

Effekt der Intervallbelüftung auf NH_3 -, N_2O - und CH_4 -Emissionen bei der Lagerung und Ausbringung von Schweineflüssigmist

G. Moitzi, V. Kryvoruchko, B. Amon, C. Wagner-Alt, T. Amon und J. Boxberger

Effect of interval aeration on NH_3 , N_2O and CH_4 emissions during storage and application of pig slurry

Summary

Aeration of slurry is an aerobic treatment, where ammonia- (NH_3), nitrous oxide- (N_2O), methane- (CH_4) and carbon dioxide- (CO_2) emissions occur during storage and after application of slurry. Under field conditions the trace gases were collected with a mobile open-dynamic-chamber and were continuously analyzed with a high resolution FTIR spectrometer. Untreated pig slurry was stored under winter and under summer conditions in concrete tanks ($\approx 12.3 \text{ m}^3$). The aeration in one concrete tank was done with a submerged pump which was time-interval operated. After the measurement period for storage (more than 100 days) the slurry was band applied to grassland, where the emissions were also measured.

The aeration of slurry caused an increase of slurry temperature up to $36.8 \text{ }^\circ\text{C}$ and an intensive foam formation. The maximum aeration intensity was limited by foam formation. Aerobic decomposition of organic matter caused in comparison to untreated slurry higher emissions of NH_3 , N_2O , CH_4 and CO_2 during storage as well as during and after application. The denitrifying microorganisms in the intervally aerated slurry had optimal milieu conditions for N_2O formation, which explains the high N_2O emissions. For reasons of high emissions of environmental and climate relevant trace gases the interval-aeration of slurry can not be recommended for commercial farms.

Key words: Aerobic slurry treatment, trace gas emissions, open dynamic chamber method, manure treatment.

Zusammenfassung

Die Flüssigmistbelüftung ist eine aerobe Behandlung, bei der Ammoniak- (NH_3), Lachgas- (N_2O), Methan- (CH_4) und Kohlendioxid- (CO_2) Emissionen während der Lagerung und Ausbringung von Flüssigmist entstehen. Unter praktischen Bedingungen wurden die Spurengase mit einem mobilen Emissionsmessraum nach dem „open-dynamic-chamber“-Prinzip kontinuierlich über ein hoch auflösendes FTIR-Spektrometer gemessen. Dabei wurde in einem Winter- und Sommerlagerungsversuch unbehandelter Schweineflüssigmist in je zwei Betonbehältern ($\approx 12,3 \text{ m}^3$) eingelagert. Die Belüftung in einem Betonbehälter erfolgte mit einer zeitintervall-geschalteten Tauchpumpe. Nach einer Messperiode von mehr als 100 Tagen wurde der Flüssigmist auf einer Grünlandfläche bodennah ausgebracht und ebenfalls die Emissionen gemessen. Die Flüssigmistbelüftung führte zu einem Temperaturanstieg von bis zu $36,8 \text{ }^\circ\text{C}$ und zu einer starken Schaumbildung. Die maximale Belüftungsintensität wurde durch Schaumbildung begrenzt. Der aerobe Abbau der organischen Substanz führte zu erhöhten Emissionen von NH_3 , N_2O , CH_4 und CO_2 sowohl bei der Lagerung als auch während und nach der Ausbringung. Die denitrifizierenden Mikroorganismen fanden in der intervallbelüfteten Flüssigmistvariante optimale Milieubedingungen für die N_2O -Bildung vor. Aus Gründen der hohen umwelt- und klimarelevanten Spurengasemissionen kann das Verfahren der Intervall-Flüssigmistbelüftung für die Praxis nicht empfohlen werden.

Schlagworte: Aerobe Flüssigmistbehandlung, Spurengasemissionen, offene Kammertechnik, Flüssigmistbehandlung.

1 Einleitung

Flüssigmist, ein Gemisch von tierischen Exkrementen mit Streu- und Futterresten, weist aufgrund seiner natürlichen Zusammensetzung emissionsrelevante und technologische Defizite auf. Die hohen TS- und C-Gehalte sind dafür verantwortlich (AMON, 1995). Durch die Anwendung von Behandlungsverfahren kommt es zur Veränderung der stofflichen Zusammensetzung. Die Flüssigmistbehandlung verfolgt im Wesentlichen folgende Ziele:

- Erhöhung der Nährstoffeffizienz in der Pflanzenernährung
- Verringerung der Viskosität (Verbesserung der Pumpfähigkeit)
- Verringerung von Emissionen an NH_3 , N_2O , CH_4 und Geruchsstoffen

Von den biologischen Verfahren hat neben der Biomethanisierung die aerobe Flüssigmistbehandlung (Belüftung) eine Bedeutung. Durch den Eintrag von atmosphärischer Luft mittels Oberflächenbelüfter, Druckbelüfter, Umwälzbelüfter oder Injektorbelüfter in den Flüssigmist werden je nach Belüftungsintensität aerobe Bedingungen geschaffen, unter denen hoch- bzw. mittelmolekulare organische Verbindungen von aeroben bzw. fakultativ anaerobe Mikroorganismen in einem exothermen Vorgang abgebaut werden. Von dem Abbau sind die Kohlenstoff- und die Stickstofffraktion betroffen. Der oxidative Abbau des organischen Kohlenstoffs äußert sich in einer Verbesserung der Fließeigenschaften, welches für die Infiltrationseignung in den Boden von Vorteil ist. Umfangreiche Experimente zur stofflichen Veränderung während der Belüftung von Schweine- und Rinderflüssigmist wurden von BESSON et al. (1981) durchgeführt. Folgende Effekte der Belüftung lassen sich auf die Zusammensetzung des Flüssigmists ableiten:

- Zunahme des pH-Wertes zwischen 10 % und 15 %
- Abbau der organischen Substanz um 20 %
- Änderung des N-Pools (unterschiedlich je nach Zusammensetzung):
 - N_{total} -Verluste unter 10 %
 - Höhere Reduktion von NH_4^+ -N beim Rinderflüssigmist als beim Schweineflüssigmist
 - Inkorporation des N in die mikrobielle Biomasse (Zunahme der N_{org} -Fraktion)

Der aerobe Abbau der organischen Substanz führt zur Veränderung im Emissionsverhalten von Geruchsstoffen, NH_3 , N_2O und CH_4 . Positiv wirkt sich die Belüftung auf

den Geruchsstoffabbau, insbesondere bei Schweineflüssigmist aus. Komponenten der Geruchsstoffe wie die der flüchtigen Fettsäuren (Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure, sowie ihre methylierten Formen), Phenole, Indole, u. a. können bis zu 100 % abgebaut werden (BURTON et al., 1993; BURTON et al., 1998). Erhöhte NH_3 -Emissionen durch die Belüftung von Flüssigmist sind bekannt und in einigen Experimenten festgestellt worden (SCHECHTNER, 1993; BESSON et al., 1981; WAGNER-ALT, 2002).

Emissionen von N_2O aus belüftetem Flüssigmist wurden von BURTON et al. (1993) untersucht. Dabei wurden hohe N_2O -Emissionen während einer intensiven Belüftung v. a. durch die Nitrifikation des NH_4^+ festgestellt. Auch Denitrifikationsvorgänge können bei der Belüftung zu N_2O -Bildung führen. Erhöhte N_2O -Emissionen aus belüftetem Rinderflüssigmist wurden ebenfalls von WAGNER-ALT (2002) festgestellt. Eine Verringerung der CH_4 -Emissionen ist bei den Emissionsmessungen von WAGNER-ALT (2002) nicht festgestellt worden. Der Grund lag im Belüftungsmanagement: Durch die Intervallbelüftung konnten sich vermutlich in den belüftungsfreien Zeiten anaerobe „Hot Spots“ mit methanogenen Prozessen bilden. In den Belüftungsphasen wurde das CH_4 ausgetrieben. Detaillierte Untersuchungen über die Spurengasemissionen bei der Ausbringung von belüftetem Flüssigmist liegen nicht vor. Durch das verbesserte Infiltrationsvermögen des belüfteten Flüssigmists erwartet man verringerte NH_3 -Emissionen. Die veränderte mikrobielle Zusammensetzung im belüfteten Flüssigmist, verbunden mit der leichten Infiltration in den Boden, kann zu höheren N_2O -Emissionen aus Böden führen. Zudem begünstigt die stoffliche Zusammensetzung (C_{org} , NH_4^+ , NO_3^-) die N_2O -Bildung nach der Ausbringung des belüfteten Flüssigmistes.

Im Rahmen eines Emissionsforschungsprojektes wurde das aerobe Flüssigmistbehandlungsverfahren bezüglich der Emissionen während der Lagerung und während und nach der Ausbringung von Schweineflüssigmist untersucht und mit den Emissionen von unbehandeltem Flüssigmist verglichen.

2 Material und Methode

2.1 Messeinrichtung für die Gaskonzentrationsmessung

Für die Erfassung der Spurengase bei den Lagerungs- und Ausbringungsversuchen kam ein Messverfahren nach dem

„open-dynmaic-chamber“-Prinzip zum Einsatz (AMON et al., 1996; AMON et al., 2006). Der mobile Emissionsmessraum besitzt eine Grundfläche von 9 m x 3 m und hat eine Höhe von 0,5 m. An der Stirnseite des Emissionsmessraums wird Frischluft angesaugt, welche die emissionsaktive Oberfläche überstreicht und sich mit emittierten Gasen anreichert. Am Ende wird der Querschnitt des Messraums mittels eines Trichters auf den Durchmesser des Axialgebläses verengt. Das Axialgebläse saugt atmosphärische Luft durch den Emissionsmessraum. Ein Drehzahlregler stellt die gewünschte Durchsatzleistung des Axialgebläses ein. Der Luftdurchsatz kann zwischen 1.000 m³/h und 11.000 m³/h variiert werden, wodurch sich eine Luftgeschwindigkeit über der emittierenden Fläche (4,91m²) von 0,057 und 0,620 m/s ergibt. Vor dem Gebläse befindet sich ein Messventilator, der mittels eines NPN-Näherungsschalters den Luftdurchsatz bestimmt. Die Gaskonzentrationsmessung von NH₃, N₂O, CO₂ und CH₄ erfolgte kontinuierlich mit einem Fourier-Transformiertions-Infrarot (FTIR) Spektrometer (NICOLET). Die Gaskonzentrationen werden automatisch mit der OMNIC-Software in ppm ausgewiesen. Mit dem molaren Gewicht und dem molaren Volumen des Spurengases wird die Konzentration auf mg/m³ umgerechnet. Die Konzentrationsmessung erfolgt abwechselnd dreimal in der Zuluft und dreimal in der Abluft. Die Emissionsrate errechnet sich aus der Differenz der mittleren Zuluft- und Abluftkonzentration multipliziert mit der Luftrate.

$$\dot{m}_{x;Stunde} = (\bar{c}_{x,Abluft} - \bar{c}_{x,Zuluft}) \cdot \dot{V} \quad (\text{Gleichung 1})$$

$$\begin{aligned} \dot{m}_{x;Stunde} &= \text{Emissionsrate von Gas X [g/h]} \\ \bar{c}_{x,Abluft} &= \text{Mittlere Konzentration von Gas X} \\ &\quad \text{in der Abluft [g/m}^3\text{]} \\ \bar{c}_{x,Zuluft} &= \text{Mittlere Konzentration von Gas X} \\ &\quad \text{in der Zuluft [g/m}^3\text{]} \\ \dot{V} &= \text{Luftrate [m}^3\text{/h]} \end{aligned}$$

Die Tagesemissionsrate [g/d] errechnet sich aus der stündlichen Emissionsrate (Gleichung 1) multipliziert mit dem Faktor 24. Diese werden auf einen m³ Flüssigmist bezogen und in g/(d×m³ FM) angegeben. Fehlende Tagesemissionsraten sind durch lineare Interpolation berechnet worden. Durch Aufsummieren der Tagesemissionsraten über die Versuchsperiode kommt man zu den kumulierten Emissionen. Der zeitliche Anteil der Spurengasmessung an der Lagerungsdauer beträgt zwischen 11 und 28 % (Tabelle 1).

2.2 Statistische Auswertung der Emissionsraten

Die Emissionsraten bei den Lagerungsversuchen wurden mit dem strukturprüfenden Verfahren der Varianzanalyse (ANOVA) analysiert. Da jedoch die Voraussetzungen (Varianzhomogenität, Normalverteilung der Residuen) für die ANOVA nicht erfüllt waren, wurden die Emissionsraten logarithmisch transformiert. Anschließend an die ANOVA wurde der Gruppenvergleich nach dem Student-Newman-Keuls-Test (SNK-Test) durchgeführt.

2.3 Versuchsanlage

Für die Lagerungsversuche wurden am Gelände der Versuchswirtschaft Groß Enzersdorf der Universität für Bodenkultur fünf Betonbehälter in einer Reihe errichtet. Der Durchmesser eines Betonbehälters beträgt 2,5 m und hat eine Lagerungskapazität von 12,27 m³. Der mobile Emissionsmessraum kann mittels Rädern schienengebunden über einen Seilzug zwischen den Flüssigmistbehältern verschoben werden. Zwei NTC-Temperatursensoren wurden auf einer Höhe von 0,5 m bzw. 1,0 m über der Grundfläche zur Messung der Flüssigmisttemperatur eingesetzt. Für die Belüftung wurde eine zeitintervallgeschaltete Tauchpumpe (AT 44 Firma Eisele) samt Injektor installiert. Der Lufteintrag über die Injektortauchpumpe wurde mittels eines Trommelgaszählers erfasst. Voruntersuchungen zeigten, dass enorme Mengen an Schaum während der Belüftungsphase gebildet werden. Um die Schaumbildung zu begrenzen, wurde ein mechanischer Schaumzerschläger (Vertikalrotor angetrieben über einen Getriebemotor) installiert. Das Belüftungsprogramm wurde der Schaumbildung angepasst und betrug zwischen 20 und 60 min pro Tag. In landwirtschaftlichen Beratungsunterlagen (SCHECHTNER et al. 1992) werden tägliche Belüftungszeiten zwischen 1,5 h und 12 h angeführt.

2.4 Versuchsablauf

Durchführung der Lagerungsversuche:

Wie Tabelle 1 zeigt, waren die Lagerungsdauer für die vier Varianten unterschiedlich. Für die Berechnung der aggregierten Emissionen (Kapitel 3.4) wurden die Messwerte und die interpolierten Werte während der 100 Tage herangezogen.

Tabelle 1: Übersicht der Lagerungsversuche mit Schweineflüssigmist
 Table 1: Overview of the storage trials with pig slurry

	Winterlagerungsversuch		Sommerlagerungsversuch	
	unbehandelt	belüftet	unbehandelt	belüftet
Einlagerung	24. Okt. 2000	29. Nov. 2000	17. Mai 2001	7. Juni 2001
Abdeckung	Holzplatte	keine	Holzplatte	keine
Auslagerung	16. Mai 2001	12. März 2001	13. Sept. 2001	12. Nov. 2001
Lagerungsdauer [d]	205	104	120	159
Menge [m ³]	9,38	7,51	10,46	8,10
Messdauer mit FTIR [h]	550	698	323	709
Anteil FTIR-Messdauer an der Lagerungsdauer [%]	12	28	11	19
Substrattemp.				
Ø [°C]	8,4	15,8	18,4	25,8
Min. [°C]	4,4	9,6	16,3	18,5
Max. [°C]	17,7	25,8	21,1	29,4
Lufttemp.				
Ø [°C]	6,1	2,2	18,9	17,6
Min. [°C]	-6,3	-6,3	10,6	6,6
Max. [°C]	20,0	10,4	28,4	28,4

Durchführung der Ausbringversuche:

Das Emissionsverhalten während und nach der Ausbringung von unbehandeltem und belüftetem Flüssigmist aus dem Sommerlagerungsversuch (Tabelle 1) wurde im Sommer 2001 gemessen.

Dabei wurde auf einer Grünlandfläche der mobile Emissionsmessraum aus dem Lagerungsversuch für die Messung der NH₃-Emissionen aufgebaut. Auf der Fläche des Grundrahmens (27 m²) wurden 96 Liter Flüssigmist (entspricht 40 m³/ha) streifenförmig bodennah ausgebracht. Während der Ausbringung wurde sofort die Abdeckplatte auf die Seitenwände geschraubt und mit den NH₃-Emissionsmessungen begonnen. Zwei Tage lang wurden die NH₃-Emissionen kontinuierlich gemessen. Für die Messung der N₂O- und CH₄-Emissionen kam die geschlossene Kammertechnik mit dem Anreicherungsprinzip zum Einsatz. Dabei wurden L-Profil-Aluminiumrahmen (111 cm x 111 cm) an 3 Messstellen 5 cm im Boden versenkt und mit einer konvexen weißen Kunststoffkuppel (Höhe: 50 cm) abgedeckt. Nach 2 Stunden bzw. 1 Stunde Anreicherungszeit in der Kuppel wurden mit einer Spritze 15 ml Gas entnommen und in evakuierte Probenfläschchen gedrückt. Diese Probenfläschchen wurden bis zur Analyse gekühlt gelagert. Daneben wurde während der Anreicherungszeit sowohl innerhalb und außerhalb der Kuppel die Temperatur mit einem Thermometer gemessen. Die Probennahme erfolgte am Ausbringungstag und an den Tagen 4, 8, 13 und 20. Nach der gaschromatographischen Auftrennung der beiden Gase

erfolgte die N₂O-Bestimmung mit einem Ni-Elektroneneinfangdetektor (ECD) und CH₄ mit dem Flammenionisationsdetektor (FID). Die Ergebnisse werden unter Berücksichtigung der gemessenen Temperatur in g N₂O/m²*h und g CH₄/m²*h ausgedrückt, linear zwischen den Tagen der Probennahme interpoliert und auf die ausgebrachte Flüssigmistmenge bezogen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Belüftungsintensität und Flüssigmisttemperatur

Die **Intensität der Belüftung** (= m³ Luft/(d*m³ Flüssigmist)) bestimmt den Abbaugrad der organischen Substanz und somit die Spurengasemissionen (BURTON, 1992). Der Belüftungsintensität sind jedoch Grenzen gesetzt, wie die durchgeführten Versuche zeigten. Beim aeroben Abbau der organischen Substanz kam es zur Bildung von Verseifungsprodukten, die bei der zu belüfteten Flüssigmistmenge zur starken Schaumbildung führte. Ein an die Schaumbildung angepasste Intervallbelüftung sowie ein mechanischer Schaumzerschläger ermöglichten das Belüfteten bei hoher Belüftungsintensität. Die Schaumbildung stellte die Grenze der maximalen Belüftungsintensität dar.

Rinderflüssigmist konnte um 25 % intensiver belüftet werden als Schweineflüssigmist (Tabelle 2). Durch den aktiven Lufteintrag in den Flüssigmistkörper wurden

Tabelle 2: Maximale Belüftungsintensität und Flüssigmisttemperatur
Table 2: Maximum aeration intensity and slurry temperature

	Rinderflüssigmist**		Schweineflüssigmist	
	Sommerlagerung 1999	Winterlagerung 2000	Winterlagerung	Sommerlagerung
max. Belüftungsintensität*) [m^3 Luft/($\text{d} \cdot \text{m}^3$ Flüssigmist)]	2,67	2,2	1,41	1,52
max. Flüssigmisttemp. [$^{\circ}\text{C}$]	30,5	36,8	25,8	29,4
Ø Flüssigmisttemp. [$^{\circ}\text{C}$]	17,8	20,1	15,8	25,8

*) wurde durch die Schaumbildung limitiert

**) Daten vom Rinderflüssigmist aus MOITZI (2002) übernommen

vorübergehend aerobe Bedingungen geschaffen. Der Abbau der organischen Substanz erfolgte über exotherme Prozesse, wodurch der Flüssigmist bis auf $36,8^{\circ}\text{C}$ erwärmt wurde (aerob-mesophile Behandlung; Tabelle 2). Bei dem weniger intensiv belüfteten Schweineflüssigmist betrug die Erwärmung max. $25,8^{\circ}\text{C}$ (Abbildung 1) bzw. $29,4^{\circ}\text{C}$. Die mittleren Temperaturen betragen zwischen $15,8^{\circ}\text{C}$ und $25,8^{\circ}\text{C}$. Ähnlich hohe Aufbereitungstemperaturen stellten BESSON et al. (1981) bei der Belüftung von Schweine- und Rinderflüssigmist fest. Höhere Temperaturen bis 70°C erreicht man bei der Heißfermentation mit einer aerothermophilen Belüftung bei einer Belüftungsintensität von 20 m^3 Luft/ $\text{h} \cdot \text{m}^3$ Flüssigmist (HAHNE und SCHUCHARDT, 1994).

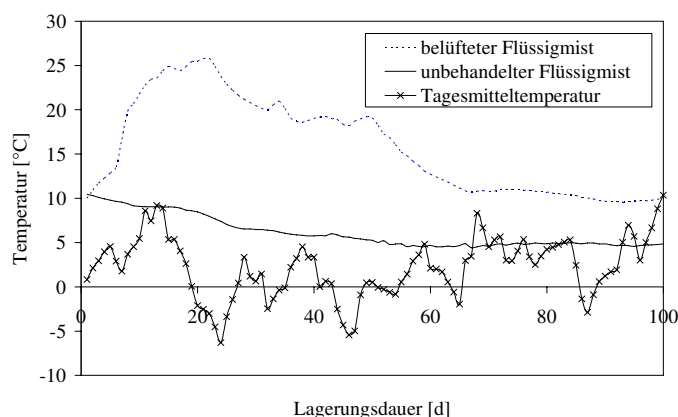


Abbildung 1: Temperaturverlauf während der Lagerungszeit des belüfteten und unbehandelten Schweineflüssigmistes (1. Dezember 2000 – 10. März 2001); max. Belüftungsintensität: $1,41 \text{ m}^3$ Luft/($\text{d} \cdot \text{m}^3$ Flüssigmist)

Figure 1: Temperature during storage of aerated and untreated pig slurry (1st December 2000 – 10th March 2001); max. aeration intensity: $1,41 \text{ m}^3$ air/($\text{d} \cdot \text{m}^3$ slurry)

3.2 Flüssigmistzusammensetzung

Die Veränderungen in den Inhaltsstoffen (Tabellen 2 und 3) während der Lagerung sind durch Entmischungsvorgänge und durch mikrobielle sowie chemische Abbau- bzw. Umbauprozesse erklärbar. Veränderungen in der Nährstoffzusammensetzung während der Lagerung können nur dann vollständig den mikrobiellen und chemischen Prozessen zugeordnet werden, wenn Entmischungsvorgänge ausgeschlossen werden. Beim belüfteten Flüssigmist erfolgte die Probenahme unmittelbar nach der Belüftungsphase, wodurch die Veränderungen der Flüssigmistzusammensetzung (Tabelle 3) fast ausschließlich auf mikrobielle Prozesse zurückzuführen sind.

Der unbehandelte Flüssigmist zeigte in der Sommerlagerungszeit bei den organischen Stoffparametern (TS, oTS, C_{total} , N_{total} und N_{org}) höhere Veränderungen als beim Winterflüssigmist, obwohl die Lagerungszeit im Sommer um 84 Tage geringer war. Die leicht abbaubare organische Substanz sowie die höhere mikrobielle Aktivität, verursacht durch die höheren Temperaturen im Sommer, dürften dafür verantwortlich sein. Die Veränderung der oTS durch den mikrobiellen Abbau bzw. durch die Entmischung betrug im Winterflüssigmist – 40 % und im Sommerflüssigmist – 53 %. Der N_{org} erfuhr speziell im Sommersversuch die größte Veränderung (– 66 %). Im Winterversuch nahm hingegen der N_{org} -Gehalt um 40 % ab. Sowohl der NH_4^+ -N- als auch der N_{total} -Gehalt nahmen ab. Dies zeigt, dass es während der Lagerung zu NH_3 -Verlusten kam, die sowohl aus dem anorganischen als auch organischen N-Pool gespeist wurden. Durch die Desaminierungsreaktionen (chemische Abspaltung von NH_3 aus einer Aminogruppe) des organisch gebundenen Stickstoffs stieg der pH-Wert marginal an.

Da im Zuge der Mineralisierung der organischen Substanz mehr C freigesetzt wird als N (was zur Einengung des

Tabelle 3: Inhaltsstoffe des unbehandelten Schweineflüssigmistes und deren Veränderung während der Winter- und Sommerlagerung
 Table 3: Nutrient composition of untreated pig slurry and change during winter and summer storage

	TS [%]	oTS* [%]	C _{total} [g/kg FM**]	N _{total} [g/kg FM]	C _{total} / N _{total}	N _{org} [g/kg FM]	NH ₄ ⁺ -N [g/kg FM]	NH ₄ ⁺ -N/N _{total} [%]	pH
Winterlagerung 204 Tage									
Anfang	4,45	3,31	18,87	4,44	4,25	1,33	3,48	78,38	7,60
Ende	2,84	1,97	11,37	3,95	2,88	0,79	2,70	68,35	7,94
Änderung [%]	-36	-40	-40	-11	-32	-40	-22	-13	+4
Ø (Probenanzahl)	3,20 (25)	2,31 (25)	12,77 (25)	3,99 (16)	3,33	0,90 (25)	3,04 (14)	75,10	7,82 (25)
Sommerlagerung 120 Tage									
Anfang	2,89	2,05	11,83	3,73	3,17	1,04	2,85	76,41	6,78
Ende	1,61	0,97	5,72	2,89	1,98	0,36	2,55	88,24	7,26
Änderung [%]	-44	-53	-52	-23	-38	-66	-11	+15	+7
Ø (Probenanzahl)	2,08 (12)	1,38 (12)	8,42 (7)	3,22 (11)	2,54	0,66 (7)	2,68 (10)	80,83	7,29 (12)

* organische Trockensubstanz

** Frischmasse

C/N-Verhältnisses führte), sind die gasförmigen C-Emissionen (CO₂, CH₄, NMVOC) höher als die gasförmigen N-Emissionen (NH₃, N₂O, N₂, flüchtige Amine).

Die in Tabelle 3 angeführten Veränderungen beim belüfteten Schweineflüssigmist sind zum größten Teil auf mikrobielle Abbauvorgänge zurückzuführen. Die oTS wurde im Laufe der Belüftungsperiode bis zu 40 % abgebaut. Der C_{total}-Gehalt wurde durch die Belüftung ebenfalls um mehr als 40 % verringert.

Die Qualität der organischen Substanz ist entscheidend für den mikrobiellen Abbau und kann durch den BOD5-Wert (Biological Oxygen Demand innerhalb von 5 Tagen) beschrieben werden. Der Schweineflüssigmist im Sommerversuch 2001 zeigte zu Beginn der Belüftungsperiode einen hohen BOD5-Wert von über 18 g/l. Gegen Ende der Belüftungszeit war die leicht abbaubare Substanz mehr oder weniger veratmet, womit der niedrige BOD5-Wert von 0,31 g/l erklärt werden kann. Eine starke Abnahme des BOD5-Wertes von über 90 % durch die Belüftung konnte auch BURTON (1992) feststellen. Neben der N-Mineralisierung (N_{org}-Abnahme) wird N in die mikrobielle Biomasse eingebaut. BESSON (1981) konnte bei der Belüftung von Rinderflüssigmist eine Zunahme des N_{org} um 6,3 % feststellen. Im Winterversuch betrug die Abnahme des N_{org} 22 %. Die N-Mineralisierung war somit größer als die N-Immobilisierung. Durch die Belüftung im Sommerversuch

(Tabelle 3), blieb der N_{org} auf nahezu konstantem Niveau (1,40 g/kg FM), was auf eine Balance zwischen N-Inkorporation und N-Mineralisierung hindeutet. Die N_{org}-Mineralisierung führte zu einer NH₃-Freisetzung in die flüssige Phase, wodurch NH₃ hydrolysiert wurde und als NH₄⁺ vorlag. Die Folge war ein pH-Anstieg, der im Vergleich zu den Untersuchungen von BESSON (1981) marginal (2 % bzw. 4 %) war. Bei BESSON (1981) führte die Belüftung von Schweineflüssigmist zu einer pH-Werterhöhung um 15,5 %. Der N_{total}-Gehalt nahm durch die Belüftung um ca. 25 % ab (Tabelle 3). In den Untersuchungen von BESSON (1981) nahm der N_{total}-Gehalt während der Belüftung nur um 5,3 % ab. Während der Belüftung entwichen mehr gasförmige C-Verbindungen (CH₄, CO₂, biogene Amine) als N-Verbindungen (NH₃, N₂O, N₂, Amine), wodurch das C/N-Verhältnis im belüfteten Flüssigmist um 22 % bzw. 27 % eingengt wurde. Auf Grund der C- und N-Reduktion im belüfteten Flüssigmist erwartet man geringere Emissionen in Form von CH₄, N₂O und NH₃ während der Ausbringung.

3.3 Mittlere Emissionsraten

Erhöhte NH₃-Emissionen bei der aeroben-mesophilen Behandlung von Flüssigmist sind bekannt (WAGNER-ALT,

Tabelle 4: Inhaltsstoffe des Schweineflüssigmistes am Beginn und Ende der Winter- und Sommerlagerung mit Belüftung
 Table 4: Nutrient composition of aerated pig slurry at the beginning and the end of winter and summer storage

	TS [%]	oTS* [%]	C_{total} [g/kg FM**]	N_{total} [g/kg FM]	$C_{\text{total}}/N_{\text{total}}$	N_{org} [g/kg FM]	NH_4^+-N [g/kg FM]	$\text{NH}_4^+-\text{N}/N_{\text{total}}$ [%]	pH
Winterlagerung 104 Tage									
Anfang	3,72	2,65	14,73	5,77	2,55	1,24	4,55	78,86	7,68
Ende	2,49	1,58	8,60	4,30	2,00	0,97	3,83	89,07	7,86
Änderung [%]	-33	-40	-42	-25	-22	-22	-16	-13	+2
Ø (Probenanzahl)	2,74 (12)	1,78 (12)	9,60 (12)	4,79 (8)	1,99	0,92 (12)	3,81 (7)	78,83	7,96 (12)
Sommerlagerung 159 Tage									
Anfang	4,94	3,99	22,15	4,54	4,88	1,45	3,10	68,28	7,35
Ende	4,00	2,65	12,45	3,50	3,56	1,38	2,20	62,86	7,67
Änderung [%]	-19	-34	-44	-23	-27	-5	-29	-8	+4
Ø (Probenanzahl)	4,87 (18)	3,55 (18)	18,57 (16)	4,34 (17)	4,27	1,32 (16)	3,11 (15)	70,22	7,72 (18)

* organische Trockensubstanz

** Frischmasse

2002; BURTON et al., 1993). Die mittleren NH_3 -Emissionsraten sind beim belüfteten Flüssigmist um 7-mal (Winterversuch) bzw. um 9-mal höher als beim unbehandelten Flüssigmist (Tabelle 4). Zwischen den Sommer- und Winterversuchen wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt. Die hohen Emissionsraten zu Beginn der Messperiode lassen sich durch folgende Faktoren erklären: warme Witterung während der ersten Messperiode (bis 16°C), das Fließgleichgewicht des Ammoniaks zwischen Flüssigmist und Atmosphäre ist noch nicht eingestellt und die noch nicht ausgebildete Schwimmdecke verhindert das Entweichen von NH_3 nicht. Der Emissions-Peak um den Versuchstag 130 war auf die rasche Lufttemperaturerhöhung von $-1,4^\circ\text{C}$ auf $+14^\circ\text{C}$ innerhalb von 17 Tagen zurückzuführen.

Die mittleren N_2O -Emissionsraten blieben mit Ausnahme des belüfteten Flüssigmists im Sommerversuch auf einem geringen Niveau. Die hohen N_2O -Emissionsraten aus belüftetem Schweineflüssigmist waren auch gekoppelt mit hohen CH_4 - und CO_2 -Emissionsraten (Tabelle 4). Aus dem zeitlichen Verlauf der N_2O -Emissionsrate (Abbildung 3) ist ersichtlich, dass gegen Ende der Belüftungsphase die höchsten N_2O -Mengen (bis $38 \text{ g}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$) emittiert wurden. Die Belüftungszeiten im Versuch (6-mal/Tag zu je 10 bis 15 Minuten) waren nicht immer synchron mit der Abluftmessung, sodass die emittierten N_2O -Mengen nicht vollständig erfasst wurden. Es kann deshalb angenommen

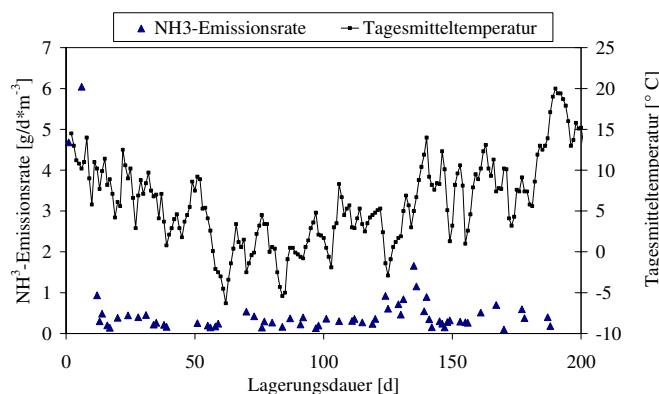

 Abbildung 2: NH_3 -Emissionsraten und Tagesmitteltemperatur während der Lagerung von unbehandeltem Schweineflüssigmist; Beginn der Messperiode: 25. Oktober 2000

 Figure 2: NH_3 emission rate and mean daily temperature during storage of untreated pig slurry; start of measurements: 25th October 2000

werden, dass bei der Belüftungsvariante die N_2O -Emissionsraten bzw. die kumulierten N_2O -Emissionen höher waren als hier dargestellt. Das durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse gebildete N_2O wird physikalisch in der Flüssigphase gelöst. Durch die wiederkehrenden Belüftungsvorgänge wird N_2O verstärkt aus der Flüssigphase in die Gasphase ausgetrieben. BURTON et al. (1993) kamen in ihren Belüftungsexperimenten mit Schweineflüssigmist bei 1,5-tägiger Behandlung zu Emissionsraten von

1,9 g N₂O/(h*m³ FM) bzw. bei 4-tägiger Behandlung von 4,6 g N₂O/(h*m³). Diese hohen Emissionsraten wurden während der intensiven Belüftungsphase gemessen und bestätigen die hohen N₂O-Emissionen während der Belüftungsphase, welche im Sommersversuch festgestellt wurden. WAGNER-ALT (2002) konnte beim belüfteten Rinderflüssigmist N₂O-Emissionsraten zwischen 0,03 g/(d*m³) und 1,55 g/(d*m³) messen.

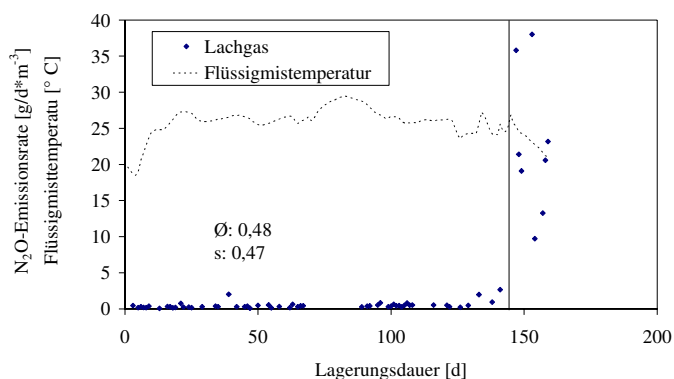


Abbildung 3: Verlauf der N₂O-Emissionsraten aus belüftetem Schweineflüssigmist und der Flüssigmisttemperatur im Sommersversuch

Figure 3: N₂O emission rate from aerated pig slurry and slurry temperature during summer storage

Die aerobe Flüssigmistbehandlung bewirkte einen Eingriff in den N-Pool, wodurch N-Emissionen in Form von NH₃ und N₂O entstehen. Die wechselnden Bedingungen im Redoxzustand (aerob, anaerob) führten dazu, dass anorganische N-Verbindungen im Flüssigmist einer Nitrifizierung und einer Denitrifizierung unterworfen wurden. Der höhere NH₄⁺-N im Schweineflüssigmist sowie der in die obersten Schichten der Flüssigmistoberfläche eindiffundierte Luftsauerstoff fördern das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien (Nitrosomonas, Nitrobacter). Diese oxidieren den ammoniakalischen N zu Nitrat. Optisch kann man das ausgefallene Nitratsalz (Salpeter) an den Wänden der Flüssigmistgrube im Übergangsbereich Flüssigmist/Atmosphäre durch weiße Kongregationen feststellen. Das in der Flüssigphase gelöste Nitrat unterliegt den thermodynamischen Diffusionsprozessen, die durch Massentransportprozesse unterstützt werden. Diese sind temperaturabhängig. Das Nitration kommt somit in tiefere Gülleschichten, wo anaerobe Verhältnisse herrschen. Der im Flüssigmist vorhandene organische Kohlenstoff dient als Elektronendonator und ist somit eine wichtige Voraussetzung für die Denitrifizierung. Das Freisetzen des gebildeten N₂O in die

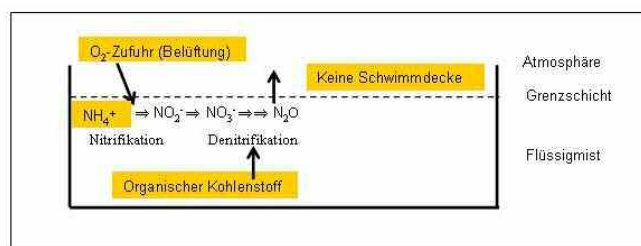


Abbildung 4: Erklärungsmodell für die hohen N₂O-Emissionen aus dem belüfteten Schweineflüssigmist

Figure 4: Explanatory model for the high N₂O emissions from aerated pig slurry

Atmosphäre wird zudem durch das Fehlen einer natürlichen Schwimmdecke gefördert.

Im Sommersversuch wurden beim belüfteten Flüssigmist höhere CH₄-Emissionsraten gemessen als beim unbehandelten (Tabelle 4). In den belüftungsfreien Zeiten konnten sich offensichtlich wieder anaerobe „micro-environments“ bilden, worin die methanogenen Bakterien ihre Aktivität wieder aufnahmen. Das gebildete CH₄ wird dann während der Belüftungsphase aktiv ausgetrieben. Mit dem aeroben Abbau der organischen Substanz wird auch die CO₂-Bildung durch die Belüftung gefördert (Tabelle 4). Durch die aerobe Flüssigmistbehandlung konnte bei Schweineflüssigmist eine kumulierte CO₂-Emission festgestellt werden, die um das 5,5-Fache höher war als bei unbehandeltem Flüssigmist. Diese hohen CO₂-Emissionen sind auf den oxidativen Abbau der organischen Substanz zurückzuführen.

3.4 Aggregierte Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung

Die aggregierten Emissionen fassen die kumulierten Spurengasemissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Flüssigmist zusammen. Dadurch wird eine emissionsbasierte Bewertung von Flüssigmistbehandlungsverfahren ermöglicht und es wird aufgezeigt, in welchem Verfahrensschritt Reduktionspotenziale genutzt werden können. Beim unbehandelten Flüssigmist entstanden 71 % der gesamten NH₃-Emissionen bei der Ausbringung (Tabelle 5). Die Flüssigmistbelüftung brachte keine Reduktion der NH₃-Emissionen während und nach der Ausbringung. Im Gegenteil, diese waren um das Doppelte höher als beim unbehandelten Flüssigmist. Die aggregierten NH₃-Emissionen von 926,6 g/m³ aus dem belüfteten Schweineflüssigmist waren um fast das 4-Fache höher als aus dem unbehandelten Flüssigmist. Untersuchungen zum Rinderflüss-

Tabelle 5: Mittlere, maximale und minimale Emissionsraten [g/d*m⁻³] bei der Lagerung von unbehandeltem und belüftetem Schweineflüssigmist im Winter- und Sommersversuch (Student-Newmann-Keuls-Test der logtransformierten Emissionsraten zwischen Winter- und Sommersversuch (Spalte Signifikanz) bzw. zwischen unbehandeltem und belüftetem Schweineflüssigmist (Buchstaben); $\alpha = 0,05$)Table 5: Mean, maximum and minimum emission rates [g/d*m⁻³] from untreated and aerated pig slurry during winter- and summer storage (Student-Newmann-Keuls-Test of the logtransformed emission rates between winter and summer storage (column Signifikanz) respectively between untreated and aerated pig slurry (letters); $\alpha = 0,05$)

	Variante	Winterversuch	Sommerversuch	Signifikanz
Kohlendioxid (CO ₂)	unbehandelt	Ø: 0,54 ^a max: 6,04 min: 0,10 n: 66	Ø: 0,49 ^A max: 3,08 min: 0,09 n: 36	n. s.
	belüftet	Ø: 3,78 ^b max: 10,20 min: 0,59 n: 59	Ø: 4,38 ^B max: 15,96 min: 0,24 n: 62	n. s.
Methan (CH ₄)	unbehandelt	Ø: 0,32 ^a max: 3,32 min: 0,05 n: 65	Ø: 0,24 ^A max: 0,35 min: 0,11 n: 27	n. s.
	belüftet	Ø: 0,29 ^a max: 0,99 min: 0,05 n: 59	Ø: 3,29 ^B max: 38,0 min: 0,07 n: 63	s.
Lachgas (N ₂ O)	unbehandelt	Ø: 3,39 ^b max: 19,85 min: 0,21 n: 58	Ø: 1,97 ^A max: 7,68 min: 0,53 n: 36	s.
	belüftet	Ø: 1,46 ^a max: 4,69 min: 0,22 n: 58	Ø: 12,38 ^B max: 59,38 min: 0,52 n: 63	s.
Ammoniak (NH ₃)	unbehandelt	Ø: 44,31 ^a max: 121,12 min: 10,72 n: 66	Ø: 35,88 ^A max: 96,92 min: 9,67 n: 36	n. s.
	belüftet	Ø: 239,41 ^b max: 907,09 min: 25,93 n: 59	Ø: 228,75 ^B max: 901,20 min: 49,05 n: 63	n. s.

sigmist (AMON et al., 2006) zeigten, dass von den 226,8 g NH₃/m³, 18 % während der Lagerung und 82 % während und nach der Ausbringung entstehen. Der Rinderflüssigmist mit dem höheren TS-Gehalt führt während der Lagerung zur Schwimmdeckenbildung, die eine natürliche physikalische Diffusionsbarriere für NH₃ darstellt. Bei der Ausbringung hingegen mindert ein trockensubstanzreicher Rinderflüssigmist die Infiltration in den Boden, wodurch NH₃ aus dem Flüssigmist leichter entweichen kann.

Die Intervallbelüftung von Flüssigmistbelüftung förderte die N₂O-Emissionen während der Lagerung (Tabelle 5),

was auch in den Untersuchungen mit Rinderflüssigmist von AMON et al. (2006) bestätigt wurde. Die aggregierten N₂O-Emissionen aus dem belüfteten Schweineflüssigmist sind um den Faktor 16,6 höher als aus dem unbehandelten. Die sehr hohen N₂O-Emissionen bei der Ausbringung sind auf die chemischen und mikrobiologischen Interaktionen zwischen den Boden- und Flüssigmistbedingungen zurückzuführen. Im Vergleich dazu sind die N₂O-Emissionen nach der Ausbringung von unbehandelten und belüfteten Rinderflüssigmist nach AMON et al. (2006) gering (3,8 bzw. 4,9 g/m³).

Tabelle 6: Aggregierte Emissionen [g/m^3] sowie Global Warming Potential* [$\text{kg CO}_2 \text{ eq}/\text{m}^3$] während einer 100-tägigen Lagerung und während der Ausbringung von unbehandelten und belüfteten Schweineflüssigmist.Table 6: Aggregated emission [g/m^3] and global warming potential* [$\text{kg CO}_2 \text{ eq}/\text{m}^3$] during storage (100 days) and during application of untreated and aerated pig slurry.

Spurengas	Variante	Lagerung	Ausbringung	Gesamt
NH_3	unbehandelt	67,8	168,1	235,9
	belüftet	583,8	342,8	926,6
N_2O	unbehandelt	22,9	17,7	40,6
	belüftet	39,6	634,0	673,6
CH_4	unbehandelt	179,6	19,2	198,8
	belüftet	1910,5	25,9	1936,4
GWP	unbehandelt	8,6	4,1	12,7
	belüftet	48,4	125,3	173,7

* GWP von N_2O = 310; GWP von CH_4 = 21 (IPCC, 1996)

Die CH_4 -Emissionen entstehen beim unbehandelten und belüfteten Flüssigmist zu über 90 % während der Lagerung (Tabelle 5). Der belüftete Schweineflüssigmist emittierte um fast 11mal mehr an CH_4 als unbehandelter, was auf anaerobe Milieubedingungen gegen Ende der belüftungsfreien Zeit hindeutet. AMON et al. 2006 konnten bei der Belüftung von Rinderflüssigmist hingegen eine 57 %ige Reduktion der CH_4 -Emissionen von $4045,7 \text{ g}/\text{m}^3$ (unbehandelt) auf $1731,7 \text{ g}/\text{m}^3$ feststellen, was auf die vorherrschenden aeroben Milieubedingungen zurückzuführen war.

Das Global Warming Potential (GWP) wird bestimmt durch die N_2O - und CH_4 -Emissionen und ist beim belüfteten Flüssigmist um fast 14mal höher als beim unbehandelten Flüssigmist.

4 Schlussfolgerungen

Durch die aerobe Flüssigmistbehandlung (Belüftung) von Schweineflüssigmist erfolgt ein mikrobieller Eingriff in die organische Substanz, der sich in umwelt- und klimarelevanten Spurengasemissionen äußert. Sowohl bei der Lagerung als auch während und nach der Ausbringung waren die Spurengasemissionen höher als bei unbehandelten Flüssigmist. Aus den dargestellten Ergebnissen kann geschlossen, dass das Verfahren der Intervall-Flüssigmistbelüftung aus Gründen der umwelt- und klimarelevanten Spurengasemissionen nicht für die Praxis empfohlen werden kann.

Literaturverzeichnis

- AMON, B., T. AMON, J. BOXBERGER, A. PÖLLINGER and A. ZAUSSINGER (1996): Entwicklung einer Messeinrichtung zur Erfassung umweltrelevanter Gasemissionen. Die Bodenkultur 47, 4, 247–253.
- AMON, T. (1995): Prozesssteuerung der Flüssigmistseparierung mit einem Preßschneckenseparator. Gelbe Reihe, Landtechnische Berichte aus Praxis und Forschung 55, Bayerisches Staatsministerium für ELuF, München, Dissertation an der Universität München-Weihenstephan. 1995.
- AMON, B., V. KRYVORUCHKO, T. AMON and 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 & Environment, Volume 112, Issues 2–3, 153–162.
- BESSON, J.-M., V. LEHMANN, M. ROULET and P. LISCHER (1981): Güllebehandlung: Lagerung, Belüftung und Methangärung. a) Wirkung auf einige Gülleinhaltsstoffe. Bericht über die 7. Arbeitstagung „Fragen der Güllerei“, Bundesversuchsanstalt für alpenländische Landwirtschaft, 29–52.
- BURTON, C.H. (1992): A review of the strategies in the aerobic treatment of pig slurry: Purpose, Theory and Method. J. agric. Engng. Res. 53, 249–272.
- BURTON, C.H., R.W. SNEATH and J. FARRENT (1993): The effect of continuous aerobic treatment on the fate of the nitrogen component in piggery slurry. In Nitrogen flow in pig production and environmental consequences (Wageningen, 1993), E.P.N. 69/1993, Hrsg., Pudoc

Scientific Publishers, S. 404–409. Proceedings of the First International Symposium on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences, on 8–11 June, Wageningen.

BURTON, C.H., R.W. SNEATH, T.H. MISSELBROOK and B.F. PAIN (1998): The effect of farm scale aerobic treatment of piggery slurry on odour concentration, intensity and offensiveness. *J. agric. Engng Res.* 71, 203–211.

HAHNE, J. und F. SCHUCHARDT (1994): Güllebehandlung zur Nährstoffentlastung und Emissionsminderung. *Landtechnik – Fachzeitschrift für Agrartechnik und ländliches Bauen*, 49, 4, 215–216.

IPCC (1996): Climate change 1995: the science of climate change. In: Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenberg, A., Maskell, K. (Ed.), Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 572.

MOITZI, G. (2002): Auswirkungen der Biomethanisierung, Belüftung und Separierung auf die Emissionen von NH_3 , N_2O und CH_4 während der Lagerung und nach der Ausbringung von Schweineflüssigmist. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien, 219 S.

SCHECHTNER et al. (1991): Wirtschaftsdünger – Richtige Gewinnung und Anwendung. Sonderausgabe der Zeitschrift „Förderungsdienst“. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

SCHECHTNER, G. (1993): Erfolgsaussichten der Güllebelüftung im Grünlandbetrieb. BAL-Veröffentlichung 18, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein.

WAGNER-ALT, C. (2002): CH_4 -, NH_3 - und N_2O -Emissionen aus der Lagerung von Milchviehflüssigmist und Reduzierungsmöglichkeiten. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien, 195 S.

Danksagung

Die Versuche wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien finanziell unterstützt. Die Autoren bedanken sich für die kooperative Zusammenarbeit bei den MitarbeiterInnen der BOKU-Versuchswirtschaft in Groß Enzersdorf. Frau Dr. Sophie Zechmeister-Boltenstern vom Institut für Waldökologie und Boden im Bundesforschung- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Seckendorff-Gudent Weg 8, 1131 Wien gebührt Dank für die umfangreiche Unterstützung bei den Ausbringungsversuchen.

Autorenanschrift

Dipl.-Ing. Dr. Gerhard Moitzi, Dipl.-Ing. Dr. Vitaliy Kryvoruchko, Dr. Priv.-Doz. Barbara Amon, Dipl.-Ing. Dr. Christiane Wagner-Alt, ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Thomas Amon und o.Univ.-Prof.i.R Dipl.-Ing. Dr. Josef Boxberger

Institut für Landtechnik im Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Peter Jordan Straße 82, 1190 Wien

E-Mail: gerhard.moitzi@boku.ac.at

Eingelangt am 26. Februar 2008

Angenommen am 12. November 2009