

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

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

Zusammenfassung

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

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

Abstract

A considerable share of the overall agricultural methane (CH₄) emissions in Germany can be attributed to the enteric fermentation of dairy cattle. The CH₄ production in the rumen depends on a number of factors that can be influenced by feeding. Organic and conventional feeding practices differ due to specific regulations that are in place for organic farming. The joint project “Climate Effects and Sustainability of Agricultural Systems – Analyses in a Network of Pilot Farms” determined feeding practices on a total of 44 dairy farms (22 organic and conventional, each) in four German regions. Data on animal performance were collected and feeds sampled and analyzed for the years 2008, 2009, and 2010. To calculate the CH₄ emissions from enteric fermentation, the estimation formulas of Kirchgeßner et al. (1994) and Ellis et al. (2007) were applied to the mean annual diets of the dairy cattle. These formulas are based on very different input parameters. Mean CH₄ emissions from the enteric fermentation of

organic dairy cattle related to the product milk were higher than those from conventional dairy cattle ($p \leq 0,001$). No relation was established between system-based differences in feed rations and CH_4 emissions from enteric fermentation. However results from the estimation formulas showed that enteric CH_4 emissions for the product milk decreased with increasing milk yields in both organic and conventional farming ($r^2 \geq 0,44$, $p \leq 0,05$). Apparently, a moderate increase in milk yield is an adequate measure to reduce product specific CH_4 emissions from enteric fermentation of dairy cattle. An integrated approach to the reductions of emissions from dairy farming must include aspects additional to milk yield such as animal health, length of rearing followers, and length of productive life.

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

5.8.1 Einleitung

Im Jahre 2009 konnten 55 % des mit der CH_4 -Emission in Deutschland verbundenen Klimaerwärmungspotentials der Landwirtschaft zugeschrieben werden. Dabei stammte etwa die Hälfte der landwirtschaftlichen CH_4 -Emission aus der Verdauung von Milchkühen (Freibauer et al., 2011).

CH_4 entsteht als natürliches Endprodukt des mikrobiellen Abbaus von Futterbestandteilen, vor allem von Kohlenhydraten, unter anaeroben Bedingungen (Jouany, 2008). Bei der Fermentation im Tier ebenfalls entstehendes Kohlenstoffdioxid (CO_2) wird im Gegensatz zu CH_4 als emissionsneutral angesehen (Flachowsky et al., 2011). Hauptort der Methanogenese ist das Vormagensystem des Wiederkäuers, während lediglich etwa 10 % der totalen CH_4 -Produktion aus dem Dickdarm stammen (Jouany, 2008). Im Rahmen der mikrobiellen Fermentation von Kohlenhydraten entstehen neben den flüchtigen Fettsäuren (v. a. Acetat, Propionat und Butyrat) im Vormagensystem des Wiederkäuers auch größere Mengen an Wasserstoff. Dieser bildet zusammen mit dem im Pansen gebildeten CO_2 das Hauptsubstrat für die CH_4 -Bildung, welche von methanogenen Mikroorganismen aus der Gruppe der Archaea zur Gewinnung von Energie für ihr Wachstum durchgeführt wird (Flachowsky und Brade, 2007; Boadi et al., 2004). Die CH_4 -Produktion im Pansen ist vom Fermentationsmuster, d.h. den molaren Anteilen der einzelnen flüchtigen Fettsäuren, abhängig. So fördert die Bildung von Acetat und Butyrat die CH_4 -Produktion, während die Bildung von Propionat einen kompetitiven Pfad für die Nutzung von Wasserstoff im Pansen darstellt. Eine Reduktion der CH_4 -Produktion kann entweder Folge eines verminderten Ausmaßes der Fermentation im Pansen oder einer Verschiebung des Fermentationsmusters zugunsten von Propionat sein (Moss et al., 2000; Boadi et al., 2004). So begünstigen stärkereiche Rationen die Produktion von Propionat, was zu einer Reduktion der CH_4 -Produktion pro Einheit fermentierbarer organischer Substanz im Pansen führt. Hingegen stimulieren raufutterbasierte Rationen die Produktion von Acetat, sodass dies eine Erhöhung der CH_4 -Produktion pro Einheit fermentierbarer organischer Substanz im Pansen bedingt (Johnson und Johnson, 1995; Piatkowski et al., 2010).

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

Unterschiede in der Rationsgestaltung bestehen und diese zu unterschiedlichen CH₄-Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe führen.

5.8.2 Material und Methoden

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

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

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

5.8.2.1 Berechnung der Jahresdurchschnittsrationen der Milchkühe

Die durchschnittlichen Jahresrationen der Milchkühe auf den Betrieben wurden für jedes einzelne Jahr aus den Rationen der laktierenden und trockenstehenden Tiere unter Berücksichtigung der Dauer der Sommer- (Weidetage) und Winterfütterung sowie der durchschnittlichen Trockensteh- und Zwischenkalbezeit auf Herdenbasis berechnet und, wenn vollständig vorliegend, über die Futterjahre gemittelt (Tabelle 5.8-1).

Die Berechnung der Jahresdurchschnittsrationen der laktierenden und trockenstehenden Tiere erfolgte dabei unter Berücksichtigung der Zeiträume, in denen die einzelnen Rationen (Sommer- bzw. Winterration) gefüttert wurden. Der Zeitraum der Fütterung der Sommerration (Tage (d) pro Jahr (a), [d a⁻¹])

wurde bei Weidegang der Tiere mit der angegebenen Weidedauer [d a^{-1}] gleichgesetzt. Im Falle von sommerlicher Frischgrasfütterung ohne Weidegang wurde der Zeitraum der Frischgrasfütterung als Fütterungszeitraum der Sommerration verwendet (Pilotbetrieb 28). Der Zeitraum der Fütterung der Winterration [d a^{-1}] ergab sich durch folgende Berechnung:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

5.8.2.2 Berechnung der Methan-Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen

Unter Verwendung der ermittelten durchschnittlichen Jahresrationen der Milchkühe wurde die CH₄-Emission aus der Verdauung für die einzelnen Betriebe mit Hilfe der Schätzggleichungen von Kirchgeßner et al. (1994) sowie Ellis et al. (2007; Gleichung [2d]) berechnet. Dabei basiert letztere lediglich auf der täglich mit dem Futter aufgenommenen Menge an TS, während erstere mit der täglichen Aufnahme an Rohnährstoffen (Rohfaser (XF), Stickstofffreie Extraktstoffe (NfE), Rohprotein (XP), Rohfett (XL)) arbeitet. Die verwendeten Schätzggleichungen lauten wie folgt:

Kirchgeßner et al. (1994):

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

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

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

Für die Umrechnungen der CH₄-Emissionen wurde ein CH₄-Energiegehalt bzw. CH₄-Klimawärmungspotential (GWP₁₀₀) von 55,65 Megajoule*kg⁻¹ bzw. 25 verwendet (IPCC, 2006). Die nach Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG; 2001) aus den MLP-Daten ermittelten durchschnittlichen Milchleistungen in kg Energie-korrigierte Milch pro Tier und Jahr (als [kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹]) dienen zur Ableitung der produktbezogenen THG-Emissionen (als [kg CO₂eq kg⁻¹ ECM]).

5.8.3 Ergebnisse

Zur Charakterisierung der Fütterung sind in Tabelle 5.8-1 die Anteile an Kraftfutter, Maissilage, sonstigem Grund- sowie Saffutter, Grassilage und Weide in den durchschnittlichen Jahresrationen der Milchkühe (Mittelwerte der Untersuchungsjahre 2008 bis 2010) aufgeführt.

Tabelle 5.8-1: Durchschnittliche Jahresrationen der Milchkühe der ökologischen (ö) und konventionellen (k) Pilotbetriebe in den Regionen Nord (N), Ost (O), Süd (S) und West (W) (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Die Summe der Spalten 7, 8, 9, 12, 13 ergibt jeweils 100 %.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Betrieb	Paar	Region	System	Milchleistung (ECM) [kg Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Futterjahre [n]	Kraffutter	Maissilage	Sonstiges Grundfutter, Saffutter ¹	Heu ²	Stroh ²	Grassilage	Weide
10	1	S	ö	4.197	3	8,9	0,8	9,1	8,6	0,6	53,6	27,5
11	2	S	ö	5.285	3	3,9	0,0	59,1	59,1	0,0	0,0	37,0
13	3	S	ö	6.937	2	14,5	3,4	40,5	6,1	0,0	23,0	18,7
15	4	S	ö	5.886	3	0,0	0,0	52,0	45,1	0,0	0,0	48,0
18	5	S	ö	4.469	3	2,2	0,0	85,4	25,9	0,0	3,4	8,9
19	6	S	ö	6.769	3	0,0	0,0	14,2	14,1	0,0	32,6	53,2
32	7	W	ö	9.185	2	25,0	19,8	3,7	0,0	3,5	40,9	10,6
33	8	W	ö	6.593	2	14,8	0,0	11,5	4,7	1,7	34,2	39,4
35	9	W	ö	6.903	1	26,3	0,0	5,0	4,9	0,0	41,0	27,7
36	10	W	ö	7.212	1	22,0	13,6	21,3	0,0	0,0	28,2	15,0
37	11	W	ö	7.466	1	8,2	5,4	2,1	2,0	0,0	37,1	47,1
38	12	W	ö	7.184	1	3,2	33,9	4,8	0,0	0,0	32,1	25,9
39	13	W	ö	7.322	2	4,6	15,0	6,1	5,9	0,7	22,7	51,7
50	14	O	ö	6.709	1	19,8	19,4	1,4	1,2	0,0	53,1	6,3
52	15	O	ö	4.072	1	6,1	0,0	61,9	60,3	0,0	0,0	32,0
53	16	O	ö	7.313	1	31,1	2,5	20,9	4,0	0,0	37,3	8,2
56	17	O	ö	3.881	1	21,1	9,5	5,4	5,4	0,0	37,6	26,4
72	19	N	ö	4.627	2	31,5	0,0	18,1	0,0	8,5	20,8	29,6
73	20	N	ö	8.598	2	28,4	24,4	3,3	0,0	1,1	25,3	18,5
75	21	N	ö	5.674	2	6,5	0,0	7,9	0,0	0,0	43,4	42,2
76	22	N	ö	6.915	2	17,6	11,7	6,4	6,0	1,0	37,8	26,5
77	23	N	ö	7.204	2	11,0	0,0	9,1	5,3	0,0	31,3	48,5
20	1	S	k	8.000	2	27,4	27,2	7,4	1,8	4,8	38,0	0,0
21	2	S	k	7.353	3	15,2	40,3	6,7	3,7	3,3	37,7	0,0
23	3	S	k	7.761	3	28,4	17,4	4,6	4,5	0,0	49,5	0,0
25	4	S	k	8.168	2	22,1	0,0	23,8	12,0	3,7	54,1	0,0
28	5	S	k	6.393	3	27,1	20,4	34,7	6,1	0,0	17,8	0,0
29	6	S	k	7.582	3	16,1	0,0	35,0	8,7	0,0	44,5	4,4
42	7	W	k	10.117	1	30,9	41,8	10,7	0,0	4,7	16,6	0,0
43	8	W	k	7.186	2	23,9	27,5	3,5	0,0	4,1	21,2	24,0
45	9	W	k	7.530	2	8,2	31,5	32,6	10,2	0,0	27,7	0,0
46	10	W	k	10.278	1	29,6	42,3	0,0	0,0	0,0	25,6	2,6
47	11	W	k	9.715	2	17,5	40,9	10,9	0,0	3,9	30,7	0,0

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

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

² Auch enthalten in Spalte 9.

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

Im Mittel konnten deutliche Unterschiede zwischen der Fütterung des Milchviehs der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe festgestellt werden. Obwohl die ökologischen Betriebe mit 13,9 % im Mittel weniger Krafftutter als die konventionellen Betriebe (24,1 %) einsetzten ($p \leq 0,001$; Tabelle 5.8-1 und Abbildung 5.8-1), waren auch hier Betriebe mit einem hohen Krafftutteranteil von bis zu 31,5 % in der Ration zu finden. Während die ökologischen und konventionellen Betriebe einen ähnlichen Grassilageeinsatz (28,9 % bzw. 28,4 %) zeigten und sich der Anteil sonstigen Grund- und Saffutters in der Ration statistisch nicht signifikant unterschied (20,4 % bzw. 11,7 %; $p > 0,05$), wiesen die ökologischen Betriebe (7,2 %) im Vergleich zu den konventionellen Betrieben (30,9 %) einen erheblich niedrigeren Maissilageanteil auf ($p \leq 0,001$). Der Weideanteil an der Fütterung der konventionellen Betriebe (5,0 %) lag im Mittel deutlich unter dem der ökologischen Betriebe (29,5 %; $p \leq 0,001$). Vier Betriebe (Betriebe 13, 28, 36, 83) verfütterten Frischgras im Stall, welches im Anteil des sonstigen Grund- sowie Saffutters enthalten ist und auf den beiden ökologischen Betrieben 13 und 36 zusätzlich zum Weidegang vorgelegt wurde.

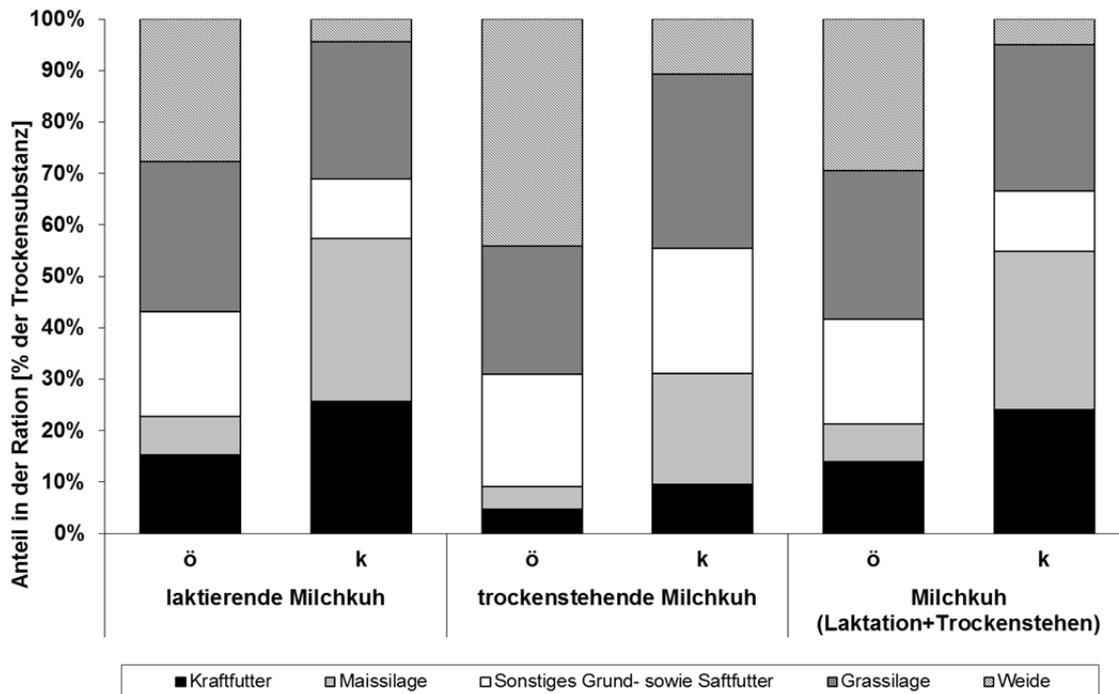


Abbildung 5.8-1: Mittelwerte der durchschnittlichen Jahresration der Milchkühe (beinhaltet Laktation und Trockenstehen) mit zusätzlicher Differenzierung der Jahresration nach laktierenden und trockenstehenden Milchkühen der ökologischen (ö; n=22) und konventionellen (k; n=22) Pilotbetriebe (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010). Siehe Tabelle 5.8-1 für Informationen zu den in der Kategorie „Sonstiges Grund- sowie Saffutter“ enthaltenen Futtermitteln.

Insgesamt 31 der 44 Betriebe gewährten den Tieren Weidegang, wobei sich dieser nur in vereinzelten Fällen (beim ökologischen Betrieb 18 und beim konventionellen Betrieb 29) auf die Trockensteher beschränkte. Bei zwei konventionellen Betrieben (Betriebe 47 und 49) hatten die Tiere Zugang zur Weide, jedoch wurde die komplette Ration im Stall gefüttert, so dass keine nennenswerte Futteraufnahme von der Weide erfolgte. Der Weidefutteranteil in der durchschnittlichen Jahresration der trockenstehenden Tiere war bei den 22 ökologischen Betrieben mit 44,1 % etwa 1,5-mal größer als in der Jahresration der laktierenden Tiere (27,7 %). Bei den konventionellen Betrieben lag der Weidefutteranteil der trockenstehenden Tiere (29,3 %) im Mittel sogar fast 2,5-mal höher als der der laktierenden Tiere (12,2 %; jeweils Mittelwert der konventionellen Betriebe mit Weidegang (n=7)). Die durchschnittliche Jahresration der trockenstehenden und laktierenden Tiere unterschied sich bezüglich des Anteils an Grassilage, Maissilage und sonstigem Grund- sowie Saffutter in der Ration im Mittel aller Betriebe kaum (Unterschied 2,5 bis 6,6 %-Punkte). Hingegen war der Krafftuttereinsatz bei den Trockenstehern mit 7,2 % vergleichsweise gering (laktierende Tiere: 20,4 %, Mittelwerte aller Betriebe) und konzentrierte sich in der Regel auf die Vorbereitungsfütterung, d.h. 2 bis 3 Wochen ante partum. Es verzichteten 19 der 44 Pilotbetriebe, davon 11 ökologisch und 8 konventionell, gänzlich auf den Krafftuttereinsatz während der Trockenstehzeit, während lediglich 2 der ökologischen Betriebe (Betriebe 15, 19) dies auch während der Laktation taten.

Die nach Kirchgeßner et al. (1994) berechneten CH₄-Emissionen aus der Verdauung der Milchkühe der ökologischen und konventionellen Betriebe lagen im Mittel aller Betriebe und Untersuchungsjahre in einem ähnlichen Bereich (3822 kg CO_{2 eq} Tier⁻¹ a⁻¹ bzw. 3759 kg CO_{2 eq} Tier⁻¹ a⁻¹). Hingegen fiel die mit der Formel von Ellis et al. (2007) ermittelte CH₄-Emission der ökologischen Betriebe (2852 kg CO_{2 eq} Tier⁻¹ a⁻¹) im Vergleich zu der der konventionellen Betriebe (3112 kg CO_{2 eq} Tier⁻¹ a⁻¹) geringer aus ($p \leq 0,001$). Der Einbezug diätischer Werte in der Schätzformel von Kirchgeßner et al. (1994) führte unabhängig von der Bezugsgröße, d. h. sowohl tier- als auch produktbezogen, im Vergleich zur Berechnung nach Ellis et al. (2007) zu einer Erhöhung der berechneten CH₄-Emissionen aus der Verdauung (mit Ausnahme des konventionellen Betriebes 42). Im Mittel aller Pilotbetriebe betrug dieser Niveauunterschied der mit den beiden Schätzformeln ermittelten tierplatzbezogenen CH₄-Emission 808 kg CO_{2 eq} Tier⁻¹ a⁻¹, reichte allerdings einzelbetrieblich von 274 (konventioneller Betrieb 28) bis 1743 kg CO_{2 eq} Tier⁻¹ a⁻¹ (konventioneller Betrieb 63).

Die anhand der Schätzformeln von Kirchgeßner et al. (1994) bzw. Ellis et al. (2007) berechneten produktbezogenen CH₄-Emissionen der ökologischen Betriebe lagen mit 0,63 bzw. 0,47 kg CO_{2 eq} kg⁻¹ ECM im Durchschnitt höher als die der konventionellen Betriebe (0,44 bzw. 0,36 kg CO_{2 eq} kg⁻¹ ECM; $p \leq 0,001$; Abbildung 5.8-2). Dabei überlappten die CH₄-Emissionen der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe in einem Bereich zwischen 0,39 und 0,65 kg CO_{2 eq} kg⁻¹ ECM (bei Berechnung nach Kirchgeßner et al. (1994)) sowie zwischen 0,35 und 0,42 kg CO_{2 eq} kg⁻¹ ECM (bei Berechnung nach Ellis et al. (2007)). Diese Werte traten über beide Berechnungsmethoden betrachtet bei Milchleistungen zwischen 5674 und 10278 kg ECM Tier⁻¹ a⁻¹ auf. Während sich von den konventionellen Pilotbetrieben lediglich Betrieb 63 durch eine nach Kirchgeßner et al. (1994) berechnete erheblich größere Emission von den übrigen Betrieben abhob, stachen bei den ökologischen Betrieben 7 Betriebe (Betriebe 10, 11, 15, 18, 52, 56, 72) heraus, wobei in diesen Fällen auch die anhand der Schätzformel von Ellis et al. (2007) ermittelten CH₄-Emissionen leicht erhöht waren. Bei beiden Berechnungsansätzen wurde deutlich, dass die CH₄-Emissionen aus der Verdauung von Milchkühen, bezogen auf die Produkteinheit, sowohl bei den ökologischen als auch den konventionellen Betrieben mit steigender Milchleistung abnahmen ($r^2 \geq 0,44$, $p \leq 0,05$, Abbildung 5.8-3). Diese regressionsanalytischen Ergebnisse sind in Abbildung 5.8-3 grafisch dargestellt. Bei einer durchgeführten Korrelationsanalyse über alle Betriebe konnten statistisch abgesicherte Zusammenhänge zwischen den Anteilen einzelner Rationskomponenten auf die enterische CH₄-Emission nicht nachgewiesen werden.

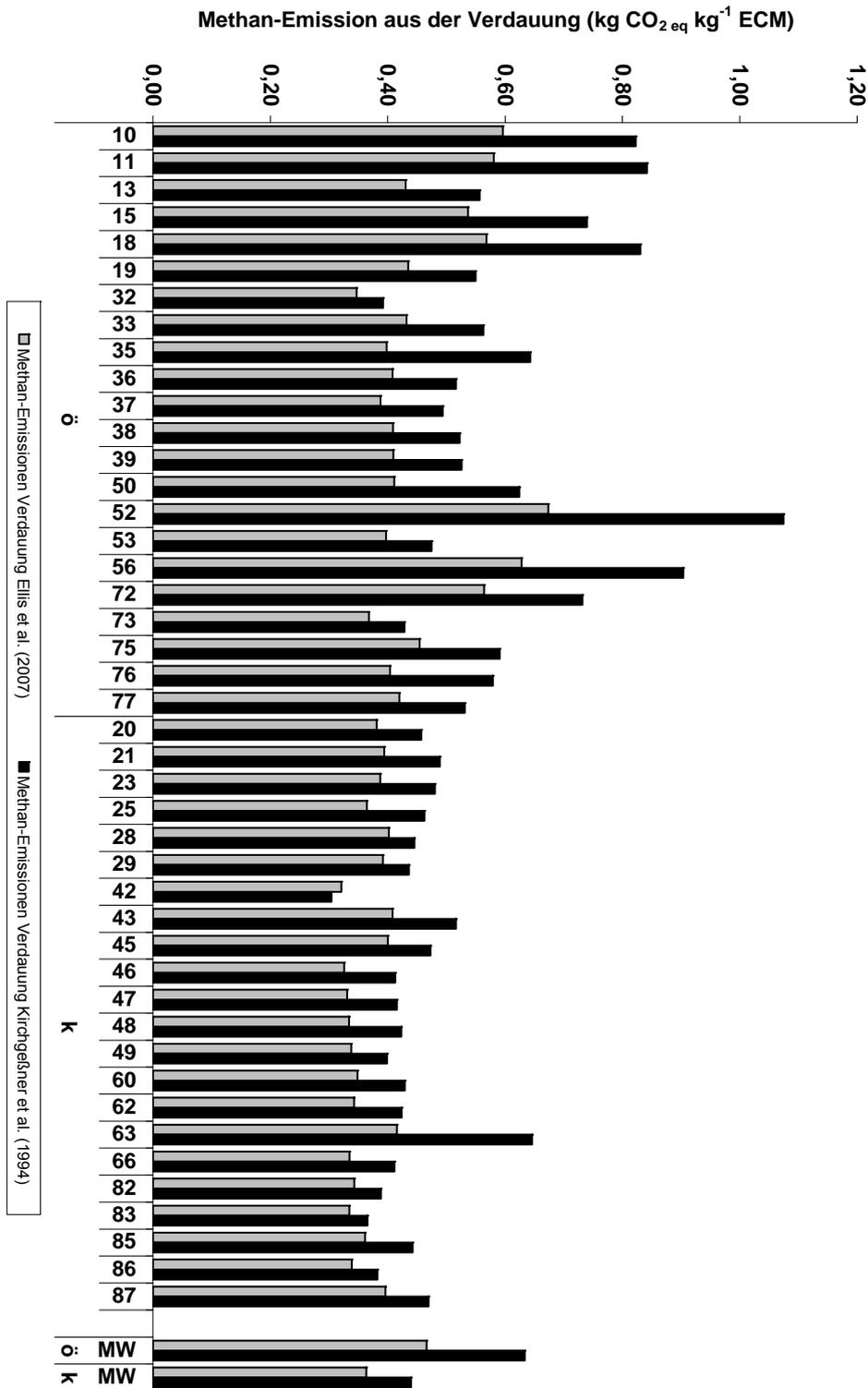
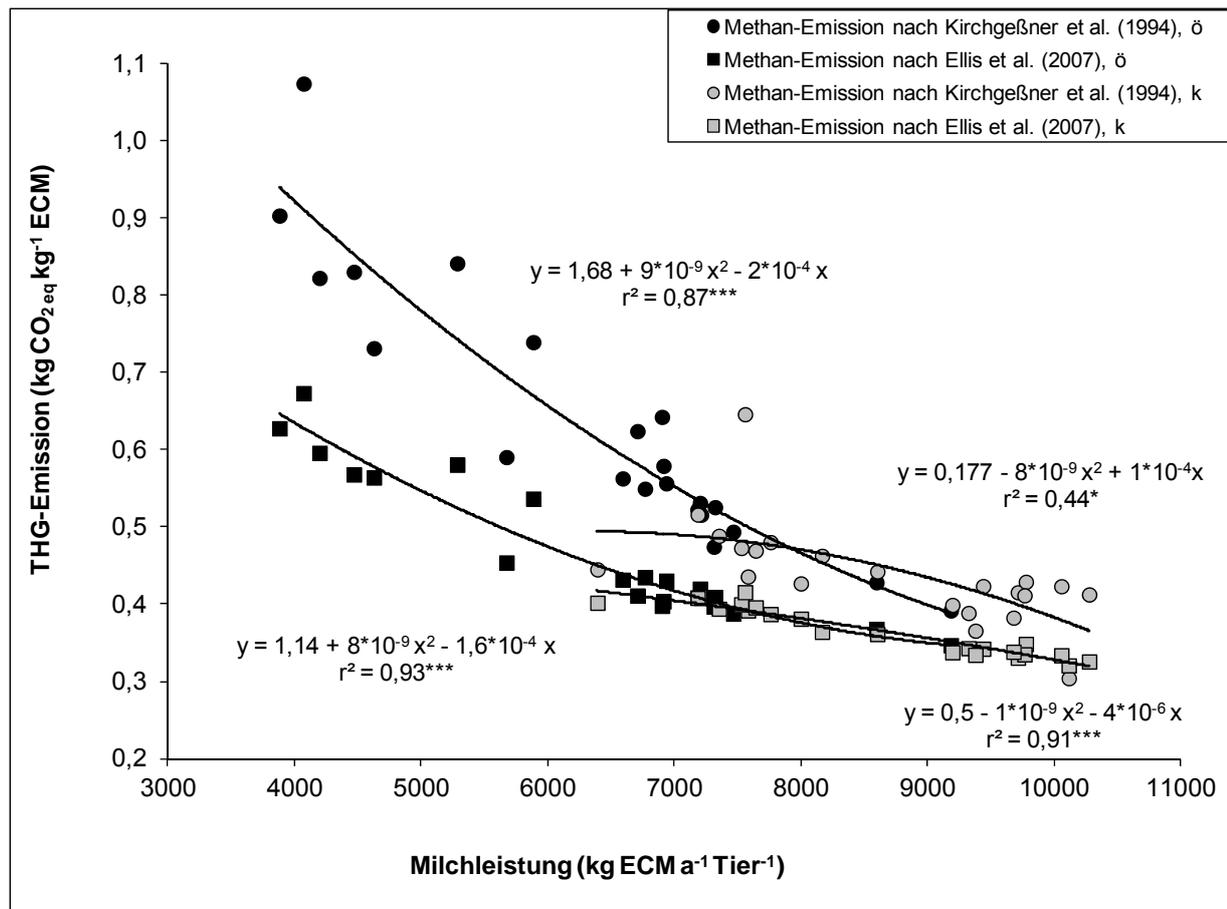


Abbildung 5.8-2: Nach den Schätzformeln von Kirchgeßner et al. (1994) und Ellis et al. (2007) berechnete produktspezifische Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen ökologischer (ö; n=22) und konventioneller (k; n=22) Betriebe (Mittelwerte (MW) der Jahre 2008 bis 2010, benachbarte Betriebspaare ö-k z.B. 10-20, 33-43, 77-87).



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

Abbildung 5.8-3: Einfluss von Milchleistung und betrieblicher Futterration auf die produktspezifische Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen ökologischer (ö; $n=22$) und konventioneller (k; $n=22$) Betriebe (Mittelwerte der Jahre 2008 bis 2010).

5.8.4 Diskussion

Piatkowski et al. (2010) ermittelten mit ihrer Modellgleichung, die auf direkten CH_4 -Messwerten aus 337 Experimenten mit wachsenden Rindern sowie Milchkühen beruht, eine CH_4 -Emission von 132 bzw. 139,3 $\text{kg CH}_4 \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für eine Milchkuh (650 kg Lebendgewicht, 305-Tage-Leistung, 60-tägige Trockenstezeit) mit einer Milchleistung von 6000 bzw. 8000 kg ECM a^{-1} . Unter Verwendung eines CH_4 -Klimaerwärmungspotentials von 25 (IPCC, 2006) entspricht dies 3300 bzw. etwa 3480 $\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der produktbezogene CH_4 -Ausstoß wurde in der Arbeit mit 0,55 bzw. 0,44 $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ ECM}$ aufgeführt. Bei einer mittleren Milchleistung aller im Pilotprojekt teilnehmenden Betriebe von 7521 $\text{kg}^{-1} \text{ ECM Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Mittelwert der Jahre 2008 bis 2010) betrug die nach Kirchgeßner et al. (1994) sowie Ellis et al. (2007) berechnete tierbezogene bzw. produktbezogene CH_4 -Emission aus der Verdauung der Milchkuhe im Mittel 3791 sowie 2982 $\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. 0,54 sowie 0,41 $\text{CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1} \text{ ECM}$. Während die im Projekt ermittelten produktbezogenen CH_4 -Emissionen im Mittel in dem von Piatkowski et al. (2010) ermittelten Wertebereich liegen, differieren die tierbezogenen CH_4 -Emissionen vom angegebenen Wertebereich. Flachowsky und Brade (2007) geben in ihrer Übersichtsarbeit allerdings für laktierende bzw.

trockenstehende Milchkühe nach verschiedenen Autoren einen Bereich der enterischen CH_4 -Emission von 200 bis 600 bzw. 150 bis 300 $\text{g CH}_4 \text{ Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$ an (ohne Nennung der Milchleistung). Wird eine Zwischenkalbe- und Trockenstehzeit von 365 und 49 Tagen unterstellt, so ergibt sich ein sehr weiter Wertebereich der CH_4 -Emission aus der Verdauung von Milchkühen zwischen circa 1760 und 5110 $\text{kg CO}_2 \text{ eq} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Den Betrieben, die im Projekt aufgrund ihrer hohen produktspezifischen CH_4 -Emission auffielen (Abbildung 5.8-2), war mit Ausnahme des konventionellen Betriebes 63 eine niedrige Milchleistung gemeinsam (3881 bis 5886 $\text{kg}^{-1} \text{ ECM} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die ökologischen Betriebe 10, 18, 52, 56 und 72 wiesen eine geringe tägliche Futteraufnahme auf (etwa 15 $\text{kg TS} \text{ Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$), weshalb die nach Ellis et al. (2007) ermittelten tierbezogenen Emissionen gering waren (2437 bis 2743 $\text{kg CO}_2 \text{ eq} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Eine vergleichsweise hohe produktspezifische CH_4 -Emission wurde dabei lediglich durch die geringe Milchleistung bedingt (0,56 bis 0,67 $\text{CO}_2 \text{ eq} \text{ kg}^{-1} \text{ ECM}$). Die ökologischen Betriebe 11 und 15 wiesen, vermutlich aufgrund geringer Energiegehalte der Ration ($\leq 6 \text{ MJ NEL} \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$), bei ähnlicher Milchleistung eine hohe Futteraufnahme auf (etwa 19 $\text{kg TS} \text{ Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$), weshalb die tierbezogene sowie produktspezifische CH_4 -Emission nach Ellis recht hoch lag (3063 bzw. 3160 $\text{kg CO}_2 \text{ eq} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie 0,58 bzw. 0,54 $\text{CO}_2 \text{ eq} \text{ kg}^{-1} \text{ ECM}$). Der konventionelle Betrieb 63 zeigte bei vergleichbarer Futteraufnahme und somit CH_4 -Emission nach Ellis et al. (2007) wie die Betriebe 11 und 15 eine deutlich höhere Milchleistung (7559 $\text{kg}^{-1} \text{ ECM} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$), sodass die produktspezifische Emission nicht aus den Daten herausstach. Hingegen war die nach Kirchgeßner et al. (1994) berechnete Emission stark erhöht (4885 $\text{kg CO}_2 \text{ eq} \text{ Tier}^{-1} \text{ a}^{-1}$), was auf einen hohen XF-Gehalt in der Ration, bedingt durch einen beachtlichen Stroheinsatz (20 %), zurückgeführt werden kann. Ein hoher XF-Gehalt in der Ration und somit tägliche XF-Aufnahme, welche der bedeutendste Faktor der CH_4 -Bildung ist, in Kombination mit einer geringen Milchleistung erklärte die hohen produktspezifischen Emissionen nach Kirchgeßner et al. (1994) der anderen 7 Betriebe, von denen sich 4 Betriebe durch einen hohen Einsatz von XF-reichem Heu in der Ration auszeichneten (26 bis 60 %).

Aguerre et al. (2011) stellten in ihrem Fütterungsversuch mit Milchkühen bei gleich bleibender Futteraufnahme und Milchleistung einen Anstieg des CH_4 -Ausstoßes von 538 auf 648 $\text{g CH}_4 \text{ Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$ bei Erhöhung des Grundfutter-Krafffutterverhältnisses von 47:53 auf 68:32 (% auf TS-Basis) fest. Auch in der Studie von Yan et al. (2006) führte ein zunehmender Grassilageanteil in der Ration zu einem Anstieg des Verhältnisses von enterischer CH_4 -Emission zu Milchleistung. Ein derartiger Zusammenhang zwischen dem Grundfutter-Krafffutterverhältnis und der enterischen CH_4 -Emission, wie er sich auch aus theoretischen Überlegungen ergibt (z.B. O'Mara, 2004; siehe Einleitung), konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht belegt werden. Walter (2009) fand in seinen Modellberechnungen mit 11 CH_4 -Schätzfunktionen, darunter auch die in der vorliegenden Studie verwendeten von Kirchgeßner et al. (1994) und Ellis et al. (2007), bei der Verfütterung von Frischgras eine Erhöhung der CH_4 -Emission. Dabei reagierten lediglich die auf den Inhaltsstoffkonzentrationen basierten Funktionen wie die von Kirchgeßner et al. (1994) mit einem deutlich erhöhten CH_4 -Anfall auf den Proteinüberschuss bei Frischgrasverfütterung (wie sie auch bei der Verfütterung von Grundfutter mit geringerer Qualität auf den höheren Rohfasergehalt reagierten). Im Projekt konnte unter Einbezug der gemessenen Futterqualitäten keine Erhöhung der CH_4 -Emission bei Frischgrasverfütterung bzw. Weidefutter vor dem Hintergrund der gesamten Rationen bestätigt werden.

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

1. Anpassung der Rationen: In vielen Fällen mussten nach der Datenaufnahme und Futtermittelanalyse auf den Betrieben aufgrund von rechnerischer energetischer Unter- oder Überversorgung der Tiere Anpassungen der von den Landwirten ursprünglich angegebenen Rationen vorgenommen werden. Damit veränderten sich gegebenenfalls Werte zur Futteraufnahme, welche entweder direkt als TS-Aufnahme (Ellis et al., 2007) oder indirekt als tägliche Aufnahme an Rohnährstoffen (Kirchgeßner et al., 1994) in die CH₄-Schätzfunktionen einfließen. Die Kausalität zwischen tatsächlicher Rationsgestaltung und enterischer CH₄-Emission wird dadurch geschwächt. Der in dieser Studie nachgewiesene Zusammenhang zwischen Milchleistung und enterischer CH₄-Emission könnte hiervon ebenfalls betroffen sein und bei detaillierterer Kenntnis der tatsächlich gefütterten Ration noch stärker ausfallen.
2. Abschätzung der Futteraufnahme und Futterqualitäten bei Weidegang: Bei Weidegang der Tiere musste die Futteraufnahme anhand der täglichen Weidestunden und den täglich gefütterten Mengen an anderen Futtermitteln geschätzt werden. Zudem konnten nicht alle einzelnen Weideaufwüchse beprobt werden, so dass die zeitliche Dynamik der Weidefutterqualitäten lediglich aus den DLG-Futterwerttabellen (DLG, 1997) geschätzt werden konnte. Das könnte die vorliegenden Ergebnisse ebenfalls beeinflusst haben.
3. Fehlende Daten bei den Trockenstehern: Häufig erhielten die trockenstehenden Tiere die mengenmäßig unbestimmten Futterreste der Laktierenden oder es lagen keinerlei Informationen zur Fütterung der Trockenstehenden vor. Darüber hinaus war auch die Trockenstehedauer bei fast der Hälfte der Betriebe nicht bekannt (siehe Kapitel 5.8.2). Prinzipiell könnten daher auch die Annahmen, die für die Trockensteher bei fehlenden Angaben getroffen wurden, eine Ursache für den hier mittels Regressionsanalyse (siehe Abbildung 5.8-3) nicht zu beweisenden Zusammenhang darstellen. Diese Mutmaßung erscheint allerdings eher unwahrscheinlich, da der Anteil der Trockenstehtage am Jahr mit durchschnittlich etwa 12 % vergleichsweise gering war.
4. Erfassung der Futterreste auf Betrieben: Generell ist es unter Praxisbedingungen schwierig, die Futterreste zu quantifizieren, die an den verschiedenen Stationen über das Futterjahr anfallen. Auch die detaillierte Erfassung und zeitliche Zuordnung von Rationen und Futterqualitäten ist unter Praxisbedingungen nur schwer herzustellen (vergleiche z.B. Breer et al., 2006). Hierdurch fehlt es an einer Kontrollinstanz aller Berechnungen. Die tatsächliche Grobfutteraufnahme ist damit nicht genau bekannt.
5. Ebenfalls ist es denkbar, dass auch andere Effekte - wie die Haltung unterschiedlicher Rassen auf den Pilotbetrieben (Blank et al., 2013), die beispielsweise entsprechend ihres genetischen Potenzials mit einer unterschiedlich starken Leistungssteigerung auf den Einsatz von Krafffutter reagieren (Gruber, 2007) – einen Zusammenhang zwischen Rationsgestaltung, Milchleistung und CH₄-Emission aus der Verdauung überlagerten.
6. Auch wurden beispielsweise Gesundheit und Tiermanagement der Herde im Projekt nicht erfasst und mögliche Effekte bei der Berechnung berücksichtigt.

Da kein Zusammenhang zwischen Raufutter- bzw. Kraffuttereinsatz und enterischer CH_4 -Emission hergestellt werden konnte, müssen sowohl die mit der Schätzformel nach Kirchgeßner et al. (1994) als auch nach Ellis et al. (2007) ermittelten durchschnittlich höher liegenden produktspezifischen CH_4 -Emissionen der Milchkühe der ökologischen Betriebe vor allem auf die im Mittel niedrigeren Milchleistungen zurückgeführt werden. Eine Abnahme der produktspezifischen CH_4 -Emission aus der Verdauung von Milchkühen, wie sie in dieser Studie beobachtet werden konnte, wurde vielfach festgestellt und liegt darin begründet, dass die Emission, die mit der Erhaltung assoziiert ist, auf eine immer größere Produktmenge verteilt wird (Kirchgeßner et al., 1995; O'Mara, 2004; Walter, 2009). Daneben nimmt in der Regel der Stärkegehalt in der Ration aufgrund des verstärkten Einsatzes von Kraffutter bei hohen Leistungen zu (Piatkowski et al., 2010). Allerdings fällt die Abnahme der produktbezogenen Emission, die sich durch Leistungssteigerung ergibt, mit zunehmendem Milchleistungsniveau immer geringer aus. Piatkowski et al. (2010) leiteten aus ihren Berechnungen ab, dass eine Senkung der CH_4 -Emission im Leistungsbereich unter 8000 kg am effektivsten ist, da die Steigerung der Leistung in diesem Bereich zu einer deutlichen Senkung der produktbezogenen Emission führt. Diese sinkende Differenz mit steigender Milchleistung begründet möglicherweise die geringere Abnahme der produktspezifischen CH_4 -Produktion konventioneller Betriebe bei Milchleistungssteigerung (siehe Steigungsparameter der Regressionsgeraden, Abbildung 5.8-3), da die meisten konventionellen Betriebe im Vergleich zu den im Pilotprojekt teilnehmenden ökologischen Betrieben in einem höheren Milchleistungsbereich lagen. Eine moderate Leistungssteigerung wird von vielen Autoren als eine der wirkungsvollsten Maßnahmen zur Emissionsreduktion angesehen, da die Tierzahl zur Produktion der gleichen Milchmenge reduziert werden kann (Kirchgeßner et al., 1995; O'Mara, 2004; Flachowsky und Brade, 2007; Piatkowski et al., 2010). Allerdings sollte eine Leistungssteigerung primär durch die Erzeugung und den Einsatz von qualitativ hochwertigem Grundfutter in der Milchkuhfütterung erreicht werden. Zum einen ist die Erzeugung von Grundfutter mit einem niedrigeren Energieeinsatz und einer geringeren Treibhausgas-Emission verbunden als Kraffutter (siehe Frank et al. in Kapitel 5.5). Zum anderen besteht bei der Nutzung von Grünland keine Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen. Darüber hinaus ist der Einsatz von Kraffutter beim Wiederkäuer begrenzt, da größere Mengen an Zucker und Stärke infolge einer schnellen Fermentation eine starke Absenkung des pH-Wertes im Pansen (Acidose) mit weiteren Gesundheitsstörungen hervorrufen (Flachowsky et al., 2004).

Für eine umfassende Bewertung der CH_4 -Emission aus der Verdauung muss auch die Aufzuchtphase und Nutzungsdauer der Tiere im Betrieb berücksichtigt werden, wobei insbesondere die Nutzungsdauer einen Bezug zu Tierwohl und Tiergesundheit hat (Klug et al., 2002 und 2003). Ein längeres Verbleiben der Kühe in der Herde führt dazu, dass eine geringere Anzahl weiblicher Tiere zur Bestandserhaltung benötigt wird. Dies senkt die produktspezifische CH_4 -Emission, da die mit der Aufzuchtphase verbundene CH_4 -Emission auf eine größere Milchmenge verteilt wird (Flachowsky und Brade, 2007). Da sich die Nutzungsdauer der Milchkühe in ökologischen und konventionellen Betrieben unterscheidet (Blank et al., 2013), könnte die Einbeziehung dieser Aspekte zu einer veränderten Emissionsbewertung der Systeme „ökologisch“ und „konventionell“ führen. Gleiches gilt für gesamtbetriebliche Betrachtung aller Emissionspfade über die Betrachtung der CH_4 -Emissionen aus der Verdauung hinaus (Frank et al., 2013).

5.8.5 Schlussfolgerungen

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

5.8.6 Literatur

Aguerre MJ, Wattiaux MA, Powell JM, Broderick GA, Arndt C (2011) Effect of forage-to-concentrate ratio in dairy cow diets on emission of methane, carbon dioxide, and ammonia, lactation performance, and manure excretion. *J Dairy Sci* 94(6):3081:3093

Blank B, Schaub D, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63(1):21-28, und im Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben

Boadi D, Benchaar C, Chiquette J, Massé D (2004) Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Can J Anim Sci* 84:319-335

DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.) (1997) Futterwerttabellen Wiederkäuer: 7. erweiterte und überarbeitete Auflage. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 212 S, ISBN 3-7690-0547-3

DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.) (2001) DLG-Information 1/2001. Empfehlungen zum Einsatz von Mischrationen bei Milchkühen. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 32 S

Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007) Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J Dairy Sci* 90(7):3456-3466

Flachowsky G, Meyer U, Lebzien P (2004) Zur Fütterung von Hochleistungskühen. Übers Tierernährg 32:103-147

Flachowsky G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. Züchtungskunde 79(6):417-465

Flachowsky G, Brade W, Feil A, Kamphues J, Meyer U, Zehetmeier M (2011) Carbon (CO₂)-Footprints bei der Primärerzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft: Datenbasis und Reduzierungspotenziale. Übers Tierernährg 39:1-45

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2013) Energie- und Treibhausgasbilanz milchviehhaltender Landwirtschaftsbetriebe in Süd- und Westdeutschland. Forschungsbericht Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben

Freibauer A, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Haenel H-D, Osterburg B, Rösemann C, Wulf S (2011) Treibhausgasemissionen der Tierhaltung. KTBL-Schr 491:113-121

GfE (Ausschuss für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie) (2001) Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchttrinder 2001. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 136 S, ISBN 3-7690-0591-0

Gruber L (2007) Einfluss der Kraftfuttermenge auf Futteraufnahme und Leistung von Milchkühen. 34. Viehwirtschaftliche Fachtagung, 19. - 20. April 2007, 35-51

IPCC (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan

Johnson KA, Johnson DE (1995) Methane Emissions from Cattle. J Anim Sci 73:2483-2492

Jouany JP (2008) Enteric methane production by ruminants and its control. In: Andrieu S, Wilde D (eds.) Gut efficiency: the key ingredient in ruminant production; elevating animal performance and health. Wageningen: Wageningen Acad Publ, 35-59

Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL (1994) Methane release from dairy cows and pigs. In: Aguilera JF (ed.) Proc. 13th Symposium on Energy Metabolism of Farm Animals 399-402; EAAP Publ. 76, Spain

Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL (1995) Nutritional Factors for the Quantification of Methane Production. In: Engelhardt W von, Leonhard-Marek S, Breves G, Gieseke D (eds.) Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction. Proceedings 8th International Symposium on Ruminant Physiology. Stuttgart: Enke, 333-348

Klug F, Rehbock F, Wangler A (2002) Ein historischer Überblick – Die Nutzungsdauer beim weiblichen Milchrind (Teil 1). Großtierpraxis 3:12, 5-12

Klug F, Rehbock F, Wangler A (2003) Ein historischer Überblick – Die Nutzungsdauer beim weiblichen Milchrind (Teil 3). Großtierpraxis 4 (2), 5-18

LKV Rheinland-Pfalz (Landeskontrollverband Rheinland-Pfalz e.V.) (2013) Wichtige Begriffe der Milchleistungsprüfung und Tierzucht für die Arbeit beim LKV Rheinland-Pfalz. <http://www.lkv-rlp.de/mlp-begriffsdefinitionen.htm>, Zugriff 04.06.2013

Moss AR, Jouany JP, Newbold J (2000) Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Ann Zootech* 49:231-253

O'Mara F (2004) Greenhouse Gas Production from Dairying: Reducing Methane Production. *Advances in Dairy Technology* (2004) Volume 16:295-309

Piatkowski B, Jentsch W, Derno M (2010) Neue Ergebnisse zur Methanproduktion und zu deren quantitativer Vorhersage beim Rind. *Züchtungskunde* 82(5):400-407

Walter K (2009) Fütterung und Haltung von Hochleistungskühen: 4. Methanproduktion, Wasserverbrauch und Anfall von Exkrementen. *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 2009 (59):139-150

Breer D, Tholen E, Südekum KH (2006) Status-Quo-Analyse: Datenauswertung zur Fütterungssituation und zum Leistungsgeschehen von Milchkühen im Ökologischen Landbau - Weiterentwicklung von Fütterungsempfehlungen. Schlussbericht zum Projekt 05OE009 im Bundesprogramm Ökologischer Landbau, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Tierwissenschaften, Abteilung Tierernährung, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 47 S

Yan T, Mayne CS, Porter MG (2006) Effects of dietary and animal factors on methane production in dairy cows offered grass silage-based diets. *International Congress Series* 1293:126-126