig voneinander definiert werden, wobei jede Rotation aus bis zu 20 Fruchtfolgefeldern

bestehen kann. Als Eingangsdaten werden für jedes Fruchtfolgefeld die bewirtschaftete Fläche, die Erträge der Haupt- und Nebenfrüchte sowie der Nährstoffentzug der unterschiedlichen Pflanzen festgelegt. Für jedes Fruchtfolgefeld werden weiterhin die durchzuführenden Arbeitsgänge definiert, wobei für jeden Arbeitsgang neben der Art (z. B. Pflügen, Ernte oder Transport), dem Zeitpunkt bzw. dem Zeitaufwand des Arbeitsganges auch der Verbrauch der verwendeten Energieträger und Betriebsmittel erfasst werden. Des Weiteren werden die direkt freigesetzten Emissionen (z. B. die NH_3 -Freisetzung nach Applikation von Wirtschaftsdüngern) für jedes Fruchtfolgefeld berechnet. Die Berechnungsgrundlagen dazu sind in dem Kapitel 7.3.3 näher erläutert.

Zur Bilanzierung des Betriebszweiges Pflanzenproduktion wird zunächst der Verbrauch der eingesetzten Energieträger sowie Betriebsmittel bestimmt, indem die Verbräuche der einzelnen Arbeitsgänge aufsummiert werden:

$$Et_{\text{Pflanzenprod.}} = \sum_{i=1}^n Et_{\text{Arbeitsgang}_i} \quad (14)$$

$$Bm_{\text{Pflanzenprod.}} = \sum_{i=1}^n Bm_{\text{Arbeitsgang}_i} \quad (15)$$

Zur ökologischen Bilanzierung der Pflanzenproduktion werden die Gesamtemissionen sowohl aus den direkten Feldemissionen und den Emissionen der durchgeführten Arbeitsgänge als auch aus den Emissionen der Bereitstellung der eingesetzten Energieträger und Betriebsmittel ermittelt:

$$Em_{\text{Pflanzenprod.}} = \sum_{i=1}^n Em_{\text{Arbeitsgang}_i} + \sum_{i=1}^m Em_{\text{Feld}_i} + \sum Em_{\text{Bereitstellung Et}} + \sum Em_{\text{Bereitstellung Bm}} \quad (16)$$

Für die ökonomische Bewertung der Pflanzenproduktionen werden zunächst die anfallenden Kosten ermittelt:

$$K_{\text{Pflanzenprod.}} = \sum K_{\text{Lohn}} \sum K_{\text{Maschinen}} + \dots + \sum K_{\text{Et}} + \sum K_{\text{Bm}} \quad (17)$$

Anschließend werden den Kosten die erzielten Erlöse (z. B. durch den Verkauf von Marktfrüchten) gegenüber gestellt und somit der Gewinn des Betriebszweiges Pflanzenproduktion ermittelt:

$$G_{\text{Pflanzenprod.}} = E_{\text{Pflanzenprod.}} - K_{\text{Pflanzenprod.}} \quad (18)$$

7.2.3.2 Tierproduktion

Für die Analyse des Betriebszweiges Tierproduktion können verschiedene Tierarten (z. B. Milchkühe, Kälber, Mastbullen oder Mastschweine) definiert werden. Dabei wird für jede Tierart neben ihrer Anzahl, Größe und Gewicht auch der Futterplan, das Haltungssystem sowie das Ma-

nagement der Exkreme definiert. Anhand dieser Parameter können die direkten Emissionen der Tierproduktion bestimmt werden, wobei sie sich aus verdauungsbedingten Emissionen der Tiere selbst, den Emissionen des Haltungssystems sowie den Emissionen des Exkrementlagers zusammensetzen:

$$\sum Em_{\text{direkt}} = \sum Em_{\text{Tiere}} + \sum Em_{\text{Haltungssystem}} + \sum Em_{\text{Exkrementlagerung}} \quad (19)$$

Die Berechnungsgrundlagen der direkten Emissionen aus der Tierproduktion sind in Kapitel 7.3.4 für alle Modellbetriebe näher erläutert.

Weiterhin wird der Verbrauch an Energieträgern und Betriebsmitteln bestimmt, um einerseits daraus die Emissionen für deren Bereitstellung und andererseits deren Kosten abzuleiten:

$$Et_{\text{Tierprod.}} = \sum_{i=1}^n Et_{\text{Tier}_i} \cdot \text{Anzahl}_{\text{Tier}_i} \quad (20)$$

$$Bm_{\text{Tierprod.}} = \sum_{i=1}^n Bm_{\text{Tier}_i} \cdot \text{Anzahl}_{\text{Tier}_i} \quad (21)$$

Die Bilanzierung der Umwelteffekte der Tierproduktion erfolgt durch Ermittlung der Gesamtemissionen aus den direkten Emissionen sowie den Emissionen für die Bereitstellung der eingesetzten Energieträger und Betriebsmittel:

$$Em_{\text{Tierprod.}} = Em_{\text{direkt}} + \sum Em_{\text{Bereitstellung Et}} + \sum Em_{\text{Bereitstellung Bm}} \quad (22)$$

Die ökonomische Bewertung der Tierproduktion erfolgt analog zur Pflanzenproduktion, indem zunächst die anfallenden Kosten bestimmt werden:

$$K_{\text{Tierprod.}} = \sum_{i=1}^n (K_{\text{Tier}_i} \cdot \text{Anzahl}_{\text{Tier}_i}) + \sum K_{\text{Et}} + \sum K_{\text{Bm}} \quad (23)$$

Diesen Kosten werden anschließend die erzielten Erlöse (z. B. durch den Verkauf von Milch oder Fleisch) gegenüber gestellt und somit der A der Tierproduktion ermittelt:

$$G_{\text{Tierprod.}} = E_{\text{Tierprod.}} - K_{\text{Tierprod.}} \quad (24)$$

7.2.3.3 Biogasproduktion

Für die ökologische und ökonomische Bewertung des Betriebszweiges Biogasanlage sind zunächst die Komponenten der Biogasanlage sowie deren Dimensionierung zu definieren. Für die Berechnung der Größe der Fermenter sowie der Gärrestlager dienen dem Modell dabei in erster Linie die Menge der eingesetzten Substrate, die angestrebte Verweilzeit sowie die festgelegte

maximale Raumbelastung im Fermenter als Berechnungsgrundlage. Der Methanertrag der Biogasanlage ergibt sich aus der Summe der Methanausbeuten der eingesetzten Substrate:

$$\text{Methanertrag} = \sum_{i=0}^n (\text{Methanausbeute}_i \cdot m_i) \quad (25)$$

mit: Methanertrag: Methanertrag der Biogasanlage in $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 \text{a}^{-1}$
 Methanausbeute_i: Methanausbeute der Substrates i in $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 \text{kg}^{-1} \text{Substrat}^{-1}$
 m_i: Menge des eingesetzten Substrates i in $\text{kg Substrat a}^{-1}$

Anhand des Methanertrages wird anschließend durch das Modell die Dimensionierung der Gas-speicherung, Gasreinigung sowie des BHKW zur Biogasverwertung berechnet. Detaillierte In-formationen zu den einzelnen Biogasanlagen der Modellbetriebe sind dem Kap. 7.3.5 zu entneh-men.

Bei der ökologischen Bewertung der Biogasanlage werden neben den direkten Umweltwirkungen (z. B. Methanverluste oder Emissionen des BHKW) und den indirekten Umweltwirkungen der Bereitstellung der Energieträger und Betriebsmittel auch die durch den Bau bzw. Rückbau der Biogasanlage bedingten Umweltwirkungen anteilig, bezogen auf die gesamte Lebensdauer der Biogasanlage, berücksichtigt. Da bei der Bilanzierung nicht die produzierte elektrische Energie sondern die Umweltwirkungen des Modellbetriebes pro Jahr als Bezugsgröße betrachtet werden und durch die produzierte elektrische und thermische Energie fossile Energieträger substituiert werden, erfolgt eine Gutschrift der eingesparten Emissionen durch die Substitution von fossilen Energieträgern (vgl. Kap. 7.3.5). Für die Emissionen des Betriebszweiges Biogasproduktion er-gibt sich somit:

$$Em_{\text{Biogasanlage}} = \sum \text{direkte } Em + \sum Em_{\text{Bereitstellung } Et} + \sum Em_{\text{Bereitstellung } Bm} - \sum Em_{\text{Gutschrift}} \quad (26)$$

Zur ökonomischen Bewertung der Biogasnutzung wird im Wesentlichen auf das Verfahren der Annuitätenmethode zurückgegriffen, da eine Biogasanlage eine Nutzungsdauer von mehren Jah-ren besitzt und somit die Ergebnisse auf den definierten Bezugszeitraum von einem Jahr bezogen werden können (vgl. Kap. 7.2.2.2). Da die einzelnen Komponenten einer Biogasanlage teilweise sehr unterschiedliche Nutzungsdauern aufweisen, wird der jährlich durchschnittlich zu erwarten-de Gewinn des Betriebszweiges Biogasanlage aus den Annuitäten der einzelnen Komponenten sowie stattfindenden Ein- und Auszahlungen errechnet:

$$G_{\text{Biogasanlage}} = \sum_{i=1}^n A_i + A_e - A_a \quad (27)$$

mit: $G_{\text{Biogasanlage}}$: Gesamtannuität

A_i :	Annuität der Komponente i
A_e :	Annuität der Einzahlungen
A_a :	Annuität der Auszahlungen

Bei den Annuitäten der Einzahlungen bzw. Auszahlungen werden darüber hinaus in den Betriebszweigen Pflanzen- sowie Tierproduktion die durch die Biogasnutzung anfallenden Mehrkosten sowie Mehrerlöse mit berücksichtigt.

Als Bewertungskriterium der Wirtschaftlichkeit der Biogasnutzung wird hierbei die ermittelte Gesamtannuität oder auch der Gewinn der Biogasanlage herangezogen. Dabei gilt, dass wenn die Gesamtannuität bei Implementierung der Biogasanlage in den Landwirtschaftsbetrieb größer 0 ist, der Betrieb der Biogasanlage als wirtschaftlich vorteilhaft angesehen wird. Ist dagegen der Gewinn der Biogasanlage kleiner als 0, das heißt es werden Verluste erwirtschaftet, wird die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlage als unvorteilhaft bewertet, wodurch der Betrieb der Biogasanlage nicht empfehlenswert ist.

7.3 Festlegung der Modellbetriebe

7.3.1 Allgemeine Systemannahmen

Für die Durchführung einer ganzheitlichen ökologischen und ökonomischen Analyse von ökologischen Landwirtschaftsbetrieben mit und ohne Biogasproduktion sind grundsätzliche Systemannahmen und -grenzen zu definieren, da sie einen entscheidenden Einfluss auf die Grundstruktur der Bilanz, die Art und Weise der Bilanzierung und damit letztlich auch auf die Gesamtergebnisse haben (Patyk & Reinhardt, 1997). In den folgenden Unterkapiteln werden die definierten Systemannahmen im Einzelnen dargestellt.

Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit stellt die zentrale Bezugs- und Vergleichsgröße dar, auf die alle Ergebnisse bezogen werden. Die Ergebnisse der ökologischen Bilanzierung geben jeweils die Umweltwirkungen des modellierten Landwirtschaftsbetriebes eines Jahres an. Um jedoch auch unterschiedlich große Modellbetriebe miteinander vergleichen zu können, wurde als funktionelle Einheit für die ökologische Bewertung 1 ha LF sowie 1 Jahr festgelegt.

Die ökonomische Bewertung der Biogasnutzung erfolgte anhand der Stormgestehungskosten, welche in ct kWh⁻¹ angegeben wurden.

Räumlicher Bezugsraum

Der räumliche Bezugsraum der definierten Modellbetriebe ist Deutschland. Das bedeutet, dass die Modellbetriebe für diesen Bezugsraum charakteristisch sein müssen. Es ist jedoch anzumerken, dass bei der Definition der Modellbetriebe nicht alle regionalspezifischen Einzelheiten der deutschen Landwirtschaft berücksichtigt werden konnten, sondern im Rahmen dieser Studie getroffene Annahmen meist deutschlandweite Durchschnittswerte darstellen. Bei den verwendeten Eingangsdaten für die Bilanzierung der Modellbetriebe wurde daher darauf geachtet, dass diese weitestgehend den regionalen Verhältnissen Deutschlands entsprechen. Bei der Verwendung von Daten aus internationaler Literatur, wurden diese weitestgehend auf den definierten Bezugsraum übertragen, wobei die dabei getroffenen Annahmen entsprechend dokumentiert wurden.

Zeitlicher Bezugsraum

Als Bezugsjahr für diese Studie wurde das Jahr 2004 definiert, da für dieses Jahr eine Vielzahl notwendiger Eingangsdaten zum Zeitpunkt der Modellentwicklung vorlag. Falls jedoch für das definierte Bezugsjahr 2004 keine Eingangsdaten zur Verfügung standen, wurde auf Daten zurückgegriffen deren zeitlicher Bezug vom definierten Bezugsjahr abwich. In diesem Fall wurden die verwendeten Daten entweder weitestgehend an das Jahr 2004 angepasst oder wenn dies nicht möglich bzw. erforderlich war die Ursprungsdaten unverändert übernommen. Waren konkrete Anpassungen erforderlich, so wurden die hierbei getroffenen Annahmen dargestellt und begründet. Dies gilt auch für verwendete Daten ohne konkreten zeitlichen Bezug.

Systemgrenzen

Bei der Bilanzierung der Modellbetriebe wurden, im Gegensatz zu einer Hof-Tor-Bilanz, alle wesentlichen Prozesse sowie Stoff- und Energieflüsse der Landwirtschaftsbetriebe erfasst, anhand derer die Umweltwirkungen der bilanzierten Modellbetriebe abgeleitet wurden. Als Systemgrenze der Bilanzierung wurden die Betriebsgrenzen der Modellbetriebe definiert. Darüber hinaus galt es jedoch auch relevante Prozesse in die Modellierung mit einzubeziehen (z. B. für die Bereitstellung eingesetzter Energieträger bzw. Betriebsmittel), welche nicht in den innerbetrieblichen Prozessen erfasst wurden. Die Umwelteinflüsse dieser Prozesse wurden durch vordefinierte Vorkettenprozesse erfasst und bei der Bilanzierung der Modellbetriebe berücksichtigt.

7.3.2 Untersuchte Modellbetriebe

Die ökologische und ökonomische Bewertung der landwirtschaftlichen Biogasnutzung ökologisch produzierender Landwirtschaftsbetriebe erfolgte auf der Basis definierter Modellbetriebe, wobei die Effekte der Biogasnutzung sowohl für viehhaltende als auch für viehlose Systeme untersucht wurden. Für die ökologische und ökonomische Analyse wurden dazu unterschiedliche

Referenzbetriebe definiert, von denen unterschiedliche Biogasnutzungsvarianten abgeleitet wurden. In den folgenden Unterkapiteln werden zunächst die definierten allgemeinen Festlegungen der Referenzbetriebe dargestellt, welche auf alle modellierten Modellbetriebe zutreffen. Anschließend werden die Biogasnutzungsvarianten der definierten Referenzbetriebe im Detail vorgestellt.

7.3.2.1 Allgemeine Festlegungen der Modellbetriebe

Für die verschiedenen untersuchten Systeme wurden Rahmenbedingungen definiert, die für alle analysierten Modellbetriebe zutreffen und deren Festlegungen in diesem Kapitel beschrieben werden. Für alle Modellbetriebe wurde eine gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche von 200 ha unterstellt. Diese überdurchschnittliche Betriebsgröße ist gewählt worden, da eine Biogasanlage erst ab einer bestimmten Größe und somit einer ausreichenden Menge an Substraten wirtschaftlich betrieben werden kann.

Weiterhin wurde für alle untersuchten Modellbetriebe definiert, dass diese den Richtlinien der EU-Ökoverordnung (EWG Nr. 2092/91 und EG Nr. 1804/1999) unterliegen. Das heißt, dass bei den Modellbetrieben auf die Verwendung von synthetischen Stickstoffdüngern verzichtet wird. Als Stickstoffquellen der Pflanzenproduktion kommen der Stickstoff aus der biologischen N₂-Bindung aus der Atmosphäre durch den Anbau von Leguminosen als Hauptfrüchte und Zwischenfrüchte, tierische Exkremate sowie die Gärreste der Biogasanlage als Wirtschaftsdünger zur Anwendung. Als Kalium- und Phosphordünger werden neben den Wirtschaftsdüngern auch mineralische Dünger (z. B. Gesteinsmehle) eingesetzt, die entsprechend den Richtlinien der EU-Ökoverordnung zugelassen sind. Auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (beispielsweise Herbizide, Pestizide oder Fungizide) wird weitestgehend verzichtet. Das heißt, dass im Ökologischen Landbau eigentlich nur im Notfall ausschließlich entsprechend zugelassene Pflanzenschutzmittel zum Einsatz kommen.

Für alle viehhaltenden Betriebe wurde ferner unterstellt, dass Jungtiere und Kälber in Tretmistställen aufgestellt werden, während Milchkühe in Liegeboxenlaufställen gehalten werden. Diese Haltungform wird als artgerecht und aufgrund arbeitswirtschaftlicher Vorteile als typisch für die ökologische Milchviehhaltung angesehen, da in Deutschland Flüssigmistssysteme verbreiteter als Festmistssysteme sind (84% der Milchviehbetriebe hatten 1999 Flüssigmistssysteme; Osterburg et al., 2002). Dementsprechend fallen bei allen Modellbetrieben die Exkremente der Tiere vorwiegend als Flüssigmist an, welche gegenüber dem Festmist besser als Substrat für eine Biogasanlage geeignet sind. Der Flüssigmist wird hierbei mit Hilfe von Schiebern regelmäßig aus dem Stall befördert. Die Lagerung des Flüssigmistes erfolgt, wenn keine Biogasnutzung vorgesehen ist, in offenen Flüssigmistlagern.

Darüber hinaus wurde für alle Modellbetriebe unterstellt, dass kein Weidegang stattfindet, sondern den Tieren, entsprechend den Richtlinien der EU-Ökoverordnung, ständig eine betonierte Auslauffläche zur Verfügung steht. Die Annahme wurde getroffen, da durch den im Gegensatz zum Weidegang zusätzlich anfallenden Flüssigmist als Substrat einerseits die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlage gesteigert werden kann und andererseits mehr Pflanzennährstoffe als mobiler Wirtschaftsdünger zur Verfügung stehen und gezielt ausgebracht werden können.

Die jährliche Milchleistung der Kühe wurde für alle Milchviehbetriebe auf 7000 kg Milch a⁻¹ festgelegt. Die Futterpläne der Modellbetriebe wurden entsprechend dem Futterangebot angepasst, wobei ausschließlich Futter Verwendung findet, welches direkt vor Ort in dem jeweiligen Landwirtschaftsbetrieb produziert werden kann. Ein Import von Futtermitteln wurde folglich ausgeschlossen. Die Modellbetriebe haben daher weitestgehend geschlossene Stoffkreisläufe.

Für die Biogasnutzung sind die Rahmenannahmen unter dem Aspekt einer guten Vergleichbarkeit der Modellbetriebe untereinander festgelegt worden, so dass die technische Ausrüstung der betrachteten Biogasanlagen weitestgehend übereinstimmen. Die eingesetzte technische Ausrüstung entspricht hierbei dem aktuellen Stand der Technik.

Als Material für die Fermenter kommt per Definition Stahlbeton zum Einsatz, da dieser als Baustoff für Fermenter weiter verbreitet ist als beispielsweise Stahl oder Edelstahl (FNR, 2005c). Zudem haben verschiedene Studien (Edelmann et al., 2001; DBU, 2003a) gezeigt, dass das Fermentermaterial keinen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis der ökologischen Betrachtung hat. Die unterstellte Verweilzeit der Substrate im Fermenter richtet sich nach der Abbaubarkeit der verwendeten Substrate, wobei unter Berücksichtigung der Lagerung der Gärreste im Nachgärbehälter die folgenden Verweilzeiten unterstellt wurden:

- 30 Tage für Anlagen mit einem hohen Gülleanteil bzw. geringen Kosubstratanteil,
- 35 Tage für Biogasanlagen mit geringem Gülleanteil und hohem Kosubstratanteil,
- 45 Tage für Anlagen mit hohem Kosubstratanteil, bzw. ohne Verwendung von Gülle als Substrat.

Die Wirtschaftsdünger- bzw. Gärrestlager sind ebenfalls aus Stahlbeton gefertigt und weisen eine Lagerkapazität von mindestens 210 Tagen auf. Die Gärrestlager werden sowohl als Nachgärbehälter als auch als Gasspeicher genutzt. Die Nutzung des Biogases aus Nachgärbehältern ist insbesondere aus ökologischen Gesichtspunkten sinnvoll und empfehlenswert, da dadurch Schadgasemissionen während der Lagerung deutlich gesenkt werden können. Die Nutzung von nicht abgedeckten Gärrestlagern wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse bewertet (vgl. Kap. 7.4.4.3).

Die Gewinnung der elektrischen Energie erfolgt bei allen modellierten Biogasanlagen grundsätzlich durch Zündstrahlblockheizkraftwerke, da Zündstrahl-BHKW im kleinen Leistungsbereich einen höheren elektrischen Wirkungsgrad als Gas-Otto-BHKW aufweisen. Weiterhin sind die Anschaffungskosten von Zündstrahl-BHKW im kleinen Leistungsbereich meist niedriger als von vergleichbaren Gas-Otto-BHKW. Darüber hinaus wurde die Gewinnung der elektrischen Energie mit Gas-Otto-BHKW im Zuge der Sensitivitätsanalyse betrachtet (vgl. Kap. 7.4.4.3). Die Vergütung der produzierten elektrischen Energie erfolgt nach dem „Gesetz zur Neureglung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich“ auf der Basis des Jahres 2005.

7.3.2.2 Ökologisch viehhaltende Systeme

Referenzbetriebe

Die Analyse der ökologischen und ökonomischen Effekte verschiedener Biogasnutzungsvarianten ökologischer Milchviehhaltungssysteme erfolgt anhand von drei definierten Referenzbetrieben, auf denen die bilanzierten Biogasvarianten basieren. Bei der Definition dieser Referenzbetriebe stand insbesondere das Ziel im Vordergrund, die Vielfalt der ökologischen Milchviehwirtschaft in einem gewissen Maß abzubilden. Daher wurden drei Referenzsysteme mit unterschiedlichen Grünlandanteilen sowie unterschiedlichen Anteilen des Marktfruchtexportes definiert. Dabei werden einerseits Betriebe betrachtet, die nahezu den gesamten Ertrag der Pflanzenproduktion der Veredlung zuführen und andererseits Betriebe, bei denen ein Teil des Ertrages der Pflanzenproduktion nicht veredelt wird, sondern als Marktfrucht den Betrieb verlässt. Die definierten viehhaltenden Referenzbetriebe können wie folgt charakterisiert werden:

- *Modellbetrieb 1 (MB1)*: Bei diesem Modellbetrieb handelt es sich um einen Milchviehbetrieb mit einem niedrigen Grünlandanteil von 30% der gesamten LNF. Das Ackerland wird mit einer 8-feldrigen Fruchtfolge (vgl. Tabelle 7-4) bewirtschaftet. Weizen und Dinkel sind nicht für die Veredlung vorgesehen, sondern werden als Marktfrüchte verkauft. Aus dem bestehenden Futterangebot ergibt sich bei einer jährlichen Milchleistung von 7000 kg Milch a⁻¹ Kuh⁻¹ eine Viehbesatzdichte von 0,8 GV ha⁻¹.
- *Modellbetrieb 2 (MB2)*: Dieser Milchviehbetrieb besitzt einen hohen Grünlandanteil von 70% der Gesamtfläche. Das Ackerland dient bei diesem Modellbetrieb hauptsächlich der Produktion von Ausgleichs- und Kraftfutter und wird im Rahmen einer vierfeldrigen Fruchtfolge bewirtschaftet. Ein Export von Marktfrüchten findet nur in einem sehr geringen Umfang statt, da die Produkte der Pflanzenproduktion weitestgehend den Tieren

zugeführt werden. Die Viehbesatzdichte dieses Modellbetriebes wurde anhand des zur Verfügung stehenden Futterangebotes auf 1,0 GV ha⁻¹ festgelegt.

- *Modellbetrieb 3 (MB3)*: Bei Modellbetrieb 3 werden 30% der gesamten LNF als Dauergrünland bewirtschaftet. Der Ackerbau dient, wie bei Modellbetrieb 2, weitestgehend der Futtermittelproduktion für die Tierproduktion, wodurch nahezu kein Marktfruchtexport stattfindet. Die Bewirtschaftung des Ackerlandes erfolgt innerhalb einer 11-feldrigen Fruchtfolge. Die Viehbesatzdichte dieses Modellbetriebes beträgt definitionsgemäß 1,1 GV ha⁻¹.

In Tabelle 7-4 sind die wichtigen Eckdaten der definierten viehhaltenden Referenzbetriebe zusammengefasst.

Tabelle 7-4: Wesentliche Charakteristika der viehhaltenden Referenzbetriebe.

		<i>Modellbetrieb 1</i>	<i>Modellbetrieb 2</i>	<i>Modellbetrieb 3</i>
Landwirtschaftliche Nutzfläche	Gesamt	200 ha	200 ha	200 ha
	Grünland	60 ha	140 ha	60 ha
Fruchtfolge	Ackerbau	140 ha	60 ha	140ha
		Kleegras	Kleegras	Kleegras
		Kleegras	Maiskolbensilage	Kleegras
		Winterweizen+ZF ¹⁾	Winterweizen+ZF ¹⁾	Silomais
		Silomais	Sommerweizen+US ³⁾	Winterweizen+ZF ²⁾
		Triticale+ZF ²⁾		Erbsen+ZF ¹⁾
		Erbsen+ZF ¹⁾		Sommerweizen+US ³⁾
		Dinkel+ZF ¹⁾		Kleegras
		Sommerweizen+US ³⁾		Silomais
				Winterweizen+ZF ²⁾
				Erbsen+ZF ¹⁾
			Sommerweizen+US ³⁾	
Marktfruchtexport		Ja	Nein	Nein
Haltungsform			Liegeboxenlaufstall	
Viehbesatzdichte		0,8 GV ha ⁻¹	1,0 GV ha ⁻¹	1,1 GV ha ⁻¹
Viehbesatz	Milchkühe	95,8 (124,5 GV)	119,8 (155,7 GV)	131,7 (171,3 GV)
	Färßen	9,6 (9,6 GV)	12,0 (12,0 GV)	13,2 (13,2 GV)
	Jungtiere (1-2 Jahre)	25,9 (18,1 GV)	32,3 (22,6 GV)	35,6 (24,9 GV)
	Jungtiere (< 1 Jahr)	25,9 (7,8 GV)	32,3 (9,7 GV)	35,6 (10,7 GV)
Milchertrag	je Milchkuh	7000 kg a ⁻¹	7000 kg a ⁻¹	7000 kg a ⁻¹

¹⁾ Erbse / Ölrettich ²⁾ Sommerwicke / Ölrettich ³⁾ Kleegrasuntersaat

Vergärung betriebseigener Substrate

Für die drei definierten viehhaltenden Referenzbetriebe wurden verschiedene Biogasnutzungsvarianten für die Nutzung betriebseigener Substrate definiert. Hierbei wurden für alle Referenzbetriebe die folgenden Biogasvarianten definiert:

- BG: Vergärung des anfallenden Flüssig- und Festmistes,
- BG+BE: Vergärung des Flüssig- und Festmistes zusammen mit den anfallenden betriebseigenen Kosubstraten (z. B. Erntereste und Zwischenfrüchte).

Die in den Biogasanlagen eingesetzten Substratmengen sind in Tabelle 7-5 zusammengefasst. Die durchschnittliche Verweilzeit der Substrate im Fermenter beträgt bei diesen Biogasvarianten 30 Tage.

Tabelle 7-5: Eingesetzte Substratmengen der Modellbetriebe 1, 2 und 3 in den Biogasnutzungsvarianten BG und BG+BE in t FM a⁻¹.

	<i>MB1</i>		<i>MB2</i>		<i>MB3</i>	
	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>
Rindergülle / -mist	2.400	2.400	3.000	3.000	3.300	3.300
Zwischenfrüchte		540		120		370
Stroh		290		80		270

Vergärung betriebsfremder Substrate

Abgesehen von der Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten wurde ebenfalls die Vergärung der betriebseigenen Substrate zusammen mit verschiedenen importierten konventionell angebauten Kosubstraten bilanziert. Mit diesen Kosubstraten werden in den Landwirtschaftsbetrieb auch Pflanzennährstoffe, insbesondere Stickstoff, importiert. Hierbei wurde die importierte Stickstoffmenge auf der Grundlage der Richtlinien der Anbauverbände auf 40 kg N ha⁻¹ begrenzt. Da die maximal importierbare Stickstoffmenge ausgenutzt werden soll, ergibt sich die Menge der eingesetzten Kosubstrate aus diesen maximalen Stickstoffimporten. Es werden für alle Referenzbetriebe die folgenden Biogasvarianten der Vergärung betriebsfremder Substrate betrachtet:

- BG+KA: Vergärung von zusätzlich 2.285 t FM Kartoffeln a⁻¹,
- BG+MS: Vergärung von zusätzlich 2.080 t FM Maissilage a⁻¹,
- BG+GS: Vergärung von zusätzlich 1.670 t FM Grassilage a⁻¹,
- BG+RS: Vergärung von zusätzlich 1.470 t FM Roggenganzpflanzensilage a⁻¹,
- BG+RK: Vergärung von zusätzlich 540 t FM Roggenkörner a⁻¹.

Für die Vergärung der betriebsfremden zusammen mit den betriebseigenen Substraten wird eine Verweilzeit der Substrate im Fermenter von 35 Tagen definiert.

7.3.2.3 Ökologisch viehlose Systeme

Referenzbetrieb

Bei viehlosen Betrieben werden keine Variationen des Grünlandanteils bzw. des Anteils des Marktfurchtexportes betrachtet, da viehlose Betriebe im Allgemeinen keine Grünlandflächen bewirtschaften bzw. keine Veredlung stattfindet. Dementsprechend wird nur ein viehloser ökologischer Landwirtschaftsbetrieb als Referenzbetrieb definiert:

- *Modellbetrieb 4 (MB4)*: Modellbetrieb 4 ist ein Marktfruchtbetrieb ohne Tierhaltung. Die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche wird als Ackerbau innerhalb einer 6-feldrigen Fruchtfolge bewirtschaftet (vgl. Tabelle 7-6).

Tabelle 7-6: Wesentliche Charakteristika des viehlosen Referenzbetriebes.

		<i>Modellbetrieb 4</i>
Landwirtschaftliche Nutzfläche	Gesamt	200 ha
	Grünland	0 ha
	Ackerbau	200 ha
Fruchtfolge		Kleegras
		Kartoffel
		Winterweizen+ZF ¹⁾
		Erbsen+ZF ²⁾
Marktfruchtexport		Winterweizen+ZF ²⁾
		Sommerweizen+US ³⁾
		Ja

¹⁾ Sommerwicke / Ölrettich ²⁾ Erbse / Ölrettich ³⁾ Kleegrasuntersaat

Vergärung betriebseigener Substrate

Da für den viehlosen Referenzbetrieb die Vergärung von betriebseigenen Flüssig- und Festmist nicht möglich ist, wurde somit die Variante BG für den viehlosen Referenzbetrieb nicht betrachtet, sondern ausschließlich die Vergärung der betriebseigenen Kuppelprodukte (BG+BE). Bei dieser Variante werden 1.450 t FM a⁻¹ Zwischenfrüchte (einschl. 690 t FM a⁻¹ Kleegras) sowie 450 t FM a⁻¹ Stroh vergoren. Die durchschnittliche Verweilzeit der Substrate im Fermenter beträgt bei diesen Biogasvarianten 45 Tage.

Vergärung betriebsfremder Substrate

Analog zu den viehhaltenden Referenzbetrieben wurde auch beim viehlosen Referenzbetrieb die Vergärung verschiedener importierter konventionell angebaute Kosubstrate untersucht. Es wurden hier die folgenden bereits von den viehhaltenden Systemen bekannten Varianten betrachtet:

- BG+KA: Vergärung von zusätzlich 2.285 t FM Kartoffeln a⁻¹,
- BG+MS: Vergärung von zusätzlich 2.080 t FM Maissilage a⁻¹,
- BG+GS: Vergärung von zusätzlich 1.670 t FM Grassilage a⁻¹,
- BG+RS: Vergärung von zusätzlich 1.470 t FM Roggenganzpflanzensilage a⁻¹,
- BG+RK: Vergärung von zusätzlich 540 t FM Roggenkörner a⁻¹.

Im Unterschied zu den viehhaltenden Varianten wird bei der Vergärung der importierten Kosubstrate zusammen mit den betriebseigenen Kuppelprodukten eine Verweilzeit von 45 Tagen

unterstellt, da hierbei ausschließlich festes Material ohne Beimischung von Flüssigmist vergoren wird.

7.3.3 Pflanzenproduktion

7.3.3.1 Erträge der Modellbetriebe

Aufgrund der unterschiedlichen Strukturen sind bei den Modellbetrieben auch unterschiedliche Flächenerträge der Feldfrüchte zu erwarten. Dies trifft insbesondere auf die betrachteten Biogasvarianten zu. Die Erträge der Modellbetriebe MB1 – MB4 wurden nach Möller (2005), wie in Tabelle 7-7, Tabelle 7-8, Tabelle 7-9 und Tabelle 7-10 zu sehen ist, unterstellt.

Ausgehend von diesen Erträgen wurde darüber hinaus angenommen, dass z. B. durch Lagerung oder Transporte weitere Verluste auftreten. Dementsprechend wurde im Rahmen der Modellierung ausgehend von den unterstellten Erträgen für Silagen ein Verlust von 20% sowie für Getreide und Stroh ein Verlust von 5% berücksichtigt.

Tabelle 7-7: Erträge des Modellbetriebes MB1.

	Erträge [t TM ha ⁻¹]			
	RB	BG	BG+BE	BG+BF ¹⁾
Grünland	5,0	5,4	5,4	5,8
Kleegrass 1	8,0	8,0	8,0	8,0
Kleegrass 2	7,0	7,0	7,0	7,0
Winterweizen / Stroh / ZF	3,5 / 3,5 / 2,0	3,5 / 3,5 / 2,0	3,8 / 3,8 / 2,0	4,0 / 4,0 / 2,0
Silomais	10,5	10,9	11,2	11,2
Triticale / Stroh / ZF	3,2 / 3,2 / 2,0	3,2 / 3,2 / 2,0	3,5 / 3,5 / 2,0	3,6 / 3,6 / 2,0
Erbsen / Stroh / ZF	3,0 / 2,0 / 1,7	3,0 / 2,0 / 1,7	3,0 / 2,0 / 1,7	3,0 / 2,0 / 1,7
Dinkel / Stroh / ZF	3,2 / 3,2 / 2,0	3,2 / 3,2 / 2,0	3,2 / 3,2 / 2,0	3,2 / 3,2 / 2,0
Sommerweizen / Stroh / US	3,2 / 3,2 / 1,0	3,2 / 3,2 / 1,0	3,7 / 3,7 / 1,0	3,8 / 3,8 / 1,0

¹⁾ BE+BF beinhaltet die Varianten BG+KA, BG+MS, BG+RS, BG+GS und BG+RK.

Tabelle 7-8: Erträge des Modellbetriebes MB2.

	Erträge [t TM ha ⁻¹]			
	RB	BG	BG+BE	BG+BF ¹⁾
Grünland	5,0	5,4	5,4	5,8
Kleegrass 1	8,0	8,0	8,0	8,0
Lieschkolbensilage	5,0	5,2	5,2	5,4
Winterweizen / Stroh / ZF	3,5 / 3,5 / 2,0	3,5 / 3,5 / 2,0	3,8 / 3,8 / 2,0	4,0 / 4,0 / 2,0
Sommerweizen / Stroh / US	3,2 / 3,2 / 1,0	3,2 / 3,2 / 1,0	3,2 / 3,2 / 1,0	3,2 / 3,2 / 1,0

¹⁾ BE+BF beinhaltet die Varianten BG+KA, BG+MS, BG+RS, BG+GS und BG+RK.

Tabelle 7-9: Erträge des Modellbetriebes MB3.

	<i>Erträge [t TM ha⁻¹]</i>			
	<i>RB</i>	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+BF¹⁾</i>
Grünland	5,0	5,4	5,4	5,8
Kleegras 1	8,0	8,0	8,0	8,0
Kleegras 2	7,0	7,0	7,0	7,0
Silomais	10,5	10,9	11,2	11,2
Winterweizen / Stroh / ZF	4,0 / 4,0 / 2,0	4,0 / 4,0 / 2,0	4,3 / 4,3 / 2,0	4,5 / 4,5 / 2,0
Erbsen / Stroh / ZF	3,0 / 2,0 / 1,7	3,0 / 2,0 / 1,7	3,0 / 2,0 / 1,7	3,0 / 2,0 / 1,7
Sommerweizen / Stroh / US	3,2 / 3,2 / 1,0	3,2 / 3,2 / 1,0	3,7 / 3,7 / 1,0	3,8 / 3,8 / 1,0

¹⁾ BE+BF beinhaltet die Varianten BG+KA, BG+MS, BG+RS, BG+GS und BG+RK.

Tabelle 7-10: Erträge des Modellbetriebes MB4.

	<i>Erträge [t TM ha⁻¹]</i>		
	<i>RB</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+BF¹⁾</i>
Kleegras 1	8,0	8,0	8,0
Kartoffeln	5,0	5,0	5,0
Winterweizen 3 / Stroh / ZF	4,0 / 4,0 / 2,0	4,3 / 4,3 / 2,0	4,5 / 4,5 / 2,0
Erbsen / Stroh / ZF	3,0 / 3,0 / 1,7	3,0 / 3,0 / 1,7	3,0 / 3,0 / 1,7
Winterweizen 5 / Stroh / ZF	3,5 / 3,5 / 2,0	3,8 / 3,8 / 2,0	4,0 / 4,0 / 2,0
Sommerweizen / Stroh / US	3,2 / 3,2 / 1,0	3,7 / 3,7 / 1,0	3,8 / 3,8 / 1,0

¹⁾ BE+BF beinhaltet die Varianten BG+KA, BG+MS, BG+RS, BG+GS und BG+RK.

7.3.3.2 Feldarbeitsgänge

Beim Anbau der verschiedenen Feldfrüchte der definierten Modellbetriebe sind eine Vielzahl von Feldarbeitsgängen, wie z. B. Pflügen, Saat oder Ernte, durchzuführen. Diese Feldarbeitsgänge wurden im Wesentlichen nach KTBL (2002 und 2004) zusammengestellt, wobei eine durchschnittliche Schlaggröße von 5 ha unterstellt wurde. Die relevanten Feldarbeitsgänge der jeweiligen Feldfrüchte sowie Zwischenfrüchte sind in Tabelle 7-11 zusammengefasst.

Tabelle 7-11: Feldarbeitsgänge der einzelnen Feldfrüchte und Zwischenfrüchte.

	Winterweizen	Sommerweizen	Triticale	Dinkel	Silomais	Kartoffeln	Erbsen	Kleegras 1	Kleegras 2	Grünland	ZF Erbse/Ölrettich	ZF Wicke/Ölrettich
Pflügen	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-
Grubbern	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Mulchen	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1 ¹⁾	1 ¹⁾
Saat (Getreide)	1	1	1	1	-	-	1	-	-	-	1 ¹⁾	1 ¹⁾
Saat (Grassamen)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Einzelkornsaat (Mais)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Kartoffeln legen	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Gülle ausbringen	1	1	1	1	2	1	-	-	-	2	-	-
Festmist ausbringen	-	1 ¹⁾	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Striegeln	3	2	2	2	1	-	1	-	-	-	-	-
Hacken	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-
Mähdrusch	1	1	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-
Kartoffeln roden	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Abschleppen	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-
Mähen	-	-	-	-	-	-	-	4	3	4	1 ²⁾	1 ²⁾
Zetten	-	-	-	-	-	-	-	4	3	4	1 ²⁾	1 ²⁾
Schwaden	-	-	-	-	-	-	-	4	3	4	1 ²⁾	1 ²⁾
Stroh bergen	1	1	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-
Transport	2	2	2	2	1	1	2	4	3	4	1 ²⁾	1 ²⁾

¹⁾ Diese Feldarbeitsgänge werden nur bei der Variante RB und BG durchgeführt.

²⁾ Diese Feldarbeitsgänge werden nicht bei der Variante RB und BG durchgeführt.

7.3.3.3 Betriebsmitteleinsatz und -verbrauch

Dieserverbrauch

Im Rahmen der definierten Feldarbeiten und Transporte werden in dem Bereich Pflanzenproduktion fossile Energieträger in Form von Dieselkraftstoff verbraucht. Der Dieserverbrauch der einzelnen Feldarbeitsgänge wurde anhand der Datenbank von KTBL (2002) sowie KTBL (2004) ermittelt. Der innerhalb dieser Studie angenommene Verbrauch an Dieselkraftstoff bei der Durchführung der definierten Feldarbeitsgänge und Transporte ist in Tabelle 7-12 zusammengefasst.

Tabelle 7-12: Maschineneinsatz und Dieserverbrauch der verschiedenen Arbeitsgänge nach KTBL (2004).

<i>Arbeitsgang</i>	<i>Maschine</i>	Arbeitsbreite [m]	Dieserverbrauch [kg Diesel ha ⁻¹]
Pflügen	Anbaudrehpflug 4 Schare	1,4	26,0
Grubbern	Grubber	3	10,8
Mulchen	Scheibenegge / Schlegelmulcher	3	8,4 / 9,6
Eggen	Saatbettkombination	5	5,6
Ausbringen v. Flüssigmist	Pumptankwagen 10 m ³ mit Schleppschlauch	12	3 – 16 ¹⁾
Ausbringen v. Festmist	Mist	6	2,5 – 13 ²⁾
Saat (Getreide)	Kreiselegge mit Drillmaschine	3	13,4
Einzelkornsaat (Mais)	Einzelkornsämaschine vierreihig	3	2,8
Striegeln	Striegel	12	2,8
Hacken	Hackmaschine vierreihig	3	4,6
Ernte (Getreide)	Mähdrescher	6	16,1
Ernte (Silomais)	Maishäcksler / Selbstfahrer sechsreihig	4,5	22,5
Ernte (Kartoffeln)	Sammelroder einreihig		48,6
Ernte (Kleegrass-/Grassilage)	Rotationsmäherwerk mit Mähgutaufbereitung	2,8	0,7

¹⁾ Der Dieserverbrauch hängt von der applizierten Flüssigmistmenge ab.

²⁾ Der Dieserverbrauch hängt von der applizierten Festmistmenge ab.

Die mit der Bereitstellung des Dieserkraftstoffes (d. h. Produktions- und Transportprozesse) zusammenhängenden Umweltwirkungen wurden bereits in vielen Studien (z. B. Patyk & Reinhardt, 1997; Borken et al. 1999; FAL, 2000; ECOINVENT, 2004) diskutiert. Im Rahmen dieser Studie wurde auf die Ergebnisse von ECOINVENT (2004) zurückgegriffen. Eine Zusammenfassung der unterstellten Umweltwirkungen der Dieserkraftstoffbereitstellung ist in Tabelle 7-13 dargestellt.

Tabelle 7-13: Unterstellter Primärenergieeinsatz und CO₂-, CH₄-, N₂O- und NH₃-Emissionen der Bereitstellung von Dieserkraftstoff nach ECOINVENT (2004).

<i>Primärenergieeinsatz</i> [MJ kg ⁻¹ Diesel]	<i>Emissionen</i> [g kg ⁻¹ Diesel]			
	<i>CO₂</i>	<i>CH₄</i>	<i>N₂O</i>	<i>NH₃</i>
50,4	441	1,6	0,01	0,01

Abgesehen von den Umweltwirkungen während der Bereitstellung von Dieserkraftstoff ist dessen energetische Nutzung in Landwirtschaftsmaschinen mit verschiedenen direkten Emissionen verbunden. Die Freisetzung von CO₂ und SO₂ kann nach Kaltschmitt & Reinhardt (1997) hierbei verhältnismäßig einfach anhand des Kohlenstoff- bzw. Schwefelgehaltes des Diesels abgeleitet werden. Die Quantifizierung weiterer Schadgasemissionen (beispielsweise NO_x, CO oder flüchtiger Kohlenwasserstoffe) ist jedoch schwieriger, da die Höhe der Freisetzung dieser Schadgase weniger von der Kraftstoffzusammensetzung abhängt, sondern insbesondere von der Leistung des Motors und dessen Lastzustand bestimmt werden (Kaltschmitt & Reinhardt, 1997; Patyk & Reinhardt, 1997; ECOINVENT, 2004). Die Freisetzung von Schadgasen aufgrund der energetischen

Nutzung von Diesel in Landwirtschaftsmaschinen wurde hierbei anhand der Datenbasis von E-COINVENT (2004) abgeschätzt. Dementsprechend wurde unterstellt, dass bei dem Verbrauch von einem Kilogramm Dieselkraftstoff durchschnittlich die in Tabelle 7-14 aufgeführten Schadgasmengen freigesetzt werden.

Tabelle 7-14: Emissionen bei der energetischen Nutzung von Diesel in Landwirtschaftsmaschinen nach E-COINVENT (2004).

<i>Emissionen [g kg⁻¹ Diesel]</i>					
<i>CO₂</i>	<i>CO</i>	<i>CH₄</i>	<i>N₂O</i>	<i>NO_x</i>	<i>SO₂</i>
3.120	6,4	0,13	0,12	42,6	1,01

Mineraldüngereinsatz

Bei allen definierten Modellbetrieben finden gemäß den getroffenen Festlegungen mineralische Stickstoffdünger keine Anwendung. Die Stickstoffversorgung der Pflanzen erfolgt ausschließlich einerseits über den applizierten Wirtschaftsdünger bzw. der Gärreste und andererseits durch die Bindung von Luftstickstoff durch Leguminosen. Mineralische Phosphor- und Kaliumdünger dürfen jedoch zum Ausgleich der P- und K-Verluste aufgrund des Exportes von beispielsweise Marktfrüchten, Milch oder Fleisch als Mineraldünger z. B. in Form von Gesteinsmehlen verwendet werden. Die bei den definierten Modellbetrieben eingesetzten Mengen an P- und K-Düngern sind in Tabelle 7-15 und Tabelle 7-16 zusammengefasst. Darüber hinaus wird unterstellt, dass bei jedem Modellbetrieb und dessen Biogasvarianten zur Verbesserung der Bodenqualität 200 kg Kalk ha⁻¹ a⁻¹ ausgebracht werden.

Tabelle 7-15: Eingesetzte Menge an Phosphordünger der Modellbetriebe.

	<i>Phosphordüngereinsatz [kg P₂O₅ ha⁻¹]</i>							
	<i>RB</i>	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
MB1	27	28	29	14	8	–	12	11
MB2	25	25	27	12	6	–	10	9
MB3	24	24	26	13	7	–	11	10
MB4	26		31	17	11	3	15	14

Tabelle 7-16: Eingesetzte Menge an Kaliumdünger der Modellbetriebe.

	<i>Kaliumdüngereinsatz [kg K₂O ha⁻¹]</i>							
	<i>RB</i>	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
MB1	83	87	87	21	9	–	21	71
MB2	90	90	98	30	18	–	30	80
MB3	78	78	84	23	11	–	23	73
MB4	39		55	–	–	–	–	50

Die aus der Bereitstellung der Mineraldünger resultierenden Umweltwirkungen wurden auf der Basis der Ergebnisse von ECOINVENT (2004) ermittelt. Der hierfür unterstellte spezifische Primärenergieverbrauch sowie die CO₂-, CH₄-, N₂O- und NH₃-Emissionen der Bereitstellung des eingesetzten Mineraldüngers sind in Tabelle 7-17 zusammengefasst.

Tabelle 7-17: Primärenergieaufwand und CO₂-, CH₄-, N₂O- und NH₃-Emissionen der Bereitstellung von P- und K-Düngemitteln sowie Kalk nach ECOINVENT (2004)

Dünger	Bezug	Primär- energieeinsatz [MJ]	Emissionen [g]			
			CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NH ₃
Phosphat	1 kg P ₂ O ₅	20,7	1.279	1,2	0,04	0,04
Kalium	1 kg K ₂ O	7,7	417	0,9	0,04	0,02
Kalk	1 kg CaO	0,7	40,9	0,5	0,001	0,001

Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel kommen in der ökologischen Landwirtschaft nur in sehr geringem Umfang und unter strengen Regeln zum Einsatz. Für die definierten Modellbetriebe wird unterstellt, dass ausschließlich bei dem Anbau von Kartoffeln das biologische Pflanzenschutzmittel Novodor, welches im Ökologischen Landbau zugelassen ist, zum Einsatz kommt. Hierbei wird angenommen, dass durchschnittlich 250 g Wirkstoff ha⁻¹ angewendet werden. Die Umweltwirkungen der Bereitstellung dieses Pflanzenschutzmittels wurden auf der Basis der Ergebnisse von ECOINVENT (2004) abgeschätzt, da es in der Literatur für die Bereitstellung dieses Wirkstoffs keine detaillierten Angaben über die Umweltwirkungen gibt. Die hierbei unterstellte Primärenergieaufwand sowie die CO₂-, CH₄-, N₂O- und NH₃-Emissionen sind in Tabelle 7-18 zusammengefasst.

Tabelle 7-18: Primärenergieverbrauch und ausgewählte Klimagasemissionen für die Bereitstellung von Pflanzenschutzmitteln (ECOINVENT, 2004).

	Primärenergie- verbrauch [MJ kg ⁻¹]	Emissionen [mg kg ⁻¹]			
		CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NH ₃
PSM	1,184	10.350	37,5	46,4	98,0

Saat- und Pflanzgut

Die Umweltwirkungen für die Bereitstellung von Saat- und Pflanzgut wurden wie schon für die Energieträger bzw. PSM anhand der Datenbank von ECOINVENT (2004) berechnet. Für die Saatgutbereitstellung von Triticale und Dinkel standen jedoch keine Daten zur Verfügung, wes-

halb für Triticale die Umweltwirkungen der Saatgutbereitstellung von Roggen und für Dinkel die Umweltwirkungen der Weizensaatgutbereitstellung unterstellt wurden, da deren Produktionsprozesse weitgehend übereinstimmen. Der Saatgutbedarf der jeweiligen Feldfrüchte wurde nach KTBL (2002) bzw. Mittelfränkische Landwirtschaftsverwaltung (2004) ermittelt. In Tabelle 7-19 sind der Verbrauch an Saatgut für das bei der Modellierung betrachtete Saat- und Pflanzgut sowie für deren Bereitstellung der spezifische Primärenergieverbrauch und die Emissionen der klimarelevanten Gase CO_2 , CH_4 , N_2O und NH_3 zusammengefasst.

Tabelle 7-19: Aufwand an Saat- und Pflanzgut sowie unterstellter Primärenergieverbrauch und ausgewählte Emissionen für deren Bereitstellung (ECOINVENT, 2004).

Saat- / Pflanzgut	Primärenergie- verbrauch [MJ kg ⁻¹]	Emissionen [g kg ⁻¹]				Verbrauch [kg ha ⁻¹]
		CO_2	CH_4	N_2O	NH_3	
Kleegras	18,14	1.078	1,31	5,71	0,03	30
Kartoffeln	1,01	58	0,08	0,36	1,46	2.700
Mais	9,58	520	0,59	2,80	2,04	30
Weizen	2,64	161	0,19	0,80	7,45	180
Triticale ¹⁾	2,50	152	0,18	0,52	5,12	160
Dinkel ²⁾	2,64	161	0,19	0,80	7,45	190
Erbsen	6,04	361	0,37	3,35	5,84	210

¹⁾ Werte entsprechend Roggen-Saatgut ²⁾ Werte entsprechend Weizen-Saatgut

7.3.3.4 Emissionen aus dem Boden und nach Applikation von Wirtschaftsdüngern

Methan

In Deutschland liegen überwiegend aerobe Böden vor, so dass diese weitgehend als Methansenken wirksam werden. Hierbei hängen die Methanaufnahmeraten weniger von den angebauten Pflanzenarten, sondern vielmehr von den durchgeführten Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie den Standortbedingungen ab (Boeckx & Van Cleemput, 2001). Für die Berechnung der Methanaufnahme durch den Boden wurden die Methanaufnahmeraten nach UBA (2005) herangezogen, welche auf den Ergebnissen von Boeckx & Van Cleemput (2001) basieren. Hierbei werden für Grünland und Ackerland unterschiedliche Methanaufnahmeraten unterstellt, welche in Tabelle 7-20 zusammengefasst sind. Ausgehend von diesen Methanaufnahmeraten erfolgte die Berechnung der Methanemissionen des Bodens nach der folgenden Gleichung:

$$Em_{CH_4, BG} = \sum (EF_{CH_4, BG} \cdot A) \quad (28)$$

mit: $Em_{CH_4, BG}$: Methanemissionen aus dem Boden in kg CH_4 a⁻¹
 EF_{CH_4} : Emissionsfaktor Methan in kg CH_4 ha⁻¹ a⁻¹
 A : Fläche in ha.

Tabelle 7-20: Methanaufnahmeraten landwirtschaftlicher Böden nach Boeckx & Van Cleemput (2001)

	Methanaufnahme [kg CH ₄ ha ⁻¹ a ⁻¹]
Ackerland	-1,5
Grünland	-2,5

Lachgas

Lachgas zählt zu den bedeutendsten Klimagasen in der Landwirtschaft, welches hauptsächlich durch mikrobielle Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse im Boden freigesetzt wird. So wird in den Literatur in Lachgasfreisetzungen unterschieden, welche einerseits unabhängig von applizierten Düngern als Hintergrundemissionen emittieren und andererseits direkt mit dem Eintrag von Stickstoff in den Boden in Zusammenhang gebracht werden. Über die so genannten Hintergrundemissionen sind in der Literatur jedoch kaum Studien über die genaue Höhe dieser N₂O-Freisetzungen aus dem Boden zu finden. Neufeldt (2005) analysierte für das Bundesland Baden-Württemberg die landwirtschaftlichen Kohlenstoff- sowie Stickstoffflüsse und hat im Rahmen seiner Studie für Acker- und Grünland unterschiedlich hohe N₂O-Hintergrundemissionen für Acker- und Grünland (vgl. Tabelle 7-21) ermittelt. Diese Emissionsfaktoren wurden für die Bewertung der Lachgashintergrundemissionen der Modellbetriebe unterstellt.

Tabelle 7-21: Hintergrundlelachgasemissionen landwirtschaftlicher Böden nach Neufeldt (2005).

	$EF_{N_2O,BG}$ [kg N ₂ O ha ⁻¹ a ⁻¹]
Ackerland	0,7
Grünland	0,8

Abgesehen von den Hintergrundemissionen wurden auch Lachgasemissionen berücksichtigt, deren Ursprung in der Anwendung von Stickstoffdüngern zugeschrieben wird. Diese Lachgasfreisetzungen wurden auf der Basis von IPCC (1996, 2000) veröffentlichten Emissionsfaktoren berechnet. Hierbei wurde unterstellt, dass bei der Anwendung von Stickstoffdüngemitteln 1,25% der applizierten Stickstoffmenge als Lachgas emittieren. Auch für die Einarbeitung von Zwischenfrüchten bzw. Ernteresten als Gründüngung in den Boden wurde entsprechend IPCC (1996, 2000) ebenfalls angenommen, dass 1,25% des eingearbeiteten Gesamtstickstoffs in Form von Lachgas emittieren. Die N₂O-Emissionen aus der Pflanzenproduktion wurde dementsprechend nach Gleichung 29 berechnet.

$$Em_{N_2O,BG} = \sum (EF_{N_2O,BG} \cdot A) + [(N_{SN} + N_{AW} + N_{CR}) \cdot EF_{N_2O,N-in} \cdot 44/28] \quad (29)$$

mit: Em_{N_2O} : Lachgasemissionen aus dem Boden in kg N₂O a⁻¹

$EF_{N_2O,BG}$:	Emissionsfaktoren der Lachgashintergrundemissionen in $\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
$EF_{N_2O,N-in}$:	Emissionsfaktor der Lachgasemissionen durch Stickstoffinput in $\text{kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N-Input}$
A :	Fläche in ha
N_{SN} :	Stickstoffeintrag in den Boden durch Mineraldünger in kg N a^{-1}
N_{AW} :	Stickstoffeintrag in den Boden durch Wirtschaftsdünger in kg N a^{-1}
N_{CR} :	Stickstoffeintrag in den Boden durch Erntereste in kg N a^{-1} .

Ammoniak

Die Berechnung der Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern wurde auf der Basis der Ergebnisse des ALFAM-Projektes durchgeführt (Søgaard et al., 2002). Die NH_3 -Emissionen nach der Applikation von Flüssigmist und flüssigen Gärresten wurden dementsprechend nach Søgaard et al. (2002) bzw. Olesen et al. (2004) wie folgt berechnet:

$$N_{Vol} = \frac{N_x \cdot t}{t + K_m} N_{TAN} \quad (30)$$

Wobei für N_x und K_m die folgenden Gleichungen gelten:

$$N_x = e^{(-7,08653 + A_{moist} + 0,0221T + 0,0409u + A_{man} + 0,1024TS - 0,1888TAN + A_{apply} - 0,00433M + A_{inc})} \quad (31)$$

$$K_m = e^{(0,037 + B_{moist} - 0,0409T - 0,0517u + B_{man} + 0,1614TS + 0,1614TAN + 0,0175M)} \quad (32)$$

mit: N_x :	maximaler Ammoniumstickstoffverlust
K_m :	Michaelis–Menten–Konstante
A_{moist}, B_{moist} :	Einflussfaktoren der Bodenfeuchte
A_{man}, B_{man} :	Einflussfaktoren der Flüssigmistart
A_{apply} :	Einflussfaktor der Ausbringungstechnik
A_{inc} :	Einflussfaktor der sofortigen Einarbeitung
T :	monatliche Durchschnittstemperatur in $^{\circ}\text{C}$
u :	Windgeschwindigkeit in m s^{-1}
TS :	Trockensubstanzgehalt des Flüssigmistes in %
TAN :	Ammoniumanteil im Flüssigmist in %
M :	Menge des applizierten Flüssigmistes in t ha^{-1}

Für die Berechnung der Ammoniakverluste nach Flüssigmistapplikation wurden die in Tabelle 7-22 zusammengefassten Parameter angewendet, welche anhand der Ergebnisse von Olesen et al. (2004) abgeleitet wurden.

Tabelle 7-22: Parameter der Berechnung der Ammoniakverluste nach Applikation von Flüssigmist und flüssigen Gärresten nach von Olesen et al. (2004)

<i>Parameter</i>	<i>Werte</i>
A_{moist}	0,0971
B_{moist}	0,0974
u	2 m s^{-1}
A_{man}	0
B_{man}	0
A_{apply}	$3,0198^{1)} / 3,5691^{2)}$
A_{inc}	2,4291

¹⁾ für die Ausbringung des Flüssigmistes mit Schleppschlauch

²⁾ für die Ausbringung des Flüssigmistes mit Breitverteiler

Die Ammoniakverluste nach der Applikation von Festmist wurden mit Hilfe der Gleichung 33 in Abhängigkeit von der applizierten Stickstoffmenge berechnet.

$$Em_{NH_3, Festmist} = \sum (N_{appl. Festmist} \cdot EF_{NH_3, Festmist} \cdot 44 / 28) \quad (33)$$

mit: $Em_{NH_3, Festmist}$: NH_3 -Emissionen nach Applikation von Festmist in $kg NH_3 ha^{-1}$

$N_{appl. Festmist}$: applizierte Stickstoffmenge in $kg N ha^{-1}$

$EF_{NH_3, Festmist}$: Emissionsfaktor der NH_3 -Freisetzung nach Applikation von Festmist (siehe Tabelle 7-23).

Die Bewertung der Höhe der Ammoniakemissionen nach der Applikation von Festmist erfolgte auf der Basis der Ergebnisse von Olesen et al. (2004), wobei sich Olesen et al. (2004) hierbei auf Hutchings et al. (2001) beziehen. Für die Bewertung der Ammoniakverluste nach der Ausbringung von Festmist wurden folglich die in Tabelle 7-23 dargestellten Emissionsfaktoren unterstellt, wobei zwischen verschiedenen Applikationszeitpunkten sowie Zeitdauern bis zur Einarbeitung des Festmistes in den Boden unterschieden wurde.

Tabelle 7-23: Emissionsfaktoren der Berechnung von Ammoniakverlusten nach Applikation von Festmist (nach Hutchings et al. (2001); vgl. Gleichung 33).

<i>Zeitpunkt der Applikation</i>	<i>Dauer bis zur Einarbeitung [h]</i>	<i>Emissionsfaktor $EF_{NH_3, Festmist}$</i>
Frühjahr	< 12	0,035
Frühjahr	> 12	0,050
Frühjahr	keine Einarbeitung	0,100
Sommer	keine Einarbeitung	0,150
Herbst	< 12	0,050
Herbst	> 12	0,100
Herbst	keine Einarbeitung	0,125
Herbst	keine Einarbeitung mit	0,150

7.3.3.5 Ökonomische Parameter der Pflanzenproduktion

Subventionen und Flächenprämien

Die erzielten Erlöse landwirtschaftlicher Produkte können im Allgemeinen nicht deren produktionsbedingte Kosten einschließlich der Allgemein- und Festkosten decken, so dass Landwirtschaftsbetriebe verschiedene staatliche Zuschüsse erhalten. Seit dem 1. Januar 2005 gilt in Deutschland eine neue Betriebsprämienregelung, wonach die staatlichen Direktzahlungen von der Produktion entkoppelt gezahlt werden. Die Direktzahlungen erfolgen nun über ein Kombinationsmodell, bei dem sich die Direktzahlungen aus einem betriebsindividuellen und einem flächenbezogenen Betrag zusammensetzen. Die Höhe des betriebsindividuellen Betrages wird dabei aus verschiedenen Direktzahlungen ermittelt, die der Betrieb zwischen den Jahren 2000 – 2002 erhalten hat. Für die definierten Modellbetriebe wird ein einheitlicher betriebsindividueller Betrag von 200 € ha⁻¹ unterstellt. Für die Ermittlung der flächenbezogenen Beträge, bei denen es sich um eine regional unterschiedliche Direktzahlung handelt, wurde der bundesdeutsche Durchschnitt herangezogen. Es wird folglich ein flächenbezogener Betrag in Höhe von 79 € ha⁻¹ für Dauergrünland bzw. 301 € ha⁻¹ für Ackerland unterstellt. In der Summe ergibt sich somit für die Modellbetriebe eine Flächenprämie von 501 € ha⁻¹ für Ackerland bzw. 279 € ha⁻¹ für Dauergrünland.

Kosten der Feldarbeitsgänge

Die Kosten sowie der Arbeitszeitaufwand der durchgeführten Feldarbeitsgänge wurden auf der Basis von KTBL (2002 und 2004) ermittelt. Es wurde für alle Modellbetriebe eine durchschnittliche Größe der Schläge von 5 ha angenommen, sowie mittelschwerer Boden unterstellt. Darüber hinaus wurde bei der Abschätzung der Kosten der einzelnen Feldarbeitsgänge veränderte Bedingungen, beispielsweise unterschiedliche Applikationsmengen an Wirtschaftsdünger, berücksichtigt. In Tabelle 7-24 sind die unterstellten Kosten und Arbeitszeitbedarf der betrachteten Feldarbeitsgänge zusammengefasst.

Tabelle 7-24: Unterstellte Kosten und Arbeitszeitbedarf verschiedener Feldarbeitsgänge nach KTLB (2004).

	Arbeitszeitbedarf [AKh ha ⁻¹]	Maschinenkosten [€ ha ⁻¹]
Pflügen	1,70	58,27
Grubbern	0,66	17,41
Mulchen	0,62	18,75
Eggen	0,62	14,02
Ausbringen Flüssigmist	0,2 – 3,6 ¹⁾	5 – 124 ¹⁾
Ausbringen Festmist	0,3 – 2,3 ²⁾	4 – 59 ²⁾
Saat (Getreide)	0,94	30,54
Einzelkornsaat (Mais)	0,74	28,64
Striegeln	0,23	7,87
Hacken	1,02	14,60
Ernte (Getreide)	0,89	87,25
Ernte (Silomais)	1,72	140,75
Ernte (Kartoffeln)	13,65	348,42
Ernte (Grassilage)	2,57	115,84

¹⁾ Der Dieserverbrauch hängt von der applizierten Flüssigmistmenge ab.

²⁾ Der Dieserverbrauch hängt von der applizierten Festmistmenge ab.

Diesel

Bei der Bewertung der Kosten für Dieseldieselkraftstoff ist zu beachten, dass im Jahr 2004 für Diesel eine Steuervergünstigung von 0,214 € l⁻¹ gewährt wurde. Ausgehend von einem durchschnittlichen Dieselpreis für 2004 von ca. 0,812 € l⁻¹ (MWV, 2005) wurden im Rahmen dieser Studie für Agrardiesel durchschnittliche Kosten in Höhe von 0,598 € l⁻¹ unterstellt.

Düngemittel

In den Modellbetrieben werden verschiedene Mineraldünger eingesetzt (vgl. Kap. 7.3.3.3). Die unterstellten Preise für Düngemittel wurden auf der Basis von KTBL (2002), KTBL (2004) und Mittelfränkische Landwirtschaftsverwaltung (2004) ermittelt und sind in Tabelle 7-25 zusammengefasst.

Tabelle 7-25: Kosten für Mineraldünger nach KTBL (2002 und 2004) und Mittelfränkische Landwirtschaftsverwaltung (2004).

	Kosten
Phosphatdünger	0,70 € kg ⁻¹ P ₂ O ₅
Kaliumdünger	0,36 € kg ⁻¹ K ₂ O
Kalk	88 € t ⁻¹ Kalk

Erlöse durch den Verkauf von Marktfrüchten

Durch den Verkauf von Marktfrüchten erzielt der Landwirtschaftsbetrieb Erlöse, welche bei der ökonomischen Bewertung der Modellbetriebe berücksichtigt wurden. Diese Erlöse wurden vor-

wiegend auf der Basis der von der Zentralen Markt- und Preisberichtsstelle für Erzeugnisse der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft GmbH (ZMP, 2005) sowie der mittelfränkischen Landwirtschaftsverwaltung (2004) veröffentlichten Preisübersichten ermittelt. Die für die ökonomische Bewertung unterstellten Erlöse der in Betracht kommenden Marktfrüchte sind in Tabelle 7-26 zusammengefasst.

Tabelle 7-26: Erlöse verschiedener Marktfrüchte nach Mittelfränkische Landwirtschaftsverwaltung (2004) und ZMP (2005).

	Erlös [€ t ⁻¹ FM]
Grassilage	45
Silomais	40
Weizen	320
Dinkel	480
Triticale	180
Erbsen	220
Kartoffeln	200

7.3.4 Tierproduktion

7.3.4.1 Betriebsmitteleinsatz und -verbrauch

Elektrische Energie

In der Milchviehhaltung besteht ein wesentlicher Bedarf an elektrischer Energie u. a. für Stallbeleuchtung, Entmistung, Fütterung, Melken oder Milchkühlung. Der Bedarf an elektrischer Energie der Milchviehhaltung wurde weitestgehend nach Clausen (2000) abgeleitet, der den Verbrauch an elektrischer Energie sowohl in der Milchvieh- als auch Schweinehaltung detailliert untersucht hat. Hieraus sind die in Tabelle 7-27 zusammengefassten Werte über den Strombedarf in der Milchviehhaltung abgeleitet. In der Summe wurde folglich bei der Bilanzierung ein Stromverbrauch von 263 kWh a⁻¹ Tier⁻¹ unterstellt. Diese Annahmen stimmen auch mit den Ergebnissen weiterer Studien (z. B. FAL, 2000) überein, wobei von FAL (2000) ein Gesamtstromverbrauch von 260 kWh Tier⁻¹ a⁻¹ ermittelt wurde.

Tabelle 7-27: Bedarf an elektrischer Energie in der Milchviehhaltung nach Clausen (2000).

	Energieverbrauch [kWh Tier ⁻¹ a ⁻¹]
Stall (Beleuchtung / Entmistung / Fütterung)	58
Melken	36
Milchkühlung	169
Summe	263

Die durch die Bereitstellung von elektrischer Energie resultierenden Umweltwirkungen wurden nach ECOINVENT (2004) abgeschätzt, wobei hierfür der deutsche Strommix zugrunde gelegt wurde. Der hierbei angenommene Primärenergieaufwand sowie die Emissionen der Gase CO₂,

CH₄, N₂O und NH₃ der Bereitstellung von einem Megajoule elektrischer Energie sind in Tabelle 7-28 aufgeführt.

Tabelle 7-28: Unterstellter Primärenergieeinsatz und CO₂-, CH₄-, N₂O- und NH₃-Emissionen der Bereitstellung von elektrischem Strom (Strommix Deutschland) nach ECOINVENT (2004).

<i>Primärenergieeinsatz</i> <i>[MJ MJ⁻¹ Energieträger]</i>	<i>Emissionen</i> <i>[mg MJ⁻¹ Energieträger]</i>			
	<i>CO₂</i>	<i>CH₄</i>	<i>N₂O</i>	<i>NH₃</i>
2,654	172.000	348	5,04	2,78

Diesel

Der Verbrauch an Diesel beschränkt sich in der Tierhaltung größtenteils auf die Fütterung der Tiere. Hierbei wird das Futter mit Hilfe eines Traktors mit Blockschneider bzw. Futtermischwagen auf den Futtertisch verteilt. Nach FAL (2000) wird hierfür ein Verbrauch an Diesel von etwa 22,5 l Tier⁻¹ a⁻¹ angenommen.

Die bei der energetischen Nutzung des Diesels in Traktoren resultierenden direkten Emissionen wie auch der Bereitstellung der Dieselkraftstoffes wurden entsprechend der Pflanzenproduktion nach ECOINVENT (2004) abgeleitet (vgl. Kap. 7.3.3.3). Die entsprechenden Emissionsfaktoren sind bereits in Tabelle 7-13 und Tabelle 7-14 dargestellt.

Futtermittel

Entsprechend den Festlegungen der Modellbetriebe, wird ausschließlich Futter verwendet, welches direkt vor Ort im Landwirtschaftsbetrieb produziert wird. Ein Import von Futtermitteln findet folglich nicht statt. Die Futterpläne wurden basierend auf BTL (2002) und VdOe (2001) erstellt. In der Tabelle 7-29 sind die verwendeten Futtermengen beispielhaft für die Fütterung der Milchkühe der definierten viehhaltenden Modellbetriebe zusammengefasst. Die genauen Futterpläne sämtlicher Nutztiere der Modellbetriebe können dem Anhang entnommen werden.

Tabelle 7-29: Futterbedarf der Milchkühe der Modellbetriebe 1, 2 und 3.

Futtermittel	Verbrauch [kg FM Tier ⁻¹ a ⁻¹]		
	Modellbetrieb 1	Modellbetrieb 2	Modellbetrieb 3
Grassilage	1.250	3.170	600
Kleegrassilage	1.200	770	1.610
Maissilage	1.000	–	1.650
Lieschkolbensilage	–	350	–
Erbsen	170	–	220
Triticale	70	–	–
Weizen	–	240	180
Weizenkleie	–	60	260

Medikamente und Futterzusatzstoffe

Über den Einsatz von Medikamenten und Futterzusatzstoffen, wie z. B. Enzyme, Mineralien oder Vitamine, liegen in der Literatur kaum Daten vor. Dies liegt einerseits darin begründet, dass es keine Datengrundlage über den Energieeinsatz und deren Umweltwirkungen gibt und andererseits der Anteil der Medikamente und Futterzusatzstoffe in der Gesamtbilanz und insbesondere in der ökologischen Landwirtschaft als sehr gering eingestuft werden kann (FAL, 2000). Dementsprechend wurde in dieser Studie der Einsatz von Medikamenten und Futterzusatzstoffen in der Tierproduktion nicht berücksichtigt.

7.3.4.2 Emissionen aus dem Stall

Methan

Die Methanemissionen aus dem Stall stammen einerseits von Verdauungsprozessen der Tiere und andererseits von in Ställen zwischengelagertem Flüssig- bzw. Festmist. Die Bewertung der verdauungsbedingten Methanemissionen erfolgte nach IPCC (2000) auf der Basis der Bruttoenergieaufnahme der Tiere (vgl. Gleichung 34).

$$EF_{CH_4, Tier} = \frac{GE \cdot Y_m \cdot 365 \frac{d}{a}}{55,65 \frac{MJ}{kg CH_4}} \quad (34)$$

mit: $EF_{CH_4, Tier}$: Emissionsfaktor der verdauungsbedingten Methanfreisetzung in kg CH₄ a⁻¹ Tier⁻¹

GE : Bruttoenergieaufnahme der Tiere in MJ d⁻¹ Tier⁻¹

Y_m : Methankonversionsrate (Anteil der aufgenommenen Bruttoenergie, welche bei der Verdauung des Futters in Methan umgewandelt wird).

Für die Berechnung von $EF_{CH_4, Tier}$ wurde entsprechend IPCC (2000) eine Methankonversionsrate Y_m von 0,06 angenommen. Die Berechnung der Bruttoenergieaufnahme GE wurde mit Hilfe der folgenden Gleichung durchgeführt:

$$GE = \frac{[(NE_m + NE_l + NE_p) / (NE_{ma} / DE)] + [NE_g / (NE_{ga} / DE)]}{DE / 100} \quad (35)$$

- mit: NE_m : Nettoenergiebedarf für die Lebenserhaltung in MJ d⁻¹
 NE_l : Nettoenergiebedarf für die Milchproduktion in MJ d⁻¹
 NE_p : Nettoenergiebedarf bei Trächtigkeit in MJ d⁻¹
 NE_{ma} / DE : Verhältnis der verfügbaren Nettoenergie der Lebenserhaltung zur Verdaubarkeit des Futters in MJ d⁻¹
 NE_g : Nettoenergiebedarf für Aufwuchs in MJ d⁻¹
 NE_{ga} / DE : Verhältnis der verfügbaren Nettoenergie für den Aufwuchs zur Verdaubarkeit des Futters in MJ d⁻¹
 DE : Verdaubarkeit des Futters in %.

Die für die Berechnung der Bruttoenergieaufnahme notwendigen Parameter wurden nach IPCC (2000) abgeleitet. In Tabelle 7-30 sind die verwendeten Parameter zusammengefasst.

Tabelle 7-30: Verwendete Parameter zur Bestimmung der Bruttoenergieaufnahme der Nutztiere berechnet nach IPCC (2000).

Tierart	NE_m	NE_l	NE_p	NE_{ma} / DE	NE_g	NE_{ga} / DE	DE
	[MJ Tier ⁻¹ d ⁻¹]	[MJ Tier ⁻¹ d ⁻¹]	[MJ Tier ⁻¹ d ⁻¹]	[MJ Tier ⁻¹ d ⁻¹]	[MJ Tier ⁻¹ d ⁻¹]	[MJ Tier ⁻¹ d ⁻¹]	[%]
Milchkuh	43,13	64,47	3,32	0,54	0	0,35	75
Färse	34,05	0	2,62	0,54	21,39	0,35	75
Jungtier (1 – 2 Jahre)	26,06	0	0	0,54	19,99	0,35	75
Jungtier (< 1 Jahr)	13,80	0	0	0,54	12,54	0,35	75

Die sich daraus ergebenden Bruttoenergieaufnahmen und Emissionsfaktoren der verdauungsbedingten Methanfreisetzung der betrachteten Nutztiere sind in Tabelle 7-31 zusammengefasst.

Tabelle 7-31: Bruttoenergieaufnahme und Emissionsfaktoren der verdauungsbedingten Methanfreisetzung der Tiere berechnet nach IPCC (2000).

Tierart	GE	$EF_{CH_4, Tier}$
	[MJ a ⁻¹ Tier ⁻¹]	[kg CH ₄ a ⁻¹ Tier ⁻¹]
Milchkuh	273,5	108
Färse	171,4	67
Jungtier 1 – 2 Jahre	140,0	55
Jungtier < 1 Jahr	81,5	32

Darüber hinaus können Methanemissionen durch im Stall zwischengelagerte Exkrememente freigesetzt werden. Die Ermittlung dieser Methanemissionen erfolgte ebenfalls auf der Grundlage von IPCC (2000) und basiert im Wesentlichen auf der Berechnung der Methanemissionen während

der Lagerung von Flüssig- und Festmist (vgl. Kap. 7.3.4.3). Nach IPCC (2000) ist die Höhe der lagerungsbedingten Methanemissionen im Stall von der Verweildauer der Exkreme im Stall abhängig. Bei einer Verweildauer von weniger als 30 Tagen können diese Emissionen entsprechend IPCC (2000) als vernachlässigbar angesehen werden. Es wurden somit bei den Methanemissionen aus dem Stall für alle Modellbetriebe nur die verdauungsbedingten Methanemissionen berücksichtigt.

Lachgas

Die Lachgasemissionen aus dem Stall liegen hauptsächlich in Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsprozessen der im Flüssig- und Festmist vorhandenen Stickstoffverbindungen begründet. Da die Ergebnisse bisheriger Studien teilweise nur wenig belastbar sind und der Flüssigmist bei diesem definierten Haltungssystem nur eine sehr geringe Verweildauer im Stall aufweist, wurden die Lachgasfreisetzungen aus dem Stall als vernachlässigbar bewertet. Dementsprechend wurden bei den definierten Modellbetrieben keine Lachgasemissionen aus dem Stall betrachtet.

Ammoniak

Ammoniakemissionen treten im Stall in einem erheblichen Umfang auf. Nach IPCC (2000) ist die Berechnung der Ammoniakfreisetzung aus dem Stall jedoch nicht möglich. Daher erfolgte die Berechnung der Ammoniakverluste aus dem Stall auf der Basis der Ergebnisse von Poulsen et al. (2001) sowie Olesen et al. (2004). Hierbei wird mit Hilfe von Emissionsfaktoren der Anteil des von den Tieren ausgeschiedenen Stickstoffs berechnet, welcher als Ammoniak emittiert:

$$Em_{NH_3} = \sum N_{Ex} \cdot EF_{NH_3,Stall} \quad (36)$$

mit: Em_{NH_3} : NH_3 -Emissionen in $kg\ NH_3-N\ a^{-1}$,
 N_{Ex} : durch die Tiere ausgeschiedene Stickstoffmenge in $kg\ N\ a^{-1}$,
 $EF_{NH_3,Stall}$: Emissionsfaktor für Ammoniak aus dem Stall in $kg\ NH_3-N\ kg^{-1}\ N$.

Die Emissionsfaktoren für die Bestimmung der Ammoniakfreisetzungen aus dem Stall hängen dabei vom Haltungssystem ab. Bei den Modellbetrieben wurde entsprechend dem definierten Haltungssystem der Emissionsfaktor $EF_{NH_3,Stall} = 0,04$ angewendet (Olesen et al., 2004).

7.3.4.3 Emissionen während der Flüssigmistlagerung

Die Berechnung der Emissionen während der Lagerung von Flüssig- und Festmist erfolgte im Wesentlichen auf der Basis von IPCC (2000). Bei der Berechnung der Ammoniakverluste wurde jedoch auf die Ergebnisse von Olesen et al. (2004) zurückgegriffen, da IPCC (2000) hierfür keine Berechnungsgrundlage bietet. Weiterhin ist anzumerken, dass in diesem Kapitel ausschließlich

die Berechnungsgrundlagen der Referenzbetriebe beschrieben werden. Die Emissionen bei der Lagerung der vergorenen Gülle bzw. Gärreste werden in Kap. 7.3.5.4 separat betrachtet.

Methan

Die Methanemissionen während der Lagerung von Flüssig- bzw. Festmist wurden nach IPCC (2000) berechnet und wurden demzufolge durch die folgende Gleichung abgeschätzt:

$$Em_{CH_4} = k_{MCF} \cdot VS \cdot B_0 \cdot 0,67 \frac{kg}{m^3} \quad (37)$$

mit: Em_{CH_4} : Emissionen Methan in kg CH₄
 k_{MCF} : Methankonversionsfaktor (abhängig von Lagerungsart und -dauer)
 VS : Menge an organischem Material in kg oTS
 B_0 : Methanbildungspotenzial in Nm³ CH₄ kg⁻¹ oTS.

Für die Berechnung der Methanemissionen während der Lagerung wurden die in Tabelle 7-32 aufgeführten Methankonversionsfaktoren k_{MCF} und Methanbildungspotenziale B_0 verwendet.

Tabelle 7-32: Methankonversionsfaktoren k_{MCF} und Methanbildungspotenziale B_0 für gelagerten Flüssig- und Festmist nach IPCC (2000).

Art der Exkremente	k_{MCF}	B_0 [Nm ³ kg ⁻¹ oTS]
Flüssigmist unvergoren	0,39	0,20
Flüssigmist vergoren	0,10	0,20
Festmist unbehandelt	0,015	0,25

Lachgas

Die Berechnung der Lachgasemissionen während der Flüssig- und Festmistlagerung erfolgte ebenfalls nach IPCC (2000) und basiert auf der folgenden Gleichung:

$$Em_{N_2O} = \sum N_{Ex} \cdot EF_{N_2O, Lager} \quad (38)$$

mit: Em_{N_2O} : N₂O-Emissionen der Flüssig- bzw. Festmistlagerung in kg N₂O-N a⁻¹
 N_{Ex} : ausgeschiedene Stickstoffmenge durch die Tiere in kg N a⁻¹
 $EF_{N_2O, Lager}$: Emissionsfaktor für Lachgas bei der Lagerung von Flüssig- und Festmist in kg N₂O-N kg⁻¹ N.

Der Berechnung der Lachgasemissionen liegen die in Tabelle 7-33 zusammengefassten Emissionsfaktoren $EF_{N_2O, Lager}$ zugrunde.

Tabelle 7-33: N₂O-Emissionsfaktoren für die Lagerung von Flüssig- und Festmist nach IPCC (2000).

<i>Art der Exkremente</i>	<i>EF_{N₂O, Lager}</i>
Flüssigmist unvergoren	0,001
Flüssigmist vergoren	0,001
Festmist unbehandelt	0,020

Ammoniak

Die Bestimmung der lagerungsbedingten Ammoniakemissionen von Flüssig- und Festmist wurde nach Olesen et al. (2004) durchgeführt. Hierbei stehen die Ammoniakemissionen, wie bei der Berechnung der Lachgasemissionen, im direkten Verhältnis zum Stickstoffgehalt des Flüssig- bzw. Festmistes (Gleichung 39).

$$Em_{NH_3} = \sum N_{Ex} \cdot EF_{NH_3, Lager} \tag{39}$$

- mit: Em_{NH_3} : NH₃-Emissionen der Flüssig- bzw. Festmistlagerung in kg NH₃-N a⁻¹
- N_{Ex} : ausgeschiedene Stickstoffmenge durch die Tiere in kg N a⁻¹
- $EF_{NH_3, Lager}$: Emissionsfaktor der Ammoniakverluste bei der Lagerung von Flüssig- und Festmist in kg NH₃-N kg⁻¹ N.

Nach Olesen et al. (2004) wird bei der Bestimmung der Ammoniakverluste zwischen verschiedenen Flüssig- und Festmistarten sowie der Art der Abdeckung unterschieden. Ausgewählte Emissionsfaktoren für die Berechnung der Ammoniakverluste während der Lagerung von Flüssig- und Festmist sind in Tabelle 7-34 zusammengefasst. Bei der Berechnung der Ammoniakverluste wurde für die Lagerung der unvergorenen Gülle bei allen Modellbetrieben die Bildung einer geschlossenen Schwimmdecke unterstellt. Die Ammoniakemissionen während der Lagerung von vergorener Gülle ist in Kap. 7.3.5.4 näher erläutert.

Tabelle 7-34: NH₃-Emissionsfaktoren für die Lagerung von Flüssig- und Festmist nach Olesen et al. (2004).

<i>Art der Exkremente</i>	<i>Abdeckung</i>	<i>EF_{NH₃, Lager}</i>
Flüssigmist unvergoren	keine	0,080
	Stroh	0,016
	Schwimmdecke	0,024
Flüssigmist vergoren	keine	0,200
	Stroh	0,040
	Schwimmdecke	0,040
Festmist unbehandelt (Tretmiststall)	keine	0,100
Festmist unbehandelt (Tiefstreustall)	keine	0,200

7.3.4.4 Ökonomische Parameter der Tierproduktion

Kosten

Die Annahmen über die anfallenden Kosten in der Milchviehhaltung basieren auf den Veröffentlichungen von KTBL (2002, 2004) sowie der Mittelfränkischen Landwirtschaftsverwaltung (2004). Die Kosten der betriebseigenen Futtermittel wurden mit Hilfe des Modells „ModelFarm“ mit dem Modul Pflanzenproduktion ermittelt und sind somit direkt bei der Bilanzierung der Modellbetriebe berücksichtigt worden. Die darüber hinaus anfallenden Kosten (beispielsweise für den Tierarzt) sowie der angenommene Arbeitszeitaufwand sind in Tabelle 7-35 zusammengefasst.

Tabelle 7-35: Jährliche Kosten und Arbeitszeitbedarf der ökologischen Milchviehhaltung ohne Futtermittelkosten nach KTBL (2002 und 2004) und Mittelfränkischen Landwirtschaftsverwaltung (2004).

	<i>Milchkuh</i>	<i>Färse</i>	<i>Jungtier</i>
Tierarzt	60 €	60 €	60 €
Besamung	29 €	29 €	29 €
Milchleistungsprüfung	13 €	–	–
Klauenpflege	11 €	11 €	11 €
Tierseuchenkasse	4 €	4 €	4 €
Stallgeräte	3 €	3 €	3 €
Melkanlage	14 €	–	–
Milchkühlung	13 €	–	–
Stall	368 € ¹⁾	–	–
Arbeitszeitbedarf [Akh Tier ⁻¹ a ⁻¹]	40	35	5,5

¹⁾ Die Stallkosten für Milchkühe schließen die Stallkosten für Färsen und Jungtiere anteilig ein.

Weiterhin wurden bei der Bilanzierung die anfallenden Kosten für elektrischen Strom sowie Dieselkraftstoff berücksichtigt. Der Verbrauch dieser Betriebsmittel wurde entsprechend dem Kap. 7.3.4.1 berechnet, wobei der detaillierte Verbrauch der jeweiligen Modellbetriebe im Anhang aufgeführt ist. Für elektrischen Strom wurden Kosten in Höhe von 0,12 € kWh¹ angesetzt. Für Agrardiesel wurden, wie bereits in Kap. 7.3.3.5 näher beschrieben, Kosten in Höhe von 0,598 € l¹ unterstellt.

Erlöse

Der für die ökonomische Bewertung unterstellte Milchpreis wurde auf der Grundlage des „Bio-Milchpreistrend 2004“ (Bioland, 2005) festgelegt. Die angenommenen Erlöse für die Kälber und Altkühe wurden anhand der Marktanalysen von ZMP (2005) definiert. Die im Rahmen dieser Studie unterstellten Erlöse im Bereich der Tierproduktion sind in Tabelle 7-36 zusammengefasst.

Tabelle 7-36: Erlöse der Tierproduktion Bioland (2004) und ZMP (2005).

	<i>Erlös</i>
Milch	0,327 € kg ⁻¹
Altkuh	1,90 € kg ⁻¹
Kälber	4,52 € kg ⁻¹

Prämien (z. B. Milch- oder Schlachtpremie) blieben bei der ökonomischen Analyse unberücksichtigt, da aufgrund der Neuregelung der Betriebsprämienzahlung (1. Januar 2005) nur noch flächengebundene Prämien ausgezahlt werden. Diese Prämien wurden bereits entsprechend in der Pflanzenproduktion berücksichtigt (vgl. Kap. 7.3.3.5).

7.3.5 Biogasproduktion

Die Implementierung von Biogasanlagen in landwirtschaftliche Betriebe hat stets eine Veränderung der betrieblichen Umweltbilanz zur Folge. Hierbei sind einerseits die Umweltwirkungen durch den Bau bzw. den Abriss der Biogasanlagen, sowie die betriebsbedingten zusätzlichen oder auch eingesparten Emissionen zu berücksichtigen. Andererseits können durch den Betrieb einer Biogasanlage fossile Brennstoffe durch regenerative Energien ersetzt werden. Die Einsparungen an fossilen Energieträgern sind der Biogasanlage wiederum in der Gesamtbilanz gutzuschreiben. Die unterstellten Annahmen der Bewertung der ökologischen sowie ökonomischen Auswirkungen der Biogasnutzung werden in diesem Kapitel beschrieben.

7.3.5.1 Bau und Abriss der Biogasanlagen

Der Bau einer Biogasanlage kann einen erheblichen Einfluss auf die spezifischen Gesamtemissionen haben. So gibt Nill (2004) für eine Biogasanlage mit 200 kW_{elekt} installierter Leistung den Anteil des Baus an dem Gesamtverbrauch an fossiler Primärenergie wie auch an freigesetzten Treibhausgasemissionen je produzierter kWh elektrischer Energie mit über 70% an. Dieser Anteil von 70% wird weitgehend durch die Bereitstellung der für den Bau notwendigen Rohstoffe verursacht. Im Gegensatz dazu liegen die Emissionen mit versauernder bzw. eutrophierender Wirkung nach Nill (2004) weniger im Bau bzw. Abriss der Biogasanlage begründet, sondern werden überwiegend während des Betriebes einer Biogasanlage emittiert. Der Einfluss der Größe wie auch der technischen Ausrüstung einer Biogasanlage auf die Gesamtemissionen wurde bereits von Edelmann et al. (2001) untersucht, wobei sie zu dem Schluss kamen, dass unterschiedliche technische Ausrüstungen einer Biogasanlage keine signifikanten Differenzen in den Gesamtweltwirkungen aufweisen.

Die Umweltwirkungen die mit dem Bau der Biogasanlage im Zusammenhang stehen, wurden für die Modellierung der Betriebe nach ECOINVENT (2004) ermittelt. Hierbei wurden insbesondere

die indirekten Umweltwirkungen der Bereitstellung der zur Anwendung kommen Baurohstoffe (z. B. Beton, Stahl, Kunststoffe) sowie die notwendigen Transportprozesse berücksichtigt.

Im Gegensatz zum Bau der Biogasanlage ist dem Rückbau nach Ablauf der Nutzung bezüglich der Gesamtemissionen grundsätzlich nur eine untergeordnete Bedeutung zuzuschreiben (Nill, 2004; DBU, 2003a; Moerschner et al., 2002; Edelmann, 2001). Bei der Bilanzierung der Modellbetriebe wurde hierbei unterstellt, dass die errichteten Bauten zurückgebaut und die unterschiedlichen Komponenten recycelt und z. T. deponiert werden. Es wurde hierbei eine Transportwegentfernung von 25 km unterstellt.

7.3.5.2 Gaserträge der Substrate

Die Berechnung der Biogas- bzw. Methanerträge erfolgte anhand von aus der Literatur (z. B. DBU, 2003a; Gronauer et al., 2004; KTBL, 2004; FNR, 2005b; KTBL, 2005b) entnommenen Biogaserträge der jeweiligen Substrate, welche in Tabelle 7-37 zusammengefasst sind.

Tabelle 7-37: Biogaserträge sowie Methangehalt der verwendeten Substrate (Quelle: DBU (2003a), Gronauer et al. (2004), KTBL (2004), FNR (2005), KTBL (2005b)).

<i>Substrat</i>	<i>oTS-Gehalt</i> [kg oTS kg ⁻¹ FM]	<i>Biogasertrag</i> [Nm ³ kg ⁻¹ oTS]	<i>Methangehalt</i> [Vol-%]
Rindergülle	0,22	0,370	54
Rindermist	0,07	0,450	55
Stroh (Getreide)	0,74	0,370	55
Stroh (Erbsen)	0,83	0,250	55
Zwischenfrüchte	0,16	0,400	55
Kleegrassilage	0,28	0,480	54
Kartoffeln	0,21	0,700	53
Maissilage	0,32	0,550	60
Grassilage	0,31	0,480	54
Roggensilage	0,21	0,660	52
Roggen (Körner)	0,84	0,620	55

7.3.5.3 Betriebsmitteleinsatz für den Betrieb einer Biogasanlage

Elektrische Energie

Elektrische Energie wird in einer Biogasanlage, um beispielsweise Rührwerke, Pumpen sowie weitere Leittechnik zu betreiben, in einem nicht unerheblichen Umfang benötigt. Viele Studien in der Literatur (z. B. Edelmann et al., 2001; DBU, 2003a) gehen davon aus, dass während des Betriebes einer Biogasanlage durchschnittlich 10% der erzeugten elektrischen Energie für den Betrieb der Biogasanlage aufgewendet wird, wobei dieser Anteil bei sehr kleinen Biogasanlagen höher ausfallen kann. Im Rahmen dieser Studie wurde ein durchschnittlicher Energiebedarf von 10% der erzeugten elektrischen Energie unterstellt.

Diesel

Durch den Betrieb einer Biogasanlage sind zusätzliche Fahrten mit Traktoren erforderlich, um die Substrate bereitzustellen und in die Biogasanlagen einzubringen sowie um den bei Kofermentation zusätzlich anfallenden Gärrest auf den Feldern auszubringen. Der zusätzliche Aufwand, welcher für das Ausbringen der Gärreste notwendig ist, wurde bereits im Rahmen der Bilanzierung der Pflanzenproduktion erfasst und dementsprechend berücksichtigt. Außerdem wurden die zusätzlichen Arbeitsgänge zur Bergung und Einlagerung der betriebseigenen Kosubstrate berechnet. Bei der Beschickung der Biogasanlage wird weiterhin unterstellt, dass die Entfernung zwischen dem Substratlager und dem Annahmebehälter der Biogasanlage durchschnittlich 200 m beträgt und somit nach KTBL (2004) ca. 1,9 l Diesel t^{-1} Substrat verbraucht werden.

7.3.5.4 Direkte Emissionen durch Biogasnutzung

Emissionen durch Leckagen

Während des Betriebes einer Biogasanlage sind Emissionen, verursacht durch verschiedene Undichtigkeiten in der Anlage, nicht auszuschließen. Hierbei kann Biogas beispielsweise durch den Biogasspeicher hindurch diffundieren oder aufgrund von Undichtigkeiten bei der Substratzufuhr oder an Rohrverbindungen bzw. Ventilen austreten.

Bei der Bilanzierung der Modellbetriebe wurden die Verluste von Biogas durch Leckagen nach ELTRA (2003) bzw. Olesen et al. (2004) abgeschätzt. Dementsprechend wurde angenommen, dass 1,8% des in der Biogasanlage produzierten Methans aufgrund von Leckagen und Undichtigkeiten freigesetzt wird.

Emissionen durch die Verbrennung im BHKW

Die energetische Nutzung von Biogas im BHKW ist mit einer Vielzahl verschiedener Umweltwirkungen verbunden, wobei das direkt vom Biogas stammende CO_2 als klimaneutral angesehen wird und somit bei der Bilanzierung nicht berücksichtigt wurde.

Neben CO_2 sind insbesondere die Freisetzung von Stickoxiden (NO_x), Methan, Kohlenmonoxid und Schwefeloxiden von wesentlicher Bedeutung (Edelmann et al., 2001). Die Höhe der Emissionen dieser Schadgase wurde im Rahmen dieser Studie anhand der Ergebnisse von Edelmann et al. (2001) abgeschätzt, da diese Ergebnisse auf einer Vielzahl von einzelnen Messergebnissen basieren. In Tabelle 7-38 sind die unterstellten Emissionen von CO_2 , CO, N_2O , SO_2 und CH_4 eines Zündstrahl-BHKW bezogen auf 1 kg Biogas zusammengefasst.

Tabelle 7-38: Unterstellte Emissionswerte für die Verbrennung von Biogas im Zündstrahl-BHKW nach Edelmann et al. (2001).

	<i>Emissionen je kg Biogas [g kg⁻¹]</i>				
	<i>CO₂</i>	<i>CO</i>	<i>NO₂</i>	<i>SO₂</i>	<i>CH₄</i>
Zündstrahl-BHKW	1890	2,83	1,15	0,87	0,06

7.3.5.5 Ökonomische Parameter der Biogasnutzung

In diesem Kapitel werden die im Rahmen dieser Studie unterstellten Eingangsdaten zur Bewertung der Wirtschaftlichkeit der definierten Biogasanlagen dargestellt. Diese Werte basieren im Wesentlichen auf den Ergebnissen von DBU (2003a) sowie eigenen Datenerhebungen. Die unterstellten Parameter der jeweiligen Baugruppen einer Biogasanlage werden in den folgenden Unterkapiteln vorgestellt.

7.3.5.5.1 Investitionskosten

Fermenter

Der Fermenter stellt die zentrale Komponente einer Biogasanlage dar, in der aus den eingesetzten Substraten das Biogas gewonnen wird. Für die ökonomische Bewertung der Biogasnutzung wurde bei dem Fermenter eine Nutzungsdauer von 20 Jahren unterstellt, so dass für den Fermenter keine Ersatzinvestition getätigt wird. Die spezifischen Investitionskosten eines Fermenters hängen nach DBU (2003a) stark von dessen Volumen ab, so dass die Kosten pro Kubikmeter mit

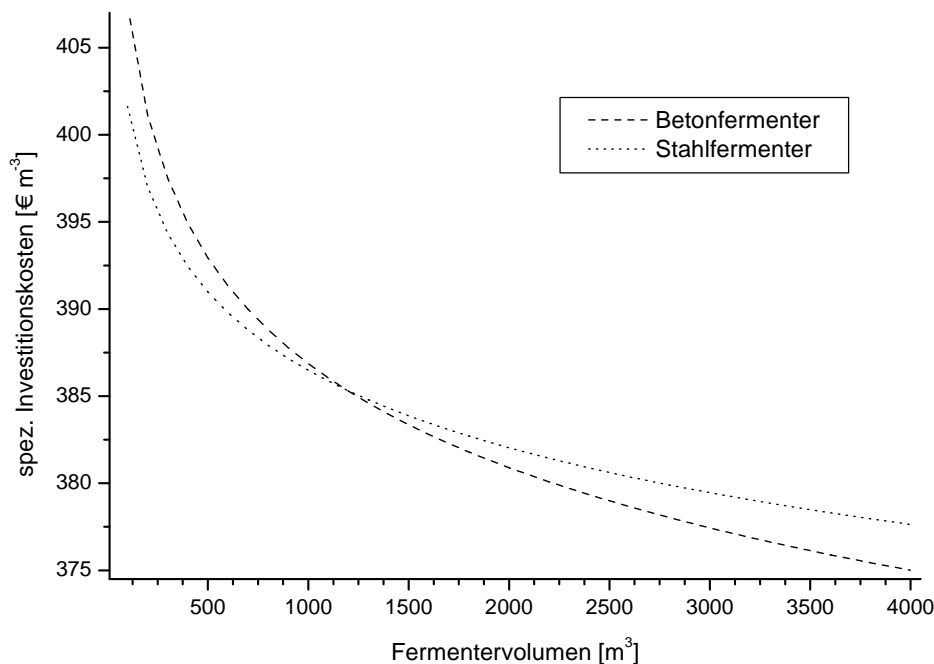


Abbildung 7-4: Spezifische Investitionskosten für den Bau eines Fermenters (nach DBU, 2003a).

steigendem Fermentervolumen sinken. In Abbildung 7-4 sind die in dieser Studie unterstellten spezifischen Investitionskosten für Beton- und Stahlfermenter in Abhängigkeit von deren Volumen dargestellt. Diese spezifischen Investitionskosten für Fermenter wurden nach DBU (2003a) sowie durch eigene Erhebungen ermittelt.

BHKW

Für die spezifischen Investitionskosten der Blockheizkraftwerke wurde entsprechend DBU (2003a) eine nichtlineare Abhängigkeit von der installierten elektrischen Leistung unterstellt. Dieser Zusammenhang ist für Zündstrahl- und Gas-Otto-BHKW in Abbildung 7-5 dargestellt. Für die BHKW wurde darüber hinaus eine durchschnittliche Nutzungsdauer von 35.000 Betriebsstunden für Zündstrahl-BHKW und 50.000 Betriebsstunden für Gas-Otto-BHKW veranschlagt.

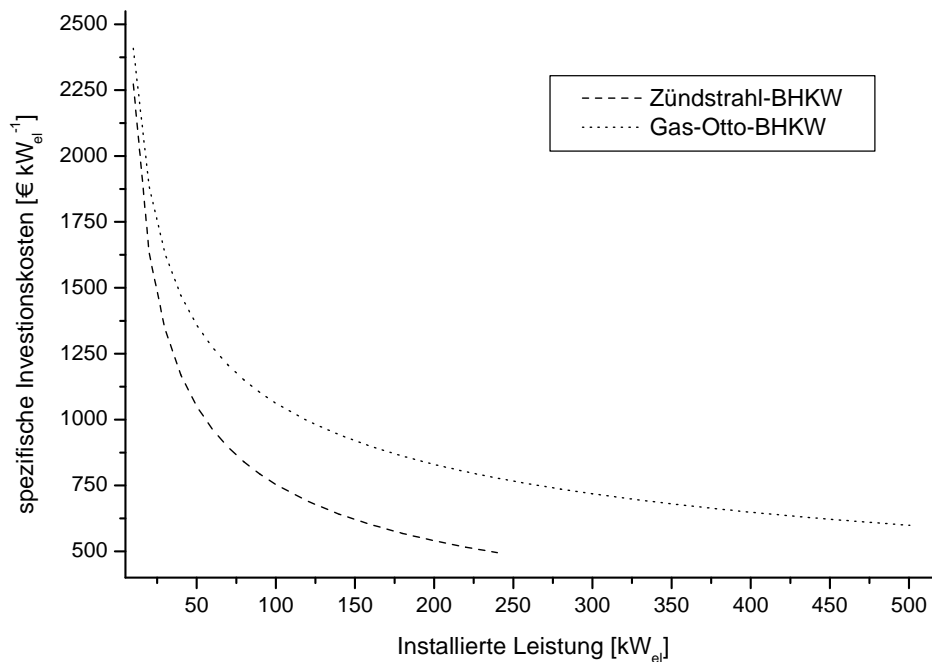


Abbildung 7-5: Spezifische Investitionskosten von Zündstrahl- und Gas-Otto-BHKW nach DBU (2003a).

Die unterstellten Wirkungsgrade der Blockheizkraftwerke, welche in Abbildung 7-6 dargestellt sind, wurden in Abhängigkeit von der installierten elektrischen Leistung dieser berechnet. Hierbei stellen die Ergebnisse von DBU (2003a) die Grundlage dieser Berechnung dar, welche jedoch um eigene Erhebungen erweitert wurden.

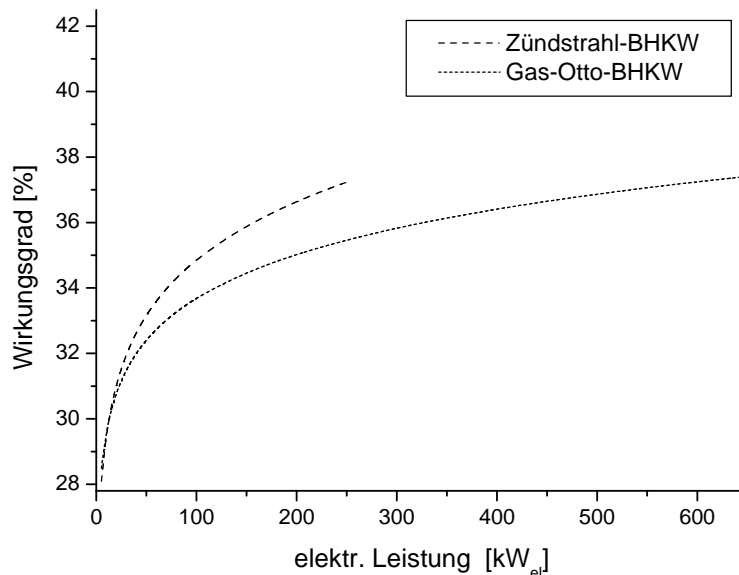


Abbildung 7-6: Unterstellte Wirkungsgrade für Zündstrahl- und Gas-Otto-BHKW in Abhängigkeit von der installierten elektrischen Leistung (Quelle: eigene Erhebungen basierend auf DBU, 2003a).

Rührwerke und Pumpen

Für alle betrachteten Biogasanlagen wurde unterstellt, dass die Durchmischung der Fermenter mit Hilfe von langsam laufenden Axialrührwerken erfolgt, wodurch im Fermenter eine kontinuierliche und gleichmäßige Durchmischung erzielt werden kann. Die spezifischen Investitionskosten sowie Unterhaltskosten für Axialrührwerke wurden auf der Basis von DBU (2003a) abgeschätzt. Darüber hinaus wurde unterstellt, dass die Rührwerke eine durchschnittliche Nutzungsdauer von 5 Jahren aufweisen und daher alle 5 Jahre entsprechende Neuinvestitionen berücksichtigt wurden. Die Substrate bzw. Gärreste werden bei allen definierten Biogasanlagen mittels Drehkolbenpumpen durch die entsprechenden Rohrleitungen gepumpt. Als mittlere Nutzungsdauer der Drehkolbenpumpen wurden 25.000 Betriebsstunden unterstellt. Die spezifischen Investitionskosten der Pumpen wurden in Abhängigkeit der Pumpleistung auf der Basis eigener Erhebungen, welche auf den Ergebnissen von DBU (2003a) basieren, ermittelt.

7.3.5.2 Arbeitszeitaufwand und Personalkosten

Der benötigte Arbeitszeitaufwand für den Betrieb der Biogasanlage wurde unter Berücksichtigung der Ergebnisse von Keymer (2004) sowie KTBL (2005) ermittelt. Hierbei wurden die in Tabelle 7-39 zusammengefasste Arbeitszeitaufwand sowie Kosten in Höhe von 15 € Akh¹ unterstellt.

Tabelle 7-39: Unterstellter Arbeitszeitaufwand der betrachteten Biogasvarianten in Anlehnung an Keymer (2004) und KTBL (2005).

	<i>Arbeitszeitaufwand [Akh d¹]</i>
BG	2
BG+BE	2,5
BG+BF ¹⁾	3

¹⁾ schließt die Varianten BG+KA, BG+MS, BG+GS, BG+RS sowie BG+KA ein

7.3.5.5.3 Betriebsmittel und Substrate

Elektrische Energie

Der Bedarf an elektrischer Energie wurde, wie bereits im Kapitel 7.3.5.2 beschrieben, mit 10% der produzierten elektrischen Energie angesetzt. Da der Preis für zugekauften elektrischen Strom (12 ct kWh⁻¹, vgl. Kap. 7.3.4.4) i.d.R. niedriger ist als der Erlös für in Biogasanlagen produzierten Strom (vgl. Kap. 7.3.5.5.4), wird unterstellt, dass sich die Kosten für den verbrauchten elektrischen Strom auf 12 ct kWh⁻¹ belaufen.

Zündöl

Die für den Betrieb von Zündstrahl-BHKW notwendigen Zündölkosten wurden auf der Basis der „Mineralölzahlen“ des Mineralölwirtschaftsverbandes (MWV, 2005) ermittelt. Dementsprechend wurde bei der Modellierung für das Zündöl ein Preis von 0,347 € l⁻¹ angenommen.

Betriebsfremde Substrate

Die Bereitstellungskosten von in den Biogasanlagen vergorenen betriebsfremden Substraten wurden auf der Basis von KTBL (2004), LfL (2005) sowie ZMP (2005) ermittelt. Hierbei wurden auch die Transportkosten für 20 km Transportentfernung nach Wilken (2005) in Höhe von 10 € t⁻¹ Substrat berücksichtigt. Die im Rahmen der ökonomischen Bewertung angenommenen Bereitstellungskosten sind in Tabelle 7-40 zusammengefasst.

Tabelle 7-40: Bereitstellungskosten (einschließlich 20 km Transport) verschiedener Biogassubstrate berechnet nach KTBL (2004), LfL (2005), ZMP (2005) und Wilken (2005).

<i>Substrat</i>	<i>Bereitstellungskosten [€ t⁻¹]</i>
Auslesekartoffeln	10
Maissilage	40
Roggen (GPS)	44
Roggen (Korn)	121
Grassilage	55

7.3.5.5.4 Erlöse durch Verkauf von elektrischer Energie

Die Berechnung der Erlöse durch den Verkauf der produzierten elektrischen Energie erfolgt entsprechend den Vergütungssätzen des EEG (2004). Grundlage für die Berechnung der Vergütungssätze bildete hierbei das novellierte EEG vom Juni 2004, auf der die Berechnungen basieren. Mit Ausnahme der Biogasanlagen, bei denen die Auslesekartoffeln vergoren werden, erhalten alle Biogasanlagen den Bonus für nachwachsende Rohstoffe in Höhe von 6 ct kWh⁻¹.

Die nutzbare Wärmeenergie wurde ökonomisch nicht bewertet, da meist nur geringe Abwärmemengen verfügbar sind und folglich häufig eine Verwendung der Abwärme nicht im nennenswerten Umfang vor Ort möglich ist bzw. die dafür notwendigen Investitionskosten keine wirtschaftliche Nutzung erlauben.

7.4 Ergebnisse und Diskussion der ökologischen und ökonomischen Bilanzierung

7.4.1 Umweltwirkung der Referenzbetriebe

Um die Umweltwirkungen der unterschiedlichen Biogasnutzungsvarianten ökologischer Landwirtschaftsbetriebe bewerten zu können, wurden zuerst die zugrunde liegenden Wirkungen der Referenzbetriebe auf die Umwelt ermittelt, um diese im weiteren Verlauf der vergleichenden Bilanzierung den Umweltwirkungen der jeweiligen Biogasnutzungsvarianten gegenüberzustellen. In diesem Kapitel werden daher zunächst die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Referenzbetriebe MB1, MB2, MB3 und MB4 auf den Treibhauseffekt, den Verbrauch an fossiler Primärenergie und die Emissionen mit versauernder sowie eutrophierender Wirkung vorgestellt.

7.4.1.1 Treibhauseffekt

Der potentielle Treibhauseffekt, welcher in CO₂-Äquivalenten ausgedrückt wird (vgl. Kap. 7.2.1.3), ist primär durch die Freisetzungen der Gase CO₂, CH₄, N₂O sowie indirekt durch NH₃ verursacht, welche im Bereich der Landwirtschaft in einem erheblichen Umfang emittiert werden können. Im Rahmen der ökologischen Bilanzierung wurde bei der Bestimmung der wirksamen Treibhausgasemissionen zwischen direkten Emissionen (z. B. Bodenemissionen, Emissionen der Tiere oder Emissionen während der Wirtschaftsdüngerlagerung) und Emissionen bedingt durch die Bereitstellung und den Einsatz von Betriebsmitteln unterschieden. In Abbildung 7-7 sind die kumulierten direkten und indirekten Treibhausgasemissionen der Referenzbetriebe MB1, MB2, MB3 und MB4 in CO₂-Äquivalenten dargestellt. Anhand der Ergebnisse der Modellberechnungen wird deutlich, dass im Bereich der Tierproduktion wesentlich mehr klimarelevante Gase freigesetzt werden als bei der Pflanzenproduktion. Aus diesem Grund nimmt MB4 innerhalb der

Modellbetriebe eine Sonderstellung ein, da MB4 aufgrund des fehlenden Viehbesatzes bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche wesentlich geringere Gesamtklimagasfreisetzungen aufweist und somit als Gesamtbetrieb nicht direkt mit den anderen Modellbetrieben vergleichbar ist. MB4 kann daher nur bedingt im Bereich der Pflanzenproduktion mit den anderen Modellbetrieben verglichen und bewertet werden.

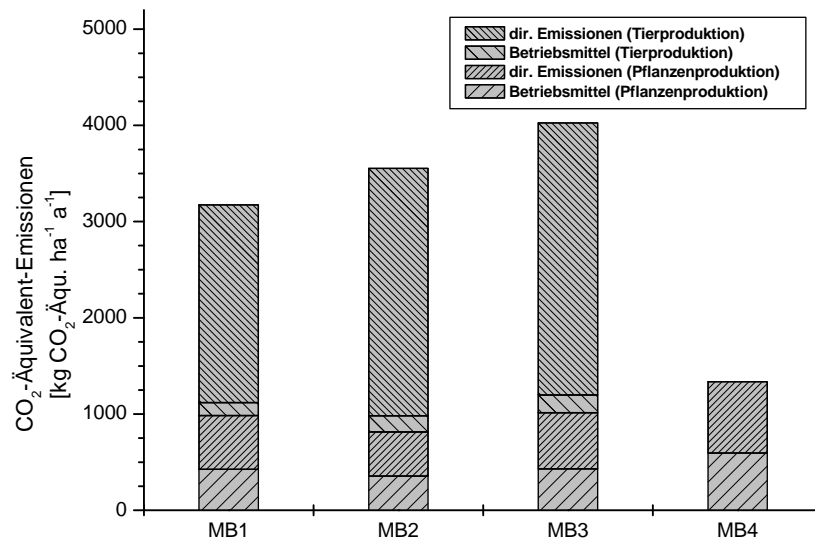


Abbildung 7-7: Treibhausgasemissionen der Referenzbetriebe.

Die höheren Emissionen der Tierproduktion liegen hauptsächlich in den direkten Methanemissionen begründet, welche bei den Modellbetrieben um durchschnittlich 88% zu den gesamten Treibhausgasemissionen der Tierproduktion beitragen (vgl. Tabelle 7-41). Diese Methanfreisetzungen stammen hierbei hauptsächlich von den verdauungsbedingten Methanemissionen der Tiere (53% der gesamten treibhausgasrelevanten Emissionen der Tierproduktion von MB1) sowie von Methanfreisetzungen während der Lagerung der Wirtschaftsdünger (35%). Da die Viehbesatzdichten der Modellbetriebe von 0,7 (MB1) auf 1,1 GV ha⁻¹ (MB3) zunehmen, steigen somit erwartungsgemäß auch die Treibhausgasemissionen der Tierproduktion von MB1 auf MB3 an, da diese u. a. von der Anzahl der Tiere abhängen.

Im Bereich der Pflanzenproduktion stammen die Treibhausgasemissionen zu etwa gleichen Anteilen von direkten Emissionen aus dem Boden (57% bei MB1) und Emissionen die durch den Einsatz von Energieträgern und Betriebsmitteln sowie deren Bereitstellung verursacht werden (43% bei MB1). Von den freigesetzten Klimagasemissionen durch den Einsatz von Betriebsmitteln und Energieträgern sowie deren Bereitstellung sind bei MB1 66% der Gesamtemissionen auf die energetische Nutzung von Diesel in Landwirtschaftsmaschinen zurückzuführen, wobei dieser Anteil auch bei den anderen Modellbetrieben wiederzufinden ist. Die verbleibenden 34% stam-

men primär von der Bereitstellung verschiedener Betriebsmittel für die Pflanzenproduktion (z. B. Saat- und Pflanzgut).

Wie aus Tabelle 7-41 zu erkennen ist, nehmen bei den direkten Treibhausgasemissionen aus der Pflanzenproduktion bei allen Modellbetrieben besonders die Lachgasemissionen eine wesentliche Rolle ein, deren Anteil bei durchschnittlich 96% der direkt in der Pflanzenproduktion emittierten Treibhausgasen liegt. Die indirekte Treibhausgaswirkung der Ammoniakfreisetzungen ist hierbei mit durchschnittlich 4% nur von untergeordneter Bedeutung. Darüber hinaus finden im Bereich der Pflanzenproduktion in Abhängigkeit vom Grün- und Ackerlandanteil unterschiedliche Methanaufnahmen des Bodens statt (vgl. Tabelle 7-20), welche als negative Emissionen gutgeschrieben wurden. Der Umfang dieser Methanaufnahmen liegt hierbei zwischen 4% (MB4) und 9% (MB2) der direkt in der Pflanzenproduktion freigesetzten Klimagase und hat somit auf die Gesamtbilanz der Modellbetriebe keinen wesentlichen Einfluss.

Tabelle 7-41: Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄, N₂O und NH₃ der Referenzbetriebe MB1, MB2, MB3 und MB4 in kg CO₂-Äquivalent-Emissionen ha⁻¹ a⁻¹.

		<i>MB1</i>	<i>MB2</i>	<i>MB3</i>	<i>MB4</i>
direkte Emissionen der Pflanzenproduktion	CO ₂	0	0	0	0
	CH ₄	-38	-46	-38	-32
	N ₂ O	572	475	590	772
	NH ₃	23	32	34	0
Emissionen durch Betriebsmitteleinsatz in der Pflanzenproduktion	CO ₂	348	325	349	398
	CH ₄	5	5	5	7
	N ₂ O	70	24	73	182
	NH ₃	3	1	3	8
direkte Emissionen der Tierproduktion	CO ₂	0	0	0	–
	CH ₄	1921	2402	2640	–
	N ₂ O	111	138	153	–
	NH ₃	24	31	34	–
Emissionen durch Betriebsmitteleinsatz in der Tierproduktion	CO ₂	129	161	177	–
	CH ₄	4	5	6	–
	N ₂ O	1	2	2	–
	NH ₃	0	0	0	–

Ferner wird beim Vergleich der bodenbürtigen N₂O-Emissionen der einzelnen Modellbetriebe deutlich, dass diese mit abnehmendem Grünlandanteil ansteigen, so dass die Ergebnisse der Modellierung bei MB2 (70% Grünlandanteil) die geringsten und bei MB4 (0% Grünlandanteil) die höchsten N₂O-Freisetzungen aufweisen. Dies liegt vor allem darin begründet, dass bei Grünland im Gegensatz zu Ackerland kein Pflanzenmaterial in den Boden eingearbeitet wird und somit die bodenbürtigen Lachgasemissionen sinken. Aber auch der geringere Einsatz an Betriebsmitteln

(insbesondere Saat- und Pflanzgut) bei Grünland hat einen Einfluss auf die Höhe der durch die Betriebsmittel verursachten N_2O -Emissionen.

7.4.1.2 Verbrauch an fossiler Primärenergie

Der Verbrauch an fossiler Primärenergie ist ein Maß für den Verbrauch fossiler Energieressourcen während des gesamten Lebensweges einer Prozesskette. Bei den definierten Modellbetrieben wird fossile Primärenergie einerseits für den direkten Verbrauch an Energieträgern (z. B. Diesel oder elektrische Energie) und andererseits für den Verbrauch verschiedener Betriebsmittel benötigt, deren Bereitstellung ebenfalls mit einem Verbrauch an fossilen Energieträgern verbunden ist (vgl. Kap. 7.3.3.3 und 7.3.4.1).

Anhand von Abbildung 7-8 wird deutlich, dass bei den Modellbetrieben im Bereich der Pflanzenproduktion weit mehr fossile Energieressourcen verbraucht werden als im Bereich der Tierproduktion. So entfallen beispielsweise bei MB1 73% des gesamten fossilen Primärenergieverbrauches des Modellbetriebes in einem Jahr auf die Pflanzenproduktion. Von der im Bereich der Pflanzenproduktion eingesetzten fossilen Primärenergie wird dabei der größte Teil durch den Einsatz von Energieträgern (hauptsächlich bei der energetischen Nutzung von Diesel in Landwirtschaftsmaschinen) verbraucht (bei MB1 77%). Der Anteil der Bereitstellung unterschiedlicher Betriebsmittel am Gesamtverbrauch fossiler Energieträger fällt dementsprechend verhältnismäßig gering aus.

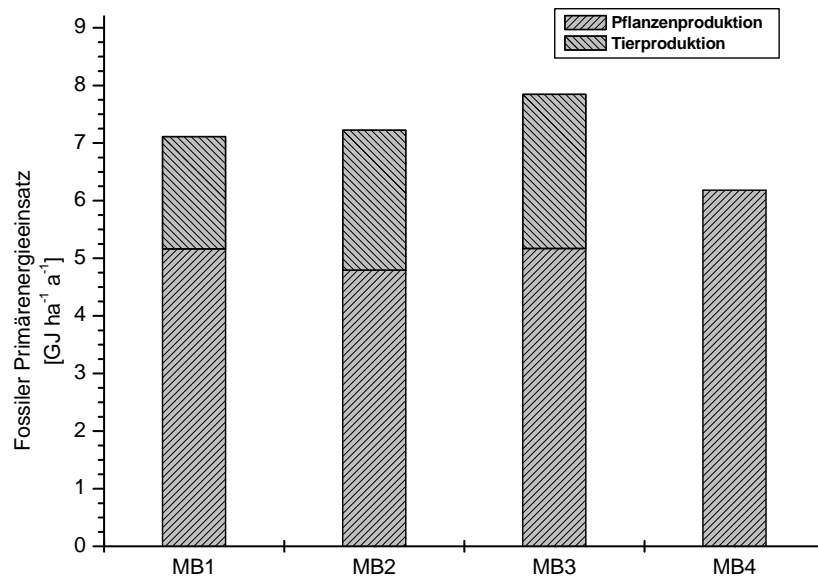


Abbildung 7-8: Verbrauch an fossiler Primärenergie der Referenzbetriebe MB1 – MB4.

Zudem konnte eine deutliche Abhängigkeit des Primärenergieverbrauchs in der Pflanzenproduktion vom Grün- bzw. Ackerlandanteil der Modellbetriebe festgestellt werden, wodurch MB2 (70%

Grünland) den geringsten und MB4 (0% Grünland) den höchsten Primärenergieaufwand in der Pflanzenproduktion aufweist.

Die viehhaltenden Modellbetriebe MB1 – MB3 zeigten zudem erwartungsgemäß einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Viehbesatzdichte und dem Verbrauch fossiler Energieträger. Folglich ist bei MB1 innerhalb der Tierproduktion der geringste und bei MB3 der größte fossile Primärenergieverbrauch festzustellen.

7.4.1.3 Emissionen mit versauernder Wirkung

Zu den bedeutendsten Gasen mit versauernder Wirkung zählen neben den Schwefel- und Stickstoffoxiden auch Ammoniak. Als Bewertungskriterium der versauernden Wirkung von Schadgasen dient die Angabe der Emissionen als SO₂-Äquivalent-Emissionen (vgl. Kap. 7.2.1.3). Es ist jedoch anzumerken, dass bei der Betrachtung der direkten Emissionen die Bewertung des Versauerungspotenzials allein auf den Ammoniakemissionen beruht, während bei den Emissionen durch die Betriebsmittel und den Energieträgereinsatz auch die Stickoxid- und Schwefeloxidemissionen der betrachteten Lebenswege berücksichtigt wurden. In Abbildung 7-9 sind die SO₂-Äquivalent-Emissionen der Referenzbetriebe MB1 – MB4 dargestellt.

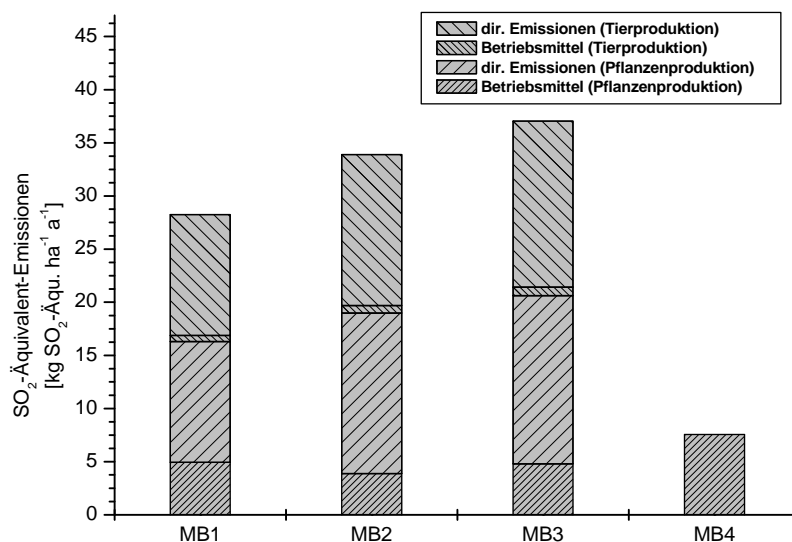


Abbildung 7-9: SO₂-Äquivalent-Emissionen der Referenzbetriebe.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse der einzelnen Modellbetriebe wird ersichtlich, dass das Versauerungspotenzial von MB1 zu MB3 hin zunimmt und insbesondere die direkten Ammoniakemissionen sowohl aus der Pflanzen- als auch Tierproduktion den größten Einfluss auf das Versauerungspotenzial ausüben. Da die Höhe der Ammoniakemissionen aus der Pflanzenproduktion besonders nach der Applikation von Wirtschaftsdüngern u. a. von der applizierten Stickstoffmen-

ge und folglich vom Viehbesatz abhängt, steigen somit auch die direkten SO_2 -Äquivalent-Emissionen der Pflanzenproduktion mit zunehmender Viehbesatzdichte von MB1 zu MB3 an. Gleiches trifft entsprechend auch auf die direkten Ammoniakemissionen der Tierhaltung zu, welche ebenfalls vom Viehbesatz abhängen. Dementsprechend ist von MB1 zu MB3 ebenfalls eine Zunahme des Versauerungspotenzials im Bereich der Tierhaltung zu verzeichnen.

Das Versauerungspotenzial von MB4 ist deutlich geringer als das der restlichen Betriebe, da in diesem Betrieb wegen der fehlenden Nutztiere keine Applikation von Wirtschaftsdüngern erfolgt, welche die Hauptquelle der betrieblichen Ammoniakemissionen in der ökologischen Pflanzenproduktion darstellt.

7.4.1.4 Emissionen mit eutrophierender Wirkung

Ammoniak und Stickstoffoxide werden, abgesehen von deren versauernden Wirkung, weiterhin als Luftschadstoffe mit eutrophierender Wirkung betrachtet, wobei die Bewertung des Eutrophierungspotenzials durch PO_4^{3-} -Äquivalente ausgedrückt wird (vgl. Kap. 7.2.1.3).

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zum Eutrophierungspotenzial der Modellbetriebe sind in Abbildung 7-10 grafisch dargestellt. Hierbei ist wie schon bei der Bewertung des Versauerungspotenzials der starke Einfluss der betrieblichen Ammoniakemissionen auf das Eutrophierungspotenzial erkennbar, so dass folglich die Emissionen mit eutrophierender Wirkung der Modellbetriebe mit steigendem Viehbesatz zunehmen. Dementsprechend weist MB4 das kleinste und MB3 das größte Eutrophierungspotenzial auf.

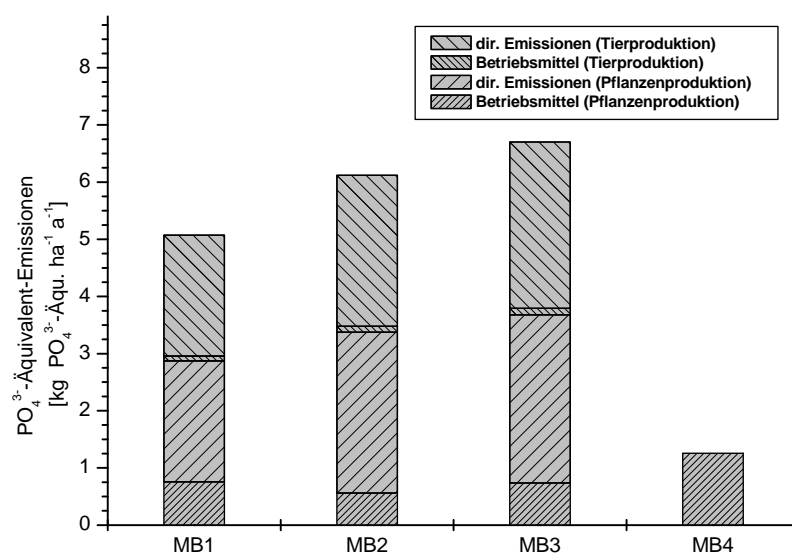


Abbildung 7-10: PO_4^{3-} -Äquivalent-Emissionen der Referenzbetriebe.

7.4.2 Biogasnutzung betriebseigener Substrate

Ausgehend von den Referenzbetrieben MB1 – MB4 wurden verschiedene Biogasnutzungsvarianten der Vergärung betriebseigener Substrate ökologisch und ökonomisch bewertet. Hierbei wurden für die viehhaltenden Modellbetriebe MB1 – MB3 die Biogasvarianten BG und BG+BE und für den viehlosen Modellbetrieb MB4 die Variante BG+BE definiert (vgl. Kap. 7.3.2). In diesem Kapitel werden die technischen Parameter der modellierten Biogasanlagen sowie die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bilanzierung der Biogasnutzung betriebseigener Substrate vorgestellt und diskutiert.

7.4.2.1 Modellierung der Biogasanlagen

Ausgehend von den in Kap. 7.3.2 getroffenen Festlegungen sind im Rahmen der Bilanzierung die Biogasanlagen der jeweiligen Modellbetriebe ausgelegt und modelliert worden. Als Ergebnis der Modellierung der einzelnen Modellbetriebe ergaben sich unterschiedliche Biogasvarianten zur Vergärung betriebseigener Substrate, deren wesentliche technische Parameter in diesem Unterkapitel vorgestellt werden.

Für MB1 wurde für die Vergärung betriebseigener Substrate für die Variante BG ein notwendiges Fermentervolumen von 240 m^3 und für BG+BE von 410 m^3 berechnet. Das vorhandene Lager für Flüssigmist wird bei allen Biogasnutzungsvarianten der Modellbetriebe weiterverwendet und mit einer gasdichten Abdeckung versehen. Für MB1-BG beträgt das Volumen des zusätzlichen Gärrestendlagers daher 0 m^3 (vgl. Tabelle 7-42), da bei dieser Variante ausschließlich der anfallende Flüssig- und Festmist vergoren wird. Auch bei der Variante BG+BE wurde das vorhandene Lager für Wirtschaftsdünger bei der Modellierung der Biogasanlage berücksichtigt, jedoch werden bei dieser Variante gegenüber MB1-BG bedeutend mehr Substrate in der Biogasanlage vergoren. Folglich wurde angenommen, dass bei MB1-BG+BE ein zusätzliches gasdichtes Gärrestendlager mit einem Volumen von 1.100 m^3 notwendig ist. Für die Varianten MB1-BG und MB1-BG+BE wurde eine produzierte Biogasmenge von 87.000 bzw. $210.000 \text{ Nm}^3 \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Hieraus ergab sich eine elektrische Leistung des BHKW von 20 (MB1-BG) bzw. $51 \text{ kW}_{\text{el}}$ (MB1-BG+BE) sowie 171 bzw. 447 MWh a^{-1} an erzeugter elektrischer Energie. In Tabelle 7-42 sind die wesentlichen Parameter der Biogasvarianten BG und BG+BE von MB1 zusammengefasst.

Tabelle 7-42: Modellerte Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB1.

		<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>
Verweilzeit	$[d]$	30	30
Fermentervolumen	$[m^3]$	240	410
Volumen zusätzliches Gärrestlager	$[m^3]$	0	1.100
Biogasmenge	$[Nm^3 a^{-1}]$	87.000	210.000
elekt. Leistung BHKW	$[kW_{el}]$	20	51
elekt. Energie	$[MWh a^{-1}]$	171	447
verfügbare therm. Energie	$[MWh a^{-1}]$	63	294
Hilfsenergie	$[MWh a^{-1}]$	34	54
Zündölverbrauch	$[kg a^{-1}]$	4.060	9.870

Bei MB2-BG ist das Fermentervolumen, aufgrund der höheren Viehbesatzdichte zusätzlich anfallenden Flüssig- und Festmist, mit $290 m^3$ größer als bei MB1-BG. Da bei MB2 jedoch deutlich weniger Erntereste und Zwischenfrüchte zur Verfügung stehen als bei MB1, erhöht sich das Fermentervolumen bei MB2-BG+BE gegenüber MB2-BG in einem geringeren Umfang als bei MB1. Das Fermentervolumen von MB2-BG+BE ist daher mit $310 m^3$ sogar geringer als das von MB1-BG+BE. Wie bereits bei MB1 dargestellt, wird das bestehende Flüssigmistlager als gasdichtes Gärrestendlager weiterverwendet, so dass bei der Variante BG von MB2 wie auch schon bei MB1-BG kein zusätzliches Gärrestendlager errichtet wird. Da, wie bereits erwähnt, bei der Variante MB2-BG+BE nur sehr geringe Mengen an Ernteresten und Zwischenfrüchten vergoren werden, ist auch für MB2-BG+BE kein zusätzliches Gärrestendlager notwendig, da das bestehende Wirtschaftsdüngerlager ausreichend ist. Aufgrund der höheren Substratmengen bei MB2-BG gegenüber MB1-BG ist hier auch die gewonnene Biogasmenge mit ca. $109.000 Nm^3 a^{-1}$ größer. Bei MB2-BG+BE ist die erzeugte Biogasmenge wegen der geringeren Ernterest- und Zwischenfruchtmengen mit $142.000 Nm^3 a^{-1}$ deutlich niedriger als bei MB1-BG+BE. Entsprechend den produzierten Biogasmengen beträgt die berechnete Leistung der BHKW für MB2-BG $25 kW_{el}$ bzw. für MB2-BG+BE $33 kW_{el}$ und die erzeugte elektrische Energie 218 bzw. $291 MWh a^{-1}$. Die wesentlichen Parameter der Biogasanlagen MB2-BG und MB2-BG+BE sind in Tabelle 7-43 zusammengefasst.

Tabelle 7-43: Modellierte Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB2.

		<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>
Verweilzeit	[d]	30	30
Fermentervolumen	[m ³]	290	310
Volumen zusätzliches Gärrestlager	[m ³]	0	0
Biogasmenge	[Nm ³ a ⁻¹]	109.000	142.000
Elekt. Leistung BHKW	[kW _{el}]	25	33
Elekt. Energie	[MWh a ⁻¹]	218	291
verfügbare therm. Energie	[MWh a ⁻¹]	88	170
Hilfsenergie	[MWh a ⁻¹]	38	41
Zündölverbrauch	[kg a ⁻¹]	5.070	6.630

Die Menge an vergorenem Flüssig- und Festmist ist bei den Biogasvarianten von MB3 höher als bei MB1 und MB2. Dementsprechend ist das Volumen des Fermenters mit 320 m³ bei MB3-BG und 450 m³ bei MB3-BG+BE größer als bei den vergleichbaren Biogasvarianten von MB1 und MB2. Wie schon bei MB1 und MB2 ist bei der Biogasvariante BG von MB3 das Volumen des bestehenden Wirtschaftsdüngerlagers ausreichend und wird zu einem gasdichten Gärrestendlager umgebaut, so dass bei MB3-BG kein zusätzliches Gärrestlager errichtet werden muss. Bei der Variante MB3-BG+BE ist jedoch angesichts der zusätzlichen Substrate das bestehende Wirtschaftsdüngerlager nicht ausreichend, so dass zu diesem, wie bereits bei MB1 dargestellt, ein zusätzliches Gärrestendlager mit einem Volumen von 710 m³ errichtet werden muss.

Die erzeugte Biogasmenge ist bei MB3-BG aufgrund der gegenüber MB1 und MB2 höheren Viehbesatzdichte mit 120.000 Nm³ a⁻¹ erwartungsgemäß größer als bei MB1-BG und MB2-BG. Bei MB3-BG+BE liegt die erzeugte Biogasmenge ebenfalls höher als bei den bisher beschriebenen Modellbetrieben, auch wenn bei MB3-BG+BE weniger Erntereste und Zwischenfrüchte vergoren werden als bei MB1-BG+BE. Hierbei ist der Mehrertrag an Biogas auf die größeren Mengen an verfügbarem Flüssig- und Festmist zurückzuführen. Entsprechend dem Biogasertrag beträgt die elektrische Leistung der BHKW für MB3-BG 28 und für MB3-BG+BE 54 kW_{el} und die erzeugte Menge an elektrischer Energie 242 bzw. 477 MWh a⁻¹. Die wesentlichen Parameter der Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB3 sind in Tabelle 7-44 gegenübergestellt.

Tabelle 7-44: Modellerte Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB3.

		BG	BG+BE
Verweilzeit	[d]	30	30
Fermentervolumen	[m ³]	320	450
Volumen zusätzliches Gärrestlager	[m ³]	0	710
Biogasmenge	[Nm ³ a ⁻¹]	120.000	223.000
elekt. Leistung BHKW	[kW _{el}]	28	54
elekt. Energie	[MWh a ⁻¹]	242	477
verfügbare therm. Energie	[MWh a ⁻¹]	98	300
Hilfsenergie	[MWh a ⁻¹]	42	58
Zündölverbrauch	[kg a ⁻¹]	5.580	10.479

Bei MB4 wurde definitionsgemäß nur die Variante BG+BE berechnet, da bei viehlosen Betrieben kein Wirtschaftsdünger anfällt. Dementsprechend kann bei diesem Modellbetrieb kein vorhandenes Wirtschaftsdüngerlager als Gärrestlager verwendet werden, so dass bei dieser Variante das gasdichte Gärrestendlager im vollen Umfang von 1.800 m³ erbaut werden muss. Das Fermentervolumen von MB4-BG+BE ist aufgrund der gegenüber MB1 – MB3 höheren Verweilzeit mit 480 m³ größer als das der bisher vorgestellten Biogasanlagen. Die produzierte Biogasmenge in Höhe von 211.000 Nm³ a⁻¹ ist dabei vergleichbar mit der Biogausausbeute von MB1-BG+BE und MB3-BG+BE, wobei bei MB4 der fehlende Wirtschaftsdünger durch den deutlich höheren Anfall an Ernteresten und Zwischenfrüchten ausgeglichen wird. Die elektrische Leistung des BHKW beträgt bei MB4-BG+BE 52 kW_{el} und die gewonnene elektrische Energie 452 MWh a⁻¹. Die wesentlichen Eigenschaften der Biogasanlage von MB4-BG+BE sind in Tabelle 7-45 zusammengefasst.

Tabelle 7-45: Modellerte Biogasanlage zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB4.

		BG+BE
Verweilzeit	[d]	45
Fermentervolumen	[m ³]	480
Volumen zusätzliches Gärrestlager	[m ³]	1.800
Biogasmenge	[Nm ³ a ⁻¹]	211.000
elekt. Leistung BHKW	[kW _{el}]	52
elekt. Energie	[MWh a ⁻¹]	452
verfügbare therm. Energie	[MWh a ⁻¹]	295
Hilfsenergie	[MWh a ⁻¹]	104
Zündölverbrauch	[kg a ⁻¹]	9.980

7.4.2.2 Ökologische Bewertung der Vergärung betriebseigener Substrate

Für alle Biogasvarianten der Biogasnutzung betriebseigener Substrate wurde eine ökologische Bewertung durchgeführt, wobei die Umweltwirkungen bezogen auf die gesamten Landwirt-

schaftsbetriebe einschließlich des Betriebes der Biogasanlage bestimmt wurden. Da eine ökologische Gesamtbilanz der Modellbetriebe erstellt wurde, wurden die durch den produzierten Strom eingesparten Emissionen konventioneller Stromproduktion dem Betrieb gut geschrieben. Im Folgenden werden die Umweltwirkungen der Biogasnutzung betriebseigener Substrate der einzelnen Modellbetriebe dargestellt, wobei die Umweltwirkungen der Referenzbetriebe zum Vergleich gegenübergestellt wurden.

7.4.2.2.1 Treibhauseffekt

Die modellierten CO₂-Äquivalent-Emissionen der Biogasnutzung betriebseigener Substrate von MB1 sowie der Referenzvariante sind in Abbildung 7-11 grafisch dargestellt. Anhand dieser Abbildung wird deutlich, dass die klimarelevanten Emissionen des Modellbetriebes insgesamt durch die Vergärung betriebseigener Substrate reduziert werden können. Dies trifft sowohl auf die Klimagasemissionen unter Berücksichtigung der Emissionsgutschrift durch die Substitution fossiler elektrischer Energie (BG: -32% bzw. BG+BE -50%) als auch ohne Anrechnung dieser Gutschrift (BG: -15% bzw. BG+BE: -4%) zu.

Den größten Beitrag zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen tragen hierbei die geminderten Emissionen im Bereich der Tierproduktion bei (vgl. Abbildung 7-12). Die Minderung der klimarelevanten Gase in diesem Bereich basiert insbesondere auf der Reduzierung von Emissionen während der Wirtschaftsdüngerlagerung. Anhand von Tabelle 7-46 ist zudem erkennbar, dass der größte Anteil der Minderung an Klimagasen im Bereich der Tierproduktion auf die Reduzierung der Methanemissionen zurückzuführen ist. Die Ergebnisse anderer Studien (Edelmann et al., 2001; DBU, 2003a; Nill, 2004; Weiske et al., 2006) zeigten ebenfalls, dass die Minderung der lagerungsbedingten CH₄-Emissionen durch die Biogasnutzung zu einem erheblichen Anteil an der Reduzierung klimarelevanter Gase beteiligt ist. Weiterhin ist in Abbildung 7-12 erkennbar, dass, entsprechend den Ergebnissen von Weiske et al. (2006), die Emissionsgutschrift durch die Substitution fossiler Energieressourcen durch die produzierte elektrische Energie in einem erheblichen Umfang die Gesamtbilanz beeinflussen und somit zu einer indirekten Minderung der Klimagase beiträgt. Entsprechend der bereitgestellten Energiemenge fällt diese Emissionsgutschrift bei MB1-BG+BE größer aus als bei MB1-BG (Abbildung 7-11).

Im Bereich der Pflanzenproduktion zeigen die Ergebnisse der Modellierung, dass bei MB1-BG und MB1-BG+BE sowohl die Emissionen durch den Betriebsmittel- und Energieträgereinsatz als auch die direkten Emissionen der Pflanzenproduktion gegenüber dem Referenzbetrieb ansteigen. Die erhöhten Klimagasfreisetzungen durch den Betriebsmittel- und Energieträgereinsatz resultieren hierbei hauptsächlich aus zusätzlichen Feldarbeitsgängen (z. B. Ausbringen der Gärreste oder Ernte und Abtransport der Erntereste und Zwischenfrüchte), wobei durch MB1-BG+BE mehr

Klimagase als durch MB1-BG freigesetzt werden, da bei MB1-BG keine Erntereste und Zwischenfrüchte vergoren werden.

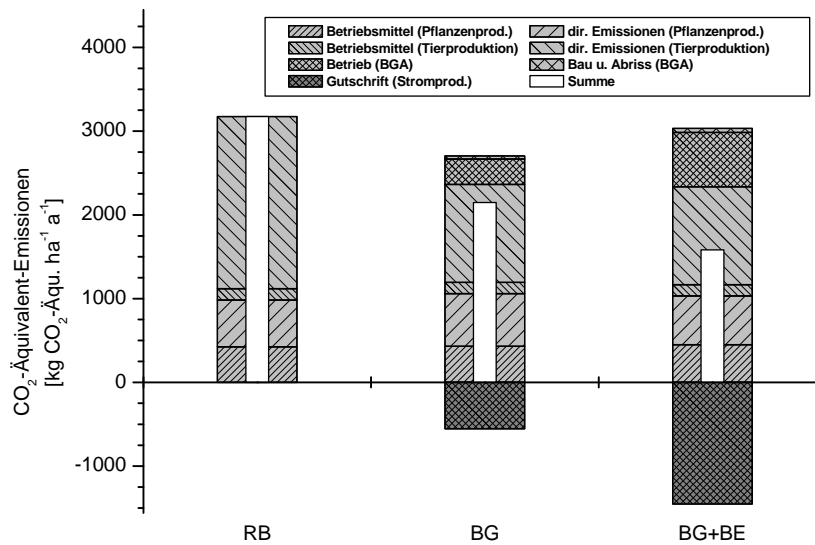


Abbildung 7-11: CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB1 bei Vergärung betriebseigener Substrate.

Der Anstieg der direkten Treibhausgasemissionen aus der Pflanzenproduktion liegt zum einen in erhöhten Ammoniakemissionen nach Applikation der Gärreste begründet, da die Gärreste einerseits gegenüber unvergorenem Flüssigmist einen höheren Ammoniumgehalt aufweisen und andererseits bei MB1-BG+BE aufgrund der größeren Substratinputtmengen höhere Stickstoffgaben ausgebracht werden. Zum anderen beruhen die zusätzlichen Treibhausgasemissionen insbesondere bei MB1-BG auf erhöhten N₂O-Freisetzungen, die auf eine zuvor verbesserte Stickstoffeffizienz besonders durch Vermeidung von Stickstoffverlusten bei Lagerung der Wirtschaftsdünger zurückzuführen ist. Somit werden gegenüber dem Referenzbetrieb höhere Stickstoffmengen in Form des Gärrestes appliziert, welche einen Anstieg der Lachgasemissionen zur Folge haben. Bei MB1-BG+BE ist dieser Effekt jedoch geringer als bei MB1-BG, da bei MB1-BG+BE Erntereste und Zwischenfrüchte abgefahren werden, wodurch die Lachgasemissionen, welche durch diese sonst eingearbeiteten Erntereste und Zwischenfrüchte hervorgerufen werden, reduziert werden.

Bei der Vergärung der betriebseigenen Substrate sind überdies Emissionen zu verzeichnen, die durch den Betrieb der Biogasanlage hervorgerufen werden. Diese basieren einerseits auf Emissionen, die durch das BHKW freigesetzt werden und größtenteils durch die fossilen CO₂-Emissionen des energetisch genutzten Zündöls bestimmt werden. Andererseits liegen die Treibhausgasemissionen im Methanschlupf aufgrund von Undichtigkeiten der Biogasanlage begründet. Eine weitere Quelle der Klimagasemissionen während des Betriebs der Biogasanlage stellt darüber hinaus die genutzte Hilfsenergie dar. Anhand von Abbildung 7-12 ist auch zu er-

kennen, dass die Emissionen durch den Betrieb der Biogasanlage erwartungsgemäß von der Größe der Biogasanlage abhängen. Folglich weist MB1-BG+BE, hervorgerufen durch den Betrieb der Biogasanlage, wesentlich höhere Klimagasemissionen auf als MB1-BG.

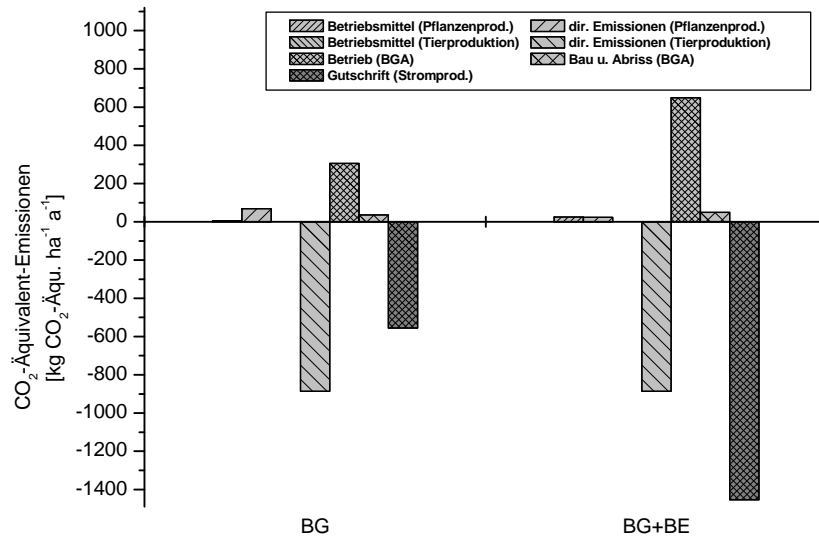


Abbildung 7-12: Differenz der CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB1 bei Vergärung betriebseigener Substrate zum Referenzbetrieb.

Der Bau und Abriss der Biogasanlage hat, wie bereits die Ergebnisse verschiedener Studien zeigten (Edelmann et al., 2001; DBU, 2003a; Nill, 2004), nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtbilanz des Modellbetriebes. Dementsprechend beträgt bei MB1-BG der Anteil der auf Bau und Rückbau der Biogasanlage zurückzuführenden Treibhausgasemissionen nur etwa 2% der betrieblichen Gesamtemissionen. Bei MB1-BG+BE beträgt dieser Anteil ca. 3% der Gesamtemissionen.

Bei der Vergärung betriebseigener Substrate von MB2 können die betrieblichen Gesamtemissionen ohne Berücksichtigung der Emissionsgutschrift der Stromproduktion ebenfalls gemindert werden (BG: -17% bzw. BG+BE: -15%). Dies wird anhand von Abbildung 7-13 deutlich, in der wie für MB1 die kumulierten Treibhausgasemissionen der Vergärung betriebseigener Substrate von MB2 sowie des Referenzbetriebes gegenübergestellt sind.

Anhand von Abbildung 7-13 und Tabelle 7-46 wird deutlich, dass die Minderung von Treibhausgasen bei MB2 ca. 30% größer ist als bei MB1. Dies liegt insbesondere in der höheren Viehdichte von MB2 begründet, wodurch sich ein größeres Minderungspotenzial für Emissionen während der Lagerung von Wirtschaftsdüngern ergibt (vgl. Abbildung 7-12 und Abbildung 7-14).

Im Gegensatz zu MB1 unterscheiden sich jedoch die betrieblichen Gesamtemissionen der Biogasvarianten BG und BG+BE von MB2 weniger als bei MB1. Dies liegt darin begründet, dass, wie bereits in Kap. 7.4.2.1 dargestellt, bei MB2-BG+BE nur geringe Mengen an Ernteresten und Zwischenfrüchten der Biogasnutzung zur Verfügung stehen. Hierdurch ist gegenüber der Variante BG der Mehrertrag an elektrischer Energie bei BG+BE weniger ausgeprägt als bei MB1. Dies trifft auch auf die durch die Biogasanlage verursachten Emissionen zu.

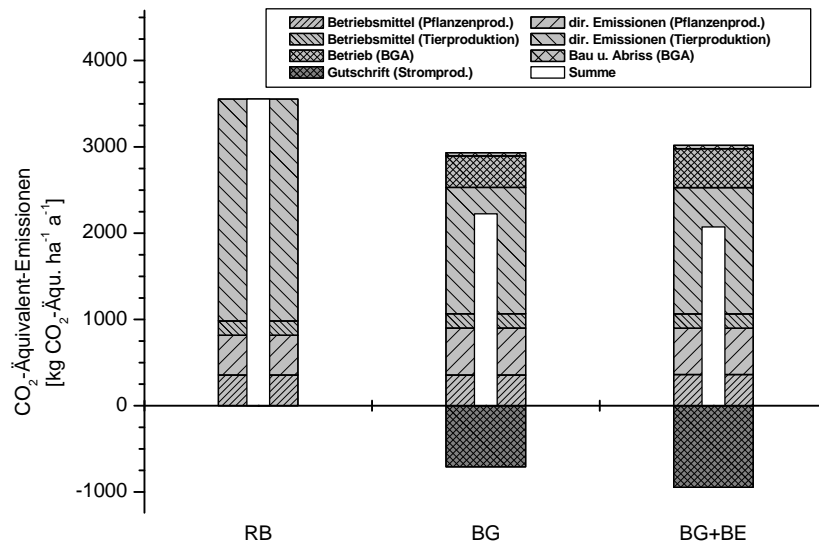


Abbildung 7-13: CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB2 bei der Vergärung betriebseigener Substrate.

Im Betriebszweig Pflanzenproduktion von MB2 werden durch den Einsatz von Betriebsmitteln und Energieträgern wie auch bei MB1 nur geringfügig höhere Emissionen bei der Vergärung betriebseigener Substrate verursacht. Dagegen sind bei den direkten Klimagasemissionen der Pflanzenproduktion gegenüber dem Referenzbetrieb höhere Klimagasemissionen zu verzeichnen. Diese liegen wie bei MB1 hauptsächlich in höheren N₂O-Freisetzungen aufgrund der gegenüber dem Referenzbetrieb verbesserten Stickstoffeffizienz begründet. Da Modellbetrieb MB2 einen höheren Viehbesatz als MB1 aufweist und sich somit höhere Stickstoffmengen im Kreislauf befinden, fallen bei MB2-BG und MB2-BG+BE diese N₂O-Emissionen höher aus als bei den vergleichbaren Varianten von MB1.

Die durch den Betrieb der Biogasanlage freigesetzten Emissionen werden wie auch bei MB1 hauptsächlich durch fossile CO₂-Emissionen des Zündöls, den Methanschluß sowie durch die Emissionen aus dem Hilfsenergieverbrauch hervorgerufen. Auch bei diesem Modellbetrieb sind die Treibhausgasemissionen, welche durch den Bau und den Rückbau der Biogasanlage verursacht werden, nur von geringer Bedeutung.

Die Minderung der Treibhausgasemissionen bei Vergärung betriebseigener Substrate wird darüber hinaus durch die Emissionsgutschrift der Stromproduktion verstärkt, welche bei Variante BG+BE (-42%) entsprechend höher ausfällt als bei Variante BG (-37%). Diese auf der Substitution fossiler Energieträger basierende Emissionsgutschrift übt dementsprechend einen entscheidenden Einfluss auf die Gesamtreibhausgasbilanz dieses Modellbetriebes aus.

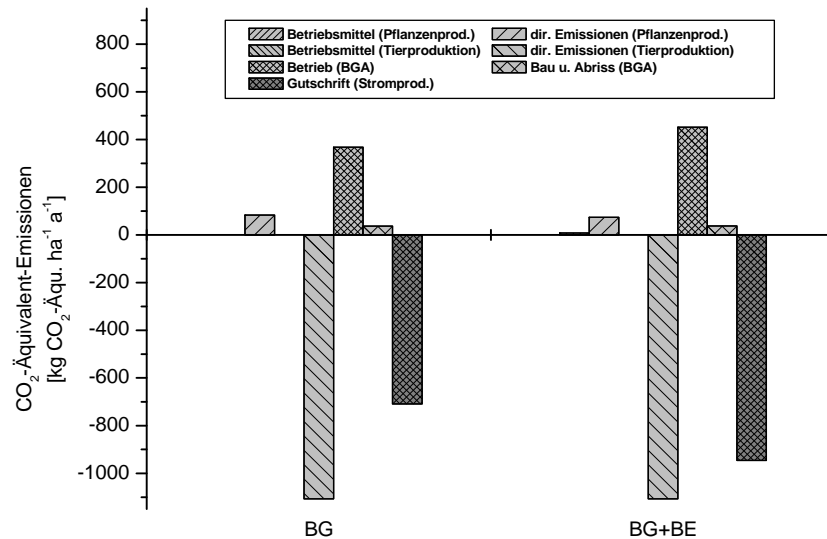


Abbildung 7-14: Differenz der CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB2 bei Vergärung betriebseigener Substrate zum Referenzbetrieb.

Die Ergebnisse der Modellierung von MB3 zeigen, dass die Treibhausgasemissionen bei der Vergärung betriebseigener Substrate mit denen der bisher dargestellten Ergebnisse der Modellbetriebe MB1 und MB2 im wesentlichen übereinstimmen und die Treibhausgasemissionen gegenüber dem Referenzbetrieb insgesamt auch reduziert werden können. In Abbildung 7-15 sind die kumulierten Treibhausgasemissionen der Vergärung betriebseigener Substraten von MB3 dargestellt. Ohne Berücksichtigung der Emissionsgutschrift der Stromproduktion werden hierbei die betrieblichen Klimagasfreisetzungen bei BG um 17% bzw. bei BG+BE um 10% reduziert, während unter Berücksichtigung der Emissionsgutschrift eine Minderung der Treibhausgasemissionen um 36 bzw. 49% festzustellen ist.

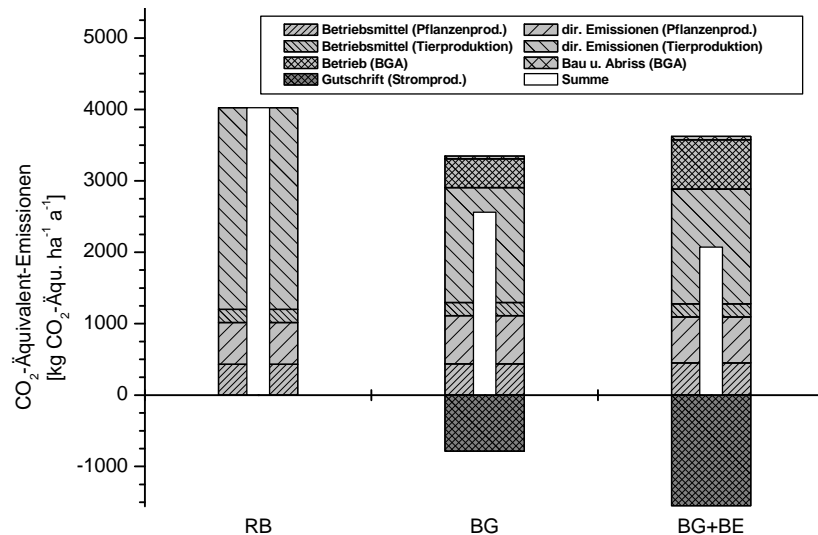


Abbildung 7-15: CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB3 bei der Vergärung betriebseigener Substrate.

Anhand von Abbildung 7-15 und Tabelle 7-46 ist erkennbar, dass wie bei den bisher dargestellten Ergebnissen bei den Biogasnutzungsvarianten von MB3 eine Minderung der Klimagasemissionen vorwiegend im Bereich der Tierproduktion erzielt wird. Diese Minderung ist entsprechend der höheren Viehbesatzdichte von MB3 größer als bei MB1 und MB2.

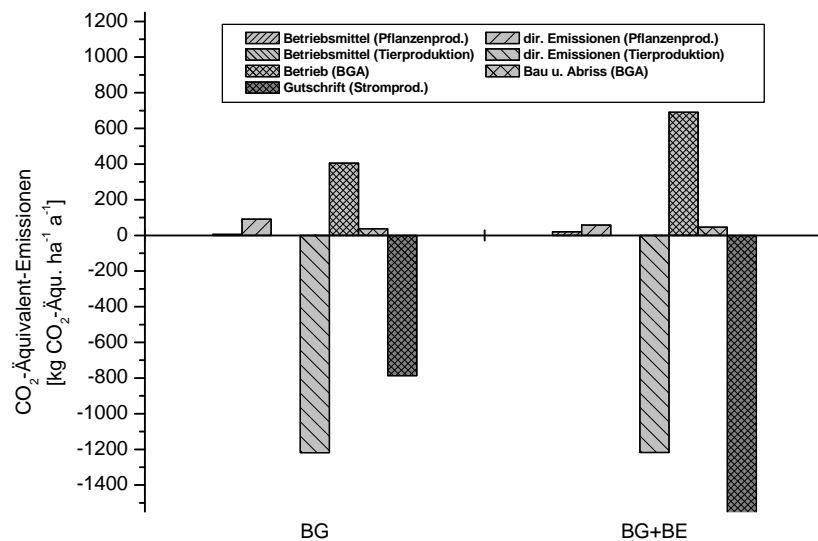


Abbildung 7-16: Differenz der CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB3 bei Vergärung betriebseigener Substrate zum Referenzbetrieb.

Eine Erhöhung der Klimagasemissionen aus der Pflanzenproduktion ist auch bei diesem Modellbetrieb in einem vergleichbaren Umfang wie bei MB1 zu verzeichnen und wird auch hier primär von den erhöhten N₂O-Emissionen hervorgerufen.

Die Ergebnisse der Modellierung der Biogasnutzung betriebseigener Substrate des viehlosen Modellbetriebes MB4 sind in Abbildung 7-17 grafisch dargestellt. Im Gegensatz zu den bisher dar-

gestellten Ergebnissen, ist bei MB4-BG+BE eine Zunahme der Treibhausgasemissionen um 51% festzustellen, wenn die Emissionsgutschrift der produzierten elektrischen Energie unberücksichtigt bleibt.

Unter Berücksichtigung dieser Emissionsgutschrift ist jedoch, wie bei den bisher betrachteten Modellbetrieben (MB1 – MB3) eine Minderung der Treibhausgasemissionen um 59% zu verzeichnen.

Da Modellbetrieb MB4 ein viehloses System darstellt und somit keinen Viehbesatz aufweist, kann folglich keine Minderung von Emissionen während der Wirtschaftsdüngerlagerung wie bei MB1 – MB3 erfolgen.

Anhand von Abbildung 7-18 ist zudem zu erkennen, dass im Gegensatz zu den Modellbetrieben mit Viehhaltung bei MB4 die Treibhausgasemissionen im Bereich der direkten Emissionen der Pflanzenproduktion gemindert werden. Diese Minderung beruht hierbei insbesondere auf einer Reduzierung der Lachgasemissionen um ca. 39%, welche auf die Abfuhr der Erntereste und Zwischenfrüchte zurückzuführen ist.

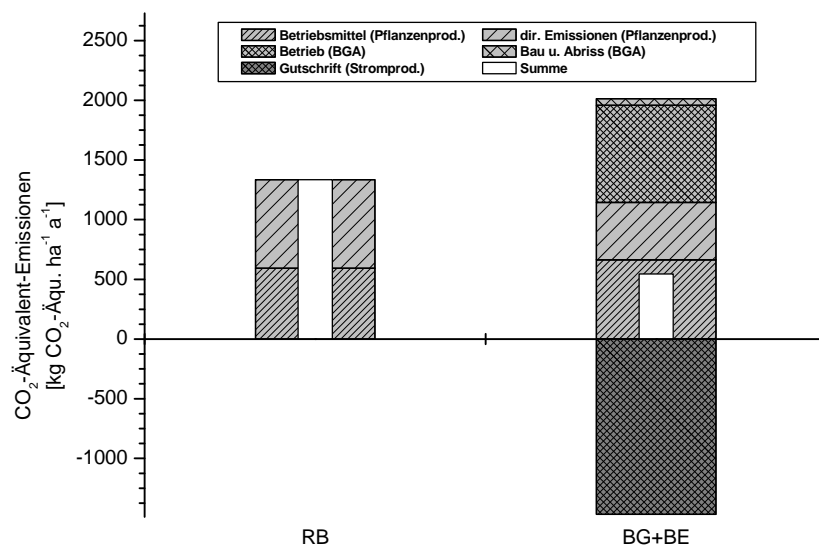


Abbildung 7-17: CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB4 bei der Vergärung betriebseigener Substrate.

Darüber hinaus nehmen die durch den Einsatz von Energieträgern und Betriebsmitteln in der Pflanzenproduktion hervorgerufenen Treibhausgasemissionen bei der Vergärung der betriebseigenen Substrate bei MB4 im Vergleich zum Referenzbetrieb in einem größeren Umfang zu als es bei den viehhaltenden Modellbetrieben der Fall ist. Dies liegt in dem bei diesem Modellbetrieb größeren Aufwand für die Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte sowie der Applikation der Gärreste begründet, wodurch sich ein höherer Verbrauch an Energieträgern und Betriebsmitteln ergibt.

Durch den Betrieb der Biogasanlage werden bei MB4-BG+BE wie auch bei den anderen Modellbetrieben klimarelevante Emissionen freigesetzt, welche durch die fossilen CO₂-Emissionen des Zündöls, den Methanschlupf sowie den Einsatz von Hilfsenergie verursacht werden. Der Umfang dieser Klimagasfreisetzungen ist jedoch gegenüber der Variante BG+BE der anderen Modellbetriebe höher, da bei dieser Biogasanlage aufgrund der höheren Verweilzeit sowie der hohen TS-Gehalte im Fermenter mehr Hilfsenergie benötigt wird. Der Bau und Rückbau der Biogasanlage hat wie auch bei den anderen Biogasanlagen nur einen geringen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz der Biogasanlage und somit des gesamten Modellbetriebes.

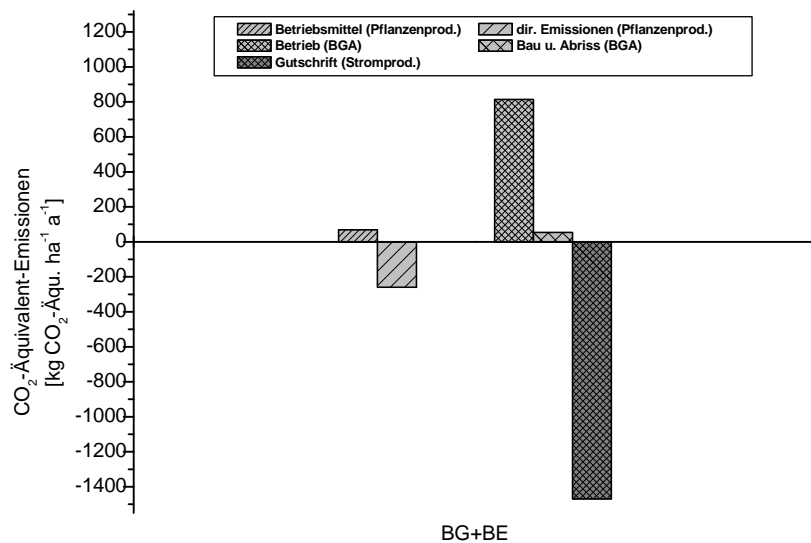


Abbildung 7-18: Differenz der CO₂-Äquivalent-Emissionen von MB4 bei Vergärung betriebseigener Substrate zum Referenzbetrieb.

In Tabelle 7-46 sind für die Modellbetriebe MB1, MB2, MB3 und MB4 die Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄, N₂O sowie NH₃ bei Vergärung betriebseigener Substrate zusammenfassend gegenübergestellt.

Tabelle 7-46: Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄, N₂O und NH₃ der Biogasvarianten BG und BG+BE der Modellbetriebe MB1, MB2, MB3 und MB4 in kg CO₂-Äquivalent-Emissionen ha⁻¹ a⁻¹.

		<i>MB1</i>		<i>MB2</i>		<i>MB3</i>		<i>MB4</i>
		<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+BG</i>
direkte Emissionen der Pflanzenprodukti- on	CO ₂	0	0	0	0	0	0	0
	CH ₄	-38	-38	-46	-46	-38	-38	-32
	N ₂ O	634	576	551	537	674	632	470
	NH ₃	32	44	40	45	42	50	42
Emissionen durch Betriebsmitteleinsatz in der Pflanzenpro- duktion	CO ₂	354	373	325	333	355	369	467
	CH ₄	5	6	5	5	5	6	8
	N ₂ O	70	70	24	24	73	74	182
	NH ₃	3	3	1	1	3	3	8
direkte Emissionen der Tierproduktion	CO ₂	0	0	0	0	0	0	–
	CH ₄	1.159	1.159	1.450	1.450	1.594	1.594	–
	N ₂ O	0	0	0	0	0	0	–
	NH ₃	10	10	13	13	14	14	–
Emissionen durch Betriebsmitteleinsatz in der Tierproduktion	CO ₂	129	129	161	161	177	177	–
	CH ₄	4	4	5	5	6	6	–
	N ₂ O	1	1	2	2	2	2	–
	NH ₃	0	0	0	0	0	0	–
Emissionen durch den Betrieb der Biogasan- lage	CO ₂	234	459	279	337	308	511	635
	CH ₄	70	168	87	113	96	178	176
	N ₂ O	1	2	1	1	1	2	3
	NH ₃	0	0	0	0	0	0	0
Emissionen durch den Bau und Rückbau der Biogasanlage	CO ₂	34	48	36	36	36	45	52
	CH ₄	1	1	1	1	1	1	1
	N ₂ O	0	0	0	0	0	0	0
	NH ₃	0	0	0	0	0	0	0
Emissionsgutschrift durch Stromprodukti- on	CO ₂	-528	-1.381	-674	-899	-748	-1.474	-1.397
	CH ₄	-23	-59	-29	-38	-32	-63	-60
	N ₂ O	-5	-13	-6	-8	-7	-13	-13
	NH ₃	0	0	0	0	0	0	0

7.4.2.2.2 Verbrauch an fossiler Primärenergie

Der Verbrauch an fossiler Primärenergie hängt, wie bereits in Kap. 6.1.2 dargestellt, hauptsächlich vom Verbrauch an Energieträgern und Betriebsmitteln ab. Dementsprechend ist zu erwarten, dass ohne Berücksichtigung der Gutschrift der produzierten elektrischen Energie der Verbrauch an fossiler Primärenergie durch den zusätzlichen Verbrauch an Betriebsmitteln und Energieträgern durch die Implementierung einer Biogasanlage in den Modellbetrieb zunimmt. Anhand von Abbildung 7-19 ist zu erkennen, dass diese Aussage auf alle Biogasvarianten zur Vergärung betriebseigener Substrate der Modellbetriebe zutrifft.

Anhand der Ergebnisse ist darüber hinaus ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Größe der Biogasanlage und der Höhe des zusätzlichen Verbrauchs an fossiler Primärenergie festzustellen.

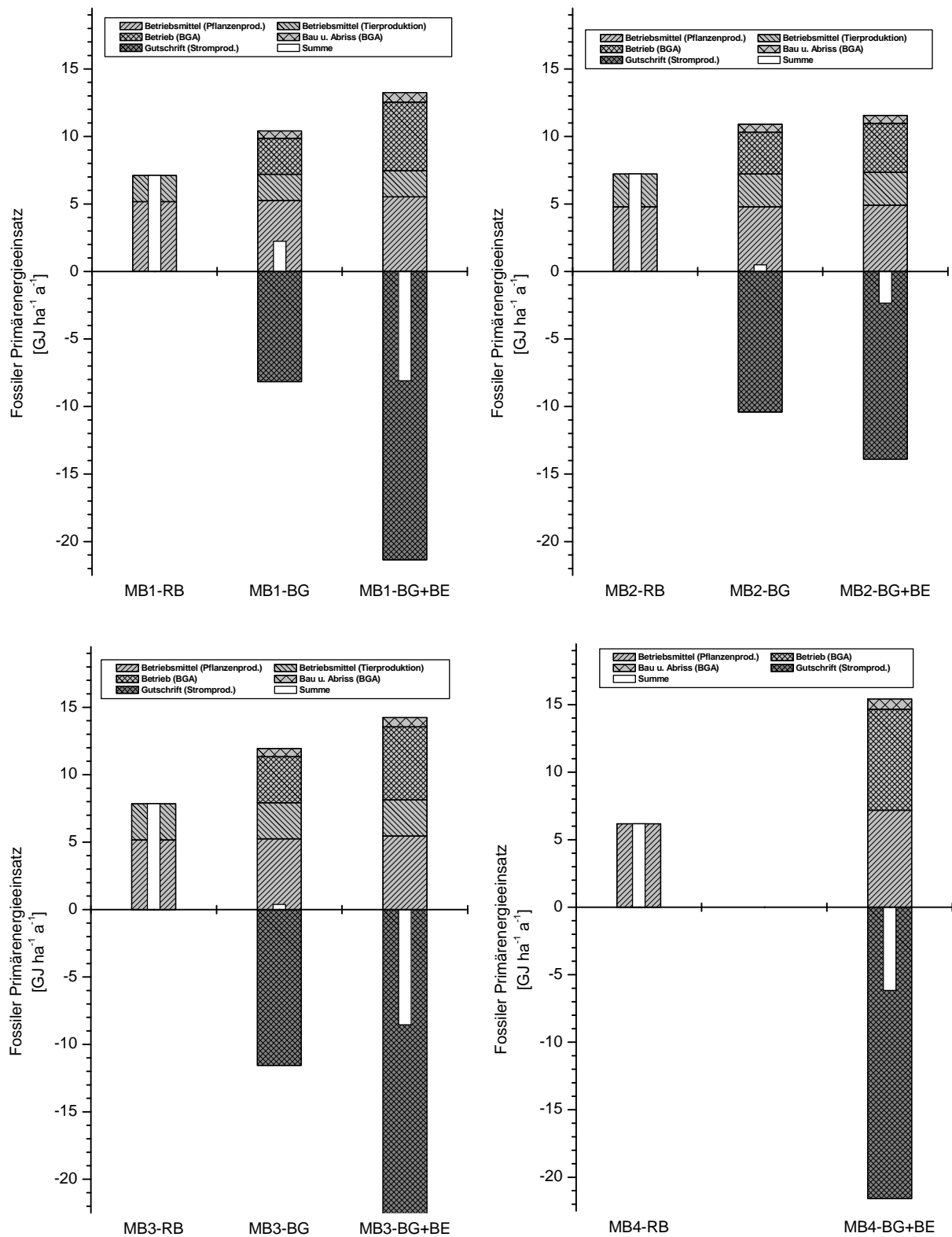


Abbildung 7-19: Verbrauch an fossiler Primärenergie der Modellbetriebe bei Vergärung betriebs-eigener Substrate.

So weisen die Varianten BG+BE gegenüber der Variante BG der Modellbetriebe MB1 und MB3 einen wesentlich höheren Verbrauch an fossiler Primärenergie auf als bei MB2, bei dem sich die Größe der Biogasanlagen aufgrund ähnlicher Substratmengen kaum unterscheidet.

Der bereits dargestellte Mehrverbrauch an fossiler Primärenergie bei den unterschiedlichen Biogasnutzungsvarianten erfolgt in einem erheblichen Umfang durch den Betrieb der Biogasanlage in Form von Zündöl und Hilfsenergie und hängt daher besonders von der Größe der Biogasanlage ab. Durch den Bau und Rückbau der Biogasanlage wird ebenfalls zusätzliche fossile Primärenergie verbraucht, wobei dieser Verbrauch einen geringeren Einfluss auf die Gesamtbilanz hat als der durch den Betrieb der Biogasanlage verursachte Verbrauch.

Ein Mehrverbrauch an fossiler Primärenergie ist ebenfalls im Bereich der Pflanzenproduktion festzustellen und liegt hauptsächlich in den zusätzlichen Feldarbeitsgängen begründet. Dieser Mehrverbrauch hat jedoch auf die Gesamtbilanz der Modellbetriebe, mit Ausnahme von MB4, nur einen sehr geringen Einfluss. Bei MB4 ist dieser Einfluss gegenüber den anderen Modellbetrieben ein wenig größer, da bei MB4-BG+BE im Vergleich zum Referenzbetrieb wesentlich mehr Feldarbeitsgänge durchgeführt werden als bei den übrigen Modellbetrieben. Betrachtet man beim Verbrauch der fossilen Primärenergie die Gutschrift, welche sich aus der Substitution fossiler Primärenergie ergibt, so wird deutlich, dass bei der Variante BG+BE aller Modellbetriebe ein negativer Verbrauch an fossiler Primärenergie entsteht. Das heißt, dass durch die Stromproduktion mehr fossile Primärenergie eingespart werden kann, als auf dem gesamten Betrieb verbraucht wird. Bei den Varianten BG der Modellbetriebe sind zwar keine negativen Verbräuche an fossiler Primärenergie zu verzeichnen, jedoch kann auch bei diesen Varianten eine deutliche Reduzierung des Verbrauchs fossiler Primärenergie um mehr als das Doppelte (MB1-BG+BE) festgestellt werden. Die Gutschrift durch die Energiesubstitution hat somit bei allen Modellbetrieben einen erheblichen Einfluss auf das Gesamtergebnis hinsichtlich des Verbrauchs fossiler Primärenergie.

7.4.2.2.3 Emissionen mit versauernder Wirkung

Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass die Biogasnutzung einen sehr differenzierten Einfluss auf die Emissionen mit versauernder Wirkung hat, welche wesentlich durch die direkten Emissionen aus der Pflanzen- und Tierproduktion verursacht werden (vgl. Abbildung 7-20). So ist zu erkennen, dass im Bereich der Tierproduktion bei allen viehhaltenden Modellbetrieben durch die Vergärung betriebseigener Substrate eine Minderung der Emissionen mit versauernder Wirkung erzielt werden kann. Diese Emissionsminderung beruht hierbei auf der Vermeidung der NH₃-Emissionen, welche bei den Referenzbetrieben während der Lagerung der Wirtschaftsdünger freigesetzt werden. Wie bereits in Kap. 7.4.2.2.1 dargestellt, hängt diese Minderung der Ammoniakemission vom Viehbesatz ab und ist somit bei MB3 am größten.

Im Bereich der Pflanzenproduktion zeigen die Ergebnisse der Modellierung, dass bei allen Biogasnutzungsvarianten zur Vergärung betriebseigener Substrate sämtlicher Modellbetriebe die Emissionen mit versauernder Wirkung gegenüber den Referenzbetrieben zunehmen. Der größte Anteil kann hierbei den erhöhten Ammoniakemissionen nach Applikation der Gärreste zugeschrieben werden, da einerseits der Ammoniumgehalt in den Gärresten höher ist als in Rohgülle und andererseits insbesondere bei der Biogasvariante BG+BE höhere Stickstoffmengen appliziert werden. Dieser Effekt ist besonders stark bei MB4 ausgeprägt, da bei der Referenzvariante von MB4 wegen des fehlenden Viehbesatzes keine Wirtschaftsdünger ausgebracht werden und somit bei MB4-RB keine Ammoniakemissionen freigesetzt werden.

Weiterhin ist anhand der Ergebnisse zu erkennen, dass bei allen Modellbetrieben im Bereich der Pflanzenproduktion aufgrund der Biogasnutzung auch die Emissionen mit versauernder Wirkung zunehmen, welche durch den Einsatz von Betriebsmitteln und Energieträgern hervorgerufen werden. Dieser Anstieg ist, wie bereits in den vorherigen Kapiteln dargestellt, auf die zusätzlichen Feldarbeitsgänge bei Biogasnutzung zurückzuführen. Dieser Effekt ist bei MB4 am größten, aber in Hinsicht auf das Gesamtergebnis bei allen Modellbetrieben nur von untergeordneter Bedeutung.

Darüber hinaus werden auch durch den Betrieb der Biogasanlagen Emissionen mit Versauerungspotenzial freigesetzt, welche einerseits in den direkten Emissionen der BHKW und andererseits durch den Einsatz von Betriebsmitteln und Hilfsenergie begründet liegen. Diese Emissionen sind hierbei zwischen 5% (MB1-BG) und 10% (MB4-BG+BE) an dem gesamten Versauerungspotenzial der Betriebe beteiligt. Durch den Bau und Rückbau der Biogasanlage werden ebenfalls Emissionen mit versauernder Wirkung freigesetzt, deren Einfluss auf die Gesamtbilanz jedoch nur von geringer Bedeutung ist.

Der Einfluss der Gutschrift der produzierten elektrischen Energie ist im Gegensatz zu den bisher betrachteten Wirkungskategorien weitgehend unbedeutend. So liegt der Anteil dieser Emissionsgutschrift zwischen 3% (MB1-BG) und 8% (MB4-BG+BE) der Gesamtemissionen.

Bei der Betrachtung der Gesamtemissionen mit Versauerungspotenzial kann die Aussage getroffen werden, dass bei den viehhaltenden Modellbetrieben MB1 – MB3 abgesehen von der Variante BG+BE der Modellbetrieb MB1 und MB3 das Versauerungspotenzial gesenkt werden kann, wobei dies hauptsächlich in der Emissionsminderung bei der Wirtschaftsdüngerlagerung begründet liegt.

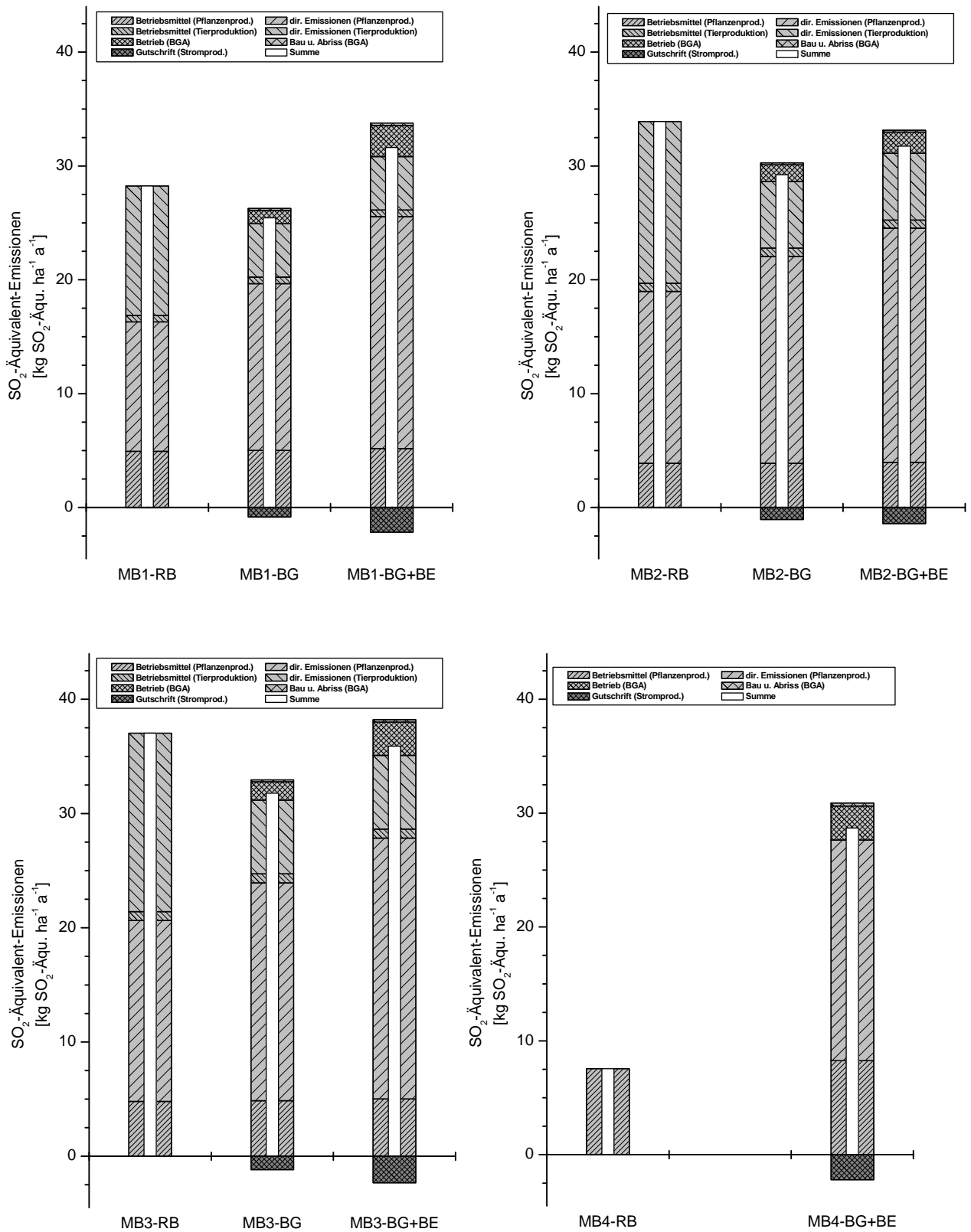


Abbildung 7-20: SO₂-Äquivalent-Emissionen der Modellbetriebe bei Vergärung betriebseigener Substrate.

Bei MB4 kann das Versauerungspotenzial durch Vergärung betriebseigener Substrate nicht reduziert werden, da hier keine Minderung der lagerungsbedingten Emissionen von Wirtschaftsdüngern erfolgen kann. Die Emissionen mit versauernder Wirkung werden bei MB4 aufgrund der

NH₃-Emissionen nach der Applikation der Gärreste sogar in einem erheblichen Umfang (+280%) erhöht.

7.4.2.2.4 Emissionen mit eutrophierender Wirkung

Die in Abbildung 7-21 dargestellten Ergebnisse der Modellierung über den Einfluss der Vergärung betriebseigener Substrate auf das Eutrophierungspotenzial zeigen, dass die Biogasnutzung vor allem auf die direkt freigesetzten Emissionen mit eutrophierender Wirkung aus Pflanzen- und Tierproduktion einen wesentlichen Einfluss haben. Dieser Einfluss liegt wie schon beim Versauerungspotenzial der Modellbetriebe insbesondere in der Minderung bzw. Erhöhung der freigesetzten NH₃-Emissionen begründet.

Infolgedessen ist bei allen Modellbetrieben im Bereich der Tierproduktion eine Minderung der eutrophierend wirkenden Emissionen zu verzeichnen, da bei der Biogasnutzung NH₃-Emissionen reduziert werden, die bei den Referenzbetrieben während der Lagerung der Wirtschaftsdünger freigesetzt werden. Diese Minderung ist entsprechend dem Versauerungspotenzial aufgrund des größten Viehbesatzes bei MB3 am stärksten ausgeprägt.

Auch im Bereich der Pflanzenproduktion sind die Ergebnisse zur Bewertung des Eutrophierungspotenzials der Biogasnutzung betriebseigener Substrate mit denen des Versauerungspotenzials der Modellbetriebe vergleichbar. Dementsprechend nehmen bei allen Modellbetrieben die Emissionen mit eutrophierender Wirkung gegenüber den Referenzbetrieben zu, wobei die Zunahme bei MB4 besonders deutlich zu erkennen ist (vgl. Kap. 7.4.2.2.3). Darüber hinaus steigen bei allen Modellbetrieben auch die im Bereich der Pflanzenproduktion durch den Einsatz von Betriebsmitteln und Energieträgern verursachten eutrophierenden Emissionen an, wobei dieser Effekt ebenfalls bei MB4 am stärksten ausgeprägt ist. Insgesamt betrachtet haben die Zunahmen der Emissionen mit eutrophierender Wirkung, welche durch den Energieträger- und Betriebsmitteleinsatz in der Pflanzenproduktion hervorgerufen werden, nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtbilanz des Eutrophierungspotenzials.

Die durch den Betrieb der Biogasanlagen freigesetzten Emissionen mit eutrophierender Wirkung liegen einerseits in den direkten Emissionen der BHKW und andererseits durch den Einsatz von Betriebsmitteln und Hilfsenergie begründet. Der Einfluss dieser Emissionen auf das gesamte Eutrophierungspotenzial ist hierbei jedoch geringer als auf das Versauerungspotenzial der Betriebe. Die durch den Bau und Rückbau der Biogasanlage freigesetzten Emissionen sind bzgl. der Gesamtbilanz nur von sehr geringer Bedeutung.

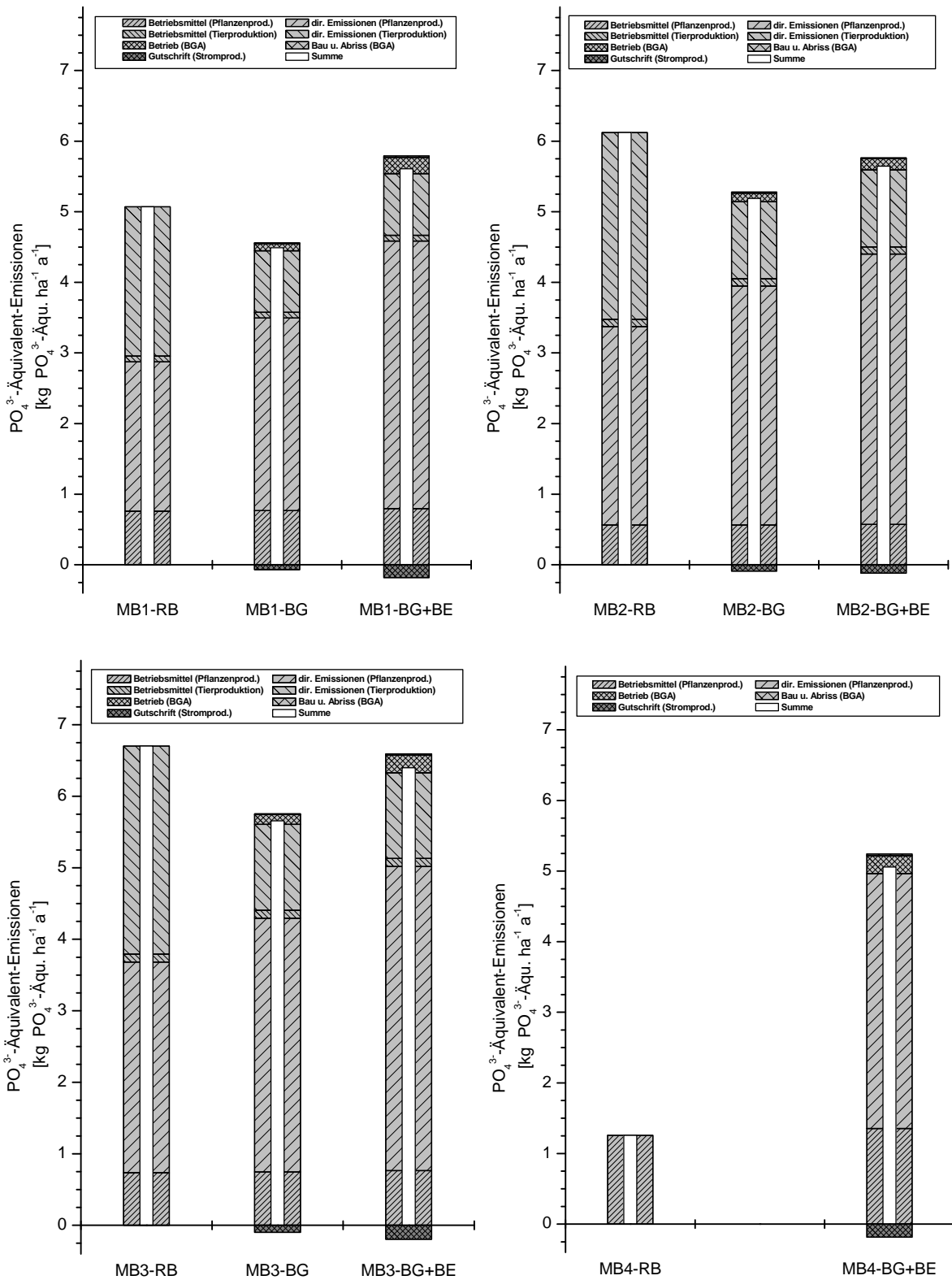


Abbildung 7-21: PO_4^{3-} -Äquivalent-Emissionen der Modellbetriebe bei Vergärung betriebseigener Substrate.

Der Einfluss der Gutschrift der produzierten elektrischen Energie auf das Eutrophierungspotenzial ist hierbei noch geringer als beim Versauerungspotenzial der Modellbetriebe, wobei der Anteil dieser Emissionsgutschrift hierbei zwischen 2% (MB1-BG) und 4% (MB4-BG+BE) des gesamten Eutrophierungspotenzials liegt.

Beim Vergleich des Eutrophierungspotenzials der Biogasnutzungsvarianten der Modellbetriebe ist festzustellen, dass, ähnlich wie beim Versauerungspotenzial bei den viehhaltenden Modellbetrieben MB1 – MB3, mit Ausnahme von MB1-BG+BE das Eutrophierungspotenzial reduziert wird, wobei dies primär in der Reduzierung der Emissionen während der Wirtschaftsdüngerlagerung begründet liegt. Bei MB4 erfolgt eine Erhöhung des Eutrophierungspotenzials durch die Vergärung betriebseigener Substrate, da bei diesem viehlosen Betrieb keine lagerungsbedingten Emissionen von Wirtschaftsdüngern gemindert werden können, so dass die eutrophierend wirkenden Emissionen bei MB4 entsprechend Kap. 7.4.2.2.3 in einem erheblichen Umfang erhöht werden.

7.4.2.3 Ökonomische Bewertung der Vergärung betriebseigener Substrate

Neben der ökologischen Bewertung der Biogasnutzung betriebseigener Substrate wurde auch eine ökonomische Bilanzierung der Biogasnutzung der definierten Modellbetriebe durchgeführt. Bei der Modellierung der Biogasanlagen wurden einerseits die Investitionskosten und andererseits die jährlichen Kosten und Erlöse der definierten Biogasanlagen ermittelt. Die Ergebnisse dieser ökonomischen Bewertung werden in diesem Kapitel vorgestellt und diskutiert.

In Tabelle 7-47 sind die modellierten Investitionskosten der unterschiedlichen Komponenten sowie die Gesamtinvestitionskosten der Biogasanlagen MB1-BG und MB1-BG+BE zusammengefasst.

Tabelle 7-47: Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB1.

	<i>MB1-BG</i>	<i>MB1-BG+BE</i>
Fermenter	69.800 €	93.200 €
Gärrestlager	0 €	49.500 €
BHKW	37.000 €	60.900 €
Gasspeicherung	19.200 €	24.600 €
Technische Ausrüstung	35.900 €	66.400 €
Planung / Genehmigung	16.200 €	29.500 €
Summe	178.100 €	324.100 €

Anhand dieser Ergebnisse ist zu erkennen, dass ein großer Anteil der Gesamtkosten auf den Fermenter (39% bei MB1-BG bzw. 29% bei MB1-BG+BE) entfallen. Die Ergebnisse des Biogas-Messprogramms der FNR (2005c) haben gezeigt, dass durchschnittlich 45% der gesamten Inves-

titionskosten einer Biogasanlage auf den Bau entfallen. Da bei FNR (2005c) die Kosten des Baus auch die Kosten für das Gärrestendlager einschließen, stimmen die hier bei der Modellierung ermittelten Anteile mit 39% bzw. 44% gut mit denen von FNR (2005c) überein.

Die spezifischen Investitionskosten liegen bei MB1-BG mit ca. $8.900 \text{ € kW}_{\text{el}}^{-1}$ auf sehr hohem Niveau, was jedoch in der geringen elektrischen Leistung von $20 \text{ kW}_{\text{el}}$ der Biogasanlage begründet liegt, da die Kosten in diesem Leistungsbereich extrem hoch sind. Die spezifischen Investitionskosten von MB1-BG+BE sind zwar mit ca. $6.400 \text{ € kW}_{\text{el}}^{-1}$ niedriger als bei MB1-BG, liegen aber ebenfalls auf einem sehr hohen Niveau.

Die jährlichen Kosten dieser Biogasanlagen sowie die Erlöse aus der Gewinnung elektrischer Energie sind in Tabelle 7-48 zusammengefasst. Darüber hinaus sind in Tabelle 7-48 sowohl die Mehrkosten aus der Pflanzenproduktion (z. B. für das Ausbringen zusätzlicher Gärreste oder für die Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte) als auch die Mehrerlöse durch Ertragssteigerungen (vgl. Kap. 7.3.3.1) aufgeführt. Es ist anhand der Ergebnisse zu erkennen, dass bei beiden Biogasvarianten die jährlichen Kosten die Erlöse stark überschreiten, so dass bei MB1-BG ein jährlicher Verlust in Höhe von 29.000 € a^{-1} sowie bei MB1-BG+BE von 25.900 € a^{-1} zu verzeichnen ist. Diese Biogasanlagen können dementsprechend unter den definierten Bedingungen nicht wirtschaftlich betrieben werden.

Tabelle 7-48: Berechnete Kosten, Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB1.

	<i>MB1 BG</i>	<i>MB1 BG+BE</i>
Investitionskosten BGA	29.000 € a^{-1}	50.300 € a^{-1}
Betriebskosten BGA	16.400 € a^{-1}	31.400 € a^{-1}
Personalkosten BGA	12.600 € a^{-1}	15.800 € a^{-1}
Erlöse durch Stromproduktion	29.600 € a^{-1}	77.500 € a^{-1}
Mehrkosten Pflanzenproduktion	3.300 € a^{-1}	15.000 € a^{-1}
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	2.700 € a^{-1}	9.100 € a^{-1}
Gewinn	-29.000 € a^{-1}	-25.900 € a^{-1}

Die berechneten Investitionskosten von MB2-BG und MB2-BG+BE sind in Tabelle 7-49 zusammengefasst. Auch bei diesen Biogasanlagen wird ein Großteil der Investitionskosten durch die Fermenter verursacht (Tabelle 7-49). Die spezifischen Investitionskosten dieser Biogasanlagen liegen mit 7.700 bzw. $6.300 \text{ € kW}_{\text{el}}^{-1}$ unter den spezifischen Investitionskosten der Biogasanlagen von MB1. Die deutlich niedrigeren Investitionskosten von MB2-BG liegen vor allem in der größeren elektrischen Leistung der Biogasanlage begründet, da bei Biogasanlagen nach DBU (2003a) mit steigender elektrischer Leistung die spezifischen Investitionskosten abnehmen. MB2-BG+BE weist mit $33 \text{ kW}_{\text{el}}$ eine geringere elektrische Leistung auf als MB1-BG+BE mit $51 \text{ kW}_{\text{el}}$. Die insgesamt geringfügig niedrigeren spezifischen Investitionskosten bei MB2-BG+BE

werden weitgehend durch das nicht vorhandene zusätzliche Gärrestendlager verursacht (vgl. Kap. 7.4.2.1).

Tabelle 7-49: Investitionskosten der Biogasanlagen von Modellbetrieb 2.

	<i>MB2 BG</i>	<i>MB2 BG+BE</i>
Fermenter	75.900 €	78.100 €
Gärrestlager	0 €	0 €
BHKW	41.900 €	48.700 €
Gasspeicherung	20.600 €	20.900 €
Technische Ausrüstung	37.500 €	41.000 €
Planung / Genehmigung	17.600 €	18.900 €
Summe	193.500 €	207.600 €

Die für MB2-BG und MB2-BG+BE anfallenden jährlichen Kosten und Erlöse sind in Tabelle 7-50 zusammengefasst. Auch in diesem Fall übersteigen bei beiden Biogasanlagen die Kosten die Erlöse um 20.300 € a⁻¹ (MB2-BG) bzw. 18.400 € a⁻¹. Diese Biogasanlagen sind demzufolge ebenfalls aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht zu empfehlen.

Tabelle 7-50: Berechnete Kosten, Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebs-eigener Substrate von MB2.

	<i>MB2 BG</i>	<i>MB2 BG+BE</i>
Investitionskosten BGA	31.400 € a ⁻¹	34.500 € a ⁻¹
Betriebskosten BGA	18.900 € a ⁻¹	22.000 € a ⁻¹
Personalkosten BGA	12.600 € a ⁻¹	15.800 € a ⁻¹
Erlöse durch Stromproduktion	37.800 € a ⁻¹	50.400 € a ⁻¹
Mehrkosten Pflanzenproduktion	800 € a ⁻¹	3.700 € a ⁻¹
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	5.600 € a ⁻¹	7.200 € a ⁻¹
Gewinn	-20.300 € a⁻¹	-18.400 € a⁻¹

Für die Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB3 sind die berechneten Investitionskosten der unterschiedlichen Komponenten in Tabelle 7-51 zusammengefasst. Anhand dieser Werte ergeben sich für diese Biogasanlagen spezifische Investitionskosten in Höhe von 7.300 (MB3-BG) bzw. 6.000 € kW_{el}⁻¹ (MB3-BG+BE). Erwartungsgemäß liegen diese

Tabelle 7-51: Investitionskosten der Biogasanlagen von Modellbetrieb 3.

	<i>MB3 BG</i>	<i>MB3 BG+BE</i>
Fermenter	79.400 €	96.900 €
Gärrestlager	0 €	37.200 €
BHKW	44.200 €	63.000 €
Gasspeicherung	24.100 €	29.200 €
Technische Ausrüstung	37.900 €	67.500 €
Planung / Genehmigung	18.500 €	29.300 €
Summe	204.100 €	323.100 €

spezifischen Investitionskosten von MB3-BG aufgrund der Anlagengröße unter denen von MB1 und MB2.

Anhand der in Tabelle 7-52 dargestellten jährlichen Kosten und Erlöse der Biogasanlagen MB3-BG und MB3-BG+BE ist zu erkennen, dass auch diese beiden Biogasanlagen nicht wirtschaftlich betrieben werden können. Es kann folglich resümierend die Aussage getroffen werden, dass für die definierten ökologischen Milchviehbetriebe die ausschließliche Vergärung von betriebseigenen Substraten unter gegebenen Voraussetzungen (200 ha LF) wirtschaftlich nicht tragbar ist. Auch die Ergebnisse von Weiske et al. (2006) verdeutlichen, dass Biogasanlagen in diesem Leistungsbereich nicht wirtschaftlich betrieben werden können.

Tabelle 7-52: Berechnete Kosten, Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate von MB3.

	<i>MB3 BG</i>	<i>MB3 BG+BE</i>
Investitionskosten BGA	33.800 € a ⁻¹	51.400 € a ⁻¹
Betriebskosten BGA	20.500 € a ⁻¹	33.200 € a ⁻¹
Personalkosten BGA	12.600 € a ⁻¹	15.800 € a ⁻¹
Erlöse durch Stromproduktion	41.900 € a ⁻¹	82.700 € a ⁻¹
Mehrkosten Pflanzenproduktion	4.200 € a ⁻¹	12.800 € a ⁻¹
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	3.300 € a ⁻¹	11.100 € a ⁻¹
Gewinn	-25.900 € a⁻¹	-19.400 € a⁻¹

In Tabelle 7-53 sind die im Rahmen der Modellierung ermittelten Investitionskosten der einzelnen Komponenten der Biogasanlage MB4-BG+BE zusammengefasst. Die sich aus der Modellierung ergebenden spezifischen Investitionskosten liegen mit 6.700 € kW_{el}⁻¹ über denen der von der installierten elektrischen Leistung vergleichbaren Biogasanlagen MB1-BG+BE und MB2-BG+BE. Der Grund für die höheren spezifischen Investitionskosten von MB4-BG+BE liegt hierbei hauptsächlich in dem Fehlen eines bestehenden Flüssigmistlagers begründet, welches als Gärrestlager weiterverwendet werden kann, so dass gegenüber den anderen Modellbetrieben höhere Kosten für die Errichtung eines Gärrestlagers entstehen.

Tabelle 7-53: Investitionskosten der Biogasanlagen von Modellbetrieb 4.

	<i>MB4 BG+BE</i>
Fermenter	93.100 €
Gärrestlager	71.700 €
BHKW	61.300 €
Gasspeicherung	24.400 €
Technische Ausrüstung	65.100 €
Planung / Genehmigung	31.600 €
Summe	347.200 €

Bei der Gegenüberstellung der durchschnittlich zu erwartenden jährlichen Kosten und Erlöse dieser Biogasanlage ist festzustellen, dass die anfallenden Kosten durch den Betrieb der Biogasanlage die Erlöse um ca. 59.000 € a⁻¹ erheblich übersteigen. Der Grund für diese gegenüber den anderen Modellbetrieben sehr hohen Verluste ist hierbei auch in den Mehrkosten im Bereich der Pflanzenproduktion zu finden, da bei diesem viehlosen Betrieb, wie bereits in der Darstellung der ökologischen Effekte dieser Biogasanlagen angesprochen wurde (Kap. 7.4.2.2), die Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte sowie die Ausbringung der Gärreste mit einem erheblichen Mehraufwand verbunden ist, welches sich schließlich auch in den höheren Kosten auf Betriebs-ebene widerspiegelt.

Tabelle 7-54: Berechnete Kosten, Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebs-eigener Substrate von MB4.

	<i>MB4 BG+BE</i>
Investitionskosten BGA	56.200 € a ⁻¹
Betriebskosten BGA	38.800 € a ⁻¹
Personalkosten BGA	15.800 € a ⁻¹
Erlöse durch Stromproduktion	78.300 € a ⁻¹
Mehrkosten Pflanzenproduktion	39.300 € a ⁻¹
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	12.800 € a ⁻¹
Gewinn	-59.000 € a⁻¹

Zusammenfassend kann somit gesagt werden, dass für keinen Modellbetrieb die Biogasnutzung betriebseigener Substrate wirtschaftlich betrieben werden kann, wobei bei den viehhaltenden Modellbetrieben der Verlust bei der Vergärung von zusätzlich betriebseigenen Substraten (Variante BG+BE) geringer ist als bei der Fermentation von ausschließlich Wirtschaftsdüngern (Variante BG). Der größte Verlust wurde jedoch beim viehlosen Modellbetrieb MB4 ermittelt, bei dem vor allem der zusätzliche Mehraufwand in der Pflanzenproduktion zu hohen Verlusten beitrug. Dies wird insbesondere anhand von Abbildung 7-22 deutlich, in der die Stromgestehungskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate grafisch dargestellt sind. Weiterhin wird aus Abbildung 7-22 deutlich, dass der Mehrertrag aus der Pflanzenproduktion durch Ertragssteigerung die Stromgestehungskosten nicht wesentlich beeinflusst. Werden die Stromgestehungskosten mit den derzeit garantierten Vergütungssätzen verglichen, so ist festzustellen, dass bei allen Biogasnutzungsvarianten auch unter Berücksichtigung der Mehrerträge aus der Pflanzenproduktion die ermittelten Stromgestehungskosten weit über dem zu veranschlagenden Vergütungssatz von 17,3 ct kWh⁻¹ liegen, wobei dies insbesondere auf die Biogasanlagen der Varianten MB1-BG sowie MB4-BG+BE zutrifft. Bei MB1-BG liegt dies vor allem an der geringen Substratmenge und folglich geringen Größe der Biogasanlage begründet. Bei MB4-BG+BE ist insbesondere im Vergleich zu den viehhaltenden Modellbetrieben MB1 – MB3 der hohe Einfluss

des Mehraufwandes aus der Pflanzenproduktion für Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte sowie Applikation der Gärreste erkennbar.

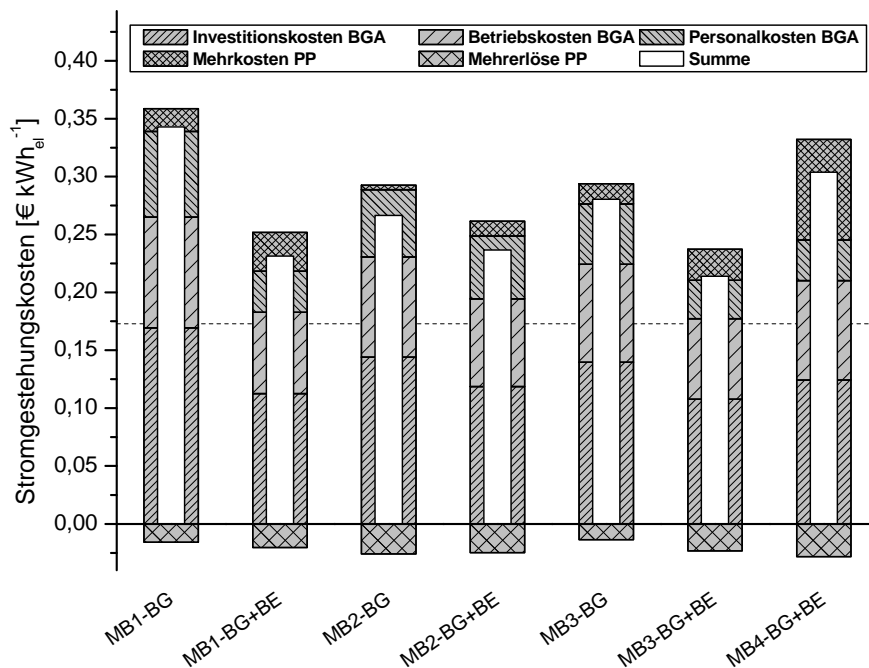


Abbildung 7-22: Stromgestehungskosten bei der Vergärung betriebseigener Substrate.

7.4.3 Biogasnutzung betriebsfremder Substrate

Abgesehen von der Vergärung betriebseigener Substrate wurde für die Modellbetriebe MB1 – MB4 auch die Vergärung von zusätzlich in den Betrieb importierten betriebsfremden Substraten (Kartoffeln – KA, Maissilage – MS, Grassilage – GS, Roggensilage – RS sowie Roggenkörner – RK) modelliert und ökologisch sowie ökonomisch bewertet. Die Ergebnisse dieser Modellierung hinsichtlich der ökologischen und ökonomischen Bilanzierung werden in diesem Kapitel dargestellt und diskutiert.

Hierbei gilt es jedoch zu beachten, dass die bisher weitgehend geschlossenen Systeme der definierten ökologischen Modellbetriebe durch den Import der Substrate geöffnet werden. Die Ergebnisse der Modellierung der Vergärung betriebsfremder Substrate sind daher nicht im vollen Umfang mit den Ergebnissen der Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substrate vergleichbar, da das bisher bestehende Bezugssystem durch diese Importe erweitert wird.

7.4.3.1 Modellierung der Biogasanlagen

Die Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate wurden, wie bereits bei der Vergärung betriebseigener Substrate dargestellt, anhand der in Kap. 7.3.2 definierten Festlegungen mit dem Modell „ModelFarm“ ausgelegt und modelliert. Die Ergebnisse der Modellierung der defi-

nierten Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate sind in diesem Kapitel dargestellt.

Bei der Vergärung betriebsfremder Substrate in MB1 wurden im Rahmen der Modellierung der Biogasanlagen Fermentervolumina zwischen 640 (MB1-BG+RS) und 1080 m³ (MB1-BG+GS) berechnet und sind aufgrund der zusätzlichen Substrate daher erwartungsgemäß größer als die Volumina der Fermenter bei der Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten. Wie bereits bei der Vergärung der betriebseigenen Substrate dargestellt (Kap. 7.4.2.1), wird das bestehende Wirtschaftsdüngerlager als abgedecktes Gärrestendlager weiter genutzt. Darüber hinaus ist jedoch ein weiteres zusätzliches Gärrestendlager zu errichten, welches bei der Variante BG+RS mit 1.900 m³ das kleinste sowie bei Variante BG+GS mit 3.400 m³ das größte Volumen aufweist. Gegenüber der Fermentation von ausschließlich betriebseigenen Substraten sind bei der Vergärung der zusätzlichen betriebsfremden Substrate entsprechend wesentlich höhere Biogaserträge berechnet worden. Der Import der betriebsfremden Substrate ist bei ökologisch wirtschaftenden Landwirtschaftsbetrieben durch die Stickstoffmenge limitiert (40 kg N ha⁻¹), wodurch bei Variante BG+RS, aufgrund des hohen Stickstoffgehaltes in der Roggensilage, die niedrigsten sowie bei BG+MS die höchsten Trockensubstanzmengen importiert werden können. Demzufolge wurde der insgesamt geringste Biogasertrag für Variante BG+RS (438.000 Nm³ a⁻¹) sowie der höchste Biogasertrag für Variante BG+MS (606.000 Nm³ a⁻¹) berechnet. Entsprechend diesen Biogaserträgen liegt die Menge an produzierter elektrischer Energie bei MB1 zwischen 962 MWh a⁻¹ (BG+RS) und 1.491 MWh a⁻¹ (MG+MS).

Die wesentlichen Parameter der modellierten Biogasanlagen von MB1 zur Vergärung betriebsfremder Substrate sind in Tabelle 7-55 zusammengefasst.

Tabelle 7-55: Modellerte Biogasanlagen zur Vergärung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate von MB1.

		<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Verweilzeit	<i>[d]</i>	35	35	35	35	35
Fermentervolumen	<i>[m³]</i>	760	890	1.080	640	740
Volumen zusätzliches Gärrestlager	<i>[m³]</i>	2.500	3.100	3.400	1.900	2.400
Biogasmenge	<i>[Nm³ a⁻¹]</i>	578.000	606.000	484.000	438.000	521.000
elekt. Leistung BHKW	<i>[kW_{el}]</i>	152	170	124	110	136
elekt. Energie	<i>[MWh a⁻¹]</i>	1.330	1.491	1.089	962	1.187
verfügbare therm. Energie	<i>[MWh a⁻¹]</i>	1.075	1.158	640	755	934
Hilfsenergie	<i>[MWh a⁻¹]</i>	133	149	122	96	119
Zündölverbrauch	<i>[kg a⁻¹]</i>	27.150	30.190	22.560	20.120	24.430

Bei MB2 sind die Volumina der Fermenter aufgrund der geringeren Mengen an betriebseigenen Substraten (vgl. Kap. 7.3.2 und 7.4.2.1) entsprechend kleiner als bei den vergleichbaren Biogasanlagen von MB1. Die Volumina der Fermenter liegen entsprechend der Modellierung zwischen 530 (MB2-BG+RS) und 950 m³ (MB2-BG+GS). Im Gegensatz zur Vergärung betriebseigener Substrate müssen bei der Vergärung der importierten betriebsfremden Substrate bei MB2 jeweils weitere Gärrestendlager errichtet werden, da das bestehende Wirtschaftsdüngerlager für den zusätzlich anfallenden Gärrest nicht ausreichend ist. Die Volumina der zusätzlich zu errichtenden Gärrestendlager sind jedoch aufgrund der geringeren Mengen an bereits verfügbaren betriebseigenen Substraten gegenüber MB1 mit 1.100 (MB2-BG+RS) bis 2.500 m³ (MB2-BG+GS) deutlich geringer.

Die Biogaserträge liegen bei MB2 ebenfalls aufgrund der geringeren Substratmengen unter denen von MB1, wobei auch hier bei BG+RS mit 370.000 Nm³ a⁻¹ die niedrigste und bei BG+MS mit 538.000 Nm³ a⁻¹ die höchste Biogausausbeute erzielt wird. Dementsprechend werden bei MB2 zwischen 796 MWh a⁻¹ (BG+RS) und 1.319 MWh a⁻¹ an elektrischer Energie erzeugt. Eine Zusammenfassung der wesentlichen Parameter der modellierten Biogasanlagen der Vergärung betriebsfremder Substrate bei MB2 ist in Tabelle 7-56 wiedergegeben.

Wie bereits bei der Vergärung betriebseigener Substrate (Variante BG+BE) festgestellt wurde, gleichen sich auch bei der Vergärung betriebsfremder Substrate die Charakteristika der Biogasanlagen von MB1 und MB3, da bei beiden Modellbetrieben vergleichbare Substratmengen

Tabelle 7-56: Modellierte Biogasanlagen zur Vergärung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate von MB2.

		BG+KA	BG+MS	BG+GS	BG+RS	BG+RK
Verweilzeit	[d]	35	35	35	35	35
Fermentervolumen	[m ³]	650	770	950	530	620
Volumen zusätzliches Gärrestlager	[m ³]	1.700	2.200	2.500	1.100	1.500
Biogasmenge	[Nm ³ a ⁻¹]	509.000	538.000	416.000	370.000	453.000
elekt. Leistung BHKW	[kW _{el}]	132	151	105	91	116
elekt. Energie	[MWh a ⁻¹]	1.159	1.319	922	796	1.018
verfügbare therm. Energie	[MWh a ⁻¹]	966	1.059	541	643	832
Hilfsenergie	[MWh a ⁻¹]	116	132	108	80	102
Zündölverbrauch	[kg a ⁻¹]	23.910	26.950	19.320	16.880	21.190

vergoren werden. Aus diesem Grund weisen die Volumina der Fermenter von MB3 mit 690 m³ (BG+RS) bis 1.100 m³ (BG+GS) ähnliche Größenverhältnisse auf wie die Fermenter von MB1. Auch die Volumina der zusätzlich zu errichtenden Gärrestendlager liegen demzufolge bei MB3 mit 1.500 bis 3.000 m³ in einer vergleichbaren Größenordnung wie bei MB1.

Tabelle 7-57: Modellierte Biogasanlagen zur Vergärung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate von MB3.

		<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Verweilzeit	[d]	35	35	35	35	35
Fermentervolumen	[m ³]	810	930	1.100	690	780
Volumen zusätzliches Gärrestlager	[m ³]	2.100	2.700	3.000	1.500	2.000
Biogasmenge	[Nm ³ a ⁻¹]	590.000	620.000	497.000	451.000	534.000
elekt. Leistung BHKW	[kW _{el}]	155	174	128	113	139
elekt. Energie	[MWh a ⁻¹]	1.362	1.523	1.121	994	1.219
verfügbare therm. Energie	[MWh a ⁻¹]	1.077	1.167	652	759	943
Hilfsenergie	[MWh a ⁻¹]	136	152	126	99	122
Zündölverbrauch	[kg a ⁻¹]	27.760	30.800	23.170	20.730	25.040

Die berechneten Biogaserträge bei der Vergärung betriebsfremder Substrate bei MB3 liegen mit 451.000 bis 620.000 Nm³ a⁻¹ ebenfalls auf dem Niveau von MB1, was folglich auch auf die erzeugte elektrische Energie zutrifft. Diese liegt für die Biogasvarianten von MB3 zwischen 113 (BG+RS) und 174 MWh a⁻¹ (BG+MS). Die wesentlichen Parameter der berechneten Biogasanlagen von MB3 sind in Tabelle 7-57 zusammenfassend dargestellt.

Die Volumina der Fermenter zur Vergärung der unterschiedlichen betriebsfremden Substrate bei MB4 sind, im Gegensatz zur Variante BG+BE, mit den Volumina von MB1 bzw. MB3 vergleichbar, da aufgrund der vergleichsweise großen Mengen an betriebsfremden Substraten der Einfluss der betriebseigenen Substrate auf das Volumen des Fermenters abnimmt. Die Volumina der Fermenter liegen gemäß der Modellierung bei MB4 zwischen 680 (BG+RS) und 1.000 m³ (BG+GS). Da, wie bereits in Kap. 7.4.2.1 dargestellt, bei MB4 kein bestehendes Wirtschaftsdüngerlager als Gärrestendlager genutzt werden kann, sind die Volumina der zu errichtenden Gärrestendlager mit 2.500 bis 3.200 m³ entsprechend größer als bei den viehhaltenden Modellbetrieben MB1 – MB3.

Die produzierte Biogasmenge liegt aufgrund der vergleichbaren Substratmengen mit 439.000 bis 607.000 Nm³ a⁻¹ auf dem Niveau von MB1 und MB3. Wie bei allen anderen Modellbetrieben ist der Ertrag an erzeugter elektrischer Energie bei der Variante BG+MS mit 1.496 MWh a⁻¹ am größten und bei der Variante BG+RS aufgrund der geringen Substratmengen am niedrigsten (968 MWh a⁻¹).

Die wesentlichen Parameter der modellierten Biogasanlagen von MB4 zur Vergärung verschiedener betriebsfremder Substrate sind in Tabelle 7-58 zusammengefasst.

Tabelle 7-58: Modellerte Biogasanlagen zur Vergärung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate von MB4.

		<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Verweilzeit	[d]	45	45	45	45	45
Fermentervolumen	[m ³]	750	880	1.000	680	740
Volumen zusätzliches Gärrestlager	[m ³]	2.800	3.200	3.000	2.500	2.700
Biogasmenge	[Nm ³ a ⁻¹]	579.000	607.000	485.000	439.000	522.000
elekt. Leistung BHKW	[kW _{el}]	152	171	125	111	136
elekt. Energie	[MWh a ⁻¹]	1.335	1.496	1.095	968	1.192
verfügbare therm. Energie	[MWh a ⁻¹]	1.129	1.221	752	772	982
Hilfsenergie	[MWh a ⁻¹]	158	182	201	143	155
Zündölverbrauch	[kg a ⁻¹]	27.250	30.290	22.670	20.220	24.540

7.4.3.2 Ökologische Bewertung der Vergärung betriebsfremder Substrate

Die Ergebnisse der ökologischen Bilanzierung der definierten Biogasnutzungsvarianten unterschiedlicher betriebsfremder Substrate der definierten Modellbetriebe werden wie in Kap. 7.4.1 und 7.4.2.2 den jeweiligen Referenzbetrieben gegenübergestellt. Es ist jedoch anzumerken, dass bei der Vergärung betriebsfremder Substrate das bisher weitgehend geschlossene System des ökologischen Landwirtschaftsbetriebes geöffnet wird, da durch die betriebsfremden Substrate zusätzliche Nährstoffe in den Betrieb importiert werden. Durch die indirekte Erweiterung des bisher betrachteten Systems sind die Ergebnisse der ökologischen Bewertung der Biogasnutzung betriebsfremder Substrate nicht hundertprozentig, getreu den ISO-Normen, mit den Ergebnissen der ökologischen Bilanzierung der Biogasnutzung ausschließlich betriebseigener Substrate vergleichbar, obwohl hierbei alle durch den Anbau und Transport der importierten Substrate verursachten Umweltwirkungen bei der ökologischen Bilanzierung berücksichtigt wurden.

7.4.3.2.1 Treibhauseffekt

Die im Rahmen der Modellierung berechneten CO₂-Äquivalent-Emissionen der definierten Modellbetriebe bei Vergärung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate im Vergleich zu deren Referenzbetriebe sind in Abbildung 7-23 grafisch dargestellt.

Anhand dieser Abbildung wird deutlich, dass die Vergärung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate die Freisetzung klimarelevanter Gase bei allen Modellbetrieben wesentlich beeinflusst. So werden bei den viehhaltenden Modellbetrieben MB1 – MB3 die direkten Klimagasemissionen aus der Tierproduktion wie auch bei der Vergärung betriebeigener Substrate erheblich reduziert.

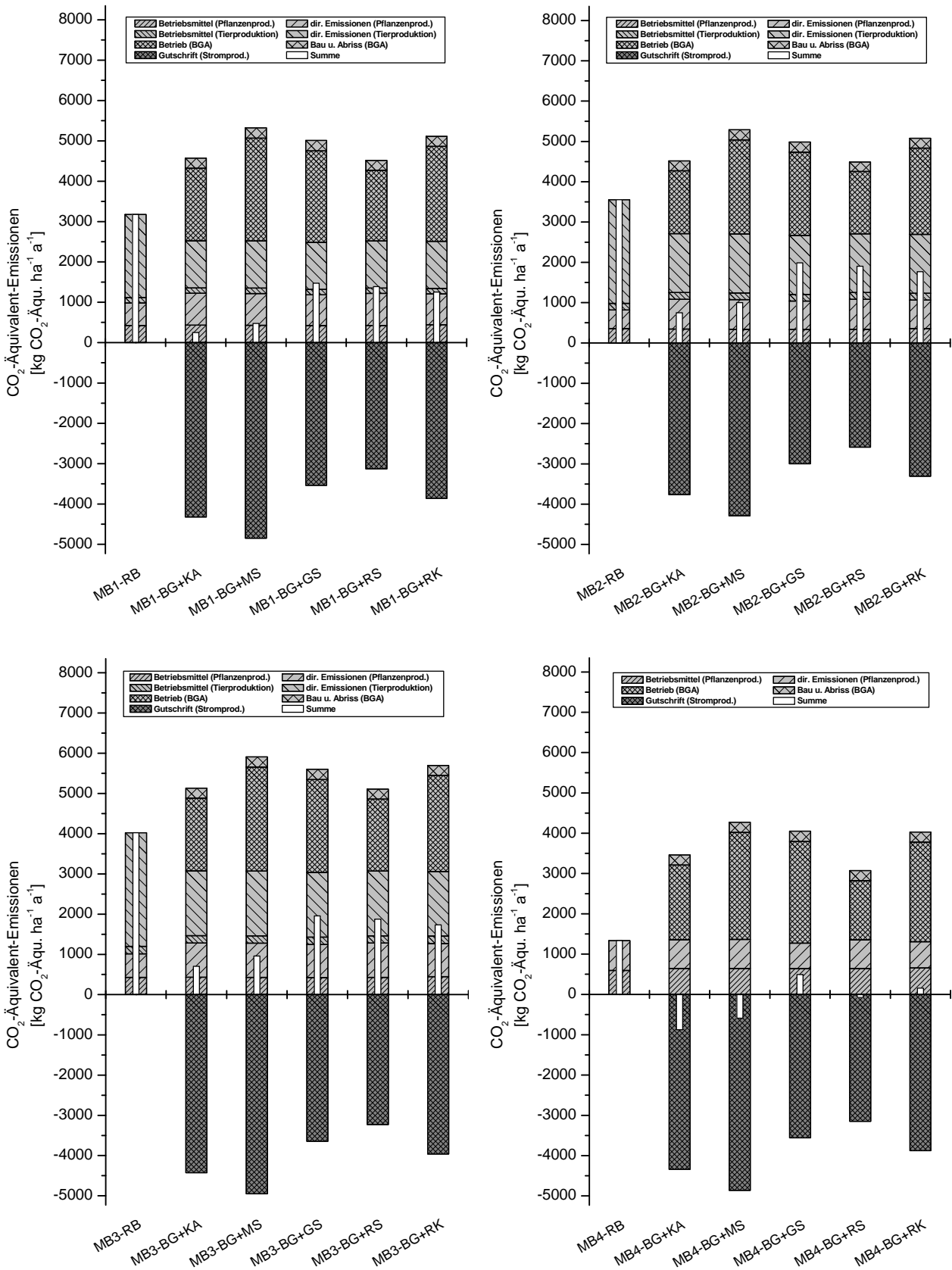


Abbildung 7-23: CO₂-Äquivalent-Emissionen der Modellbetriebe bei Vergärung betriebsfremder Substrate.

Wie bereits bei den Biogasnutzungsvarianten BG und BG+BE (Kap. 7.4.2.2.1) diskutiert, beruht die Reduzierung dieser Treibhausgasemissionen insbesondere auf der Vermeidung der lagerungsbedingten Klimagasfreisetzungen der Wirtschaftsdünger. Dieser reduzierende Effekt hängt hierbei, wie in Abbildung 7-24 sowie in Tabelle 7-59 und Tabelle 7-60 zu erkennen ist, von der Viehbesatzdichte der Modellbetriebe ab, und ist demzufolge bei MB1 am geringsten und bei MB3 am stärksten ausgeprägt.

Im Bereich der Pflanzenproduktion wird anhand von Abbildung 7-24 ersichtlich, dass die direkten Emissionen aus der Pflanzenproduktion bei allen viehhaltenden Modellbetrieben innerhalb sämtlicher Biogasvarianten um durchschnittlich $230 \text{ kg CO}_2\text{-Äqu. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zunehmen. Diese Zunahme resultiert hauptsächlich aus den erhöhten bodenbürtigen Lachgasemissionen, welche durch den Import von Stickstoff in die Modellbetriebe und der damit verbundenen vermehrten

Stickstoffapplikation hervorgerufen werden. Beim viehlosen Modellbetrieb MB4 wird zwar durch die Vergärung der betriebsfremden Substrate ebenfalls mehr Stickstoff appliziert, jedoch ist bei allen Biogasnutzungsvarianten gegenüber dem Referenzbetrieb eine Reduzierung der Lachgasemissionen festzustellen. Dies ist insbesondere auf die Abfuhr der erheblichen Mengen an Ernteresten und Zwischenfrüchten zurückzuführen, wodurch, wie bereits in Kap. 7.4.2.2.1 dargestellt, die Lachgasfreisetzung durch den Stickstoffentzug erheblich reduziert werden kann.

Außerdem werden die Klimagasemissionen durch den Einsatz von Energieträgern und Betriebsmitteln in der Pflanzenproduktion bei der Vergärung betriebsfremder Substrate gegenüber der ausschließlichen Fermentation betriebseigener Substrate bei den viehhaltenden Modellbetrieben weniger stark erhöht bzw. bei einigen Varianten gegenüber dem Referenzbetrieb sogar reduziert. Grundsätzlich wäre jedoch hierbei aufgrund der zusätzlich ausgebrachten Gärreste und dem somit verbundenen Mehrverbrauch an Diesel, eine erhöhte Freisetzung klimarelevanter Gase zu erwarten. Diese Reduzierung liegt dagegen entsprechend der Modellierung in den durch die Substrate importierten Nährstoffen begründet, wodurch eine reduzierte Anwendung von K- und P-Düngern erfolgt. Für den viehlosen Modellbetrieb MB4 ist dieser Effekt jedoch wegen des erheblichen Mehraufwandes für die Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte sowie der Applikation der Gärreste weniger stark ausgeprägt, wodurch für alle Biogasvarianten dieses Betriebes eine Zunahme der Klimagasemissionen durch den Einsatz von Energieträgern und Betriebsmitteln zu verzeichnen ist. Es ist jedoch hierbei anzumerken, dass, wie in Abbildung 7-24 und Tabelle 7-60 zu erkennen ist, der Einfluss dieser Emissionen nur von geringer Bedeutung für das Gesamtergebnis von MB4 ist. Der größte Anteil der freigesetzten Treibhausgase aller Modellbetriebe stammt vom Betrieb der Biogasanlage selbst und ist mit 34 (MB2-BG+RS) bis 64% (MB4-BG+RK) an den Gesamtemissionen der Modellbetriebe beteiligt.

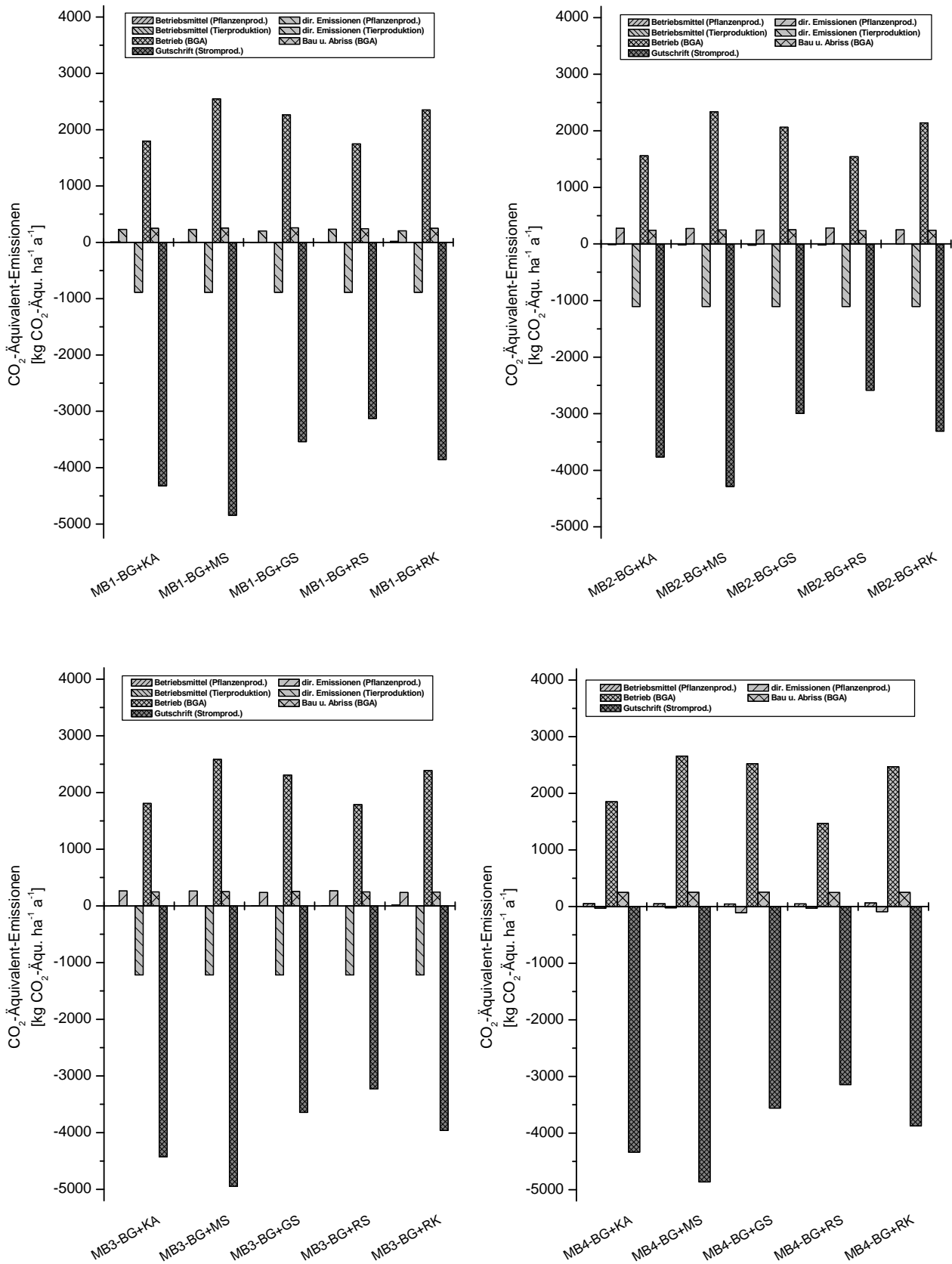


Abbildung 7-24: Differenz der CO₂-Äquivalent-Emissionen der Modellbetriebe bei Vergärung betriebsfremder Substrate zum Referenzbetrieb.

Tabelle 7-60: Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄, N₂O und NH₃ der Modellbetriebe MB3 und MB4 bei Vergärung betriebsfremder Substrate in kg CO₂-Äquivalent-Emissionen ha⁻¹ a⁻¹.

		MB3					MB4				
		BG+KA	BG+MS	BG+GS	BG+RS	BG+RK	BG+KA	BG+MS	BG+GS	BG+RS	BG+RK
direkte Emissionen der Pflanzenproduktion	CO ₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CH ₄	-38	-38	-38	-38	-38	-32	-32	-32	-32	-32
	N ₂ O	826	823	812	822	811	686	693	633	678	648
	NH ₃	62	64	48	69	51	56	57	32	65	34
Emissionen durch Betriebsmitteleinsatz in der Pflanzenproduktion	CO ₂	353	350	344	348	365	449	448	441	446	461
	CH ₄	5	5	5	5	5	7	7	7	7	8
	N ₂ O	73	73	73	73	74	182	182	182	182	182
	NH ₃	3	3	3	3	3	8	8	8	8	8
direkte Emissionen der Tierproduktion	CO ₂	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-
	CH ₄	1.594	1.594	1.594	1.594	1.594	-	-	-	-	-
	N ₂ O	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-
	NH ₃	14	14	14	14	14	-	-	-	-	-
Emissionen durch Betriebsmitteleinsatz in der Tierproduktion	CO ₂	177	177	177	177	177	-	-	-	-	-
	CH ₄	6	6	6	6	6	-	-	-	-	-
	N ₂ O	2	2	2	2	2	-	-	-	-	-
	NH ₃	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-
Emissionen durch den Betrieb der Biogasanlage	CO ₂	1.334	1.623	1.430	1.172	1.491	1.384	1.698	1.644	1.117	1.575
	CH ₄	470	526	402	355	431	464	522	403	348	427
	N ₂ O	5	419	405	254	455	5	420	407	5	456
	NH ₃	0	16	70	7	12	0	16	69	0	12
Emissionen durch den Bau und Rückbau der Biogasanlage	CO ₂	239	245	248	238	238	242	245	247	240	243
	CH ₄	5	6	6	5	5	5	6	6	5	6
	N ₂ O	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	NH ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Emissionsgutschrift durch Stromproduktion	CO ₂	-4.209	-4.706	-3.464	-3.072	-3.767	-4.125	-4.623	-3.384	-2.991	-3.684
	CH ₄	-180	-201	-148	-131	-161	-176	-197	-144	-128	-157
	N ₂ O	-38	-43	-32	-28	-34	-38	-42	-31	-27	-34
	NH ₃	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Wie bereits bei der Vergärung betriebseigener Substrate festgestellt wurde, haben die Klimagasemissionen, welche durch den Bau bzw. Rückbau der Biogasanlage verursacht werden nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtemissionen der Modellbetriebe.

Bleibt insgesamt gesehen die Gutschrift der Stromproduktion unberücksichtigt, sind bei allen Modellbetrieben durch die Vergärung von Maissilage die höchsten Treibhausgasfreisetzungen zu verzeichnen (+47 bei MB3 bis +220% bei MB4). Dies liegt in den durch den Betrieb der Biogasanlage verursachten Emissionen begründet, welche, wie bereits dargestellt, bei der Vergärung von Maissilage am größten sind. Die geringste Klimagasfreisetzung erfolgt dementsprechend bei sämtlichen Modellbetrieben bei der Vergärung von Roggensilage (BG+RS). Der Vergleich der Gesamtemissionen ohne Berücksichtigung der Emissionsgutschrift der Stromproduktion zeigt, dass durch die Vergärung der betrachteten betriebsfremden Substrate die Emissionen im Gegen-

satz zur Vergärung betriebseigener Substrate bei keinem Modellbetrieb die Treibhausgasfreisetzung reduziert werden kann, was hierbei insbesondere in den durch den Betrieb der Biogasanlage freigesetzten Emissionen begründet liegt.

Unter Berücksichtigung der Emissionsgutschrift der gewonnenen elektrischen Energie können jedoch die Treibhausgasemissionen bei allen Biogasnutzungsvarianten sämtlicher Modellbetriebe gemindert werden, wobei diese Minderung bei allen Modellbetrieben bei der Variante BG+KA gefolgt von BG+KA am größten und bei der Variante BG+GS am geringsten ist.

7.4.3.2.2 Verbrauch an fossiler Primärenergie

Der Verbrauch an fossiler Primärenergie der Modellbetriebe MB1 – MB4 der definierten Biogasnutzungsvarianten zur Vergärung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate ist in Abbildung 7-25 grafisch dargestellt. Anhand dieser Abbildung ist zu erkennen, dass der gesamte betriebliche fossile Primärenergieverbrauch der definierten Modellbetriebe bei der Vergärung betriebsfremder Substrate im Wesentlichen durch den betriebsbedingten Primärenergieaufwand der Biogasanlage bestimmt wird und von der Gutschrift der erzeugten elektrischen Energie abhängt. Der Verbrauch an fossiler Primärenergie durch den Betrieb der Biogasanlage liegt besonders im Verbrauch von Zündöl sowie Hilfsenergie aber auch in der Bereitstellung der betriebsfremden Substrate begründet und ist somit nur bedingt von der Größe der Biogasanlage abhängig. Der Bau und Rückbau der Biogasanlage trägt zwar zu einem gewissen Anteil zum Gesamtverbrauch fossiler Primärenergie bei, variiert jedoch bei den unterschiedlichen Biogasvarianten nur geringfügig (durchschnittlich 2%).

Der fossile Primärenergieverbrauch aus der Pflanzenproduktion steigt bei der Vergärung betriebsfremder Substrate gegenüber dem Referenzbetrieb nur geringfügig an, wobei diese Zunahme beim viehlosen Modellbetrieb MB4 am größten ist. Dies ist auf den gegenüber den viehhaltenden Modellbetrieben größeren Aufwand für die Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte sowie die Applikation der Gärreste zurückzuführen. Bezogen auf den Gesamtverbrauch fossiler Primärenergie der Modellbetriebe ist die Zunahme aus der Pflanzenproduktion jedoch vernachlässigbar gering.

Einen erheblichen Einfluss auf das Gesamtergebnis übt jedoch die Gutschrift der Stromproduktion aus, so dass ohne Berücksichtigung dieser Gutschrift der Verbrauch fossiler Primärenergie bei allen Biogasvarianten der Modellbetriebe um das 2-4fache zunimmt, während unter Berücksichtigung dieser Gutschrift bedeutend mehr fossile Primärenergie durch die erzeugte elektrische Energie gespart wird als auf den Modellbetrieben verbraucht wird. Daher wurde bei allen Modellbetrieben im Rahmen der Modellierung ein negativer Verbrauch an fossiler Primärenergie

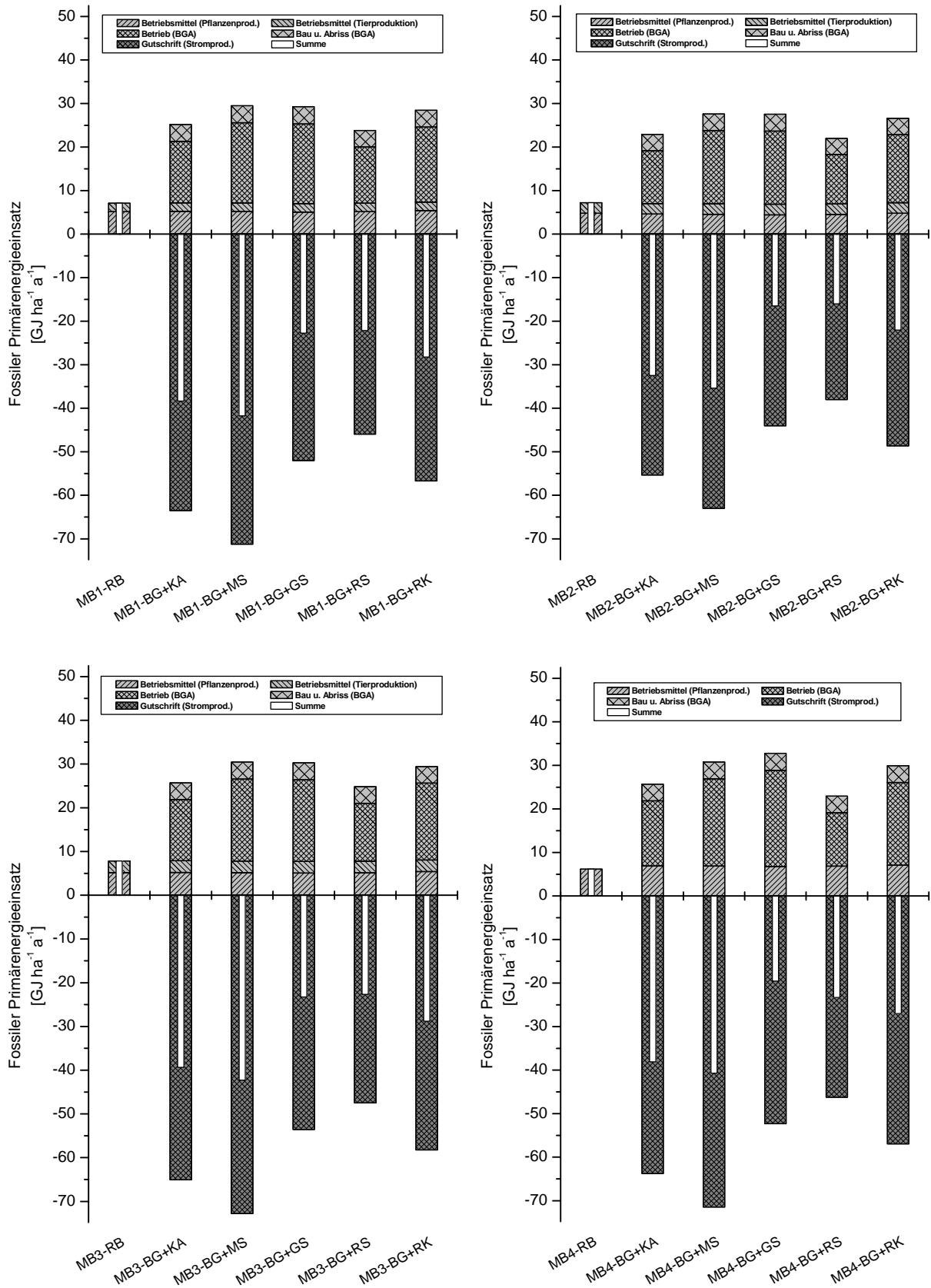


Abbildung 7-25: Verbrauch an fossiler Primärenergie der Modellbetriebe bei Vergärung betriebsfremder Substrate.

ermittelt, welcher z. B. bei MB4-BG+MS den Eigenverbrauch des Referenzbetriebes um ca. das 8fache übertrifft.

7.4.3.2.3 Emissionen mit versauernder Wirkung

Aufgrund der importierten Substrate und der somit gegenüber den Referenzbetrieben erhöhten Stickstoffapplikation ist bei allen Modellbetrieben eine Zunahme der Ammoniakfreisetzung nach Applikationen der Gärreste zu verzeichnen (Abbildung 7-26). Der Anstieg der direkt aus der Pflanzenproduktion freigesetzten Emissionen mit Versauerungspotenzial, verursacht durch die Biogasnutzung betriebsfremder Substrate der Modellbetriebe, beruht daher, wie bereits bei der Vergärung der betriebseigenen Substrate dargestellt, vor allem auf der Zunahme der Ammoniakemissionen. Die Zunahme dieser Emissionen ist bei der Vergärung betriebsfremder Substrate aufgrund der höheren Mengen an appliziertem Stickstoff erwartungsgemäß gegenüber der Vergärung betriebseigener Substrate größer. Nachdem die Ammoniakemissionen nach Applikation der Gärreste u. a. von deren Zusammensetzung (z. B. TS- und Ammoniumgehalt) abhängen, variiert die Höhe dieser Ammoniakfreisetzungen erheblich zwischen den definierten Biogasvarianten.

Da der Gärrest nach der Vergärung von Grassilage den niedrigsten TS- und Ammoniumgehalt aufweist, sind dementsprechend die Ammoniakemissionen nach Applikation der Gärreste bei allen Modellbetrieben bei der Variante BG+GS am geringsten. Im Vergleich dazu wird das Versauerungspotenzial der Modellbetriebe durch die Emissionen aus dem Einsatz von Betriebsmitteln und Energieträgern durch Vergärung betriebsfremder Substrate nur unwesentlich beeinflusst.

Im Bereich der Tierproduktion ist wie bei der Vergärung betriebseigener Substrate eine Minderung der direkt freigesetzten versauernden Emissionen festzustellen, welches insbesondere auf die Vermeidung der lagerungsbedingten NH_3 -Emissionen der Wirtschaftsdünger zurückzuführen ist.

Bei allen Modellbetrieben sind darüber hinaus versauernd wirkende Emissionen durch den Betrieb der Biogasanlagen zu verzeichnen, welche sowohl auf die direkten Emissionen des BHKW als auch auf die Bereitstellung der betriebsfremden Substrate zurückzuführen ist. Die hohen Emissionen mit versauernder Wirkung bei BG+GS beruhen hierbei auf der Bereitstellung der Grassilage, da bei den verwendeten Eingangsdaten von ECOINVENT (2004) im Vergleich zu der Düngung der anderen importierten Substrate relativ hohe Wirtschaftsdüngerapplikationsraten und folglich entsprechend hohe NH_3 -Emissionen unterstellt wurden.

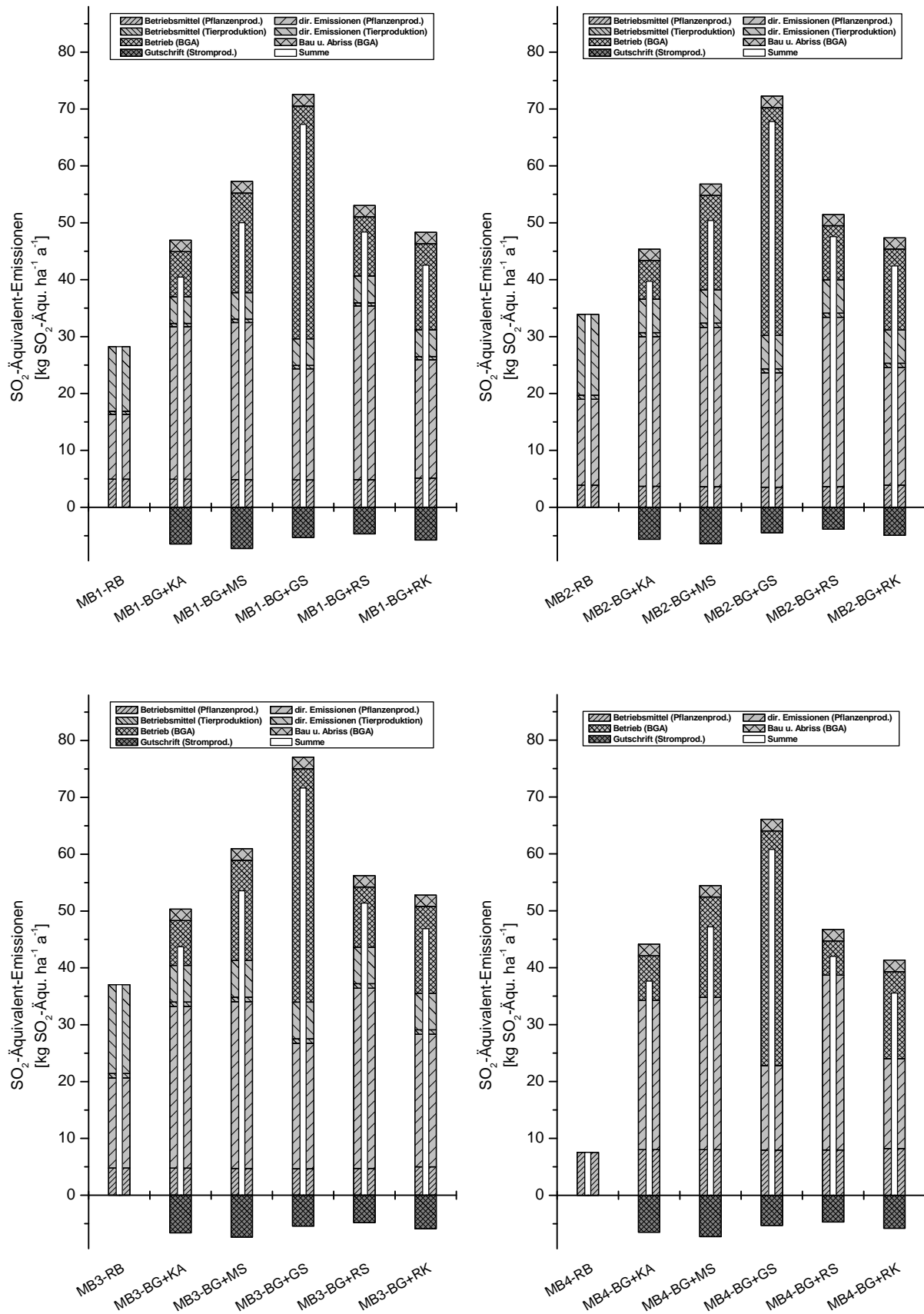


Abbildung 7-26: SO₂-Äquivalent-Emissionen der Modellbetriebe bei Vergärung betriebsfremder Substrate.

Der Bau bzw. Abriss der Biogasanlage hat auf das Versauerungspotenzial der Modellbetriebe nur einen verhältnismäßig geringen Einfluss und variiert zwischen den unterschiedlichen Biogasnutzungsvarianten nur geringfügig.

Abschließend ist festzustellen, dass das Versauerungspotenzial der Modellbetriebe bei Vergärung betriebsfremder Substrate auch unter Berücksichtigung der Emissionsgutschrift der Stromproduktion nicht reduziert werden kann, da diese Gutschrift, wie bereits bei der Vergärung betriebseigener Substrate dargestellt, keinen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis hat. Die Zunahme des Versauerungspotenzials der Modellbetriebe ist hierbei besonders bei MB4 stark ausgeprägt (MB4-BG+GS +700%), da, wie bei der Vergärung betriebseigener Substrate, einerseits keine Minderung lagerungsbedingter NH₃-Emissionen der Wirtschaftsdünger erfolgen kann und andererseits NH₃-Emissionen durch Applikation der Gärreste freigesetzt werden, welche beim Referenzbetrieb nicht auftreten.

7.4.3.2.4 Emissionen mit eutrophierender Wirkung

Die Emissionen mit eutrophierender Wirkung der Vergärung betriebsfremder Substrate der definierten Modellbetriebe sind in Abbildung 7-27 dargestellt. Es wird anhand dieser Abbildung deutlich, dass der Einfluss der Biogasnutzung auf das Eutrophierungspotenzial mit dem auf das Versauerungspotenzial der Modellbetriebe direkt vergleichbar ist.

Dementsprechend ist auch aufgrund der erhöhten NH₃-Emissionen nach Applikation der Gärreste eine Zunahme der direkt freigesetzten eutrophierenden Emissionen aus der Pflanzenproduktion zu verzeichnen. Diese Zunahme ist auch bei allen Modellbetrieben bei den Varianten BG+GS am größten.

Im Bereich der Tierproduktion ist ebenfalls bei den viehhaltenden Modellbetrieben MB1 – MB3 eine Reduzierung des Eutrophierungspotenzials zu verzeichnen. Diese Minderungen beruhen hierbei, wie bereits dargestellt, auf der Vermeidung der lagerungsbedingten NH₃-Emissionen der Wirtschaftsdünger.

Der Einfluss der durch den Betrieb der Biogasanlagen freigesetzten eutrophierenden Emissionen ist in Abhängigkeit von den Biogasnutzungsvarianten sehr unterschiedlich. So ist dieser Einfluss bei Variante BG+GS aufgrund der durch die Bereitstellung der Substrate verursachten hohen NH₃-Emissionen (vgl. Kap. 7.4.3.2.3) mit 65% der Gesamtemissionen (MB4) am größten. Bei den übrigen Varianten liegt der Anteil der durch den Betrieb der Biogasanlage verursachten eutrophierenden Emissionen am Gesamteutrophierungspotenzial zwischen 7 (MB4-BG+RS) und 29% (MB4-BG+MS). Die durch den Bau und Rückbau der Biogasanlagen verursachten eutrophierenden Emissionen sind auch hierbei nur von geringer Bedeutung.

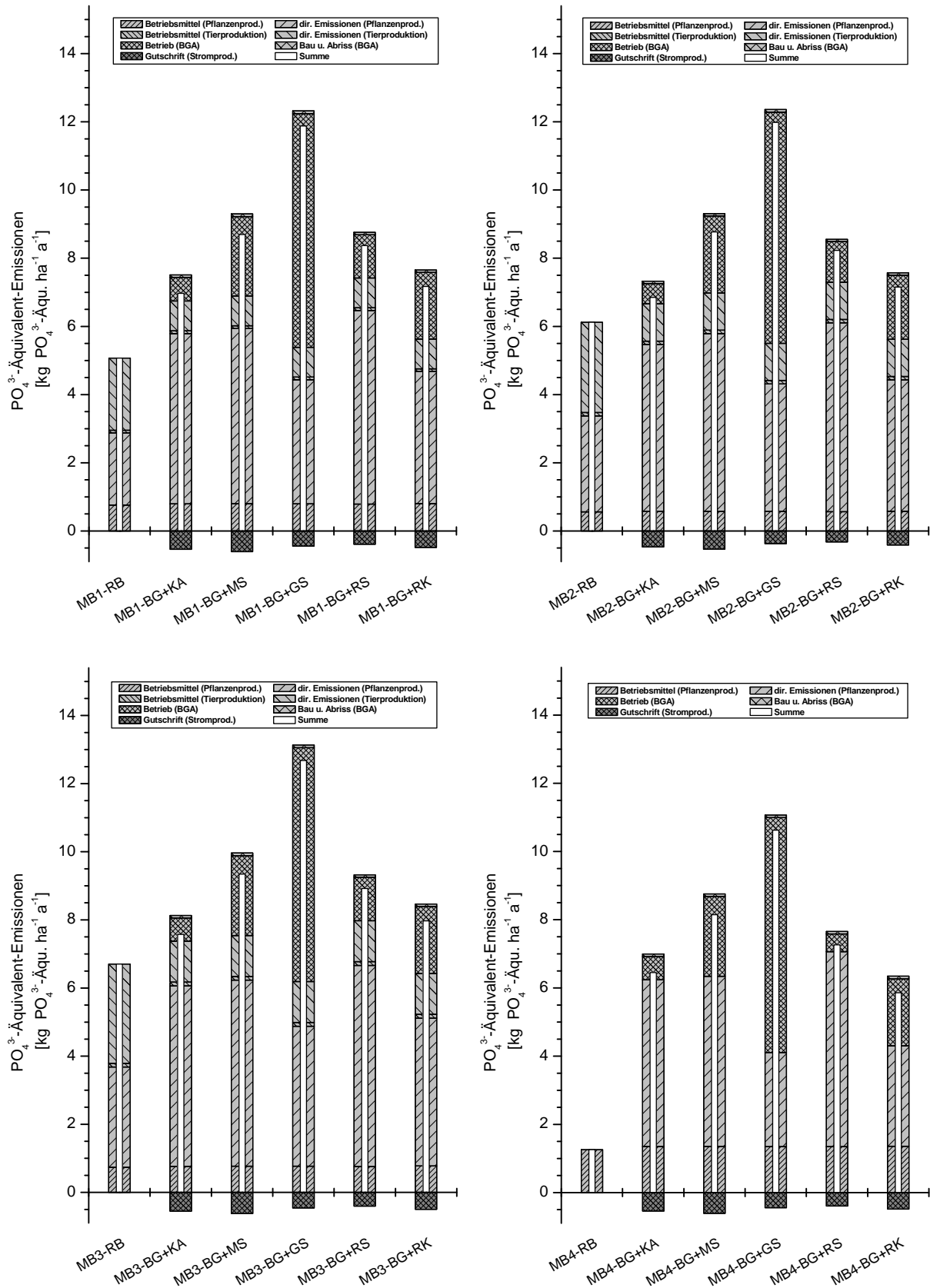


Abbildung 7-27: PO_4^{3-} -Äquivalent-Emissionen der Modellbetriebe bei Vergärung betriebsfremder Substrate.

Insgesamt betrachtet kann bei allen Biogasvarianten der Modellbetriebe keine Minderung des Eutrophierungspotenzials sowohl ohne als auch mit Berücksichtigung der Emissionsgutschrift der Stromproduktion erzielt werden, da die Minderung der eutrophierenden Emissionen aus der Tierproduktion zu gering ausfällt, um die Mehremissionen sowohl aus der Pflanzenproduktion als auch durch den Betrieb sowie Bau und Rückbau der Biogasanlage zu kompensieren. Die Zunahme des Eutrophierungspotenzials ist beim viehlosen Modellbetrieb MB4 darüber hinaus erheblich höher, da einerseits bei diesem Modellbetrieb keine Minderung der eutrophierenden Emissionen aus der Tierproduktion stattfindet und andererseits beim Referenzbetrieb von MB4 keine Applikation von Wirtschaftsdüngern erfolgt und somit keine NH_3 -Emissionen freigesetzt werden.

7.4.3.3 Ökonomische Bewertung der Vergärung betriebsfremder Substrate

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der ökonomischen Bewertung der Biogasnutzung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate der definierten Modellbetriebe dargestellt und diskutiert.

In Tabelle 7-61 sind die Investitionskosten der unterschiedlichen Komponenten sowie die Gesamtinvestitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von MB1 zusammengefasst. Anhand dieser Tabelle ist zu erkennen, dass die ermittelten Investitionskosten bei der Vergärung von Grassilage (BG+GS) mit ca. 603.000 € am höchsten und bei der Vergärung von Roggensilage (BG+RS) mit 445.400 € am niedrigsten sind. Die Gesamtkosten der Biogasanlagen sind hierbei primär durch den Fermenter, das Gärrestendlager sowie durch das BHKW bestimmt, welche durchschnittlich 64% der Gesamtinvestitionskosten verursachen. Die spezifischen Investitionskosten liegen bei diesen Biogasanlagen zwischen 3.200 (BG+MS) und 4.900 € $\text{kW}_{\text{el}}^{-1}$ (BG+GS) und somit wie erwartet deutlich unter den spezifischen Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebseigener Substrate, da diese Biogasanlagen eine wesentlich höhere installierte elektrische Leistung aufweisen.

Tabelle 7-61: Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von Modellbetrieb 1.

	<i>MB1 BG+K</i>	<i>MB1 BG+MS</i>	<i>MB1 BG+GS</i>	<i>MB1 BG+RS</i>	<i>MB1 BG+RK</i>
Fermenter	127.500 €	139.200 €	155.000 €	116.200 €	125.800 €
Gärrestlager	92.500 €	111.000 €	119.600 €	75.500 €	90.100 €
BHKW	107.400 €	114.000 €	96.800 €	90.800 €	101.200 €
Gasspeicherung	34.900 €	38.100 €	40.200 €	32.100 €	35.400 €
Technische Ausrüstung	95.500 €	98.800 €	136.600 €	90.300 €	94.200 €
Planung / Genehmigung	45.800 €	50.100 €	54.800 €	40.500 €	45.300 €
Summe	503.600 €	551.200 €	603.000 €	445.400 €	492.000 €

Die errechneten jährlichen Kosten und Erlöse der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate sowie die mit der Biogasnutzung verbundenen Mehrkosten und -erlöse der Pflanzen-

produktion sind für MB1 in Tabelle 7-62 zusammengefasst. Hierbei ist zu erkennen, dass bei allen Biogasnutzungsvarianten sowohl die betrieblichen Kosten der Biogasanlage deren Erlöse als auch die Mehrkosten aus der Pflanzenproduktion deren Mehrerlöse übersteigen. Dementsprechend wurde für alle Biogasnutzungsvarianten von MB1 ein Verlust ermittelt, welcher bei Variante BG+GS mit 104.000 € a^{-1} am höchsten und bei BG+MS mit 29.900 € a^{-1} am geringsten ausfällt. Die Biogasnutzung betriebsfremder Substrate ist demnach bei allen Biogasanlagen von MB1 nicht wirtschaftlich.

Tabelle 7-62: Berechnete Kosten und Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von MB1.

		BG+KA	BG+MS	BG+GS	BG+RS	BG+RK
Investitionskosten BGA	[€ a^{-1}]	79.700	86.100	89.500	70.000	76.900
Betriebskosten BGA	[€ a^{-1}]	70.100	77.000	70.900	54.600	64.300
Personalkosten BGA	[€ a^{-1}]	19.000	19.000	19.000	19.000	19.000
Kosten betriebsfremde Substrate	[€ a^{-1}]	26.400	96.200	106.200	74.800	75.500
Erlöse durch Stromproduktion	[€ a^{-1}]	150.500	256.000	188.700	166.700	205.700
Mehrkosten Pflanzenproduktion	[€ a^{-1}]	16.600	18.900	19.000	12.800	20.600
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	[€ a^{-1}]	11.300	11.300	11.300	11.300	11.300
Gewinn	[€ a^{-1}]	-50.000	-29.900	-104.600	-53.200	-39.300

Für MB2 sind die Investitionskosten der unterschiedlichen Komponenten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate in Tabelle 7-63 dargestellt. Die ermittelten Investitionskosten dieser Biogasanlagen fallen mit 366.600 (MB2-BG+RS) bis 478.800 € (MB2-BG+GS) hierbei niedriger aus als bei MB1. Dies liegt vor allem an den geringeren betriebseigenen Substratmengen und somit kleineren Fermenter- und Gärrestendlagervolumina begründet. Die spezifischen Investitionskosten liegen hierbei zwischen 3.100 (BG+MS) und 4.600 € $\text{kW}_{\text{el}}^{-1}$ (BG+GS) und sind vergleichbar mit den spezifischen Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von MB1.

Tabelle 7-63: Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von Modellbetrieb 2.

	MB2 BG+K	MB2 BG+MS	MB2 BG+GS	MB2 BG+RS	MB2 BG+RK
Fermenter	116.900 €	128.100 €	143.500 €	105.000 €	114.100 €
Gärrestlager	67.600 €	84.500 €	93.400 €	47.900 €	61.700 €
BHKW	100.000 €	107.000 €	88.800 €	82.300 €	93.500 €
Gasspeicherung	28.100 €	30.400 €	31.600 €	25.700 €	28.200 €
Technische Ausrüstung	77.600 €	80.800 €	78.000 €	72.400 €	76.200 €
Planung / Genehmigung	39.000 €	43.100 €	43.500 €	33.300 €	38.100 €
Summe	429.200 €	473.900 €	478.800 €	366.600 €	411.800 €

Die jährlich anfallenden Kosten und Erlöse der Biogasnutzung unterschiedlicher betriebsfremder Substrate bei MB2 sind in Tabelle 7-64 aufgeführt. Hierbei ist zu erkennen, dass im Gegensatz zu

MB1 bei allen Biogasnutzungsvarianten im Bereich der Pflanzenproduktion die Mehrerlöse durch Ertragssteigerungen deutlich größer sind als die im Bereich der Pflanzenproduktion zusätzlich anfallenden Kosten. Dies liegt hierbei besonders auch darin begründet, dass bei MB2 gegenüber MB1 wesentlich geringere Mengen an verwertbaren Ernteresten und Zwischenfrüchten anfallen, wodurch folglich geringere Kosten für die Bergung und den Transport anfallen. Dennoch können auch bei allen Biogasvarianten von MB2 die erzielten Gesamterlöse die Kosten nicht decken, so dass sämtliche Varianten der Vergärung betriebsfremder Substrate von MB2 einen wirtschaftlichen Verlust aufweisen. Diese Verluste liegen hierbei zwischen 23.700 (BG+MS) und 85.500 € a⁻¹ (BG+GS) und fallen im Vergleich zu MB1, insbesondere aufgrund der geringeren Kosten für Fermenter, Gärrestendlager sowie technische Ausrüstung, kleiner aus.

Tabelle 7-64: Berechnete Kosten und Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von MB2.

		BG+KA	BG+MS	BG+GS	BG+RS	BG+RK
Investitionskosten BGA	[€ a ⁻¹]	69.500	75.600	72.100	59.200	66.100
Betriebskosten BGA	[€ a ⁻¹]	61.300	68.300	55.100	45.700	55.400
Personalkosten BGA	[€ a ⁻¹]	19.000	19.000	19.000	19.000	19.000
Kosten betriebsfremde Substrate	[€ a ⁻¹]	26.400	96.200	106.200	74.800	75.500
Erlöse durch Stromproduktion	[€ a ⁻¹]	131.300	228.500	159.800	137.900	176.400
Mehrkosten Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	5.300	7.000	6.800	1.400	8.700
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	13.900	13.900	13.900	13.900	13.900
Gewinn	[€ a ⁻¹]	-36.300	-23.700	-85.500	-48.300	-34.400

Die im Rahmen der Modellierung ermittelten Investitionskosten der Vergärung betriebsfremder Substrate bei MB3 sind in Tabelle 7-65 zusammengefasst. Die berechneten Investitionskosten liegen hierbei zwischen 439.700 € bei Variante BG+RS und 595.900 € bei BG+GS und sind mit den Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von MB1 vergleichbar, da die modellierten Biogasanlagen von MB1 und MB3 nahezu dieselbe Größe aufweisen (vgl. Kap. 7.4.3.1). Aus den Investitionskosten ergeben sich spezifische Investitionskosten in Höhe von 3.100 (BG+MS) bis 4.700 € kW_{el}⁻¹ (BG+GS).

Tabelle 7-65: Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von Modellbetrieb 3.

	MB3 BG+K	MB3 BG+MS	MB3 BG+GS	MB3 BG+RS	MB3 BG+RK
Fermenter	131.500 €	142.200 €	157.900 €	120.400 €	128.900 €
Gärrestlager	81.800 €	99.300 €	108.000 €	63.400 €	80.700 €
BHKW	108.800 €	115.300 €	98.300 €	92.300 €	102.700 €
Gasspeicherung	36.200 €	39.100 €	41.200 €	33.300 €	35.600 €
Technische Ausrüstung	95.500 €	98.500 €	136.400 €	90.400 €	94.100 €
Planung / Genehmigung	45.300 €	49.400 €	54.100 €	39.900 €	44.200 €
Summe	499.100 €	543.800 €	595.900 €	439.700 €	486.200 €

Wie auch bei den bisher dargestellten Biogasanlagen der Modellbetriebe MB1 und MB2 sind auch bei allen Biogasvarianten der Vergärung betriebsfremder Substrate von MB3 die anfallenden Kosten größer als die erzielten Erlöse (vgl. Tabelle 7-66). Hierbei sind die jährlichen Verluste bei Variante BG+MS mit 19.700 € a⁻¹ am geringsten sowie bei Variante BG+GS mit 94.300 € a⁻¹ am größten. Ein Betrieb dieser Biogasanlagen ist daher aus ökonomischen Gründen auch bei diesem Modellbetrieb nicht empfehlenswert.

Tabelle 7-66: Berechnete Kosten und Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von MB3.

		BG+KA	BG+MS	BG+GS	BG+RS	BG+RK
Investitionskosten BGA	[€ a ⁻¹]	80.500	86.500	90.100	70.700	77.700
Betriebskosten BGA	[€ a ⁻¹]	71.300	78.300	72.300	55.900	65.600
Personalkosten BGA	[€ a ⁻¹]	19.000	19.000	19.000	19.000	19.000
Kosten betriebsfremde Substrate	[€ a ⁻¹]	26.400	96.200	106.200	74.800	75.500
Erlöse durch Stromproduktion	[€ a ⁻¹]	153.700	261.100	194.300	172.300	211.300
Mehrkosten Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	14.900	16.900	17.100	11.000	18.500
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	16.100	16.100	16.100	16.100	16.100
Gewinn	[€ a ⁻¹]	-42.300	-19.700	-94.300	-43.000	-28.900

Beim viehlosen Modellbetrieb MB4 unterscheiden sich die berechneten Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung der betriebsfremden Kosubstrate, welche in Tabelle 7-67 dargestellt sind, gegenüber der Vergärung betriebseigener Substrate nicht wesentlich von den vergleichbaren Biogasanlagen der viehhaltenden Modellbetriebe MB1 – MB3. Die Investitionskosten liegen für die Biogasvarianten von MB4 zwischen 438.100 (BG+RS) und 544.900 € (BG+MS). Es ergeben sich somit für diese Biogasanlagen spezifische Investitionskosten in Höhe von 3.200 € kW_{el}⁻¹ (BG+MS) bis 4.200 € kW_{el}⁻¹ (BG+GS).

Tabelle 7-67: Investitionskosten der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von Modellbetrieb 4.

	MB4 BG+K	MB4 BG+MS	MB4 BG+GS	MB4 BG+RS	MB4 BG+RK
Fermenter	119.100 €	130.600 €	141.100 €	112.600 €	118.200 €
Gärrestlager	100.500 €	113.200 €	108.500 €	93.500 €	98.600 €
BHKW	107.600 €	114.200 €	97.100 €	91.100 €	101.500 €
Gasspeicherung	29.500 €	31.900 €	31.700 €	28.200 €	30.100 €
Technische Ausrüstung	102.600 €	105.500 €	102.400 €	72.900 €	75.900 €
Planung / Genehmigung	45.900 €	49.500 €	48.100 €	39.800 €	43.000 €
Summe	505.200 €	544.900 €	528.900 €	438.100 €	467.300 €

Auch bei diesem Modellbetrieb übersteigen die anfallenden jährlichen Kosten der Biogasanlage die erzielten jährlichen Erlöse (vgl. Tabelle 7-68). Im Bereich der Pflanzenproduktion sind hierbei gegenüber den viehhaltenden Modellbetrieben wie bei der Vergärung betriebseigener Substrate die Mehrkosten erheblich größer als die erzielten Mehreinnahmen durch Ertragssteigerung.

Dies ist, wie bereits dargestellt, auf den Mehraufwand durch die Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte sowie auf die Ausbringung der Gärreste zurückzuführen. Die sich hieraus ergebenden höchsten jährlichen Verluste durch die Biogasnutzung der jeweiligen Substratvarianten liegen in einem Bereich von 56.700 bis 119.100 € a⁻¹, wodurch insbesondere für MB4 die Biogasnutzung betriebsfremder Substrate aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht zu empfehlen ist.

Tabelle 7-68: Berechnete Kosten und Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate von MB4.

		<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Investitionskosten BGA	[€ a ⁻¹]	84.900	90.800	85.900	73.000	78.300
Betriebskosten BGA	[€ a ⁻¹]	76.800	84.800	77.300	60.100	66.900
Personalkosten BGA	[€ a ⁻¹]	19.000	19.000	19.000	19.000	19.000
Kosten betriebsfremde Substrate	[€ a ⁻¹]	26.400	96.200	106.200	74.800	75.500
Erlöse durch Stromproduktion	[€ a ⁻¹]	151.000	256.800	189.800	167.800	206.600
Mehrkosten Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	39.400	41.300	39.100	37.600	43.500
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	18.600	18.600	18.600	18.600	18.600
Gewinn	[€ a ⁻¹]	-76.900	-56.700	-119.100	-78.100	-58.000

Abschließend kann die Aussage getroffen werden, dass auch die Biogasnutzung von zusätzlich betriebsfremden Substraten bei allen Modellbetrieben unter den definierten Bedingungen nicht wirtschaftlich durchgeführt werden kann. Im Rahmen der Modellierung war festzustellen, dass die Verluste der Biogasnutzung bei allen Modellbetrieben bei der Variante BG+MS am geringsten sind und zwischen 21.000 € a⁻¹ bei MB3 und 56.700 € a⁻¹ bei MB4 liegen. Die höchsten Verluste aller Modellbetriebe wurden bei der Variante BG+GS ermittelt, da einerseits bei der Vergärung von Grassilage jeweils die höchsten spezifischen Investitionskosten berechnet wurden und andererseits bezogen auf den Trockensubstanzgehalt für Grassilage die höchsten Substratkosten anfallen. Auch bei der Vergärung von Auslesekartoffeln kann kein Gewinn erzielt werden, obwohl bei deren Bereitstellung nur die Kosten für den Transport anfallen, da bei der Vergärung von Auslesekartoffeln bei der Stromvergütung der Bonus für nachwachsende Rohstoffe in Höhe von 6 ct kWh⁻¹ nicht gewährt wird. Dementsprechend wird bei der Variante BG+KA anstatt 17,3 ct kWh⁻¹ nur eine Vergütung in Höhe von 11,3 ct kWh⁻¹ gewährt, womit auch bei der Vergärung von Auslesekartoffeln der definierten Modellbetriebe die Stromgestehungskosten über dem gewährten Vergütungssatz von 11,3 ct kWh⁻¹ liegen (Abbildung 7-28).

In Abbildung 7-28 ist die Zusammensetzung der Stromgestehungskosten der Vergärung betriebsfremder Substrate für alle Modellbetriebe grafisch dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass, abgesehen von der Variante BG+KA, die Kosten der Substratbereitstellung wesentlich an den resultierenden Stromgestehungskosten beteiligt sind. Der Einfluss der durch die Biogasnutzung erzielten Mehrerträge in der Pflanzenproduktion ist indessen von verhältnismäßig geringer Bedeutung.

Auch die in der Pflanzenproduktion darüber hinaus durch die Biogasanlage verursachten Mehrkosten spielen mit Ausnahme von MB4 ebenfalls nur eine unbedeutende Rolle. Bei MB4 ist dagegen der höhere Einfluss der Mehrkosten aus der Pflanzenproduktion auf den bereits dargestellten Mehraufwand für die Bergung der Erntereste und Zwischenfrüchte bzw. für die Applikation der Gärreste zurückzuführen.

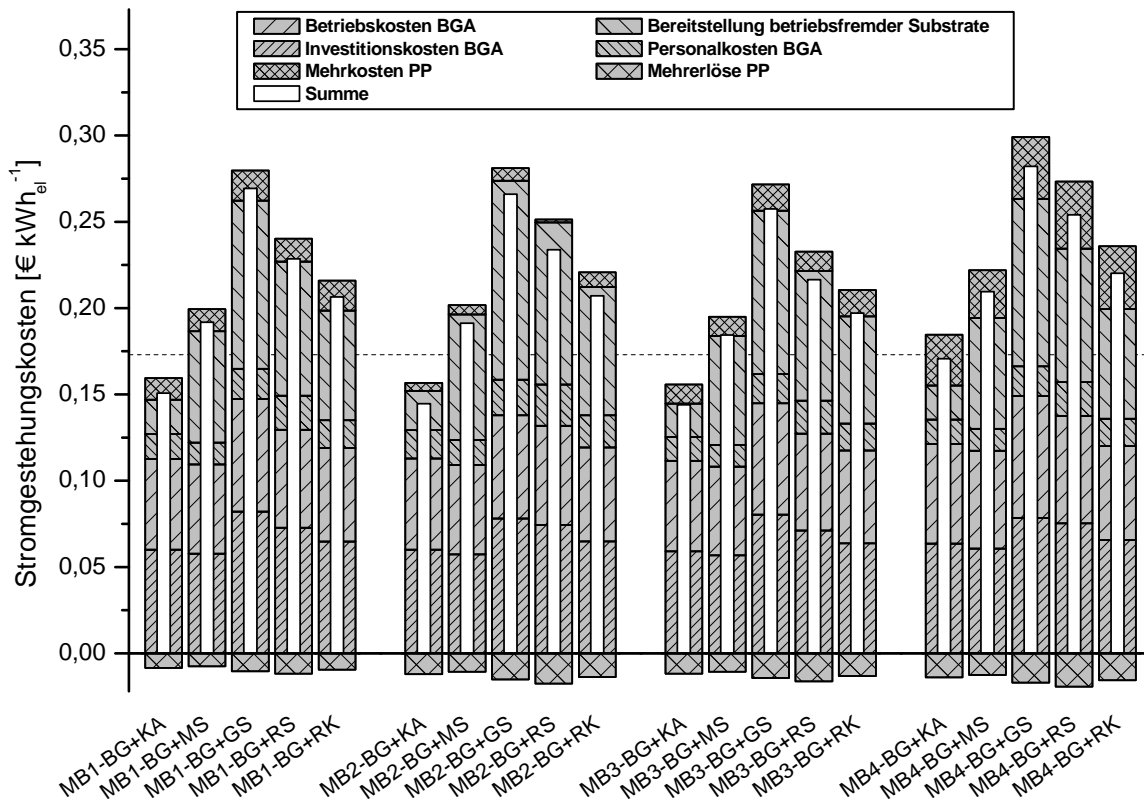


Abbildung 7-28: Stromgestehungskosten bei der Vergärung betriebsfremder Substrate.

7.4.4 Einfluss der Biogasanlagentechnik auf die ökologische und ökonomische Gesamtbilanz

Ausgehend von den in Kapitel 7.4.2 und 7.4.3 dargestellten ökologischen und ökonomischen Auswirkungen der Biogasnutzung betriebseigener sowie betriebsfremder Substrate der Modellbetriebe wird im Rahmen einer Parametervariation in diesem Kapitel untersucht, welche Bedeutung die definierte Biogasanlagentechnik hinsichtlich der Ergebnisse der Bilanzierung der betrieblichen Umwelteffekte sowie der Wirtschaftlichkeit der Biogasanlagen hat. Diese ökologische und ökonomische Bewertung wurde hierbei exemplarisch an Modellbetrieb MB1 durchgeführt, wobei der Einfluss der Fermenterbauweise, der Stromerzeugungstechnik sowie der Lagerung der Gärreste modelliert wurde.

7.4.4.1 Einfluss der Fermenterbauweise

Für alle definierten Biogasanlagen wurde bisher ausschließlich die Vergärung der Substrate im Stahlbetonfermenter betrachtet. Für MB1 wurde im Rahmen dieser Parametervariation aus diesem Grund untersucht, wie sich die Ergebnisse der Modellierung ändern, falls die Vergärung der Substrate anstatt in einem Stahlbetonfermenter in einem Stahlfermenter erfolgt.

In Abbildung 7-29 sind die Treibhausgasemissionen, der Verbrauch fossiler Primärenergie sowie die Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung grafisch dargestellt. Diese Abbildung zeigt, dass die Bauweise des Fermenters, wie auch die Ergebnisse von Edelmann et al. (2001) bestätigen, keinen wesentlichen Einfluss auf die gesamten Umweltwirkungen der Biogasvarianten von MB1 hat. So nehmen die betrieblichen Klimagasemissionen bei der Vergärung der Substrate in einem Stahlfermenter im Vergleich zur Fermentation in einem Stahlbetonfermenter um maximal 2% (BG+GS) ab. Der Einfluss der Fermenterbauweise auf den fossilen Primärenergieverbrauch sowie das Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial der Modellbetriebe ist hierbei noch geringer, da bei diesen Wirkungskategorien der Einfluss des Baus bzw. Rückbaus der Biogasanlage im Vergleich zum Treibhauseffekt unbedeutend ist.

Die Investitionskosten der Biogasanlagen von MB1 nehmen durch den Einsatz eines Stahlfermenters anstatt eines Stahlbetonfermenters, wie aus Tabelle 7-69 zu erkennen ist, um durchschnittlich 5% zu, wobei die kleinste Kostenzunahme bei BG+RK (4,4%) und der größte Anstieg bei BG+GS (5,8%) festzustellen ist. Folglich nehmen aufgrund der höheren Investitionskosten bei allen Biogasvarianten von MB1 die Verluste gegenüber der Vergärung im Stahlbetonfermenter zu (vgl. Tabelle 7-70), wobei die höchste Zunahme der Verluste hierbei entsprechend bei der Variante BG+GS (3000 €) zu verzeichnen ist.

Tabelle 7-69: Investitionskosten der Biogasanlagen von MB1 bei Vergärung der Substrate im Stahlfermenter

	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Fermenter	78.500 €	108.200 €	155.200 €	171.600 €	194.100 €	139.500 €	152.600 €
Gärrestlager	0 €	49.500 €	92.500 €	111.000 €	119.600 €	75.500 €	90.100 €
BHKW	37.000 €	60.900 €	107.400 €	114.000 €	96.800 €	90.800 €	101.200 €
Gasspeicherung	19.200 €	24.600 €	30.200 €	32.900 €	34.200 €	27.900 €	29.900 €
Technische Ausrüstung	35.900 €	66.400 €	94.400 €	97.600 €	135.300 €	89.300 €	93.300 €
Planung / Genehmigung	17.100 €	31.000 €	48.000 €	52.700 €	58.000 €	42.300 €	46.700 €
Summe	187.700 €	340.600 €	527.700 €	579.800 €	638.000 €	465.300 €	513.800 €

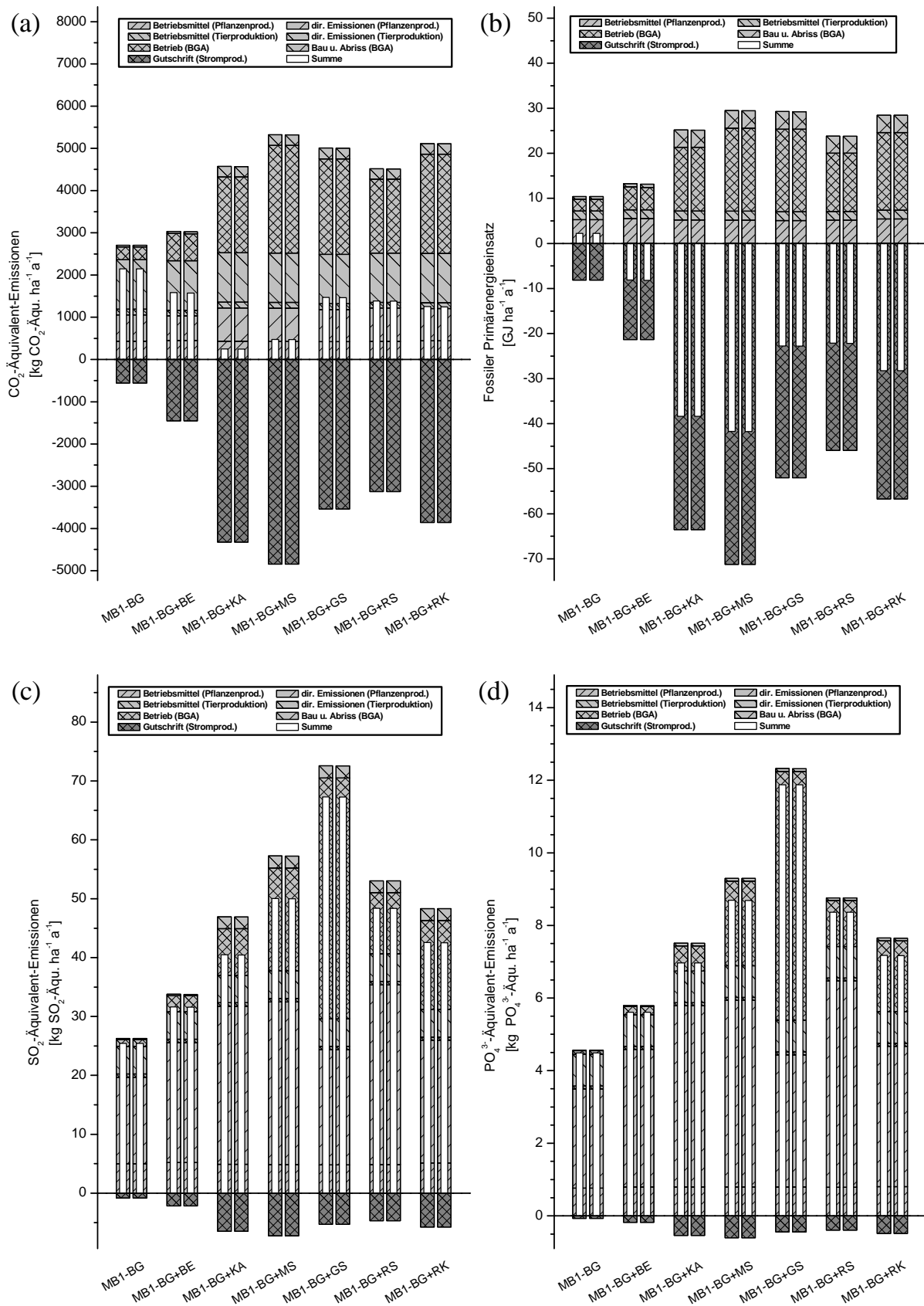


Abbildung 7-29: Treibhausgasemissionen (a), fossiler Primärenergieverbrauch (b) sowie Emissionen mit versauernder (c) und eutrophierender Wirkung (d) der Biogasnutzung von MB1 bei Vergärung der Substrate in einem Stahlbetonfermenter (links) im Vergleich zu einem Stahlfermenter (rechts).

Tabelle 7-70: Kosten, Erlöse sowie Gewinn der modellierten Biogasanlagen von MB1 für die Vergärung der Substrate im Stahlfermenter.

		<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Kosten BGA	[€ a ⁻¹]	58.800	99.100	197.600	281.200	288.600	220.400	238.200
Erlöse durch Stromproduktion	[€ a ⁻¹]	29.600	77.500	150.500	256.000	188.700	166.700	205.700
Mehrkosten Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	3.300	15.000	16.600	18.900	19.000	12.800	20.600
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	2.700	9.100	11.300	11.300	11.300	11.300	11.300
Gewinn	[€ a ⁻¹]	-29.800	-27.800	-52.400	-32.800	-107.600	-55.200	-41.800

Es kann folglich die Aussage getroffen werden, dass durch den Einsatz eines Stahlfermenters anstatt eines Stahlbetonfermenters zwar geringfügig positive Umwelteffekte erzielt werden können, jedoch die Wirtschaftlichkeit einer Biogasanlage aufgrund der höheren Investitionskosten nicht verbessert werden kann.

7.4.4.2 Einfluss der Stromerzeugungstechnik

Die Stromproduktion mit Zündstrahl-BHKW hat gegenüber dem Gas-Otto-BHKW den Nachteil, dass beim Zündstrahl-BHKW fossile Energieträger in Form von Zündöl verbraucht werden. Folglich ist zu erwarten, dass beim Einsatz von Gas-Otto-BHKW die Treibhausgasemissionen aufgrund einer Reduzierung der fossilen CO₂-Emissionen sowie des Verbrauchs fossiler Energieträger gemindert werden können. Im Rahmen dieser Parametervariation wurde daher für alle Biogasnutzungsvarianten von MB1 die Stromproduktion mit einem Gas-Otto-Motor untersucht, wobei für die Modellierung die Emissionen des Gas-Otto-BHKW nach Edelmann et al. (2001) berechnet wurden.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Treibhausgasemissionen, welche durch den Betrieb der Biogasanlage freigesetzt werden, durch den Einsatz eines Gas-Otto-BHKW in einem erheblichen Umfang (bis zu 52% bei MB1-BG+KA) reduziert werden (vgl. Abbildung 7-30). Da bei einem Gas-Otto-BHKW jedoch aufgrund des Wegfalls des Zündöls auch weniger elektrische Energie erzeugt wird, fällt folglich die Emissionsgutschrift der Stromerzeugung geringer aus, wodurch auch die Minderung der Treibhausgasemissionen unter Berücksichtigung der Stromgutschrift in der Summe entsprechend niedriger ausfällt als ohne Berücksichtigung der Stromgutschrift. Auf die Treibhausgasemissionen, die durch den Bau bzw. Rückbau der Biogasanlage freigesetzt werden, haben die Stromerzeugungstechniken dagegen nahezu keinen Einfluss.

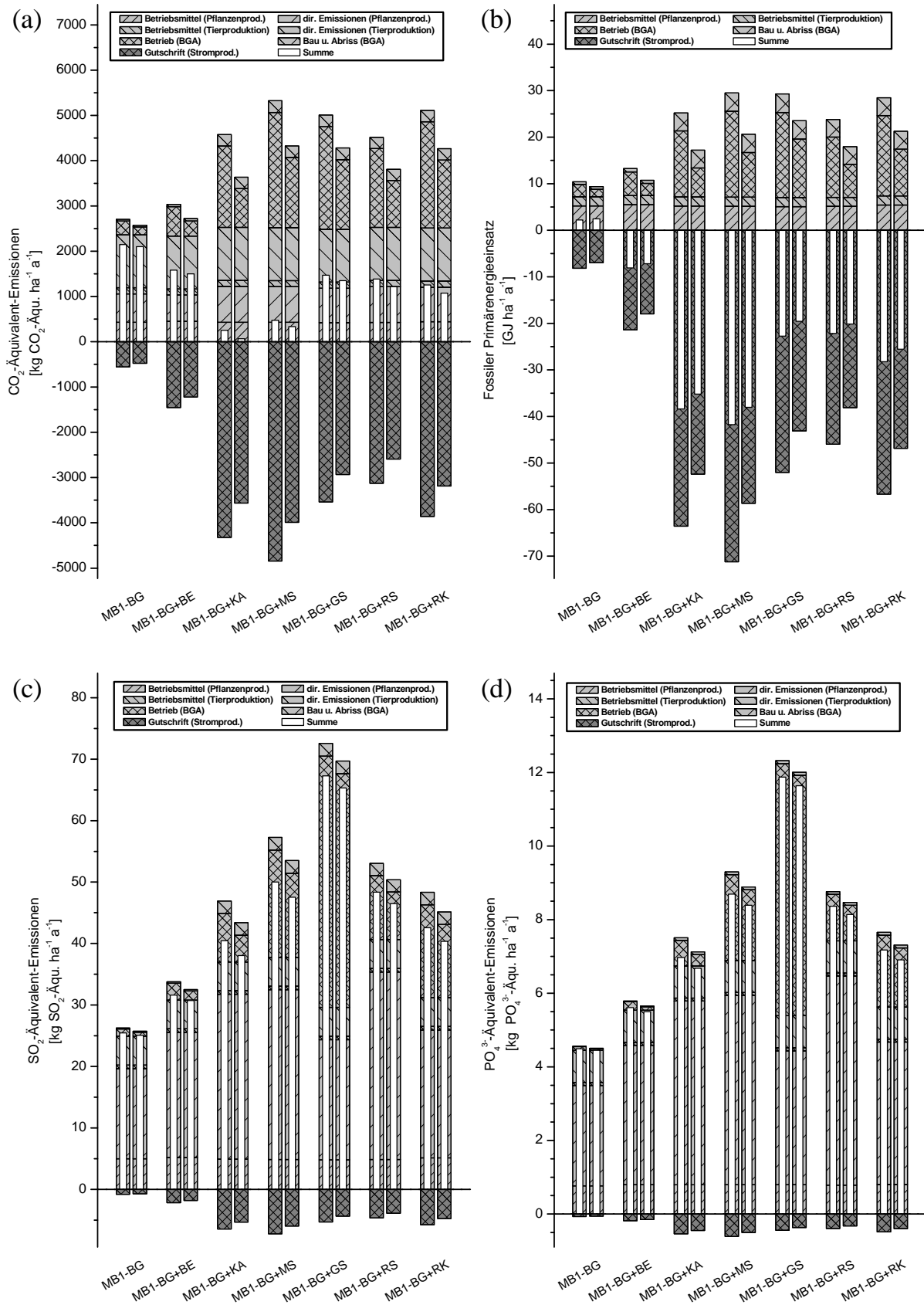


Abbildung 7-30: Treibhausgasemissionen (a), fossiler Primärenergieverbrauch (b) sowie Emissionen mit versauernder (c) und eutrophierender Wirkung (d) der Biogasnutzung von MB1 bei der Energieerzeugung mit einem Zündstrahl-BHKW (links) im Vergleich zu einem Gas-Otto-BHKW (rechts).

Auch der fossile Primärenergieaufwand, welcher durch den Betrieb der Biogasanlage verursacht wird, kann insbesondere aufgrund des Wegfalls des Zündöls reduziert werden. Da folglich auch entsprechend weniger elektrische Energie erzeugt wird, ist demnach bei allen Biogasvarianten eine Abnahme der Gutschrift durch die Substitution der aus fossilen Energieträgern erzeugten elektrischen Energie zu verzeichnen. Da zudem in diesem Leistungsbereich der modellierten Biogasanlagen der elektrische Wirkungsgrad eines Gas-Otto-BHKW geringer ist als der Wirkungsgrad eines entsprechenden Zündstrahl-BHKW, ist demzufolge die Minderung des durch den Betrieb der Biogasanlage verursachten fossilen Primärenergieverbrauchs geringer als die Abnahme der Gutschrift durch die Stromerzeugung. Aus diesem Grund ist bei allen Biogasanlagen bei Verwendung eines Gas-Otto-BHKW anstatt eines Zündstrahl-BHKW insgesamt eine Zunahme des fossilen Primärenergieaufwandes zu verzeichnen.

Darüber hinaus werden grundsätzlich beim Betrieb eines Gas-Otto-BHKW gegenüber einem Zündstrahl-BHKW bedeutend geringere Mengen an Stickoxiden sowie Schwefeloxiden freigesetzt. Folglich werden bei allen Biogasvarianten bei der Stromerzeugung mit einem Gas-Otto-BHKW durch den Betrieb der Biogasanlage entsprechend weniger versauernde und eutrophierende Emissionen freigesetzt. Da bei den Modellbetrieben jedoch die Pflanzen- und Tierproduktion sowie die Bereitstellung der betriebsfremden Substrate die Hauptquellen der versauernden und eutrophierenden Emissionen darstellen, fällt die Minderung dieser Emissionen durch den Einsatz von Gas-Otto-BHKW nicht wesentlich ins Gewicht.

Wirtschaftlich betrachtet steigen bei allen Biogasvarianten die Investitionskosten der Biogasanlagen an, da die Anschaffungskosten für Gas-Otto-BHKW höher sind als für Zündstrahl-BHKW (Keymer, 2004).

Tabelle 7-71: Investitionskosten der Biogasanlage von MB1 bei Nutzung von Gas-Otto-BHKW zur Energiegewinnung.

	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Fermenter	69.800 €	93.200 €	127.500 €	139.200 €	155.000 €	116.200 €	125.600 €
Gärrestlager	0 €	49.500 €	92.500 €	111.000 €	119.600 €	75.500 €	90.100 €
BHKW	39.900 €	73.200 €	146.000 €	156.900 €	128.600 €	119.000 €	135.800 €
Gasspeicherung	19.200 €	24.600 €	34.900 €	38.100 €	40.200 €	32.100 €	34.500 €
Technische Ausrüstung	35.600 €	65.600 €	93.000 €	96.000 €	134.600 €	88.300 €	92.000 €
Planung / Genehmigung	16.500 €	30.600 €	49.400 €	54.100 €	57.800 €	43.100 €	47.800 €
Summe	181.000 €	336.700 €	543.300 €	595.300 €	635.800 €	474.200 €	525.800 €

Beim direkten Kostenvergleich der Biogasanlagen ist festzustellen, dass durch den Betrieb eines Gas-Otto-BHKW gegenüber dem Zündstrahl-BHKW insgesamt geringere Kosten anfallen. Dies liegt sowohl im Wegfall des Zündöls als auch in der höheren unterstellten Nutzungsdauer des BHKW (60.000 anstatt 35.000 Betriebsstunden) begründet. Da jedoch durch die verminderte

Stromproduktion auch die Erlöse der Biogasanlagen sinken, können folglich auch bei der Nutzung eines Gas-Otto-BHKW bei allen Biogasvarianten keine Gewinne durch die Biogasproduktion erzielt werden, wodurch diese Biogasanlagen wirtschaftlich unvorteilhaft bleiben.

Tabelle 7-72: Kosten, Erlöse sowie Gewinn der Biogasanlagen von MB1 bei Nutzung von Gas-Otto-BHKW zur Energiegewinnung.

		<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Kosten BGA	[€ a ⁻¹]	49.900	83.800	165.300	244.800	261.300	193.800	207.200
Erlöse durch Stromproduktion	[€ a ⁻¹]	25.300	65.200	124.300	212.800	156.300	138.300	170.000
Mehrkosten Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	3.300	15.000	16.600	18.900	19.000	12.800	20.600
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	2.700	9.100	11.300	11.300	11.300	11.300	11.300
Gewinn	[€ a ⁻¹]	-25.200	-24.500	-46.300	-39.600	-112.700	-57.000	-46.500

7.4.4.3 Einfluss der Gärrestlagerung

Bei allen bisher betrachteten Biogasanlagen sind die Gärrestlager abgedeckt und werden als Nachgärbehälter genutzt. Dadurch werden sowohl die Treibhausgasfreisetzungen (insbesondere Methanemissionen) gemindert als auch die Stromproduktion aufgrund des zusätzlich aufgefangenen Methans erhöht. Jedoch entstehen durch die gasdichte Abdeckung und der für die Nutzung des Mehrertrages an Biogas notwendigen Technik weitere Kosten, die die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlage beeinflussen können. Da zur Zeit die Mehrheit der Biogasanlagen in Deutschland mit einem offenen Gärrestlager betrieben werden (FNR, 2005c), ist es daher von großem Interesse zu untersuchen, welchen Einfluss die gasdichte Abdeckung des Gärrestlagers inklusive der Nutzung des zusätzlich produzierten Biogases auf die betrieblichen Emissionen der Modellbetriebe und die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlagen hat. Daher wurde für alle Biogasnutzungsvarianten von MB1 die Verwendung eines offenen Gärrestendlagers modelliert.

Hierzu wurde unterstellt, dass das bisher aus der Nachgärung stammende Methan (10% des im Fermenter produzierten Methans) direkt freigesetzt wird. Darüber hinaus werden entsprechend Kap. 7.3.4.3 0,1% des im Gärrest enthaltenen Stickstoffs als Lachgas sowie 4% als Ammoniak freigesetzt.

Abbildung 7-31 zeigt, dass die durch eine offene Lagerung der Gärreste verursachten Emissionen erheblich zu den gesamten Treibhausgasemissionen der Modellbetriebe beitragen, wobei der Anteil dieser Emissionen bei BG+KA mit 41% der gesamten Klimagasemissionen des Modellbetriebes am größten ist. Bei der Variante BG ist dieser Anteil mit 15% am geringsten, wodurch im Vergleich zum Referenzbetrieb ohne Vergärung trotz offener Gärrestlager eine Minderung der Treibhausgasemissionen erzielt werden kann.

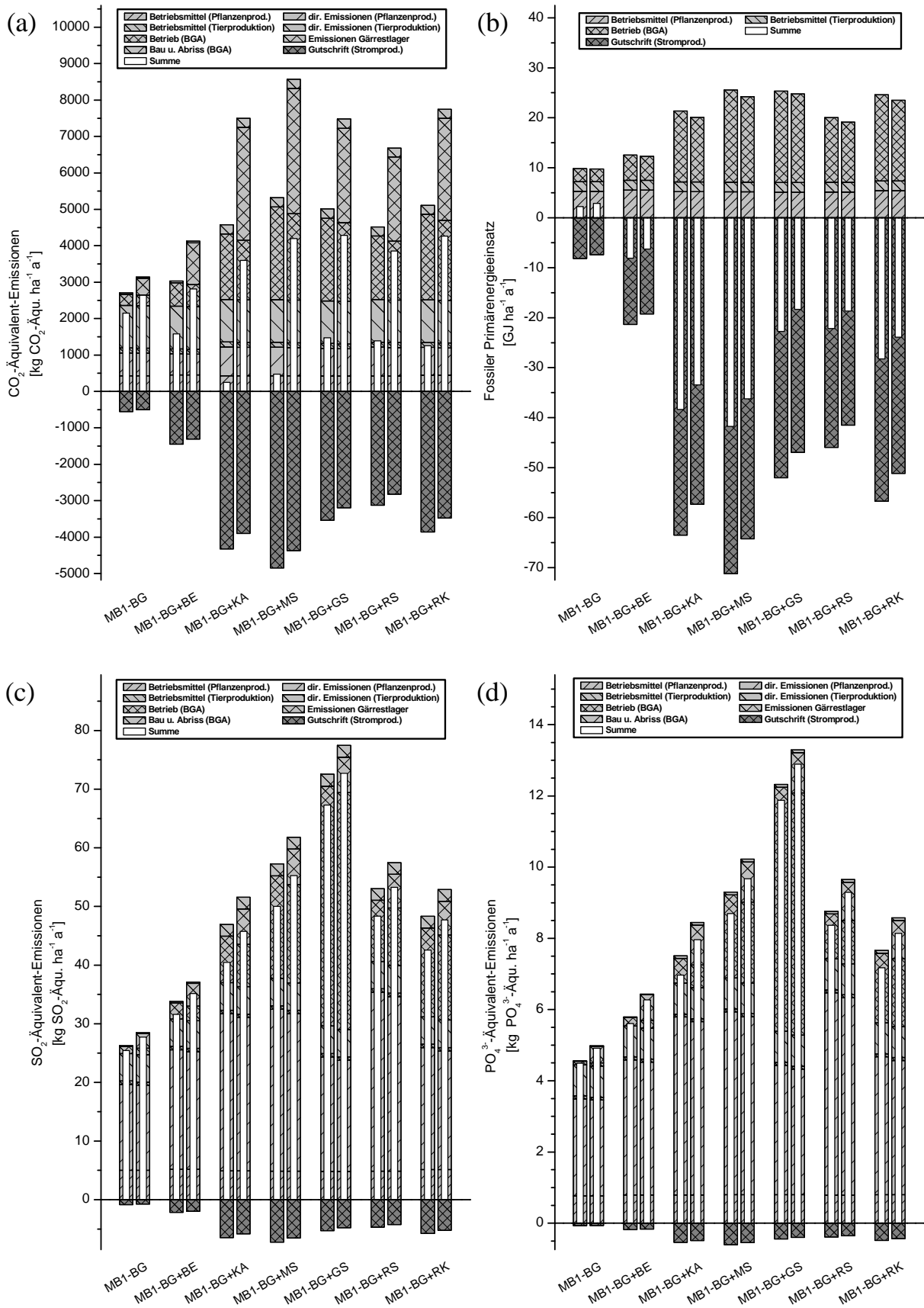


Abbildung 7-31: Treibhausgasemissionen (a), fossiler Primärenergieverbrauch (b) sowie Emissionen mit versauernder (c) und eutrophierender Wirkung (d) der Biogasnutzung von MB1 im Vergleich der Lagerung der Gärreste im Nachgärbehälter (links) zur Lagerung im offenen Gärrestendlager (rechts).

Hinsichtlich des Aufwandes an fossiler Primärenergie ist der Einfluss des offenen Gärrestlagers aufgrund der niedrigeren Biogasausbeute und somit reduzierten Stromproduktion nur in der geringeren Gutschrift durch die erzeugte elektrische Energie festzustellen. Diese Reduzierung der Gutschrift hat jedoch keinen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis des Modellbetriebes.

Aufgrund der durch die offene Lagerung der Gärreste freigesetzten Ammoniakemissionen steigen darüber hinaus bei allen Biogasvarianten die betrieblichen Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung beachtlich an. Hierbei nehmen die Emissionen mit versauernder Wirkung gegenüber der Lagerung der Gärreste im geschlossenen Gärrestendlager um durchschnittliche 11% und die Emissionen mit eutrophierender Wirkung um durchschnittlich 12% zu.

Es kann anhand dieser Ergebnisse die Aussage getroffen werden, dass die Lagerung der Gärreste in einem offenen Gärrestlager einen erheblichen ökologischen Einfluss hat. Dies trifft hierbei insbesondere auf die erhebliche Zunahme der Freisetzung von Treibhausgasen (insbesondere Methan) zu. Der durch die zusätzlichen Ammoniakemissionen verursachte Anstieg der Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung sollte hierbei zudem nicht unberücksichtigt bleiben.

Bezüglich der Modellierung der Wirtschaftlichkeit von offenen Gärrestendlagern und gasdicht geschlossenen Gärrestendlagern, welche als Nachgärbehälter Verwendung finden, zeigt sich, dass sich durch die Nutzung eines offenen Gärrestlagers die Investitionskosten der Biogasanlagen nur geringfügig reduzieren, welches besonders auf niedrigere Kosten für das BHKW und Gaslagers zurückzuführen ist (vgl. Tabelle 7-73). Die Investitionskosten werden hierbei gegenüber der Nutzung eines geschlossenen Gärrestlagers um durchschnittlich 3% gesenkt.

Tabelle 7-73: Investitionskosten der Biogasanlagen von MB1 bei Lagerung der Gärreste im offenen Gärrestendlager.

	<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Fermenter	69.800 €	93.200 €	127.500 €	139.200 €	155.000 €	116.200 €	125.600 €
Gärrestlager	0 €	49.500 €	92.500 €	111.000 €	119.600 €	75.500 €	90.100 €
BHKW	35.100 €	57.700 €	101.800 €	108.100 €	91.800 €	86.100 €	96.000 €
Gasspeicherung	16.800 €	19.500 €	28.400 €	29.100 €	25.900 €	24.100 €	26.700 €
Technische Ausrüstung	35.400 €	65.900 €	94.100 €	97.200 €	135.100 €	89.100 €	92.900 €
Planung / Genehmigung	15.700 €	28.600 €	44.400 €	48.500 €	52.700 €	39.100 €	43.100 €
Summe	172.800 €	314.400 €	488.700 €	533.100 €	580.100 €	430.100 €	474.400 €

Vergleicht man dagegen die Kosten und Erlöse der Biogasanlagen (Tabelle 7-74), so ist festzustellen, dass besonders durch die offene Lagerung der Gärreste der Verlust bei Biogasanlagen mit Vergärung betriebsfremder Substrate zunimmt. Dies liegt darin begründet, dass bei diesen Biogasanlagen im Gegensatz zu den kleineren Biogasanlagen mit ausschließlich betriebseigenen

Substraten die Kostenreduzierung der offenen Gärrestlagerung nicht sehr ins Gewicht fallen, dieser Kostenreduzierung jedoch deutlich geringere Erlöse aus der Stromproduktion gegenüberstehen.

Es kann folglich die Aussage getroffen werden, dass die geschlossene Lagerung der Gärreste sowie die Stromerzeugung aus dem bei der Nachgärung zusätzlich gewonnenen Biogas abgesehen vom ökologischen Nutzen auch ökonomisch vorteilhaft sein kann. Die höhere Wirtschaftlichkeit von Biogasanlagen mit Nachgärung gegenüber Anlagen ohne Nachgärung wird auch durch Wirtschaftlichkeitsberechnungen von KTBL (2005a) sowie FNR (2005c) bestätigt.

Tabelle 7-74: Kosten, Erlöse sowie Gewinn der modellierten Biogasanlagen von MB1 bei Lagerung der Gärreste im offenen Gärrestendlager.

		<i>BG</i>	<i>BG+BE</i>	<i>BG+KA</i>	<i>BG+MS</i>	<i>BG+GS</i>	<i>BG+RS</i>	<i>BG+RK</i>
Kosten Biogasanlage	[€ a ⁻¹]	55.628	93.493	183.819	265.302	275.454	209.172	224.762
Erlöse durch Stromproduktion	[€ a ⁻¹]	26.861	77.465	135.960	232.667	170.354	150.598	185.604
Mehrkosten Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	3.300	15.000	16.600	18.900	19.000	12.800	20.600
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	[€ a ⁻¹]	2.700	9.100	11.300	11.300	11.300	11.300	11.300
Gewinn	[€ a ⁻¹]	-29.367	-21.928	-53.159	-40.235	-112.800	-60.074	-48.458

7.4.5 Biogasnutzung in Gemeinschaftsanlagen

Wie die Ergebnisse der ökonomischen Bewertung der Biogasanlagen mit Nutzung betriebseigener sowie betriebsfremder Substrate in Kap. 7.4.2.3 und 7.4.3.3 zeigen, können die Biogasanlagen unter den definierten Bedingungen nicht wirtschaftlich betrieben werden. Daher wird in diesem Kapitel untersucht, inwiefern im Ökologischen Landbau die Biogasnutzung in Form von Gemeinschaftsanlagen eine Möglichkeit darstellt, einen wirtschaftlichen Betrieb der Biogasanlagen zu ermöglichen.

Hierbei wurde die gemeinschaftliche Nutzung einer Biogasanlage für verschiedene Kombinationen ökologisch viehhaltender sowie viehloser Modellbetriebe betrachtet, wobei diese Modellierung auf die Modellbetriebe MB1 und MB4 beschränkt wurde. Im Detail wurden dabei folgende Möglichkeiten untersucht:

- Gemeinschaftsbiogasanlagen viehhaltender Modellbetriebe,
- Gemeinschaftsbiogasanlagen viehloser Modellbetriebe,
- Gemeinschaftsbiogasanlagen viehhaltender und viehloser Modellbetriebe.

Bei der Bewertung der gemeinschaftlichen Nutzung von Biogasanlagen ist es darüber hinaus das Ziel, dass hierbei die Vergärung von sowohl ausschließlich betriebseigenen Substraten als auch in den Betrieb importierten betriebsfremden Substraten betrachtet wird. Aus diesem Grund wurden für diese Betrachtung die Biogasvarianten BG+BE sowie BG+MS ausgewählt, da basierend auf

den bisherigen Berechnungen diese Biogasnutzungsvarianten für die Fermentation betriebseigener sowie betriebsfremder Substrate die wirtschaftlichsten Varianten darstellen und somit das größte Potenzial für einen wirtschaftlichen Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage aufweisen.

Da durch den Betrieb einer Gemeinschaftsanlage zusätzliche Transporte zwischen den Modellbetrieben erforderlich sind, um beispielsweise die Substrate von den jeweiligen Betrieben zur Biogasanlage sowie die Gärreste zurück zu transportieren, müssen die zusätzlich anfallenden Kosten dieser Transporte bei der Bewertung der Wirtschaftlichkeit der Gemeinschaftsanlagen entsprechend berücksichtigt werden. Die Entfernung zwischen den bei den Gemeinschaftsanlagen beteiligten Modellbetrieben wurde hierbei auf 5 km festgelegt. Das heißt, dass hierbei eine relativ vorteilhafte Ausgangssituation definiert wurde, bei der die einzelnen ökologischen Betriebe in direkter Nachbarschaft liegen. Die anfallenden Transportkosten wurden auf der Basis von KTBL (2004) sowie Wilken (2005) ermittelt und sind in Tabelle 7-75 zusammengefasst.

Tabelle 7-75: Anfallende Transportkosten beim Betrieb von Gemeinschaftsanlagen nach KTBL (2004) und Wilken (2005).

<i>Transportgut</i>	<i>Transportkosten</i>
Flüssigmist	0,3 € t ¹ km ⁻¹
feste Substrate	0,5 € t ¹ km ⁻¹
Gärrest	0,3 € t ¹ km ⁻¹

7.4.5.1 Gemeinschaftsbiogasanlagen viehhaltender Modellbetriebe

Die Bewertung der Biogasnutzung in Gemeinschaftsbiogasanlagen (GBG) für viehhaltende Modellbetriebe wurde, wie bereits dargestellt, anhand von Modellbetrieb MB1 ausgehend von den Varianten BG+BE und BG+MS durchgeführt. Hierbei wurde für diese Biogasnutzungsvarianten der Betrieb der gemeinschaftlichen Biogasanlage sowohl von zwei als auch von drei viehhaltenden Modellbetrieben modelliert. Die sich hieraus ergebenden Varianten sind im Folgenden dargestellt:

- GBG+BE2: Gemeinschaftsanlage von zwei viehhaltenden Modellbetrieben mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+BE3: Gemeinschaftsanlage von drei viehhaltenden Modellbetrieben mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+MS2: Gemeinschaftsanlage von zwei viehhaltenden Modellbetrieben mit Vergärung von betriebseigenen Substraten und importierter konventioneller Maissilage,

- **GBG+MS3:** Gemeinschaftsanlage von drei viehhaltenden Modellbetrieben mit Vergärung von betriebseigenen Substraten und importierter konventioneller Maissilage.

Bei den Varianten mit Fermentation von zusätzlich importierter Maissilage (GBG+MS2 und GBG+MS3) wurde abweichend von der bisherigen Betrachtung definiert, dass aufgrund der hohen Substratmengen und somit der hohen zu erwartenden elektrischen Leistung die Energieproduktion anstatt mit Zündstrahl-BHKW mit Gas-Otto-BHKW erfolgt, da, wie die Ergebnisse in Kap. 7.4.4.2 zeigen, Gas-Otto-BHKW gegenüber Zündstrahl im hohen Leistungsbereich wirtschaftlicher sind.

Tabelle 7-76: Elektrische Leistung, Investitionskosten sowie jährliche Kosten, Erlöse und Gewinn der Gemeinschaftsanlagen viehhaltender Modellbetriebe.

		<i>GBG+BE2</i>	<i>GBG+BE3</i>	<i>GBG+MS2</i>	<i>GBG+MS3</i>
elektrische Leistung	<i>[kW_e]</i>	103	159	292	447
Investitionskosten Biogasanlage	<i>[€]</i>	422.500	578.700	916.500	1.173.700
Kosten Biogasanlage ¹⁾	<i>[€ a⁻¹]</i>	134.100	176.900	430.200	638.900
Erlöse durch Stromproduktion	<i>[€ a⁻¹]</i>	156.300	240.800	426.400	643.700
Gewinn	<i>[€ a⁻¹]</i>	22.200	63.900	-3.800	4.800
Mehrkosten Pflanzenproduktion	<i>[€ a⁻¹]</i>	30.000	45.000	37.900	56.800
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	<i>[€ a⁻¹]</i>	18.300	27.400	22.600	33.900
Gewinn	<i>[€ a⁻¹]</i>	10.500	46.300	-19.100	-18.100
Transportkosten	<i>[€ a⁻¹]</i>	10.200	20.300	13.200	26.300
Gesamtgewinn	<i>[€ a⁻¹]</i>	300	26.000	-32.300	-44.400

¹⁾ Summe aus Investitions-, Betriebs-, Personalkosten und Kosten der Bereitstellung betriebsfremder Substrate.

Die Ergebnisse dieser Modellierung, welche in Tabelle 7-76 zusammengefasst sind, zeigen, dass der Betrieb einer Gemeinschaftsanlage für die Vergärung von betriebseigenen Substraten beim Zusammenschluss von zwei aber insbesondere von drei viehhaltenden Betrieben wirtschaftlich sein kann, wobei bei der Variante GBG+BE2 die durch die Stromproduktion erzielten Erlöse durch die Kosten der Pflanzenproduktion und den zusätzlichen Transporten nahezu kompensiert werden. Bei der Variante GBG+BE3 wurde ein Gewinn von 26.000 € ermittelt, wodurch der gemeinschaftliche Betrieb einer Biogasanlage durch drei viehhaltende ökologisch wirtschaftende Betriebe trotz der zusätzlich anfallenden Transporte ökonomisch vorteilhaft sein kann. Es ist jedoch zu bedenken, dass hierbei eine zwischenbetriebliche Transportentfernung von nur 5 km unterstellt wurde, obwohl die Wahrscheinlichkeit in solch einem kleinen Umkreis drei 200 ha große ökologische Milchviehbetriebe vorzufinden für deutsche Verhältnisse relativ gering ist. Hinsichtlich der Transportdistanzen kann die Aussage getroffen werden, dass bereits ab einer Entfernung der Modellbetriebe von durchschnittlich 11,4 km zueinander die erzielten Erlöse durch die zu-

sätzlich anfallenden Transportkosten übertroffen werden und demzufolge auch ab dieser Entfernung eine Wirtschaftlichkeit dieser Biogasnutzungsvarianten nicht mehr gegeben ist.

Bei der Vergärung von zusätzlich importierter Maissilage in den Gemeinschaftsanlagen ist festzustellen, dass der Betrieb einer gemeinschaftlichen Biogasanlage sowohl durch zwei als auch drei ökologische Milchviehbetriebe wirtschaftlich nicht vorteilhaft ist. Der Grund dafür ist hierbei u. a. in dem hohen Anteil der Kosten für die Substratbereitstellung zu finden, welche bei der Variante GBG+MS2 zu über 40% an den jährlichen Betriebskosten der Biogasanlage beteiligt sind.

Bei der Variante GBG+MS3 kann die Biogasanlage ebenfalls nicht wirtschaftlich betrieben werden, wobei die Biogasanlage ohne Berücksichtigung der Kosten aus der Pflanzenproduktion sowie für die zusätzlichen Transporte einen Gewinn von 4.800 € a⁻¹ erzielen könnte. Es wird somit erneut deutlich, dass die Kosten aus der Pflanzenproduktion aber auch die durch die zusätzlichen Transporte anfallenden Kosten einen wesentlichen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlagen haben.

Abschließend kann festgestellt werden, dass die Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten, insbesondere für den Zusammenschluss von drei ökologischen Milchviehbetrieben, in einer Gemeinschaftsanlage wirtschaftlich sein kann, wobei die Transportentfernung einen wesentlichen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit ausübt, so dass hierbei eine Gemeinschaftsbiogasanlage ökologischer Milchviehbetriebe nur bei sehr geringen Transportentfernungen wirtschaftlich vorteilhaft ist. Ein wirtschaftlicher Betrieb einer Gemeinschaftsanlage mit Fermentation von zusätzlich konventioneller Maissilage ist im Gegensatz dazu auch bei einer gemeinsamen Nutzung von drei Milchviehbetrieben aus ökonomischen Gesichtspunkten bei einer unterstellten Transportentfernung von 20 km nicht möglich.

7.4.5.2 Gemeinschaftsbiogasanlagen viehloser Modellbetriebe

Für ökologisch wirtschaftende viehlose Betriebe wurde ebenfalls ausgehend von den Biogasvarianten BG+BE und BG+MS der Betrieb unterschiedlicher Gemeinschaftsbiogasanlagen konstellationen modelliert, wobei auch in diesem Fall der Zusammenschluss von zwei bzw. drei viehlosen Modellbetrieben betrachtet wurde. Darüber hinaus wurde zudem die gemeinsame Nutzung einer Biogasanlage von vier Modellbetrieben zur Vergärung betriebseigener Substrate modelliert, da der Zusammenschluss von vier ökologischen Marktfruchtbetrieben wahrscheinlicher erscheint als von vier ökologischen Milchviehbetrieben dieser Größenordnung. Zudem haben die bisherigen Ergebnisse gezeigt, dass die Vergärung betriebseigener Substrate bei viehlosen Modellbetrieben mit höheren Verlusten behaftet ist als bei viehhaltenden Betrieben, wodurch angenommen wird, dass diese höheren Verluste eventuell durch entsprechend größere Biogasanlagen ausgeglichen werden könnten. Dementsprechend wurden die folgenden Nutzungsvarianten untersucht:

- GBG+BE2: Gemeinschaftsanlage von zwei viehlosen Modellbetrieben mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+BE3: Gemeinschaftsanlage von drei viehlosen Modellbetrieben mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+BE4: Gemeinschaftsanlage von vier viehlosen Modellbetrieben mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+MS2: Gemeinschaftsanlage von zwei viehlosen Modellbetrieben mit Vergärung von betriebseigenen Substraten und konventioneller Maissilage,
- GBG+MS3: Gemeinschaftsanlage von drei viehlosen Modellbetrieben mit Vergärung von betriebseigenen Substraten und konventioneller Maissilage.

Bei der Vergärung von zusätzlich betriebsfremder Maissilage (Varianten GBG+MB2 und GBG+MS3) wurde wie bei den Gemeinschaftsanlagen der viehhaltenden Betriebe die Stromproduktion mit einem Gas-Otto-BHKW unterstellt, da diese in diesem Leistungsbereich wirtschaftlicher sind. Diese Annahme wurde darüber hinaus aus dem selben Grund auch für die Variante GBG+BE4 getroffen.

Tabelle 7-77: Investitionskosten sowie jährliche Kosten, Erlöse und Gewinn unterschiedlicher Gemeinschaftsanlagen viehloser Modellbetriebe.

		<i>GBG+BE2</i>	<i>GBG+BE3</i>	<i>GBG+BE4</i>	<i>GBG+MS</i>	<i>GBG+MS3</i>
elektrische Leistung	<i>[kW_{el}]</i>	109	161	188	239	450
Investitionskosten Biogasanlage	<i>[€]</i>	449.900	552.000	741.600	871.400	1.177.200
Kosten Biogasanlage ¹⁾	<i>[€ a⁻¹]</i>	159.600	210.300	228.400	449.000	655.000
Erlöse durch Stromproduktion	<i>[€ a⁻¹]</i>	165.300	243.000	281.200	427.800	647.900
Gewinn	<i>[€ a⁻¹]</i>	5.700	32.700	52.800	-21.200	-7.100
Mehrkosten Pflanzenproduktion	<i>[€ a⁻¹]</i>	78.600	117.800	157.100	82.600	123.900
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	<i>[€ a⁻¹]</i>	25.600	38.400	51.200	37.300	55.900
Gewinn	<i>[€ a⁻¹]</i>	-47.300	-46.700	-53.100	-66.500	-75.100
Transportkosten	<i>[€ a⁻¹]</i>	7.600	15.300	22.900	10.900	21.900
Gesamtgewinn	<i>[€ a⁻¹]</i>	-54.900	-62.000	-76.000	-77.400	-97.000

¹⁾ Summe aus Investitions-, Betriebs-, Personalkosten und Kosten der Bereitstellung betriebsfremder Substrate.

Anhand der in Tabelle 7-77 dargestellten Ergebnisse ist zu erkennen, dass bei keiner Variante der Vergärung betriebseigener Substrate die Biogasanlage wirtschaftlich betrieben werden kann und die Verluste sogar mit zunehmender Anzahl der beteiligten Betriebe ansteigen. Dies liegt insbesondere in dem hohen Mehraufwand aus der Pflanzenproduktion begründet (vgl. Kap. 7.4.2.3), welcher überwiegend zu den Verlusten der Biogasanlagen beiträgt. Würde dieser Mehraufwand aus der Pflanzenproduktion vernachlässigt, so ist zu erkennen, dass, abgesehen von der Variante GBG+BE2, der Betrieb der Biogasanlagen selbst bei Berücksichtigung der Transportkosten, wirt-

schaftlich wäre. Die zusätzlich anfallenden Transportkosten spielen jedoch erwartungsgemäß bei der gemeinschaftlichen Vergärung betriebseigener Substrate bei viehlosen Systemen eine geringere Rolle als bei den viehhaltenden Systemen, da bei den viehlosen Systemen geringere Substratmengen transportiert werden.

Die Vergärung von zusätzlich betriebsfremder Maissilage in den Gemeinschaftsanlagen ist wie auch bei den viehhaltenden Modellbetrieben mit hohen Verlusten verbunden (77.400 € a⁻¹ bei GBG+MS2 bzw. 97.000 € a⁻¹ bei GBG+MS3). Diese Verluste resultieren hierbei ebenfalls hauptsächlich aus den hohen zusätzlichen Kosten aus der Pflanzenproduktion (60 bzw. 70% der gesamten Verluste) aber auch aus dem Betrieb der Biogasanlage selbst.

Für viehlose ökologische Landwirtschaftsbetriebe ist daher der Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage mit anderen viehlosen Betrieben nicht wirtschaftlich, selbst wenn der ziemlich unwahrscheinliche Fall einträte, dass sich vier viehlose ökologische Landwirtschaftsbetriebe dieser Größe in unmittelbarer Nähe für den Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage zusammenschließen könnten. Die wirtschaftliche Unvorteilhaftigkeit der Biogasnutzung liegt hierbei insbesondere in dem hohen Mehraufwand in der Pflanzenproduktion begründet, welche durch die Erlöse aus der Energieproduktion nicht ausgeglichen werden kann.

7.4.5.3 Gemeinschaftsbiogasanlagen viehhaltender und viehloser Modellbetriebe

Bisher wurde die Nutzung einer Gemeinschaftsanlage von ausschließlich viehhaltenden bzw. ausschließlich viehlosen Modellbetrieben betrachtet. In diesem Kapitel wird daher die gemeinsame Nutzung einer Biogasanlage von sowohl viehhaltenden als auch viehlosen Modellbetrieben bewertet, wobei auch in diesem Fall die Modellierung auf den Varianten BG+BE und BG+MS basiert. Im Detail werden die folgenden Varianten betrachtet:

- GBG+BE1+1: Gemeinschaftsanlage eines viehhaltenden und eines viehlosen Modellbetriebes mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+BE1+2: Gemeinschaftsanlage eines viehhaltenden und zweier viehloser Modellbetriebe mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+BE2+1: Gemeinschaftsanlage zweier viehhaltender und eines viehlosen Modellbetriebes mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten,
- GBG+MS1+1: Gemeinschaftsanlage eines viehhaltenden und eines viehlosen Modellbetriebes mit Vergärung von betriebseigenen Substraten sowie konventioneller Maissilage.

Auch für diese Kombinationen der Modellbetriebe wird unterstellt, dass die Stromproduktion bei der Vergärung von zusätzlich betriebsfremder Maissilage (GBG+MS1+1) aufgrund der hohen Energiemenge mit einem Gas-Otto-BHKW erfolgt.

Die Ergebnisse der ökonomischen Analyse in Tabelle 7-78 zeigen, dass alle definierten Gemeinschaftsbiogasanlagen unter den festgelegten Rahmenbedingungen jährliche Verluste zwischen 7.800 € a^{-1} (GBG+BE2+1) und 42.900 € a^{-1} (GBG+MS1+1) aufweisen und somit ökonomisch unvorteilhaft sind. Bleiben die Kosten aus der Pflanzenproduktion sowie für zusätzliche Transporte bei diesen Varianten jedoch unberücksichtigt, so ist zu erkennen, dass die Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten wirtschaftlich betrieben werden kann. Dies bedeutet, dass bei der Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten die Verluste aus dem Mehraufwand der Pflanzenproduktion sowie den zusätzlich anfallenden Transporten resultieren.

Wenn nun bei der Betrachtung der Wirtschaftlichkeit die Kosten für die zusätzlichen Transporte unberücksichtigt bleiben, wäre die Variante GBG+BE2+1 in diesem Fall wirtschaftlich vorteilhaft und könnte einen Gewinn von 10.000 € a^{-1} erzielen. Folglich kann die Gemeinschaftsbiogasanlage wirtschaftlich vorteilhaft sein, wenn die Entfernung zwischen den Betriebe ausreichend klein wäre. In dem dargestellten Fall müsste die Transportentfernung zwischen den einzelnen Betrieben kleiner als 2,8 km sein, damit eine Gemeinschaftsbiogasanlage eines viehlosen und zweier viehhaltender Betriebe bei der Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten wirtschaftlich vorteilhaft wäre. Es ist hierbei jedoch anzumerken, dass es für die derzeit vorherrschende Landwirtschaftsstruktur verhältnismäßig unwahrscheinlich ist, dass sich ein viehloser sowie zwei viehhaltende ökologische Landwirtschaftsbetriebe in dieser Nähe zu einander befinden.

Tabelle 7-78: Investitionskosten sowie jährliche Kosten, Erlöse und Gewinn unterschiedlicher Gemeinschaftsanlagen viehhaltender und viehloser Modellbetriebe.

		GBG+BE1+1	GBG+BE1+2	GBG+BE2+1	GBG+MS1+1
elektrische Leistung	$[kW_{el}]$	103	160	160	293
Investitionskosten Biogasanlage	$[€]$	397.400	548.600	530.400	774.200
Kosten Biogasanlage ¹⁾	$[€ a^{-1}]$	140.900	195.700	193.100	428.900
Erlöse durch Stromproduktion	$[€ a^{-1}]$	157.000	242.100	241.300	427.200
Gewinn	$[€ a^{-1}]$	16.100	46.400	48.200	-1.700
Mehrkosten Pflanzenproduktion	$[€ a^{-1}]$	54.300	93.600	69.300	60.200
Mehrerlöse Pflanzenproduktion	$[€ a^{-1}]$	21.900	34.800	31.100	29.900
Gewinn	$[€ a^{-1}]$	-16.300	-12.400	10.000	-32.000
Transportkosten	$[€ a^{-1}]$	7.600	15.300	17.800	10.900
Gesamtgewinn	$[€ a^{-1}]$	-23.900	-27.700	-7.800	-42.900

¹⁾ Summe aus Investitions-, Betriebs-, Personalkosten und Kosten der Bereitstellung betriebsfremder Substrate.

Es ist daher abschließend festzuhalten, dass der Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage von sowohl viehhaltenden als auch viehlosen ökologischen Landwirtschaftsbetrieben nur unter sehr extremen Bedingungen wirtschaftlich sein kann, jedoch im Normalfall als nicht wirtschaftlich anzusehen ist.

7.5 Schlussbetrachtung

Ziel dieses Teilprojektes war es, die ökologischen und ökonomischen Effekte der Biogasnutzung im Ökologischen Landbau zu untersuchen. Hierzu wurden 3 viehhaltende Modellbetriebe unterschiedlicher Viehbesatzdichte sowie ein viehloser Marktfruchtbetrieb definiert, anhand derer die Auswirkungen unterschiedlicher Biogasnutzungsvarianten der Vergärung sowohl von ausschließlich betriebseigenen als auch von zusätzlich unterschiedlichen betriebsfremden Substraten modelliert wurden. Darüber hinaus wurde im Rahmen von Sensitivitätsanalysen geprüft, wie unterschiedliche Biogasanlagentechniken die ökologische und ökonomische Gesamtbilanz beeinflussen und inwieweit die Biogasnutzung in Gemeinschaftsbiogasanlagen und die damit verbundene Vergrößerung und Steigerung der Effizienz der Biogasanlagen einen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Betriebe hat.

7.5.1 Umweltwirkungen der Referenzbetriebe

Im Rahmen dieser Studie wurden zunächst die Umweltwirkungen der vier Referenzbetriebe ermittelt. Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass die Höhe der Treibhausgasemissionen erheblich von der Viehbesatzdichte der Referenzbetriebe beeinflusst wird, da bei den viehhaltenden Modellbetrieben ein Großteil der klimarelevanten Emissionen direkt in der Tierproduktion freigesetzt werden. Wie auch die Modellierungsergebnisse von Olesen et al. (2006) zeigen, wird ein Großteil der direkt freigesetzten Treibhausgasemissionen in der Tierproduktion durch die verdauungsbedingten CH_4 -Emissionen der Tiere verursacht. Eine weitere wichtige Quelle in der Tierproduktion direkt freigesetzter klimarelevanter Gase stellen darüber hinaus die lagerungsbedingten CH_4 - und N_2O -Emissionen der Wirtschaftsdünger dar.

Im Gegensatz zur Tierproduktion werden die Treibhausgasemissionen der Pflanzenproduktion in einem erheblichen Umfang durch die Freisetzung von bodenbürtigem N_2O verursacht. Hierbei wurden auf den Gesamtbetrieb betrachtet N_2O -Emissionen zwischen 1,0 und 1,6 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Die modellierten Werte der bodenbürtigen Lachgasfreisetzung sind insofern mit den im Rahmen dieses Projektes gemessenen Lachgasfreisetzungen der Feldversuche (vgl. Kap. 5.3.1.1) vergleichbar, bei denen Lachgasfreisetzungen zwischen 0,7 und 4,1 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt wurden. Olesen et al. (2006) berechneten dagegen in ihren Modellierungen Lachgasfreisetzungen landwirtschaftlicher Böden von 5,2 bis 6,9 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, welche auch

den ermittelten Emissionen von Brown et al. (2001) entsprechen. Die von Olesen et al. (2006) kalkulierten bodenbürtigen Lachgasemissionen liegen zwar über den bei dieser Modellierung berechneten Emissionen, sind jedoch nicht direkt mit den vorliegenden Ergebnissen vergleichbar, da sich deren Ergebnisse hauptsächlich auf hochgedüngte konventionelle Milchviehbetriebe beziehen. Diese Modellbetriebe weisen einerseits durch die Nutzung mineralischer Stickstoffdünger und andererseits durch die hohen Viehbesatzdichten und den daraus resultierenden Anfall von Wirtschaftsdüngern einen deutlich höheren Stickstoffinput und damit verbunden u.a. höhere Lachgasemissionen auf. Weiterhin beinhalten die Ergebnisse von Olesen et al. (2006) durch Auswaschungen indirekt freigesetzte Lachgasemissionen, welche in dieser Studie aufgrund der im Ökologischen Landbau geringen Düngemengen und folglich widersprüchlichen Datenverfügbarkeit nicht berücksichtigt wurden.

Anhand der Modellierungsergebnisse ist weiterhin zu erkennen, dass die direkten Ammoniakemissionen aufgrund der zunehmenden Viehbesatzdichte von MB1 zu MB3 ansteigen, welche als indirektes Treibhausgas auch die wichtigste Quelle an Emissionen mit versauernder sowie eutrophierender Wirkung darstellen. Dagegen wurde für den viehlosen Modellbetrieb MB4 unterstellt, dass keine Ammoniakemissionen direkt freigesetzt werden, da in der Literatur nur wenige sehr unterschiedliche Ergebnisse hinsichtlich Ammoniakfreisetzungen eingearbeiteter Erntereste und Zwischenfrüchten vorliegen (z. B. Bath, 2006) und daher als nicht belastbar angesehen wurden. Infolgedessen weist der viehlose Modellbetrieb (MB4) das geringste und der viehhaltende Modellbetrieb mit höchster Viehbesatzdichte (MB3) das größte Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial der betrachteten Referenzbetriebe auf.

7.5.2 Ökologische Effekte der Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Substrate

Grundsätzlich wird durch die Modellierungsergebnisse bestätigt, dass die Biogasnutzung im Ökologischen Landbau einen erheblichen Einfluss auf die Freisetzung klimarelevanter Gase hat.

So belegen die Modellierungen, dass bei viehhaltenden Modellbetrieben durch die Vergärung betriebseigener Substrate und auch zusätzlicher betriebsfremder Substrate aufgrund der geschlossenen Lagerung der Gärreste im Nachgärbehälter insbesondere die lagerungsbedingten Emissionen der Wirtschaftsdünger reduziert werden können. Diese Minderung der Treibhausgasfreisetzungen während der Wirtschaftsdüngerlagerung hat, wie die Ergebnisse der Modellierung sowie unterschiedlicher Studien zeigen (z. B. Edelmann et al., 2001; DBU, 2003b; Nill, 2004; Scholwin, 2005), einen erheblichen Einfluss auf die Treibhausgasbilanz des gesamten Betriebes.

Dagegen wurde im Bereich der Pflanzenproduktion mittels Modellierung bei den viehhaltenden Modellbetrieben (MB1 – 3), verursacht durch die Vergärung von sowohl betriebseigenen als auch zusätzlich betriebsfremden Substraten, ein Anstieg der Lachgasemissionen gegenüber den jeweiligen Referenzbetrieben berechnet. Diese Zunahme liegt sowohl in den reduzierten Emissionen während der Lagerung der Wirtschaftsdünger aufgrund der verbesserten betrieblichen Stickstoffeffizienz im Bereich der Tierproduktion als auch in der Erhöhung des mobilen Stickstoffdüngerpools begründet, wodurch höhere Stickstoffmengen appliziert werden. Der Umfang des Anstieges der bodenbürtigen Lachgasemissionen der viehhaltenden Modellbetriebe ist demzufolge bei der Vergärung betriebsfremder Substrate wegen der zusätzlich hohen importierten Stickstoffmengen am größten. Bei den Varianten BG+BE ist der geringste Zuwachs an Lachgasemissionen zu verzeichnen, da durch die Abfuhr der Erntereste und Zwischenfrüchte, wie u.a. durch die Ergebnisse der Feldversuche (vgl. Kap. 5.3.6) oder auch Leick (2003) bestätigt wird, bodenbürtige Lachgasemissionen reduziert werden können. Dieser Effekt ist besonders beim viehlosen Modellbetrieb MB4 stark ausgeprägt, bei dem in der Referenzvariante sehr große Mengen an Pflanzenmaterial in den Boden eingearbeitet werden. Dementsprechend konnte für den viehlosen Modellbetrieb MB4 infolge der Abfuhr von Pflanzenmaterial gegenüber der Referenzvariante eine Minderung der Lachgasfreisetzungen aus dem Boden um bis zu 40% berechnet werden. Die Minderung der bodenbürtigen Lachgasemissionen des viehlosen Modellbetriebs MB4 hat damit gegenüber der Zunahme der Lachgasemissionen der viehhaltenden Modellbetriebe einen wesentlich größeren Einfluss auf die gesamte betriebliche Treibhausgasbilanz.

Den jedoch größten Einfluss auf die betriebliche Treibhausgasbilanz besitzt, wie z. B. auch von DBU (2003b) oder Weiske et al. (2006) beschrieben, die Emissionsgutschrift der produzierten elektrischen Energie. So ist bei den Modellbetrieben insbesondere durch die Vergärung von zusätzlich betriebsfremden Substraten ohne Berücksichtigung dieser Emissionsgutschrift ein Anstieg der betrieblichen Treibhausgasbilanz zu verzeichnen. Dementsprechend können die betrieblichen Treibhausgasemissionen ohne Berücksichtigung der Emissionsgutschrift der Stromproduktion nur bei der Vergärung betriebseigener Substrate (Variante BG und BG+BE) der viehhaltenden Modellbetriebe gemindert werden. Werden die durch die Substitution fossiler Energie eingesparten Emissionen den Modellbetrieben jedoch gutgeschrieben, zeigen die Ergebnisse der Modellierung eine deutliche Minderung der betrieblichen Treibhausgasbilanzen für alle Biogasnutzungsvarianten der betrachteten Modellbetriebe, so dass diese teilweise negativ werden, d.h. dass durch die regenerative Energie mehr fossile Treibhausgasemissionen vermieden werden als durch den Landwirtschaftsbetrieb einschließlich der Biogasproduktion freigesetzt werden (z. B. MB4-BG-KA).

Der Verbrauch fossiler Primärenergie wird wie auch die Freisetzung der Treibhausgase hauptsächlich durch die Gutschrift der Stromproduktion beeinflusst, so dass entsprechend den Modellierungsergebnissen bei allen Modellbetrieben durch die Biogasnutzung der fossile Primärenergieverbrauch aufgrund dieser Gutschrift erheblich gemindert wird.

Im Gegensatz zu den Treibhausgasemissionen bzw. dem Verbrauch fossiler Primärenergie werden die Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung nur sehr wenig durch die Emissionsgutschrift der Stromproduktion beeinflusst. Das betriebliche Versauerungs- sowie Eutrophierungspotenzial wird hierbei insbesondere von den direkt freigesetzten Ammoniakemissionen beeinflusst. Ammoniak wird durch die Biogasnutzung insbesondere nach der Applikation der Gärreste freigesetzt, da, wie bereits dargestellt, einerseits aufgrund der verbesserten betrieblichen Stickstoffeffizienz und andererseits durch den zusätzlichen Stickstoffinput höhere Stickstoffmengen appliziert werden. Diese zusätzlichen Ammoniakemissionen nach Applikation der Gärreste können jedoch bei der Vergärung betriebseigener Substrate der viehhaltenden Modellbetriebe durch die Minderung der Ammoniakemissionen während der Lagerung der Wirtschaftsdünger kompensiert werden. Dementsprechend zeigen die Modellierungsergebnisse, dass bei den meisten viehhaltenden Modellbetrieben durch die Vergärung betriebseigener Substrate die Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung gemindert werden können. Bei den viehhaltenden Modellbetrieben nehmen durch die Vergärung zusätzlicher betriebsfremder Substrate die NH_3 -Emissionen nach der Applikation der Gärreste aufgrund der höheren Stickstoffmengen weiter zu, so dass bei deren Vergärung ein weiterer Anstieg des betrieblichen Versauerungs- und Eutrophierungspotenzials gegenüber den Referenzvarianten zu verzeichnen ist.

Da für die Referenzvariante des viehlosen Modellbetriebes (MB4) aufgrund der fehlenden Datengrundlage unterstellt wurde, dass keine Ammoniakemissionen aus gemulchten Flächen freigesetzt werden, zeigen die Ergebnisse der Modellierung verursacht durch die Vergärung betriebseigener sowie betriebsfremder Substrate einen erheblichen Anstieg der betrieblichen Ammoniakemissionen und folglich der Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung. Demzufolge nimmt beim viehlosen Modellbetrieb MB4 durch die Biogasnutzung das betriebliche Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial gegenüber den viehhaltenden Modellbetrieben überdurchschnittlich zu.

7.5.3 Ökonomische Effekte der Vergärung betriebseigener und betriebsfremder Substrate

Neben den ökologischen Effekten durch die Implementierung einer Biogasanlage ist auch deren Wirtschaftlichkeit von entscheidender Bedeutung für den ökologischen Betrieb.

Aufgrund der sehr geringen Größe der Biogaslagen zur Vergärung betriebseigener Substrate liegen die modellierten spezifischen Investitionskosten mit 6.000 bis 8.900 € kW_{el}⁻¹ auf hohem Niveau. Auch wenn für diesen Leistungsbereich in der Literatur meist geringere spezifische Investitionskosten angegeben werden (Keymer (2004): 4.000 bis 5.500 € kW_{el}⁻¹; KTBL (2005b): ca. 5.000 € kW_{el}⁻¹), sind die berechneten Investitionskosten insbesondere vor dem Hintergrund der erheblich gestiegenen Energie- und Rohstoffkosten (z. B. Stahl) durchaus als realistisch anzusehen. Für die Biogaslagen zur Vergärung betriebsfremder Substrate wurden spezifische Investitionskosten zwischen 3.100 und 4.900 € kW_{el}⁻¹ berechnet und liegen damit in dem in der Literatur üblicherweise dargestellten Bereich.

Die modellierten Investitions- und Betriebskosten der Biogasanlagen mit Vergärung betriebseigener Substrate können durch die erzielten Erlöse jedoch nicht kompensiert werden, so dass aus ökonomischen Gesichtspunkten diese Biogasanlagenvarianten für alle Modellbetriebe wirtschaftlich nicht vorteilhaft sind. Die höchsten Verluste wurden hierbei im Rahmen der Modellierung mit 59.000 € a⁻¹ für den viehlosen Modellbetrieb ermittelt, welche insbesondere in den hohen Kosten für die Bergung des Kleegrases und der Ausbringung der Gärreste begründet liegt. Darüber hinaus fallen beim viehlosen Modellbetrieb aufgrund fehlender Wirtschaftsdünger- und Substratlager gegenüber den viehhaltenden Modellbetrieben erhebliche Zusatzkosten an. Für die Biogasnutzung der viehhaltenden Modellbetriebe wurden dagegen durchschnittliche Verluste in Höhe von ca. 23.000 € a⁻¹ berechnet, wobei die Verluste für die Vergärung zusätzlicher betriebseigener Kosubstrate (BG+BE) tendenziell niedriger als bei der Vergärung von ausschließlich Wirtschaftsdüngern (BG) ist.

Auch durch die Vergärung zusätzlicher betriebsfremder Substrate können die Biogasanlagen bei allen Varianten, selbst bei der Vergärung von den abgesehen vom Transport kostenfrei bereitgestellten Auslesekartoffeln, nicht wirtschaftlich betrieben werden. Die geringsten Verluste wurden hierbei für die Vergärung von Maissilage (BG+MS) und die höchsten Verluste für die Vergärung von Grassilage (BG+GS) berechnet.

Es kann anhand der Modellierungsergebnisse daher die Aussage getroffen werden, dass die Vergärung betriebseigener aber auch betriebsfremder Substrate insbesondere hinsichtlich der Bilanz klimarelevanter Gase zwar ökologisch sehr zu empfehlen ist, jedoch aus ökonomischer Sicht, selbst bei einer für ökologische Landwirtschaftsbetriebe hohen landwirtschaftlichen Nutzfläche von 200 ha, nicht rentabel ist. Ab einer Betriebsgröße von ca. 400 ha kann jedoch für einen viehhaltenden ökologischen Landwirtschaftsbetrieb in Abhängigkeit von der Viehbesatzdichte bzw. Verfügbarkeit betriebseigener Substrate die Möglichkeit bestehen, eine Biogasanlage mit Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten (BG+BE) wirtschaftlich zu betreiben. Ein

wirtschaftlicher Betrieb der Vergärung zusätzlicher betriebsfremder Substrate erscheint jedoch entsprechend der Modellierungsergebnisse insbesondere aufgrund der Bereitstellungskosten dieser Substrate auch für größere ökologische Landwirtschaftsbetriebe als nicht wirtschaftlich. Es ist hierbei jedoch anzumerken, dass die Wirtschaftlichkeit einer Biogasanlage im Ökologischen Landbau sehr von den lokalen Bedingungen vor Ort (z. B. Anteil der Eigenleistung beim Bau der Biogasanlage, Personalkosten, Transportentfernungen, Ertragsleistungen etc.) beeinflusst wird. Weiterhin kann beispielsweise auch durch die Möglichkeit der Nutzung großer Wärmemengen direkt vor Ort die Wirtschaftlichkeit von Biogasanlagen sowohl durch die Gewährung des KWK-Bonus als auch durch die Vergütung der Wärme positiv beeinflusst werden, wobei es für die Wirtschaftlichkeitsberechnungen auch die mit der Wärmenutzung verbundenen erheblich hohen Investitionskosten zu berücksichtigen gilt.

7.5.4 Sensitivitätsanalyse Biogasanlagen

In dieser Studie wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse zudem exemplarisch an einem Modellbetrieb (MB1) betrachtet, welchen ökologischen und ökonomischen Einfluss unterschiedliche Komponenten der Biogasanlage (Fermenter, BHKW, Gärrestendlager) haben.

Hierbei wurde festgestellt, dass die Bauweise der Fermenter nahezu keinen Einfluss auf die Ergebnisse der ökologischen Bilanzierung hat, was z. B. auch durch Edelmann et al. (2001) bestätigt wird. Aus ökonomischer Sicht ist der Bau von Stahlbetonfermentern gegenüber Stahlfermentern jedoch vorzuziehen, da Stahlbetonfermenter geringfügig niedrigere Kosten verursachen.

Weiterhin zeigten die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, dass der Betrieb von Gas-Otto-BHKW aus ökologischen Gesichtspunkten dem Betrieb von Zündstrahl-BHKW vorzuziehen ist, da durch den Betrieb von Zündstrahl-BHKW zum einen fossile Energieträger in Form von Zündöl verwendet werden, wodurch fossile CO₂-Emissionen während des Betriebes freigesetzt werden und somit daraus ein höheres Treibhausgaspotenzial resultiert. Dementsprechend wird vom Gesetzgeber für Biogasanlagen, welche ab dem 1.1.2007 in Betrieb gehen, der Einsatz von regenerativem Zündöl (z. B. Rapsöl) verlangt. Darüber hinaus werden im Vergleich zu Gas-Otto-BHKW durch Zündstrahl-BHKW höhere Mengen an Stickoxiden sowie Schwefeloxiden emittiert, wodurch aus dem Betrieb von Zündstrahl-BHKW ein größeres Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial resultiert. Aus ökonomischer Sicht ist entsprechend den Modellierungsergebnissen der Betrieb von Gas-Otto-BHKW jedoch erst im höheren Leistungsbereich dem Zündstrahl-BHKW vorzuziehen.

Wie die Ergebnisse der Modellierung zeigen, übt die Nutzung eines abgedeckten Gärrestendlagers als Nachgärbehälter insbesondere bei der Vergärung betriebsfremder Substrate einen erheblichen Einfluss auf die freigesetzten betrieblichen Treibhausgasemissionen aus, so dass die durch

ein nicht abgedecktes Gärrestlager freigesetzten Klimagasemissionen bis zu 41% der Gesamtemissionen der Modellbetriebe betragen können. Diese Ergebnisse werden in der Literatur z. B. von Edelman et al. (2001), Nill et al. (2003) oder Scholwin (2005) bestätigt. Die Modellierung zeigte weiterhin, dass die Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung durch Abdeckung des Gärrestlagers reduziert werden. Hierbei ist jedoch der Einfluss der Gärrestlagerung auf das Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial im Vergleich zum Treibhausgaspotenzial erheblich geringer, was jedoch insbesondere auf die bereits hohen Emissionen nach der Applikation der Gärreste zurückzuführen ist. Aus ökonomischen Gesichtspunkten kann, wie z. B. auch die Ergebnisse von Keymer (2004) und KTBL (2005a) zeigen, die energetische Nutzung des im Rahmen der Nachgärung zusätzlich aufgefangenen Biogases insbesondere bei größeren Biogasanlagen trotz höherer Kosten wirtschaftlich vorteilhaft sein. Es kann daher die Aussagen getroffen werden, dass die Nutzung eines gasdicht abgedeckten Gärrestendlagers als Nachgärbehälter ökologisch aber auch insbesondere für größere Biogasanlage ökonomisch empfehlenswert ist.

7.5.5 Gemeinschaftsbiogasanlagen

Im Rahmen einer ökonomischen Analyse wurden unterschiedliche Variationen des Betriebes von Gemeinschaftsbiogasanlagen für viehhaltende sowie viehlose ökologische Landwirtschaftsbetriebe untersucht, um den Einfluss der größenabhängigen Effizienzsteigerung und des dadurch bedingt möglichen Erreichens der Wirtschaftlichkeit größerer Biogasanlagen zu untersuchen. Dafür wurden unterschiedliche Kombinationenmöglichkeiten für Gemeinschaftsbiogasanlagen der Varianten BG+BE sowie BG+MS der Modellbetriebe MB1 und MB4 modelliert (vgl. Kap. 6.4.5).

Die Ergebnisse zeigen, dass auch durch den Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage die Biogasproduktion sowie –nutzung für ökologische Landwirtschaftsbetriebe für einen Großteil der Kombinationen wirtschaftlich betrachtet nicht vorteilhaft ist, auch wenn die Ergebnisse der Modellierung bestätigen, dass der Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage von drei viehhaltenden Modellbetrieben mit je 200 ha LF zur Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten, welche durchschnittlich 10 km voneinander entfernt liegen, wirtschaftlich vorteilhaft sein kann. Da die Entfernung der Betriebe zueinander einen sehr entscheidenden Einflussfaktor für die Wirtschaftlichkeit der Gemeinschaftsbiogasanlage darstellt, kann entsprechend den Modellierungsergebnissen die Aussage getroffen werden, dass der Betrieb dieser Gemeinschaftsbiogasanlage aber schon ab einer durchschnittlichen Entfernung von 11,4 km nicht mehr wirtschaftlich ist. Unter den Gegebenheiten der aktuell vorherrschenden Landwirtschaftsstrukturen erscheint es jedoch äußerst unwahrscheinlich, dass sich drei vergleichbare ökologische Milchviehbetriebe dieser Größe in unmittelbarer Nähe zueinander befinden.

Auch bei ökologisch viehlosen Landwirtschaftsbetrieben können die hohen Kosten der Biogasproduktion und –nutzung durch den Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage nicht kompensiert werden. Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass für einen viehlosen ökologischen Landwirtschaftsbetrieb ein wirtschaftlicher Betrieb einer Gemeinschaftsbiogasanlage nur zusammen mit zwei viehhaltenden ökologischen Landwirtschaftsbetrieben möglich ist, wobei die Transportentfernung in diesem Fall sogar nicht höher als 2,8 km sein darf. Diese geringen Distanzen zwischen den Betrieben dieser Größe erscheinen jedoch, wie bereits dargestellt, unter realen Bedingungen nahezu unmöglich zu sein.

Die Vergärung von Maissilage als kosteneffizientestes Kosubstrat kann auch entsprechend den Modellierungsergebnissen in Gemeinschaftsanlagen ökologischer Landwirtschaftsbetriebe unterschiedlicher Kombinationen nicht wirtschaftlich durchgeführt werden. Dies liegt insbesondere in den zwar im Vergleich zu anderen Substraten niedrigen aber dennoch zu hohen Bereitstellungskosten der Maissilage in Höhe von 40 € t FM¹ (einschließlich 20 km Transport) begründet. Es ist jedoch durchaus möglich, dass durch eine kostengünstigere Bereitstellung von Maissilage (z. B. durch geringere Transportentfernungen) die Vergärung von Maissilage für ökologische Betriebe mit Gemeinschaftsanlagen wirtschaftlich sinnvoll sein kann.

Darüber hinaus kann die Wirtschaftlichkeit der Gemeinschaftsbiogasanlagen z. B. auch durch die Nutzung bzw. den Verkauf der verfügbaren Abwärme positiv beeinflusst werden. Hierbei gilt es jedoch zu beachten, dass durch die Wärmenutzung (insbesondere bei hohen Entfernungen zum Verbraucher) auch hohe Kosten verursacht werden können.

Zusammenfassend kann die Aussage getroffen werden, dass unter Berücksichtigung der derzeitigen Landwirtschaftsstrukturen des Ökologischen Landbaus auch der Zusammenschluss mehrerer ökologischer Landwirtschaftsbetriebe, um eine Gemeinschaftsbiogasanlage zu betreiben, nur unter äußerst günstigen Voraussetzungen wirtschaftlich sinnvoll sein kann.

7.6 Literaturverzeichnis

AG Energiebilanzen (1995): Energiebilanz der Bundesrepublik Deutschland. Berlin.

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **112**, S. 153-162.

Bath, B., Malgeryd, J., Richert Stintzing, A., Akerhielm, H. (2006): Surface Mulching with Red Clover in White Cabbage Production. Nitrogen Uptake, Ammonia Losses and the Residual Fertility Effect in Ryegrass. *Biological Agriculture and Horticulture* Vol. **23**, S. 287-304.

Bioland (2005): Bioland – Informationen zum Bio-Milchpreis – Bio-Milchpreistrend 2004. Internet: „http://www.bioland.de/erzeuger/milchpreis_2004.php“ Biolandbundesverband Mainz.

- Boeckx, P., van Cleemput, O. (2001): Estimates of N₂O and CH₄ fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**, S. 35-47.
- Borken, J., Patyk, A., Reinhardt, G. A. (1999): Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Vieweg, Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig / Wiesbaden.
- Brown, L., Jarvis, S. C., Headon, D. (2001). A farm-scale basis for predicting nitrous oxide emissions from dairy farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**, S. 149-158.
- BTL (2002): Bayerische Landesanstalt für Tierzucht (Hrsg.): Fütterung der Milchkühe, Zuchtrinder, Mast-rinder, Schafe, Ziegen. 23. Auflage, Poring.
- Clausen, N. (2000): Analyse des Elektroenergieverbrauchs und Konzeption energetisch und verfahrenstechnisch optimierter Lösungen für die Milchvieh- und Schweinehaltung. Dissertation, Institut für Landwirtschaftliche Verfahrenstechnik, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- CORINAIR (2002): Emission guidebook, 3rd version. Document code: B1090, EEA, Copenhagen, Denmark.
- Daniel, J., Fischer, E., Jahraus, B., Kaltschmitt, M., Klinski, K., Scholwin, F., Thrän, D., Vetter, A., Weber, A., Weber, M. (2006): Monitoring zur Wirkung des novellierten Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. 2. Zwischenbericht an das BMU.
- DBU (2003a): Biogasgewinnung aus Gülle, organischen Abfällen und aus angebauter Biomasse – Eine technische, ökologische und ökonomische Analyse. DBU Projekt 15071, Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig.
- DBU (2003b): Untersuchungen der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH₃, N₂O und CH₄) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien. Abschlussbericht zum DBU Projekt AZ 08912.
- ECOINVENT (2004): Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems Data v1.1 (2004) Ecoinvent report No. 15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (Hrsg.), Dübendorf.
- Edelmann, W., Schleiss, K., Engeli, H., Baier, U. (2001): Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas. Bundesamt für Energie, Bern.
- ELTRA (2003): Kortlægning af emissionsfaktor for decentral kraftvarme. Report ELTRA PSO project 3141, Fredericia, Denmark.
- FAL (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Schadgasemissionen. Sonderheft 211, Braunschweig.
- FNR (2005a): Basisdaten Biogas Deutschland. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., Gülzow.
- FNR (2005b): Handreichung Biogasgewinnung und –nutzung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., Gülzow.
- FNR (2005c): Ergebnisse des Biogas-Messprogramms. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., Gülzow.

- Götze, U., Bloech, J. (2002): Investitionsrechnung: Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitionsvorhaben. 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin / Heidelberg.
- Gronauer, A., Aschmann, V., Effenberger, M., Kaiser, F., Kissel, R., Mitterleitner, H., Schlattmann, M., Speckmeier, M., Ziehfrend, G. (2004): Biogashandbuch Bayern – Materialienband – Kap. 1.1-1.5. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- Heijungs, R. (1992): Environmental Life Cycle Assessment of Products. Leiden.
- Hülsbergen, K.-J. (2002): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- ISO 14040 (1997): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- ISO 14041 (1998): EN ISO 14041: Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Europäisches Komitee für Normung, Brüssel.
- ISO 14042 (1999): DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- ISO 14043 (1998): EN ISO 14043: Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung. Europäisches Komitee für Normung, Brüssel.
- IPCC (1996): Greenhouse Gas Inventories. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC (2000): IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.
- Jäkel, K., Mau, S. (1999): Umweltwirkungen von Biogasgülle. Abschlußbericht zum Forschungsprojekt. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A. (1997): Nachwachsende Energieträger Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung; Vieweg, Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig / Wiesbaden.
- Keymer, U. (2004): Biogashandbuch Bayern – Materialienband – Kap. 1.7. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.), Augsburg.
- Kryvoruchko, V. (2004): Methanbildungspotential von Wirtschaftsdüngern aus der Rinderhaltung und Wirkung der Abdeckung und anaeroben Behandlung auf klimarelevante Emissionen bei der Lagerung von Milchviehflüssigmist. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien.
- KTBL (2002): Ökologische Landbau - Kalkulationsdaten zu Ackerfrüchten, Feldgemüse, Rindern, Schafen und Legehennen. KTBL (Hrsg.), Darmstadt.
- KTBL (2004): Betriebsplanung Landwirtschaft 2004/05 – Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. KTBL (Hrsg.), Darmstadt.
- KTBL (2005a): Persönliche Mitteilung, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.

- KTBL (2005b): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Auflage, KTBL (Hrsg.), Darmstadt 2005.
- Leick, B. C. E. (2003): Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Dissertation, Universität Hohenheim.
- LfL (2005): Was kosten Substrate frei Fermenter? Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Freising-Weihenstephan.
- LfU (2002): Biogasanlagen – Anforderung zur Luftreinhaltung (Augsburg 17. Oktober 2002). Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.), Augsburg.
- LfU (2004): Biogashandbuch Bayern – Materialienband. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.), Augsburg.
- MIDAIIR (2004a): MIDAIIR - Greenhouse Gas Mitigation for Organic and Conventional Dairy Production, Final report for work package 2.1; Deliverable No. 2.1. EU-Projekt EVK2-CT-2000-00096.
- MIDAIIR (2004b): MIDAIIR - Greenhouse Gas Mitigation for Organic and Conventional Dairy Production, Final report for work package 5.2; Deliverable No. 5.5. EU-Projekt EVK2-CT-2000-00096.
- MIDAIIR (2004c): MIDAIIR - Greenhouse Gas Mitigation for Organic and Conventional Dairy Production, Final report for work package 6; Deliverable No. 6.1. EU-Projekt EVK2-CT-2000-00096.
- Mittelfränkische Landwirtschaftsverwaltung (2004): Die Datensammlung für die Landwirtschaft 2004. 14. Auflage, Ansbach.
- Möller, K. (2005): Persönliche Mitteilung, Professur für Organischen Landbau, Universität Gießen.
- Moerschner, E. J. (2000): Stoff- und Energiebilanzen von Ackerbausystemen unterschiedlicher Intensität - eine Untersuchung an den Rapsfruchtfolgen des Göttinger INTEX-Systemversuchs. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen.
- MWV (2005): Mineralöl-Zahlen 2004. Mineralölwirtschaftsverband e. V. (Hrsg.), Hamburg.
- Nill, M., Wilfert, R., Kaltschmitt, M., Weiland, P. (2003): Umweltaspekte einer Biogasgewinnung und -nutzung. In: Biogas – Energieträger der Zukunft. VDI-Berichte 1751, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- Nill, M. (2004): Die zukünftige Entwicklung von Stromerzeugungstechniken – Eine ökologische Analyse vor dem Hintergrund technischer und ökonomischer Zusammenhänge. Fortschritt-Bericht VDI Reihe 6 Nr. 518, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf.
- Neufeldt, H. (2005): Persönliche Mitteilung, Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig.
- Olesen, J.E., Weiske, A., Asman, W. A., Weisbjerg, M. R., Djurfhuus, J., Schelde, K. (2004): FarmGHG – A model for estimating greenhouse gas emissions from livestock farm – Documentation, Danish Institute of Agricultural Sciences.
- Olesen, J.E., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H., Schelde, K., Djurhuus, J. (2006): Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. Agriculture, Ecosystems and Environment 112, S. 207-220.

- Osterburg, E., Berg, W., Bergschmidt, A., Brunsch, R., Dämmgen, U., Döhler, H., Eurich-Menden, B., Lüttich, M. (2002): Nationales Ammoniak-Emissionsinventar – KTBL-FAL-ATB-Projekt „Landwirtschaftliche Emissionen“ In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL (Hrsg.): KTBL/UBA-Symposium 'Emissionen der Tierhaltung - Grundlagen, Wirkungen, Maßnahmen', 3.-5.12.2001, Kloster Banz; KTBL-Schrift Nr. **406**, S. 231-248, Darmstadt.
- Patyk, A., Reinhardt, G. A. (1997): Düngemittel-, Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg, Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig / Wiesbaden.
- Poulsen, H. D., Børsting, C. F., Rom, H. B., Sommer, S. G., (2001). Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normalt 2000. Danish Institute of Agricultural Sciences, DJF report no. 36.
- Scholwin, F. (2005): Ökologische Bewertung der Nutzung nachwachsender Rohstoffe zur Biogasgewinnung und –nutzung. In: VDI-Berichte 1872, Tagung „Biogas – Energieträger der Zukunft“, Osnabrück, 12.-13.4.2005, ISBN 3180918721, ISSN 00835560, S. 77-88, VDI-Verlag Düsseldorf.
- Søgaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F., (2002): Ammonia volatilization from field-applied animal slurry – the ALFAM model. Atmospheric Environment 36, S. 3309-3319.
- Stinner, P.-W., Möller, K., Leithold, G. (2004): Pflanzenbauliche Systemwirkungen der Vergärung von Klee gras und pflanzlichen Koppelprodukten in einem Betriebssystem der ökologischen Landwirtschaft ohne Viehhaltung. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. **16**, S. 109-110.
- UBA (2004): Ökologischer Landbau. In: Umweltdaten Deutschland Online (UDO), <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2286>. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau.
- UBA (2005): Deutsches Treibhausgasinventar 1990-2003 - Nationaler Inventarbericht 2005. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau.
- VdOe (2001): 300 Futterrationen für Milchkühe. 4. Auflage, Verband Deutscher Ölmühlen e. V. (Hrsg.), Bonn.
- Weiske, A., Vabitsch, A., Olesen, J.E., 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**, S. 221-232.
- Wilken, V. (2005): KGS - Kostensätze Gütertransport Straße - Unverbindliche Kostensätze für Gütertransporte auf der Straße. Verkehrsverlag Fischer.
- ZMP (2005): Märkte Online: Internetangebot der Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle für Erzeugnisse der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft GmbH, www.zmp.de, Bonn.

8 Biogas im Ökologischen Landbau: Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis

K. Möller, G. Leithold, J. Michel, A. Weiske und W. Stinner

8.1 Einleitung

Aufgrund wachsender Energiekosten und der Freisetzung klimarelevanter Gase bei der Verwendung fossiler Energieträger und infolge der mit dem Erneuerbare-Energien-Gesetz geänderten energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen besteht bei vielen landwirtschaftlichen Betrieben ein hohes Interesse an der Errichtung und dem Betrieb von Biogasanlagen. Dabei wird derzeit nicht nur die Vergärung von Gülle oder Stallmist erwogen, sondern auch die Einbeziehung von anderen landwirtschaftlichen Substraten wie Erntereste oder speziell zur Vergärung in einer Biogasanlage angebaute Hauptfrüchte. Eine umfassende Untersuchung der pflanzenbaulichen Auswirkungen sowie eine Gesamtbewertung der ökologischen und ökonomischen Konsequenzen einer auf Vergärung in einer Biogasanlage gründenden Düngewirtschaft liegt jedoch bisher nicht bzw. nur ansatzweise vor. Vor diesem Hintergrund war das Ziel des hier vorgestellten Forschungsprojektes, eine pflanzenbauliche, ökonomische und ökologische Gesamtbetrachtung der Düngewirtschaft mit Biogasgülle im Ökologischen Landbau – im Vergleich zu den jeweils gegebenen Alternativen – zu realisieren. Dazu wurde das Projekt in die Teile „Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau“, „Auswirkungen auf die bodenbürtigen Lachgas- und Methanemissionen“ sowie „Ökologische und ökonomische Analyse“ aufgliedert.

Im Projektteil „Biogas im ökologisch wirtschaftenden Pflanzenbau“ wurden die Auswirkungen der Umstellung der Düngewirtschaft durch die Biogaserzeugung für einen ökologisch wirtschaftenden Gemischtbetrieb im Vergleich zur üblichen Stallmist- oder Güllebewirtschaftung sowie für einen viehlos wirtschaftenden ökologischen Betrieb im Vergleich zur üblichen Mulchwirtschaft auf die Flächenproduktivität, auf die Nährstoffflüsse und auf ausgewählte Umweltparameter untersucht und bewertet. Parallel dazu wurden im Projektteil „Auswirkungen auf die bodenbürtigen Lachgas- und Methanemissionen“ Auswirkungen der Umstellung der Düngewirtschaft auf Biogasgülle für viehhaltende und viehlos wirtschaftende Öko-Betriebe auf die Emissionen klimarelevanter Spurengasemissionen aus dem Boden im Vergleich zu herkömmlichen Systemen untersucht. Im Projektteil „Ökologische und ökonomische Analyse“ wurde eine Gesamt-

systembetrachtung ausgewählter Umwelteffekte (u.a. Klimagasfreisetzungen, Spurengasemissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung, Verbrauch fossiler Energieträger) einer Düngewirtschaft auf der Basis vergorener Gülle innerhalb der Bewirtschaftung der jeweiligen landwirtschaftlichen Betriebe im Vergleich zu der jeweiligen Alternative (z.B. Betrieb ohne Biogas-erzeugung) im Rahmen einer Lebenszyklusanalyse durchgeführt und deren Auswirkungen auf die Betriebsbilanz (z.B. Treibhausgasemissionen) analysiert und diskutiert. Zusätzlich dazu wurden ökonomische Aspekte einer Biogaserzeugung und -nutzung als Teil des landwirtschaftlichen Gesamtsystems aus betrieblicher Sicht untersucht.

In diesem Kapitel werden die wichtigsten Ergebnisse herausgestellt sowie aus der Zusammenschau und Diskussion aller Resultate Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis erarbeitet und Aussagen zum weiteren Entwicklungs- und Forschungsbedarf getroffen.

8.2 Pflanzenbauliche Auswirkungen

Die erzielten Resultate und Schlussfolgerungen aus dem Teilprojekt „Biogas im ökologischen Pflanzenbau“ lassen sich wie folgt zusammenfassend darstellen:

- 1) In viehhaltenden Gemischtbetrieben sind auf **Gülle** gründende Düngungssysteme gegenüber solchen mit **Stallmist** nur dann überlegen, wenn die Gülle direkt nach der Ausbringung eingearbeitet wird und hohe Güllelagerkapazitäten eine Gülleausbringung überwiegend zu den Hauptfrüchten im Frühjahr ermöglichen. Zwar sind die N-Verluste während der Lagerung in Güllesystemen meist niedriger und besser kontrollierbar als in Stallmist-systemen und zugleich die Ammoniumgehalte in der Gülle erheblich höher, dafür treten bei Gülle nach deren Ausbringung deutlich höhere prozentuale N-Verluste in Form von Ammoniak auf, die pflanzenbaulich im Wesentlichen zu Lasten der direkten Düngewirkung gehen. Daher ist zur weiteren Effizienzsteigerung der N-Düngewirkung von Gülle diese bei Sommerungen am besten vor der Saat einzuarbeiten. Zur Düngung sowohl von Winterungen als auch von Sommerungen ist die Weiterentwicklung und stärkere Verbreitung von Ausbringverfahren notwendig, die eine verlustarme Gülleapplikation mit sofortiger Einarbeitung in den Boden auch in wachsenden Pflanzenbeständen ermöglichen (z.B. Gülleschlitz- bzw. Gülleinjektionsverfahren). Möglichst hohe Güllelagerkapazitäten von – je nach der Anbaustruktur des Betriebes – einem halben bis zu einem dreiviertel Jahr sind deshalb zur Maximierung des Ertragspotenzials notwendig, weil jede Gülledüngung zu einer Zwischenfrucht zu Lasten der biologischen N₂-Fixierungsleistung der Leguminosen im Zwischenfruchtgemenge geht.

- 2) Die **Vergärung von Gülle** ohne Kosubstrate wirkt sich im Ackerland bei oberflächennaher Ausbringung der Fermentationsrückstände mittels Schleppschläuchen kaum auf die Erträge der damit gedüngten Kulturpflanzen aus. Dies liegt wahrscheinlich an den höheren Ammoniakverlusten nach der Ausbringung der vergorenen Gülle. Aber auch eine stärkere Mineralisierung des Stickstoffs aus unvergorener Gülle im Laufe der Vegetationsperiode ist als Ursache wahrscheinlich, denn wenige Wochen nach der Gülleapplikation ist eine stärkere Direktwirkung vergorener Gülle am optischen Gesamteindruck der Bestände und an den N_{\min} -Gehalten im Boden (siehe Tab. 4-47) nachweisbar, zur Ernte jedoch nicht mehr. Aus den vorgestellten Ergebnissen geht hervor, dass die Applikation von vergorener Gülle offenbar nur dann eine signifikante Wirkung auf die Erträge und die N-Aufnahme der Kulturpflanzen im Freiland hat, wenn diese nach Ausbringung sofort (innerhalb von 1 bis 2 Stunden) eingearbeitet wird und die Vegetationszeit der damit gedüngten Kulturpflanze kurz ist. In der vorliegenden Literatur wird generell von einer besseren direkten Düngewirkung vergorener Gülle ausgegangen (MESSNER 1988, SCHULZ und EDER 2001). Die Widersprüche der hier vorgestellten Ergebnisse im Vergleich zu Resultaten anderer Forscher hinsichtlich einer stärkeren Düngewirkung vergorener Güllen könnten daran liegen, dass die meisten bisher vorliegenden Versuche zur direkten Düngewirkung von vergorener Gülle als Topfversuche unter optimierten Bedingungen (kein gasförmiger Abtrag durch Wind, homogene und sofortige Durchmischung der Gülle mit dem Boden, etc.) durchgeführt und zugleich Kulturpflanzen mit kurzer Vegetation verwendet wurden (z.B. Gräser oder Sommergetreidearten).
- 3) Die Einführung der Biogastechnologie hat für ökologisch wirtschaftende Gemischtbetriebe nur dann signifikante Auswirkungen auf die Erträge der Feldfrüchte, wenn neben Gülle oder Stallmist auch **betriebseigene oder betriebsfremde Kosubstrate** mitvergoren werden. Durch Einbeziehung aller Koppelprodukte und der Zwischenfruchtaufwüchse lies sich der mobile N-Düngerpool im viehhaltenden System nahezu verdoppeln. So können Systeme mit einer hohen Düngintensität entstehen und der Praktiker erlangt – neben einer Steigerung des Biogasertrages und einer weiteren Einsparung an fossilen Energieträgern - erweiterte Möglichkeiten, seine Kulturpflanzen entsprechend ihrem Bedarf mit Stickstoff zu versorgen (siehe Tab. 4-5). Insgesamt wurden im untersuchten System BG+BE Ertragssteigerungen im Ackerland von ca. 10% (siehe Tab. 4-6) gemessen, wobei diese v.a. auf der Nährstoffumverlagerung innerhalb der Fruchtfolge beruhen. Nur zu einem geringeren Anteil sind diese Effekte auf eine höhere Direktwirkung der vergorenen Substrate zurückzuführen. Die erzielten Effizienzsteigerungen im N-Haushalt waren auf dem Untersuchungs-

- standort so stark, dass zur optimalen Nutzung der vorhandenen N-Potenziale - zumindest auf fruchtbaren Standorten - Fruchtfolgeumstellungen notwendig wären, also die Einrichtung von Fruchtfolgen mit einem höheren Anteil an stickstoffbedürftigen Fruchtarten; denn Winterroggen und Dinkel reagierten auf die höhere N-Versorgung mit Lager.
- 4) Anders als auf dem Ackerland wurden im **Grünland** in manchen Jahren signifikante Ertragssteigerungen bei Anwendung vergorener Gülle festgestellt. (siehe Tab. 4-32). Die bessere Wirkung vergorener Gülle könnte an einem leichteren Eindringen der Gülle in die Grasnarbe und dadurch bedingt an geringeren Ammoniakverlusten liegen. Die bessere Wirkung von Stallmist im Vergleich zu unvergorener Gülle dürfte auf dem Untersuchungsstandort mit sehr geringen Boden-Kalium-Gehalten (Versorgungsstufe A; siehe Standortbeschreibungen Kapitel 3) sowie an der stärkeren Kaliumrückführung über Stallmist im Vergleich zur Gülle liegen.
 - 5) Im Hinblick auf die Ertragswirkungen ist davon auszugehen, dass die Ertragseffekte, die durch Einbeziehung betriebseigener oder betriebsfremder Kosubstrate erzielt werden können, mit sinkendem **GV-Besatz** steigen. Ursache dafür ist, dass ohne Biogaserzeugung die Mengen an mobilen Wirtschaftsdüngern in der Regel ausschließlich von der Tierhaltung abhängen. Je stärker ein Betrieb auf Marktfruchtproduktion spezialisiert ist, desto mehr Nebenprodukte und Zwischenfrüchte fallen an, die durch die Vergärung in mobile Dünger umgewandelt werden können. Daher ist in viehlosen bzw. vieharmen Systemen mit den stärksten Effekten zu rechnen. Werden die nicht systembedingten Verluste herausgerechnet, stehen im untersuchten **viehlosen System** durch die Ernte und Vergärung der betriebs-eigenen Nebenernteprodukte für die Nicht-Leguminosen etwa 200 kg N je Hektar nicht-legumer Hauptfrüchte und Jahr als **mobiler Düngerpool** zur Verfügung (Tab. 5-3 und Tab. 5-4). Bei zusätzlicher Berücksichtigung externer Kofermentationsprodukte kann diese Menge auf 260 kg N pro Hektar nicht-legumer Hauptfrüchte und Jahr erhöht werden.
 - 6) Durch die effizientere Stickstoffverwertung bei Vergärung der Nebenernteprodukte ergaben sich im viehlosen System vor allem beim Getreide **Ertragseffekte**: Hier waren die Trockenmasseerträge und die N-Aufnahmen um jeweils ca. 15% (Tab. 5-29 und Tab. 5-30) erhöht. Beim Winterweizen wurden zudem absicherbar höhere **Rohproteingehalte** erzielt. Die Höhe der Ertragseffekte dürfte jedoch maßgeblich von der Güllelagerkapazität und vom Standort abhängen. Bei der Übertragung in die Praxis sind wahrscheinlich noch deutlichere Effekte auf Erträge und N-Haushalt zu erwarten. So wurden durch die Eigenschaften des fruchtbaren Versuchsstandortes (hohe Lössauflage) die Effekte vermutlich stark abgepuffert. Die höhere N-Effizienz von Biogassystemen erfordert aufgrund der Gefahr des

- Auftretens von Problemen wie z.B. Lager möglicherweise höhere Anteile N-bedürftiger Früchte in der Fruchtfolge.
- 7) In den untersuchten Systemen sind darüber hinaus mehrere **Rückkopplungseffekte** zu beachten. Höhere Rohproteingehalte im Futter (z.B. beim Mais, siehe Tab. 4-10) senken den Bedarf nach einem Eiweißausgleich in der Futtermittellieferung und damit den Bedarf an Eiweißfuttermitteln. Höhere Erträge bedeuten u.a. höhere Mengen an wirtschaftseigenen Düngemitteln, sofern sie zur Fütterung der Tiere verwendet werden. Daher sind die Rückkopplungseffekte dort am stärksten, wo die höheren Erträge direkt der Ernährung der Tiere dienen, wie z.B. im Grünland. Dienen dagegen die höheren Erträge der Ausweitung der pflanzlichen Marktproduktion, erhöht dies den Nährstoffexport des Betriebes und damit den Bedarf an einem Ausgleich für Kalium und Phosphor.
 - 8) Mit dem **Zwischenfruchtanbau** als Gemenge von Leguminosen und Nicht-Leguminosen sind ebenfalls erhebliche Rückkopplungseffekte verbunden. Der Zwischenfruchtanbau hatte eine stark puffernde Wirkung im System. So reduzierten die N-Düngung zur Zwischenfruchtaussaat sowie die Ernte und der Abtransport des Getreidestrohs den Anteil der TM-Bildung und der N-Aufnahme durch den legumenen Gemengepartner und damit auch dessen biologische N_2 -Fixierungsleistung. Je weniger Güllelagerkapazität ein Betrieb aufweist, umso mehr Gülle muss zur Zwischenfrucht ausgebracht werden und umso stärker ist dieser Effekt. Umgekehrt wurde im Falle eines Abtransports des Erbsenstrohs ein höherer Leguminosenanteil im Gemenge gemessen, vermutlich mit positiver Wirkung auf die biologische N_2 -Fixierung durch die Leguminosen. Ein höherer Leguminosenanteil im Gemenge dürfte nicht nur mit einer höheren N_2 -Fixierungsleistung des Gemenges verbunden sein, sondern zugleich mit einer stärkeren P-Mobilisierung aus dem Boden (siehe Regressionsgleichungen 4 und 5 in Kapitel 4.3.6.3), so dass ein höherer Leguminosenanteil langfristig zusätzlich zur P-Ernährung der Kulturpflanzen beitragen dürfte.
 - 9) Durch die **Vergärung betriebseigener Kosubstrate** müssen in der Praxis erhebliche Nährstoffmengen als Substrat oder Gärrest zwischengelagert werden. Diese stehen jedoch erst ein Jahr später zur nächsten, teilweise erst zur übernächsten Vegetationsperiode als Dünger zur Verfügung. Dies kann in einer Übergangszeit sogar gewisse Mindererträge bewirken.
 - 10) Langfristig signifikante bzw. für die Nachhaltigkeit und Ertragsfähigkeit des Systems relevante Auswirkungen auf den **Humushaushalt** des Bodens sind durch die Einführung der Biogastechnologie in einem viehhaltenden System nicht zu erwarten. Dies zeigen u.a. die Humusbilanzen (Tab. 4-44). Wird ausschließlich Gülle vergoren, so werden nach der vorliegenden Literatur nur die leicht abbaubaren Bestandteile der Gülle umgesetzt. Der Gärrest

besitzt – bezogen auf die Ausgangsmengen - eine vergleichbare Humusersatzleistung wie das Gärsubstrat (MERZ 1988, REINHOLD et al. 1991). Zudem wird – bezogen auf die insgesamt im Betriebskreislauf vorhandene organische Substanz – nur ein geringer Anteil überhaupt vergoren (Tab. 4-43). Am ehesten denkbar sind Auswirkungen auf den Humushaushalt des Bodens, wenn neben Gülle auch Kosubstrate vergoren werden, die sonst als Gründüngung eingearbeitet würden (z.B. Stroh, Zwischenfrüchte). Auch die Bodenuntersuchungen nach 3,5 bzw. 4,5 Jahren differenzierter Bewirtschaftung ergaben keine signifikanten Unterschiede zwischen den Düngesystemen (Abb. 4-2, Abb. 4-3, Abb. 5-4 und Abb. 5-5). Damit lässt sich zusammenfassen, dass die unterschiedlichen Düngesysteme während des Untersuchungszeitraumes den N- und C-Haushalt des Bodens nicht messbar beeinflussen haben. Unabhängig davon steigt bei Vergärung von Zwischenfrüchten der wirtschaftliche Anreiz zu einer erfolgreichen Strategie des Zwischenfruchtanbaus. Überdies bewirken höhere Stroherträge größere Mengen an verfügbarer organischer Substanz, so dass unter Praxisbedingungen mögliche negative Effekte der Vergärung auf den Humushaushalt wahrscheinlich kompensiert werden würden.

- 11) Die Vergärung von Gülle hat keinen Einfluss auf die **Verfügbarkeit der Mineralstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium**. Sehr komplex sind in einem Gemischtbetrieb die innerbetrieblichen Nährstoffströme zwischen Grünland und Ackerland auf dem Umweg über den Stall, da sich das vom Grünland stammende Futter durch höhere K^+ - und N-Gehalte und niedrigere P-Gehalte auszeichnet als das auf dem Ackerland produzierte Futter bzw. die Einstreu. Daher werden die Nährstoffe Stickstoff und Kalium in einem Gemischtbetrieb mit Acker- und Grünland stärker vom Grünland auf das Ackerland transferiert als der Nährstoff Phosphor. Folglich sollten im Hinblick auf die Vermeidung von Ungleichgewichten in einem Gemischtbetrieb wirtschaftseigene organische Düngemittel mit hohem K^+ -Gehalt (z.B. strohreicher Stallmist aus der Jungtieraufzucht oder Jauche) überwiegend auf das Grünland ausgebracht werden. Zudem sollte der Ausgleich für die Kaliumexporte über die Verkaufsprodukte v.a. auf dem Grünland erfolgen, der Ersatz für P-Exporte hingegen überwiegend im Ackerland. Allerdings hat das Aufstallungssystem Einfluss auf das Ausmaß des Kaliumtransfers vom Grünland auf das Ackerland: Je einstreureicher das Stallhaltungssystem, desto mehr Kalium wird – relativ zu den Nährstoffen Phosphor und Kalium – wieder auf das Grünland zurückgeführt, da sich Stroh durch hohe Kalium- und nur mittlere Phosphorgehalte auszeichnet.

8.3 Auswirkungen auf die Umwelt

Die in den Kapiteln 4, 5, 6 und 7 gemessenen und bilanzierten Auswirkungen der Vergärung auf verschiedene Umweltparameter lassen folgende Schlussfolgerungen zu:

- 1) Die Einbeziehung **betriebsfremder Kosubstrate** erlaubt eine erhebliche Erhöhung der erzielten Energieerträge. Die Auswirkungen auf die Nährstoffbilanzen können je nach eingesetztem Substrat sehr unterschiedlich sein. Werden Substrate eingesetzt, die überwiegend aus vegetativen Bestandteilen bestehen (z.B. Grünlandaufwüchsen, Mais, Klee gras), wird in der Regel ein unzureichender Phosphorersatz und ein überproportional starker Kaliumersatz erreicht, der teilweise ein Vielfaches der Kaliumexporte ausmachen kann. Bei starker Einbeziehung solcher betriebsfremder Kosubstrate wären ausgeglichene K^+ -Bilanzen nur bei entsprechender Ausdehnung des (kaliumzehrenden) Kartoffelanbaus als Verkaufsfrucht denkbar. Beim Einsatz von generativen Pflanzenorganen (Samen) wie z.B. Roggenkörner werden dagegen die Phosphor- und Kaliumexporte über die Verkaufsfrüchte nahezu kompensiert (siehe Tab. 4-53). Je höher der Viehbesatz, desto niedriger die Nährstoffexporte und desto stärker positiv ist die Hoftorbilanz. Bei Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate sollten – v.a. wenn dies langfristig erfolgen soll – die Nährstoffbilanzen (Hoftorbilanzen) nicht nur für Stickstoff, sondern auch für Kalium beachtet werden. Bilanzüberschüsse bei Phosphor sind dagegen nur dann zu erwarten, wenn sich der Betrieb auf die Tierhaltung konzentriert und keine oder kaum Nährstoffexporte über Marktfrüchte aufweist.
- 2) Die Vergärung der betriebseigenen Gülle senkte den Nettoenergiebedarf des Betriebes beim modellierten Viehbesatz von $0,8 \text{ GV ha}^{-1}$ von einem Nettoverbrauch von ca. $200 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ein Norm- m^3 Methan entspricht etwa der Energiemenge in 1 l Heizöl = 1 Heizöl-äquivalent) im Modellbetrieb ohne Vergärung der Gülle auf etwa 60 l Heizöläquivalente je ha bei Vergärung der Gülle. Bei einer Erhöhung des Viehbesatzes auf etwa $1,1 \text{ GV ha}^{-1}$ wird der Betrieb „energieautark“, er würde soviel Energie liefern, wie er auch bezieht (jeweils ohne Berücksichtigung einer möglichen zusätzlichen Wärmeenergienutzung). Die Einbeziehung von Nebenernteprodukten und Zwischenfrüchten ermöglichte es den Modellbetrieben auch bei einem GV-Besatz von $0,8 \text{ GV ha}^{-1}$ vom Netto-Energiebezieher zum Netto-Energieproduzenten von ca. 225 l Heizöläquivalenten je ha zu werden. Im untersuchten viehlosen System wurde der Betrieb durch die Vergärung der Nebenernteprodukte wie Klee gras und Zwischenfrüchte vom Netto-Energieverbraucher in Höhe von ca. 170 l Heizöläquivalenten ha^{-1} zum Netto-Energieproduzenten von ca. 170 l Heizöläquivalenten ha^{-1} . Bemerkenswert an diesen potenziell erzeugbaren Energiemengen ist, dass sie ohne gezielten Anbau spezieller Energiepflanzen in der Fruchtfolge und damit ohne Verdrängung der

Lebensmittelproduktion erzielbar sind. Die Möglichkeiten der Energiegewinnung erhöhen sich mit Einführung betriebsfremder Kosubstrate, wobei der Energieertrag im Wesentlichen von dem verfügbaren Substrat abhängt (Tab. 4-53 und 5-29).

- 3) Die **Nitratauswaschungsgefahr** konnte in den Biogassystemen dadurch gesenkt werden, dass im Herbst durch die Abfuhr der Nebenernteprodukte die auf dem Acker verbleibenden Stickstoffmengen im Klee-grasaufwuchs bzw. in den Zwischenfrüchten erheblich reduziert wurden und dieser Stickstoff verlustarm in einem Tank bzw. im Silo zwischengelagert wurde (Tab. 4-48, Tab. 4-49 und Tab. 5-23). Die alleinige Vergärung von Gülle hatte unter Freilandbedingungen dagegen – anders als vielfach behauptet – keinerlei Wirkung auf die Nitratverlagerungsgefahr.
- 4) Allerdings werden bei Erhöhung der mobilen N-Düngung – bei der heute üblichen Technik – als Folge der höheren Mengen an gedüngtem Ammonium höhere Mengen an Ammoniak emittiert. Bei Ausbringung vergorener Gülle besteht ebenfalls eine erhöhte Ammoniakverlustgefahr (Tab. 4-45). Dies dürfte ursächlich mit den höheren Ammoniakgehalten in vergorener Gülle und mit deren höherem pH-Wert zusammenhängen. Die Wirkung der höheren Fließfähigkeit vergorener Gülle reicht nicht aus, um die oben beschriebenen Prozesse zu kompensieren. Unabhängig davon ist derzeit nicht klar, ob eine verbesserte Fließfähigkeit immer zu einer Emissionsreduktion führt. Gerade bei Gülleapplikation auf verschlammten Böden neigt fließfähigere Gülle zum Zerlaufen. Sie bildet damit eine größere spezifische Oberfläche. Dies könnte ebenso emissionsfördernd sein. Dem dürfte durch einen Pflegeeingriff mit dem Striegel vor Ausbringung der Gülle entgegen gewirkt werden können. Verallgemeinernd kann festgehalten werden, dass mit zunehmenden Mengen an mobilen organischen Flüssigdüngern bzw. bei Applikation vergorener Güllen die Bedeutung von Verfahren und Maßnahmen ansteigt, die die NH_3 -Emissionen mindern.
- 5) Die im Freiland gemessenen bodenbürtigen **N_2O -Emissionen und CH_4 -Aufnahmen** durch den Boden wiesen Werte auf, die im Vergleich zu den Werten, die aus der konventionellen Landwirtschaft bekannt sind, als unterdurchschnittlich bis durchschnittlich einzustufen sind. Ursache für die niedrigen bodenbürtigen Lachgasemissionen dürfte die „selbst auferlegte“ Beschränkung beim Einsatz von zugekauften Stickstoffdüngemitteln sein. Einzelne, erhöhte N_2O -Flussraten konnten häufig mit besonderen Ereignissen wie z.B. Düngerausbringung, starkem Niederschlag, Einarbeitung von organischem Material (Einarbeiten von Zwischenfrüchte v.a. im Herbst vor Aussaat einer Winterung, Ausbringung von Gülle im Gülleschlitzverfahren) oder Mulchen von Klee-gras in Zusammenhang gebracht werden. Dagegen konnte nach dem Umbruch von Klee-gras im Herbst kein vergleichbarer Anstieg

der Lachgasemissionen wie bei Einarbeitung von Zwischenfruchtaufwüchsen zum gleichen Zeitpunkt festgestellt werden. Die Emissionen an Lachgas setzten nach Ausbringung von Flüssigdüngern meistens erst mit einer mehrtägigen Verzögerung ein und erstreckten sich je nach Düngetermin und Witterungsbedingungen teilweise über mehrere Wochen. Allerdings wurden nicht immer nach Ausbringung von flüssigen Gärresten erhöhte N_2O -Emissionen gemessen, wobei nicht ausgeschlossen werden kann, dass wegen des gewählten Messintervalls düngungsbedingte Emissionsspitzen nicht erfasst wurden.

- 6) Die **Jahresemissionen an bodenbürtigem Lachgas** scheinen sehr stark von der angebauten Kultur, vom Ausbringverfahren und von den Witterungsbedingungen (v.a. Niederschläge) im einzelnen Jahr abzuhängen. So wurden ausnehmend hohe Jahresemissionen unter Kartoffeln und unter gemulchtem Klee gras gemessen. Besonders stark waren die Effekte des viehlosen Bewirtschaftungssystems beim Klee gras: Durch Schnitt und Ernte des Aufwuchses wurde eine Reduktion der Lachgasemissionen von knapp 90% im Vergleich zur Mulchvariante gemessen (siehe Tab. 5-25). Dies stimmt mit Untersuchungen anderer Arbeitsgruppen weitgehend überein (z.B. HEUWINKEL 2005). Sehr hohe Emissionen wurden auch in den ersten zwei bis drei Wochen nach Einbringung von Gülle im Gülleschlitzverfahren in den wachsenden Maisbestand beobachtet (siehe Abbildung 4-6), wobei die höheren Lachgasemissionen aus vergorener Gülle im Vergleich zu unvergorener vermutlich auf einer höheren Denitrifikation aus der Nitrifikation (siehe Kapitel 2.2.2.1) beruht. Vergorene Gülle enthält mehr Ammonium, so dass kurzfristig vermutlich eine stärkere Nitrifikation stattfindet und damit höhere Verluste aus diesem Prozess im Boden entstehen.
- 7) Die sehr niedrigen integrierten Jahresemissionen der Anbauperiode 2003/04 dürften ursächlich mit den geringen Niederschlägen im Herbst/Winter 2003/04 zusammenhängen. Im Zeitraum August bis Dezember 2003 wurde ein Niederschlagsdefizit von etwa 115 mm (umgerechnet 40%) gegenüber dem langjährigen Durchschnitt am Standort gemessen. Die Wirkung dieses Wasserdefizits dürfte noch über Monate bis in das Frühjahr 2004 hinein die Bodenprozesse beeinflusst haben, zumal vom Winter bis zum Frühjahr 2004 ebenfalls niedrigere Niederschläge (ca. 15%) im Vergleich zum langjährigen Mittel beobachtet wurden.
- 8) Die Anteile der **N_2O -Winteremissionen** an der Jahresemission lagen mit 11 bis 47% je nach Anbauperiode, Frucht und Dünge system in Bereichen, die aus der Literatur bekannt sind (Tab. 6-12 und 6-13) (siehe Kapitel 6, SCHAUSS et al.).
- 9) Aus der Zusammenschau der Ergebnisse in Kapitel 5 und 6 geht hervor, dass grundlegende Unterschiede zwischen den hier untersuchten Fruchtfolgefeldern mit Druschfrüchten (Getreide und Körnererbsen) einerseits und den Blattfruchtfeldern mit Kartoffeln oder Klee gras

andererseits zu beachten sind: Während bei Druschfrüchten, insbesondere bei Wintergetreide, Lachgasemissionen v.a. im Winter und im Frühjahr nach der Düngung auftraten, waren bei Klee gras und Kartoffeln die Emissionen während der Sommermonate viel bedeutender.

- 10) Die zunächst begleitend zu den Gasmessungen erhobenen Nitrat- und Ammoniumgehalte des Bodens ließen keinerlei Zusammenhang zu den gemessenen N_2O -Flüssen erkennen (SCHAUSS et al., Kapitel 6).
- 11) Im viehlosen Betriebssystem wurde in Winterweizen nach Körnererbsen+ZF im Dünge system v-los BG im Durchschnitt der drei Untersuchungsjahre nur etwa ein Drittel Lachgas im Vergleich zur Kontrollvariante v-los emittiert (siehe Tab. 6-8). Im viehhaltenden Betriebssystem wurden beim Dinkel nach Körnererbsen+ZF während des dreijährigen Untersuchungszeitraums im Dünge system BG+BE um etwa 45 bis 50% geringere N_2O -Emissionen als in der Kontrollvariante RG festgestellt (Tab. 6-9). Damit reduziert die **Ernte des Zwischenfruchtaufwuchses** im Herbst vor Aussaat einer Winterung die N_2O -Verluste erheblich. Sehr viel schwächer ist dagegen die Wirkung der Zwischenfruchternte auf die Lachgasverluste, wenn auf den Zwischenfruchtanbau eine Sommerung mit vorangegangener Winterpflugfurche folgt. Dies dürfte damit zusammenhängen, dass die Mineralisierungsprozesse mit deutlicher Verzögerung eintreten und ein Teil des Kohlenstoffabbaus oberirdisch unter oxischen Bedingungen vor Einarbeitung der Zwischenfrucht stattfindet.
- 12) Gegenüber den Effekten bei Einzelfrüchten ist für Bilanzen eine **Quantifizierung der Emissionen der Gesamtfruchtfolge** viel bedeutender. Im viehlosen System wurden die bodenbürtigen Lachgasemissionen durch Aberntung, Vergärung und Wiederausbringung der festen und flüssigen Gärreste um ca. 35-40% gegenüber der Kontrolle reduziert (Tab. 5-19). Reduzierungen der Lachgasemissionen durch Aberntung der Zwischenfrüchte im Herbst stehen – verursacht durch die höheren Mengen an mobilen N-Düngern – Erhöhungen dieser Emissionen nach Applikation als Gärrest im Frühjahr entgegen. Daher können zuverlässige Bilanzierungen nur bei der Messung aller Kulturpflanzen innerhalb einer Fruchtfolgerotation vorgenommen werden. Da für das viehhaltende System entsprechende Messungen nur für zwei der acht Fruchtfolgefelder vorliegen, lassen sich bilanzmäßig die Auswirkungen der verschiedenen Systeme auf die bodenbürtigen Lachgasemissionen für die Gesamtfruchtfolge nicht zuverlässig quantifizieren. Es ist davon auszugehen, dass im viehhaltenden System die Werte der beiden Klee grasfelder mit denen des genutzten Klee grasses in v-los BG gleichgesetzt werden können. Auch dürfte die Aberntung der Zwischenfrucht vor Erbsen zu einer vergleichbaren Reduzierung der N_2O -Emissionen wie im viehlosen System mit Vergärung der Nebenernteprodukte führen. Die mit der Vergärung von

Zwischenfrüchten verbundene Nährstoffumverlagerung z.B. hin zum Winterweizen oder Winterroggen führt an diesen Stellen der Fruchtfolge wahrscheinlich zu höheren Emissionen in der Variante BG+BE, die die niedrigeren Emissionen dieses Systems beim Dinkel und bei den Erbsen zumindest teilweise wieder kompensieren dürften.

13) Nach oberflächennaher Flüssigdüngerausbringung wurden zum Teil sehr hohe CH₄-Emissionen gemessen, die auf der Ausgasung von im Dünger gelöstem Methan beruhten und nach 24 h abgeklungen waren (siehe Kapitel 6, SCHAUSS et al.). Die Integration der **CH₄-Flüsse** über eine ganze Anbauperiode zeigte bei allen gemessenen Früchten eine Netto-CH₄-Aufnahme durch den Boden. Besonders hohe Methanaufnahmen wurden bei gemulchtem Klee gras gemessen. Bei einer Schnittnutzung von Klee gras wurden vergleichbare Methanaufnahmen gemessen wie in den anderen Fruchtfolgefeldern, die sich wiederum untereinander kaum unterschieden. Wird die Zwischenfrucht im Herbst vor der Herbstfruchtfolge und der Aussaat der nachfolgenden Winterung geerntet, so wurde eine um etwa 25% reduzierte CH₄-Oxidationsleistung des Bodens (= reduzierte Methanaufnahme) in v-los BG im Vergleich zu v-los gemessen, sofern anschließend vor der Pflugfurche keine organische Düngung mit festen Gärresten vorgenommen wurde. Dies könnte durch eine N-Limitierung als Folge des Abtransports der Zwischenfrucht verursacht worden sein. Wurde nach der Zwischenfruchternte und vor der Pflugfurche eine die Nährstoffentzüge teilweise ausgleichende Feststoffdüngung vorgenommen, wurde keine reduzierte Methanemission festgestellt, z.B. beim Dinkel.

14) Insgesamt spielen die bodenbürtigen Spurengasemissionen bei einer Inventur aller Emissionen eines Betriebes v.a. in viehhaltenden Systemen nur eine untergeordnete Rolle und werden durch die mit der Tierhaltung verbundenen Emissionen sehr stark überlagert (siehe Ergebnisse in Kapitel 7).

15) Das in Kapitel 6 beschriebene Gewächshaus-Experiment zeigte, dass nach Düngerapplikation sieben Tage lang eine veränderte Zusammensetzung der vorherrschenden denitrifizierenden Bodenbakterien zu messen war. Die Zellzahlen der Nitratreduzierer lassen eher auf eine Aktivitätssteigerung als auf eine Vermehrung der denitrifizierenden Bakterien schließen (SCHAUSS et al.)

8.4 Ökologische und ökonomische Bilanzierung

8.4.1 Ökologische Bilanzierung

1) Im Rahmen der **ökologischen Analyse** mittels Modellierung wurde festgestellt, dass die Höhe der Treibhausgasemissionen der Referenzbetriebe stark von der Viehbesatzdichte ab-

hängt. Das liegt darin begründet, dass ein Großteil der betrieblichen **Treibhausgasemissionen** von den verdauungsbedingten CH₄-Emissionen der Tiere sowie den CH₄- und N₂O-Emissionen während der Lagerung der Wirtschaftsdünger stammen. Die Analyse des **Verbrauchs an fossiler Primärenergie** durch die Referenzbetriebe zeigt, dass der größte Anteil fossiler Primärenergie bei den Modellbetrieben im Bereich der Pflanzenproduktion verbraucht wird. Dagegen hat die Viehbesatzdichte eines Milchviehbetriebes nur einen geringen Einfluss auf den Umfang des gesamten Verbrauchs an fossiler Primärenergie.

- 2) Die Modellierungsergebnisse zeigen darüber hinaus, dass die Emissionen mit **versauernder und eutrophierender Wirkung**, welche insbesondere von den direkten NH₃-Freisetzungen aus der Pflanzen- und Tierproduktion abhängen, mit zunehmender Viehbesatzdichte ansteigen. Infolgedessen weisen der viehlose Modellbetrieb (MB4) das geringste und der viehhaltende Modellbetrieb mit höchster Viehbesatzdichte (MB3) das größte Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial auf.
- 3) Die Bewertung des Einflusses der Vergärung betriebseigener Substrate auf die betrieblichen **Treibhausgasemissionen** zeigen, dass die Freisetzung klimarelevanter Gase bei den viehhaltenden Modellbetrieben im Gegensatz zum viehlosen Modellbetrieb auch ohne Berücksichtigung der Gutschrift durch die Stromproduktion reduziert werden kann, wobei dies insbesondere auf die Minderung der Emissionen während der Wirtschaftsdüngerlagerung zurückzuführen ist. Unter Berücksichtigung der Stromgutschrift konnte bei sämtlichen Modellbetrieben durch die Vergärung betriebseigener Substrate eine Minderung der betrieblichen Treibhausgasemissionen nachgewiesen werden. Die Modellierung zeigt darüber hinaus, dass die bodenbürtigen Lachgasemissionen bei allen Modellbetrieben infolge der Abfuhr von Pflanzenmaterial bei Betrieben mit Vergärung betriebseigener Kofermente (Variante BG+BE) gegenüber der Variante BG reduziert werden. Im Vergleich zu den Referenzbetrieben ist jedoch anhand der Modellierungsergebnisse zu erkennen, dass - mit Ausnahme des viehlosen Systems MB4 - bei Fermentation betriebseigener Substrate die bodenbürtigen N₂O-Freisetzungen aufgrund der Reduzierung von Stickstoffverlusten während der Wirtschaftsdüngerlagerung resultierenden höheren Stickstoffapplikation ansteigen, wobei diese Zunahme nur einen geringen Einfluss auf die betriebliche Gesamtbilanz hat. Die Modellierungsergebnisse verdeutlichen dadurch, dass bei allen Modellbetrieben insgesamt die betriebliche **Stickstoffeffizienz** im Bereich der Tierproduktion durch die Biogasnutzung verbessert werden kann. Bei den viehhaltenden Modellbetrieben ist eine erhebliche Minderung der Ammoniakemissionen während der Lagerung der Wirtschaftsdünger zu verzeichnen,

wodurch nur beim viehlosen Modellbetrieb ein deutlicher Anstieg des betrieblichen Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzials nachzuweisen war.

- 4) Bei Klimagasemissionen aus der Tierproduktion ist entsprechend der Vergärung von ausschließlich betriebseigenen Substraten eine erhebliche Minderung der lagerungsbedingten Treibhausgasemissionen festzustellen. Die Modellierung der Treibhausgasemissionen der Modellbetriebe mit Vergärung zusätzlicher **betriebsfremder Substrate** zeigt, dass das betriebliche Treibhausgaspotenzial unter Berücksichtigung der Emissionsgutschrift aus der Stromproduktion im Vergleich zur Vergärung betriebseigener Substrate darüber hinaus erheblich gemindert werden kann. Ohne Berücksichtigung dieser Stromgutschrift ist dagegen bei allen Modellbetrieben ein Anstieg des betrieblichen Treibhausgaspotenzials zu verzeichnen. Dies ist insbesondere auf zusätzliche Emissionen durch Verwendung von Zündöl zurückzuführen. Die Freisetzung von klimarelevanten Gasen aus der Pflanzenproduktion, insbesondere von Lachgas, nimmt dagegen bei der Vergärung betriebsfremder Substrate bei allen Varianten der Modellbetriebe zu, was auf die erhöhten Stickstoffapplikationsraten in den Boden zurückzuführen ist. Es kann folglich anhand der Ergebnisse der Modellierung die Aussage getroffen werden, dass durch die Vergärung betriebsfremder Substrate sowohl in viehhaltenden als auch in viehlosen ökologischen Landwirtschaftsbetrieben unter Berücksichtigung der Gutschriften aus der Stromproduktion eine Minderung klimarelevanter Emissionen erzielt werden kann.
- 5) Die ökologische Bilanzierung der **Versauerungs- sowie Eutrophierungspotenziale** zeigte, dass diese bei allen Modellbetrieben bei Vergärung betriebsfremder Substrate zunehmen. Der relative Anstieg ist aufgrund des fehlenden Viehbesatzes bei viehlosen Betrieben am größten. Dabei ist dieser Anstieg der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen einerseits auf die erhöhten Emissionen nach Applikation der Gärreste und andererseits auf die Freisetzung versauernd bzw. eutrophierend wirkender Gase während des Betriebes der Biogasanlage sowie der Bereitstellung der betriebsfremden Substrate zurückzuführen.

8.4.2 Ökonomische Bilanzierung

- 1) Unter **ökonomischen Gesichtspunkten** ist die Vergärung **betriebseigner Substrate** für alle Modellbetriebe mit der vorgegebenen landwirtschaftlichen Nutzfläche von „nur“ 200 ha bei den unterstellten Investitions- und Betriebskosten wirtschaftlich nicht vorteilhaft. Die höchsten Verluste wurden mit 59.000 € a⁻¹ für den viehlosen Modellbetrieb ermittelt. Die jährlichen Verluste der Biogasnutzung der viehhaltenden Modellbetriebe lagen dagegen mit durchschnittlich 23.000 € a⁻¹ deutlich darunter, wobei die geringeren Verluste weitgehend auf den geringeren Aufwand für die Bereitstellung der betriebseigenen Substrate zurückzuführen sind.

führen sind. Die Verluste waren bei der Vergärung von zusätzlichen betriebseigenen Kosubstraten (BG+BE) tendenziell niedriger als bei der ausschließlichen Vergärung von Wirtschaftsdüngern (BG). Entsprechend den Ergebnissen der Modellierung kann die Vergärung von Wirtschaftsdüngern zusammen mit betriebseigenen Kosubstraten (BG+BE) für ökologisch viehhaltende Betriebe unter bestimmten Voraussetzungen (z.B. geringe Transportdistanzen oder Möglichkeit der Nutzung vorhandener Güllelager als abgedeckte Nachgärbehälter) ab einer Fläche von 400 ha wirtschaftlich sein. Für einen viehlosen Betrieb ist dagegen die Vergärung von Klee gras sowie weiteren Koppelprodukten derzeit auch bei großen Betrieben wirtschaftlich nicht sinnvoll, da die Bereitstellung der betriebseigenen Substrate und die Applikation der Gärreste mit hohen Kosten verbunden ist, welche nicht durch die erzielten Erlöse der Stromproduktion kompensiert werden können. Bei einer wirtschaftlichen Betrachtung spielen die im Pflanzenbau möglichen Ertragserhöhungen nur eine geringe Rolle, da die dadurch möglichen Zusatzerlöse entsprechend den Modellierungsergebnissen nur einen sehr geringen Anteil am Gesamtumsatz ausmachen.

- 2) Die Ergebnisse der **Wirtschaftlichkeitsbetrachtung** der Biogasnutzung betriebsfremder Substrate verdeutlichten, dass auch die zusätzliche Vergärung importierter betriebsfremder Substrate für ökologische Landwirtschaftsbetriebe mit einer Größe von 200 ha wirtschaftlich nicht vorteilhaft ist. Die Modellierung zeigte darüber hinaus, dass die geringsten Verluste hierbei für die Vergärung von Maissilage (BG+MS) anfallen. Die Vergärung der – abgesehen vom Transport - kostenfrei bereitgestellten Auslesekartoffeln ist entsprechend den Ergebnissen ebenfalls nicht wirtschaftlich, was insbesondere in dem nicht gewährten Bonus für nachwachsende Rohstoffe in Höhe von 6 ct kWh^{-1} aber auch in den hohen Transportkosten begründet liegt. Für die Vergärung von Grassilage (BG+GS) wurden die höchsten Verluste nachgewiesen, da Grassilage einerseits z.B. gegenüber Mais geringere Biogasproduktionsraten aufweist und andererseits für die Vergärung von Grassilage vergleichsweise hohe und damit kostenintensive Fermentervolumina notwendig sind.
- 3) Die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung stehen nicht im Einklang mit Modellberechnungen anderer Autoren (z.B. MÖLLER 2005). Dies beruht unter anderem auf unterschiedlichen Kalkulationsgrundlagen (unterstellter Modellbetrieb, spezifische Investitionskosten, veranschlagte Personalkosten) und belegt, dass bei Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen pauschale Aussagen schwierig sind und es stets auf die Voraussetzungen im Einzelfall ankommt.
- 4) Die gemeinschaftliche Nutzung einer Biogasanlage durch mehrere ökologische Landwirtschaftsbetriebe kann nach den Ergebnissen der Modellierung nur unter sehr bestimmten

Voraussetzungen wirtschaftlich vorteilhaft sein. Dies trifft insbesondere auf die ausschließliche Vergärung betriebseigener Substrate von drei viehhaltenden Modellbetrieben zu, welche unter den definierten Bedingungen nicht weiter als durchschnittlich 11,4 km voneinander entfernt sein dürfen. Darüber hinaus wurde im Rahmen der Modellierung ermittelt, dass auch der Betrieb einer Gemeinschaftsanlage von zwei viehhaltenden und einem viehlosen Modellbetrieb nur bei einer durchschnittlichen Entfernung von maximal als 2,8 km wirtschaftlich vorteilhaft sein kann. Für die Vergärung von Maissilage in Gemeinschaftsanlagen konnte dagegen keine wirtschaftlich vorteilhafte Kombinationsmöglichkeit ermittelt werden.

8.4.3 Bedeutung der Biogasanlagentechnik

Im Rahmen der Modellierung war außerdem festzustellen, dass die **Bauweise der Fermenter** auf die Ergebnisse der ökologischen Bilanzierung nahezu keinen Einfluss hat. Aus ökonomischer Sicht ist der Bau von Stahlbetonfermentern dem Bau von Stahlfermentern vorzuziehen, da Stahlbetonfermenter geringfügig niedrigere Kosten verursachen.

Die Modellierung verdeutlicht weiterhin, dass aus ökologischen Gesichtspunkten der Betrieb von **Gas-Otto-BHKW** dem Betrieb von Zündstrahl-BHKW vorzuziehen ist, da beim Betrieb von Zündstrahl-BHKW fossile Energieträger in Form von Zündöl verwendet werden, wodurch während des Betriebes fossile CO₂-Emissionen freigesetzt werden, woraus ein höheres Treibhauspotenzial resultiert. Zudem werden im Vergleich zu Gas-Otto-BHKW durch Zündstrahl-BHKW höhere Mengen an Stickoxiden sowie Schwefeloxiden emittiert. Dadurch entsteht beim Betrieb von Zündstrahl-BHKW ein größeres Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial. Aus ökonomischer Sicht ist der Betrieb von Gas-Otto-BHKW jedoch erst im höheren Leistungsbereich dem von Zündstrahl-BHKW vorzuziehen.

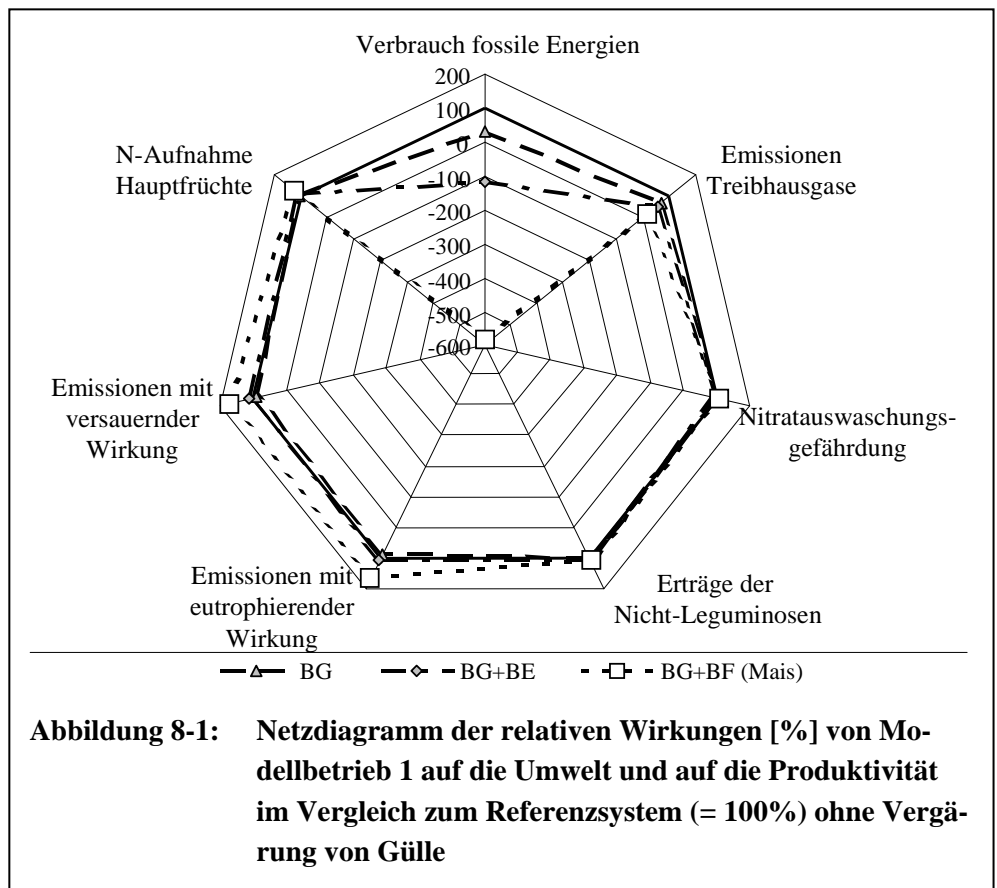
Entsprechend den Ergebnissen der Modellierung übt die Nutzung eines abgedeckten Gärrestlagers als **Nachgärbehälter** insbesondere bei der Vergärung betriebsfremder Substrate einen erheblichen Einfluss auf die freigesetzten betrieblichen Treibhausgase aus. Denn die durch ein nicht abgedecktes Gärrestlager freigesetzten Klimagase können bis zu 41% der Gesamtemissionen eines Betriebes betragen. Die Modellierung zeigte weiterhin, dass die Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung durch Abdeckung der Gärrestlagerung reduziert werden. Der Einfluss der Gärrestlagerung auf das Versauerungs- bzw. Eutrophierungspotenzial ist jedoch im Vergleich zum Treibhausgaspotenzial erheblich geringer, was insbesondere durch die hohen Emissionen nach der Applikation der Gärreste hervorgerufen wird. Aus ökonomischen Gesichtspunkten kann die energetische Nutzung des im Rahmen der Nachgärung zusätzlich aufgefangenen Biogases insbesondere bei großen Biogasanlagen trotz höherer Kosten wirtschaftlich vorteil-

haft sein. Die Nutzung eines gasdicht abgedeckten Gärrestendlagers als Nachgärbehälter ist daher ökologisch, unter bestimmten Bedingungen aber auch ökonomisch empfehlenswert.

8.4.4 Zusammenfassende Betrachtung der Modellierungsergebnisse

Werden die Ergebnisse von Modellbetrieb 1 zugrunde gelegt, so wirkt sich die Vergärung von Gülle sehr stark auf den Verbrauch an fossiler Energie sowie auf die Emissionen an Treibhausgasen aus (siehe Abbildung 8-1). Je höher der Viehbesatz, desto stärker ist der Effekt auf diese beiden Parameter, wie der Vergleich der Ergebnisse für die Modellbetriebe 1 bis 3 zeigt. Die ökologischen Vorteile der Vergärung von Gülle oder Stallmist zeigen somit eindeutig, dass aus ökologischen Gesichtspunkten für größere ganzjährig betriebene Stallanlagen der Bau einer Biogasanlage insbesondere mit geschlossenem Nachgärbehälter zu empfehlen ist.

Die Einbeziehung von betriebseigenen Kosubstraten verbessert nicht nur die Bilanz des Verbrauchs an fossiler Energie und der Emission an Treibhausgasen, sondern wirkt sich zugleich positiv auf die Erträge, die N-Verwertung und die Nitrat- auswaschungsgefährdung aus. Zugleich steigen aber die Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung. Im Beispiel wirkt sich die zusätzliche Verwendung von Silomais als betriebsfremdes Kosubstrat v.a.

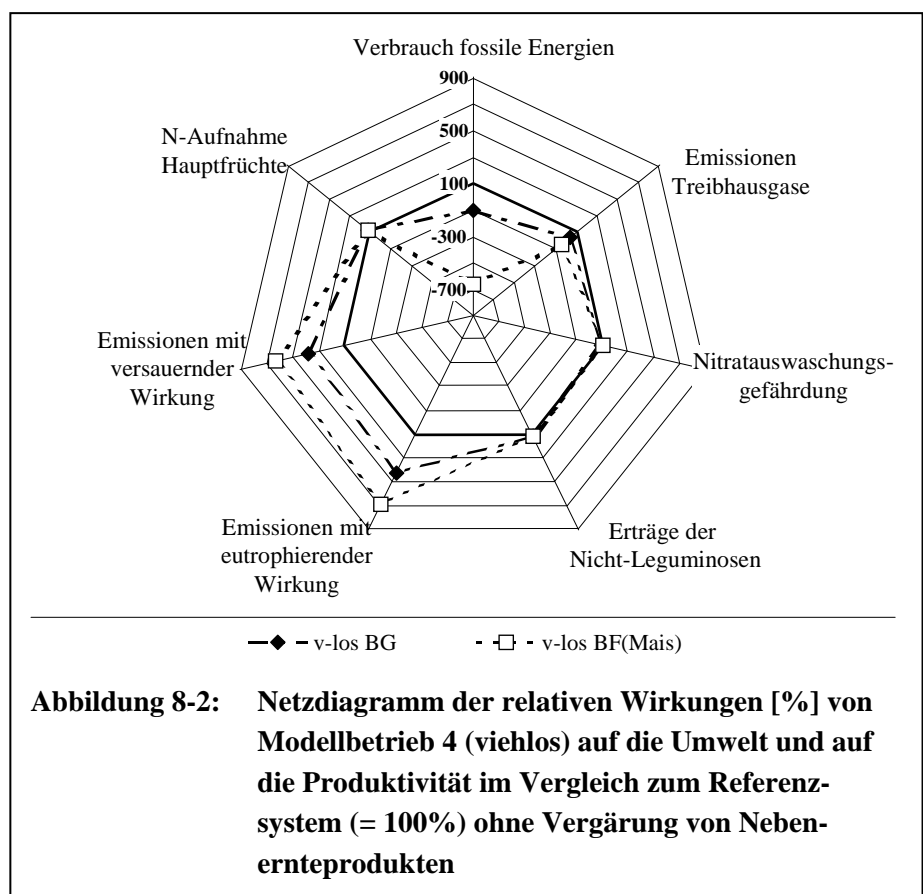


auf die Bilanz des Verbrauchs an fossiler Energie aus. Ebenso verbessert sich die Bilanz der Treibhausgasemissionen deutlich. Dem steht ein starker Anstieg der Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung gegenüber. Die pflanzenbaulichen Wirkungen sind demgegenüber relativ gering (siehe Abbildung 8-1). Im Vergleich zu den viehhaltenden Betrieben sind in einem viehlosen Marktfruchtsystem die Effekte der Vergärung der Nebenernteprodukte wie Kleegras- und Zwischenfruchtaufwüchse auf Produktivitätskennzahlen und Umweltparameter sehr viel

stärker als in viehhaltenden Systemen. Erträge und N-Aufnahmen der nicht-legumen Ackerfrüchte steigen deutlich stärker an als in viehhaltenden Betrieben, ebenso sind die positiven Effekte auf die Treibhausgasbilanz stärker ausgeprägt als in vergleichbaren viehhaltenden Betrieben. Dem stehen aber auch deutlich stärkere negative Wirkungen hinsichtlich der Emissionen mit versauernder und eutrophierender Wirkung gegenüber. Dies steht mit den Ammoniakemissionen bei mit der Gärrestaubsbringung auf die Ackerflächen in Verbindung.

Zusammenfassend kann anhand der Modellierungsergebnisse das Fazit gezogen werden, dass die Biogasnutzung im Ökologischen Landbau sowohl für viehhaltende als auch für viehlose Betriebe aus ökologischer Sicht insbesondere mit Blick auf das Minderungspotenzial klimarelevanter Gase zu empfehlen ist.

Eine wirtschaftlich sinnvolle Biogasnutzung für **viehhaltende Betriebe** ist meist nur dann gegeben, wenn entweder eine ausreichend hohe Anzahl an Tieren vorhanden ist oder/und aus der unmittelbaren Umgebung kostengünstig (konventioneller) Mais als Substrat bezogen werden kann. Je höher der Viehbesatz, desto eher ist ein wirtschaftlicher Betrieb der Biogasanlage möglich. Für solche Betriebe können die



TS-Gehalte der Gülle (Einfluss auf das notwendige Fermentervolumen und damit auf die Investitionskosten) bzw. die Wärmenutzungsmöglichkeiten in unmittelbarer Nähe der Biogasanlage (Beheizung von Gebäuden oder Treibhäusern, etc.) die Wirtschaftlichkeit entscheidend beeinflussen. Die Einbeziehung von Stroh oder anderen Substraten mit hohem TS-Gehalt in den Vergärungsprozess führt bei hohen Mengen an Gülle als Grundsubstrat zu einem relativ geringen zusätzlichen Bedarf an Fermentervolumen. Da Stroh geringe Anschaffungs- bzw. Bergungskosten und zugleich geringe zusätzliche Kosten bei der Gärrestaubsbringung auf die Nutzflächen verursacht, entstehen bei Vergärung moderater Mengen nur geringe Zusatzkosten. Deutliche Zusatz-

kosten würde der gezielte Anbau von Energiepflanzen verursachen. Allerdings kämen in solch einem Fall wirtschaftlich positive Skaleneffekte der größeren Anlagen zum Tragen. Für und Wider müssen im Einzelfall genau berechnet werden.

Für **viehlose Betriebe** ist der Betrieb einer Biogasanlage gemäß den Modellierungsergebnissen unter den festgesetzten Bedingungen meist nicht rentabel, denn bei diesen Betrieben sind die notwendigen Investitionskosten aufgrund der nicht vorhandenen Silo- und Güllelagerkapazitäten entsprechend höher. Zudem verursachen die Ernte des Kleeegrases und die anschließende Rückführung der Gärreste überproportionale Mehrkosten. Ein wirtschaftlicher Betrieb ist nur bei einer Kooperation mit einem viehhaltenden Betrieb denkbar, oder wenn aufgrund von vorhandenen Silo- und Güllelagerkapazitäten – als Relikt einer früheren Tierhaltung – die Investitionskosten entsprechend gesenkt werden könnten bzw. entsprechende Wärmenutzungsmöglichkeiten in unmittelbarer Umgebung der Biogasanlage langfristig einen entsprechenden Mehrerlös ermöglichen würden.

Nicht wenige größere viehlose Betriebe sind auf den Kartoffelanbau spezialisiert. In solchen Betrieben fallen stets größere Mengen an Auslesekartoffeln an, die entweder als Futtermittel verkauft oder in einer Biogasanlage vergoren werden könnten. Derzeit können diese Kartoffeln wirtschaftlich nicht vergoren werden, da bei deren Vergärung der NAWARO-Bonus entfiel. Die Möglichkeit, betriebseigene Abfallstoffe ohne Einbußen bei der Vergütung zu vergären, würde gerade für solche Betriebe eine wirtschaftlich tragbare Vergärung der Nebenernteprodukte erst ermöglichen, sofern für die Kartoffeln keine alternative Verwertungsmöglichkeit besteht.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass wirtschaftlich betrachtet die Biogasnutzung für ökologische Landwirtschaftsbetriebe meistens nicht empfehlenswert ist, was einerseits in den geringen Mengen verfügbarer betriebseigener Substrate und in der Limitierung des Imports betriebsfremder Substrate (maximal 40 kg N ha^{-1}) und andererseits in der kostenintensiven Substratbereitstellung begründet liegt. In großen Betrieben bzw. beim Zusammenschluss mehrerer ökologischer Landwirtschaftsbetriebe kann zwar die Nutzung einer Gemeinschaftsbiogasanlage wirtschaftlich sinnvoll sein, dieser Fall ist jedoch bei den derzeitigen Strukturen des Ökologischen Landbaus meistens nur im Osten Deutschlands möglich. Allerdings kommt es bei der wirtschaftlichen Betrachtung sehr stark auf die Voraussetzungen im Einzelfall an.

Es lässt sich weiter resümieren, dass aus wirtschaftlicher und ökologischer Sicht die Vorteile der Biogasnutzung von betriebseigenen und betriebsfremden Kofermentationssubstraten sehr stark von den zu überwindenden Entfernungen (= Transportwege) abhängen. Dies gilt insbesondere für Substrate mit hohem Wassergehalt, die gezielt zur Vergärung in einer Biogasanlage angebaut bzw. geerntet und transportiert werden. Wirtschaftlich betrachtet sind beim Betrieb einer Biogas-

anlage positive und negative Skaleneffekte zu beachten: Je größer der Einzugsraum einer Anlage, desto höher sind einerseits die Transportkosten. Andererseits kommen die stark degressiven spezifischen Investitionskosten bei größer werdenden Anlagen zur Geltung. Ökologisch sind dagegen positive Skalierungseffekte bei größer werdenden Anlagen nahezu ohne Relevanz, so dass kleine Anlagen mit kurzen Transportwegen deutlich günstiger zu bewerten sind als große Anlagen mit langen Transportwegen – sofern eine vergleichbare Energieerzeugungstechnik gewählt wird.

8.5 Zusammenfassende Bewertung der verschiedenen Gärsubstrate

Gülle und Stallmist: Die Vergärung von Gülle oder Stallmist ist unter Umweltaspekten stets als positiv einzustufen, da sich der zusätzliche ökologische Aufwand meist auf den Bau der spezifisch für eine Biogasanlage notwendigen Komponenten beschränkt. Ein zusätzlicher Aufwand für die Gärrestrückführung auf die Ackerflächen entsteht ebenso nicht. Zugleich werden die Emissionen weitgehend verhindert, die mit der üblichen Lagerung von Wirtschaftsdüngern einhergehen. V.a. Gülle stellt ein hervorragendes Grundsubstrat für die Vergärung von Energiepflanzen dar.

Silomais: Silomais ist unter den Kosubstraten am preiswertesten. Dies aufgrund seiner hohen Hektarenergieerträge, der hohen Energiedichte (hohe spezifische Energieerträge) und der einmaligen Ernte. Beim Zukauf von Kosubstraten ist Mais für ökologisch wirtschaftende Betriebe auch deshalb so interessant, weil Mais relativ niedrige N-Gehalte in Relation zum Energiegehalt hat und daher den Import von relativ hohen Energiemengen bis zur Ausschöpfung der Grenze von 40 kg N ha⁻¹ ermöglicht.

Klee gras: Die Aufwüchse von Klee gras sind aufgrund der mehrfachen Ernte und der aufwändigen Bergung ein sehr teures Gärsubstrat, obwohl es in Betrieben ohne Haltung von Wiederkäuern im Prinzip sich für die Biogasanlage „kostenlos“ angebaut werden kann, weil der Anbau von Klee gras schon aus pflanzenbaulichen Gründen notwendig ist (N-Haushalt, Unkrautregulierung). Die Vergärung von großen Mengen an Klee gras stellt eine große Belastung für die Pumpen und Rührwerke dar und erfordert daher laufend entsprechende Investitionskosten. Außerdem bestehen derzeit noch wenige Praxiserfahrungen mit der Vergärung von großen Anteilen an Klee gras im Gärsubstrat. Neuere Erfahrungen weisen darauf hin, dass bei der Vergärung von großen Mengen an Klee gras eine Hemmung der Mikroorganismen im Fermenter auftreten kann, was mit einem zu starken Anstieg der Ammoniumgehalte im Gärsubstrat zusammenhängen soll. Bei der Beschränkung der Klee grasnutzung auf drei Schnitte könnte einerseits diesem Problem durch das weitere C/N-Verhältnis der Ernteprodukte begegnet werden, andererseits sinken der Aufwand und damit die Kosten für die Ernte.

Grassilage: Für die Vergärung der Grassilage gelten ähnliche Bedingungen wie bei der Vergärung von Klee gras (hohe Bergungskosten, hoher Fermentervoluminbedarf und hohe Beanspruchung der Pump- und Rührwerke).

Zwischenfrüchte: Die Nutzung von Zwischenfruchtaufwüchsen in einer Biogasanlage hat pflanzenbaulich eine sehr starke Wirkung, da dies den Abtransport großer Mengen an Nährstoffen vor der Versickerungsperiode und anschließend deren Umverteilung innerhalb der Fruchtfolge als Gärrest ermöglicht. Dadurch ist eine gezielte Verbesserung der N-Versorgung der nährstoffbedürftigsten Kulturen möglich. Zugleich wird die Gefahr von Emissionen über Winter (Nitrat, Lachgas) entsprechend gesenkt. Dies fällt bei nachfolgender Winterung besonders stark ins Gewicht.

Stroh: Getreide- und Erbsenstroh sind wegen der einmaligen Ernte und der kostenlosen Bereitstellung als Nebenernteprodukt sowie wegen der hohen TS-Gehalte sehr kostengünstige Gärsubstrate. In moderaten Mengen zugesetzt, ist Stroh auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten ein guter Zusatz für Anlagen, die große Mengen an Gülle oder anderen Substraten mit geringem TS-Gehalt vergären, da die Zugabe von Stroh kaum zusätzliches Fermentervolumen beansprucht, wenn es vorher ausreichend aufbereitet wird. Geringe zusätzliche Fermentervolumina bedeuten zugleich einen geringen Mehraufwand für die Rückführung der Gärreste auf die Ackerflächen.

In Anlagen, die große Mengen an faserreichem Material mit mittlerem oder hohem TS-Gehalt vergären, erfordert der Zusatz von Stroh auch zusätzliche Flüssigkeitsmengen, der Bedarf an Fermentervolumen steigt entsprechend und damit sowohl die Investitionskosten als auch der Aufwand zur Rückführung der Gärreste auf die Ackerflächen. Abgesehen davon ist Stroh eine sehr gute Ergänzung für Substrate mit einem sehr engen C/N-Verhältnis (z.B. bei Vergärung großer Mengen Klee gras oder anderer Substrate mit hohem N-Gehalt), bei denen die Gefahr besteht, dass hohe Ammoniumgehalte im Fermenter die Biologie entsprechend belasten. Für Erbsenstroh fehlen verlässliche Angaben über die erzielbaren Energieerträge.

Kartoffeln: Kartoffeln sind ein optimales Gärsubstrat, v.a. zur Ergänzung der Substratmischung in Anlagen, die große Mengen an faserreichem Material vergären, denn der Zusatz von Kartoffeln belastet aufgrund der fehlenden Fasern kaum die Rühr- und Pumpwerke. Zudem enthalten sie große Mengen an Energie. Gerade in vielen viehlosen/vieharmen Betrieben mit Spezialisierung auf den Marktfruchtbau, bei denen das Klee gras keine direkte Nutzung findet, fallen große Mengen an Auslesekartoffeln an, die aufgrund der derzeitigen gesetzlichen Regelungen des EEG nicht vergoren werden dürfen, ohne den sogenannten NAWARO-Bonus zu verlieren. Solche Betriebe bieten eigentlich optimale Voraussetzungen zum Betrieb einer Biogasanlage, zumal die aussortierten Kartoffeln meistens vor Ort vorhanden sind. Auch als Importssubstrat wären Kartoffeln oder Reste aus der Kartoffelverarbeitung – ähnlich wie Mais – sehr interessant, dies aufgrund

der möglichen hohen Import-Energiemengen je Einheit Stickstoff. Die derzeitigen gesetzlichen Regelungen verhindern aber einen wirtschaftlichen Betrieb. Nachteilig bei Kartoffeln sind die Anhaftungen an Erde und Sand. Deren Beseitigung erfordert Reinigungsarbeiten an den Fermentern und kann Ausfallzeiten der Biogasanlage verursachen.

8.6 Empfehlungen für die Praxis

Aus den Ergebnissen der vorgestellten Untersuchungen und Berechnungen lassen sich folgende Empfehlungen für die Praxis ableiten:

- 1) Als Stromerzeugungstechnik sollten aus ökologischer Sicht Gas-Otto-Motoren den Zündstrahlmotoren vorgezogen werden. Gas-Otto-BHKW können allerdings insbesondere im kleinen Leistungsbereich unter den aktuellen Voraussetzungen gegenüber Zündstrahl-BHKW höhere Kosten verursachen. Angesichts der ab 1.1.2007 für Neuanlagen zwingend vorgeschriebenen Nutzung regenerativer Zündöle (z.B. Pflanzenöl oder RME) ist jedoch davon auszugehen, dass aufgrund der höheren Kosten für regenerative Zündöle zukünftig Gas-Otto-BHKW auch schon in kleineren Leistungsbereichen gegenüber Zündstrahl-BHKW wirtschaftlicher sein können.
- 2) Bei Planung und Bau einer Biogasanlage ist am besten direkt ein abgedeckter Nachgärbehälter zur Lagerung der Gärreste vorzusehen; dies verbessert die betriebliche Treibhausgasbilanz sehr stark und ist meist auch ökonomisch zu vertreten.
- 3) Bei der Standortwahl der Biogasanlage sollten die Wärmenutzungsmöglichkeiten eine herausragende Rolle spielen. Die Investitionskosten für den Wärmetransport und die Verluste in einer solchen Leitung sind von ökonomisch relevanter Bedeutung und sollten daher sorgfältig kalkuliert werden.
- 4) Gülle sollte bodennah ausgebracht und möglichst schnell eingearbeitet bzw. optimalerweise direkt in den Boden eingebracht (Schlitz oder Injektionsverfahren) werden, da ein großer Teil des Ammoniaks in den ersten Stunden nach der Ausbringung emittiert wird.
- 5) Die Güllelagerkapazität ist ein Schlüsselfaktor zu einer hohen Effizienz eines auf Gülle basierenden Düngesystems. Daher sollte diese so bemessen werden, dass ein möglichst hoher Anteil der Gülle direkt zur Hauptfrucht gedüngt wird.
- 6) Wegen der höheren Stickstoffeffizienz bei der Vergärung betriebseigener und ggf. zusätzlicher Einbeziehung betriebsfremder Kosubstrate sind Umstellungen der Fruchtfolge angebracht (z.B. Ersatz der Körnerleguminosen durch Früchte mit hohem N-Bedarf).
- 7) Bei Verwendung betriebsfremder Kosubstrate können je nach Substrat erhebliche Kaliumüberbilanzen entstehen, insbesondere beim Import von Biomasse aus überwiegend vegeta-

tiven Organen wie Gras, Klee gras oder Mais. Dies ist bei der Auswahl der Substrate und ggf. auch bei der Fruchtfolgegestaltung zu beachten.

- 8) Der Bau einer Biogasanlage ist für ökologische Betriebe in der Regel aus Umweltgründen sehr zu empfehlen, insbesondere hinsichtlich der Reduzierung von Treibhausgasemissionen, da sowohl Emissionen im Zusammenhang mit der Lagerung organischer Dünger als auch solche auf dem Feld nach Einarbeitung großer Mengen organischer Masse reduziert bzw. verhindert werden.
- 9) Bei der Planung einer Biogasanlage sollten Wirtschaftlichkeitsberechnungen sehr genau vorgenommen werden. Hierbei gilt es, alle wesentlichen Einflussfaktoren wie z.B. Kosten der Substratbereitstellung, Verluste durch Silierung, Transportdistanzen, Volumen des Fermenters und des Gärrestlagers, Leistung und Wirkungsgrad des BHKW oder Wärmemutzungsmöglichkeiten zu berücksichtigen.

8.7 Ausblick und weiterer Forschungsbedarf

Ökologisch besteht ein großer Vorteil von Biogasanlagen v.a. dort, wo entweder organische Dünger oder Nebenernteprodukte bzw. Rest- und Abfallstoffe vergoren werden, die keinen nennenswerten weiteren Transportaufwand für ihre Anlieferung und Rückführung auf die Ackerflächen erfordern, da sie ohnehin vor Ort lagern oder weil sie geringe Wassergehalte aufweisen und so den Transportaufwand begrenzen. Die aktuelle Entwicklung bei der Errichtung landwirtschaftlicher Biogasanlagen geht jedoch – wegen der enormen wirtschaftlichen Skaleneffekte in Abhängigkeit von der Größe der Anlage – immer stärker zur Herausbildung spezialisierter Betriebe. Diese errichten sehr große Anlagen und haben damit einen hohen Flächenbedarf für den Anbau von Energiefrüchten. Daher müssen im näheren Umfeld einer solchen Anlage in starkem Umfang Energiefrüchte angebaut werden, zu Lasten der Lebensmittelproduktion. Auch in ökologisch wirtschaftenden Betrieben deuten sich vereinzelt solche Entwicklungen an. Ökologisch könnten diese Entwicklungen folgende Probleme nach sich ziehen:

- Durch die Ausdehnung des Energiepflanzenanbaus verändert sich die Anbaustruktur der Betriebe unter Umständen sehr stark. Die verschiedenen daraus resultierenden Möglichkeiten und die Folgen sind derzeit kaum erforscht. Insbesondere besteht die Gefahr einer hohen Anbaukonzentrationen von Silomais bis hin zu Maismonokulturen, mit den bekannten nachteiligen Wirkungen
- Ein hoher Anteil an Energiefrüchten auf dem Ackerland zieht nahezu geschlossene Nährstoffkreisläufe im landwirtschaftlichen Betrieb nach sich und führt zu hohen Mengen an Gärresten, die ausgebracht werden müssen. Dies könnte – je nach Ausgestaltung des

Anbausystems – eine erhebliche Erhöhung der Nitratauswaschungsgefahr und größere gasförmige Emissionen in der Feldwirtschaft nach sich ziehen.

- Dezentrale, kleinere Anlagen sind aufgrund der kurzen Transportwege ökologisch vorteilhafter, zumal diese Anlagen unter den derzeitigen Bedingungen meistens einen höheren Anteil der Restwärme nutzbringend in den umliegenden Gebäuden einsetzen können. Diese ökologisch positiven Skaleneffekte kleinerer, dezentraler Anlagen bleiben bei großen Anlagen meist ungenutzt. Die Biogastechnologie reagiert ökologisch sehr sensitiv auf lange Transportwege. Daher wäre die Entwicklung von Konzepten, die den wirtschaftlichen Betrieb kleiner und dezentraler Anlagen ermöglichen, besonders wünschenswert.
- Es sind weitere Untersuchungen zur Optimierung des Energiepflanzenanbaus z.B. durch Mehrfachnutzung der Flächen mit Winterzwischenfrüchten und Zweitkulturen sowie Optimierungen des Biogasertrages durch verbesserte Arten- und Sortenwahl notwendig, dies mit dem Ziel, wirtschaftlich und ökologisch sinnvolle Alternativen zum reinen Maisanbau zu entwickeln.

Biogas stellt für ökologisch wirtschaftende Betriebe eine Chance dar, die Produktivität des Gesamtsystems durch Intensivierung der Nährstoffkreisläufe deutlich zu steigern und zugleich die Umweltbilanz des Betriebes zu verbessern. Für den Ökologischen Landbau bleibt es aus seinem grundsätzlichen Verständnis heraus jedoch eine Herausforderung, eine sinnvolle Balance zwischen einem angepassten Energiepflanzenanbau und der Lebensmittelproduktion zu finden. Gezielt erzeugte Substrate für die Vergärung in einer Biogasanlage sind bei ökologischer Bewirtschaftung wegen der niedrigeren Erträge meistens zu teuer. Für den Ökologischen Landbau ist folgender weiterer Entwicklungs- und Forschungsbedarf notwendig:

- Die Entwicklung von kostengünstigeren Vergärungsverfahren, die eine wirtschaftliche Vergärung auch bei kleinen Anlagengrößen ermöglichen.
- Die Entwicklung von Vergärungssystemen, die auch bei höheren Trockensubstanzgehalten der Gärsubstrate effizient arbeiten können, um einerseits den Fermentervolumenbedarf und andererseits den Transportaufwand zu reduzieren.
- Die Entwicklung von effizienteren Verfahren, die durch Aufbereitung der Substrate zur Erhöhung der Gasproduktion beitragen und den Anteil an genutzter Energie erhöhen.
- Für Betriebe mit intensiven/effizienteren Nährstoffkreisläufen wird für die Zukunft die Züchtung von Getreidesorten notwendig sein, die Erträge von deutlich über 60 bis 65 dt ha⁻¹ auch unter ökologischen Anbaubedingungen ermöglichen, ohne durch Lager beeinträchtigt zu werden.

- Beim durchaus sinnvollen begrenzten Import von betriebsfremden Kosubstraten – unter dem Aspekt der Rückführung der Mineralstoffe Phosphor und Kalium – dürfte es langfristig notwendig sein, Konzepte zu finden, die die einseitig hohe Kaliumrückführung und die relativ niedrige Phosphorrückführung ausgleichen.
- Zur Ausräumung der Bedenken, die in Teilen des Ökologischen Landbaus hinsichtlich der langfristigen Auswirkungen einer Biogaswirtschaft auf den Humushaushalt geäußert werden, ist ein besseres Verständnis des Boden-Kohlenstoff- und Boden-Stickstoff-Haushaltes notwendig.
- Ferner ist die weitere Entwicklung und Verbreitung von Verfahren notwendig, die eine emissionsarme Ausbringung von Gülle bzw. Gärresten auch in wachsende Bestände ermöglichen. In dem Zusammenhang ist auch die Entwicklung von Strategien notwendig, die die höheren Emissionen an Treibhausgasen, die durch die konzentrierte Ablage von Gülle in den Boden (z.B. in Gülleschlitzverfahren) verursacht werden, vermindern. Dies könnte möglicherweise durch eine bessere räumliche Verteilung der Gülle im Boden erreicht werden.

8.8 Literaturverzeichnis

- HEUWINKEL, H., R. GUTSER und U. SCHMIDHALTER (2005): Auswirkung einer Mulch- statt Schnittnutzung von Klee gras auf die N-Flüsse in einer Fruchtfolge. In: LfL Bayern (Hrsg.): Forschung für den Ökologischen Landbau in Bayern, S. 71-79.
- MERZ, H.U. (1988): Untersuchungen zur Wirkung von unbehandelter und methanvergorener Rindergülle auf den N-Umsatz unter *Dactylis glomerata* L. sowie auf das Keimverhalten verschiedener Pflanzenarten. Dissertation der Fakultät III, Agrarwissenschaften I der Universität Hohenheim.
- MESSNER, H. (1988): Düngewirkung anaerob fermentierter und unbehandelter Gülle. Diss. an der TU München-Weihenstephan, LS. für Pflanzenernährung.
- MÖLLER, D. (2005): Wie steht es mit der Wirtschaftlichkeit von Biogas im Öko-Landbau? Vortrag im DLG-Forum 2 auf der Agritechnica 2005 am 11.11. 2005.
- REINHOLD, G., Eva-Maria KLIMANEK und G. BREITSCHUH (1991): Zum Einfluss der Biogaserzeugung auf Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik von Gülle. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. **35**, 129-137.
- SCHULZ, H. und B. EDER (2001): Biogas Praxis – Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele. Ökobuch-Verlag, 2. Auflage, Staufen bei Freiburg.