

Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz
-Fachbereich Pflanzenernährung-
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

**Untersuchungen zur Düngewirkung von Gärrückständen
unter besonderer Berücksichtigung von NH_3 - und NO_3^- -
Verlusten**

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften
(Dr. agr.)

der

Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität
zu Bonn

vorgelegt am

21. August. 2008

von Andrea Brenner
aus Eschweiler

Referent:: PD Dr. Joachim Clemens

Korreferent:: Prof. Dr. Wolfgang Büscher

Tag der mündlichen Prüfung: 27.11.2008

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn unter http://hss.ulb.unibonn.de/diss_online elektronisch publiziert.

Erscheinungsjahr: 2009

Untersuchungen zur Düngewirkung von Gärrückständen unter besonderer Berücksichtigung von NH₃- und NO₃⁻-Verlusten

ZUSAMMENFASSUNG

Bei der Erzeugung von Biogas entsteht als stoffliches Endprodukt der Gärrückstand, der zur Nährstoffversorgung unterschiedlicher Kulturpflanzen eingesetzt werden kann. Die Vergärung sowie Art und Menge der beigemischten Kosubstrate haben Einfluss auf die stoffliche Zusammensetzung dieser Wirtschaftsdünger. Dies kann die pflanzenbauliche Wirkung verändern. So wird durch den erhöhten Anteil an mineralischem N einerseits eine bessere Düngewirkung prognostiziert, andererseits vergrößert eine Erhöhung von pH-Wert und NH₄-N Anteil im Substrat das Risiko von NH₃-Emissionen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Auswirkungen der Kofermentation auf die pflanzenbaulichen Eigenschaften der Düngersubstrate untersucht. Neben der Ertragswirkung wurden NH₃-Emissionen und NO₃⁻-Verlagerung beim Einsatz von Gärrückständen und unvergorener Gülle miteinander verglichen.

Neben den NH₃-Emissionen nach Ausbringung stellen die Emissionen aus der Lagerung eine erhebliche Verlustquelle dar. Es wurde eine Methode entwickelt, um diese kostengünstig und zuverlässig erfassen zu können. Im Rahmen einer Überprüfung der Methode konnten NH₃-Quellstärken zufrieden stellend detektiert werden. Die Wiederfindungsrate bei Ausgasung eines Standards lag bei 86%. Bei NH₃-Emissionsmessungen an einem offenen Lager wurden kumulierte Tagesemissionen zwischen 4,0 g m⁻²d⁻¹ und 6,9 g m⁻²d⁻¹ gemessen.

Im Feldversuch wurden die NH₃-Emissionen nach Applikation von unterschiedlichen Gärrückständen und Gülle erfasst. Hier zeigten sich keine signifikanten Unterschiede der NH₃-Emissionen zwischen Gärrückständen und Rohgülle. Die NH₃-Emissionen lagen zwischen 14% und 67% der ausgebrachten NH₄-Menge, wobei ein Zusammenhang zu TM und pH-Wert deutlich wurde. Durch Ansäuern des Gärrückstandes konnten die NH₃-Emissionen signifikant verringert werden.

Ein Effekt der Vergärung auf die NO₃⁻-Verlagerung konnte nicht nachgewiesen werden. Die NO₃⁻-Austräge nach Applikation von Gärrückstand und Rohgülle zeigten eine hohe räumliche Variabilität und unterlagen deutlichen saisonalen Schwankungen.

Ein Einfluss der Vergärung auf die Düngewirkung wurde sowohl im Freiland als auch in Gefäßversuchen untersucht. Erträge, Ertragsparameter und N-Wirkung nach Applikation der Gärrückstände zeigten keine signifikanten Unterschiede zur Rohgülle. Ein höherer NH₄- N Anteil im Substrat war kein maßgeblicher Parameter für eine bessere N-Ausnutzung. Für die N-Wirkung der Substrate war in dieser Untersuchung nicht die Bindungsform des Stickstoffs, sondern die Menge des applizierten Gesamtstickstoffs maßgeblich.

Insgesamt zeigten die Gärrückstände hinsichtlich ihrer pflanzenbaulichen Wirkung keine deutlichen Unterschiede zu unvergorener Gülle. Bedingt durch unterschiedliche Substrateigenschaften variierten die verwendeten Gärrückstände jedoch teilweise deutlich voneinander. Es empfiehlt sich eine Nährstoffanalyse vor dem Einsatz auf dem Feld.

Studies on the fertilizer value of biogas effluent with regard to NH₃- and NO₃⁻ losses

ABSTRACT

Biogas effluent is an additional end product of biogas production and can be used as a nutrient source for a variety of crops. Fermentation itself as well as the type and amount of co-substrates used change the chemical and physical properties of the effluent. This can influence its horticultural effects. Due to increased contents of mineral N in the effluent an improved fertilizer value is predicted. However, high pH and total ammonia nitrogen (TAN) contents in the substrate may increase the risk of NH₃ volatilization. Therefore, it was investigated how co-fermentation influences the horticultural properties of the fertilizer. The fertilizer value of fermented and unfermented slurry was compared and NH₃ volatilization as well as NO₃⁻ leaching were measured.

In addition to spreading, storage is also an important source of NH₃ losses. Therefore a cost-effective and reliable method to estimate NH₃ volatilization during storage was developed. The validation of the method with a known NH₃ source showed an adequate detection rate. The recovery of a released standard was 86%. Cumulative NH₃ volatilization from open slurry storage ranged from 4,0 g m⁻²d⁻¹ to 6,9 g m⁻²d⁻¹.

Ammonia volatilization after spreading different fermented slurries and unfermented slurry was investigated in a field trial. Losses from fermented and unfermented slurry were not significantly different. NH₃ volatilization ranged from 14% to 67% of applied NH₄, the emissions correlated with dry matter and pH. Acidification of the biogas effluent reduced emissions significantly.

The influence of fermentation on NO₃⁻ leaching was measured in field and greenhouse trials. NO₃⁻ leaching from fermented and unfermented slurry did not differ significantly. NO₃⁻ leaching after application showed high spatial variability as well as strong seasonal variation.

The fertilizer value of fermented and unfermented slurry was measured in field and pot experiments. Yield and N-uptake were not significantly different. A higher TAN content in the substrate did not turn out to be a relevant parameter for improved N utilization but instead the amount of applied nitrogen.

Regarding horticultural effects there were no differences between fermented and unfermented slurry. Due to the different co-substrates used in fermentation, the biogas effluents partly varied from each other. A nutrient analysis before fertilization is recommended.

INHALTSVERZEICHNIS

INHALTSVERZEICHNIS	I
TABELLEN	III
ABBILDUNGEN	IV
ABKÜRZUNGEN.....	VI
1 Allgemeine Einleitung.....	1
1.1 Zielsetzung.....	1
2 Thematische Einleitung	2
2.1 Erneuerbare Energie aus Biogas	2
2.1.1 Entwicklung und Hintergründe der Biogasproduktion.....	2
2.1.2 Biogasgewinnung durch Kofermentation.....	3
2.1.3 Anaerobe Vergärung.....	5
2.1.4 Gärrückstände	7
2.2 N-Kreislauf.....	9
2.2.1 N- Bindungsformen im Boden.....	9
2.2.2 N-Umsetzung im Boden	9
2.2.3 N-Entzug durch Pflanzen.....	10
2.2.4 N-Einträge	11
2.2.5 N-Verluste.....	14
3 Allgemeine Material- und Methodenbeschreibung	19
3.1 Beschreibung der Standorte	19
3.2 Substratparameter.....	20
3.2.1 Trockenmassegehalt (TM)	20
3.2.2 NH_4 und Gesamtstickstoff (N_{tot}).....	20
3.2.3 Charakterisierung des verfügbaren Kohlenstoffs in den Düngersubstraten.....	20
3.2.4 pH-Wert	21
3.3 Bodenuntersuchungen.....	21
3.3.1 Ermittlung der NO_3^- -Auswaschung mittels N_{min} -Beprobung nach VDLUFA	21
3.4 N-Fractionen in wässriger Lösung.....	22
3.4.1 Bestimmung der NH_4 -N Konzentrationen mit dem Schnelltest Modell 14752 ..	22
3.4.2 Bestimmung der NO_3^- -N Konzentrationen mit dem Schnelltest Modell 14563..	22
3.4.3 Bestimmung der N-Fractionen mittels des Continius-Flow Alalyser	22
3.5 Klimadaten.....	22
3.6 Beschreibung der verwendeten Gärrückstände.....	23
3.6.1 Herkunft der Gärrückstände	23
3.6.2 Übersicht über die Substratparameter.....	25
4 Methodenentwicklung	28
4.1 Zielsetzung.....	28
4.2 Methodenentwicklung NH_3 -Emissionsmessung am Lager	28
4.2.1 Versuchsstandort `simuliertes Lager` in Silsoe	28
4.2.2 Versuchsstandort Lager	28
4.2.3 SC-Methode zur Erfassung der NH_3 -Emissionen während der Lagerung	29
4.2.4 Versuchsaufbau.....	30
4.2.5 Optimierung der Probenahmestelle	33
4.2.6 Grenzbereich der SC-Methode	34

4.2.7	Verrechnung der SC-Intervalle	35
4.3	Ergebnisse des Methodentests am simulierten Lager	39
4.3.1	Ermittlung wichtiger Einstellung für die NH ₃ -Emissionsmessung am simulierten Lager	39
4.3.2	NH ₃ -Emissionsmessung am simulierten Lager	41
4.4	Ergebnisse Lager Frankenforst	44
4.4.1	Ermittlung wichtiger Einstellung für die NH ₃ -Emissionsmessung am Lager Frankenforst.....	44
4.4.2	NH ₃ -Emissionsmessung am Lager Frankenforst.....	44
4.5	Bewertung	48
5	Einfluss der Vergärung auf die NH₃-Emissionen nach Applikation auf dem Feld	50
5.1	Einleitung.....	50
5.2	Material- und Methodenbeschreibung	50
5.2.1	Kleinparzellenversuch	50
5.2.2	Großflächiger Ausbringung	54
5.3	Ergebnisse und Diskussion	57
5.3.1	Kleinparzellenversuche	57
5.3.2	Großflächige Applikation.....	68
5.3.3	Vergleich der Versuchsdesigns.....	72
5.4	Schlussfolgerungen.....	73
6	Nitratverlagerung	74
6.1	Einleitung.....	74
6.2	Material und Methode	74
6.2.1	Versuchsdesign	74
6.2.2	Ermittlung der NO ₃ ⁻ -Auswaschung mittels Monitoring-Boxen.....	74
6.2.3	Verteilung des sorbierten NO ₃ ⁻ innerhalb der NO ₃ ⁻ -Sammler	80
6.3	Ergebnisse und Diskussion	81
6.3.1	Variabilität der NO ₃ ⁻ -Auswaschung am Beispiel Winter 2002/2003	81
6.3.2	Nitrataustrag nach Applikation von Gärrückstand und Rohgülle.....	83
6.4	Schlussfolgerung.....	84
7	N-Wirkung	85
7.1	Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen.....	85
7.2	Material und Methoden.....	86
7.2.1	Freilandversuch.....	86
7.2.2	Gefäßversuch.....	87
7.2.3	Ertragsparameter	89
7.3	Ergebnisse und Diskussion	92
7.3.1	Freiland Kleve	92
7.3.2	Erträge Klein Altendorf 2003	98
7.3.3	Weizen Erträge Klein Altendorf 2004	103
7.3.4	Gefäßversuch.....	108
7.4	Schlussfolgerung.....	116
8	Abschließende Betrachtung	118
8.1	Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse.....	118
8.2	Ausblick	119
9	Literaturverzeichnis	121

TABELLEN

Tabelle 1: Menge, Nährstoffgehalte und Trockenmasse vier Gülle unterschiedlicher Herkunft (nach Vetter DLG-Verlag)	13
Tabelle 2: Nährstoffgehalte am Standort Kleve vor Versuchsbeginn	19
Tabelle 3: Nährstoffgehalte am Standort Klein Altendorf vor Versuchsbeginn	19
Tabelle 4: Beschreibung der Standorte Klein Altendorf und Kleve	20
Tabelle 5: Substratparameter Kleve 2002	25
Tabelle 6: Substratparameter Klein Altendorf 2002/2003	26
Tabelle 7: Substratparameter Gefäßversuch	26
Tabelle 8: Substratparameter Klein Altendorf 2003/2004 für die NH ₃ -Messungen	27
Tabelle 9: Substratparameter Klein Altendorf 2003/2004 für die Ertragsmessung	27
Tabelle 10: Zusammenstellung der unterschiedlichen Verrechnungsmöglichkeiten.....	36
Tabelle 11: Zusammenfassung wichtiger Einstellungen zur Erfassung der NH ₃ -Emissionen am simulierten Lager Silsoe	40
Tabelle 12: Am simulierten Güllelager tatsächlich ausgegaste NH ₃ -Menge sowie Zusammenfassung der mit der SC Methode berechneten NH ₃ -Emissionen.....	42
Tabelle 13: Zusammenfassung wichtiger Einstellungen zur Erfassung der NH ₃ -Emission am Lager Frankenforst	44
Tabelle 14: Darstellung von pH-Wert und TM der in Kleve 2002 verwendeten Substrate	57
Tabelle 15: Darstellung von pH-Wert und TM der in Klein Altendorf 2002 verwendeten Substrate	60
Tabelle 16: Darstellung von pH-Wert und TM der in Klein Altendorf 2003 verwendeten Substrate	62
Tabelle 17: Übersicht über pH-Wert und TM sowie kumulierte NH ₃ -Emissionen	66
Tabelle 18: Übersicht über Standorte und Messzeitramme	78
Tabelle 19: Zusammensetzung des für den Gefäßversuch verwendeten Bodens	88
Tabelle 20: Anteile an NH ₄ -N im Substrat und die applizierte Menge an N _{tot} , Kleve 2002 ...	93
Tabelle 21: Ergebnisse der Bonitur der Ertragsparzellen in Kleve 2002	97
Tabelle 22: Anteile an NH ₄ -N im Substrat und die applizierte Menge an N _{tot} , Klein Altendorf 2003.....	99
Tabelle 23: N-Gehalte der Gerste	102
Tabelle 24: Anteile an NH ₄ -N im Substrat und applizierte Menge an N _{tot} , Klein Altendorf 2003 und 2004	105
Tabelle 25: Darstellung der prozentualen NH ₄ -N Anteile der Gärrückstände (GR) und der Rohgülle (RG), sowie die in V1 bzw. V2 ausgebrachten Mengen an N _{tot} bzw. NH ₄ -N.....	108

ABBILDUNGEN

Abbildung 1: Entwicklung der Biogasanlagen in Deutschland (FNR, 2008)	3
Abbildung 2: Gasausbeute verschiedener Stoffgruppen (Baserga, 2000)	5
Abbildung 3: Schematische Darstellung des Vergärungsprozesses	6
Abbildung 4: Herkunftsbereiche der NH ₃ -Emissionen (nach FNR, 2002)	16
Abbildung 5: Schema Ausgasungsanlage	31
Abbildung 6: Schema des Haltungssystems	31
Abbildung 7: Schema des Probenahmesystems	33
Abbildung 8: NH ₄ -Signale der Sammler bei unterschiedlichen Probenahmesystemen.....	34
Abbildung 9: Grenzbereich bei der Emissionsberechnung mit der SC-Methode	35
Abbildung 10: Schematische Darstellung der SC-Intervalle.....	36
Abbildung 11: Vergleich der Verrechnungsmethoden M 1 bis M 4.....	37
Abbildung 12: Vergleichende Darstellung der mit den unterschiedlichen Berechnungs- methoden verrechneten NH ₃ -Emissionen.....	38
Abbildung 13: NH ₄ -N-Konzentrationen in den Sammler bei unterschiedlicher Länge des Messintervalls am simulierten Lager.....	40
Abbildung 14: NH ₄ -Signale der SC-Intervalle am simulierten Güllelager.....	42
Abbildung 15: NH ₃ -Emissionen am Lager Frankenforst ohne Abdeckung.....	45
Abbildung 16: NH ₃ -Emissionen am Lager Frankenforst mit Abdeckung Messreihe 1	47
Abbildung 17: NH ₃ -Emissionen am Lager Frankenforst mit Abdeckung Messreihe 2	47
Abbildung 18: NH ₃ -Emissionen am Lager Frankenforst während der Homogenisierung.....	48
Abbildung 19: Passivsammler	52
Abbildung 20: Ausbringung mit dem simulierten Schleppschuhverfahren.....	53
Abbildung 21: NH ₃ -Emissionen der Frühjahrsdüngung am Standort Kleve 2002	58
Abbildung 22: Kumulierte NH ₃ -Verluste der Frühjahrsdüngung Kleve 2002	59
Abbildung 23: Kumulierte NH ₃ -Verluste der Herbstdüngung Klein Altendorf 2002.....	61
Abbildung 24: NH ₃ -Emissionen der Frühjahrsdüngung Klein Altendorf 2003	63
Abbildung 25: Kumulierte NH ₃ -Verluste der Frühjahrsdüngung Klein Altendorf 2003.....	64
Abbildung 26: Korrelation zwischen TM und NH ₃ -Emissionen	67
Abbildung 27: Korrelation zwischen pH-Wert und NH ₃ -Emissionen.....	67
Abbildung 28: NH ₃ -Emissionen nach großflächiger Applikation im Herbst 2003.....	69
Abbildung 29: Kumulierte NH ₃ -Verluste nach großflächiger Applikation im Herbst 2003... 70	
Abbildung 30: NH ₃ -Emissionsraten nach großflächiger Ausbringung im Frühjahr 2004.....	71

Abbildung 31: Übersicht über NO_3^- -Sammler (a) NO_3^- -Sammler, (b) Profilgrube mit seitlichen Stollen, (c) Installation.....	75
Abbildung 32: Schichten der NO_3^- -Sammler	76
Abbildung 33: Niederschlag und Temperatur am Standort Klein Altendorf 2002/2003.	78
Abbildung 34: Niederschlag und Temperatur am Standort Klein Altendorf 2003	79
Abbildung 35: Niederschlag und Temperatur am Standort Klein Altendorf 2003/2004	79
Abbildung 36: Längsschnitt durch einen NO_3^- -Sammler, NO_3^- -Konzentrationsprofil	80
Abbildung 37 : Positionierung und NO_3^- -Austräge der Parzellen.....	82
Abbildung 38: Kumulierte NO_3^- -Austräge	84
Abbildung 39: Veränderung der C- und N-Parameter der Gülle durch die anaerobe Vergärung (verändert nach FNR, 2005)	85
Abbildung 40: Ernte mit Parzellenmähdrescher.....	87
Abbildung 41: Erträge von Korn und Stroh auf dem Standort Kleve	92
Abbildung 42 : N-Entzug der Gerste in % des in den Boden eingetragenen $\text{NH}_4\text{-N}$ auf den Ertragsparzellen am Standort Kleve	94
Abbildung 43: N-Entzug der Gerste in % des in den Boden eingetragenen N_{tot} auf den Ertragsparzellen am Standort Kleve	95
Abbildung 44: Erträge von Korn und Stroh auf dem Standort Klein Altendorf 2003	98
Abbildung 45: N-Ausnutzung in % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ der Gerste am Standort Klein Altendorf 2003.....	100
Abbildung 46: N-Entzug in % des applizierten Gesamtstickstoffs der Gerste am Standort Klein Altendorf 2003.....	101
Abbildung 47: Erträge von Korn und Stroh auf dem Standort Klein Altendorf 2004	104
Abbildung 48: N-Ausnutzung in % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ der Gerste am Standort Klein Altendorf 2004.....	106
Abbildung 49: N -Ausnutzung in % des applizierten N_{tot} der Gerste am Standort Klein Altendorf 2004.....	106
Abbildung 50: Versuchsreihe 1; Ertragsentwicklung von Welschem Weidelgras beim Gefäßversuch.....	109
Abbildung 51: Versuchsreihe 1; Trockenmasse 2. Schnitt beim Gefäßversuch.....	110
Abbildung 52: N-Ausnutzung auf der Basis von Mineraldüngeräquivalenten V 1	112
Abbildung 53: Versuchsreihe 2; Ertragsentwicklung von Welches Weidelgras im Gefäßversuch.....	113
Abbildung 54: Versuchsreihe 2, Trockenmasseerträge 1. Schnitt beim Gefäßversuch	115
Abbildung 55: N-Ausnutzung auf der Basis von Mineraldüngeräquivalenten V 2	116
Abbildung 56: N-Ein- und Austrägen beispielhaft für das Versuchsjahr 2003.....	118

ABKÜRZUNGEN

A	Fläche
BHKW	Blockheizkraftwerk
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf (g O ₂ Liter ⁻¹)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (g O ₂ Liter ⁻¹)
h	Stunde(n)
hl	Hektolitergewicht
d	Durchmesser
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
DOC	löslicher organischer Kohlenstoff
DüV	Düngerverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
et al.	et altera
GR	Gärrückstand
GV	Großvieheinheit
M	Messsystem(e)
MD	Mineraldünger
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
n	Anzahl der Wiederholungen
N _{tot}	Gesamtstickstoff
N _{min}	mineralischer Stickstoff
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
oTM	organische Trockenmasse
p	Signifikanzniveau
PE	Polyethylen
pH	negativ dekadischer Logarithmus der H ⁺ -Ionenkonzentration
r ²	Regressionskoeffizient
RG	Rohgülle
TM	Trockenmasse
V	Volumen
V1	Versuchsreihe 1
V2	Versuchsreihe 2
WTW	Wissenschaftlich-Technische Werkstätten

1 Allgemeine Einleitung

Die Biogasproduktion gewinnt zunehmend an Bedeutung. Durch die Zugabe von Kosubstraten, biogenen Reststoffen oder landwirtschaftlichen Rohstoffen erhöht sich der Gasertrag. Neben der Erzeugung von Biogas, das zu Wärme und Energie umgewandelt wird, entsteht im Rahmen des Gärprozesses ein stoffliches Endprodukt, der Gärrückstand. Gärrückstände werden ähnlich den Wirtschaftsdüngerformen, Gülle und Jauche, zur Nährstoffversorgung unterschiedlicher Kulturpflanzen eingesetzt. Durch die Beimischung von Kosubstraten und den Vergärungsprozess verändern sich die stofflichen Eigenschaften der organischen Dünger im Vergleich zum Ausgangssubstrat. Diese sind vor allem die Gehalte an leicht verfügbarem Kohlenstoff, Trockenmasse (TM) und Ammonium (NH_4), sowie das C/N-Verhältnis und der pH-Wert. Die Auswirkungen dieser Veränderungen auf die Düngereigenschaften sind noch weitgehend ungeklärt.

1.1 Zielsetzung

Diese Untersuchung setzt sich zum Ziel, die Düngewirkung von Gärrückständen aus der Kofermentation im Vergleich zu unbehandelter Gülle genauer zu betrachten. Hierbei sollen sowohl pflanzenbauliche als auch ökologische Auswirkungen der Düngung mit Gärrückständen untersucht werden. Folgende Fragestellungen sind dabei leitend:

- ?? Wie wirkt sich die Vergärung auf die **NH_3 -Verluste** bei der Ausbringung aus? Ein mit der Vergärung einhergehender Anstieg des pH-Wertes könnte eine verstärkte NH_3 -Freisetzung vermuten lassen. Desweiteren soll untersucht werden, ob sich durch Ansäuerung eines Gärrückstandes die N-Verluste bei der Ausbringung reduzieren lassen.
- ?? Unterscheiden sich die N-Verluste in Form von **NO_3^- -Auswaschung** nach Ausbringung von Gärrückständen und Rohgülle voneinander?
- ?? Übt die Vergärung Einfluss auf die **Ertragswirkung** der organischen Dünger aus? In Gefäß- und Freilanduntersuchungen sollen Ertragsmessungen mit Gärrückständen und Rohgülle durchgeführt werden.

2 Thematische Einleitung

2.1 Erneuerbare Energie aus Biogas

Die Bundesregierung plant den Anteil erneuerbarer Energien an der Energieversorgung bis zum Jahr 2010 auf mindestens 12,5% und bis zum Jahr 2020 auf mindestens 20% zu erhöhen (Novelle EEG, 2004). Die Erzeugung von Biogas kann hierzu wesentlich beitragen. Die Biogasproduktion reduziert den Einsatz fossiler Brennstoffe und leistet einen Beitrag zur Reduktion des CO₂-Ausstosses aufgrund ihrer CO₂-Neutralität (Pötsch *et al.*, 2004).

2.1.1 Entwicklung und Hintergründe der Biogasproduktion

Im Jahre 1776 entdeckte der Physiker Alessandro Volta die Entstehung von CH₄ beim anaeroben Abbau organischer Substanzen (Gutterer, 1997). Die erste Biogasanlage wurde 1859 in Bombay errichtet. In Deutschland wurden um 1910 erste Versuche unternommen, um Biogas aus Klärschlamm zu gewinnen. Die Nutzung des Klärgases erfolgte 1937 als Treibstoff für den städtischen Fuhrpark verschiedener deutscher Städte (Jäckel, 1999). Während des zweiten Weltkriegs wurden landwirtschaftliche Reststoffe zur Energieproduktion verwandt und die ersten landwirtschaftlich genutzten Biogasanlagen entwickelt. Diese Entwicklung wurde in den 1950er und 1960er Jahren allerdings aufgrund niedriger Ölpreise unterbrochen. Ein verstärktes Interesse an den regenerativen Energien, so auch an der Biogasnutzung, brachte die Ölkrise 1973 mit sich. Doch auch dieses Interesse kam mit sinkenden Energiepreisen und mangelnder Wirtschaftlichkeit zum Erliegen (Jäckel, 2000; von Oheimb, 1993).

Im Jahr 1999 existierten in Deutschland rund 850 Anlagen, bis zum Jahr 2008 hat sich dieser Bestand auf rund 3800 Anlagen erhöht (Abbildung 1). Dieser Anstieg ist einer steigenden Wirtschaftlichkeit der Biogasproduktion zuzuschreiben, die vor allem auf rechtlichen Rahmenbedingungen und Fördermaßnahmen basiert (FNR, 2008).

Das **Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz** (1994) räumt der Verwertung von organischen Reststoffen im Sinne der Kreislaufwirtschaft Vorrang vor der Entsorgung ein. Das **Stromeinspeisegesetz** (1998) stellt die Einspeisung von Strom aus regenerativen Energien in das öffentliche Netz sicher. Das **Erneuerbare Energien Gesetz** (2000) regelt die Einspeisung zu einem Festpreis. Schließlich bietet die Novellierung des **Erneuerbaren Energien Gesetz** (2004) neben der Grundvergütung für die Stromeinspeisung noch zusätzliche Anreize für den

Einsatz von Nachwachsenden Rohstoffen (NawaRo), innovativen Technologien und Kraft-Wärme-Kopplung an.

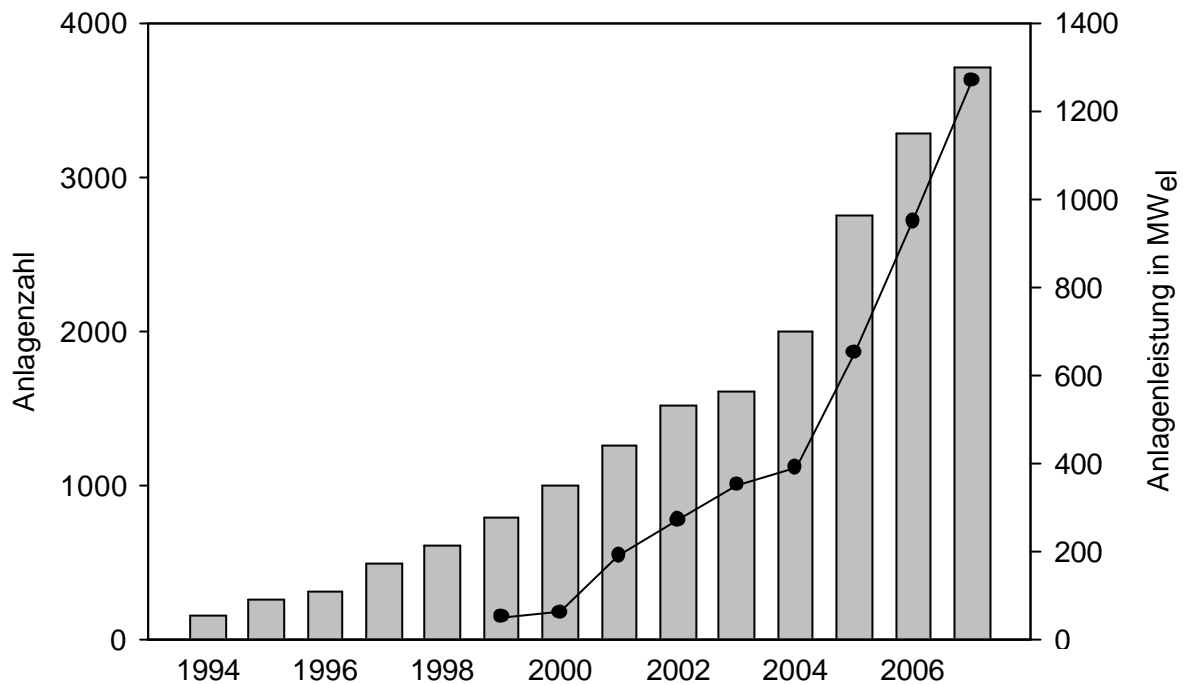


Abbildung 1: Entwicklung der Biogasanlagen in Deutschland, Anlagenzahl und installierte elektrische Leistung in MW_{el} (FNR, 2008)

2.1.2 Biogasgewinnung durch Kofermentation

Ursprünglich wurden Biogasanlagen nur mit Wirtschaftsdüngern betrieben. Dies erwies sich allerdings nicht als wirtschaftlich. Durch den Einsatz von organischen Zusatzstoffen (Kofermenten) wird die Biogasausbeute und somit die Wirtschaftlichkeit erhöht. Unter Kofermentation versteht man die gemeinsame Vergärung von Flüssigmist oder speziell vorbehandeltem Festmist mit landwirtschaftlichen, gewerblichen, agroindustriellen und kommunalen Reststoffen (Weiland, 2000).

Durch die Zugabe von Kosubstraten, vor allem beim Einsatz fetthaltiger Kosubstrate kann die Biogasausbeute um das fünf- bis sechsfache gesteigert werden (Dissemond, 1993). Heute werden Biogasanlagen fast ausnahmslos als Kofermentationsanlagen betrieben. In landwirtschaftlich genutzten Kofermentationsanlagen dient Wirtschaftsdünger (Gülle) weiterhin als wichtiger Bestandteil. Bei ungefähr zwei Drittel der Biogasanlagen in Deutschland wird Rindergülle, bei 15% Schweinegülle und bei den anderen Geflügel oder

Mischgülle als Grundsubstrat eingesetzt (FNR, 2005). Die Puffereigenschaften der Gülle, die vor allem auf den Carbonatpuffer zurückzuführen sind, stabilisieren den Gärprozess (Sommer, 1995). Bei der Verwendung von Gülle als Grundsubstrat können Schwankungen in der Zusammensetzung des Gärsubstrates, etwa bei der Zugabe von einseitig zusammengesetzten Kosubstraten, ausgeglichen werden. Der Anteil an Wirtschaftsdünger kann jedoch erheblich schwanken. Es werden Anlagen betrieben in denen Wirtschaftsdünger als Grundsubstrat eingesetzt wird (>40%) und andere Anlagen in denen der Anteil an Gülle nur 10% ausmacht. Auch gehen Entwicklungen dahin, Gülle nur noch zum Starten der Biogasanlage zu verwenden (Duederer, 2006).

Als Kosubstrate dienen landwirtschaftliche, gewerbliche, agroindustrielle oder kommunale Reststoffe. Zurzeit ist ein deutlicher Trend zum Einsatz von NawaRo zu beobachten. Dies ist nicht zuletzt der Novellierung des EEG zuzuschreiben. Nahezu alle Neuanlagen werden mit NawaRo gefahren. Am häufigsten werden Silomais, Ganzpflanzensilage und Getreide eingesetzt (Duederer, 2006). Die Verwertung von Bioabfällen in Biogasanlagen wird dafür von wenigen, aber dafür spezialisierten Anlagen realisiert. Die Kofermentation von Bioabfällen schließt zwar natürliche Stoffkreisläufe, doch es können auch Schad- und Störstoffe auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen gelangen. Deshalb sind hier die Vorschriften der Düngemittel-, der Bioabfall- sowie der EU-Hygieneverordnung zu beachten (Katalyse, 2000).

Das Methanbildungsvermögen der verschiedenen Substrate ist wesentlich von ihrer stofflichen Zusammensetzung abhängig. Substrate mit hoher organischer Trockenmasse (oTM) sind zu bevorzugen. Für Menge und Qualität des Biogases sind die Stoffgruppen Rohprotein, Kohlenhydrate und Rohfette verantwortlich (Abbildung 2). Die Vergärung von Fetten führt zu hohen Gaserträgen mit hohem Methangehalt. Eiweißverbindungen zeigen eine niedrigere Gasausbeute, der Methangehalt ist allerdings mit Fetten vergleichbar. Schlechtere Ergebnisse bringt die Vergärung von Kohlenhydraten (FNR, 2004). Nährstoffmuster und Zusammensetzung der Kosubstrate hängen zusätzlich von dem Vegetationsstand, den Sorten- und Standorteigenschaften ab. Ebenso kann die Prozessführung Einfluss auf die Methanausbeute haben.

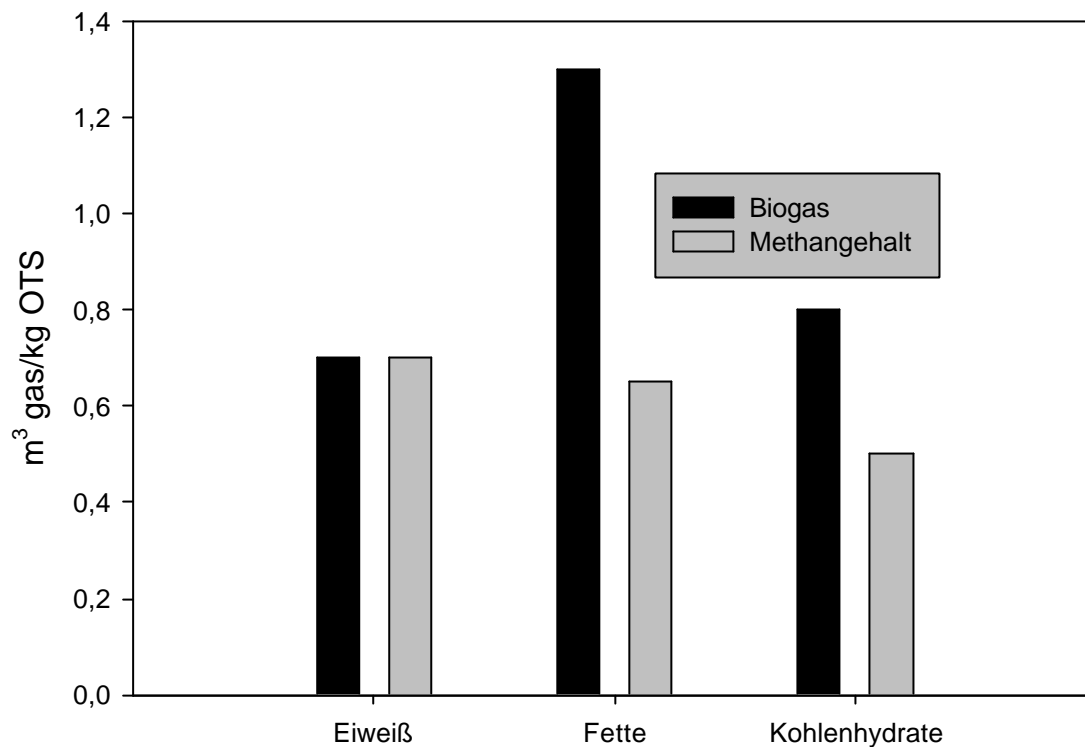


Abbildung 2: Gasausbeute verschiedener Stoffgruppen und Methangehalt in % (Baserga, 2000)

2.1.3 Anaerobe Vergärung

Die Erzeugung von Biogas erfolgt durch anaerobe Vergärung. Die anaerobe Vergärung ist ein komplexer, biochemischer Prozess, an dem unterschiedliche Gruppen von Mikroorganismen beteiligt sind. Organische Substanz wird in diskreten Schritten zu CO_2 und CH_4 umgewandelt. Wie in Abbildung 3 dargestellt erfolgt der Abbau der Biomasse in vier Stufen (Hydrolyse, Acidogenese, Acetogenese und Methanogenese). Die Voraussetzung für den Vergärungsprozess ist der Ausschluss von Licht und Sauerstoff.

Während der ersten Phase werden hochmolekulare organische Verbindungen wie Eiweißkörper, Kohlenhydrate und Fette mittels von Bakterien abgesonderten Exoenzymen in niedermolekulare Verbindungen umgewandelt (Meyer-Pitroff, 2002). Da hierbei die festen Substanzen durch Abspaltung von Wasser in Lösung gehen, wird diesen Schritt als **Hydrolyse** (Verflüssigung) bezeichnet. Die Produkte der Hydrolyse werden in der anschließenden **Acidogenese** (Versäuerung) durch säurebildende Bakterien zu organischen Säuren, wie Essigsäure, Propionsäure und Buttersäure sowie Alkoholen, CO_2 und H_2 abge-

baut. Das Verhältnis der in dieser Phase entstehenden Produkte zueinander hängt vom Wasserstoffpartialdruck ab. Je niedriger dieser ist, desto höher ist der Anteil an entstehendem Acetat. Das Temperaturoptimum für die Säurebildung liegt bei 30 °C und der optimale pH-Wert bei 6 (FNR, 2004). In der dritten Phase, der **Acetogenese** (Essigsäurebildung), werden die organischen Säuren und Alkohole von acetogenen Bakterien zu Acetat, H_2 und CO_2 umgewandelt. Diese Produkte dienen den methanogenen Bakterien als Substrat, auch hier wirkt eine erhöhte H_2 -Konzentration hemmend (Hauer, 1993). Bei der **Methanogenese** (Methanbildung) kommen zwei Gruppen von Methanogenen zum Einsatz: Acetotrophe Methanogene bilden Methan aus Essigsäure (30%) und hydrogenotrophe Methanogene reduzieren CO_2 zu Methan (70%). Methanogene haben eine geringe Wachstumsrate und reagieren sensibel auf Veränderung der Umweltbedingungen. Der optimale pH-Bereich für Methanogene liegt bei 6,8 - 7,1. Im Fermenter laufen die vier Prozesse räumlich und zeitlich parallel ab. In diesem Zusammenspiel verschiedener Mikroorganismengruppen sind die Methanogenen aufgrund ihrer geringen Wachstumsrate gegenüber Veränderungen der Umweltbedingungen am sensibelsten (Meyer-Pittroff, 2002).

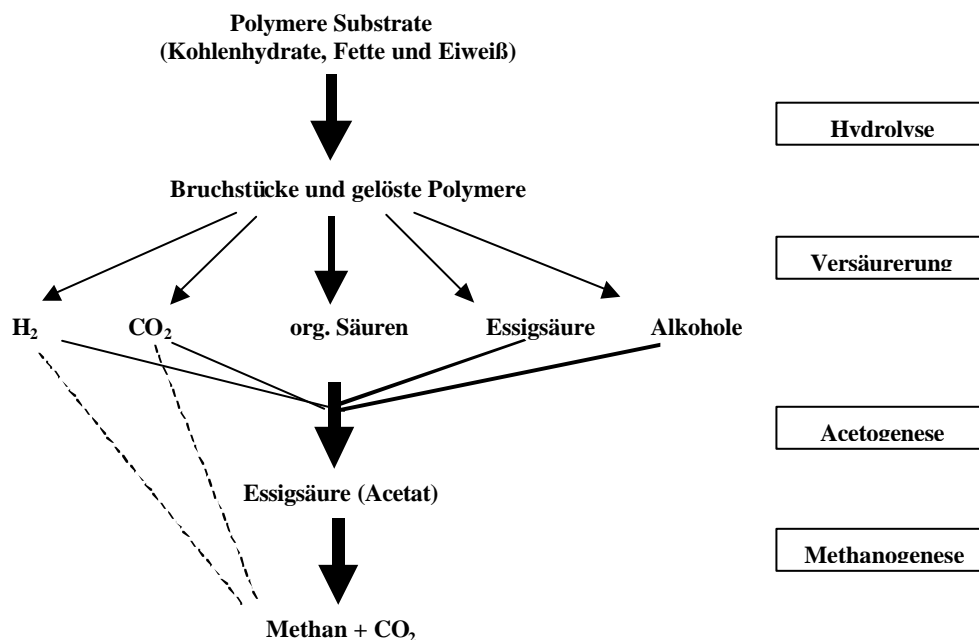


Abbildung 3: Schematische Darstellung des Vergärungsprozesses

2.1.4 Gärrückstände

Neben der Erzeugung von Biogas, das zu Wärme und Energie umgewandelt wird, entsteht im Rahmen des Gärprozesses ein stoffliches Endprodukt, der Gärrückstand. Gärrückstände werden ähnlich den Wirtschaftsdüngerformen Gülle und Jauche zur Nährstoffversorgung unterschiedlicher Kulturpflanzen eingesetzt. Durch die Vergärung verändern sich die Substrateigenschaften.

pH-Wert

Die Vergärung resultiert in einer Erhöhung des pH-Wertes. Zehntner (2002) gibt eine pH-Wert Erhöhung um 0,3 bis 1,4 Einheiten in Folge des Gärprozesses an. Bei einer Untersuchung von Gärrückständen aus 86 landwirtschaftlich genutzten Biogasanlagen wurde eine solche um rund 0,4 Einheiten bei Rindergülle und um 0,3 Einheiten bei Schweinegülle festgestellt (Pötsch, 2004).

C/N-Verhältnis

Durch den Abbau von Kohlenstoff kommt es zu einer Einengung des C/N-Verhältnisses im Gärrückstand. Dadurch ist eine geringere Immobilisierungsrate und eine bessere N-Verwertung zu erwarten (Döhler, 1996).

Trockenmasse (TM)

Im Verlauf des Gärprozesses wird σ TM zu Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) abgebaut. Die Reduktion der Trockenmasse hängt sowohl von Dauer und Intensität der Vergärung, als auch von der stofflichen Zusammensetzung des Ausgangssubstrates ab (Zehntner, 2002). Je nach Verweildauer im Fermenter wurde von Pötsch (2004) eine Verringerung der Trockenmasse um 44% - 66% festgestellt. Bei der Vergärung von Gülle wird die Reduktion der organischen Substanz von der tierischen Herkunft beeinflusst (Roschke, 2003). Während in Milchviehgülle, bedingt durch den höheren Rohfaseranteil im Futter, etwa 30% der organischen Substanz abgebaut werden, sind es bei Schweinegülle um 50%, bei Hühnergülle sogar 65%. Kosubstrate werden ebenfalls, je nach ihrer Zusammensetzung, unterschiedlich stark umgesetzt. Fetthaltige und leicht vergärbare Substanzen werden vollständig abgebaut, bei ligninhaltigem Material, wie Bioabfall und Gras, findet nur teilweise ein Abbau statt (Pfundner *et al.*, 2002).

Gesamtstickstoff und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt

Infolge der Reduktion der organischen Substanz wird auch ein Teil des organisch gebundenen Stickstoffs mineralisiert. Bei Untersuchungen des UBA (2002) wurde ein Anstieg des Ammoniumanteils am Gesamtstickstoffanteil von 0,2% bis 27,2% gemessen; dieser war von der Verweildauer der Gärrückstände, sowie von Menge und Art der beigemischten Kosubstrate abhängig. Durch den höheren Gehalt an mineralischem Stickstoff ist eine bessere kurzfristige N-Wirkung und eine leichtere Kalkulierbarkeit der Düngewirkung zu erwarten. Bei Untersuchungen von Gutser *et al.* (2005) wurde für den Einsatz von Gärrückständen eine N-Verwertung entsprechend Mineraldüngeräquivalente von 40% bis 70% erreicht.

Durch den Einsatz von verschiedenen Kosubstraten in unterschiedlichen Mengenanteilen und Verweilzeiten entstehen Gärrückstände, die bezüglich ihrer Substrateigenschaften stark variieren. Die meisten Untersuchungen beziehen sich auf vergorene Gülle und in der Regel basieren die Aussagen über den Einsatz der Gärrückstände als Wirtschaftsdünger lediglich auf theoretischen Überlegungen. Umfassende Untersuchungen bezüglich pflanzenbaulicher und ökologischer Faktoren, die unterschiedliche Gärrückstände aus landwirtschaftlich genutzten Biogasanlagen vergleichen, existieren bisher kaum.

2.2 N-Kreislauf

Zur pflanzenbaulichen Beurteilung der Gärückstände zählen neben Ertragsmessungen auch N-Verluste, Kenntnisse über die N-Dynamik im Boden bilden hierfür die Grundlage:

2.2.1 N- Bindungsformen im Boden

Stickstoff gehört zu den Hauptnährelementen von Pflanzen und Bodenorganismen und ist ertragsbestimmend in Agrarökosystemen. Im Boden liegt Stickstoff zu 90% bis 95% in organischer Form vor; nur 5% bis 10% des Stickstoffs sind anorganisch gebunden (van Cleemput, 2002). Die organischen N-Verbindungen stammen aus der Umsetzung von Ernterückständen und abgestorbenen Organismen oder sind Stoffwechselprodukte der Bodenorganismen. Stickstoff kann auf vielfältige Art in der organischen Substanz gebunden sein. Er liegt zu 20% - 40% als Aminosäure-N vor, 5% - 10% sind Aminozucker und 1% - 7% Nucleinsäure-N. Desweiteren findet sich organisch gebundener Stickstoff auch in Huminstoffen, deren Struktur allerdings noch weitgehend ungeklärt ist. Vermutlich handelt es sich um heterozyklische Strukturen und Amidverbindungen

Anorganisch gebunden liegt N im Boden als NO_3^- und NH_4^+ vor. Dieser leicht lösliche und austauschbare N-Pool steht den Pflanzen direkt zur Verfügung (Schachtschabel, 2002). Die mineralischen N-Formen sind ebenso für Mikroorganismen verfügbar und können somit immobilisiert werden. Das leicht lösliche NO_3^- ist zudem stark auswaschungsgefährdet. In nichtaustauschbarer und nichtpflanzenverfügbarer Form kann NH_4^+ im Kristallgitter von Silikaten eingeschlossen werden (Oehmichen, 2002).

2.2.2 N-Umsetzung im Boden

Die unterschiedlichen N-Pools unterliegen einer kontinuierlichen Zufuhr und Freisetzung, die über die Prozesse der Mobilisierung (Mineralisierung) und Immobilisierung gesteuert werden. Beide Prozesse sind stark klima-, standort- und nutzungsbeeinflusst.

Unter **N-Mineralisierung**, unterteilt in die Teilprozesse Ammonifikation und anschließender Nitrifikation, wird der durch Mikroorganismen gesteuerte biochemische Abbau organischer N-Verbindungen zu anorganischen Bindungsformen verstanden (Stevenson, 1986). Die Mikroorganismen benötigen die organische Substanz für die Atmungsenergie und den Stickstoff, Kohlenstoff und andere Nährelemente zur Zellsynthese.

Unter **N-Immobilisierung** versteht man die Umwandlung mineralischer N-Verbindungen zu organischen Bindungsformen (Stevenson, 1986). Der biochemische Ablauf der Immobilisierung stellt die Umkehrung der Mineralisierung dar. NO_3^- wird zu NH_3 reduziert, aus dem dann zusammen mit C-haltigem Substrat, einfache N-Verbindungen und letztlich hochmolekulare Strukturen gebildet werden (Mengel, 1991). Die Inkorporierung von mineralischem N in die Biomasse (Immobilisierung) und die Freisetzung von N aus organischen Verbindungen (Mineralisierung) treten stets zusammen auf.

Das Überwiegen von Mineralisierung bzw. Immobilisierung hängt vom C/N-Verhältnis ab. Bei der Verwertung von Pflanzenmaterial mit niedrigem N-Gehalt benötigen die Mikroorganismen zusätzlich N, wobei der mineralische N-Pool des Bodens gemindert wird. Aus der Einarbeitung von Pflanzenmaterial mit weitem C/N-Verhältnis (Getreidestroh) resultiert Immobilisierung, die Nutzung von Material mit engem C/N-Verhältnis mündet in vermehrter Mineralisierung. Ein C/N-Verhältnis von 25 bis 30 gilt als entscheidend für das Überwiegen von Mineralisierung oder Immobilisierung (van Cleemput, 2002).

Bestimmte Tonminerale (Illite, Vermiculite) binden in ihren Zwischenschichten NH_4^+ -Ionen in schwer- oder nicht-austauschbarer Form, was als **Ammoniumfixierung** bezeichnet wird. Diese Bindung erfolgt vor allem in tonreichen Böden und Lössböden, wenn diese an K verarmt sind, da K^+ - und NH_4^+ -Ionen sich in den Zwischenschichten ersetzen können. Die Fixierungskapazität wird für Lössböden in Deutschland mit 80 - 210 mg kg^{-1} angegeben (Schachtschabel, 1992).

2.2.3 N-Entzug durch Pflanzen

Der Stickstoff wird überwiegend von den Wurzeln als NO_3^- - und NH_4^+ -Ionen aufgenommen. Andere N-Formen (Harnstoff, Kalkstickstoff) müssen im Boden erst mineralisiert werden, um von den Pflanzen aufgenommen werden zu können. In geringen Mengen kann allerdings auch Harnstoff als Molekül von den Wurzeln aufgenommen werden. In sauren Böden ist die Aufnahme von NO_3^- -N günstiger, da NH_4^+ -haltige Dünger zusätzlich versauernd wirken (Oehmichen, 2002).

N-Mangelsymptome, wie Spitzenchlorosen und Nekrosen, treten zuerst an älteren Blättern auf. N-Mangelpflanzen haben eine verkürzte vegetative Phase, eine schwache Bestockung und schlechte Bewurzelung. N-Mangel erbringt in der Regel erhebliche Ertrags- und Qualitätseinbußen. Bei N-Überschuss kommt es zu blau-grüner Blattfärbung und Reife-

verzögerung. Infolge weicheren Gewebes tritt stärkere Anfälligkeit gegenüber Pflanzenkrankheiten und mangelnde Standfestigkeit auf. Bei zu hohem N-Angebot kann es zu Anhäufung von Nitraten kommen. Neben den Schädigungen an der Pflanze sind ökologische Risiken von Bedeutung (Oemichen, 2000).

2.2.4 N-Einträge

Nach Richtlinien des IPCC (1996) umfassen N-Einträge in landwirtschaftlich genutzte Anbausysteme die Applikation von Wirtschafts- und Mineraldünger, die biologische N₂-Fixierung und die Einarbeitung von Ernterückständen.

N-Deposition

Der N-Eintrag aus der Luft stammt aus zuvor emittiertem NH₃ und NO_x. Wenn NH₃ freigesetzt wird, kommt es entweder in unmittelbarer Nähe der Emissionsquelle zu trockener Deposition, oder NH₃ löst sich in atmosphärischem Wasser und reagiert zu (NH₄)₂SO₄ oder NH₄NO₃, das schließlich über nasse Deposition in andere Ökosysteme eingetragen wird (Mosier, 2001). Das aus dem Boden freigesetzte NO wird in der Atmosphäre zu Salpetersäure und Nitratsalzen umgewandelt und gelangt als trockene und nasse Deposition wieder in den Boden (Mosier, 2001).

Nach Van Cleemput und Boeckx (2002) beläuft sich der gesamte atmogene N-Eintrag auf 10 bis 40 kg N ha⁻¹a⁻¹ in Europa. In ursprünglichen Gebieten geht Van Cleemput (2001) von einem N-Eintrag zwischen 3 bis 5 kg ha⁻¹a⁻¹ aus. Neue Messsysteme haben allerdings gezeigt, dass die N-Deposition systematisch unterschätzt wird. Russow (2004) gibt den atmogenen N-Eintrag mit 60 ± 10 kg ha⁻¹a⁻¹ an.

Biologische N₂-Fixierung

Einige frei oder in Symbiose mit höheren Pflanzen lebende Mikroorganismen haben die Fähigkeit das Enzym Nitrogenase zu synthetisieren. Dieses Enzym katalysiert die Spaltung des sehr stabilen N₂ und ermöglicht somit eine direkte Nutzung des Luftstickstoffs (Stevenson, 1982). Da die biologische N₂-Fixierung jedoch für die in dieser Arbeit behandelte Thematik nicht von Bedeutung ist, spielt sie in dieser Untersuchung keine weitere Rolle.

Mineralische Düngung

Mineralische N-Dünger enthalten den Nährstoff N in pflanzenverfügbarer Form, entweder als NH_4^+ oder als NO_3^- , oder sie liefern diese Ionen nach chemischer Umsetzung im Boden. Spezifische Ansprüche der Pflanzen an bestimmte N-Formen bestehen kaum, da NO_3^- und NH_4^+ etwa gleich gut verwertet und ohnehin weitgehend alle N-Dünger im Boden zu NO_3^- umgewandelt werden (Oehmichen, 2000). Theoretisch sollten höhere Pflanzen NH_4^+ besser aufnehmen als NO_3^- , da NH_4^+ nach der Aufnahme direkt für den Eiweißaufbau verwertbar ist und nicht erst reduziert werden muss (Finck, 1996).

Die Nährstoffausnutzung wird nach der Differenzmethode aus der Nährstoffaufnahme einer gedüngten und ungedüngten Parzelle ermittelt und in Beziehung zur Düngermenge gesetzt (Finck, 1996). Die Ausnutzung von mineralischen N-Düngern liegt je nach Vegetationszeit zwischen 40% - 80% (Oehmichen, 2000).

Organische Düngung

Die organischen Düngemittel umfassen eine uneinheitliche Gruppe von Stoffen tierischer und pflanzlicher Herkunft bzw. einer Mischung aus beiden. Bei organischen Wirtschaftsdüngern, wie Stallmist, Jauche, Gülle, Stroh, Gründüngung, Kompost oder Gärrückständen, kommt es zu einer Rückführung der im landwirtschaftlichen Betrieb anfallenden Reststoffe. Organische Handelsdünger unterliegen dem Düngemittelgesetz, wozu auch Klärschlamm, Komposte und Gärrückstände gerechnet werden können (Finck, 1996).

Die organischen Dünger dienen der Humuszufuhr und somit der Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit. Auch sind organische Düngemittel ein wichtiger Nährstofflieferant. Die pflanzenbauliche Wirkung hängt in erster Linie vom eingesetzten Dünger ab. Da im Rahmen dieser Studie hauptsächlich Gärrückstände aus landwirtschaftlich genutzten Biogasanlagen und Gülle eingesetzt werden, wird auf diese organischen Dünger nochmals näher eingegangen.

Gülle (Flüssigmist)

Gülle bezeichnet ein Gemisch aus Kot, Harn und Einstreumaterial mit unterschiedlichem Wasseranteil, das nach unkontrollierter Gärung als Flüssigmist ausgebracht wird. Die Wirkung der Gülle auf den Ertrag ist in erster Linie eine Nährstoffwirkung. Die Humuswirkung von Gülle hat im Vergleich zu anderen Wirtschaftsdüngern, wie beispielsweise Festmist oder Strohdüngung eine geringere Bedeutung (Finck, 1996). Die Nährstoffgehalte von Gülle schwanken je nach Tier- und Fütterungsart und der Lagerung erheblich (Tabelle 1). Rindergülle ist reich an K_2O , Schweinegülle reich an N, P und Cu und Geflügelgülle reich an

N, P und CaO (Vetter, 1993). Je nach Tierart liegt der in der Gülle enthaltene Stickstoff zu 50% bis 70% in mineralischer Form, als $\text{NH}_4\text{-N}$, vor. Der übrige Teil ist organisch gebunden. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ wird entweder von der Pflanze direkt aufgenommen oder nitrifiziert.

Tabelle 1: Menge, Nährstoffgehalte und Trockenmasse vier Gülle unterschiedlicher Herkunft (nach Vetter DLG-Verlag)

Gülle	TS	Anfall	N_{tot}	$\text{NH}_4\text{-N}$	P_2O_5	K_2O	MgO
	in %	in m^3					
Milchvieh	7,5	20	80	40	40	120	1
Rindermast	7,5	20	80	40	40	60	1
Schweinemast	7,5	15	90	60	75	45	1
Geflügel	15,0	6	60	42	54	30	2

Der Ausnutzungsgrad des Gülle-N ist entscheidend von dem Ausbringungstermin abhängig. Bei Herbstanwendung kann mit einer Ausnutzung von 25% bis 30% gerechnet werden, im Winter 50% bis 60% und im Frühjahr 60% bis 70% (Oehmichen, 2000). Kleinere Mengen werden besser ausgenutzt als große Mengen.

Mit der Güllewirtschaft sind einige Probleme behaftet:

Die durch zunehmende Intensivierung und Spezialisierung in der Landwirtschaft bedingten Gülleüberschüsse führen zu einem überhöhten Nährstoffeintrag auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Nährstoffüberschüsse bergen erhöhte ökologische Risiken wie beispielsweise Nitratverlagerung (vgl. Kap 6). Stoffliche Eigenschaften der Gülle führen zu weiteren Problemen wie Geruchsbelästigung, CH_4 -, N_2O - und NH_3 -Emissionen (vgl. Kap 5). Gülle kann Schaderreger, beispielsweise Salmonellen und Parasiten enthalten, da diese besonders lange in der Gülle lebensfähig sind. Auch aus pflanzenbaulicher Sicht weist Gülle einige Nachteile auf. Hierzu zählen u.a. die schlechte Kalkulierbarkeit des zugeführten N, ein hohes N-Verlustpotential und die Gefahr von Pflanzenschäden bei Kopfdüngung. Ebenso kann die Futterqualität bei Ausbringung von unbehandelter Gülle auf Grünland durch Verschmutzung leiden (Oehmichen, 2000).

Zur Lösung dieser Probleme kommen neben einer umweltgerechten Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger auch mögliche Gülleaufbereitungsmaßnahmen in Betracht. Eine Möglichkeit zur umweltgerechten Aufbereitung von Gülle besteht in der anaeroben Vergärung.

2.2.5 N-Verluste

Eine wichtige N-Verlustquelle ist die Nitratauswaschung (NO_3^- -Auswaschung). Gasförmige N-Verluste aus dem Boden treten im Wesentlichen als molekularer Stickstoff (N_2), Distickstoffoxid (N_2O) und Ammoniak (NH_3) auf.

Gasförmige Emissionen von N_2O , NO und N_2

Wesentliche Bedeutung für die Bildung von N_2O und NO im Boden haben die biologischen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation (Mosier, 1993; Wolf und Russow, 2000). Die Nitrifikation ist die biologische Oxidation von NH_4^+ über NO_2^- zu NO_3^- und findet in aeroben Kompartimenten des Bodens statt. Die Nitrifikation ist in den meisten Böden auf die Aktivität autotropher Mikroorganismen der Gattung Nitrosomas und Nitrobacter zurückzuführen (Bremner, 1997) und ist an die Anwesenheit von Sauerstoff gebunden. Die optimale Temperatur für die Nitrifikation liegt zwischen 25-35 °C. Die maximale Nitrifikationsrate liegt bei pH 5,5 bis 8 (Beck, 1984). Die Prozesse, die zur Bildung von N_2O und NO bei der Nitrifikation führen, sind noch nicht vollständig aufgeklärt. Es wird angenommen, dass NO und N_2O aus einer Zwischenstufe der Oxidation des Ammoniums zu Nitrit entstehen. Ebenso können Ammoniumoxidierer Nitrit bei O_2 -Mangel als alternativen Elektronenakzeptor verwenden und so NO und N_2O bilden (Wolf und Russow, 2000).

Die Denitrifikation ist die Reduktion von Nitrat über Nitrit zu NO, N_2O und N_2 . N_2O ist ein obligates Zwischenprodukt der Denitrifikation. Auch NO wird im Zuge der Denitrifikation gebildet. Allerdings geht man davon aus, dass NO eher ein Zwischenprodukt dieser Reaktion und mengenmäßig eher von untergeordneter Bedeutung ist (Bremner, 1997).

Denitrifizierende Mikroorganismen sind aerobe Bakterien, die bei O_2 -Mangel befähigt sind oxidierte N-Verbindungen als Elektronenakzeptor zu benutzen. Viele Gattungen sind zur Denitrifikation befähigt. Man unterscheidet hier zwischen heterotrophen Denitrifikanten, die ihre Energie aus der Oxidation organischer C-Verbindungen gewinnen, und autotrophen Denitrifikanten, die Nitrat zur Oxidation anorganischer Verbindungen nutzen können (Goltermann, 1994). Die Höhe der Denitrifikationsrate wird somit neben dem pH, der Temperatur, dem Wassergehalt, der O_2 -Verfügbarkeit und der Konzentration von NO_3^- , besonders von der Verfügbarkeit des organischen Kohlenstoff bestimmt (Granli und Bockmann, 1994).

Die durch Denitrifikation bedingte N_2 -Freisetzung beträgt in mineralischen Ackerböden 1,5 bis 20 kg ha^{-1} (Kunze, 1994). Die Verluste an N_2O werden nach einer Studie von Boeckx (2001) global mit etwa 2% bis 3% des ausgebrachten Stickstoffs angegeben. Eigene

Untersuchungen zeigen, dass nach der Applikation von Gülle und Gärückständen N_2O -Emissionen von 0,04% bis 0,3% der ausgebrachten N-Menge entstehen. Die Messungen weisen keine signifikanten Unterschiede der N_2O -Emissionen nach Applikation von Gülle und Gärückständen auf (Clemens *et al.*, 2004). Bei vergleichbaren Untersuchungen nach Gülleausbringungen berichtet Petersen (1999) von Emissionen zwischen 0,14% - 0,64%. Chadwick (2000) fand auf Grünland N_2O Emissionen zwischen 0,1% - 1%. Nach IPCC (2001) sind 1,25% des ausgebrachten Dünger-N als N_2O -Emissionen anzurechnen.

NO-Emissionen schwanken nach Freibauer *et al.* (2004) zwischen 2,3 - 3,0 kg ha⁻¹a⁻¹.

NH₃-Emissionen

Die ökologischen Auswirkungen von NH_3 sind vielfältig: Neben direkter toxischer Wirkung auf Mensch und Tier, besitzt NH_3 eine Bedeutung als indirektes Treibhausgas (Mosier, 2001). Nach Freisetzung von NH_3 kommt es entweder in unmittelbarer Nähe der Emissionsquelle zu trockenen Depositionen, oder NH_3 löst sich in atmosphärischem Wasser und bildet mit Schwefeldioxid und Stickoxiden, NH_4SO_4 und NH_4NO_3 . Dieses wird dann durch nasse Deposition in andere Ökosysteme eingetragen. Der so eingetragene N kann die N_2O -Bildung am Eintragsort fördern (Mosier, 2001). Nach IPCC (2001) können 1% der NH_3 -Emissionen als N_2O -Emissionen angerechnet werden.

Der zusätzliche N-Eintrag kann, vor allem bei N-limitierten Standorten das ökologische Gleichgewicht stören und zu einer Verschiebung des Artenspektrums führen. Ferner schädigen NH_3 -Emissionen durch Versäuerung von Böden und Eutrophierung von Ökosystemen (Sommer, 2001).

Der Großteil der NH_3 -Emissionen stammt aus der Landwirtschaft. 80% der NH_3 -Emissionen stammen laut UBA (2001) aus der Tierhaltung, 18% sind der Mineraldüngeranwendung zuzuschreiben.

NH₃-Emissionen aus der Tierhaltung

Das NH_3 aus der Tierhaltung lässt sich im Wesentlichen, wie in Abbildung 4 dargestellt, den Bereichen Ausbringung, Lagerung, Stallbereich und Weide zuordnen (UBA, 2001). Bei der Lagerung und der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern werden nach Mosier (1998) etwa 20% des gesamten N als NH_3 in die Atmosphäre freigesetzt. Landwirtschaftliche Nutztiere scheiden über 78% des mit dem Futter zugeführten N wieder aus, wobei dieser Prozentsatz erheblich mit Tierart und Futterzusammensetzung schwankt. N wird in Form von NH_4^+ , Harnstoff und organischen N-Verbindungen wieder ausgeschieden. Der Harnstoff wird an der

Luft mittels Urease rasch zu CO_2 und NH_3 umgewandelt. Somit können große Mengen des ausgeschiedenen N in Form von NH_3 aus den Exkrementen entweichen (Husted *et al.*, 1991).

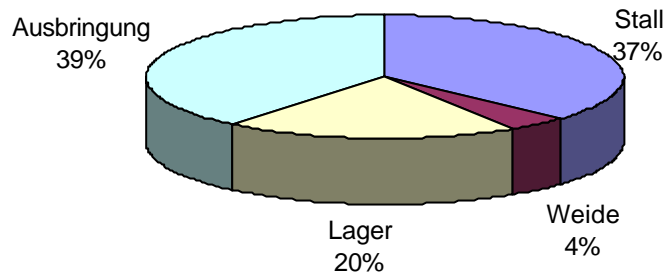


Abbildung 4: Einteilung der aus der Tierhaltung stammenden NH_3 -Emissionen nach Herkunftsbe-
reichen (nach FNR, 2002)

NH_3 -Emissionen aus Mineräldüngern

Eine weitere Quelle von NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft sind mineralische Dünger (McGinn, 1998). Die Menge der NH_3 -Verluste variiert mit der Düngerform und den Bodenverhältnissen. Die höchsten Emissionen stammen aus Düngern auf Harnstoffbasis (Ferm, 1998), hier sind NH_3 -Verluste von 6% - 25% des Stickstoffs bekannt (ECETOC, 1994). Bei der Düngung mit KAS wurden N-Verluste zwischen 5% - 14% gemessen (Bussink, 1994).

NH_3 -Emissionen aus anderen Quellen

Pflanzen stellen eine weitere Quelle von NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft dar. Die Emissionen variieren laut Granli und Bockmann (1994) durch meteorologische und pflanzliche Faktoren. Je nach atmosphärischer NH_3 -Konzentration können Pflanzen als Source oder Sink für NH_3 dienen (McGinn und Janzen, 1998).

Der Abbau von Ernterückständen kann ebenfalls zu NH_3 -Verlusten führen, die Höhe der Emissionen hängt dabei von der N-Konzentration der Ernterückstände ab (McGinn *et al.*, 2003). Der Beitrag dieser Quellen ist jedoch mit unter 1% gering.

NO₃⁻-Verlagerung

Neben den volatilen Verlusten stellt die NO₃⁻-Verlagerung eine bedeutende N-Verlustquelle dar. In terrestrischen Ökosystemen Zentraleuropas werden durchschnittlich 15 kg ha⁻¹a⁻¹ als Nitrat ausgewaschen, in Deutschland liegen die Verluste bei 15,9 kg ha⁻¹a⁻¹ (Haag und Kaupenjohann, 2001).

Neben klimatischen Faktoren sind die wichtigsten Einflussfaktoren für die NO₃⁻-Auswaschung Art und Dauer des Bewuchses, Bodenart, Durchlässigkeit des Bodens, N-Mineralisierungs- und Immobilisierungsvermögen, biologische Aktivität und N-Düngung. Mit zunehmender N-Düngung steigt normalerweise auch der Nitrataustrag. Wobei jedoch der Ausbringtermin, die Höhe und Aufteilung der Einzelgaben und die Witterungsverhältnisse von Bedeutung sind.

Die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser steht in enger Beziehung zur Grundwasserneubildung und zur N-Bildung. Je höher der pflanzenspezifische Wasserverbrauch durch Evaporation, die Feldkapazität des Bodens ist, desto niedriger ist die Grundwasserneubildung und Nitratauswaschung (Schollmayer, 1991). Dies macht klar, dass bei Sandböden mit Acker- nutzung durch eine erhöhte Grundwasserneubildung eine erhöhte Auswaschungsgefahr besteht.

Neben der Nitratverlagerung mit dem Matrixfluss sind präferentielle Fließwege für die Nitratverlagerung wesentlich (Knoblauch, 1996; Bundt, 2001, Bischhoff *et al.*, 2002). Seiler *et al.* (2002) zeigen, dass sich der vertikale Wasserfluss in einen Matrixfluss und einen Bypass-Fluss aufspaltet. Der Matrixfluss bewegt sich mit ca. 0,7 m pro Jahr und der Bypass-Fluss mit 0,5 m pro Tag. Verschiedene Mechanismen führen zur Ausbildung von präferentiellen Fließwegen. Das Ableiten von Sickerwasser auf hydraulische Hindernisse führt zur Ausbildung von Trichtern und wird als Funneling bezeichnet. Wurmgänge, Wurzelröhren sowie Risse im Boden sind gleichermaßen bevorzugte Fließwege. Hydrophile Bereiche, deren Oberflächen leichter benetzbar sind, ermöglichen ein schnelleres Eindringen des Wassers (Fingering). Bei kleinen Niederschlagsmengen dominiert der Matrixfluss, starker Regen fördert, durch vertikal angeordnete Grobporen den präferentiellen Fluss (Schmied *et al.*, 2000).

Neben ablaufenden Transportprozessen ist für die Erfassung der NO₃⁻-Auswaschung die räumliche Verteilung der Nitratkonzentration von Bedeutung. Mineralischer Stickstoff findet sich vermehrt in lockeren und weniger in kompakten Bereichen des Bodens (Kirby, 2000). Parkin und Berry (1999) stellten erhöhte Nitratkonzentrationen an den Wänden von

Wurmgingen fest. Durch eine Beschichtung mit Schleim und anderen organischen Substanzen läuft die Mineralisation hier verstärkt ab. Ebenso lässt sich entlang der Fließgänge eine höhere biologische Aktivität und mehr organische Substanz als in der Bodenmatrix nachweisen (Bundt *et al.*, 2001). Dies zeigt, dass bereits im Mikrobereich des Bodens eine große räumliche Heterogenität bezüglich der N-Mineralisierung vorliegt.

Die Bestimmung der NO_3^- -Auswaschung ist wegen der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität schwierig. Es existieren jedoch verschiedene Modelle zur Berechnung und unterschiedliche direkte Möglichkeiten zur Quantifizierung der NO_3^- -Auswaschung.

Zur Abschätzung der Nitratverlagerung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wird häufig die N_{\min} -Methode angewandt. Hier wird üblicherweise die Differenz zwischen den Nitratgehalten des Bodens zu Ende der Vegetationsperiode und zu Beginn der folgenden Vegetationsperiode, als Nitrataustrag gesehen. Da aber neben der Versickerung auch noch anderen Umsetzungsprozesse im Boden stattfinden, ist diese Methode mit Fehlern behaftet. Hier wäre eine Erfassung der N_{\min} -Gehalte in zeitlich näheren Abständen notwendig. Ferner ist es wichtig die große räumliche Heterogenität der NO_3^- -Konzentration bei der Probenahme zu berücksichtigen. Dies bringt allerdings einen enormen zeitlichen und personellen Aufwand mit sich.

3 Allgemeine Material- und Methodenbeschreibung

Versuchsstandorte, verwendete Substrate und einige Methoden beziehen sich nicht auf einzelne Kapitel, sondern werden im Folgenden näher beschrieben. Die speziellen Material- und Methodenbeschreibungen finden sich in den entsprechenden Kapiteln.

3.1 Beschreibung der Standorte

Kleve

Die Versuche am Standort Kleve wurden auf einer 14 ha großen, ebenen Ackerfläche durchgeführt. Bei dem Boden handelt es sich um eine Parabraunerde. Die Nährstoffgehalte am Standort Kleve sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Während der Versuchszeit wurde Futtergerste der Sorte Carola angebaut, Vorfrucht war Raps. Geplant war v.a. bei den Untersuchungen zur Nitratverlagerung, eine mehrjährige Untersuchung der unterschiedlichen Gärrückstände in einer Getreidefruchtfolge. Durch eine kurzfristige Nutzungsänderung des Standortes durch den Landwirt ließ sich dies jedoch nicht realisieren.

Tabelle 2: Nährstoffgehalte am Standort Kleve vor Versuchsbeginn

	NO ₃ -N kg N ha ⁻¹	NH ₄ -N kg N ha ⁻¹	N _{tot} %	P ₂ O ₅ mg je 100 g Boden	K ₂ O mg je 100 g Boden	MgO mg je 100 g Boden
Kleve	48	0,2	0,09	33	13	5

Klein Altendorf

Als Ersatz für Kleve wurde Klein Altendorf ausgewählt. Hierbei handelt es sich ebenfalls um eine ebene Ackerfläche, auf der eine Getreidefruchtfolge (Rüben, Weizen, Gerste) angebaut wurde. Die Fläche wurde so gewählt, dass in näherer Umgebung keine aufragenden Objekte das Windfeld beeinflussen konnten, um die Messungen der NH₃-Emissionen nicht zu beeinflussen. Bei dem Boden handelt es sich um eine nährstoffreiche Parabraunerde. In Tabelle 3 sind die Nährstoffe am Standort Klein Altendorf dargestellt.

Tabelle 3: Nährstoffgehalte am Standort Klein Altendorf vor Versuchsbeginn

	NO ₃ -N kg N ha ⁻¹	NH ₄ -N kg N ha ⁻¹	N _{tot} %	P ₂ O ₅ mg je 100 g Boden	K ₂ O mg je 100 g Boden	MgO mg je 100 g Boden
Klein Altendorf	35	5	0,1	15	20	16

Bodentyp, Bodenart und Boden pH-Wert der Standorte Klein Altendorf und Kleve sind in Tabelle 4 zum besseren Vergleich dargestellt.

Tabelle 4: Beschreibung der Standorte Klein Altendorf und Kleve

	Klein Altendorf	Kleve
Bodentyp	Parabraunerde	Parabraunerde
Bodenart	sL	sL
Ackerzahl	93	70
pH	6,5	6,2

3.2 Substratparameter

3.2.1 Trockenmassegehalt (TM)

Um den TM-Gehalt der Substrate zu ermitteln, wurden die Substrate bei 100°C über 48 Stunden getrocknet und rückgewogen.

3.2.2 NH₄- und Gesamtstickstoff (N_{tot})

NH₄-N und N_{tot} wurden durch Dampfdestillation und anschließender Titration bestimmt (Kjeldalterm, Fa. Gerhardt).

3.2.3 Charakterisierung des verfügbaren Kohlenstoffs in den Düngersubstraten

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der CSB entspricht der Masse an Sauerstoff, die der Masse an Kaliumdichromat entspricht, die bei der Oxidation in wässriger Lösung verbraucht wird. Die Messung erfolgte mittels eines Küvettentests (Merck Nr. 14555). Der Messbereich des verwendeten Küvettentests liegt zwischen 500 und 10000 mg CSB l⁻¹. Kaliumdichromat in schwefelsaurer Lösung reagiert mit allen oxidierbaren Stoffen, katalysiert durch Silbersulfat. Der Aufschluss erfolgt bei 148 °C über 2 Stunden. Bei der Reduktion des Dichromats entstehenden freien Cr³⁺-Ionen weisen eine grüne Farbe auf und werden nach Abkühlen der Probe photometrisch gemessen (Photolab S12 WTW).

Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Der BSB₅ entspricht der Masse an Sauerstoff, die bei einer Oxidation in einer wässrigen Probe durch Mikroorganismen innerhalb von 5 Tagen verbraucht wird. Die Bestimmung

erfolgt mit Hilfe eines elektrochemischen Verfahrens (Hütter, 1990). Hierzu wurden Proben mit einer Bakterienkultur angeimpft (Cole-Parmer, BOD Seeds) und in so genannten Karlsruher Flaschen ($V = 300 \text{ ml}$) fünf Tage bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$ inkubiert. Der O_2 -Gehalt der Lösung wurde vor und nach der Inkubation mit einer Sauerstoffelektrode (WTW, OXI 597) gemessen.

3.2.4 pH-Wert

Die pH-Wert Messung erfolgte mittels einer pH-Elektrode Typ E50 (WTW) und eines Präzisions-pH-Meters (391 WTW).

3.3 Bodenuntersuchungen

3.3.1 Ermittlung der NO_3^- -Auswaschung mittels N_{min} -Beprobung nach VDLUFA

Die Gehalte an mineralischem N wurden beim Gefäßversuch zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode gemessen. Im Freiland wurde ebenfalls zu Beginn der Vegetationsperiode sowie an einigen Terminen während der Vegetationsperiode Bodenproben genommen. Während der Erfassung der NO_3^- -Verlagerung wurden 14-tägig Bodenproben entnommen.

Die Bestimmung der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte der Böden erfolgte nach VDLUFA-Richtlinien (VDLUFA, 1997).

Die Probenentnahme erfolgte im Freiland in einer Bodentiefe bis zu 90 cm in Schichten von je 30 cm, in den Kick Brauckmann Gefäßen in einer Tiefe bis zu 15 cm. Als Probenahmegerät diente ein Rillenbohrer nach DIN 19 671 (Pürckhauer-Bohrstock). Um die Entnahme einer repräsentativen Probe sicherzustellen, wurden pro Parzelle fünf Einstiche quer zwischen zwei Güllebändern vorgenommen. Die Proben wurden unmittelbar nach der Entnahme in Gefriertüten in einer Kühlbox gekühlt und innerhalb kürzester Zeit eingefroren. Zur N_{min} -Bestimmung wurden die Bodenproben auf 5 mm gesiebt. In einer Doppelbestimmung wurden jeweils 25 g Frischsubstanz mit 100 ml K_2SO_4 extrahiert. Hierzu wurden die Proben eine Stunde im Überkopfschüttler geschüttelt und anschließend abfiltriert. Das Filtrat wurde eingefroren und später mit einem Technicon Autoanalyser (Bran Lübbe II) auf $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ untersucht.

3.4 N-Fractionen in wässriger Lösung

3.4.1 Bestimmung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen mit dem Schnelltest Modell 14752

Um die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen auch vor Ort bestimmen zu können, wurde der Schnelltest der Firma Wissenschaftlich-Technische Werkstätten (WTW) Modell 14752 verwendet. Dies war vor allem während der Phase des Umbaus der SC-Anlage zur Bestimmung der NH_3 -Emissionen am Lager nötig. Hier ermöglichte eine rasche Bestimmung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen in der Aktivsammlerlösung eine schnellere Optimierung der Methode. Die Bestimmung des $\text{NH}_4\text{-N}$ erfolgte über Indophenolblau (Bertholts Reaktion) und wurde am Küvettenphotometer (WTW, Photolab 12) ermittelt. Der Messbereich des Tests liegt zwischen 0,02 und 1,5 mg $\text{NH}_4\text{-N l}^{-1}$.

3.4.2 Bestimmung der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen mit dem Schnelltest Modell 14563

Die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen in den Extrakten der Monitoring-Boxen wurden mittels des Schnelltestes Modell 14563 gemäß DIN 38402 A51 ermittelt. Hierbei bilden Nitrat-Ionen in konzentrierter Schwefelsäure mit einem Benzoesäurederivat eine rote Nitroverbindung, die photometrisch gemessen wird. Der Messbereich des Testes liegt zwischen 0,2 und 10 mg $\text{NO}_3\text{-N l}^{-1}$. Die Genauigkeit der Messwerte liegt bei +/- 0,7 mg $\text{NO}_3\text{-N l}^{-1}$.

3.4.3 Bestimmung der N-Fractionen mittels des Continius-Flow Analyser

Die Bestimmung der N-Fractionen in den Bodenextrakten sowie in den Aktiv- und Passivsammlerlösungen erfolgte mittels des Autoanalyser III (Bran und Lübbe).

3.5 Klimadaten

Die Klimadaten am Standort Kleve und Frankenforst wurden mittels einer Wetterstation der Firma Adcon Telemetry ermittelt. Die Klimadaten am Standort Klein Altendorf wurden vom der Lehr- und Forschungsstation für Gartenbau des Institutes für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Pflanzen- und Gartenbauwissenschaften zur Verfügung gestellt.

3.6 Beschreibung der verwendeten Gärrückstände

3.6.1 Herkunft der Gärrückstände

Bei den verwendeten Substraten handelte es sich um 5 Gärrückstände, die unterschiedlichen landwirtschaftlichen Biogasanlagen entnommen wurden. Im Folgenden werden die Anlagen näher beschrieben. Bei allen Anlagen handelt es sich um landwirtschaftlich genutzte Biogasanlagen, in denen neben Gülle als Grundsubstrat, Kosubstrate zur Steigerung der Energieausbeute eingesetzt werden.

Gärrückstand 1 (GR 1) entstammt aus Betrieb 1, bei dem es sich um einen schweinehaltenden Betrieb mit 650 Mastschweineplätze, 230 Sauenplätze sowie 800 Ferkelaufzuchtplätzen handelt. Als Grundsubstrat für die Vergärung wird die anfallende Mischgülle verwendet. Der Betrieb umfasst 220 ha Gesamtfläche, von denen die Erträge von 22 ha Mais und Markstammkohl als Kosubstrate für die Biogasanlage genutzt werden. Darüber hinaus werden noch weitere Kosubstrate zur Steigerung der Wirtschaftlichkeit eingesetzt, was durch den Eingang von Entsorgungserlösen sowie durch die Steigerung der Energieausbeute erreicht wird. Zu diesen Kosubstraten zählen vor allem Abfälle aus der Nahrungsmittelindustrie wie z.B. Glycerin, Bleicherde und Blanchierwasser. Die Anlage besteht aus einem Fermenter und einem Nachgärer. Der Fermenter umfasst 571 m³ und der Nachgärbehälter 905 m³. Beide sind mit einem Folienspeicher ausgerüstet. Ferner sind zwei Endlager mit der Kapazität von 1000 m³ und 1300 m³ vorhanden. Beide Endlager sind nicht abgedeckt. Die Elektrizität wird mit drei Blockheizkraftwerken (BHKW) mit einer elektrischen Leistung von jeweils 100 KW hergestellt.

Gärrückstand 2 (GR 2) stammt aus Betrieb 2, bei dem es sich um einen Milchviehbetrieb mit 103 Milchkühen, 150 Stück Jungvieh und 18 Pferden handelt. Des Weiteren werden 65 ha Dauergrünland und 110 ha Ackerfläche bewirtschaftet. Neben Rindergülle und Festmist wurden in der Biogasanlage 2004 hauptsächlich hygienisierte Speiseabfälle vergoren. Im Zeitraum 2001 bis 2002 dienten Festmist und Mais als Kosubstrate. Der Fermenter umfasst 610 m³, der Nachgärer 1182 m³ und das Endlager 1276 m³. Alle Behälter sind mit Folienspeichern und einem Tauchrührwerken ausgestattet. Es sind zwei BHKWs mit einer elektrischen Leistung von 100 kW installiert.

Gärrückstand 3 (GR 3) stammt aus Betrieb 3, bei dem es sich ebenfalls um einen Milchviehbetrieb mit 200 Milchkühen, 100 Stück Jungvieh und 75 ha Land handelt. Als

Grundsubstrat dient Rindergülle. Zur Steigerung der Energieausbeute werden verschiedene Kosubstrate beigemischt, u.a.: Gras aus 12 ha Grassortenversuchsfläche, Maissilage, Apfeltrester, Festmist und Glycerin. Die Biogasanlage besteht aus einem Fermenter mit Betondecke (Betonrührkessel) mit einem Volumen von 1000 m³ und einem Nachgär-Endlager (2500 m³), das mit einem Folienspeicher ausgestattet ist. Es sind zwei Blockheizkraftwerke mit einer elektrischen Leistung von je 80 kW vorhanden. Die thermische Leistung von je 160 kW wird zur Versorgung des eigenen Wohnhauses und zur Beheizung der umliegenden Wohnhäuser verwendet.

Gärrückstand 4 (GR 4) stammt aus Betrieb 4. Hierbei handelt es sich um einen landwirtschaftlichen Betrieb, betrieben von einer sozialen Heimstätte für Männer mit integriertem Altenheim. Das Heim verfügt über 110 Heimplätze für Nichtsesshafte und 110 Altenheimplätze. Für die Biogasanlage fällt als Grundsubstrat Gülle von 350 Großvieheinheiten (GV) an. Die 350 GV setzen sich aus 120 Milchkühen, 100 Stück Jungvieh, 85 Mastrindern und 680 Mastschweinen zusammen. Ferner werden auf Stroh 20 Kälber und 70 Stück Jungvieh gehalten, deren Festmist ebenfalls in die Anlage gefahren wird. Als weitere Kosubstrate dienen Mais, Gemüseabfälle, Treber und Grassilage. Die Anlage besteht aus einem Fermenter, einem Nachgärbehälter und einem Endlager. Der Fermenter umfasst 905 m³, der Nachgärbehälter 1100 m³ und das Endlager 1200 m³. Alle Behälter verfügen über Tauchrührwerke zur Durchmischung des Gärrückstandes. Der Fermenter ist mit einer Betondecke ausgestattet. Der Nachgärer ist mit einem Foliendach, unter dem sich ein Folienspeicher befindet, abgedeckt. Das Endlager ist nicht abgedeckt. Es werden zwei Blockheizkraftwerke mit einer elektrischen Leistung von 100 kW betrieben. Mit der Abwärme werden Wohnungen und Einrichtungen des Heimes versorgt.

Gärrückstand 5 (GR 5) entstammt Betrieb 5. Die Tierhaltung auf Betrieb 5 umfasst 150 Mastbullen, 800 Mastschweine und eine Reitanlage mit 15 Pferdeboxen. Auf einer Betriebsfläche von 110 ha befinden sich Grün- und Ackerlandflächen, die allerdings nicht zur Produktion von Kosubstraten verwendet werden. Als Grundsubstrat für die Biogasanlage wird eine Rinder/Schweine- Mischgülle verwendet, als Kosubstrate werden Speiseabfälle und Fette eingesetzt. Der Fermenter hat eine Größe von 500 m³ und ist mit einem Folienspeicher abgedeckt. Der Fermenter ist mit einem Tauchrührwerk und 2 Paddelrührwerken ausgestattet. Es existiert ein Endlager mit einem Volumen von 1000 m³. Das Endlager ist nicht abgedeckt. Es werden zwei Blockheizkraftwerke mit einer Leistung von 80 und 65 KW betrieben.

Obwohl die einzelnen Gärrückstände stets derselben Anlage entstammen, variieren die Substratparameter der einzelnen Gärrückstände von Charge zu Charge teilweise erheblich. Hierfür könnten eine Veränderung der Verweilzeit, eine Veränderung der Dosierung der Kosubstrate oder die Beimischung anderer Kosubstrate verantwortlich sein. Um die Substrate genauer zu charakterisieren, wurden die Substrate vor Versuchsbeginn analysiert und die ermittelten Parameter in Kap. 3.6.2 zusammengestellt.

3.6.2 Übersicht über die Substratparameter

Darstellung der in Kleve 2002 eingesetzten Substrate

Die Substratparameter der in den Versuchen am Standort Kleve verwendeten Substrate werden in Tabelle 5 dargestellt. Erfasst wurden Trockenmassegehalt (TM), N-Fractionen, CSB, BSB und pH-Wert der verwendeten Substrate. Die Entnahme von GR 4 aus dem Endlager war wegen eines zu geringen Füllstandes nicht möglich, deshalb wurde GR 4 für die Versuch Kleve '02 und KA '02 aus dem Nachgärbehälter entnommen.

Tabelle 5: Substratparameter der in Kleve 2002 verwendeten Gärrückstände (GR) und Rohgülle (RG)

	GR 1 (Schweinegülle)	GR 2 (Rindergülle)	GR 3 (Rindergülle)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Schweinegülle)
TM (%)	3,7	6,2	6,0	8,5	6,0
N_{tot} (g kg⁻¹)	0,33	0,29	0,38	0,39	0,68
NH₄-N (g kg⁻¹)	0,23	0,20	0,28	0,24	0,43
CSB (g O₂)	35,4	44,2	49,0	57,2	122,2
BSB₅ (g O₂)	2,8	3,2	3,5	5,1	35,9
pH	8,1	7,8	7,3	8,1	7,8

Darstellung der in Klein Altendorf 2002/2003 eingesetzten Substrate

Die im Herbst 2002 am Standort Klein Altendorf eingesetzten Substrate werden in Tabelle 6 dargestellt. Als Rohgülle wurde eine Schweinemischgülle aus Ferkelaufzucht und Mastschweinen verwendet, die im Betrieb 1 als Grundsubstrat für die Biogasgewinnung eingesetzt wird.

Tabelle 6: Substratparameter der in Klein Altendorf 2002/2003 verwendeten Gärrückstände (GR) und Rohgülle (RG).

	GR 1 (Mischgülle)	GR 2 (Rindergülle)	GR 3 (Rindergülle)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Schweinegülle)
TM (%)	5,3	4,9	10,6	5,7	9,3
N_{tot} (g kg ⁻¹)	0,38	0,41	0,42	0,43	0,28
NH₄-N (g kg ⁻¹)	0,19	0,35	0,28	0,32	0,21
CSB (g O ₂)	88,8	54,8	51,0	55,0	130,2
BSB₅ (g O ₂)	13,4	5,5	3,3	3,8	20,5
pH	7,2	7,7	8,7	7,9	7,6

Darstellung der im Gefäßversuch verwendeten Substrate

Die im Gefäßversuch verwendeten Substrate sowie deren Substratparameter sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Zusätzlich zu den bereits zuvor eingesetzten Substrate wurde GR 5 angesäuert (GR 5 anges.) eingesetzt.

Tabelle 7: Substratparameter der im Gefäßversuch eingesetzten Substrate; Gärrückstände (GR), GR angesäuertes Gärrückstand (GR 5 anges.) und Rohgülle (RG)

	GR 1 (Schweinegülle)	GR 5 anges.	GR 5 (Rindergülle)	RG (Mischgülle)	GR 4 (Mischgülle)
TM (%)	3,6	4,3	5,5	5,5	4,8
N_{tot} (g kg ⁻¹)	0,37	0,38	0,39	0,36	0,40
NH₄-N (g kg ⁻¹)	0,25	0,28	0,28	0,26	0,26
CSB (g O ₂)	30,0	43,9	47,1	50,0	22,1
BSB₅ (g O ₂)	5,1	17,0	9,0	20,9	5,9
pH	7,8	5,0	7,4	6,7	7,9

Darstellung der in Klein Altendorf 2003/2004 verwendeten Substrate

Die Substratparameter der in Klein Altendorf 2003/2004 verwendeten Substrate werden im Folgenden zusammengefasst. Wobei Tabelle 8 die bei der NH_3 -Emissionsmessung und

Tabelle 9 die bei der Ertragsmessung eingesetzten Substrate zeigt.

Tabelle 8: Substratparameter der in Klein Altendorf 2003/2004 für die NH_3 -Messungen eingesetzten Gärrückstände (GR) und Rohgülle (RG)

	GR 3 (Rindergülle)	GR 5 anges.	GR 5 (Rindergülle)	RG (Rindergülle)	GR 4 (Mischgülle)
TM (%)	6,5	3,5	3,5	3,9	6,9
N_{tot} (g kg⁻¹)	0,30	0,28	0,38	0,26	0,36
NH₄-N (g kg⁻¹)	0,21	0,17	0,28	0,19	0,29
CSB (g O₂)	40,5	43,9	47,1	50,0	60,6
BSB₅ (g O₂)	4,60	20,3	9,0	20,48	5,9
pH	7,7	5,0	7,4	6,7	7,9

Tabelle 9: Substratparameter der in Klein Altendorf 2003/2004 für die Ertragsmessung eingesetzten Gärrückstände (GR) und Rohgülle (RG)

	GR 1 (Schweinegülle)	GR 2 (Rindergülle)	GR 3 (Rindergülle)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Schweinegülle)
TM (%)	5,1	5,3	4,9	4,9	7,3
N_{tot} (g kg⁻¹)	0,30	0,38	0,40	0,36	0,36
NH₄-N (g kg⁻¹)	0,25	0,35	0,35	0,29	0,26
CSB (g O₂)	57,8	41,0	51,0	89,0	90,6
BSB₅ (g O₂)	3,5	3,2	3,3	20,8	70,6
pH	7,8	7,9	7,7	7,9	6,8

4 Methodenentwicklung

4.1 Zielsetzung

Basierend auf einer bereits existierenden Methode zur Bestimmung der NH_3 -Emissionen von Kleinparzellen, der SC-Methode nach Vandré und Kaupenjohann (1998), sollte ein Verfahren entwickelt werden, das es ermöglicht, die NH_3 -Emissionen aus praxisüblichen Lagern abzuschätzen. Der Ansatz zur Quantifizierung von NH_3 -Emissionen wurde im Vergleich zu bestehenden Verfahren wie z.B. mikrometeorologischen Messungen stark vereinfacht.

Durch die Entwicklung und Erprobung der modifizierten SC-Anlage sowie einer sorgfältigen Fehlerabschätzung sollte eine zuverlässige und kostengünstige Methode zur Erfassung von NH_3 -Emissionen aus der Lagerung herausgearbeitet werden. Desweiteren sollte zur Verringerung des Arbeitszeitaufwandes ein automatisiertes Probennahmesystem entwickelt werden.

4.2 Methodenentwicklung NH_3 -Emissionsmessung am Lager

4.2.1 Versuchsstandort `simuliertes Lager` in Silsoe

Zur Überprüfung der Methode wurde ein Methodentest am Silsoe Research Institute, Bedford, UK an einem simulierten Güllelager durchgeführt. Hierzu wurde ein sauberes Güllelager mit einer Ausgasungsanlage bestückt, beschrieben bei Kim *et al.* (1999). Mittels der Ausgasungsanlage am Boden des Lagers wurde kontrolliert NH_3 mit einer Ausgasungsrate von $62,5 \text{ g h}^{-1}$ freigesetzt. Das Lager hatte eine Fläche von $28,3 \text{ m}^2$ und eine Höhe von 4 m.

Vergleichende Messungen wurden mit einem Tunable Diode Laser (TDL) Messsystem, GasFinder 2.0 der Firma Boreal-Laser Inc. (US Patent 5, 637, 872), durchgeführt. Die Emissionsmessungen am simulierten Lager wurden in drei Versuchreihen durchgeführt. Da die dreitägige Messkampagne sowohl von witterungsbedingten als auch von technischen Problemen gestört wurde, konnten die Ergebnisse nur teilweise verwendet werden.

4.2.2 Versuchsstandort Lager

Die NH_3 -Emissionsmessungen am Lager fanden auf dem Versuchsgut Frankenforst der Universität Bonn statt. Auf dem Gelände des landwirtschaftlichen Versuchsgutes befinden sich drei Lagerbehälter für Gülle. Die Behälter sind nebeneinander angeordnet und überdacht. Über den Behältern ist ein Laufsteg angebracht, so dass die Lager auch von oben gut

erreichbar sind. Dies war wichtig für die Entwicklung und Anpassung des Messsystems. Das Lager hat eine Fläche von 50,24 m² und eine Höhe von 4 m.

Die NH₃-Emissionen wurden an diesem Lager ohne Abdeckung, mit Abdeckung und während der Homogenisierung erfasst. Bei der ersten Variante wurden NH₃-Emissionen am offenen Lager gemessen, die Abdeckung wurde mittels einer auf der Gülleoberfläche platzierten Folie (Stärke 0,5 mm) realisiert. Zur Emissionsmessung während der Homogenisierung wurde, wie vor Ausbringung üblich, die Gülle über mehrere Stunden mit einem Rührwerk durchmischt.

4.2.3 SC-Methode zur Erfassung der NH₃-Emissionen während der Lagerung

Die SC-Methode nach Vandré und Kaupenjohann (1998) zur Ermittlung von NH₃-Verlusten beruht auf dem Vergleich von bekannten, definiert freigesetzten NH₃-Standardemissionen mit einer unbekanntem, zu ermittelnden NH₃-Quellstärke. Die unbekanntem Quellstärke (Q) ergibt sich aus dem Messsignal des Sammlers (s) und der auf den Standardparzellen bestimmten Beziehung zwischen Quellstärke und Messsignal (Transferfaktor T) nach Gleichung:

$$Q_l = s \cdot T$$

Q = Quellstärke
T = Transferfaktor
s = Messsignal

Gleichung 1

Zur Erfassung der Emissionen aus der Lagerung wird über dem G lledlager in zeitlich versetzten Intervallen NH₃ in bekannter Quellstärke (Q_{std}) freigesetzt. NH₃-Sammler wurden zur Erfassung der Signale von Standard (s_{std}) und Lager (s_l) am oberen Lagerrand angebracht. Die unbekanntem Quellstärke des Lagers (Q_l) ergibt sich aus dem Messsignal des Sammlers und der durch die Standardfreisetzung bestimmten Beziehung zwischen Quellstärke und Messsignal nach:

$$Q_l = \frac{Q_{std} \cdot s_l}{s_{std} \cdot s_l}$$

Q_l = Quellstärke des Lagers
Q_{std} = Quellstärke des Standards
s_l = NH₃-Signal des NH₃-Sammlers für das Lager
s_{std} = NH₃-Signal des NH₃-Sammlers für das Lager mit Standardausgasung

Gleichung 2

Gleichung 2 leitet sich aus der Emissionsberechnung nach Vandré und Kaupenjohann (Gleichung 1) wie folgt ab:

$$Q_l = s_l T_l$$

$$Q_{std} = s_{std} T_{std} \quad \text{mit} \quad T_l = T_{std}$$

$$\frac{Q_l}{s_l} = \frac{Q_{std}}{s_{std}}$$

$$Q_l = \frac{Q_{std} s_l}{s_{std}}$$

4.2.4 Versuchsaufbau

Die Versuchsanlage zur Erfassung der NH₃-Emissionen besteht aus einer **Ausgasungsanlage** zur Freisetzung des Standards und einem **Probenahmesystem** zur Erfassung der ausgegasteten NH₃-Mengen (Aktiv- bzw. Passivsammler).

Aufbau der Standardausgasungsanlage

Über der Gülleoberfläche wurde eine Ausgasungsanlage zur Freisetzung einer definierten NH₃-Menge, des Standards, platziert. Die Ausgasungsanlage, deren Aufsicht in Abbildung 5 dargestellt ist, wurde mittels Ausgasungsrohren (PE-Rohren) und eines Halterungssystems (Abbildung 6) realisiert.

Über eine Ringleitung waren die PE-Rohre miteinander verbunden und erhielten Anschluss an ein Gasreservoir zur Standardaddition. Mittels einer Membranpumpe (KFN Neuberger) wurde ammoniakfreie Luft mit 15 l min⁻¹ als Trägergas über die Ringleitung in das Rohrsystem geblasen. Aus einer Druckgasflasche wurde NH₃ mit Hilfe eines Edelstahl Druckminderers (Air Products, Hattingen) und eines Durchflussreglers mit Nadelventil (Aalborg Instruments, Orangeburg NY, USA) kontrolliert in den Trägerstrom dosiert. Eine gleichmäßige Abgabe des Standardgases wurde über ein System von Auslasslöchern (4 Löcher m², 0,5 mm Durchmesser) in den PE-Rohren gewährleistet.

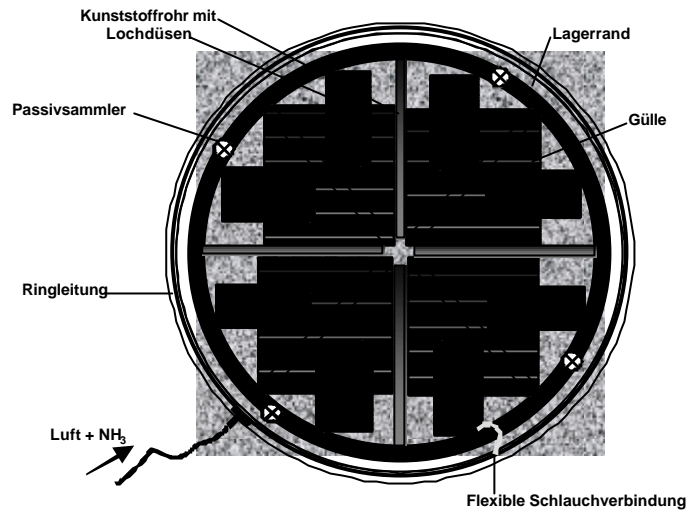


Abbildung 5: Schema Ausgasungsanlage (Aufsicht auf das Güllelager)

Die Freisetzung des Standards erfolgte in zeitlich versetzten Intervallen über der Gülleoberfläche, wobei jeweils auf ein Intervall mit Standardausgasung eines ohne Standardausgasung folgte. Die Automatisierung der Standardausgasung wurde über automatisch gesteuerte Magnetventile umgesetzt.

Die Ausgasungsanlage wurde mittels der Trägerbauteile am Lagerrand befestigt. Die nötige Flexibilität zum Auf- bzw. Umbau der Ausgasungsanlage wurde ebenfalls mittels dieses Haltungssystems wie folgt realisiert (Abbildung 6).

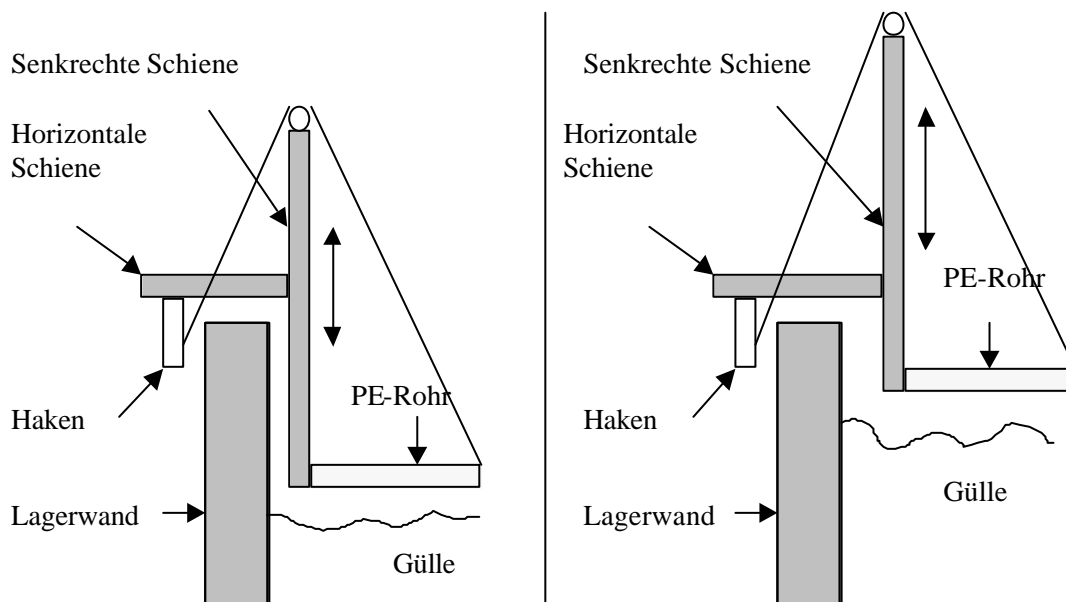


Abbildung 6: Schema des Haltungssystems für einen Ausgasungsteilabschnitt bei niedrigem bzw. hohem Füllstand

Rechtwinklig angebrachte Aluminiumschienen ermöglichten eine Höhenverstellbarkeit der Ausgasungsanlage, um beispielsweise auf Schwankungen des Füllstandes zu reagieren. Ein ausklappbarer Winkel am unteren Ende des Halterungssystems gewährte bei Bedarf freien Zugriff auf die Gülleoberfläche, beispielsweise zum Anbringen einer Abdeckung. Eine Längenverstellbarkeit der PE-Rohre ermöglichte den Einsatz an allen praxisüblichen Lagerbehältern (4-10 m Durchmesser).

Die Ausgasungsanlage wurde so positioniert, dass sie mit mindestens 10 cm über der Substratoberfläche Diffusionsprozesse zwischen Gülle und Umgebungsluft nicht beeinflussen konnte.

Aufbau des Probenahmesystems

Die NH_3 -Signale von Standard und Lager wurden mittels eines automatischen Probenahmesystems, den Aktivsammlern, erfasst. Über eine Gaspumpe wurde an drei am Lagerrand positionierten Probenahmestellen Luft über Silikonschläuche angesaugt und durch Waschflaschen geleitet. Jedes der Probenahmeysteme, schematisch in Abbildung 7 dargestellt, bestand aus sechs Waschflaschen, welche mit je 40 ml 0,05 M H_2SO_4 befüllt waren.

Die Beprobung erfolgte in Intervallen, deren Dauer vor Beginn der Emissionsmessungen dem jeweiligen Lager angepasst wurde. Der angesaugte Luftstrom eines Intervalls wurde automatisch in eine Waschflasche geleitet. Die Automatisierung wurde über ein Steuerungsprogramm und dadurch geschaltete Magnetventile umgesetzt. Im Anschluss an jeweils sechs Intervalle wurde die Säure in den Waschflaschen ausgetauscht und ihr $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalt colorimetrisch erfasst.

Während der ersten Untersuchungen zeigte sich, dass der Widerstand der in den einzelnen Waschflaschen installierten Glasfritten verschieden hoch war, so dass bei gleicher Pumpenleistung eine unterschiedliche Menge an Probe durch die verschiedenen Waschflaschen gesaugt wurde. Deshalb wurde ein Widerstand zwischen Waschflaschen und Pumpe eingebaut, der höher war als der höchste waschflaschenspezifische Widerstand. Dadurch war der Probendurchfluss je Waschflasche und Zeiteinheit mit $1,7 \text{ l min}^{-1}$ gleich (Abbildung 7).

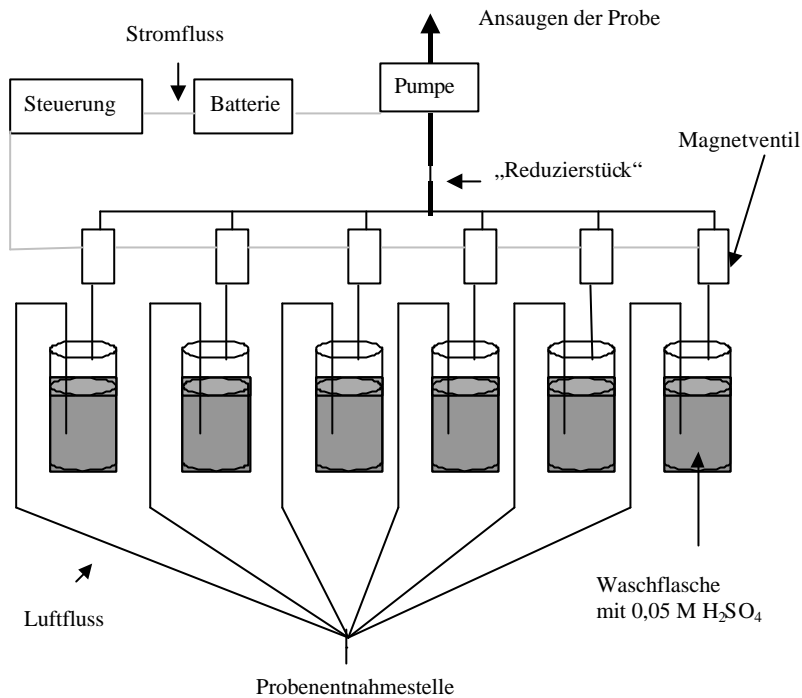


Abbildung 7: Schema des Probenahmesystems mit eingebautem Reduzierstück

4.2.5 Optimierung der Probenahmestelle

Um eine optimale Probenahme über dem Lager zu erreichen, wurden unterschiedliche Formen der Probenahme, punktuell oder transekt, miteinander verglichen. Die punktuelle Probenahme wurde durch einen Schlauch (0,6 cm Durchmesser) realisiert, der zentral über dem Güllelager platziert wurde (System A). Bei der transekten Probenahme wurde ein 2 m langes PE-Rohr mit gleichmäßig angebrachten Ansauglöchern (0,15 cm Durchmesser) quer über dem Güllelager positioniert (System B).

Um die Systeme zu vergleichen, wurden zunächst die in den Sammlern erfassten NH₄-Konzentrationen verglichen. Die mit den unterschiedlichen Probenahmesystemen erfassten NH₄-Konzentrationen während der einzelnen Messintervalle sind in Abbildung 8 grafisch dargestellt. Bei dem überwiegenden Teil der Messtermine wurden mit dem System B höhere NH₄-Konzentrationen erfasst, als mit dem System A. Da eine höhere NH₄-N Konzentration in den Sammlern auch eine höhere Messgenauigkeit bedeutet, ist das transekte System dem punktuellen System vorzuziehen.

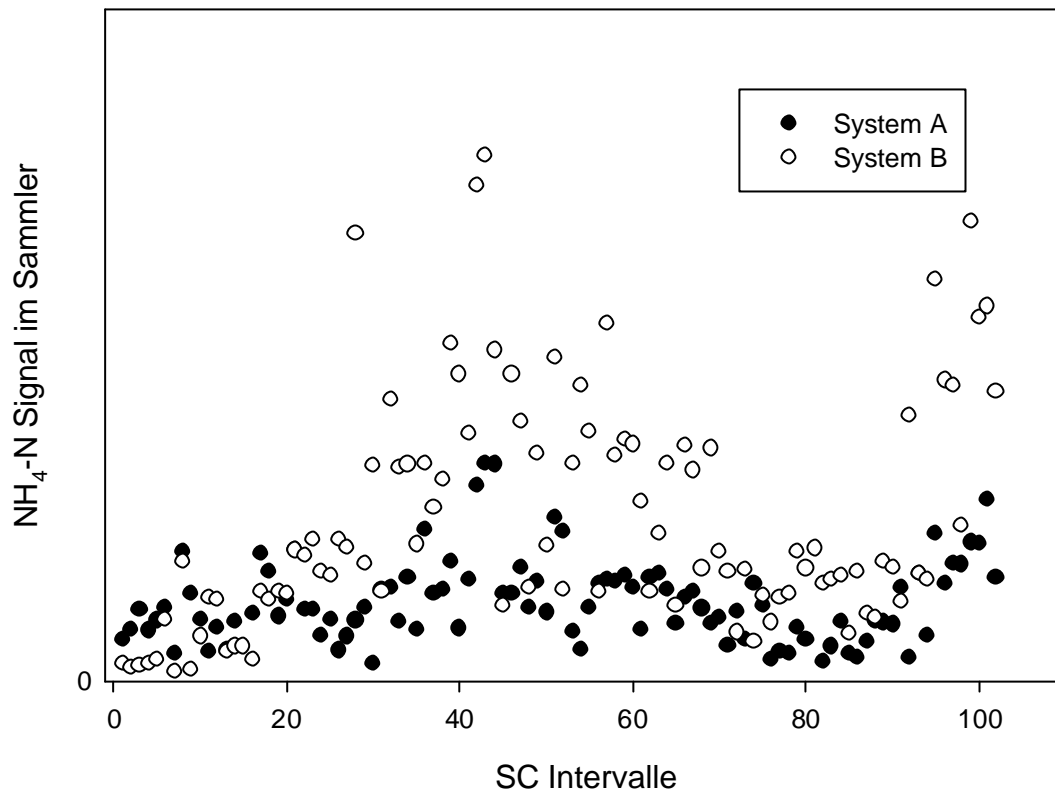


Abbildung 8: NH₄-Signale der Sammler bei unterschiedlichen Probenahmesystemen, punktuell mit dem Schlauch (System A) oder transekt mit dem Rohr (System B)

4.2.6 Grenzbereich der SC-Methode

Die Bestimmung der NH₃-Emissionen aus dem Lagerbehälter erfolgte nach Gleichung 2 (Kap. 4.2). Hierzu werden die Signale aus Lager und Standard ($s_{\text{std}+1}$) und aus dem Lager ohne Zudosierung des Standards (s_1) miteinander verrechnet. Bei einer zu geringen Differenz von $s_{\text{std}+1}$ und s_1 werden die Emissionen stark überschätzt. Dies zeigt sich in Abbildung 9 in einem exponentiellen Verlauf der berechneten NH₃-Emissionen. Der Grenzbereich, ab dem die Emissionen überschätzt werden, variiert mit unterschiedlichen s_1 -Werten. Die s_1 -Werte während der in Frankenforst durchgeführten Emissionsmessungen lagen zwischen 0,1 mg l⁻¹ und 0,8 mg l⁻¹. Zur Vermeidung einer Überschätzung muss eine Bestimmungsgrenze festgelegt werden die alle erfassten s_1 -Werte berücksichtigt, diese wird bei einer Differenz $s_{\text{std}+1} - s_1$ von 0,05 festgelegt. Vor Verrechnung der erfassten Werte wurden diese zunächst gemäß dieser Bemessungsgrenze überprüft. Wertepaare die unter der festgelegten Bemessungsgrenze lagen wurden nicht in die Berechnung einbezogen.

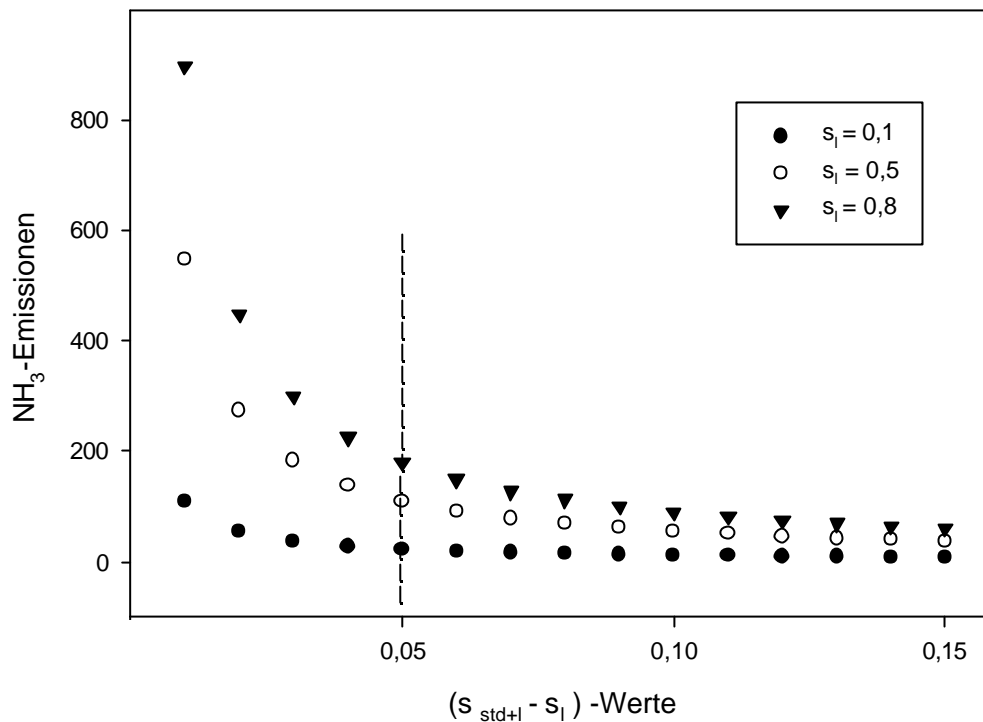


Abbildung 9: Grenzbereich bei der Emissionsberechnung mit der SC-Methode durch das Verhältnis $(s_{std+sl} - s_l)$ bei unterschiedlichen s_l Werten

4.2.7 Verrechnung der SC-Intervalle

Bei den Emissionsmessungen am Lager wurde der Standard in zeitlich versetzten Intervallen freigesetzt, wobei ein Intervall ohne Standardausgasung jeweils auf ein Intervall mit Standardausgasung folgte (Abbildung 10).

Die Signale können nur miteinander verglichen werden, wenn äußere Faktoren möglichst ähnlich sind. Die Verrechnung nach Gleichung 2 (Kap. 4.2) unter der Annahme gleicher Transferfaktoren $T_1 = T_{std+sl}$ kann also nur erfolgen, wenn alle Faktoren die Transferfaktoren betreffend weitgehend konstant sind. Hierzu zählen mikrometeorologische Bedingungen, Versuchsdesign und NH_3 -Sammler. Versuchsdesign und NH_3 -Sammler waren bei der Messung am Lager konstant. Die meteorologischen Bedingungen waren jedoch zeitlich nicht konstant. Somit müssen solche Signale miteinander verglichen werden, die unter möglichst ähnlichen klimatischen Bedingungen entstanden sind.

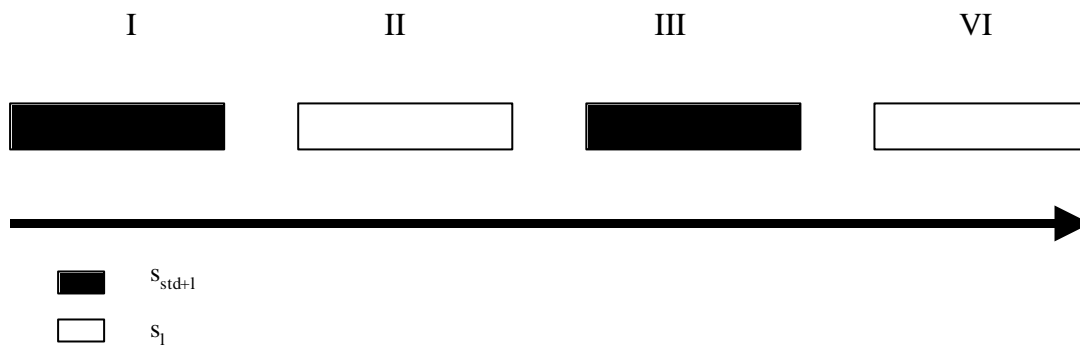


Abbildung 10: Schematische Darstellung der SC-Intervalle bei der NH_3 -Emissionsmessung am Lager mit (I = 1. SC Intervall Standard und Lager, II = 2. SC-Intervall Lager alleine, III = 3. SC Intervall Standard und Lager) Zeitliche Abfolge durch Pfeil symbolisiert

Die Berechnung der NH_3 -Emissionen erfolgte nach Gleichung 2, wobei in jede Emissionsberechnung ein s_{std+1} - und ein s_l -Wert einbezogen wurde. Die Auswahl der s_{std+1} - und s_l -Werte kann nach unterschiedlichen Methoden erfolgen. Diese wurden in Tabelle 10 zusammengefasst. Hierbei wurden alle möglichen Kombinationen von zeitlich aufeinander folgenden Intervallen berücksichtigt. Während der SC-Intervalle können sich die klimatischen Bedingungen verändern. Je weniger Unterschiede sich bei den unterschiedlichen Verrechnungsmethoden ergeben, desto ähnlicher sind die Bedingungen zum Zeitpunkt der Probenahme. Durch den Vergleich der Verrechnungsmethoden soll betrachtet werden, wie stark die meteorologischen Verhältnisse die Ergebnisse beeinflussen.

Tabelle 10: Zusammenstellung der unterschiedlichen Verrechnungsmöglichkeiten (vgl.) mit $Q_{std}=1$

Verrechnungsmethode	Verrechnungsart $s_l/(s_{std+1} - s_l)$
M 1	$II/(I - II)$
M 2	$II/(\frac{1}{2} I + \frac{1}{2} III - II)$
M 3	$II/(III - II)$
M 4	$(\frac{1}{2} II + \frac{1}{2} VI)/(III - \frac{1}{2} II + \frac{1}{2} VI)$

- M 1 Verknüpfung der Messintervalle in chronologischer Reihenfolge der Messung
- M 2 Verknüpfung der Messintervalle durch Aufteilung der s_{std+1} -Werte
- M 3 Verknüpfung der Messintervalle in umgekehrter Reihenfolge der Messung,
- M 4 Verknüpfung der Messintervalle durch Aufteilung der s_l -Werte

Zum Vergleich der unterschiedlichen Verrechnungsmethoden wurden alle SC-Intervalle der Messreihen aus der NH_3 -Emissionsmessung am Lager ohne Abdeckung einbezogen. Die Mittelwerte der berechneten NH_3 -Emissionen lagen trotz der unterschiedlichen Verrechnungsmethoden eng beieinander (Abbildung 11), wobei nach M 1 die niedrigsten Emissionen mit $15,1 \text{ g h}^{-1}$ und nach M 4 die höchsten Emissionen mit $15,9 \text{ g h}^{-1}$ berechnet wurden. Berechnungen nach M 2 und M 3 lagen mit $15,4 \text{ g h}^{-1}$ und $15,1 \text{ g h}^{-1}$ dazwischen. Dies bestätigt die Annahme $T_1 = T_{\text{std}+1}$ und erlaubt den Vergleich der zeitlich versetzten Intervalle.

Betrachtet man die Einzelergebnisse werden größere Unterschiede deutlich (Abbildung 12). Teilweise lagen die errechneten NH_3 -Emissionen wie bei Messtermin 4 mit $10,4 - 10,5 \text{ g h}^{-1}$ sehr dicht beieinander, andere Messtermine wie beispielsweise Termin 7 schwanken zwischen $17,8$ und $40,4 \text{ g NH}_3 \text{ h}^{-1}$. Hier zeigt sich, dass eine Fehlerbetrachtung nur an jedem einzelnen Termin vorgenommen werden kann.

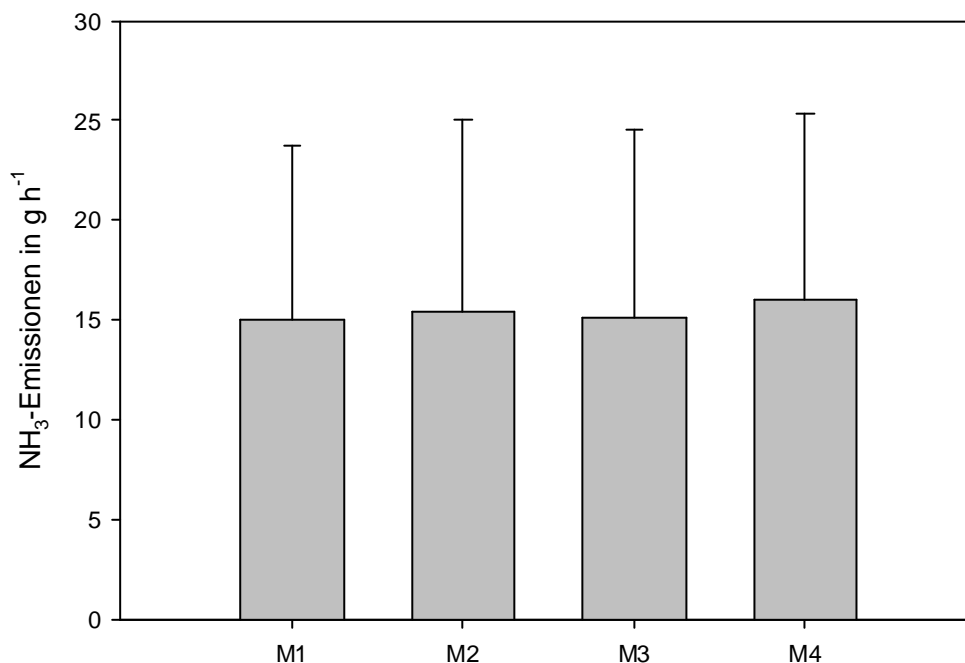


Abbildung 11: Vergleich der Verrechnungsmethoden M 1 bis M 4 (Mittelwert und Standardabweichung $n=57$ (M 1), $n=56$ (M 2), $n=49$ (M 3), $n=55$ (M 4)), keine signifikanten Unterschiede auf einem Signifikanzniveau von 5%

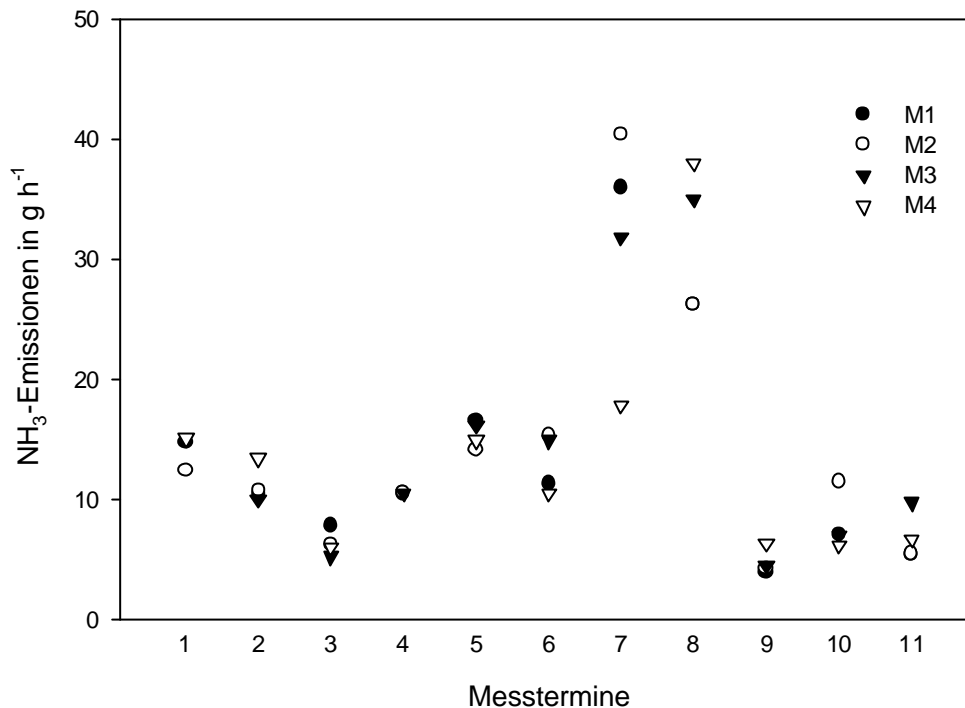


Abbildung 12: Vergleichende Darstellung der mit den unterschiedlichen Berechnungsmethoden verrechneten NH_3 -Emissionen einiger Messtermine

Obwohl der Vergleich der Verrechnungsmethoden auf der gleichen Datengrundlage, der Emissionsmessung am offenen Lager erfassten $s_{\text{std}+1-}$ und s_{l} -Werte beruht, variiert die Anzahl der in die Rechnung eingebrachten Werte. Dies erklärt sich zum einen durch die bei unterschiedlichen Verrechnungsmethoden am Beginn bzw. am Ende der Messreihen nicht einbezogenen Werte. Beispielsweise findet sich bei Verrechnung nach M 3 der dargestellten SC-Intervalle für Intervall I kein Verrechnungspartner, das Signal kann in diesem Fall nicht in die Berechnung einbezogen werden. Dies gilt ebenfalls bei einer Unterbrechung der Messreihe, beispielsweise durch einen Stromausfall. Desweiteren können einige Werte durch die in Kap.4.2.6 beschriebenen Bestimmungsgrenzen nicht ausgewertet werden.

Jede Messreihe beginnt wie in Abbildung 10 dargestellt, mit der Erfassung eines $s_{\text{std}+1-}$ gefolgt von einem s_{l} -Wert, so dass bei M 1 grundsätzlich alle erfassten Signale einbezogen werden können, sollten sie nicht durch die Bemessungsgrenze aussortiert werden. Aus diesem Grund erfolgt die Berechnung der NH_3 -Emissionen aus der Lagerung im Folgenden nach M 1.

4.3 Ergebnisse des Methodentests am simulierten Lager

4.3.1 Ermittlung wichtiger Einstellung für die NH₃-Emissionsmessung am simulierten Lager

Bei NH₃-Emissionsmessung mit der SC-Methode ist es notwendig, einige Einstellungen, die auf jedes Lager abgestimmt werden müssen, in Vorversuchen zu bestimmen.

Bei dem Lager in Silsoe wurde die NH₃-Emission simuliert, d.h. vom Boden des Lagers wurde NH₃ freigesetzt. Bevor die Messungen erfolgen konnten, musste sich das am Boden des Lagers ausgegaste NH₃ mit der Umgebungsluft vermischen und einen Gleichgewichtszustand erreichen. Nach Anschalten der Ausgasungsanlage wurde jeweils über zehn Minuten das Signal des simulierten Lagers erfasst. Nach 30 Minuten, drei Intervallen, wurde kein Anstieg der Konzentration mehr erfasst. Beim Start einer neuen Versuchsreihe wurden somit immer mindestens 30 Minuten zum Erreichen eines steady state im simulierten Güllelager eingehalten.

In einem weiteren Vorversuch sollte die Länge des Messintervalls bestimmt werden. Hierbei ist es wichtig die Messintervalle kurz zu halten, damit äußere Faktoren möglichst gleich bleiben. Die Messintervalle müssen allerdings auch ausreichend lang sein, damit die erfassten Signale, d.h. die NH₄-Konzentrationen in den Sammlern, detektierbar sind. Hierzu wurde das Signal des Lagers (s_i), ohne Zudosierung des Standards, über 5, 10, 15 und 20 Minuten gesammelt. In Abbildung 13 sind die erfassten NH₄-Konzentrationen dargestellt. Bei einer Nachweisgrenze von 0,1 mg l⁻¹ H₂SO₄ des Analysegerätes konnten bereits nach 10 Minuten, mit 0,39 mg NH₄-N l⁻¹, 0,66 mg NH₄-N l⁻¹, 0,31 mg NH₄-N l⁻¹ und 0,15 mg NH₄-N l⁻¹, ausreichend hohe Konzentrationen in den Sammlern nachgewiesen werden. Da jedoch der Sammler D mit 0,15 mg NH₄-N l⁻¹ nur geringfügig über der Nachweisgrenze lag, wurde das Beprobungsintervall auf 15 min festgelegt um von einer ausreichend hohen Konzentration in den Sammlern ausgehen zu können. Das Beprobungsintervall lag in diesem Versuch deutlich unter dem Beprobungsintervall am Güllelager Frankenforst (30 min). Dies lässt sich mit der höheren Quellstärke, des simulierten Güllelagers erklären. Ebenso zeigte sich die Notwendigkeit für jedes Lager ein entsprechendes Probenahmeintervall zu ermitteln.

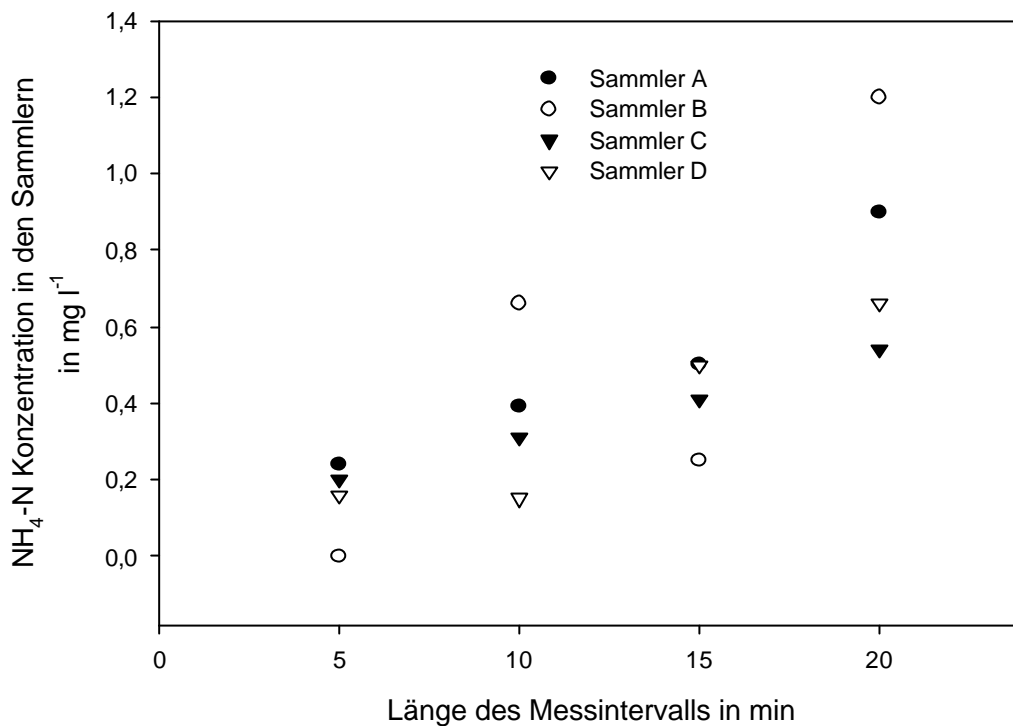


Abbildung 13: NH₄-N Konzentrationen in den Sammler A-D bei unterschiedlicher Länge des Messintervalls (5 – 20 min) am simulierten Lager

In einem weiteren Experiment wurde überprüft, wie lange ein Einfluss der zudosierten Ausgasungsanlage (SC-Anlage) nach deren Ausschalten zu messen war. Es zeigte sich, dass bereits 10 Minuten nachdem die Anlage ausgeschaltet und kein zusätzliches NH₃ ausgegast wurde, kein Einfluss auf die Erfassung der Lageremissionen messbar war. In Anlehnung an diese Ergebnisse wurde jeweils vor jedem neuen Messintervall ein 15 minütiges Pausenintervall eingefügt.

Die in den Versuchen ermittelten Einstellungen werden in Tabelle 11 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 11: Zusammenfassung wichtiger Einstellung zur Erfassung der NH₃-Emissionen am simulierten Lager Silsoe

NH ₃ Standard (NH ₃ g h ⁻¹)	Zeitintervall nach Start der simulierten NH ₃ -Emissionen (min)	Probenahmeintervall (min)	Pause zwischen Probeahmeintervall (min)
62,5	30	15	15

4.3.2 NH₃-Emissionsmessung am simulierten Lager

Die am **simulierten Lager erfassten NH₃-Emissionen** zeigen hier keine zeitlich aufeinander folgende Messreihe, sondern einzelne SC-Intervalle aus den drei Versuchsreihen, bestehend aus zeitlich aufeinander folgenden $s_{\text{Std}+1}$ - und s_i -Wertepaaren.

In Abbildung 14 sind die NH₄-Konzentrationen der Sammler während eines Messintervalls dargestellt, wobei sich jeweils ein Signal mit Standard ($s_{\text{Std}+1}$) und ohne Standard (s_i) abwechseln. Obwohl die Ausgasung des Standards über den gesamten Versuchszeitraum konstant war, unterschieden sich die erfassten NH₄-Konzentrationen in den Waschflaschen erheblich voneinander. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Messungen keine kontinuierliche Messreihe darstellen und sich die klimatischen Bedingungen während der Messungen teilweise erheblich unterscheiden. Vor allem bei Wind kann es zu Verwirbelung der im Lager gesammelten Luft. Das gleichmäßig ausgegaste NH₃, das sich mit der Umgebungsluft vermischt hatte, wurde durch den Wind ausgetauscht und die Umgebungsluft über dem Lager so teilweise stark verdünnt.

Die am simulierten Lager mit der SC-Methode gemessenen NH₃-Emissionen sowie die tatsächlich ausgegaste NH₃-Mengen sind in Tabelle 12 dargestellt. Die kalkulierten NH₃-Emissionen der Intervalle 1, 2 und 4 lagen mit 62,5 g h⁻¹, 51,1 g h⁻¹ und 71,4 g h⁻¹ dicht beieinander. Die im SC-Intervall 3 bestimmte Emission lag mit 22,9 g NH₃ h⁻¹ deutlich darunter. Für diese Abweichung ließ sich jedoch kein Grund ausmachen. Der Mittelwert der berechneten NH₃-Emissionen lag bei 54 g h⁻¹ (n = 4). Die tatsächlich aus dem Lager emittierten 62,5 g h⁻¹ wurden somit um 14% unterschätzt. Trotz des geringen Umfangs der erfassten Daten, kann die Messgenauigkeit als zufrieden stellend betrachtet werden. Es muss aber auch berücksichtigt werden, dass die hohe Quellstärke von 1,5 kg d⁻¹ des simulierten Lagers einfacher detektierbar ist, als die teilweise sehr viel geringen Quellstärken aus Gülle.

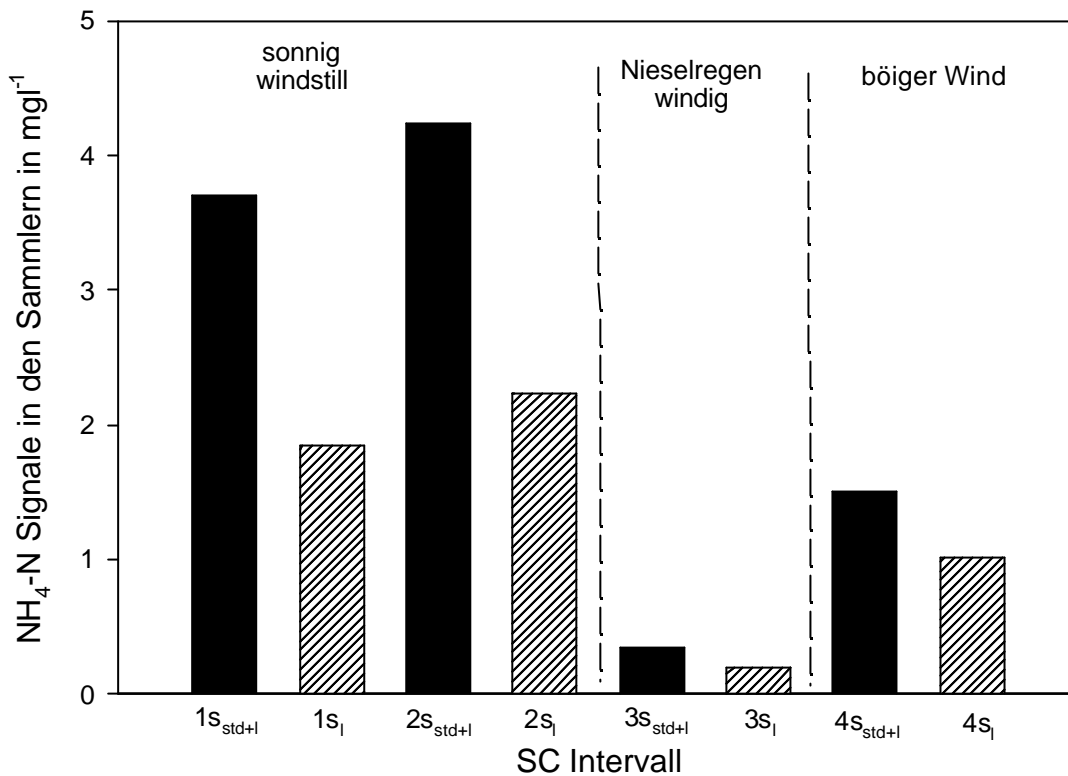


Abbildung 14: NH₄ Signale der SC Intervalle 1 – 4 am simulierten Güllelager, wobei jeweils ein Signal mit Standardausgasung (s_{std+i}) und ein Signal ohne Standardausgasung (s_i) zeitlich aufeinander folgen ($n=4$)

Insgesamt zeigte sich die SC-Methode beim Einsatz am simulierten Lager als einfache Art NH₃-Emissionen aus der Lagerung zu erfassen.

Zum Zeitpunkt dieser Messungen war die Automatisierung der Probenahme noch nicht abgeschlossen. Kontinuierliche Messreihen konnten also nur mit hohem arbeitstechnischem Aufwand durchgeführt werden.

Tabelle 12: Am simulierten Güllelager tatsächlich ausgegaste NH₃-Menge sowie Zusammenfassung der mit der SC- Methode berechneten NH₃-Emissionen ($n=4$)

SC Intervall	mit SC Methode erfasste NH ₃ -Emissionen in g h ⁻¹	NH ₃ -Emission aus Lager in g h ⁻¹
SC I	62,5	62,5
SC II	59,1	62,5
SC III	22,9	62,5
SC IV	71,4	62,5
Mittelwert	54,0	62,5

Durch den begrenzten Zeitraum der Messungen sowie technischen Probleme vor Ort konnten nur wenige Messungen durchgeführt werden. Eine größere Datengrundlage sollte angestrebt werden. Hierzu ist eine Automatisierung unbedingt erforderlich, da der Betreuungsaufwand ansonsten zu hoch würde.

4.4 Ergebnisse Lager Frankenforst

4.4.1 Ermittlung wichtiger Einstellung für die NH₃-Emissionsmessung am Lager Frankenforst

Ebenso wie bei der Messung am simulierten Güllelager wurden am Lager in Frankenforst Vorversuche zur Ermittlung wichtiger Einstellungen für die Messung mit der SC-Methode vorgenommen. Hierzu zählten die Stärke des freigesetzten Standards und die Einstellung der Pumpenleistung. Desweiteren wurden die Dauer des Probenahmeintervalls und die Dauer der Pausen zwischen den Intervallen ermittelt (Tabelle 13). Mit diesen Einstellungen wurden am Lager Frankenforst folgende Versuchsvarianten durchgeführt: NH₃-Emissionsmessung am offenen Lager, Lager mit Abdeckung sowie während der Homogenisierung.

Tabelle 13: Zusammenfassung wichtiger Einstellung zur Erfassung der NH₃-Emission am Lager Frankenforst

NH ₃ -Standard (NH ₃ l min ⁻¹)	Pumpleistung Probenahme (l min ⁻¹)	Probenahmeintervall (min)	Pause zwischen Probeahmeintervall (min)
0,48	1,7	30	15

4.4.2 NH₃-Emissionsmessung am Lager Frankenforst

Die **NH₃-Emissionsmessung am offenen Lager** Frankenforst erfolgte über den Zeitraum von 108 Stunden. Parallel wurden auch Gülle- und Lufttemperatur sowie Windgeschwindigkeit erfasst. Die Gülletemperatur schwankte während des Versuchszeitraumes zwischen 13,9 und 15,8 °C, die Lufttemperatur 12,5 und 26,8 °C. Die Windgeschwindigkeit lag zwischen 0 m s⁻¹ und 0,8 m s⁻¹. Da das Lager durch ein Dach geschützt wurde, wurden keine Niederschläge erfasst.

Die NH₃-Emissionen am offenen Lager unterlagen einer hohen Variabilität über den gesamten Versuchszeitraum. Die Emissionen lagen zwischen 3,3 g h⁻¹ und 40,5 g h⁻¹ (Abbildung 15). Eine Beziehung zu den erfassten Wetterdaten ließ sich nicht erkennen. Obwohl Witterungsbedingungen, vor allem Temperatur und Windgeschwindigkeit als wichtige Einflussfaktoren bekannt sind (Zhang *et al.*, 1994). Mit zunehmender Temperatur steigen der Ammoniakpartialdruck und die Diffusionsgeschwindigkeit des Ammoniaks in der Gülle. Im Sommer ist somit mit deutlich höheren NH₃-Emissionen zu rechnen. Clemens (2002) erfasste während

der Lagerung in den Sommermonaten wesentlich höhere NH_3 -Emissionen als während der Wintermonate. Auch von Keck (1996) wurden während der Sommermonate zwei- bis dreifach höhere NH_3 -Emissionen erfasst, als während der Wintermonate. Balsari *et al.* (1994) fanden bei der Lagerung von Schweinegülle tageszeitliche Schwankungen der NH_3 -Emissionen.

Die Emissionen am offenen Lager Frankenforst folgten jedoch keinem Tagesgang und auch sonst ließ sich kein Einfluss der Temperatur erkennen. Liang *et al.* (2002) beschreiben eine exponentielle Beziehung zwischen Temperatur und NH_3 -Emissionen. Die Gülletemperatur während der Messung am offenen Lager lag zwischen 13,9 und 15,8 °C. Auch im Model von Liang *et al.* (2002) zeigt eine Temperaturdifferenz von 1,9 °C im Bereich zwischen 10 °C und 15 °C wenig Auswirkungen.

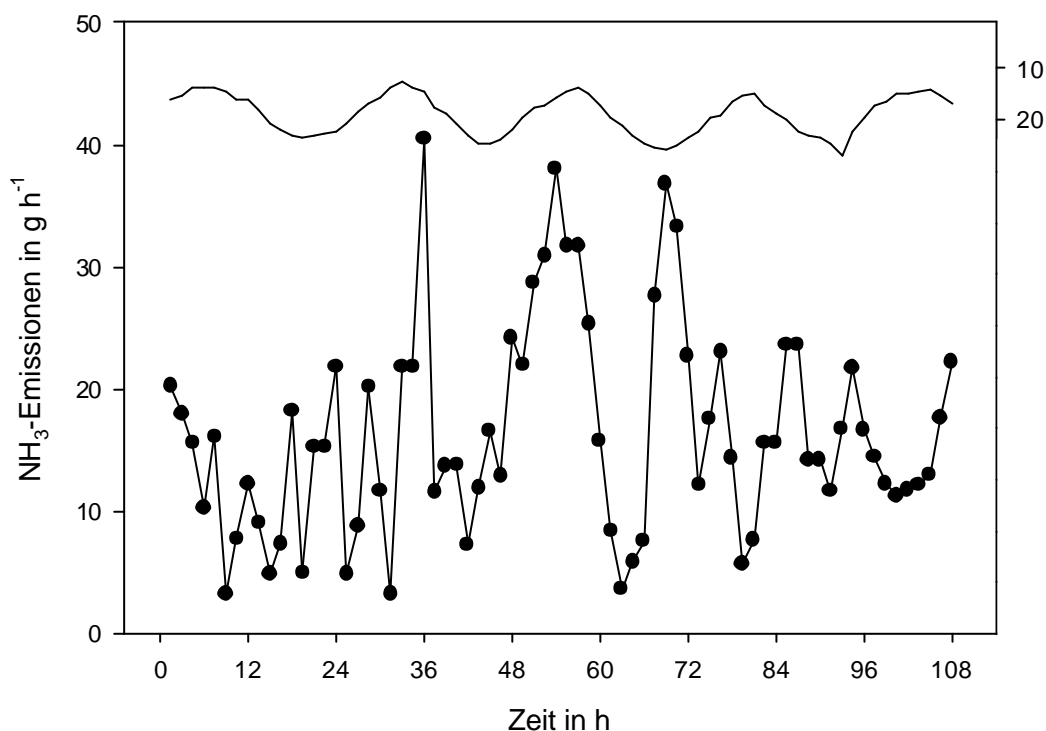


Abbildung 15: NH_3 -Emissionen in g h^{-1} am Lager und Lufttemperatur in °C Frankenforst ohne Abdeckung

Die Schwankungen der NH_3 -Emissionen waren bei diesen Untersuchungen eher auf das Gülle-Management zurückzuführen. Eine Zuführung von Gülle aus dem Stallbereich erfolgte je nach Gülleanfall alle 4 - 6 Stunden. In diesen Abständen zeigten sich deutliche Emissionsspitzen. Eine Beziehung konnte allerdings aufgrund der mangelnden Daten über die genauen zeitlichen Abstände der Güllezugabe nicht nachgewiesen werden. Einen Effekt der Beschick-

ung auf die NH_3 -Emissionen bei der Lagerung wurde auch von Muck *et. al.* (1982) festgestellt.

Kumulierte Tagesemissionen lagen bei $4,0 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, $4,8 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, $5,1 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ und $6,9 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Vergleichbare Tagesemissionen wurden von Sommer *et al.* (1996) während der Lagerung von Schweinegülle ohne Abdeckung und ohne Schwimmschicht erfasst. Die Emissionen lagen hier zwischen $4,7 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ und $5,6 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Die Messwerte anderer Autoren zeigten eine große Spannbreite der NH_3 -Emissionen während der Lagerung. So erfasste De Bode (1991) während der Wintermonate NH_3 -Emissionen in Höhe von $15,6 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, Phillips *et. al.* (1997) $2,4 \text{ g NH}_3 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ und Karlsson (1996) zwischen $0,2 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ und $1,7 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

Die Erfassung der NH_3 -Emissionen aus dem **abgedeckten Lager** erfolgte über den Zeitraum von 48 Stunden. Allerdings wurde die Messreihe nach 24 Stunden unterbrochen und erst mit einem Tag Verzögerung wieder aufgenommen. Es liegen also 2 Messreihen von je 24 Stunden vor.

Die NH_3 -Emissionen während der ersten Messreihe (Abbildung 16) lagen zwischen $3,9 \text{ g h}^{-1}$ und $16,0 \text{ g h}^{-1}$. Die Temperaturen lagen zwischen $12,0$ und $26,5 \text{ }^\circ\text{C}$, die Gülletemperatur $17,8$ und $18,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Die Emissionen der zweiten Messreihe lagen zwischen $2,7 \text{ g h}^{-1}$ und $29,4 \text{ g h}^{-1}$ (Abbildung 17). Hier lagen die Umlufttemperaturen zwischen $13,6$ und $25,7 \text{ }^\circ\text{C}$ und die Gülletemperatur zwischen $18,0$ und $18,3 \text{ }^\circ\text{C}$. Die Dynamik der Emissionen der beiden Messreihen unterschied sich voneinander. Die Emissionen der ersten Messreihe stiegen nach 12 Stunden deutlich an. Die NH_3 -Emissionen der zweiten Messreihe zeigten dagegen eine hohe Variabilität über den gesamten Messzeitraum. Die kumulierten Emissionen der beiden Messtage unterschieden sich mit $3,2 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ und $3,9 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ kaum voneinander.

Durch die Abdeckung wurden die Emissionen um 32% reduziert. Hierbei wurden die kumulierten Tagesemissionen der unterschiedlichen Messreihen miteinander verglichen. Der Vergleich bezieht sich also nicht auf exakt gleiche Witterungsbedingungen. In Versuchen von Williams und Nigro (1997) konnte durch eine Abdeckung die NH_3 -Emissionen um 68% reduziert werden. De Bode (1991) erfasste eine Verringerung der Emissionen von 54% - 94%. Durch Abdeckung des Lagers können NH_3 -Verluste deutlich gemindert werden (Amon, 2006; Sommer, 1993; Williams, 1998; Keck, 1996). Je nach der Art der Abdeckung konnte Keck (1996) Minderungen zwischen 55% bei Schwimmdecke und 90% bei Betondecke bzw. Zeltdach feststellen.

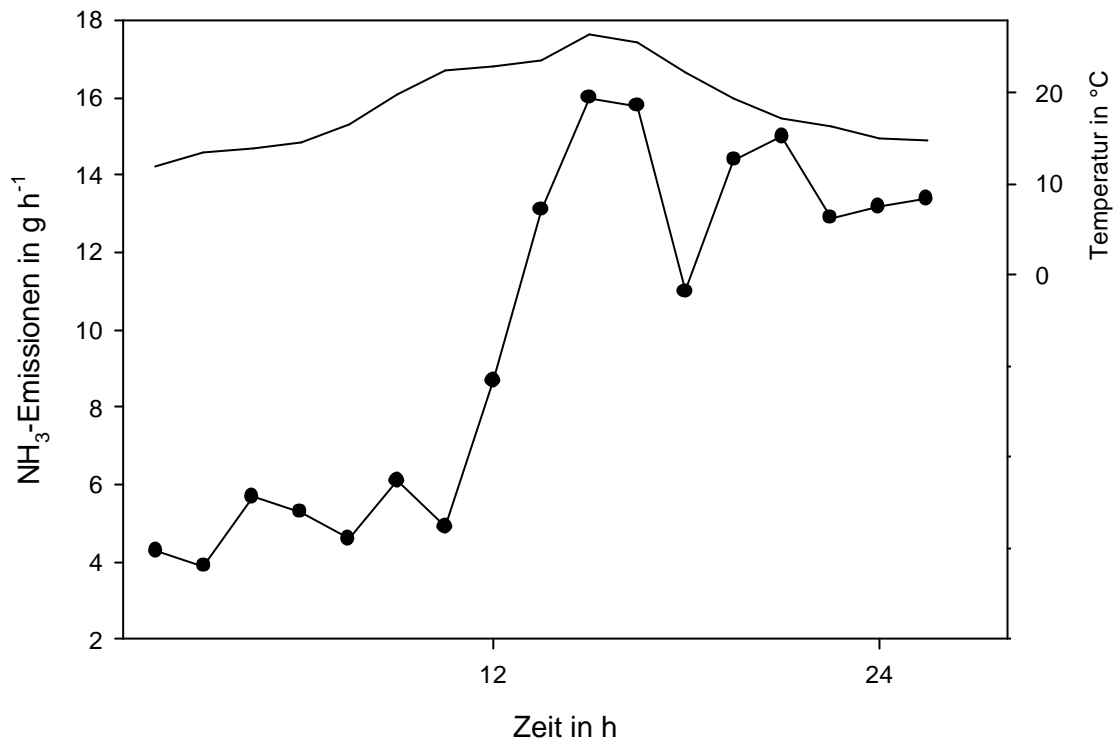


Abbildung 16: NH₃-Emissionen in g h⁻¹ am Lager Frankenforst mit Abdeckung Messreihe 1

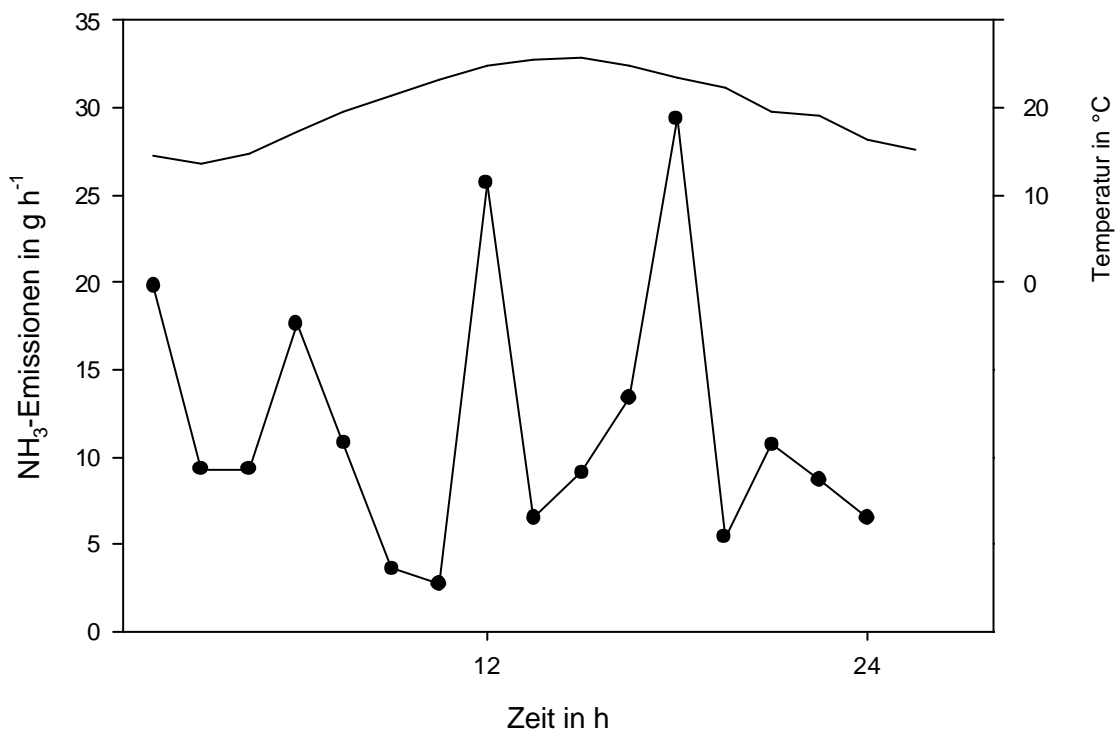


Abbildung 17: NH₃-Emissionen in g h⁻¹ am Lager Frankenforst mit Abdeckung Messreihe 2

Emissionen während der **Homogenisierung** wurden über 40 Stunden erfasst. Auch hier unterlagen die Emissionen mit Werten zwischen $7,7 \text{ g h}^{-1}$ und $97,0 \text{ g h}^{-1}$ ebenfalls starken Schwankungen. Die kumulierten Emissionen lagen mit $9,1 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ etwa doppelt so hoch, wie die Emissionen aus dem offenen Lager. In der Literatur liegen keine Vergleichsdaten vor. Jedoch zeigen die erfassten Daten, dass vor allem während der Homogenisierung eine erhöhte NH_3 -Emission zu erwarten ist.

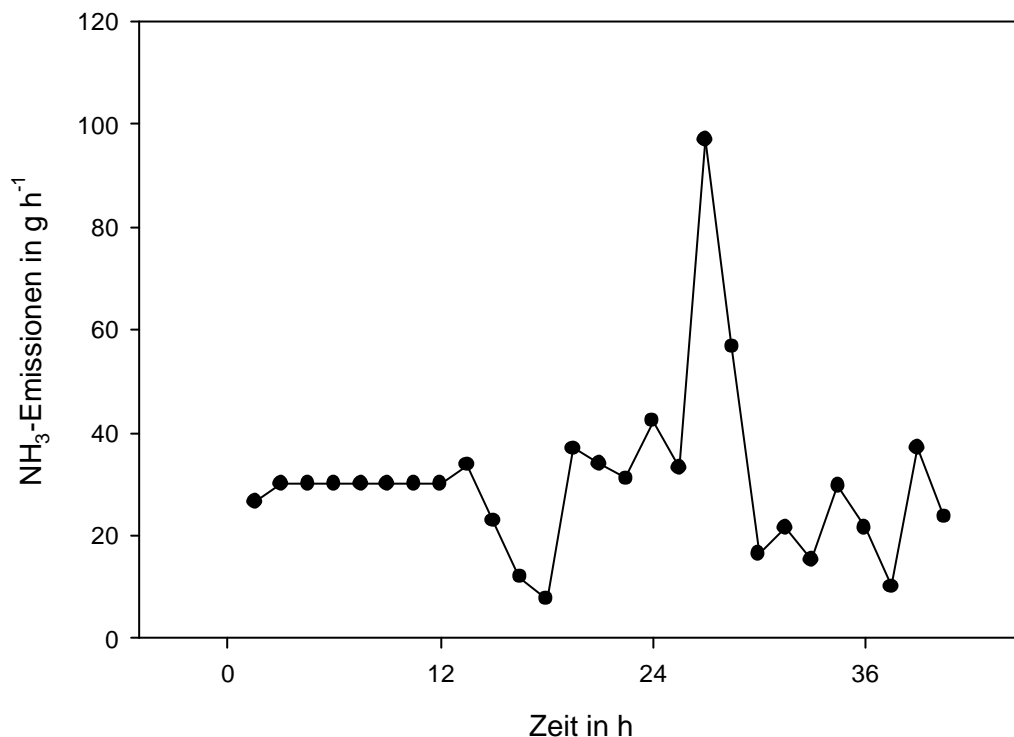


Abbildung 18: NH_3 -Emissionen g h^{-1} am Lager Frankenforst während der Homogenisierung

4.5 Bewertung

Die SC-Methode am Lager erwies sich als kostengünstige und einfache Methode zur Erfassung der NH_3 -Emissionen während der Lagerung. Im Methodentest wurden NH_3 -Quellstärken zufrieden stellend detektiert. Die Ausgasungsanlage lies sich problemlos an unterschiedliche Lager und Füllstände adaptieren. Ebenso konnten Modifikationen des Versuchsaufbaus mit installierter SC-Anlage vorgenommen werden.

Es empfiehlt sich wichtige Einstellungen für die Emissionsmessung, wie beispielsweise die Länge des Messintervalls oder die Höhe des Standards, für jedes Lager individuell zu ermitteln. Ferner sollte eine Messreihe mit ausreichend hohem Datenumfang, von mindestens

24 Stunden, erfassen werden. Um hierbei den Arbeitszeitaufwand möglichst gering zu halten, bietet sich der Einsatz des automatischen Probenahmesystems an. Durch die Automatisierung der gesamten Versuchsanlage ist es möglich den Betreuungsbedarf der gesamten Anlage auf ca. 30 min alle 9 h zu senken.

5 Einfluss der Vergärung auf die NH₃-Emissionen nach Applikation auf dem Feld

5.1 Einleitung

Die mit der Vergärung einhergehenden Veränderungen der Substrateigenschaften der Gülle umfassen u.a. eine Verringerung der Trockenmasse, eine Erhöhung des NH₄-N Gehaltes und des pH-Wertes. Vor allem durch letztere Faktoren besteht ein erhöhtes Risiko der NH₃-Ausgasung bei Lagerung und Ausbringung der Gärrückstände im Vergleich zu unbehandelter Gülle. Ob und in welchem Maße sich die veränderten Substrateigenschaften auf die NH₃-Emissionen nach Applikation der Gärrückstände auf dem Feld auswirken, ist Gegenstand dieser Untersuchungen. Dabei wurden zwei Ansätze verfolgt.

- (1) Eine **vergleichende Untersuchung der NH₃-Emissionen**: Die NH₃-Emissionen aus unterschiedlichen Gärrückständen, die sich in der Art der verwendeten Kosubstrate unterschieden, vor allem im Unterschied zu herkömmlicher Gülle, sollten erfasst werden. Hierzu wurden Kleinparzellenversuche angelegt. Da Witterungsbedingungen, vor allem Temperatur, Windgeschwindigkeit und Niederschlag die NH₃-Emissionen stark beeinflussen können (Beauchamp, 1982), wurden an unterschiedlichen Standorten zu praxisüblichen Düngeterminen NH₃-Emissionsmessungen zur Frühjahrs- und Herbstdüngung durchgeführt.
- (2) Eine möglichst **praxisnahe Erfassung der NH₃-Emissionen**: Die NH₃-Emissionen nach Applikation eines Gärrückstandes sollten unter möglichst praxisnahen Bedingungen erfasst werden. Auch bei diesen Versuchsreihen wurden Messungen zur Frühjahrs- und Herbstdüngung durchgeführt.

5.2 Material- und Methodenbeschreibung

5.2.1 Kleinparzellenversuch

SC-Methode bei Kleinparzellenversuchen

Die NH₃-Emissionen nach Ausbringung unterschiedlicher Substrate in Kleinparzellenversuchen wurden mit der bereits in Kap. 4.2.3 genannten SC-Methode nach Vandré und Kaupenjohann (1998) erfasst. Hierzu wurden 3 x 3 m große Versuchspartellen mit unterschiedlichen Düngervarianten angelegt, auf diesen wurden die Signale der gedüngten Flächen (S_{fi}) erfasst. Auf den Standardpartellen wurde während der gesamten Versuchsdauer eine definierte Quellstärke (Q_{std}) freigesetzt. Zusätzlich zu den Signalen der Standardpartellen

(S_{std}) und den Signalen der Versuchspartzen (S_{fl}), wurden Hintergrundsignale (S_h) gesammelt. Die Hintergrundsignale wurden in einiger Entfernung zum Versuchsgeschehen erfasst und dienen zur Korrektur der Messsignale. Die unbekannte Quellstärke (Q_{fl}) ergibt sich aus Gleichung 3:

$$Q_{fl} = (s_{fl} - s_h) \cdot T \quad \text{mit} \quad T = \frac{Q_{std}}{(s_{std} - s_h)}$$

Q_{fl} = NH₃-Quellstärke der gedüngten Fläche
 Q_{std} = NH₃-Quellstärke der Standardfläche
 S_{fl} = NH₄⁺-Signal des NH₃-Sammlers der gedüngten Fläche
 S_{std} = NH₄⁺-Signal des NH₃-Sammlers der gedüngten Standardfläche
 S_h = Hintergrundsignal
 T = Transferfaktor

Gleichung 3

Zur Freisetzung des Standards wurden Standardparzellen auf dem Versuchsfeld eingerichtet. Die Freisetzung einer definierten Menge an NH₃ auf den Standardparzellen wurde mittels einer Ausgasungsanlage realisiert. Hierzu wurden die Standardparzellen mit einem Rohrsystem mit Auslasslöchern (4 Löcher m⁻², 0,5 mm Durchmesser) ausgestattet. Durch dieses Rohrsystem wurde mittels einer Membranpumpe (KFN Neuberger) Umluft als Trägergas (15 l min⁻¹) gepumpt. Mit einer Druckluftflasche wurde 7,5% NH₃ mit Hilfe von Edelstahl-Druckminderern (Air Products) und Durchflussreglern mit Nadelventilen (Aalborg) kontrolliert in den Trägerstrom dosiert. Somit konnte NH₃ mit bekannten Flussraten gleichmäßig auf die Fläche verteilt werden. Die freigesetzten NH₃-Mengen betragen unmittelbar nach Ausbringung der Substrate 65 µg m⁻²s⁻¹ und später 32,5 µg m⁻²s⁻¹.

Die Signale auf Standard- und Versuchspartzen wurden mit Hilfe von bodennahen NH₃-Sammlern, den Passivsammlern, erfasst (Abbildung 19). Hierbei handelte es sich um rechteckige PE-Flaschen, die an den Seiten aufgeschnitten waren, um einen Luftaustausch zu ermöglichen. Ein PE-Netz verhinderte das Eindringen von Fremdkörpern, wie z.B. Insekten. Befüllt wurden die Sammler mit je 30 ml einer 0,05 M H₂SO₄. Die Sammler wurden in einer Höhe von 15 cm über dem Ackerboden, alle in gleicher Ausrichtung, positioniert. Die Säure wurde nach dem jeweiligen Messintervall manuell ausgetauscht und colorimetrisch auf ihren NH₄-N Gehalt bestimmt.



Abbildung 19: Passivsammler

Die Messintervalle dauerten unmittelbar nach Ausbringung des Düngers 2 Stunden an und wurden im Versuchsverlauf auf bis zu 6 Stunden ausgedehnt.

Versuchsdesign der Kleinparzellenversuche

Die unterschiedlichen Düngersubstrate, Gärrückstände und Rohgülle wurden auf 3 x 3 m großen Parzellen ausgebracht. Die Versuche wurden mit 24 Parzellen in 4 Blöcken angeordnet. In jedem Block gab es eine Wiederholung der sechs Varianten. Zur Kontrolle wurden vier Parzellen ohne Düngung angelegt. Zwei dieser Parzellen wurden als Standardparzelle verwendet und mit einer der Ausgasungsanlagen ausgestattet.

Bei diesen Messungen wurden auf den Versuchspartellen die verschiedenen Düngersubstrate in einem simulierten Schleppschlauchverfahren manuell ausgebracht (Abbildung 20). Hierzu wurde hinter einer schuhähnlichen Kufe aus Metall das Ende eines an einer Gießkanne befestigten Schlauches montiert. Die Kufe ritzte den Boden ein und ermöglichte so eine leichtere Infiltration des ausgebrachten Substrates. So wurden die Substrate bodennah in Bändern in Abständen von 30 cm appliziert. Zur Kontrolle wurden je vier Parzellen ohne Düngung angelegt.

Bei den Kleinparzellenversuchen wurde 60 kg NH₄-N ha⁻¹ bzw. 80 kg NH₄-N ha⁻¹ appliziert.



Abbildung 20: Ausbringung der Gärrückstände mit dem simulierten Schleppschuhverfahren

Die bei den jeweiligen Versuchen eingesetzten Substrate sind in Kap. 3.6 näher beschrieben. Insgesamt zeigte sich, dass auch Substrate derselben Anlage je nach Versuchstermin sehr unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften aufweisen können. Dies erklärt sich durch Beimischung unterschiedlicher Art- und Menge von Kosubstraten oder Unterschiede in der Prozessführung zum Zeitpunkt der Entnahme der Substrate. Zur besseren Übersicht sind einige Parameter in den jeweiligen Kapiteln nochmals zusammenfassend dargestellt.

Desweiteren wurde ein angesäuerter Gärrückstand verwendet. Bei dem angesäuerten Gärrückstand (GR 5 anges.) handelte es sich um den bereits verwendeten GR 5, der mit Zitronensäure (C₆H₈O₇, pH-Wert einer 0,1 n Lösung 2,2) angesäuert wurde. Die Zitronensäure stammt aus der Lebensmittelindustrie, wo sie auch als Abfallprodukt anfällt. Während der Zudosierung wurde der pH kontinuierlich kontrolliert, bis ein pH-Wert von 5 erreicht war.

5.2.2 Großflächiger Ausbringung

SC-Methode bei großflächiger Applikation

Da bei diesem Versuchsdesign nicht der Vergleich von unterschiedlichen Substraten im Vordergrund stand, sondern eine möglichst praxisnahe Abschätzung der NH₃-Emissionen während der Düngung von größeren Flächen, musste die SC-Methode entsprechend modifiziert werden.

Auf einer ca. 1 ha großen Ackerfläche wurde ganzflächig ein Gärrückstand appliziert. Standard- und Hintergrundparzellen blieben düngungsfrei. Mittels bodennah angebrachter NH₃-Sammler wurden Signale von gedüngter Teilfläche (s_{fl}), Standardparzellen (s_{std}) und Hintergrundparzellen (s_h) gesammelt.

Die unbekannte Quellstärke der gedüngten Fläche (Q_{fl}) ergibt sich aus dem Messsignal ihrer Sammler (s_{fl}) und die durch die Standardfreisetzung ermittelte Beziehung zwischen Quellstärke und Messsignal. Die Berechnung der NH₃-Quellstärke nach großflächiger Applikation erfolgt nach:

$$Q_{fl} = Q_{std} \frac{s_{fl} - s_h}{s_{std} - s_h}$$

Q_{fl} = NH₃-Quellstärke der gedüngten Fläche

Q_{std} = NH₃-Quellstärke der Standardfläche

s_{fl} = NH₄⁺-Signal des NH₃-Sammlers für die gedüngte Fläche

s_{std} = NH₄⁺-Signal des NH₃-Sammlers für die Standardfläche

s_h = NH₄⁺- Hintergrundsignal

Gleichung 4

Gleichung 4 leitet sich aus der Emissionsberechnung nach Vandre und Kaupenjohann (Gleichung 1) wie folgt ab:

$$Q_{fl} \cdot s_{fl} \cdot T$$

$$Q_{std} \cdot s_{std} \cdot T \quad \text{mit} \quad T_{fl} = T_{std}$$

$$\frac{Q_{fl}}{s_{fl} \cdot s_h} = \frac{Q_{std}}{s_{std} \cdot s_h}$$

$$Q_{fl} = Q_{std} \cdot \frac{s_{fl} \cdot s_h}{s_{std} \cdot s_h}$$

Gleichung 5

Auf den Standardparzellen wurde die bereits bei den Kleinparzellenversuchen verwendete Ausgasungsanlage installiert. Die Standardparzellen emittierten NH₃ in einer definierten Stärke. Unmittelbar nach Versuchsbeginn wurden 65 µg m⁻²s⁻¹ und ab 14 Stunden nach Versuchsbeginn 48,5 µg m⁻²s⁻¹ NH₃ freigesetzt.

Die Beprobung mittels Passivsammlern erfordert einen hohen Arbeitsaufwand. Während der gesamten Versuchsdauer muss der Versuch betreut und die Sammler manuell be- und entleert werden. Um den Arbeitszeit- und Personalbedarf zu verringern, wurde das bereits bei den Emissionsmessungen am Lager eingesetzte automatische, aktive Beprobungssystem (vgl. 4.2.5) auch für die Erfassung der NH₃-Emissionen nach großflächiger Applikation angewandt. Da anders als bei der Messung am Lager die Signale nicht zeitlich, sondern räumlich versetzt erfasst wurden, kam das Probenahmesystem in 4-facher Ausführung zum Einsatz. Jedes dieser Systeme bestand aus 6 Waschflaschen, die mit 0,05 M H₂SO₄ befüllt waren. Über eine Gaspumpe wurde Luft in ca.10 cm Höhe über der Parzelle angesogen und durch die Waschflaschen geleitet. Die Beprobung erfolgte in Intervallen. Diese waren zu Beginn des Versuches kürzer und später immer länger (1,5 bis 6 Stunden). Eine Zeitschaltuhr steuerte Magnetventile so, dass die Luft während programmierter Zeitintervalle nacheinander durch die Waschflaschen geleitet wurde. Somit wurden während des gesamten Versuchszeitraumes die NH₃-Emissionen kontinuierlich erfasst.

Versuchsdesign großflächige Applikation

Auf einer praxisüblichen Ackerfläche wurde ganzflächig ein Gärrückstand ausgebracht. Standard- und Hintergrundparzellen (3 x 3 m) wurden vor der Düngung mit Folie abgedeckt und blieben so düngungsfrei. Die Signale aus gedüngten Teilflächen und Hintergrundparzellen

wurden in 4-facher Wiederholung erfasst. Die Anzahl der Wiederholungen wurde bei der Emissionsmessung im Frühjahr auf 10 erhöht.

Die Ausbringung des Gärrückstandes erfolgte durch den Landwirt mit einem Schleppschlauchverteiler. Die Ausnahme bildeten die durch Folie abgedeckten Hintergrund- und Standardparzellen. Im Gegensatz zu den Kleinparzellen, bei denen die Substrate präzise und gleichmäßig ausgebracht wurden, kam es bei der maschinellen Ausbringung zu einer vergleichsweise heterogenen Verteilung des Substrates. Der verwendete Gärrückstand entstammte einer landwirtschaftlich genutzten Biogasanlage, in der Rindergülle mit Speiseresten vergoren wurden. Das ausgebrachte Substrat hatte folgende Substratparameter: Trockensubstanzgehalt: 4,2%, NH₄-N: 2,6 g l⁻¹, pH: 7,3. Es wurden 60 kg NH₄-N ha⁻¹ appliziert.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

5.3.1 Kleinparzellenversuche

Kleve 2002

Zur Frühjahrsdüngung 2002 wurden am Standort Kleve NH₃-Emissionen nach Applikation unterschiedlicher Substrate über den Zeitraum von 96 Stunden gemessen. Bei den Substraten handelte es sich um 4 Gärrückstände (GR 1 - 4) und eine unbehandelte Gülle (RG). Die Substratparameter sind in Kap. 3.6 ausführlich dargestellt. In Tabelle 14 sind zur besser Übersicht einige für die NH₃-Ausgasung relevante Parameter der verwendeten Substrate dargestellt.

Tabelle 14: Darstellung von pH-Wert und TM in % der in Kleve 2002 verwendeten Substrate

	GR 1 (Schweinegülle)	GR 2 (Rindergülle)	GR 3 (Rindergülle)	GR 4 (Mischgülle).	RG (Schweinegülle)
TM in %	3,7	6,3	6,0	8,5	6,0
pH	8,1	7,8	7,3	8,1	7,8

Die NH₃-Verluste waren unmittelbar nach Ausbringung am höchsten (Abbildung 21). Dies entspricht den Ergebnissen anderer Untersuchungen (Mannheim *et al.*, 1995; Vandré *et al.*, 1997; Wulf, 2002). In den ersten 4 Stunden waren die höchsten Emissionsraten aus GR 4 mit 86,8 µg NH₃-N m⁻²s⁻¹, die niedrigsten aus GR 3 mit 29,9 µg NH₃-N m⁻²s⁻¹, zu beobachten. Im weiteren Verlauf nahmen die NH₃-Verluste exponentiell ab. Die Emissionsraten unterlagen leichten Schwankungen, die allerdings keinem Tag-Nacht-Rhythmus folgten, wie er von Vandré *et al.* (1997) beschrieben wurde.

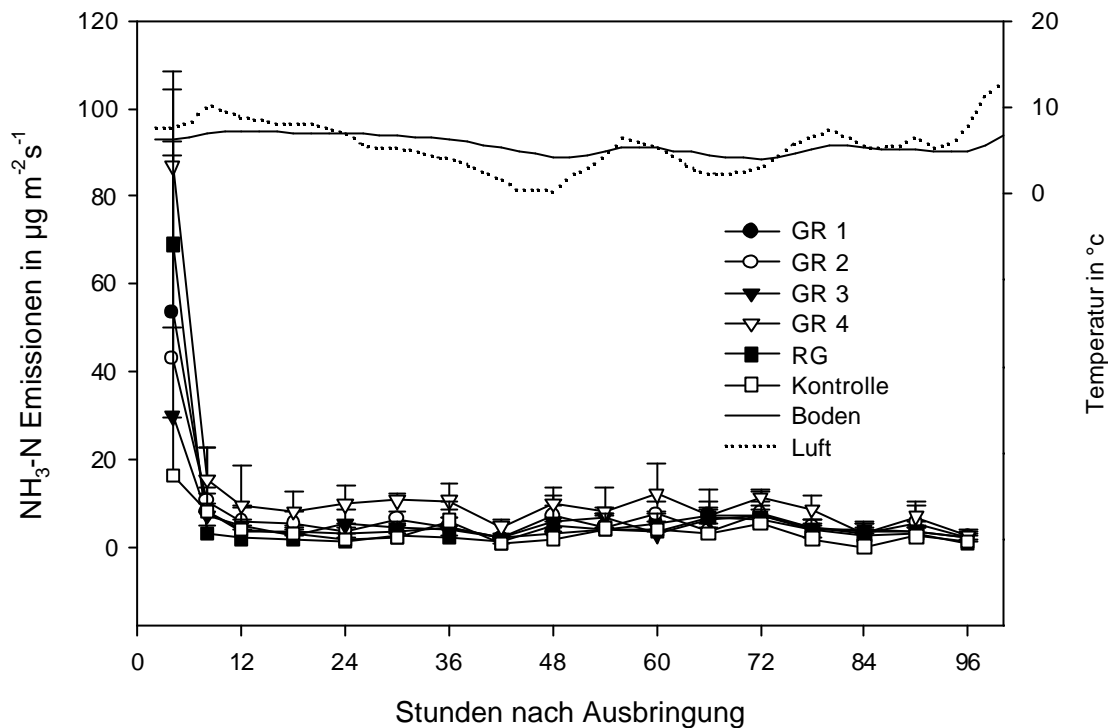


Abbildung 21: NH₃-Emissionen während der Frühjahrsdüngung am Standort Kleve 2002, Mittelwerte und Standardabweichungen (n=4)

Die Unterschiede der Gesamtverluste nach Applikation der unterschiedlichen Substrate werden in der Darstellung der kumulierten NH₃-Emissionen deutlich (Abbildung 22). Nach Applikation von GR 4 emittierte mit 40,6 kg NH₃-N ha⁻¹ die signifikant höchste Menge NH₃ (p<0,05). Dies entspricht 67,8% des ausgebrachten NH₄-N. Die NH₃-Gesamtemissionen nach Applikation der übrigen Düngervarianten unterschieden sich mit 30,7% (GR 1), 33,8% (GR 2), 32,3% (GR 3) und 34,3% (RG) statistisch nicht voneinander. Die hohen Emissionen bei der GR 4 Variante können mit dem hohen TM-Gehalt, 8,5%, und der damit einhergehenden erhöhten Viskosität in Zusammenhang stehen. Eine hohe Viskosität bewirkt eine verzögerte Infiltration. Das langsam eintrocknende Substratband setzte somit auch NH₃ über einen längeren Zeitraum frei. Ein Zusammenhang zwischen Infiltrationsverhalten und NH₃-Emissionen ist in Versuchen mit separierter und verdünnter Gülle mehrfach festgestellt worden (Dosch und Gutser, 1996, Frost, 1994, Stevens *et al.*, 1992). Ferner lag der pH-Wert von GR 4 mit 8,1 im oberen Bereich der Substrate. Der hohe pH-Wert erhöhte zusätzlich das Potential zur NH₃-Ausgasung im Gülleband, da mit steigendem pH-Wert das Dissoziationsgleichgewicht zwischen NH₃? NH₄ zu Gunsten des NH₃ verschoben wird. Hier

könnte die Kombination aus hohem TM-Gehalt und hohem pH-Wert für die verstärkte Emission aus GR 4 verantwortlich sein.

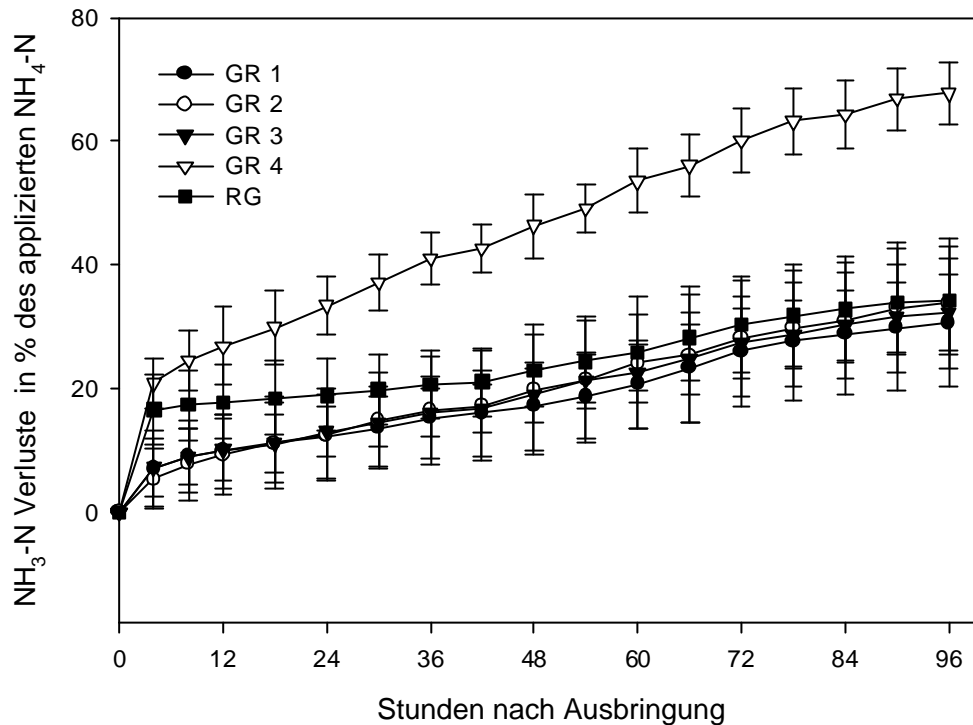


Abbildung 22: Kumulierte NH₃-Verluste angegeben in % des applizierten NH₄-N während der Frühjahrsdüngung 2002 am Standort Kleve, Mittelwerte und Standardabweichungen (n=4)

GR 1 hatte ebenfalls einen pH-Wert von 8,1, jedoch dies in einer Kombination mit einem sehr viel geringeren TM-Gehalt (3,7%). Eine rasche Infiltration verhinderte eine verstärkte Emission von NH₃. Untersuchungen von Sommer *et al.* (2006) zeigten ebenfalls einen Zusammenhang zwischen NH₃-Emissionen nach Applikation und der Infiltration der Gülle, die wiederum mit Substrateigenschaften, hier TM und Partikelgröße, in Beziehung stehen. Für die Untersuchungen wurden die NH₃-Emissionen nach Applikation von unbehandelter Gülle, vergorener Gülle sowie vergorener, separierter Gülle mit der Infiltration des TAN in den Boden in Zusammenhang gebracht. Gülle mit höherer TM und größeren Teilchen (> 1 mm) zeigte verringerte Infiltration des TAN. Die separierte Gülle zeigte eine schnellere Infiltration und geringere NH₃-Emissionen gegenüber der unbehandelten Gülle. Verstärkte NH₃-Emissionen nach Applikation von vergorener Gülle wurden von Sommer *et al.* (2006) dem erhöhten pH-Wert des vergorenen Substrates zugeschrieben.

Klein Altendorf 2002

Im Herbst 2002 wurde am Standort Klein Altendorf ein weiterer Kleinparzellenversuch durchgeführt. Einige Substratparameter der verwendeten Substrate sind hier nochmals zusammenfassend dargestellt (Tabelle 15).

Tabelle 15: Darstellung von pH-Wert und TM in % der in Klein Altendorf 2002 verwendeten Substrate

	GR 1 (Schweinegülle)	GR 2 (Rindergülle)	GR 3 (Rindergülle)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Schweinegülle)
TM in %	5,3	4,9	10,6	5,7	9,3
pH	7,2	7,7	8,7	7,9	7,6

Wie auch im Kleinparzellenversuch Kleve emittierten alle Düngersubstrate unmittelbar nach Ausbringung die größte Menge NH₃ (vgl. Kap. 5.3). Im weiteren Versuchsverlauf unterlagen die Emissionen einem deutlichen Tag-Nacht-Rhythmus. Dieser wurde auch von anderen Autoren beschrieben (Vandré *et al.*, 1997; Horlacher und Marschner, 1990; Wulf, 2002). Die höheren Verluste tagsüber können darauf zurückgeführt werden, dass mit steigender Temperatur der Partialdruck des NH₃ in der wässrigen Phase der Gülle erhöht wird, wodurch NH₃ verstärkt freigesetzt werden kann (Hengnirun *et al.*, 1999).

Die Gesamtverluste werden anhand der kumulierten Darstellungsweise deutlich (Abbildung 23). Hier waren die Emissionen aus GR 3 und RG mit insgesamt 57% und 50% des ausgebrachten NH₄-N am höchsten. Die mit GR 4, GR 1 und GR 2 gedüngten Parzellen waren mit Gesamtemissionen von 38%, 40% und 31% des applizierten NH₄-N geringer. Dies entspricht Gesamtemissionen, nach Düngung mit GR 3 und Rohgülle, von 34 kg NH₃-N ha⁻¹ und 30 kg NH₃-N ha⁻¹. Nach Applikation von GR 4, GR 1 und GR 2 wurden Verluste in Höhe 23 kg NH₃-N ha⁻¹, 24 kg NH₃-N ha⁻¹ und 18 kg NH₃-N ha⁻¹ gemessen. Die Emissionen der unterschiedlichen Düngevarianten unterschieden sich nicht signifikant voneinander, jedoch wurden Unterschiede in der Ausgasungsdynamik deutlich.

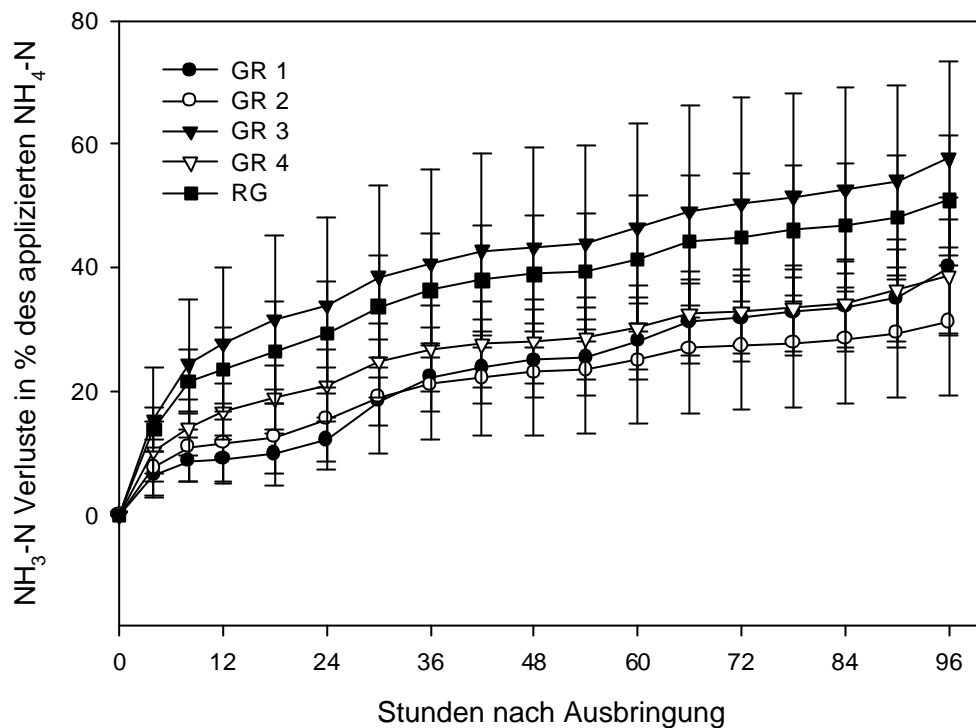


Abbildung 23: Kumulierte NH₃-Verluste angegeben in % des applizierten NH₄-N während der Herbstdüngung 2002 am Standort Klein Altendorf, Mittelwerte und Standardabweichungen (n=4)

Erklären lässt sich das unterschiedliche Emissionsverhalten durch die physikalischen und chemischen Substrateigenschaften, bei GR 3 ein hoher pH-Wert von 8,7 und ein TM-Gehalt von 10,9% und somit eine hohe Viskosität. Analog zu den Untersuchungen in Kleve wurde der Zusammenhang zwischen Viskosität und Infiltration deutlich. Die Kombination von hohem TM-Gehalt und hohem pH-Wert bei GR 3 könnte auch in diesem Versuch den hohen NH₃-Verlust von 57% des ausgebrachten NH₄-N erklären. Die Emissionen aus RG waren zwar unmittelbar nach Applikation geringer, unterlagen jedoch im weiteren Versuchsverlauf einer sehr ähnlichen Dynamik. Die Rohgülle hatte einen ähnlich hohen TM-Gehalt von 9,3%, allerdings einen niedrigeren pH-Wert von 7,6. Die Güllebänder infiltrierten, genau wie bei GR 3 nicht gleich, sondern trockneten langsam ein. Ein deutlicher Tagesgang war ebenfalls bei GR 1 zu erkennen. Interessant war auch die Dynamik der NH₃-Emissionen nach Applikation von GR 1. Die Emissionen während der ersten 30 Stunden lagen tendenziell unter denen der anderen Substrate. Im weiteren Versuchsverlauf hielten die Emissionen aus GR 1 an, während aus den bereits infiltrierten GR 4 und GR 2 kaum noch Emissionen gemessen wurden. Nach 96 Stunden lagen die Gesamtemissionen aus GR 1 dann tendenziell über denen aus GR 4 und GR 2. GR 4 und GR 2 infiltrierten schnell in den Boden und hatten bereits nach 36 Stunden 60% bzw. 64% der Gesamtemissionen erreicht. Die NH₃-Emissionen aus GR 1

hielten somit länger an, als die aus GR 4 und GR 2. GR 1 hatte einen TM-Gehalt von 5,3% und einen pH-Wert von 7,2, der niedrigste pH-Wert der verwendeten Gärückstände. Dies steht im Einklang mit den geringsten Emissionen nach Applikation des Gärückstandes. Folgt man allerdings der Hypothese, dass eine geringere TM eine schnellere Infiltration bewirkt, dürften die Emissionen aus GR 1 sich nicht anders verhalten, als GR 2 oder GR 4. Es muss also eine andere Ursache für die auffällige Dynamik der Emissionen aus diesem Gärückstand geben. Die Gärückstände wurden auf der Basis von NH₄-N gedüngt. Um gleichen NH₄-N Input pro Parzelle zu gewährleisten, mussten die unterschiedlichen NH₄-N Gehalte der Substrate berücksichtigt werden, sodass die Ausbringungsmengen stark variierten. So wurden 28 Liter von GR 1 pro Parzelle ausgebracht, wohingegen von GR 2 lediglich 15 Liter pro Parzelle appliziert wurden. Durch die große Ausbringungsmenge war die Aufnahmekapazität des Bodens bald erreicht und die Infiltration wurde verzögert. Laut Rubæk (1996) führt eine Verringerung der Viskosität nur dann zu einer Verminderung der NH₃-Emissionen, wenn die Infiltration nicht durch andere Faktoren, wie beispielsweise einen erhöhten Bodenwassergehalt eingeschränkt wird.

Klein Altendorf 2003

Neben den in den vorhergehenden Versuchen bereits eingesetzten Substraten, den Gärückständen (GR 3, GR 4 und GR 5) und der Rohgülle (RG), wurde bei dieser Frühjahrsdüngung zusätzlich ein angesäuerter Gärückstand (GR 5 anges.) ausgebracht. Im Zuge der Vergärung kommt es zu einer Erhöhung des NH₄-N Gehaltes und des pH-Wertes. Infolgedessen nimmt auch der Ammoniakanteil im Gärückstand zu. Somit besteht ein erhöhtes Potential zur NH₃-Emission (Wulf *et al.*, 2003). Dem soll durch das Absenken des pH, dem Ansäuern vorgebeugt werden.

Zur besseren Übersicht sind pH-Wert und TM der verwendeten Substrate (vgl. Kap. 3.6) in Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: Darstellung von pH-Wert und TM in % der in Klein Altendorf 2003 verwendeten Substrate

	GR 3 (Rindergülle)	GR 5 anges.	GR 5 (Rindergülle)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Rindergülle)
TM in %	6,5	3,5	3,5	6,9	3,9
pH	7,7	5,0	6,7	7,9	6,7

Um das Ausgasungsverhalten unmittelbar nach Applikation der Substrate genauer betrachten zu können, wurden die Messintervalle zu Versuchsbeginn auf 2 Stunden verkürzt. Nach 12 Stunden wurden die Messintervalle auf 6 Stunden verlängert. Diese Veränderung erfolgte in Anlehnung an die Erkenntnisse aus den vorhergehenden NH₃-Emissionsmessungen.

Bereits in den ersten 2 Stunden nach Applikation der Düngervarianten auf dem Acker wurden Unterschiede deutlich (Abbildung 24). Die mit GR 3 und GR 4 gedüngten Varianten emittierten unmittelbar nach Ausbringung mit Emissionsraten von 105 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-2}\text{s}^{-1}$ und 106 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-2}\text{s}^{-1}$ signifikant mehr NH₃ als die mit RG gedüngte Variante mit 14,4 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Die Emissionen, aus den mit GR 5 und GR 5 anges. gedüngten Parzellen lagen unmittelbar nach Ausbringung wiederum deutlich unter den mit RG gedüngten Parzellen. Im weiteren Verlauf unterlagen die Emissionen einem Tag-Nacht-Rhythmus. Besonders deutlich war dieser bei den mit GR 3 und GR 4 gedüngten Varianten zu erkennen.

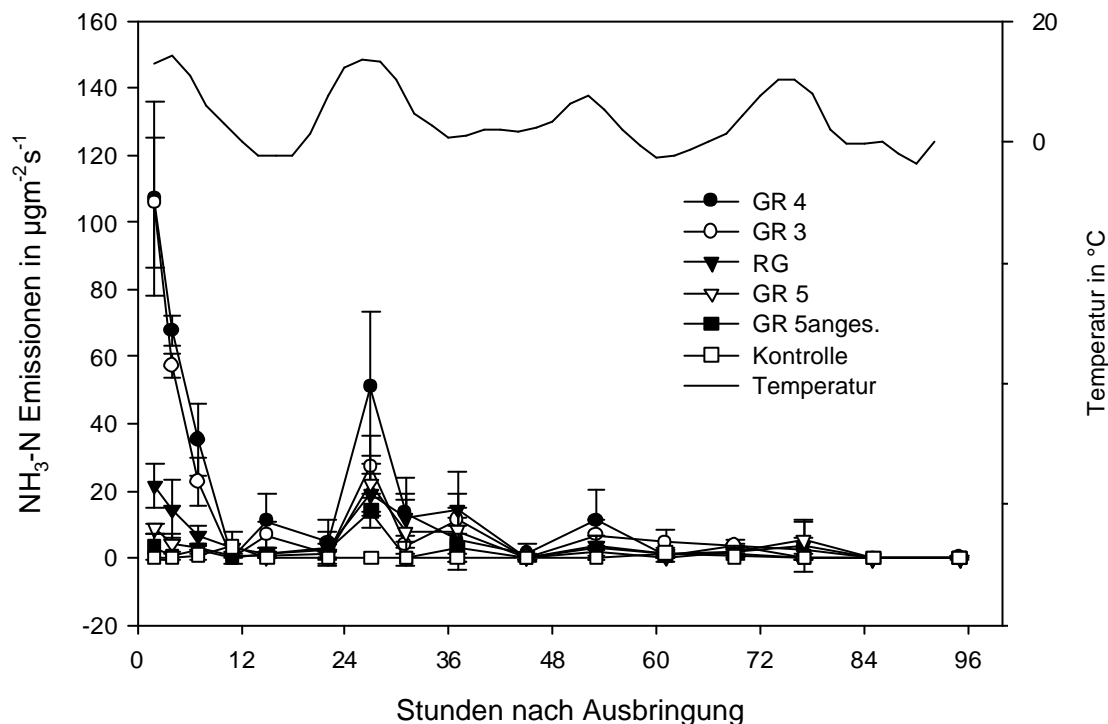


Abbildung 24: NH₃-Emissionen nach Applikation unterschiedlicher Düngervarianten während der Frühjahrsdüngung in Klein Altendorf 2003, Mittelwerte und Standardabweichung (n=4)

Die Höhe der Gesamtemissionen wird in der kumulierten Darstellung deutlich (Abbildung 25). Nach Applikation von GR 4 und GR 3 lagen die Gesamtemissionen mit 36 kg ha⁻¹ und 28,5 kg ha⁻¹ am höchsten. Dies entspricht einem Verlust von 45% und 35% des ausgebrachten NH₄-N. RG und GR 5 lagen mit NH₃-Verlusten zwischen 18% und 14% des ausgebrachten

NH₄-N dicht beieinander und signifikant über den Gesamtverlusten nach Applikation des angesäuerten Gärrückstandes mit 7% des ausgebrachten NH₄-N. Nach Applikation von Rohgülle emittierten insgesamt 15 kg NH₃-N ha⁻¹. Der angesäuerte GR 5 hatte eine Gesamtemission von 5,8 kg NH₃-N ha⁻¹ und GR 5 emittierte 11,3 kg NH₃-N ha⁻¹.

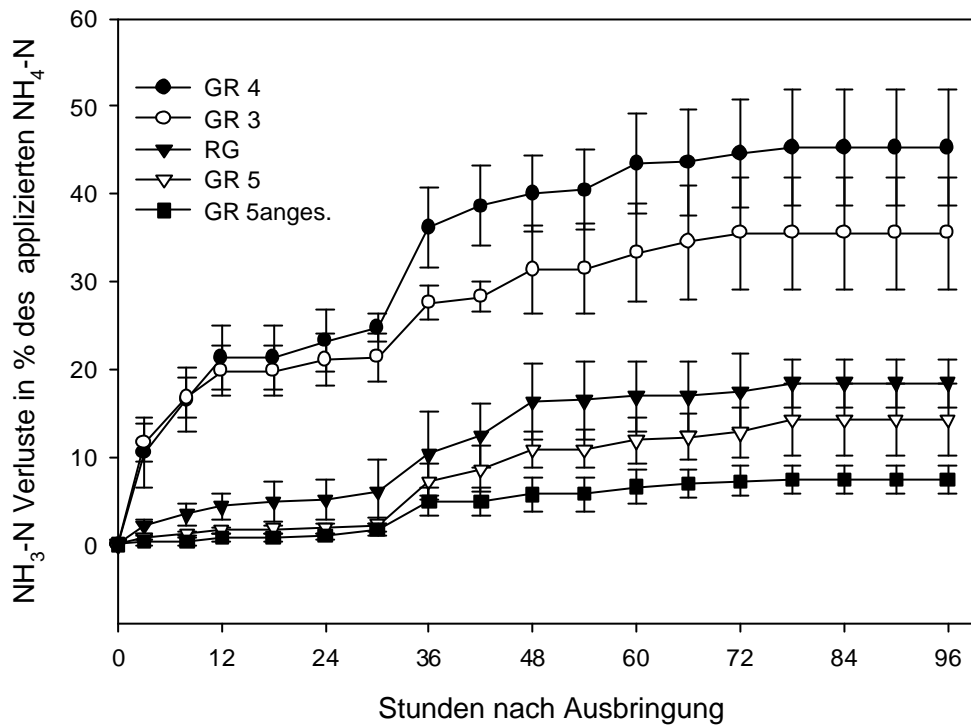


Abbildung 25: Kumulierte NH₃-Verluste angegeben in % des ausgebrachten NH₄-N während der Frühjahrsdüngung 2003 am Standort Klein Altendorf; Mittelwerte und Standardabweichung (n=4)

Ein Einfluss der TM der Substrate auf die NH₃-Emissionen nach Applikation wurde auch in diesem Versuch deutlich. Die Substrate GR 3 und GR 4 hatten mit 6,5% und 6,9% einen höheren TM-Gehalt als die Substrate RG und GR 5 mit 3,5% und 3,9%. Allgemein geht mit der Vergärung eine Verringerung der Trockenmasse einher. In diesem Fall hatte die Rohgülle allerdings eine geringere TM als die Gärrückstände 3 und 4. Als Kosubstrate wurden bei Gärrückstand 3 und 4 Festmist und Maissilage verwendet, also rohfaser- und zellulosereiche Materialien. Das vergorene Substrat war demnach auch strukturreicher. Bei der verwendeten Rohgülle handelte es sich um eine Rinder-Schweinemischgülle, die mit Reinigungswasser vermengt, lediglich eine TM von 3,9% aufwies. Beim Gärrückstand 5 wurden Speisereste mit vergoren, diese sind reich an leicht abbaubarem Kohlenstoff und ergaben ein weniger viskoses Endprodukt. Nach der Applikation infiltrierten die dünnflüssigeren Substrate schneller in den Ackerboden. Eine schnellere Infiltration der Substrate bewirkte, wie bereits in den vorherigen Versuchen beschrieben, die geringeren Emissionen sowie den geringeren

Temperatureinfluss. Die viskoserer Substrate dagegen breiteten sich zähflüssig über dem Ackerboden aus und hatten somit auch eine größere Kontaktfläche zur Atmosphäre. GR 3 und GR 4 infiltrierten nicht unmittelbar, sondern trockneten langsam ab. Da das Abtrocknen der Substratbänder vor allem bei höheren Temperaturen erfolgt und auch die Löslichkeit des NH₃ im Substrat von der Temperatur abhängt, erklärt dies den Tagesgang der NH₃-Emissionen. Unmittelbar nach Applikation waren die Emissionen aus GR 5 anges. sehr gering, stiegen jedoch am zweiten Tag deutlich an und zeigten im weiteren Verlauf einen Tag-Nacht Rhythmus. Die Emissionen aus dem angesäuerten Gärrückstand lagen jedoch während des gesamten Versuchszeitraumes unter denen der unbehandelten Substrate. Die NH₃-Gesamtverluste nach Applikation von GR 5 anges. wurden gegenüber den unbehandelten Substraten signifikant verringert. Im Vergleich zu den NH₃-Emissionsmessungen der vorherigen Versuche, können die Verluste mit 7% des ausgebrachten NH₄-N als sehr gering eingestuft werden.

NH₄ in der Gülle steht in einem pH-Wert abhängigem Gleichgewicht mit NH₃. Gärrückstände zeigen im Vergleich zur Rohgülle einen höheren pH-Wert und somit ein erhöhtes Potential zur NH₃-Emission. Durch Absenken des pH-Wertes, wird das NH₃/NH₄-Verhältnis verringert und somit das NH₃-Ausgasungspotential minimiert. Um eine signifikante Minderung der NH₃-Emissionen zu erreichen, muss der pH-Wert unter 5 - 6 liegen (Stevens *et al.*, 1992, Sommer und Hutchings, 2001). Für die Versauerung von Gülle existieren bereits unterschiedlicher Ansätze, teilweise durch Beimischung von organischen Säuren, wie Milch- oder Essigsäure oder mineralischen Säuren wie HNO₃, H₃PO₄, HCL, H₂SO₄ (Bussink *et al.*, 1994; Vandré und Clemens 1997, Berg *et al.*, 1996). Die praktische Anwendung der Methoden stösst hingegen häufig auf Schwierigkeiten. Gründe hier für sind hohe Anforderungen an die Arbeitssicherheit, die einen Einsatz zu kostenintensiv werden lassen (Hersener, 2002). Die in diesem Versuch eingesetzte Zitronensäure stammt aus der Lebensmittelindustrie, wo sie auch als Abfallprodukt anfällt. Die Lagerung sowie die Beimischung kann ohne die bei dem Einsatz von konzentrierten Säuren notwendigen Sicherheitsvorkehrungen erfolgen.

Nach Applikation einer auf pH 4,2 angesäuerten Schweinegülle (0,5 M H₂SO₄) konnten Mannheim *et al.* (1995) Emissionen von 14% der ausgebrachten N-Menge messen. Auch in anderen Untersuchungen wird die Ansäuerung von Gülle als eine wirkungsvolle Möglichkeit zur Minderung der NH₃-Emissionen beschrieben (Stevens *et al.*, 1992, Frost, 1994). Bei Untersuchungen von Bussink (1994) nach Applikation von angesäuerter Gülle (pH 4,5, 5,0 und 6,0) wurden die NH₃-Emissionen um 85%, 72% und 55% gegenüber der unbehandelten

Variante verringert. Die Ansäuerung des Gärrückstandes führte in den in Klein Altendorf unter Feldbedingungen durchgeführten Messungen zu einer deutlichen Minderung der NH₃-Emissionen.

Abschließende Diskussion der Kleinparzellenversuche

Bei diesen NH₃-Emissionsmessungen wurden unterschiedliche Substrate miteinander verglichen. In Tabelle 17 sind die kumulierten NH₃-Emissionen in % des applizierten NH₄-N sowie die zugehörigen TM und pH-Werte der verwendeten Substrate zusammengestellt.

Die NH₃-Emissionen der Düngersubstrate ließen in den durchgeführten Versuchen einen Zusammenhang zwischen TM und pH-Wert erkennen. Hier hatte die TM einen stärkeren Einfluss ($r^2 = 0,70$; 0,01%) auf die NH₃-Emissionen als der pH-Wert ($r^2 = 0,48$; 0,05%). Die Beziehungen zwischen TM und NH₃-Emissionen und pH-Wert und NH₃-Emissionen sind in Abbildung 26 und Abbildung 27 grafisch dargestellt.

Tabelle 17: Übersicht über pH-Wert und TM in % sowie kumulierte NH₃-Emissionen in % der in den Kleinparzellenversuchen verwendeten Substrate

Versuch	Substrat	pH	TM	NH ₃ in %
Kleve	GR 1	8,1	3,7	30,7
Kleve	GR 2	7,8	6,2	33,8
Kleve	GR 3	7,3	6	32,3
Kleve	GR 4	8,1	8,5	67,8
Kleve	RG	7,8	6	34,2
KA 02	GR 1	7,2	5,3	40,2
KA 02	GR 2	7,7	4,9	31,3
KA 02	GR 3	8,7	10,6	57,7
KA 02	GR 4	7,9	5,7	38,6
KA 02	RG	7,6	9,3	50,9
KA 03	GR 3	7,7	6,5	35,0
KA 03	GR 4	7,9	6,9	45,2
KA 03	GR 5	7,4	3,5	18,1
KA 03	RG	6,7	3,9	14,0
KA 03	GR 5 anges.	5,0	3,5	7,0

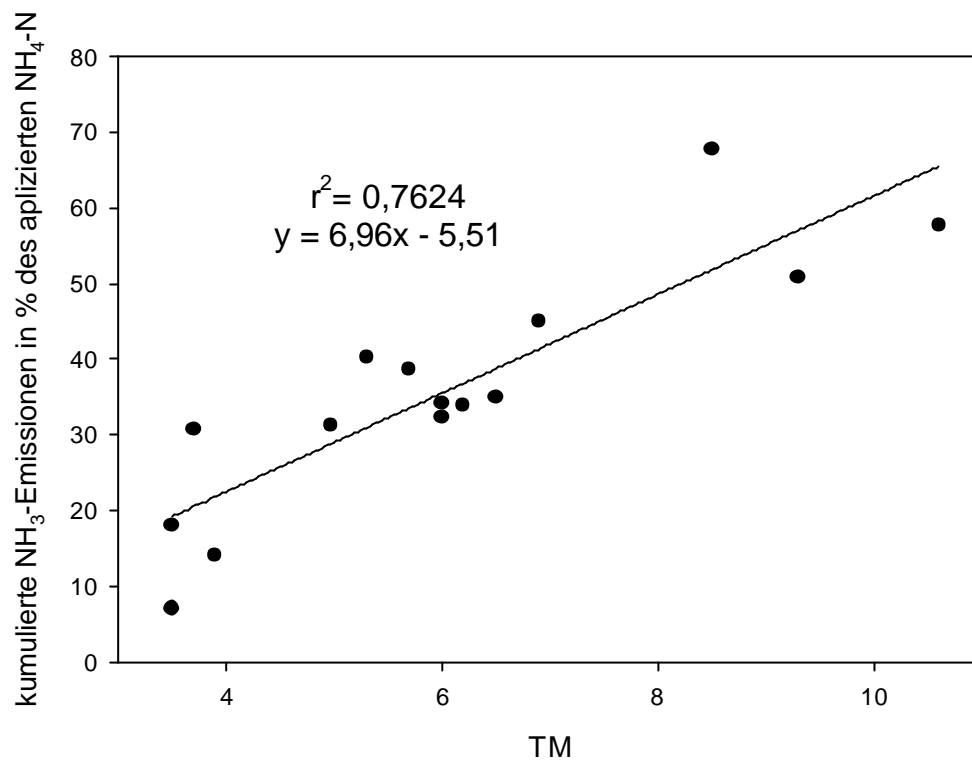


Abbildung 26: Korrelation zwischen TM und NH₃-Emissionen

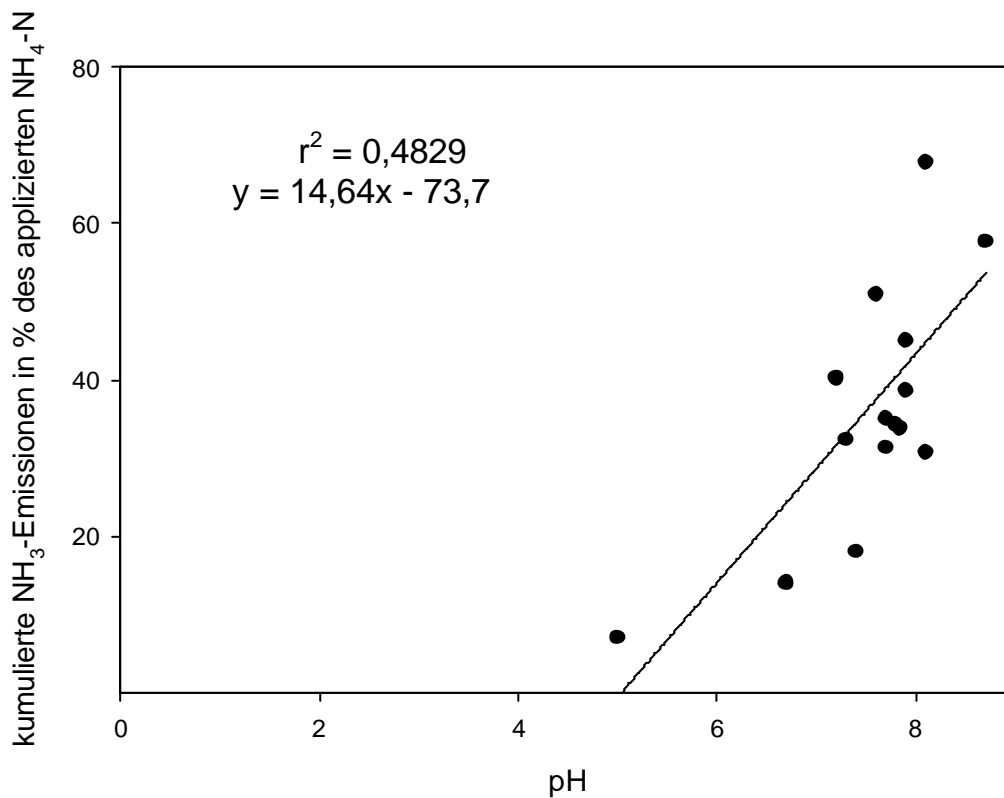


Abbildung 27: Korrelation zwischen pH-Wert und NH₃-Emissionen

Eine multiple lineare Regression für TM und pH ergab für die kumulierten NH₃-Emissionen in % die Regressionsgleichung:

$$y = 6,5 \text{ pH} + 5,5 \text{ TM} - 45 \quad (r^2 = 0,77, p = 0,05\%)$$

5.3.2 Großflächige Applikation

Herbst 2003

Im Herbst 2003 wurden die NH₃-Emissionen nach Applikation eines großflächig applizierten Gärrückstandes gemessen. Die Beprobung erfolgte mittels der in Kap.5.2 beschriebenen Aktivsammlern. Vorgesehen war eine Versuchsdauer von 96 Stunden nach Ausbringung des Gärrückstandes. Durch starken Frost (-9 °C) kam es jedoch zu Schäden am Probenahmesystem, wodurch der Versuch bereits nach 60 Stunden beendet werden musste.

Die NH₃-Emissionen waren unmittelbar nach Applikation des Gärrückstandes, mit 36 µg NH₃-N m⁻²s⁻¹ am höchsten (Abbildung 28). Deutliche Peaks zeigten sich außerdem 17 und 40 Stunden nach Substratapplikation mit Emissionsraten von 33,7 µg NH₃-N m⁻²s⁻¹ und 23,4 µg NH₃-N m⁻²s⁻¹. Hier wurde eine Beziehung zur Temperatur deutlich. Jedoch traten nicht, wie in vorhergehenden Messungen, hohe Emissionen bei hohen Temperaturen auf. Vielmehr ergaben sich Emissionsspitzen zum Zeitpunkt sehr niedriger Temperaturen. Ein Frieren des Substrates könnte zu einer lokalen Konzentrationserhöhung in der verbleibenden flüssigen Phase geführt haben und somit für eine verstärkte Ausgasung verantwortlich sein.

Betrachtet man die Dynamik der Emissionen fällt weiterhin auf, dass aus dem applizierten Gärrückstand über einen längeren Zeitraum NH₃ emittierte. Während bei anderen Herbstdüngungen und vergleichbaren Substraten 40% - 50% der Gesamtemissionen in den ersten 10 Stunden nach Ausbringung emittierten (Wulf, 2002), waren es hier lediglich 17%. Die lang anhaltenden Emissionen könnten mit den niedrigen Temperaturen während des Versuchszeitraumes zusammenhängen (Abbildung 28). Bodenfrost verhinderte die Infiltration des Substrates, so dass NH₃ über einen längeren Zeitraum ausgasen konnte. Bei vergleichbaren Untersuchungen mit Gülle wurden bei Temperaturen um den Gefrierpunkt ebenfalls geringe, aber lang anhaltende NH₃-Emissionen, die sich in hohen kumulierten Gesamtemissionen äußerten, beobachtet (Sommer und Hutchings, 2001). Anders als bei der manuellen Applikation, bei der die Substrate in definierten Bändern auf dem Boden abgelegt wurden, erfolgte die Ausbringung hier maschinell und daher ungleichmäßiger. Es bildeten

sich größere „Pfützen“, in denen das Substrat zusammenfloss. Eine rasche Infiltration war an diesen Stellen nicht möglich.

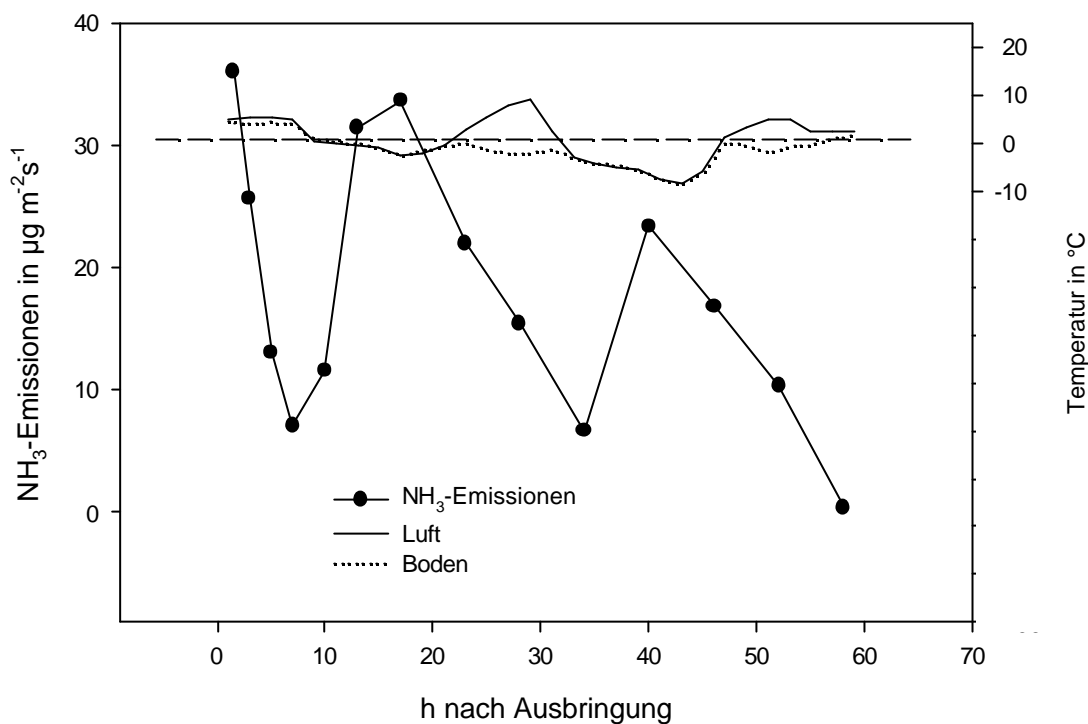


Abbildung 28: NH₃-Emissionen nach großflächiger Applikation eines Gärrückstandes im Herbst 2003 (n=4)

In Abbildung 29 werden die kumulierten Emissionen dargestellt, hier emittierten insgesamt 33 kg NH₃ ha⁻¹. Dies entspricht einem Verlust von 55% des ausgebrachten NH₄-N. Die relativ hohen Gesamtemissionen resultierten aus den lang anhaltenden Emissionen, die hier auf Ausbringtechnik und Witterungsbedingungen zurückzuführen sind.

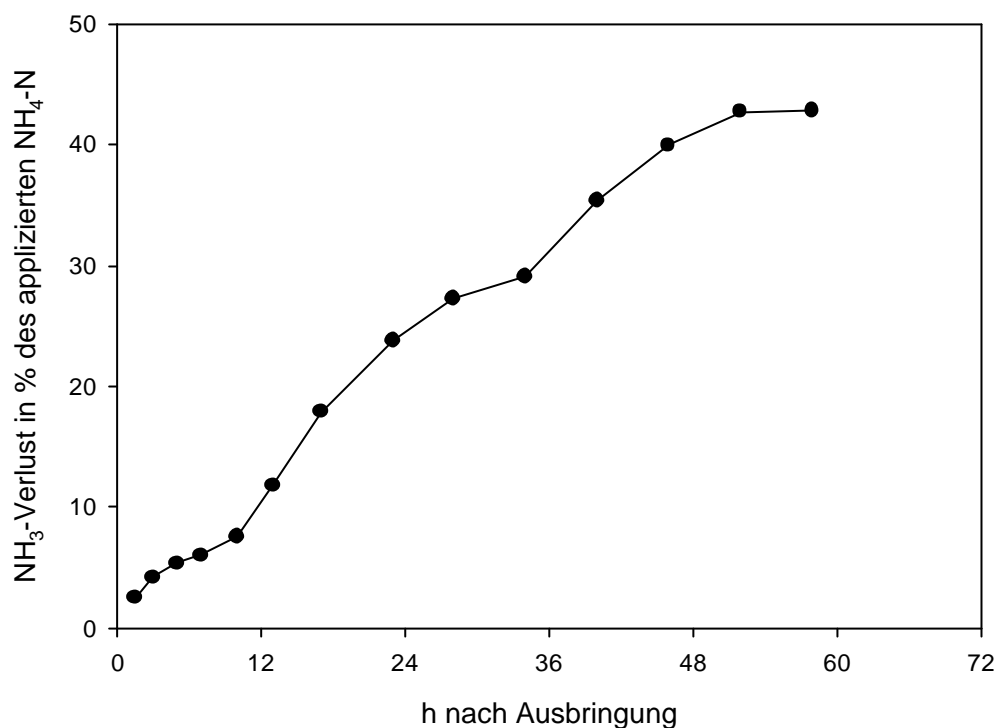


Abbildung 29: Kumulierte NH₃-Verluste angegeben in % des ausgebrachten NH₄-N nach großflächiger Applikation im Herbst 2003

Frühjahr 2004

Im Frühjahr 2004 wurde eine weitere NH₃-Messung nach Applikation eines Gärrückstandes durchgeführt. Hierzu wurde das Versuchsdesign in Anlehnung an die im vorhergehenden Versuch aufgetretenen Probleme modifiziert. Die Anzahl der Wiederholungen der Probenahmestellen wurde von 4 auf 10 erhöht. Die Beprobung erfolgte wegen der höheren Wiederholungszahl erneut mit Passivsammlern.

Unmittelbar nach Ausbringung des Gärrückstandes im Frühjahr waren die Emissionen genau wie bei der Messung im Herbst mit $36,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-2}\text{s}^{-1}$ am höchsten (Abbildung 30). In den folgenden Tagen unterlagen die Emissionen noch leichteren Schwankungen, die mit der Zeit immer geringer wurden und einem Tag-Nacht Rhythmus folgten. Insgesamt lagen die Temperaturen während des Versuchszeitraumes höher als bei der NH₃-Messung im Herbst, die Temperaturen sanken nicht unter den Gefrierpunkt (Abbildung 30).

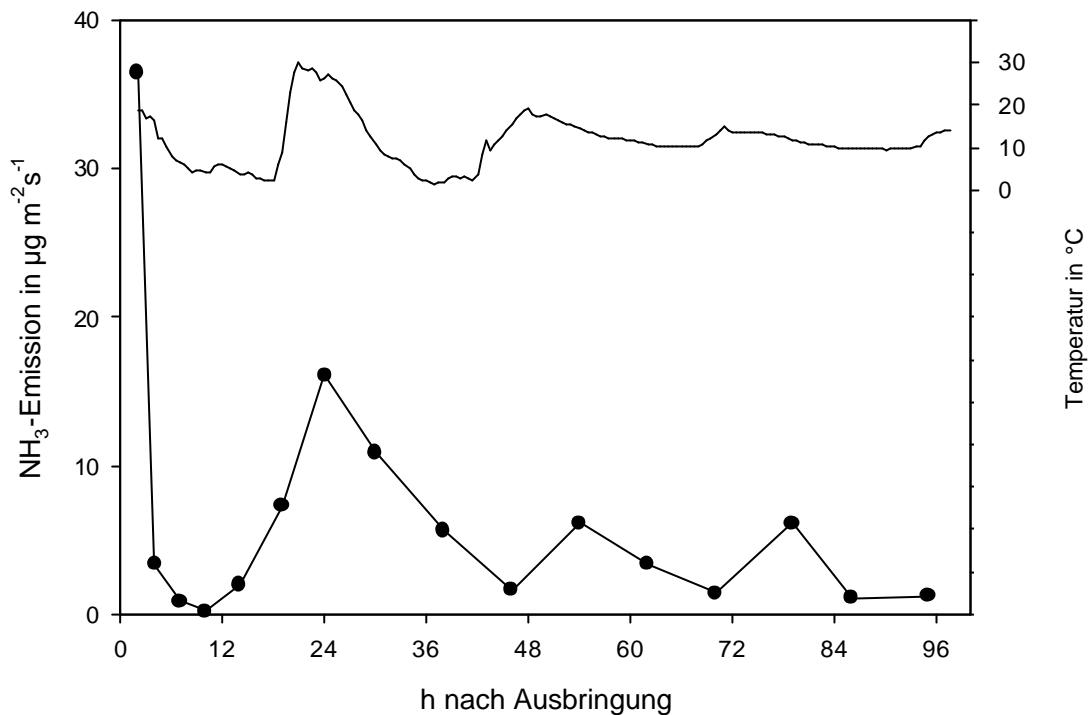


Abbildung 30: NH₃-Emissionen nach großflächiger Ausbringung eines Gärrückstandes im Frühjahr 2004 (n=10)

Das Substrat wurde auch in diesem Frühjahr, genau wie bei der Herbstdüngung, maschinell ausgebracht und war daher unregelmäßiger auf dem Acker verteilt. Auch bei der Herbstdüngung kam es also zu einer stellenweise Ansammlung des Substrates. Und somit zu verzögerter Infiltration. Insgesamt lagen die NH₃-Emissionen bei der Herbstdüngung jedoch deutlich unter denen im Frühjahr. Die kumulierten Emissionen lagen bei 18 kg NH₃-N ha⁻¹, dies entspricht 28% des ausgebrachten NH₄-N.

Abschließende Diskussion großflächige Applikation

Bei diesen NH₃-Emissionsmessungen wurde ein Gärrückstand unter möglichst praxisnahen Bedingungen im Frühjahr und im Herbst ausgebracht. Hierbei wurde das gleiche Substrat appliziert, so dass dem Applikationstermin bzw. den Witterungsbedingungen mehr Bedeutung zukam. Nach Herbstdüngung wurden NH₃-Emissionen von 55% des applizierten NH₄-N gemessen. NH₃-Emissionen nach Frühjahrsdüngung lagen bei 28% des applizierten NH₄-N. Unmittelbar nach Applikation unterschieden sich die Emissionen kaum voneinander. Die höheren Emissionen nach Herbstapplikation können vermutlich den Frostperioden während des Messzeitraumes zugeschrieben werden. So verhinderte Bodenfrost eine Infiltration,

wodurch NH₃ über einen längeren Zeitraum ausgasen konnte. Weiterhin führte ein Einfrieren des Substrates zu Emissionsspitzen über den gesamten Versuchszeitraum.

Im Frühjahr konnte das Substrat dagegen ungehindert in den Boden infiltrieren, wobei die Emissionen einem leichten Tagesgang folgten.

5.3.3 Vergleich der Versuchsdesigns

Während in den Kleinparzellenversuchen der Vergleich der NH₃-Verluste unterschiedlicher Substrate im Vordergrund stand, sollten bei der großflächigen Applikation NH₃-Emissionen unter möglichst praxisnahen Bedingungen erfasst werden. Die Kleinparzellenversuche ermöglichten neben dem Vergleich der NH₃-Emissionen nach Ausbringung von Gärrückständen und unvergorener Gülle, auch eine vergleichende Betrachtung der unterschiedlichen Gärrückstände. Die eingesetzten Substrate emittierten zwischen 14% und 68%. Hierbei ließ sich ein Einfluss von TM und pH-Wert auf die NH₃-Emissionen erkennen. Die Kleinparzellenversuche erwiesen sich als geeignetes Versuchsdesign, um das Emissionsverhalten unterschiedlicher Substrate vergleichend zu betrachten. Bei der großflächigen Applikation wurde ein Gärrückstand im Frühjahr und im Herbst ausgebracht, so dass bei diesem Versuchsdesign den Witterungsbedingungen mehr Bedeutung zukam.

Die maschinelle Ausbringung zeigte im Gegensatz zu der manuellen Applikation, eine sehr heterogene Verteilung des Substrates. Die Ablage der Substratbänder hatte Auswirkungen auf das Emissionsverhalten. Während die Substratbänder nach manueller Applikation definiert abgelegt wurden und rasch infiltrieren konnten, sammelte sich das maschinell ausgebrachte Substrat in Bodenunebenheiten, wo es über einem längeren Zeitraum auf dem Acker liegen blieb und NH₃ emittieren konnte. Die großflächige NH₃-Messung zeigte sich als geeignetes Versuchsdesign die NH₃-Emissionen praxisnah und kostengünstig zu erfassen.

Bei der großflächigen Messung erwies sich das automatisierte, aktive Probenahmesystem als effektives Mittel Zeit- und Arbeitsaufwand bei der Messung zu reduzieren. Die Passivsammler zeigten sich dagegen robuster und witterungsbeständiger als die Aktivsammler.

Insgesamt war die Kombination beider Versuchsdesigns sinnvoll, da so neben dem Vergleich unterschiedlicher Substrate auch das Emissionsverhalten eines Gärrückstandes unter praxisnahen Bedingungen und wechselnden Umweltbedingungen betrachtet werden konnte.

5.4 Schlussfolgerungen

Bei den vergleichenden Untersuchungen in Kleinparzellenversuchen zeigte sich, dass die NH₃-Verluste mit TM und pH-Wert der Substrate korrelierten, wobei der TM eine höhere Bedeutung zukam. Substrate mit höherer TM zeigten eine verzögerte Infiltration, wodurch NH₃ über einen längeren Zeitraum emittieren konnte. Ein hoher pH-Wert erhöhte zusätzlich das Potential zur NH₃-Ausgasung im Substrat.

Insgesamt unterschieden sich die NH₃-Emissionen nach Applikation von Gärrückständen und unvergorener Gülle nicht voneinander. Die verwendeten Gärrückstände variierten stark bezüglich ihrer Substratparameter. Auch die NH₃-Emissionen waren sehr unterschiedlich. Wobei die Emissionen aus Gülle im mittleren Bereich lagen.

Die Ansäuerung zeigte sich als effektive Methode die NH₃-Emissionen nach Ausbringung zu verringern. Durch das Absenken des pH-Wertes im Gärrückstand wurde das Ausgasungspotential verringert. Unter Feldbedingungen lagen die NH₃-Verluste bei 7% des ausgebrachten NH₄-N.

Nach maschineller, großflächiger Ausbringung eines Gärrückstandes zeigte sich ein deutlicher Einfluss des Ausbringtermins auf die NH₃-Emissionen. Nach Frühjahrsdüngung waren höhere kumulierte Emissionen zu beobachten. Bodenfrost verhinderte die Infiltration, so dass NH₃ über einen längeren Zeitraum ausgasen konnte. Zudem zeigten sich Emissionsspitzen bei sehr niedrigen Temperaturen. Lokale Konzentrationserhöhungen durch Einfrieren des Substrates scheinen zu verstärkter Ausgasung in der verbleibenden flüssigen Phase geführt zu haben. Die NH₃-Verluste nach Herbstdüngung waren deutlich niedriger. Durch eine schnelle Infiltration nahmen die Emissionen einem leichten Tag-Nacht-Rhythmus folgend rasch ab.

6 Nitratverlagerung

6.1 Einleitung

Das mit den Gärrückständen eingebrachte NH₄ kann von den Pflanzen aufgenommen oder zu Nitrat (NO₃⁻) nitrifiziert werden. NO₃⁻, das von den Pflanzen nicht aufgenommen wird, kann bedingt durch seine gute Wasserlöslichkeit mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden und zu Beeinträchtigungen des Grundwassers führen.

Laut Kabasci (1997) und Tentscher (1997) wird bei der Applikation von Gärrückständen weniger NO₃⁻ verlagert als bei der Ausbringung von unbehandelter Gülle. Die Autoren begründen dies mit dem höheren NH₄-N Anteil der Gärrückstände, der eine bessere Kalkulierbarkeit bezüglich der N-Wirkung ermöglicht. Durch den Abbau von organischen Säuren weist der Gärrückstand eine geringere Ätzwirkung auf, dies erlaubt eine Ausbringung während der Vegetationsperiode (Jäckel, 1999).

Ob und wie sich die Veränderung der Düngereigenschaften auf die NO₃⁻-Verlagerung auswirkt, ist unklar. Im Rahmen dieser Untersuchung sollte im Feldversuch die NO₃⁻-Verlagerung nach Applikation von Gärrückständen und Rohgülle über den Zeitraum von zwei Vegetationsperioden kontinuierlich erfasst werden.

6.2 Material und Methode

6.2.1 Versuchsdesign

Die Erfassung der NO₃⁻-Auswaschung erfolgte an zwei Standorten, Kleve und Klein Altdorf. Hierzu wurden 5 x 5 m große Versuchspartellen angelegt und mit den unterschiedlichen Substraten gedüngt. Bei den verwendeten Substraten handelte es sich um eine Rohgülle (RG) und einen Gärrückstand (GR), genaue Substratparameter siehe Kap. 3.6. Die Varianten wurden randomisiert in einer Spaltanlage in 4-facher Wiederholung angelegt. Zur Erfassung der NO₃⁻-Auswaschung wurden NO₃⁻-Sammler unterhalb der Versuchspartellen eingebaut. Jede Versuchspartelle wurde mit vier NO₃⁻-Sammlern bestückt (Abbildung 31).

6.2.2 Ermittlung der NO₃⁻-Auswaschung mittels NO₃⁻-Sammler

Zur Erfassung der NO₃⁻-Austräge wurden NO₃⁻-Sammler eingesetzt, wie sie von Bischoff *et al.* (1999) zur flächenbezogenen Erfassung von Stoffflüssen beschrieben werden. Eine ständige Probenahme entfällt, da das Nitrat auf Ionenaustauschern sorbiert und bis zur Entnahme vor mikrobiellem Abbau geschützt wird (Köhler *et al.*, 2002).

Bei den NO₃⁻-Sammlern handelt es sich um einen unterseitig mit einer Kunststoffmembran verschlossenen, 10 cm hohem PE-Zylinder von 10 cm Durchmesser, der mit einem Gemisch aus Quarzsand und Absorbermaterial gefüllt wird.

In Tracerversuchen mit NaCl zeigte sich eine hinreichende Wiederfindungsrate (97%) durch die NO₃⁻-Sammler (Bischoff *et al.*, 1999). Ebenso wiesen dieselben Autoren mittels Farbtracerversuchen eine Erfassung von präferentiellen- und Makroporenflüssen durch die NO₃⁻-Sammler nach. Um den Austrag flächenrepräsentativ zu bestimmen, wird eine 10-fache Wiederholung empfohlen. Da diese Empfehlung die untere Grenze der Wiederholungen angibt, wurden die Sammler im Rahmen dieser Untersuchungen in 16-facher Wiederholung eingesetzt.

Installation

Die NO₃⁻-Sammler wurden in 1 Meter Tiefe unter den Versuchsparzellen eingebaut. Hierzu wurden Profilgruben angelegt (Abbildung 31b) und die Sammler seitlich unter dem ungestörten Bodenkörper eingesetzt (Abbildung 31c). Nach der Installation wurden die Gruben wieder verfüllt. Am Ende einer jeden Messperiode wurden die NO₃⁻-Sammler entnommen und neue Sammler installiert.



Abbildung 31: (a) NO₃⁻-Sammler, (b) Profilgrube mit seitlichen Stollen, die eine Installation unter dem ungestörten Bodenkörper ermöglichen, (c) Installation der Sammler, je vier NO₃⁻-Sammler in eine Profilgrube

Nachdem die Installationslöcher wieder verfüllt waren, konnte der Boden oberhalb der Sammler ohne jede Behinderung wie praxisüblich weiter bearbeitet werden.

Analytik

Zur Erfassung der Nitratkonzentration wurde das Füllmaterial der NO₃⁻-Sammler, bestehend aus Sand und Absorbergemisch, im Labor in drei Schichten zerlegt (Abbildung 32). Die oberste Schicht des Füllmaterials (Schicht A; 0-5 cm) wurde zur Feststellung der verlagerten Nitratfracht analysiert. Die Analyse der mittleren Schicht (Schicht B, 5-7 cm) erfolgte zur Kontrolle um einen `Durchbruch` von Nitrat aus dem obersten Säulensegment auszuschließen. Mit der untersten Schicht (Schicht C, 7-10 cm) wurde kontrolliert ob ein kapillarer Aufstieg von Nitrat stattgefunden hatte.

Das Material einer jeden Schicht wurde homogenisiert und als Doppelprobe nach Einwaage eines Aliquots von 15 g mit 30 ml 0,5 M H₂SO₄ für 2 Stunden geschüttelt. Die Extrakte wurden abfiltriert und die Extraktion nochmals wiederholt. Die Nitratkonzentration wurde photometrisch an einem Continious Flow Analyser (Autoanalyser III. Bran und Lübbe) erfasst.

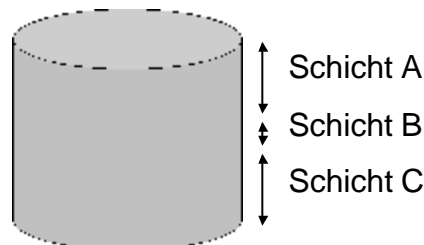


Abbildung 32: Schichten der NO₃⁻-Sammler

Die analysierte NO₃⁻-Konzentration des Extraktes wurde mit der Einwaage des Absorbermaterials und der Extraktionslösungsmenge unter Berücksichtigung der Grundfläche gemäß der folgenden Formel in kg ha⁻¹ umgerechnet:

$$NO_3^- \text{ Austrag } [kg \text{ ha}^{-1}] = \frac{\text{Nitrataustrag } [mg \text{ l}^{-1}] \cdot H_2SO_4 [ml]}{\text{Masse der Schicht } [g] \cdot \text{Einwaage } [g] \cdot \text{Volumen } [cm^3]}$$

Messzeiträume und Witterungsdaten

Die Aus- und Einbautermine der NO₃⁻-Sammler sind in Tabelle 18 dargestellt. In Kleve wurde der Nitrataustrag nur über den Zeitraum von 7 Monaten erfasst. Nach diesem Zeitraum musste der Versuch abgebrochen werden. Durch eine Nutzungsänderung des Landwirtes konnte das vorgesehene Versuchsdesign zur Erfassung der NO₃⁻-Austräge innerhalb einer Getreidefruchtfolge nicht mehr beibehalten werden. Am Standort Klein Altendorf wurde die NO₃⁻-Verlagerung von September 2002 bis zum Mai 2004 kontinuierlich erfasst.

Auf den Versuchspartellen wurde ausschließlich organischer Dünger ausgebracht. Die Düngerapplikation erfolgte auf NH₄-N Basis (Tabelle 18). Da die Ertragspartellen auch zur Erfassung der NO₃⁻-Austräge dienten, entsprachen Höhe und Häufigkeit der Düngerapplikation den dortigen Angaben. In Kleve wurde der NO₃⁻-Austrag nach Applikation einer Rohgülle (RG) und eines Gärrückstandes (GR 1) erfasst, in Klein Altendorf wurden ebenfalls eine Rohgülle und ein Gärrückstand (GR 4) eingesetzt. Eine genaue Übersicht über die Substratparameter der eingesetzten Dünger findet sich in Kap. 3.

Die meteorologischen Daten wurden von der Lehr- und Forschungsstation für Obstbau in Klein Altendorf zur Verfügung gestellt. Die Niederschläge sind für die jeweiligen Messzeiträume in Klein Altendorf zu Monatssummen, Temperaturen zu Monatsmitteln zusammengefasst. Abbildung 33 stellt Niederschläge und Temperaturen während des Messzeitraumes Winter 2002/2003 dar. Die Summe der Niederschläge betrug 294 mm. Die Temperaturen schwankten im Versuchszeitraum zwischen 0,3 °C und 13,7 °C.

In Abbildung 34 sind Niederschläge und Temperaturen für die Messperiode Sommer 2003 zusammengestellt. Die Summe der Niederschläge betrug während dieses Messzeitraumes 305 mm. Die Temperaturen schwankten zwischen 7,3 und 20,3 °C.

Tabelle 18: Übersicht über Standorte und Messzeitramme

Standort	Messzeitraum	Düngung NH ₄ -N (kg ha ⁻¹)	Kultur	Summe der Niederschläge (in mm)	Bemerkungen
Kleve Sommer 02	März - September	60	Gerste	nicht erfasst	Ausbau nach Ernte
Klein Altendorf Winter 02/03	September - März	60	Gerste	294	Ausbau vor Frühjahrsdüngung
Klein Altendorf Sommer 03	März - Juli	60 60 40	Gerste	305	Ausbau nach Ernte
Klein Altendorf Winter 03/04	August - Mai	60	Winterweizen	457	vorgesehene Zwischenfrucht entfällt wegen Trockenheit

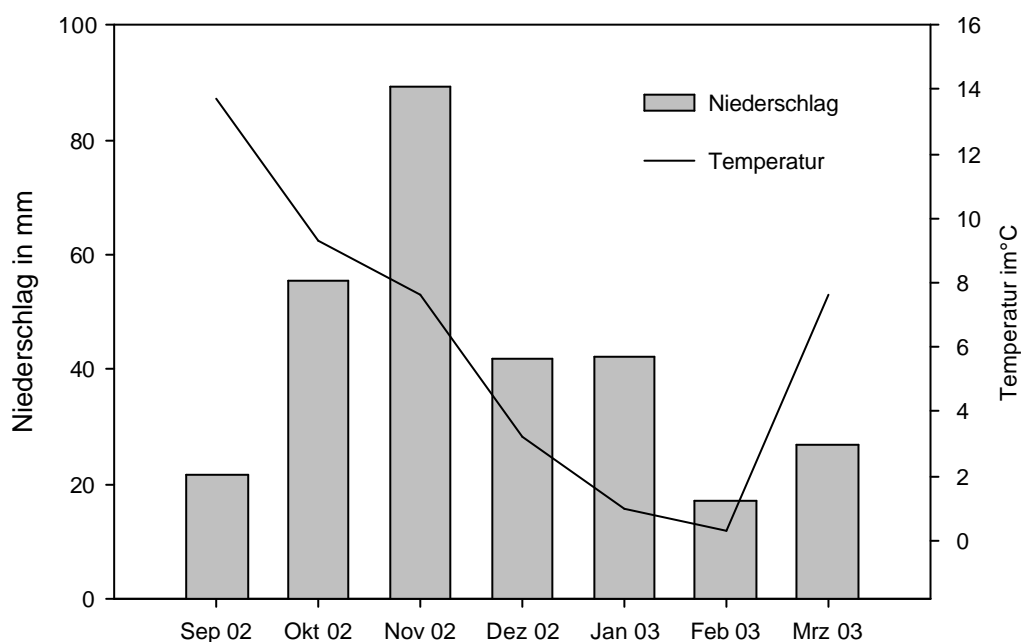


Abbildung 33: Niederschlag in mm (Monatssumme) und Temperatur in °C (Tagesmittel) am Standort Klein Altendorf während der Messperiode Winter 2002/2003.

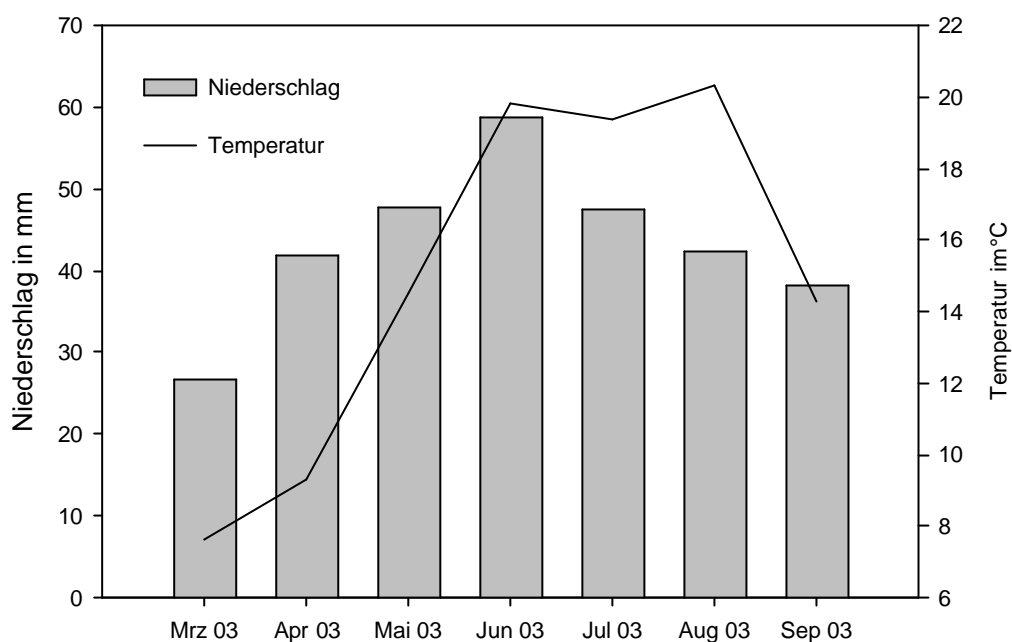


Abbildung 34: Niederschlag in mm (Monatssumme) und Temperatur in °C (Tagesmittel) am Standort Klein Altendorf während der Messperiode Sommer 2003

Der Messzeitraum Winter 2003/2004 hatte mit 457 mm die meisten Niederschläge (Abbildung 35). Die Temperaturen lagen zwischen 2,3 und 23 °C.

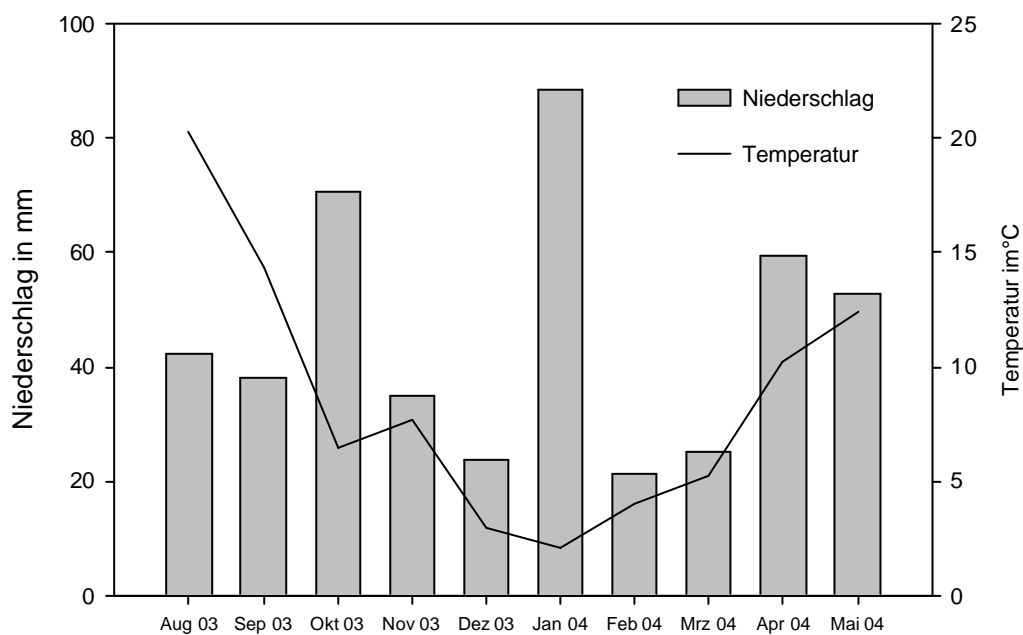


Abbildung 35: Niederschlag in mm (Monatssumme) und Temperatur in °C (Tagesmittel) am Standort Klein Altendorf während der Messperiode Winter 2003/2004

6.2.3 Verteilung des sorbierten NO₃⁻ innerhalb der NO₃⁻-Sammler

Die NO₃⁻-Konzentrationen, die in den einzelnen Säulensegmenten gemessen wurden, sind in Abbildung 36 grafisch dargestellt. Die Konzentrationen setzen sich aus den Mittelwerten der 16 Sammler einer Messperiode zusammen. Die weitaus höchsten Konzentrationen mit 22,9 µg NO₃⁻-N g⁻¹ Säulenmaterial fanden sich in Schicht A, d.h. den obersten 5 cm der NO₃⁻-Sammler. In Schicht A wurde das versickernde NO₃⁻ festgelegt. Da die Sorptionskapazität ausreichte, um die Nitratfracht festzulegen und somit kein Durchbruch stattgefunden hatte, fanden sich in Schicht B sehr geringe Konzentrationen. Ebenso hatte kein Eintrag von unten stattgefunden.

Durch den direkten Anschluss der NO₃⁻-Sammler an den Bodenkörper konnte das Sickerwasser ungehindert infiltrieren. Die Nitratfracht wurde dem Wasser durch Sorption entzogen und in dem Sammler festgelegt. Versickernde Ionen wurden am Oberrand, aufsteigende am Unterrand gebunden. Dabei war es wichtig, dass ein ausreichend hoher Überschuss an Sorptionskapazität vorlag.

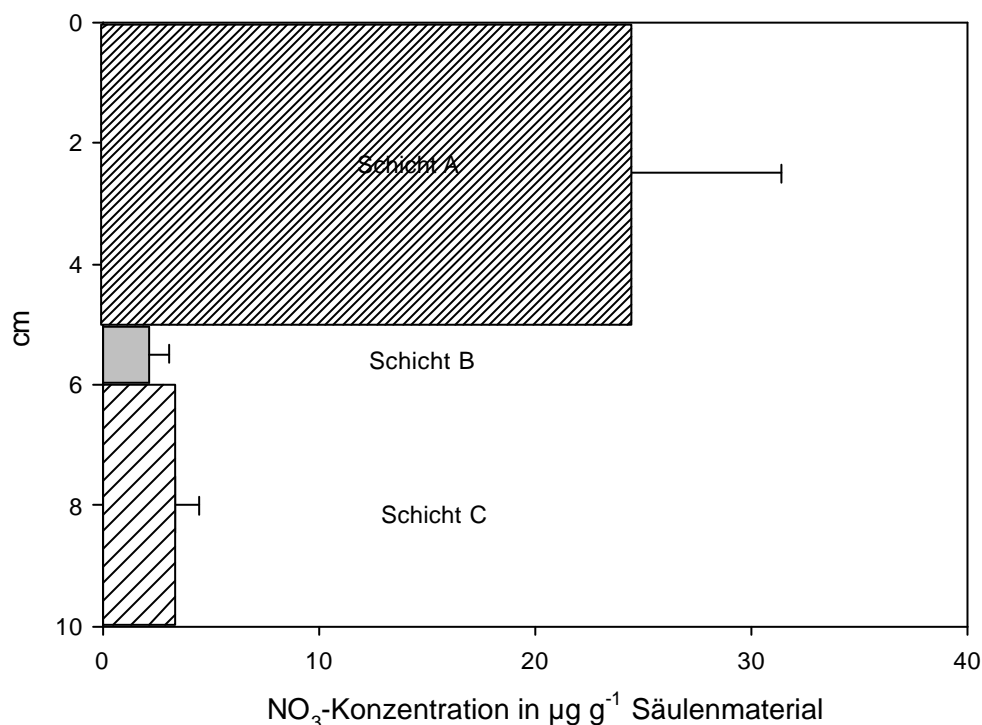


Abbildung 36: Längsschnitt durch einen NO₃⁻-Sammler mit beispielhaftem NO₃⁻-Konzentrationsprofil der einzelnen Säulensegmente (Schicht A-C), Mittelwerte und Standardabweichungen (n=16)

Die oberste Schicht des Füllmaterials genügt also zur Feststellung des Nitrataustrages. Im Folgenden werden daher nur die NO₃⁻-Konzentrationen dieser Schicht berücksichtigt.

6.3 Ergebnisse und Diskussion

6.3.1 Variabilität der NO₃⁻-Auswaschung am Beispiel Winter 2002/2003

Um die Variabilität der NO₃⁻-Austräge näher zu betrachten, werden im Folgenden die Einzelergebnisse der installierten Sammler der Messperiode Winter 2002/2003 dargestellt.

Die Boxen wurden in einer 16-fachen Wiederholung eingebaut. Die Messpunkte wurden wie folgt verteilt: Unter eine Versuchsparzelle der jeweiligen Variante, Rohgülle oder Gärrückstand, wurden je vier Boxen installiert. Dies erfolgte in allen vier Wiederholungen der Varianten. Durch diese Verteilung der Messsysteme sollten kleinräumige und großräumige Heterogenitäten des NO₃⁻-Austrages erfasst werden.

In Abbildung 37 a) sind die Positionen der einzelnen Sammler sowie die erfassten Austräge in kg NO₃⁻-N ha⁻¹ dargestellt. Die Ergebnisse beider Varianten zeigten eine starke Streuung. Bei der mit Rohgülle gedüngten Variante lagen die Austräge zwischen 1,9 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ und 24,2 kg NO₃⁻-N ha⁻¹. Nach Applikation des Gärrückstandes wurden Austräge zwischen 5,5 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ und 39,9 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ gemessen.

Die je Parzelle verlagerten Nitratmengen sind in Abbildung 37 b) dargestellt. Die Austräge setzen sich aus dem Mittelwert der vier installierten Boxen zusammen. Die Austräge lagen zwischen 4,4 und 20,1 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ bei den mit Rohgülle gedüngten Parzellen, die Standardabweichungen der vier Meßsysteme lagen zwischen 1,8 und 5,6 kg NO₃⁻-N ha⁻¹. Auf den Parzellen, die mit Gärrückstand gedüngt wurden, wurden Austräge zwischen 8,6 und 29,5 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ erfasst, die Standardabweichungen lagen zwischen 0,4 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ und 8,4 kg NO₃⁻-N ha⁻¹. Die Einzelergebnisse zeigten eine starke Streuung. Dies galt sowohl für die Austräge innerhalb einer Grube, als auch für die Austräge unterschiedlicher Gruben.

Die starke Streuung der Austräge ist laut Bischoff *et al.* (2002) charakteristisch für die Austragsmessung mit den NO₃⁻-Sammlern. Die hohe Variabilität der Messwerte erklären die Autoren mit einer korrekten Abbildung der hochvariablen Transportvorgänge im Boden. Niedrige Werte repräsentieren Teilbereiche, in denen kaum eine Verlagerung stattgefunden hat, wogegen hohe Werte verlagerungsintensivere Zonen abbilden. Solche Zonen können durch bevorzugte Fliesswege im Boden erklärt werden (Brusseau und Pao, 1990). In Tracerversuchen mit NaCl zeigte sich eine hinreichende Wiederfindungsrate (97%) durch die NO₃⁻-Sammler (Bischoff *et al.*, 1999). Ebenso wiesen dieselben Autoren mittels Farbtracer-versuchen eine Erfassung von präferentiellen- und Makroporenflüssen durch die NO₃⁻-Sammler nach.

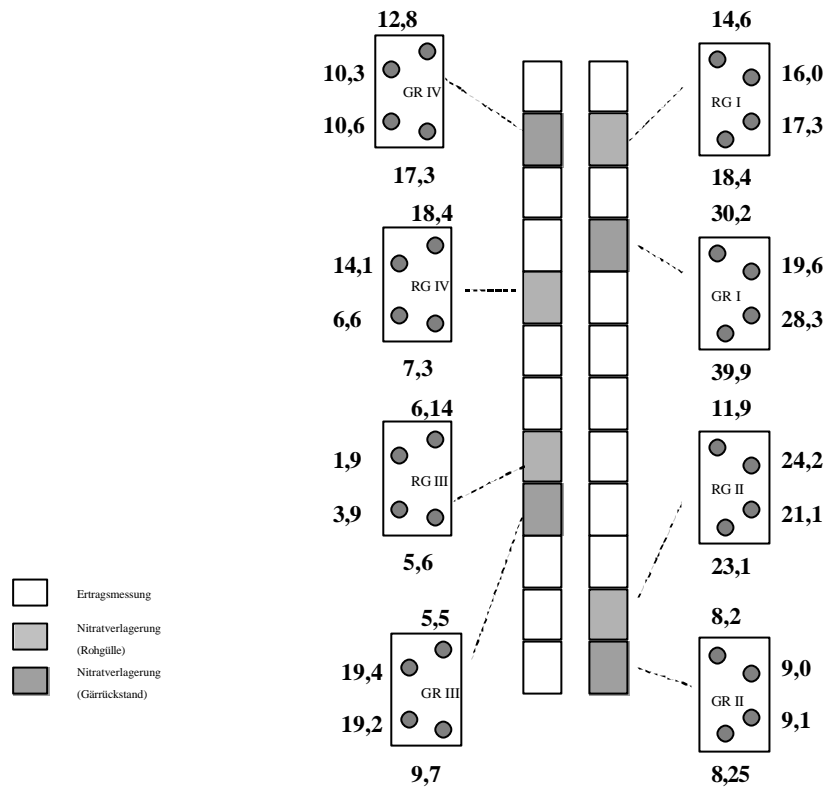


Abbildung 36 a): Positionen der NO₃⁻-Sammler sowie die erfassten Austräge in kg NO₃⁻-N ha⁻¹ im Winter20 02/2003

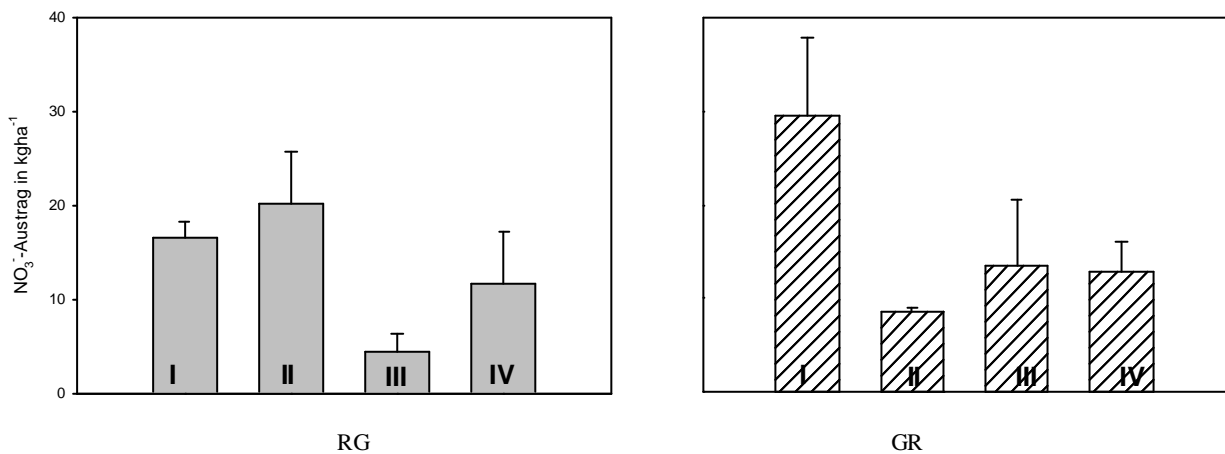


Abbildung 37 b): NO₃⁻-Austräge der Parzellen, Mittelwerte und Standardabweichung (n=4)

Für die quantitative Ausprägung des NO₃⁻-Austrages spielt, neben den ablaufenden Transportmechanismen, die räumliche Verteilung des NO₃⁻ im Boden eine wichtige Rolle. Auch die Nitratkonzentrationen im Boden weisen eine hohe räumliche Variabilität auf. Mineralischer Stickstoff ist vermehrt in lockeren und weniger in den kompakten Bereichen des Bodens zu finden (Kirby *et al.*, 2000). Entlang der Wände von Regenwurmgingen finden sich erhöhte NO₃⁻-Konzentrationen, da an diesen Stellen durch die Beschichtung mit Schleim und anderen

organischen Substanzen die Mineralisierung verstärkt abläuft (Parkin und Berry, 1999). Bei einer Erfassung der Variabilität der mineralischen N-Gehalte im Boden (0-90 cm) fanden Lamp und Basten (1999) Schwankungen zwischen 70 und 250 kg ha⁻¹. Innerhalb einer Bodengehaltskarte schwankte der N_{min} Gehalt (0-90 cm) in einem 1 ha großen Teilstück eines Weizenschlages im Frühjahr zwischen 20 und 90 kg ha⁻¹ (Henscheid und Zepp, 1994).

6.3.2 Nitrataustrag nach Applikation von Gärrückstand und Rohgülle

Die NO₃⁻-Austräge der drei Messperioden sowie die Summe der NO₃⁻-Austräge des gesamten Messzeitraumes sind in Abbildung 38 dargestellt. Die NO₃⁻-Austräge der ersten Messperiode, Winter 2002/2003, betragen nach Applikation von Rohgülle 13,1 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ und 16,1 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ auf den mit Gärrückstand gedüngten Parzellen. Statistisch unterschieden sich die beiden Düngervarianten nicht voneinander ($p < 0,05$). Während der Sommermonate unterschieden sich die Auswaschungen der Düngervarianten statistisch ebenfalls nicht voneinander, lagen jedoch mit einer Auswaschung von 4,6 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ nach Applikation der Rohgülle und 4,2 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ nach Applikation des Gärrückstandes deutlich unter der Auswaschung des Winterhalbjahres. Dies steht in Einklang mit anderen Untersuchungen zum saisonalen Verlauf der NO₃⁻-Austräge (Götz-Huwe *et al.*, 1989; Engel, 1991, Kohl und Harrach 1991). Entsprechend stieg das Niveau der Austräge im folgenden Winterhalbjahr auch wieder an. Hier wurden nach Applikation von Rohgülle mit 15,2 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ signifikant mehr NO₃⁻ ausgewaschen, als nach Applikation des Gärrückstandes mit 11,3 kg NO₃⁻-N ha⁻¹.

Bezogen auf den gesamten Messzeitraum waren keine Unterschiede zwischen Rohgülle und Gärrückstand zu erkennen. Obwohl der Austrag nach Applikation von Rohgülle mit 33,0 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ tendenziell über dem nach Ausbringung von GR 31,6 kg NO₃⁻-N ha⁻¹ lag.

Die Düngung erfolgte auf NH₄-N Basis, so dass der Eintrag an N_{tot} mit den unterschiedlichen Düngern leicht variierte. Über den gesamten Versuchszeitraum wurden bei der RG Variante 370 kg N_{tot} ha⁻¹ ausgebracht und bei GR nur 362 kg N_{tot} ha⁻¹.

Bei der Frühjahrs- und Herbstdüngung wurden NH₃-Emissionen erfasst. Während der Ausbringung von Rohgülle emittierten 40,8 kg NH₃ ha⁻¹, bei der Ausbringung des Gärrückstandes 50 kg NH₃ ha⁻¹.

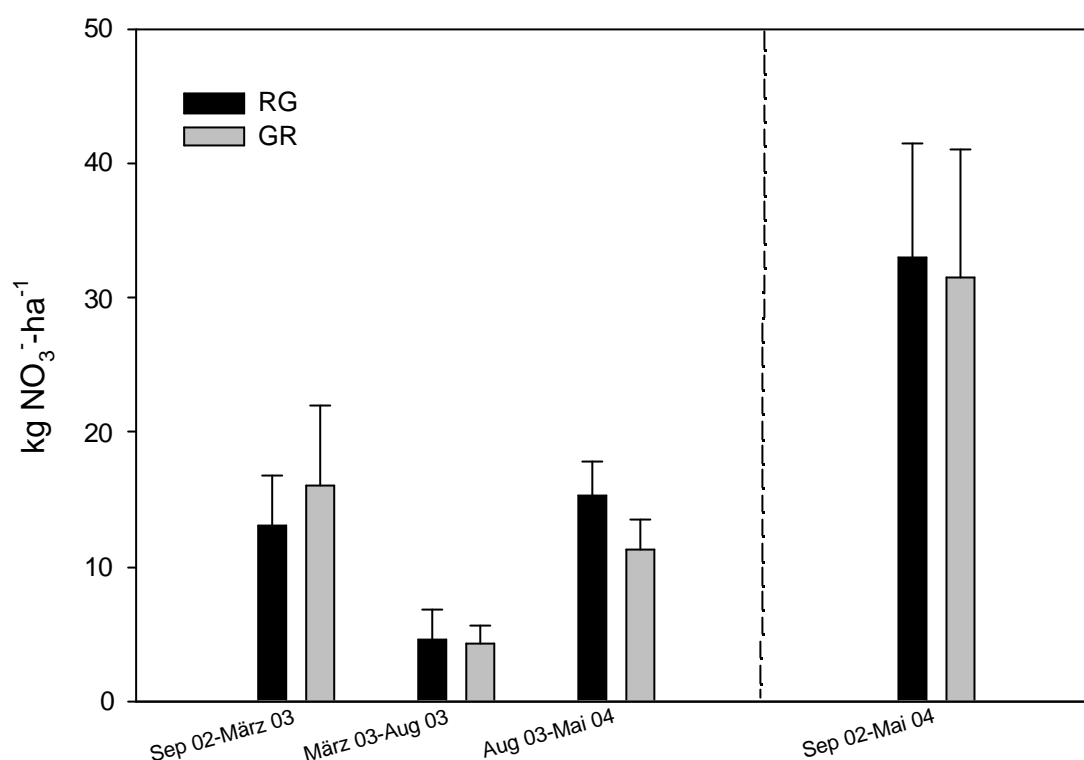


Abbildung 38: Kumulierte NO₃⁻-Austräge nach Applikation von Gärrückstand (GR) und Rohgülle (RG) am Standort Klein Altendorf a) während der unterschiedlichen Messperioden, (n= 16) b) Summe der Messperioden

Der Eintrag sowohl an NH₄-N als auch an Gesamt-N liegt also bei der Rohgülle etwas höher als beim Gärrückstand. Dies könnte auch die tendenziell etwas höhere Auswaschung von NO₃⁻ erklären.

Insgesamt zeigten sich jedoch keine signifikanten Unterschiede der Substrate bezüglich der NO₃⁻-Verlagerung. Dies zeigte sich auch in Untersuchungen von Pötsch *et al.* (2004). Nach Düngung mit Rindergülle und Biogasgülle auf Grünland unterschied sich die NO₃⁻-Verlagerung ebenfalls nicht signifikant voneinander.

6.4 Schlussfolgerung

Insgesamt zeigte sich bei dieser Untersuchung, dass der Gärrückstand bezüglich des NO₃⁻-Auswaschungsrisikos nicht anders zu bewerten ist als die Rohgülle. Die Austräge nach Applikation von Gärrückstand und Rohgülle zeigten eine hohe räumliche Variabilität und unterlagen deutlichen saisonalen Schwankungen.

7 N-Wirkung

7.1 Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen

Gärrückstände werden in der Praxis, ähnlich den Wirtschaftsdüngerformen Gülle und Jauche, auf landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Düngung unterschiedlicher Kulturpflanzen eingesetzt. Durch die anaerobe Vergärung können die Substrateigenschaften des organischen Düngers stark verändert werden. Die Veränderung der C- und N-Parameter sind in Abbildung 39 dargestellt. Eine Verringerung des TS-Gehalts führt zu besseren Ausbringeigenschaften, schnellerer Infiltration und weniger Verschmutzung der Pflanzen. Durch den Abbau von organischen Säuren zeigen Gärrückstände eine geringere Ätzwirkung und Geruchsbelästigung als unbehandelte Gülle (Roschke, 2003; Asmus, 1988; Wellinger *et al.*, 1991).

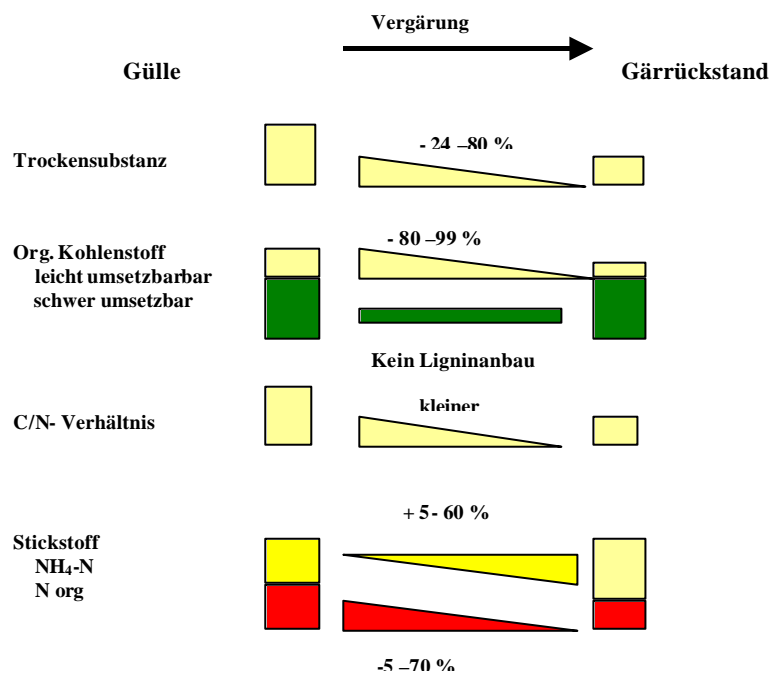


Abbildung 39: Veränderung der C- und N-Parameter der Gülle durch die anaerobe Vergärung (verändert nach FNR 2005)

Durch den Abbau von Kohlenstoff kommt es zu einer Einengung des C/N-Verhältnisses im Gärrückstand. Dadurch ist eine geringere Immobilisierungsrate und eine bessere N-Verwertung zu erwarten (Döhler, 1996). Infolge der Reduktion der organischen Substanz wird ein Teil des organisch gebundenen Stickstoffs mineralisiert. Ein höherer Anteil an leicht verfügbarem Stickstoff, bedeutet laut Jäckel (1999) eine schneller verfügbare und besser kalkulierbare N-Versorgung, als bei der Düngung mit Gülle. Da bei der Vergärung lediglich

der leicht umsetzbare Teil der organischen Substanz abgebaut wird, bleiben die für die Reproduktion des Humus nötigen hochmolekularen C-Verbindungen weitgehend erhalten. In Untersuchungen ermittelte Asmus (1992) ähnliche Humusreproduktionswirkung wie Stallmist. Auch Gutser (2006) beschreibt die gute Humuswirkung von Gärrückständen.

Nach Düngung von vergorener und unbehandelter Gülle untersuchte Jäckel (1999) die Futteraufnahme, wobei sich keine Unterschiede zwischen den Düngevarianten zeigten.

Es existieren kaum Untersuchungen über die N-Wirkung von Gärrückständen, vor allem im Vergleich zu unvergorener Gülle. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden sowohl im Freiland als auch in Gefäßversuchen vergleichende Ertragsmessungen durchgeführt. Im Freiland wurden die Erträge innerhalb einer Getreidefruchtfolge auf zwei unterschiedlichen Standorten, Kleve und Klein Altendorf, bestimmt (Kap. 3.1). Bei den Gefäßversuchen wurde die N-Wirkung mit Welschem Weidelgras als Versuchspflanze untersucht.

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Freilandversuch

Versuchsdesign

Auf jedem Standort wurden Ertragsmessungen mit sechs Varianten in 4-facher Wiederholung durchgeführt. Die Versuchspartellen hatten eine Größe von 25 m² (5 x 5 m). Die Varianten waren in einer Spaltanlage randomisiert angeordnet. Bei den eingesetzten Varianten handelte es sich um fünf unterschiedliche Gärrückstände (GR 1 - 5) und eine unvergorene Gülle (RG). Die in den jeweiligen Versuchen verwendeten Substrate sind in Kap. 3.6 näher charakterisiert. Wie bereits beschrieben variierten die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Gärrückstände teilweise erheblich. Dies galt auch für die Gärrückstände derselben Anlage. Durch Änderung von Art und Menge der zudosierten Kosubstrate unterschieden sich die Gärrückstände derselben Anlage je nach Entnahmezeitpunkt erheblich.

Die Ertragsmessungen auf dem Standort Kleve wurden über eine Vegetationsperiode mit Wintergerste der Sorte Carola durchgeführt. Die Ertragsmessungen auf dem Standort Klein Altendorf wurden über einen Zeitraum von zwei Jahren durchgeführt. Hier wurden die Kulturen Wintergerste und Winterweizen untersucht.

Die NH₃-Emissionsmessungen stellen ein wichtiges Element dieser Arbeit dar. Um die Emissionen substratspezifisch quantifizieren und vergleichen zu können, sind gleiche NH₄-N Aufwandmengen bei der Düngung erforderlich. Aus diesem Grund wurden die Substrate auf NH₄-N Basis ausgebracht. In Kleve wurde zu Beginn der Vegetationsperiode 60 kg NH₄-N ha⁻¹ appliziert. Die Düngung erfolgte am Standort Klein Altendorf in drei Gaben. Hierbei

wurden $60 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ zu Beginn der Vegetationsperiode ausgebracht und im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode zwei Gaben mit 60 und $40 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ appliziert.

Pflege und Ernte

Um eine möglichst praxisnahe Versuchsdurchführung zu ermöglichen, wurden alle Pflanzenschutz- und Düngemaßnahmen, außer der N-Düngung, dem Landwirt überlassen. Die Ernte erfolgte mittels eines Parzellenmähdreschers (Abbildung 40).



Abbildung 40: Ernte mit Parzellenmähdrescher

7.2.2 Gefäßversuch

Versuchsdesign

Der Versuch wurde in Kick-Brauckmann-Gefäßen mit 5 Varianten und 4 Wiederholungen angelegt. Je Gefäß wurden 9 kg luftgetrockneter und auf 4 mm gesiebter Boden verwendet. Der verwendete Boden setzte sich aus einem Oberboden B1 (4 Teile) und einem Unterboden B2 (6 Teile) zusammen (Tabelle 19).

Tabelle 19: Zusammensetzung des für den Gefäßversuch verwendeten Bodens

in %	Oberboden	Unterboden
C _{org}	0,75	0,41
CaCO ₃	0,2	0,2
Grobsand	1,5	1
Mittelsand	2	1,5
Feinsand	3,1	2,5
Grobschluff	50,6	48,4
Mittelschluff	21,3	17,4
Feinschluff	5,9	5,6
Ton	15,6	23,6

Um die N-Wirkung der Düngersubstrate zu ermitteln, wurden unterschiedliche Düngestufen gewählt. Versuchsreihe 1 (V 1) wurde auf der Basis von N_{tot} (1,5 g N_{tot}/Gefäß) gedüngt. Gärrückstände enthalten einen höheren Anteil an NH₄-N, d.h. an pflanzenverfügbarem Stickstoff. Die Wirkung der unterschiedlichen Mengen an pflanzenverfügbarem Stickstoff sollte in V 1 untersucht werden. Bei Versuchsreihe 2 (V 2) wurde 1 g NH₄-N/Gefäß ausgebracht. In dieser Versuchsreihe wurden unterschiedliche Mengen organischen Stickstoffs eingetragen. Die Auswirkungen auf die N-Nachlieferung aus der organischen Fraktion der unterschiedlichen Düngersubstrate sollte in V 2 untersucht werden. Desweiteren wurde eine mineralische Vergleichsvariante mit Ammoniumsulfat (NH₄)₂SO₄ in 5 Düngestufen (0-1000 mg N) angelegt. (NH₄)₂SO₄ ist ein Ammoniumdünger mit einem N-Gehalt von 21% und ist als wasserlösliches Salz gut applizierbar.

Die Applikation der flüssigen Düngersubstrate erfolgte durch mechanische Einmischung in den Oberboden. Durch diese sofortige Einarbeitung konnten NH₃-Emissionen weitgehend vermieden werden.

Als Versuchspflanze diente Welsches Weidelgras (*lolium multiflorum italicum*) der Sorte Turilo. Die Aussaat fand in den Gefäßen, nach Applikation der Substrate, mit einer Saatkichte von 1g Saatgut /Gefäß statt.

Pflege und Ernte

Unabhängig von der N-Düngung wurden folgende Dünger für alle Gefäße gleich verwendet: 2 g K₂O (als K₂SO₄), 1,2 g P₂O₅ (als Ca₃(H₂PO₄)₂·H₂O) sowie 0,4 g MgO (MgSO₄·H₂O). Die Wasserversorgung während der Vegetationsperiode erfolgte durch Gewichtsausgleich mit

destilliertem Wasser, so dass zwischen 60% und 80% die Wasserhaltekapazität gehalten wurde.

Zur Ertragsmessung wurden 4 Schnitte vorgenommen. Diese fanden 4, 7, 13 und 18 Wochen nach Aussaat statt. Die Frischmasseerträge wurden unmittelbar nach der Ernte ermittelt. Für weitere Analysen wurden die Proben getrocknet und gemahlen.

7.2.3 Ertragsparameter

Zur Auswertung der Ertragswirkung der Freilandversuche wurden neben Korn- und Strohertrag der Versuchskulturen noch Tausendkorngewicht (TKG), Hektolitergewicht (hl), C/N-Gehalt von Korn und Stroh sowie daraus resultierend die Stickstoffentzüge der Versuchspflanzen ermittelt. Mit den Substraten wurden identische Mengen $\text{NH}_4\text{-N}$ ausgebracht. Um die N-Entzüge im Zusammenhang der jeweiligen $\text{MH}_4\text{-N}$ bzw. N_{tot} Einträge gegebenenfalls unter Berücksichtigung der NH_3 -Emissionen besser vergleichen zu können, wurde neben der Ausnutzung des applizierten Gesamtstickstoffs auch die Ausnutzung des mineralischen Stickstoffs berechnet. In Kleve wurde zusätzlich eine Bonitur durchgeführt.

Korn- und Stroherträge

Zur Ermittlung der Korn- und Stroherträge wurden die 5 x 5 m großen Versuchspartellen mit einem Partellenmähdrescher beerntet. Um Randeffekte ausschließen zu können, wurde nur eine Kernpartelle zur Auswertung der Erträge hinzugezogen. Hierzu wurden vor Versuchsbeginn die Umrandungen und Stirnränder der Versuchspartellen abgeerntet. Korn und Stroh wurden separat aufgefangen und auf dem Feld gewogen.

Eine repräsentative Probe wurde von jeder Partelle unmittelbar nach der Ernte entnommen. Zur Ermittlung weiterer Ertragsparameter wurde die Probe von Bruchkorn und Verunreinigungen gereinigt.

Tausendkorngewicht

Das TKG (in g) entspricht dem Gewicht von 1000 Körnern und wurde maschinell durch Auszählen mittels eines Kornzählgerätes (Numigral) ermittelt. Bei der Bestimmung des TKG wurden 2 x 250 Körner gezählt, gewogen und der Mittelwert auf das Gewicht von 1000 Körnern umgerechnet.

Hektolitergewicht

Das Hektolitergewicht, auch als Schüttdichte bezeichnet, ist definiert als das in kg angegebene Raumgewicht für 100 Liter Getreide. Dabei sind hohe Werte erwünscht. Sie gelten als Qualitätsmaßstab beim Getreidehandel, zur Einteilung des Getreides in Qualitätsstufen. Die Bestimmung des Hektolitergewichtes erfolgte mit einem Getreideprober mit Vorlaufkörper. Durch das Auswiegen der Gerstenmenge in einem definierten Fallrohr mit dem Fassungsvermögen von ¼ l wurde das Hektolitergewicht in kg hl⁻¹ ermittelt. Anhand des ermittelten Gewichtes wurde die Schüttdichte aus Tabellen bestimmt.

Als Bewertungsmaßstab wurde das hl in kg wie folgt bewertet:

gut	66 - 72
mittel	64 - 66
gering	unter 64

Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) Gehalt

Zur Ermittlung der C- und N-Gehalte von Korn und Stroh wurden die Proben über 24 Stunden im Trockenschrank bei 60 °C getrocknet und anschließend mit der Scheibenschwingmühle (Modell Sartorius M2P) vermahlen. Die so aufbereiteten Proben wurden mit einer Feinwaage in Zinkkapseln zu je 5 mg eingewogen und am Elemental Analyser (Euro Cap 10/2) der C/N-Gehalt in % bestimmt.

N-Entzug

Der N-Entzug wurde ausgehend von dem ermittelten N-Gehalt in der Pflanze sowie dem Trockenmasseertrag nach folgender Formel bestimmt:

$$\text{N-Entzug (g m}^{-2}\text{)} = \text{Trockenmasseertrag (g m}^{-2}\text{)} \cdot \text{N-Gehalt}$$

Die Bestimmung des prozentualen Entzuges der applizierten NH₄-N Menge wurde nach folgender Formel berechnet:

$$\text{N-Entzug \%} = \frac{\text{N-Entzug (g m}^{-2}\text{)} - \text{N-Entzug Kontrolle (g m}^{-2}\text{)}}{\text{applizierte NH}_4\text{-N Menge (g m}^{-2}\text{)}} \cdot 100$$

Bei der Bestimmung des bereinigten Entzugs wurden von der applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ Menge die NH_3 -Verluste abgezogen. Der prozentuale Entzug des in den Boden eingebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde nach folgender Formel berechnet:

$$N\text{-Entzug bereinigt } (\%) = \frac{N\text{-Entzug (g m}^{-2}\text{)} - N\text{-Entzug Kontrolle (g m}^{-2}\text{)}}{\text{applizierte } \text{NH}_4\text{-N Menge (g m}^{-2}\text{)} - \text{NH}_3\text{-N Verlust (g m}^{-2}\text{)}} \cdot 100$$

Der prozentuale Entzug des applizierten N_{tot} sowie des in den Boden eingebrachten N_{tot} wurde analog dazu nach folgenden Formeln berechnet:

$$N\text{-Entzug bereinigt } (\%) = \frac{N\text{-Entzug (g m}^{-2}\text{)} - N\text{-Entzug Kontrolle (g m}^{-2}\text{)}}{\text{applizierte } N_{\text{tot}}\text{ Menge (g m}^{-2}\text{)} - \text{NH}_3\text{-N Verluste (g m}^{-2}\text{)}} \cdot 100$$

Im Gefäßversuch wurden der N-Entzug zusätzlich durch Vergleich mit der mineralischen Variante (MD = 100 %) auf der Basis von Mineraldüngeräquivalenten (MDÄ) dargestellt.

Bonitur

In Kleve wurde zusätzlich eine Bonitur der Pflanzen unmittelbar vor der Ernte vorgenommen. Der Zustand der Ertragsparzellen bezüglich des Unkrautbewuchses sollte festgehalten werden. Der Ausprägungszustand der zu bonitierenden Merkmale wurde nach internationalem Standard von 1 bis 9 festgelegt.

1 = fehlende oder sehr geringe Ausprägung, sehr guter Allgemeinzustand

3 = geringe Ausprägung, guter Allgemeinzustand

5 = mittlere Ausprägung, guter Allgemeinzustand

7 = starke Ausprägung, schlechter Allgemeinzustand

9 = sehr starke Ausprägung, sehr schlechter Allgemeinzustand

Die Bonitur wurde für jede Ertragsparzelle durchgeführt. Die Ausprägungsstufen wurden als Durchschnittswerte für die jeweilige Variante angegeben.

7.3 Ergebnisse und Diskussion

7.3.1 Freiland Kleve

Ein wesentliches Kriterium für den Einsatz der Gärrückstände, vor allem im Vergleich zu herkömmlicher Gülle, ist ihre Düngewirkung. Hierzu wurden im Freiland Ertragsmessungen vorgenommen. Um die Ertragswirkung der unterschiedlichen Gärrückstände zu untersuchen, wurden Ertragsparzellen am Standort Kleve angelegt.

Die **Kornerträge** der unterschiedlichen Düngervarianten zeigten keine signifikanten Unterschiede. Sie lagen zwischen 8,9 t ha⁻¹ auf den mit Rohgülle gedüngten Parzellen und 9,7 t ha⁻¹ auf den mit GR 3 gedüngten Parzellen. Die ungedüngte Variante lag mit 7,9 t ha⁻¹ signifikant unter den Kornerträgen der gedüngten Varianten (Abbildung 41).

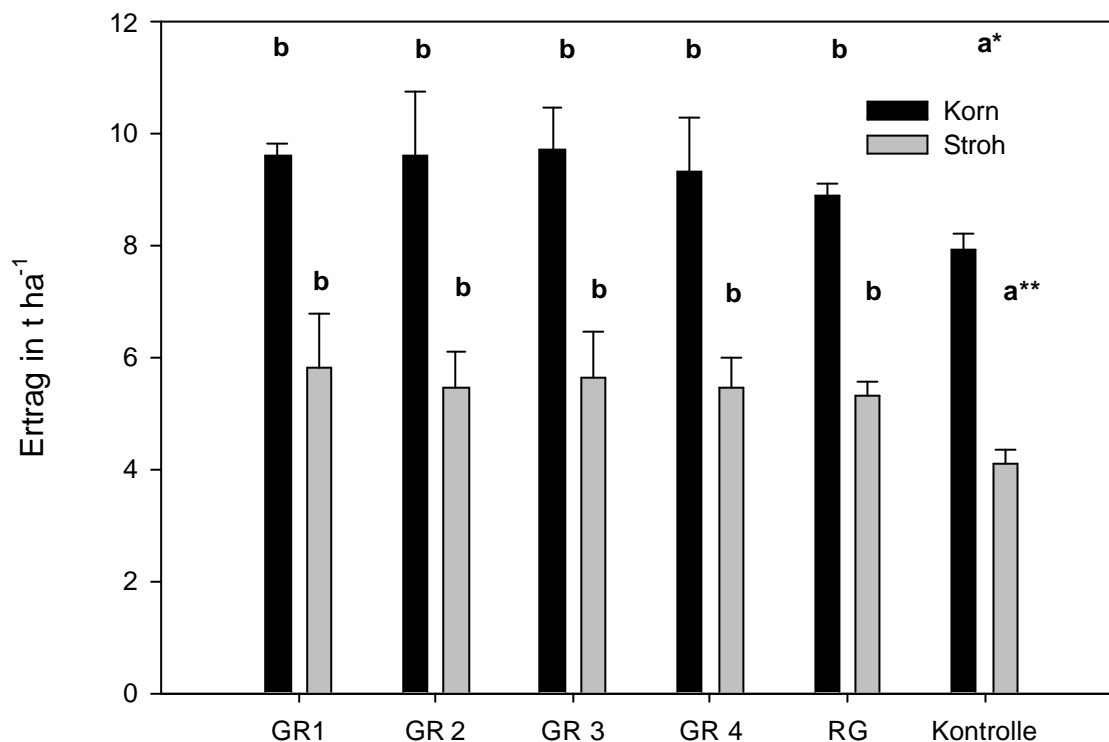


Abbildung 41: Erträge von Korn und Stroh auf dem Standort Kleve in t ha⁻¹, Mittelwerte und Standardabweichungen (n=4); *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Kornerträge bei einem Signifikanzniveau von 5%; **: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Stroherträge bei einem Signifikanzniveau von 5%

Die **Stroherträge** der einzelnen Düngervarianten zeigten ebenfalls keine signifikanten Unterschiede. Lediglich die ungedüngte Variante hatte signifikant geringere Stroherträge. Die Bodengehalte an mineralischem N, die vor der ersten Düngerapplikation am Standort Kleve bestimmt wurden, waren mit 90 kg ha⁻¹ sehr hoch. Während der Vegetationsperiode wurden

lediglich 60 kg NH₄-N ha⁻¹ in einer N-Gabe appliziert. Die für diese Düngergabe hohen Erträge, sowie die geringen Unterschiede zwischen den Varianten sind auf die hohen Gehalte an mineralischem N im Boden zurückzuführen. Der Einfluss des zu Versuchsbeginn ausgebrachten Stickstoffs war demnach nicht ausreichend, um Unterschiede erkennen zu lassen.

Die in Kleve eingesetzten Gärrückstände bzw. Gülle haben unterschiedliche NH₄-N Anteile. Somit wurde bei der Applikation gleicher NH₄-N Mengen, unterschiedliche N_{tot} Mengen ausgebracht. Diese sind zusammenfassend nochmals in Tabelle 20 dargestellt.

Tabelle 20: Prozentuale Anteile an NH₄-N im Substrat bezogen auf N_{tot} im Gärrückstand (GR) bzw. in der Rohgülle (RG) und die applizierte Menge an N_{tot} in kg ha⁻¹, Kleve

	GR 1 (Schwein)	GR 2 (Rind)	GR 3 (Rind)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Schwein)
NH ₄ -N Anteil im Substrat in %	70	71	73	63	64
ausgebrachte Menge an N _{tot} in kg ha ⁻¹	86	85	82	95	94

Einen hohen Einfluss auf die **N-Ausnutzung** im Boden haben die NH₃-Verluste während der Ausbringung (Dosch und Gutser, 1996; Dittert *et al.*, 1999). Da am Standort Kleve während der Ausbringung der Düngervarianten auch NH₃-Emissionen erfasst wurden, ergab sich hier die Möglichkeit, die applizierte N-Menge um die NH₃-Verluste zu bereinigen. Dies war nur in Kleve möglich, da bei den Ertragsmessungen in Klein Altendorf der Dünger in mehreren Gaben appliziert wurde und nicht jedes Mal nach Düngerausbringung eine NH₃-Emissionsmessung durchgeführt wurde. In Abbildung 42 wurde der prozentuale N-Entzug des applizierten NH₄-N um die bei der Ausbringung entstandenen NH₃-Verluste bereinigt. Die unterschiedlichen Düngervarianten emittierten 30% - 67% des ausgebrachten NH₄-N. Von den 60 kg NH₄-N ha⁻¹ die ausgebracht wurden, wurden bei den einzelnen Düngervarianten somit zwischen 19,2 und 42,0 kg ha⁻¹ tatsächlich in den Boden eingetragen. Die N-Entzüge der Düngervarianten lagen zwischen 38,2 und 46,7 kg ha⁻¹, woraus sich eine Ausnutzung des in den Boden eingetragenen NH₄-N zwischen 106% - 190% ergab.

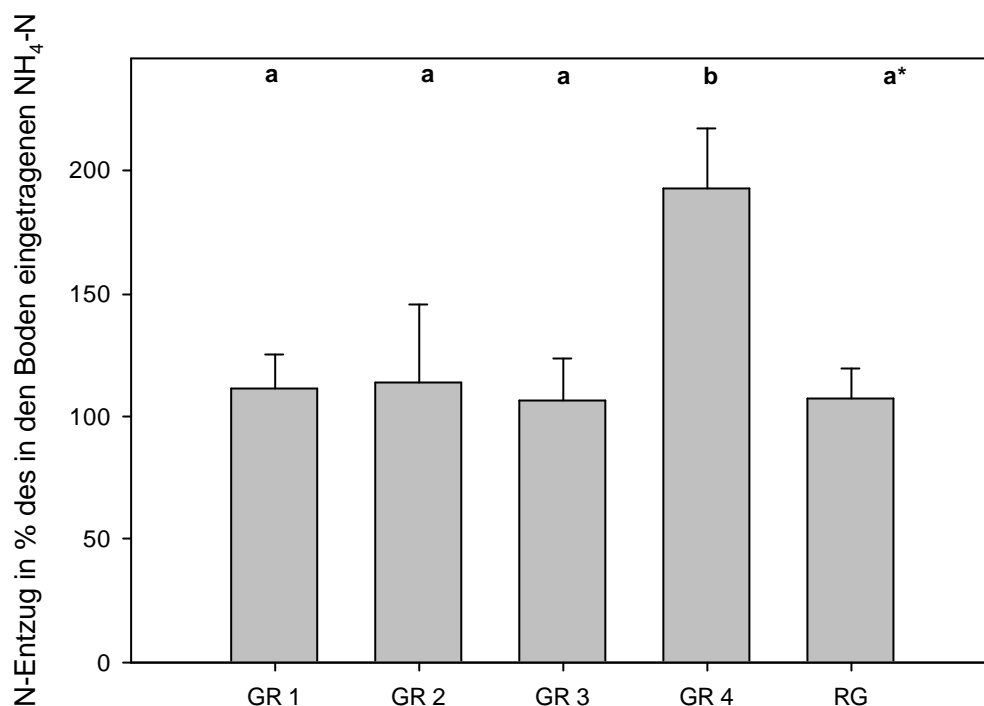


Abbildung 42 : N-Entzug der Gerste in % des in den Boden eingetragenen NH₄-N auf den Ertragsparzellen am Standort Kleve, die Entzüge beziehen sich auf die applizierte Düngermenge abzüglich der NH₃-Verluste bei Ausbringung; Mittelwerte und Standardabweichungen (n=4)
 *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Kornerträge bei einem Signifikanzniveau von 5%

Da der organisch gebundene Stickstoff nach Mineralisierung ebenfalls für die Ernährung der Pflanze zur Verfügung steht (Finck, 1996), wird in Abbildung 43 die prozentuale Ausnutzung des in den Boden eingetragenen Gesamtstickstoffs dargestellt. Die Ausnutzung der Gärrückstände lag bei 68% - 70%, die der Rohgüllevariante mit 59% tendenziell niedriger. Signifikante Unterschiede zeigten sich keine.

Bei allen Düngervarianten wurde eine Ausnutzung des in den Boden eingetragenen NH₄-N von über 100% berechnet. Die Pflanzen haben also mehr mineralischen Stickstoff aufgenommen, als mit den Substraten ausgebracht wurde.

Dies könnte auf eine verstärkte Freisetzung bodenbürtigen N nach Zugabe der Substrate hindeuten. Dieser Priming Effekt wurde ebenfalls von anderen Autoren beobachtet (Kuzyakov *et al.*, 2000; Nendel, 2005; Lin *et al.*, 2004). Laut Kuzyakov *et al.* (2000) können unterschiedliche Substrate den Real Priming Effekt bedingen. Hierzu gehören sowohl mineralische N-Dünger als auch leicht abbaubare organische Verbindungen. Mit den organischen Düngern wurde mineralischer Stickstoff in Form von NH₄-N ausgebracht. Durch die Zugabe von mineralischem N kommt es zu einer Einengung des C/N Verhältnisses und

somit zu einer erhöhten Mineralisierung (Raun *et al.*, 1998; Kuzyakov *et al.*, 2000; Sembiring *et al.*, 1998). Laut Stout (1995) verursacht die Ausbringung von NH_4 einen stärkeren Priming Effekt als NO_3^- . Mit der Gülle werden vermehrt leicht abbaubare organische Verbindungen ausgebracht. Der Eintrag von leicht abbaubaren organischen Verbindungen fördert die mikrobielle Aktivität und somit die Mineralisierung (Brelund und Hansen, 1998). Der Priming Effekt fällt stärker aus, je mehr organische Substanz dem Boden zugeführt wird (Asmar, 1994). Nach der Zugabe von Gärrückständen und Rohgülle könnte auch hier eine verstärkte Mineralisierung von bodenbürtigem N stattgefunden haben, auf die die hohen Entzüge zurückzuführen sind.

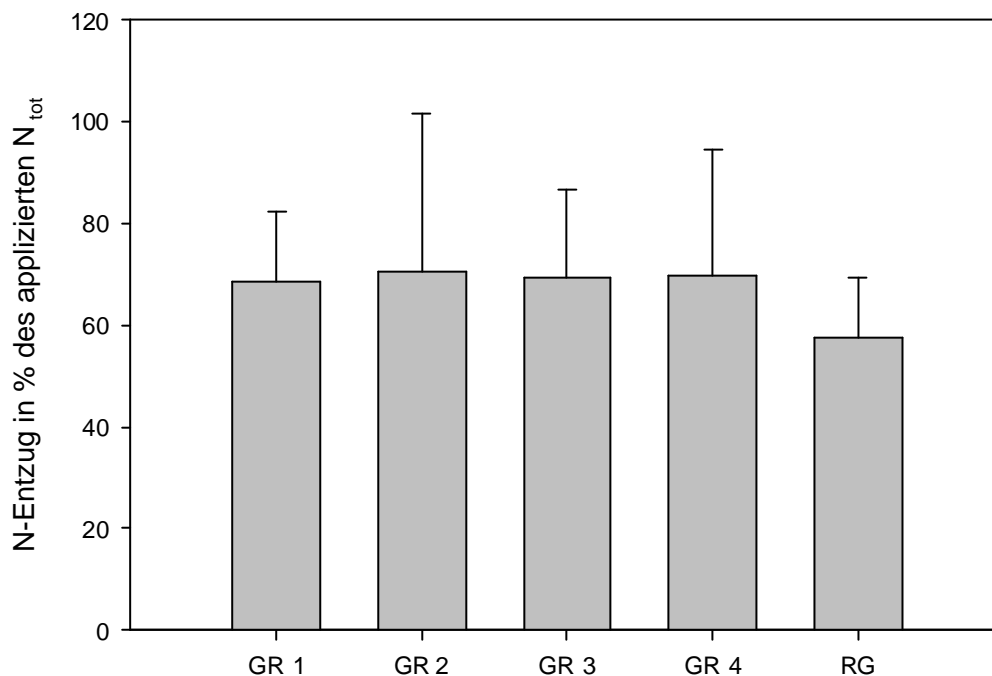


Abbildung 43: N-Entzug der Gerste in % des in den Boden eingetragenen N_{tot} auf den Ertragsparzellen am Standort Kleve, die Entzüge beziehen sich auf die applizierte Düngermenge abzüglich der NH_3 -Verluste bei Ausbringung; Mittelwerte und Standardabweichungen ($n=4$), keine signifikanten Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 5%

Ebenso könnte eine rasche Nachlieferung des organischen Düngerstickstoffs die hohe Ausnutzung des ausgebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$ erklären. Während sich die $\text{NH}_4\text{-N}$ Ausnutzung deutlich unterscheiden, zeigt die Ausnutzung des applizierten N_{tot} kaum Unterschiede. Bedingt durch sehr hohe NH_3 -Emissionen wurde bei GR 4 eine Ausnutzung von 190% errechnet. Ebenso wurde mit diesem Substrat die höchste N_{org} Menge eingetragen, die nach Mineralisierung ebenso zur Ernährung der Pflanze zur Verfügung steht. Die Ausnutzung des

ausgebrachten N_{tot} dagegen unterschied sich bei GR 4 mit 69% nicht von den übrigen Substraten. Dies deutet darauf hin, dass der geringere Eintrag an mineralischem N durch eine rasche Mineralisierung des ausgebrachten N_{org} kompensiert wurde.

Die Ausnutzung von Güllestickstoff liegt laut Faustzahlen der Landwirtschaft (2005) je nach Ausbringtermin zwischen 40% - 60%, Henning (2007) berichtet von 60% im Anwendungsjahr. Dies deckt sich mit den Ergebnissen dieser Arbeit, bei der der mit der Gülle ausgebrachte N_{tot} zu 59% ausgenutzt wurde. Bei Biogasgülle wird von einer höheren N-Ausnutzung ausgegangen, begründet durch einen höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil der den Pflanzen unmittelbar zur Ernährung zur Verfügung steht (Pötsch *et al.* 2004, Jäckel, 1999; Zehntner, 2002). Die N_{tot} -Ausnutzung der in Kleve eingesetzten Substrate lag tendenziell etwas höher als die der eingesetzten Rohgülle, jedoch zeigten sich keine signifikanten Unterschiede.

Eine Verbesserung der N-Verfügbarkeit bei der Düngung mit Gärrückständen, wie von Pötsch (2004) beschrieben, konnte in Kleve aus folgenden Gründen nicht bestätigt werden:

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteile der in Kleve eingesetzten Gärrückstände lagen zwischen 63% und 73%, die Rohgülle hatte einen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil von 64%. Hier zeigte sich, dass der $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil der Gärrückstände nicht zwangsläufig höher war als bei unvergorener Gülle. Bei der Vergärung von Wirtschaftsdüngern und Biomasse steigt zwar der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil im Vergleich zum Ausgangssubstrat an. In Abhängigkeit von Prozessführung sowie Beimischung von Kosubstraten unterschiedlicher Art und Menge kann der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil jedoch in weiten Grenzen schwanken. Dies macht eine pauschale Aussage über die Substratparameter von Gärrückständen und die pflanzenbaulichen Auswirkungen dieser Veränderungen im Vergleich zu unbehandelter Gülle schwierig.

Verglichen mit der unbehandelten Gülle hatten GR 1, GR 2 und GR 3 einen höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil bei GR 4 ähnelte eher der verwendeten Rohgülle. Trotz der sehr unterschiedlichen N-Anteile der Substrate unterschieden sich Erträge und N_{tot} -Ausnutzung nicht voneinander. Dies spricht dafür, dass ein höherer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil nicht zwangsläufig eine bessere Ausnutzung der Dünger bedeutet.

Die N-Verfügbarkeit der im Freilandversuch Kleve eingesetzten Gülle unterschied sich nicht signifikant von den Gärrückständen. Während der Vergärung werden die leicht mineralisierbaren N_{org} Verbindungen zu NH_4 umgewandelt. Dies ist allerdings auch der Teil des organischen N in der Gülle, der im Boden nach kurzer Verzögerung zur Ernährung der Pflanze zur Verfügung steht. Eine schnelle Mineralisierung dieser leicht verfügbaren organischen Verbindungen in der unvergorenen Gülle, könnte hier auch die ähnliche N-Ausnutzung der organischen Düngervarianten erklären.

Unterschiede zwischen den Varianten ließen sich bei der **Bonitur** der Ertragsparzellen erkennen (Tabelle 21). Bei der Bonitur wurde der Unkrautbewuchs betrachtet. Jede Parzelle wurde einzeln bonitiert und daraus ein Durchschnittswert für die Varianten ermittelt. Die mit GR 1, GR 2 und GR 4 gedüngten Parzellen zeigten geringen Unkrautbewuchs. Die Varianten GR 3 und die Kontrolle zeigten mittleren Unkrautbewuchs.

Tabelle 21: Ergebnisse der Bonitur der Ertragsparzellen in Kleve mit Gärrückstand 1 - 5 (GR 1 - 5) und Rohgülle (RG) gedüngt (unterteilt in sehr geringe, geringe, mittlere, starke und sehr starke Verunkrautung)

	GR 1	GR 2	GR 3	GR 4	RG	K
Bonitur	3	3	5	3	7	5
Unkrautbewuchs	gering	gering	mittel	gering	stark	mittel

Die Variante RG war stark verunkrautet. Die Parzellen, die mit den Gärrückständen gedüngt wurden, schnitten bei der Bonitur besser ab. Durch die Vergärung kommt es zu einer Hygienisierung der Substrate, was den verminderten Unkrautbewuchs erklären könnte (Merz, 1988; Pötsch *et al.*, 2004). Auch in Untersuchungen von Sonnleitner (2004) wurde durch die Fermentation eine rasche Reduktion der Keimfähigkeit von Ampfersamen und somit eine wirksame Unterbrechung des betriebsinternen Samenkreislaufes nachgewiesen. Bei unfermentierter Gülle zeigte sich dagegen über denselben Zeitraum eine konstant hohe Keimfähigkeit der Samen. Ebenso konnte von Böhm *et al.* (2001), vor allem bei Stumpfblättrigem Ampfer und Ackerhellerkraut, eine Reduktion der Keimfähigkeit durch die Fermentation nachgewiesen werden.

7.3.2 Erträge Klein Altendorf 2003

Beim Freilandversuch am Standort Klein Altendorf wurden neben Korn- und Strohertrag, auch die Ertragsparameter TKG, Hektolitergewicht, C/N-Gehalt des Erntegutes sowie deren N-Entzug erfasst. Da im vorhergehenden Versuch in Kleve keine Unterschiede der Erträge zwischen den Düngevarianten zu erkennen waren, wurde in Klein Altendorf 2003 die Düngergabe erhöht, um mögliche Unterschiede deutlich werden zu lassen. Die Düngung erfolgte in drei Gaben, wobei insgesamt $160 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ appliziert wurden (vgl. Kap.6).

In Abbildung 44 werden die Korn- und Stroherträge der Gerste im ersten Versuchsjahr (2003) dargestellt. Die Kornerträge der gedüngten Varianten lagen signifikant über der Kontrolle.

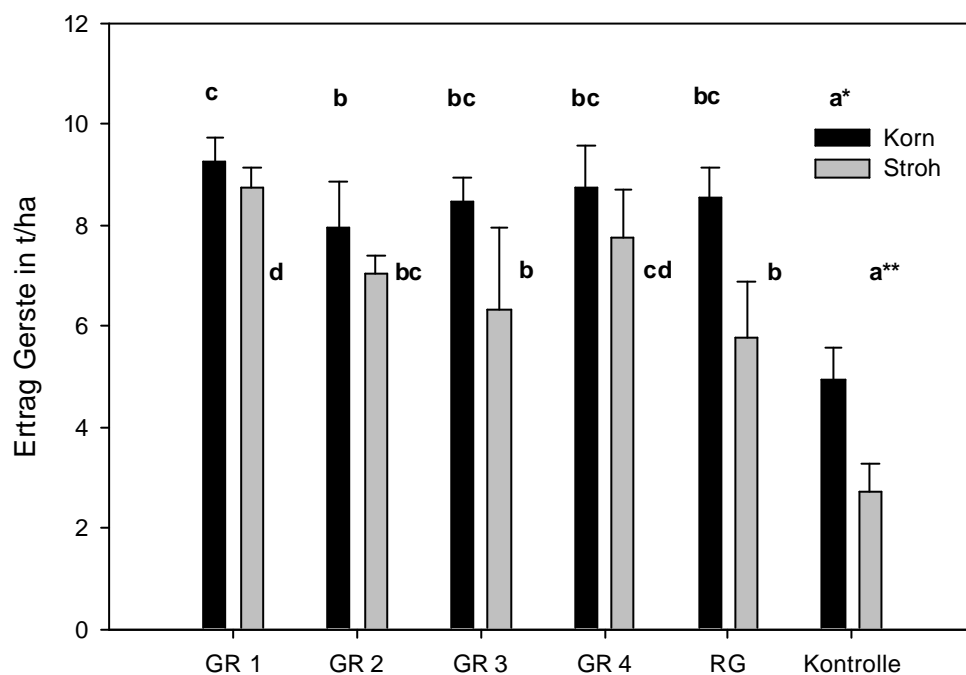


Abbildung 44: Erträge von Korn und Stroh auf dem Standort Klein Altendorf 2003 in t ha^{-1} nach Düngung mit GR (Gärrückständen) und RG (Rohgülle), Mittelwert und Standardabweichung ($n=4$); *unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Kornerträge bei einem Signifikanzniveau von 5%; **unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Stroherträge bei einem Signifikanzniveau von 5%

Die mit GR 1 gedüngten Parzellen zeigten mit durchschnittlich $9,2 \text{ t ha}^{-1}$ die höchsten, die mit GR 2 gedüngten Parzellen mit $7,9 \text{ t ha}^{-1}$ die niedrigsten Kornerträge. Lediglich die mit GR 1 und GR 2 gedüngten Parzellen unterschieden sich in ihren Kornerträgen signifikant voneinander. Die Stroherträge der Düngevarianten fielen sehr unterschiedlich aus. Auch hier lag die Kontrolle signifikant unter den Erträgen der gedüngten Varianten. Der Strohertrag der

GR 1 Variante war mit $8,7 \text{ t ha}^{-1}$ am höchsten. Die RG und GR 3 Varianten zeigten die geringsten Stroherträge mit $5,8 \text{ t ha}^{-1}$ und $6,3 \text{ t ha}^{-1}$.

Das **TKG** der Düngervarianten lag zwischen $37,9 \text{ g}$ bei GR 3 und $36,8 \text{ g}$ bei RG und unterschied sich nicht signifikant voneinander. Nur GR 3 lag signifikant über der Kontrollvariante, die mit $35,2 \text{ g}$ das niedrigste TKG hatte.

Auch das **Hektolitergewicht** der gedüngten Varianten zeigte keine signifikanten Unterschiede. Die mit GR 3 gedüngte Variante wies mit $73,4 \text{ kg hl}^{-1}$ die niedrigste Schüttdichte auf, die mit RG gedüngte Variante, mit einem Gewicht von $75,6 \text{ t ha}^{-1}$, die höchste. Die ungedüngte Variante lag mit einem Hektolitergewicht von $48,4 \text{ t ha}^{-1}$ signifikant unter den gedüngten Varianten. Alle Düngervarianten zeigten nach dem Bewertungsmaßstab ein gutes Hektolitergewicht.

Die höheren Erträge bei den mit GR 1 gedüngten Parzellen können möglicherweise einem höheren Eintrag an N_{tot} zuzuschreiben sein. Die Substrate wurden auf der Basis von $\text{NH}_4\text{-N}$ ausgebracht. In Tabelle 22 sind die Anteile an $\text{NH}_4\text{-N}$ in den ausgebrachten Substraten, abgeleitet aus den in Kap. 3.6 dargestellten N_{tot} und $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalten der Substrate, dargestellt. Der prozentuale Anteil an $\text{NH}_4\text{-N}$ war bei GR 1 mit 50% am niedrigsten und bei GR 2 mit 86% am höchsten. Bei der Applikation der insgesamt $160 \text{ kg NH}_4\text{-N}$ wurden mit GR 1 $318 \text{ kg N}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$, mit GR 2 dagegen nur $187 \text{ kg N}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ ausgebracht.

Tabelle 22: Prozentuale Anteile an $\text{NH}_4\text{-N}$ im Substrat bezogen auf N_{tot} im Gärrückstand (GR) bzw. in der Rohgülle (RG) und die applizierte Menge an N_{tot} in kg ha^{-1} , Klein Altendorf 2003

	GR 1 (Schwein)	GR 2 (Rind)	GR 3 (Rind)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Schwein)
$\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil im Substrat in %	50	86	67	76	77
ausgebrachte Menge an N_{tot} in kg ha^{-1}	318	187	240	212	209

Bei der Berechnung der **N-Entzüge** wurden, anders als bei dem vorhergehenden Versuch in Kleve die NH_3 -Emissionen nicht berücksichtigt. Es wurden also keine bereinigten Entzüge berechnet. Eine Bereinigung der Entzüge war in Klein Altendorf nicht möglich, da die Düngung in drei Gaben erfolgte, nicht aber bei jeder Applikation erneut NH_3 -Emissionen erfasst wurden. Da die NH_3 -Emissionen mit äußeren Einflüssen variieren, wäre es nicht

korrekt diese einfach hochzurechnen. Aus diesem Grund wurde hier und in den folgenden Versuchen auf die bereinigte Darstellung der Entzüge verzichtet.

Die prozentuale Ausnutzung des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$, d.h. des pflanzenverfügbaren Stickstoffs der einzelnen Düngervarianten unterschied sich deutlich voneinander (Abbildung 45). Die mit GR 1 gedüngte Wintergerste entzog mit 91% (145 kg ha^{-1}) des ausgebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$ signifikant mehr Stickstoff als die mit GR 2 gedüngte Gerste, die den applizierte $\text{NH}_4\text{-N}$ zu 48% ausnutzte. Die Varianten GR 3, GR 4 und RG unterschieden sich statistisch nicht voneinander.

Bei den unterschiedlichen Düngervarianten wurden jeweils $160 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ appliziert. Der Eintrag an N_{tot} lag zwischen 187 kg ha^{-1} und 318 kg ha^{-1} . Der prozentuale Entzug des applizierten Gesamtstickstoffs wird in Abbildung 46 dargestellt. Die Entzüge lagen zwischen 48% und 58% und unterschieden sich statistisch nicht voneinander.

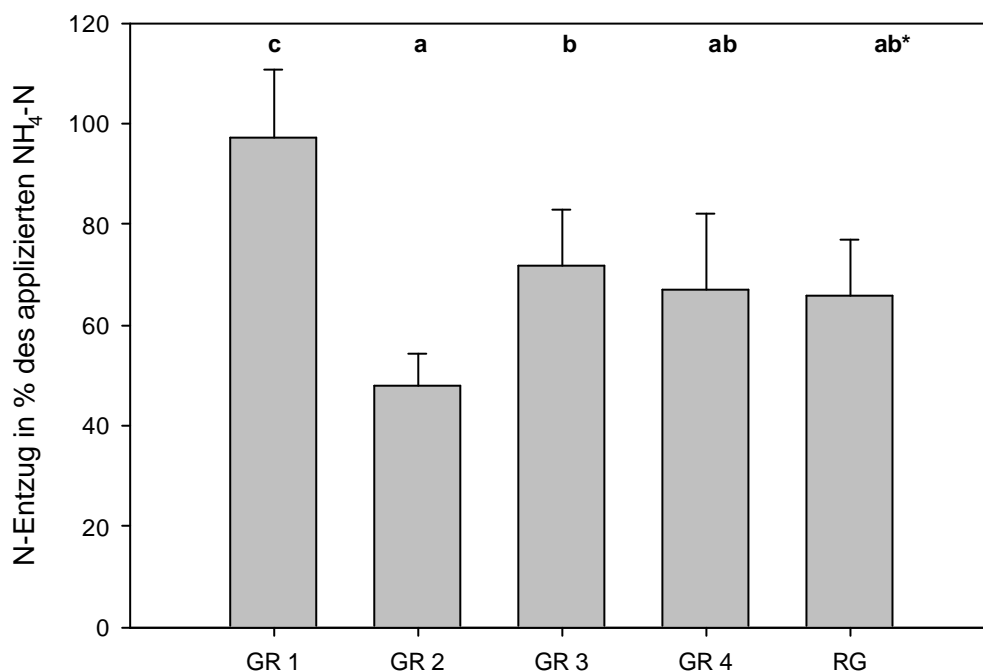


Abbildung 45: N-Ausnutzung in % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ der Gerste am Standort Klein Altendorf 2003 nach Düngung mit GR (Gärrückständen) und RG (Rohgülle); *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 5%

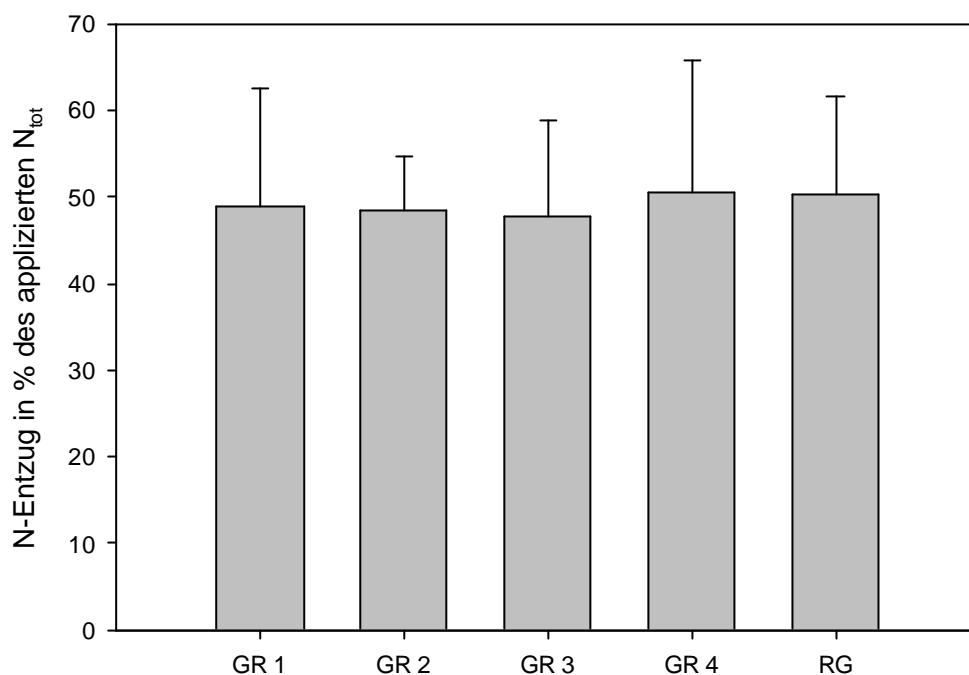


Abbildung 46: N-Entzug in % des applizierten Gesamtstickstoffs der Gerste am Standort Klein Altendorf 2003 nach Düngung mit GR (Gärrückständen) und RG (Rohgülle); keine signifikanten Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 5%

Die N-Entzüge gehen aus den ermittelten Erträgen sowie den N-Gehalten in Korn und Stroh (Tabelle 23) hervor. Die mit GR 1 gedüngten Pflanzen hatten mit durchschnittlich 2,1% N im Korn und 0,6% N im Stroh die höchsten N-Gehalte. Die mit GR 2 gedüngten Pflanzen enthielten mit durchschnittlich 1,8% N im Korn und 0,4% N im Stroh die geringsten Gehalte. Allgemein lag der N-Gehalt der Versuchspflanzen im oberen Bereich der durchschnittlichen Nährstoffgehalte für Gerste, die beim Korn zwischen 1,3% und 2,1% und im Stroh zwischen 0,3% und 0,8% liegt (Früchtenicht *et al.*, 1993). Da die Nährstoffgehalte auch als ein Maß für die Versorgungslage der Pflanze herangezogen werden, können die Pflanzen als gut versorgt eingestuft werden (Hege *et al.*, 2003). Die GR 1 Variante hatte bei einem stärkeren Ertragszuwachs auch mehr Stickstoff in Korn und Stroh. Die GR 2 Variante hatte bei geringeren Erträgen auch geringere N-Gehalte in Korn und Stroh. Mit steigenden Erträgen steigen auch die N-Gehalte in der Pflanze.

Tabelle 23: N-Gehalte der Gerste in Korn und Stroh in %, Mittelwerte (n=4)

% N	GR1	GR2	GR3	GR4	RG	K
im Korn	2,08	1,80	2,03	1,88	1,98	1,40
im Stroh	0,62	0,37	0,52	0,40	0,44	0,30

Die NH_3 -Emissionen wurden bei der Berechnung der Ausnutzung nicht einbezogen. Daher wurde die Ausnutzung vermutlich unterschätzt. Die bereinigten Entzüge könnten bei einigen Substraten ebenso wie in Kleve über der tatsächlich in den Boden eingetragenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Menge liegen.

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ausnutzung der Substrate mit denen neben dem mineralischen N mehr N_{org} eingebracht wurde, lagen deutlich höher. Die Entzüge, bezogen auf die ausgebrachte N_{tot} Menge, unterschieden sich kaum. Dies lässt auf eine rasche Mineralisierung des organischen Stickstoffs schließen.

Auffällig war der geringe $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil bei GR 1 von 50%. Möglicherweise wurde bei diesem Substrat, durch eine zu kurze Verweilzeit im Fermenter, kein vollständiger Abbau erzielt. Hier könnten, ähnlich wie bei unvergorenen Substraten, leicht abbaubare N-Verbindungen nach kurzer zeitlicher Verzögerung für die Ernährung der Pflanze zur Verfügung stehen. Der BSB_5 dieses Gärrückstandes liegt mit $14 \text{ g O}_2 \text{ l}^{-1}$ deutlich höher als der BSB_5 der übrigen Gärrückstände. Bei Proben mit hohem C-Gehalt, zu denen auch Gülle zählt, kann der BSB als unspezifischer Parameter für den durch Mikroorganismen oxidierbaren Kohlenstoff verwendet werden (Clemens und Huschka, 2001). Diese leicht abbaubaren Verbindungen stehen somit im Boden noch für eine schnelle Umsetzung zur Verfügung.

Nach Applikation von GR 1 wurden höhere Erträge sowie eine bessere Ausnutzung gegenüber GR 2 festgestellt. Dieser Unterschied könnte einem erhöhten N_{org} Eintrag bei der Applikation von GR 1 zugeschrieben werden. Neben dem mineralischen N in den Substraten, der unmittelbar von den Pflanzen genutzt werden kann, können die organischen N Verbindungen nach Mineralisierung hier ebenfalls zur Ernährung der Pflanzen beigetragen haben.

Insgesamt zeigten sich beim Vergleich der Gärrückstände mit der unbehandelten Gülle in Klein Altendorf 2003 keine Unterschiede der Erträge. Bisherige Untersuchungen zur Ertragswirkung von vergorener und unvergorener Gülle zeigten ebenfalls keine Unterschiede

(Hege, 1988; Kuhn, 1993). Auch bezüglich der Ertragsparameter und der N-Entzüge verhielten sich die mit Rohgülle gedüngten Parzellen nicht anders als die mit den Gärrückständen gedüngten Parzellen.

Der maßgebliche Faktor für die N-Wirkung der Substrate war auch hier nicht die Bindungsform des Stickstoffs, sondern die Menge des applizierten Gesamtstickstoffs.

7.3.3 Weizen Erträge Klein Altendorf 2004

Auf den Ertragsparzellen in Klein Altendorf wurde im zweiten Versuchsjahr Weizen angebaut. Neben den Korn- und Stroherträgen wurden TKG, C/N-Gehalt und N-Entzug erfasst. In Klein Altendorf 04 erfolgten nur zwei Düngergaben, mit insgesamt 100 kg $\text{NH}_4\text{-N ha}^{-1}$. Genauere Substratparameter der für die Düngung verwendeten Gärrückstände 1 - 4 (GR 1 - 4) und der verwendeten Rohgülle (RG) sind in Kap. 2.8.2 dargestellt.

Die Kornträge der ungedüngten Variante lagen mit $5,3 \text{ t ha}^{-1}$ signifikant unter denen, der Düngervarianten (Abbildung 47). Die Kornträge der mit GR 1 gedüngten Parzellen erzielten mit $8,2 \text{ t ha}^{-1}$ die höchsten Erträge. Sie lagen signifikant über den mit GR 2 gedüngten Parzellen, die mit $7,2 \text{ t ha}^{-1}$ die niedrigsten Kornträge aufwiesen. Die mit RG, GR 3 und GR 4 gedüngten Parzellen lagen mit $7,4 \text{ t ha}^{-1}$, $7,9 \text{ t ha}^{-1}$ und $8,1 \text{ t ha}^{-1}$ dazwischen, unterschieden sich jedoch nicht signifikant. Die Stroherträge der Düngervarianten lagen zwischen $8,9 \text{ t ha}^{-1}$ (GR 1) und $7,2 \text{ t ha}^{-1}$ (GR 2). Die Stroherträge der weiteren Düngervarianten folgten in gleicher Reihenfolge, wie die der Kornträge. Signifikante Unterschiede ergaben sich zwischen den Düngervarianten keine. Allein die mit GR 1 und GR 4 gedüngten Parzellen erbrachten signifikant höhere Erträge gegenüber der Kontrolle.

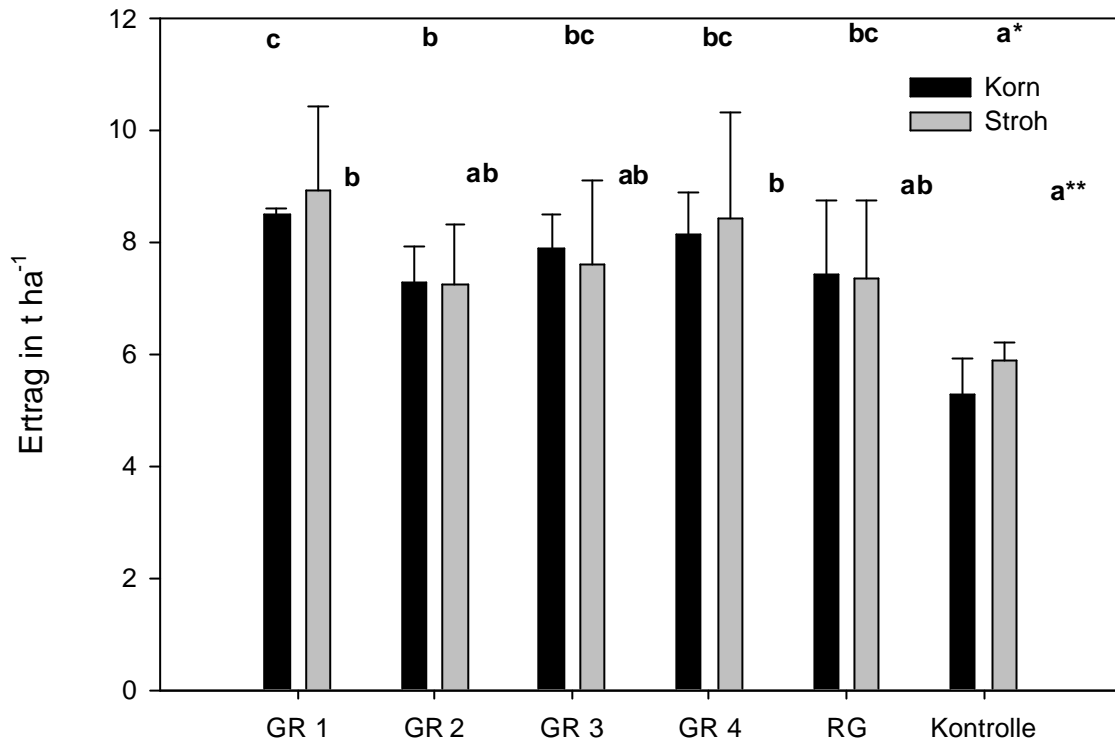


Abbildung 47: Erträge von Korn und Stroh auf dem Standort Klein Altendorf 2004 in t ha⁻¹ nach Düngung mit GR (Gärrückständen) und RG (Rohgülle), Mittelwert und Standardabweichung (n=4); *: unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Kornerträge zu einem Signifikanzniveau von 5%; **: Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Stroherträge zu einem Signifikanzniveau von 5%

Das **TKG** der Düngevarianten lag sehr dicht beieinander. Signifikante Unterschiede waren lediglich zur Kontrolle vorhanden. Die mit GR 1 gedüngten Parzellen hatten mit 38,7 g tendenziell das höchste, die mit GR 2 gedüngten Parzellen mit 37,4 g tendenziell das niedrigste TKG. Das TKG der Düngevarianten zeigte keine Unterschiede. Allerdings lag das TKG der Varianten unter dem Optimalbereich für Winterweizen der zwischen 40 und 55 g liegt (Maidl und Fischbeck, 1993). Dies kann allerdings auch auf die Trockenheit während der Abreife zurückzuführen sein, die wie alle Faktoren die die Kornabreife beschleunigen, das Tausendkorngewicht beeinträchtigen. Messner (1988) fand ebenfalls keine signifikanten Unterschiede des TKG bei der Düngung mit unvergorener und vergorener Gülle in einem Feldversuch mit Winterweizen.

Mit den Substraten wurde eine unterschiedlich hohe Menge an Gesamtstickstoff in den Boden eingetragen. Dies galt sowohl für die in dieser Vegetationsperiode applizierten Substrate, als auch für die im Vorjahr ausgebrachten Substrate. In Tabelle 24 sind die NH₄-N Anteile der

2004 applizierten Substrate dargestellt. Ebenso sind die 2004 ausgebrachten N_{tot} Mengen sowie der N_{tot} Eintrag beider Versuchsjahre zusammengefasst.

Tabelle 24: Prozentuale Anteile an NH_4 -N im Substrat bezogen auf N_{tot} im Gärrückstand (GR) bzw. in der Rohgülle (RG) und die applizierte Menge an N_{tot} in $kg\ ha^{-1}$ für das Versuchsjahr 2004, sowie beide Versuchsjahre summiert

	GR 1 (Schwein)	GR 2 (Rind)	GR 3 (Rind)	GR 4 (Mischgülle)	RG (Schwein)
NH_4 -N Anteil im Substrat in %	82	92	86	71	72
2004 ausgebr. Menge an N_{tot} in $kg\ ha^{-1}$	122	109	117	140	139
2003 + 2004 ausgebr. Menge an N_{tot} in $kg\ ha^{-1}$	440	299	357	352	348

Die im zweiten Versuchsjahr eingesetzten Substrate hatten einen sehr hohen NH_4 -N Anteil zwischen 91% bei GR 2 und 71% bei GR 4. Der NH_4 -N Anteil in den Substraten und somit auch die ausgebrachten Menge an N_{tot} unterschieden sich somit deutlich vom Vorjahr.

Die Ausnutzung des applizierten NH_4 -N lag zwischen 66% bei den mit GR 1 gedüngten Parzellen und 29% bei den mit GR 2 gedüngten Parzellen (Abbildung 48).

Der prozentuale Entzug des ausgebrachten N_{tot} ist in Abbildung 49 dargestellt. Der Entzug lag zwischen 56% bei GR 1 und 28% GR 2. Die geringen Unterschiede zwischen der Ausnutzung des ausgebrachten NH_4 -N und N_{tot} erklären sich durch die hohen NH_4 -N Konzentrationen in den Substraten.

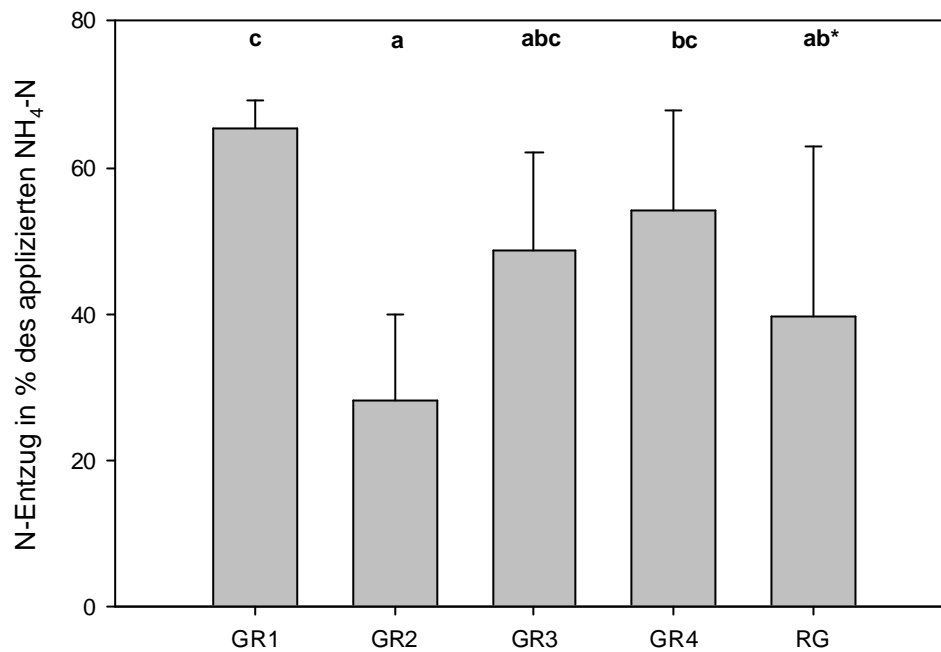


Abbildung 48: N-Ausnutzung in % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ der Gerste am Standort Klein Altendorf 04 nach Düngung mit GR (Gärrückständen) und RG (Rohgülle), *signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5%

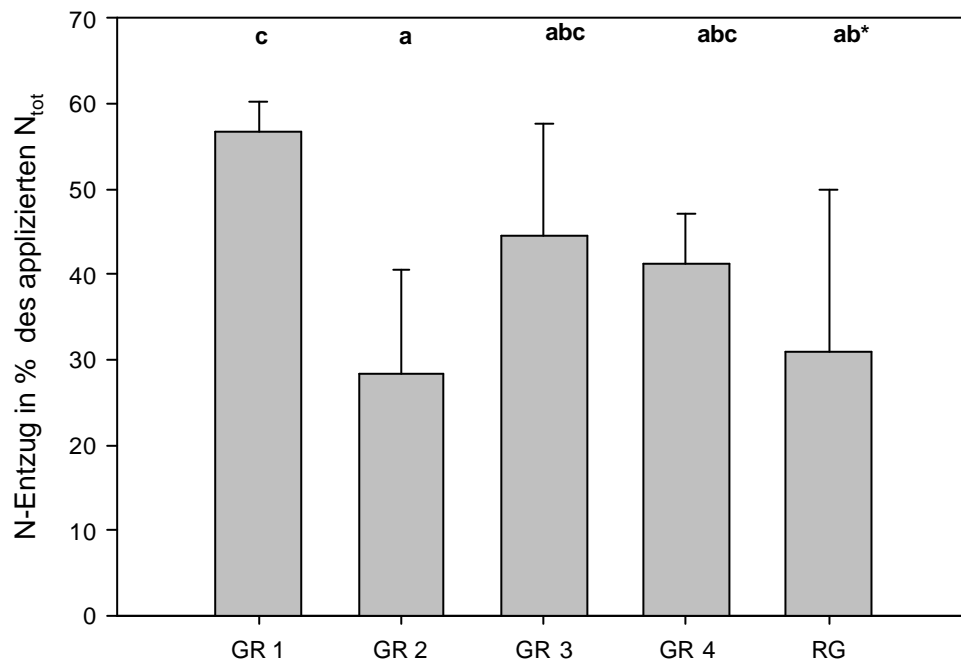


Abbildung 49: N-Ausnutzung in % des applizierten N_{tot} der Gerste am Standort Klein Altendorf 2004 nach Düngung mit GR (Gärrückständen) und RG (Rohgülle), *signifikante Unterschiede zu einem Signifikanzniveau von 5%

Damit lagen die N-Gehalte des Weizens eher im unteren Bereich der durchschnittlichen Nährstoffgehalte, die im Korn zwischen 1,4% und 2,5% und im Stroh zwischen 0,3% und 0,8% liegen (Früchtenicht *et al.*, 1993). Der mit GR 1 gedüngte Weizen hatte neben den höchsten Erträgen auch die durchschnittlich höchsten N-Gehalte in Korn und Stroh mit 1,6% und 0,3%. Die GR 2 Variante hatte mit 1,4% im Korn und 0,3% im Stroh die niedrigsten N-Gehalte der Düngervarianten. Die Entzüge der GR 3, GR 4 und RG Varianten unterschieden sich nicht voneinander.

Die Düngersubstrate die bereits im Vorjahr die höchste bzw. geringste Ausnutzung hatten, wurden auch 2004 am besten bzw. schlechtesten ausgenutzt. Allerdings zeigte 2004 anders als im Vorjahr die Ausnutzung des applizierten N_{tot} deutliche Unterschiede. Das kann an den sehr hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen in den 2004 applizierten Substraten liegen. Außerdem zeigten die Substrate, bei denen auch im Vorjahr eine größere Menge N_{tot} zugeführt wurde, die höchsten N-Entzüge. Unterschiede wurden hier deutlicher als im Vorjahr, da auch die Mineralisierung des organischen N-Eintrags des Vorjahres und der Herbstdüngung unterschiedlich war. Insgesamt zeigte sich auch hier, dass ein höherer $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil nicht als Parameter für eine bessere N-Ausnutzung betrachtet werden kann.

Insgesamt waren während der Ertragsversuche keine Unterschiede zwischen Rohgülle und Gärrückständen zu erkennen. Ertragsmessungen mit Biogasgülle auf Dauergrünland zeigten im Vergleich zu unfermentierter Gülle ebenfalls keine Unterschiede (Pfundtner *et al.*, 2002).

7.3.4 Gefäßversuch

Im Gewächshaus wurden zwei Versuchsreihen angelegt, die sich in der Düngegabe unterschieden. Bei Versuchsreihe 1 (V1) erfolgte die Düngergabe, genau wie in den Freilandversuchen, auf der Basis von $\text{NH}_4\text{-N}$. Es wurde 1 g $\text{NH}_4\text{-N}$ je Gefäß appliziert. Bei Versuchsreihe 2 (V2) erfolgte die Düngung auf der Basis von Gesamtstickstoff, hier wurden je Gefäß 1,5 g N_{tot} appliziert. Durch eine direkte Einarbeitung der Substrate nach Applikation im Gefäß können NH_3 -Emissionen in diesem Versuch weitgehend vermieden werden (Scherer *et al.*, 2000). Zusätzlich wurde eine mineralische Vergleichsvariante (MD) mit Ammoniumsulfat $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ angelegt. Die verwendeten organischen Dünger, unterschiedliche Gärrückstände sowie eine Rohgülle, sind in Kapitel 3.6 näher beschrieben. Der jeweilige Eintrag an N_{tot} bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$ bei der zugehörigen Versuchsreihe sowie die prozentualen $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteile der unterschiedlichen Substrate sind zusätzlich in Tabelle 25 dargestellt. Neben den Gärrückständen, die bereits in den vorhergehenden Versuchen verwendet wurden, wurde hier zusätzlich ein angesäuerter Gärrückstand (GR 5 anges.) ausgebracht, d.h. Gärrückstand 5 wurde mit Zitronensäure auf pH 5 abgesenkt. Bei der Vergärung kommt es zu einer Erhöhung des $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehaltes und des pH-Wertes. Infolgedessen nimmt auch der Ammoniakanteil im Gärrückstand zu. Somit besteht ein erhöhtes Potential zur NH_3 -Emission (Wulf *et al.*, 2003). Dem soll durch das Absenken des pH, dem Ansäuern vorgebeugt werden. Nachdem bei den Emissionsmessungen eine deutliche Reduktion der NH_3 -Emissionen nach Applikation des angesäuerten Gärrückstandes gemessen wurde, soll im Gefäßversuch untersucht werden, ob die N-Wirkung durch das Ansäuern beeinflusst wird.

Tabelle 25: Darstellung der prozentualen $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteile der Gärrückstände (GR) und der Rohgülle (RG), sowie die in V1 bzw. V2 ausgebrachten Mengen an N_{tot} bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$

	GR 1 (Schwein)	GR 5 anges.	RG (Rind)	RG 5 (Rind)	GR 4 (Misch)
$\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil im Substrat in %	66	74	72	71	59
ausgebr. Menge an N_{tot} in g/Gefäß in V1	1,51	1,35	1,39	1,41	1,69
ausgebr. Menge an $\text{NH}_4\text{-N}$ in g/Gefäß in V2	0,98	1,11	1,08	1,06	0,88

Die **Gesamterträge** der Versuchsreihe 1 sind in Abbildung 50 dargestellt. Die Gesamterträge setzen sich aus den Erträgen der vier Schnitte zusammen, die in der Grafik jeweils übereinander gestaffelt dargestellt sind. Der höchste Gesamtertrag hatte die mit GR 4 gedüngte Variante. Dieser lag mit 46 g/Gefäß signifikant über den Gesamterträgen der GR 5 Variante mit 39 g/Gefäß und der angesäuerten Variante mit 40,8 g/Gefäß. Die Gesamterträge der GR 1, MD und RG Varianten lagen mit 44 g/Gefäß, 43,4 g/Gefäß und 42,0 g/Gefäß dazwischen. Die ungedüngte Variante lag mit einem Gesamtertrag von 14,6 g/Gefäß signifikant unter den Erträgen der Düngervarianten.

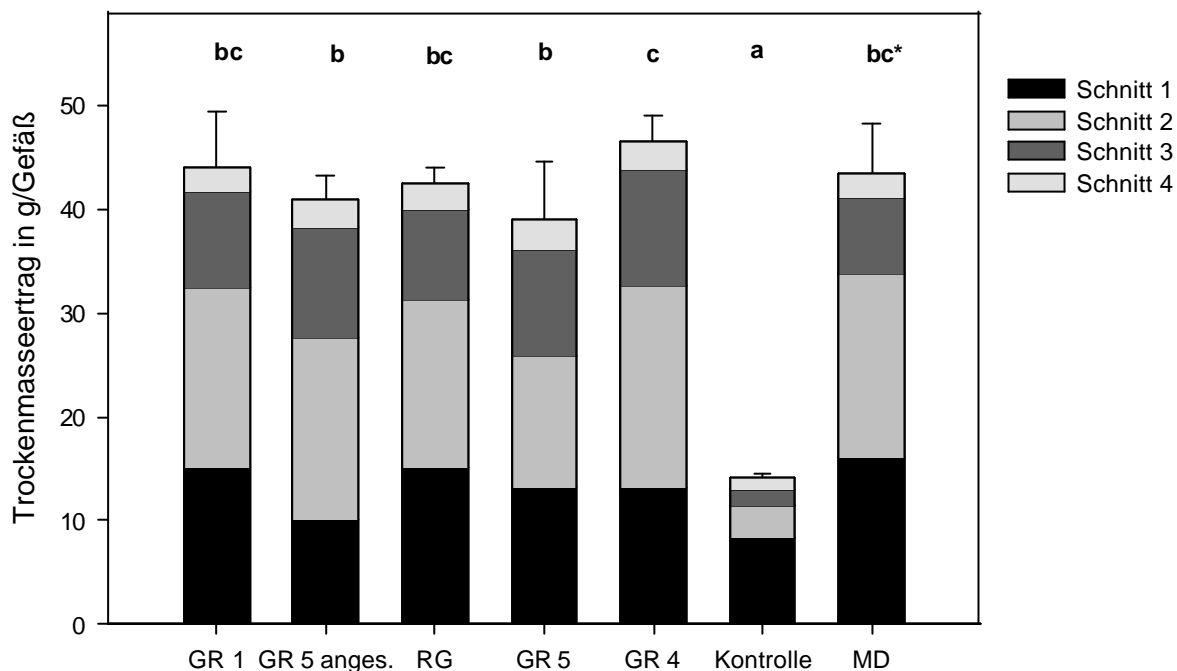


Abbildung 50: Versuchsreihe 1 (V1); Ertragsentwicklung von Welschem Weidelgras beim Gefäßversuch, Düngergabe erfolgte in Höhe von 1 g $\text{NH}_4\text{-N}$ je Gefäß in Form unterschiedlicher Gärrückstände (GR), angesäuertem Gärrückstand (GR 5 anges.), Rohgülle (RG) und Mineraldünger (MD), Schnitte erfolgten nach 4, 7, 13 und 18 Wochen, Fehlerbalken stellen Standardabweichung der Gesamterträge ($n=4$) dar; * unterschiedliche Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 5%

Die Ertragsentwicklung der Düngervarianten unterschied sich ebenfalls voneinander. Bereits beim **ersten Schnitt** lag der Ertrag der ungedüngten Variante mit durchschnittlich 8,3 g/Gefäß signifikant unter den Erträgen der gedüngten Varianten, mit Ausnahme der angesäuerten Variante. Der Ertrag nach Applikation des angesäuerten Gärrückstandes zeigte beim ersten Schnitt mit 10,0 g/Gefäß die geringste Trockenmasse der Düngervarianten. Signifikant geringere Erträge ergaben sich allerdings nur zu den mit GR 1 (15,1 g/Gefäß), mit RG (15,2

g/Gefäß) und den mineralisch (16,0 g/Gefäß) gedüngten Varianten. Die geringeren Erträge bei den mit dem angesäuerten Gärrückstand gedüngtem Weidelgras wurden jedoch im Laufe der Vegetationsperiode durch ein verstärktes Wachstum mit Trockenmasseerträgen von 17,6 g/Gefäß und 10,5 g/Gefäß beim 2. und 3. Schnitt wieder kompensiert. Die Erträge der übrigen Düngervarianten unterschieden sich beim ersten Schnitt nicht voneinander.

Auch beim **zweiten Schnitt** lagen die Erträge der Kontrolle signifikant unter den Erträgen der Düngervarianten. Die Düngervarianten unterschieden sich beim 2. Schnitt voneinander. Die GR 5 Variante lag mit einem Zuwachs von 12,7 g/Gefäß signifikant unter den GR 1, GR 5 anges. und der GR 4 Variante. GR 4 hatte mit 19,4 g/Gefäß den höchsten Ertrag. Die Erträge der organischen Düngervarianten unterschieden sich beim zweiten Schnitt nicht signifikant von der Mineraldüngervariante.

Beim **dritten und vierten Schnitt** wurden bei der ungedüngten Variante signifikant geringere Erträge geerntet. Die Düngervarianten unterschieden sich nicht voneinander.

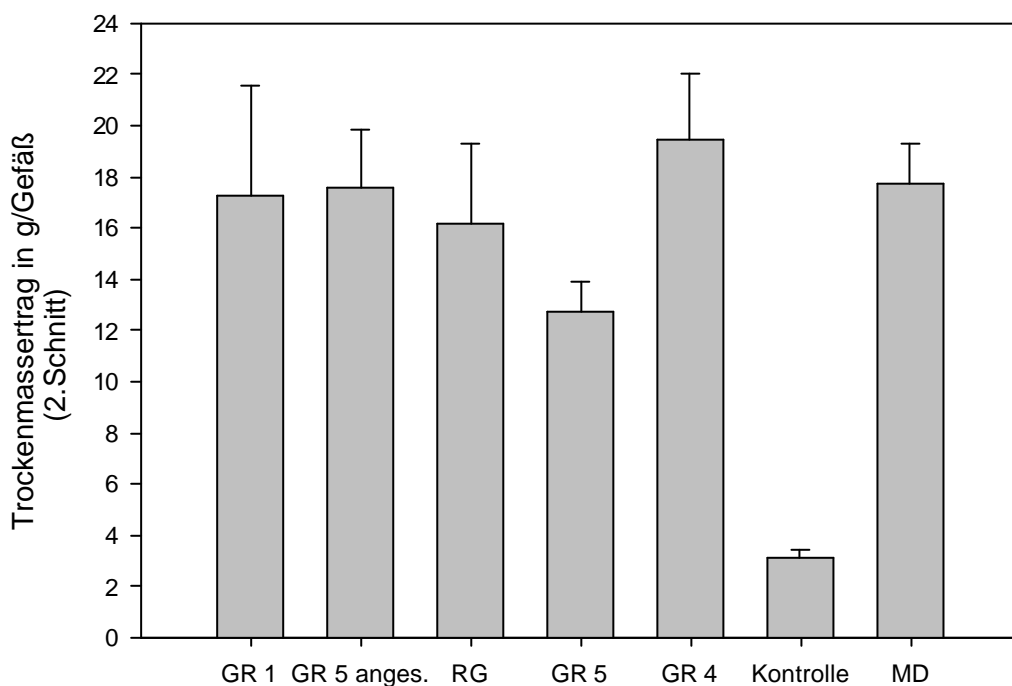


Abbildung 51: Versuchsreihe 1; Trockenmasse in g/Gefäß (2.Schnitt) beim Gefäßversuch nach Düngung mit Gärrückstand (GR), angesäuerten Gärrückstand (GR 5 anges.), Rohgülle (RG) und Mineraldünger (MD), Mittelwerte und Standardabweichungen (n=4)

Bei diesem Versuchsansatz (V1) wurde bei allen Düngevarianten dieselbe Menge an $\text{NH}_4\text{-N}$ appliziert. Somit erhielten alle Gefäße, zu Beginn der Vegetationsperiode, eine identische Menge an pflanzenverfügbarem Stickstoff. Daher waren auch keine deutlichen Unterschiede in den Trockenmasseerträgen beim ersten Schnitt zu erwarten. Nach Applikation des angesäuerten Gärrückstandes wurden allerdings deutlich geringere Trockenmasseerträge geerntet. Dies könnte durch eine verzögerte Keimung des Weidelgrases hervorgerufen worden sein. Als Ursache für die Keimhemmung, könnte der geringe pH-Wert des Substrates, pH 5, in Betracht kommen. Das Substrat wurde, unmittelbar vor der Aussaat des Weidelgrases appliziert. Obwohl das Substrat sorgfältig in den Oberboden der Versuchsgefäße eingearbeitet wurde, könnte es bedingt durch den relativ geringen TM-Gehalt von 4,3% und die zeitliche Nähe zur Aussaat, zu einem Kontakt des Saatgutes mit dem Substrat gekommen sein. Dieser hemmende Einfluss des angesäuerten Substrates auf die Keimung wurde nach vollständiger Aufnahme des Substrates durch den Boden wieder aufgehoben und im Laufe der Vegetationsperiode ausgeglichen. Würde man die Zeitspanne zwischen Applikation der Substrate und Aussaat des Weidelgrases weiter ausdehnen, könnte ein Kontakt zwischen Samen und Substrat verhindert werden. Somit würde auch eine Hemmung der Keimung vermieden. Eine weitere Möglichkeit eine Keimverzögerung vorzubeugen, wäre eine Applikation der Substrate nach erfolgter Aussaat und Keimung. Nach der Keimung des Weidelgrases, würde allerdings eine vollständige Einarbeitung der Substrate nicht mehr möglich sein. NH_3 -Emissionen während der Ausbringung wären somit nicht mehr auszuschließen.

Eine zusätzliche Erklärung für die verzögerte Ertragsbildung nach Applikation des angesäuerten Gärrückstandes könnte eine N-Sperre sein. Durch die Zugabe der Zitronensäure erhöhte sich der Kohlenstoffanteil im Substrat. Für dessen Verwertung benötigen die Mikroorganismen Stickstoff, der vorübergehend immobilisiert wird und somit nicht für die Ernährung der Pflanze zur Verfügung steht.

Neben dem stärkeren Wuchs der angesäuerten Variante, hatten auch die GR 1 und GR 4 Varianten mit 17,5 und 19,4 g/Gefäß beim zweiten Schnitt höhere Erträge als die übrigen Varianten (Abbildung 51). Bei der Düngung wurde, wie in Tabelle 25 dargestellt, in Abhängigkeit des substratspezifischen $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteils, eine unterschiedliche Menge an N_{tot} appliziert. Hier fällt auf, dass bei GR 1 und GR 4 mit 1,51 und 1,69 g/Gefäß die höchsten Mengen an N_{tot} ausgebracht wurden. Ob die höheren Erträge allerdings aus einer N-Nachlieferung aus dem organisch gebundenen Stickstoff stammen, sollte anhand eines

Vergleiches mit einer mineralischen Variante (MD) überprüft werden. Als Vergleichsdünger diente hier Ammoniumsulfat $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Bei der MD Variante wurde beim zweiten Schnitt 17,7 g/Gefäß geerntet (Abbildung 51). Der Ertrag der GR 4 Variante lag mit 19,4 g/Gefäß über dem Ertrag der mineralischen Variante. Diese Differenz der Erträge lässt auf eine rasche Nachlieferung aus der organischen N-Fraktion des Gärrückstandes schließen.

Die **N-Ausnutzung** der im Gefäßversuch eingesetzten Substrate wird in Abbildung 52 dargestellt. Der Vergleich mit der mineralischen Variante ermöglicht die Darstellung der N-Ausnutzung des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ auf der Basis von Mineraldünger-Äquivalenten (MDA).

Die Ausnutzung auf der Basis von MDÄ (MD = 100%) lag bei der GR 4 Variante mit 120 % signifikant über der angesäuerten und der GR 5 Variante mit 93% und 97%. GR 1 und Rohgülle erreichten MDÄ von 111% und 103%.

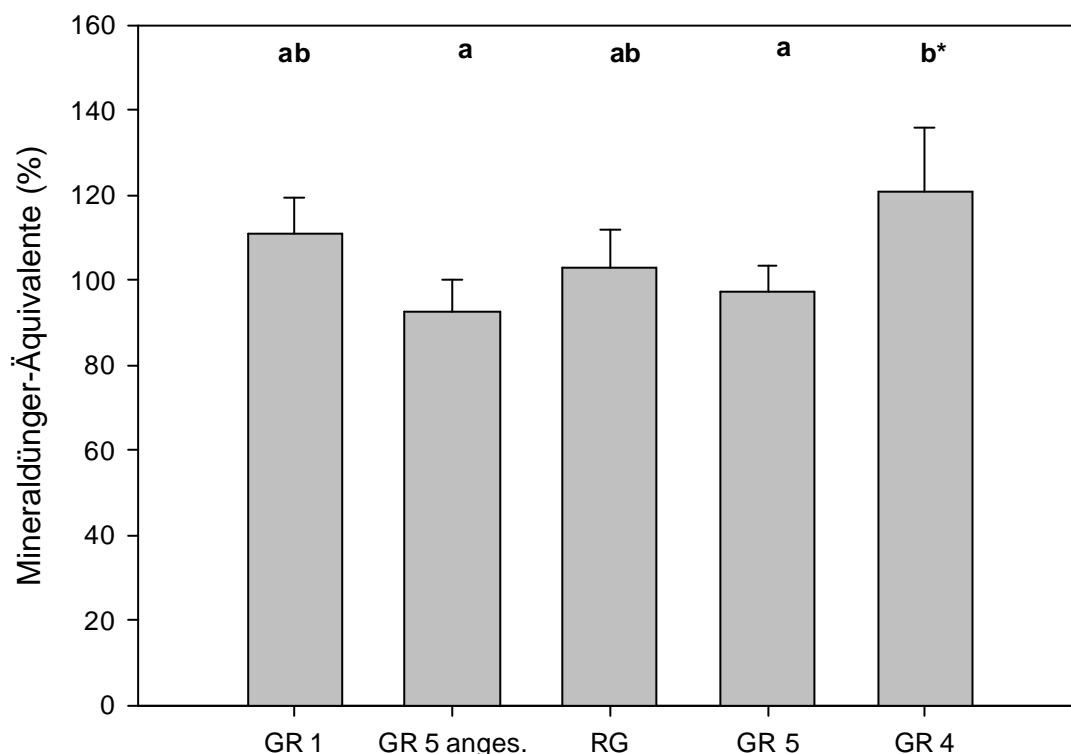


Abbildung 52: N-Ausnutzung auf der Basis von Mineraldüngeräquivalenten in % (MD = 100%) der im Gefäßversuch V 1 verwendeten Gärrückstände (GR), Rohgülle (RG) und des angesäuerten Gärrückstandes 5 (GR 5anges.), gedüngt wurde 1g $\text{NH}_4\text{-N}$ je Gefäß, * unterschiedliche Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 5%

Die prozentualen N-Entzüge entsprechen den Ergebnissen der Ackerlandversuche. Die Substrate bei denen eine größere Menge N_{tot} eingetragen wurde, zeigten die höchste Ausnutzung. Dies lässt eine rasche Nachlieferung des N_{org} vermuten. Die N-Ausnutzung der verwendeten Gärrückstände und der Rohgülle unterschied sich nicht voneinander. Dagegen lag bei einem vergleichbaren Gefäßversuch von Dosch und Gutser (1996) die N-Ausnutzung von Biogasgülle mit MDÄ von 110% deutlich höher als die verwendete Rindergülle. Dies erklärten die Autoren mit einer Verminderung der Immobilisation, durch die Verringerung des C-Gehaltes der Biogasgülle.

Die **Gesamterträge der Versuchsreihe 2 (V2)**, bei der je Gefäß 1,5 g N_{tot} gedüngt wurden, sind in Abbildung 53 dargestellt. Der jeweilige Eintrag an $\text{NH}_4\text{-N}$ ist zusätzlich in Tabelle 25 aufgelistet. Mit 41,6 g/Gefäß wurde bei der RG Variante der höchste Gesamtertrag geerntet. Die Gesamterträge der mit GR 1, GR 5 angesäuert und GR 4 gedüngten Variante lagen mit 40,1 g/Gefäß, 40,7 g/Gefäß und 41,3 g/Gefäß tendenziell darunter. Die niedrigsten Gesamterträge hatte die GR 5 Variante mit 37,5 g/Gefäß, diese lag signifikant unter dem Ertrag der RG Variante. Die Gesamterträge der Düngervarianten lagen alle deutlich über der ungedüngten Variante.

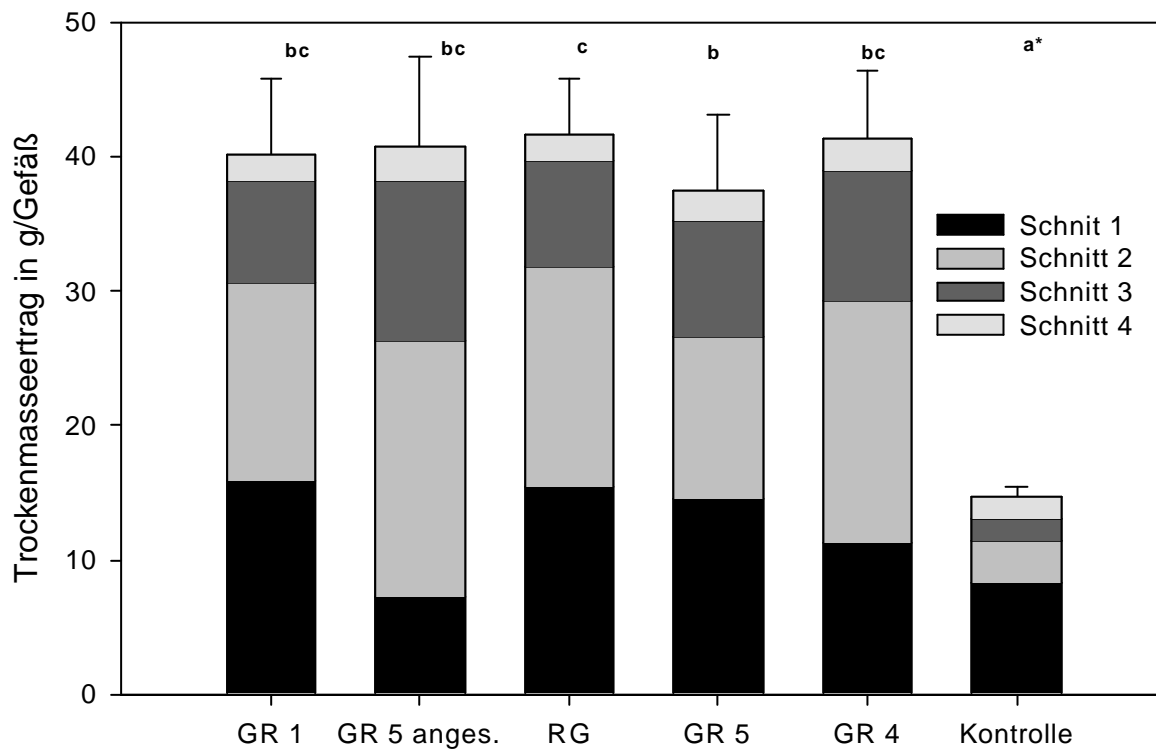


Abbildung 53: Versuchsreihe 2 (V2); Ertragsentwicklung von Welches Weidelgras im Gefäßversuch, Düngergabe erfolgte in Höhe von 1,5 g N_{tot} je Gefäß, Schnitte erfolgten nach 4, 7, 13 und 18 Wochen

Bei V2 unterschieden sich die Trockenmasseerträge auch beim **ersten Schnitt** (Abbildung 54). Hier zeigten die Varianten GR 1, RG und GR 5 die höchsten Erträge mit 15,8 g/Gefäß, 15,4 g/Gefäß und 14,6 g/Gefäß. Die GR 4 Variante lag mit 11,3 g/Gefäß beim ersten Schnitt signifikant niedriger. Wiederum signifikant darunter lagen die Erträge der angesäuerten und ungedüngten Varianten mit 7,2 und 8,3 g/Gefäß.

Die Erträge der V2 beim **zweiten Schnitt** fielen ebenfalls sehr unterschiedlich aus. Die signifikant höchsten Erträge zeigte die angesäuerte Variante und die GR 4 Variante mit 19,0 und 18 g/Gefäß. Signifikant darunter lagen die Erträge der GR 1 und RG Variante mit 14,2 und 16,4 g/Gefäß. Die deutlich niedrigsten Erträge der Düngervarianten wurden nach Applikation von GR 5 mit 12,1 g/Gefäß geerntet. Beim **dritten Schnitt** wurden die signifikant höchsten Erträge erneut bei der angesäuerten Variante erzielt. Die RG, GR 5 und GR 4 Variante unterschieden sich nicht voneinander. Die mit GR 1 gedüngte Variante lag mit 7,6 g/Gefäß signifikant unter den übrigen Düngervarianten. Beim **vierten Schnitt** waren keine Unterschiede zwischen den Düngervarianten zu erkennen.

Bei dieser Versuchsreihe wurden unterschiedliche Mengen an $\text{NH}_4\text{-N}$ ausgebracht. Da der mineralische N direkt für die Ernährung der Pflanze zur Verfügung steht, unterschieden sich erwartungsgemäß bereits die Erträge beim ersten Schnitt. Auch hier wurden die Erträge der mineralischen Düngung als Vergleich hinzugezogen. Mit GR 1, RG und GR 5 wurden 0,98 g, 1,08 g und 1,06 g $\text{NH}_4\text{-N}$ appliziert. Bei GR 4 wurden dagegen nur 0,88 g $\text{NH}_4\text{-N}$ ausgebracht. Um diesen N-Gaben mit der mineralischen Vergleichsvariante möglichst nahe zu kommen, wurden die Erträge nach Applikation von 1,0 g und 0,8 g Mineraldünger-N hinzugezogen. Die Erträge der mineralischen Düngervarianten zeigten keine signifikanten Unterschiede zu den organischen Düngervarianten des entsprechenden Düngenniveaus. Der Ertrag nach mineralischer Düngung bei einem Düngenniveau von 1g lag mit 16 g/Gefäß beim ersten Schnitt über dem Ertrag der 0,8 g Variante, die einen Ertrag von 13,9 g/Gefäß hatte.

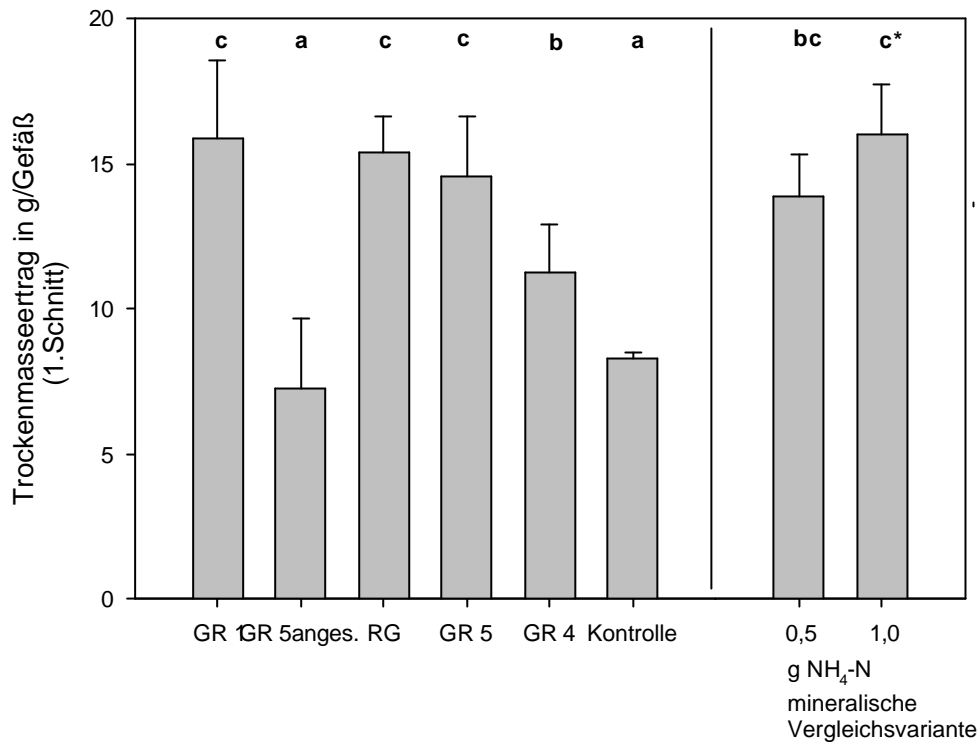


Abbildung 54: Versuchsreihe 2, Trockenmasseerträge in g/Gefäß (1. Schnitt) nach Applikation der organischen Dünger, unterschiedlicher Gärrückstände (GR), angesäuertem Gärrückstand (GR 5 anges.) und Rohgülle (RG), sowie mineralische Vergleichsvariante in Düngestufen 0,8 und 1,0 g/Gefäß, Mittelwerte und Standardabweichungen der Gesamterträge (n=4) dar; * unterschiedliche Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 5%

Beim ersten Schnitt zeigten sich nach mineralischer und organischer Düngung beim Eintrag vergleichbarer NH₄-N Mengen keine Unterschiede der Erträge. Dies lässt darauf schließen, dass die Versuchspflanzen den applizierten mineralischen Stickstoff ähnlich gut nutzen konnten. Die höheren Erträge bei den Varianten GR 1, RG und GR 5 waren auf den höheren Eintrag an NH₄-N zurückzuführen. Unmittelbar nach Ausbringung resultierte ein höherer Eintrag an mineralischem N in höheren Erträgen. Bezogen auf die Gesamterträge zeigten sich jedoch keine Unterschiede. Hier zeigte sich der NH₄-N Anteil der Substrate nicht als ertragsbestimmend. Die geringeren Erträge der angesäuerten Variante stehen in Einklang mit den Ergebnissen der Versuchsreihe 1.

Auch die N-Ausnutzung des applizierten N_{tot} zeigte keine signifikanten Unterschiede. Die berechneten Mineraldüngeräquivalente (MD = 100%) lagen zwischen 58% und 68%. Auch dies deckt sich mit den Ergebnissen der Ackerlanduntersuchungen und lässt auch hier darauf schließen, dass der maßgebliche Faktor die Menge des applizierten Gesamtstickstoffs ist.

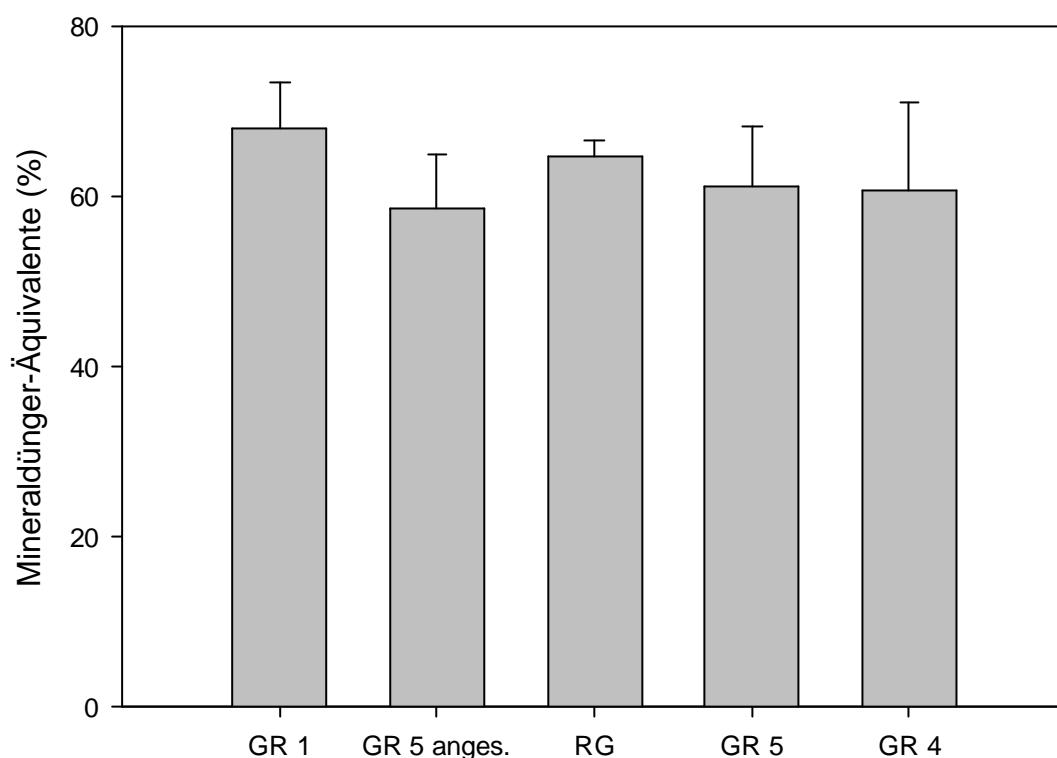


Abbildung 55: N-Ausnutzung auf der Basis von Mineraldüngeräquivalenten in % ($MD = 100\%$) der im Gefäßversuch V 2 verwendeten Gärrückstände (GR), Rohgülle (RG) und des angesäuerten Gärrückstandes 5 (GR 5anges.), gedüngt wurde $1,5\text{ g }N_{\text{tot}}$ je Gefäß, keine signifikanten Unterschiede bei einem Signifikanzniveau von 5%

Dosch und Gutser (1996) berichten ebenfalls von einer N-Ausnutzung der applizierten N_{tot} auf der Basis von MDÄ zwischen 50 und 70 % bei Gärrückständen. Die N-Ausnutzung von Gülle wird von den Autoren, mit MDÄ zwischen 35% und 45%, allerdings als deutlich niedriger angegeben.

7.4 Schlussfolgerung

Bei **Ertragsmessungen im Freiland** zeigten sich keine Unterschiede zwischen Gärrückständen und Rohgülle bezüglich der Erträge bzw. Ertragsparameter.

Die Dünger wurden auf $\text{NH}_4\text{-N}$ Basis ausgebracht, wodurch der N_{tot} Eintrag variierte. Die Substrate mit einem höheren N_{tot} Eintrag zeigten höhere Erträge. Vor allem im zweiten Versuchsjahr zeigten die Düngevarianten, mit dem Eintrag unterschiedlicher N_{tot} Mengen auch deutliche Unterschiede der N-Entzüge bzw. der N-Ausnutzung. Höhere N-Entzüge

zeigten sich nach Ausbringung von Substraten mit höherem N_{org} Anteil. Dies lässt vermuten, dass auch der ausgebrachte organische N rasch mineralisiert wurde.

Bei der Düngung mit Gärrückständen wurde eine geringere Verunkrautung festgestellt. Dies ist vermutlich auf die mit der Vergärung einhergehende Hygienisierung und Reduktion der Keimfähigkeit von Unkrautsamen zurückzuführen.

Auch im **Gefäßversuch** zeigten sich nach Applikation von Gülle und Gärrückständen keine unterschiedlichen Erträge. Bei der Düngung auf $\text{NH}_4\text{-N}$ Basis (V 1) zeigten die Substrate höhere Erträge, bei denen höhere N_{tot} Mengen ausgebracht wurden. Dies entspricht den Ergebnissen der Freilandversuche.

Die Ansäuerung des Gärrückstandes beeinflusste die Höhe der Gesamterträge im Gefäßversuch nicht. Zwar wurden zu Vegetationsbeginn noch deutlich geringere Trockenmasseerträge erfasst, die jedoch im Laufe der Vegetationsperiode ausgeglichen wurden.

Die Hypothese, Gärrückstände zeichneten sich, bedingt durch einen höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil durch eine bessere N-Verfügbarkeit aus, konnte in diesen Untersuchungen nicht bestätigt werden. Zum einen variierten die $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteile der eingesetzten Gärrückstände stark. Dies macht pauschale Aussagen über Substartparameter von Gärrückständen und daraus resultierenden veränderten Düngeeigenschaften, vor allem im Vergleich zu unbehandelter Gülle, schwierig.

Desweiteren zeigte sich ein höherer $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil nicht als der wichtigster Parameter für eine bessere N-Ausnutzung. Der maßgebliche Faktor für die N-Wirkung der Substrate scheint auch hier nicht die Bindungsform des Stickstoffs, sondern die Menge des applizierten Gesamtstickstoffs zu sein.

8 Abschließende Betrachtung

8.1 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse

Um die Auswirkungen der Vergärung hinsichtlich der Düngereigenschaften abschließend zu betrachten, werden die erfassten Stickstoff Ein- und Austräge zusammenfassend dargestellt. Hierzu wurde beispielhaft das Versuchsjahr 2003 gewählt. Die N-Einträge umfassen Düngung und N-Deposition. Wobei der N-Eintrag über Deposition mit 60 kg ha^{-1} einbezogen wurde. Beim N-Eintrag durch die Düngung wurde der ausgebrachte Gesamtstickstoff nochmals in Eintrag an mineralischen und organischen Stickstoff unterteilt. Bei den N-Verlusten wurden NH_3 -Emissionen bei der Ausbringung der unterschiedlichen Düngersubstrate, NO_3^- -Verlagerung und N-Entzug durch die Pflanzen aufgeführt.

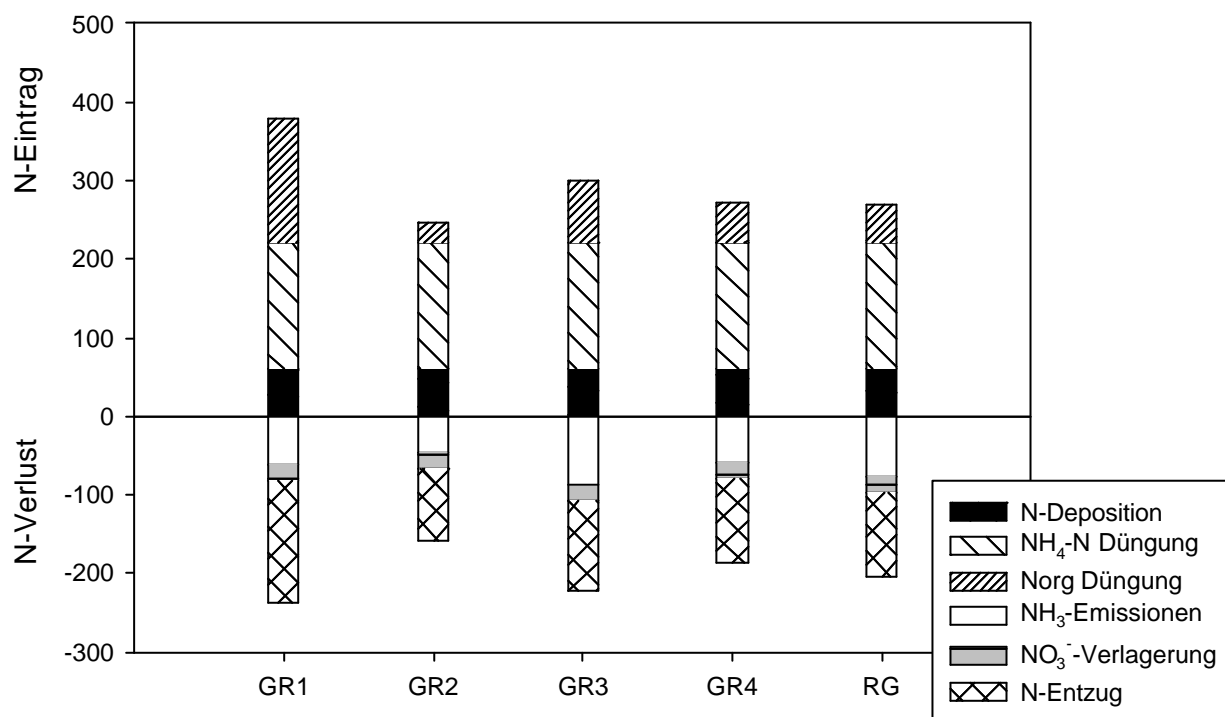


Abbildung 56: N-Ein- und Austräge in kg ha^{-1} nach Applikation der verwendeten Gärrückstände (GR) und Rohgülle (RG) beispielhaft für das Versuchsjahr 2003

Auch in der zusammenfassenden Darstellung unterscheidet sich die Rohgülle nicht grundsätzlich von den eingesetzten Gärrückständen. Zwischen den Düngersubstraten zeigen sich aber in der Darstellung der N-Ein- und Austräge, in Abhängigkeit der jeweiligen chemischen und physikalischen Substrateigenschaften, größere Unterschiede.

Bei den N-Einträgen waren N-Deposition (60 kg ha^{-1}) und $\text{NH}_4\text{-N}$ Düngung (160 kg ha^{-1}) bei allen Düngervarianten gleich. Durch die unterschiedlichen $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteile der Substrate

variierte der Eintrag an N_{org} . GR 1 hatte einen niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil und somit einen höheren Eintrag an N_{org} . Die geringste N_{org} Menge wurde mit GR 2 eingetragen. Ein Zusammenhang zu den N-Entzügen lässt sich erkennen. So wurde bei der GR 1 Variante auch der stärkste N-Entzug (155 kg ha^{-1}) erfasst. Die GR 2 Variante hatte mit 90 kg ha^{-1} den niedrigsten N-Entzug.

Die Nitratverlagerung unterschied sich nicht zwischen den Varianten. Die NH_3 -Emissionen der Substrate zeigten dagegen größere Unterschiede. Ein Zusammenhang zum $\text{NH}_4\text{-N}$ Anteil der Substrate zeigte sich nicht, TM und pH-Wert dagegen beeinflussten die NH_3 -Emissionen. Die höchsten NH_3 -Emissionen wurden nach Ausbringung von GR 3 gemessen. Die teilweise sehr hoher NH_3 -Verluste wirkten allerdings nicht differenzierend auf die N-Entzüge.

Unterschiede des N-Umsatzes der unterschiedlichen Gärrückstände im Versuchsjahr 2003 wurden deutlich. Ebenso unterschieden sich aber auch die Gärrückstände einer Anlage in den unterschiedlichen Versuchsjahren. NH_3 -Emissionen nach Applikation von GR 4 lagen zu den unterschiedlichen Applikationsterminen zwischen 39% und 68% des ausgebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$. Die Substrate wurden jeweils vor Versuchsbeginn aus dem Lager entnommen. Durch Veränderung der Mengenanteile bzw. der Art der Kosubstrate können also auch die stofflichen Eigenschaften der Gärrückstände einer Anlage erheblich schwanken.

8.2 Ausblick

Es ist davon auszugehen, dass die Biogastechnologie weiterhin an Bedeutung gewinnt. Mittlerweile werden fast ausnahmslos Kofermentationsanlagen betrieben, da die Zugabe von Kosubstraten den Gasertrag deutlich erhöht. Als Kosubstrate können sämtliche biogene Roh- und Reststoffe eingesetzt werden. Wie sich in diesen Untersuchungen zeigte, unterscheiden sich die Gärrückstände, je nach Art und Menge der beigefügten Kosubstrate, erheblich. Kofermente führen u. a. zu Veränderungen des Trockenmasse-, Nährstoff- und Schadstoffgehaltes (bei Reststoffverwertung). Eine einheitliche Bewertung bezüglich des pflanzenbaulichen Einsatzes von Gärrückständen zeigte sich somit schwierig. Es gab Hinweise darauf, dass prinzipielle Einflüsse bestimmter Kosubstrate bestehen. So zeigten Gärrückstände aus der Co-Vergärung mit Speiseresten niedrige TM-Gehalte, wogegen die Vergärung mit rohfaserreichen NawaRos ein viskoseres Endprodukt ergab. Um eine genauere Bewertung vornehmen zu können, wäre es sinnvoll die Auswirkungen der unterschiedlichen

Kofermente auf die stofflichen Eigenschaften der Gärrückstände genauer zu untersuchen und mögliche prinzipielle Unterschiede herauszuarbeiten.

Ebenso kann je nach Nährstoffgehalt der verwendeten Kosubstrate beim Einsatz der Sekundärrohstoffdünger ein zusätzlicher Nährstoffimport stattfinden, der weit über den Eintrag durch unvergorene Gülle hinausgeht. Dieser ist in der Düngebilanz zu berücksichtigen.

Viele Aussagen über die Auswirkung der Vergärung auf die pflanzenbauliche Verwertung der Substrate beziehen sich auf vergorene Gülle. Art und Menge der Kosubstrate scheinen jedoch ebenso wichtig, wie der Effekt der Vergärung, bezüglich der stofflichen Eigenschaften der Gärrückstände. Hier ist es nötig Gärrückstände differenzierter zu betrachten. Wie bei z.B. Komposten schon üblich, sollte auch hier eine Nährstoffanalyse vor Ausbringung erfolgen.

In den hier durchgeführten Versuchen wurden NH_3 -Emissionen und NO_3^- -Verlagerung erfasst. Für eine umfassende ökologische Bewertung des Einsatzes von Gärrückständen ist es notwendig, nicht nur die Verwertung von Gärrückständen zu betrachten, sondern auch die Prozessglieder Lagerung und Kofermentation mit einzubeziehen.

Da bei der Biogasproduktion Klima-, Umwelt- und Ressourcenschutzziele von Bedeutung sind, wäre es sinnvoll diese Faktoren bei einer Bewertung näher zu betrachten. Hier bietet sich zusätzlich ein Vergleich mit alternativen Verwertungsmöglichkeiten von Gülle und Reststoffen an.

9 Literaturverzeichnis

- Aigeltinger, R. und Ellmer, F. (2004): Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus der Biogaserzeugung mit Monosubstrat Kartoffeln. *Mitteilung. Gesellsch. Pflanzenb.* **16**: 156-157.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T. und Zechmeister-Boltenstern, S. (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric. Ecosyst. and Environ.* **112**: 153-162.
- Asmar, F., Eiland, F. und Nielsen, N.E. (1994): Effect of extracellular enzyme activity on solubilization rate of soil organic nitrogen. *Biol. Fertil. Soils* **17**: 32 -38.
- Asmus, F. (1988): Eigenschaften und Düngewirkung von ausgefaulter Gülle aus der Biogasgewinnung. *Acker- Pflanzenbau und Bodenkunde* **33**: 527-532.
- Asmus, F. (1992): Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion. *Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft* **206**: 127-139.
- Asmus, F. und Linke, B. (1987): Zur pflanzenbaulichen Verwertung von Gülle-Faulschlamm aus der Biogasgewinnung. *Feldwirtschaft* **28**: 354-355.
- Balsari, E., Magrini, G. und Pons, R. (1994): Ammonia losses from pig slurry storage: First results of field tests. Technical Consultation on the Escorea Network on Animal Waste Management, Bad Zwischenahn, Germany.
- Baserga, U. (2000): Vergärung organischer Reststoffe in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. *FAT Berichte* **546**.
- Beauchamp, E.G. (1982): Fixed ammonium and potassium release from two soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **13**: 927-943.
- Beauchamp, E.G. (1986): Availability of nitrogen from three manures to corn in the field. *J. Soil Sci.* **66**: 713-720.
- Beck, T. (1984): Die N-Mineralisation von Böden in Labor Brutversuchen. *Z. Pflanzen- ernähr. Bodenk.* **146**: 243-252.
- Berg, W. und Hörnig, G. (1996): Wirksame Emissionsminderung - Bietet die Ansäuerung von Gülle neue Möglichkeiten? *Landtechnik* **51**: 24-25.
- Bischoff, W., Köhler, S. und Kaupenjohann, M. (2002): Variabilität flächenhafter Austräge von Nitrat unter landwirtschaftlicher Nutzung. *Gutachterbüro TerraQuat*.
- Bischoff, W., Siemens, J. und Kaupenjohann, M. (1999): Stoffeintrag ins Grundwasser - Feldmethodenvergleich unter Berücksichtigung von preferential flow. *Wasser und Boden* **51**: 37-42.

- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - (1994): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. *BGBI vom 27.09.1994*. 2705
- BMWi - Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie - (1998): Gesetz zur Einspeisung von Strom aus Erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz (EEG) *BGBI vom 24.04.1998*: 730, 734.
- BMWi - Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie - (2000): Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien. *BGBI vom 29.03.2000*: 305.
- BMWi - Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie - (2004): Novelle Erneuerbare Energien Gesetz. *BGBI vom 21.07.2004*: 1918ff.
- Boeckx, P. und van Cleemput, O. (2001): Estimate of N₂O and CH₄ fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **60**: 35-47.
- Böhm, R., Buchenauer, H., Hellwald, K., Knie, A., Lorenz, H. und Philipp, W. (2001): Untersuchungen zur Seuchen- und Phytohygiene in Anaerobanlagen (U 98 009). Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Hohenheim, Institut für Tierhygiene: 258 S.
- Braschkat, J., Mannheim, T. und Marschner, H. (1997): Estimation of ammonia losses after application of liquid cattle manure on grassland. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **160**: 117-123.
- Breland, T. und Hansen, S. (1998): Comparison of the different method and 15 N technique for studying the fate of nitrogen from plant residues in soil. *Biol. Fert. Soils* **26**: 164-168.
- Bremner, J.M. (1997): Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**: 7-16.
- Brusseau, M.L. und Pao, P. (1990): Modeling solute transport in structured soil. *Geoderma* **46**: 169-192.
- Bundt, M., Widmer, F., Pesaro, M. und Zeyer, J. (2001): Preferential flow parths: biological "hot spots" in soils. *Soil Biol. Biochem.* **33**: 729-738.
- Burger, M. und Jackson, L.E. (2002): Microbial immobilization of ammonia and nitrate in relation to ammonifikation and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* **35**: 29-36.
- Bussink, D.W., Huijsmans, J.F.M. und Ketelaars, J.J. (1994): Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface applied to grassland. *Neth. J. Agric. Sci.* **42**: 293-309.
- Bussink, D.W. und Oenema, O. (1998): Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**: 19-33.
- Chadwick, D.R., John, F., Pain, B.F. und Chambers, B.J. (2000): Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures. *J. Agric. Sci.* **134**: 159-168.

- Cleemput, O.V. und Boeckx, P. (2002): Nitrogen and its transformations. *Encyclopedia of Soil Science*.
- Clemens, J., Bergmann, S. und Vandre, R. (2002): Reduced ammonia emissions from slurry after self-acidification with organic supplements. *Environmental Technology* **23**: 429-435.
- Clemens, J. und Huschka, A. (2001): The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **59**: 193-198.
- Clemens, J., Trimborn, M., Amon, B., Kryvoruchko, V. und Weiland, P. (2004): Greenhouse mitigation by anaerobic digestion. *Tagungsband Midair, Leipzig Greenhouse Gas Mitigation for Organic and conventional farming*
- de Bode, M.J.C. (1990): Vergleich der Ammoniakemissionen aus verschiedenen Flüssigmistlagersystemen. *KTBL Schrift: Ammoniak in der Umwelt*.
- de Bode, M.J.C. (1991). Odour and ammonia emissions from manure storage. Odour and ammonia emissions from livestock farming. In: Nielsen V.C. London and New York, Elsevier Applied Science: 59-66.
- Dissemond, H., Eilmsteiner, W., Nowak, H., Sedlar, C. und Rauchenberger, M. (1993): Biogasnutzung aus der Landwirtschaft. Reports Umweltbundesamt UBA-93-088, Wien
- Dittert, K., Goerges, T., Bles, H.-G., Lin, S. und Sattelmacher, B. (1999): Stickstoffdynamik im Boden nach Gülledüngung unter besonderer Berücksichtigung der N-Pflanzenaufnahme. *Pflanzenbauwissenschaften* **3**: 53-58.
- Döhler, H. (1996): Landbauliche Verwertung stickstoffreicher Abfallstoffe, Komposte und Wirtschaftsdünger. *Wasser und Boden* **48**.
- Döhler, H. und Schießl, K. (1999): Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung. *KTBL Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster Hiltrup*.
- Dosch, P. und Gutser, R. (1996): Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fert. Res.* **43**: 165 -171.
- Duederer, M. (2006): Pflanzenbauliche Verwertung von Gärresten. *KTBL Schrift 444 KTBL Darmstadt*: 191 -196.
- ECETOC (1994). Ammonia emission to air in western Europe. Technical Report **42**. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology Brussels.
- Engel, T. (1991): Calculating nitrogen content nitrogen simulation. *Die landwirtschaftliche Zeitschrift für Produktion-Technik-Management dlz.* **42**: 44-47.
- FAL (2003): Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Schriftreihe **43** 7-14 FAL Reckenholz.

- Fern, M. (1998): Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **51**: 5-17.
- Finck, A. (1996): Dünger und Düngung, Verlag Chemie.
- FNR (2002): Biogas - ein natürliche Energiequelle. Gützlów, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft: 21.
- FNR (2004): Handreichung Biogas.
- FNR (2008): Monitoring zur Wirkung des EEG auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse (BMU, 2007); Fachverband Biogas e.V. (2007); erstellt durch FNR (2008).
- Freibauer, A. (2004): Importance of agricultural soils for the European GHG buget. *Proceedings of the International Conference Greenhouse Gas Emissions from Agriculture*.
- Frost, P.J. (1994): Effect of spreading method, application rate and dillution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass Forage Science* **49**: 391- 400.
- Früchtenicht, K., Heyn, J., Kuhlmann, H., Laurenz, D. und Müller, S. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau.
- Generemont, S., Cellier, P., Flura, D., Morvan, T. und Laville, P. (1998): Measuring ammonia fluxes after slurry spreading under actual field conditions. *Atmospheric Environment* **32**: 279-284.
- Goltermann, H.L. (1991): Influence of FeS on denitrification in shallow waters. *Verh. Int. Ver. Theror. Angew. Limnol.* **24**: 3025-3028.
- Götz-Huwe, H., Simon, W. und Huwe, W. (1989): Zum jahreszeitlichen Nitratgehalt und zur Nitratenauswaschung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Baden-Wütrenberg. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**: 273-280.
- Granli, T. und Bøckman, O.C. (1994): Nitrous oxide in agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Supplement No.12*: 127.
- Gutser, R. (2006): Bilanzierung von Stickstoffflüssen im landwirtschaftlichen Betrieb zur Bewertung und Optimierung der Düngungsstrategien. *Acta agriculturae Slovenica* **87**: 129-141.
- Gutser, R. und Ebertseder, T. (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern - ein unterschätztes Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. *KTBL Schrift* **444**: 7.
- Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A. und Schmidhalter, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizer on arable land. *Z. Pflanzenrn. Bodenk.* **168**: 439-446.

- Gutterer, B. (1997): Umweltorientierte Energiepolitik im ländlichen Raum und nachhaltige Technologieverbreitung. Eine beispielhafte Analyse umweltgerechter Innovationsförderung in Entwicklungsländern. *Baden Baden*.
- Haag, D., und M. Kaupenjohann (2001): Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in central Europe a critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agric. Ecosyst. Environ.* **86**: 1-21.
- Hauer, I. (1993): Biogas-, Klärgas- und Deponiegasanlagen im Praxisbetrieb. *Landtechnische Schriftenreihe* **192**.
- Hege, U. (1988): Düngewirkung von ausgefaultem Festmist. 27. Biogas Praktiker Informationstagung.
- Hege, U., Peretzki, F., Diepolder, M. und Capriel, P. (2003): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland.
- Hengnirun, S., Barrington, S., Prasher, S.O. und Lyew, D. (1999): Development and verification of a model simulating ammonia volatilization from soil and manure. *J. Environ. Qual.* **28**: 108-144.
- Henning, K. und Lausen, P. (2007): N-Ausnutzung im langjährigen Maisbau. *Landpost* **03/07**: 36-38.
- Henscheid, S. und Zepp, H. (1994): Bodennutzung und Nitratstickstoff in der Dränzone von Lössböden der südlichen Niederrheinischen Bucht. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **158**: 157-164.
- Hersener, J. und Meier, U. (1999): Energetisch nutzbares Biomassepotential in der Schweiz sowie Stand der Nutzung in ausgewählten EU-Staaten und den USA. *Bundesamt für Energie, Bern (April 1999)*.
- Hersener, J. und Meier, U. (2002): Vergleich von Energieumwandlungsverfahren für Gülle. *Schlussbericht im Auftrag des Bundesamtes für Energie*.
- Horlacher, D. und Marschner, H. (1990): Schätzrahmen zur Beurteilung Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **153**: 107-115.
- Husted, S. (1994): Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manure. *J. Environ. Qual.* **23**: 585-592.
- Husted, S., Jensen, L. und Storgaard, J.S. (1991): Reducing ammonia loss from cattle slurry by the use of acidifying additives: the role of the buffer system. *Journal of the science of food and agriculture* **57**: 335-349.
- Hutchings, N. (1997): Integrated modelling of ammonia emission and deposition: preliminary results. Ammonia and Odour Emissions from Animal production facilities, Vinkelmoord, Netherland.
- Hütter, L.A. (1990): Wasser und Wasseruntersuchungen. *Salle und Sauerländer, Frankfurt a. M.*: 510 Seiten.

- IPCC (1996). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Eds. Houghton J.T., L.G. Meira Filho, B. Lim. UK Meteorological Office, Bracknell
- IPCC (2001): Climate Change 2001: The scientific basis. EDS. J.T. Houghton, Y. Ding, J. Griggs, Cambridge University Press.
- Jäckel, K. (1999): Umweltwirkung von Biogasgülle, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- Jäckel, K. (2000): Grundlagen der Biogasproduktion. *Bauen für die Landwirtschaft* **3**
- Kabasci, S. (1997): Biogas Erzeugung und Nutzung, Oberhausen
- Karlsson, (1996): Measures to reduce ammonia losses from storage containers for liquid manure. Ag. Eng. Madrid. Paper 96E-013
- Katalyse, (2000): Möglichkeiten der Vorgehensweise eines Ökobilanziellen Vergleichs von Kofermentation in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. *Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.*
- Keck, M. (1996): Reduktion landwirtschaftlicher Ammoniakemissionen. Betriebswirtschaftliche Informationstagung 29. August, FAT.
- Kim, J.H., Williams, A.G. und Phillips, V.R. (1999): A simple, controllable, non-pint source of gaseous ammonia, for use in field experiments. *Environmental Technology* **20**: 239-247.
- Kirby, J.M., Pierret, A., Moran, C.J. und Pankhurst, C.E. (2000): Imaging of soil structure - root interaction. Australia, Adelaide, Agric. Machinery Research and Design Centre.
- Knoblauch, S. (1996): Wasser und Stofftransport über präferentielle Fließbahnen- eine Literaturübersicht. *Wasserwirtschaft* **86**: 598-602.
- Kohl, R. und Harrach, T. (1991): Long-term tillage effects on the variations of nitrate in the soil water. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* **32**: 80-87.
- Köhler, S., Bischoff, W. und Liebig, H. (2002): Cultandüngung- ein Beitrag zum Grundwasserschutz durch Verringerung des Nitrataustrages. *Landbauforschung Völkenrode FAL Agricultural Research.*
- Kowalenko, C. (2000): Nitrogen pools and processes in agricultural systems of Coastal British Columbia - A review of published research. *Can. J. Plant Sci.* **80**: 1-10.
- KTBL (1998): Kofermentation. Schrift 219 Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL).
- KTBL (1999): Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung, Schrift 272 Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL).

- KTBL (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Auflage Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL).
- Kuhn, E. (1993): Biogasverfahren in Großbetrieben der Tierproduktion. *KTBL Arbeitspapier 193*.
- Kulling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P. und Kreuzer, M. (2003): Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **65(1)**: 13-22.
- Kunze, H. (1994): Bodenkunde. Münster-Hiltrup, Landwirtschaftsverlag.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K. und Stahr, K. (2000): Review of mechanism and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* **32**: 1485 -1498.
- Liang, Z.S., Westerman, P.W. und Arogo, J. (2002): Modeling ammonia emission from anaerobic lagoons. *American Society of Agricultural Engineers. Transaction of the ASAE* **45 (3)**: 787-798.
- Lin, S., Dittert, K., Wu, W.L. und Sattelmacher, B. (2004): Added nitrogen interaction as affected by soil nitrogen pool size and fertilization – significance of displacement of fixed ammonia. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **167**: 138 -146.
- Maidl, F.X. und Fischbeck, G. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau.
- Mannheim, T., Braschkat, J. und Marschner, H. (1995): Reduktion von Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Rinderflüssigmist auf Acker- und Grünlandstandorten: Vergleichende Untersuchungen mit Prallteller, Schleppschlauch und Injektionen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **158**: 535-542.
- McGinn , S.M. und Janzen , H.H. (1998): Ammonia sources in agriculture and their measurement. *Can. J. Plant Sci.* **78**: 139-148.
- McGinn , S.M., Janzen , H.H. und Coates, T. (2003): Atmospheric pollutants and trace gases. *J. Environ. Qual.* **32**: 1173-1182.
- Mengel, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Jena, Gustav Fischer Verlag.
- Merz, U. (1988): Untersuchungen zur Wirkung von unbehandelter und methanvergorener Rindergülle auf den N-Umsatz unter *Dactylis glomerata L.* sowie auf das Keimverhalten verschiedener Pflanzenarten. *Dissertation Universität Hohenheim*.
- Messner, H. (1988): Düngewirkung anaerobfermentierter und unbehandelter Gülle. *Dissertation TU München Weihenstephan*.
- Meyer-Pittroff, R.. (1999): Biogas *Topagrar* **17** Landwirtschaftsverlag GmbH Münster.
- Mosier, A.R. (1993): State of knowledge about nitrous oxide emissions from agricultural fields. *Mitteilung. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* **69**: 201-208.

- Mosier, A.R. (2001): Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. *Plant and Soil* **228**: 17-27.
- Mosier, A.R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O. und Van Cleemput (1998): Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *IPCC phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. Nutrient Cycling in Agroecosystems* **52**: 225-248.
- Nendel, C., Reuter, S., Kersebaum, K.C., Kubiak, R. und Nieder, R. (2005): Nitrogen mineralisation from mature bio-waste compost in vineyard soils II. Test of N-mineralisation parameters in a long-term in situ incubation experiment. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **168**: 219 -227.
- Oemichen, J. (2000): Lehrbuch des Pflanzenbaues Band 1: Grundlagen. Verlag TH. Mann Gelsenkirchen, Entrup/Oemichen.
- Oheimb, R.v. (1993). Entwicklung, Stand und Perspektiven landwirtschaftlicher Biogaserzeugung in der Bundesrepublik Deutschland. Kosten Landwirtschaftlicher Biogaserzeugung KTBL. Darmstadt. **Arbeitspapier 185**.
- ÖKL (1999): Landwirtschaftliche Biogasanlagen. *Landwirtschaftliche Schriftenreihe Heft Nr. 215*.
- Parkin, T. und Berry, E. (1999): Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows. *Soil Biol. Biochem.* **31**: 1765-1771.
- Peterson, S.O. (1999): Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *J. Environ. Qual.* **28**: 1610-1618.
- Pfundtner, E., Zethner, G. und Humer, J. (2002): Qualität von Abfällen aus Biogasanlagen. *Österreichische Agentur für Gesundheit und Forschung Wien Band 160*.
- Phillips, V.R., Sneath, R.W., Williams, A.G., Welsch, S.K., Burgess, L.R., Demmers, T.G.M. und Short, J.L. (1997): Measuring emission rates of ammonia, methane and nitrous oxide from full-sized slurry and manure store. Ammonia and odour emission from animal production facilities, Vinkeloord, Netherlands.
- Pötsch, E.M. (2004): Biogasproduktion- Energiegewinnung und Veredelung von Wirtschaftsdüngern. *Ökosoziales Forum Österreich*.
- Pötsch, E.M., Pfundtner, E., Resch, R. und Much, P. (2004): Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärrückständen aus Biogasanlagen. *10. Alpenländisches Expertenforum Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A 8952 Irnding*.
- Raun, W., Johnson, G., Phillips, S. und Westerman, R. (1998): Effect of long-term N fertilization on soil organic C and total N in continuous wheat under conventional tillage in Oklahoma. *Soil & Tillage Research* **47**: 323-330.
- Roschke, M. (2003): Verwendung von Gärrückständen. *Leitfaden Biogas*: 29-33.

- Rubaek, H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B. und Sommer, S.G. (1996): Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*). *J. Agric. Sci. (Cambridge)* **126**: 481-492.
- Russow, R. und H.Schulz (2004): Stickstoffaustausch Boden Pflanze Atmosphäre. *UFZ Umweltforschungszentrum Department Bodenforschung*.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H. und Schwertmann, U. (2002): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, Enke.
- Scherer, H.W., Clemens, J. und Goldbach, H. (2000): Nährstoffverfügbarkeit von Böden nach dauerhafter Applikation von organischen Sekundärrohstoffdüngern. VDLUFA-Kongress; Nachhaltige Landwirtschaft.
- Scherer, H.W. und Weimar, S. (1994): Bedeutung des Kaliumgehalte der Böden und des Anteils aufweitbarer Tonminerale an der Gesamtton-Fraktion für die Dynamik des nicht austauschbaren $\text{NH}_4\text{-N}$ nach Gülledüngung. *Agricol. Res.* **47,2**: 124-.
- Schmied, B., Kohler, A., Schulin, R. und Fritsch, M. (2000): Nitratautrag aus einem dränierten, humusreichen und landwirtschaftlich genutzten Boden. Zürich, Institut für terrestrische Ökologie: 113S.
- Schollmayer, G. (1991): Untersuchungen zur Nitratmobilität in sandigen Böden im Einzugsgebiet der Wasserwerke Bocholt/Westfalen. *Bonner Bodenkundl. Abh.* **1**.
- Schulten, H.R. und Schnitzer, M. (1998): The chemistry of soil organic nitrogen: a review. *Biol. Fertil. Soils* **26**: 1-15.
- Seiler, K.P., von Loewenstern, S. und Schneider, S. (2002): Matrix and bypass-flow in quaternary and tertiary sediment of agricultural areas in south Germany. *Geoderma* **105**: 299-306.
- Sembiring, H., Raun, W. und Johnson, G. (1998): Nitrogen accumulation efficiency: Relationship between excess fertilizer and soil-plant biological activity in winter wheat. *Journal of plant nutrition* **21**: 1235-1252.
- Simons, J. und Clemens, A. (2004): Separated blackwater and urine as fertilizers in agriculture. *Ecosan Tagung Lübeck*.
- Sommer, S. und Husted, S. (1995): A simple Model of pH in slurry. *J. Agric. Sci.* **124**: 447-453.
- Sommer, S., Sibbesen, E., Nielsen, T., Schorring, J.K. und Olesen, J.E. (1996): A passive flux sampler for measuring ammonia volatilization from manure storage facilities. *J. Environ. Qual.* **25**: 241-247.
- Sommer, S.G., Friis, E., Bach, A. und Schjorring, J.K. (1997): Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: effects of crop development stage, microclimate and leaf ammonia adsorption. *J. Environ. Qual.* **26**: 1153-1160.

- Sommer, S.G. und Hutchings, N.J. (2001): Ammonia emission from field applied manure and its reduction. *Eur. J. Soil Sci.* **15**: 1-15.
- Sommer, S.G., Jensen, L.S., Clausen, S.B. und Sogaard, H.T. (2006): Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration. *J. Agric. Sci.* **144**: 229-235.
- Sommer, S.G., Olesen, J.E. und Christensen, B.T. (1991): Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization of surface applied cattle slurry. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* **117**: 91-100.
- Sonnleitner, L. und Sonnleitner, P. (2004): Beeinflussung der Keimfähigkeit von Samen unterschiedlicher Ampferarten im innerbetrieblichen landwirtschaftlichen Kreislauf. *Diplomarbeit an der HBLA Raumberg*.
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J. und Frost, J.P. (1992): Effects of separation, dilution, washing and acidification on ammonia volatilization from surface-applied cattle slurry *J. Agric. Sci.* **119**: 383-389.
- Stevenson, F.J. (1982): Nitrogen in agricultural soils. Agronomy Monograph. Madison, USA.
- Stevenson, F.J. (1986). Cycles of soil. Wiley-Interscience Publication, John Willey & Sons. New York USA.
- Stout, W. (1995): Evaluating the " added nitrogen interaction" effect in forage grasses. *Communications Soil Sci. Plant Anal.* **26**: 2829-41.
- Tentscher, W. (1997): Biogas in der Landwirtschaft Planung Bau und Betrieb.
- UBA (2001): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. *Abschlußbericht zum Projekt KFZ 299 42/02*.
- Vandré, R., Clemens, J., Goldbach, H. und Kaupenjohann, M. (1997): NH₃ und N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter reduction. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **160**: 303-307.
- Vandré, R. und Kaupenjohann, M. (1998): In situ measurement of ammonia emissions from organic fertilizers in plot experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **62**: 467-473.
- VDLUFA (1997): Methodenbuch Band 1, Untersuchung von Böden, VDLUFA Verlag.
- Velthof, P., Kuikman, P. und Oenema, O. (2003): Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol. Fertil. Soils* **37**: 221-230.
- Vetter, H. (1982): Gülleverwertung mit möglichst geringer Umweltbelastung. *DLG Mitt.* **2**: 81-84.

- Weiland, P. (2000): Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und -erzeugung in Deutschland. *Energetische Nutzung in Deutschland: Stand der Technik und Optimierungspotential* **15**: 8-27.
- Wellinger, A., Baserga, U., Edelmann, W., Egger, K. und Seiler, B. (1991): Biogas Handbuch. Aarau, Schweiz.
- Williams, A.G. und Nigro, E. (1997): Covering slurry stores and effects on emissions of ammonia and methane. Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities, Vinkeloord, The Netherlands.
- Wolf, I. und Russow, R. (2000): Different pathways of formation of N₂O, N₂ and NO in black earth soils. *Soil Biol. Biochem.* **32**: 229-239.
- Wulf, S. (2002): Untersuchungen der Emission von NH₃, N₂O und CH₄ nach Ausbringung von Kofermentationsrückständen in der Landwirtschaft: 111. Bonner Agrikulturchemische Reihe **Band 12**
- Wulf, S., Brenner, A., Clemens, J., Döhler, H., Jäger, P., Krohmer, K.-H., Maeting, M., Rieger, C., Schumacher, I., Tscheppe, M., Vandre, R. und Weiland, P. (2003): Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien. *Abschlußbericht* Bonner Agrikulturchemische Reihe **Band 16**.
- Wulf, S. und Clemens, A. (2005): Reduktion der Ammoniakausgasung aus Kofermentationssubstraten und Gülle während der Lagerung und Ausbringung durch interne Versauerung mit in NRW anfallenden organischen Kohlenstofffraktionen. *Abschlußbericht*.
- Wulf, S., Maeting, M. und Clemens, A. (2002): Effect of technique and co-fermentation of slurry on the emission of NH₃, N₂O and CH₄ after spreading. *J. Environ. Qual.*
- Zethner, G., Pfundtner, E. und Humer, J. (2002): Qualität von Abfällen aus Biogasanlagen. *Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd Monographien Band 160*: 50 S.