

Aus dem Institut für Pflanzenernährung
der Universität Hohenheim
Fachgebiet: Rhizosphäre und Düngung

**Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von
landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von
produktionstechnischen Maßnahmen**

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der
Agrarwissenschaften

Vorgelegt der
Fakultät Agrarwissenschaften
der Universität Hohenheim

von
Barbara Cornelia Elisabeth Leick
aus Lichtenborn /Eifel

2003

Leick, Barbara Cornelia Elisabeth

Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen

Dissertation Universität Hohenheim, Institut für Pflanzenernährung, 2003

Von der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften (Dr. sc. agr.) am 17.07.2002 angenommene Dissertation

Tag der mündlichen Prüfung: 20.02.2003

Berichterstatter, 1. Prüfer:	Prof. Dr. C. Engels, Universität Bayreuth
Mitberichterstatter, 2. Prüfer:	Prof. Dr. W. Claupein
3. Prüfer:	Prof. Dr. Ing. Dr. h.c. H.D. Kutzbach
Prodekan:	Prof. Dr. K. Stahr

e-mail: barbaraleick@web.de

Meinen Eltern

Veröffentlichungen aus dieser Dissertation

- Adam K, Fiedler S, Glatzel S, Kleber M, Kretzschmar A, Leick B, Rück F und Stahr K 1997. Gashaushaltmessungen im Grünland des Allgäus. Mitt. Dt. Bodenkd. Ges. 82, 315-348.
- Ferch NJ, Leick B and Römheld V 2001. Comparison of methods for nitrous oxide measurement: gas chromatography versus photo-acoustic infra red spectroscopy. Proceedings of the 11th International Nitrogen Workshop. Reims, France, September 9-12, 2001, 79-80.
- Fiedler S, Adam K, Glatzel S, Kleber M, Leick B, Sommer M and Stahr K 1998. Measurements of trace gases in the „Württembergische Allgäu“. In: Herrmann L and Stahr K (eds.); Environment and soils of South-West Germany. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 47, 111-140, ISSN 0942-0754.
- Leick B und Engels C 1998. Emission von Ammoniak (NH₃) und Distickstoffoxid (N₂O) nach Ausbringung von Flüssigmist; 8. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. Pflanzenernährung, Wurzeleistung und Exsudation; (Merbach W, Hrsg.), BG Teuber Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Leipzig, 29-36.
- Leick B and Engels C 2000. Nitrous oxide emissions from agricultural soils as affected by the form of nitrogen fertilizer. Proceedings of International Colloquium of Plant Nutrition in Cairo.
- Leick B and Engels C 2001. Effects of various nitrogen fertilizers on nitrous oxide emissions from arable soils. In: Developments in plant and soil sciences. Plant nutrition-Food security and sustainability of agro-ecosystems. Horst WJ *et al.* (eds.), Kluwer Academic Publishers, 882-883.
- Leick B, Ferch NJ and Engels C 2001. Effect of wetting on the N₂O emission from arable soil. Proceedings of the 11th International Nitrogen Workshop. Reims, France, September 9-12, 2001, 131-132.

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abbildungen.....	iii
Verzeichnis der Tabellen.....	v
1. Einführung	1
1.1 Allgemeiner Überblick.....	1
1.2 Zielsetzung	9
2. Material und Methoden.....	11
2.1 Standortbeschreibung.....	11
2.2 Erfassung der NH ₃ -Emission	14
2.2.1 IHF-Methode	14
2.2.1.1 Versuchsvarianten Ausbringungstechnik	16
2.2.2 Windtunnel Methode	19
2.2.2.1 Messung unter Freilandbedingungen.....	19
2.2.2.2 Messung im Außenbereich der Vegetationshalle	21
2.2.3 Entnahme der Luftproben zur NH ₃ -Bestimmung	22
2.2.4 NH ₄ ⁺ -Analyse	23
2.2.5 Berechnung der NH ₃ -Emission.....	23
2.3 Erfassung der N ₂ O-Emission mit der „closed chamber“-Methode	24
2.3.1 Hohenheimer Messkammer für Freilandversuche.....	24
2.3.2 Messkammersystem nach Schmidt.....	28
2.3.3 Messkammer für Gefäßversuche	30
2.3.4 Vorbereitung der Probefläschchen	31
2.3.5 Gaschromatographische Messung von Spurengasen.....	32
2.3.6 Berechnung der Emissionsrate	33
2.4 Photoakustische Erfassung von Gasen im offenen Kammersystem	34
2.5 Begleituntersuchungen	37
2.5.1 N _{min} -Gehalte im Boden	37
2.5.2 Bodenwassergehalt.....	37
2.5.3 Extrahierbarer organischer Kohlenstoff (EOC).....	37
2.5.4 Flüssigmistanalyse.....	37
2.5.5 Pflanzenanalyse: Trockensubstanz, N- und C-Gehalte.....	38
2.5.6 Erfassung meteorologischer Daten	38
2.5.6.1 Erfassung bei Freilandversuchen zur NH ₃ -Emission.....	38
2.5.6.2 Erfassung unter kontrollierten Bedingungen zur NH ₃ -Emission	39
2.5.6.3 Erfassung bei Freilandversuchen zur N ₂ O-Emission	39
2.5.6.4 Erfassung unter kontrollierten Bedingungen zur N ₂ O-Emission.....	40
2.6 Statistische Auswertung	40
3. Vermeidung von gasförmigen Stickstoff-Verlusten durch Optimierung der Düngung.....	41
3.1 Einleitung.....	41
3.2 Einfluss der Ausbringungstechnik auf die NH ₃ - und N ₂ O-Emission nach Düngung: Ergebnisse und Diskussion	49
3.2.1 Düngung von Grünland im Allgäu.....	49
3.2.2 Flüssigmistausbringung auf Acker unter Praxisbedingungen.....	58
3.2.2.1 Kopfdüngung von Winterweizen im Frühjahr mit Rinderflüssigmist: Vergleich Prallteller und Schleppschlauch	58

3.2.2.2 Kopfdüngung mit Schleppschlauch in Winterweizen im Frühsommer....	66
3.2.2.3 Düngung mit Rinderflüssigmist auf Maisstoppel im Herbst: Vergleich Prallteller und Güllegrubber	69
3.2.2.4 Kopfdüngung von Wintergerste im Herbst mit Rinderflüssigmist: Vergleich Prallteller und Schleppschlauch	77
3.3 Einfluß der N-Form auf die N ₂ O-Emission nach Düngung.....	84
3.3.1 Einfluß der N-Form auf die N ₂ O-Emission nach Düngung von Grünland	84
3.3.1.1 Untersuchungen im Allgäu auf Grünland	84
3.3.1.2 Untersuchungen in Hohenheim auf Grünland	88
3.3.1.2.1 Vergleich Ammonium und Nitrat -Düngung.....	88
3.3.1.2.2 Vergleich Ammonium und Rinderflüssigmist -Düngung	91
3.3.2 Einfluss der N-Form auf die N ₂ O-Emission aus Ackerland.....	94
3.4 Einfluss von Flüssigmistbehandlung auf NH ₃ -Verluste	99
3.5 Diskussion und Schlussfolgerungen	103
4. Einfluß von Bodentemperatur auf die N₂O-Emission	106
4.1 Einleitung.....	106
4.1 N ₂ O-Emission im Tagesverlauf.....	110
4.2 N ₂ O-Emission nach Frost / Tau-Ereignissen	113
4.2.1 N ₂ O-Emission im Feldversuch aus unterschiedlich mit N gedüngten Brache- und Winterweizenparzellen	113
4.2.2 N ₂ O-Emission im Gefäßversuch aus Weidelgras- und Weißkleebeständen	116
4.2.3 N ₂ O-Emission aus unterschiedlich gedüngten Bodensäulen.....	118
4.3 Zusammenfassung	119
5. Einfluss von Pflanzen auf die Emission von NH₃ und N₂O	121
5.1 Einleitung.....	121
5.2 N ₂ O-Emission nach Einarbeitung unterschiedlicher Zwischenfrüchten	122
5.3 N ₂ O-, NH ₃ - Flüsse aus Zwischenfruchtbeständen während des Wachstums und nach Herbizidbehandlung.....	125
5.4 Zusammenfassung	130
6. Schlussbetrachtung	131
7. Zusammenfassung	136
8. Summary	139
9. Literatur	142
10. Anhang	154

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: Einflussfaktoren auf die NH ₃ -Emission nach Ausbringung von Flüssigmist	4
Abb. 1-2: Bildung und Abgabe von N ₂ O durch Nitrifikation und Denitrifikation aus Böden	8
Abb. 2-1: IHF-Messmast zur Erfassung der NH ₃ -Emission	15
Abb. 2-2: Schematische Anordnung von der IHF-Messflächen	
Abb. 2-3: IHF-Versuchsparzelle bei der Ausbringung von Flüssigmist mit dem Prallteller	17
Abb. 2-4: IHF-Versuchsparzelle bei der Ausbringung von Flüssigmist mit dem Schleppschlauch	17
Abb. 2-5: IHF-Versuchspartzen (Maisstoppel) bei der Ausbringung von Flüssigmist mit dem Güllegrubber	18
Abb. 2-6: Windtunnel I auf Grünland im Allgäu	20
Abb. 2-7: Windtunnel II	21
Abb. 2-8: Hohenheimer Messkammer zur Erfassung von Spurengasemissionen	25
Abb. 2-9: Hohenheimer Messkammer zur Erfassung von Spurengasemissionen im Einsatz auf Grünland, Allgäu (oben) bzw. auf Acker, Hohenheim (unten).....	26
Abb. 2-10: N ₂ O-Messkammern nach Schmidt.....	29
Abb. 2-11: Plexiglaskammern zur Erfassung von Spurengasen	30
Abb. 2-12: Versuchsaufbau zur Erfassung von Spurengasen mittels photoakustischer Messung.....	36
Abb. 3-1: Umsetzungsprozesse im Bereich eines Injektionsschlitzes nach Einbringung von organischem Dünger in den Boden.....	43
Abb. 3-2: Wirkungsmechanismus von Nitrifikationshemmstoffen am Beispiel von DMPP und DCD	46
Abb. 3-3: N ₂ O-Emission, Ammonium- und Nitratgehalte, sowie Bodentemperatur, Bodenfeuchte und Niederschlag (Grünland Oberweiler, Allgäu).	54
Abb. 3-4: Kumulative NH ₃ -N-Emission in % des ausgebrachten NH ₄ ⁺ -N nach Ausbringung von Rinderflüssigmist mit Prallteller bzw. Schleppschlauch in einen Winterweizenbestand (4 Blatt-Stadium) (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit in 0,3 m Höhe (c)	61
Abb. 3-5: Mittlere N ₂ O-Emission (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 cm und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Acker Hattenburg,	63
Abb. 3-6: Kumulative NH ₃ -N-Emission in % des ausgebrachten NH ₄ ⁺ -N nach Ausbringung von Schweineflüssigmist mit Schleppschlauch in einen Winterweizenbestand (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit ..	68
Abb. 3-7: Kumulative NH ₃ -N-Emission in % des ausgebrachten NH ₄ ⁺ -N nach Ausbringung von Rinderflüssigmist mit Prallteller bzw. Güllegrubber auf eine Maisstoppel (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit	70
Abb. 3-8: Mittlere N ₂ O-Emission (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Lufttemperatur, Bodentemperatur in 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Acker Hattenburg).....	74
Abb. 3-9: Kumulative NH ₃ -N-Emission in % des ausgebrachten NH ₄ ⁺ -N nach Ausbringung von Rinderflüssigmist mit Prallteller bzw. Schleppschlauch auf Wintergerste (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit	78
Abb. 3-10: Mittlere N ₂ O-Emission (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Lufttemperatur und Bodentemperatur in 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Acker Hattenburg,	81
Abb. 3-11: Mittlere N ₂ O-Emission nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Grünland Allgäu).....	85

Abb. 3-12: Mittlere N ₂ O-Emission nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Grünland Muttergarten)	89
Abb. 3-13: Mittlere N ₂ O-Emission nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Grünland Muttergarten)	92
Abb. 3-14: Mittlere N ₂ O-Emission nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Hafer, Heidfeldhof,)	95
Abb. 3-15: Kumulative NH ₃ -Emission nach breitflächiger Ausbringung von Rinderflüssigmist bzw. Biogasfaulschlamm auf Grünland	100
Abb. 4-1: Tageszeitlicher Verlauf der mittleren N ₂ O-Emission sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe)	110
Abb. 4-2: N ₂ O-Emissionen (a), N _{min} -Gehalte in 0-10 cm Boden (b), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und Niederschlag (c) nach einem Frost/Tau-Ereignis (Heidfeldhof).....	114
Abb. 4-3: N ₂ O-Emissionen und Bodentemperaturen 5 cm Tiefe nach einem Frost/Tau-Ereignis (Vegetationshalle)	117
Abb. 5-1: N ₂ O-Emissionen (a) und N _{min} -Gehalte (b) nach Einarbeitung von verschiedenen Zwischenfrüchten (Heidfeldhof)	123
Abb. 5-2: Gasflüsse [µg je Gefäß und Stunde] aus wachsenden Winterraps- und Winterwickebestand.	126
Abb. 5-3: Gasflüsse [µg je Gefäß und Stunde] aus einem wachsenden Winterwickebeständen bzw. nach Herbizidanwendung	128

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1: Ausgewählte Profildaten der Versuchsstandorte und Eigenschaften der Böden für die Gefäßversuche.....	13
Tab. 2-2: Zusammenstellung der in Feldversuchen im Allgäu und Hohenheim verwendeten Kammergrößen und Volumina (Grundfläche 1 m ²).....	28
Tab. 2-3: Kenndaten zur Messung von N ₂ O (und CH ₄) in Luftproben.....	32
Tab. 3-1: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge....	49
Tab. 3-2: NH ₃ -N-Emission in den ersten 100 h nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Grünland im Allgäu mit unterschiedlicher Ausbringungstechnik	50
Tab. 3-3: Zeitliche Variabilität der N ₂ O-Emission und Variationskoeffizient	52
Tab. 3-4: Ausbringungsmenge, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Grünland, Oberweiler,).....	55
Tab. 3-5: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge....	59
Tab. 3-6: NH ₃ -N-Emission nach Ausbringung von Rinderflüssigmist in einen Winterweizenbestand im 4-Blatt-Stadium bei unterschiedlicher Ausbringungstechnik...	59
Tab. 3-7: Ausbringungsmenge, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Winterweizenbestand).	64
Tab. 3-8: Absolute und relative NH ₃ -und N ₂ O-Nettoverluste (Winterweizen).....	65
Tab. 3-9: Eigenschaften des verwendeten Schweineflüssigmistes u. Ausbringungsmenge	66
Tab. 3-10: NH ₃ -N-Emission nach Ausbringung von Schweineflüssigmist in einen Winterweizenbestand bei gleicher Ausbringungstechnik: Vergleich der Messmethode IHF und WT.....	67
Tab. 3-11: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge..	69
Tab. 3-12: NH ₃ -N-Emission nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf eine Maisstoppel mit unterschiedlichen Ausbringungstechniken	72
Tab. 3-13: Ausbringungsmenge, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Maisstoppel).....	75
Tab. 3-14: Absolute und relative NH ₃ -und N ₂ O-Nettoverluste (Maisstoppel).....	75
Tab. 3-15: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge..	77
Tab. 3-16: NH ₃ -N-Emission nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Wintergerste mit unterschiedlicher Ausbringungstechnik.....	79
Tab. 3-17: Ausbringungsmenge, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Wintergerste)	82
Tab. 3-18: Absolute und relative NH ₃ -und N ₂ O-Nettoverluste (Wintergerste).....	83
Tab. 3-19: N-Zufuhr, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Grünland, Oberweiler).....	87
Tab. 3-20: N-Zufuhr, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Grünland Muttergarten).....	90
Tab. 3-21: N-Zufuhr, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Grünland Muttergarten).....	93
Tab. 3-22: N-Zufuhr, kumulative N ₂ O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Hafer)	97
Tab. 3-23: Eigenschaften und Ausbringungsmenge des verwendeten Rinderflüssigmistes und daraus gewonnenem Biogasfaulschlamm	99
Tab. 3-24: Kumulative NH ₃ -Emission aus Rinderflüssigmist und daraus gewonnenem Biogasfaulschlamm nach breitflächiger Ausbringung auf Grünland.....	101
Tab. 4-1: N ₂ O-Emission [$\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$] und Bodengehalte (mg kg ⁻¹ Boden) an NO ₃ ⁻ -N und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) aus unterschiedlich gedüngtem Boden nach einem Frost / Tau-Ereignis	118

1. Einführung

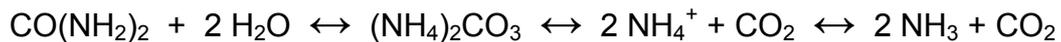
1.1 Allgemeiner Überblick

Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) stellen in der Landwirtschaft neben molekularem Stickstoff (N_2) die wichtigsten gasförmigen Stickstoffverluste dar. Dies bedeutet auf der einen Seite einen Stickstoffverlust aus dem landwirtschaftlichen System, verbunden mit wirtschaftlichen Konsequenzen für die Landwirtschaft. Auf der anderen Seite führen diese Verluste aber auch zu einer Belastung für Umwelt (NH_3 , N_2O) und Klima (N_2O). Durch die Verfrachtung und den Transport mit Luftströmungen gelangt das emittierte NH_3 als trockene oder nasse Deposition auf andere Standorte. Hier kann es in z.B. N-limitierten Ökosystemen wie Heidelandschaften oder Magerrasen zu einer Veränderung der Pflanzengesellschaft führen (Ferm 1998; Kirchmann *et al.*, 1998). In Waldgebieten kann die N-Zufuhr zu einem Nährstoff-Ungleichgewicht führen, das eine Schwächung des betroffenen Systems bewirkt (Fangmeier *et al.*, 1994). Darüber hinaus kann aber auch der NH_3 -Eintrag in landwirtschaftlich genutzten Flächen zu einem N-Überschuss führen. Im Gegensatz zum Ammoniak wirkt das emittierte Lachgas als sogenanntes klimarelevantes Gas auf das Klima ein. Es trägt zum Treibhauseffekt und damit zur Klimaerwärmung bei. Darüber hinaus ist N_2O am Ozonabbau in der Stratosphäre beteiligt.

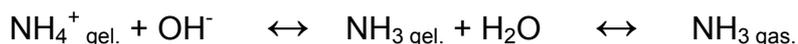
Nach dem Umweltbundesamt (1998) verursacht die Landwirtschaft 93% der gesamten NH_3 -Emissionen, von denen wiederum mehr als 80% aus der Tierhaltung stammen. Aus der Mineraldüngung stammen 11% der Emission. Nach Isermann (1994) stammen sogar 98% der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft, mit über 80% aus der Tierhaltung, 17% aus der Mineraldüngung und der Rest aus Böden, aus Pflanzenbeständen oder Ernterückständen. Die durchschnittlichen NH_3 -Emissionen je Großvieheinheit liegen in Deutschland (West) bei $36 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Nach Kirchmann *et al.* (1998) liegt in Europa die durchschnittlich flächenbezogene Emission bei $12 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die höchsten Emissionen wurden in den Benelux-Staaten mit $45 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen. NH_3 -Emissionen aus wachsenden Pflanzenbeständen schätzen die Autoren mit $1\text{-}2 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als gering ein. Dagegen liegen die geschätzten Verluste, die beim Mulchen von Pflanzen entstehen, bei 17-39% des im Mulchmaterial vorliegenden Stickstoffs.

Nach Bussink und Oenema (1998) finden NH_3 -Emissionen während der Ausbringung organischer Dünger, im Stall, bei der Lagerung der Exkreme, beim Weidegang, bei Ausbringung von Mineraldüngern und aus Pflanzenbeständen statt. Die Auflistung entspricht der Reihenfolge der Verlusthöhe. Die NH_3 -Verluste können bei der Ausbringung von Flüssigmist auf Grünland zwischen 1–100% und bei Ausbringung auf Acker zwischen 3-70% liegen. Mannheim (1996) fand nach mineralischer N-Düngung zwischen 3 und 17% des ausgebrachten NH_4^+ -N als gasförmige NH_3 -Emission wieder.

In der Tierhaltung entsteht NH_3 hauptsächlich bei der Hydrolyse von Harnstoff bzw. Harnsäure und zu einem geringen Anteil aus organisch gebundenen N-Verbindungen des Kotes. Der erste Schritt der Abbaureaktion des Harnstoffes ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) zu Ammoniumcarbonat ($(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$) geschieht mit Hilfe der Urease, einem Enzym, das von Mikroben ausgeschieden wird.



In wässriger Lösung liegen gelöstes NH_4^+ ($\text{NH}_4^+_{\text{gel.}}$) und gelöster NH_3 ($\text{NH}_3_{\text{gel.}}$) in einem Dissoziationsgleichgewicht vor. An der Grenzfläche zwischen Flüssigkeit und umgebender Luft stellt sich wiederum ein Gleichgewicht zwischen gelöstem NH_3 und gasförmigen NH_3 ($\text{NH}_3_{\text{gas.}}$) ein.



Das Dissoziationsgleichgewicht wird von Temperatur und pH-Wert bestimmt. Mit steigenden Temperaturen steigt der NH_3 -Partialdruck in Lösungen (Farquhar *et al.*, 1980). In sauren Lösungen liegt das Gleichgewicht zugunsten von NH_4^+ . Erst oberhalb eines pH-Wertes von 7,5 liegt ein nennenswerter Anteil an gelöstem NH_3 vor. Bei einem pH-Wert von 9,3 ist das Verhältnis von 1:1 zwischen gelöstem NH_4^+ und gelöstem NH_3 erreicht (Court *et al.*, 1964). Mit dem Anstieg der Temperatur und dem Anstieg des pH-Wertes geht somit ein erhöhtes NH_3 -Emissionspotential einher. Eine Emission von NH_3 findet aber nur statt, wenn die NH_3 -Konzentration ($\text{NH}_3_{\text{gel.}}$) in der Lösung (z.B. Flüssigmist) größer ist als die NH_3 -Konzentration ($\text{NH}_3_{\text{gas.}}$) der angrenzenden Luft.

Die Geschwindigkeit der Emission wird von dem Diffusionsweg des Ammoniaks innerhalb des Flüssigmistes bis hin zur Grenzfläche zur Umgebungsluft sowie vom Abtransport durch Diffusion in der Umgebungsluft bestimmt. D.h. je feiner der Flüssigmist ausgebracht wird, umso kleiner sind die Diffusionswege und umso höher ist in der Regel die NH_3 -Emission. Oberflächenvergrößerung geht immer mit einer Verkürzung der Diffusionswege und damit mit einer schnelleren Emission einher.

In Abb. 1-1 sind Einflussfaktoren und Möglichkeiten der Emissionsminderung dargestellt (Mannheim, 1996). Die Höhe der Ammoniak-Emissionen bei der Flüssigmistausbringung wird von zahlreichen Parametern beeinflusst. Die wesentlichen Einflussfaktoren sind Witterungsbedingungen, Flüssigmist- und Bodeneigenschaften sowie Ausbringungstechnik.

Witterungseinflüsse werden z.T. sehr widersprüchlich diskutiert. Sommer *et al.* (1991) stellten einen exponentiellen Zusammenhang zwischen Lufttemperatur und NH_3 -Verlust innerhalb der ersten sechs Stunden nach der Ausbringung fest. Bei Horlacher und Marschner (1991) hatte ebenfalls die Lufttemperatur den größten Einfluss auf die Emissionshöhe. Braschkat *et al.* (1997) und Brunke *et al.* (1988) konnten dies nicht bestätigen. Wichtiger scheinen die Intensität der Sonneneinstrahlung und damit die Temperatur der Flüssigmistoberfläche zu sein. Niederschläge wirken sich über eine Verringerung der TS-Gehalte und der NH_3 -Partialdrücke auf die Emission aus. Niederschläge ab 11 l m^{-2} unterbinden nach Braschkat (1996) die Emission nach breitflächiger Ausbringung. Unter $3,5 \text{ l m}^{-2}$ zeigte sich keine Wirkung. Nach Vandré *et al.* (1997) erhöhte Niederschlag die Emission bei bandförmiger Ausbringung mit dem Schleppschauch.

Nach Braschkat (1996) und Braschkat *et al.* (1997) stellt der Trockensubstanzgehalt (TS) eine wichtige Einflußgröße für die Emission dar. Der TS-Gehalt wirkt über die Infiltration und über die Größe der Grenzfläche zwischen Flüssigmist und angrenzende Luftschicht auf den zeitlichen Verlauf der Emission. Der Einfluss der NH_4^+ -Konzentration des Flüssigmistes wird recht unterschiedlich diskutiert. Braschkat (1996) findet keinen Einfluss auf die Emission, während Brunke *et al.* (1988) mit zunehmenden NH_4^+ -Konzentrationen auch zunehmende Emissionen feststellt.

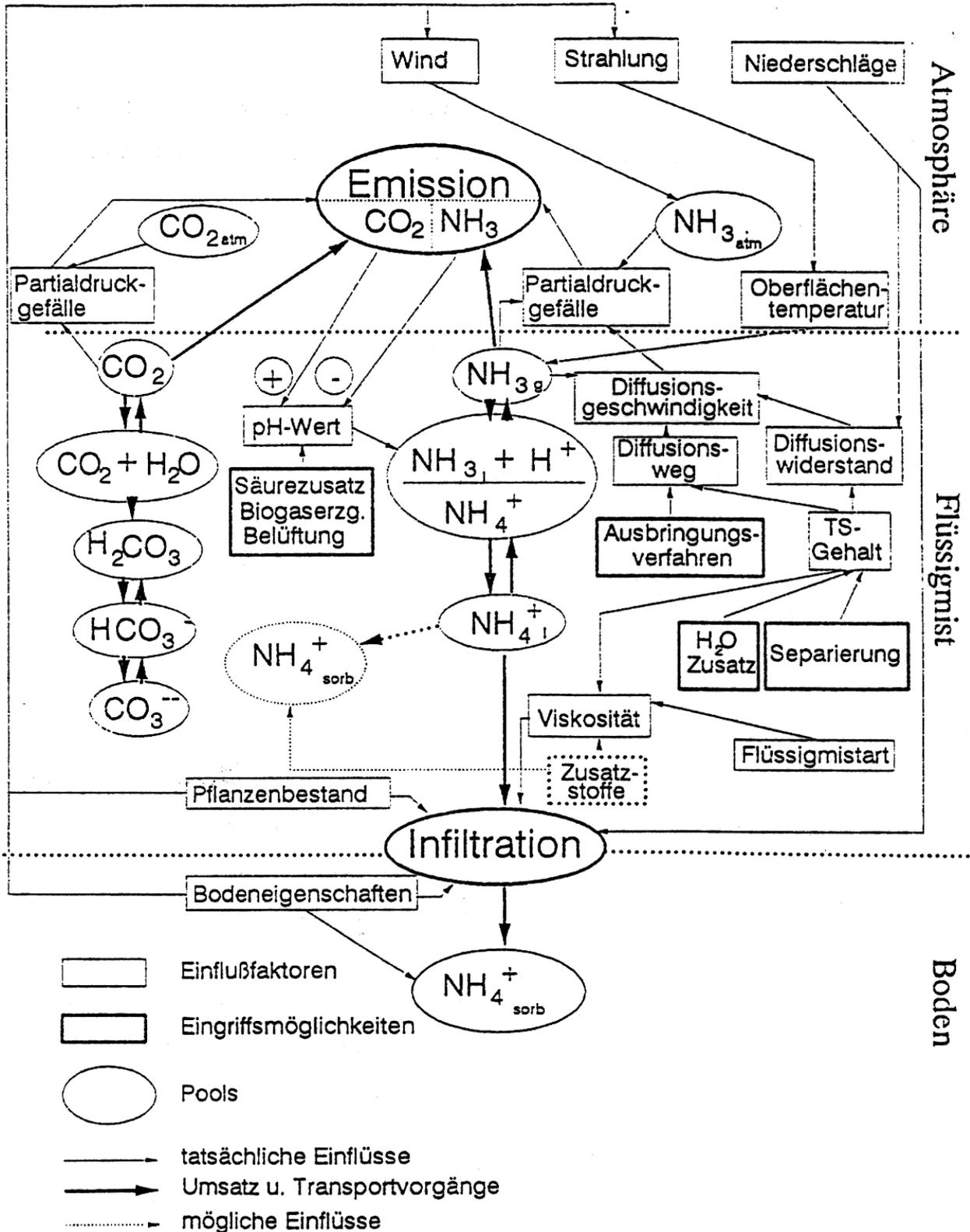


Abb. 1-1: Einflussfaktoren auf die NH₃-Emission nach Ausbringung von Flüssigmist (Mannheim, 1996)

Bodeneigenschaften wie pH-Wert und CaCO_3 -Gehalt sind positiv mit der NH_3 -Emission korreliert, d. h. sie erhöhen die Emission. Dagegen sind Tongehalt, organisches Material und Kationenaustauschkapazität (KAK) negativ zur Emission korreliert. Die Hemmung der Emission geht darauf zurück, dass NH_4^+ in Tonmineralen und an organischem Material gebunden werden kann (Zhenghu und Honglang, 2000). Auch der Bodenwassergehalt wirkt sich über die Infiltration auf die NH_3 -Emission aus. Zu hohe bzw. zu niedrige Bodenwassergehalte hemmen die Infiltration.

In Anbetracht der hohen NH_3 -Verluste sind Minderungsmaßnahmen dringend erforderlich und werden auch auf politischer Ebene vorgeschrieben (Düngeverordnung, 1996). Eine scheinbar kostengünstige Möglichkeit der Verminderung der NH_3 -Verluste ist das Verdünnen der auszubringenden flüssigen Exkremate mit Wasser. Die Verdünnung hat eine Abnahme des TS-Gehaltes zur Folge, die wiederum die Fließfähigkeit verbessert und damit eine erhöhte und beschleunigte Infiltration in den Boden ermöglicht (Frost, 1994; Morken und Sakshaug, 1998). Es ist aber zu beachten, dass zur Ausbringung der gleichen N-Menge ein größeres Volumen transportiert werden muss, was wiederum mehr Arbeitszeit benötigt. Über den höheren Transportbedarf und den damit verbundenen höheren Kraftstoffverbrauch wird zudem die Umwelt stärker belastet sowie eine Erhöhung der Ausbringungskosten verursacht.

Eine Verminderung der Emission kann auch durch die Auswahl einer geeigneten Ausbringungstechnik erfolgen. Bei der breitflächigen Ausbringung ist der Kontakt zwischen Flüssigmistoberfläche und Atmosphäre groß, so dass mit hohen Verlusten zu rechnen ist, sofern kein Einspülen des Flüssigmistes durch Niederschlag eintritt. Das platzierte Ausbringen des Flüssigmistes direkt an der Bodenoberfläche mit z.B. Schleppschlauch kann die NH_3 -Emission sowohl vermindern als auch eine Erhöhung der Emission bewirken. Dies ist u.a. abhängig von der Höhe des Pflanzenbestandes und von den zum Ausbringungszeitpunkt herrschenden Witterungsbedingungen (Mannheim *et al.*, 1995b; Sommer *et al.*, 1997; Vandré *et al.*, 1997).

Die Flüssigmistinjektion dagegen führt in der Regel zu einer Ammoniak-Emissionsminderung, da durch das Einbringen des Flüssigmistes in den Boden die Grenzfläche zwischen Flüssigmist und Atmosphäre stark herabgesetzt ist (Chadwick

et al., 1999; Mattila, 1998; Morken und Sakshaug, 1998). Diese Vermeidungsstrategie gegen NH_3 -Emissionen kann aber gleichzeitig zu höheren N_2O -Emissionen führen (Chadwick *et al.*, 1999).

N_2O gehört wie CO_2 , CH_4 und H_2O -Dampf zu den natürlich vorkommenden klimarelevanten Gasen. Verglichen mit CO_2 hat N_2O ein 296-mal höheres Treibhauspotential (GWP Global Warming Potential), so dass auch schon bei geringen Konzentrationen eine Wirkung auf das Klima erfolgt. Der Anteil von N_2O am anthropogenen Treibhauseffekt, also die Erwärmung der Troposphäre, liegt bei 6% (IPCC, 2001).

Die Troposphäre ist die untere Teilschicht der Atmosphäre, die sich je nach geographischer Lage von 8 km an den Polen und 18 km am Äquator in die Höhe erstreckt (Bliefert, 1994). N_2O ist in der erdnahen Lufthülle chemisch inert, d.h. es finden keine chemischen Reaktionen statt, durch die Lachgas abgebaut werden kann. Als einzige N_2O -Senke in der Troposphäre kann der Boden oder der Pflanzenbestand über N_2O -Aufnahme fungieren, jedoch sind hier die Größenordnungen nicht eindeutig. Aufgrund seiner Reaktionsträgheit und damit resultierenden langen Lebensdauer von ca. 120 Jahren (IPCC, 2001) gelangt N_2O in die höher gelegene Stratosphäre (bis 50 km Höhe). Hier wird N_2O irreversibel zu NO photooxidiert. Das gebildete NO wiederum ist am Abbau von Ozon (O_3) und damit an der Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht maßgeblich beteiligt. Bei dem komplexen chemischen Zusammenspiel entstehen u.a. Produkte wie HNO_3 und HCl (z.B. aus Kühlmittel, FCKW's), die wiederum als saure Depositionen in niedrigere Luftschichten gelangen und in unseren Ökosystemen zu N-Immissionen und sauren Regen beitragen (Cicerone, 1987 und 1989).

In den letzten 1000 Jahren stieg die N_2O -Konzentration von 270 ppb auf derzeit 310-320 ppb, wobei aber eine starke Zunahme v. a. in den letzten 100 Jahren zu verzeichnen ist (IPCC 2001). Nach Isermann (1994) sind 81% der anthropogenen N_2O -Emission auf die Landwirtschaft zurückzuführen. Weltweit belaufen sich die natürlichen und die anthropogenen N_2O -Quellen zusammen auf mehr als 17 Tg $\text{N}_2\text{O-N a}^{-1}$ (Tg = 10^{12}g). Natürliche Quellen sind z.B. Meere, Savannen, tropische Regenwälder. Sie haben einen Anteil von 55% an den gesamten N_2O -Quellen.

Demgegenüber stehen aber nur stratosphärische N₂O-Senken mit einer geschätzten Kapazität von 12 Tg N₂O-N a⁻¹ (IPCC, 2001).

N₂O-Bildung in Böden findet hauptsächlich bei der mikrobiellen Umsetzung von Stickstoff durch Nitrifikation und Denitrifikation statt (Williams *et al.*, 1992). D.h. eine Zufuhr von Stickstoff, ob durch Düngung oder atmosphärischen Eintrag, führt zu einem Anstieg der N₂O-Bildung.

Die Nitrifikation ist die oxidative Umsetzung von Ammonium mit dem Endprodukt Nitrat. N₂O entsteht dabei wahrscheinlich aus dem Zwischenprodukt Hydroxylamin. Den chemolithoautotrophen Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* dient CO₂ als Kohlenstoffquelle (Granli und Bøckman, 1994).

Die Denitrifikation läuft im Gegensatz dazu unter anaeroben Bedingungen statt. Bei der sogenannten Nitratatmung werden zur Energiegewinnung Elektronen auf Nitrat unter Bildung von N₂O bzw. N₂ übertragen. Als Elektronendonatoren werden Kohlenhydrate benötigt. Die N₂O-Produktion ist vor allem abhängig vom Angebot an Nitrat, von der Verfügbarkeit leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen im Boden und der Verfügbarkeit von Sauerstoff (O₂).

In Abbildung 1-2 sind die beiden Prozesse der N₂O-Bildung und der N₂O-Emission im Boden dargestellt. Die beiden Prozesse können innerhalb kleinster Räume gleichzeitig vorkommen (Kuenen und Robertson, 1994). Der Anteil der Prozesse wird von den vorherrschenden Bodenbedingungen wie Wassergehalt, O₂-Verfügbarkeit, Nitrat-Gehalt, Ammonium-Gehalt und C-Verfügbarkeit bestimmt.

Eine weitere Möglichkeit der N₂O-Bildung ist die Chemodenitrifikation. Darunter versteht man die chemische Zersetzung von Nitrit. Die Chemodenitrifikation spielt aber nur eine untergeordnete Rolle. In Böden kommt eine Anreicherung von Nitrit nicht vor, da während der Nitrifikation die Umsetzung von Nitrit zu Nitrat schneller abläuft als die Umsetzung von Ammonium zu Nitrit. Das Zellgift Nitrit reichert sich so nicht an (Williams *et al.*, 1992).

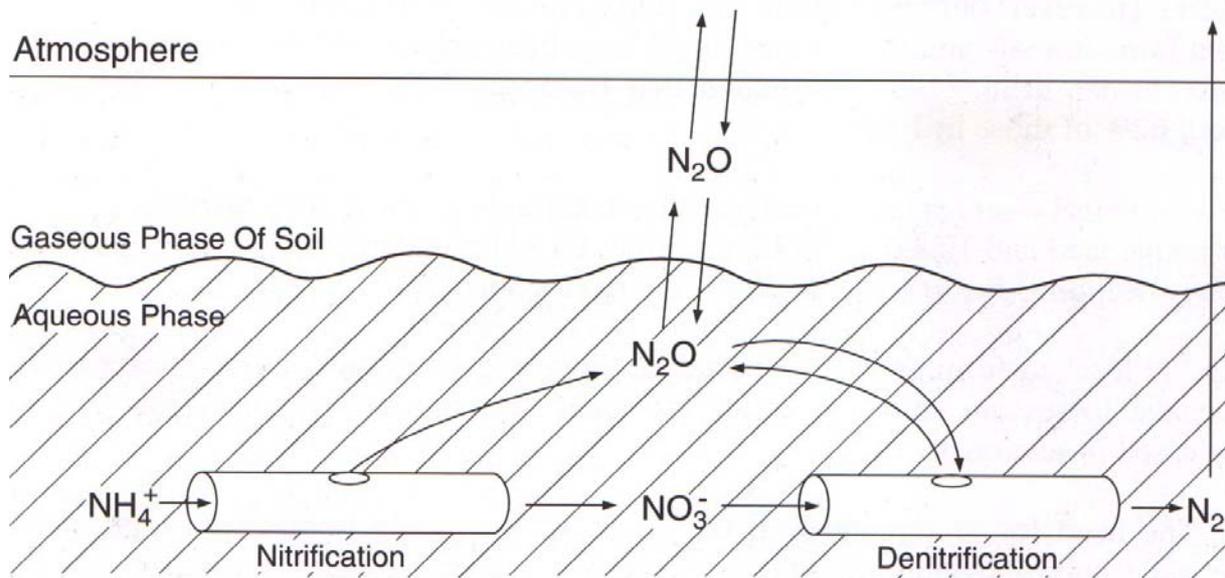


Abb. 1-2: Bildung und Abgabe von N_2O durch Nitrifikation und Denitrifikation aus Böden (nach Davidson, 1991)

Landbewirtschaftung kann die N_2O -Emissionen beeinflussen. So führt die Stickstoff-Düngung in der Regel zu einem Anstieg der Emission (Eichner, 1990; Granli und Bøckman, 1994). Bei der organischen N-Düngung sind die N_2O -Verluste meistens höher als bei der mineralischen N-Düngung (Boeckx und Van Cleemput, 2001; Velthof und Oenema, 1995). Auch die N-Form (Ammonium, Nitrat) kann sich auf die Emissionshöhe auswirken (Velthof *et al.*, 1997). Clayton *et al.* (1997) fanden ebenfalls einen deutlichen Einfluss der N-Form auf die N_2O -Verluste mit Schwankungen von 0,4 bis 2,2% des ausgebrachten N. Nach Bouwman (1996) beträgt die düngungsinduzierte N_2O -Emission 1,25% (+/- 1%) der ausgebrachten N-Menge. In neueren Untersuchungen in Großbritannien wurden jedoch z.T. deutlich höhere Emissionsfaktoren gefunden (Smith und Dobbie, 2002). Die Verluste lagen auf Grünland zwischen 0,3 und 7,1%, bei Getreide zwischen 0,2 und 1,3%. In Gemüsekulturen (Broccoli) wurden sogar Verluste zwischen 5,6 und 11,2% des ausgebrachten N gemessen. Aber auch unabhängig von Düngungsmaßnahmen entstehen N_2O -Verluste. Bouwman (1996) schätzt diese sogenannte Hintergrundemissionen auf $1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, mit einer Schwankungsbreite von $-0,6$ bis $+3,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei negative Werte auf eine Aufnahme über Pflanzen oder Boden hindeuten.

Auch während der Winterperiode, im besonderen nach Frost/Tau-Zyklen können N_2O -Verluste entstehen, die bis zu 50% der gesamten Jahresemission ausmachen können (Flessa *et al.*, 1998; Goossens *et al.*, 2001; Müller *et al.*; 2002, Teepe *et al.*, 2000; Van Bochove und Jones, 1999). Aber auch diese Verluste sind bedingt durch landwirtschaftliche Maßnahmen. Ausschlaggebend für die Höhe der Verluste während des Winters sind offensichtlich die Gehalte an schnell verfügbarem Stickstoff (NO_3^- -N und NH_4^+ -N) und leicht löslichen Kohlenstoff-Verbindungen in den Böden im Herbst. Einarbeitung von z.B. Luzerne oder Ausbringung von Flüssigmist im Herbst führt zu hohen Emissionen in der darauffolgenden kalten Jahreszeit bzw. während darauffolgenden Frost/Tau-Zyklen (Wagner-Riddle und Thurtell, 1998).

Gasförmige N-Verluste in Form von NH_3 und N_2O werden nicht nur aus Böden, sondern auch direkt aus Pflanzen gefunden. Die Abgabe von N_2O durch Pflanzen wurde bei verschiedenen Pflanzenarten gemessen (Chang *et al.*, 1998; Chen *et al.*, 1999; Ferch, 2003; Yan *et al.*, 2000). Hohe Ammoniak-Emissionen aus Pflanzenbeständen sind nach Schjoerring *et al.* (1993) und Schjoerring und Mattsson (2001) eng an physiologische Prozesse während der Seneszenz gebunden. Im Jugendstadium der Pflanzen und bei hohen atmosphärischen NH_3 -Konzentrationen wurde wiederholt schon eine NH_3 -Aufnahme der Pflanzen aus der Atmosphäre gemessen, während nach der Blüte aus den Pflanzen NH_3 emittiert wurde (Francis, 1993; Harper *et al.*, 1987).

1.2 Zielsetzung

Ziel der Arbeit war es, die Emissionen von Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) in landwirtschaftlichen Betriebssystemen zu erfassen. Dazu wurden Untersuchungen auf zwei Grünlandstandorten (Allgäu, Filderebene) sowie auf zwei Ackerstandorten (Oberschwaben, Filderebene) durchgeführt. Der Schwerpunkt der Arbeit lag auf Messung der Emissionen nach produktionstechnischen Maßnahmen wie Düngung oder Einarbeitung von Zwischenfrüchten. Begleitend zu den Feldversuchen wurden Gefäßversuche in Gewächshaus und Klimakammer durchgeführt.

Es wurden folgende Themenkomplexe zur Abschätzung der daraus resultierenden Emissionen untersucht, um Grundlagen für die Entwicklung geeigneter Vermeidungsstrategien zur Verfügung zu stellen:

- NH_3 - und N_2O -Verluste nach Ausbringung von Flüssigmist auf Grünland und Ackerland
- Einfluss von verschiedenen Ausbringungstechniken auf die NH_3 - und N_2O -Verluste bei Flüssigmistdüngung
- Einfluss der N-Form auf N_2O -Verluste
- Einfluss der Temperatur auf N_2O -Verluste
- Einfluss der Pflanzenart auf gasförmige N-Verluste.

2. Material und Methoden

2.1 Standortbeschreibung

Die Feldversuche wurden in den Jahren 1997 bis 2000 an vier verschiedenen Standorten mit unterschiedlicher Nutzung durchgeführt: Grünland bei Oberweiler im Allgäu (1997); Grünland in Hohenheim (Muttergarten, 1998); Ackerflächen bei Hattenburg in Oberschwaben (1997); Ackerfläche in Hohenheim (Heidfeldhof, 1999 und 2000). Gefäßversuche wurden mit gesiebten Bodenproben (2 mm Durchmesser) vom Standort Muttergarten durchgeführt.

Untersuchungen im Allgäu wurden am **Standort Oberweiler** auf intensiv genutztem Grünland mit 4-5 Schnittnutzung durchgeführt. Der Versuchsstandort liegt im baden-württembergischen Westallgäuer Hügelland etwa 6 km östlich von Wangen. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 6,5°C, der mittlere Jahresniederschlag beträgt 1250 mm. Der Bodentyp ist ein Kolluvisol über Geschiebemergel aus Grundmoränenmaterial (Würmgrundmoräne) (Culmic Anthrosol nach FAO Klassifikation). Lage: Topographische Karte Nr. 8224: R³⁵: 61400; H⁵²: 91250; Höhe: 647,5 m über NN; Exposition: Süd, Inklination: 2 %. Ausgewählte Bodenkenndaten sind in Tabelle 2-1 dargestellt. Eine ausführliche Beschreibung des Standortes ist bei Adam *et al.* (1997) und Fiedler *et al.* (1998) nachzulesen. Der Standort steht seit ca. 60 Jahren unter Grünlandnutzung, zuvor unter Ackerbaunutzung. Die Grasnarbe ist zusammengesetzt aus 60 % Gräsern, 36 % Kräutern und 4 % Klee (Weißklee, *Trifolium repens*). Hauptbestandbildende Grasarten sind Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne* L.), Knaulgras (*Dactylus glomerata* L.), Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und Wiesenrispe (*Poa pratensis*). Die wichtigsten Kräuter sind Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Breitblättriger Ampfer (*Rumex obtusifolius*), Wiesen-Bärenklau (*Heracleum sphondylium*) und Scharfer Hahnenfuß (*Ranunculus acris*).

Der **Versuchsstandort Hohenheim** liegt in der Filderlandschaft. Die Jahresmitteltemperatur im langjährigen Mittel liegt bei 8,5°C bei mittleren Jahresniederschlägen von 687 mm (Henning-Müller, 1998). Auf der Versuchsfläche Muttergarten (Universität Hohenheim) wurden 1998 Feldversuche durchgeführt. Der Bodentyp ist eine schwach entwickelte pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß (Schmidt, 1998).

Lage: Topographische Karte Nr. 7221: R: 3515,8; H: 5297,8; Höhe: 410 m über NN; Exposition: Süd; Inklination: 1,5 %. Die Grasnarbe setzt sich aus 62 % Gräsern (Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne* L); Wiesenschwingel (*Festuca pratensis*); Knaulgras (*Dactylus glomerata* L.)), 22 % Kräutern v.a. Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Gänseblümchen (*Bellis perennis*) und 16 % Klee (v.a. Weißklee, *Trifolium repens*).

Eine weitere Versuchsfläche liegt auf der Versuchsstation Heidfeldhof, etwa 2 km westlich der Universität Hohenheim. Die mittleren Jahresniederschläge liegen bei 697 mm, die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,8°C. Der Bodentyp ist eine pseudo-vergleyte Parabraunerde aus Löß (Stagnic Luvisol, FAO Klassifikation, pers. Mitt. Fiedler, 2000). Lage: 48° 43' nördlicher Breite und 9° 12' östlicher Länge; Höhe: 400 m über NN; Exposition: Süd; Inklination: 1 %. In Tabelle 2-1 sind ausgewählte Bodenkenndaten aufgelistet. Die Probenahmetiefen sind nicht entsprechend der Horizonttiefen, sondern entsprechend der Probenahmetiefen bei der N_{min} Beprobung. Von den insgesamt 16 Versuchspartellen sind beispielhaft die Bodenkenndaten der am weitesten nach Süden bzw. Norden liegenden Partellen dargestellt.

Die Versuchsanlage wurde im Herbst 1998 angelegt. Untersucht wurde der Einfluss von Bodenbearbeitung und Fruchtfolge auf die Emission klimarelevanter Gase. Dazu wurde ein zweifaktorieller Feldversuch als Spaltanlage mit den Versuchsfaktoren Bodenbearbeitung und Fruchtfolge angelegt. Die Bodenbearbeitung erfolgte in 2 Stufen: Pflugwirtschaft (Lockerbodenwirtschaft ohne Mulch) und reduzierte Bodenbearbeitung (Festboden-Mulchwirtschaft). Bei den Fruchtfolgen wurde eine Fruchtfolge ohne Anbau von Leguminosen, d.h. die N-Zufuhr erfolgte in mineralischer Form und eine Fruchtfolge mit Leguminosen unterschieden. Bei letzterer erfolgte die N-Zufuhr aus den Rückständen der Leguminosen sowie über organische Düngung (Flüssigmist).

Das Versuchsfeld ist in 16 Partellen (4 Varianten und 4 Wiederholungen; split plot - Anlage, Abb. A1 im Anhang) aufgeteilt. Die einzelnen Fruchtfolgeglieder sind in Abb. A2 im Anhang dargestellt. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung, Pflanzenschutz und Ernte sind im Anhang in Tab. A1 aufgelistet. Die in dieser Arbeit vorgestellten Versuche sind ausschließlich auf den Partellen mit Pflugwirtschaft durchgeführt worden.

Tab. 2-1: Ausgewählte Profildaten der Versuchsstandorte und Eigenschaften des Bodens für die Gefäßversuche

Versuchsstandort Oberweiler , Kolluvisol über Geschiebemergel (Fiedler <i>et al.</i> , 1998)										
Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Textur [%]			LD [g cm ⁻³]	pH (CaCl ₂)	C _{ges} ¹ [%]	N _t ² [%]	C/N
			Sand	Schluff	Ton					
Ah	9	n.b.	37,3	42,4	20,3	0,8	5,3	4,13	0,5	9,2
M1	32	n.b.	38,3	42,1	19,6	1,1	5,0	7,62	0,35	8,9
M2	54	n.b.	39,8	41,6	18,6	1,1	5,3	3,3	0,19	8,4
fAh-M	81	n.b.	38,8	42,8	18,4	0,9	5,5	3,09	0,18	8,1
M-fAh	97	n.b.	32,9	44,8	22,3	1,0	5,6	4,09	0,25	11,2
lIfAh	105	n.b.	29,9	45,2	24,9	1,0	5,7	3,41	0,3	11,7
Go-fAh	119	n.b.	28,0	52,3	19,7	1,3	5,7	3,45	0,22	8,6
Go	140	n.b.	20,4	59,5	20,1	1,4	5,7	1,97	0,07	9,1

Versuchsstandort Hohenheim, Muttergarten: schwach pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß (Schmidt, 1998)

Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Textur [%]			LD [g cm ⁻³]	pH (CaCl ₂)	C _{ges} ¹ [%]	N _t ² [%]	C/N
			Sand	Schluff	Ton					
Ap	25	IU	3	79	18	1,51	5,6	1,15	0,11	10,6
Al	50	IU	n.b.	n.b.	16	1,60	5,6	0,58	0,07	8
Bgt	100	L	n.b.	n.b.	39	1,65	5,8	0,48	0,04	10
Bv	125	IU	n.b.	n.b.	25	1,7	6,8	0,4	0,04	10
Cv	>125	IU	n.b.	n.b.	25	1,6	6,8	0,3	0,4	7,7

Versuchsstandort Hohenheim, Heidfeldhof: pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß

	Tiefe [cm]	Bodenart	Textur [%]			LD [g cm ⁻³]	pH (CaCl ₂)	C _{ges} ¹ [%]	N _t ² [%]	C/N
			Sand	Schluff	Ton					
Probe A (Süden)	30	tL	3,6	69,4	27,0	n.b.	6,8	1,09	0,13	8,4
	60	tL	2,0	64,7	33,3	n.b.	6,7	0,68	0,09	7,6
	90	tL	1,9	65,4	32,7	n.b.	7,2	0,39	0,06	6,5
Probe B (Norden)	30	uL	3,1	70,7	23,2	n.b.	6,6	1,0	0,12	8,3
	60	tL	2,2	66,9	30,9	n.b.	6,6	0,59	0,08	7,4
	90	tL	1,9	67,7	30,4	n.b.	7,2	0,39	0,06	6,5

Gefäßversuch: Gesiebter Boden aus Muttergarten-Oberboden

Mischprobe	Bodenart	Textur [%]			LD [g cm ⁻³]	pH (CaCl ₂)	C _{ges} ¹ [%]	N _t ² [%]	C/N
		Sand	Schluff	Ton					
0-15 cm	tL	3,8	67,0	29,2	n.b.	6,4	1,03	0,129	8

¹ Lichterfeld ² Kjeldahl n.b.: nicht bestimmt

2.2 Erfassung der NH₃-Emission

Ammoniak-Emissionen wurden mit zwei verschiedenen Methoden erfasst: Mit der mikrometeorologischen Methode (IHF-Methode) und der Windtunnel-Methode.

2.2.1 IHF-Methode

Die IHF-Methode (Integrated Horizontal Flux) ist eine mikrometeorologische Methode zur Messung der NH₃-Emission unter Feldbedingungen (Denmead *et al.*, 1977). Diese Methode beruht auf der Messung des horizontalen Massenflusses von NH₃, das von einer gedüngten Fläche an die Atmosphäre abgegeben wird. Der Transport des NH₃ von der Bodenoberfläche erfolgt in horizontaler Richtung durch Konvektion und in vertikaler Richtung durch Diffusion. Zur Erfassung dieser Gasflüsse wird im Zentrum der mehreren 1000 m² großen Versuchsfläche ein NH₃-Konzentrationsprofil durch Messung der NH₃-Konzentration der Luft in verschiedenen Höhen erstellt. Gleichzeitig wird auf den gleichen Höhen die Windgeschwindigkeit erfasst. Voraussetzung für das Funktionieren der Methode ist, dass die Windrichtung während der Messperiode mehr oder weniger konstant bleibt.

Zur Erfassung des NH₃-Konzentrationsprofils im Zentrum der Versuchsfläche wurden in acht verschiedenen Höhen (0,3; 0,5; 0,8; 1,2; 1,7; 2,3; 3,2 und 5,5 m) kontinuierlich die NH₃ Konzentrationen durch nasschemische Absorption in Säurefallen gemessen (s. Kap. 2.2.3). Es standen zwei Messmaste zur Ammoniakmessung zur Verfügung. Die Stromversorgung für die Pumpen (Membranpumpe, KNF; Drehschieberpumpe, Fa. Vacuubrand RS 15) zum Absaugen der Probeluft wurde über ein Stromaggregat (2 kW) sichergestellt (Abb. 2-1, Abb. 2-2).

Die Messung der NH₃-Emission begann unmittelbar nach der Ausbringung des Flüssigmistes. Der Messmast stand einsatzbereit am Rand der Versuchsfläche, so dass fast ohne Zeitverzögerung mit der Messung begonnen werden konnte.

An einem weiteren Messmast in unmittelbarer Nähe zu den beiden Versuchsflächen wurden mit Schalenkreuz-Windwegmessern (Fa. Lambrecht, Göttingen) die Windgeschwindigkeiten in den gleichen Höhen bis 3,2 m erfasst. Das Ablesen der mechanischen Windwegmesser erfolgte parallel zu den Messintervallen der Ammoniakkonzentrationen. Die Windgeschwindigkeiten für die Höhe von 5,5 m

wurden durch Extrapolation einer Logarithmusfunktion aus den gemessenen Daten berechnet. Die Windrichtung wurde mit einem Windschreiber nach Wölfle am selben Mast in 3,2 m Höhe kontinuierlich erfasst, um die exakte Entfernung vom Rand der Versuchsfläche bis zum Zentrum der Versuchsfläche „auch bei leicht wechselnden Windrichtungen“ ermitteln zu können.

Bei der Auswahl der Versuchsfläche musste darauf geachtet werden, dass die Flächen homogen und eben waren. Des Weiteren musste die Gesamtfläche ausreichend groß sein, um zwei Versuchsflächen ungestört, d.h. ohne Abdrift der benachbarten Versuchsfläche, gleichzeitig beproben zu können. Darüber hinaus musste der Wind ungestört über die Fläche wehen können, es durften also keine Turbulenzen durch Bäume, Hecken oder ähnliches zustande kommen (Fowler *et al.*, 2001). Die Versuchsflächen lagen in der Nähe eines Segelflugplatzes, so dass die Gefahr von häufig wechselnder Windrichtung standortbedingt sehr gering war.



Abb. 2-1: IHF-Messmast zur Erfassung der NH_3 -Emission (Hattenburg 27.10.1997)

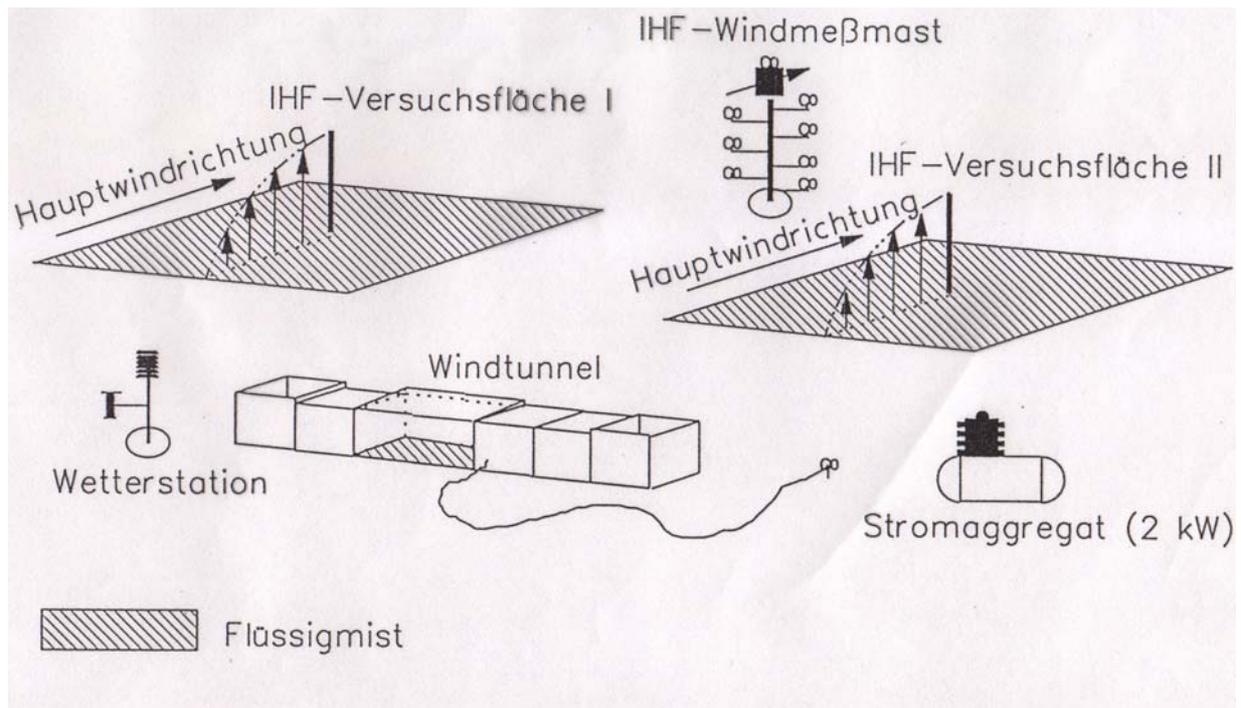


Abb. 2-2: Schematische Anordnung von 2 IHF-Messflächen, Windmessmast, Windtunnel und Wetterstation (Mannheim, 1996)

2.2.1.1 Versuchsvarianten Ausbringungstechnik

Die Ausbringung des Flüssigmistes erfolgte mit unterschiedlichen Ausbringungstechniken wie Prallteller, Schleppschlauch oder Güllegrubber. Die Größe der quadratischen Versuchsfläche wurde entsprechend der Arbeitsbreite der Geräte gewählt und variierte zwischen 42 und 50 m Seitenlänge. Die breitflächige Ausbringung erfolgte mit einem vom Traktor gezogenen Vakuumtank mit Prallteller. Die Ausbringung mit Schleppschlauch oder Güllegrubber erfolgte mit einem Spezialfahrzeug vom Maschinenring Biberach. Die Besonderheit an diesem Gerät war die pflanzenschonende Niederdruckbreitbereifung und die sogenannte Hundeganglenkung, d.h. die Vorder- und Hinterachsen sind seitlich versetzt, womit weniger Druck in den Fahrspuren entsteht und somit Boden und Pflanzenbestand geschont werden. Die genaue Bestimmung der Ausbringungsmenge bei der Prallteller-Verteilung erfolgte über Differenzwiegen an Großgerätewaagen vor und nach der Ausbringung. Die gleiche Menge wurde dann durch elektronische Einstellung mit Schleppschlauch bzw. Güllegrubber auf die weitere Versuchsfläche ausgebracht. In den Abbildungen 2-3 bis 2-5 sind die Ausbringungstechniken dargestellt.



Abb. 2-3: IHF-Versuchsparzelle bei der Ausbringung von Flüssigmist mit dem Prallteller auf eine Maisstoppel (Hattenburg, Oktober 1997)



Abb. 2-4: IHF-Versuchsparzelle bei der Ausbringung von Flüssigmist mit dem Schleppschlauch auf Wintergerste (Hattenburg, November 1997)



Abb. 2-5: IHF-Versuchspartellen (Maisstoppel) bei der Ausbringung von Flüssigmist mit dem Güllegrubber (oben), Detailansicht (unten), (Hattenburg, Oktober 1997)

2.2.2 Windtunnel Methode

Im Gegensatz zur mikrometeorologischen Methode wird bei der Windtunnel-Methode (Lockyer, 1984) der Luftstrom durch einen Rechteckkanal über die nur wenige m² große Versuchsfläche geleitet (dynamisches, offenes System). In dem mit Hilfe von Ventilatoren erzeugten Luftstrom wird vor der Versuchsfläche (Hintergrundkonzentration) und nach der Versuchsfläche (NH₃ befrachtete Luft) die Ammoniakkonzentration gemessen.

Durch die Abdeckung der Versuchsfläche ist die Messung zwar unbeeinflusst von z.B. Änderungen der Windrichtung, nachteilig wirkt sich diese Abdeckung jedoch bei Niederschlägen aus, da diese nicht auf die Versuchsfläche gelangen. Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden mit den bei Braschkat *et al.* (1993) beschriebenen Windtunneln durchgeführt worden.

Es standen zwei unterschiedliche Windtunnel (WT I, WT II) für die Messungen zur Verfügung. Windtunnel I (WT I) wurde für den mobilen Einsatz bei Freilandmessungen genutzt bzw. für Parallelmessung mit der IHF-Methode (Mannheim *et al.*, 1995a). Der Windtunnel II (WT II) wurde im Außenbereich der Vegetationshalle eingesetzt.

2.2.2.1 Messung unter Freilandbedingungen

In Strömungsrichtung setzt sich der WT I aus folgenden Teilen zusammen: Lufteinlass (A), Beruhigungsstrecke (B), Versuchsfläche (C), Mischelement (D), 2 Axialventilatoren zur Erzeugung des Luftstromes (E) sowie Luftauslass (F) (Abb. 2-6). Lufteinlass und Luftauslass sind mit Luftleitblechen versehen, die ein Umlenken der Luft um 90° bewirken. Damit wird erreicht, dass der horizontal verlaufende Luftstrom innerhalb des Windtunnels von den außen herrschenden Windverhältnissen, wie z.B. Windrichtung unbeeinflusst bleibt. Die Gesamtlänge des Windtunnels beträgt 7 m, die Breite 1 m und eine lichte Höhe von 0,6 bzw. 0,8 m. Die eigentliche Versuchsfläche (2 m²) besteht aus einem Stahlrahmen, der mit einer transparenten Folie (Hostaflon^R, 92 % Transparenz) überspannt ist. Die restlichen Bauteile sind aus Aluminium. Die einzelnen Bauteile werden mit Schrauben zusammengeflanscht, die Kontaktflächen werden mit Zellkautschukstreifen luftdicht abgedichtet.

Die Strömungsgeschwindigkeit im Windtunnel wurde an die vorherrschende Außenwindgeschwindigkeit angepasst. Dieser Sollwert wurde in 10 m Entfernung auf 0,3 m Höhe mit einem Schalenkreuzanemometer gemessen. Der Istwert wurde mit einem thermischen Anemometer in der Beruhigungsfläche (B) gemessen. Über einen Regler wurden Soll- und Istwert verglichen, und die Drehzahl der beiden Axialventilatoren (0,3 kW) entsprechend gesteuert. Es konnten Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu $3,5 \text{ m s}^{-1}$ realisiert werden. Bei dieser maximalen Strömungsgeschwindigkeit wurde das Luftvolumen über der Versuchsfläche 126 min^{-1} ausgetauscht. Bei Windstille wird ein minimaler Luftstrom von $0,3 \text{ m s}^{-1}$ aufrechterhalten, um eine Diffusion von NH_3 in Richtung Lufteinlass zu verhindern. Das Luftvolumen über der Versuchsfläche wurde unter diesen Bedingungen 10 min^{-1} ausgetauscht.

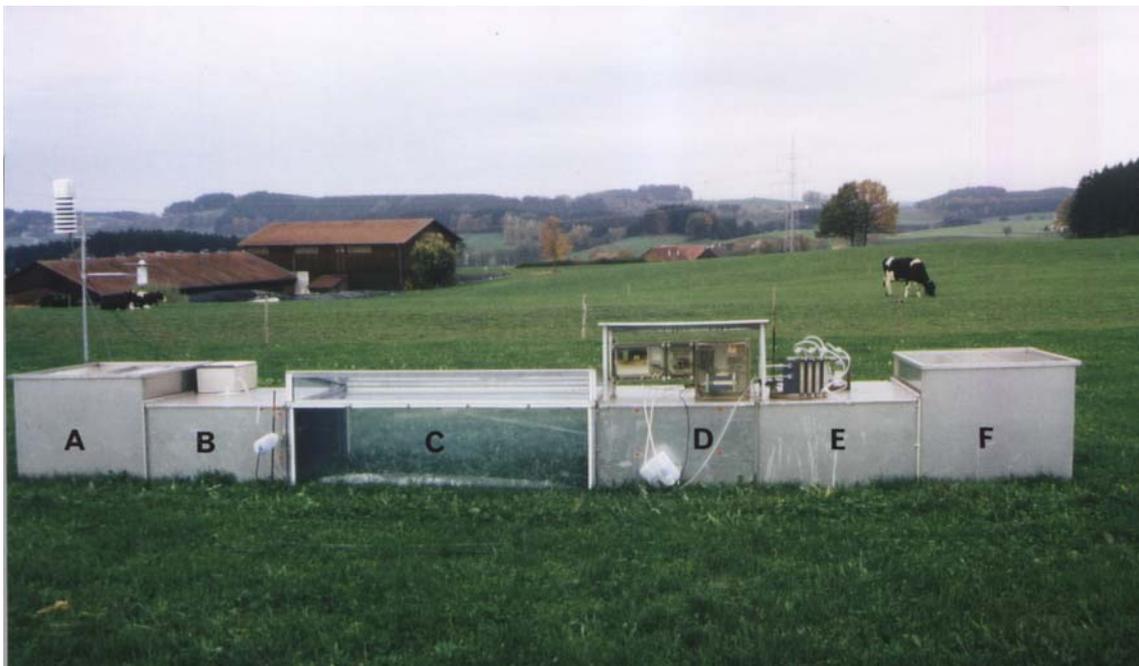


Abb. 2-6: Windtunnel I auf Grünland im Allgäu 1997: Lufteinlass (A), Beruhigungsstrecke (B), Versuchsfläche (C), Mischelement (D), Axialventilatoren (E), Luftauslass (F) (nach Braschkat *et al.*, 1993)

Mittels einer Membranpumpe wurden kontinuierlich Luftproben über Teflonschläuche in Säurefallen zur NH_3 -Erfassung geleitet. Zur Bestimmung der Hintergrundkonzentration wurde ein Teilvolumenstrom an einem Entnahmepunkt vor der Versuchsfläche entnommen. Am Tunnelausgang wurde eine Mischprobe der NH_3 -befrachteten Luft aus 10 gleichmäßig über den Tunnelquerschnitt verteilten Punkten entnommen.

Sowohl der am Tunneleingang als auch der am Tunnelausgang entnommene Teilvolumenstrom wurde vor dem Durchströmen der Säurefalle mit einem T-Stück aufgeteilt, so dass zwei Wiederholungen je Probenahmestelle zur Verfügung standen. Die weitere Behandlung der Probenluft ist in Kap. 2.2.3 beschrieben.

2.2.2.2 Messung im Außenbereich der Vegetationshalle

Für Untersuchungen im Außenbereich der Vegetationshalle standen zwei weitere baugleiche Windtunnel (WT II, Abb. 2-7) zur Verfügung, die dauerhaft im Außenbereich des Gewächshauses in Hohenheim verblieben. In Strömungsrichtung setzt sich der WT II aus folgenden Teilen zusammen: Lufteinlass mit Strömungsgleichrichter und Beruhigungsstrecke (A); Versuchsfläche mit Bodenwanne (B), Statisches Mischelement (C), Luftauslass mit Axialventilator (D). Die Windtunnel sind aus Aluminium gefertigt, mit Ausnahme der Versuchsfläche. Diese ist mit einer Aluminiumprofilen verstärkten transparenten Plexiglaskonstruktion umbaut. Die Versuchsfläche ist durch das Abnehmen des Deckels nach Lösen von Schnellspannern jederzeit leicht zugänglich, so dass z.B. nach Ausbringung von Flüssigmist oder Simulation von Niederschlägen sofort die Erfassung der Emission gestartet werden konnte.

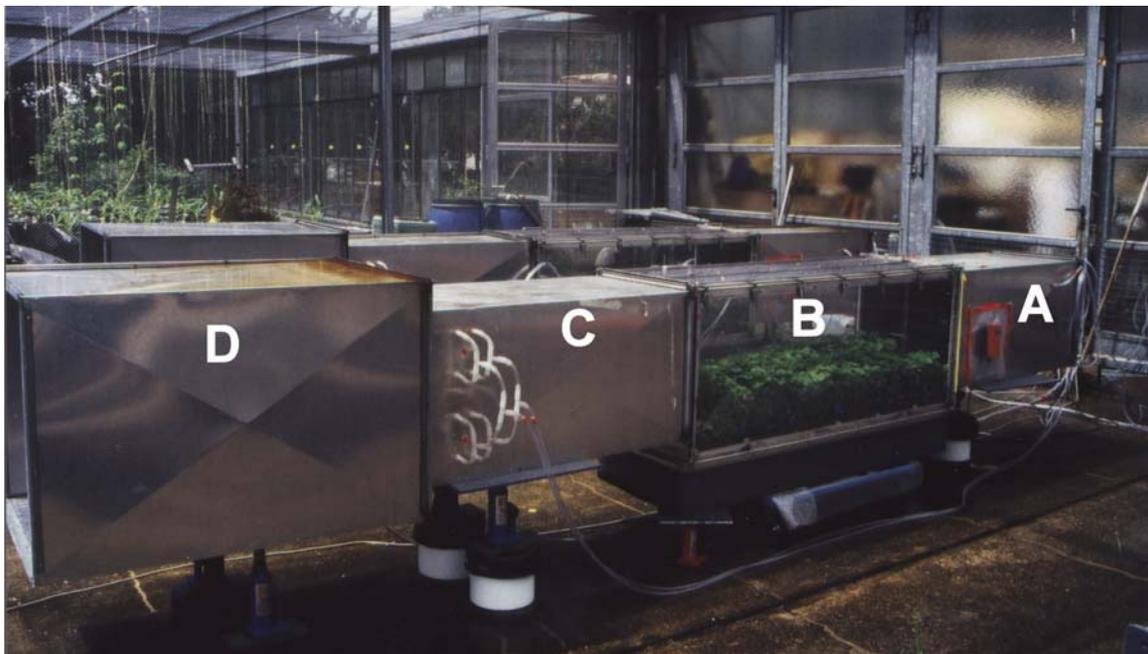


Abb. 2-7: Windtunnel II mit Lufteinlass mit Strömungsgleichrichter und Beruhigungsstrecke (A), Versuchsfläche mit Bodenwanne (B), Statisches Mischelement (C), Luftauslass mit Axialventilator (D) (nach Braschkat *et al.*, 1993)

Die Gesamtlänge beträgt 4,5 m, die Breite 0,5 m und die lichte Höhe 0,5 m. Die eigentliche Versuchsfläche ist 1,5 m x 0,5 m, wobei diese durch Einsetzen einer Plexiglastrennwand geteilt werden konnte, so dass zwei Versuchsflächen mit je 0,375 m² zur Verfügung standen. Die PVC Bodenwannen sind 15 bzw. 20 cm tief und ebenfalls durch eine Trennwand längsgeteilt. Eine luftdichte Verbindung zu der Messfläche wird über Zellkautschukstreifen und Verschraubungen gewährleistet. Je Windtunnel standen 5 Bodenwannen zum Wechsel zur Verfügung. Für Versuche mit Grünland wurde eigens eine Grasnarbe (10 cm Tiefe) vom Standort Oberweiler/Allgäu in die Bodenwannen eingepflanzt.

Die Strömungsgeschwindigkeit wurde wie bei WT I mit einem digitalen Regler eingestellt. Je nach Versuchsfrage konnte eine konstante oder den Außenbedingungen entsprechende Strömungsgeschwindigkeit gewählt werden.

Ein Teilvolumenstrom wurde am Tunneleinlass (Hintergrundkonzentration) und im Bereich des statischen Mischelementes (C) mittels Membranpumpen über Teflonschläuche in Säurefallen geleitet. Die Probeluft aus dem Abschnitt C wurde je Tunnelhälfte an vier Punkten im Tunnelquerschnitt in zweifacher Wiederholung entnommen.

2.2.3 Entnahme der Luftproben zur NH₃-Bestimmung

Die NH₃-Konzentration in der Probeluft wurde mit einem nasschemischen Verfahren mit Schwefelsäure als Absorptionslösung bestimmt. In Lösungen mit niedrigem pH-Wert wird das in der Atmosphäre vorhandene gasförmige NH₃ protoniert und liegt somit in wässriger Lösung als NH₄⁺-Ion vor. Nach O'Halloran (1993) liegt die Absorption von NH₃ in Schwefelsäure bei 95 %.

Die Probeluft- bzw. Teilvolumenströme, die je nach der verwendeten Methode entweder von den Entnahmestellen am Messmast der IHF-Anlage bzw. aus dem Windtunnelquerschnitt stammten, wurden für jede Einzelprobe über Schläuche getrennt durch eine 250 ml Gaswaschflasche mit Glasfiltereinsatz (Porosität 1) geleitet, die mit 80 ml 0,0125 M H₂SO₄ gefüllt war. Verunreinigungen oder Eindringen von Insekten wurde durch Abdecken der Schlauchenden mit grobmaschiger Gaze verhindert. Die Durchflussrate wurde mittels Nadelventilen in Schwebekörper-Durchflussmessern (Fischer & Porter GmbH, Göttingen) eingestellt. Die Durchfluss-

rate betrug in der Regel 5 l min^{-1} (Skalenstrich 10 bei 10°C). Die Durchflussrate ist jedoch bei gleicher Einstellung der Nadelventile abhängig von der Lufttemperatur, d.h. die genaue Durchflussrate musste entsprechend der Temperatur aus sogenannten Gerätstammkarten (Fischer & Porter GmbH, Göttingen) entnommen und bei der Berechnung der Emissionsrate berücksichtigt werden.

Nach jedem Messintervall wurden die Schwefelsäurevorlagen auf 100 ml aufgefüllt, durchmischt und ein Aliquot dieser Probelösung in 30 ml Schraubdeckelgläser (Polyethylen, PE) abgefüllt und bis zur Analyse bei 4°C gelagert.

Die Länge der Messintervalle wurde der zu erwartenden Emission entsprechend gewählt. Am Tag der Ausbringung des Flüssigmistes wurden die Gaswaschflaschen ein- bis zwei-stündlich gewechselt. Mit zunehmender Versuchsdauer wurden die Gaswaschflaschen morgens und abends gewechselt. Die Versuchsdauer schwankte zwischen 7 und 12 Tagen.

2.2.4 NH_4^+ -Analyse

Der NH_4^+ -Gehalt in der Probelösung wurde am Technicon-Autoanalyser II (Technicon, Dublin, Irland) nach der Methodenvorschrift (Technicon, 1984) analysiert. NH_4^+ wird dabei im alkalischen Milieu mit Natriumsalicylat, Na-Hypochlorid und Na-Nitroprussid komplexiert. Die Extinktion des grünen Farbkomplexes wurde bei einer Wellenlänge von 660 nm photometrisch erfasst. Die Auswertung erfolgte mit dem Programm Labor-Butler (Version 2.0).

2.2.5 Berechnung der NH_3 -Emission

Die Berechnung der NH_3 -Emission bei der IHF-Methode erfolgte aus der Multiplikation der Windgeschwindigkeit in den verschiedenen Höhen und der entsprechenden NH_3 -Konzentration abzüglich der Hintergrundkonzentration (gemessen mit WT I, bzw. in 5,5 Höhe) und anschließender Integralbildung unter Berücksichtigung der Windrichtung und damit der Messstrecke vom Feldrand zum Zentrum mit Messmast.

Die Berechnung der Emissionsrate bei der Windtunnel-Methode ergibt sich aus der Multiplikation der NH_3 -Konzentration der Probeluft (Differenz zwischen Konzentration der NH_3 befrachteten Luft am Tunnelauslass und der unbelasteten Luft am Tunnel-

einlass) und dem Luftdurchsatz. Der Luftdurchsatz ist das Produkt von Höhe und Breite der rechteckigen Kanals, dem Mittelwert der Strömungsgeschwindigkeit während des Messintervalls sowie der Länge dieses Intervalls. Der Luftdurchsatz beträgt z.B. bei 1 m s^{-1} Windgeschwindigkeit bei WT I bzw. WT II 36000 bzw. 15000 l min^{-1} .

2.3 Erfassung der N_2O -Emission mit der „closed chamber“-Methode

Bei der sogenannten "closed chamber"-Methode wird die Versuchsfläche mit Messkammern mit einer definierten Grundfläche über einen bestimmten Zeitraum unter vollständiger Unterbindung des Luftaustausches mit der Außenatmosphäre abgedeckt. Während dieser Zeit erfolgt eine Anreicherung der zu messenden Gase. Aus diesem Konzentrationsanstieg über die Zeit und unter Berücksichtigung des Kammervolumens und der Fläche der Messkammer wird mit Hilfe einer linearen Regression der Gasfluss bestimmt (Kap. 2.3.4). Diese Methode ist zur Erfassung von geringen Gasflüssen geeignet, da die Gase während des Kammerschlusses aufkonzentriert werden. Der Kammerschluss hat aber den Nachteil, dass es zu Veränderungen der Umweltbedingungen in den geschlossenen Kammern kommen kann und somit der gemessene Gasfluss verschieden sein kann zu dem eigentlichen unbeeinflussten Gasfluss. Begründet ist dies durch Veränderungen der Einstrahlung, Veränderung der Lufttemperatur, der Temperatur im Pflanzenbestand und im Boden, sowie Veränderung der Luftfeuchte bei Kammerschluss. Ein veränderter Druck kann den Konzentrationsgradienten von Gasen zwischen Boden und Luft verändern (Fowler *et al.*, 2001).

2.3.1 Hohenheimer Messkammer für Freilandversuche

Die Funktionsweise der Messkammer basiert auf dem System der „moving chamber“ nach Edwards (1974). Der Bau der Messkammer und der Aufbau der dazugehörigen PC-Steuerung wurden vom Institut für Agrartechnik durchgeführt (Schürer und Plesser, 1997). Vorversuche bezüglich Dichtigkeit der Messkammer, Temperaturverteilung, Gasverteilung und Einstrahlung bei Kammerschluss wurde in Zusammenarbeit mit dem oben genannten Institut durchgeführt.

Die Hohenheimer Messkammer besteht aus einem unteren, auf dem Boden liegenden bzw. teilweise über ein Einstechblech in den Boden (15 cm Tiefe; 1 m²) eingelassenen Edelstahlrahmen und einem daran befestigten, über einen Hubzylinder (12 V) beweglichen Schwenkarm aus Edelstahl. Daran befestigt ist die eigentliche Messkammer aus milchigem Polyethylen (PE) mit einer Grundfläche von 1 m². Die Wanddicke der Messkammer war 4 mm bzw. ab 1999 2 mm). Nach Kaiser *et al.* (1996) sollen Kammersysteme mindestens eine Grundfläche von 1 m² haben, um der hohen räumlichen Variabilität der N₂O-Emission Rechnung zu tragen.



Abb. 2-8: Hohenheimer Messkammer zur Erfassung von Spurengasemissionen (Motz, 2003, verändert)

Beim Kammerschluss wird die Messkammer auf den Bodenrahmen gedrückt. Eine Gummidichtung an der Unterkante der Messkammer gewährleistet eine sichere Abdichtung. Eine mögliche Druckveränderung während des Kammerschlusses infolge Temperaturveränderungen wurde durch einen Druckausgleichsschlauch (Teflon, Länge 1,5 m; Innendurchmesser 1 mm), der in einem Septum in der Kammerwand installiert war, ausgeglichen. In der Zeit zwischen den Messungen war

die Kammer soweit wie möglich nach Süden hin geöffnet, um Beeinträchtigungen der Versuchsfläche infolge Beschattung durch die Messkammer, veränderte Niederschlags-, Windverhältnisse etc. zu minimieren und damit die Kammereinflüsse auf den Pflanzenbestand der Messfläche möglichst gering zu halten. In Abbildung 2-9 sind die Messkammern an verschiedenen Standorten zu sehen.



Abb. 2-9: Hohenheimer Messkammer zur Erfassung von Spurengasemissionen im Einsatz auf Grünland, Allgäu (oben) bzw. auf Acker, Hohenheim (unten)

Die Edelstahlrahmen wurden ca. eine Woche vor der eigentlichen Messperiode in den Boden installiert, um den bei Matthias *et al.* (1980) festgestellten kurzfristig erhöhten N₂O-Fluß infolge Störungen des Bodengefüges nach Einbringen von Bodenringen nicht während der eigentlichen Messperiode zu erfassen.

Während des Kammerschlusses wurden nach 0, 15, 30, 45 und 60 min Luftproben entnommen. Die Probenahme erfolgte in der Regel zwischen 13:00 und 14:00 Uhr. Zusätzlich wurden Messungen mit höherer zeitlicher Auflösung durchgeführt, um mögliche Tagesgänge der N₂O-Emission zu erfassen. Die Probenahme erfolgte mittels automatischer Probenehmer. Hierbei wurde die Probeluft über Teflonschläuche (4 mm Außen- bzw. 3 mm Innendurchmesser) nach vorausgehendem Spülvorgang der Schläuche in zuvor evakuierte und mit Septen gasdicht verschlossene Probefläschchen mit einem Volumen von 22 ml (Vacutainer) geleitet (Vgl. Kap. 2.3.4). Die Probenehmer haben ein Fassungsvermögen von jeweils 40 Vacutainer, womit eine "unbeaufsichtigte" Probennahme über mehrere Tage stattfinden konnte. Eine genaue Beschreibung der Probenehmer ist bei Spengler (1999) nachzulesen.

Die Steuerung der Anlage, d.h. das Öffnen und Schließen der Kammern, Einschalten der Ventilatoren (Leistung 27 m³ min⁻¹) und Probenahme, wurden mit dem Programm „Laptech Notebook“ (Fa. Spectra) über ein Relaismodul (Advantech Data Aquisition Module, ADAM 4060, Fa. Spektra) vorgenommen.

Verbesserungen der Messkammer (Dichtungen, PE-Material mit 2 mm Wandstärke, Kammererhöhung zur Anpassung an höhere Pflanzenbestände) sind bei Motz und Kutzbach (2000), Veränderungen in Aufbau und Funktionsweise der Probenehmer sind bei Lutz (2000) beschrieben.

Im Versuchsjahr 1997 wurde mit einer Versuchsanlage bestehend aus insgesamt 16 Messkammern mit vier verschiedenen Größen, im Versuchsjahr 1998 mit 8 Messkammern mit zwei verschiedenen Größen (43 cm und 60 cm Höhe; Tab. 2-2) gemessen.

In den Versuchsjahren 1999 und 2000 wurde mit einer Versuchsanlage mit 12 Messkammern mit wahlweise mit einem kompletten Satz a` 12 Messkammern mit 10 cm, 27 cm oder 60 cm Höhe gemessen. Für Messungen in höheren Beständen

konnte durch den Einbau eines feststehenden Zwischenteils aus Edelstahl eine Anpassung der Messhöhe von 60 cm auf 100 cm erreicht werden (Tab. 2-2).

Tab. 2-2: Zusammenstellung der in Feldversuchen im Allgäu und Hohenheim verwendeten Messkammergrößen und Volumina (Grundfläche 1 m²)

Kammer- Größe	Höhe PE- Messkammer	Volumen PE- Messkammer	Volumen Einstechblech	Gesamtvolumen
	[cm]		[l]	
1	10	77	50	127
2	27	208	50	258
3	43	332	50	382
4	60	463	50	513
5	60+40 (Erhöhung)	863	50	913

In eigenen Untersuchungen wurde festgestellt, dass durch das PE-Material (4 mm) die Durchlässigkeit von photosynthetisch aktiven Licht (PAR, Licht im Wellenlängenbereich von 380 bis 710 nm) in Abhängigkeit von der Einstrahlungsintensität und vom Sonnenstand auf Werte von 34 bis 47 % bei Kammerschluss reduziert wurde und damit eine sehr variable Einschränkung der Photosynthese mit der Folge eines veränderten Pflanzenwachstums einhergeht. Aus diesem Grund wurde auf die ursprünglich vorgesehenen CO₂-Gasmessungen verzichtet, da davon keine Rückschlüsse auf den CO₂-Haushalt des Bodens - aufgrund der nicht genau bestimmbaren CO₂-Aufnahme der Pflanzen unter den Kammern - erwartet werden konnten. Zusätzlich wären im Gegensatz zu den N₂O-Messungen nicht nur 1 mal pro Tag, sondern 4-6 mal pro Tag Probennahmen durchgeführt worden, wodurch die Assimilation auf den Versuchsflächen über Gebühr eingeschränkt worden wäre. Dadurch bedingte Veränderungen des Gashaushaltes der Pflanze, verbunden mit veränderten Pflanzenwachstum, könnte sich auch auf die Bodenmikroorganismen auswirken und somit zu Artefakten führen.

2.3.2 Messkammersystem nach Schmidt

Am Versuchsstandort Hattenburg wurden geschlossene Messkammern von Schmidt (1998) verwendet (Abb. 2-10). Die zweiteiligen Kammern aus Stahlblech bestanden aus dem unteren, im Boden fest eingesteckten Bodenring (Durchmesser 39,7 cm;

Gesamthöhe 15 cm, von der ca. 1/3 im Boden steckt) und dem oberen Teil (Durchmesser 39,7 cm, Höhe 20 cm), der nur für die Dauer der eigentlichen Messung auf dem Bodenring installiert war. Das Gesamtvolumen, das sich aus dem oberen Kammerteil und sichtbaren Bodenring ergibt, lag zwischen 32 l und 37 l, abhängig von der Einlasstiefe des Bodenringes in den Boden. Die Abdichtung zwischen den beiden Kammerteilen wurde mittels Gummidichtung und metallischen Fixierungsbändern gewährleistet.



Abb. 2-10: N₂O-Messkammern nach Schmidt (1998) bei Messungen nach Ausbringung von Flüssigmist auf eine Maisstoppel (Hattenburg, 27.10.1997)

Eine genaue Beschreibung der Kammern ist bei Schmidt (1998) nachzulesen. Nach Schmidt (1998) konnte auf die Umwälzung der Luft innerhalb der Messkammern verzichtet werden. Die Wiederfindungsrate von eingespritzten N₂O lag bei 98 % bis 99 %. Dies konnte in eigenen Versuchen bestätigt werden.

Die Probenahme erfolgte über ein Septum am Kammerdeckel mit einer „Doppelkanüle“ (Venoject II, Fa. EHS Medizintechnik, Stuttgart) in zuvor evakuierte Vacutainer zum Zeitpunkt 0, 30 und 60 min nach dem Schließen der Messkammern. Die Messungen wurden in der Regel zwischen 13:00 Uhr und 14:00 Uhr, mit Ausnahme der Versuche in Herbst 1997 in Hattenburg (15:30 Uhr), durchgeführt. Die Berechnung der Emissionsrate erfolgte wie in Kap. 2.3.6 beschrieben.

2.3.3 Messkammer für Gefäßversuche

Gefäßversuche unter teilweise kontrollierten Bedingungen wurden in der Vegetationshalle bzw. in einer Klimakammer durchgeführt. Die dabei verwendeten Messkammern sind in Abb. 2-11 dargestellt.

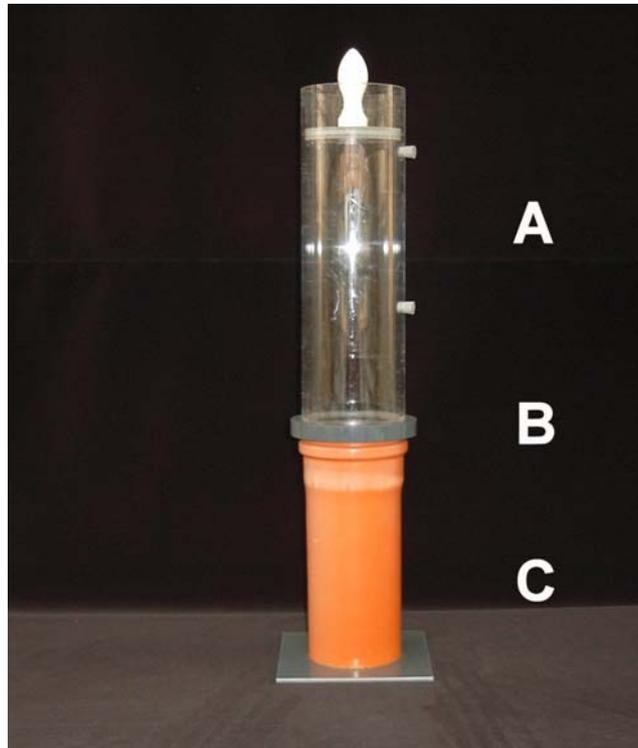


Abb. 2-11: Plexiglaskammern zur Erfassung von Spurengasen, bestehend aus lichtdurchlässiger Plexiglaskammer mit zwei Bohrungen mit Stopfen zur Gasprobenahme mit Doppelkanüle (Sproßkompartiment, A), Bodendichtungsring (B) und bodengefüllten Pflanzgefäß (Bodenkompartiment C)

Die lichtdurchlässige Plexiglas-Messkammer (A) wird über einen Bodendichtungsring (PVC, mit Gummidichtung, B) gasdicht mit dem bodengefüllten Pflanzgefäß verbunden. Das Pflanzgefäß besteht aus PVC (Abwasserrohr) mit einem Durchmesser von 12 cm und einer Höhe von 26,5 cm (Volumen 3 l).

Die Plexiglaskammer hat einen Innendurchmesser von 12,2 cm. Die Höhe der Messkammer war über einen höhenverstellbaren Stempel mit Gummidichtung veränderbar. Das Kammervolumen konnte somit an die Wuchshöhe der Pflanzen bzw. an die erwartete Emissionshöhe angepasst werden. Das maximale Volumen bei 43 cm Kammerhöhe lag einschließlich Volumen des Bodendichtungsringes bei 5,5 l. Die Probenahme erfolgte über Doppelkanülen durch einen Butylgummistopfen 0, 15,

30, 45 und 60 min nach Kammerschluss. Auch hier konnte entsprechend des Kammervolumens an zwei verschiedenen Höhen innerhalb der Messkammer die Gasprobe entnommen werden.

2.3.4 Vorbereitung der Probefläschchen

Glasvacutainer mit 22 ml Volumen wurden mit Butylgummihohlstopfen und Aluminium-Bördelkappen (Fa. Altmann-Analysentechnik, Holzkirchen) gasdicht verschlossen und evakuiert. Die Stopfen wurden zuvor über 48 h bei 80°C erhitzt, um eventuelle gasförmige Verbindungen auszutreiben, die bei der GC-Analytik als Verunreinigungspeak auftreten könnten.

Das Evakuieren erfolgte auf einen maximal möglichen Unterdruck, der von -920 bis -980 cm Wassersäule (WS) je nach atmosphärischem Luftdruck schwankte. Zuvor wurden die Vacutainer mit N₂ (Reinheit 5.0) „gespült“ (Überdruck 1800 cm WS) und anschließend bis -850 cm WS evakuiert. Dieser Spülvorgang wurde viermal wiederholt. An einer selbstgebauten Evakuierungsstation konnten gleichzeitig 10 Vacutainer evakuiert werden (Verschraubungen und Hähne, Fa. Best, Pliezhausen; Pumpe: Drehschieberpumpe RS 15, Fa. Vacuubrand, Wertheim). Die für einen Versuch benötigten Vacutainer wurden alle am gleichen Tag, d.h. unter dem gleichen atmosphärischen Luftdruck evakuiert. Vor der Beprobung im Feld wurde der Unterdruck bei allen Vacutainern überprüft (Einstich-Tensiometer DMG 2120, Ballmoos Elektronik, CH). Bei einer Abweichung von ± 5 cm WS vom Mittelwert wurden diese verworfen.

Aus Vorversuchen ergab sich, dass die benutzten Stopfen sowohl wegen der Dichtigkeit nach Durchstechen mit der Kanüle beim Befüllen im Feld als auch beim Probenauftrag im Autosampler-GC-System und auch durch das sehr gute Haltevermögen des Unterdruckes (Unterdruck wurde bis zu mehreren Monaten aufrecht erhalten) anderen Stopfen, z.B. aus Teflon vorzuziehen waren.

2.3.5 Gaschromatographische Messung von Spurengasen

Die Gasproben wurden mit einem Probennehmer (Perkin Elmer HS-40) auf die GC-Säule aufgetragen. Der Probennehmer mit 40 Proben funktioniert nach dem Prinzip der Dampfdruckanalyse (Headspace Analyse). Nach Thermostatisierung der Proben und Aufbau eines Druckes in den Probefläschchen wird ein definierter Anteil der Gasprobe entnommen und über eine Transferkapillare auf die analytische Trennsäule des Gaschromatographen gegeben.

Tab. 2-3: Kenndaten zur Messung von N₂O (und CH₄) in Luftproben

System	Hewlett-Packard 5890 Serie II		Perkin Elmer AutoSystem XL
Zeitraum	6/1997 – 12/98	ab 12/1998	ab 4/1998
Autosampler	Perkin Elmer HS-40		Perkin Elmer HS-40
Nadeltemperatur [°C]	55		55
Probentemperatur [°C]	50		50
Thermostatisierung [min]	2		2
Druckaufbau [min]	2		2
Druck [kPa]	170		170
Temp. Transferleitung [°C]	100		100
GC	HP 5890 Serie II		Perkin Elmer
Trägergas	N ₂ (5.0)	N ₂ (5.0)	N ₂ (5.0)
Vorsäule	-	6 ft Porapak Q; 80/100 mesh	-
Hauptsäule	12 ft Porapak Q; 80/100 mesh	12 ft Porapak Q; 80/100 mesh	6 ft Porapak Q; 100/120 mesh
Gasfluß [ml min ⁻¹]	30	30	45
Ofentemperatur [°C]	40	40	40
ECD -Temperatur [°C]	280	280	350
Retentionszeit [min]	3,4	4,1	2,2
FID	-	Ventilschaltung 10 Port Ventil	Säulensplit vor Detektoren
FID-Temperatur [°C]	-	350	400
Brenngase [ml min ⁻¹]	-	Synth. Luft: 300/H ₂ : 30	Synth. Luft:450/ H ₂ : 45
Retentionszeit [min]	-	1,65	0,85
Besonderheiten	Feuchtefalle	-	-
Software Integration	HP Chemstation 3365	HP Chemstation A 06.01	PE Turbochrom

Vermerk: CH₄- Ergebnisse in dieser Arbeit nicht dargestellt

Die Kalibrierung der GC's erfolgte zweimal je Probennehmerfüllung in zweifacher Wiederholung mit drei Eichgas-Konzentrationen, die je nach Hersteller im Bereich ambierter Konzentration, dreifacher und fünffacher (Fa. Linde, Unterschleißheim; Fa.

SW-Sauerstoffwerke, Friedrichshafen) bzw. ambierter Konzentration, fünffacher und 10-facher ambierter Konzentration (Air Liquid, Ludwigshafen; Messer-Grießheim, Frankfurt a. M.) lagen. In Vorversuchen wurde eine Linearität des ECD-Signals innerhalb dieser Konzentrationen bestätigt. Das Bestimmtheitsmaß der Kalibriergeraden (lineare Anpassung) lag für N₂O i.d.R. bei $r^2 > 0,995$. Zur Überprüfung der Messgenauigkeit des ECD wurden regelmäßig 20 Proben mit der niedrigsten Eichgaskonzentration gemessen. Der Variationskoeffizient aus diesen Wiederholungen lag zwischen 3,5 und 4,5 %.

2.3.6 Berechnung der Emissionsrate

Die Berechnung der N₂O-Flüsse (F) erfolgte aus dem linearen Anstieg der N₂O-Konzentration während des Kammerschlusses (Lessard *et al.*, 1994; Mosier, 1989; Sommer *et al.*, 2000). Das lineare Modell wurde gewählt, da unter den hier gegebenen Bedingungen keine Abnahme der Emissionsrate während des Kammerchlusses stattfand.

Die erhaltenen Daten aus der GC-Messung in ppm (C_{GC}) wurden mit der unten stehenden Formel in $\mu\text{g m}^{-3}$ umgerechnet:

$$C = \frac{C_{GC} \cdot M_{N_2O}}{V_{mol}} \quad (\text{Gleichung 2-1})$$

wobei:

C	=	Konzentration N ₂ O [$\mu\text{g m}^{-3}$]
C_{GC}	=	Konzentration N ₂ O [ppm]
M_{N_2O}	=	Molekulargewicht von N ₂ O [g mol^{-1}]
V_{mol}	=	Molvolumen [$\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$] bei der entsprechenden Temperatur bei der Probenahme

Die Flussrate F wurde mit Gleichung 2-2 berechnet. Die Konzentrationsänderung während des Kammerschlusses ($\Delta C/\Delta t$) wurde mit Hilfe einer linearen Regression aus den einzelnen Messpunkten (3 bzw. 5 Messpunkte in Abhängigkeit des verwendeten Kammersystems) berechnet. Das Bestimmtheitsmaß dieser Regression wurde berechnet; es stellt ein Maß für die Güte der Messung dar. Bei $r^2 < 0,9$ wurde die Messung verworfen.

$$F = \frac{\Delta C}{\Delta t} \cdot \frac{V}{A} \cdot k \quad (\text{Gleichung 2-2})$$

wobei:

F	=	Flussrate N ₂ O-N [$\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$]
$\Delta C/\Delta t$	=	Veränderung der Gaskonzentration während des Kammerschlusses [$\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$]
V	=	Volumen der Messkammer [m^3]
A	=	Fläche der Messkammer [m^2]
k	=	Konstante: Umrechnungsfaktor N ₂ O in N₂O-N (0,63633)

2.4 Photoakustische Erfassung von Gasen im offenen Kammersystem

Neben der Erfassung von Emissionen mit der in Kapitel 2.3 beschriebenen „closed chamber“-Methode können Gase auch in „offenen Kammer-Systemen“, die kontinuierlich belüftet werden, erfasst werden. Im Gegensatz zu den geschlossenen Messkammersystemen, in denen nur für einen kurzen Zeitraum (z.B. 1 h) die Messkammer mit der Versuchsfläche oder Versuchsgefäße gasdicht verbunden sind, verbleibt bei den offenen Messkammern diese während des gesamten Zeitraumes auf den Versuchsgefäßen. Der Vorteil dieser offenen Systeme besteht darin, dass durch die kontinuierliche Belüftung eine Anreicherung der Messkammer mit Wasserdampf infolge Transpiration der Pflanzen bzw. Evaporation des Bodens verhindert wird. Gleichzeitig wird eine CO₂-Verarmung infolge Photosynthese der Pflanzen durch den kontinuierlichen Luftaustausch vermieden. Die Beeinflussung der Pflanzen durch die Plexiglasskammern wird also drastisch reduziert. Daraus folgt, dass der Gashaushalt der Pflanzen und damit auch das Verhalten der Stomata ungestört sind. Dies ist auch deshalb wichtig, da ein Austausch von N₂O und NH₃ über die Stomata zwischen Pflanzen und Atmosphäre stattfinden kann (Chang *et al.*, 1998; Francis *et al.*, 1993; Harper *et al.*, 1987; Schjoerring *et al.*, 1993).

Eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der photoakustischen Messung mit der herkömmlichen GC-Messung wurde in Vorversuchen überprüft. Der lineare Zusammenhang der beiden Messmethoden bezüglich der N₂O-Messung im Bereich von 0-1,5 ppm N₂O ($r^2 = 0,995$) bestätigt die Eignung der photoakustischen Messung (Ferch *et al.*, 2001).

Die im Versuch verwendeten Messkammern sind in Kapitel 2.3.3 beschrieben, jedoch mit dem Unterschied, dass anstelle des höhenverstellbaren Stempels eine Plexiglasplatte fest an dem oberen Ende installiert war. Die Plexiglaskammern hatten damit ein Volumen von 5,5 l.

Die Gefäße wurden mit einem kontinuierlichen Luftstrom mit einer Durchflussrate von ca. $5,0 \text{ l min}^{-1}$ durchströmt. Die Frischluft wird kontinuierlich über einen Schlauch (ID 14 mm) an der unteren Bohrung mittels einer Pumpe in die Messkammer eingeleitet. Die Durchflussrate wurde vor Eintritt in die Messkammer mit Schwebekörper-Durchflussmesser (Fischer & Porter GmbH, Göttingen) kontrolliert. An der oberen Bohrung wird der Luftstrom wieder aus der Messkammer angesaugt und ein geringer Teil davon zum Messgerät weitergeleitet (Innova AirTech Instruments, Dänemark).

Mit dem Messgerät zur photoakustischen Gasmessung konnten gleichzeitig NH_3 , N_2O , CH_4 , CO_2 und H_2O in derselben Luftprobe innerhalb von 2 min gemessen werden. Zuvor wurden die Schläuche mit der zu messenden Probe ausreichend gespült. Eine genaue Beschreibung der Funktionsweise des Messgerätes ist bei Ferch (2003) gegeben. Mit Hilfe eines sogenannten Multiplexer (Innova AirTech Instruments, Dänemark) konnten 12 verschiedene Messstellen in einer definierten Reihenfolge abgegriffen werden. Der Versuch wurde mit zehn Messkammern mit Pflanzenbewuchs gefahren. Eine weitere Messstelle war mit der Messung der Frischluft belegt. Das Gerät wurde so gesteuert, dass vor und nach jeder Messkammer mit Pflanzenbewuchs Frischluft analysiert wurde. Dadurch konnte bei der Auswertung über Differenzbildung zwischen Messkammerluft und Frischluft die tatsächliche Konzentration innerhalb der Messkammer berechnet werden. Des Weiteren wurde an einer weiteren Messstelle eine Eichgasmischung aus einem gasdichten Beutel (N_2O , CH_4 , CO_2 ; Plastigas-Beutel, Fa. Linde, Unterschleißheim) am Ende eines Messzyklus gemessen, um eine Kontrolle über die Richtigkeit der gemessenen Daten zu erhalten.

Innerhalb von 1 h waren alle zehn Versuchsgefäße einschließlich wiederholter Frischluft und Eichgas gemessen und es konnte ein neuer Messzyklus gewinnen, d.h. es wurden somit 24 Messwerte je Gefäß und Tag erfasst. In Abbildung 2-12 ist ein detaillierter Versuchsaufbau dargestellt.

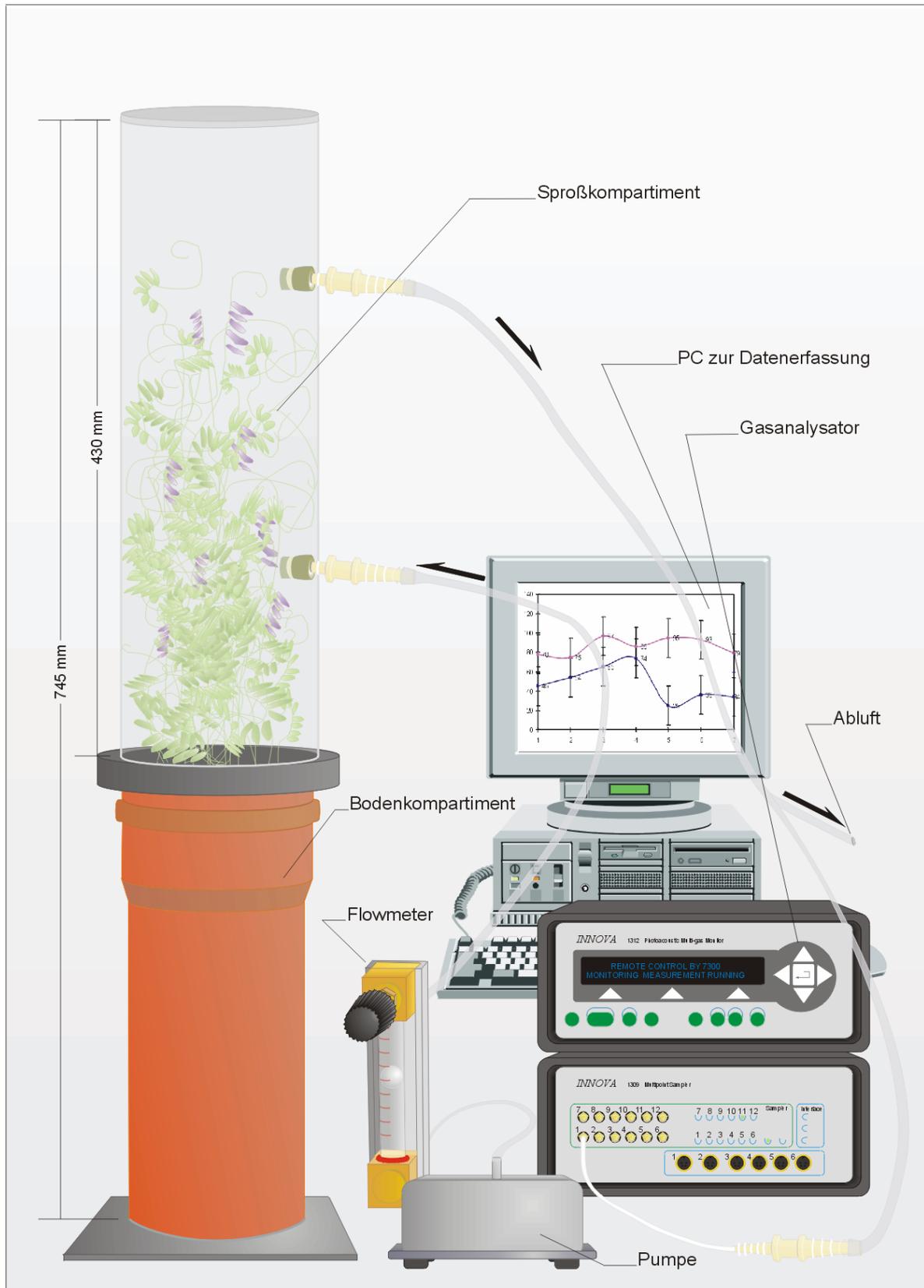


Abb. 2-12: Versuchsaufbau zur Erfassung von Spurengasen mittels photoakustischer Messung

2.5 Begleituntersuchungen

2.5.1 N_{min}-Gehalte im Boden

Die Bodenproben wurden zeitgleich zu den N₂O Messungen in unmittelbarer Nähe zu den Messkammern auf einer eigens dafür vorgesehene und entsprechend der Versuchsfrage gedüngten Fläche von mehreren m² mit einem praxisüblichen N_{min}-Bohrstock gezogen. Die Mischprobe aus fünf Einstichen von 0-10 cm Bodentiefe wurde bis zur Analyse tiefgefroren. Die Bodenproben wurden in 0,01 M CaCl₂-Lösung im Verhältnis 1:4 extrahiert. Im Extrakt wurden NH₄⁺-N und NO₃⁻-N am Auto-Analyser photometrisch bestimmt (VDLUFA, 1991/1997). Die Untersuchungen wurden z.T. an der Landesanstalt für Chemie in Hohenheim durchgeführt.

2.5.2 Bodenwassergehalt

In den gleichen Bodenproben wurde der Bodenwassergehalt gravimetrisch bestimmt. Die Bodenfeuchte wird im Folgenden in Gewichts-Prozent (% w/w) angegeben.

2.5.3 Extrahierbarer organischer Kohlenstoff (EOC)

Der Bodenextrakt (15 g frischer Boden und 30 ml 0,0125 M CaCl₂-Lösung, 1 h schütteln) wurde 10 min bei 3000 U min⁻¹ zentrifugiert und der Überstand filtriert. Die Filtration wurde über 0,45µm Suporfilter aus Polyethersulfon (Fa. Pall, Gelman Science) unter Anlegen eines Unterdruckes durchgeführt. Zur Zerstörung des im Extrakt enthaltenen Carbonats, welches die Analyse beeinflussen würde, wurde vor der Analyse ein Tropfen Phosphorsäure zur Bodenlösung zugegeben. Die Bodenlösung wurde an einem Shimadzu TOC-Analyzer 5050 analysiert.

2.5.4 Flüssigmistanalyse

Der Trockensubstanzgehalt-Gehalt (TS) wurde nach Trocknung bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz gravimetrisch ermittelt. Der Aschegehalt wurde nach Veraschung bei 450°C bestimmt. Die organische Substanz wurde aus dem Glühverlust berechnet (Differenz TS und Asche).

NH_4^+ -N-Gehalt wurde mittels Wasserdampfdestillation nach vorheriger Alkalisierung mit Magnesiumoxid nach Vorschrift des VDLUFA (1973) bestimmt. N_t wurde mit einem Kjeldahl-Aufschluß in der Frischmasse ermittelt.

Die Messung des pH-Wertes erfolgte unmittelbar vor der Ausbringung des Flüssigmistes mit einer pH-Elektrode.

2.5.5 Pflanzenanalyse: Trockensubstanz, N- und C-Gehalte

Die Trockensubstanz-Gehalte (TS) der Pflanzenproben wurden durch Trocknung bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz gravimetrisch ermittelt. Zur Bestimmung des N_t -Gehaltes wurden die getrockneten Pflanzenproben oxidativ aufgeschlossen (DUMAS Methode). Das entstehende Gasgemisch aus CO_2 und elementarem N wird am Wärmeleitfähigkeitsdetektor gemessen (Stickstoffanalysator Macro N, Fa. Heraeus).

Die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes wurden am NCS 2500 Elemental Analyser (CE Instruments, Milan, Italien) durchgeführt.

2.5.6 Erfassung meteorologischer Daten

2.5.6.1 Erfassung bei Freilandversuchen zur NH_3 -Emission

Relative Luftfeuchte (Haarhygrometer), Lufttemperatur und Globalstrahlung (Albedometer CM 14, Kipp & Zonen, Solingen) wurden außerhalb des WT I auf einer Höhe von 2 m kontinuierlich erfasst. Die Windgeschwindigkeit wurde außerhalb des WT I auf einer Höhe von 0,3 m mit einem Schalenkreuzanemometer und innerhalb des WT mit einem thermischen Anemometer 642 (Wärmetechnik, Stuttgart) kontinuierlich erfasst (Vgl. Kap. 2.2.2.1). Alle Messfühler wurden im 2 Sekunden-Intervall abgelesen und als Stundenmittelwerte mit einem Datenlogger gespeichert (MODAS 84, NES Neue Energie System, Langenselbold). Niederschläge wurden mittels Regenmesser nach Diehm erfasst. Bei der mikrometeorologischen Methode wurden zusätzlich Windrichtung und Windweg mit dem Windschreiber (Wölfler) erfasst.

2.5.6.2 Erfassung unter kontrollierten Bedingungen zur NH₃-Emission

Relative Luftfeuchte, Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit (Thermisches Anemometer 642, Wärmetechnik, Stuttgart) wurden innerhalb des WT II (vgl. Kap. 2.2.2.2) auf einer Höhe von 0,3 m am Ende der Beruhigungstrecke (A) kontinuierlich im 2-Sekunden-Takt erfasst und als Stundenmittelwerte mit einem Datenlogger gespeichert (MODAS 1220, NES Neue Energie System, Langenselbold). Sonneneinstrahlung wurde mit einem Siliziumstrahlungsempfänger erfasst. Die Windgeschwindigkeit wurde außerhalb des WT II auf einer Höhe von 1 m Höhe mit einem Schalenkreuzanemometer erfasst.

2.5.6.3 Erfassung bei Freilandversuchen zur N₂O-Emission

Innerhalb der Messkammer wurde die Bodentemperatur in 2 und 5 cm Tiefe, sowie die bodennahe Lufttemperatur gemessen (Widerstandsthermometer Mo 1000, GTF, Fa. Greisinger). Die rel. Luftfeuchte in 10 cm Höhe wurde mit einem kapazitiven Feuchtesensor (Testo, Kompaktumformer, Lenzkirch) erfasst. Die Einstrahlung wurde mit einem Pyranometer CM 11 (Kipp & Zonen, Solingen) gemessen. Die Messwernerfassung erfolgte mittels Kommunikationsmodule (A/D-Wandler; Advantech Data Aquisition Module, Adam 4017, Fa Spectra) in 5-Sekunden-Intervallen, die als Mittelwert alle 5 min gespeichert wurden (Laptech Notebook, Fa. Spectra). In den Graphiken der folgenden Kapitel sind die „Witterungsparameter“ dargestellt, die unmittelbar vor Kammerschluss erfasst wurden (5 min vor Kammerschluss). Weiterhin wurden die üblichen Klimadaten (Lufttemperatur, Luftfeuchte, Bodentemperatur, Einstrahlung) mit einer Klimastation in unmittelbarer Nähe zum Versuchsfeld in 2 m Höhe aufgenommen.

Am Versuchsstandort Hattenburg wurden die Bodentemperaturen mit einem Fernthermograph M 10 (Fa. Luftt; Fellbach, Meßbereich -35 bis +100°C) aufgeschrieben.

Die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) wurde zur Überprüfung der Lichtdurchlässigkeit und einer damit verbundenen Beeinträchtigung der Photosynthese durch die Messkammern zeitweise mit zwei baugleichen Geräten zeitgleich innerhalb und außerhalb der Messkammern gemessen (LI-COR 185 bzw. LI-COR 100).

2.5.6.4 Erfassung unter kontrollierten Bedingungen zur N₂O-Emission

Lufttemperatur und Luftfeuchte wurden mit dem unter 3.5.6.1 beschriebenen Sensoren und mobilen Datenlogger erfasst und gespeichert. Boden- und Lufttemperaturen wurden mit einem Fernthermograph M 10 (Fa. Luftt; Fellbach) aufgeschrieben.

2.6 Statistische Auswertung

Die N₂O-Gasflüsse wurden für jede Messkammer berechnet und die Wiederholungen arithmetisch gemittelt und Standardabweichungen berechnet (SigmaStat 2.03, SPSS).

Die Berechnung der gesamten N₂O-Emission während der Versuchsperiode wurde für jede Messkammer einzeln durchgeführt. Dazu wurden die Flüsse von zwei zeitlich angrenzenden Messterminen gemittelt und mit der Anzahl der Stunden, die zwischen diesen beiden Terminen lag, multipliziert. Diese berechneten Flüsse wurden zum kumulierten Fluss addiert (Chadwick *et al.*, 2000).

Mittels Varianz-Analyse wurden statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Varianten bestimmt. Zu den einzelnen Messterminen wurde dazu ein paarweise multipler Vergleich (Student-Newman-Keuls Test) durchgeführt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit beträgt 5 %, sofern in den folgenden Kapiteln keine anderen Angaben gemacht werden.

3. Vermeidung von gasförmigen Stickstoff-Verlusten durch Optimierung der Düngung

3.1 Einleitung

Die N-Düngung von Grünland und Acker kann zu erheblichen Verlusten in Form von NH_3 und N_2O führen (Boeckx und Van Cleemput, 2001; Bussink und Oenema, 1998). Neben den negativen Folgen für die Umwelt aufgrund der indirekten und direkten Wirkung dieser Gase auf das Ökosystem, stellen diese Verluste auch einen wirtschaftlichen Schaden für die Landwirtschaft dar.

Düngung mit organischen Stalldüngern gilt als wichtigste Quelle für die NH_3 -Emission von landwirtschaftlich genutzten Flächen (Mosier, 2001). Als europaweiten Schätzwert für die NH_3 -Emission nach Düngung mit Stalldüngern aus der Milchviehhaltung gibt Van der Hoek (1998) einen Wert von 12% der von den Tieren ausgeschiedenen N-Menge an. Bussink und Oenema (1998) berichten in ihrem Review von NH_3 -Verlusten bei der Ausbringung von Flüssigmist auf Grünland zwischen 1–100% und bei Ausbringung auf Acker zwischen 3-70%. Die Höhe der Emission wird bestimmt durch Temperatur, Niederschlag, Bodenwassergehalt, Bodeneigenschaften wie KAK und pH-Wert, Ausbringungsmenge, Ausbringungstechnik und Bestandesentwicklung.

Über 90 % der Gesamtemission von Ammoniak (NH_3) in der BRD stammen aus landwirtschaftlichen Quellen (Isermann, 1994). Bei der herkömmlichen breitflächigen Ausbringung mit Prallteller variieren die NH_3 -Verluste stark in Abhängigkeit von Boden-, Oberflächenbeschaffenheit und Witterungsverhältnissen (Temperatur, Lichteinstrahlung, Niederschlag) sowie Flüssigmisteigenschaften (Trockensubstanzgehalt). Die NH_3 -Verluste nach Ausbringung auf Acker können 12-65% des im Flüssigmist enthaltenen NH_4^+ -N (TAN, total ammoniocal N) betragen (Horlacher und Marschner, 1990). Nach Mannheim *et al.* (1995b) lagen die N-Verluste auf Grünland nach Ausbringung mit Prallteller bzw. Schleppschlauch zwischen 38 und 76% TAN. Braschkat *et al.* (1997) kommen zu dem Ergebnis, dass vor allem der Trockensubstanzgehalt des Flüssigmistes ein wichtiger Faktor für die NH_3 -Verluste ist, wobei ein hoher Trockensubstanzgehalt das Eindringen des Flüssigmistes in den Boden behindert und somit die NH_3 -Verluste erhöht, da die Kontaktfläche zwischen

Atmosphäre und Oberfläche des Flüssigmistes vergrößert ist. Zur Minderung der NH_3 -Emission bietet sich neben der Wasserzugabe zum Flüssigmist auch eine verbesserte Ausbringungstechnik wie z.B. Injektions- und Schleppschlauchverfahren an. Die Zugabe von Wasser wird im Allgäu schon z.T. praktiziert, da Regenwasser von der Hoffläche in die Flüssigmistbehälter eingeleitet wird. Durch Injektion des Flüssigmistes in den Boden konnte auf Acker die NH_3 -Emission fast vollständig unterbunden werden (0-6% TAN), auf Grünland konnte die Emission auf 7-23% TAN reduziert werden (Mannheim *et al.*, 1995b). Inwieweit eine bodennahe platzierte Flüssigmistausbringung mit Schleppschlauch zu einer Verminderung der NH_3 -Emission führen kann, ist dagegen weniger eindeutig. Ein wichtiger Einfluss scheint die Bestandeshöhe und der Einfluß von Niederschlag zu sein (Mannheim *et al.*, 1995b; Vandré *et al.*, 1997). Bedingt durch die u.U. geringeren NH_3 -Verluste bei verbesserten Ausbringungstechniken ist mit einer größeren Zufuhr von NH_4^+ in den Boden bei gleichzeitiger Zufuhr von leicht abbaubaren C-Verbindungen zu rechnen, die wiederum zu erhöhter Nitratauswaschung bzw. erhöhter N_2O -Bildung infolge Denitrifikation beitragen könnte (Comfort *et al.*, 1990; Rice *et al.*, 1988).

Nach Isermann (1994) sind 81% der anthropogenen N_2O -Emission auf die Landwirtschaft zurückzuführen. Ammonium- und Nitrat-N sind die Ausgangsprodukte für die Nitrifikation und Denitrifikation, also für die Prozesse im Boden, bei denen N_2O entsteht. Der Düngung dieser N-Verbindungen kommt daher eine überragende Bedeutung für die N_2O -Emission von landwirtschaftlich gedüngten Flächen zu. Als Schätzwert für die direkte d ungsbedingte N_2O -Emission werden 1,25% des gedüngten N angenommen (Bouwman, 1996).

Die N_2O -Emission aus dem Boden wird durch hohe Bodenwassergehalte, geringe Sauerstoffverfügbarkeit und hohe Verfügbarkeit an leicht abbaubarer organischer Substanz und mineralischem Stickstoff im Boden stark erhöht (Beauchamp, 1997). Platzierte Ausbringung von Flüssigmist mittels Injektor oder Schleppschlauch könnte somit in den Bodenzonen, die mit hohen Flüssigmistmengen in Kontakt kommen, zu einem Anstieg der N_2O -Emission führen, wie dies in Abb. 3-1 dargestellt ist.

Nach Rice *et al.* (1988) sind die Denitrifikationsverluste v.a. in der Anfangsphase des Abbaues des organischen Materials wichtig, wenn eine hohe biologische Aktivität im Boden vorliegt.

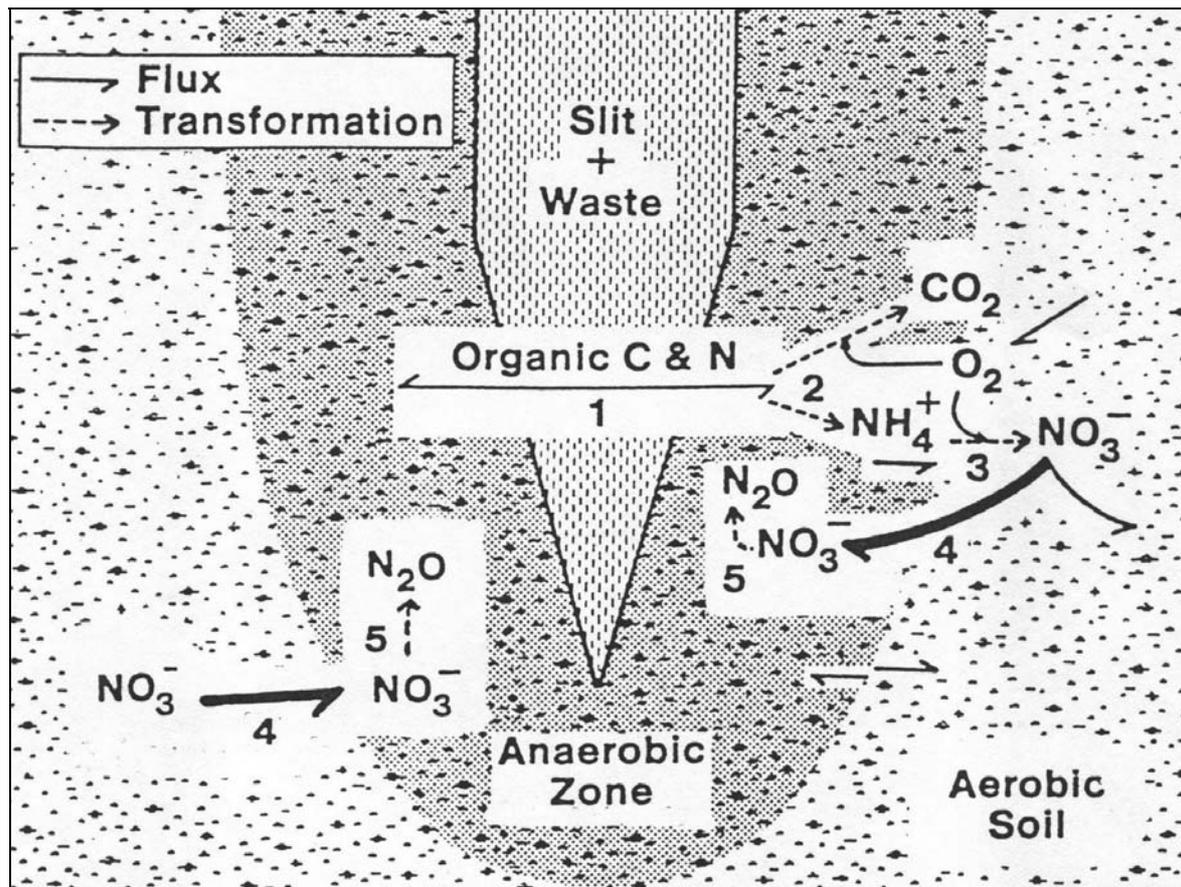


Abb. 3-1: Umsetzungsprozesse im Bereich eines Injektionsschlitzes nach Einbringung von organischem Dünger in den Boden. (1) Bewegung von organischem Material aus der Injektionszone in den Boden, (2) Mineralisation unter Verbrauch von Sauerstoff, (3) Nitrifikation unter Verbrauch von Sauerstoff, (4) Flux von unter 3 entstandenen bzw. bodenbürtigem NO_3^- in anaerobe Zonen, (5) Denitrifikation (verändert nach Rice *et al.*, 1988)

Im Allgemeinen treten nach Flüssigmistausbringung erhöhte N_2O -Emissionen bis zu 14 Tage nach der Düngung im Vergleich zum ungedüngten Boden auf (Christensen 1983; Comfort *et al.*, 1990). Clemens *et al.* (1997) fanden bis zu 20 Tagen nach der Düngung bei einigen Feldversuchen erhöhte Emissionsraten. Die gemessenen Emissionen streuten in einem Bereich zwischen 0,01 und 2,0% des ausgebrachten N (Granli und Bøckman, 1994).

Bei Untersuchungen von Merino *et al.* (2001) auf Grünland war die N_2O -Bildung nach Flüssigmistausbringung ($85 \text{ kg NH}_4^+\text{-N h}^{-1}$) doppelt so hoch wie bei der Ausbringung von Mineraldünger (KAS 80 kg N ha^{-1}). Auch waren die Denitrifikationsverluste (N_2 und N_2O) bei der Flüssigmistausbringung größer. Da die N-Gehalte im Boden bei beiden Varianten auf ähnlichem Niveau lagen, wurde die zusätzliche N_2O -Bildung auf

die leicht oxidierbaren C-Verbindungen im Flüssigmist zurückgeführt. Dennoch stammten die N₂O-Verluste bei der Variante mit Flüssigmistdüngung mehr aus der Nitrifikation und die Verluste bei der Variante mit Mineraldünger zu einem größeren Teil aus Denitrifikationsprozessen.

Es ist schwierig die beiden Hauptprozesse der N₂O-Bildung zu trennen, da nach Kuenen und Robertson (1994) innerhalb desselben Bodenaggregates sowohl aerobe als auch anaerobe sogenannte „Mikrosites“ vorliegen, so dass gleichzeitig Nitrifikation und Denitrifikation stattfinden kann. Eine Quantifizierung ist nur über ¹⁵N Markierung des Düngers möglich.

Linzmeier *et al.* (2001) zeigten in einem Versuch mit ¹⁵N markiertem N-Dünger, dass zwischen 10-40% der Gesamt-N₂O-Emission aus N-Düngung und 60-90% aus Boden-N stammte. Somit stellt der N-Pool des Bodens eine wichtige N₂O-Quelle dar. Der Einfluss der Düngung auf den mikrobiellen Umsatz (turnover) hängt von der Ausbringung (fest/flüssig) bzw. von der N-Form (Nitrat/Ammonium) ab (Gutser, 1999).

Nach einer Zusammenstellung von Granli und Bøckman (1994) zeigen die N₂O Emissionen eine große Schwankungsbreite bei allen N-Formen (Nitrat, Ammonium). Bei der Nitrat-Düngung wurden Emissionen zwischen 0,001 und 1,8% der ausgebrachten N-Menge gefunden. Nach Ammonium-Düngung lagen die Emissionen zwischen 0,02 und 1,8% TAN. Diese weiten Emissionsbereiche weisen auf ein komplexes Zusammenspiel zwischen N-Form, Witterungsbedingungen und Bodeneigenschaften wie N- und C-Status, Bodenfeuchte und Bodentemperatur hin.

Velthof *et al.* (1997) stellten auf Grünland N₂O-Verluste von bis zu 12% des ausgebrachten N fest. Die Verluste stiegen mit zunehmender N-Zufuhr. Bei einer Düngung 50 kg N ha⁻¹ und 300 kg N ha⁻¹ als KAS betragen die N₂O-Verluste 0,6% bzw. 3,1% des ausgebrachten N. Weiterhin stellten die Autoren fest, dass bei kühlen und trockenen Bedingungen im Frühjahr die N₂O-Emissionen sowohl bei der Düngung von Ammonium als auch von Nitrat weniger als 0,1% der N-Zufuhr betragen. Bei hohem Grundwasserspiegel stiegen die N₂O-Emissionen in folgender Reihenfolge: ohne Düngung < Ammonium < Nitrat. Hohe Grundwasserspiegel begünstigten die N₂O-Emission von nitrathaltigen Düngern, aber nicht von

ammoniumhaltigen Düngern. D.h. neben der Höhe der N-Zufuhr ist die Auswahl der N-Form bei gegebenem Bodenwasser-Status wichtig. Zur Verringerung der N₂O-Emission sollten gegebenenfalls auch angekündigte Niederschlagsereignisse bei der Auswahl der N-Form mitberücksichtigt werden.

In Versuchen in Mikrokosmen fanden Flessa *et al.* (1996) in gut durchlüftetem Boden nach Düngung (entsprechend 100 kg N ha⁻¹) nur geringe N₂O-Flüsse. Die NH₄⁺-gedüngten Böden hatten mit 0,06% Gesamtverluste infolge Nitrifikation wesentlich höhere Emissionen als die NO₃⁻-gedüngten Böden (0,003% Denitrifikationsverluste des ausgebrachten N). In Feldversuchen (gleicher Boden) fanden sie höhere Verluste, im Umfang von 9,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in Verbindung mit vermehrten Perioden mit hohen Bodenwassergehalten und geringer O₂-Diffusion. Die Autoren schlossen daraus, dass zur Vermeidung von N₂O-Verlusten auf Acker neben dem Management der Düngung v.a. der Bodenzustand, im Speziellen die Bodendurchlüftung (O₂) ein wichtiger Einflussfaktor ist. Dies sollte bei der Düngung mitberücksichtigt werden, um N₂O-Emissionen zu verringern.

Eine effektive Vermeidung düngungsbedingter N₂O-Emissionen ist durch gleichzeitige Gabe von Nitrifikationshemmstoffen zu NH₄-N-haltigen Düngern (Delgado und Mosier, 1996) zu erreichen. Nitrifikationshemmstoffe verzögern die mikrobielle Umwandlung von Ammonium zu Nitrat durch Hemmung der dafür zuständigen Bakterien (*Nitrosomonas sp.*), so dass der erste Schritt der Nitrifikation, also die Umwandlung von Ammonium zu Nitrit, verlangsamt abläuft.

In Deutschland wird v.a. Didin (DCD, Dicyandamid, SKW, Trostberg) bzw. Entec (DMPP, 3,4-Dimethyl Pyrazol Phosphat, BASF, Ludwigshafen) verwendet. Nach Weiske *et al.* (2001) wird DCD im Boden schneller mineralisiert als DMPP. Abbauprodukte von Didin sind NH₃ und CO₂ (Amberger, 1989). Der Wirkungsmechanismus ist in Abbildung 3-2 dargestellt (Weiske *et al.*, 2001).

Yeomans, 1986). Nach Bremner (1997) stellt aber die Nitrifikation im Vergleich zur Denitrifikation die größere Quelle für die N_2O -Bildung in Böden dar.

Allerdings konnte nach Rodgers (1983) der Einsatz von DCD in Verbindung mit Harnstoff ohne Einarbeitung in den Boden zu erhöhten NH_3 -Emissionen führen, die im Vergleich zur Düngung von Harnstoff ohne DCD zwischen 20 und 68% höher waren. Die Hydrolyse des Harnstoffs wird durch DCD nicht beeinflusst. Aber durch die verzögerte Nitrifikation und daraus folgende Akkumulation von NH_4^+ an der Grenzschicht Boden-Atmosphäre konnte vermehrt NH_3 emittieren. Die Höhe der Verluste nimmt mit Zunahme des pH-Wertes im Boden zu. Dies wirkt den positiven Eigenschaften des DCD bezüglich der Verzögerung der Nitrifikation entgegen. Allerdings können diese z.T. hohen NH_3 -Verluste durch Einarbeitung von Harnstoff+DCD in den Boden vermindert werden. Auch Quemada *et al.* (1998) stellten erhöhte Ammoniak-Verluste nach Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen zu organischen Düngern (Klärschlamm) bei oberflächiger Ausbringung fest. Die Verluste lagen bei 20% bzw. 71% des ausgebrachten Ammonium-N bei Ausbringung ohne DCD bzw. bei Zugabe von DCD. Bei Einarbeitung des organischen Düngers wurden jedoch unabhängig von der Zugabe von DCD die NH_3 -Verluste auf weniger als 5% vermindert.

Eine optimierte N-Düngungsstrategie hat das Ziel, neben einem hohen Ertrag und guter Qualität der Erzeugnisse eine möglichst hohe N-Ausnutzungseffizienz zu haben, also möglichst geringe Verluste in Form von Nitratauswaschung und gasförmigen N-Verlusten (N_2 , N_2O , NH_3). Eine hohe N-Effizienz kann u. a. durch die Wahl der N-Form (NO_3^- , NH_4^+) oder durch eine zeitliche Synchronisation von N-Zufuhr und Bedarf der Pflanzen erreicht werden. Eine weitere Möglichkeit ist der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen, die eine langsame Nachlieferung von N in Form von Nitrat im Boden bewirken.

In den folgenden Versuchen wurden bei der Flüssigmistdüngung betriebsübliche Mengen ausgebracht (30 m^2 Rind; 18 m^2 Schwein; 50-60 $kg NH_4^+-N ha^{-1}$). Daraus ergab sich die Menge an mineralischem Dünger für die Vergleichsvarianten. Es wurde auf eine exzessive Ausbringungsmenge verzichtet, da nach Velthof *et al.* (1997) angemessene N-Düngermengen die N_2O -Emission minimiert. Nach der Düngeverordnung (1996) sollte auf Grünland nicht mehr als 210 $kg N ha^{-1} a^{-1}$ und auf

Acker nicht mehr als $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausgebracht werden. Auf mehrere Gaben aufgeteilt, entsprach dies den hier gedüngten N-Mengen.

In den vorliegenden Versuchen wurden die düngungsbedingten NH_3 -Emissionen nach Ausbringung von Stalldüngern auf einem Grünlandbetrieb im Allgäu und auf Praxisgetreideschlägen im Raum Biberach in Abhängigkeit von der Ausbringungstechnik gemessen. Die düngungsbezogene Emission von N_2O wurde in einem Grünlandbetrieb im Allgäu mit überwiegend organischer Düngung, auf Grünlandflächen bei Hohenheim, auf verschiedenen Ackerflächen im Raum Biberach und in einem Feldversuch auf dem Heidfeldhof (Universität Hohenheim) gemessen.

Ziel dieser Arbeit war es, Möglichkeiten der Vermeidung von NH_3 - und N_2O -Emissionen zu untersuchen. Dabei wurden: (i) verschiedene Techniken bei der Ausbringung von Flüssigmist zur Vermeidung der NH_3 - und N_2O -Emission, überprüft. Weiterhin wurden unterschiedliche N-Düngerformen bezüglich der N_2O -Emission verglichen (ii). Darüber hinaus wurde der Einfluss der anaeroben Vergärung von Flüssigmist auf die NH_3 -Emission untersucht (iii).

3.2 Einfluss der Ausbringungstechnik auf die NH₃- und N₂O-Emission nach Düngung: Ergebnisse und Diskussion

3.2.1 Düngung von Grünland im Allgäu

Zur Erfassung des Einflusses der Ausbringungstechnik auf gasförmige N-Verluste wurde die betriebsübliche breitflächige Ausbringung von Rinderflüssigmist mit der platzierten Ausbringung mittels Schleppschlauch bzw. Injektion verglichen. Die Ausbringung des Flüssigmistes auf die Versuchsfläche erfolgte nicht im betriebsüblichen Maßstab, sondern wurde auf den eigentlichen Versuchsflächen (1m² Größe) mit Gießkannen simuliert. Für die Injektion wurden zuvor Injektionsschlitze von 5-8 cm Tiefe im Abstand von 25 cm gezogen. Der Rinderflüssigmist stammte vom Versuchsbetrieb Werder, Oberweiler (Allgäu). Die Flüssigmisteigenschaften sowie die Ausbringungsmenge sind in Tabelle 3-1 aufgelistet. Da nach „guter fachlicher Praxis“ organische Düngung nur dann ausgebracht werden soll, wenn ein Niederschlag bevorsteht, wurde ein Niederschlag von 10 mm, d.h. 10 l H₂O m⁻² bei allen Behandlungen mit einer Gießkanne breitflächig simuliert. Zur Überprüfung, inwiefern die Zufuhr von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen aus dem Flüssigmist die Aktivität der Mikroorganismen fördert und somit u.U. auch emissionsfördernd bezüglich N₂O ist, wurde bei einer Versuchsvariante N nur in mineralischer Form (Ammoniumsulfat) gedüngt. Die NH₃-Emission wurde mit dem unter Kap. 2.2.2.1 beschriebenen Windtunnel (WT I) erfasst. Die N₂O-Emissionen wurden mit den „Hohenheimer Messkammern“ erfasst (Kap. 2.3.1).

Tab. 3-1: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge (Versuchsbeginn: 14.07.1997)

Flüssigmisteigenschaften				Ausbringungsmenge		
NH ₄ ⁺ -N*	N _t **	TS	pH-Wert	Volumen	NH ₄ ⁺ -N*	N _t **
[kg m ⁻³]		[%]		m ³		[kg ha ⁻¹]
1,663	2,4	5,8	6,9	30	49,89	72

* NH₄⁺-N = TAN (total ammoniacal-N); ** N_t: Gesamt -Stickstoffgehalt

Die Ammoniak-Emissionen in den ersten 100 h nach der Ausbringung waren wie in Tabelle 3-2 ersichtlich bei allen Varianten mit 10,8 bis 16,5 % des ausgebrachten NH_4^+ -N sehr gering. 75 % der Gesamtverluste waren schon nach 48 h emittiert. Nach Isermann (1990) schwanken die NH_3 -Emissionen nach Ausbringung von Flüssigmist auf Grünland zwischen 20 und 70 % des ausgebrachten Ammonium-N (TAN), so dass die hier gemessenen Emissionen als niedrig eingestuft werden können. Offensichtlich führte der simulierte Niederschlag von 10 mm zu einer Verminderung der Emissionen. Nach Braschkat (1996) reduzieren Niederschläge die gasförmigen N-Verluste infolge von Einwaschung des Flüssigmistes in den Boden.

Tab. 3-2: NH_3 -N-Emission in den ersten 100 h nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Grünland im Allgäu mit unterschiedlicher Ausbringungstechnik (Beginn: 14.07.1997)

Behandlung	Ausbringungsmenge		NH_3 -N-Emission	
	NH_4^+ -N		Veränderung zum Prallteller	
	[kg ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[% TAN]**	[%]
Prallteller*	49,89	5,377	10,77	100
Injektion*	49,89	7,229	14,51	135
Schleppschlauch*	49,89	8,214	16,46	153

*Simulation von 10 mm Niederschlag unmittelbar nach der Ausbringung; ** TAN: NH_4^+ -N (total ammoniacal-N)

Die platzierte Ausbringung mit Schleppschlauch oder Injektion führte zu tendenziell höheren Verlusten als die breitflächige Ausbringung. Bei der platzierten Ausbringung ist die Grenzfläche zwischen Flüssigmist und Atmosphäre und somit die emittierende Fläche verringert. Dadurch ist bei trockener Witterung die NH_3 -Emission im Vergleich zum Prallteller im Allgemeinen verringert (Dosch und Gutser, 1996). Allerdings kann der platziert ausgebrachte Flüssigmist zumindest bei geringen Niederschlägen nicht so vollständig in den Boden eingewaschen werden wie bei gleichmäßiger Ausbringung mit dem Prallteller und dadurch könnten die NH_3 -Emissionen sogar erhöht sein (Vandré *et al.*, 1997). Bei hohen Ausbringungsmengen verbleibt sogar bei der Injektion im Allgemeinen ein Teil des Flüssigmistes an der Oberfläche.

Unter den hier vorherrschenden Witterungsbedingungen führte somit die wesentlich kostenintensivere platzierte Ausbringung nicht zu der gewünschten Reduzierung der N-Verluste.

Die N₂O-Verluste wurden mit den „Hohenheimer Kammern“ über eine Gesamtdauer von 29 Tagen erfasst (11.07.1997-08.08.1997). Die N₂O-Emission wurde bei vier Varianten mit jeweils vier Wiederholungen gemessen: ungedüngt, Flüssigmist-Prallteller, Flüssigmist-Injektion, (NH₄)₂SO₄-Injektion. Ausgebracht wurden 49,89 kg NH₄⁺-N bzw. 30 m² ha⁻¹ Flüssigmist. Die Flüssigmisteigenschaften sind in Tabelle 3-1 beschrieben. Bei allen Varianten wurde ein Niederschlag vom 10 mm simuliert.

Zur Erfassung der natürlichen Hintergrundemission der Versuchsfläche wurde vor der Düngung an vier Tagen mit allen 16 Messkammern die N₂O-Emission erfasst. Gemittelt über diese Messtage und alle Kammergrößen (vgl. Tab. 2-2, Kammergröße 1-4) ergab sich eine mittlere Hintergrundemission von 29 µg m⁻² h⁻¹ N₂O-N (+/-13,2). Die geringste Emission lag bei 6,8 µg m⁻² h⁻¹, die höchste bei 63,7 µg m⁻² h⁻¹. Die Variationskoeffizienten schwankten von 37-52 %. Chadwick *et al.* (2000) fanden vergleichbare Hintergrundkonzentrationen bei ungedüngtem Grünland. Im Frühjahr lagen diese unter 100 µg m⁻² h⁻¹ N₂O-N, im Herbst bei ca. 10 µg m⁻² h⁻¹ N₂O-N.

Bei der ungedüngten Variante lag die mittlere N₂O-Emissionsrate bei 26,9 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ (+/-16,7µg N₂O-N m⁻² h⁻¹). Die Höhe der Emission während der Messphase wurde von Niederschlagsereignissen beeinflusst, d.h. einem Niederschlag folgten in der Regel höhere Emissionen. Daraus folgend veränderten sich auch die Mittelwerte der N₂O-Emission und die Variabilität der N₂O-Emission bei den ungedüngten Varianten. Beim Vergleich der Ergebnisse der vier Wiederholungen ist festzustellen, dass die Mittelwerte, Standardabweichung und die daraus berechneten Variationskoeffizient bei der Berechnung ohne Niederschlagsereignisse kleiner sind als bei Berücksichtigung der Niederschläge.

Chadwick *et al.* (2000), Kessavalou *et al.* (1998) und Weiske *et al.* (2001) fanden ebenfalls eine enge Beziehung zwischen den gemessenen N₂O-Emissionen und den Niederschlägen. Auf Niederschlagsereignisse folgten stets erhöhte N₂O-Emissionen. Niederschläge führen einerseits zu einer Verminderung der NH₃-Emission, führten jedoch andererseits zu erhöhten N₂O-Emissionen.

Tab. 3-3: Zeitliche Variabilität der N₂O-Emission und Variationskoeffizient (CV, berechnet aus: Standardabweichung *100/Mittelwert) am Beispiel der ungedüngten Flächen über 25 Messtage (11.07.1997-08.08.1997)

Messkammer- größe	mit Niederschlagsereignissen			ohne Niederschlagsereignissen		
	Mittel	Stdabw*	CV**	Mittel	Stdabw*	CV**
	N ₂ O-N [$\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$]		%	N ₂ O-N [$\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$]		%
1	24,5	12,9	52,5	19,8	6,7	34,1
2	25,1	13,9	55,5	19,1	7,7	40,2
3	34,8	20,3	58,4	25,6	8,7	33,9
4	22,1	15,1	68,4	16,9	7,6	44,9
Mittel 1-4	26,9	16,7	62,1	20,5	8,4	40,9

* Stdabw: Standardabweichung; ** CV: Variationskoeffizient

Rechnet man die Gasflüsse der ungedüngten Varianten auf ein Jahr hoch, so entspräche dies einer Jahresemission von $2,3 \text{ kg N ha}^{-1}$, unter der Annahme, dass keine tages- und jahreszeitliche Schwankungen auftreten. Diurnale Emissionsverläufe wurden aber von z.B. Chadwick *et al.* (2000), Christensen (1983) und Skiba *et al.* (1996) gemessen. Der Tagesverlauf der Emission deckte sich mit dem Verlauf der Bodentemperatur, d.h. die höchsten Emissionen wurden auch bei den höchsten Bodentemperaturen und somit am späten Nachmittag gefunden. Weitere Einflussgrößen sind aber auch Wurzelexsudate, und somit Kohlenhydrate, die den Mikroorganismen zur Verfügung gestellt werden. Eigene Ergebnisse dazu sind in Kapitel 4.1 dargestellt. Darüber hinaus wurden während Frost/Tau-Perioden erhöhte N₂O-Emissionen festgestellt (Flessa *et al.*, 1998; Müller *et al.*, 2002; Wagner-Riddle und Thurtell, 1998). Daraus folgend sind Hochrechnungen der N₂O-Emissionen stets mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Die aus diesem Versuch berechnete jährliche N₂O-Emission liegt aber im Bereich, den auch andere Autoren (Boeckx und van Cleemput, 2001) auf Grünland gefunden haben.

In Abbildung 3-3 sind der Verlauf der N₂O-Emission, die N-Gehalte im Boden sowie die Klimadaten dargestellt. Unmittelbar nach der Düngung (2 h) stiegen die N₂O-Emissionen bei allen Varianten signifikant ($\alpha < 0,05$) zur ungedüngten Variante an. Der größte Anstieg war bei den Varianten mit Flüssigmist-Ausbringung zu verzeichnen. Am dritten Tag nach der Düngung kam es zu einem Einbruch der

Emissionen bei allen gedüngten Varianten. Die Emissionen waren aber immer noch im Vergleich zur ungedüngten Variante signifikant ($p < 0,05$) erhöht. Nach einem Niederschlagsereignis von 22 mm stiegen die Emissionen am vierten Tag bei allen Varianten deutlich an. Die höchste Emission wurde bei der Variante mit Flüssigmist-Injektion gemessen. Hier lagen Mittelwerte über $1660 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (maximale Emissionsraten $1800 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), diese waren zu allen anderen Varianten signifikant erhöht. Nach etwa 12 Tagen waren die N_2O -Emissionen wieder auf die Werte vor der Düngung zurückgegangen (Abb. 3-3a).

Auch die Ammoniumgehalte in einer Bodentiefe von 0-10 cm stiegen unmittelbar nach der Düngung erwartungsgemäß an, vor allem bei den Varianten mit platzierter Ausbringung (Abb. 3-3b). Bei der breitflächigen Ausbringung war nur ein geringer Anstieg zu erkennen. Es ist anzunehmen, dass es zu einem Verdünnungseffekt durch die Probenahme kam, d.h. der gedüngte N gelangte nicht bis in 10 cm Tiefe, aber die Bodenproben wurden bis in diese Tiefen genommen. Umgekehrt ist es bei den Varianten mit platzierter Düngung. Hier lagen die Ammoniumgehalte mit $70\text{-}80 \text{ kg N ha}^{-1}$ über der Summe der eigentlichen Zufuhr über die Düngung (mit $49,89 \text{ kg N ha}^{-1}$) und den schon vor der Düngung im Boden vorliegenden Ammoniumgehalten. Auch dies ist mit der Probenahme zu erklären, obwohl darauf geachtet wurde, dass nicht nur Bodenproben in unmittelbarer Nähe zum Düngungsband (ca. 25 % der Gesamtfläche), sondern auch in Bereichen zwischen den eigentlichen Applikationsräumen (ca. 75 % der Gesamtfläche) genommen wurden. Ähnlich dem Verlauf der N_2O -Emission zeigte sich auch bei den Ammoniumgehalten ein erneuter Anstieg der Gehalte am vierten Tag nach der Düngung. Besonders ausgeprägt war dieser Anstieg bei der Variante mit Flüssigmist-Injektion. Dieser verzögerte Anstieg ist damit zu erklären, dass der im Flüssigmist organisch gebundene Stickstoff erst mineralisiert werden musste. Durch die Mineralisierung wurde aber nicht nur N freigesetzt, sondern auch Kohlenstoff, der für die Denitrifikanten als Substrat unter Bildung von N_2O genutzt werden konnte.

Die Nitratgehalte im Boden waren erst 24 h nach der Düngung erhöht, d.h. der gedüngte Ammonium-Stickstoff wurde nitrifiziert. Mit dem Absinken des Ammoniumgehaltes ging somit ein Anstieg des Nitratgehaltes im Boden einher. Dieses Nitrat konnte zur Bildung von N_2O infolge Denitrifikation genutzt werden.

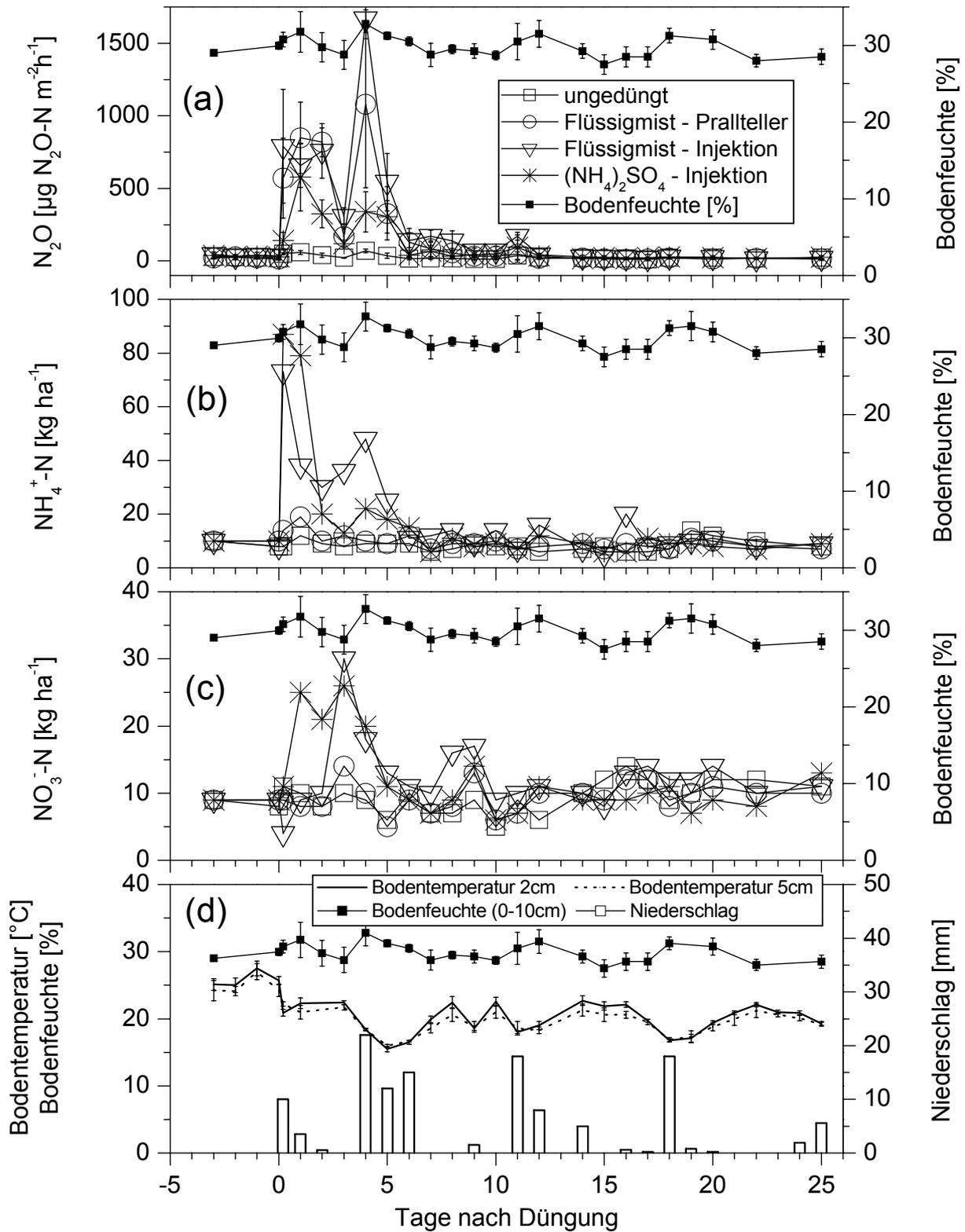


Abb. 3-3: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung ($n=4$) (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 cm und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Grünland Oberweiler, 11.07.1997-08.08.1997).

Die in Abbildung 3-3 zu erkennende Abnahme der N_{\min} -Gehalte im zeitlichen Verlauf resultierte aus der N-Aufnahme durch die Pflanzen, aus der Festlegung in mikrobielle Masse, aus der Nitrifizierung des Ammoniums zum Nitrat unter N_2O -Bildung bzw. aus Denitrifikation von Nitrat zu N_2O (oder molekularen Luftstickstoff N_2). Letzteres könnte für den zweiten Anstieg bei der N_2O -Emission nach vier Tagen verantwortlich sein, zumal zu diesem Zeitpunkt mehrere Niederschlagsereignisse stattfanden und die Bodenfeuchte bei 25 % lagen. Auch Chadwick *et al.* (2000) und Comfort *et al.* (1990) stellten nach Düngung mit Flüssigmist zeitverzögert eine zweite Emissionsspitze fest.

Die N_2O -Emissionen waren 14 Tagen nach der Düngung wieder auf einem ähnlichen Niveau wie vor der Düngung, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Messperiode von 16 Tagen ausreichend war, um die unmittelbaren düngungsbedingten N_2O -Emissionen zu messen. In Tabelle 3-4 sind die N-Verluste während des Versuchszeitraumes zusammengestellt.

Tab. 3-4: Ausbringungsmenge, kumulative N_2O -Gesamtverluste sowie Nettoverluste (abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Grünland Oberweiler, 11.07.1997-08.08.1997)

Behandlung	Ausbringungsmenge		N_2O -N			
	TAN*	N_t^{**}	Gesamt	Netto	Nettoverluste	
	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		TAN %	N_t %
ungedüngt	0	0	0,18	-	-	-
Flüssigmist-Prallteller	49,89	72	1,05	0,87	1,73	1,20
Flüssigmist-Injektion	49,89	72	1,34	1,15	2,3	1,60
$(NH_4)_2SO_4$ - Injektion	49,89	49,89	0,61	0,43	0,86	0,86

* TAN: NH_4^+ -N (total ammoniacal-N); ** N_t : Gesamt-Stickstoffgehalt

Die kumulativen N_2O -N-Verluste waren bei allen gedüngten Varianten signifikant zur ungedüngten Variante erhöht. Bei der Variante mit Flüssigmist-Injektion waren die Netto-N-Verluste, also abzüglich der Hintergrundemission der ungedüngten Variante, mit 1,15 kg N ha⁻¹ am höchsten. Die Unterschiede zwischen den beiden Varianten mit Flüssigmistausbringung bezogen auf die gesamte Versuchsdauer waren nicht

signifikant, wahrscheinlich weil in den ersten Tagen nach der Düngung die Emissionen bei diesen beiden Varianten auf einem ähnlichen Niveau lagen.

Allerdings war am 3. und 4. Tag und am 7. bis 9. Tag, sowie 11. und 12. Tag nach der Düngung die Emissionen der Variante mit Flüssigmist-Injektion signifikant erhöht, an den restlichen Messtagen aber nicht. Dies ist wahrscheinlich mit der größeren Variabilität der N_2O -Emissionen bei der Prallteller-Variante zu erklären, die durch eine inhomogene Verteilung des Flüssigmistes bedingt sein könnte. Bei der Prallteller-Variante schwankte der Variationskoeffizient in den ersten 12 Tagen nach der Ausbringung zwischen 12 und 118 %, bei der Variante mit Flüssigmist-Injektion zwischen 6 und 50 %. Auch Clemens *et al.* (1997) fanden bei der breitflächigen Ausbringung eine höhere räumliche Variabilität im Vergleich zur platzierten Ausbringung.

Im Vergleich zur organischen Düngung waren bei mineralischer N-Düngung die kumulativen N_2O -Verluste mit 0,86 % des ausgebrachten NH_4-N signifikant geringer und lagen damit unter dem von Bouwman (1996) postulierten düngungsinduzierten N_2O-N -Verlust von 1,25 % des ausgebrachten Düngers. Bei der Düngung von Flüssigmist liegen die Verluste jedoch oberhalb dieses Emissionsfaktors.

Chadwick *et al.* (2000) fanden nach Düngung von Grünland höhere Emissionsfaktoren (bezogen auf TAN). Boeckx und van Cleemput (2001) beschreiben in ihrem Review eine breite Streuung der Emissionsfaktoren. Auch sie fanden die höchsten Emissionen nach Ausbringung von organischem Dünger. Dem gegenüber fanden Velthof *et al.* (1997) weder höhere N_2O -Emissionen nach Injektion von Flüssigmist im Vergleich zur breitflächigen Ausbringung, noch fanden sie höhere Gesamtemissionen bei organischer Düngung. Im Gegenteil, sie stellten nach Mineraldüngung (Nitrat) höhere Verluste fest. Die höheren Verluste nach Nitratdüngung erklärten sie mit feuchten Bodenverhältnissen, die die Denitrifikation der Nitratdünger begünstigten. Nach Granli und Bøckman (1994) treten nach organischer Düngung nur dann höhere Emissionen im Vergleich zur mineralischen Düngung auf, wenn im Boden die Verfügbarkeit von organischem C die Denitrifikation limitiert, d.h. in Böden mit geringen organischen C-Gehalten. Bei ausreichender C-Verfügbarkeit können die Emissionen bei mineralischer Düngung deshalb sogar höher sein als bei organischer Düngung.

Vergleicht man die NH_3 - und N_2O -Emissionen miteinander, so kann für diesen Versuch festgestellt werden, dass es nicht wie vermutet, durch die platzierte Ausbringung zu einer Reduktion der NH_3 -Verluste bei einem gleichzeitigen Anstieg der N_2O -Verluste kommt. Im Gegenteil, bei der platzierten Ausbringung waren die N-Verluste sowohl in Form von NH_3 als auch in Form von N_2O erhöht. Einschränkend muss aber festgehalten werden, dass die niedrigen NH_3 -Verluste, v.a. bei der breitflächigen Ausbringung nur die Folge des Niederschlages unmittelbar nach der Ausbringung waren. Denn bei Messungen im Allgäu unter ähnlichen Temperaturbedingungen aber ohne Niederschlag lagen die Verluste bei 39% TAN (Ergebnisse nicht dargestellt).

Chadwick *et al.* (1999) fanden ebenfalls nach Injektion von Flüssigmist im Vergleich zur breitflächigen Ausbringung erhöhte N_2O -Emissionen. Die Verluste schwankten bei Ausbringungsmengen von ca. 30 m^2 bei der Injektion zwischen 0,08 und 6,16 % des ausgebrachten Stickstoffes und bei der breitflächigen Ausbringung zwischen 0,01 und 1,96 % des ausgebrachten N. Im Gegensatz zu den eigenen Versuchen jedoch wurden gleichzeitig durch die Injektion die Ammoniak-Verluste drastisch reduziert. Diese lagen bei der Injektion zwischen 1,4 und 16,6 % des TAN, bei der breitflächigen Ausbringung zwischen 32,9 und 71,8 % TAN. Clemens *et al.* (1997) und Vandré *et al.* (1997) fanden keinen Zusammenhang zwischen den NH_3 -Verlusten nach Flüssigmistausbringung und den Lachgasemissionen. Sie folgerten, dass Maßnahmen zur Reduktion von Ammoniakverlusten nicht zwangsläufig mit einer Erhöhung der Lachgasemissionen einhergehen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine platzierte Ausbringung von Flüssigmist auf einen gemähten Grünlandbestand nicht zwangsläufig zu einer Reduktion der NH_3 -Verluste führt. Die Wirkungen der Ausbringungstechnik scheinen eng im Zusammenhang zu stehen mit z.B. Niederschlagsereignissen. Eine Erhöhung der N_2O -Emissionen infolge der platzierten Ausbringung scheint dagegen eher einzutreten.

3.2.2 Flüssigmistausbringung auf Acker unter Praxisbedingungen

Die in diesem Kapitel beschriebenen vier Versuche wurden vom Ministerium Ländlicher Raum, Stuttgart und dem Regierungspräsidium Tübingen finanziert und in Zusammenarbeit mit dem Maschinenring Biberach und den Landwirten Unsöld junior und senior in Hattenburg im Landkreis Biberach (Oberschwaben, Baden-Württemberg) durchgeführt. Die beiden zuletzt beschriebenen Versuche wurden im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt (Kaufmann, 1998).

3.2.2.1 Kopfdüngung von Winterweizen im Frühjahr mit Rinderflüssigmist: Vergleich Prallteller und Schleppschlauch

Ziel des Versuches war es, die gasförmigen N-Verluste nach Flüssigmistausbringung in einem Winterweizenbestand mit unterschiedlichen Ausbringungstechniken zu ermitteln. Der Rinderflüssigmist wurde mit einem betriebsüblichen Vakuumfass mit Prallteller bzw. mit dem Schleppschlauch (Vgl. Kap. 2.2.1.1) ausgebracht.

Bei der Prallteller-Ausbringung wurde der Flüssigmist unter Druck über einen Prallteller hinter einem Tankwagen auf einen Winterweizenbestand im 4-Blatt-Stadium breitflächig verteilt (Versuchsfläche: 2500 m²). Beim Einsatz des Schleppschlauches wurde der Flüssigmist bodennah in Bandform im Abstand von 25 cm auf die Versuchsfläche (Größe 2500 m²) ausgebracht. Die NH₃-Emission wurde bei diesen Varianten mit der IHF-Methode ermittelt (Vgl. Kap. 2.2.1). Als Vergleichsmessung wurde im Windtunnel (WT I) Flüssigmist manuell mit Gießkannen in Bandform (Schleppschlauchsimulation) auf die 2 m² große Versuchsfläche abgelegt. Die N₂O-Emission wurde mit den Messkammern nach Schmidt (1998) durchgeführt (Vgl. Kap. 2.3.2). Die Emission der ungedüngten Variante wurde mit 6 Wiederholungen, die beiden gedüngten Varianten mit jeweils 8 Wiederholungen gemessen. In Tabelle 3-5 sind die Eigenschaften des für den Versuch verwendeten Rinderflüssigmistes sowie die Ausbringungsmengen dargestellt.

Tab. 3-5: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge (Mischprobe, n=2) (Versuchsbeginn: 12.05.1997)

Flüssigmisteigenschaften								Ausbringungsmenge		
TS		Dichte	Asche	Org. Subst.	NH ₄ ⁺ -N*	N _t **	pH	Volumen	NH ₄ ⁺ -N*	N _t **
[%]	[kg m ⁻³]	[kg l ⁻¹]		[kg m ⁻³]				[m ³]	[kg ha ⁻¹]	
6,2	63	1,015	17,6	45,4	1,27	2,69	6,7	28	35,56	75,32

* NH₄-N = TAN (total ammoniacal-N); ** N_t: Gesamt-Stickstoffgehalt

Die NH₃-N-Emission nach Ausbringung von Rinderflüssigmist mit dem Prallteller (IHF) betrug 35,48 % des ausgebrachten NH₄⁺-N. Im Vergleich dazu lagen die NH₃-N-Verluste bei der Schleppschlauch-Ausbringung (IHF) bei nur 26,82 % des ausgebrachten NH₄⁺-N. Dies entsprach einer Verringerung der Ammoniak-Emission um 24 %, wie aus der Tabelle 3-6 hervorgeht.

Tab. 3-6: NH₃-N-Emission nach Ausbringung von Rinderflüssigmist in einen Winterweizenbestand im 4-Blatt-Stadium bei unterschiedlicher Ausbringungstechnik (n=1), Acker Hattenburg, 12.05.1997-21.05.1997, 220 h

Behandlung - Messmethode	Ausbringungsmenge		NH ₃ -N-Emission	
	NH ₄ ⁺ -N		Veränderung zum Prallteller	
	[kg ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[% TAN]*	[%]
Prallteller -IHF	35,56	12,62	35,48	100
Schleppschlauch-IHF	35,56	9,54	26,82	76
Schleppschlauch-WT	35,56	8,85	24,88	70

* TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N)

Ähnliche Ergebnisse wurden mit dem WT I erzielt (Tab. 3-6), womit die Vergleichbarkeit der beiden Meßmethoden IHF und Windtunnel gegeben ist und Ergebnisse von Mannheim *et al.* (1995a) diesbezüglich bestätigt werden können. Die insgesamt geringen N-Verluste bei beiden Ausbringungsverfahren lassen sich möglicherweise

aus einer guten Infiltration in den Boden erklären, die unter diesen Bodenbedingungen bestand (Sommer und Ersböhl, 1994). Des Weiteren wirkten sich die Witterungsverhältnisse am Tag der Flüssigmistausbringung emissionsmindernd aus. Geringe Lufttemperaturen (14,5 °C) sowie eine niedrige Lichteinstrahlung (247 Wm⁻²) bewirkten geringe Temperaturen auf der Oberfläche des Flüssigmistes und somit auch geringere NH₃-Partialdrücke, verbunden mit niedrigen Emissionsraten.

Der zeitliche Verlauf der Ammoniak-Emission ist in Abbildung 3-4 dargestellt. Unmittelbar nach der Ausbringung emittierte bei Verwendung des Pralltellers mehr Ammoniak als bei Verwendung des Schleppschauchs. Dies ist damit zu erklären, dass bei der Prallteller-Ausbringung eine größere emissionswirksame Oberfläche vorlag. Mit dem Schleppschlauch wurden hingegen nur ca. 25 % der Bodenoberfläche mit Flüssigmist bedeckt. Die niedrigere Emission beim Schleppschlauch-Verfahren lässt sich auch mit dem Einfluss des hohen Pflanzenbestandes (15-20 cm) auf das Mikroklima erklären. Die Platzierung des Flüssigmistes in den Pflanzenbestand führte zur Verringerung der Nettoeinstrahlung und der Windgeschwindigkeit an der Oberfläche des Flüssigmistes. Nach Braschkat *et al.* (1997) steigen die NH₃-Emissionen mit zunehmenden Nettoeinstrahlungen. Zusätzlich begünstigt das Schleppschlauch-Verfahren ein schnelleres Eindringen des Flüssigmistes in den Boden, so dass das NH₄⁺ aus dem Flüssigmist im Boden gebunden wird und somit nicht mehr als NH₃ emittieren kann.

Im Gegensatz zu den im Allgäu auf gemähtem Grünland durchgeführten Versuchen bewirkte die platzierte Ausbringung im höheren Pflanzenbestand eine Verminderung der NH₃-Verluste.

In Versuchen von Vandré *et al.* (1997) erhöhten sich bei Regenwetter die NH₃-Verluste nach bandförmiger Ausbringung. Auch bei diesem Versuch war nach geringem Niederschlag am 6. Tag nach der Ausbringung ein Anstieg der NH₃-Emissionen zu erkennen, jedoch bei beiden Varianten. Eine Erklärung könnte das aufweichen von oberflächigen Krusten des Flüssigmistes sein. Nach Braschkat (1996) hatten Niederschläge bis zu 3,5 mm keinen Einfluss auf die Emission. Ab einem Niederschlag von 11 mm wurde die Emission unterbunden.

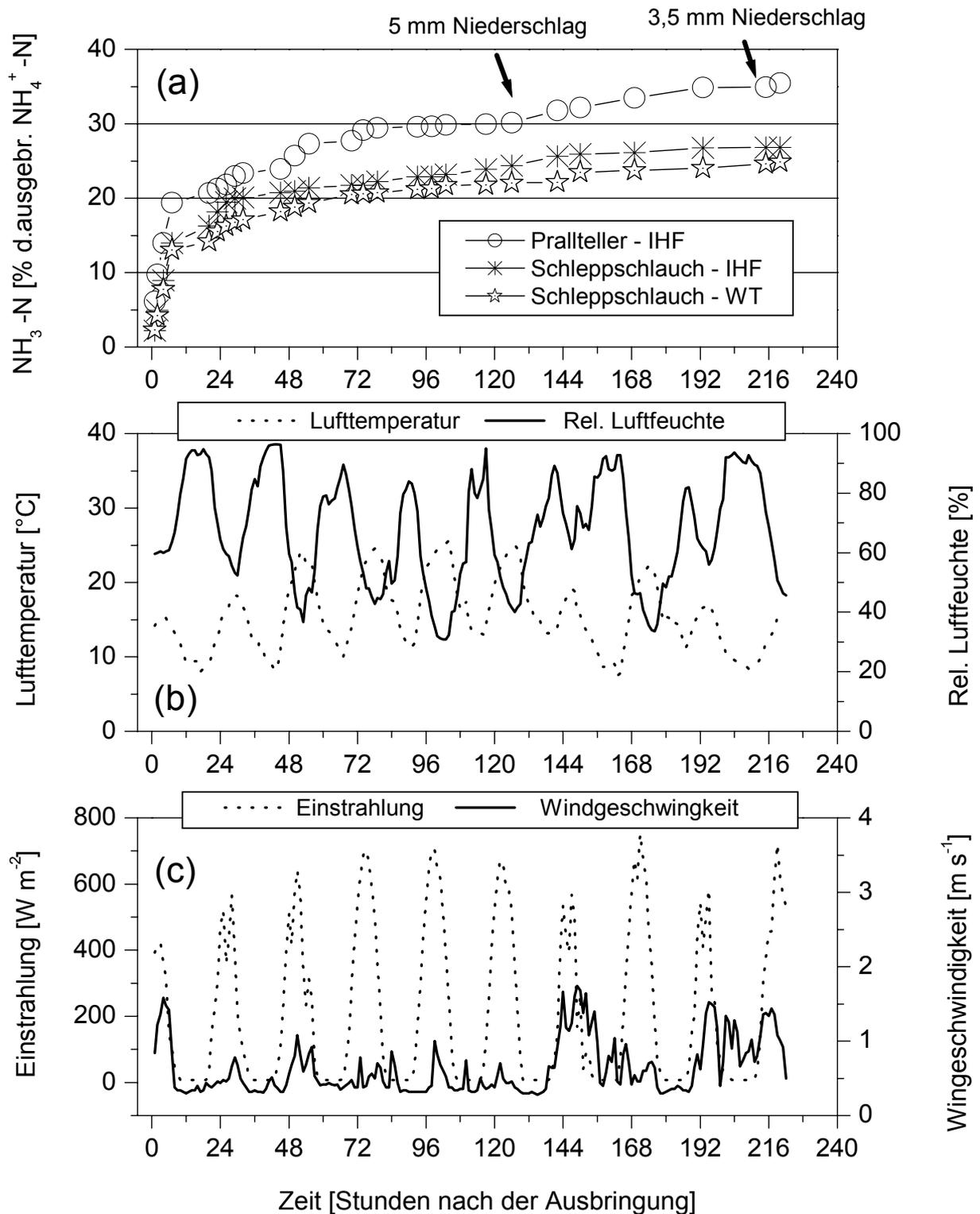


Abb. 3-4: Kumulative $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emission in % des ausgebrachten $\text{NH}_4^+\text{-N}$ nach Ausbringung von Rinderflüssigmist mit Prallteller bzw. Schleppschlauch in einen Winterweizenbestand (4 Blatt-Stadium) (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit in 0,3 m Höhe (c), (Acker Hattenburg, 12.05.1997-21.05.1997)

In Abbildung 3-5 a sind die während des Versuches gemessenen N_2O -Emissionen dargestellt. Die N_2O -Emissionsraten lagen bei allen drei Versuchsvarianten vor der Düngung bei ca. $20-60 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$. Vergleichbare N_2O -Hintergrundemissionen aus Ackerböden (Mais) vor der Düngung wurden auch bei Lessard *et al.* (1996) und Schmidt (1998) gefunden.

Bei der ungedüngten Variante veränderte sich die N_2O -Emissionsrate während der Versuchzeit kaum. Organische Düngung führte unmittelbar nach der Ausbringung zu einer deutlichen Erhöhung der N_2O -Emission. Die Emissionsraten bei der Schleppschlauch-Variante lagen, bezogen auf absolute Höhe und Dauer, über denen der Prallteller-Variante. Bei der Prallteller-Ausbringung war die Emission am 4. Tag nach der Düngung auf dem gleichen Niveau wie bei der ungedüngten Variante. Die N_2O -Emissionen bei der Schleppschlauch-Ausbringung glichen sich erst ca. 13 Tage nach dem Düngungsereignis an die der ungedüngten Variante an. Die düngungsbedingte N_2O -Emission war daher bei Ausbringung mit dem Schleppschlauch mit 2,1 % des ausgebrachten NH_4-N deutlich höher als bei Ausbringung mit dem Prallteller mit 0,5 % des ausgebrachten NH_4-N .

Nach Firestone und Davidson (1989) ist die N_2O -Bildung infolge Nitrifikation und Denitrifikation abhängig vom NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Gehalt des Bodens. Nitrat stammt entweder aus bodenbürtigen Quellen oder aus der Nitrifikation des zugeführten Ammoniums aus dem Flüssigmist. Die NH_4^+ -Gehalte des Bodens (Abb. 3-5 b) lagen bei der Schleppschlauch-Variante höher als bei den übrigen Varianten, weil infolge der geringeren NH_3 -Verluste (Abb. 3-4) mehr NH_4^+-N in den Boden eindringen konnte und dadurch höhere Konzentrationen im Boden auftraten. Während des Versuches nahmen die NH_4^+-N -Gehalte durch Nitrifikation zugunsten steigender Nitrat-Gehalte ab (Abb. 3-5 b+c).

Die hohen N_2O -Emissionsraten kurz nach der Ausbringung sind somit wahrscheinlich auf die Nitrifikation des Flüssigmist- NH_4^+ zurückzuführen, während mit zunehmender Versuchsdauer die N_2O -Emissionen aus der Denitrifikation resultieren. Bei der Ausbringung von Flüssigmist gelangen nicht nur N-Verbindungen, sondern auch Kohlenstoffverbindungen und Wasser auf bzw. durch Infiltration in den Boden.

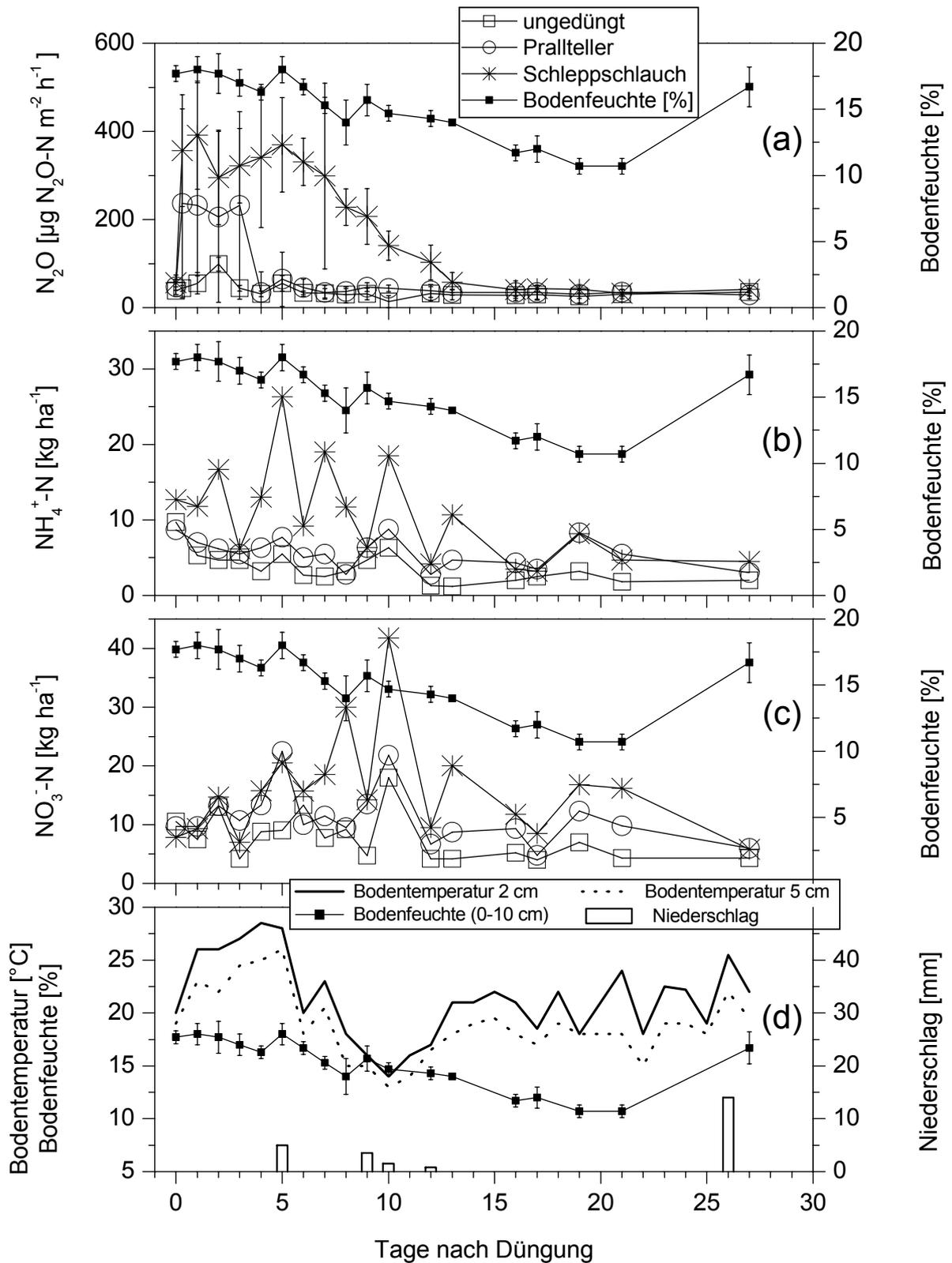


Abb. 3-5: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung (n=6 bzw. n=8) (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 cm und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Acker Hattenburg, 12.05.1997-08.06.1997)

Beim Schleppschlauch geschieht dies aber nur auf ca. $\frac{1}{4}$ der Gesamtfläche, d.h. die Zufuhr erfolgt in konzentrierter Form, so dass hier eher Bodenbedingungen vorliegen können, die sich fördernd auf die Denitrifikation auswirken könnten (Rice *et al.*, 1988). Somit könnten die höheren N₂O-Emissionen bei der Schleppschlauch-Variante erklärt werden.

In Tabelle 3-7 sind die kumulativen N₂O-Verluste sowie die Nettoverluste, also die tatsächlich düngungsbedingten Verluste dargestellt. Alle drei Varianten unterschieden sich signifikant voneinander. Bei der Ausbringung mit dem Schleppschlauch waren die Nettoverluste bezogen auf TAN fast viermal so hoch wie bei der Ausbringung mit dem Prallteller. Die hohen Verluste resultieren zum einen daraus, dass bei der Schleppschlauch-Ausbringung mehr N auf der Fläche verblieb, da bei der breitflächigen Prallteller-Ausbringung die Ammoniak-Emissionen erheblich höher waren (vgl. Tab. 3-6). Zum anderen könnten die hohen Verluste bei der Schleppschlauch-Ausbringung vielleicht auch in der langen Emissionsdauer von fast zwei Wochen begründet sein, die mehrmals durch Niederschlagsereignisse – wenn auch geringe Niederschlagsmengen – neu entfacht wurde. Clemens *et al.* (1997) fanden erhöhte Emissionen 20 Tage lang nach Düngung (Winterweizen, Ende April). Allerdings waren sie in einem anderen Versuch (Clemens *et al.*, 1997) schon nach 4-5 Tagen abgeschlossen (Anfang April, Winterweizen).

Tab. 3-7: Ausbringungsmenge, kumulative N₂O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Winterweizenbestand, 12.05.1997-08.06.1997). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten.

Behandlung	Ausbringungsmenge		N ₂ O-N			
	TAN*	N _t **	Gesamt	Netto	Nettoverluste	
	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		TAN %	N _t %
ungedüngt	0	0	0,225 ^a	-	-	-
Prallteller -IHF	35,56	75,32	0,426 ^b	0,201	0,564	0,266
Schleppschlauch-IHF	35,56	75,32	0,986 ^c	0,761	2,139	1,010

* TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N); ** N_t: Gesamt -Stickstoffgehalt

Die eigenen Ergebnisse zeigen, dass mit einer veränderten platzierten Ausbringungstechnik die Ammoniak-Emission nach der Flüssigmistausbringung in höhere Pflanzenbestände durchaus unter den hier gegebenen Versuchsbedingungen reduziert werden kann. Auch Mannheim *et al.* (1995b) fanden niedrigere Ammoniakverluste aus Winterweizenbeständen im vergleichbaren Entwicklungsstadium. Jedoch kann diese NH₃-Verminderung mit einem Ansteigen der N₂O-Emission einhergehen. Diese Ergebnisse stimmen mit denen von Chadwick *et al.* (1999) überein.

Addiert man die NH₃- und N₂O-Verluste, so muss festgestellt werden, dass bei der Prallteller-Ausbringung in der Summe 12,8 kg N ha⁻¹ in die Atmosphäre emittierten. Bei der Schleppschlauch-Ausbringung gingen in der Summe 10,3 kg N ha⁻¹ verloren (Tab. 3-8).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch den Einsatz des Schleppschlauches die Ammoniak-Emission im Vergleich zur konventionellen Prallteller-ausbringung reduziert werden konnte. Gleichzeitig stiegen die Lachgasemissionen aber um fast das 4-fache an.

Tab. 3-8: Absolute und relative NH₃-und N₂O-Nettoverluste (d.h. abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Winterweizenbestand, Hattenburg, 12.05.1997-08.06.1997; N-Zufuhr: 35,56 kg NH₄⁺-N bzw. 75,32 kg N_t)

Behandlung	Nettoverluste					Summe NH ₃ +N ₂ O-N kg ha ⁻¹
	NH ₃ -N		N ₂ O-N			
	kg ha ⁻¹	TAN %	kg ha ⁻¹	TAN %	N _t **	
Prallteller	12,62	35,48	0,201	0,564	0,266	12,82
Schleppschlauch	9,54	26,82	0,761	2,139	1,010	10,30

* TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N); ** N_t: Gesamt -Stickstoffgehalt

3.2.2.2 Kopfdüngung mit Schleppschlauch in Winterweizen im Frühsommer

Der in diesem Kapitel beschriebene Versuch wurde auf dem gleichen Ackerschlag durchgeführt wie der in 3.2.2.1 dargestellte Versuch. Es wurden 18 m³ Schweineflüssigmist mit einem NH₄⁺-Gehalt von 3,07 kg NH₄⁺-N m⁻³ ausgebracht. Die Eigenschaften des Flüssigmistes sind in Tabelle 3-9 aufgeführt. Die Ammoniakverluste wurden mit der IHF-Methode erfasst (Kap. 2.2.1). Die dafür benötigte quadratische Versuchsfläche hatte eine Seitenlänge von 45 m. Eine Vergleichsmessung wurde wiederum mit der Windtunnel-Methode durchgeführt (Kap. 2.2.2).

Ziel dieses Versuches war neben der Erfassung der Ammoniakemissionen auch die Überprüfung der verwendeten Meßmethoden auf die Vergleichbarkeit der jeweils erzielten Ergebnisse. Deshalb wurde auf beiden IHF-Versuchsflächen die gleiche Menge an Schweineflüssigmist mit dem Schleppschlauch ausgebracht, im Windtunnel wurde die entsprechende Menge wiederum mit der Gießkanne bandförmig ausgebracht.

Tab. 3-9: Eigenschaften des verwendeten Schweineflüssigmistes und Ausbringungsmenge (Mischprobe, n=2) (Versuchsbeginn: 26.05.1997, Winterweizen)

Flüssigmisteigenschaften						Ausbringungsmenge			
TS		Dichte	Asche	Org. Substanz	NH ₄ ⁺ -N*	N _t **	Volumen	NH ₄ ⁺ -N*	N _t **
[%]	[kg m ⁻³]	[kg l ⁻¹]		[kg m ⁻³]			[m ³]	[kg ha ⁻¹]	
3,64	37,3	1,041	12,7	24,6	3,07	4,24	18	55,26	76,32

* NH₄-N: TAN (total ammoniacal-N); ** N_t: Gesamt -Stickstoffgehalt

Es wurde innerhalb von 311 h nach der Düngung mit der IHF-Methode eine NH₃-Emission von 20,44% (Wiederholung 1) bzw. 21,55% (Wiederholung 2) und mit einem Windtunnel von 18,5% des ausgebrachten NH₄-N gemessen (Tab. 3-10). Zwischen den Wiederholungen der IHF-Methode betrug der Unterschied nur 5%, d.h. die Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist gegeben.

Zwischen der Messung im Windtunnel und dem Mittelwert der IHF-Messungen lag der Unterschied bei 12%. Auch in dem in Kapitel 3.2.2.1 beschriebenen Versuch lagen die Emissionen bei der Windtunnelmessung niedriger als bei der IHF-

Messung. Diese Unterschiede könnten in veränderten Bedingungen im Windtunnel, wie z.B. Windgeschwindigkeit oder geringere Lichteinstrahlung durch die Folienabdeckung begründet sein.

Tab. 3-10: NH₃-N-Emission nach Ausbringung von Schweineflüssigmist in einen Winterweizenbestand bei gleicher Ausbringungstechnik: Vergleich der Messmethode IHF und WT (n=1), Acker Hattenburg, 12.05.1997 -21.05.1997, 311 h

Behandlung - Messmethode	Ausbringungsmenge		NH ₃ -N-Emission	
	NH ₄ ⁺ -N			
	[kg ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[% TAN]*	
Schleppschlauch 1 -IHF	55,26	11,29	20,44	
Schleppschlauch 2- IHF	55,26	11,90	21,53	
Schleppschlauch - WT	55,26	10,22	18,50	

* TAN: NH₄⁺-N (total ammoniacal-N)

In Abbildung 3-6 sind der zeitliche Verlauf der kumulativen NH₃-Emission, sowie die dazugehörigen Klimadaten dargestellt. Innerhalb der ersten beiden Tage nach Ausbringung des Flüssigmistes sind schon 75% der Gesamtverluste emittiert. Die Gesamtverluste mit ca. 20% TAN sind jedoch gering. Dies ist wahrscheinlich auf den sehr niedrigen TS-Gehalt von Schweineflüssigmist mit 3,6% und der damit verbundenen schnelleren und vollständigeren Infiltration in den Boden zu erklären (Braschkat, 1996; Sommer und Olesen, 1991).

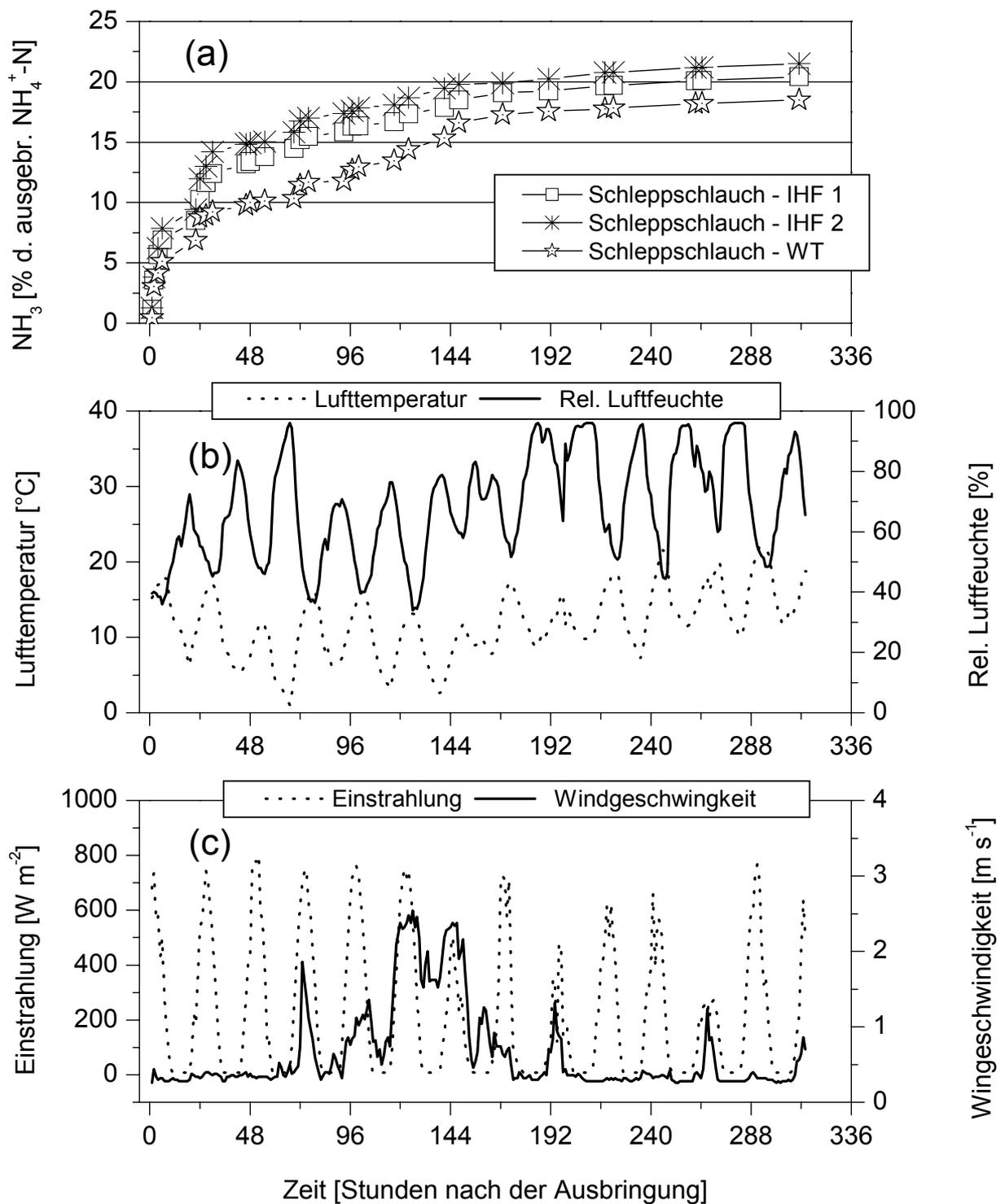


Abb. 3-6: Kumulative NH_3 -N-Emission in % des ausgebrachten $\text{NH}_4^+\text{-N}$ nach Ausbringung von Schweineflüssigmist mit Schleppschauch in einen Winterweizenbestand (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit in 0,3 m Höhe (c); Acker Hattenburg, 26.05.1997-08.06.1997

3.2.2.3 Düngung mit Rinderflüssigmist auf Maisstoppel im Herbst: Vergleich Prallteller und Güllegrubber

Im Oktober 1997 wurde auf eine Maisstoppel Rinderflüssigmist mit dem Prallteller oberflächlich ausgebracht bzw. mit dem Güllegrubber direkt in den Boden eingearbeitet. Es sollte geprüft werden, ob durch Einsatz des Güllegrubbers sowohl die NH_3 - als auch die N_2O -Emissionen im Vergleich zur betriebsüblichen breitflächigen Pralltellerausbringung vermindert werden können (Vgl. Abb. 2-3 und Abb. 2-5).

Ausgebracht wurden $27 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ Rinderflüssigmist. Dies entsprach einer NH_4^+ -N bzw. N_t -Zufuhr von 48,6 bzw. 59,4 kg N ha^{-1} (Tab. 3-11). Die NH_3 -Emission wurde mit der IHF- bzw. der WT-Methode erfasst. (vgl. Kap. 2.2.1, Kap. 2.2.2). Die quadratischen Versuchspartzellen für die IHF-Methode hatten eine Seitenlänge von 42 m.

Zur Erfassung der N_2O -Emission wurden die Messkammern nach Schmidt (1998) eingesetzt. (Vgl. Kap. 2.3.2). Die Wiederholungen lagen für die ungedüngte Variante und Grubber-Variante bei $n=6$, bzw. für die Prallteller-Variante $n=5$. Wie bei allen Versuchen wurden parallel zur N_2O -Probennahme Bodenproben zur Bestimmung von N_{min} und Bodenwassergehalt genommen (Vgl. Kap. 2.5).

Tab. 3-11: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge (Versuchsbeginn: 27.10.1997, Hattenburg)

Flüssigmisteigenschaften				Ausbringungsmenge		
NH_4^+ -N*	N_t **	TS	pH-Wert	Volumen	NH_4^+ -N*	N_t **
$[\text{kg m}^{-3}]$		[%]		m^3	$[\text{kg ha}^{-1}]$	
1,8	2,2	4,1	7,7	27	48,6	59,4

* NH_4 -N: TAN (total ammoniacal-N); ** N_t : Gesamt-Stickstoffgehalt

Der Verlauf der kumulativen NH_3 -Emission ist in Abb. 3-7 dargestellt. Auch hier zeigt sich wieder der typische Emissionsverlauf bei der Pralltellerausbringung: In den ersten beiden Tagen nach Ausbringung mit Prallteller erfolgten die höchsten Verluste, nämlich ca. 2/3 der Gesamt-Ammoniak-Verluste, danach wurde die Emissionskurve wieder flacher.

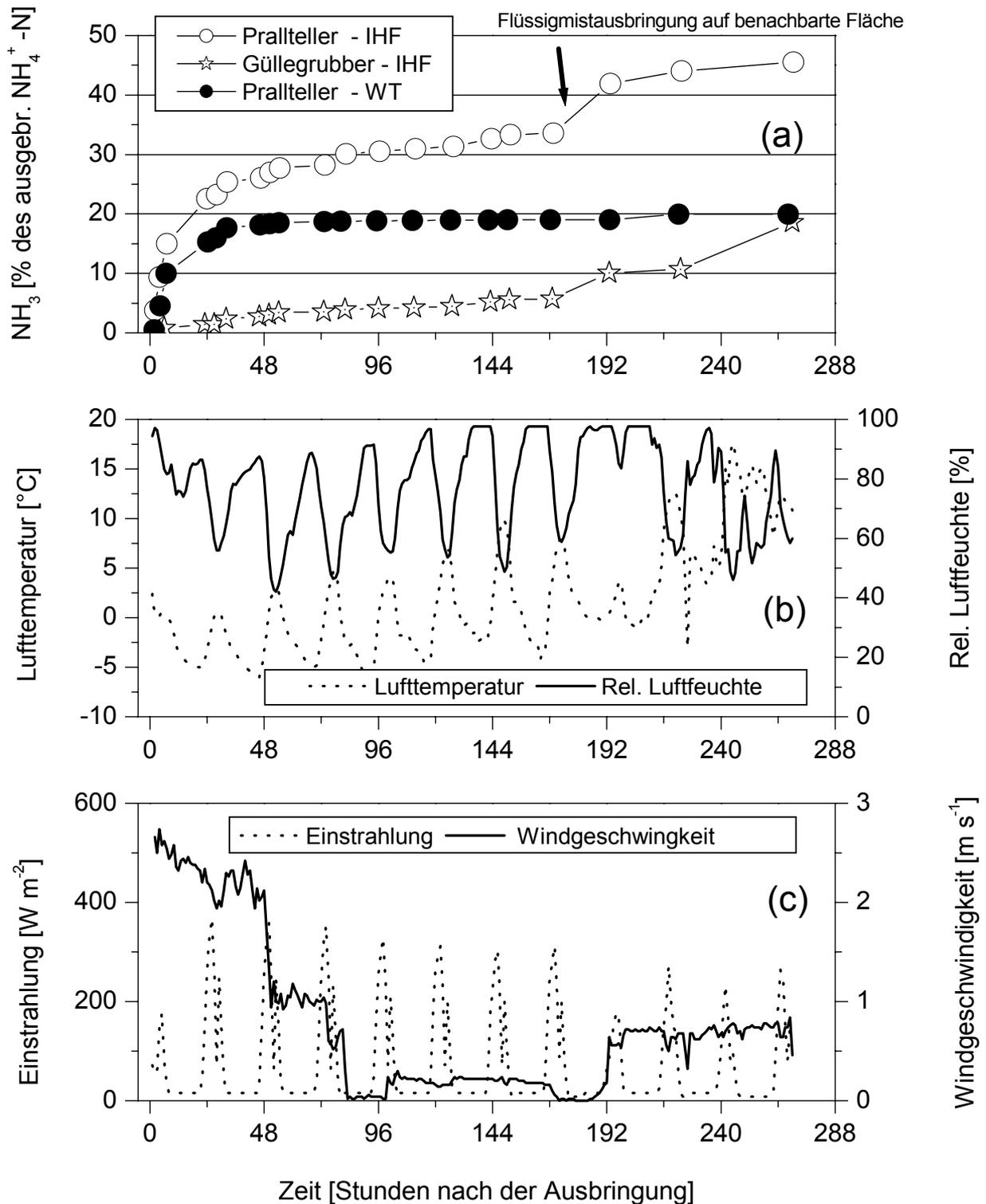


Abb. 3-7: Kumulative NH_3 -N-Emission in % des ausgebrachten NH_4^+ -N nach Ausbringung von Rinderflüssigmist mit Prallteller bzw. Güllegrubber auf eine Maisstoppel (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit in 0,3 m Höhe (c); (Acker, Hattenburg, 27.10.1997-07.11.1997, berücksichtigt für Emissionsberechnung bis 03.11.1997, 7 Tage)

Die Variante „Güllegrubber“ zeigt einen sehr flachen, zum Kurvenverlauf der Variante „Prallteller“ untypischen Emissionsverlauf mit sehr geringen Emissionen (Abb. 3-7).

Am achten Tag nach der Ausbringung stieg die Emission bei den IHF-Messungen stark an. Dies wurde durch die Ausbringung von Flüssigmist auf einer benachbarten Fläche verursacht, von welcher mit dem Wind Ammoniak auf die Versuchspartellen verfrachtet wurde. Im Gegensatz dazu stand der verwendete Windtunnel nicht in dem gestörten Bereich mit Ammoniakverfrachtung. Für die Berechnung der Emissionen wurden nur die Messungen bis einschließlich des siebten Messtages berücksichtigt.

Bezogen auf die Messung mit dem Windtunnel muss einschränkend berücksichtigt werden, dass Probleme mit der automatischen Regelung der Ventilatoren und damit mit der Einstellung der adäquaten Windgeschwindigkeit im Windtunnel vorlagen. Im Normalfall entspricht die simulierte Luftgeschwindigkeit im Windtunnel der Windgeschwindigkeit außerhalb des Windtunnels. In diesem Versuch musste aber die Windgeschwindigkeit im Windtunnel manuell eingestellt werden. Wie sich aus der Auswertung der Windwegschreiber der IHF-Messung ergab, waren die Windgeschwindigkeiten im Windtunnel zu gering eingestellt worden, da die Windgeschwindigkeiten außerhalb des Windtunnels deutlich über den im Windtunnel eingestellten $2,5 \text{ m s}^{-1}$ lagen. Dies wirkte sich offensichtlich auf die Höhe der Ammoniakverluste aus. Der Einfluss der Windgeschwindigkeit ist in den ersten Stunden nach der Ausbringung am größten, weil in dieser Zeit die größten Emissionsraten auftreten. Allerdings wird der Einfluss recht unterschiedlich in der Literatur diskutiert. Sommer *et al.* (1991) fanden eine Erhöhung der Emission bei steigenden Windgeschwindigkeiten bis $2,5 \text{ m s}^{-1}$. Auch Reitz (2000) fand erhöhte NH_3 -Emissionen bei einer Veränderung der Windgeschwindigkeit von $2,0 \text{ m s}^{-1}$ auf $2,9 \text{ m s}^{-1}$. Thompson *et al.* (1990b) konnten nur einen geringen Einfluss bei der Steigerung der Windgeschwindigkeiten von $0,5$ auf $3,0 \text{ m s}^{-1}$ feststellen. Dem gegenüber fand Braschkat (1996) nur bei Windgeschwindigkeiten kleiner $0,2 \text{ m s}^{-1}$ Effekte auf die Höhe der NH_3 -Emission.

Die NH_3 -Emission bei Ausbringung mit dem Prallteller war mit 34% des ausgebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$ deutlich höher als bei Ausbringung mit dem Güllegrubber mit nur 6% des ausgebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$ (Tab. 3-12).

Im Allgemeinen lag die Emission innerhalb des hier beschriebenen Experiments mit Prallteller in vergleichbarer Höhe zu dem Versuch mit Frühjahrsausbringung bei bedeutend höheren Lufttemperaturen (10-20°C) in Kap. 3.2.2.1. Die Lufttemperaturen lagen bei dem Versuch im vorliegenden Kapitel in den ersten Tagen nach Ausbringung zwischen -5 und 0°C. Nach Sommer *et al.* (1991) steigen aber die Emissionen mit steigenden Temperaturen. Nach Braschkat (1996) ist aber nicht die Lufttemperatur, sondern eher die Sonneneinstrahlung maßgeblich für die Höhe der Verluste verantwortlich. Die Sonneneinstrahlung wirkt indirekt über die Erwärmung der Flüssigmistoberfläche auf das Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht. Mit zunehmender Temperatur verschiebt sich das Gleichgewicht zugunsten von NH₃ (Farquhar *et al.*, 1980). Das bedeutet aber nicht unbedingt, dass bei niedrigen Temperaturen geringere Gesamtemissionen auftreten, sondern dass die Emission langsamer verlaufen kann, da die Emissionsrate v.a. in den ersten Stunden nach der Ausbringung geringer ist (Sommer *et al.*, 1991). Stattdessen verläuft die Emission über einen längeren Zeitraum. Da die Messungen nur sieben Tage ausgewertet werden konnte, und tendenziell bei den beiden IHF-Varianten die Emissionen nach diesem Zeitraum noch langsam anstiegen, wurde die Gesamtemission wohl eher unterschätzt. Zumal auch wegen der geringen Temperaturen nur wenig Pflanzenwachstum und damit verbunden eine geringe NH₄⁺-Aufnahme über die Pflanzen zu erwarten war.

Tab. 3-12: NH₃-N-Emission nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf eine Maisstoppel mit unterschiedlichen Ausbringungstechniken, (27.10.97-03.11.1997, 170 h Messdauer; Hattenburg)

Behandlung	Ausbringungsmenge		NH ₃ -N-Emission	
	NH ₄ ⁺ -N		Veränderung zum Prallteller IHF	
	[kg ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[% TAN]*	[%]
Prallteller - IHF	48,6	16,33	33,59	100
Güllegrubber -IHF	48,6	2,77	5,71	17
Prallteller - WT	48,6	9,25	19,04	(57)

* TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N)

Die gemessenen Emissionen bei der Prallteller Ausbringung (IHF-Methode) stimmten mit den errechneten Emissionen mit Hilfe des Schätzrahmens nach Horlacher und Marschner (1990) bzw. des computergestützten Schätzrahmens nach Mannheim *et al.* (1997b) gut überein. Bei der vollständigen Einarbeitung von Flüssigmist wäre eine Null-Emission geschätzt worden. Im Versuch war dies nicht zu realisieren, wahrscheinlich weil beim Absenken und Ausheben des Arbeitsgerätes am Vorgewende des Ackers der Flüssigmist nicht vollständig eingearbeitet wurde. Auf der Versuchsparzelle von nur ca. 1800 m² (Seitenlänge 42 m) war dieser Randbereich im Verhältnis zur restlichen Fläche relativ groß. Es ist deshalb zu vermuten, dass auf größeren Ackerschlägen unter Praxisbedingungen diese unvollständige Einarbeitung an den Randbereichen einen wesentlich kleineren Beitrag zu den Ammoniakverlusten bezogen auf die Gesamtfläche leisten würde.

In Abbildung 3-8 sind die N₂O-Emissionen sowie die dazugehörigen N_{min}-Gehalte und Klimadaten dargestellt. Die Hintergrundemission von N₂O in der ungedüngten Variante lag zwischen 26 und 102 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Düngung mit dem Güllegrubber erhöhte diese Hintergrundemission nur unwesentlich. Düngung mit dem Prallteller führte dagegen zu einer deutlichen Erhöhung der N₂O-Emission, wobei von Tag 4-7 Mittelwerte zwischen 150 und 360 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ gemessen wurden. Dennoch lagen die N₂O-Emissionen allgemein betrachtet auf einem niedrigen Niveau.

Die NH₄⁺ und NO₃⁻-Gehalte im Boden lagen auch nach der Düngung auf niedrigem Niveau. Ein Anstieg der Ammoniumgehalte war v.a. bei der Variante mit Grubber-Einarbeitung zu finden. Wahrscheinlich auch deshalb, weil bei dieser Variante die Ammoniak-Verluste im Vergleich zur Prallteller-Ausbringung drastisch reduziert waren und so mehr Ammonium-N in den Boden gelangte. Dennoch waren bei der Grubber-Variante die N₂O-Emissionen vergleichbar mit denen der ungedüngten Variante. Eine Erklärung könnten die niedrigen Bodentemperaturen in 5 cm Bodentiefe, bei denen mikrobielle Umsätze stark eingeschränkt sind. Die Bodentemperaturen lagen während der Messperiode zwischen 0 und 8°C. Darüber hinaus könnte der bis zu einer Tiefe von 15 cm eingearbeitete N nitrifiziert worden sein, aber auf dem Weg zur Bodenoberfläche bis hin zum N₂ denitrifiziert worden sein. Dafür sprechen die hohen Bodenwassergehalte (25%).

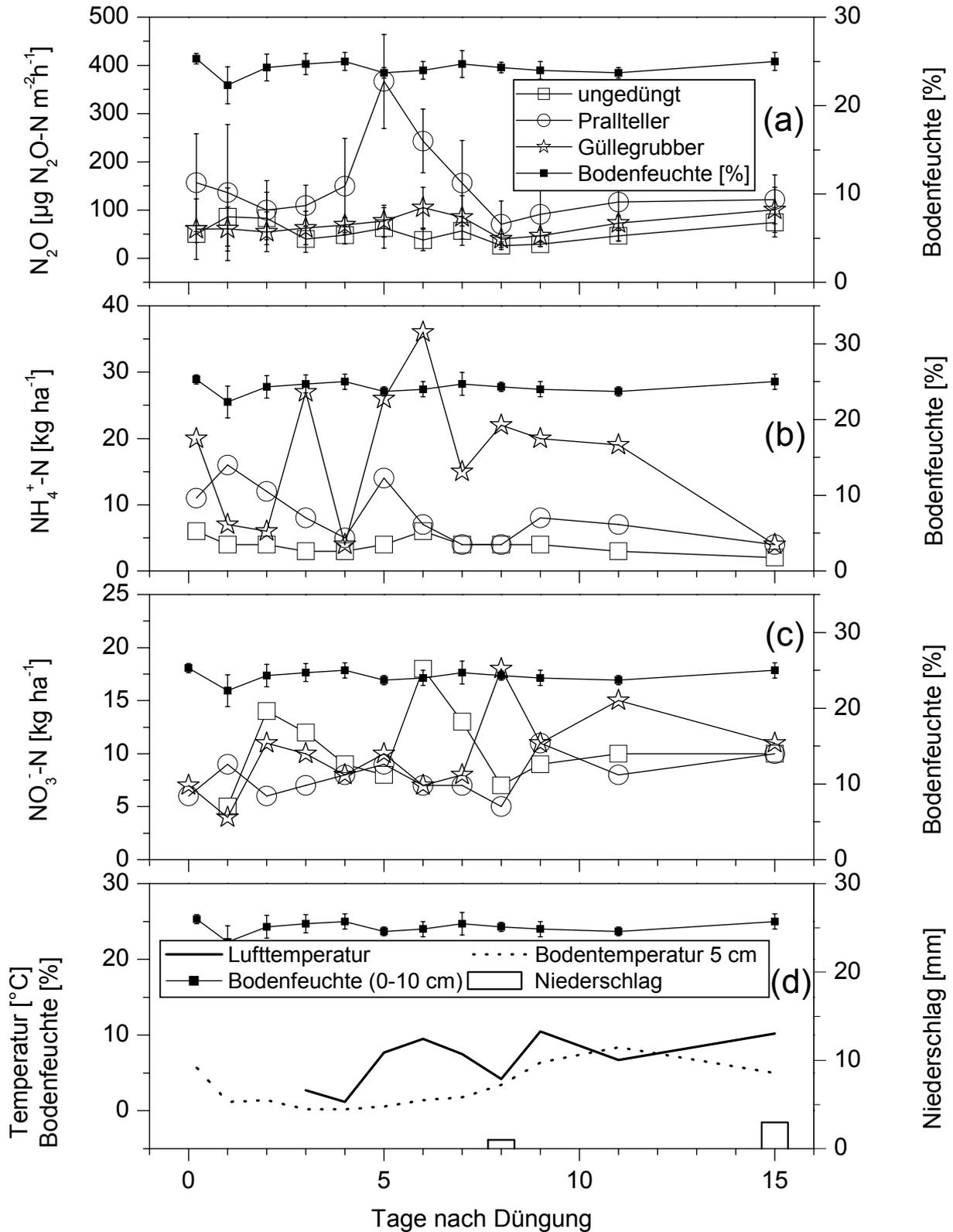


Abb. 3-8: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung ($n=5$ bzw. $n=6$) (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Lufttemperatur, Bodentemperatur in 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Acker Hattenburg, 27.10.1997-11.11.1997)

Die N_{\min} -Gehalte im Boden unterschieden sich nach 15 Tagen nicht mehr zwischen den Varianten (Abb. 3-8). Somit kann davon ausgegangen werden, dass die Messperiode ausreichte, um die düngungsbezogene N_2O -Emission abzuschätzen (Kaufmann, 1998).

Tab. 3-13: Ausbringungsmenge, kumulative N_2O -Gesamtverluste sowie Nettoverluste (abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Maisstoppel Hattenburg, 27.10.1997-11.11.1997). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten

Behandlung	Ausbringungsmenge		N_2O-N			
	TAN*	N_t^{**}	Gesamt	Netto	Nettoverluste	
	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		TAN %	N_t %
ungedüngt	0	0	0,193 ^a	-	-	-
Prallteller	48,6	59,4	0,542 ^b	0,349	0,719	0,588
Grubber	48,6	59,4	0,263 ^c	0,070	0,144	0,118

* TAN: NH_4-N (total ammoniacal-N); ** N_t : Gesamt -Stickstoffgehalt

In Tabelle 3-13 sind die N_2O -Verluste aller Varianten aufgeführt. Bei der Pralltellervariante betragen die Netto-Düngungsverluste in Form von N_2O-N -Emissionen, d.h. also abzüglich der Emission der ungedüngten Variante, in den ersten 15 Tagen 0,72 % des gedüngten NH_4^+-N (TAN), bei der direkten Einarbeitung mit dem Grubber 0,14% TAN. Dies entsprach 0,35 bzw. 0,07 kg N ha⁻¹ Gesamt-nettoverlust als N_2O-N (Tab. 3-13).

Tab. 3-14: Absolute und relative NH_3 -und N_2O -Nettoverluste (d.h. abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Maisstoppel, Hattenburg 27.10.1997-11.11.1997; N-Zufuhr: 48,6 kg NH_4^+-N bzw. 59,4 kg N_t)

Behandlung	Nettoverluste					
	NH_3-N		N_2O-N			Summe NH_3+N_2O-N
	kg ha ⁻¹	TAN %	kg ha ⁻¹	TAN %	N_t^{**}	
Prallteller	16,33	33,59	0,349	0,719	0,588	16,68
Grubber	2,77	5,71	0,070	0,144	0,118	2,84

* TAN: NH_4-N (total ammoniacal-N); ** N_t : Gesamt -Stickstoffgehalt

In Tabelle 3-14 sind die NH_3 - und N_2O -Verluste der beiden gedüngten Varianten aufgeführt. Bei der Ausbringung von Flüssigmist mit dem Prallteller ist der N-Verlust in Form von NH_3 und N_2O um fast das sechsfache höher als bei Ausbringung mit dem Grubber, also bei sofortiger Einarbeitung in den Boden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch den Einsatz des Güllegrubbers sowohl die Ammoniak- als auch die Lachgasemissionen im Vergleich zur konventionellen PralltellerAusbringung drastisch reduziert werden konnten (Tab. 3-14). Unter diesen Bedingungen ist es durchaus als umweltverträglich zu bewerten, eine Flüssigmistausbringung im Herbst durchzuführen.

3.2.2.4 Kopfdüngung von Wintergerste im Herbst mit Rinderflüssigmist: Vergleich Prallteller und Schleppschlauch

Im November 1997 wurde Rinderflüssigmist auf Wintergerste im 3-Blattstadium mit Prallteller bzw. Schleppschlauch ausgebracht. Es sollte geprüft werden, ob durch Einsatz des Schleppschlauches sowohl die NH_3 - als auch die N_2O -Emissionen im Vergleich zur betriebsüblichen breitflächigen Pralltellererausbringung bei der Ausbringung im Spätherbst bei niedrigen Temperaturen und geringer Einstrahlung vermindert werden können (Vgl. Abb. 2-4). Eine ausführliche Beschreibung ist bei Kaufmann (1998) nachzulesen.

Ausgebracht wurden $32 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ Rinderflüssigmist. Dies entsprach einer NH_4^+ -N bzw. N_t -Zufuhr von 57,6 bzw. 83,2 kg N ha^{-1} (Tab. 3-15). Die Ammoniakemission wurde mit der IHF-Methode bzw. der WT-Methode erfasst (Kap. 2.2.1 und 2.2.2). Die quadratischen Versuchspartzellen für die IHF-Methode hatten eine Seitenlänge von 48 m.

Zur Erfassung der N_2O -Emission wurden die Messkammern nach Schmidt (1998) eingesetzt (Kap. 2.3.2). Bei der ungedüngten Variante wurden 5 Wiederholungen gemessen, bei den Varianten Prallteller und Schleppschlauch jeweils 6 Wiederholungen. Wie bei allen Versuchen wurden parallel zur N_2O -Probennahme Bodenproben zur Bestimmung von N_{min} und Bodenwassergehalt genommen (Kap. 2.5).

Tab. 3-15: Eigenschaften des verwendeten Rinderflüssigmistes und Ausbringungsmenge (Versuchsbeginn: 15.11.1997, Wintergerste, Hattenburg)

Flüssigmisteigenschaften				Ausbringungsmenge		
NH_4^+ -N*	N_t^{**}	TS-Gehalt	pH-Wert	Volumen	NH_4^+ -N*	N_t^{**}
[kg m^{-3}]		[%]		m^3	[kg ha^{-1}]	
1,8	2,6	6,3	7,1	32	57,6	83,2

* NH_4 -N: TAN (total ammoniacal-N); ** N_t : Gesamt-Stickstoffgehalt

Die Ammoniak-Emission wurde bis zum 12. Tag nach Ausbringung der Düngung erfasst. Der Verlauf der Emission und die dazugehörigen Klimadaten sind in Abbildung 3-9 dargestellt.

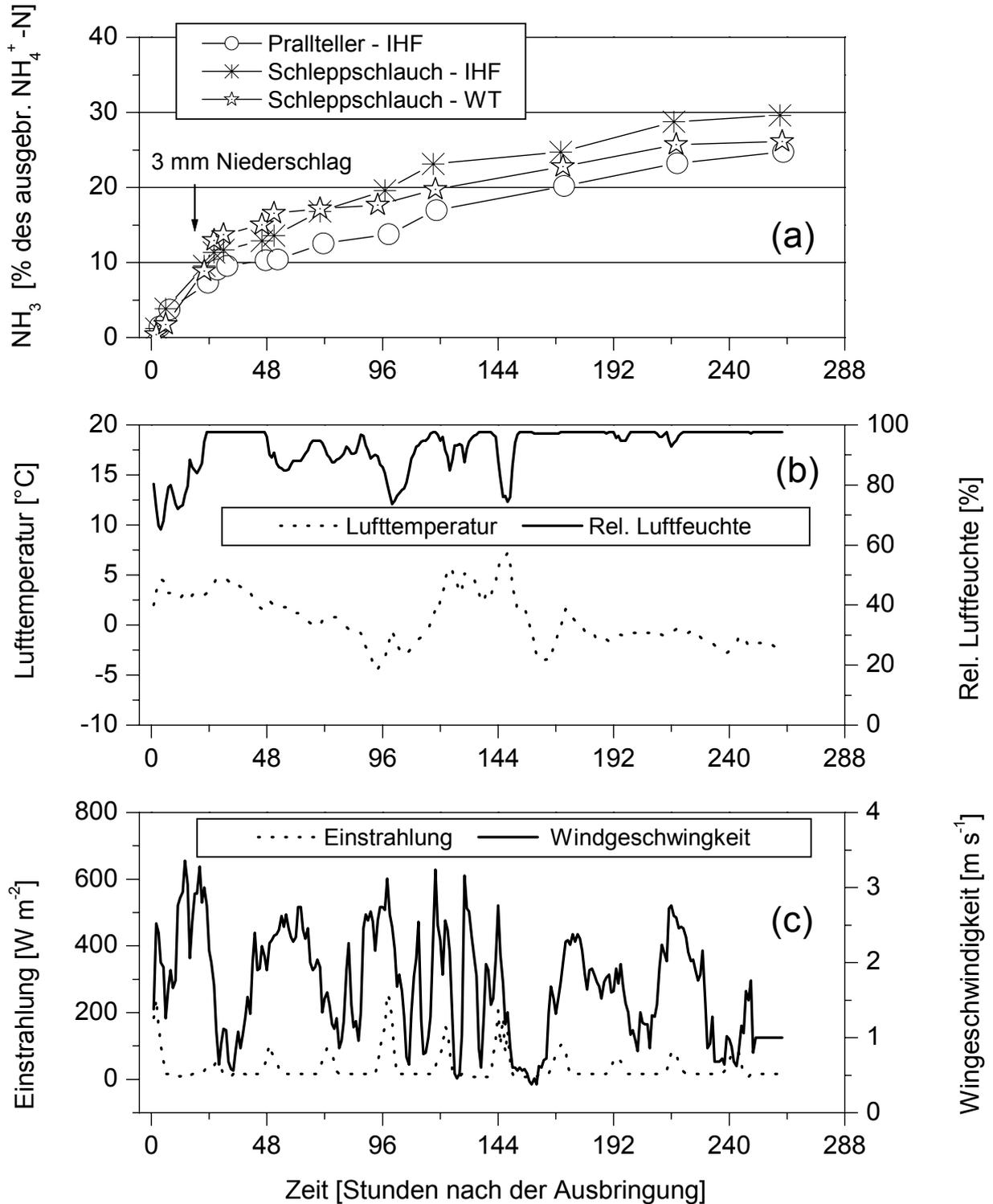


Abb. 3-9: Kumulative NH_3 -N-Emission in % des ausgebrachten NH_4^+ -N nach Ausbringung von Rinderflüssigmist mit Prallteller bzw. Schleppschauch auf Wintergerste (a), Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte (b), sowie Einstrahlung und Windgeschwindigkeit in 0,3 m Höhe (c), (Acker, Hattenburg, 15.11.1997-26.11.1997)

Vergleicht man nur die Emissionen, die mit der IHF-Methode erfasst wurden, so emittierte bei der Schleppschlauch-Variante mehr Ammoniak als bei der Prallteller-Variante (Abb. 3-9). Der Anstieg der Emissionen in den ersten Tagen nach der Düngung verlief weniger flach als in den vorherigen Versuchen, womit auch hier die von Sommer *et al.* (1991) festgestellten geringeren Emissionsraten bei niedrigeren Temperaturen bestätigt werden konnten. Die Lufttemperaturen lagen während des Versuchszeitraumes zwischen 0 und 5°C. Ein Niederschlag in der Höhe von 3 mm am 2. Tag trägt wahrscheinlich auch zu einer geringeren Emissionsrate bei. Ein Anstieg ist bei allen Varianten am 5. Tag zu erkennen. Am 5. Tag erhöhte sich auch die Sonneneinstrahlung, die zu einer Erwärmung des Flüssigmistes führte. Aufgrund schlechter Fließfähigkeit des Flüssigmistes (TS 6,3%) infiltrierte dieser nur schlecht in den Boden. D.h. der Flüssigmist befand sich noch zum größten Teil an der Bodenoberfläche bzw. es kam aufgrund der hohen Luftfeuchte nicht zur Krustenbildung, die eine Emission hätte vermindern können. Die kumulativen Emissionen stiegen während der ganzen Messzeit gering, aber stetig an. Es ist zu vermuten, dass bei längerer Messzeit höhere Gesamtverluste bei diesem Versuch zu erwarten gewesen wären. Daraus folgt, dass bei niedrigen Temperaturen die Emission über einen längeren Zeitraum anhält (Sommer *et al.*, 1991). Unter diesen Witterungsbedingungen reichte eine Messdauer von 12 Tagen zur Erfassung der gesamten NH₃-Emission nicht aus. Auch bei diesem Versuch wurden mit dem Windtunnel im Vergleich zur IHF-Methode geringere Emissionen gemessen, sodass die Ergebnisse der Windtunnel-Messung nicht berücksichtigt wurden.

Tab. 3-16: NH₃-N-Emission nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Wintergerste mit unterschiedlicher Ausbringungstechnik, (15.11.1997-26.11.1997, 261 h Messdauer)

Behandlung	Ausbringungsmenge		NH ₃ -N-Emission	
	NH ₄ ⁺ -N		Veränderung zum Prallteller IHF	
	[kg ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[% TAN]*	[%]
Prallteller - IHF	57,6	14,24	24,72	100
Schleppschlauch-IHF	57,6	17,04	29,58	120

* TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N)

Unter den im beschriebenen Versuchszeitraum vorherrschenden Witterungsbedingungen und bei der zum Versuchszeitpunkt gegebenen Bestandesentwicklung hatte der Schleppschlauch keine emissionsvermindernde Wirkung. Im Gegenteil, die Ammoniak-Emissionen stiegen sogar um 20% im Vergleich zum Prallteller an (Tab. 3-16).

Die N₂O-Emissionen wurden bis 21 Tage nach der Düngung erfasst (Abb. 3-10). Die N₂O-Emission der ungedüngten Kontrollvariante lag während der gesamten Versuchsdauer bei etwa 25 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Die beiden gedüngten Varianten zeigten in den ersten 10 Tagen nach der Düngung einen Anstieg der N₂O-Emission. Die Emissionen nach Pralltellerabfuhr lagen im täglichen Mittel zwischen 200 und 400 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹, mit Maximalmissionen von 695 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Die Emissionen bei der Schleppschlauch-Ausbringung lagen während dieser Zeit zwischen 200 und 700 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Die Variationskoeffizienten lagen hierbei bei bis zu 149%.

In der Abbildung 3-10 sind neben dem Mittel der Schleppschlauchvariante (n=6) auch die Emissionen getrennt nach dem Bereich Schleppschlauch-Fahrspur und Schleppschlauch unverdichtet, also dort wo keine Verdichtung durch das Fahrzeug stattfand, dargestellt. Die Emissionen in den verdichteten Fahrspuren waren signifikant höher ($p < 0,001$) als die Emissionen in den unverdichteten Bereichen. In den verdichteten Fahrspuren wurden maximale Lachgas-Emissionsraten von 2200 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ gemessen, obwohl die zur Bewirtschaftung verwendete Maschine mit bodendruckmindernder Spezialbereifung ausgestattet war. Auch Motz (2003) stellte auf Acker nach Bodenverdichtung erhöhte N₂O-Emissionen fest. Bakken *et al.* (1987) und Ruser *et al.* (1998) stellten ebenso auf Acker (Weizen bzw. Kartoffel) erhöhte Emissionen durch Bodenverdichtung, die durch das Befahren mit Geräten verursacht wurde, fest. Besonders hoch waren die Verluste im Vergleich zu den unverdichteten Bereichen, wenn die Böden einen hohen Bodenwassergehalt hatten, wie z.B. nach Niederschlägen. Bei Bakken *et al.* (1987) lagen gasförmige N-Verluste durch die Bodenverdichtung infolge von Denitrifikation um das zwei- bis vierfache höher als bei der Kontrolle.

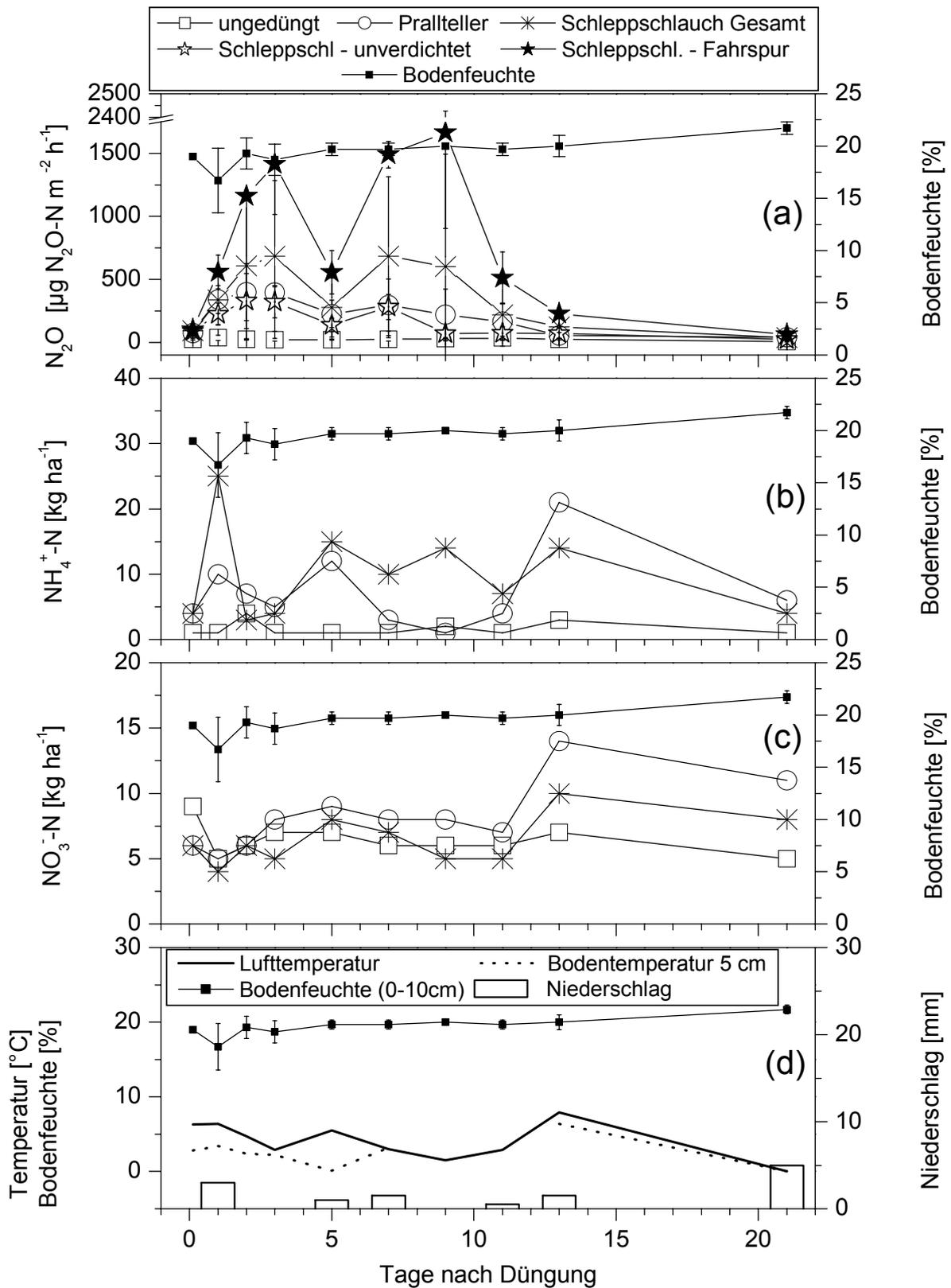


Abb. 3-10: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung (n=6 bzw. n=8) (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Lufttemperatur und Bodentemperatur in 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Acker Hattenburg, 15.11.1997-06.12.1997)

Durch die Bodenverdichtung werden die physikalischen Bodeneigenschaften verändert. Es werden die Bodenaggregate und damit auch die Verteilung der Bodenporen verändert. So werden scheinbar die luftgefüllten Grobporen zerstört. Diese sind aber für die Sauerstoffversorgung der Böden von größter Bedeutung, so dass ein Sauerstoffmangel in verdichteten Böden vermehrt und schneller auftreten kann. Dadurch bewirkt die Bodenverdichtung ein Absenken des Redoxpotentials, da weniger Sauerstoff im Boden vorliegt. Somit wird das Potential zur Denitrifikation erhöht. Infolgedessen wird auch das Potential zur N₂O-Bildung mit nachfolgender N₂O-Emission gesteigert.

Die NH₄⁺-Gehalte im Boden waren bei den gedüngten Varianten im Vergleich zur ungedüngten Variante höher, aber dennoch lagen die Werte bis auf den 1. Tag nach der Düngung auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Am Ende der Messphase lagen die Gehalte aller Varianten in einem vergleichbaren niedrigen Bereich, so dass davon ausgegangen werden kann, dass keine weitere N₂O-Emission bedingt durch Boden-N mehr stattfanden.

Tab. 3-17: Ausbringungsmenge, kumulative N₂O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Gesamtverluste abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Wintergerste, 15.11.1997-06.12.1997). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (p<0,05) zwischen den Varianten. (In Klammern Standardabweichung)

Behandlung	Ausbringungsmenge		N ₂ O-N			
	TAN*	N _t **	Gesamt	Netto	Nettoverluste	
	kg ha ⁻¹		kg ha ⁻¹		TAN %	N _t %
ungedüngt			0,101 (0,017) ^a	-	-	-
Prallteller -IHF	57,6	83,2	0,825 (0,211) ^b	0,724	1,257	0,87
Schleppschl. Gesamt	57,6	83,2	1,384 (1,254) ^c	1,282	2,226	1,541
- unverdichtet			0,579 (0,179)	0,478	0,829	0,574
- Fahrspur			2,993 (0,07)	2,891	5,019	3,475

* TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N); ** N_t: Gesamt-Stickstoffgehalt

Die düngungsbedingte N₂O-Emission war bei Ausbringung mit dem Schleppschlauch mit 2,2% des ausgebrachten NH₄-N deutlich höher als bei Ausbringung mit dem Prallteller, bei der 1,3% des TAN als N₂O-N verloren ging (Tab. 3-17).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass beim Einsatz des Schleppschlauches sowohl mehr Ammoniak- als auch mehr Lachgasemissionen im Vergleich zur konventionellen Pralltellerausbringung entstehen (Tab. 3-18). Unter den während des Versuches vorherrschenden Witterungsbedingungen und bei der beschriebenen Bestandesentwicklung erwies sich die konventionelle Pralltellerausbringung bezüglich der Höhe der Emissionen als das vorteilhaftere Ausbringungsverfahren. Insgesamt gingen ca. 15 kg N bei der Ausbringung mit dem Prallteller und mehr als 18 kg N bei der Ausbringung mit Schleppschlauch verloren.

Tab. 3-18: Absolute und relative NH₃- und N₂O-Nettoverluste (d.h. abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Wintergerste, 15.11.1997-06.12.1997; N-Zufuhr: 57,6 kg NH₄⁺-N bzw. 83,2 kg N_t)

Behandlung	Nettoverluste					
	NH ₃ -N		N ₂ O-N			Summe NH ₃ +N ₂ O-N
	kg ha ⁻¹	TAN* %	kg ha ⁻¹	TAN %	N _t ** %	
Prallteller	14,21	24,72	0,72	1,26	0,87	14,92
Schleppschlauch -Gesamt	17,04	29,58	1,28	2,23	1,54	18,32

* TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N); ** N_t: Gesamt –Stickstoffgehalt

3.3 Einfluss der N-Form auf die N₂O-Emission nach Düngung

3.3.1 Einfluss der N-Form auf die N₂O-Emission nach Düngung von Grünland

3.3.1.1 Untersuchungen im Allgäu auf Grünland

Zur Erfassung des Einflusses der N-Form auf gasförmige N-Verluste wurden verschiedene N-Quellen breitflächig auf Grünland ausgebracht. Es wurden folgende Varianten untersucht: ungedüngt, Ca(NO₃)₂, (NH₄)₂SO₄ und Rinderflüssigmist. Ausgebracht wurden 49,89 kg N ha⁻¹ bei den Varianten mit mineralischer Düngung bzw. 30 m² Flüssigmist mit ebenfalls 49,89 kg NH₄-N ha⁻¹ (vgl. Tab. 3-1). Die Ausbringung der Dünger auf den Versuchsfeldern erfolgte mit Gießkannen, d.h. der mineralische Dünger wurde vor der Ausbringung in 10 l Wasser gelöst und auf die einzelnen Versuchsfeldern (1 m²) ausgebracht (10 l m⁻²). Beim Flüssigmist wurde ebenfalls das gleiche Volumen an Wasser auf die Versuchsfeldern ausgebracht. Dabei wurde die im Flüssigmist enthaltene Wassermenge mit berücksichtigt. Auf die ungedüngten Parzellen wurden ebenso 10 l m⁻² Wasser ausgebracht, um eine Vergleichbarkeit der Bodenfeuchte bei allen Varianten zu gewährleisten. Die N₂O-Emission wurde mit den „Hohenheimer Messkammern“ erfasst (Kap. 2.3.1). Der Feldversuch wurde im August/September 1997 auf Grünland am Versuchstandort Oberweiler im Allgäu durchgeführt.

Zur Erfassung der natürlichen Hintergrundemission der Versuchsfeldern wurde ein Tag vor der Düngung mit 16 Messkammern die N₂O-Emission erfasst. Gemittelt über alle Kammergrößen (Tab. 2-2, Kammergröße 1-4) ergab sich eine mittlere Hintergrundemission 13,9 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ (+/-8,0 µg m⁻² h⁻¹). Die geringste Emission lag bei 1,4, die höchste bei 34,3 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Der Variationskoeffizient lag bei 62 %.

Während der 19-tägigen Messperiode lag der Bodenwassergehalt zwischen 18-30 %, es fanden mehrere Niederschlagsereignisse mit insgesamt 84 mm Niederschlag statt. In der ungedüngten Kontrolle variierte die mittlere tägliche N₂O-Emission während der Messperiode zwischen 7 und 75 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ (Abb. 3-11). Auf ein Jahr hochgerechnet, wären von dieser ungedüngten Parzelle 3,1 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (+/-1,2 kg ha⁻¹ a⁻¹) verloren gegangen. Diese z.T. hohe Hintergrundemission bzw. die große Schwankung zwischen den einzelnen Tagen ist möglicherweise auf den hohen Bodenwassergehalt bzw. die wiederholten Niederschlagsereignisse zurückzuführen.

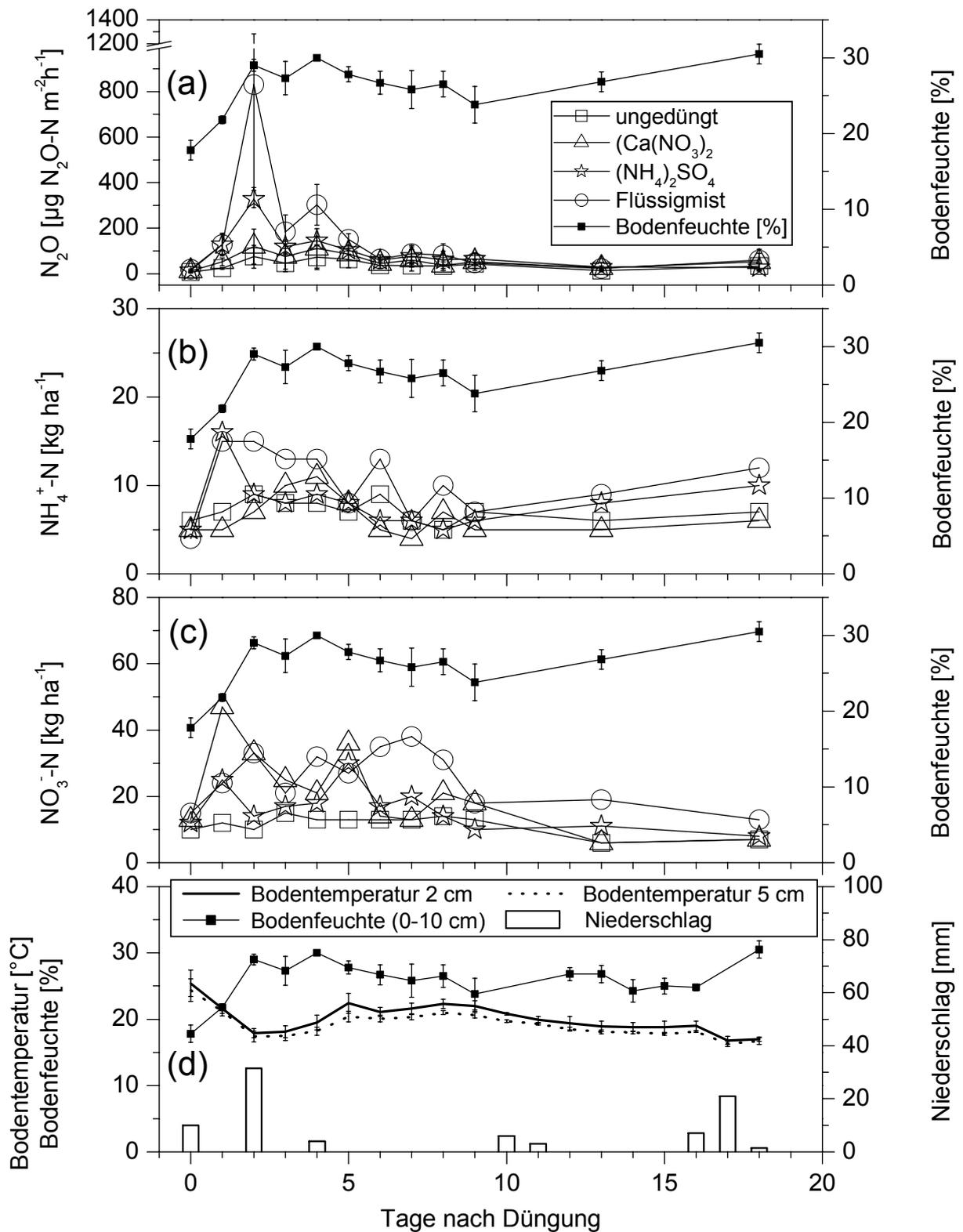


Abb. 3-11: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung ($n=4$) nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Grünland Allgäu, 27.08.1997-14.09.1997)

Die Variationskoeffizienten der ungedüngten Variante bezogen auf die räumliche Variabilität (zwischen den einzelnen Hauben) lagen während des Versuchszeitraumes zwischen 17 und 74% (Mittel aus 4 Kammern zu je 14 Messterminen). Bei der zeitlichen Variabilität (zwischen den einzelnen Messzeitpunkten) lagen die Variationskoeffizienten zwischen 45 und 79%. Berechnet wurden diese Werte aus dem Mittelwert und der Standardabweichung über 14 Messungen getrennt für jede der 4 Messkammern (K1: 55%, K2: 45%; K3:79%, K4: 51%). Auffallend war, dass nach einem Niederschlag auch bei diesen ungedüngten Varianten ein Anstieg der Emissionen zu verzeichnen war.

Die insgesamt niedrigen Variationskoeffizienten sind mit der Größe der Messkammer zu erklären. Nach Kaiser *et al.* (1996) nimmt der räumliche Variationskoeffizient logarithmisch mit zunehmender Messkammergröße ab. Nach Parkin (1987) ist die räumliche Variabilität auf sog. „hot spots“ zurückzuführen. Diese kleinräumigen Bereiche im Boden weisen eine höhere Konzentration an organischer Substanz auf, die unter anaeroben Bedingungen von Denitrifikanten oxidiert werden kann und somit ebenfalls stark zur N₂O-Bildung beitragen kann. Die Ursache bei aeroben Bedingungen ist unklar.

Nach Düngung von Rinderflüssigmist erhöhte sich die N₂O-Emission für etwa 5 Tage deutlich bis auf Flussraten von über 1000 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹, mit maximalen Flüssen von über 1400 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Diese gingen danach wieder auf mit der ungedüngten Kontrolle vergleichbare Werte zurück. Die Emissionen nach Flüssigmistausbringung waren signifikant erhöht im Vergleich zur ungedüngten und den beiden mineralisch gedüngten Varianten. Ähnliche Emissionen wurden auch bei dem im Kap. 3.2.1 beschriebenen Versuch gemessen, der am gleichen Standort, jedoch 6 Wochen früher durchgeführt wurde (vgl. Abb. 3-3).

Düngung in Form von (NH₄)₂SO₄ führte ebenfalls zu einer, wenn auch geringeren, kurzzeitigen Erhöhung der Emission bis auf Flussraten von 330 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹, mit maximalem Fluss von 365µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Die Düngung von Nitrat führte zu einem Anstieg der Emissionen auf ca. 120 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹.

Allerdings unterschied sich die Emission nach Düngung mit (NH₄)₂SO₄ und Ca(NO₃)₂ nicht signifikant von der ungedüngten Kontrolle, obwohl die N_{min}-Gehalte im Boden

erhöht waren. Die Standardabweichungen waren bei den mineralisch gedüngten Parzellen wesentlich kleiner als bei den organisch gedüngten Parzellen.

In Tab. 3-19 sind die N-Verluste in kg ha^{-1} während der Messperiode bzw. die düngungsinduzierten N-Verluste (Netto-Verluste) in % des ausgebrachten mineralischen N aufgeführt. Die düngungsbedingte N_2O -Emission variierte zwischen 0,15 % bei Calciumnitrat, 0,36 % bei Ammoniumsulfat und 0,75 % bei Gülle bezogen auf den gedüngten Nitrat- bzw. Ammonium-N.

Die Gesamtverluste lagen unter den nach Bouwman (1996) berechneten Verlusten. Hiernach müssten bei 1,25 % Verlust bezogen auf die N-Zufuhr 0,62 kg N verloren gehen. Auch Glatzel (1999) fand auf Grünland im baden-württembergischen Allgäu N_2O -Emissionen, die unter dem von Bouwman (1996) beschriebenen Wert lagen.

Tab. 3-19: N-Zufuhr, kumulative N_2O -Gesamtverluste sowie Nettoverluste (abzüglich der Verluste der ungedüngten Variante), (Grünland Oberweiler, 27.08.1997-14.09.1997, in Klammern Standardabweichungen)

Behandlung	N-Zufuhr		N_2O -N			
	NH_4^+ bzw. NO_3^-	N_t^*	Gesamt	Netto	Nettoverluste	
	kg ha^{-1}		kg ha^{-1}		NH_4^+ % bzw. NO_3^- %	N_t %
ungedüngt	0	0	0,161 (0,064)	-	-	-
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	49,89		0,237 (0,095)	0,076	0,153 (0,191)	-
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	49,89		0,340 (0,088)	0,179	0,359 (0,177)	-
Flüssigmist	49,89	72	0,534 (0,160)	0,373	0,747 (0,321)	0,518

* N_t : Gesamt-Stickstoffgehalt

3.3.1.2 Untersuchungen in Hohenheim auf Grünland

3.3.1.2.1 Vergleich Ammonium und Nitrat -Düngung

Um einen Einfluss des Standortes auf die N_2O -Emission zu untersuchen, wurde zusätzlich zu den Versuchen im Allgäu auch in Hohenheim auf einer schwach pseudovergleyten Parabraunerde (Versuchsstandort Muttergarten) Versuche mit unterschiedlichen N-Formen durchgeführt.

Es wurden folgende Varianten mit mineralischer Düngung untersucht: $Ca(NO_3)_2$ und $(NH_4)_2SO_4$, ausgebracht wurden 80 kg N ha^{-1} . Die Ausbringung der Dünger erfolgte manuell mit Gießkannen, d.h. der mineralische, gekörnte Dünger wurde vor der Ausbringung in 10 l Wasser gelöst und auf die einzelnen Versuchsflächen (1 m^2) ausgebracht (10 l m^{-2}). Die N_2O -Emission wurde mit den „Hohenheimer Messkammern“ erfasst (Kap. 2.3.1). Der Feldversuch wurde im Juli/August 1998 mit jeweils 4 Wiederholungen 12 Tage nach der Mahd des Grünlandes durchgeführt.

In Abbildung 3-12 sind der Emissionsverlauf und die dazugehörigen N_{\min} -Gehalte des Bodens sowie die Witterungsdaten dargestellt. Da aus versuchstechnischen Gründen nur 8 Messkammern zur Verfügung standen, wurde auf die gleichzeitige Vergleichsmessung einer ungedüngten Parzelle verzichtet. Stattdessen wurde vor der Ausbringung des Düngers die Hintergrundkonzentration gemessen. Diese lag mit ca. $25 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in einem für diesen Versuchsstandort üblichen Bereich (Schmidt, 1998). Bei einer Hochrechnung ergäbe sich daraus eine Jahresemission von $2,32 \text{ kg ha}^{-1}$ und Jahr ($\pm 0,44$).

Nach der Düngung stieg erwartungsgemäß die N_2O -Emission bei beiden N-Formen an. Die maximalen Flüsse lagen bei der NH_4^+ - bzw. der NO_3^- -Düngung bei 92 bzw. $85 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Damit lagen die Flussraten weit unter denen des Grünlandstandortes im Allgäu (Kap. 3.3.1.1), obwohl v.a. die Nitratgehalte im Boden über mehrere Tage hinweg bei ca. 50 kg N ha^{-1} lagen. Auffallend aber war, dass v.a. in den ersten 6 Tagen nach der Düngung die Emissionen unabhängig von der N-Form einen ähnlichen Verlauf zeigten wie die Bodenfeuchte. Das Bestimmtheitsmaß (Quadrat des Korrelationskoeffizienten r) der linearen Regressionen zwischen Emissionshöhe und Bodenfeuchte lag für diesen Zeitraum für die mit Ammonium gedüngte Variante bei 0,943, bei der mit Nitrat gedüngten Variante bei 0,659.

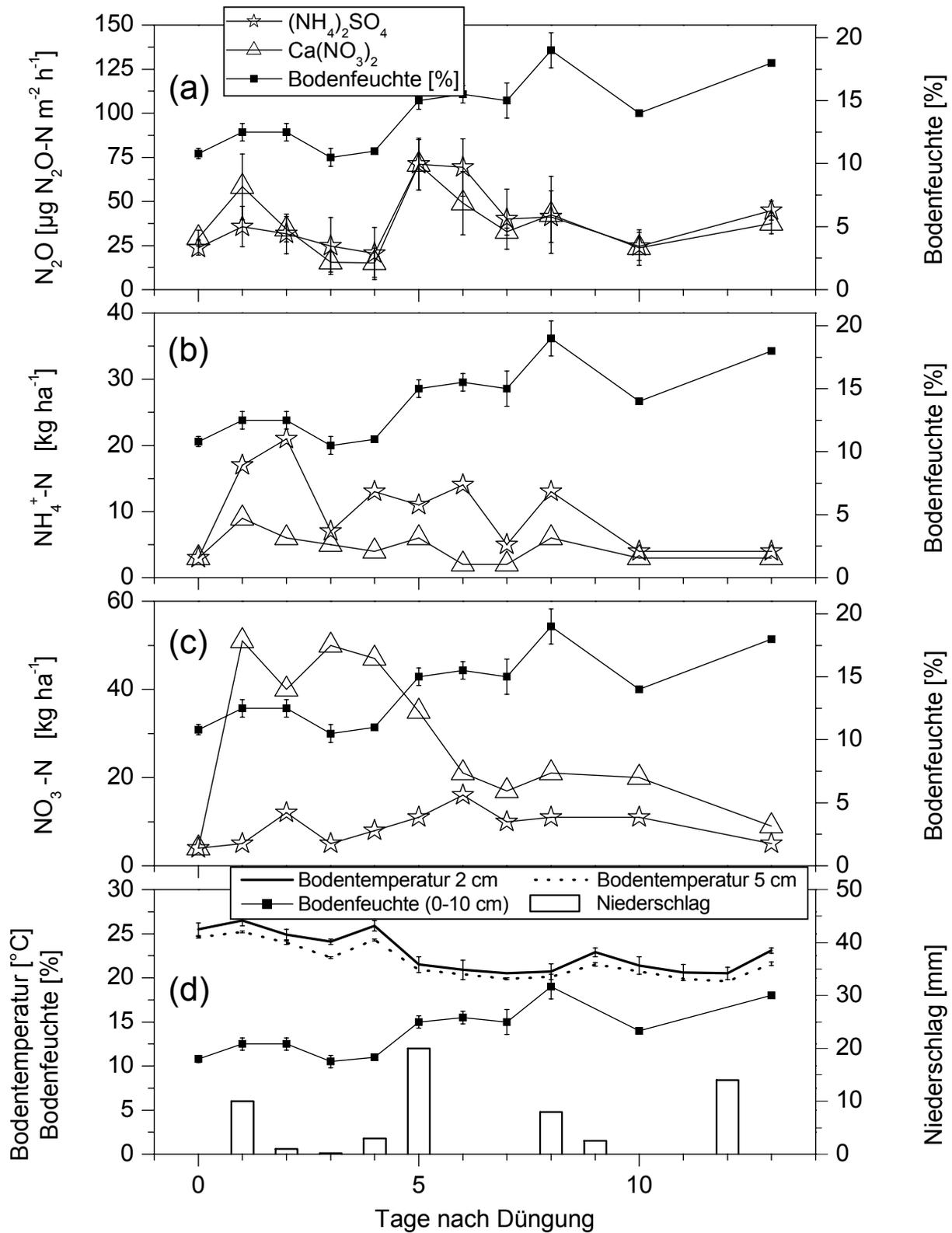


Abb. 3-12: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung (n=4) nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Grünland Muttergarten, 22.07.1998-04.08.1998)

Vor allem für die Variante mit Ammonium-Düngung ist die positive Korrelation von Bodenfeuchte und N₂O-Emission in diesem Versuch eindeutig.

Während der gesamten Versuchszeit fiel ein Niederschlag von fast 59 mm. Die Bodenfeuchte schwankte von knapp 11% zu Versuchsbeginn bis 19%. Trotz der hohen Niederschläge war der Bodenwassergehalt bei Versuchsende immer noch niedrig. Bei den hohen Temperaturen war die Evapotranspiration von Boden und Pflanzen entsprechend hoch, so dass der Niederschlag nicht im Boden gespeichert werden konnte und entsprechend niedrige mikrobielle Aktivität in Verbindung mit niedriger Bodenfeuchte zu erwarten war.

In Tabelle 3-20 sind die Gesamtverluste, also Hintergrundemission und düngerinduzierte N₂O-Verluste, sowie die Nettoverluste (düngerinduzierten Verluste) zusammengefasst. Zwischen den N-Formen waren keine signifikanten Unterschiede zu erkennen. Die Verluste waren bei beiden Varianten gering und lagen niedriger als die auf dem Versuchsstandort im Allgäu gemessenen, obwohl am Standort Hohenheim eine höhere N-Zufuhr erfolgte (Tab 3-19). Nach Bouwman (1996) wäre ein Verlust von 1 kg N ha⁻¹ zu erwarten gewesen.

Tab. 3-20: N-Zufuhr, kumulative N₂O-Gesamtverluste (Summe Hintergrundemission* und düngerinduzierte Verluste) sowie Nettoverluste (abzüglich der hochgerechneten Verluste vor der Düngung), (Grünland Muttergarten, 22.07.1998-04.08.1998, in Klammern Standardabweichung)

Behandlung	N-Zufuhr		N ₂ O-N-Verluste		
	N	Gesamt	Netto	Gesamt	Netto
	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		%	
(NH ₄) ₂ SO ₄	80	0,125 (0,028)	0,036	0,156 (0,04)	0,045
Ca(NO ₃) ₂	80	0,118 (0,032)	0,029	0,147 (0,04)	0,036

*Hintergrundemission: 0,089 kg N ha⁻¹ Versuchszeit⁻¹

3.3.1.2.2 Vergleich Ammonium und Rinderflüssigmist -Düngung

In einem weiteren Versuch am selben Versuchsstandort (Muttergarten, Hohenheim) wurde Ammonium in mineralischer Form als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ bzw. in organischer Form als Rinderflüssigmist gedüngt. Ausgebracht wurden 54 kg N ha^{-1} bei den Varianten mit mineralischer Düngung bzw. 30 m^2 Flüssigmist mit ebenfalls $54 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ (NH_4^+ -N: 1,8%; N_f : 2,6%). Die breitflächige Ausbringung der Dünger erfolgte mit Gießkannen, d.h. der mineralische, gekörnte Dünger wurde vor der Ausbringung in 10 l Wasser gelöst und auf die einzelnen Versuchsflächen (1 m^2) ausgebracht (10 l m^{-2}). Beim Flüssigmist wurde ebenfalls das gleiche Volumen an Wasser unter Berücksichtigung der im Flüssigmist vorhandenen Flüssigkeit auf die Versuchsfläche ausgebracht. Die N_2O -Emission wurde mit den „Hohenheimer Messkammern“ mit jeweils 4 Wiederholungen im August 1998 nach der Mahd erfasst (Kap. 2.3.1). Die Düngung erfolgte 8 Tage nach der Mahd.

In Abbildung 3-13 sind der Emissionsverlauf, die dazugehörigen N_{min} -Gehalte des Bodens sowie die Witterungsdaten dargestellt. Auch bei diesem Versuch standen aus versuchstechnischen Gründen nur 8 Messkammern zur Verfügung, so dass auf die gleichzeitige Vergleichsmessung einer ungedüngten Parzelle verzichtet werden musste.

Die Hintergrundemission wurde wieder unmittelbar vor der Düngung mit allen 8 Messkammern gemessen. Diese lag mit ca. $10 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ sehr niedrig. Die Hochrechnung auf den Versuchszeitraum ergibt einen Verlust von $0,033 \text{ kg ha}^{-1}$. Bezogen auf ein Jahr ergäbe sich somit ein N-Verlust von $0,79 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$.

Nach der Düngung war die N_2O -Emission nach Ausbringung von Rindergülle ebenfalls etwas höher als bei $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Düngung, wie dies auch schon nach Düngung von Grünland im Allgäu gemessen wurde. Die Emissionen waren von Tag 1 bis Tag 3 nach der Düngung bei der mit Flüssigmist gedüngten Fläche signifikant höher als bei der mineralisch gedüngten Variante. Auch bei diesem Versuch war die N_2O -Emission insgesamt deutlich geringer als im Allgäu. Die maximalen Flussraten lagen bei mineralischer NH_4 -Düngung bzw. Flüssigmist bei 166 bzw. $171 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die gemessenen geringen Emissionen beruhen möglicherweise auf der geringen Bodenfeuchte (15-20 %) und auch auf geringen N_{min} -Gehalten im Boden.

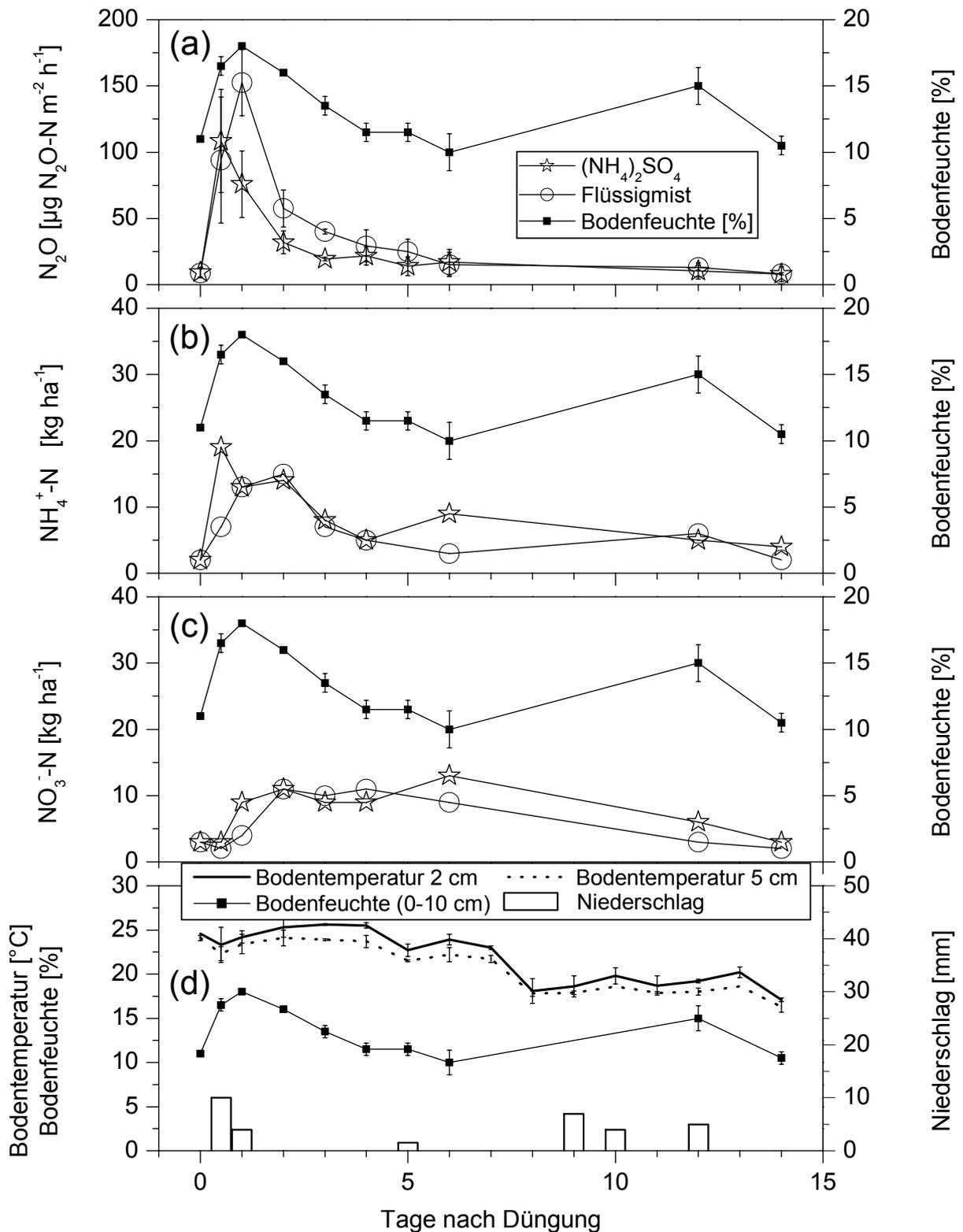


Abb. 3-13: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung ($n=4$) nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Grünland Muttergarten, 13.08.1998-27.08.1998)

Auch hier war wie schon im vorherigen Versuch der ähnliche Verlauf von N₂O-Emission und Bodenfeuchte auffallend (Abb. 3-13). Die Bestimmtheitsmaße der Regressionen zwischen N₂O-Emission und Bodenfeuchte lagen bei $r^2=0,708$ (mineralische Düngung: 0,667; Flüssigmist: 0,843), wobei die den Bestimmtheitsmaßen (r^2) zugrundeliegenden positiven Korrelationskoeffizienten (r) den positiven Zusammenhang zwischen der gemessenen Bodenfeuchte und den gemessenen N₂O-Emissionen zeigen.

In Tabelle 3-21 sind die Gesamtverluste, also Hintergrundemission und düngerinduzierte N₂O-Verluste, sowie die Nettoverluste (düngerinduzierten Verluste) zusammengefasst. Zwischen den N-Formen waren insgesamt betrachtet keine signifikanten Unterschiede zu finden, obwohl an drei einzelnen Messtagen signifikante Unterschiede gefunden wurden. Die Verluste waren bei beiden Varianten gering, wobei die Verluste nach mineralischer Düngung im Vergleich zu einem drei Wochen früher auf dem gleichen Versuchsstandort durchgeführten Experiment noch niedriger lagen. Allerdings lagen die Verluste beider Varianten wie im vorherigen Versuch niedriger als am Standort Allgäu (vgl. Tab. 3-19). Die Verluste lagen weit unter den von Bouwman (1996) beschriebenen Verlusten. Danach wäre ein Verlust von 0,675 kg N ha⁻¹ zu erwarten gewesen.

Tab. 3-21: N-Zufuhr, kumulative N₂O-Gesamtverluste (Summe Hintergrundemission* und düngerinduzierte Verluste) sowie Nettoverluste (abzüglich der hochgerechneten Verluste vor der Düngung), (Grünland Muttergarten, 13.08.1998-27.08.1998, in Klammern Standardabweichungen)

Behandlung	N-Zufuhr		N ₂ O-N			
	TAN**	N _t ***	Gesamt	Netto	Nettoverluste	
	kg ha ⁻¹				kg ha ⁻¹	
(NH ₄) ₂ SO ₄	54	-	0,094 (0,023)	0,061	0,113	-
Flüssigmist	54	78	0,120 (0,027)	0,087	0,162	0,112

* Hintergrundemission: 0,033kg ha⁻¹ Versuchszeit⁻¹; ** TAN: NH₄-N (total ammoniacal-N); *** N_t: Gesamt -Stickstoffgehalt

3.3.2 Einfluss der N-Form auf die N₂O-Emission aus Ackerland

Bei dem nachfolgend beschriebenen Feldversuch (Heidfeldhof, Versuchsstandort Hohenheim) wurde der Einfluß der N-Form auf die N₂O-Emission auf Acker untersucht. Dazu wurden 60 kg N ha⁻¹ in Form von Calciumnitrat (Ca(NO₃)₂), Ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄), Ammoniumsulfat + Didin bzw. Kalkammonsalpeter (KAS) als betriebsübliche N-Form auf Hafer (*Avena sativa* cv. Jumbo) 6 Wochen nach Aussaat ausgebracht. Der gekörnte Dünger wurde in einem definierten Volumen gelöst (2 l m⁻²) und breitflächig mit Gießkannen auf die N₂O-Messfläche (1 m²) bzw. die N_{min}-Beprobungsflächen (2 m²) ausgebracht. Der Nitrifikationshemmstoff „Didin-Flüssig“ (SKW Trostberg) wurde gemeinsam mit der Düngerlösung mit einer hochgerechneten Aufwandmenge von 10 l ha⁻¹ zugeführt. Die N₂O-Emissionen wurden mit den Hohenheimer Kammern (Kammergröße 2, vgl. Tab. 2-2) mit jeweils vier Wiederholungen erfasst.

Vor der Düngung wurde an 2 Tagen eine Hintergrundemission zwischen 6 und 26 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ gemessen (Abb. 3-14). Wird diese Hintergrundemission auf das ganze Jahr hochgerechnet, so würde dies zu einer Emission von 1,6 kg N ha⁻¹ (+/- 0,5 kg N ha⁻¹) führen. Schon am ersten Tag nach der Düngung mit KAS nahm die N₂O-Emission deutlich zu. Nach 10 Tagen war die Emission wieder in etwa auf das Niveau der Hintergrundemission vor der Düngung abgesunken. Tendenziell war die N₂O-Emission nach Düngung mit Calciumnitrat etwas geringer als bei Düngung mit KAS. Die N₂O-Emission nach reiner Ammoniumdüngung war deutlich geringer und zwar vor allem bei Didin-Zusatz. Am 4. und 5. Tag nach der Düngung war bei allen Varianten ein Anstieg der Emissionen zu verzeichnen. Dieser Anstieg ging mit Niederschlagsereignissen und einer damit verbundenen Erhöhung der Bodenfeuchte während dieser Zeit einher. Im Allgemeinen waren die Flussraten jedoch gering. Die maximalen Flussraten lagen bei 240 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹.

Am Tag 1 nach der Düngung war die Emission der KAS Variante zu allen anderen Varianten signifikant erhöht. Signifikante Unterschiede lagen ebenfalls an Tag 4 und 6 zwischen KAS und den (NH₄)₂SO₄ und (NH₄)₂SO₄+Didin gedüngten Varianten bzw. zwischen den Nitrat und (NH₄)₂SO₄+Didin gedüngten Varianten vor. Die Emissionen bezogen auf den gesamten Messzeitraum zeigten aber keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten.

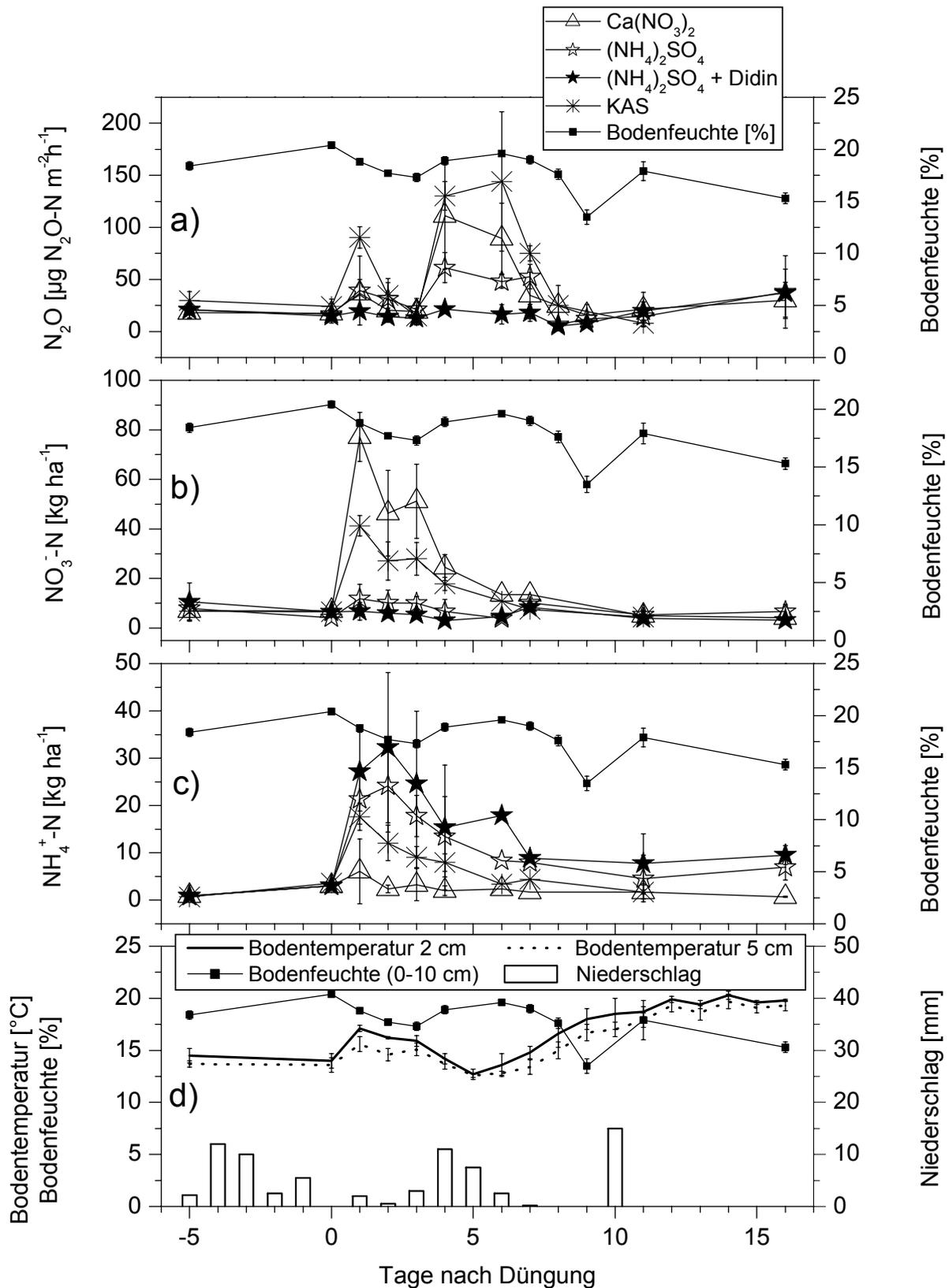


Abb. 3-14: Mittlere N_2O -Emission und Standardabweichung ($n=4$) nach Ausbringung unterschiedlicher N-Dünger (a), Nitratgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (b), Ammoniumgehalte in 0-10 cm Bodentiefe (c), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und tägliche Niederschläge (d), (Hafer, Heidfeldhof, wendende Bodenbearbeitung, 11.05.1999-01.06.1999)

Erwartungsgemäß stiegen die N_{\min} -Gehalte im Boden nach der Düngung an. Infolge Aufnahme des N durch die Pflanzen, Festlegung in Tonmineralen bzw. durch mikrobielle Umsetzung waren innerhalb einer Woche die Gehalte wieder vergleichbar mit dem Niveau vor der Düngung. Die Didin gedüngte Variante zeigte allerdings über einen längeren Zeitraum hohe NH_4^+ -Gehalte, bzw. sehr niedrige NO_3^- -Gehalte, d.h. der erwünschte Effekt der verzögerten Nitrifikation war eingetreten. Folglich war die Bildung von N_2O vernachlässigbar gering. Auch bei Banuls *et al.* (2001) lagen die Ammoniumkonzentrationen bei Zugabe von Nitrifikationshemmstoffen stets über denen ohne Zugabe. Umgekehrt verhielt es sich beim Nitrat. Hier lagen die Konzentrationen bei den Varianten ohne Nitrifikationshemmstoff stets über den Varianten mit Nitrifikationshemmstoff (Banuls *et al.*, 2001; Weiske *et al.*, 2001).

Bei allen Düngern mit Ausnahme der Didin gedüngten Variante waren die N_{\min} -Gehalte 16 Tage nach der Düngung in etwa wieder auf die Werte vor der Düngung abgesunken, so dass man davon ausgehen kann, dass während der Messperiode die unmittelbar düngungsbezogene N_2O -Emission vollständig erfasst wurde. Allerdings waren die NH_4^+ -Gehalte nach Zugabe von Didin auch bei Versuchsende erhöht, aber immer noch in einem vergleichsweise sehr niedrigen Bereich ($<10 \text{ kg ha}^{-1}$). Bei diesen geringen Gehalten ist auch im weiteren Verlauf nicht mit erhöhten N_2O -Emissionen zu rechnen, zumal bei den vorherrschenden Bodentemperaturen ($<20^\circ\text{C}$) von einem langsamen Abbau des Nitrifikationshemmstoffes ausgegangen werden kann (Bronson und Mosier, 1994). Nach Puttana *et al.* (1999) ist die Dauer der Wirksamkeit von DCD von verschiedenen Faktoren des Bodens abhängig. So nimmt mit zunehmender Bodentemperatur und ansteigendem pH-Wert des Bodens dessen Wirksamkeit ab. Bei Bodentemperaturen von z.B. 10°C war die Wirksamkeit 30 Tage nach Ausbringung noch bei 56%, bei 20°C nur noch 52% und bei 30°C war nach dieser Zeit keine Wirkung von DCD nachzuweisen. Der Abbau der Substanz ist also bei höheren Temperaturen erheblich schneller. Die Autoren stellten ebenfalls fest, dass DCD bei einer Wasserhaltekapazität von 40% die höchste Wirksamkeit im Vergleich zu 60% und 80% hatte. Mit zunehmendem Gehalt an organischer Masse im Boden nahm die Wirksamkeit ab. Dies ist zum einen durch Adsorption des Hemmstoffes an die organische Masse zu erklären, bzw. durch einen schnelleren Abbau des Hemmstoffes durch eine erhöhte biologische Aktivität des Bodens.

Die düngungsinduzierte N₂O-Emission (Netto-Emission) während der Messperiode lag zwischen 0,03 und 0,08 kg N₂O-N ha⁻¹ oder etwa bei 0,04 bis 0,13% des gedüngten N (Tab. 2-22). Die düngungsbedingte N₂O-Emission lag somit auch an diesem Standort deutlich unter der N₂O-Emission, die im Allgemeinen angenommen wird (Bouwman, 1996).

Tab. 3-22: N-Zufuhr, kumulative N₂O-Gesamtverluste sowie Nettoverluste (Gesamtverluste abzüglich der Verluste vor der Düngung dieser Messkammer), (Hafer, Heidfeldhof, 11.05.1999-01.06.1999, in Klammern Standardabweichung)

Behandlung	N-Zufuhr		N ₂ O-N		
	kg ha ⁻¹	Gesamt	Netto	Gesamt	Netto
		kg ha ⁻¹	N %		
Ca(NO ₃) ₂	60	0,153 (0,062)	0,080	0,254 (0,10)	0,133
(NH ₄) ₂ SO ₄	60	0,121 (0,019)	0,045	0,202 (0,03)	0,075
(NH ₄) ₂ SO ₄ + Didin	60	0,086 (0,026)	0,026	0,144 (0,04)	0,044
KAS	60	0,159 (0,016)	0,069	0,265 (0,26)	0,115

Die vergleichsweise geringe düngungsbedingte N₂O-Emission im vorliegenden Versuch wird auf eine gute mengenmäßige und zeitliche Anpassung der N-Düngung an den wachstumsbedingten N-Bedarf der Pflanzen zurückgeführt. Dennoch konnte eine zusätzliche Verminderung durch den Einsatz des Nitrifikationshemmstoffes Didin erreicht werden. Die Hemmung bzw. Verzögerung der Nitrifikation führte zu einer kontinuierlichen Nachlieferung des gedüngten Ammonium-N. Das Stickstoffangebot wurde somit noch besser an den Bedarf der wachsenden Pflanzen angepasst und die N-Ausnutzung erhöht. Im Vergleich zur reinen Ammonium-Düngung (0,045 kg/ha=100% Netto-Verlust) lag durch die Zugabe von Didin der Verlust bei 58%, d.h. die Verluste wurden um 42% reduziert. Die emissionsmindernde Wirkung von Nitrifikationshemmstoffen fanden auch andere Autoren (Bronson *et al.*, 1992; Delgado und Mosier, 1996; Jain *et al.*, 2002; Lai *et al.*, 2002; Weiske *et al.*, 2001). Bei den in der Literatur beschriebenen Versuchen wurden Verminderungen der N₂O-Emissionen um 26 bis 66% gefunden.

Auf den Kornertrag wirkte sich die Anwendung von Didin ebenfalls positiv aus. Die Kornerträge lagen am niedrigsten bei der reinen Ammonium-Düngung ($46,3 \text{ dt ha}^{-1}$) und mit $48,3 \text{ dt ha}^{-1}$ bei Einsatz von Didin. Jedoch waren aufgrund der hohen Standardabweichung innerhalb der 4 Wiederholungen des $0,7 \text{ ha}$ großen Versuchsfeldes diese Unterschiede nicht signifikant. Auch Delgado und Mosier (1996) fanden eine ertragssteigende Wirkung von Nitrifikationshemmstoffen auf die Kornerträge von Gerste. Pasda *et al.* (2001) fanden nach Einsatz von DMPP sowohl bei Gemüse als auch Getreide und Hackfrüchten eine Ertragssteigerung, v.a. an Standorten mit hohen Niederschlägen bzw. Bewässerung. Die Autoren führten dies aber nicht nur auf geringere N-Verluste (Auswaschung, Verflüchtigungen), sondern auch auf eine Ammonium-Ernährung der Pflanzen über einen längeren Zeitraum infolge verzögerter Nitrifikation zurück. Die Pflanzen benötigten weniger Energie zur Aufnahme von Ammonium im Vergleich zur Nitrataufnahme. Des Weiteren kann Ammonium direkt im Stoffwechsel (Proteine) genutzt werden und bei guter Ammonium-Versorgung werden verstärkt Photohormone, wie Cytokinine und Gibbereline gebildet, die eine Verzögerung der Seneszenz zur Folge haben. Weiske *et al.* (2001) fanden jedoch keine signifikanten Ertragssteigerungen.

Auch in diesem Versuch stieg die Emission nach der N-Düngung. Die N-Verluste lagen aber bei allen Varianten weit unter den in der Literatur angegeben $1,25\%$ des ausgebrachten N. Tendenziell waren die Verluste nach Düngung nitrathaltiger Dünger höher als bei reiner Ammonium-Düngung. Durch den Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen konnten die Verluste bei Ammonium-Düngung weiter reduziert werden.

3.4 Einfluss von Flüssigmistbehandlung auf NH₃-Verluste

Nach Braschkat *et al.* (1997) vermindert sich die NH₃-Emission mit abnehmendem Trockensubstanzgehalt, da infolge erhöhter Fließfähigkeit eine bessere Infiltration des Flüssigmistes in den Boden stattfindet. Durch das bessere Eindringen in den Boden wird die Kontaktfläche zwischen Flüssigmist und Atmosphäre vermindert und damit das NH₃-Verlustpotential verringert. Eine Verminderung des Trockensubstanzgehaltes kann nicht nur durch die Zufuhr von Wasser erreicht werden, sondern auch durch eine anaerobe Fermentation von Flüssigmist bei der Biogasgewinnung.

Im folgenden Versuch wurde überprüft, inwieweit bei der Ausbringung des bei der anaeroben Flüssigmist-Fermentation entstehenden Biogasfaulschlammes, im Vergleich zu unbehandeltem Rinderflüssigmist, eine Veränderung der NH₃-Emission eintritt. Die NH₃-Emission wurde mit den in Kap. 2.2.2.2 beschriebenen Windtunneln (WT II) im Außenbereich der Vegetationshalle erfasst.

Tab. 3-23: Eigenschaften und Ausbringungsmenge des verwendeten Rinderflüssigmistes und daraus gewonnenem Biogasfaulschlamm

Behandlung	Flüssigmisteigenschaften			Ausbringungsmenge	
	pH-Wert	TS-Gehalt [%]	NH ₄ ⁺ -N [kg m ⁻³]	m ³ ha ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N [kg ha ⁻¹]
Flüssigmist*	7,0	5,5	1,36	30	40,8
Biogasfaulschlamm*	7,4	4,3	1,45	30	43,5

* wurde von Landwirtschaftliche Versuchsstation für Viehhaltung und Grünland (LVVG Aulendorf) zur Verfügung gestellt

Während der anaeroben Fermentierung wurde ein Abbau der organischen Substanz um 22% erreicht. Gleichzeitig ging aber eine Erhöhung des pH-Wertes und der Ammoniumgehalte einher. D.h. bei Ausbringung des gleichen Volumens wurde mit dem Biogasfaulschlamm mehr NH₄⁺-N ausgebracht (Tab. 3-23).

Während der anaeroben Fermentierung wird in Abhängigkeit vom Temperaturbereich (mesophil, thermophil) und Dauer des Gärungsprozesses, sowie der Beschaffenheit des Ausgangsmaterials zwischen 25 und 40% der organischen Trockensubstanz

(oTS) zu Methan (CH_4) und Kohlendioxid (CO_2) abgebaut. Daraus ergibt sich eine Verminderung des Trockensubstanzgehaltes (TS) von 20-30% (Kunz, 1996).

Die Verminderung des TS-Gehaltes und der während der Gärung stattfindende Abbau von Schleimstoffen führten vermutlich zu einer Verbesserung der Fließfähigkeit. Dies hatte ein sichtlich verbessertes Eindringen des Flüssigmistes von der Grünlandnarbe in den Boden zur Folge und somit eine Verringerung der NH_3 -Emission vor allem in den ersten Stunden nach der Ausbringung (Abb. 3-15).

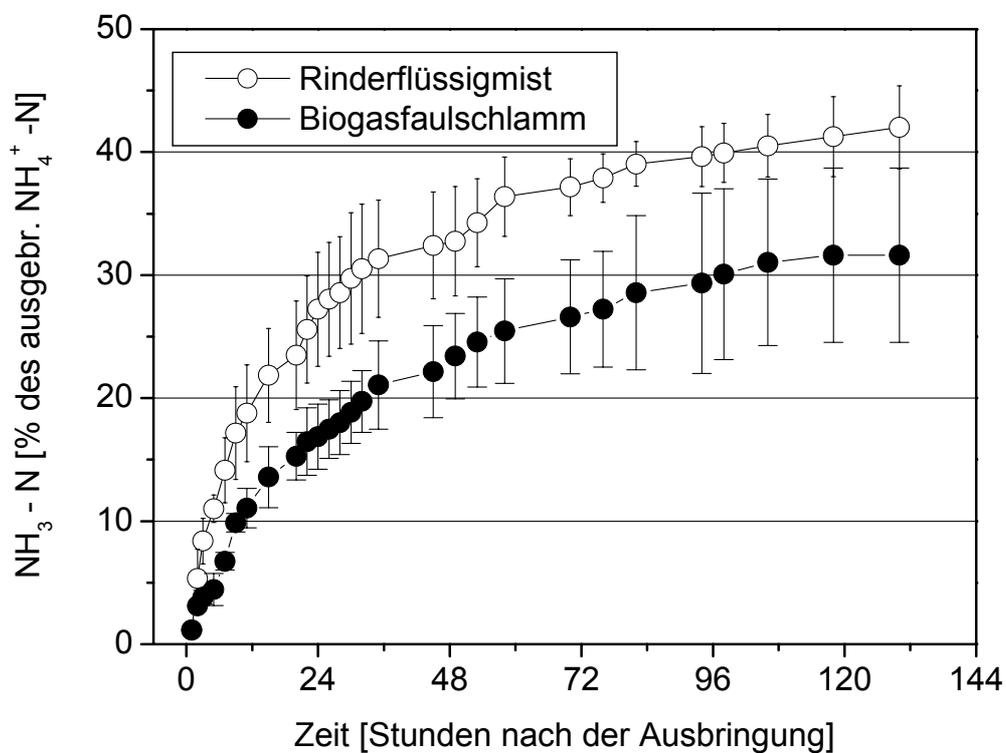


Abb. 3-15: Kumulative NH_3 -Emission nach breitflächiger Ausbringung von Rinderflüssigmist bzw. Biogasfaulschlamm auf Grünland (WT II, n=2), Messzeitraum: 15.06.1997-20.06.1997

Der pH-Wert des Biogasfaulschlammes lag mit 7,4 im Vergleich zu 7,0 beim Flüssigmist geringfügig höher. Ein Abbau von organischen Säuren wie Essigsäure, Propionsäure und Buttersäure während der Fermentation bringt immer eine Erhöhung des pH-Wertes mit sich.

Der pH-Wert des Flüssigmistes wird vom Gleichgewicht zwischen NH_4^+ und NH_3 bestimmt. Der prozentuale Anteil von NH_3 in Lösung bei pH-Werten von 6 bzw. 7

bzw. 8 bzw. 9 beträgt 0,1 bzw. 1 bzw. 10 bzw. 50% (Court *et al.*, 1964). Das Gleichgewicht zwischen NH_4^+ und NH_3 in wässrigen Lösungen verschiebt sich mit steigendem pH-Wert zugunsten des NH_3 , d.h. das Potential der NH_3 -Emission steigt mit zunehmendem pH-Wert. Der geringe Unterschied im pH-Wert der hier verwendeten Flüssigmiste wirkte sich allerdings nicht auf die NH_3 -Emission aus.

Nach Sommer *et al.* (1991) tritt bei der Flüssigmistausbringung durch Ausgasung von CO_2 schlagartig eine Erhöhung des pH-Wertes von 7,6 auf 8,4 auf. Nach einigen Tagen sinkt der pH-Wert wieder, da durch die NH_3 -Emission ein Überschuss an Protonen im System produziert wird. Diese pH-Dynamik verdeckt vermutlich den Effekt der anfänglichen Unterschiede der pH-Werte des im eigenen Versuch verwendeten Flüssigmistes bzw. Biogasfaulschlammes.

Aus diesem Versuch ist ersichtlich, dass durch biologischen Trockensubstanzabbau im Flüssigmist infolge der Fermentation die Ammoniak-Emission nach der Ausbringung vermindert werden kann. Die Verminderung bezogen auf die relative NH_3 -Emission betrug fast 20% (Tab. 3-24).

Tab. 3-24: Kumulative NH_3 -Emission aus Rinderflüssigmist und daraus gewonnenem Biogasfaulschlamm nach breitflächiger Ausbringung auf Grünland, Messzeitraum: 15.06.1997-20.06.1997, (WT II, n =2)

	N-Zufuhr		NH ₃ -Emission		
	NH ₄ ⁺ -N	Absolute Emission	Relative Emission	Veränderung im Vergleich zum Ausgangsflüssigmist	
				kg N ha ⁻¹	% TAN**
[kg ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[% TAN]**	%		
Flüssigmist*	40,8	17,2	42,2	100	100
Biogasfaulschlamm*	43,5	13,8	31,7	80,2	75,1

* wurde von LVVG Aulendorf zur Verfügung gestellt; **TAN: total ammoniacal N

Im Gegensatz zu den eigenen Versuchen fanden Mannheim (1996) und Reitz (2000) höhere NH_3 -Emissionen im Bereich von 22% bzw. 13 bis 32% bezogen auf die relative NH_3 -Emission. Bei diesen beiden Versuchen war jedoch die Verminderung des TS-Gehaltes um 12% bzw. 2 bis 8% im Vergleich zum eigenen Versuch gering

(22% TS-Gehalt-Verminderung), so dass wahrscheinlich die emissionsfördernde Wirkung des pH-Wert-Anstieges im Biogasfaulschlamm die positive Wirkung der TS-Reduzierung überlagerte.

Es ist davon auszugehen, dass der Vorteil der TS-Reduzierung v. a. bei Ausgangsmaterial mit hohen TS-Gehalten wie z.B. Hühnerkot, Festmist größer ist, da hier die TS-Reduzierung größer sein könnte. Andererseits ist bei dünnflüssigem Flüssigmist, z.B. Schweineflüssigmist mit einer geringen bzw. keiner TS-Reduzierung mehr zu rechnen (Pain *et al.*, 1990).

Der Abbau von organischen Säuren hat auch eine Geruchsverminderung und Hygienisierung zur Folge, da die Anzahl der bakteriellen, viralen und parasitären Krankheitserreger reduziert werden (Schulz und Eder, 2001). Die Akzeptanz der Bevölkerung gegenüber dieser Wirtschaftsform könnte somit gesteigert werden.

Durch die energetische Nutzung von Biogas als Strom lassen sich fossile Energieträger wie Erdgas, Erdöl und Kohle einsparen und damit auch das bei deren Verbrennung freiwerdende klimawirksame CO₂. Darüber hinaus wird durch die Lagerung des Flüssigmistes in den geschlossenen Biogasreaktoren der Verlust von Methan an die Atmosphäre, wie sie bei der offenen Lagerung stattfindet, eingeschränkt.

Einen weiteren Vorteil stellt die Cofermentierung dar, d.h. die Vergärung von Flüssigmist oder Festmist zusammen mit organischen Stoffen, die nicht aus der Viehwirtschaft stammen. Als Cofermente können Reste aus der Pflanzenproduktion, eigens zur Vergärung angebaute nachwachsende Rohstoffe oder Verarbeitungs- und Verzehrabfälle z.B. aus der Gastronomie genutzt werden. (Schulz und Eder, 2001). Clemens *et al.* (2000) fanden eine Absenkung des pH-Wertes durch Cofermentierung mit Pflanzenresten, allerdings bisher nur im Labormaßstab. Die für die Cofermentierung angebauten nachwachsenden Rohstoffe werden derzeit noch staatlich gefördert. Für Verarbeitungsabfälle (Molkerei, Brennerei, kommunaler Grasschnitt) können Entgelte gefordert werden. Dies könnte die Wirtschaftlichkeit der Biogasanlagen steigern. Nicht zu vernachlässigen sind aber die hohen Kosten der Anlage und die hohen fachlichen Anforderungen an die Betreiber der Anlage (McCrory und Hobbs, 2001).

3.5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Nach Ausbringung von Flüssigmist auf Grünland und Acker lagen die NH_3 -Verluste zwischen 6 und 42% des ausgebrachten Ammonium-N. Bussink und Oenema (1998) berichten von Verlusten zwischen 1 und 100%. Die geringen Verluste in den eigenen Versuchen gehen z.T. auf Niederschlagsereignisse bzw. auf eine Einarbeitung in den Boden mittels Grubber auf Acker bzw. Injektion auf Grünland zurück. Letzteres führt aber zu erhöhten N_2O -Verlusten. Die Ausbringung mit dem Schleppschlauch führt nur in höheren Pflanzenbeständen zu geringeren Emissionen im Vergleich zum Prallteller. Bei Niederschlag sind die Verluste sogar höher. In allen Versuchen hatte aber die Schleppschlauch-Ausbringung höher N_2O -Verluste zur Folge als die herkömmliche Prallteller-Ausbringung.

N-Düngung während der Vegetationszeit auf Grünland und Äckern führte zu einer im Allgemeinen nicht länger als 2 Wochen andauernden Erhöhung der N_2O -Emission. Auch bei jüngeren Untersuchungen anderer Autoren war die N_2O -Emission nach Düngung nur für einen kurzen Zeitraum erhöht (Whalen, 2000; Rochette *et al.*, 2000).

Die N_2O -Emissionen zeigten immer einen typischen Verlauf: Unmittelbar nach der Düngung stiegen die Emissionen über eine kurze Zeit an. Danach näherten sie sich wieder dem ungedüngten Boden bzw. den Werten vor der Düngung an. Dies war sowohl auf Grünland (Velthof *et al.*, 1997; Velthof *et al.*, 2000) als auch auf Acker zu beobachten (Petersen, 1999). Verursacht wird dies durch die Abnahme der N-Gehalte im Boden infolge der N-Aufnahme durch die Pflanzen, und durch die Immobilisation durch Mikroorganismen und unter Umständen auch durch Fixierung in Tonmineralen.

Die von Goossens *et al.* (2001) gefundenen höheren Emissionen von Intensivgrünland im Vergleich zum Acker konnte nicht bestätigt werden. Es traten auch innerhalb einer Nutzungsart je nach Standort große Unterschiede in der N_2O -Emission auf. Dabei war die N_2O -Emission bei hohen Bodenwassergehalten größer als bei niedrigen Bodenwassergehalten. Besonders hohe N_2O -Verluste bei hohen Bodenwassergehalten wurden auch von anderen Autoren gefunden (Abbasi und Adams, 2000).

Die N₂O-Emission war nach Düngung von Flüssigmist deutlich höher als nach mineralischer Düngung. Höhere N₂O-Emission auf organisch im Vergleich zu anorganisch gedüngten Feldern wurde auch in anderen Arbeiten berichtet (Kaiser und Ruser, 2000; Merino *et al.*, 2001) und ist vermutlich auf die Förderung der Denitrifikation durch gleichzeitige Zufuhr von mineralischem N und leicht abbaubarer organischer Substanz, aber auch auf erhöhte Nitrifikation des im Flüssigmist enthaltenen NH₄⁺-N (Merino *et al.*, 2001) zurückzuführen. Während im Allgemeinen gefunden wird, dass die N₂O-Emission nach Injektion von Flüssigmist höher ist als bei breitflächiger Ausbringung (Ellis *et al.*, 1998; Flessa und Beese, 2000) war die N₂O-Emission bei den vorliegenden Untersuchungen nach Einarbeitung in Maisstoppel mit dem Güllegrubber nicht erhöht. Dies war möglicherweise auf die tiefe Einarbeitung des Flüssigmistes zurückzuführen und damit die Möglichkeit der Reduktion von in tieferen Bodenschichten entstehendem N₂O zu N₂ durch denitrifizierenden Mikroorganismen (Conrad, 1996). Anders ist dies jedoch nach Injektion auf Grünland. Hier wurden höhere N₂O-Emissionen gefunden.

Die Form der mineralischen N-Düngung (Nitrat oder Ammonium) hatte keinen Einfluss auf die N₂O-Emission. Allerdings wurde die düngungsbedingte N₂O-Emission vollständig vermieden, wenn NH₄⁺-N zusammen mit einem Nitrifikationshemmstoff gedüngt wurde. Eine starke Verringerung der N₂O-Emission nach Zusatz von Nitrifikationshemmstoffen wurde auch in anderen Arbeiten gefunden, sowohl bei Ausbringung von organischen Stalldüngern (Dittert *et al.*, 2001; Merino *et al.*, 2001) als auch bei mineralischer N-Düngung (Linzmeier *et al.*, 2001; Shoji *et al.*, 2001).

Der fördernde Einfluss von Niederschlägen auf die N₂O-Emission wurde bei allen Versuchen gefunden. Chadwick *et al.* (2000), Kessavalou *et al.* (1998) und Weiske *et al.* (2001) fanden ebenfalls eine enge Beziehung zwischen dem Anstieg der N₂O-Emission und gefallenem Niederschlag.

Die gemessenen Hintergrundemissionen ungedüngter Flächen und die daraus hochgerechneten Jahresemissionen schwankten zwischen 0,79 und 2,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in Abhängigkeit vom jeweiligen Standort. Allerdings wurden auch Schwankungen am selben Standort in Abhängigkeit von z.B. Bodenwassergehalt und Messzeitpunkt festgestellt. Goossens *et al.* (2001) fanden Jahresemissionen von Ackerflächen im Bereich von 0,3-1,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Dies entsprach 0,3 bis 1,0% der N-Zufuhr. Bei

Intensivgrünland lagen die Jahresemissionen zwischen 18 und 32 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Dies waren 2,3 bis 11,4% des Dünger-N.

Die gemessenen N₂O-Emissionen nach mineralischer N-Düngung lagen bei allen Standorten unter dem oft zitierten Richtwert von 1,25% des gedüngten N (Bouwman, 1996). Bei Düngung mit Flüssigmist wurden z.T. Verluste in dieser Größenordnung gefunden, aber nur bei hohen Bodenwassergehalten bzw. bei platzierter Ausbringung (Injektion, Schleppschlauch). Auch Boeckx und Van Cleemput (2001) verlangen eine exaktere Schätzung der Verluste unter Berücksichtigung von N-Form, Ausbringung, Standort und Landnutzung.

Eine wirkungsvolle Vermeidung von N-Verlusten ist problematisch, da z.B. durch die Reduzierung der NH₃-Verluste aufgrund der veränderten Ausbringungstechnik eine gleichzeitige Erhöhung der N₂O-Emission erfolgen kann. Eine bedarfsorientierte N-Zufuhr führt aber in jedem Fall zu geringeren Emissionen.

4. Einfluss von Bodentemperatur auf die N₂O-Emission

4.1 Einleitung

Die Temperatur kann über biologische und physikalische Prozesse die N₂O-Emission beeinflussen. Die Einflussnahme kann über die Regulierung der mikrobiellen Aktivität (u. a. O₂-Verbrauch und Denitrifikation) und der dadurch bedingten N₂O-Bildung geschehen. Wachstum- und Umsatzraten von Mikroorganismen zeigen einen typischen Kurvenverlauf mit Temperaturoptima und unteren und oberen Temperaturgrenzen, außerhalb derer kein Wachstum möglich ist. Diese Temperaturbereiche sind artspezifisch und an die vorliegenden Standortbedingungen angepasst. Die optimale Temperatur für die Nitrifikation liegt zwischen 25 und 35°C. Temperaturen unter 5°C und über 40°C wirken sich hemmend auf das Wachstum bzw. die Umsatzraten aus. Die Denitrifikation findet schon ab Temperaturen von -2°C statt, wobei es für nennenswerte N₂O-Emissionen Temperaturen über 5°C bedarf. Bei Denitrifikanten werden im Temperaturbereich von 10 bis 40°C bei einer Temperaturzunahme um 10°C die Reaktionsgeschwindigkeit und damit die Denitrifikationsrate verdoppelt (entsprechend einem Q₁₀-Wert von 2). Im Allgemeinen sinkt mit abnehmenden Temperaturen die Denitrifikationsrate bei gleichzeitiger Zunahme des N₂O/N₂-Verhältnisses, d.h. bei niedrigeren Temperaturen wird bei stattfindender Denitrifikation mehr N₂O im Verhältnis zum N₂ gebildet (Granli und Bøckman, 1994; Schlegel, 1985).

Die physikalischen Eigenschaften von N₂O wie Löslichkeit und Diffusion sind ebenfalls temperaturabhängig. Die Löslichkeit von N₂O in Wasser steigt mit abnehmender Temperatur. Diese ist bei 5°C um das Dreifache höher als bei 40°C. Einen positiven Zusammenhang zeigen dagegen Temperatur und Diffusionsgeschwindigkeit von Gasen, d.h. mit zunehmender Temperatur steigt auch die Diffusionsgeschwindigkeit (Granli und Bøckman, 1994).

Die Temperatur steuert somit die biologische Aktivität und damit die Bildung von N₂O infolge Nitrifikation und Denitrifikation. Zum anderen wird über die Beeinflussung der Löslichkeit und der Diffusionsgeschwindigkeit die Abgabe von N₂O an die Bodenoberfläche beeinflusst.

Zusammenhänge zwischen Bodentemperatur und tageszeitlichen N₂O-Emissionen wurden von verschiedenen Autoren in unterschiedlichen Nutzungssystemen gefunden (Blackmer *et al.*, 1982; Chadwick *et al.*, 2000; Skiba *et al.*, 1996).

Hohe Lachgasemissionen treten aber nicht nur während der Vegetationszeit v.a. in Zusammenhang mit Düngungs- oder Niederschlagsereignissen auf (Boeckx und Van Cleemput, 2001; Mosier *et al.*, 1998; Mosier, 2001), sondern auch während der Winterperiode in Verbindung mit Frost / Tau-Perioden.

Goossens *et al.* (2001) gehen davon aus, dass in Belgien zwischen 7 und 76% der Jahresemission während der Wintermonate (Oktober-Februar) stattfindet. Wagner-Riddle und Thurtell (1998) fanden in Kanada ebenfalls hohe N₂O-Verluste von gedüngten Flächen nach dem Auftauen im Frühling. Auch Goodroad und Keeney (1984b) haben während des Auftauens im Frühjahr hohe Emissionen gemessen, obwohl die Temperaturen nahe dem Nullpunkt waren. Van Bochove und Jones (1999) fanden hohe Emissionen, die sowohl von auftauenden Böden als auch von ungefrorenen, aber mit Schnee bedeckten Böden stammten. Auch Sommerfeld *et al.* (1993) berichten von N₂O-Emissionen in alpinen und subalpinen mit Schnee bedeckten Böden.

Bei mehrjährigen Untersuchungen an verschiedenen Standorten in Deutschland wurde gefunden, dass etwa 50% der N₂O-Jahresemissionen außerhalb der Vegetationsperiode auftreten können (Kaiser und Ruser, 2000), mit besonders hohen Emissionswerten nach Frost / Tau-Ereignissen (Flessa *et al.*, 1998; Kaiser und Heinemeyer, 1996; Kaiser *et al.*, 1998; Ruser *et al.*, 2001).

Die Emissionen während der Frost / Tau-Ereignisse sind im Allgemeinen nur von kurzer Zeitdauer (Christensen und Tiedje, 1990). Es wird angenommen, dass diese Emissionen eine Kombination aus biologischen und physikalischen Prozessen sind. Nach Christensen und Tiedje (1990) resultieren aus der Frosteinwirkung ein Absterben von Mikroorganismen sowie eine Zerstörung von Bodenaggregaten infolge Quellung und Schrumpfung. Dadurch wird zusätzliches N und C verfügbar, das wiederum denitrifiziert werden kann. Röver *et al.* (1998) zeigten, dass in auftauenden Böden, aber auch in noch gefrorenen Böden (-4°C) mikrobiologische Prozesse, v.a. die Denitrifikation für die N₂O-Bildung verantwortlich sind. Während

des Auftauens sind die obersten cm des Bodens wassergesättigt, da das Schmelzwasser nicht in den darunter liegenden gefrorenen Boden abfließen kann. Sofern in diesen wassergesättigten Zonen Nitrat vorhanden ist, kann dieses sofort denitrifiziert werden (Van Bochove und Jones, 1999).

Kompakte Eisschichten können die Diffusion von Sauerstoff aus der Luft in den Boden verhindern. Im Boden entstehen dadurch kleinräumige anoxische Bereiche (sog. „Microsites“), in denen die Bildung von N_2O durch Denitrifikation ablaufen kann (Flessa und Beese, 1995; Flessa *et al.*, 1998).

Bei Frost bildet sich in den oberen Bodenbereichen eine Eisschicht. In nicht gefrorenen tiefer liegenden Bodenbereichen wird N_2O weiterhin gebildet. Dieses wird aber durch die Eisschicht oder Eislinse am Entweichen in die Atmosphäre gehindert. Während des Auftauens verschwindet diese physikalische Barriere und das darunter liegende N_2O kann an die Bodenoberfläche diffundieren (Burton und Beauchamp, 1994).

Eine weitere Möglichkeit der N_2O -Emission ist die Chemodenitrifikation von Nitrit. In gefrorenen Böden kann ein um Bodenkolloide liegender ungefrorener Wasserfilm mit hohen Gehalten an Nitrit vorkommen (Christianson und Cho, 1983). In diesem nicht-biologischen Prozess der Chemodenitrifikation reagiert Nitrit (NO_2^-) mit organischen Verbindungen zu N_2 , NO_2 oder N_2O .

Nach Müller *et al.* (2002) ist der NO_3^- -Gehalt im Boden eine wichtige Einflussgröße auf die Emissionshöhe. Lemke *et al.* (1998) fanden gute Korrelationen zwischen der N_2O -Emission und den Gehalten an Nitrat, Ammonium und wasserlöslichem organischem Kohlenstoff. Auch können Einarbeitung von N-haltigem Material wie z.B. Erntereste, organische Düngung und Gründüngung zu erhöhten Emissionen nach Frost führen (Wagner-Riddle und Thurtell, 1998). Maßnahmen, die die N- und C-Verfügbarkeit im Boden verringern, könnten somit die Emissionen vermindern. Die Höhe der auftretenden N_2O -Emissionen wird auch vom wassergefüllten Porenvolumen bestimmt (Teepe *et al.*, 2000). Die Vegetation nimmt ebenfalls Einfluss auf die N_2O -Emission, denn ein pflanzenbedeckter Boden gefriert langsamer und vermindert auch die Eindringtiefe des Frostes in den Boden (Teepe *et al.*, 2000).

Eine Nichtberücksichtigung der N₂O-Verluste während dieser Jahreszeit würde somit zu einer erheblichen Unterschätzung der jährlichen N₂O-Flüsse führen. Die Notwendigkeit der Emissionserfassung während der Wintermonate werden immer wieder betont, auch um Folgewirkungen von Vorfrucht oder Bodenbearbeitungen oder Spätdüngungen erfassen zu können. Dem entsprechend können dann auch Vermeidungsstrategien entwickelt werden (Wagner-Riddle und Thurtell, 1998; Goossens *et al.*, 2001).

Die Beeinflussung der N₂O-Verluste durch die Temperatur wurde im Feld- und Gefäßversuch überprüft. Die Erfassung eines Tagesverlaufes der N₂O-Emission während der Vegetationsperiode wurde bei einem Düngungsversuch am Versuchsstandort Heidfeldhof durchgeführt. N₂O-Emissionen nach Frost / Tau-Ereignissen wurden im Feldversuch ebenfalls am Versuchsstandort Heidfeldhof gemessen. In ergänzenden Gefäßversuchen wurde der Einfluss von Pflanzenart sowie unterschiedlicher N- und C-Zufuhr auf die N₂O-Verluste überprüft.

4.1 N₂O-Emission im Tagesverlauf

Bei dem unter Kapitel 3.3.2 beschriebenen Versuch auf Acker (Hafer, Heidfeldhof, Hohenheim) wurde am 4. Tag nach Ausbringung der Düngung ein Tagesgang der N₂O-Emission in einem Rhythmus von 4 h gemessen. Wie in Abb. 4-1 deutlich zu sehen ist, verändert sich die Emissionshöhe in Abhängigkeit zur Bodentemperatur in 2 und 5 cm Tiefe. Die höchsten Emissionen traten unter diesen Witterungsbedingungen bei den höchsten Bodentemperaturen am späten Nachmittag bis zum Abend hin auf. Die Tagesgänge sind auch bei sehr geringen Emissionen wie hier bei der Variante mit Nitrifikationshemmstoff (Didin) noch deutlich zu erkennen.

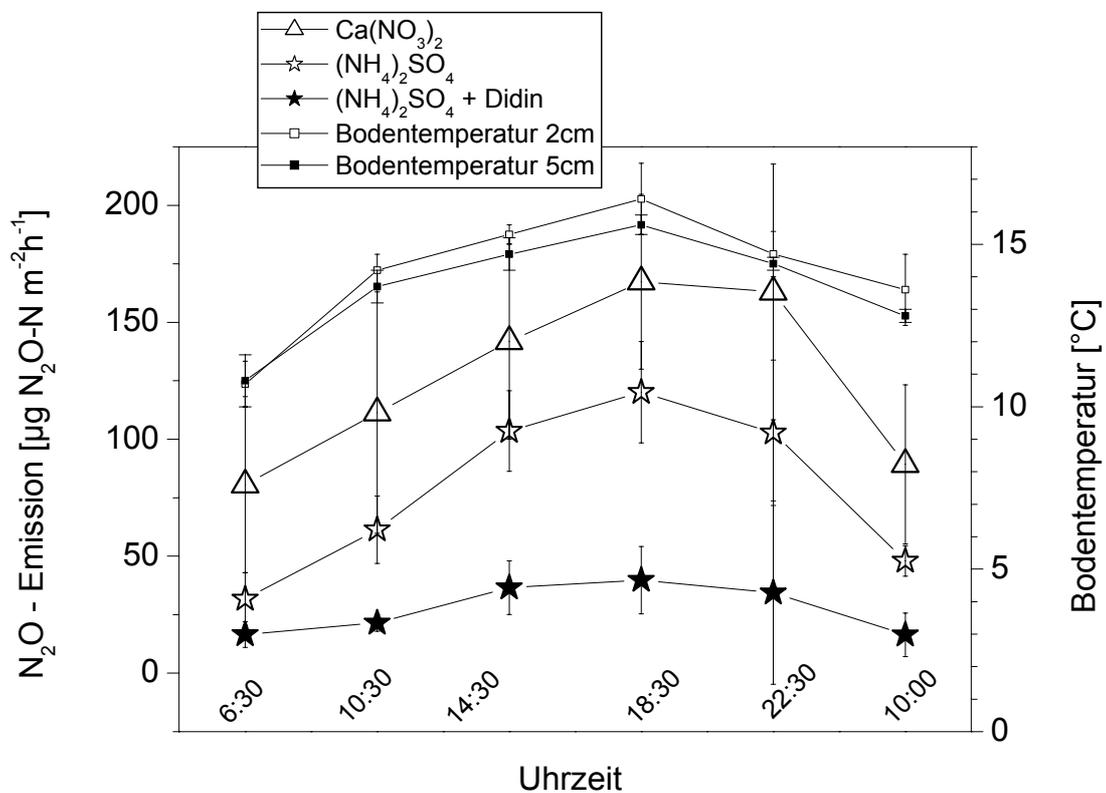


Abb. 4-1: Tageszeitlicher Verlauf der mittleren N₂O-Emission sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe mit Standardabweichung (n=4) vier Tage nach Düngung, (Hafer, Heidfeldhof, Beginn: 20.05.1999)

Auch Chadwick *et al.* (2000) konnten bei ihren Untersuchungen nach Ausbringung von Schweineflüssigmist auf Grünland einen deutlichen Tagesgang der Emissionen feststellen. Die Emissionsspitzen lagen hier jedoch schon früher zwischen 14:00 und 18:00 Uhr, wahrscheinlich weil insgesamt höhere Bodentemperaturen herrschten (in

2 cm Tiefe über 20°C) und so das Temperaturoptimum der Mikroorganismen früher im Tagesverlauf erreicht wurde. Skiba *et al.* (1996) fanden nach mineralischer Düngung von Weizen ebenfalls tageszeitliche Schwankungen der Emissionen, mit höchsten Emissionen bei Temperaturmaxima des Bodens (10 cm) und die niedrigsten Emissionen während der Nacht.

Eine Ursache für tageszeitliche Schwankungen könnte die Abgabe von Kohlenhydraten über die Pflanzenwurzel sein, die wiederum abhängig ist vom Rhythmus der Photosynthese. Mit zunehmender Tagesdauer bzw. zunehmender Strahlungsdauer nimmt die Photosyntheseleistung der Pflanze zu, damit auch der Transport von Assimilaten in die Wurzel. Die Wurzelatmung steigt, womit eine Sauerstoffverarmung im Boden einhergeht. Gleichzeitig kann die Exsudation von C-haltigen Verbindungen in wurzelnahe Zonen gesteigert werden, die wiederum von den Mikroorganismen im Boden veratmet werden können und auch dadurch Sauerstoffmangel in der Rhizosphäre hervorgerufen werden kann. Beides kann somit zu einer erhöhten N₂O-Bildung infolge Denitrifikation unter Sauerstoffmangel führen. Mit zunehmenden Lufttemperaturen wird aber die Photosynthese eingeschränkt, da die Pflanze über den Stomataschluss einem Wassermangel vorbeugen muss. Mit eingeschränkter Transpiration sind eine verminderte CO₂-Aufnahme und damit eine verminderte Photosyntheseleistung zu beobachten. Dieses wiederum bewirkt eine geringere Verlagerung von Assimilaten in die Wurzel und damit geringere Rhizodepositionen. Als Folge könnte eine geringere Aktivität der Mikroorganismen und u.U. eine geringere N₂O-Produktion eintreten. Nach Hansen (1977) ist die Wurzelatmung abhängig von der Photosynthese. Veränderungen der Photosynthese haben eine Veränderung der Wurzelrespiration in zeitlicher Verzögerung zur Folge.

Eine weitere Erklärung könnte der Einfluss der Temperatur auf die Aktivität der Mikroorganismen sein. Optimale Temperaturen liegen für Nitrifikanten zwischen 25 und 35°C, für Denitrifikanten etwas höher, wobei dies immer standortspezifisch schwankt (Granli und Bøckman, 1994).

Die physikalischen Parameter wie Löslichkeit und Diffusion von Gasen bestimmen die N₂O-„Verteilung“ zwischen Bodenlösung, Bodenluft und Atmosphäre. Während die Diffusion positiv mit der Temperatur korreliert, ist die Löslichkeit von N₂O negativ mit der Temperatur korreliert. Nach Holleman und Wiberg (1964) absorbiert 1 Raum-

teil H₂O absolut bei einer Temperatur von 0°C 1,3052 Raumteile N₂O, bei einer Temperatur von 25°C nur noch 0,5962 Raumteile N₂O.

Auch Blackmer *et al.* (1982) konnten tageszeitliche Schwankungen bei der N₂O-Emission messen. Sie fanden einerseits maximale Emissionsraten am frühen Abend und minimale Emissionsraten am späten Morgen. Andererseits traten an einem anderen Standort die höchsten Emissionen während der Nacht und die niedrigsten Emissionen am Mittag auf. Diese diurnale Variabilität wird mit einer temperaturbedingten Änderung der Löslichkeit von N₂O in Wasser erklärt.

Eine weitere Möglichkeit ist, dass die Pflanze N₂O über die Stomata aufnimmt bzw. abgibt. Eigene Untersuchungen an Raps und Winterwicke zeigten, dass nachts eine Lachgasaufnahme stattfinden kann (Kap. 5). Auch Ferch (2003) konnte zeigen, dass bestimmte Pflanzen in der Lage sind, Lachgas tagsüber abzugeben und nachts aufzunehmen.

Temperaturänderungen können somit einerseits über die Photosynthese-Leistung der Pflanzen, verbunden mit Assimilatverlagerung, Wurzelatmung und Rhizodeposition, sowie über die Aktivität der Mikroben auf die N₂O-Bildung Einfluss nehmen. Andererseits kann über ein verändertes Diffusions- und Löslichkeitsverhalten die N₂O-Emission beeinflusst werden.

In diesem Zusammenhang ist es wichtig, sich darüber im Klaren zu sein, dass bei Tageshochrechnungen der Emissionen, die sich nur auf eine Messung am Tag beziehen, eine große Unsicherheit besteht. Denn bei Messungen, die morgens durchgeführt werden, werden die Gesamtemissionen wahrscheinlich unterschätzt. Bei Messungen am Nachmittag kommt es vermutlich zu einer Überschätzung der N₂O-Verluste. Allerdings muss der gesamte Temperaturverlauf und das Temperatur-Niveau berücksichtigt werden. Es ist zu vermuten, dass bei höheren Tagestemperaturen die Emissionsspitze früher am Nachmittag erreicht ist. Zu hohe Temperaturen könnten sich aber auch hemmend auf die Mikroorganismen-Aktivität auswirken, da hohe Temperaturen auch eine hohe Verdunstung und damit u.U. Wassermangel im Boden bewirken könnten. Es ist demnach schwierig den Zeitpunkt zu finden, an dem die realistischsten Ergebnisse zu erwarten sind. In der Literatur werden von Messzeitpunkten über den gesamten Tag hinweg berichtet.

4.2 N₂O-Emission nach Frost / Tau-Ereignissen

4.2.1 N₂O-Emission aus unterschiedlich mit Stickstoff gedüngten Brache- und Winterweizenparzellen - Feldversuch

Im Januar 2000 wurden Emissionen während eines Frost / Tau-Zyklus am Versuchstandort Heidfeldhof gemessen. Es wurde überprüft, inwiefern durch Bewirtschaftungsmaßnahmen, die im Herbst durchgeführt werden, die N₂O-Emissionen während darauffolgenden Frost / Tau-Perioden beeinflusst werden. Die Versuche wurden auf unterschiedlich gedüngten Flächen (-N bzw. +N d.h. 0 bzw. 100 kg ha⁻¹ KAS) bzw. auf Flächen mit unterschiedlichem Pflanzenbewuchs (Brache bzw. Winterweizen) durchgeführt. Die N-Düngung sollte eine Erhöhung der N_{min}-Gehalte im Boden bewirken. Der unterschiedliche Pflanzenbewuchs sollte Rhizodepositionen und somit die C-Verfügbarkeit variieren. Die Emissionen wurden mit den „Hohenheimer Messkammern“ mit je 4 Wiederholungen erfasst (Kap. 2.3.1, Kammergröße 1).

In Abb. 4-2 ist der Zeitverlauf der N₂O-Emission mit den dazugehörigen N_{min}-gehalten und Klimadaten dargestellt. Auch aus dem gefrorenen Boden wurde eine N₂O-Emission gemessen, die mit etwa 40 µg N m⁻² h⁻¹ aus den gedüngten Parzellen höher lag als aus den ungedüngten Parzellen (etwa 15-18 µg m⁻² h⁻¹). Nach dem Auftauen des Bodens erhöhte sich die Emission kurzfristig auf allen Parzellen für 1 bis 3 Tage und ging dann wieder zurück, wobei die Emission aus den gedüngten Parzellen weiterhin höher blieb als aus den ungedüngten Parzellen (Abb. 4-2a). Die N_{min}-Gehalte im Boden blieben in den gedüngten Parzellen ebenfalls über dem gesamten Untersuchungszeitraum erhöht (Abb. 4-2b). Offensichtlich blieben düngungsbedingte Unterschiede in den N_{min}-gehalten während der kalten Jahreszeit aufgrund der geringen N-Aufnahme durch Pflanzen und der geringen N-Umsetzung im Boden über einen längeren Zeitraum erhalten als während der Vegetationszeit. N-Düngungseffekte auf die N₂O-Emission waren daher ebenfalls über einen längeren Zeitraum zu messen.

Die höchsten Gasflüsse lagen bei ca. 90 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ und sind somit als gering einzustufen. Wagner-Riddle und Thurtell (1998) fanden Emissionen bis zu 2000 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Teepe *et al.* (2000) fanden unter Raps 700 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ und unter Brache 200 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹.

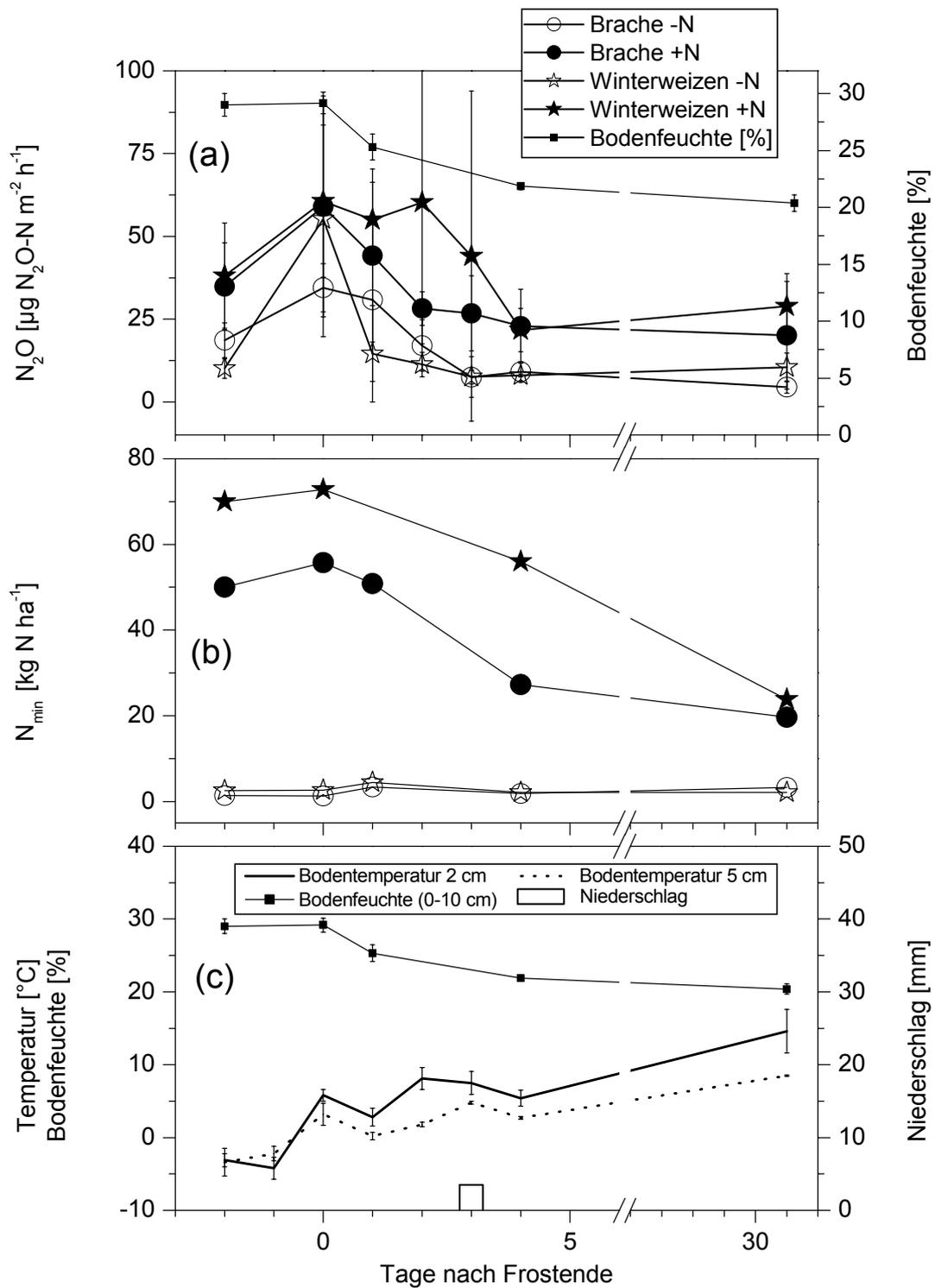


Abb. 4-2: N_2O -Emissionen (a), N_{min} -Gehalte in 0-10 cm Boden (b), sowie Bodentemperaturen in 2 und 5 cm Tiefe, Bodenfeuchte und Niederschlag (c) nach einem Frost/Tau-Ereignis (Acker Heidfeldhof, 26.01.2000-28.02.2000)

Bei den gedüngten Varianten wurden schon vor dem eigentlichen Auftauen höhere Emissionen gefunden. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass der gefrorene Boden keine vollständige Gasbarriere darstellt, bzw. die gefrorene Bodenschicht keine ausreichende Mächtigkeit hatte. Die Frostperiode dauerte nur 10 Tage, so dass wahrscheinlich letzteres die Ursache gewesen ist.

Bei den ungedüngten Varianten war kein eindeutiger Unterschied zwischen unbewachsenem und bewachsenem Boden zu erkennen. Wahrscheinlich war die Veränderung der C-Verbindungen infolge Wurzelausscheidungen nicht ausreichend, bzw. die Nitratgehalte im Boden zu gering ($<5 \text{ kg ha}^{-1}$), so dass keine erhöhte Denitrifikation stattfinden konnte.

Im gedüngten Boden lag nicht nur Nitrat, sondern auch noch Ammonium vor. Die gefundenen N_2O -Emissionen stammten somit nicht nur aus der Denitrifikation, sondern aus einer Kombination von Denitrifikation und Nitrifikation, wie das auch Lemke *et al.* (1998) feststellten. Bei den gedüngten Varianten lagen die Emissionen beim bewachsenen Boden höher, allerdings mit sehr hohen Standardabweichungen. Vermutlich wirkten sich die Wurzelausscheidungen positiv auf die Denitrifikation aus. Auch hier war nicht nur Nitrat, sondern auch Ammonium im Boden, so dass auch das N_2O aus der Nitrifikation stammen könnte. Bei den hohen Bodenwassergehalten (ca. 30%) ist davon auszugehen, dass die Denitrifikation hauptsächlich für die N_2O -Produktion verantwortlich war (Röver *et al.*, 1998).

Höhere Emissionen waren v.a. bei den Varianten mit hohen N_{min} -Gehalten zu finden, woraus geschlossen werden kann, dass durch Verzicht einer Düngung im Spätherbst die Emissionen über die Wintermonate drastisch reduziert werden können. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Flessa *et al.* (1998) und Wagner-Riddle und Thurtell (1998). Der Einfluss von Pflanzenbewuchs war nicht eindeutig zu erkennen.

Die erhöhten N_2O -Emissionen konnten nur über eine sehr kurze Zeitspanne nach dem Auftauen gemessen werden. Dies ist in Übereinstimmung mit anderen Autoren wie z.B. Christensen und Tiedje (1990). Während dieser kurzen Zeit erhöhter Emissionen (3 Tage) wurden von den ungedüngten Varianten ca. $0,02 \text{ kg N ha}^{-1}$ und von den gedüngten Varianten $0,05 \text{ kg N ha}^{-1}$ an die Atmosphäre abgegeben. In der Literatur wird von Emissionen zwischen $0,2$ und $23 \text{ kg N}_2\text{O-N}$ für kanadische Böden

berichtet (Van Bochove und Jones, 1999). Teepe *et al.* (2000) fanden in Deutschland Verluste von 0,7 kg bzw. 1,3 kg bzw. 2,8 kg N₂O-N unter Wald, Brache bzw. Rapsbeständen. Dies entsprach 58% bzw. 45% bzw. 50% der Jahresemission. Die gemessenen geringen Verluste im eigenen Versuch sind wahrscheinlich standortbedingt, denn in Übereinstimmung mit eigenen Versuchen während der Vegetationsperiode am gleichen Standort wurden ebenfalls geringe Verluste gemessen. Auch Motz (2003) hat am gleichen Standort im Allgemeinen geringe Emissionsraten gemessen.

4.2.2 N₂O-Emission aus Weidelgras- und Weißkleebeständen - Gefäßversuch

In einem Gefäßversuch wurde die N₂O-Emission aus verschiedenen Pflanzenbeständen nach Frosteinwirkung gemessen. Es wurde untersucht, inwiefern sich eine unterschiedliche N-Zufuhr der Pflanzen, die über mineralische N-Düngung bzw. über N₂-Fixierung von Luftstickstoff stattfand, auf die Emission auswirkt. Als Versuchspflanzen dienten mehrjähriges Weidelgras (*Lolium perenne* cv. Kerem) sowie als N₂-fixierende Pflanze Weißklee (*Trifolium repens* cv. *giganteum gigantum*).

Als Bodensubstrat wurde gesiebter Boden vom Standort Muttergarten verwendet (Tab. 2-1). Der Boden (3 kg lufttrocken) wurde auf eine Lagerungsdichte von 1,3 g cm⁻³ verdichtet, die Bodenfeuchte wurde täglich auf 25% (w/w) gravimetrisch eingestellt. Die Aussaat wurde am 16.08.1998 durchgeführt. Die N-Zufuhr erfolgte beim Weidelgras in Form von NH₄NO₃ (100 mg kg⁻¹ Boden, alle 4-6 Wochen während der Vegetationszeit). Der Weißklee wurde mit pflanzenspezifischen Rhizobienstämmen (DSMZ, Braunschweig) geimpft. Als N-Startgabe wurden einmalig 10 mg kg⁻¹ Boden gedüngt. Während der Wachstumsphase erfolgte die weitere N-Zufuhr ausschließlich über N₂-Fixierung.

Die Emissionen wurden mit den unter Kap. 2.3.3 beschriebenen Messkammern erfasst (n=4).

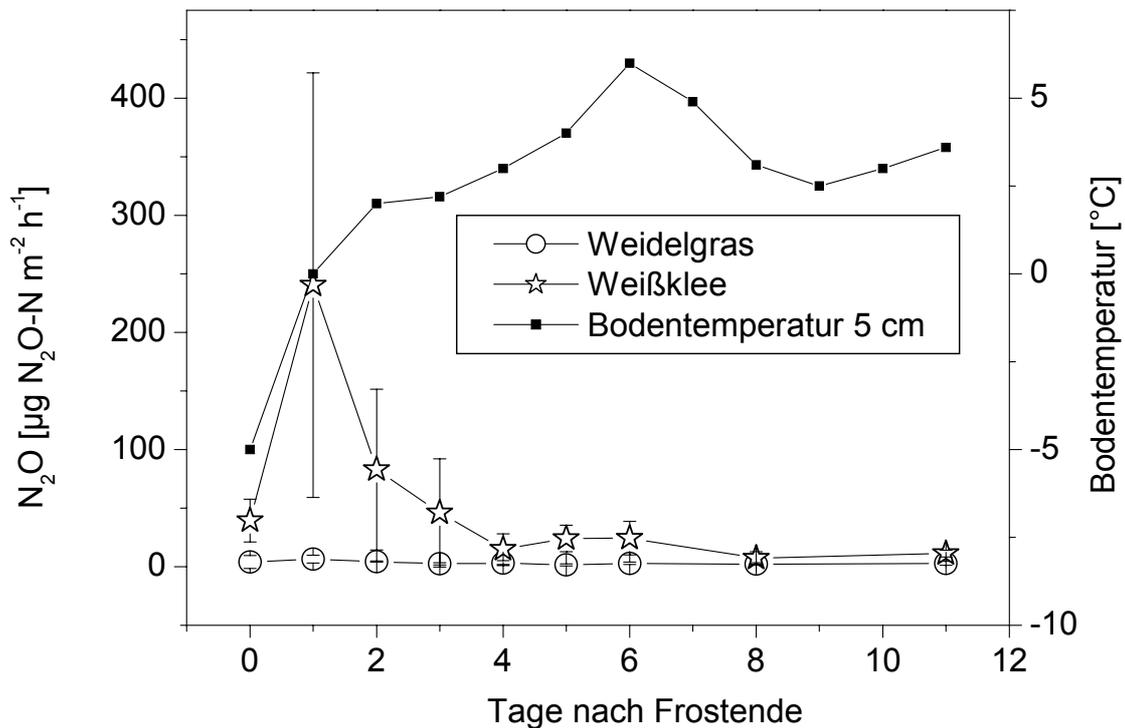


Abb. 4-3: N₂O-Emissionen und Bodentemperaturen 5 cm Tiefe nach einem Frost/Tau-Ereignis (Vegetationshalle Außenbereich, 14.02.1999-25.02.1999)

In der Abbildung 4-3 ist nach dem Auftauen des Bodens ein vorübergehender Anstieg in der N₂O-Emission bis auf Mittelwerte von 250 µg N m⁻² h⁻¹ mit maximalen Flüssen von 509 µg N m⁻² h⁻¹ aus den Weißkleebeständen abzulesen, während die N₂O-Emission aus den Weidelgrasbeständen mit Gasflüssen von 1 bis 12 µg N m⁻² h⁻¹ niedrig blieb. Erhöhte Emissionen beim Weißklee könnten aus abgestorbenen und mineralisierten Wurzeln inklusive Knöllchenbakterien resultieren. Erhöhte N_{min}-Gehalte im Vergleich zum Weidelgras wurden aber nicht gemessen. Es liegt nahe zu vermuten, dass die Pflanzenartenunterschiede in der N₂O-Emission nach dem Auftauen auf Rhizodeposition oder N- und Wasseraufnahmevermögen zurückzuführen sind und damit auf Unterschiede in der Verfügbarkeit von leicht abbaubarem organischen C und N für die Denitrifikation. Um diese Vermutung noch weiter zu untersuchen, wurde in einem weiteren Gefäßversuch die C- und N-Verfügbarkeit im Boden experimentell variiert.

4.2.3 N₂O-Emission aus unterschiedlich gedüngten Bodensäulen

In einem Gefäßversuch (Muttergartenboden Tab. 2-1, 1 kg Boden je Gefäß, 1,3 g cm⁻³ Lagerungsdichte) wurde die N₂O-Emission nach Frost / Tau-Zyklen aus unterschiedlich gedüngten, unbewachsenen Bodensäulen gemessen. Es wurden folgende Varianten gemessen: Versuchsboden ohne weitere N- bzw. C-Zufuhr; Zufuhr von Nitrat (23 mg Nitrat-N kg⁻¹ Boden), Zufuhr von gemahlenem Stroh (2,5 g Stroh-C kg⁻¹ Boden; C/N-Verhältnis: 26) bzw. Zufuhr von getrockneten und gemahlenen Rübenblättern (2,5 g Rübenblatt-C kg⁻¹ Boden; C/N-Verhältnis: 9). Eine ausführliche Beschreibung ist bei Haberl (1999) gegeben.

Hohe N₂O-Emissionen nach dem Auftauen des Bodens traten nur bei der Rübenblatt-Düngungsvariante auf (Tab. 4-1), die auch die höchsten Nitrat- und DOC-Gehalte aufwies. Mineralische N-Düngung erhöhte zwar die Nitratgehalte im Boden, aber nicht die N₂O-Emission, möglicherweise weil die Verfügbarkeit an leicht abbaubarem organischen C im Boden (DOC) zu gering war. Die Strohdüngung führte zwar im Vergleich zur ungedüngten Variante zu einer leichten Erhöhung der DOC-Gehalte, die N₂O-Emission wurde aber nicht erhöht, vermutlich weil die Nitratgehalte aufgrund von N-Festlegung in mikrobielle Biomasse stark abgesenkt wurden.

Tab. 4-1: N₂O-Emission [$\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$] und Bodengehalte (mg kg⁻¹ Boden) an NO₃⁻-N und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) aus unterschiedlich gedüngtem Boden nach einem Frost / Tau-Ereignis

h nach	Ohne Zusatz			Nitrat			Stroh			Rübenblatt		
	NO ₃ ⁻	DOC	N ₂ O-N	NO ₃ ⁻	DOC	N ₂ O-N	NO ₃ ⁻	DOC	N ₂ O-N	NO ₃ ⁻	DOC	N ₂ O-N
-6	-	-	6	-	-	0	-	-	10	-	-	225
3	22	17	0	47	10	5	4	20	21	56	61	144
24	-	-	0	-	-	2	-	-	1	-	-	137
48	25	14	-	53	10	-1	4	15	0	60	83	205
120	28	8	5	-	-	-	-	-	-	72	49	110

ohne Zusatz = Ackerboden (Muttergarten, 21 mg Nitrat-N kg⁻¹ Boden; 31 mg DOC-C kg⁻¹ Boden)

Nitrat = Zusatz von 23 mg Nitrat-N kg⁻¹ Boden

Stroh = Zusatz von 2,5 g Stroh-C kg⁻¹ Boden, gemahlen, C/N-Verhältnis = 26

Rübenblatt = Zusatz von 2,5 g Rübenblatt-C kg⁻¹ Boden, getrocknet und gemahlen, C/N-Verhältnis = 9

Höchste Emissionen wurden in der Variante gefunden, in der gleichzeitig Nitrat und leicht verfügbarer C zugeführt wurde. Dies ist in Übereinstimmung mit Lemke *et al.* (1998), die gute Korrelationen zwischen der N₂O-Emission und Nitrat und wasserlöslichem C gefunden haben. Nach McKeeney *et al.* (1993) wirkt sich das C/N-Verhältnis auf die Denitrifikationsrate aus. Je enger dieses Verhältnis ist, umso größer ist die Denitrifikationsrate. Einarbeitung von Rübenblättern mit einem C/N-Verhältnis von 9 fördert durch die gleichzeitige C- und N-Zufuhr die N₂O-Bildung durch Denitrifikation. Goossens *et al.* (2001) fanden auch besonders hohe Emissionen auf Flächen mit Vorfrucht Zuckerrübe. Durch das Verbleiben der Zuckerrübenblätter nach der Ernte auf dem Acker wurden dem Boden Stickstoff und Kohlenstoff zugeführt. So werden z.B. mit 400 dt Blattmasse ha⁻¹ insgesamt 130 kg N ha⁻¹ dem Boden zugeführt (Faustzahlen, 1993). Auch Wagner-Riddle und Thurtell (1998) stellten fest, dass nach Bewirtschaftungsmaßnahmen im Herbst wie z.B. Einarbeitung von Luzerne im darauffolgenden Frühjahr erhöhte Emissionen stattfanden. Emissionen von bis zu 1000 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ wurden auf Flächen mit eingearbeitetem Luzernenbestand gemessen.

Die Einarbeitung von Stroh mit einem C/N Verhältnis von 26 hat keine emissionssteigernde Wirkung. Wahrscheinlich wurde der N aus dem Stroh nicht mineralisiert, sondern immobilisiert und war damit für die N₂O-Bildung nicht mehr verfügbar. Nach Flessa und Beese (1995) findet ab einem C/N-Verhältnis größer 26 eine Immobilisierung von N im Boden statt.

4.3 Zusammenfassung

Der Einfluss der Bodentemperatur konnte sowohl während der Vegetationsperiode als auch während der Wintermonate erfasst werden.

Während der Vegetationsperiode traten im Tagesverlauf die höchsten N₂O-Emissionen dann auf, wenn auch die höchsten Bodentemperaturen vorlagen. Die unterschiedlichen Emissionsraten im Laufe eines Tages sollten bei der Hochrechnung der Emission mitberücksichtigt werden, um eine möglichst realistische Schätzung der N₂O-Verluste zu erhalten.

Auch bei Temperaturen zwischen 0 und 5°C und somit außerhalb der Vegetationszeit traten N₂O-Emissionen auf, die aber verglichen mit Literaturdaten gering waren. Auf den N-gedüngten Flächen waren die Verluste höher als auf ungedüngten Flächen. Da die N-Aufnahme durch Pflanzen und die N-Umsetzung im Boden bei diesen Temperaturen sehr gering sind, ist zu erwarten, dass düngungsbedingte Unterschiede in den Bodengehalten an DOC und N_{min} über einen längeren Zeitraum erhalten bleiben und damit zu länger anhaltenden Unterschieden in der N₂O-Emission führen als während der Vegetationsperiode. Nach Frost / Tau-Ereignissen traten besonders hohe N₂O-Emissionen nur dann auf, wenn die Bodengehalte sowohl an Nitrat als auch an DOC hoch waren. Pflanzenbaulichen Maßnahmen, welche die Verfügbarkeit an N_{min} und leicht abbaubarer organischer Substanz während der kalten Jahreszeit beeinflussen, wie z.B. Düngung, Fruchtfolge oder Anbau von Zwischenfrüchten, kommt daher eine besonders hohe Bedeutung für die N₂O-Emission von Äckern zu.

Diese Versuche zeigten, dass der Landwirt durch Bewirtschaftungsmaßnahmen im Herbst durchaus positiv auf die N₂O-Verluste, die während der Frost / Tau-Zyklen stattfinden, einwirken kann. Durch Vermeidung von hohen N-Gehalten im Boden vor der Winterperiode, die durch Düngungsmaßnahmen oder Einarbeitung von Pflanzenresten mit engem C/N-Verhältnis forciert werden, können erhebliche N₂O-Verluste vermieden werden. Einarbeitung von Stroh hingegen bewirkt eine Immobilisierung von N-Vorräten im Boden und damit verbunden kann eine Verringerung der N₂O-Emissionen erreicht werden.

5. Einfluss von Pflanzen auf die Emission von NH_3 und N_2O

5.1 Einleitung

In landwirtschaftlichen Systemen spielt die Einarbeitung von Pflanzenmaterial, z.B. in Form von Ernterückständen oder auch als Zwischenfrüchte eine wichtige Rolle. Mit der Einarbeitung der Pflanzen ist stets auch eine Zufuhr von N und C verbunden und damit auch ein erhöhtes Potential zur N_2O -Bildung und N_2O -Emission.

Besonders hohe N_2O -Emissionen werden im Allgemeinen nach organischer Düngung in Form von Pflanzenrückständen gemessen (Flessa und Beese, 1995; Wagner-Riddle *et al.*, 1997). Auch Baggs *et al.* (2000) und Shelp *et al.* (2000) fanden nach Einarbeitung von Ernteresten erhöhte Emissionen von N_2O . Larson *et al.* (1998) haben die NH_3 - und N_2O -Verluste nach Mulchen von Gras und Luzerne gemessen. Sie fanden v.a. bei der Luzerne hohe NH_3 und N_2O -Verluste. Auch nach Mannheim *et al.* (1997a) und Whitehead *et al.* (1988) entstehen bei der Zersetzung von Ernterückständen erhöhte NH_3 -Emissionen.

Gasförmige N-Verluste in Form von NH_3 und N_2O werden nicht nur aus Böden, sondern auch direkt aus Pflanzen gefunden. Die Abgabe von N_2O durch Pflanzen wurde bei verschiedenen Pflanzenarten gemessen (Chang *et al.*, 1998; Chen *et al.*, 1999; Yan *et al.*, 2000). Hohe Ammoniak-Emissionen aus Pflanzenbeständen sind nach Schjoerring *et al.* (1993) und Schjoerring und Mattsson (2001) eng an physiologische Prozesse während der Seneszenz gebunden. Erhöhte Ammoniak-Emissionen wurden auch von Mannheim *et al.* (1997a) und Whitehead *et al.* (1988) in Pflanzenbeständen von Getreide bzw. von Gräsern während der Seneszenz gemessen. Im Jugendstadium der Pflanzen und bei hohen atmosphärischen NH_3 -Konzentrationen wurde NH_3 -Aufnahme der Pflanzen aus der Atmosphäre gemessen, während nach der Blüte aus den Pflanzen NH_3 emittiert wurde (Francis, 1993; Harper *et al.*, 1987).

In einem Feldversuch auf dem Versuchsstandort Heidfeldhof (Hohenheim, Vgl. Abb. A1 und Tab. A1 im Anhang) wurde die N_2O -Emission nach Einarbeitung von Zwischenfrüchten untersucht. Dazu wurden Pflanzenreste von Leguminosen- und Nicht-Leguminosen in den Boden im Frühjahr eingearbeitet. In ergänzenden

Gefäßversuchen wurden die N_2O - und NH_3 -Emissionen aus Zwischenfrüchten sowie nach der Anwendung von Herbiziden zur Abtötung der Zwischenfrüchte gemessen.

5.2 N_2O -Emission nach Einarbeitung unterschiedlicher Zwischenfrüchten

In einem Feldversuch (Versuchstandort Heidfeldhof, Hohenheim) wurden N_2O -Emissionen nach Einarbeitung von verschiedenen Zwischenfrüchten gemessen. Diese Einflüsse wurden mit folgenden Varianten überprüft: Brache; Gelbsenf (*Sinapsis alba*) als abfrierende Zwischenfrucht; Winterraps (*Brassica napus*) als nicht abfrierende Zwischenfrucht und Winterwicke (*Vicia villosa*) als nichtabfrierende Leguminose.

Die Aussaat der Zwischenfrüchte erfolgte am 07.09.1998. Es erfolgte keine N-Düngung. Die Einarbeitung wurde am 10.03.1999 durchgeführt: Die eingearbeitete Biomasse war bei der Variante Gelbsenf vernachlässigbar gering, da der Bestand über den Winter abgefroren war. Beim Winterraps betrug die eingearbeitete Biomasse 48 dt Frischmasse (FM) bzw. 27 kg N ha⁻¹ und bei der Variante Winterwicke 135 dt FM bzw. 147 kg N ha⁻¹. Die N_t-Gehalte des Pflanzenmaterials lagen beim Winterraps bzw. Winterwicke bei 3,1 bzw. 4,6%.

Auf der Bracheparzelle lag die N_2O -Emission während der gesamten Messperiode zwischen 0 und 23 µg $\text{N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Abb. 5-1a). Dies entspricht einer Hintergrundemission zwischen 0 und etwa 1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ entsprechen würde.

Die Einarbeitung von Gelbsenf und Winterraps führte zu keiner Erhöhung der N_2O -Emission. Der Bestand der Winterwicke wurde vor der Einarbeitung abgeschlegelt (Tag -2, Abb. 5-1a), damit eine bessere Einarbeitung der Pflanzenmasse möglich war. Das Abschlegeln und die Einarbeitung der Winterwicke führten zu einer Erhöhung der Emission auf bis zu 150 µg $\text{N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die höhere N_2O -Emission aus den Leguminosen-Varianten war mit etwas höheren N_{min} -Gehalten im Boden verbunden (Abb. 5-1b). Man kann davon ausgehen, dass sich die N_{min} -Gehalte im Boden nach der Einarbeitung der Winterwicke und auch des Winterrapses im Laufe der Zeit mit zunehmender Mineralisierung der Biomasse noch weiter erhöht haben. Mit der kurzen Messdauer von 3 Tagen vor bis 5 Tagen nach der Einarbeitung der

Zwischenfrüchte wurde also sicherlich nicht die gesamte durch die Einarbeitung der Zwischenfrüchte bedingte N_2O -Emission erfasst. Larsson *et al.* (1998) fanden ungefähr über vier Wochen nach dem Mulchen von Luzernebeständen erhöhte Emissionen.

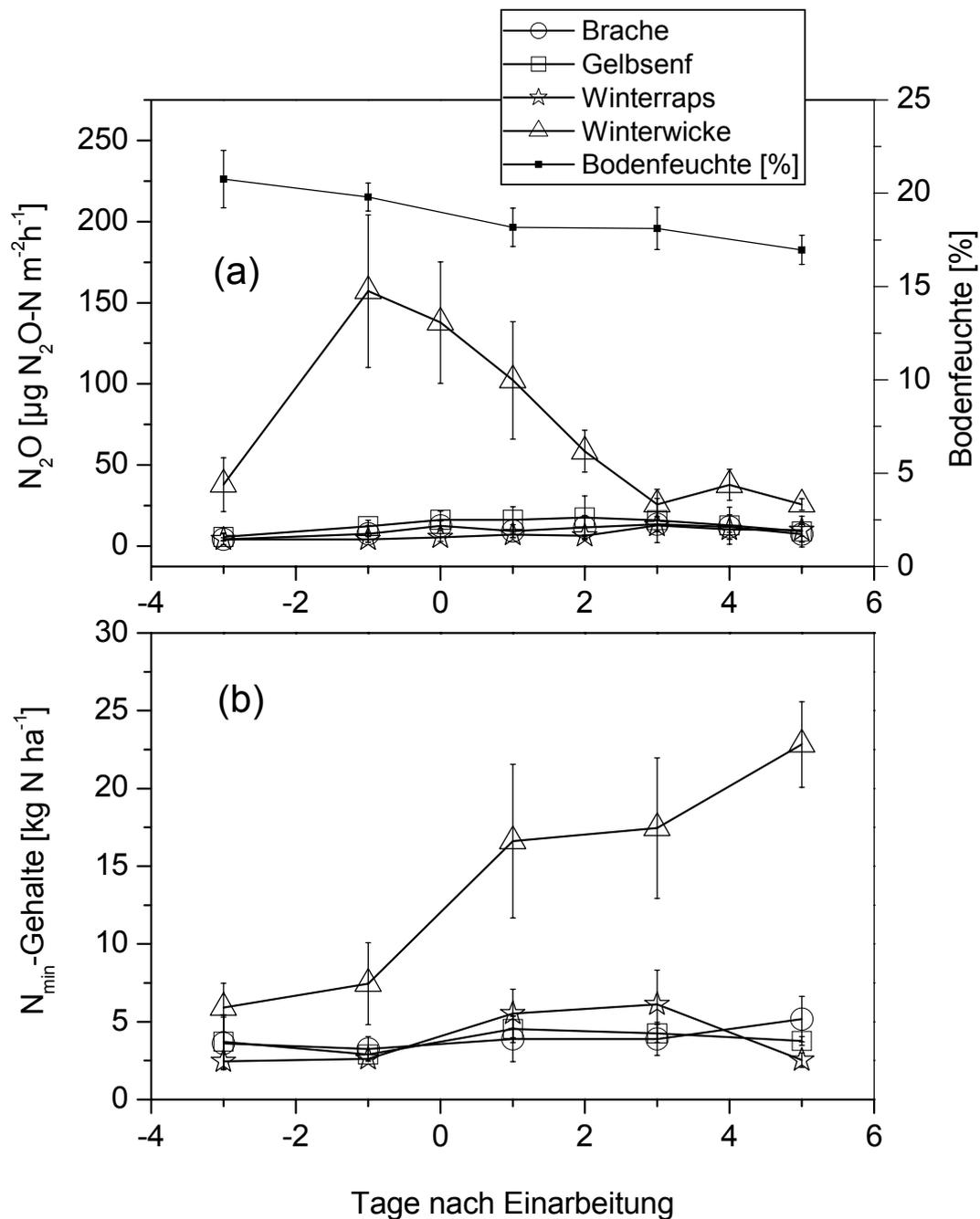


Abb. 5-1: N_2O -Emissionen (a) und N_{min} -Gehalte (b) nach Einarbeitung von verschiedenen Zwischenfrüchten (Versuchsstandort Heidfeldhof, Beginn: 10.03.1999)

Die Einarbeitung von N-reichem organischem Material führte zu höheren N_2O -Emissionen. Gleiche Ergebnisse fanden auch Flessa und Beese (1995) nach Einarbeitung von Zuckerrübenblättern. Die N_2O -Verluste resultieren wahrscheinlich sowohl aus der Nitrifikation als auch aus der Denitrifikation, weil sowohl die Nitrat-, als auch die Ammoniumgehalte im Boden bei der Variante Winterwicke erhöht waren. Die Mineralisation eingearbeiteter frischer Pflanzenreste setzt sowohl Nitrat als auch leicht verfügbaren Kohlenstoff frei. Darüber hinaus vermindert die Mineralisation als O_2 -zehrender Vorgang die Sauerstoffverfügbarkeit (Rice *et al.*, 1988).

Bei der Einarbeitung von Winterraps waren die N_2O -Verluste bei 0,05% des N, der in der eingearbeiteten Pflanzenmasse enthalten war. Bei der Winterwicke gingen 0,1% des in der Pflanzenmasse enthaltenen N verloren. Dies war sehr gering im Vergleich zu Messungen von Larson *et al.* (1998). Hier wurden Verluste von $0,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ (unbewachsener Boden) und 13 kg N ha^{-1} beim Mulchen von Luzerne gefunden. Dies entsprach 1% des mit dem Mulch zugeführten N. Schloemer (1991) schätzt die N-Verluste durch Denitrifikation auf über 40 kg N ha^{-1} bei einer Messdauer von 2 Monaten.

Im eigenen Versuch war die Bodenfeuchte mit weniger als 20% sehr gering. Darüber hinaus lagen die Bodentemperaturen noch unter 15° , sodass davon ausgegangen werden kann, dass die Bedingungen zur N_2O -Bildung nicht optimal waren (Aulakh *et al.*, 1991).

Darüber hinaus konnte der Versuch nur über eine sehr kurze Zeit durchgeführt werden, da die Bodenbearbeitungen für die folgende Sommerung erfolgen musste.

5.3 N₂O- und NH₃- Flüsse aus Zwischenfruchtbeständen während des Wachstums und nach Herbizidbehandlung

In einem Gefäßversuch (3 kg lufttrockener Boden, Lagerungsdichte 1,3 g cm⁻³; Bodenfeuchte 25%, Versuchsboden Muttergarten, vgl. Tab. 2-1) wurden Gasmessungen an Winterraps (*Brassica napus*) und Winterwicke (*Vicia villosa*) durchgeführt. Die Aussaat erfolgte am 10.05.2000. Die Wicke wurde bei der Saat und nach der Keimung mit pflanzenspezifischen Rhizobien inokuliert, um eine Ansiedlung mit Bakterien zu garantieren, die zur Fixierung von Luftstickstoff fähig sind (Rhizobium leguminosarum Nr. 1978 und 30132, DSMZ Deutsche Sammlung von Mikroorganismen und Zellkulturen, Braunschweig). Die Anzucht und Vermehrung der Rhizobien erfolgte nach Vorschrift der DSMZ. Der Raps wurde am 21.6.2000 mit 100 mg N kg⁻¹ Boden in Form von NH₄NO₃ gedüngt. Der Versuch wurde unter Klimakammerbedingungen mit einem Tag/Nacht-Rhythmus von 16/8 Stunden bei Temperaturen von 20°C bzw. 16°C durchgeführt.

Die Wasser-, NH₃- und N₂O-Flüsse wurden über 6 Wochen lang stündlich gemessen. Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen N₂O-Messungen wurden keine „geschlossenen Kammersysteme“ benutzt, sondern „offene Kammersysteme“, in denen ein kontinuierlicher Luftaustausch und damit keine Anreicherung von Wasserdampf oder eine Verarmung der Luft an CO₂ eintreten konnte. Die Gaskonzentrationen wurden mit der photoakustischen Methode kontinuierlich erfasst (Kap. 2.4).

In Abbildung 5-2 ist der Verlauf der Gasflüsse von Einzelgefäßen vom 28.6. bis 2.7.2000 dargestellt. Wie deutlich zu erkennen ist, unterlagen die Flüsse an Wasser, NH₃ und N₂O einer diurnalen Rhythmik. Diese Rhythmik war für die Wasserflüsse besonders stark ausgeprägt und ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Wasserabgabe aus den Beständen an die Außenluft nachts nur über Evaporation und die cuticuläre Transpiration erfolgt und tagsüber durch die zusätzliche stomatäre Transpiration stark zunimmt. Während des Tages war die Wasserabgabe aus dem Wickenbestand vermutlich aufgrund der größeren Biomasse deutlich höher als aus dem Rapsbestand, während sich die Wasserabgabe nachts nicht unterschied.

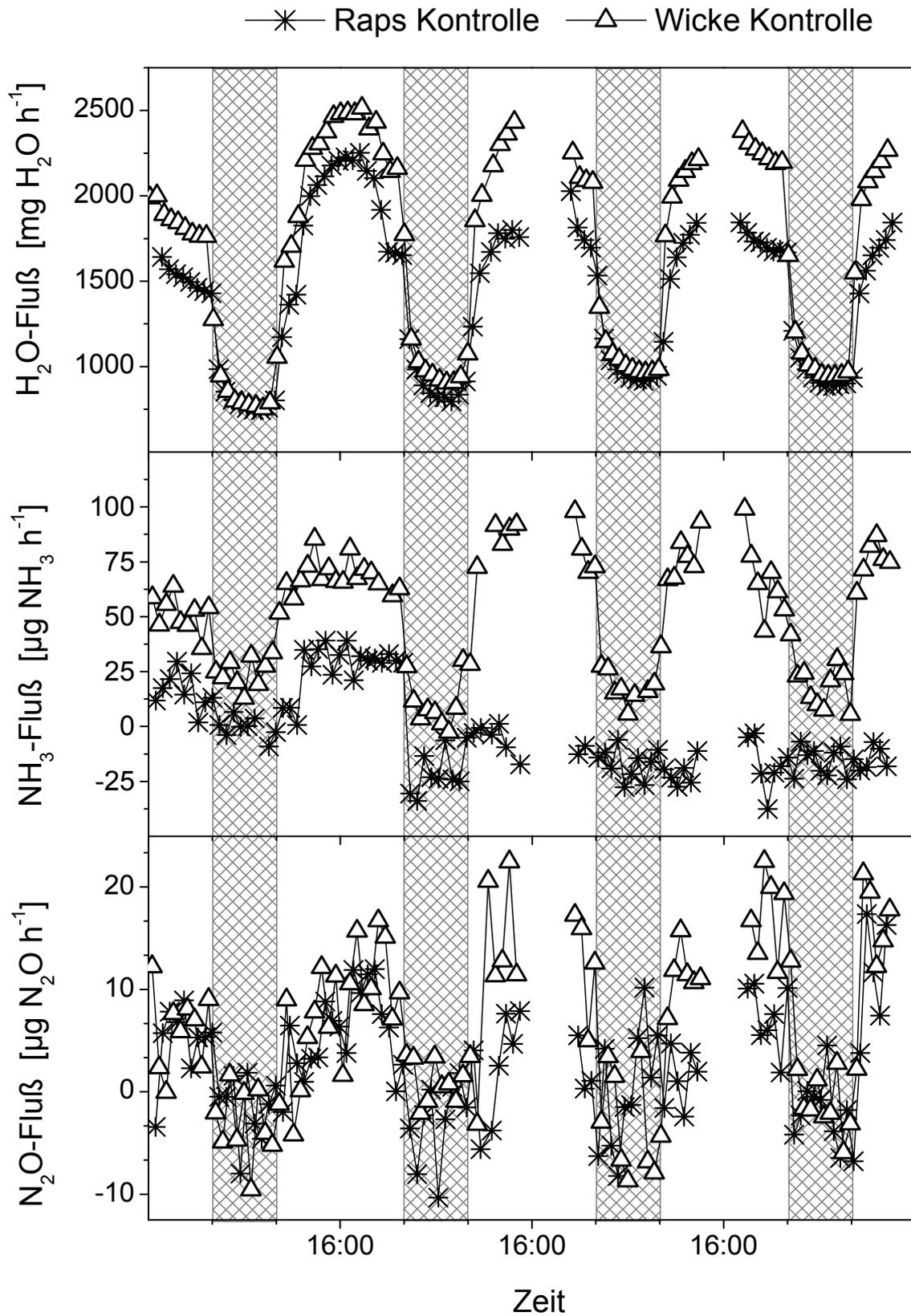


Abb. 5-2: Gasflüsse [$\mu\text{g N}_2\text{O}$ je Gefäß und Stunde] aus einem wachsenden Winterraps- und Winterwickebestand (Pflanzen und Boden). Die schraffierten Balken stellen die Nacht (8 h) dar.

Auch für NH_3 und N_2O war eine diurnale Rhythmik zu erkennen. Bei Raps alternierten positive Flüsse während des Tages mit negativen Flüssen während der Nacht, so dass die über 24 h summierten Nettoflüsse nahe bei 0 lagen. Bei Wicke dagegen lagen die Nettoflüsse vor allem an NH_3 deutlich über 0. Die Unterschiede zwischen den Pflanzen sind auf den unterschiedlichen N-Haushalt zurückzuführen. Der N-Gehalt der Wicken im Spross war mit 4,5-5% fast doppelt so hoch wie beim Raps.

Aus dem Gefäßversuch ergaben sich also Hinweise, dass aus den Leguminosenbeständen auch während des Wachstums NH_3 und N_2O in die Atmosphäre abgegeben werden. Die in den Abbildungen angegebenen Einheiten ($\mu\text{g NH}_3$ bzw. $\text{N}_2\text{O Gefäß}^{-1} \text{ h}^{-1}$) kann durch die Multiplikation des Faktors 8,6 in die Einheiten $\mu\text{g NH}_3\text{-N}$ bzw. $\text{N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ umgerechnet werden. Die gemessenen Gasflüsse liegen in vergleichbaren Größenordnungen wie die gemessenen Gasflüsse in den vorne beschriebenen Feldversuchen.

In der Praxis müssen Winter-Zwischenfrüchte im Frühjahr entweder als Gründüngung in den Boden eingearbeitet werden, bzw. falls dieses aufgrund einer hohen Frischmasse nicht möglich ist, müssen diese Bestände mittels eines Totalherbizides erst abgetötet werden, bevor eine Einarbeitung in den Boden vorgenommen werden kann. In dem hier beschriebenen Versuch wurde der Winterwickenbestand mit Round up (Wirkstoff Glyphosat) mit der vom Hersteller vorgegebenen Dosierung abgetötet.

In Abb. 5-3 sind die Gasflüsse 3 Wochen nach erfolgter Herbizidbehandlung dargestellt. Bei den Kontrollpflanzen sind nach wie vor die diurnalen Rhythmen der Gasflüsse deutlich zu erkennen. Diese liegen auf einem vergleichbaren Niveau wie 4 Wochen früher. Nach dem Abtöten der Bestände verminderte sich die Wasserabgabe aus den Beständen sehr stark (Abb. 5-3), wobei der Wasserfluss tagsüber immer noch etwas höher lag als nachts. Obwohl die Bestände vollständig abgestorben waren, waren v.a. bei den NH_3 -Gasflüssen immer noch Unterschiede zu erkennen. Wahrscheinlich stammen diese N-Verbindungen aber nicht mehr aus den abgestorbenen, eingetrockneten Pflanzenresten, sondern vielmehr aus dem Boden. Die N-Verluste könnten aus der Mineralisierung der Wurzelreste und Knöllchen stammen.

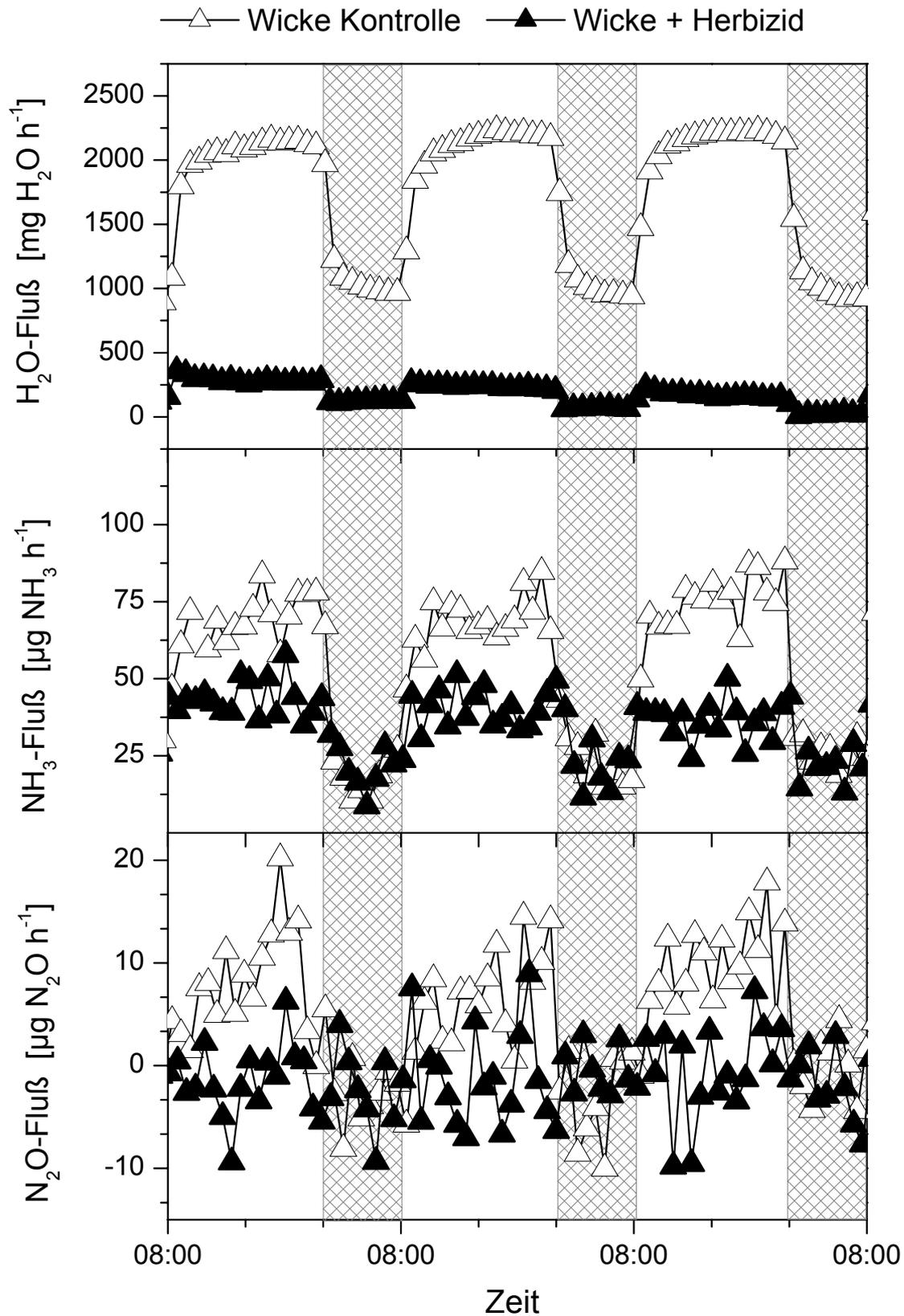


Abb. 5-3: Gasflüsse [μg je Gefäß und Stunde] aus einem wachsenden Winterwickebestand (Pflanzen und Boden) bzw. nach Herbizidanwendung (Pflanzen und Boden). Die schraffierten Balken stellen die Nacht (8 h) dar.

Bei abnehmenden Temperaturen steigt die Löslichkeit von Gasen (Granli und Bøckman, 1994). D.h. nachts bei einer Temperaturabsenkung in der Klimakammer könnte durch eine höhere Löslichkeit mehr Gas im Bodenwasser gebunden werden und somit einen geringeren Gasfluss bewirken.

Bei den Gefäßversuchen zeigte sich eine klare diurnale Rhythmik der N_2O - und NH_3 -Abgabe aus wachsenden Beständen, die als Hinweis für einen stomatären Fluss dieser N-Verbindungen gewertet werden können. Auch in anderen Arbeiten wurden stomatäre Flüsse von NH_3 (Schjoerring und Mattson, 2001) und von N_2O (Chang *et al.*, 1998; Chen *et al.*, 1999; Ferch und Römheld, 2001; Ferch und Römheld, 2002; Yan *et al.*, 2000) bei verschiedenen Pflanzenarten gemessen.

Über die geöffneten Stomata findet ein NH_3 -Austausch zwischen Pflanze und Atmosphäre statt. Richtung und Rate der NH_3 -Fluxe werden durch den Gradienten im NH_3 -Partialdruck zwischen dem substomatären Raum und der Atmosphäre bestimmt (Farquhar *et al.*, 1983). Im Jugendstadium der Pflanzen und bei hohen atmosphärischen NH_3 -Konzentrationen wurde wiederholt schon eine NH_3 -Aufnahme der Pflanzen aus der Atmosphäre gemessen, während nach der Blüte aus den Pflanzen NH_3 emittiert wurde (Harper *et al.*, 1987). Hohe Ammoniak-Emissionen aus Pflanzenbeständen sind nach Schjoerring *et al.* (1993) eng an physiologische Prozesse während der Seneszenz gebunden.

In der Literatur wird die NH_3 -Abgabe als Entgiftungsmechanismus diskutiert, der z.B. bei N-Überangebot oder während der Seneszenz infolge von Abbauvorgängen von Proteinen in Gang gesetzt wird (Schjoerring *et al.*, 1993; Schjoerring und Mattson, 2001). Pflanzen können nicht nur NH_3 abgeben, sondern auch assimilieren, so dass es einen Kompensationspunkt bezüglich der umgebenen NH_3 -Konzentration der Atmosphäre gibt. An diesem Kompensationspunkt findet kein Nettofluss von NH_3 statt, so dass also weder eine Aufnahme noch eine Abgabe zu verzeichnen ist. Unter natürlichen Bedingungen liegt der Kompensationspunkt in Abhängigkeit von der Pflanzenart bei $1\text{-}5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (Fowler *et al.*, 2001). Die Höhe der Netto- NH_3 -Emission wird somit u.a. bestimmt von der Konzentration der umgebenden Luft sowie von Eigenschaften der Pflanze wie z.B. Pflanzenalter, N-Versorgung der Pflanze, so dass pflanzenspezifische Unterschiede zu erwarten sind.

5.4 Zusammenfassung

In Übereinstimmung mit anderen Arbeiten (Baggs *et al.*, 2000; Shelp *et al.*, 2000) führte die Einarbeitung von Zwischenfrüchten und das Abmähen von Feldfutterbeständen zu einer deutlichen Erhöhung der N₂O-Emission. Dabei war die Emission nach Einarbeitung eines Weißkleezwischenfruchtbestandes besonders hoch.

Dies steht in Übereinstimmung mit einer Untersuchung von Van der Weerden *et al.* (1999), bei der die N₂O-Emission nach Umbruch einer 4 Jahre alten Kleeweide deutlich höher war als nach Umbruch eines Bestandes ohne Leguminosen. Mögliche Ursachen für solche Pflanzenartenunterschiede können nicht nur in der Menge und chemischen Zusammensetzung der eingearbeiteten Biomasse liegen, sondern auch in pflanzeninduzierten Unterschieden im Bodengehalt an Wasser und mineralischem N oder im Boden-pH-Wert.

Bei den Gefäßversuchen zeigte sich eine diurnale Rhythmik der N₂O- und NH₃-Abgabe aus wachsenden Beständen, die als Hinweis für einen stomatären Fluss dieser N-Verbindungen gewertet werden können. Auch in anderen jüngeren Arbeiten wurden stomatäre Flüsse nicht nur von NH₃ (Schjoerring und Mattson, 2001), sondern auch von N₂O (Chang *et al.*, 1998; Chen *et al.*, 1999; Ferch, 2003; Yan *et al.*, 2000) bei verschiedenen Pflanzenarten gemessen. In den eigenen Versuchen zeigten sich vor allem bei den Leguminosenbeständen sich positive Gasflüsse und somit eine Abgabe von gasförmigen N-Verbindungen in die Umwelt. Diese Gasflüsse sollten bei der Hochrechnung der NH₃- und N₂O-Emissionen mitberücksichtigt werden

6. Schlussbetrachtung

Über 90 % der Gesamtemission von Ammoniak (NH_3) in der BRD stammen aus landwirtschaftlichen Quellen. NH_3 wird in besonderem Maße während bzw. nach der Ausbringung von Flüssigmist freigesetzt. Die NH_3 -Verluste sind v.a. abhängig von Witterungsverhältnissen und Flüssigmisteigenschaften (Braschkat *et al.*, 1997). Die NH_3 -Verluste können bei der herkömmlichen breitflächigen Ausbringung (Prallteller) bei ungünstigen Bedingungen bis zu 100% des im Flüssigmist enthaltenen NH_4^+ -N betragen (Horlacher und Marschner, 1990; Mannheim, 1996). Eine veränderte Ausbringungstechnik hin zur platzierten bodennahe Ausbringung könnte eine Verminderung der Emissionen mit sich bringen (Chadwick *et al.*, 1999; Mattila, 1998; Morken und Sakshaug, 1998). Aber die Gefahr von erhöhten N_2O -Verlusten steigt bei der platzierten Ausbringung (Chadwick *et al.*, 1999; Comfort *et al.*, 1990; Rice *et al.*, 1988).

In den eigenen Versuchen lagen die NH_3 -Verluste zwischen 6 und 42% des ausgebrachten NH_4^+ -N. Eine grundsätzliche Verminderung der NH_3 -Emissionen bei bodennaher Ausbringung konnte nicht bestätigt werden. Vielmehr scheint es so zu sein, dass v.a. auf gemähtem Grünland der Einfluss von Niederschlag auf die Emissionshöhe größer ist als der Einfluss der Ausbringungstechnik.

So hatte ein Niederschlag in Höhe von 11 mm m^{-2} zur Verdünnung des Flüssigmistes, zu einer dadurch verbesserten Fließfähigkeit des Flüssigmistes und damit zu einer intensiveren und schnelleren Infiltration in den Boden geführt. Die N-Verluste bewegten sich beim Prallteller bzw. Injektion zwischen 11 bzw. 15% des ausgebrachten TAN (Kap. 3.2.1). Unter diesen Bedingungen konnte keine Minderung der NH_3 -Emission durch die platzierte Ausbringung erreicht werden. Für den Landwirt würde dies bedeuten, dass schon allein durch die Wahl des Düngungszeitpunktes ohne finanziellen Mehraufwand für neue Geräte eine enorme Eindämmung der N-Verluste zu erreichen wäre. Gleichzeitig traten aber hohe N_2O -Verluste bei beiden Varianten auf, die beim Prallteller bzw. Injektion zwischen 1,7 bzw. 2,3% des ausgebrachten TAN betragen. Die hohen N_2O -Verluste sind v.a. das Resultat der Zufuhr von N in Kombination mit leicht verfügbaren Kohlenstoff-Verbindungen, obwohl in diesen Böden viel C in den durchwurzelterten Bodenschichten vorhanden ist.

Die Emissionsminderung durch den Schleppschlauch ist nicht eindeutig, wie das auch schon von Mannheim *et al.* (1995b) und Vandré *et al.* (1997) gezeigt wurde. In den eigenen Versuchen brachte der Schleppschlauch nur dann eine Emissionsminderung, wenn der Flüssigmist in einen höheren Pflanzenbestand abgelegt werden konnte. Wahrscheinlich herrschte im hohen Pflanzenbestand ein Mikroklima, das sich emissionshemmend auswirkte. Durch geringere Lichteinstrahlung und damit geringere Erwärmung der Flüssigmistoberfläche (Braschkat, 1996), sowie geringere Windgeschwindigkeiten mit geringeren Diffusionsgeschwindigkeiten (Sommer *et al.*, 1991) konnte die Emission offensichtlich vermindert werden. Auffallend waren die bei allen Versuchen beobachteten erhöhten N₂O-Verluste nach Ausbringung mit dem Schleppschlauch, z.T. waren die Verluste im Vergleich zum Prallteller um das vierfache erhöht.

Die N₂O-Bildung über Denitrifikation wird durch hohe Bodenwassergehalte, geringen Sauerstoffpartialdruck sowie hohe Verfügbarkeit an leicht abbaubarer organischer Substanz und mineralischem Stickstoff im Boden erhöht. Offensichtlich schafft diese bodennahe Ausbringung (Injektion, Schleppschlauch) durch die konzentrierte Zufuhr von N und C, in Verbindung mit der Flüssigkeit aus dem Flüssigmist im Boden optimale Voraussetzungen dafür die Denitrifikation.

Die Ausbringung von Flüssigmist auf eine Maisstoppel mit dem Güllegrubber brachte eine eindeutige Verminderung der NH₃-Verluste im Vergleich zum Prallteller. Mit dem Güllegrubber wird der Flüssigmist direkt in den Boden eingearbeitet, so dass kein oder wenig Kontakt zwischen Flüssigmist und Atmosphäre besteht und demnach keine oder kaum NH₃-Emissionen entstehen können. Die befürchtete Erhöhung der N₂O-Verluste, die oft in Verbindung mit dem Einbringen von Flüssigmist oder allgemein mit organischer Düngung einhergeht, traf nicht ein. Die Verluste sowohl von NH₃ als auch von N₂O konnten im Vergleich zum Prallteller reduziert werden. Die Gesamtemission (NH₃ + N₂O) lag beim Grubber bei ca. 3 kg N ha⁻¹ und beim Prallteller bei 17 kg N ha⁻¹. Diese Verringerung der N-Verluste macht sich in finanzieller Hinsicht für den Landwirten bemerkbar, obwohl das Ausbringungsverfahren mit dem Güllegrubber im Vergleich zum Prallteller teurer ist, auch wenn die Ausbringung überbetrieblich erfolgt. Darüber hinaus wird die Geruchsbelästigung der Anwohner erheblich verringert. Was aber noch wichtiger erscheint, ist die enorme Reduzierung der umwelt- und klimasch digen Gase NH₃ und N₂O.

Im Allgemeinen wurden auf den beiden Versuchstandorten in Hohenheim (Muttergarten, Heidfeldhof) im Vergleich zum Versuchsstandort Oberweiler (Allgäu) nur geringe N_2O -Emissionen gemessen. Eine Ursache dafür könnten die geringen C-Gehalte der Böden an den Standorten in Hohenheim sein (Tab. 2-1). Ebenso waren die Niederschlagsmengen und die damit verbundenen Bodenfeuchten an beiden Standorten in Hohenheim niedriger als am Versuchstandort Oberweiler. Der emissionsfördernde Einfluss von Niederschlägen wird in der Literatur häufig beschrieben (Chadwick *et al.*, 2000; Weiske *et al.*, 2001).

Bei der Düngung mit unterschiedlichen N-Formen (Nitrat, Ammonium) konnten keine eindeutigen Ergebnisse gewonnen werden. Im Allgemeinen waren die Emissionen aber nach Düngung von mineralischem N sehr gering im Vergleich zu den in der Literatur beschriebenen Versuchen. Dies ist wahrscheinlich durch eine standortbedingte geringe Emission (Hohenheimer Standorte), einer verhaltenen N-Düngung sowie eine an den Pflanzenbedarf angepasste N-Zufuhr zu begründen. Eine wirksame Vermeidung von N_2O -Verlusten konnte durch den Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen erreicht werden.

Bei Frost / Tau-Zyklen konnten erhöhte N_2O -Verluste festgestellt werden. Dabei führte v.a. die hohe Zufuhr von N oder von leicht abbaubaren C-Verbindungen zu erhöhten Emissionen. Darüber hinaus emittierten Bestände mit Leguminosen (Wicken) mehr N_2O als Nicht-Leguminosen. Dies bedeutet, dass auf Bewirtschaftungsmaßnahmen im Herbst wie Spätdüngung oder Einarbeitung von Pflanzenresten (z.B. Rübenblätter), die zu hohen N und C-Gehalten führen, verzichtet werden sollte. Es sei denn, es werden Zwischenfrüchte angebaut, die den mineralisierten Stickstoff wieder aufnehmen und verwerten können (Wagner-Riddle und Thurtell, 1998).

Allerdings besteht bei Einarbeitung von Zwischenfrüchten vor der Frühjahrsbestellung wiederum die Gefahr von N_2O -Verlusten, v.a. bei Pflanzen mit hohen N-Gehalten wie z.B. Leguminosen. Des Weiteren konnte in Gefäßversuchen festgestellt werden, dass Pflanzen einen diurnalen Rhythmus bezüglich des NH_3 - und N_2O -Gaswechsel aufweisen. D.h. bei Tag sind NH_3 und N_2O -Abgaben höher als in der Nacht. Nachts konnte auch ein negativer Fluss von NH_3 und N_2O gefunden werden, der auf eine Aufnahme über die Pflanze oder den Boden hindeutet. Die Gasflüsse waren bei Leguminosen ausgeprägter als bei Nicht-Leguminosen.

Aus den Ergebnissen wird gefolgert, dass die Emissionen von NH_3 und N_2O nach organischer und anorganischer N-Düngung durch geeignete Ausbringungstechnik (unmittelbare Einarbeitung), geeignete Düngertechnologie (z.B. Zusatz von Nitrifikationshemmstoffen) sowie durch Ausbringung bei günstiger Witterung und gute zeitliche und mengenmäßige Anpassung der Düngung an den wachstumsbedingten Bedarf der Pflanzen verringert werden können. Daher sind auch Schlagkraft (Arbeitskräfte und Maschinenbesatz pro ha) und Lagervolumen für Flüssigmist wichtige Faktoren für die düngungsbedingte Emission von NH_3 und N_2O . Da auch bei tiefen Temperaturen hohe N_2O -Emissionen auftreten können, haben pflanzenbauliche Maßnahmen, welche die Verfügbarkeit an mineralischem N und leicht abbaubarer organischer Substanz im Boden während der kalten Jahreszeit beeinflussen, eine große Bedeutung für die N_2O -Emission von landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Vermeidungsstrategien sollten immer spezifisch in Verbindung mit den jeweiligen Witterungsbedingungen, den vorherrschenden Bodeneigenschaften, der angebauten Pflanzenart und dem verfolgtem Produktionsziel neu entwickelt werden. Diese Anforderungen an die Anpassung der Vermeidungsstrategien sollten Inhalt der sogenannten „guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft werden.

Umweltgerechte Landnutzung wird aufgrund der eigenen Ergebnisse folglich nicht die ausschließliche biologische Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen mit organischen Düngern sein, sondern eher eine Synthese aus konventioneller Landwirtschaft mit mineralischer Düngung (da verringerte Emissionen umweltrelevanter gasförmiger N-Verbindungen zu erwarten sind) und verhaltener, wohl geplanter Zufuhr organischer Dünger zum optimalen Zeitpunkt sowie der Verzicht auf synthetische Pflanzenschutzmittel, wie es in der biologischen Landwirtschaft praktiziert wird.

Offene Fragen

Bei den vorliegenden Untersuchungen wurden große Standortunterschiede in der Hintergrundemission und in der düngungsbedingten N_2O -Emission deutlich, die nur z.T. mit Unterschieden in den Bodenwasser- und N_{min} -gehalten zum Zeitpunkt der Messung erklärt werden konnten. Ähnliches gilt für die N_2O -Emission bei unterschiedlichem Pflanzenbewuchs. Um zu einer besseren Abschätzung der durch die Landwirtschaft verursachten N_2O -Emission zu kommen, aber auch zur Entwicklung von Vermeidungsstrategien, ist es nötig, weitere Ursachen für die großen Unterschiede in der Emission zu identifizieren. Dabei können Gefäßversuche, z.B. mit Böden von unterschiedlichen Standorten, helfen, bei denen bekannte Einflussfaktoren auf die Emission gezielt variiert werden. Es ist auch zu erwarten, dass Messungen mit höherer zeitlicher Auflösung einen Erkenntnisfortschritt bei der Ursachenforschung ermöglichen.

Ein weiteres ungelöstes Problem ist die hohe zeitliche und räumliche Variation der N_2O -Emission auch innerhalb eines Feldes bzw. innerhalb einer Behandlung („Fehlervariation“), die eine großräumige und langfristige Abschätzung der Emission erschwert.

7. Zusammenfassung

Über 90 % der Gesamtemission von Ammoniak (NH_3) in der BRD stammen aus landwirtschaftlichen Quellen, in besonderem Maße wird NH_3 während bzw. nach der Ausbringung von Flüssigmist freigesetzt. Neben den NH_3 -Verlusten können weitere Verluste in Form des klimarelevanten Gases N_2O auftreten. Der Anteil der Landwirtschaft an der anthropogenen N_2O -Emission beträgt nach Schätzungen mehr als 80%.

Ziel der Untersuchungen war es, ereignisbezogene Emissionen an NH_3 und N_2O in landwirtschaftlichen Betriebssystemen zu erfassen. Messungen wurden bei der Ausbringung von Flüssigmist sowie bei mineralischer Düngung auf Acker und Grünland durchgeführt. Des Weiteren fanden N_2O -Emissionen während Frost / Tau-Zyklen statt. Der Einfluss von Pflanzenbeständen auf den NH_3 - und N_2O -Haushalt wurde ebenfalls untersucht. Die Untersuchungen fanden auf Standorten im Allgäu, Oberschwaben, in Hohenheim (Filderebene) sowie in Gefäßversuchen statt.

Die **NH_3 -Emissionen nach Flüssigmistdüngung auf Grünlandflächen** variierten zwischen 11 und 40% des ausgebrachten NH_4^+ -N. Niedrige Emissionen (< 20%) traten immer dann auf, wenn kurz nach der Düngung Niederschläge auftraten und somit der Flüssigmist in den Boden eingeschwenkt wurde. Die Ausbringungstechnik (Prallteller, Schleppschlauch, Gülleinjektion) hatte unter diesen Bedingungen keinen deutlichen Einfluss auf die NH_3 -Emission.

Die **N_2O -Emission nach Flüssigmistdüngung auf Grünland** lag am Versuchstandort Hohenheim bei 0,16% des ausgebrachten NH_4^+ -N. Im Vergleich dazu lagen die Emissionen im Allgäu zwischen 1,7 und 2,3% des ausgebrachten NH_4^+ -N. Gülleinjektion führte zu höheren N_2O -Emissionen als die Ausbringung mit dem Prallteller. Im Allgäu war die N_2O -Emission nach mineralischer N-Düngung deutlich geringer (0,3 bis 0,8% des gedüngten N) als nach Gülledüngung. Die N-Düngerform in Hohenheim hatte keinen deutlichen Einfluss auf die Emissionen (<0,16% des gedüngten N). Es zeigten sich somit deutliche Unterschiede zwischen den beiden Versuchsstandorten bezüglich der N_2O -Verluste, die zum einen auf die unterschiedlichen Bodeneigenschaften und zum anderen auf die unterschiedlichen Witterungsbedingungen (Niederschlag, Temperatur) während der Versuche zurück-

zuführen sind. Die gemessenen höheren Emissionen nach Düngung von Flüssigmist im Vergleich zu mineralischen N-Düngern sind dadurch zu erklären, dass mit dem Flüssigmist neben N auch C-Verbindungen in den Boden gelangen, die sich fördernd auf die mikrobielle N₂O-Bildung auswirken.

Die **NH₃-Emissionen nach Flüssigmistdüngung auf Ackerflächen** mit dem Prallteller variierten zwischen 25 und 35% des ausgebrachten NH₄⁺-N. Durch Ausbringung mit einem Güllegrubber, bei dem eine sofortige Einarbeitung des Flüssigmistes im selben Arbeitsgang erfolgte, wurden die NH₃-Emissionen deutlich vermindert (6% des ausgebrachten NH₄-N). Die Ausbringung mit dem Schleppschlauch führte im Vergleich zur Pralltellerausbringung nicht immer zu einer Verringerung der Emissionen. In höheren Pflanzenbeständen allerdings wurden mit dem Schleppschlauch geringere NH₃-Emissionen gemessen.

Die **N₂O-Emissionen nach Flüssigmistdüngung auf Ackerflächen** variierten zwischen 0,1 und 2,2% des ausgebrachten NH₄-N, wobei die Emissionen nach platzierter Ausbringung mit dem Schleppschlauch immer höher waren als nach Ausbringung mit dem Prallteller. **Mineralische Düngung** war mit geringerer N₂O-Emission verbunden (<0,13% des ausgebrachten N), vor allem wenn Ammoniumdünger zusammen mit einem Nitrifikationshemmstoff ausgebracht wurden.

Die **Einarbeitung von Zwischenfrüchten** führte zu einer deutlichen Erhöhung der N₂O-Emission. Dabei war die Emission nach Einarbeitung von Leguminosen besonders hoch. Bei Gefäßversuchen zeigte sich eine diurnale Rhythmik der N₂O- und NH₃-Flüsse in wachsenden Raps- und Wickebeständen, die als Hinweis für einen stomatären Fluss dieser N-Verbindungen gewertet werden können.

Auch bei **Temperaturen zwischen 0 und 5°C**, also außerhalb der Vegetationszeit, traten N₂O-Emissionen auf, die auf N-gedüngten Ackerflächen höher waren als auf ungedüngten Flächen. In Gefäßversuchen war nach Frost / Tau-Ereignissen die N₂O-Emission aus einem Weißkleebestand (Pflanzen und Boden) höher als aus einem Weidelgrasbestand (Pflanzen und Boden). In unbewachsenen Bodensäulen traten nach Frost / Tau-Ereignissen nur dann besonders hohe N₂O-Emissionen auf, wenn die Bodengehalte an Nitrat und wasserlöslichem organischen Kohlenstoff hoch waren.

Aus den Ergebnissen wird gefolgert, dass die Emissionen von NH_3 und N_2O nach organischer und anorganischer N-Düngung durch geeignete Ausbringungstechnik (unmittelbare Einarbeitung), geeignete Düngertechnologie (z.B. Zusatz von Nitrifikationshemmstoffen) sowie durch Ausbringung bei günstiger Witterung und gute zeitliche und mengenmäßige Anpassung der Düngung an den wachstumsbedingten Bedarf der Pflanzen verringert werden können. Da auch bei tiefen Temperaturen hohe N_2O -Emissionen auftreten können, haben pflanzenbauliche Maßnahmen, welche die Verfügbarkeit an mineralischem N und leicht abbaubarer organischer Substanz im Boden während der kalten Jahreszeit beeinflussen, eine große Bedeutung für die N_2O -Emission von landwirtschaftlichen Nutzflächen.

8. Summary

Over 90 % of the total ammonia emissions (NH_3) in Germany stem from agricultural sources. NH_3 is set free, especially during and after the application of slurry. The loss of NH_3 is dependent on several factors which include local weather conditions (solar radiation, precipitation) and the characteristics of the slurry itself (dry matter content). Typical broadcasting of liquid manure (splash plate) under unsatisfactory conditions can result in a loss of NH_4^+ nitrogen of up to 100 %. This leads not only to a loss of nitrogen for agriculture but also to the eutrophication of near-natural ecosystems as a result of the deposition of nitrogen from the atmosphere. NH_3 losses can be reduced through application techniques such as injection which involves injecting liquid manure directly into the soil or through the use of a surface banding system to apply slurry to the soil surface. Nitrogen losses in the form of nitrous oxide (N_2O) can, however, occur at the time of application. N_2O is formed in the soil through nitrification (oxidation of ammonium to nitrate) and denitrification (reduction of nitrate to N_2). The formation of N_2O in the soil is increased by a high water content, a low oxygen partial pressure, and a large amount of easily degradable organic substance and mineral nitrogen. The precise application of liquid manure creates conditions in the soil that can be conducive to the emission of N_2O . N_2O can also form when using anorganic nitrogen fertilizers. The formation of N_2O can occur outside of the vegetation season during freeze / thaw cycles. N_2O is a climate-relevant trace gas that plays a role in the greenhouse effect occurring in the troposphere and in the reduction of the ozone layer in the stratosphere. Furthermore, nitrogen-containing compounds can also be released directly from plants through their stomata, for example, during senescence.

The goal of this research was to quantify event-based NH_3 and N_2O emissions in various farming systems and to propose emission-avoidance strategies.

Emission measurements were made on pasture land in the Allgäu and in Hohenheim. Further measurements were made on cultivated fields near Biberach and Hohenheim. These measurements were made after applying organic and mineral fertilizers, after incorporating crop residues, and after freeze / thaw cycles; furthermore, experiments were conducted using container plants of different species (leguminous, and non-leguminous) and different fertilizers.

NH₃ emissions data was gathered under field conditions using the wind tunnel method and the IHF method (Integrated Horizontal Flux). In the container experiments, data was gathered by taking photo-acoustic measurements. N₂O emissions data was compiled using closed chambers (Hohenheim measuring chambers) and using an open-chamber system in which an exchange occurred between the air in the chambers and the ambient air. N₂O levels were determined using a gas chromatograph or by photo-acoustic measurements. Soil (N_{min}, water content) and climate data were gathered continuously.

The NH₃ emissions after applying liquid manure to pasture land varied between 11 and 40% of the total nitrogen applied. Emission levels of less than 20% occurred when it rained shortly after spreading liquid manure causing it to be washed into the soil. The application technique (splash plate, surface banding and liquid manure injection) had no apparent influence on NH₃ emissions under these conditions.

The N₂O emissions after liquid manure fertilization on pasture land in Hohenheim were 0.16% of the total NH₄⁺-N. In comparison, the emissions in the Allgäu were between 1.7 and 2.3% of the total NH₄⁺-N applied. Liquid manure injection led to higher emissions as did application using a splash plate. In the Allgäu, the N₂O emissions after mineral-nitrogen fertilization were markedly lower (0.3 to 0.8% of applied N) than after liquid manure application. In Hohenheim, the nitrogen form had no distinct influence on the emissions (<0.16% of applied N). Definitive differences between the two locations were observed during the experiments. These differences were based on N₂O losses due to the respective soil and weather conditions (precipitation, temperature). The higher emissions after applying liquid manure compared to those after applying mineral nitrogen fertilizer are explainable in that aside from the nitrogen compounds found in liquid manure, carbon compounds which promote the microbial formation of N₂O were also entering the soil.

The NH₃ emissions after liquid manure fertilization on cultivated fields using a splash plate varied between 25 and 35% of the applied NH₄⁺-N. By using a slurry cultivator which combines application with immediate incorporation, the NH₃ emissions can be clearly reduced to 6% of the applied NH₄⁺-N. Application with a drag hose, in comparison to using a splash plate, did not always result in an emission reduction; however, in taller plants, a readable emission reduction was measured.

The N₂O emissions after liquid manure application on cultivated fields varied between 0.1 and 2.2% of the applied NH₄⁺-N whereby the emissions after guided application with the drag hose were always higher than after using a splash plate. Mineral fertilizer had lower N₂O emissions (<0.13% of applied N), especially when ammonium fertilizer was brought out in combination with a nitrification inhibitor.

The incorporation of green manure crops notably increased N₂O emissions. N₂O emission after the incorporation of legumes was especially high. In the container experiments, a diurnal rhythm of the N₂O and NH₃ flows in growing rape and vetch was observed. This indicated a stomatal flow of these gaseous nitrogen forms.

N₂O emissions also occurred outside of the vegetation period at temperatures between 0 and 5°C, with the N₂O emissions from the nitrogen-fertilized parcels being greater than the emissions from the unfertilized parcels. In container experiments, the N₂O emissions after freeze / thaw cycles were greater from white clover than from perennial rye grass. In fallow soil columns, the N₂O emissions after freeze / thaw cycles were especially high if the content of nitrate and water-soluble organic carbon in the soil was large.

The results of this research show that the emission of nitrogen-containing compounds after organic and inorganic fertilization can be reduced through application methods (immediate incorporation), appropriate fertilization technology (addition of nitrification inhibitors), but also through fertilizer application under favourable weather conditions to include seasonal and volume adjustment of the fertilizer based on the growth requirements of the plants. Hence, performance (personnel requirement and machine capability per ha) and liquid manure storage volume are important factors in the fertilizer-caused emission of NH₃ and N₂O. Because high N₂O emissions can also occur at low temperatures, cultivation practices that influence the availability of mineral nitrogen and easily degradable organic substances in the soil during cold weather have a large impact on the N₂O emissions from agricultural land.

9. Literatur

- Abbasi MK and Adams WA 2000. Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1251-1259.
- Adam K, Fiedler S, Glatzel S, Kleber M, Kretzschmar A, Leick B, Rück F und Stahr K 1997. Gashaushaltsmessungen im Grünland des Allgäus. *Mitt. Dt. Bodenkd. Ges.* 82, 315-348.
- Amberger A 1989. Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 20, 1933-1955.
- Aulakh MS, Doran JW, Walters DT and Power JF 1991. Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. *Soil Biol. Biochem.* 23, 1161-1167.
- Baggs EM, Rees RM, Smith KA and Vinten AJA 2000. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and Management* 16, 82-87.
- Bakken LR, Børresen JT and Njøs A 1987. Effect of soil compaction by tractor traffic on soil structure, denitrification, and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Soil Science* 38, 541-552.
- Banuls J, Quinones A, Primo-Millo E and Legaz F 2001. A new nitrification inhibitor (DMPP) improves the nitrogen fertilizer in citrus-growing systems. In: *Developments in plant and soil sciences. Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems*. Horst WJ *et al.* (eds.), Kluwer Academic Publishers, 762-763.
- Beauchamp EG 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 77 (2), 113-123.
- Blackmer AM, Robbins SG and Bremner JM 1982. Diurnal variability on rate of emission of nitrous oxide from soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 937-942.
- Bliefert C 1994. *Umweltchemie*. VCH Verlagsgemeinschaft mbH, Weinheim, Deutschland. ISBN 3-527-28692-6.
- Boeckx P and Van Cleemput O 2001. Estimates of N₂O and CH₄ fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 35-47.
- Bouwman AF 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 53-70.
- Braschkat J 1996. Ammoniakverluste nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Dauergrünland: Einflussfaktoren und Schätzung. Dissertation Universität Hohenheim, 1-127. Ulrich E. Grauer Verlag, Stuttgart, ISBN 3-86186-129-1.
- Braschkat J, Mannheim T and Marschner H 1997. Estimation of ammonia losses after application of liquid cattle manure on grassland. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 117-123.

- Braschkat J, Mannheim T, Horlacher D and Marschner H 1993. Measurement of ammonia emissions after liquid manure application: I. Construction of a windtunnel system for measurements under field conditions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 156, 393-396.
- Bremner JM 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 7-16.
- Bremner JM and Yeomans JC 1986. Effects of nitrification inhibitors on denitrification of nitrate soil. *Biol Fertil Soils* 2, 173-179.
- Bronson KF and Mosier AR 1994. Suppression of methane oxidation in aerobic soil by nitrogen fertilizer, nitrification inhibitors, and urease inhibitors. *Biol. Fertil. Soils* 17, 263-268.
- Bronson KF, Mosier AR and Bishnoi SR 1992. Nitrous oxide emissions in irrigated corn as affected by nitrification inhibitors. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 161-165.
- Brunke R, Alvo P, Schuepp P and Gordon R 1988. Effect of meteorological parameters on ammonia loss from manure in the field. *J. Environ. Qual.* 17 (3), 431-436.
- Burton DL and Beauchamp EG 1994. Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 115-122.
- Bussink DW and Oenema O 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 19-33.
- Chadwick D, Misselbrook T and Pain B 1999. Potential for reducing gaseous N emissions from high input agriculture. Abstract in: 10th Nitrogen Workshop, August 23-26, 1999, Vol. 2, Theme IV.7, Copenhagen, Denmark.
- Chadwick DR, Pain BF and Brookman SKE 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *J. Environ. Qual.* 29, 277-287.
- Chang C, Janzen HH, Cho CM and Nakonechny EM 1998. Nitrous oxide emission through plants. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 35-38.
- Chen X, Boeckx P, Shen S and Van Cleemput O 1999. Emission of N₂O from rye grass (*Lolium perenne* L.). *Biology and Fertility of Soils* 28, 393-396.
- Christensen S 1983. Nitrous oxide emission from a soil under permanent grass: seasonal and diurnal fluctuations as influenced by manuring and fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 15, 531-536.
- Christensen S and Tiedje JM 1990. Brief and vigorous N₂O production by soil at spring thaw. *Journal of Soil Science* 41, 1-4.
- Christianson CB and Cho CM 1983. Chemical denitrification of nitrite in frozen soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 38-42.
- Cicerone RJ 1987. Changes in stratospheric ozone. *Science* 237, 35-42.
- Cicerone RJ 1989. Analysis of sources and sinks of atmospheric nitrous oxide (N₂O). *Journal of Geophysical Research* 94, 265-271.

- Clayton H, McTaggart IP, Parker J, Swan L and Smith KA 1997. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biol Fertil Soils*, 25, 252-260.
- Clemens J, Bergmann S und Goldbach HE 2000. Ein neues Verfahren zur Reduktion von Ammoniakemissionen nach Gülleausbringung. *VDLUFA-Schriftenreihe* 55, 170-174.
- Clemens J, Vandré R, Kaupenjohann M and Goldbach H 1997. Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. II. Short term nitrous oxide emissions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 160, 491-496.
- Comfort SD, Kelling KA, Keeney DR and Converse JC 1990. Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 421-427.
- Conrad R 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO₂, CH₄, OCS, N₂O and NO). *Microbiological Review* 60, 609-640.
- Court MN, Stephen RC and Waid JS 1964. Toxicity as a cause of the inefficiency of urea as a fertilizer. *J. Soil Sci.* 15, 42-48. Zitiert in: McCrory DF and Hobbs PJ 2001. Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: A review. *J. Environ. Qual.* 30, 345-355.
- Davidson EA 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. pp. 219-235. In: Rogers J.E and Whitman (eds.). *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrous oxides and halomethanes.* American Society of Microbiology, Washington, D.C.. Zitiert in: Granli T and B ockman OC 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norweg. J. Agric. Sci., Supplement* 12, 1-127.
- Delgado JA and Mosier AR 1996. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxides emissions and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux. *J. Environ. Qual.* 25, 1105-1111.
- Denmead OT, Simpson JR and Freney JR 1977. A direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 1001-1004.
- Dittert K, Bol R, King R, Chadwick D and Hatch D 2001. Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from N-15-labelled dairy slurry injected into soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 15, 1291-1296.
- Dosch P and Gutser R 1996. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research* 43,165-171.
- D ngeverordnung – Verordnung  ber die Grunds tze der guten fachlichen Praxis beim D ngen 1996. *Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 6.* Hrsg.: Bundesministerium f r Ern hrung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- Edwards NT 1974. A moving chamber design for measuring soil respiration rates. *OIKOS* 25 (1), 97-101.
- Eichner MJ 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19, 272-280.

- Ellis S, Yamulki S, Dixon E, Harrison R and Jarvis SC 1998. Denitrification and N₂O emissions from a UK pasture soil following the early spring application of cattle slurry and mineral fertiliser. *Plant and Soil* 202, 15-25.
- Fangmeier A, Hadwiger-Fangmeier A, Van der Eerden L and Jäger HJ, 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation - A Review. *Environmental Pollution* 86, 43-82.
- Farquhar GD, Fierth R, Wetselaar R and Weir B 1980. On the gaseous exchange of ammonia between leaves and the environment: Determination of ammonia compensation point. *Plant Physiol.* 66, 710-714.
- Farquhar GD, Wetselaar R and Weir B 1983. Gaseous nitrogen loss from plants. *Develop. Plant Soil Sci.* 9, 159-180.
- Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau 1993. Hrsg.: Hydro Agri Dülmen GmbH. Verlagsunion Agrar, 12. Auflage.
- Ferch NJ 2003. Abgabe von bodenbürtigem Lachgas über Pflanzen. Dissertation Universität Hohenheim, Institut für Pflanzenernährung. http://opus-ho.uni-stuttgart.de/hop/volltexte/2003/31/pdf/Diss_Ferch.pdf.
- Ferch NJ und Römheld V 2002. Release of water dissolved nitrous oxide by plants: Possible pathways of N₂O through plants. In: Böcker R (Hrsg.). Globale Klimaerwärmung und Ernährungssicherung. 34. Hohenheimer Umwelttagung, 25. Januar 2002, Günter Heimbach Verlag, Deutschland, 137-141.
- Ferch NJ und Römheld V 2001. Release of water-dissolved nitrous oxide by plants: Does the transpiration water flow contribute to the emission of dissolved N₂O by sunflower. In: *Developments in plant and soil sciences. Plant nutrition-Food security and sustainability of agro-ecosystems.* Horst WJ *et al.* (eds.), Kluwer Academic Publishers, 228-229.
- Ferch NJ, Leick B and Römheld V 2001. Comparison of methods for nitrous oxide measurement - gas chromatography versus photo-acoustic infra red spectroscopy. *Proceedings of the 11th International Nitrogen Workshop.* Reims, France, September 9-12, 2001, 79-80.
- Ferm M, 1998. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 5-17.
- Fiedler S 2000. Persönliche Mitteilung.
- Fiedler S, Adam K, Glatzel S, Kleber M, Leick B, Sommer M and Stahr K 1998. Measurements of trace gases in the „Württembergische Allgäu“. In: Herrmann L and Stahr K (eds.). *Environment and soilscapes of South-West Germany.* Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 47, 111-140, ISSN 0942-0754.
- Firestone MK and Davidson EA 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae MO and Schimel DS (eds.). *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere,* 7-21, Wiley-Verlag, Chichester, England.
- Flessa H and Beese F 1995. Effects of sugarbeet residues on soil redox potential and nitrous oxide emission. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 1044-1051.
- Flessa H and Beese, F 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *J. Environ Qual.* 29, 262-268.

- Flessa H, Pfau W, Dörsch P and Beese F 1996. The influence of nitrate and ammonium fertilization on N₂O release and CH₄ uptake of a well-drained topsoil demonstrated by a soil microcosm experiment. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 499-503.
- Flessa H, Wild U, Klemisch M and Pfadenhauer J 1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science* 49, 327-335.
- Fowler D, Coyle M, Flechard C, Hargreaves K, Nemitz E, Storeton-West R, Sutton M, and Erisman J-W 2001. Advances in micrometeorological methods for measurement and interpretation of gas and particle nitrogen fluxes. *Plant and Soil* 228, 117-129.
- Francis DD, Schepers JS and Vigil MF 1993. Post anthesis nitrogen loss from corn. *Agron. J.* 85, 659-663.
- Frost JP 1994. Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science* 49, 391-400.
- Glasener KM and Palm CA 1995. Ammonia volatilization from tropical legume mulches and green manures on unlimed and limed soils. *Plant and Soil* 177, 33-41.
- Glatzel SN 1999. Greenhouse gas exchange of grassland agroecosystems (Umsatz klimarelevanter Gase in Agrar-Ökosystemen unter Grünland). *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 52, 1-184. ISSN 0942-0754.
- Goodroad LL and Keeney DR 1984a. Nitrous oxide emission from forest, marsh, and prairie ecosystems. *J. Environ. Qual.* 13, 448-452.
- Goodroad LL and Keeney DR 1984b. Nitrous oxide emissions from soils during thawing. *Can. J. Soil Sci.* 64, 187-194.
- Goossens A, De Visscher A, Boeckx P and Van Cleemput O 2001. Two-year field study on the emission of N₂O from coarse and middle-textured Belgian soils with different land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 23-34.
- Granli T and Bøckman OC 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norweg. J. Agric. Sci.*, Supplement 12, 1-127.
- Gutser R 1999. *VDLUFA Schriftenreihe* 52, 465-468. Zitiert in: Linzmeier W, Gutser R and Schmidhalter U 2001. The new nitrification inhibitor DMPP (ENTEC R) allows increased N-efficiency with simplified fertilizing strategies. In: *Developments in plant and soil sciences. Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems*. Horst WJ *et al.* (eds.), Kluwer Academic Publishers, 760-761.
- Haberl M 1999. N₂O-Emissionen aus dem Ackerboden im Zusammenhang mit Frost/Tau-Ereignissen. Diplomarbeit Lehrstuhl Agrarökologie, Universität Bayreuth (unveröffentlicht).
- Hansen GK 1977. Adaption to photosynthesis and diurnal oscillation of root respiration rates for *Lolium multiflorum*. *Physiol. Plant* 39, 275-279.
- Harper LA and Sharpe RP 1995. Nitrogen dynamics in irrigated corn - Soil-plant nitrogen and atmospheric ammonia transport. *Agron. J.* 87, 669-675.

- Harper LA, Sharpe RR, Langdale GW and Giddens JE 1987. Nitrogen cycling in a wheat crop: Soil, plant and aerial nitrogen transport. *Agron. J.* 79, 965-973.
- Henning-Müller I 1998. Meteorologischer Jahresbericht für Stuttgart-Hohenheim. Institut für Physik und Meteorologie der Universität Hohenheim.
- Holleman AF und Wiberg E 1964. Lehrbuch der anorganischen Chemie. Walter de Gruyter und Co-Verlag, Berlin.
- Horlacher D und Marschner H 1990. Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 153,107-115.
- Husted S and Schjoerring JK 1996. Ammonia flux between oilseed rape plants and the atmosphere in response to changes in leaf temperature, light intensity, and air humidity. *Plant Physiol.* 112, 67-74.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2001. Technical Summary. A report accepted by working group I of the IPCC but not approved in detail. Coordinating Lead Authors: Albritton DL, Meira Filho LG. <http://www.ipcc.ch/pub/wg1TARtechsum.pdf>.
- Isermann K 1990. Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und hinreichende Lösungsansätze zur Minderung. KTBL/VDI-Symposium 10.-12. Okt. 1990, Braunschweig.
- Isermann K 1994. Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environmental Pollution* 83, 95-111.
- Jain MC, Pathak H, Kumar S, Bhatia A, Prasad S and Mitra S 2002. Nitrous oxide emission from alluvial soils under rice-wheat cropping system in Indo-Gangetic plains of India: some mitigation options. In: *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control options and policy aspects*. Van Ham J, Baede APM, Guicherit R and Williams-Jacobse JGFM (eds.), ISBN 90-77017-70-4, 503-504.
- Junkersfeld L und Horn R 1995. Einfluss der Transpiration auf die Dynamik der Wasserhaushaltsparameter - Aggregate und Gesamtboden im Vergleich. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 76, 113-116.
- Kaiser E-A and Heinemeyer O 1996. Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. *Plant and Soil*, 181, 57-63.
- Kaiser E-A and Ruser R 2000. Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 249-259.
- Kaiser E-A, Kohrs K, Kücke M, Schnug E, Heinemeyer O and Munch JC 1998. Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol. Biochem.* 30 (12), 1553-1563.
- Kaiser E-A, Munch JC and Heinemeyer O 1996. Importance of soil cover box area for the determination of N₂O emissions from arable soils. *Plant and Soil* 181, 185-192.

- Kaufmann W 1998. Maßnahmen zur Minderung der Ammoniak- und Lachgasemissionen nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Ackerland. Diplomarbeit, Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim (unveröffentlicht).
- Kessavalou A, Doran JW, Mosier AR and Drijber RA 1998. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. *J. Environ. Qual.* 27, 1105-1116.
- Kirchmann H, Esala M, Morken J, Ferm M, Bussink W, Gustavsson J and Jakobsson C, 1998. Ammonia emissions from agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 1-3.
- Koops JG, Van Beusichem ML and Oenema O 1997. Nitrogen loss from grassland on peat soils through nitrous oxide production. *Plant and Soil* 188, 119-130.
- Kuenen JG and Robertson LA 1994. Combined nitrification-denitrification processes. *FEMS Microbiol Rev* 15, 109-117.
- Kunz H-G 1996. Düngung mit Biogasgülle – Versuchsergebnisse. II. Hohenheimer Biogas-Symposium, 31.01.1996.
- Lai CM, Chiang WC, Liu FC and Yang SC 2002. Mitigation strategies of nitrous emissions from agricultural soils. In: *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control options and policy aspects*. Van Ham J, Baede APM, Guicherit R and Williams-Jacobse JGFM (eds.), ISBN 90-77017-70-4, 501-502.
- Larsson L, Ferm M, Kasimir-Klemetsson A and Klemetsson L 1998. Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 41-46.
- Lemke RL, Izaurralde RC and Nyborg M 1998. Seasonal distribution of nitrous oxide emissions from soils in the parkland region. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1320-1326.
- Lessard R, Rochette P, Topp E, Pattey E, Desjardins RL and Beaumont G 1994. Methane and carbon dioxide fluxes from poorly drained adjacent cultivated and forest sites. *Can. J. Soil Sci.* 74, 139-146.
- Lessard R, Rochette P, Gregorich EG, Pattey E and Desjardins RL 1996. Nitrous oxide fluxes from manure-amended soil under maize. *J. Environ. Qual.* 25, 1371-1377.
- Linzmeier W, Gutser R and Schmidhalter U 2001. Nitrous oxide emission from soil and from a nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Biology and Fertility of Soils* 34, 103-108.
- Lockyer DR 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilisation. *J. Sci. Food Agric.* 35, 837-848.
- Lutz 2000. Robuster Probenehmer für den Einsatz im Außenbereich. *Umwelt Technologie Aktuell* 5, 294-295.
- Mannheim T 1996. Ammoniakemissionen von landwirtschaftlichen Nutzflächen: Quellen und Minderungsmaßnahmen. Dissertation Universität Hohenheim, 1-149.

- Mannheim T, Braschkat J and Marschner H 1995a. Measurement of ammonia emission after liquid manure application: II. Comparison of the wind tunnel and the IHF method under field conditions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158, 215-219.
- Mannheim T, Braschkat J und Marschner H, 1995b. Reduktion von Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Acker- und Grünlandstandorten: Vergleichende Untersuchungen mit Prallteller, Schleppschlauch und Injektion. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 158, 535-542.
- Mannheim T, Braschkat J. und Marschner H 1997a. Ammoniakemissionen aus alternden Pflanzen und bei der Zersetzung von Ernterückständen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 125-132.
- Mannheim T, Braschkat J, Dörr J und Marschner H 1997b. Computergestützter Schätzrahmen zur Ermittlung und Verminderung von Ammoniakemissionen nach Flüssigmistausbringung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 133-140.
- Matthias AD, Blackmer AM and Bremner JM 1980. A simple chamber technique for field measurement of emissions of nitrous oxide from soils. *J. Environ Qual.* 9, 251-256.
- Mattila PK 1998. Ammonia volatilization from cattle slurry applied to grassland as affected by slurry treatment and application technique - first year result. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 47-50.
- McCrary DF and Hobbs PJ 2001. Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: A review. *J. Environ. Qual.* 30, 345-355.
- McKeeney DJ, Wang SW, Drury CF and Findlay WI 1993. Denitrification, immobilization, and mineralization in soil amended with legume, grass, and corn residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1013-1020. Zitiert in: Haberl M, 1999. N₂O-Emissionen aus dem Ackerboden im Zusammenhang mit Frost/Tau-Ereignissen. Diplomarbeit Lehrstuhl Agrarökologie, Universität Bayreuth (unveröffentlicht).
- Merino P, Estavillo JM, Besga G, Pinto M and Gonzalez-Murua C 2001. Nitrification and denitrification derived N₂O production from a grassland soil under application of DCD and Actilith F2. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 9-14.
- Morgan JA and Parton WJ 1989. Characteristics of ammonia volatilization from spring wheat. *Crop Sci.* 29, 726-731.
- Morken J and Sakshaug S 1998. Direct ground injection of livestock waste slurry to avoid ammonia emission. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 59-63.
- Mosier AR 1989. Chamber and isotope techniques. In: Andreae MO and Schimel DS (eds.): Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, 175-187, Wiley-Verlag, Chichester, England.
- Mosier AR 2001. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. *Plant and Soil* 228, 17-27.
- Mosier AR, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger SP and Van Cleemput O 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 225-248.

- Motz I 2003. Einfluß von Bodenbearbeitung, Düngung und Fruchtfolge auf die Lachgasemissionen aus Ackerflächen. Dissertation Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik.
- Motz I und Kutzbach HD 2000: Spurengasmessungen auf Ackerflächen: Modifizierung der Hohenheimer Meßkammern, Landtechnik 55, Sonderheft März, 122-123.
- Müller C, Martin M, Stevens RJ, Laughlin RJ, Kammann C, Ottow JCG and Jäger H-J 2002. Processes leading to N₂O emissions in grassland soil during freezing and thawing. Soil Biology & Biochemistry 34, 1325-1331.
- O'Halloran IP 1993. Ammonia volatilization from liquid hog manure: Influence of aeration and trapping systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 1300-1303.
- Olsen C, Mattsson M and Schjoerring JK 1995. Ammonia volatilization in relation to nitrogen nutrition of young *Brassica napus* plants growing with controlled nitrogen supply. J. Plant Physiol. 147, 306-312.
- Pain BF, Misselbrook TH, Clarkson CR and Rees YJ 1990. Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. Biological Wastes 34 (3), 259-267.
- Parkin TB 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 1194-1199.
- Pasda G, Hähndel R and Zerulla W 2001. The new nitrification inhibitor DMPP (ENTECR) – Effects on yield and quality of agricultural and horticultural crops. In: Developments in plant and soil sciences. Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems. Horst WJ *et al.* (eds.), Kluwer Academic Publishers, 758-759.
- Petersen SO 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. J. Environ. Qual. 28, 1610-1618.
- Puttanna K, Nanje Gowda NM and Prakasa Rao EVS 1999. Effect of concentration, temperature, moisture, liming and organic matter on the efficacy of nitrification inhibitors benzotriazole, o-nitrophenol, m-nitroaniline and dicyandiamide. Nutrient Cycling in Agroecosystems 54, 251-257.
- Quemada M, Lasa B, Lamsfus C and Aparicio-Tejo PM 1998. Ammonia volatilization from surface or incorporated biosolids by the addition of dicyandiamide. J. Environ. Qual. 27, 980-983.
- Reitz P 2000. Untersuchungen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Grünland. Dissertation Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik. Forschungsbericht Agrartechnik der MEG, Nr. 350, ISSN 0931-6264.
- Rice CW, Sierzega PE, Tiedje JM and Jacobs LW 1988. Stimulated denitrification in the microenvironment of a biodegradable organic waste injected into soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 102-108.
- Rochette P, Van Bochove E, Prevost D, Angers DA, Cote D and Bertrand N 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1396-1403.

- Rodgers GA 1983. Effect of dicyandiamide on ammonia volatilisation from urea in soil. *Fertilizer Research* 4, 361-367.
- Röver M, Heinemeyer O and Kaiser E-A 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from arable soil during winter. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1859-1865.
- Ruser R, Flessa H, Schilling R, Beese F and Munch JC 2001. Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59, 177-191.
- Ruser R, Flessa H, Schilling R, Steindl H and Beese F 1998. Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1587-1595.
- Scheffer F und Schachtschabel P 1989. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 12. Auflage, Enke Verlag Stuttgart.
- Schojerring JK and Mattsson M 2001. Quantification of ammonia exchange between agricultural cropland and the atmosphere: Measurements over two complete growth cycles of oilseed rape, wheat, barley and pea. *Plant and Soil* 228, 105-115.
- Schojerring JK, Kyllingsbaek A, Mortensen JV and Byskov-Nielson S 1993. Field investigation of ammonia exchange between barley plants and the atmosphere. II. Nitrogen reallocation, free ammonia content and activities of ammonium assimilating enzymes in different leaves. *Plant Cell Environ.* 16, 169-178.
- Schlegel HG 1985. *Allgemeine Mikrobiologie*. 6. Auflage. Thieme Verlag Stuttgart.
- Schloemer S, 1991. Denitrifikation eines gemüsebaulich genutzten Bodens in Abhängigkeit von der Einarbeitung frischer Erntereste. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 154, 265-269.
- Schmidt U 1998. Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen und Umweltfaktoren von Lachgas (N₂O)-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Lößböden. Dissertation Universität Hohenheim. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 45, 1-154, ISSN 0942-0754.
- Schürer E und Plesser J 1997. Geschlossene Meßkammer zur Bestimmung von Spurengasemissionen. *Landtechnik* 52 (2), 80-81.
- Schulz H und Eder B 2001. *Biogas-Praxis: Grundlagen, Planung, Anlagenbau*. Ökobuch Verlag, Staufen bei Freiburg. ISBN 3-922964-59-1.
- Shelp ML, Beauchamp EG and Thurtell GW 2000. Nitrous oxide emissions from soil amended with glucose, alfalfa, or corn residues. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31, 877-892.
- Shoji S, Delgado J, Mosier A and Miura Y 2001. Use of controlled release fertilizers and nitrification inhibitors to increase nitrogen use efficiency and to conserve air and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32, 1051-1070.
- Skiba U, Hargreaves KJ, Beverland IJ, O'Neill DH, Fowler D and Moncrieff JB, 1996. Measurement of field scale N₂O emission fluxes from a wheat crop using micrometeorological techniques. *Plant and Soil* 181, 139-144.

- Smith KA and Dobbie KE 2002. Another look at N₂O emission factors for agricultural soils, and implication for inventory calculation. In: Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control options and policy aspects. Van Ham J, Baede APM, Guicherit R and Williams-Jacobse JGFM (eds.), ISBN 90-77017-70-4, 245-250.
- Sommer SG and Ersböll AK 1994. Soil tillage effect on ammonia volatilization from surface-applied or injected animal slurry. *J. Environ. Qual.* 23, 493-498.
- Sommer SG and Olesen JE 1991. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface applied cattle slurry. *J. Environ. Qual.* 20, 679-683.
- Sommer SG, Olesen JE and Christensen BT 1991. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *J. Agric. Sci.* 117, 91-100.
- Sommer SG, Friis E, Bach A and Schjørring JK 1997. Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: Effects of crop development stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. *J. Environ. Qual.* 26, 1153-1160.
- Sommer SG, Petersen SO and Sogaard HT 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ Qual.* 29, 744-751.
- Sommerfeld RA, Mosier AR and Musselman RC 1993. CO₂, CH₄ and N₂O flux through a Wyoming snowpack and implications for global budgets. *Nature* 361, 140-142.
- Spengler S 1999. Konstruktion eines automatischen Probenahmegerätes. Studienarbeit, Universität Hohenheim, Institut für Agrartechnik, unveröffentlicht.
- Technicon 1984. Methodenvorschrift für den Autoanalyser II.
- Teepe R, Brumme R and Beese F 2000. Nitrous oxide emissions from frozen soils under agricultural, fallow and forest land. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1807-1810.
- Thompson RB, Pain BF and Lockyer DL 1990a. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. I. Influence of mechanical separation, changes in chemical composition during volatilization and the presence of the grass sward. *Plant and Soil* 125, 109-117.
- Thompson RB, Pain BF and Rees YJ 1990b. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland: II. Influence of application rate, wind speed and applying slurry in narrow bands. *Plant and Soil* 125, 119-128.
- Umweltbundesamt 1998. Umweltdaten Deutschland 1998: Emissionen von Ammoniak. Homepage <http://www.umweltbundesamt.de/udd/luf/luf5.htm>.
- Van Bochove E and Jones GH 1999. The influence of winter and spring thaw on N₂O emissions from soils. In: Desjardins RL, Keng JC and Haugen-Kozyra K (eds.). Reducing nitrous oxide emissions from agroecosystems. International N₂O Workshop, March 3-5, 1999, Banff, Alberta, Kanada, 155-160.
- Van der Hoek KW 1998. Estimating ammonia emission factors in Europe: Summary of the work of the UNECE ammonia expert panel. *Atmosph. Environ.* 32, 315-316.

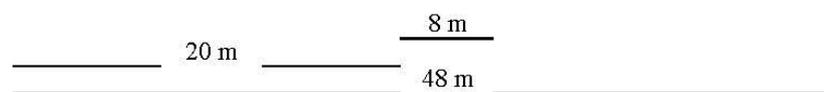
- Van der Weerden TJ, Sherlock RR, Williams PH and Cameron KC 1999. Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two different leguminous pastures. *Biology and Fertility of Soils* 30, 52-60.
- Vandré R, Clemens J, Goldbach H and Kaupenjohann M 1997. NH₃ and N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I. NH₃ emissions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 160, 303-307.
- VDLUFA Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten 1973. *Methodenhandbuch Band II.* Verlag J. Neumann.
- VDLUFA Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten 1991/1997. *Methodenhandbuch Band II.* Verlag J. Neumann.
- Velthof GL and Oenema O 1995. Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands: II. Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. *Europ. J. Soil Sci.* 46, 541-549.
- Velthof GL, Oenema O, Postma R and Van Beusichem ML 1997. Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 257-267.
- Velthof GL, van Groenigen JW, Gebauer G, Pietrzak S, Jarvis SC, Pinto M, Corre W and Oenema O 2000. Temporal stability of spatial patterns of nitrous oxide fluxes from sloping grassland. *J. Environ. Qual.* 29, 1397-1407.
- Wagner-Riddle C and Thurtell GW 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 151-163.
- Wagner-Riddle C, Thurtell GW, Kidd GK, Beauchamp EG and Sweetman R 1997. Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Can. J. Soil Sci.* 77, 134-144.
- Weiske A, Benckiser G and Ottow JCG 2001. Effect of the new nitrification inhibitor DMPP in comparison to DCD on nitrous oxide (N₂O) emissions and methane (CH₄) oxidation during 3 years of repeated applications in field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 57-64.
- Whalen SC 2000. Nitrous oxide emission from an agricultural soil fertilized with liquid swine waste or constituents. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 781-789.
- Whitehead DC, Lockyer DR and Raistrick N 1988. The volatilization of ammonia from perennial ryegrass during decomposition, drying and induced senescence. *Ann. Bot.* 61, 567-571.
- Williams EJ, Hutchinson GL and Fehsenfeld FC 1992. NO₂ and N₂O emissions from Soil. *Global Biogeochemical Cycles* 6, 351-388.
- Yan X, Shi S, Du L and Xing G 2000. Pathways of N₂O emission from rice paddy soil. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 437-440.
- Zhenghu D and Honglang X 2000. Effects of soil properties on ammonia volatilization. *Soil Sci. Plant Nutr.* 46 (4), 845-852.

10. Anhang

Versuchsplan Heidfeldhof, Inst. f. Pflanzenernährung



<i>Wd</i>	FF2d	FF2d	Weg	FF1d	FF1d	<i>BB1d</i>
	FF2d	FF2d		FF1d	FF1d	<i>BB2d</i>
<i>Wc</i>	FF1c	FF1c	Weg	FF2c	FF2c	<i>BB2c</i>
	FF2c	FF2c		FF1c	FF1c	<i>BB1c</i>
<i>Wb</i>	FF1b	FF1b	Weg	FF2b	FF2b	<i>BB1b</i>
	FF1b	FF1b		FF2b	FF2b	<i>BB2b</i>
<i>Wa</i>	FF2a	FF2a	Weg	FF1a	FF1a	<i>BB2a</i>
	FF1a	FF1a		FF2a	FF2a	<i>BB1a</i>



- BB1 = Pflugwirtschaft; wendende Bodenbearbeitung
 BB2 = reduzierte Bodenbearbeitung
 FF1 = Fruchtfolge ohne Leguminosen
 FF2 = Fruchtfolge mit Leguminosen
 W_{a-d} = Wiederholungen

Kernparzelle für „stationäre“ Meßkammern
Parzelle für „mobile“ Meßkammern

Abb. A1: Zweifaktorieller Feldversuch, angelegt in Herbst 1998

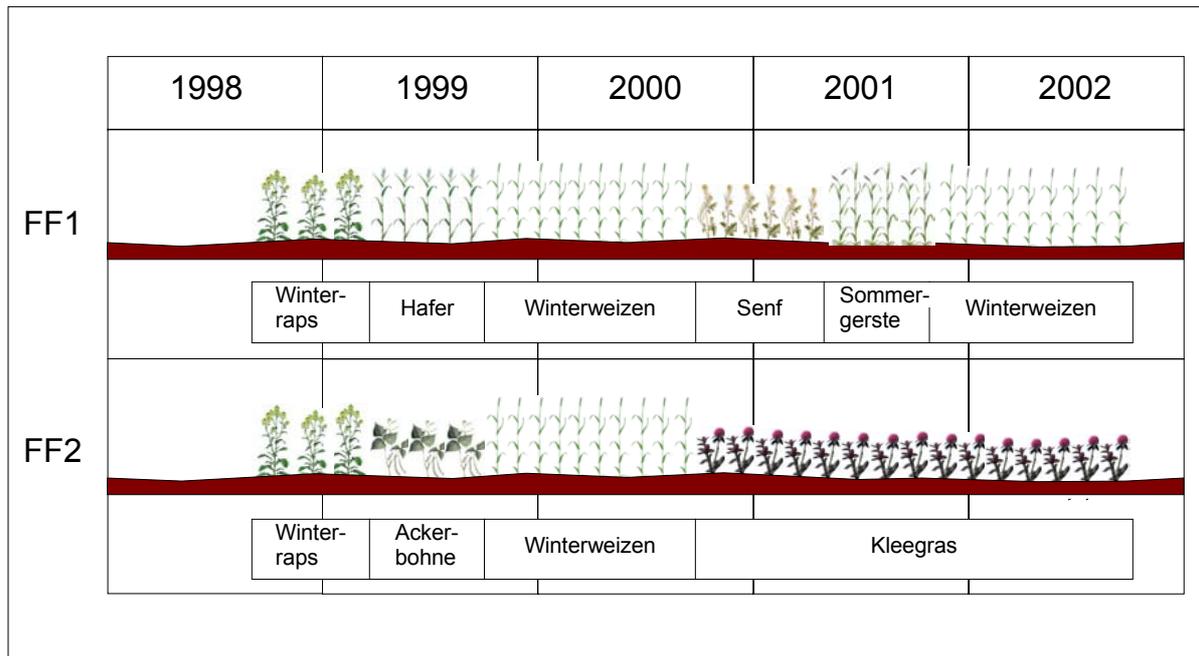


Abb. A2: Fruchtfolgen beim gemeinsamen Feldversuch der Institute für Pflanzenernährung, Agrartechnik und Bodenkunde; Heidfeldhof Hohenheim (Abbildung von Motz I. zur Verfügung gestellt)

Tab. A1: Kulturführung des durchgeführten Feldversuches (Bodenbearbeitung, Düngung, Pflanzenschutz, Ernte)

Jahr	FF*	Fruchtart	Bodenbearbeitung (BB**)		Aussaat	Saatstärke	Düngung	Pflanzenschutz	Ernte	Ertrag Wendende BB bzw. Reduzierte BB
			Wendende BB	Reduzierte BB						
1998	FF 1	Winterraps (Akela)	Pflug 02.09.98 (ca. 22cm tief)	Grubber 02.09.98 (ca. 12cm tief)	06.09.98	15	-	-		-
1998	FF 2	Winterraps (Akela)	Pflug 02.09.98	Grubber 02.09.98	06.09.98	15	-	-		-
1999	FF 1	Hafer (Jumbo)	18.3.99 Einarbeitung W-Raps- Fräse		06.04.99	144	60 kg KAS 17.05.99	Saatgutbeizung (Aagrano UW2000)	09.08.99	47,4 bzw. 41,1
			26.3.99 Kreiselegge							
			06.4.99 Kreiselegge							
1999	FF 2	Ackerbohne (Mythos)	18.3.99 Einarbeitung W-Raps- Fräse		06.04.99	252	-		24.08.99	52,4 bzw. 49,3
			26.3.99 Kreiselegge							
			06.4.99 Kreiselegge							
Herbst 1999		18.10.1999 PK-Grunddüngung (K ₂ O/P ₂ O ₅ : 100/150), mit Einarbeitung								
Jahr	FF*	Fruchtart	Bodenbearbeitung (BB**)		Aussaat	Saatstärke	Düngung	Pflanzenschutz	Ernte	Ertrag

99/00	FF 1	Winterweizen (Estica)	Fräse 25.08.99	Grubber 25.08.99	21.10.99	200	17.04.00: 60 kg KAS 16.05.00: 60 kg KAS	Vorauflauf Boxer 5l ha ⁻¹	03.08.00	83,8 bzw. 81,9
99/00	FF 2	Winterweizen (Estica)			21.10.99	200	12.04.00: 35m3 Rindergülle 09.05.00: 35m3 Rindergülle	Vorauflauf Boxer 5l ha- 1	03.08.00	72,0 bzw. 71,1
Herbst 2000	13.09.2000 Stoppelbearbeitung (Fräse) mit anschließender PK-Grunddüngung (K ₂ O/P ₂ O ₅ : 100/150)									
00/01	FF 1	Gelbsenf (Silenda)	Fräse 07.08.00 Fräse 23.08.00 Pflug 24.8.00	Fräse 07.08.00 Fräse 23.08.00 Grubber 24.08.00	27.09.00	22	-	-		-
00/01	FF 2	Kleegras (Nr. 24)	Fräse 07.08.00 Pflug 14.9.00	Fräse 07.08.00 Grubber 14.09.00	27.09.00	30	-	-		-
2001	FF 1	Sommergerste (Scarlet)			30.04.01	170	60 kg KAS		22.08.01	Keine Ertrags- erfassung, da Hagelschaden
2001	FF 2	Kleegras (Nr. 24)						-	Mulch regel- mäßig	-

* FF 1: Fruchtfolge 1; FF 2: Fruchtfolge 2; ** BB: Bodenbearbeitung

