

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

Tierwohlstallsystem mit vollständiger Kot-Harn-Trennung und Niedrigstemissionen – Ermittlung des Ammoniak-Emissionspotenzials und der pflanzenbaulichen N-Wirkung der aus den Ausscheidungen entstehenden Produkte

Aktenzeichen: 38116/01-36

ABSCHLUSSBERICHT

Berichterstattung

DöhlerAgrar

Helmut Döhler, Susanne Döhler

Schlossweg 7

96190 Untermerzbach

Laufzeit: 19.12.2022 – 23.03.2025

Untermerzbach, 2025

Inhalt

Abkürzungsverzeichnis	6
1 Einleitung und Zielsetzung	7
2 Versuchsfragen	8
3 Methodik	9
3.1 Gefäßversuche zur Kennzeichnung der Stickstoffwirkung und der Stickstoffeffizienz	9
3.1.1 Versuchsaufbau	9
3.1.2 Kennzeichnung des Bodens und der Düngemittel	11
3.1.3 Witterungsbedingungen	12
3.2 Versuche zur Bestimmung des Ammoniakemissionspotenzials	13
3.2.1 Bildung von Ammoniak aus Harnstoff	13
3.2.2 Kennzeichnung der Böden und der Düngemittel für die Emissionsmessungen	14
3.2.3 Versuchsaufbau für die Emissionsermittlung	16
4 Ergebnisse	19
4.1 Gefäßversuche zur Ermittlung der Düngungswirkung	19
4.1.1 N-Nachlieferung während der Vegetationsperiode	19
4.1.2 Ertragswirkung, N-Entzüge und N-Effizienz	19
4.2 Ermittlung des Ammoniak-Emissionspotenzials	23
4.2.1 Verlauf der Ammoniakemissionsraten nach der Ausbringung der Wirtschafts- und Mineraldünger (Versuchsphase 1)	23
4.2.2 Kumulative Ammoniakverluste nach der Ausbringung der Wirtschafts- und Mineraldünger (Versuchsphase 1)	25
4.2.3 Einfluss der Temperatur auf den Emissionsverlauf und kumulierte Ammoniakemissionen von Schweineurin (Versuchsphase 1)	28
4.2.4 Einfluss von Stabilisatoren (Versuchsphase 1)	29
4.2.5 Einfluss von Temperatur und Stabilisierung mit Säure (Versuchsphase 1)	31
4.2.6 Einfluss verschiedener Bodenarten auf den Emissionsverlauf und kumulierte Ammoniakemissionen bei Schweineurin (Versuchsphase 2)	32
4.2.7 Kumulierte Ammoniakemissionen von verschiedenen Schweineurinen bei unterschiedlichen Temperaturniveaus (Versuchsphase 2)	32
5 Zusammenfassung und Fazit	34
6 Öffentlichkeitsarbeit / Veröffentlichungen / Vorträge	35

7	Quellenverzeichnis	35
8	Anhang.....	42

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Prüfglieder des Gefäßversuchs, deren Kurzbezeichnung und Art der Düngerapplikation...	10
Tabelle 2: Charakterisierung des Bodens für den Gefäßversuch	11
Tabelle 3: Charakterisierung der Düngemittel für den Gefäßversuch	12
Tabelle 4: Charakterisierung der Böden für die Ermittlung des Emissionspotenzials.....	15
Tabelle 5: Charakterisierung der Düngemittel für die Ermittlung des Emissionspotenzials.....	16
Tabelle 6: Prüfglieder der Versuche zur Ermittlung des Emissionspotenzials und jeweils applizierter Ammoniumstickstoff.....	18
Tabelle 7: N _{min} -Gehalte im Kontrollgefäß ohne N-Düngung und ohne Bewuchs im Gefäßversuch	19
Tabelle 8: Ausgebrachter TAN und relative NH ₃ -N Verluste der Dünger nach 6 Tagen im Emissionsversuch	26
Tabelle 9: Prüfparameter des Gefäßversuchs (statistische Auswertung bezogen auf den Gesamtversuch).....	42
Tabelle 10: Gesamtemissionsraten	43

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Witterungsbedingungen im Gewächshaus während des kompletten Versuchsverlaufs	12
Abbildung 2: Witterungsbedingungen im Gewächshaus im Zeitraum Düngerapplikation bis Einarbeitung.....	13
Abbildung 3: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus	16
Abbildung 4: Mitscherlichgefäße mit Sommerweizen „Licamero“ (17.05.2022).....	19
Abbildung 5: Kornerträge des Sommerweizens	20
Abbildung 6: Proteingehalt im Sommerweizenkorn	21
Abbildung 7: Gesamt-N-Entzug des Sommerweizens (Korn und Stroh)	22
Abbildung 8: Ammoniakemissionsraten nach der Ausbringung von Urin 3 und 4, Gülle, Gärrest, sowie KAS (Lehmboden, 15 °C)	23
Abbildung 9: Ammoniakemissionsraten nach der Ausbringung von Urin 1 und 2, Kot und Harnstoff (Lehmboden, 15 °C)	24
Abbildung 10: Kumulierte Ammoniakemissionen von Wirtschafts- und Mineraldüngern nach der Ausbringung (Lehmboden, 15 °C)	26
Abbildung 11: Kumulierte Ammoniakemissionen von nicht hydrolysiertem Urin (Urin 1) nach der Ausbringung auf Lehmboden bei Temperaturen von 1, 5, 15 und 25 °C.....	28
Abbildung 12: Kumulierte Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von unbehandeltem Urin1 von mit Schwefelsäure, Kalkhydrat und synthetischem Ureaseinhibitor behandeltem Urin 1 (Lehmboden, 15 °C)	30
Abbildung 13: Kumulierte Ammoniakemissionen von mit Schwefelsäure behandeltem Urin1 nach der Ausbringung auf Lehmboden bei Temperaturen von 1, 5, 15 und 25 °C.....	31
Abbildung 14: Kumulierte Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von Schweineurin im Vergleich zu Schweinegülle und Gärrest auf Lehm-, Sand- und Tonboden bei einem Temperaturniveau von 15 °C.....	32
Abbildung 15: Kumulierte Ammoniakemissionen von hydrolysiertem und nicht hydrolysiertem Urin nach der Ausbringung auf Lehmboden bei Temperaturen von 5 und 15 °C	33

Abkürzungsverzeichnis

-1	pro
CAL	Calciumlactat
cmol	Centimol
cm ³	Kubikzentimeter
d	Tag
dm ³	Kubikdezimeter
EU	Europäische Union
g	Gramm
ges.	gesamt
h	Stunde
ha	Hektar
mg	Milligramm
KAK	Kationenaustauschkapazität
kg	Kilogramm
Ma.-%	Masseprozent
MD	Mineraldünger
t	Tonne
TAN	Total Ammoniacal Nitrogen (Gesamtammoniak-Stickstoff)
TS	Trockensubstanz
Wdh.	Wiederholung
WSD	Wirtschaftsdünger
CO(NH ₂) ₂	Harnstoff
COOHNH ₂	Carbamat
Corg	organischer Kohlenstoff
CH ₄	Methan
H ₂ CO ₃	Kohlensäure
H ₂ O	Wasser
K ₂ [HgI ₄]	Kaliumtetraiodomercurat(II)
N	Stickstoff
NaOH	Natronlauge
NH ₃	Ammoniak
NH ₃ (aq)	Gelöstes Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
N _{min}	Mineralischer Bodenstickstoff

1 Einleitung und Zielsetzung

Die räumlich konzentrierte, auf der Güllewirtschaft basierende, intensive Tierproduktion führt zu großen Mengen an Wirtschaftsdüngern, die in einigen Regionen Deutschlands auf den in transportwürdiger Entfernung liegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen kaum noch unterzubringen sind. Folge davon ist eine Überdüngung der Flächen, mit negativen Konsequenzen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität, Luftqualität und Biodiversität. Diese unerwünschten N-Einträge in die Umwelt führen regional zur Überschreitung diverser Grenz- und Richtwerte der EU, sodass gegen Deutschland mehrere Vertragsverletzungsverfahren angestrengt wurden. Mit dem neuen Düngerecht wurden strenge Regelungen für die Anwendung von Wirtschaftsdüngern geschaffen, die zur Eindämmung solcher Belastungen führen sollen.

Eine an den Ursachen ansetzende Lösung wäre die Abkehr von der Güllewirtschaft in der Tierproduktion. Dazu wurde im Rahmen eines Vorhabens der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (AZ 91017/12, Döhler & Döhler 2020) ein System für die Schweinehaltung entwickelt, bei dem Kot und Harn der Tiere getrennt gesammelt und anschließend zu transportwürdigen, hochwertigen Düngern verarbeitet werden sollen. Die Minderungspotenziale gegenüber dem Stand der Technik werden für Ammoniak auf 70 % und für Methan auf 90 % geschätzt. Zudem setzt das neue Stallkonzept im Hinblick auf das Tierwohl neue Maßstäbe. Im Rahmen des DBU-Vorhabens (AZ 34882/01, Auinger und Döhler 2021) wurden in Zusammenarbeit von Schauer Agrotronic, Pocking und DöhlerAgrar Musterpläne für den Bau von Ställen nach den Grundsätzen des Vorhabens AZ 91017/12 erstellt, in die erste Erfahrungen von Planungsaufträgen eingeflossen sind. Mittlerweile wurden einige Ställe in Österreich und in Deutschland nach diesen Musterplänen errichtet.

Im DBU Vorhaben AZ 91017/12 wurde die Hypothese formuliert, dass eine Abkehr von der Güllewirtschaft mit Hilfe der Kot-Harn-Trennung zu geringeren N-Emissionen und verbesserter N-Effizienz führt. Durch die Trennung von Kot und Harn entstehen Düngemittel, die hinsichtlich der Stickstoffverwertung zielgerichteter eingesetzt werden können. Die ersten Erfahrungen mit der optimierten Schiebertechnik im Stall und Vorversuche mit den patentierten Stabilisierungsverfahren deuten auf eine sehr hohe Emissionsminderung hin (Kropsch et al. 2023, Kaupenjohann und Döhler 2024).

Vor diesem Hintergrund wurden die aus dem Kot-Harn-Trennsystem entstehenden Düngerprodukte hinsichtlich Ammoniakemissionen und N-Effizienz überprüft. Dabei wurden im Rahmen des hier berichteten Industrieforschungsprojekts entsprechende Düngerprodukte wie Frischurin, stabilisierter Urin, Gärrest und Kompost aus Schweinekot in landwirtschaftlichen Betrieben gesammelt und für die jeweilige Versuchsanstellung vorbereitet. Diese Produkte wurden im Mitscherlich-Gefäßversuch mit Sommerweizen auf ihre N-Wirkung und auf das Potenzial für Ammoniakemissionen nach der Applikation untersucht. Bei den Emissionsuntersuchungen wurden in Mikroplot-Windkanälen (dynamische Kammern) unter standardisierten Bedingungen mit drei verschiedenen Böden und vier Temperaturbereichen die Ammoniakemissionen ermittelt. Mit den Untersuchungen sollten erste Nachweise erbracht werden, ob sich die Düngerprodukte aus der Kot-Harn-Trennung als Dünger besser als Gülle eignen und ob dadurch umweltentlastende Effekte erzielt werden können.

2 Versuchsfragen

In dieser Arbeit soll die N-Effizienz und das Ausmaß der Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von separiertem Schweineurin auf Leimboden unter Gewächshaus- bzw. Laborbedingungen mit Hilfe von Gefäßversuchen und Mikrowindkanälen gemessen werden, um erste Kenntnisse über Eigenschaften des Urins aus dem „Stall ohne Mist und Gülle“ als Düngemittel und den Ammoniakemissionen nach der Ausbringung zu gewinnen.

Das Vorhaben zielt sowohl auf eine signifikante Senkung der Emissionen umweltrelevanter Stoffe aus der Tierhaltung als auch auf eine Verbesserung der nachhaltigen Nutzung der in den Exkrementen der Tiere enthaltenen Nährstoffe. Insgesamt wird davon ausgegangen, dass die NH_3 - und CH_4 -Emissionen um 70 bzw. 90 % reduziert werden können und die N-Nutzungseffizienz verglichen mit jener bei Gülleeinsatz deutlich verbessert wird.

Mit diesem Vorhaben sollen erste Untersuchungen zur Überprüfung von Emissionen nach der Ausbringung und zur Düngungseffizienz durchgeführt werden, die Aussagen über das Ammoniakemissionspotenzial und über die N-Effizienz nach der Ausbringung der Produkte der Kot-Harn-Trennung ermöglichen.

Dabei sollen folgende Leitfragen beantwortet werden:

- Eignet sich der abgetrennte Urin zur Minderung von Ammoniakemissionen nach der Ausbringung im Vergleich zu derzeit genutzten Düngern, wie Gülle und Gärrest?
- Welche Emissionen treten bei frisch ausgeschiedenem Urin (am Tier gewonnen, nicht hydrolysiert), bei Urin aus der Rinne (mit Wasser und Kot kontaminiert, teilweise hydrolysiert) und bei Urin nach längerer Lagerzeit auf?
- Wie sind die Urin-Dünger hinsichtlich N-Effizienz und Ertragspotenzial im Vergleich zu Mineraldünger und Gülle einzuordnen?
- Ist abgetrennter Kot eine Quelle für Ammoniakemissionen und welche Düngereigenschaften weist dieser auf?
- Wie beeinflussen verschiedene Temperaturen das Emissionsniveau?
- Welche Minderungspotenziale bestehen beim Einsatz von Stabilisatoren und wirken diese sich auf den Pflanzenertrag aus?

3 Methodik

3.1 Gefäßversuch zur Kennzeichnung der Stickstoffwirkung und der Stickstoffeffizienz

3.1.1 Versuchsaufbau

Im Gefäßversuch wurde ein Substrat aus 3 kg Oberboden + 3 kg Quarzsand verwendet. Alle notwendigen Makro- und Mikronährstoffe wurden zum Versuchsansatz in optimaler Menge zugeführt. Dieses pflanzenbaulich für den Gefäßversuch optimierte Substrat weist durch den Quarzsandzusatz ein im Vergleich zum reinen Boden erhöhtes Ammoniakverlustpotenzial auf. Die Düngung (0,4 g N/Gefäß $\approx$ ca. 130 kg N/ha) wurde gesamt N-bezogen als Einmalgabe zu Versuchsbeginn durchgeführt. Der Hauptteil der Prüfglieder wurde in das Substrat eingemischt (Krumendüngung); ein weiterer Teil der Prüfglieder wurde auf die Substratoberfläche appliziert und erst nach 7 Tagen in das Substrat eingearbeitet (Oberflächendüngung). Die Oberflächendüngung ermöglichte so im Vergleich mit der Krumendüngung Hinweise auf das Ammoniakverlustpotenzial. Im Versuchsteil Krumendüngung wurden die Varianten ohne N, Mineraldünger Harnstoff (N-Stufen: 0,3, 0,4; 0,5 g N/Gefäß), Schweinegülle als Referenz, Schweineurin aus verschiedenen Schweineställen, Schweineurin mit Lauge stabilisiert, Schweineurin mit Säure stabilisiert, Schweinekot, Kompost aus Schweinekot und Gärrest aus Schweinekot getestet. Im Versuchsteil Oberflächendüngung wurden die Varianten Schweinegülle, Schweineurin pur, Schweineurin mit Lauge stabilisiert und Schweineurin mit Säure stabilisiert, geprüft.

Alle Gefäße wurden zum Versuchsansatz getopft. Die Krumendüngung erfolgte zum Zeitpunkt des Versuchsansatzes durch Einmischen in das Substrat. Die Oberflächendüngung wurde anschließend im Gewächshaus durchgeführt. In allen Gefäßen mit Oberflächendüngung erfolgte nach sieben Tagen eine Einarbeitung in die oberste Bodenschicht der Prüfprodukte. Für die Urine erfolgte dies mit einer Gabel, für Gülle erfolgte dies durch Entnahme der Oberkrume mittels Gaze und anschließender Wiedereinmischung.

Insgesamt wurden 18 Prüfglieder (einschließlich Null-Düngung) mit jeweils 4 Wiederholungen angelegt. Die 72 Gefäße wurden auf ein umlaufendes Band gesetzt und täglich definiert bewegt, so dass alle Gefäße denselben Einstrahlungsbedingungen ausgesetzt waren. Täglich wurden die Gefäße automatisiert gewogen und bewässert.

Der Prüfplan für die Untersuchungen ist in der Tabelle 1 dargestellt. Alle Prüfglieder, die mit Nutztier-Ausscheidungen gedüngt wurden, erhielten jeweils eine Gabe von 0,4 g N. Verglichen wurde die Düngungswirkung mit mineralischem Harnstoffdünger, welcher zusätzlich mit 0,3 und 0,5 g N/Gefäß gedüngt wurde. Die Funktion aus den Harnstoffvarianten kann für die Berechnung eines Mineraldüngeräquivalents herangezogen werden. Alle Wirtschaftsdüngergaben wurden auf Basis des Gesamt-N vorgenommen. Geprüft wurden Schweineurinproben aus Praxisställen. Hierzu wurden in 3 Ställen Proben entnommen: frisch ausgeschiedener, nicht hydrolysiertes und nicht mit Kot/Einstreu vermischter Urin, welcher unmittelbar danach mit Säure und Lauge stabilisiert wurde; Schweineurin aus der Harnrinne eines Maststalles; aus demselben Stall über 3 Monate gelagerter Urin sowie über 6 Monate gelagerter Urin aus der Harnrinne eines weiteren Betriebs.

Die Wirkung der Urindünger wurde verglichen mit der von Schweinekot und Schweinegülle aus einem Schweinemastbetrieb, wobei eine Kot-Mischprobe an mehreren Stellen von den Betonspalten entnommen wurde. Aus der Kot-Mischprobe wurde durch Fermentation ein Gärrest hergestellt, indem der Kot in einem anaeroben Kleinfärmenter mit einem Anaerob-Inokulum versetzt über 20 Tage vergoren wurde.

Tabelle 1: Prüfglieder des Gefäßversuchs, deren Kurzbezeichnung und Art der Düngerapplikation

Prüfglied		Applikationsart
Beschreibung	Kurzbezeichnung	
Ungedüngt (Kontrolle)	Kontrolle	-
Mineraldünger (Harnstoff) (N-Stufe 1: 0,3 g N/Gef.)	MD 0,3	Düngemittel eingemischt in das Substrat
Mineraldünger (Harnstoff) (N-Stufe 1: 0,4 g N/Gef.)	MD 0,4	
Mineraldünger (Harnstoff) (N-Stufe 1: 0,5 g N/Gef.)	MD 0,5	
Schweinegülle, Betrieb 1, (als Referenz)	G-Schweinegülle	
Schweineurin, Betrieb 2, (unbehandelt)	G-Urin 1 (ab Tier)	
Schweineurin, Betrieb 2, stabilisiert mit Säure	G-Urin 2 (ab Tier Säure)	
Schweineurin, Betrieb 2, stabilisiert mit Kalkhydrat	G-Urin 2 (ab Tier Lauge)	
Schweineurin, Betrieb 4, Harnrinne - Lager (6 Monate)	G-Urin 3 (Rinne, gelagert)	
Schweineurin, Betrieb 3, Harnrinne frisch	G-Urin 4 (Rinne, frisch)	
Schweineurin, Betrieb 3, Harnrinne - Lager (3 Monate)	G-Urin 4 (Rinne, gelagert)	
Schweinekot, Betrieb 1	G-Schweinekot	
Kompost aus Schweinekot, Betrieb 3	G-Kompost	
Gärrest aus Schweinekot, Betrieb 1	G-Gärrest	
Schweineurin, Betrieb 2, (unbehandelt)	G-Urin 1 (ab Tier)	Düngemittel oberflächlich ausgebracht
Schweineurin, Betrieb 2, stabilisiert mit Säure	G-Urin 2 (ab Tier Säure)	
Schweineurin, Betrieb 2, stabilisiert mit Kalkhydrat	G-Urin 2 (ab Tier Lauge)	
Schweinegülle, Betrieb 1, (Referenz)	G-Schweinegülle	

*G = Gefäßversuch

3.1.2 Kennzeichnung des Bodens und der Düngemittel

Bei dem im Gefäßversuch verwendeten Substrat (Tabelle 2) handelt es sich um einen schwach schluffigen Sand. Dieses pflanzenbaulich optimierte Substrat weist aufgrund des Zusatzes von Quarzsand ein im Vergleich zum natürlichen Oberboden verringertes N-Nachlieferungsvermögen, eine verringerte N-Umsatzgeschwindigkeit und ein höheres Ammoniakverlustpotenzial auf.

Tabelle 2: Charakterisierung des Bodens für den Gefäßversuch

Parameter	Einheit	Bodenart	
		Natürlicher Oberboden	Substrat Gefäßversuch (50 % Oberboden, 50 % Quarzsand)
Makronährstoffe			
pH-Wert		6,3	6,3
Phosphor (CAL)	mg/100 g	4,1	1,8
Kalium (CAL)	mg/100 g	10,8	4,2
Magnesium	mg/100 g	8,8	4,0
Organischer Kohlenstoff C _{org}	%	1,24	0,69
Kationenaustauschkapazität			
KAK _{effektiv}	cmol ⁺ /kg	8,7	4,2
Sieb- und Schlämmanalyse (DIN)			
Bodenartenuntergruppe		sandig lehmiger Schluff	schwach schluffiger Sand
Kurzzeichen		Uls	Su2
Sand	Ma.-%	36,0	72,3
Schluff		53,1	22,9
Ton		10,9	4,8

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Kennzeichnung der aus der Kot-Harn-Trennung entstehenden Düngemittel sind in Tabelle 3 dargestellt. Bei den Urinproben handelt es sich um sehr TS-arme und P-arme Substanzen, dagegen sind die löslichen Komponenten wie Ammonium und Kalium deutlich angereichert. Die direkt am Tier gezogenen Proben (G-Urin 1 und 2) weisen höhere N-Gehalte auf, da diese nicht mit Tränkwasser vermischt bzw. verdünnt wurden (G-Urin 3 und 4). Die Gesamt-Stickstoffgehalte der Urine liegen zwischen 1,1 bis 5,4 kg t⁻¹. Die am Tier gewonnenen Urine enthalten sehr geringe Ammoniummengen, da die Harnstoffhydrolyse noch nicht stattgefunden hat. Der Stickstoff liegt daher überwiegend als Harnstoff vor. Bei Probe G-Urin 1 ab Tier wurde offenbar bereits ein Teil des Urinharnstoffs durch die Ureaseaktivität zu Ammonium umgesetzt. Der Schweinekot weist dagegen recht hohe TS-Gehalte und besonders hohe Phosphorgehalte auf, die Stickstoffgehalte liegen bei etwa 5 kg t⁻¹, ein Fünftel davon liegt als Ammonium vor, welches potenziell zu Emissionen im Stall bzw. im Auslauf führen kann. Die Schweinegülle und der Gärrest (aus Schweinekot mit Inokulum) zeigen ähnliche Stickstoff- und Phosphorcharakteristika (4,8 bis 6,8 kg N t⁻¹ und 2,0 bis 3,7 kg Phosphat t⁻¹), diese Gehalte liegen erwartungsgemäß zwischen den Urin- und Kotwerten. Auf Basis der Untersuchungen wurden die Dosierungen für die Düngung der Gefäßversuche berechnet.

Tabelle 3: Charakterisierung der Düngemittel für den Gefäßversuch

Wirtschaftsdünger	Trocken- rückstand	Wasser- gehalt	Gesamt- N	Ammo- nium-N	Phosphat ges.	Kalium ges.	Magnesium ges.	Calcium ges.
	%		kg t ⁻¹					
G-Urin 1 (ab Tier)	1,77	98,2	5,4	1,1	0,327	2,05	0,274	0,21
G-Urin 2 (ab Tier Säure)	2,06	97,9	2,7	<0,27	0,0033	2,08	0,328	0,36
G-Urin 2 (ab Tier Lauge)	2,07	97,9	2,6	<0,27	<0,00828	2,65	0,155	1,83
G-Urin 3 (Rinne, gelagert)	0,54	99,5	1,8	1,7	0,222	1,33	0,0733	0,18
G-Urin 4 (Rinne, frisch)	0,64	99,4	1,1	1,1	0,07	0,992	0,225	0,24
G-Urin 4 (Rinne, gelagert)	0,96	99,0	2,4	2,3	0,116	1,81	0,211	0,36
G-Gärrest	4,91	95,1	4,8	3,5	2,03	4,24	0,737	2,16
G-Schweinegülle	6,7	93,3	6,8	5,1	3,67	4,72	1,75	1,83
G-Schweinekot	24,3	75,7	12	4,3	10,1	5,47	4,11	5,76
G-Kompost	53,1	46,9	6,7	0,57	7,12	7,7	16	30,7

*G = Gefäßversuch

3.1.3 Witterungsbedingungen

Die Witterungsbedingungen im Gewächshaus der Landwirtschaftlichen Anwendungsforschung der SKWP während des kompletten Versuchsverlaufes sind in der Abbildung 1 sowie für den Zeitraum Düngerapplikation bis Einarbeitung in der Abbildung 2 dargestellt. Von besonderer Bedeutung für die Versuchsergebnisse sind die sehr hohen Temperaturen, die nach der Applikation der Düngemittel aufgetreten waren. Temperaturen am Tag der Ausbringung um 20 °C und um 22 bis 23 °C an den folgenden beiden Tagen führten bei der Variante mit oberflächiger Ausbringung zu sehr hohen Ammoniakverlusten, die die verfügbare N-Menge für die Ertragsbildung drastisch verringerten.

Abbildung 1: Witterungsbedingungen im Gewächshaus während des kompletten Versuchsverlaufs

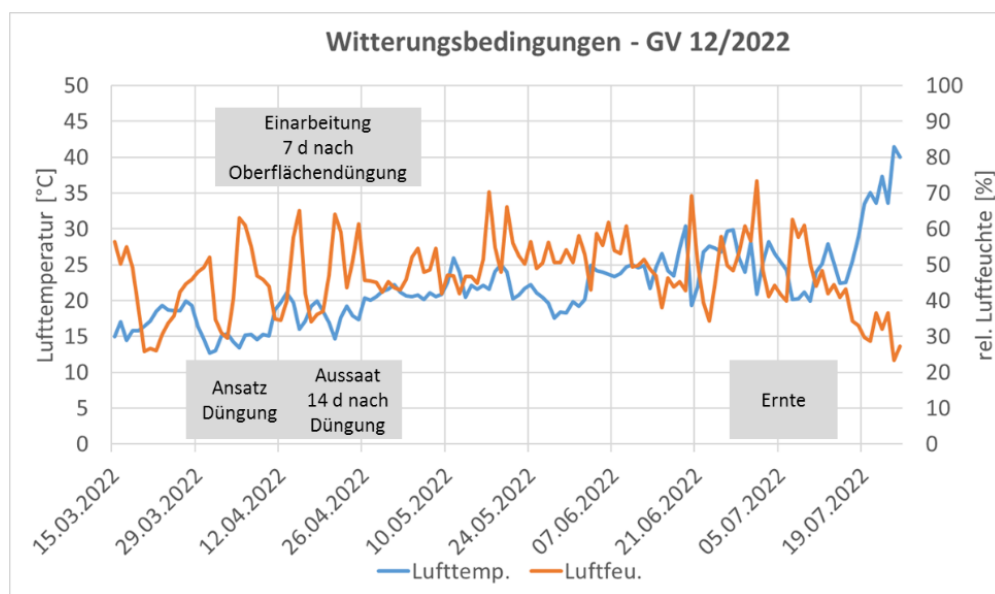
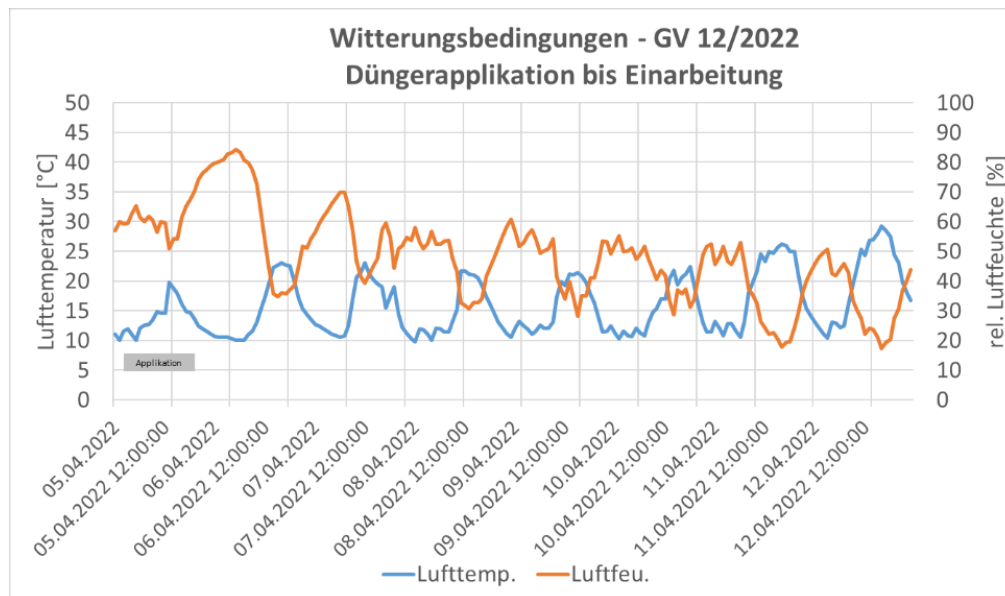


Abbildung 2: Witterungsbedingungen im Gewächshaus im Zeitraum Düngerapplikation bis Einarbeitung



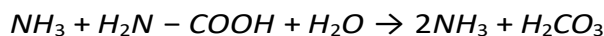
3.2 Versuche zur Bestimmung des Ammoniakemissionspotenzials

3.2.1 Bildung von Ammoniak aus Harnstoff

In tierischen Abfällen entsteht NH_3 hauptsächlich bei der Hydrolyse von Urin-Harnstoff bei Säugetieren bzw. Harnsäure bei Geflügel und nur bedingt aus Stickstoffverbindungen aus Kot, da bei diesem der Stickstoff organisch und in Proteinen gebunden vorliegt (Ryden, 1987). Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) wird in NH_3 und Carbamat (COOHNH_2) durch das im Boden und im Kot enthaltene Enzym Urease katalysiert (Gl. 1). Carbamat hydrolysiert spontan zu einem weiteren Molekül NH_3 und zu Kohlensäure (H_2CO_3) (Gl. 2) (Krajewska, 2009). Dabei erhöht sich der pH-Wert von etwa 6 auf bis zu 9, der zur Verflüchtigung von NH_3 führt (Udert et al. 2006).

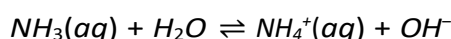


Gleichung 1

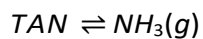


Gleichung 2

In wässriger Lösung des Bodens oder der Gülle liegt gelöstes Ammoniak ($\text{NH}_3(\text{aq})$) mit gelöstem Ammonium ($\text{NH}_4^+(\text{aq})$) in einem Dissoziationsgleichgewicht vor (Gl. 3). Wiederum steht die Gesamtkonzentration ammoniakalischen Stickstoffs in der Lösung ($\text{TAN} = \text{Summe aus } \text{NH}_3(\text{aq}) \text{ und } \text{NH}_4^+(\text{aq})$) und Ammoniak in der Atmosphäre ($\text{NH}_3(\text{g})$) nach dem Henry'schen Gesetz in einem physikalischen Gleichgewicht (Gl. 4) (Rachhpal-Singh und Nye 1986; Olesen und Sommer, 1993).



Gleichung 3



Gleichung 4

Das Dissoziationsgleichgewicht zwischen $NH_3(aq)$ und $NH_4^+(aq)$ hängt vom pH-Wert der Lösung und von der Gleichgewichtskonstante ab, welche wiederum exponentiell von der Temperatur abhängt (Rachpal und Nye 1986; Beutier und Renon 1978). Bei einem pH-Wert > 7 wird NH_3 gebildet, etwa 50 % NH_3 liegen bei einem pH von 9,3 vor. Bei einem pH-Wert < 7 liegt zum Großteil NH_4^+ vor. Etwa 99 % liegen als NH_4^+ bei einem pH von 5,5 vor (Sigurdarson 2018).

Gemäß dem Henry'schen Gesetz ist die Menge eines gelösten Gases $NH_3(aq)$ proportional zu dessen Partialdruck (P_{NH_3}) in der Gasphase (Gl. 4) (Job und Rüffler 2011). Dieser Wert wird durch die Henry Konstante $K_{H}NH_3(aq)$ dargestellt, welche exponentiell von der Temperatur der Lösung abhängt (Rachpal-Sing und Nye, 1986, Beutier und Renon 1978). Die TAN-Konzentration in der Lösung ist ein weiterer entscheidender Faktor für die Verflüchtigung von NH_3 (Olesen und Sommer, 1993). Der Fluss von NH_3 aus einer Oberfläche hängt laut Rachpal-Singh und Nye (1986) ab von der Differenz der Ammoniakgaskonzentration an der Grenzschicht zwischen Oberfläche und atmosphärischer Luft, im Wesentlichen bestimmt durch Diffusion entlang des Konzentrationsgefälles und dem Stofftransportkoeffizienten K_u , wobei dieser hauptsächlich von der Oberflächenrauigkeit, Temperatur und der Windgeschwindigkeit über der ausgasenden Fläche beeinflusst wird (van der Molen et al., 1990; Harper, 2005). Eine Zunahme der Ammoniakemissionen ist daher mit zunehmender Temperatur, steigendem pH-Wert sowie zunehmender TAN-Konzentration in der Lösung zu erwarten.

Bodeneigenschaften und die Art des Düngers sind zwei weitere wichtige Faktoren, welche die Menge an Ammoniakemissionen beeinflussen (Sommer und Hutchings 2001, Döhler 2011). NH_4^+ kann an negativ geladene Bodenkolloide binden und Kationen austauschen, weshalb mit zunehmendem Tongehalt, organischem Material und Kationenaustauschkapazität die Ammoniakemissionen abnehmen (Sommer und Hutchings 2001, Döhler 2011). Der Wassergehalt des Bodens sowie der Trockenmassegehalt des Düngers beeinflussen die Infiltrationsfähigkeit des Düngers. Mit abnehmendem Wassergehalt und zunehmendem Trockenmassegehalt ist mit einer Zunahme der Ammoniakemissionen zu rechnen (Döhler 2025, Döhler 2011). Bei Harnstoffdüngern und nicht hydrolysierten (frisch ausgeschiedenen) Urinen können potenziell Ureaseinhibitoren zur Minderung von Emissionen eingesetzt werden.

3.2.2 Kennzeichnung der Böden und der Düngemittel für die Emissionsmessungen

Für die Laborversuche zur Ermittlung der Ammoniakemissionen wurde mit drei verschiedenen Bodenarten gearbeitet. Als „Leitboden“ wurde eine Lösslehm-Parabraunerde gewählt, zudem ein Sandboden (lehmig-sandige Braunerde) und ein Tonboden (Pelosol) (Tabelle 4). Alle Böden weisen typische Eigenschaften der jeweiligen Bodenart auf, was insbesondere für die Kationenaustauschkapazität zutrifft, welche einen wichtigen Einflussfaktor für potenzielle Ammoniakemissionen darstellt. Mit abnehmender KAK sind zunehmende Emissionen zu erwarten. Der pH-Wert der Parabraunerde ist nach agronomischen Anforderungen eher zu niedrig, der Pelosol enthält freien Kalk und weist daher erhöhtes Potenzial für Ammoniakemissionen auf.

Tabelle 4: Charakterisierung der Böden für die Ermittlung des Emissionspotenzials

Parameter	Einheit	Bodenart		
		Ton	Lehm	Sand
Makronährstoffe				
pH-Wert		7,4	5,9	6,2
Phosphor (CAL)	mg/100 g	15,3	4,5	9,2
Kalium (CAL)	mg/100 g	36,5	23,0	9,3
Magnesium	mg/100 g	27,6	22,0	6,6
Organischer Kohlenstoff C _{org}	%	2,22	1,54	1,06
Kationenaustauschkapazität				
KAK _{effektiv}	cmol ⁺ /kg	38,2	12,0	8,5
Sieb- und Schlämmanalyse (DIN)				
Bodenartenuntergruppe		schwach schluffiger Ton	stark toniger Schluff	stark lehmiger Sand
Kurzzeichen		Tu2	Ut4	Sl4
Sand	Ma.-%	11,1	9,5	62,8
Schluff		32,9	72,4	24,2
Ton		56,0	18,1	12,9

Für die Emissionsmessungen wurden andere Wirtschaftsdünger verwendet als für die Gefäßversuche. Die Urine 1 und 2 wurden direkt beim Urinieren der Tiere in einem Maststall aufgefangen. Der Urin 1 wurde zusätzlich mit Schwefelsäure auf einen pH-Wert von 5,5 und mit Kalkhydrat auf einen pH-Wert von 12 eingestellt, einer weiteren Charge des Urin 1 wurde ein Ureaseinhibitor (Phosphorodiamidat der SKWP Wittenberg) zugesetzt. Die Schweinegülle und der Schweinekot stammen aus demselben Stall wie Urin 1 und 2. Die Gülle wurde aus dem Kanal innerhalb der Bucht entnommen, der Kot von den Spalten abgesammelt. Der Gärrest stammt aus einer Biogasanlage, die etwa 60 % Gülle und 40 % Biomasse vergärt. Die Urine 3 und 4 wurden aus den Praxisställen mit Kot-Harn Trennung entnommen. Alle Proben wurden unmittelbar (innerhalb eines Tages) nach Gewinnung und Transport in kleine Laborgefäße abgefüllt und tiefgefroren.

Die Urinproben 5-9 wurden ebenfalls aus der Rinne von Ställen mit Kot-Harn-Trennung entnommen und gasdicht über eine Dauer von etwa 3 Monaten gelagert.

In der Tabelle 5 sind die Inhaltsstoffe der für die Emissionsmessungen genutzten Wirtschaftsdünger aufgeführt. Auffallend sind die sehr hohen Stickstoffkonzentrationen (sowie weitere Parameter) der Urine 1 und 2. Beide Urine wurden früh morgens gesammelt. Da beide Dünger beim Urinieren der Tiere aufgefangen wurden, sind diese nicht mit Wasser aus dem Stall (Tränkwasser) verdünnt. Emissionen sind weitgehend ausgeschlossen, da der Stickstoff überwiegend als Harnstoff vorliegt (nicht hydrolysiert).

Bei den Urinen 5-9 deuten die Ammonium-N- und die Gesamt-N-Gehalte darauf hin, dass hier die Hydrolyse bereits eingesetzt hat.

Da nur bei den Urinen 5 bis 9 pH-Werte gemessen wurden, lassen sich keine Schlussfolgerungen hinsichtlich des Einflusses des Säuregrades auf die Emissionen ziehen.

Die ermittelten Emissionen werden in Emissionsraten pro Stunde und als relative, kumulierte Emissionen in % des applizierten Ammonium-N berichtet. Bei den Urinen 1 und 2 wird davon ausgegangen, dass diese nur Harnstoff und geringe Mengen Ammonium enthielten, der Harnstoff-N wird bei den Berechnungen als Ammonium-N angenommen.

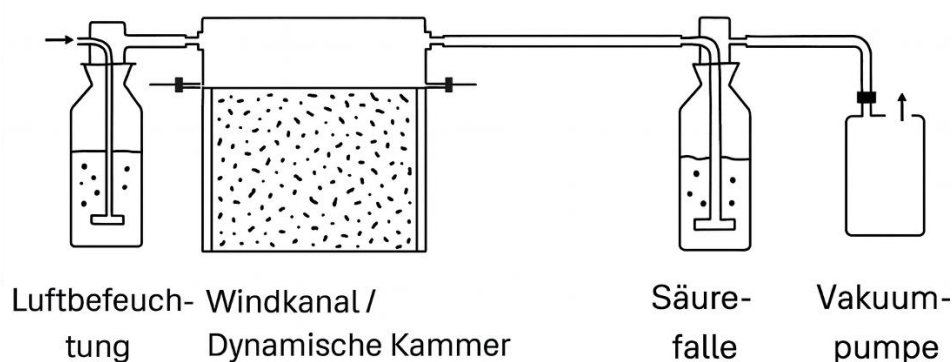
Tabelle 5: Charakterisierung der Düngemittel für die Ermittlung des Emissionspotenzials

Wirtschaftsdünger	Trocken- rückstand %	Wasser- gehalt %	Gesamt- N kg t ⁻¹	Ammonium- N kg t ⁻¹	Phosphat ges. kg t ⁻¹	Kalium ges. kg t ⁻¹	Magnesium ges. kg t ⁻¹	Calcium ges. kg t ⁻¹
Urin 1 (ab Tier)	4,6	95,4	13	0,92	0,777	6,16	0,215	0,03
Urin 2 (ab Tier)	3,87	96,1	8,3	0,63	0,654	5,42	0,314	0,06
Urin 3 (Rinne)	0,24		0,5	0,44	0,13	0,22		
Urin 4 (Rinne)	3,18	96,8	3,6	2,9	1,52	2,25	0,7	0,79
Urin 5 (Rinne, gelagert)	3,08	96,9	5,6	4,9	2,68	3,45	0,924	0,9
Urin 6 (Rinne, gelagert)	1,21	98,8	4,3	3,9	0,198	2,66	0,315	0,5
Urin 7 (Rinne, gelagert)	1,16	98,8	3,7	3,6	0,114	3,16	0,208	0,17
Urin 8 (Rinne, gelagert)	2,08	97,9	11	11	0,138	6,61	0,163	0,2
Urin 9 (Rinne, gelagert)	1,22	98,8	3,8	3,4	0,15	3,15	0,16	0,2
Gärrest (aus Nawaro & Gülle)	6,21	93,8	2,9	1,3	0,652	2,27	0,413	1,02
Schweinegülle dünn	6,56	93,4	4,4	3	0,899	1,06	0,474	0,53
Kot (Schwein)	23	77	9	2,6	2,99	2,1	1,63	1,7

3.2.3 Versuchsaufbau für die Emissionsermittlung

Die Ammoniakfreisetzungsversuche wurden in einer Klimakammer mit Mikrowindkanälen nach dem Prinzip einer dynamischen Kammer durchgeführt (Döhler 2025). Die Windkanäle bestehen aus einem Bodenbehälter und einem Deckel, der einen Luftraum von 0,4 dm³ umschließt, letzterer wird mit einem etwa 10-fachen Luftaustausch pro Minute durchströmt. Die eintretende Luft wird über eine Glasfritte mit Wasser angefeuchtet, gleichzeitig wird dort ggfs. auftretendes Ammoniakgas gefiltert (Abbildung 3).

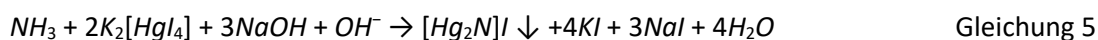
Abbildung 3: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus



Quelle: Beudert et al. 1988, verändert

Das im Windkanal von der Gülle freigesetzte Ammoniak wurde in 0,05 mol Schwefelsäure aufgefangen und nasschemisch mit dem Neßler-Verfahren bestimmt. Bei der Nessler Reaktion (Gl. 5.) reagiert Kaliumtetraiodomercurat(II) ($K_2[HgI_4]$) mit NH_3 in alkalischer Lösung (hier Natronlauge ($NaOH$)). Dabei entsteht ein rot-brauner Farbkomplex $[Hg_2N]I$, dessen Farbintensität proportional

zum Ammoniakstickstoffgehalt ist und daher mit Hilfe fotometrischer Messung auf den Ammoniakgehalt zurückschließen kann (Lin et al. 2014).



Alle Wirtschaftsdünger wurden mit einem Lehm Boden (Tabelle 6) bei 15 °C in jeweils dreifacher Wiederholung geprüft, ausgewählte Varianten wurden auf vier Temperaturniveaus (0 °C, 5 °C, 15 °C, 25 °C) und drei Böden durchgeführt; Boden und Dünger wurden vor Versuchsbeginn auf die entsprechende Temperatur eingestellt. Die Ausgasungsversuche wurden für jeweils 144 Stunden durchgeführt, da in Vorversuchen mit Urin nach den ersten sechs Tagen keine nennenswerten Emissionen mehr auftraten (0,01 – 0,2 kg h⁻¹). In den ersten Stunden nach der Gülleapplikation wurden stündlich bis zweistündlich Proben gezogen, später im Intervall von fünf Stunden, nach dem ersten Versuchstag jeweils im Intervall von 8 bis 12 Stunden.

Als Versuchsboden wurde Ap-Material einer Parabraunerde aus Lößlehm (utL) mit Aggregaten ≤ 15 mm Durchmesser) verwendet, die Lagerungsdichte im Bodengefäß betrug etwa 1,3 g/cm³, der Wassergehalt wurde etwa auf Feldkapazität eingestellt. Ausgewählte Dünger wurden zusätzlich auf einer Braunerde aus sandigem Lehm (SI4) und einem Pelosol (Tu2) appliziert (Tabelle 6).

Versuchsübersicht

Die Versuchsdurchführung der Emissionsmessungen erfolgte in zwei Phasen. Zunächst wurde in der Versuchsphase 1 überprüft, wie sich Ammoniakemissionen und Emissionskinetik von vier Schweineurinen im Vergleich zu Schweinegülle, Gärrest und den Mineraldüngern Harnstoff und KAS verhalten, und welchen Einfluss die Ureasehemmstoffe Schwefelsäure, Kalkhydrat und ein synthetischer Ureaseinhibitor (N-(n-butyl)thiophosphoric triamide) der SKWP Wittenberg auf das Emissionsgeschehen der Urine haben. Zusätzlich wurde das Emissionsverhalten von abgetrenntem Kot erfasst. Alle Düngemittel der Versuchsphase 1 wurden auf den Lehm Boden (Lössparabraunerde) ausgebracht, die Referenztemperatur betrug 15 °C.

In der Versuchsphase 2 erfolgte für die Wirtschaftsdünger der Versuchsphase 1 eine Prüfung des Einflusses von Bodenarten (zusätzlich auf lehmigem Sand und lehmigem Ton). Weiterhin wurde in der Versuchsphase 2 geprüft, wie hoch die Ammoniakemissionen weiterer primär getrennter Urine aus Praxisbetrieben im Vergleich zu Schweinegülle und Harnstoff bei den Temperaturniveaus 5 und 15 °C sind. Dazu wurden von fünf Praxisbetrieben Proben (Urine 5 - 9) aus dem Urinrinnenablauf entnommen und diese verschlossen und gasdicht über mehrere Wochen bei Außentemperatur gelagert (Tabelle 6).

Die Tabelle 6 gibt eine Übersicht über die in den Versuchsphasen 1 und 2 durchgeführten Untersuchungen mit den eingesetzten Düngern bei den entsprechenden Temperaturniveaus. Die in den Experimenten eingesetzten Wirtschaftsdünger wurden immer mit einer Applikationsrate von 20 g / Windkanal ausgebracht. So sollte verhindert werden, dass unterschiedliche Flüssigkeitsmengen zur Beeinflussung der Infiltrationsleistung der Böden führen. Da die Nährstoffkonzentrationen in den Wirtschaftsdüngern sehr unterschiedlich sind, ergaben sich stark variierende Stickstoffapplikationsmengen.

Tabelle 6: Prüfglieder der Versuche zur Ermittlung des Emissionspotenzials und jeweils applizierter Ammoniumstickstoff

Prüfglied	Ausgebr. NH ₄ -N [kg N ha ⁻¹]	Lehmboden				Sandboden				Tonboden			
		Temperatur [°C]				Temperatur [°C]				Temperatur [°C]			
		1	5	15	25	0	5	15	25	0	5	15	25
Schweinegülle	60		2*	1*				2				2	
Kot	52			1									
Gärrest	26			1				2				2	
Mineraldünger Harnstoff	100			1									
Mineraldünger KAS	100			1									
Urin 1 (ab Tier)	260	1	1	1	1			2				2	
Urin 2 (ab Tier)	166		2	1				2				2	
Urin 3 (Rinne)	8,8		2	1				2				2	
Urin 4 (Rinne)	58		2	1				2				2	
Urin 1 (Säure)	260	1	1	1	1								
Urin 1 (Lauge)	260			1									
Urin 1 (UI)	260			1									
Urin 5 (Rinne, gelagert)	98		2	2									
Urin 6 (Rinne, gelagert)	78		2	2									
Urin 7 (Rinne, gelagert)	72		2	2									
Urin 8 (Rinne, gelagert)	220		2	2									
Urin 9 (Rinne, gelagert)	68		2	2									

*die Ziffern 1 und 2 bezeichnen die Versuchsphasen 1 und 2

4 Ergebnisse

4.1 Gefäßversuch zur Ermittlung der Düngungswirkung

4.1.1 N-Nachlieferung während der Vegetationsperiode

In Tabelle 7 ist der N-Mineralisationsverlauf des verwendeten Substrates aufgeführt. Dementsprechend lieferte das Substrat bis 0,2 g N/Gefäß nach.

Tabelle 7: N_{min}-Gehalte im Kontrollgefäß ohne N-Düngung und ohne Bewuchs im Gefäßversuch

Datum	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N g N / Gefäß	N _{min}
05.04.2022	0,01	0,02	0,03
10.05.2022	0,09	0,002	0,09
31.05.2022	0,2	0,01	0,2
21.06.2022	0,04	0,003	0,04

Zum ersten Auszählungstermin (25.04.2022) waren in den Varianten 16,50 bis 24,75 Pflanzen aufgelaufen. Bis zum zweiten Boniturtermin (02.05.2022) waren im Mittel der Gefäße der einzelnen Varianten zwischen 22,5 und 28 Pflanzen gebildet worden. Gewisse Abweichungen zwischen den einzelnen Varianten wurden weiter ausgeglichen. Eine eindeutige Differenzierung des Pflanzenaufbaus war zu keinem der beiden Auszählungstermine gegeben. Eine uneingeschränkte Bestandsangleichung auf 15 gleich entwickelte Sommerweizenpflanzen/Gefäß war am 02.05.2022 möglich.

4.1.2 Ertragswirkung, N-Entzüge und N-Effizienz

Erwartungsgemäß nahm in der ungedüngten Variante (ohne N) mit fortschreitender Vegetationsdauer die Nährstoffversorgung und Wüchsigkeit des Sommerweizens ab. Diese Abnahme der Wüchsigkeit war auch in der Variante Kompost zu beobachten. Alle weiteren Prüfglieder bildeten kräftige und sortentypische Bestände (Abbildung 4). Weitere Information zu den Ergebnissen der Prüfglieder und der statistischen Auswertung sind aus der Tabelle 9 im Anhang zu entnehmen.

Abbildung 4: Mitscherlichgefäße mit Sommerweizen „Licamero“ (17.05.2022)

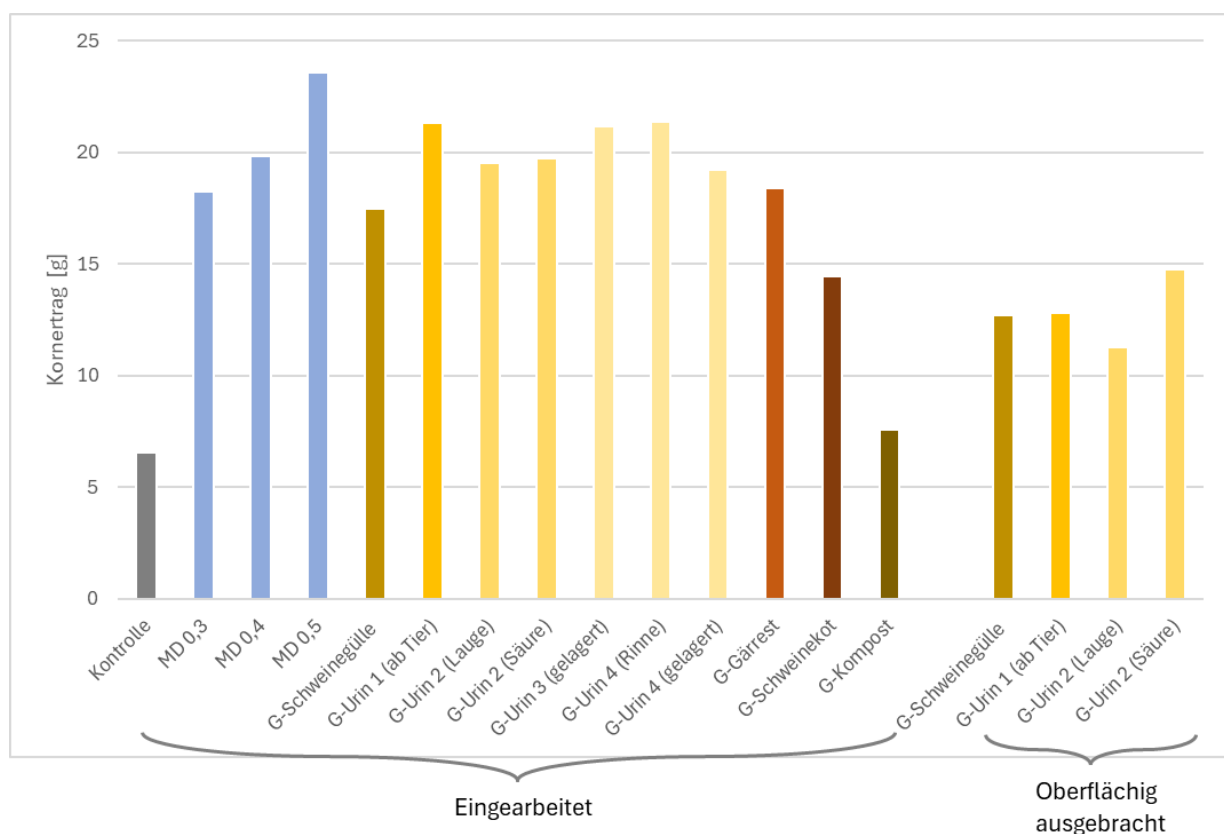


Der geringste Ertrag wurde erwartungsgemäß mit 6,57 g von der ungedüngten Variante (ohne N) gebildet. Einen ebenso geringen Ertrag verzeichnete der Kompost. Mit 7,58 g lag der Kornertrag im Signifikanzbereich der ungedüngten Kontrolle. Durch die Düngung mit Harnstoff wurde der Kornertrag um das 3- bis 3,5- fache auf 18,25 bis 23,56 g gesteigert (Abbildung 5). Der Einsatz der organischen, eingemischten Dünger

- G-Schweinegülle, G-Urin 1 (ab Tier), G-Urin 2 (Säure), G-Urin 2 (Lauge), G-Urin 4 (Rinne), G-Urin 4 (gelagert), G-Urin 3 (gelagert), G-Gärrest

ließ im Vergleich zur mineralischen Harnstoffdüngung von 0,4 g N/Gefäß eine Ertragsgleichheit erkennen. Einen signifikanten Minderertrag im Vergleich zur Harnstoff-Düngung verzeichneten die Varianten Schweinekot (ebenfalls eingemischt in das Substrat) sowie alle oberflächlich ausgebrachten Dünger. Die Oberflächendüngung (hohes $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verlustpotenzial) führte hier zu einem signifikanten Ertragsverlust von 25 - 42 % im Vergleich zu den Varianten der Krumendüngung. Die Stabilisierung der Urine mit Säure und Kalkhydrat verhinderte hier offenbar die Emissionen nur geringfügig, denn sowohl die behandelten als auch unbehandelten Varianten der oberflächlich gedüngten Varianten zeigen ähnliche Erträge, deren geringe Unterschiede statistisch nicht abzusichern sind. Die geringeren Erträge aus den oberflächlich gedüngten Varianten deuten auf hohe Ammoniakverluste nach der Ausbringung der WSD hin.

Abbildung 5: Kornerträge des Sommerweizens



Die Wirkungsverhältnisse der Kornerträge finden sich in ähnlichen Relationen auch bei den Stroherträgen (s. Anhang)

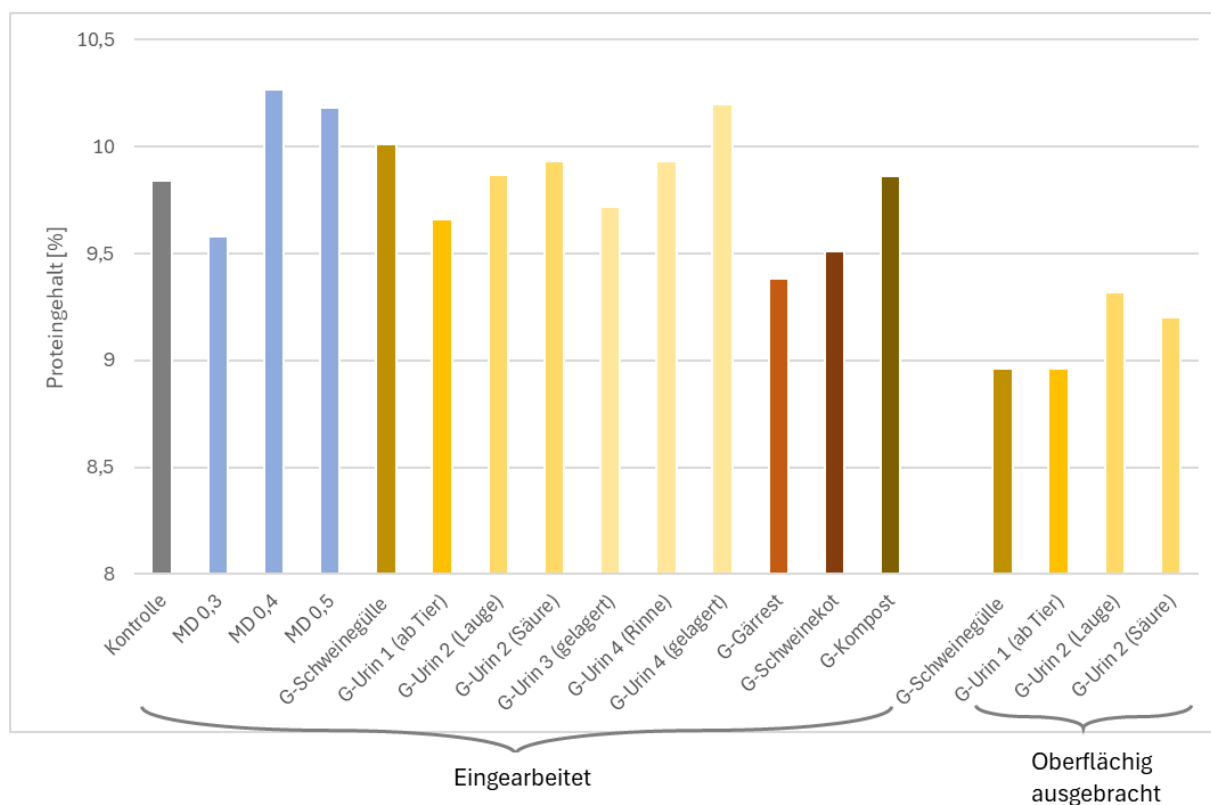
Tabelle 9) wieder. Die geringsten Erträge wurden in der ungedüngten Kontrolle (9,38 g) und im Kompost aus Schweinekot (10,08 g) gebildet, die Erträge von Schweinekot spiegeln die verfügbaren Stickstoffmengen im Dünger wider. Die Applikation der organischen Dünger

- G-Schweinegülle, G-Urin 1 (ab Tier), G-Urin 2 (Lauge), G-Urin 2 (Säure), G-Urin 4 (Rinne), G-Urin 4 (gelagert), G-Urin 3 (gelagert), G-Gärrest

führte zu einer Steigerung der Stroherträge um das 2- bis 2,7- fache. Mit Ausnahme der Schweinegülle verzeichneten die genannten Varianten Stroh trockenmassen, die mit denen der mineralischen Düngung (0,4 g N/Gefäß) gleichzusetzen waren. Einen deutlichen Ertragsrückgang zeigten wiederum die Prüfglieder mit Oberflächendüngung. Im Vergleich zur Krumendüngung führte die Oberflächendüngung zu einem Ertragsminus von 25 bis 38 %.

Der N-Gehalt bzw. der Proteingehalt sind wesentliche Kriterien zur Beurteilung der „inneren Qualität“ des Erntegutes und sie lassen Aussagen zur N-Verwertung der Pflanzen aus dem Stickstoffpool des Bodens, einschließlich des applizierten N-Anteils des Düngers, zu. Aus dem gemessenen N-Gehalt wurde der Rohproteinwert errechnet (Faktor 6,25). Die Applikation der Wirtschaftsdünger führte zu insgesamt sehr ähnlichen Proteingehalten zwischen 8,96 - 10,20 % (Abbildung 6), damit ist dieser Qualitätsparameter von geringer Aussagefähigkeit. Auch hier zeigt sich ein deutlicher Unterschied der oberflächlich gedüngten Varianten zu den Krumendüngungsvarianten. Die im Vergleich zu den Erträgen hohen Proteingehalte der Varianten Kot und Kompost (9,5 bis 9,7 %) sind wahrscheinlich auf Nachlieferungseffekte aus dem organisch gebundenen N dieser Dünger während der Korneinlagerungsphase zurückzuführen.

Abbildung 6: Proteingehalt im Sommerweizenkorn



Der Gesamt-N-Entzug ermittelt sich aus der Summe des Korn- und des Stroh-N-Entzugs der jeweiligen Gefäße. Die Berechnung des Korn-N-Entzugs erfolgte durch Multiplikation der Kornerträge

mit den zugehörigen N-Gehalten im Korn. Für die Bestimmung des Stroh-N-Gehaltes wurden jeweils Mischproben (4 Wdh.) der Prüfglieder analysiert und diese Werte mit den Stroherträgen der Einzelgefäße multipliziert.

Auch in Hinblick auf die N-Entzüge (Abbildung 7) war eine deutliche Differenzierung zwischen der Oberflächen- und der Krumendüngung festzustellen. Die geringsten N-Entzüge wurden erwartungsgemäß in der ungedüngten Kontrolle und in der Variante Kompost erreicht. Die Varianten der organischen Krumendüngung verzeichneten N-Entzüge zwischen 0,29 und 0,46 g. Dagegen lagen die der Oberflächendüngung lediglich zwischen 0,23 und 0,29 g. Bei den eingearbeiteten Varianten wurde demnach ein ähnliches Gesamt-N-Entzugsniveau wie bei der Harnstoffvariante mit 0,4 g N/Gefäß erreicht.

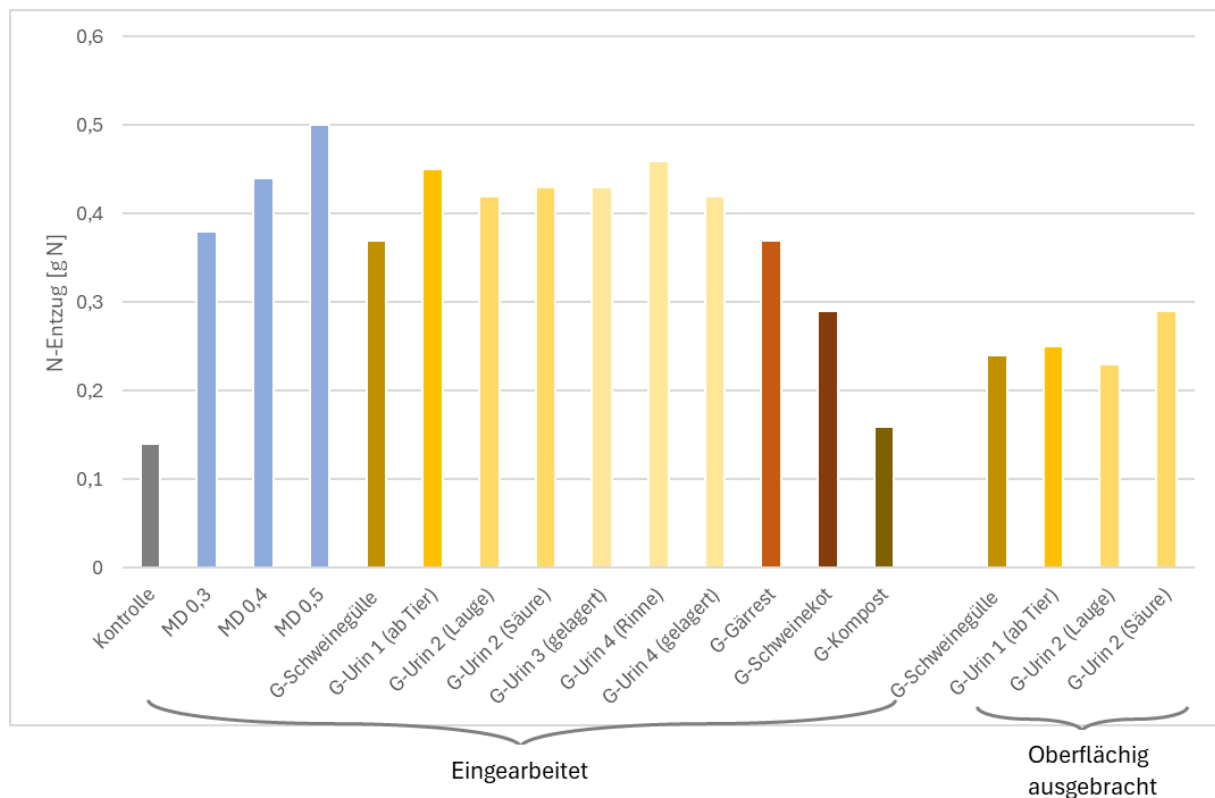
Zur vergleichenden Analyse der Wirksamkeit der Düngemittel kann die N-Düngereffizienz als Maß für die Ausnutzung des applizierten Dünger-N durch die Pflanze herangezogen werden. Berechnet wurde sie mit der Formel:

Gleichung 6:

$$\text{N-Düngereffizienz} = (\text{N-Entzug gedüngt} - \text{N-Entzug ungedüngt}) \cdot 100 / \text{N-Düngermenge}$$

Die N-Effizienzen sind ebenfalls in der Tabelle 9 im Anhang zusammengefasst. In den Krumen-Düngungsversuchen zeigt sich Schweinekot mit einer geringen (36 %) und Schweineurin mit einer hohen N-Effizienz (70-80 %). Die herkömmliche Schweinegülle wies im Vergleich eine N-Effizienz von 58 %, und der eingearbeitete Harnstoff eine N-Effizienz von 73-79 % auf. Eingearbeiteter bzw. eingemischter Schweineurin ist demnach fast der Effizienz eines eingearbeiteten Harnstoffdüngers gleichzusetzen. Dagegen fällt die N-Effizienz von Gülle, Gärrest und Urinen bei oberflächiger Ausbringung auf ein Niveau von 26 bis 39 % ab. Die Stabilisierung mit Säure verbessert die N-Ausnutzung zwar, führt aber nur zu einer N-Effizienz von 39 %, die Zugabe von Lauge ergibt eine Effizienz von 22 %.

Abbildung 7: Gesamt-N-Entzug des Sommerweizens (Korn und Stroh)



In der internationalen Literatur finden sich zur Düngung und Düngungseffizienz diverse Studien zur Behandlung und Applikation von menschlichem Urin. Verschiedene Verfahren, zur Stabilisierung des Stickstoffs, zur Volumenreduktion, Behandlung von Verunreinigungen und zur Nährstoffextraktion werden beschrieben. Diese Verfahren und die daraus resultierenden Düngemittel weisen unterschiedliche Eigenschaften und Umweltauswirkungen auf. Diverse Urine und Behandlungsverfahren und die daraus hervorgehenden Düngemittel wurden untersucht (Pradhan et al. 2011).

Die Stickstoffkonzentrationen dieser Urine und daraus entstehender Düngemittel variieren sehr stark, die Ergebnisse sind aufgrund unterschiedlicher Erhebung und Berichtsformate (Metrik) nicht unmittelbar vergleichbar. Martin et al. (2020) haben aus verschiedenen Untersuchungen die Stickstoffnutzungseffizienz gelistet oder wenn diese nicht angegeben war, aus dem Verhältnis zwischen der zusätzlichen N-Aufnahme der gedüngten Kulturpflanze im Vergleich zur Aufnahme der Kontrollkultur ohne Düngung und dem gedüngten N berechnet. Alternativ wurde das Mineraldüngeräquivalent im Vergleich zu einem Mineraldünger berechnet.

In den genannten Studien ist die Stickstoff-Nutzungseffizienz von Urin und Urindüngemitteln ähnlich oder geringfügig niedriger als die von Mineraldünger, und das Mineraldüngeräquivalent ist mit mehr als 75 % bis annähernd 100 % hoch. Die Unterschiede zwischen unbehandeltem, angesäuertem und gelagertem Urin sind gering. Die Stickstoffeffizienz ist im Allgemeinen höher als bei Gülle und Mist (Martin et al., 2021; Pradhan et al., 2011; Kirchmann und Pettersson 1994; Lindén 1997; Muskulus 2007; Mneniet et al. 2008; Simons 2008; Gomez-Munoz et al. 2017; Mchunuet et al. 2018; Bonvin et al. 2025; Viskari et al. 2018).

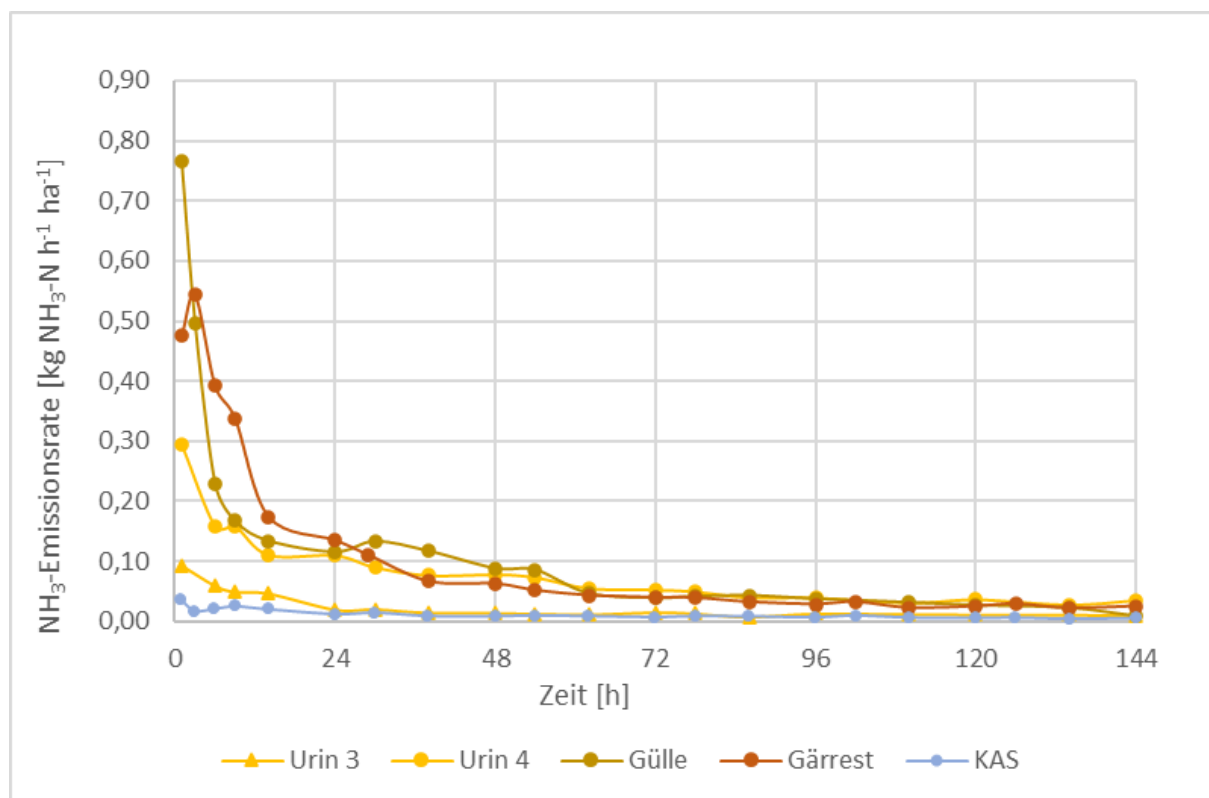
4.2 Ermittlung des Ammoniakemissionspotenzials

4.2.1 Verlauf der Ammoniakemissionsraten nach der Ausbringung der Wirtschafts- und Mineraldünger (Versuchsphase 1)

In Abbildung 8 und Abbildung 9 ist der zeitliche Verlauf der Ammoniakstickstoffemissionsraten nach Düngemittelausbringung dargestellt, getrennt nach ähnlichen Emissionsmustern.

In Abbildung 8 sind die Emissionsverläufe der Dünger Urin 3 und 4 aus Harnrinnen, Gülle und Gärrest, sowie KAS abgebildet. Bei diesen Düngern sind die Emissionen unmittelbar nach der Ausbringung am höchsten und nehmen innerhalb der ersten 24 h rasch ab. Bei Anwendung von Gülle und Gärrest sind die Emissionen am höchsten mit $0,77$ und $0,54 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, gefolgt von Urin 4 mit $0,30 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ und Urin 3 und KAS mit $0,09$ sowie $0,03 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Nach sechs Tagen liegen die Emissionswerte bei nur noch $0,01$ - $0,04 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Dieser Verlauf ist typisch für ammoniumhaltige Dünger, die Emission erfolgt unmittelbar aus der Düngerlösung und wird überwiegend von der Ammoniumkonzentration, der Temperatur und dem Säuregrad der Dünger bzw. der Bodenlösung beeinflusst (Döhler 2010, und 1991).

Abbildung 8: Ammoniakemissionsraten nach der Ausbringung von Urin 3 und 4, Gülle, Gärrest, sowie KAS (Lehmboden, 15°C)

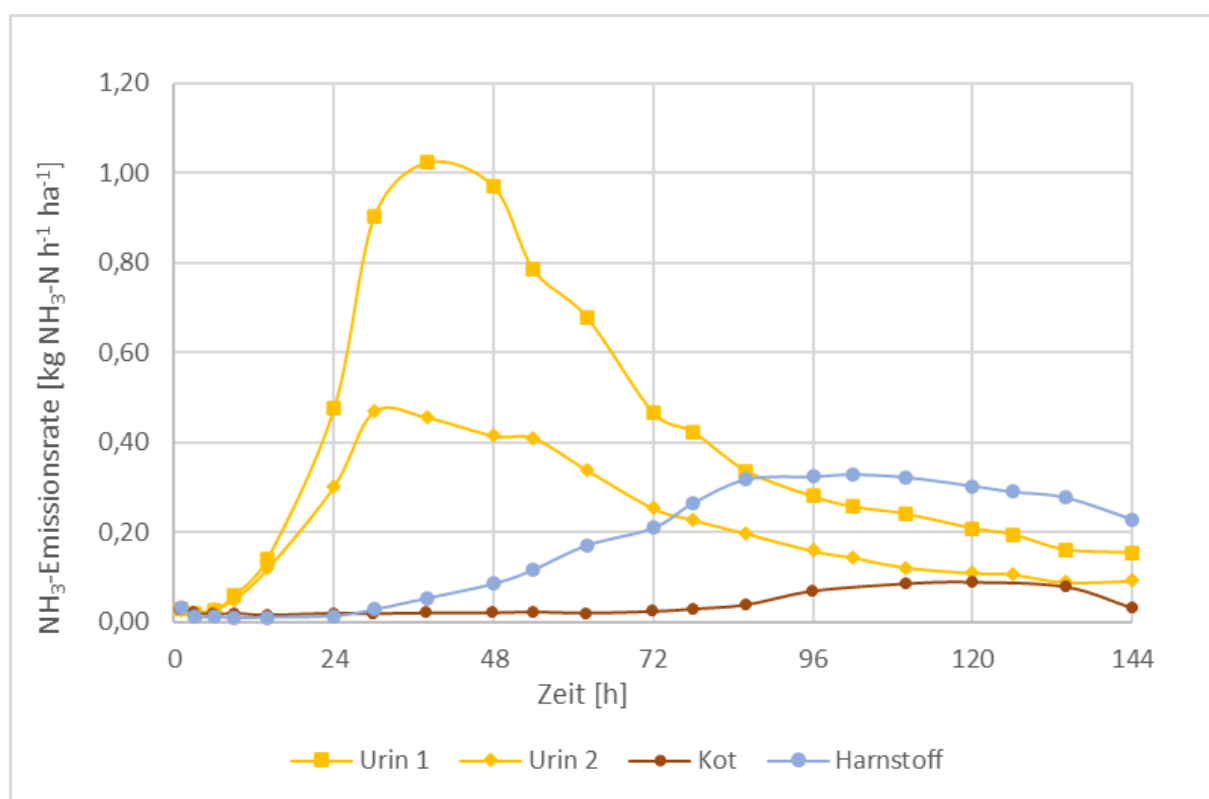


In Abbildung 9 sind die Ammoniakemissionsraten der Dünger Urin 1 und 2, Kot und Harnstoff abgebildet. Bei den Urinen 1 und 2 treten die höchsten Emissionsraten in Höhe von $1,02$ und $0,47 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ am zweiten Versuchstag auf. Im Vergleich zu Urin 1 ist bei Urin 2 der Anstieg der Emissionen zeitlich versetzt und die Emissionsraten sind geringer, dies ist vor allem auf die geringere N-Applikationsrate zurückzuführen (siehe Erläuterung im Kap 3.2.3; s. Tabelle 6).

Bei Harnstoff und Kot ist ein allmählicher Anstieg nach 24 und 72 h zu beobachten. Bei Kot liegen die Emissionen nach der Ausbringung zunächst relativ konstant bei durchschnittlichen $0,02 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Zwischen 72 und 120 h ist ein Anstieg der Emissionen auf $0,09 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ zu verzeichnen, der aber rasch wieder absinkt und zu den anderen Düngern vergleichbare Emissionsraten von $0,02 \text{ kg N h}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ aufweist.

Bei Harnstoff ist der Emissionsverlauf qualitativ ähnlich zu dem der nicht hydrolysierten Urine 1 und 2, allerdings mit einer geringeren Steigung der Emissionsfunktion sowohl beim Beginn der Emissionsaktivität als auch bei deren Abklingen.

Abbildung 9: Ammoniakemissionsraten nach der Ausbringung von Urin 1 und 2, Kot und Harnstoff (Lehmboden, 15 °C)



Der zeitlich versetzte Anstieg der Emissionsraten lässt sich durch die Eigenschaften der Dünger erklären, denn zunächst liegt der Stickstoff im Urin als Harnstoff vor, der durch das Enzym Urease erst nach der Ausbringung hydrolysiert und in Ammoniak und Kohlendioxid überführt wird. In den Urinen erfolgt die hydrolytische Spaltung des Harnstoffs schneller, weil der Harnstoff gleichmäßig mit der Urinflüssigkeit über die Fläche verteilt wird. Dagegen erfordert der granuliert ausgebrachte Harnstoff (nur etwa 4 bis 6 Granalien pro Windkanal) auf den Düngerspots längere Zeit für die enzymatische Umsetzung.

Die Höhe der anfänglichen Verlusten korreliert überwiegend mit den applizierten Mengen an TAN (Abbildung 8 und Abbildung 9). Sommer und Sherlock (1995) wiesen experimentell nach, dass eine hohe TAN-Konzentration an der Oberfläche zu einem steilen Anstieg der Emissionen am Anfang eines Emissionsverlaufs führt. Durch Urin 4 wurde zwar fast so viel TAN wie bei Gülle ausgebracht, dieser konnte aber vermutlich aufgrund seines geringeren Trockenmassegehalts bzw. besseren Fließverhaltens schneller versickern.

4.2.2 Kumulative Ammoniakverluste nach der Ausbringung der Wirtschafts- und Mineraldünger (Versuchsphase 1)

In Tabelle 8 sind die applizierten TAN-Mengen und die kumulativen NH_3 -Verluste aller Dünger nach sechs Tagen aufgelistet. Aufgrund der massenbasierten Applikationsmenge für Wirtschaftsdünger (20 g / Windkanal) ergeben sich entsprechend der jeweiligen TAN-Gehalte sehr unterschiedliche Stickstoff-Applikationsraten von 4,4 bis 260 kg N ha^{-1} . Die Düngemittel Urin 3, Gärrest und Harnstoff weisen die höchsten kumulativen Verluste auf mit 57, 42 und 28 % des ausgebrachten TAN. Urin 1, Urin 2 und Urin 4 weisen relative Emissionen von 15 bis 24 % des ausgebrachten TAN auf. Die Emissionen von Kot und KAS zeigen die niedrigsten kumulativen Emissionen mit 11,35 und 1,27 %.

Tabelle 8: Ausgebrachter TAN und relative NH_3 -N Verluste der Dünger nach 6 Tagen im Emissionsversuch

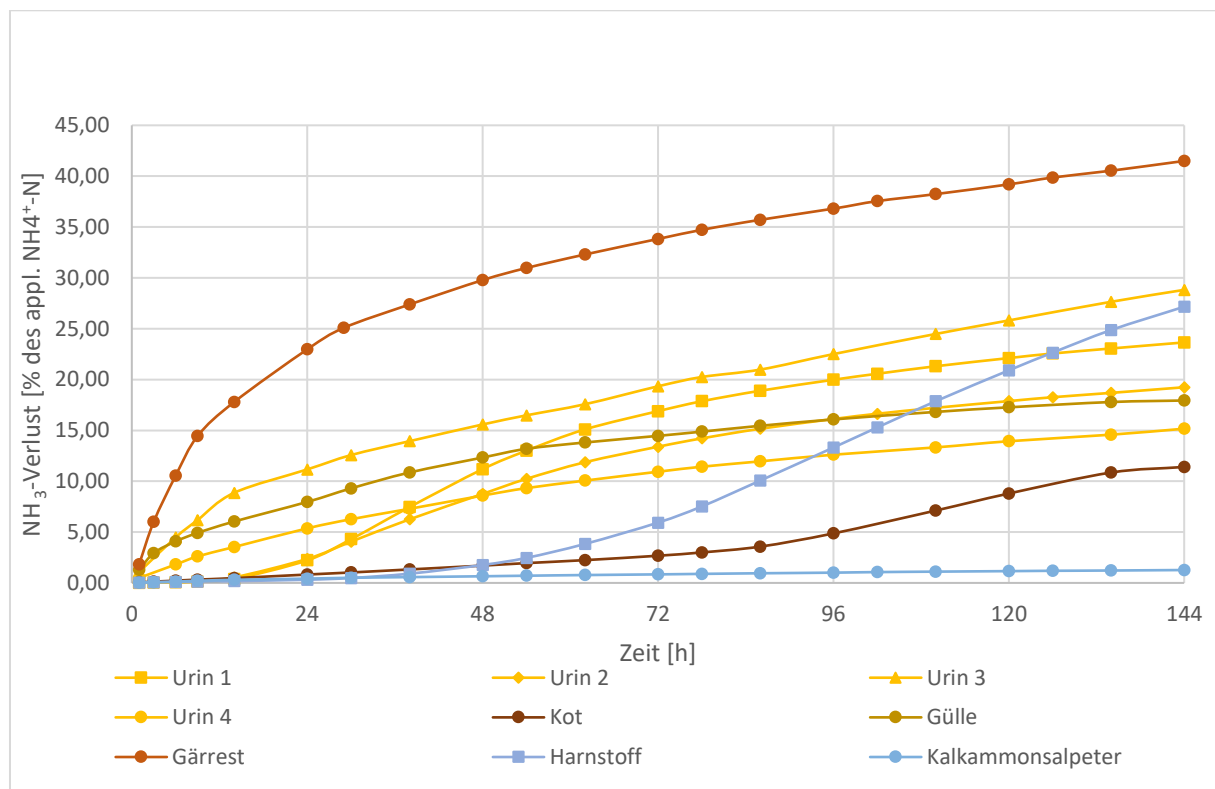
Dünger / Prüfglieder	appl. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ [kg ha^{-1}]	Relative Verluste an $\text{NH}_3\text{-N}$ [% des appl. $\text{NH}_4\text{ N}$]
Gärrest	26	41,90
Gülle	60	22,60
Kot	52	11,35
Urin 1 (ab Tier)	260	24,11
Urin 2 (ab Tier)	166	19,32
Urin 3 (Rinne)	8,8	56,91
Urin 4 (Rinne)	58	15,69
Urin 1 Säure	260	8,50
Urin 1 Base	260	14,5
Urin 1 Ureaseinhibitor	260	2,8
Harnstoff	100	27,8
KAS	100	1,27

Abbildung 10 zeigt die relativen Ammoniakstickstoffverluste zu appliziertem TAN im zeitlichen Verlauf. Alle Emissionskurven zeigen einen logarithmischen Verlauf mit anfangs hohen und in der Folge abnehmenden Emissionsraten. Bei den harnstoffhaltigen Düngemitteln setzt der logarithmische Verlauf erst nach der Hydrolyse des Harnstoffs ein. Innerhalb der ersten 24 h ist ein rascher Anstieg der kumulativen Verluste bei Gärrest zu beobachten, etwa die Hälfte der Verluste geht bereits in diesem kurzen Zeitraum verloren. Bei Gülle und den Urinen 2, 3 und 4 ist die Hälfte der kumulativen Emissionen innerhalb von 48 Stunden erreicht, bei Urin 1 nach 54 h und bei Harnstoff erst nach vier Tagen. Bei KAS sind die Verluste vernachlässigbar niedrig.

Der kurvilineare, logarithmische Verlauf der Freisetzung ist für Wirtschaftsdünger umfangreich beschrieben (Döhler 1991; Döhler und Horlacher 2010), die mit der Emission abnehmende Ammoniumkonzentration führt in Verbindung mit der Bindung von Ammonium an Bodenaustauscher zu abnehmenden Emissionsraten. Nicht erklärt werden kann der nahezu lineare Verlauf der Emissionsfunktion bei Urin 3. Der Kurvenverlauf deutet an, dass der Freisetzungsprozess noch nicht abgeschlossen ist. Offenbar setzte die Hydrolyse des Harnstoffs im Urin unmittelbar nach der Ausbringung ein, eine Abnahme der Emissionsraten ist aber nicht zu verzeichnen, so dass während des Experiments regelmäßig Ammonium nachgeliefert wird. Ebenfalls nicht abgeschlossen ist der Freisetzungsprozess bei der Variante Harnstoff, daher ist dort mit höheren Emissionen als 27 % zu rechnen.

Nach den ersten zwei Tagen liegen die Emissionen bei allen Düngern auf einem relativ niedrigen Niveau, durch eine Abnahme der TAN-Konzentration an der Bodenoberfläche, bedingt durch Emission, Infiltration, Adsorption und/oder Nitrifikation. Weitere Studien berichten über sehr ähnliche Emissionsverläufe von Ammoniak aus aufgetragener Gülle (Ni et al. 2011, Rostami et al. 2015, Nkoa 2014, Thompson et al. 1990, Moal et al. 1995). Die konstant niedrigen Emissionen bei KAS stimmen mit anderen Studien überein, die mit KAS oder keinem Dünger als Kontrolle gedüngt haben, welche zwischen 0,2 und 7,1 % lagen (Verdi et al. 2019, Ni et al. 2014, Forrestal et al. 2016).

Abbildung 10: Kumulierte Ammoniakemissionen von Wirtschafts- und Mineraldüngern nach der Ausbringung (Lehmboden, 15 °C)



Der steile Anstieg innerhalb der ersten 24 Stunden und allmähliche Abfall der Emissionen bei Urin 3 und 4 nach Tag 1 stimmt mit Studien überein, die Schafsurin (China) (Li et al. 2014) oder Rinderurin (Singh et al. 2013, Zaman et al. 2009, Zaman et al. 2012, Rodriguez et al. 2021) auf Grünland ausbrachten. Weiterhin wurde eine Erhöhung des pH-Wertes um 0,5 bis 1 Einheiten nach Ausbringung von Urin auf Grünland beobachtet (Singh et al. 2013, Zaman et al. 2012, Rodriguez et al. 2021), der vermutlich für den raschen Anstieg der Emissionen in den ersten 24 Stunden verantwortlich ist. Doak (1952) brachte frischen Kuhurin und Harnstoff auf unbestelltem Boden (Oberflächentemperatur: 6-8 °C) aus und stellte einen Anstieg des pH-Wertes fest, wobei die Differenz des pH-Wertes nach der Applikation bei Urin größer war, als bei Harnstoff. Dies könnte beigetragen haben zur Beobachtung, dass die maximalen Ammoniakemissionsraten bei den frischen Schweineurinen 1 und 2 zu einem früheren Zeitpunkt stattfanden als bei Harnstoff.

Auch andere Faktoren, wie etwa Hippursäure im Urin, beeinflussen den Zeitpunkt der Hydrolyse. Hippursäure ist in tierischem Urin enthalten und fördert die Harnstoffhydrolyse, weshalb im

Vergleich zu Harnstoffdünger mit einer schnelleren Hydrolyse im Urin zu rechnen ist (Mulvaney et al. 2022, Sherlock et al 1984, Whitehead et al. 1989).

Die kumulativen Ammoniakstickstoffverluste in dieser Arbeit liegen bei Urin 1 und 2 bei 24 und 19 %. Im Vergleich zu Studien, die Rinderurin und Schafsurin auf Weideland ausbrachten, sind die Emissionen höher (Li et al. 2014; Rodriguez et al. 2021; Bol et al. 2004; Sherlock et al. 2009; Zaman et al. 2013) oder vergleichbar (Laubach et al. 2012). Auch wurden Versuche mit Schweine- und Menschenurin durchgeführt (Rodhe et al. 1996, Rodhe et al. 2004, Tristan et al. 2023). Laubach et al. (2012) stellten in Neuseeland nach sechs Tagen NH_3 -Verluste von bis zu 26 % des ausgebrachten N fest, Bol et al. (2004) ermittelten nach sechs Tagen 12 bis 14 % des ausgebrachten Harnstoff-N aus Rinderurin auf Weideland. Rodriguez et al. (2021) ermittelten 15 % Verlust des Urin-N nach 30 Tagen, dabei gingen 47 % des Urin-N in den ersten 24 Stunden als NH_3 verloren, und 72 % in 3 Tagen. In dieser Arbeit sind in den ersten 24 Stunden dagegen bei Urin 1 nur etwa 9 % und bei Urin 2 etwa 12 % des Verlustes nach sechs Tagen erreicht. Die Verluste nach 3 Tagen stimmen mit etwa 70 % bei Urin 1 und etwa 69 % bei Urin 2 mit Ergebnissen von Rodriguez et al. (2021) überein.

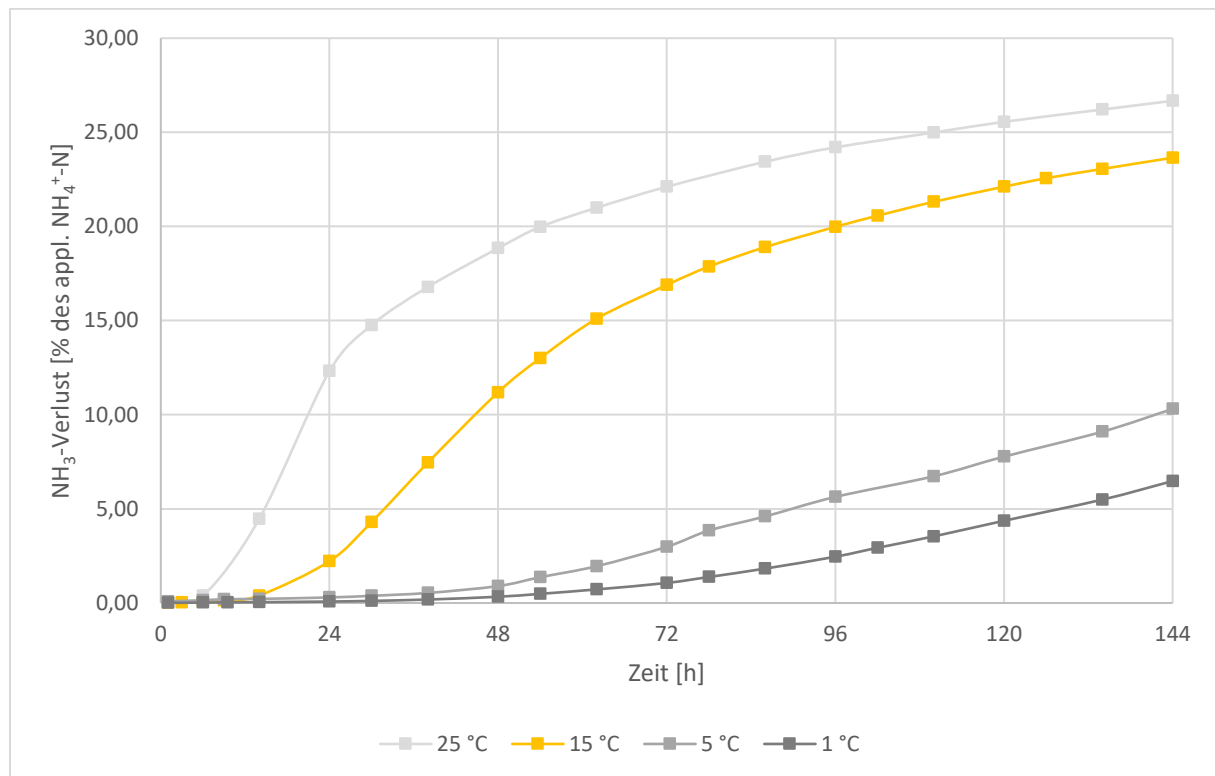
Rodhe et al. (2004) führten über drei Versuchsjahre hinweg Ammoniakmessungen nach Ausbringung von Menschenurin mit verschiedenen Applikationstechniken mit Schleppschläuchen und Schleppschuhen durch. Die relativen Verluste blieben bei allen Versuchen bei maximal 10 % des ausgebrachten TAN. Bei Applikation mit Schleppschuhen wurden durchschnittliche Verluste von 0,7 % des TAN erreicht. In wachsenden Gerstenbeständen waren die Verluste bei beiden Techniken noch geringer. In einer weiteren Studie von Rodhe und Johansson (1996) wurden bei Anwendung von Schweineurin auf dem Feld vor der Aussaat oder auf Gerste ähnliche Verluste in Höhe von 5-10 % festgestellt.

Bei Kot blieben die Emissionen unter $0,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Diese Beobachtung stimmt mit den Autoren überein, die Ammoniakemissionen aus Rinderdung auf Weideland untersuchten (Fischer et al. 2016). Für Schweinekot konnten keine Literaturbelege gefunden werden. Bei Fischer et al. (2016) blieben die Emissionsraten unter $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ im Frühjahr, Sommer und Herbst mit einer Versuchslaufzeit von 15 Tagen. Kellems et al. (1979) zeigen bei Lagerung von Kot, Gülle mit 50 % Kot und 50 % Urin und Urin von Rindern einen sehr ähnlichen Emissionsverlauf zu den hier erzielten Ergebnissen. Im Vergleich zu Gülle und Urin stellt abgetrennter Kot eine Quelle für Ammoniakemissionen mit geringer Relevanz dar.

4.2.3 Einfluss der Temperatur auf den Emissionsverlauf und kumulierte Ammoniakemissionen von Schweineurin (Versuchsphase 1)

In Abbildung 11 sind die kumulativen Ammoniakstickstoffemissionen von Urin 1 bei verschiedenen Temperaturen dargestellt. Mit zunehmender Temperatur ist eine signifikante Zunahme der kumulativen Emissionen zu beobachten. Bei 25, 15, 5 und 1 °C gehen 27, 24, 10 und 6,5 % des ausgebrachten TAN verloren. Somit nehmen die Emissionen bei 25 °C um etwa 10,8 % zu und bei 5 und 1 °C um etwa 59 und 73 % gegenüber dem Wert bei 15 °C ab. Aus der Steigung der Emissionskurven der Varianten 1 und 5 °C ist erkennbar, dass der Emissionsprozess noch nicht abgeschlossen ist, daher noch mit etwas höheren Emissionen zu rechnen ist. Für eine sichere Einschätzung bedarf es einer Verlängerung des Versuchsdurchlaufs. Es wird weiter deutlich, dass sich die Harnstoffhydrolyse mit Zunahme des Temperaturniveaus beschleunigt, bei den beiden Niedrigtemperaturvarianten setzt die Hydrolyse erst nach 24 bzw. 48 Stunden ein. Diese Befunde bestätigen die hinlänglich bekannten Untersuchungen zur Abhängigkeit der Ureaseaktivität von der Bodentemperatur (Moyo et al. 1989). Die Halbwertszeit der kumulativen Emissionen ist demnach ebenfalls temperaturabhängig, bei 25 °C wird diese kurz nach den ersten 24 h nach der Ausbringung erreicht, bei 15 °C nach 48 h, bei 5 °C nach etwa 86 h und bei 1 °C erst nach 102 h.

Abbildung 11: Kumulierte Ammoniakemissionen von nicht hydrolysiertem Urin (Urin 1) nach der Ausbringung auf Lehm Boden bei Temperaturen von 1, 5, 15 und 25 °C



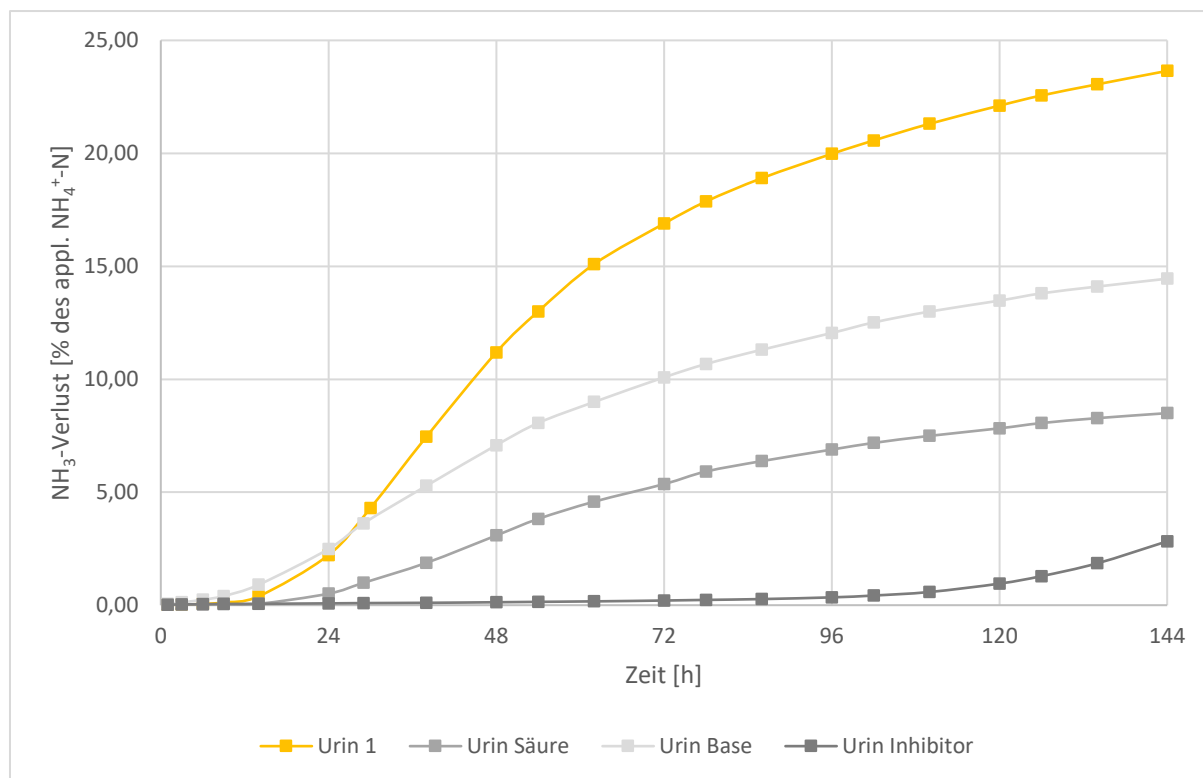
4.2.4 Einfluss von Stabilisatoren (Versuchsphase 1)

In Abbildung 12 sind die kumulativen Ammoniakemissionen von Urin 1, der bei einem Temperaturniveau von 15°C mit verschiedenen Ureasehemmstoffen stabilisiert wurde, dargestellt. Mit der Zugabe aller Ureasehemmstoffe ist eine erhebliche Reduktion der Emissionen zu beobachten. Bei Anwendung von Base, Säure und synthetischem Inhibitor (Hersteller SKWP, Wittenberg / Phosphordiamidat) gehen nur 14,4; 8,50 und 2,8 % des ausgebrachten TAN verloren, die relative Minderung beträgt 40, 65 und 88 %.

Die Behandlungsvarianten Säure und Base weisen zusammen mit der unbehandelten Variante einen logarithmischen Verlauf auf, beim synthetischen Inhibitor setzt die Hydrolyse von Harnstoff erst nach 3 Tagen ein, zu nennenswerten Emissionen kommt es erst nach 96 Stunden, so dass über den tatsächlichen Emissionsverlauf keine Aussage getroffen werden kann.

Die Stabilisatoren reduzieren die maximalen Emissionsraten sehr deutlich, für Urin 1, Base, Säure und synthetischem Inhibitor wurden maximale Emissionsraten von 1,02; 0,59; 0,32 und 0,25 kg N h⁻¹ ha⁻¹ gemessen, diese treten jeweils nach 38, 29, 48 und 144 h auf. Vermutlich ist die maximale Emissionsrate bei Urin mit synthetischem Inhibitor nach sechs Tagen nicht erreicht. Für eine sichere Einschätzung bedarf es einer Verlängerung des Versuchsdurchlaufs. Die Halbwertszeit der Emissionen liegt bei „Urin Base“ bei 48 h, bei „Urin Säure“ nach 57 h und bei „Urin Inhibitor“ bei 86 h.

Abbildung 12: Kumulierte Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von unbehandeltem Urin 1 von mit Schwefelsäure, Kalkhydrat und synthetischem Ureaseinhibitor behandeltem Urin 1 (Lehmboden, 15 °C)



Zur Wirkung von Ureaseinhibitoren auf die Emissionen von Harnstoffdünger wurden seit Jahrzehnten umfangreiche Studien veröffentlicht, die überwiegend mit dem Wirkstoff NBPT (N-(n-butyl)thiophosphorictriamide) durchgeführt wurden. Für die Anwendung von Ureasehemmstoffen zur Stabilisierung von Wirtschaftsdüngern nach deren Ausbringung finden sich nur wenige Belege in der internationalen Literatur. Untersuchungen zur Wirkung des in Deutschland (SKWP, Wittenberg) entwickelten Ureasehemmstoffs, eines Phosphorodiamidats, das auch in den Untersuchungen dieser Studie dem Frischurin zugesetzt wurde, liegen für die Anwendung im Stall vor (Bobrowski et al. 2021), jedoch nicht für die Ausbringung von behandeltem Wirtschaftsdünger.

Singh et al. (2013) fanden bei einer Applikation von NBPT zu Urin eine Verringerung der Ammoniakemissionen um 22 % bei gleichzeitiger Reduktion der N_2O -Emissionen um 62 %. Nach der Ausbringung von Rinderurin mit NBPT blieb der pH-Wert deutlich niedriger im Vergleich zu Harnstoff und Rinderurin ohne Behandlung. Menneer et al. (2007) stellten bei Zusatz von NBPT auf Kuhurin nach 20 Tagen eine Reduktion der Ammoniakverluste um 64 % fest. Zaman et al. (2009) ermittelten unter ähnlichen Bedingungen eine Reduktion der Ammoniakemissionen um bis zu 48 %. Rodriguez et al. (2021) beobachteten bei NBPT-Applikation fünf, drei oder einen Tag vor dem Ausbringen von Rinderurin im Freiland eine Emissionsreduktion um 37 %, 24 % und 21 %. Der Ureaseinhibitor verzögerte wie bei Singh et al. (2013) einen Anstieg des pH-Werts. Die pH-Wert-Änderung bei Zugabe von Säure oder Base bewirkte eine Reduktion der Emissionen um etwa 65 bzw. 40 % bei 15 °C.

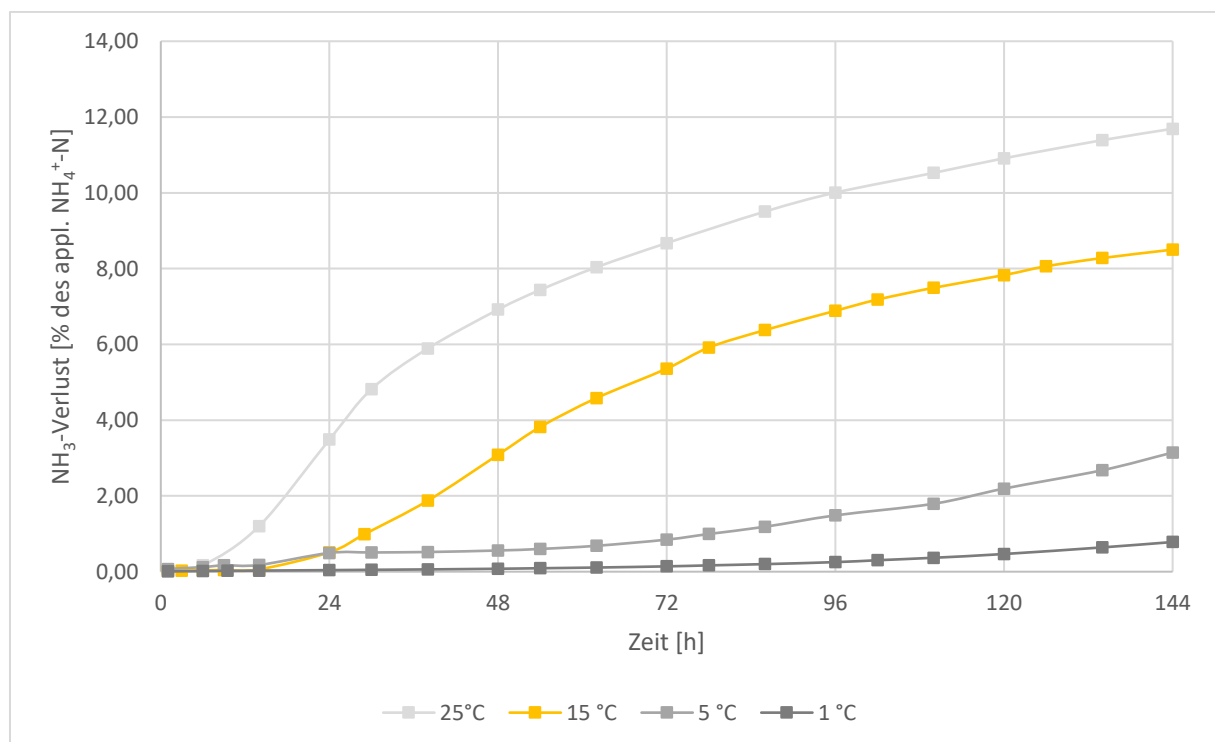
Die Wirkung von Säure zur Reduzierung von Ammoniakemissionen wurde umfangreich beschrieben, beispielhaft seien frühe Untersuchungen von Döhler und Aldag (1986) und Stevens et al. (1992) genannt. Die Wirkung von Säuren als Ureasehemmer wird von Kaupenjohann und Döhler (2023) beschrieben. Boncz et al. (2016) untersuchten die Stabilisierung von Menschenurinen unter

Anwendung verschiedener Säuren und Basen während der Lagerung. Sowohl bei starken als auch schwachen Säuren wurden nahezu 100 % des Stickstoffs im Urin gehalten. Der Einsatz von Kalkhydrat in Kombination mit Asche bewirkte dagegen eine Stickstofferhaltung von lediglich 74 %. Es wurde geschlussfolgert, dass basisches Material zwar die Hydrolysegeschwindigkeit herabsetzt, jedoch gleichzeitig die Verflüchtigung von gebildetem NH_3 fördert.

4.2.5 Einfluss von Temperatur und Stabilisierung mit Säure (Versuchsphase 1)

In Abbildung 13 sind die kumulativen Ammoniakstickstoffemissionen von mit Säure stabilisiertem Urin bei verschiedenen Temperaturen dargestellt. Mit abnehmender Temperatur ist eine erhebliche Reduzierung der kumulativen Emissionswerte zu verzeichnen, bei 25, 15, 5 und 1 °C gehen 11,7, 8,5, 3,0 und 0,8 % des ausgebrachten TAN verloren. Somit reduziert die Stabilisierung mit niedrigen Applikationstemperaturen die kumulativen Emissionen gegenüber der Referenz Urin 1 (15 °C) bei 25, 15, 5 und 1 °C um 52, 65, 88 und 97 %. Die maximalen Emissionsraten für die Varianten 25, 15, 5 und 1 °C liegen lediglich bei Werten von 0,59 bis 0,04 $\text{kg N h}^{-1} \text{ha}^{-1}$. Wahrscheinlich sind die maximalen Raten bei den Varianten 5 °C und 1 °C nach sechs Tagen nicht erreicht. Für eine sichere Einschätzung bedarf es einer Verlängerung der Versuchsdurchläufe. Die Halbwertszeiten der Emissionen liegen für die 25 °C-Variante bei 38 h, für 15, 5 und 1 °C bei 57, 96 und 110 h.

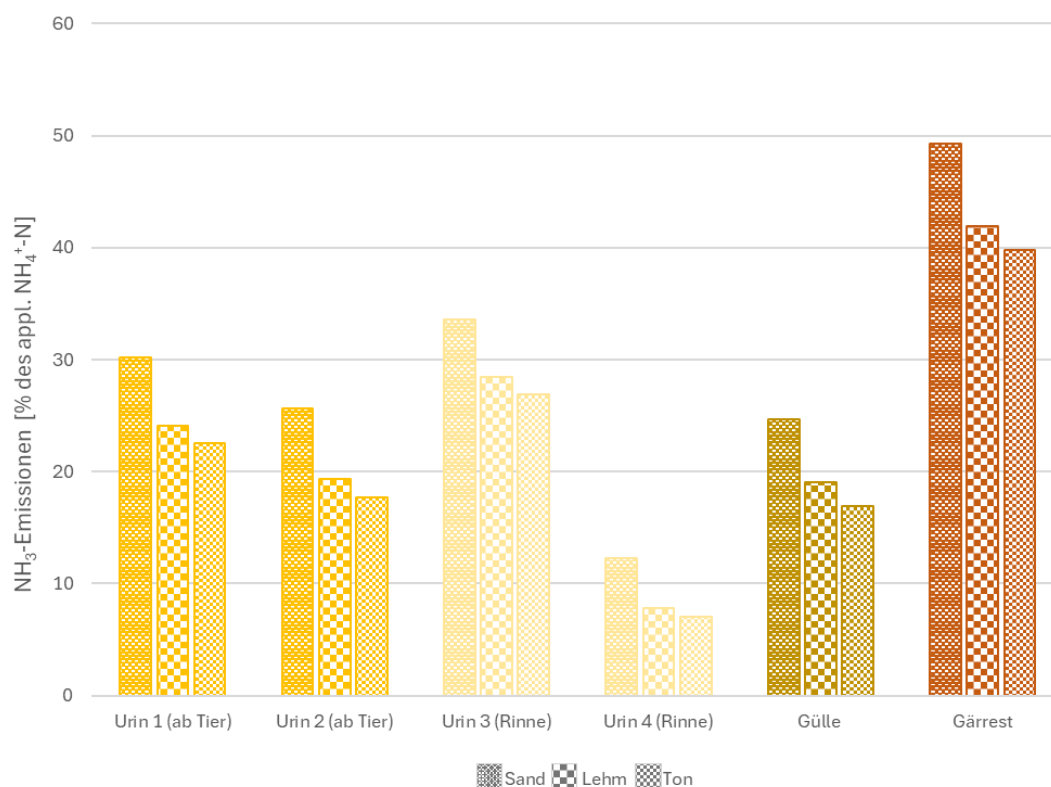
Abbildung 13: Kumulierte Ammoniakemissionen von mit Schwefelsäure behandeltem Urin 1 nach der Ausbringung auf Lehm Boden bei Temperaturen von 1, 5, 15 und 25 °C



4.2.6 Einfluss verschiedener Bodenarten auf den Emissionsverlauf und kumulierte Ammoniakemissionen bei Schweineurin (Versuchsphase 2)

In Abbildung 14 sind die kumulativen Ammoniakemissionen der Wirtschaftsdünger der Versuchsphase 1 (Tabelle 6) in Abhängigkeit von der Bodenart bei einem Temperaturniveau von 15 °C dargestellt. Eigene Untersuchungen (Holzer et al 1987, Beudert et al. 1988, Döhler und Aldag 1988, Döhler 1991) und die anderer Arbeitsgruppen aus den 1980er Jahren (Amberger 1989) zeigen einen deutlichen Einfluss der Sorptionskapazität von Böden auf die Höhe der Emissionen. Qualitativ lassen sich diese Befunde mit den hier durchgeführten Untersuchungen bestätigen. Gegenüber der Referenz Parabraunerde mit mittlerer Kationenaustauschkapazität erhöhen sich für die betrachteten Wirtschaftsdünger, die auf dem sandigen Lehm ausgebracht wurden, die Emissionen um 20 %, die Applikation auf den Tonboden verringerte die Emissionen um 8 %. Da der Pelosol freien Kalk enthält, der das chemische Gleichgewicht von Ammoniak und Ammonium zugunsten von Ammoniak beeinflusst, ist davon auszugehen, dass die Emissionen der WSD auf einem kalkfreien Pelosol erheblich geringer ausgefallen wären.

Abbildung 14: Kumulierte Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von Schweineurin im Vergleich zu Schweinegülle und Gärrest auf Lehm-, Sand- und Tonboden bei einem Temperaturniveau von 15 °C



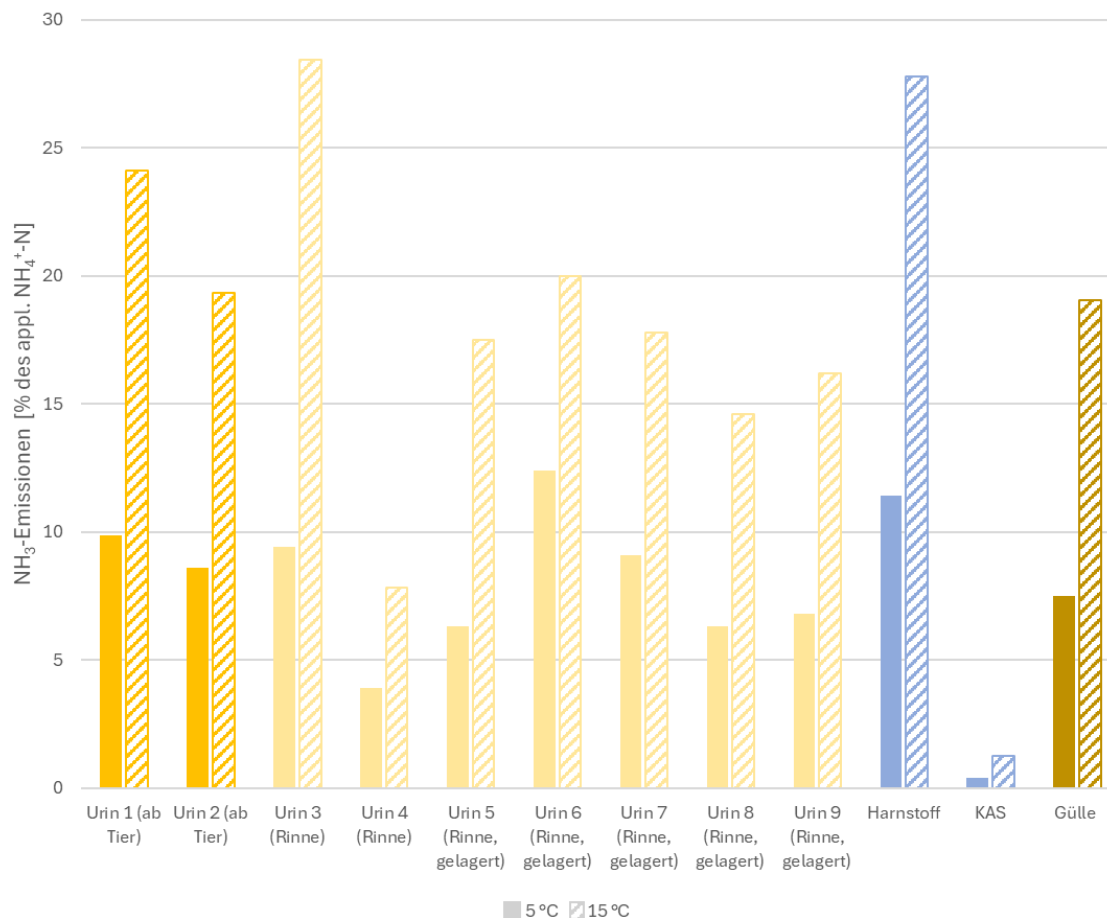
4.2.7 Kumulierte Ammoniakemissionen von verschiedenen Schweineurinen bei unterschiedlichen Temperaturniveaus (Versuchsphase 2)

In Abbildung 15 sind die kumulativen Ammoniakemissionen von aus der Rinne entnommenen und unter kontrollierten Bedingungen gelagerten und hydrolysierten Urinen sowie von nicht hydrolysierten Urinen im Vergleich zu Gülle und Mineraldünger bei den Temperaturniveaus 5 und 15 °C dargestellt. In Versuchsphase 2 sollte umfangreicher geprüft werden, welches

Emissionsverhalten Urine aus Praxisställen aufweisen, um diese mit den nicht hydrolysierten, am Tier gewonnenen Urinen der Versuchsphase 1 (Urin 1 und 2) zu vergleichen. Die ausgewählten Temperaturniveaus (5 und 15 °C) sollten die Temperaturbedingungen abbilden, bei denen die Mehrzahl der Wirtschaftsdüngerapplikationen in der Praxis stattfinden. Die kumulativen Emissionen der aus dem Stall entnommenen Urine (Urine 3 bis 9) machen nach der Ausbringung bei 15 °C 7 bis 28 % des applizierten Ammonium-N aus, durchschnittlich sind dies insgesamt 17 %, das ist nur unwesentlich weniger als die als Referenz geführte Schweinegülle (19 %). Die am Tier gewonnenen, nicht hydrolysierten Urine (Urine 1 und 2) weisen dagegen deutlich höhere Emissionen auf (19 und 24 %), sie verhalten sich bezüglich Emissionshöhe und -kinetik eher wie synthetischer Harnstoffdünger.

Durch die Ausbringung bei niedrigerem Temperaturniveau verringern sich die Emissionen auf 4 bis 12 % des applizierten Ammoniumstickstoffs, im Durchschnitt um 55 %. Diese Minderung unterscheidet sich nur unwesentlich von der relativen Minderung der Summe aller Wirtschaftsdünger (56 %). Eine Ausbringung von Urinen bei niedrigen Temperaturen (5 °C) führt daher nur zu geringen Ammoniakverlusten mit der Folge eines hohen N-Düngerwertes selbst bei oberflächiger Ausbringung mit Breitverteilung.

Abbildung 15: Kumulierte Ammoniakemissionen von hydrolysiertem und nicht hydrolysiertem Urin im Vergleich zu mineralischen N-Düngern und Gülle nach der Ausbringung auf Lehm Boden bei Temperaturen von 5 und 15 °C



5 Zusammenfassung und Fazit

Im Rahmen des hier berichteten Vorhabens wurden primär getrennte Schweineurine im Vergleich zu Schweinegülle im Hinblick auf deren Emissionsverhalten und Düngungswirkung überprüft. Die Erfassung der Emissionen erfolgte in Windkanälen nach dem Prinzip einer dynamischen Kammer unter kontrollierten Temperaturbedingungen im Labor, die Düngewirkung wurde in einem Gewächshaus-Gefäßversuch untersucht.

Die kumulativen Emissionen der aus dem Stall entnommenen und gelagerten Urine machen nach der Ausbringung bei 15 °C 7 bis 28 % des applizierten Ammonium-N aus. Durchschnittlich gehen 17 % des applizierten Ammonium-N verloren, das ist nur unwesentlich weniger als die als Referenz geführte Schweinegülle (19 %). Die am Tier entnommenen, nicht hydrolysierten Urine weisen dagegen höhere Emissionen auf (19 und 24 %) auf, sie verhalten sich bezüglich Emissionshöhe und -kinetik eher wie synthetischer Harnstoffdünger. Durch die Ausbringung bei niedrigerem Temperaturniveau (5 °C) verringern sich die Emissionen für hydrolysierte und gelagerte Urine auf 4 bis 12 % des applizierten Ammoniumstickstoffs, im Durchschnitt um 55 %.

Mit der Zugabe aller Ureasehemmstoffe ist eine erhebliche Reduktion der Emissionen zu beobachten. Beim Zusetzen von Kalkhydrat, Schwefelsäure und synthetischem Inhibitor gehen nur 14,4, 8,50 und 2,8 % des ausgebrachten TAN verloren, die relative Minderung beträgt 40, 65 und 88 %.

Die Ammoniakemissionen von Kot sind im Vergleich zu anderen Düngern gering. Im Stall kann Kot aber eine signifikante Ammoniakquelle darstellen, wenn dieser mit Urin vermischt wird oder wenn die Tiere auf mit Kot verschmutzten Flächen urinieren.

Die Düngungswirkung wurde im Gefäßversuch mit Sommerweizen ermittelt, dabei wurden die Düngemittel Harnstoff, verschiedene Urine, Gülle, Gärrest, Kot und Kompost als Einmalgabe zu Versuchsbeginn gedüngt. Auf den jeweiligen Gesamt-N bezogen wurden 0,4 g N/Gefäß appliziert. Der Hauptteil der Prüfglieder wurde in das Substrat eingemischt (Krumendüngung), ein weiterer Teil wurde auf die Substratoberfläche appliziert und erst nach 7 d in das Substrat eingearbeitet (Oberflächendüngung). Die Oberflächendüngung ermöglichte so im Vergleich mit der Krumendüngung die Erfassung des Ammoniakverlustpotenzials.

Eine Einarbeitung/Einmischung der flüssigen Wirtschaftsdünger bewirkte im Vergleich zu einer Oberflächendüngung eine signifikante Ertrags- und N-Entzugssteigerung. Bei Einarbeitung in das Gefäßversuchssubstrat waren alle eingearbeiteten flüssigen organischen Dünger (Gülle, Urin) mit dem Mineraldünger Harnstoff ertragsgleich. Im N-Entzug (Korn, Stroh) war nur der flüssige organische Dünger Urin mit dem Mineraldünger statistisch auf einem Niveau. Die festen organischen Dünger (Kot) fielen im Vergleich zum schnell wirksamen Mineraldünger im Ertrag und N-Entzug signifikant ab. Durch die Kot-Harn-Trennung bei Schweinen im Stall entstehen zwei sehr unterschiedlich effiziente Dünger. Schweinekot mit einer geringen N-Effizienz (36 %) und Schweineurin mit einer hohen N-Effizienz (70-80 %). Die Schweinegülle wies im Vergleich eine N-Effizienz von 58 %, und der eingearbeitete Harnstoff eine N-Effizienz von 73-79 % auf.

Aus den hier erzielten Ergebnissen, lassen sich folgende vorläufige Schlussfolgerungen ableiten, die jedoch mit weiteren Untersuchungen im Labor und Feld verifiziert werden müssen.

Hinsichtlich der N-Düngungswirkung ist abgetrennter Schweineurin annähernd der Effizienz eines Harnstoffdüngers gleichzusetzen, wenn das Emissionsniveau nach der Ausbringung niedrig gehalten werden kann.

Wie die Emissionsversuche ergeben haben, kann dies durch die Ausbringung bei niedrigen Temperaturen unter 15 °C erreicht werden. Aus den Gefäßversuchen ergibt sich, dass die Einarbeitung der Urine zu besonders hoher N-Effizienz führt.

Bei sommerlichen Temperaturen können die Urin-Emissionen jedoch auch 30 % des applizierten N betragen, sie sind damit etwas niedriger als von Schweinegülle. Zur Vermeidung oder Verminderung von Ammoniakemissionen eignet sich daher abgetrennter Schweineurin etwas besser als Schweinegülle. Bei hohen Temperaturen sind jedoch Minderungstechniken erforderlich.

Frisch ausgeschiedener und nicht hydrolysiertes Urin weist im Vergleich zu hydrolysiertem Urin höhere Emissionen auf, das Emissionsniveau und die Emissionskinetik sind vergleichbar mit Harnstoffdüngemitteln. Sollte Urin mit Ureasehemmstoffen stabilisiert werden, ist die Dosierung von Hemmstoffen so auszurichten, dass im Lager eine Umwandlung von Harnstoff in Ammonium erfolgt.

Abgetrennter Kot stellt für sich zunächst eine relative schwache Quelle für Ammoniakemissionen dar, bei Vermischung mit Urin auf verschmutzten Flächen im Stall ist mit hohen Emissionen aus dem Kot-Harn-Gemisch zu rechnen.

Die im Vorhaben getesteten Ureasehemmstoffe bieten deutliche Minderungspotenziale, der Zusatz eines synthetischen „Stallureasehemmstoffs“ zeigte die besten Wirkungen, gefolgt von Schwefelsäure und Kalkhydrat.

Ausgehend von den hier berichteten, ersten Untersuchungen ist davon auszugehen, dass eine Trennung von Kot und Harn zwar zu sehr deutlich geringeren Emissionen im Stall führen kann, bei der Ausbringung von Urin im Vergleich zu Gülle vorerst keine erheblichen Emissionsminderungen zu erwarten sind. Gleichwohl ist die auf den Gesamt-N bezogene Düngungswirkung von Urinen besser als von Gülle, da der überwiegende Teil des N reaktiv als Ammonium oder Harnstoff vorliegt. Dagegen stellt der abgetrennte Kot eine langsam fließende N-Quelle dar (überwiegend organisch gebunden vorliegend), der gut für die Herbsdüngung geeignet ist. Bei niedrigen Temperaturen von 5 °C und weniger appliziert, ist Urin mit hohen Gehalten an Ammonium und Kalium ein sehr guter Frühjahrsdünger, der ähnlich den Mineraldüngern wirkt. Ausgehend von der Erkenntnis, dass mit der Kot-Harn-Trennung im Stall weniger Stickstoff verloren geht als bei Güllestallsystemen ist zu schließen, dass im Gesamtsystem vom Stall bis zur Applikation/Pflanze im Feld das Kot-Harn-Trennsystem eine deutlich höhere N-Effizienz aufweist als das Güllesystem.

6 Öffentlichkeitsarbeit / Veröffentlichungen / Vorträge

Vorträge

Döhler, H. (2025): Ammoniak-Emissionen von primär getrenntem Urin vor und nach der Ausbringung, 4. BFL-Beratertagung, 29.-30.09. 2025, Köllitsch

Kaupenjohann, M.; Döhler, H. (2024): Ammoniak-Emissionsminimierung in der Schweinehaltung durch vollständige Kot-Harn-Trennung und Urinstabilisierung, Bau, Technik und Umwelt in der Landwirtschaftlichen Nutztierhaltung 2024, KTBL, Darmstadt

Veröffentlichungen

Döhler, H. (2025): Ammoniak-Emissionen von primär getrenntem Urin vor und nach der Ausbringung, 4. BFL-Beratertagung, 29.-30.09. 2025, Köllitsch

7 Quellenverzeichnis

Amberger, A. (1989): NH₃-Verluste aus der Anwendung organischer und anorganischer Dünger. VDLUFA-Schriftenreihe 30, Kongressband 1989 (1990), S. 103-108

Artola, E.; Cruchaga, S.; Ariz, I.; Moran J. F. Houdusse, F.; Mina, J. M. G. Irigoyen, I.; (2011): Effect of N-(n-butyl) thiophosphoric triamide on urea metabolism and the assimilation of ammonium by *Triticum aestivum* L. In: *Plant Growth Regulation* 63.1 (2011), S. 73–79. issn: 0167-6903. doi: 10.1007/s10725-010-9513-6.

Auinger, C.; Döhler, H.; Döhler, S. (2021): Schweinehaltung ohne Mist und Gülle – Tierwohlstallsystem mit Kot-Harntrennung und Niedrigstmissionen – Ausführungsplanung / Projektierung, Abschlussbericht, DBU, Osnabrück

Beudert, B., Döhler, H.; Aldag, R., 1988: Ammoniakverluste aus mit Wasser verdünnter Rindergülle im Modellversuch. VDLUFA Schriftenreihe Band 28, Teil II, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

Beutier, D.; Renon, H. (1978): Gas solubilities near the solvent critical point. In: *AIChE Journal* 24.6 (1978), S. 1122–1125. issn: 0001-1541. doi: 10.1002/aic.690240628.

Bobrowski, A. B.; Willink, D.; Janke, D.; Amon, T.; Hagenkamp-Korth, F.; Hasler, M.; Hartung, E. (2021): Reduction of ammonia emissions by applying a urease inhibitor in naturally ventilated dairy barns *Biosystems Engineering*. Volume 204, April 2021, Pages 104-114

Bol, R.; Petersen, S. O.; Christofides, C.; Dittert, K.; Hansen, M. N. (2004): Short-term N_2O , CO_2 , NH_3 fluxes, and N/C transfers in a Danish grass-clover pasture after simulated urine deposition in autumn. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167.5 (2004), S. 568–576. issn: 1436-8730. doi: 10.1002/jpln.200321334.

Boncz, M. A.; Formagini, E. L.; Arima, F. X. C.; Paulo, P. L. (2016): Methods for stabilising and concentrating human urine for use as a fertilizer. Athens, 2016. url: http://uest.ntua.gr/swws/proceedings/pdf/SWWS2016_Boncz_etal_full-version.pdf (besucht am 05. 06. 2024).

Bonvin, C.; Etter, B.; Udert, K. M.; Frossard, E.; Nanzer, S.; Tamburini, F.; Oberson, A. (2015): Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *AMBIO*, 44(S2), 217–227. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0616-6>

Doak, B. W. (1952): Some chemical changes in the nitrogenous constituents of urine when voided on pasture. In: *The Journal of Agricultural Science* 42.1-2 (1952), S. 162–171. issn: 0021-8596. doi: 10.1017/S0021859600058767.

Döhler, H. (2025): Ammoniakverluste von mit Wasser verdünnter Rindergülle – Minderungspotenzial und Einflussfaktoren, VDLUFA Schriftenreihe 82, Kongressband 2025 Oldenburg, S.141 – 149, Darmstadt

Döhler, H. (1991): Laboratory and field experiments for estimation NH_3 losses from pig and cattle slurry following application. In: Nielsen, V.C., Voorburg, J.H., L' Hermite, P. (Eds.), *NH_3 and Odour Emissions from Livestock Production*. Elsevier Applied Science Publishers, London & New York, pp. 132-140.

Döhler, H.; Döhler, S. (2020): Konzeptentwicklung für einen zukunftsfähigen und gesellschaftlich konsensfähigen Mastschweinestall unter Einbeziehung der Ansprüche an Tiergerechtigkeit, Tiergesundheit, Klimaschutz, Umweltschutz und Arbeitsplatzqualität. In: Abschlussbericht DBU, Aktenzeichen: 91017/12“. url: https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-34882_01-Hauptbericht.pdf (besucht am 17. 03. 2024).

Döhler, H.; Horlacher, D. (2010): Ammoniakemissionen organischer Düngemittel; Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL-/vTI-Tagung, KTBL-Schrift 483, Darmstadt, S. 51-71

Döhler, H.; Aldag, R. (1986): Mittags gibt es die höchsten Verluste. *DLG-Mitteilungen* 6: 328-331.

Döhler, H.; Aldag, R. (1989): Freilandversuche zur Erfassung der Ammoniakfreisetzung nach der Gülleausbringung zu Winterweizen im Frühjahr. VDLUFA-Schriftenreihe 28; Kongressband 1988 (1989), S. 291-301

Fischer, K.; Burchill, W.; Lanigan, G. J.; Kaupenjohann, M.; Chambers, B. J.; Richards, K. G.; Forrestal, P. J. (2016): Ammonia emissions from cattle dung, urine and urine with dicyandiamide in a temperate grassland. In: Soil Use and Management 32.S1 (2016), S. 83–91. issn: 0266-0032. doi: 10.1111/sum.12203.

Font, M.; Domínguez, M.-J.; Sanmartín, C.; Palop, J. A.; San-Francisco, S.; Urrutia, O.; Houdusse, F.; Mina, J. M. G. (2008): Structural characteristics of phosphoramidate derivatives as urease inhibitors. Requirements for activity. In: Journal of agricultural and food chemistry 56.18 (2008), S. 8451–8460. doi: 10.1021/jf801786d.

Forrestal, P. J. ; Harty, M.; Carolan, R.; Lanigan, G. J.; Watson, C. J.; Laughlin, R. J ; McNeill, G.; Chambers, B. J.; Richards, K. G. (2016): Ammonia emissions from urea, stabilized urea and calcium ammonium nitrate: insights into loss abatement in temperate grassland. In: Soil Use and Management V. 32.S1 (2016), S. 92–100. issn: 0266-0032. doi: 10.1111/sum.12232.

Gómez-Munoz, B.; Magid, J.; Jensen, L. S. (2017): Nitrogen turnover, crop use efficiency and soil fertility in a long-term field experiment amended with different qualities of urban and agricultural waste. Agriculture, Ecosystems & Environment, 240, 300–313. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.030>

Harper, L. A. (2005): Ammonia: Measurement Issues. In: Micrometeorology in Agricultural Systems. Hrsg. von J. L. Hatfield und J. M. Baker. Agronomy Monographs. Madison, WI, USA: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 2005, S. 345–379. isbn: 9780891182689. doi: 10.2134/agronmonogr47. c15.

Holzer, U.; Döhler, H.; Aldag, R. (1988): Ammoniakverluste bei Rindergülleausbringung im Modellversuch. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongressband 1987 23, 265–278.

Job, G.; Rüffler, R. (2011): Massenwirkung und Konzentrationsabhängigkeit des chemischen Potenzials. In: Physikalische Chemie. Hrsg. von Georg Job und Regina Rüffler. Wiesbaden: Vieweg+Teubner, 2011, S. 141–171. isbn: 978-3-8351-0040-4. doi: 10.1007/978-3-8348-9834-0{textunderscore}6.

Kaupenjohann, M.; Döhler, H. (2024): Ammoniak-Emissionsminimierung in der Schweinehaltung durch vollständige Kot-Harn-Trennung und Urinstabilisierung, Bau, Technik und Umwelt in der Landwirtschaftlichen Nutztierhaltung 2024, KTBL, Darmstadt

Kellems, R. O.; Miner, J. R.; Church, D. C. (1979): Effect of Ration, Waste Composition and Length of Storage on the Volatilization of Ammonia, Hydrogen Sulfide and Odors from Cattle Waste. In: Journal of animal science 48.3 (1979), S. 436–445. issn: 0021-8812. doi: 10.2527/jas1979.483436x.

Kirchmann, H.; Pettersson, S. (1994): Human urine-chemical composition and fertilizer use efficiency. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 40(2), 149–154. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00750100>

Krajewska, B. (2009): Ureases I. Functional, catalytic and kinetic properties: A review. In: Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic 59.1-3 (2009), S. 9–21. issn: 13811177. doi: 10.1016/j.molcatb.2009.01.003.

Kropsch, M.; Öttl, D.; Zentner, E. (2023): Emissionsarmer Tierwohlstall für Mastschweine mit vollständiger Kot-Harn-Trennung – Ermittlung von Emissionen und Immissionen, EIP-Agri-Projekt „Salu_T“, Emissionen der Tierhaltung 2023 – erheben, beurteilen, mindern. Darmstadt, KTBL

- Laubach, J.; Taghizadeh-Toosi, A.; Sherlock, R. R.; Kelliher, F. M. (2012): Measuring and modelling ammonia emissions from a regular pattern of cattle urine patches. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 156 (2012), S. 1–17. issn: 01681923. doi: 10.1016/j.agrformet.2011.12.007.
- Lin, Y. M.; Li, L. Y.; Hu, J. W.; Huang, X.; Zhou, C.; Jia, M.; Li, Z. B. (2014): Photometric Determination of Ammonia Nitrogen in Slaughterhouse Wastewater with Nessler's Reagent: Effects of Different Pretreatment Methods. In: *Advanced Materials Research* 955-959 (2014), S. 1241–1244. doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.955-959.1241.
- Lindén, B. (1997). Humanurin som kvävegödselmedel tillfört i växande gröda vid ekologisk odling av höstvet och havre [Human urine as a nitrogen fertilizer applied during crop growth to winter wheat and oats in organic farming] (Serie B Mark och växter, Rapport 1 [Series B Crops and soils, Report 1]). Swedish University of Agricultural Science. <https://pub.epsilon.slu.se/3304/1/RAPP1MV.PDF>
- Liu, H.; Zhou, D. (2014): Mitigation of ammonia and nitrous oxide emissions from pasture treated with urine of sheep fed diets supplemented with sodium chloride. In: *Animal Feed Science and Technology* 192 (2014), S. 39–47. issn: 03778401. doi: 10.1016/j.anifeedsci.2014.03.006.
- Maurer, M.; Pronk, W.; Larsen, T.A. (2006): Treatment processes for source-separated urine. In: *Water research* 40.17 (2006), S. 3151–3166. issn: 0043-1354. doi: 10.1016/j.watres.2006.07.012.
- Mchunu, N.; Odindo, A.; Muchaonyerwa, P (2018): The effects of urine and urine-separated plant nutrient sources on growth and dry matter production of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Agricultural Water Management*, 207, 37–43. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.05.023>
- Menneer, J. C.; Ledgard, S.; Sprosen, M. (2008): Soil N process inhibitors alter nitrogen leaching dynamics in a pumice soil. In: *Soil Research* 46.4 (2008), S. 323. issn: 1838-675X. doi: 10.1071/SR06180.
- Meyer, G.; Frossard, E.; Mäder, P.; Nanzer, S.; Randall, D. G.; Udert, K. M.; Oberson, A. (2018): Water soluble phosphate fertilizers for crops grown in calcareous soils – An out-dated paradigm for recycled phosphorus fertilizers? *Plant and Soil*, 424(1–2), 367–388. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3545-x>
- Mnkeni, P. N. S.; Kutu, F. R.; Muchaonyerwa, P.; Austin, L. M. (2008): Evaluation of human urine as a source of nutrients for selected vegetables and maize under tunnel house conditions in the Eastern Cape, South Africa. *Waste Management & Research*, 26(2), 132–139. <https://doi.org/10.1177/0734242X07079179>
- Moal, J.-F.; Martinez, J.; Guiziou, F.; Coste, C.-M. (2009): Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. In: *The Journal of Agricultural Science* 125.2 (1995), S. 245–252. issn: 0021-8596. doi: 10.1017/S0021859600084380.
- Moyo, C. C.; Kissel, D. E.; Cabrera, M.L. (1989): Temperature effects on soil urease activity *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 21, Issue 7, Pages 935-9
- 38
- Muck, R. E.; Richards, B. K. (1983): Losses of manurial nitrogen in free-stall barns. In: *Agricultural Wastes* 7.2 (1983), S. 65–79. issn: 01414607. doi: 10.1016/0141-4607(83) 90005-7.
- Mulvaney, M. J.; Cummins, K. A.; Wood, C. W.; Wood, B. H.; Tyler, P. J. (2022): Ammonia emissions from field-simulated cattle defecation and urination. In: *Journal of environmental quality* 37.6 (2008), S. 2022–2027. issn: 0047-2425. doi: 10.2134/jeq2008.0016.

- Muskolus, A. (2007): Anthropogenic plant nutrients as fertiliser [Doctoral dissertation]. Humboldt-Universität zu Berlin [Humboldt University of Berlin]. <https://edoc.hu-berlin.de/bitstream/handle/18452/16426/muskolus.pdf?sequence=1>
- Ni, K.; Pacholski, A.; Gericke, D.; Kage, H. (2011): Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175.2 (2012), S. 253–264. issn: 1436-8730. doi: 10.1002/jpln.201000358.
- Ni, K.; Pacholski, A.; Kage, H. (2014): Ammonia volatilization after application of urea to winter wheat over 3 years affected by novel urease and nitrification inhibitors. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 197 (2014), S. 184–194. issn: 01678809. doi: 10.1016/j.agee.2014.08.007.
- Nkoa, R. (2014): Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. In: *Agronomy for Sustainable Development* 34.2 (2014), S. 473–492. issn: 1774-0746. doi: 10.1007/s13593-013-0196-z.
- Olesen, J. E.; Sommer, S. G. (1993): Modelling effects of wind speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. In: *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 27.16 (1993), S. 2567–2574. issn: 09601686. doi: 10.1016/0960-1686(93)90030-3.
- Pradhan, S. K.; Piya, R. C.; Heinonen-Tanski, H. (2011). Eco-sanitation and its benefits: An experimental demonstration program to raise awareness in central Nepal. *Environment, Development and Sustainability*, 13(3), 507–518. <https://doi.org/10.1007/s10668-010-9273-5>
- Rachhpal-Singh; Nye, P. H. (1986): A model of ammonia volatilization from applied urea. I. Development of the model. In: *Journal of Soil Science* 37.1 (1986), S. 9–20. issn: 0022-4588. doi: 10.1111/j.1365-2389.1986.tb00002.x.
- Rodhe, L.; Johansson, S. (1996): Ammonia emission and nutrient utilisation from urine using different techniques for application. JTI-rapport 217. Uppsala: JTI, 1996.
- Rodhe, L.; Richert Stintzing, A.; Steineck, S. (2004): Ammonia emissions after application of human urine to a clay soil for barley growth. In: *Nutrient Cycling in Agro- ecosystems* 68.2 (2004), S. 191–198. issn: 1385-1314. doi: 10.1023/B:FRES.0000019046.10885.ee.
- Rodriguez, M. J.; Saggari, S.; Berben, P.; Palmada, T.; Lopez-Villalobos, N.; Pal, P. (2021): Use of a urease inhibitor to mitigate ammonia emissions from urine patches. In: *Environmental technology* 42.1 (2021), S. 20–31. doi: 10.1080/09593330.2019.1620345.
- Rostami, M.; Monaco, S.; Sacco, D.; Grignani, C.; Dinuccio, E. (2015): Comparison of ammonia emissions from animal wastes and chemical fertilizers after application in the soil. In: *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 4.2 (2015), S. 127–134. issn: 2195-3228. doi: 10.1007/s40093-015-0092-4.
- Ryden J. C.; Whitehead, D. C.; Lockyer, D. R.; Thompson, R. B.; Skinner, H.; Garwood, E.A. (1987): Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK. In: *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 48.3 (1987), S. 173–184. doi: 10.1016/0269-7491(87)90032-7.
- Sherlock, R. R.; Goh, K. M. (1984): Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture I. Field experiments. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 5.2 (1984), S. 181–195. issn: 1385-1314. doi: 10.1007/BF01052715.
- Sherlock, R. R.; Jewell, P.; Clough, T. (2009): Final report: Review of New Zealand Specific FracGASM and FracGASF Emissions Factors. In: (2009).

- Sigurdarson, J. J.; Svane, S.; Karring, H. (2018): The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture. In: *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 17.2 (2018), S. 241–258. issn: 1569-1705. doi: 10.1007/s11157-018-9466-1.
- Silva, A. G. B.; Sequeira, C. H.; Sermarini, R. A.; Otto, R. (2017): Urease Inhibitor NBPT on Ammonia Volatilization and Crop Productivity: A Meta-Analysis. In: *Agronomy Journal* 109.1 (2017), S. 1–13. issn: 0002-1962. doi: 10.2134/agronj2016.04.0200.
- Simons, J. (2008): Eignung nährstoffreicher Substrate aus zentraler & dezentraler Abwasserbehandlung als Düngemittel [Suitability of nutrient-rich substrates from central & decentralized wastewater treatment as fertilizer] [Doctoral dissertation]. Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn [University of Bonn]. <http://hss.ulb.uni-bonn.de/2008/1460/1460.pdf>
- Singh, J.; Kunhikrishnan, A.; Bolan, N. S.; Saggar, S. (2013): Impact of urease inhibitor on ammonia and nitrous oxide emissions from temperate pasture soil cores receiving urea fertilizer and cattle urine. In: *The Science of the total environment* 465 (2013), S. 56–63. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.02.018.
- Sommer, S.G; Hutchings, N.J. (2001): Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. In: *European Journal of Agronomy* 15.1 (2001), S. 1–15. issn: 11610301. doi: 10.1016/S1161-0301(01)00112-5.
- Sommer, S. G.; Sherlock, R. R. (1996): pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries. In: *The Journal of Agricultural Science* 127.1 (1996), S. 109–116. issn: 0021-8596. doi: 10.1017/S002185960007742X.
- Stevens, R. J.; Laughlin, R. J.; Frost, J. P. (1992): Effects of separation, dilution, washing and acidification on ammonia volatilization from surface-applied cattle slurry. *The Journal of Agricultural Science*, 119(3), 383-389.
- Thompson, R. B.; Pain, B. F., Rees, Y. J. (1990): Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. In: *Plant and Soil* 125.1 (1990), S. 119–128. issn: 0032-079X. doi: 10.1007/BF00010751.
- Ti, C.; Xia, L.; Chang, S. X.; Yan, X. (2019); Potential for mitigating global agricultural ammonia emission: A meta- analysis. In: *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 245 (2019), S. 141–148. doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.124.
- Tristan, M. P.; Levavasseur, F.; Dox, K.; Tordera, L.; Esculier, F.; Smolders, E.; Houot, S. (2021): Physico-chemical Characteristics and Nitrogen Use Efficiency of Nine Human Urine-Based Fertilizers in Greenhouse Conditions. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 21 (4), pp.2847-2856. 10.1007/s42729-021-00571-4. hal-03494855
- Tristan, M. P.; Martin, T. M. P.; Levavasseur, F.; Dion, C.; Vidal, M.; Genermont, S.; Carozzi, M.; Esculier F.; Houot, S. (2023): High fertilizing value but potentially high volatilization of urine based fertilizers“. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 127.2 (2023), S. 265–284. issn: 1385-1314. doi: 10.1007/s10705-023-10304-x.
- Udert, K. M.; Larsen T. A.; Gujer, W. (2006): Fate of major compounds in source-separated urine. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 54.11-12 (2006), S. 413–420. issn: 0273-1223. doi: 10.2166/ wst.2006.921.
- van der Molen, J.; Beljaars, A. C. M.; Chardon, W. J.; Jury, W. A. Van Faassen, H. G. (1990): Ammonia volatilization from arable land after application of cattle slurry. 2. Derivation of a transfer model. In: *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38.3A (1990), S. 239–254. issn: 0028-2928. doi: 10.18174/njas.v38i3A.16586.

Verdi, L.; Kuikman, P.J.; Orlandini, S.; Mancini, M.; Napoli, M.; Dalla Marta, A. (2019): Does the use of digestate to replace mineral fertilizers have less emissions of N₂O and NH₃? In: *Agricultural and Forest Meteorology* 269-270 (2019), S. 112–118. issn: 01681923. doi: 10.1016/j.agrformet.2019.02.004.

Viskari, E.-L.; Grobler, G.; Karimäki, K.; Gorbatova, A.; Vilpas, R.; Lehtoranta, S. (2018): Nitrogen recovery with source separation of human urine—Preliminary results of its fertiliser potential and use in agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2, e00032.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00032>

Whitehead, D.; Lockyer, D.; Raistrick, N. (1989): Volatilization of ammonia from urea applied to soil: Influence of hippuric acid and other constituents of livestock urine. In: *Soil Biology and Biochemistry* 21.6 (1989), S. 803–808. issn: 00380717. doi: 10.1016/0038-0717(89)90174-0.

Zaman, M.; Nguyen, M. L. (2012): How application timings of urease and nitrification inhibitors affect N losses from urine patches in pastoral system“. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 156 (2012), S. 37–48. issn: 01678809. doi: 10.1016/j.agee.2012.04.025.

Zaman, M.; Saggar, S.; Blennerhasset, J.D.; Singh, J. (2009): Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. In: *Soil Biology and Biochemistry* 41.6 (2009), S. 1270–1280. issn: 00380717. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.03.011.

Zaman, M.; Zaman, S.; Nguyen, M. L.; Smith, T. J.; Nawaz, S. (2013): The effect of urease and nitrification inhibitors on ammonia and nitrous oxide emissions from simulated urine patches in pastoral system: a two-year study. In: *The Science of the total environment* 465 (2013), S. 97–106. doi: 10.1016/j.scitotenv. 2013.01.014.

8 Anhang

Tabelle 9: Prüfparameter des Gefäßversuchs (statistische Auswertung bezogen auf den Gesamtversuch)

Nr	Prüfglieder	TM-Ertrag Korn [g/Pgl.]	Signifikanz im Tukey- Test [$\alpha=0,05$]*	TM-Ertrag Stroh [g/Pgl.]	Signifikanz im Tukey- Test [$\alpha=0,05$]*	N-Entzug [g N/Pgl.]	Signifikanz im Tukey- Test [$\alpha=0,05$]*	Protein- gehalt [%/Pgl.]	Signifikanz im Tukey- Test [$\alpha=0,05$]*	N-Effizienz
Krumendüngung (Dünger eingearbeitet)										
1	ungedüngte Kontrolle	6,57	a	9,38	a	0,14	a	9,84	ab	
2	Mineraldünger (Harnstoff) als Vergleich (N-Stufe 1: 0,3 g N/Gef.)	18,25	e	22,25	efg	0,38	d	9,58	ab	79
3	Mineraldünger (Harnstoff) als Vergleich (N-Stufe 1: 0,4 g N/Gef.)	19,86	efg	23,78	fgh	0,44	ef	10,27	b	74
4	Mineraldünger (Harnstoff) als Vergleich (N-Stufe 1: 0,5 g N/Gef.)	23,56	h	27,53	i	0,50	g	10,18	b	73
5	G-Schweinegülle (als Referenz)	17,50	de	20,58	de	0,37	d	10,01	ab	58
6	G-Urin 1 (ab Tier)	21,30	gh	25,63	hi	0,45	ef	9,66	ab	76
7	G-Urin 2 (Lauge)	19,51	efg	22,75	efg	0,42	e	9,87	ab	70
8	G-Urin 2 (Säure)	19,73	efg	23,95	fgh	0,43	ef	9,93	ab	71
11	G-Urin 3 (gelagert)	21,17	fgh	24,30	fgh	0,43	ef	9,72	ab	74
9	G-Urin 4 (Rinne)	21,37	gh	24,60	gh	0,46	f	9,93	ab	80
10	G-Urin 4 (gelagert)	19,24	efg	23,03	efgh	0,42	e	10,20	b	70
14	G-Gärrest (Schweinekot)	18,40	ef	21,55	ef	0,37	d	9,38	ab	57
12	G-Schweinekot	14,46	c	17,73	c	0,29	c	9,51	ab	36
13	G-Kompost (Schweinekot)	7,58	a	10,08	a	0,16	a	9,86	ab	5
Oberflächendüngung (nicht eingearbeitet)										
18	G-Schweinegülle (als Referenz)	12,71	bc	15,35	bc	0,24	b	8,96	a	26
15	G-Urin 1 (ab Tier)	12,80	bc	16,40	bc	0,25	b	8,96	a	28
16	G-Urin 2 (Lauge)	11,28	b	14,08	b	0,23	b	9,32	ab	22
17	G-Urin 2 (Säure)	14,77	cd	18,08	cd	0,29	c	9,20	ab	39
GD:		2,82		2,78		0,03		1,15		

unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-Test, Irrtumswahrscheinlichkeit: 5 %).

Tabelle 10: Gesamtemissionsraten

Dünger	Lehmboden				Sandboden				Tonboden			
	NH ₃ -Gesamtemissionsraten [kg NH ₃ -N h ⁻¹ ha ⁻¹]											
	1	5	15	25	0	5	15	25	0	5	15	25
Schweinegülle		7,5	17,94				24,7				22,5	
Kot			11,40									
Gärrest			41,5				49,3				39,8	
Mineraldünger Harnstoff			27,16									
Mineraldünger KAS			1,27									
Urin 1 (ab Tier)	6,47	9,88	23,65	26,67			30,2				22,5	
Urin 2 (ab Tier)		8,6	19,24				25,6				17,7	
Urin 3 (Rinne)		9,4	28,82				33,6				26,9	
Urin 4 (Rinne)		3,9	15,16				12,3				7	
Urin 1 (Säure)	0,78	3,14	8,50	11,69								
Urin 1 (Lauge)			14,45									
Urin 1 (UI)			2,83									
Urin 5 (Rinne, gelagert)		6,3	17,5									
Urin 6 (Rinne, gelagert)		12,4	20,0									
Urin 7 (Rinne, gelagert)		9,1	17,8									
Urin 8 (Rinne, gelagert)		6,3	14,6									
Urin 9 (Rinne, gelagert)		6,8	16,2									