

306

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

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

Zusammenfassung

Auf 22 Paaren ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland wurden über einen Zeitraum von drei Jahren Daten zu Anfall, Lagerbedingungen, Ausbringung und Qualität der Wirtschaftsdünger erhoben. Aus den Analysewerten und den Lagerbedingungen wurden die Emissionen an CH_4 , N_2O und NH_3 und deren direktes bzw. indirektes Klimaerwärmungspotential errechnet. Reine Festmistsysteme lagen nur auf zwei ökologischen Betrieben vor, reine Flüssigmistssysteme nur auf sechs konventionellen Betrieben. Die ermittelten Spannbreiten bei Trockensubstanz, organischer Substanz und Nährstoffgehalten der Wirtschaftsdünger waren in beiden Bewirtschaftungsformen sehr groß. Korrespondierend zu den gefundenen geringen $\text{NH}_4\text{-N}$ und Gesamt-N-Konzentrationen ergaben sich bei Flüssigmist ökologischer Betriebe niedrigere N_2O - und NH_3 -Emissionen und auch bei Festmist niedrigere mittlere NH_3 -Emissionen und daraus folgend niedrigere Treibhausgasemissionen. Abzusichernde mittlere Unterschiede bei den potentiellen CH_4 -Emissionen wurden zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben nicht gefunden. Auch das gesamte mittlere Klimaerwärmungspotential aus der Wirtschaftsdüngerlagerung unterschied sich zwischen den ökologischen und konventionellen Betrieben nicht. Bei Festmistlagerung ergab sich über beide Bewirtschaftungsformen ein mittlerer Wert von $31,4 \pm 5,2 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äquivalente}$ (Spannweite: ökologische Betriebe: 25 bis 48, konventionelle Betriebe 22 bis 37) und bei Flüssigmistlagerung von $32,2 \pm 18,3 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-Äquivalente}$ (Spannweite: ökologische Betriebe: 2 bis 60, konventionelle Betriebe: 4 bis 69), jeweils bezogen auf Frischmasse. Das einzelbetriebliche Management ist für die Wirtschaftsdüngerqualität sowie die THG-Emissionen aus deren Lagerung und mögliche Minderungsmaßnahmen maßgeblich.

Schlüsselworte: *Wirtschaftsdünger, Nährstoffgehalte, Treibhausgase, Milchvieh, konventionell, ökologisch*

Abstract

Composition, storage and application of farmyard manure in organic and conventional German dairy farms and consequences for the green house gas emissions

On 22 pairs of organic and conventional dairy farms in Germany amount, storage, use and quality data of livestock manure were determined over three years. The emissions of CH_4 , N_2O and NH_3 and the associated global warming potential were calculated based on manure composition and storage conditions for each farm. Only two organic farms exclusively had solid manures, six conventional farms had only liquid manure. The ranges of dry matter, organic matter and nutrient contents in the manures were wide in both farming systems. Corresponding to the lower $\text{NH}_4\text{-N}$ and total-N concentrations found in manures of organic farms lower N_2O and NH_3 -emissions from storage of liquid manures, lower mean NH_3 -emissions from storage of solid manures as well as their associated greenhouse gas emissions were calculated. Significant mean differences of the CH_4 -emission-potential of manures between organic and conventional farms were not found. Also the mean total global warming potentials of manure storage were not different between the farming systems. Over both systems storage of solid manure had a global warming potential of $31.4 \pm 5.2 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-equivalents}$ (ranges: organic farms 25 to 48, conventional farms 22 to 37) and storage of liquid manure of $32.2 \pm 18.3 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-equivalents}$ (ranges: organic farms: 2 to 60, conventional farms: 4 to 69), referred to the fresh matter content. Farm individual management determines the quality of livestock manures and the green house gas emissions from their storage as well as the choice of adequate mitigation strategies.

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

* Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ökologischen Landbau, Trenthorst 32, 23847 Westerau

Kontakt: hans.paulsen@ti.bund.de

Einleitung

Die Landwirtschaft in Deutschland trägt durch die Fermentation bei der Verdauung der Nutztiere, das Wirtschaftsdüngermanagement und die Emissionen aus Stickstoff(N)-Einträgen in Böden etwa 8 % zur Gesamtemission von Treibhausgasen (THG) in Deutschland bei (Umweltbundesamt, 2011). 55 % des mit den gesamten Methan(CH₄)-Emissionen in Deutschland verbundenen Klimaerwärmungspotentials stammt aus der Landwirtschaft und davon ca. die Hälfte aus der Verdauung der Milchkühe (Freibauer et al., 2011). Ungefähr 9 % der mit den CH₄-Emissionen und ca. 3 % der mit den direkten Lachgas (N₂O)-Emissionen verbundenen Klimawirkung aus der Landwirtschaft (gesamt: 73,9 Mio t a⁻¹ CO₂-Äquivalente) stammen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in Stall und Lager (8,73 Mio t a⁻¹ CO₂-Äquivalente) (Rösemann et al., 2011). Wirtschaftsdünger emittieren bei der Lagerung CO₂, CH₄, N₂O als direkt wirksame THG. Die CO₂-Emissionen aus dieser Quelle werden in Klimabilanzen jedoch meist nicht berücksichtigt, da der von den Tieren umgesetzte Kohlenstoff zuvor über die Photosynthese gebunden wurde (IPCC, 2006). Durch die N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern entstehen direkte THG-Emissionen aus Böden in Form von N₂O. Weiterhin entsteht der größte Anteil der landwirtschaftlichen Ammoniak (NH₃)-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung. Emittiertes NH₃ verursacht über die N-Einträge in Böden und nachfolgende N₂O-Emissionen indirekte THG-Wirkungen (Gillenwater et al., 2006). Durch gezielte Änderungen im Wirtschaftsdüngermanagement von Milchviehbetrieben z. B. durch verlustarme Lagerung und Applikationstechniken (Hansen et al., 2003, Wulf et al., 2003) und gezielteren Einsatz der enthaltenen Nährstoffe im Ackerbau (van der Meer, 2008) können Emissionen vermieden und so die THG-Bilanz verbessert werden.

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

Material und Methoden

Es wurden auf 44 Milchviehbetrieben (22 ökologische und konventionelle Betriebspaare) in vier verschiedenen Regionen Deutschlands über drei Jahre Wirtschaftsdüngerproben genommen und Bewirtschaftungsdaten erhoben. Sechs Be-

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

Für die Kalkulation der mit den CH₄, N₂O und NH₃-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung verbundenen direkten bzw. indirekten Klimawirkung wurden die Mittelwerte der TS, OS, N und NH₄-N-Gehalte der Wirtschaftsdüngerarten (Festmist, Flüssigmist) aller Jahre auf den Betrieben herangezogen. Da der von den Betrieben als Jauche ausgewiesene Flüssigmist oft vergleichbare oder niedrigere TS und NH₄-N-Gehalte hatte als Proben aus Güllelagern anderer Betriebe, wurden die Gülle- und Jaucheproben zusammengefasst, gemeinsam verrechnet und werden im Folgenden durchgängig als Flüssigmist bezeichnet.

Die THG-Emissionen wurden mit den Emissionsfaktoren, die in der deutschen THG-Berichterstattung Anwendung finden, bestimmt (Haenel et al., 2012). Das Klimaerwärmungspotential (GWP₁₀₀) von CH₄ bzw. N₂O wurde dabei mit 25 bzw. 298 CO₂-Äquivalenten angenommen (IPCC, 2007). Die CH₄-Emissionen wurden aus den OS-Gehalten durch die maximale CH₄-Freisetzungskapazität (0,24 m³ CH₄ pro kg OS) und Methan-Umwandlungsfaktoren (MCF) errechnet, (IPCC, 2006). Für Flüssigmist wurde für die Berechnung einheitlich ein MCF von 18 %, für Festmist ein MCF von 2 % angenommen. Die direkten N₂O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wurden aus den gesamten gemessenen N-Mengen abgeschätzt. Für Gülle mit Schwimmdecke und für Festmistlager gilt dabei der gleiche Emissionsfaktor für N₂O-N von 0,005 kg kg⁻¹ N, für Güllelagerung unter den Spalten ein Faktor von 0,002 kg kg⁻¹ N (IPCC, 2006). Die NH₃-Emissionen wurden anhand der gesamten ammoniakalischen N-Menge (TAN) ermittelt (Haenel et al., 2012). TAN wurde dabei

mit den gemessenen NH₄-N-Gehalten gleichgesetzt. Für die NH₃-N Emissionen wurden Emissionsfaktoren von 0,045 kg kg⁻¹ N für offene Gülletanks mit Schwimmdecke und für Gülle unter Spalten, von 0,015 kg kg⁻¹ N für Güllelagerung in geschlossenen Behältern und von 0,60 kg kg⁻¹ N für Festmist (jeweils bezogen auf die TAN-Gehalte) angenommen (Haenel et al., 2012). Die mit der NH₃-Emission aus dem Wirtschaftsdünger-Management verbundene indirekte Klimawirkung wurde dann mit einem CO₂-Äquivalent von 3,86 kg kg⁻¹ NH₃ hochgerechnet. Dabei wurde für die N₂O-N-Emission aus der N-Deposition mit NH₃ ein Emissionsfaktor von 0,01 kg kg⁻¹ angenommen (IPCC, 1996). Die Mittelwerte und Spannbreiten der gemessenen und berechneten Daten werden im Folgenden dargestellt und die Mittelwerte der konventionellen und ökologischen Betriebe mittels t-Test verglichen (JMP 8.0, 2008).

Ergebnisse

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

Tabelle 1

Überblick über die Aufstallungssysteme der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)

		n	ökolo- gisch	konven- tionell
Milchvieh	Boxenlaufstall mit Spalten	11	11	
	Boxenlaufstall planbefestigt	44	3	7
	Tiefstreustall		7	1
	Anbindestall		1	3
Jungvieh > 1 Jahr	Boxenlaufstall mit Spalten	5	12	
	Boxenlaufstall planbefestigt	40	2	3
	Tiefstreustall		7	3
	Tretmiststall		5	3
Jungvieh < 1 Jahr	Boxenlaufstall mit Spalten	1	9	
	Boxenlaufstall planbefestigt	42	3	3
	Tiefstreustall		11	8
	Tretmiststall		5	2

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

Tabelle 2

Überblick über Parameter der Wirtschaftsdüngerlagerung der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)

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

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

Tabelle 3

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

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

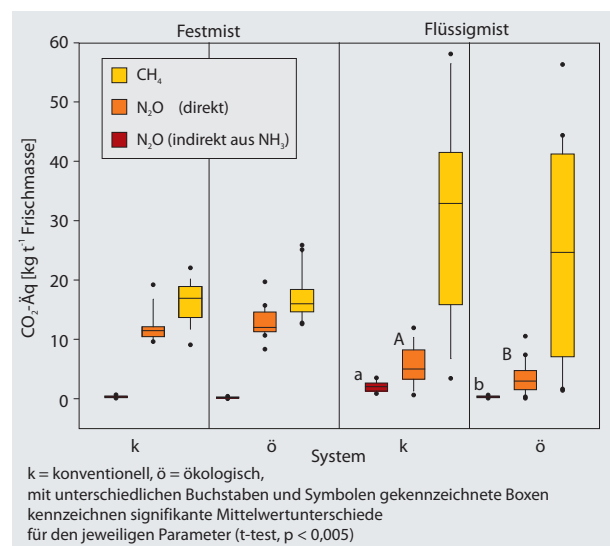
C = Kohlenstoff, K = Kalium, n = Anzahl, N = Stickstoff, NH₄ = Ammonium, OS = organische Substanz (Glühverlust), P = Phosphor, TS = Trockensubstanz

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

Die Ergebnisse der Wirtschaftsdüngeranalysen sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Beim Systemvergleich der analysierten Parameter im Wirtschaftsdünger ergaben sich bei den ökologischen Betrieben niedrigere mittlere NH₄-N-Gehalte und höhere C/N-Verhältnisse bei Flüssigmist und signifikant niedrigere NH₄-N, OS- und C-Gehalte bei Festmist. Sowohl bei den ökologischen als auch den konventionellen Betrieben sind die Spannweiten der Nährstoffgehalte jedoch sehr groß. Bei den Berechnungen zu den potentiellen THG-Emissionen ergaben sich unter Berücksichtigung der N- und TAN-Gehalte der Wirtschaftsdünger sowie der Lagerungsbedingungen auf den ökologischen Betrieben signifikant geringere Potentiale für eine Klimaerwärmung durch indirekte und direkte N₂O-Emissionen (Abbildung 1). Bei der errechneten potentiellen Klimawirkung durch die CH₄-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung (Abbildung 1) sowie der Summe der Klimawirkungen der drei Gase (Tabelle 4) ergaben sich keine signifikanten mittleren Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben. Für die Flüssigmistlagerung wurde ein mittleres Klimaerwärmungspotential von 31, für die Lagerung von Festmist von 32 kg CO₂-Äq. t⁻¹, jeweils bezogen auf Frischmasse über beide Bewirtschaftungssysteme errechnet. Verglichen mit in anderen Studien gemessenen Emissionswerten für Gülle (Amon et al., 2006) und Festmist (Amon et al., 2001) liegen diese Werte im ähnlichen Bereich (Tabelle 4). Die Spannweite der errechneten potentiellen THG-Emissionen aus der Festmist- bzw. Flüssigmistlagerung liegt bei 25 bis 48 bzw. 2 bis 60 kg CO₂-Äq. t⁻¹ bei den ökologischen und bei 22 bis 37 bzw. 4 bis 67 kg CO₂-Äq. t⁻¹ bei konventionellen Betrieben, jeweils bezogen auf Frischmasse (Tabelle 4). Die THG-Emissionen bei der Flüssigmistlagerung entstehen überwiegend aus CH₄, bei der Festmistlagerung

zu größeren Anteilen auch aus direkten N₂O-Emissionen (Abbildung 1). Wurden die potentiellen THG-Emissionen auf die Trockenmasse der Wirtschaftsdünger bezogen, ergaben sich keine Systemunterschiede. Der große Anteil an CH₄ am gesamten Klimaerwärmungspotential erklärt die zum Teil sehr niedrigen auftretenden Gesamtemissionswerte beim Flüssigmist, da auch Jauche bzw. Flüssigmist mit sehr niedrigen TS-Gehalten in die Berechnung einbezogen wurden.

**Abbildung 1**

Treibhausgasemissionen der Lagerung von Wirtschaftsdüngern getrennt nach konventionellen und ökologischen Milchviehbetrieben, errechnet aus mittleren Stoffgehalten und Lagerungsbedingungen

Tabelle 4

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

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

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

Diskussion und Schlussfolgerungen

Unterschiede in der Zusammensetzung der Wirtschaftsdünger zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben

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

Erwartungsgemäß sind die gefundenen Spannweiten der TS und der Nährstoffe von Fest- und Flüssigmist aus ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung sehr groß (Tabelle 3). Die Mittelwerte liegen aber im selben Wertebereich wie die für die Umsetzung der Düngeverordnung (2006) publizierten Werte in den Bundesländern (z.B. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, 2009) für die Nährstoffgehalte konventioneller Wirtschaftsdünger. Die Spannweiten umfassen auch die in anderen Studien gefundenen Werte für Wirtschaftsdünger auf ökologischen Betrieben (Meyer et al., 2011; Paulsen et al., 2011; Shepherd et al., 2002). In der Studie von Shepherd et al. (2002) wurden in englischen Betrieben niedrigere mittlere N- und P-Gehalte in ökologischer Gülle als in konventioneller Gülle gefunden. Dieser Befund konnte in der vorliegenden Studie nicht statistisch abgesichert werden. Jedoch können Unterschiede in den N- und P-Gehalten von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Betriebe darauf zurückzuführen sein, dass

sich im Wirtschaftsdüngerkreislauf konventioneller Betriebe mehr zugekaufte Nährstoffe befinden, die aus Mineraldüngung des betriebseigenen Futters und Futtermittelimporten stammen (Reenberg und Fenger, 2011). Die höheren zirkulierenden N-Mengen in konventionellen Betrieben, bergen dann auch die Gefahr höherer klimawirksamer N-Emissionen aus Böden und Wirtschaftsdüngern (Olesen et al., 2006). Die gefundenen Unterschiede zwischen den Betriebsformen im NH₄-N, OS-Gehalt und C/N Verhältnis bei Festmist und Flüssigmist müssen einzelbetrieblich erklärt werden und werden hier nicht weiter verfolgt.

THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung können durch betriebliche Maßnahmen verringert werden. Grundsätzlich emittiert aus Güllelagern neben NH₃ überwiegend CH₄. Hohe Temperaturen und anaerobe Bedingungen fördern dabei die CH₄-Ausgasung. Bei Festmist treten daneben auch in größerem Umfang N₂O-Emissionen im Lager auf (Sneath et al., 2006; Clemens und Ahlgrimm, 2001; Kebreab et al., 2006, Chadwick, 2005). Dies zeigen auch die durchgeführten Berechnungen (Tabelle 4). Häufige Entnahme der Wirtschaftsdünger aus den Ställen, abgedeckte Flüssigmistlager, Biogas-Produktion und angepasste Applikationstechniken können die THG- und NH₃-Emissionen in der Regel deutlich reduzieren (Weiske et al., 2006, Amon et al., 2006, Webb et al. 2004, Novak und Fiorelli, 2010). Bei der hier angewandten Berechnungsmethode für die THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wurden zum Beispiel die möglichen Effekte der Abdeckung nur grob, durch die angepassten Emissionsfaktoren für NH₃ und N₂O, und die der Entnahme-

frequenzen der Wirtschaftsdünger gar nicht erfasst. Auswirkungen eines optimierten Managements oder der Einführung von Biogasanlagen wurden in dieser Studie nicht untersucht.

Eine Festmistkompostierung wurde nur auf zwei der untersuchten ökologischen Betriebe durchgeführt (Tabelle 1). Kompostierung fördert NH_3 -Verluste, senkt jedoch die CH_4 - und N_2O -Ausgasung (Amon et al., 2001; Shepherd et al., 2000). Grundsätzlich können auch durch Jaucheabtrennung NH_3 -Verluste bei der Lagerung von Festmist vermieden werden, ebenso wie später bei der Ausbringung, durch das relativ zügige Einsickern der flüssigen Jauche in den Boden. Im deutschen Emissionsinventar wird für Jauche bei der Ausbringung daher mit $0,20 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ ein geringerer Emissionsfaktor verwendet als für Gülle ($0,50 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$) oder Stallmist ($0,90 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$) (Döhler et al., 2002). Getrennte Sammlungen von NH_4 -reichem Harn und Sickersäften in Jauchegruben wurden allerdings nur bei fünf der untersuchten ökologischen Betriebe und bei einem konventionellen Betrieb gefunden (Tabelle 2). Wie erwähnt wurden Jauche und Gülle für die durchgeführten Berechnungen aufgrund verschimmender Grenzen im TS-Gehalt zusammengefasst und als Flüssigmist behandelt. Die konkreten Auswirkungen der Jaucheabtrennung wurden daher nicht gesondert bewertet. Ein starker einzelbetrieblicher Einfluss auf das Emissionsgeschehen ist auch bei der WirtschaftsdüngerAusbringung durch die gefundenen unterschiedlichen Ausbringungstechniken und Einarbeitungszeiten zu erwarten. Bei der nationalen Treibhausgasberichterstattung werden z. B. spezifische NH_3 -Emissionsfaktoren für verschiedene Applikationsverfahren und Einarbeitungszeiten der Wirtschaftsdünger vorgegeben, um die gasförmigen N-Emissionen abzuschätzen (Döhler et al., 2002, Chadwick et al., 2011). Die N_2O -Emissionen ergeben sich dann aus dem N-Eintrag in die Böden. Jedoch sind hier zusätzlich auch Tagestemperaturen bei der Ausbringung von entscheidender Bedeutung für die gasförmigen Verluste und könnten bei der Optimierung der Verfahren innerbetrieblich berücksichtigt werden (Novak und Fiorelli, 2010).

Die errechnete Spannweite der OS-Gehalte von 753 und $264 \text{ g kg}^{-1} \text{ TS}$ für Stallmist bzw. Flüssigmist (Tabelle 3) und die daraus resultierenden CH_4 -Emissionen (Abbildung 1) zeigen erneut die hohe Bedeutung der Wirtschaftsdüngerzusammensetzung im Einzelbetrieb. Durch die ermittelten geringeren mittleren N-Gehalte im Flüssigmist ökologischer Betriebe, ergaben sich beim gewählten Rechenansatz in diesem Betriebssystem bei der Lagerung von Flüssigmist im Mittel auch signifikant geringere N_2O -Emissionen (Abbildung 1). Die Spannweite der N-Gehalte beträgt in der Erhebung $25,8 \text{ g kg}^{-1} \text{ TS}$ für Festmist und $409 \text{ g kg}^{-1} \text{ TS}$ für Flüssigmist. Die indirekte Klimawirkung durch N_2O aus NH_3 -Emissionen war aufgrund der geringeren TAN-Gehalte von Stallmist und Flüssigmist in den ökologischen Betrieben ebenfalls geringer. Für die Lagerung ist der verwendete Emissionsfaktor für NH_3 -N für Festmist mit 0,6 um Faktor 13 bzw. 40 höher als bei der Lagerung von Gülle mit Schwimmdecke bzw. Lagerung unter den Spalten. So erklären sich auch die deutlich höheren indirekten THG-Emissionen über NH_3 aus Festmist gegenüber Flüssigmist (Tabelle 4) trotz der deutlich höheren mitt-

leren NH_3 -N Gehalte des untersuchten Flüssigmists (Tabelle 3). Die indirekte Klimawirkung von N_2O aus den NH_3 -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung ist allerdings nach den durchgeführten Berechnungen gegenüber den Klimawirkungen von CH_4 und der direkten N_2O -Emissionen zu vernachlässigen (Tabelle 4). Die niedrigeren direkten N_2O -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung der ökologischen Betriebe (Abbildung 1) sind auf die geringeren Gehalte an Gesamt-N zurückzuführen (Tabelle 3). Bei den Ergebnissen ist zu beachten, dass für die Emissionsfaktoren beim Wirtschaftsdüngermanagement Unsicherheitsbereiche angegeben werden, z.B. für $\text{CH}_4 \pm 20 \%$, für die direkten N_2O -Emissionen -50 bis $+100 \%$ und für den Emissionsfaktor für N_2O -N nach atmosphärischer NH_3 -N Deposition auf Böden ± 20 bis 50% (IPCC, 2006). Die Ergebnisse der Berechnungen basieren aber auf gleicher Methodik und sind damit vergleichbar. Sie entsprechen Messwerten aus der Literatur (Tabelle 4). Die absolute Höhe der THG-Emissionen ist jedoch von technischen, standortbezogenen und klimatischen Faktoren abhängig

Schlussfolgerungen

Anhand der auf den ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben erhobenen Daten zu Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringungstechniken von Wirtschaftsdüngern wurde deutlich, dass die Qualität des Wirtschaftsdüngers sowie auch die mit der Lagerung und Ausbringung verbundenen THG-Emissionen sich auf den Betriebssystemen nicht grundsätzlich unterscheiden und betriebsindividuell sind. Jedoch ist auf den ökologischen Betrieben Festmistwirtschaft verbreiteter. Der überwiegende Anteil der THG-Last bei der Lagerung der Wirtschaftsdünger ist durch CH_4 -Emissionen bedingt. Bei Festmist sind direkte N_2O -Emissionen jedoch nahezu gleichbedeutend. Die indirekte THG-Wirkung aus den NH_3 -Emissionen der Wirtschaftsdünger durch nachfolgende N_2O -Emissionen aus Böden ist nur sehr gering. Die Bedeutung der Wirtschaftsdüngerlagerung für die THG-Bilanz von landwirtschaftlichen Betrieben und mögliche Emissionsminderungsmaßnahmen müssen für jeden Betrieb einzeln analysiert werden. Ziel muss es sein, aus Berechnungen, wie sie hier für die Wirtschaftsdüngerlagerung aufgezeigt wurden, Emissionsschwerpunkte der Einzelbetriebe im Detail zu identifizieren. Die Bedeutung der THG-Emissionen aus dieser Quelle muss dann in die gesamte THG- und Umweltbilanz von Betrieben eingeordnet werden, um umwelt- und kosteneffiziente Minderungsmaßnahmen an der richtigen Stelle des Betriebssystems einzuführen.

Danksagung

Das Projekt wurde durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (06OE160 und 06OE353) sowie mit Sondermitteln des BMELV für die nationale Klimaberichterstattung des Thünen-Instituts gefördert. Projektpartner waren der Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzen-

bausysteme der Technischen Universität München, das Thünen-Institut für Ökologischen Landbau, das Institut für Organischen Landbau der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, das Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und die Bioland-Beratung GmbH.

Literatur

- Amon B, Amon T, Boxberger J, Alt C (2001) Emissions of NH_3 , N_2O and CH_4 from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutr Cycl Agroecosystems* 60(1-3):103-113
- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric Ecosyst Environ* 112(2-3):153-162
- Brinkmann J, March S, Barth K, Becker M, Drerup C, Isselstein J, Klocke D, Krömker V, Mersch F, Müller J, Rauch P, Schumacher U, Spiekens H, Tichter A, Volling O, Weiler M, Weiß M, Winckler C (2011) Status quo der Tiergesundheitssituation in der ökologischen Milchviehhaltung in Deutschland : Ergebnisse einer repräsentativen bundesweiten Felderhebung. In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois KP, Williges U (eds) Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau : Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis. Berlin: Köster, pp 162-269
- Chadwick D-R (2005) Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps : effect of compaction and covering. *Atmos Environ* 39(4):787-799
- Chadwick D-R, Sommer S-G, Thorman R, Fangueiro D, Cardenas L, Amon B, Misselbrook T (2011) Manure management : implications for greenhouse gas emissions. *Anim Feed Sci Technol* 166-67:514-531
- Clemens J, Ahlgrim H-J (2001) Greenhouse gases from animal husbandry : mitigation options *Nutr Cycl Agroecosystems* 60:287-300
- Döhler H, Eurich-Menden B, Dämmgen U, Osterburg B, Lüttich M, Bergschmidt A, Berg W, Brunsch R (2002) BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungszenarien bis zum Jahr 2010. Berlin : Umweltbundesamt, 307 p, Texte / Umweltbundesamt 02/05
- Düngerverordnung (2006) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist [online]. Zu finden in <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/dl_v/gesamt.pdf> [zitiert am 06.12.2012]
- 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
- Gillenwater M, Saarinen K, Ajavon A-N (2006) Precursors and indirect emissions. In: IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol.1, chapter 7 [online]. Zu finden in <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/1_Volume1/V1_7_Ch7_Precursors_Indirect.pdf> [zitiert am 06.12.2012]
- Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Poddey E, Freibauer A, Döhler H, Eurich-Menden B, Wulf S, Dieterle M, Osterburg B (2012) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2010 : report on methods and data (RMD) submission 2012. Braunschweig: vTI, 394 p, *Landbauforsch SH* 356
- Hansen M-N, Sommer S-G, Madsen N-P (2003) Reduction of ammonia emission by shallow slurry injection : injection efficiency and additional energy demand. *J Environ Qual* 32:1099-1104
- IPCC (1996) Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol. 3: Reference manual [online]. Zu finden in <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6c.html>> [zitiert am 06.12.2012]
- IPCC (2006) IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories : vol. 4: Agriculture, forestry and other land use [online]. Zu finden in <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>> [zitiert am 06.12.2012]
- IPCC (2007) Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds) Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2007. Cambridge : Cambridge Univ Pr
- JMP 8.0 (2008) JMP® Statistical Discovery Software. Cary NC : SAS Inst
- Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. *Landbauforsch SH* 335:65-76
- Kebreab E, Clark K, Wagner-Riddle C, France J (2006) Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture : a review. *Can J Anim Sci* 86(2):135-158
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2009) Richtwerte für die Düngung. Kiel : Landwirtschaftskammer
- Meyer D, Dittrich B, Köhler B, Kolbe H (2011) Nähr- und Schadstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern des ökologischen Landbaus in Sachsen. *Schr Landesamtes Umwelt Landwirtsch Geologie Sachsen* 6:16-32
- Novak S-M, Fiorelli J-L (2010) Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems : a critical review of mitigation options. *Agron Sustain Dev* 30(2):215-236
- Olesen J-E, Schelde K, Weiske A, Weisbjerg M-R, Asmana WAH, Djurhuus (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agric Ecosyst Environ* 112(2-3):207-220
- Paulsen HM, Kratz S, Schnug E (2011) Nährstoffgehalte ökologischer Wirtschaftsdünger. In: Leithold G, Becker K, Brock C, Fischinger S, Spiegel A-K, Spory K, Wilbois KP, Williges U (eds) Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau : Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis ; Band 1: Boden – Pflanze – Umwelt, Lebensmittel und Produktqualität. Berlin : Köster, pp 199-202
- Rahmann G, Nieberg H, Drengemann S, Fenneker A, March S, Zurek U (2004) Bundesweite Erhebung und Analyse der verbreiteten Produktionsverfahren, der realisierten Vermarktungswege und der wirtschaftlichen sowie sozialen Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe und Aufbau eines bundesweiten Praxis-Forschungs-Netztes. Braunschweig : FAL, 274, 108 p, *Landbauforsch Völknerode SH* 276
- Reenherg A, Fenger N-A (2011) Globalizing land use transitions : the soybean acceleration. *Geogr T Kobnhamn* 111(1):85-92
- Rösemann C, Haenel H-D, Poddey E, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Dieterle M, Osterburg B (2011) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2009. *Braunschweig: vTI*, 402 p, *Landbauforsch SH* 342
- Shepherd M, Philipps L, Bhogal A (2000) Manure management on organic farms: to compost or not to compost? In: Alföldi T, Lockeretz W, Niggli U (eds) IFOAM 2000 : the world grows organic ; proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference, 28 to 31 August 2000, Convention Center Basel, pp 50-53
- Shepherd M, Philipps L, Jackson L, Bhogal A (2002) The nutrient content of cattle manures from organic holdings in England. *Biol Agric Hort* 20(3):229-242
- Sneath R-W, Beline F, Hilhorst M-A, Peu P (2006) Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agric Ecosyst Environ* 112(2-3):122-128
- Umweltbundesamt (2011) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011 : nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2009. [online]. Zu finden in <<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/fpdf-1/4126.pdf>> [zitiert am 04.12.2012]
- van der Meer H-G (2008) Optimising manure management for GHG outcomes 186. *Aust J Exp Agric* 48(1-2):38-45
- VDLUFA (1995) Methodenbuch : Band 2: Die Untersuchung von Düngemitteln. Darmstadt : VDLUFA-Verl, Ergänzungslief 1-4
- Webb J, Chadwick D, Ellis S (2004) Emissions of ammonia and nitrous oxide following incorporation into the soil of farmyard manures stored at different densities. *Nutr Cycl Agroecosystems* 70(1):67-76

- Wegener J, Lücke W, Heinzemann J (2006) Potentieller Beitrag der Landwirtschaft zur Verminderung der Treibhausgasemissionen in Deutschland. *Agrarwirtsch* 55(4):196-203
- 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. *Agric Ecosyst Environ* 112(2-3):221-232
- Wulf S, Vandré R, Clemens J (2003) Mitigation options for CH₄, N₂O and NH₃ emissions from slurry management. In: van Ham J, Baede A-P-M, Guichert R, Williams-Jacobse JGFM (eds) Non-CO₂ greenhouse gases : scientific understanding, control options and policy aspects : proceedings of the third International Symposium, Maastricht, the Netherlands, 21-23 January 2002. Rotterdam : Millpress, pp 363-369