



**Alternative NH<sub>3</sub>-Minderungsoptionen  
bei Gülleausbringung  
(Akronym: AlterMin)**



**Projektbericht**

Projektförderung: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus

Finanzierung: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Tourismus

Förderkennzeichen: A/23/14

Geschäftszeichen:

Projektlaufzeit: 01.11.2023 – 31.01.2025

Projektleiter: Dr. Annette Freibauer, Robert Knöferl

Projektbearbeiter: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL): Dr. Paul Heinemann, Sandra Riesch, Robert Knöferl/Christian Sperger & Team IAB, Susanne Höcherl & Team ILT  
Karlsruher Institut für Technologie (KIT): Dr. Benjamin Wolf, Dr. Rainer Gasche, PD Dr. Ralf Kiese & Team KIT  
Landwirtschaftliche Lehranstalten Triesdorf (LLA): Dr. Michael Tröster, Markus König, Friedrich Steinacker & Team  
BaySG (Bayerische Staatsgüter): Matthias Göppel, Niklas Rehklau, Bernd Kutter, Helmut Zeller  
Milchwirtschaftlicher Verein/Spitalhof: Elmar Karg, Christian Knoll  
MUVA Kempten: Dr. Monika Knödlseeder, Dr. Maximilian Moravek & Team MUVA

Herausgegeben im: März 2025, 2. Auflage

**Alternative NH<sub>3</sub>-Minderungsoptionen  
bei Gülleausbringung  
(Akronym: AlterMin)**



# Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>7</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>9</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis.....</b>	<b>10</b>
<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>11</b>
<b>1 Einleitung und Zielstellung .....</b>	<b>12</b>
<b>2 Stand des Wissens.....</b>	<b>13</b>
2.1 Ammoniakemissionen nach Gülleapplikation: Grundlagen und Prozessverständnis .....	13
2.2 Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen .....	14
2.3 Ammoniakemissionen während der Lagerung.....	14
2.4 Verdünnung von Gülle mit Wasser .....	15
2.5 Gülleapplikation bei Regen .....	15
2.6 Einsatz von Gülleadditiven .....	15
<b>3 Material und Methoden .....</b>	<b>17</b>
3.1 Standorte.....	17
3.2 Gülleherkunft, -beprobung, -analyse.....	17
3.3 Großparzellenversuch (I): Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen .....	18
3.4 Ammoniakemissionen während der Lagerung (Versuch II) .....	21
3.4.1 Versuchsdesign.....	22
3.4.2 Versuchsdurchführung und Erfassung von Begleitparametern.....	22
3.4.3 Statistische Auswertung .....	23
3.5 Kleinparzellenversuche (III – V).....	23
3.6 Besonderheiten im Versuch V: Einsatz von Gülleadditiven .....	26
<b>4 Ergebnisse .....</b>	<b>27</b>
4.1 Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen .....	27
4.2 Ammoniakemissionen während der Lagerung.....	30
4.3 Verdünnung von Gülle mit Wasser .....	31
4.4 Gülleapplikation bei Regen .....	35
4.5 Einsatz von Gülleadditiven .....	39
<b>5 Diskussion .....</b>	<b>47</b>
5.1 Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen .....	47
5.2 Ammoniakemissionen während der Lagerung.....	47
5.3 Verdünnung von Gülle mit Wasser .....	48

---

5.4	Gülleapplikation bei Regen.....	49
5.5	Einsatz von Gülleadditiven .....	50
5.6	Gülleanalysen und Ammoniakemissionspotenzial.....	50
<b>6</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>52</b>
<b>7</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>57</b>

## Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 1: Schema der Ammoniakbewegung nach der Gülleapplikation (Katz, 1996). ....	13
Abb. 2: a) Versuchsstandorte im Projekt AlterMin, b) Feldversuche, c) Lagerungsversuch.....	17
Abb. 3: a) Triplikate der ALPHA-Passivsammler and den Auslegern der Masten zur Bestimmung des Höhenprofils der Ammoniakkonzentration auf den unteren Messhöhen und b) Messmast zur Bestimmung der Windgeschwindigkeit in der Höhe der Passivsammler.....	20
Abb. 4: Emissionsmessanlage zur Erfassung der Ammoniakfreisetzung während der Lagerung. ....	22
Abb. 5: a) Versuchsplan (Beispiel: Zugabe von Güllezusätzen), b) Versuchsgüllefass, c) Wetterstation, d) Einsatz der Fräse e) Säurefalle.....	24
Abb. 6: Verwendete Gülleadditive (von links nach rechts Additiv 1–3). ....	26
Abb. 7: Versuchsplan Güllelagerung (re = rechte Reihe, li = linke Reihe). ....	26
Abb. 8: Verlauf der Lufttemperatur (2 m Höhe), Bodentemperatur (Triesdorf 2 cm, Spitalhof 5 cm Tiefe), Windgeschwindigkeit (1 m Höhe) und des Niederschlags für jede Messkampagne. a) Triesdorf 1, b) Triesdorf 2, c) Spitalhof 1, d) Spitalhof 2. <i>T<sub>air</sub></i> = mittlere Lufttemperatur der gesamten Messkampagne. ....	28
Abb. 9: Kumulative Ammoniakemissionen je Variante getrennt nach Messkampagne: a) Triesdorf 1, b) Triesdorf 2, c) Spitalhof 1, d) Spitalhof 2. ....	29
Abb. 10: Kumulierte Ammoniakfreisetzung nach vier Wochen Lagerung (*= signifikante Unterschiede zur Kontrolle). ....	31
Abb. 11: Temperaturverlauf der Luft (2 m Höhe) und des Bodens (2 cm Tiefe). Schwarze horizontale Balken entsprechen dem Tagesmittel (2 m Höhe). Rot gestrichelte horizontale Linie dient nur als Orientierungshilfe. ....	33
Abb. 12: Niederschlagsereignisse während der Messkampagne. Graue Säulen entsprechen der Tagessumme, schwarze Säulen der Summe pro Stunde. ....	33
Abb. 13: Konzentrationsverlauf der unterschiedlichen Varianten. (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine Gölledüngung, FBW = Feldblindwert). Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen $\pm$ Standardabweichung. ....	34
Abb. 14: Summe der NH <sub>4</sub> -N Konzentrationen je Variante (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine Gölledüngung). Fehlerindikatoren zeigen $\pm$ Standardabweichung. ....	34
Abb. 15: Summe der NH <sub>4</sub> -N Konzentrationen je Stunde und kg TAN (applizierte NH <sub>4</sub> -N Menge) für jede Variante nach Abzug der Hintergrundkonzentration. * kennzeichnet den TS-Gehalt [%] der eingesetzten Gölle. ....	35
Abb. 16: Wettervorhersagen, abgerufen am 13. und 15.06.2024 (ISABEL, DWD). ....	36
Abb. 17: Temperaturverlauf der Luft (2 m Höhe) und des Bodens (2 cm Tiefe). Gestrichelte, graue Linien markieren die Zeitpunkte der Applikationen zu Anfang, in der Mitte, und gegen Ende des Regenereignisses. Rot gestrichelte horizontale Linie dient nur als Orientierungshilfe. ....	37
Abb. 18: Regenereignisse während der Messkampagne. Graue Säulen entsprechen der Tagessumme, schwarze Säulen der Summe pro Stunde. Anfang, Mitte, Ende markieren die Gölleapplikationstermine. ....	37

---

Abb. 19: Strahlungsintensität während der Messkampagne. Anfang, Mitte, Ende markieren die Gülleapplikationstermine. ....	38
Abb. 20: Konzentrationsverlauf der unterschiedlichen Applikationstermine (Anfang-Mitte-Ende, Kontrolle = ungedüngt) während eines Regenereignisses. Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen $\pm$ Standardabweichung. FBW = Feldblindwert.....	38
Abb. 21: Summe der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen für jeden Ausbringungstermin (Anfang-Mitte-Ende, Kontrolle = ungedüngt) des Regenversuches. Fehlerindikatoren zeigen $\pm$ Standardabweichung.....	39
Abb. 22: Beispiele für die Beschaffenheit der Gülleoberfläche am 17.10.2024. links = Additiv 2 (Schwimmdecke), rechts = Gülle unbehandelt (Schaumbildung). ....	40
Abb. 23: pH-Werte der unterschiedlichen Varianten während der. Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen $\pm$ Standardabweichung.....	40
Abb. 24: Temperaturverlauf während der Güllelagerung. ....	41
Abb. 25: Temperaturverlauf der Luft (2 m Höhe) und des Bodens (2 cm Tiefe). Rot gestrichelte horizontale Linie dient nur als Orientierungshilfe.....	44
Abb. 26: Niederschlagsereignisse während der Messkampagne. Graue Säulen entsprechen der Tagessumme, schwarze Säulen der Summe pro Stunde. ....	45
Abb. 27: Konzentrationsverlauf der unterschiedlichen Varianten. (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine Güllendüngung, FBW = Feldblindwert). Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen $\pm$ Standardabweichung. ....	45
Abb. 28: Summe der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen je Variante (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine Güllendüngung). Fehlerindikatoren zeigen $\pm$ Standardabweichung. ....	46
Abb. 29: Summe der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen je Stunde und kg TAN (applizierte $\text{NH}_4\text{-N}$ Menge) für jede Variante nach Abzug der Hintergrundkonzentration.....	46

## Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: pH-Wert, Trockensubstanz- und Nährstoffgehalte der (separierten) Rindergülle. .....	22
Tab. 2: Versuchsvarianten mit Zeitpunkt der Gülleapplikation sowie ausgebrachte Ammoniumstickstoffmenge (TAN). .....	25
Tab. 3: Relevante Parameter der Versuchsgüllen getrennt nach Kampagne (-- = nicht untersucht). TS = Trockensubstanz, $\text{NH}_4^+$ = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial, $\mu\text{U}$ = Mittelwert unverdünnt, $\mu\text{V}$ = Mittelwert verdünnt. ....	27
Tab. 4: Ammoniakverluste (%) je Variante (Spalte) und Messkampagne (Zeile) in Relation zur ausgebrachten Ammoniumstickstoffmenge (TAN). SD = Standardabweichung. ....	30
Tab. 5: pH-Wert, TS-Gehalt und Nährstoffgehalt der untersuchten Güllen zu Versuchsbeginn. ....	30
Tab. 6: Relevante Parameter der Versuchsgüllen (-- = nicht untersucht). TS = Trockensubstanz, $\text{NH}_4^+$ = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial, $\mu$ = Mittelwert. ....	32
Tab. 7: Relevante Parameter der Versuchsgülle (-- = nicht untersucht). TS = Trockensubstanz, $\text{NH}_4^+$ = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial, $\mu$ = Mittelwert. ....	35
Tab. 8: Relevante Parameter der Versuchsgüllen zu Beginn der Lagerung. $\mu$ = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7). ....	39
Tab. 9: Relevante Parameter der Versuchsgüllen (Fassprobe). TS = Trockensubstanz, $\text{NH}_4^+$ = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial, $\mu$ = Mittelwert, (-- = nicht untersucht). ....	42
Tab. 10: Relevante Parameter der Versuchsgüllen bei Ausbringung je IB-Container. $\mu$ = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7). ....	42
Tab. 11: Organische Säuren bei der Ausbringung je IB-Container. $\mu$ = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7). ....	43
Tab. 12: Mikrobiologische Charakterisierung der Versuchsgüllen je IB-Container. KbE = Koloniebildende Einheit. $\mu$ = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7). ....	43

---

## Abkürzungsverzeichnis

AEP	Ammoniakemmissionspotenzial
aq	wässrige Lösung
g	gasförmig
HDPE	High Density Polyethylene
H <sub>3</sub> O <sup>+</sup>	Hydroxonium
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Schwefelsäure
IB-Containern	Intermediate Bulk Container
KbE g <sup>-1</sup>	Koloniebildende Einheit pro Gramm
l	Liter
LfL-AL	Landesanstalt für Landwirtschaft – Abteilung Laboranalytik
M	Molare Masse
mm	Regen (l m <sup>-2</sup> )
N <sub>ges</sub>	Gesamtstickstoff
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium
pH	Potential des Wasserstoffs (potentia hydrogenii) [-log <sub>10</sub> a (H <sup>+</sup> )]
ppm	parts per million
TAN	ausgebrachte Ammoniumstickstoffmenge [kg NH <sub>4</sub> -N ha <sup>-1</sup> ]
TS	Trockensubstanzgehalt der Gülle [%]

## Zusammenfassung

Im Projekt AlterMin wurden im Zeitraum Herbst 2023 bis Ende 2024 Ammoniakemissionen ( $\text{NH}_3$ ) nach der Gülleapplikation im Grünland an zwei Standorten (Triesdorf, Kempten) gemessen sowie  $\text{NH}_3$ -Verluste bei der Güllelagerung am Standort Freising untersucht. Durchgeführt wurden folgende Einzelversuche: I. Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen, II. Untersuchung von Ammoniakemissionen während der Lagerung, III. Verdünnung von Gülle mit Wasser, IV. Gülleausbringung bei Regen, V. Zugabe von Güllezusätzen (Gülleadditiven).

Bei Versuch I wurden in Großparzellen (27x27 m) mit praxisüblicher Technik die Varianten Rindergülle unbehandelt breitverteilt (Möscha), Rindergülle 1:1 mit Wasser verdünnt (Möscha) und Rindergülle unbehandelt Schleppschuh miteinander verglichen. Insgesamt wurden in vier Messkampagnen, die Emissionen mit der IHF-Methode (integrated horizontal flux method) erfasst und ausgewertet. Als Passivsammler kamen ALPHA-Sammler zum Einsatz. Im Versuch II wurde im Labormaßstab die Ammoniakfreisetzung von verdünnter und separierter Rindergülle während einer Lagerung über vier Wochen unter standardisierten Bedingungen erfasst. Die Versuche III–V wurden als sogenannte Tastversuche (qualitativ) ausschließlich in Kempten in Kleinparzellen (7.5x7.5 m) durchgeführt. Die Rindergülle wurde mit einem Versuchsgülfass appliziert und die  $\text{NH}_3$ -Emissionen mit Säurefallen erfasst. Die vereinfachte Messtechnik zeigt Unterschiede zwischen den Varianten, lässt jedoch keine quantitativen Aussagen über die Verluste zu. In allen Versuchen wurden die Versuchsgüllen beprobt.

Die Messkampagnen des Versuches I konnten bei mittleren Temperaturen zwischen 1.8 und 6.4°C durchgeführt werden. Im Mittel aller vier Durchgänge emittierte die breitverteilte unbehandelte Rindergülle 13 % des ausgebrachten Stickstoffs. Bei der 1:1 mit Wasser verdünnten breitverteilten Rindergülle sowie der unbehandelten Rindergülle ausgebracht mit dem Schleppschuh gingen hingegen nur 5 % als  $\text{NH}_3$  in die Luft, was einer Emissionsreduktion von 58 bzw. 59 % entsprach. Außerdem zeigte der Schleppschuh keine zeitverzögerten  $\text{NH}_3$ -Emissionen.

Der Lagerungsversuch II zeigte, dass die  $\text{NH}_3$ -Verluste während der Lagerung durch eine pH-Wert-Absenkung (Ansäuerung) sowie durch eine Verdünnung um 1:0,5 signifikant reduziert werden können. Eine Verdünnung von 1:1 bzw. 1:2 zeigte hingegen keinen Einfluss auf die Ammoniakfreisetzung im Vergleich zur Kontrolle. Auch die Ammoniakfreisetzung der separierten flüssigen Phase war vergleichbar mit der Kontrolle, wohingegen eine zusätzliche Wasserzugabe zu einer erhöhten Ammoniakfreisetzung führte.

Der Kleinparzellenversuch III zeigte, dass die Gülleverdünnung mit Wasser und der Einsatz des Schleppschuhs mit unbehandelter Rindergülle die  $\text{NH}_3$ -Verluste im Vergleich zu der unbehandelten breitverteilten Rindergülle reduzierten. Die flüssige Phase der separierten Gülle zeigte jedoch erhebliches  $\text{NH}_3$ -Verlustpotenzial bei Breitverteilung, und sollte daher bodennah-streifenförmig oder mit Wasser verdünnt ausgebracht werden.

Der Versuch IV zeigte Unsicherheiten bei der Wetterprognose, und damit verbunden Planungsunsicherheiten für die Gülleapplikation. Das tatsächlich stattfindende Regenereignis reichte nicht aus, um zeitnah die applizierte Gülle ausreichend zu verdünnen.

In dem Versuch V zeigten die Additive keine Auswirkungen auf die Gülleparameter nach sechswöchiger Lagerung. Ebenso konnten keine Unterschiede in den Ammoniakemissionen nach der Ausbringung festgestellt werden.

# 1 Einleitung und Zielstellung

Ammoniak kann Ökosysteme schädigen und die menschliche Gesundheit gefährden. Weltweit stammen 81 % der  $\text{NH}_3$ -Emissionen aus der Landwirtschaft (WYER ET AL., 2022). Innerhalb der Europäischen Union (EU) hat sich Deutschland dazu verpflichtet, bis 2030 die  $\text{NH}_3$ -Emissionen um 29 % gegenüber 2005 zu reduzieren (Richtlinie (EU) 2016/2284). Einsparungen konnten bereits durch die Vorgaben der novellierten Düngeverordnung (DüV, 2020) bei der Harnstoffdüngung (Einarbeitungspflicht innerhalb 4 Stunden oder Einsatz von Ureasehemmstoff) erzielt werden (HU ET AL., 2024). Quantitativ bedeutender ist allerdings die Nutztierhaltung (ca. 75 % der Gesamtemissionen in Deutschland), wobei die Rinderhaltung allein sogar ca. 45 % der Emissionen verursacht. Neben  $\text{NH}_3$ -Verlusten im Stall und Lager kommt eine besondere Bedeutung der Ausbringung von Rindergülle zu. Die bodennahe, streifenförmige Applikation bietet als technische Lösung ein großes Einsparpotenzial gegenüber der Breitverteilung (UMWELTBUNDESAMT UND KTBL, 2021).

In der landwirtschaftlichen Praxis ruft diese technische Lösung häufig Kritik hervor. Die Technik ist komplex, daher teuer und schwer. Bei der Anwendung wird häufig über erhöhten Bodendruck, Futtermverschmutzung, gesteigerte Ausbringkosten, mangelnde Einsatzfähigkeit in kuppertem Gelände u.v.m. diskutiert.

Die aktuelle Düngeverordnung (DüV) schreibt in § 6 Absatz 3 vor: Flüssige organische und flüssiger organisch-mineralische Düngemittel, einschließlich flüssiger Wirtschaftsdünger, mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff oder Ammoniumstickstoff dürfen im Falle von bestelltem Ackerland ab den 1. Februar 2020 nur noch streifenförmig auf den Boden aufgebracht oder direkt in den Boden eingebracht werden. Im Falle von Grünland, Dauergrünland oder mehrschnittigen Futterbau gelten diese Vorgaben ab dem 1. Februar 2025.

Gleichzeitig kann nach DüV § 6 Absatz 3 davon abweichend genehmigt werden, dass die oben genannten Stoffe mittels anderer Verfahren ausgebracht werden dürfen, soweit ein "alternatives Verfahren" zu vergleichbar geringen Emissionen wie die bodennah-streifenförmige Ausbringtechnik führt.

Ziel des Projektes "AlterMin" war es daher, mögliche bzw. von der landwirtschaftlichen Praxis vorgeschlagene "alternative Verfahren" in Hinblick auf vergleichbaren Emissionsreduktion wissenschaftlich zu prüfen. Daher wurden von der LfL in enger Zusammenarbeit mit anderen Forschungs- und Versuchseinrichtungen (siehe Projektbearbeitung) folgende fünf Versuche durchgeführt:

- I. Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen (quantitativ),
- II. Untersuchung von Ammoniakemissionen während der Lagerung (quantitativ)
- III. Verdünnung von Gülle mit Wasser (qualitativ),
- IV. Gülleausbringung bei Regen (qualitativ),
- V. Einsatz von Gülleadditiven (qualitativ)

## 2 Stand des Wissens

### 2.1 Ammoniakemissionen nach Gülleapplikation: Grundlagen und Prozessverständnis

Die Entstehung von Ammoniakemissionen nach der Applikation von Gülle unterliegt zahlreichen chemischen und physikalischen Prozessen (*Abbildung 1*).

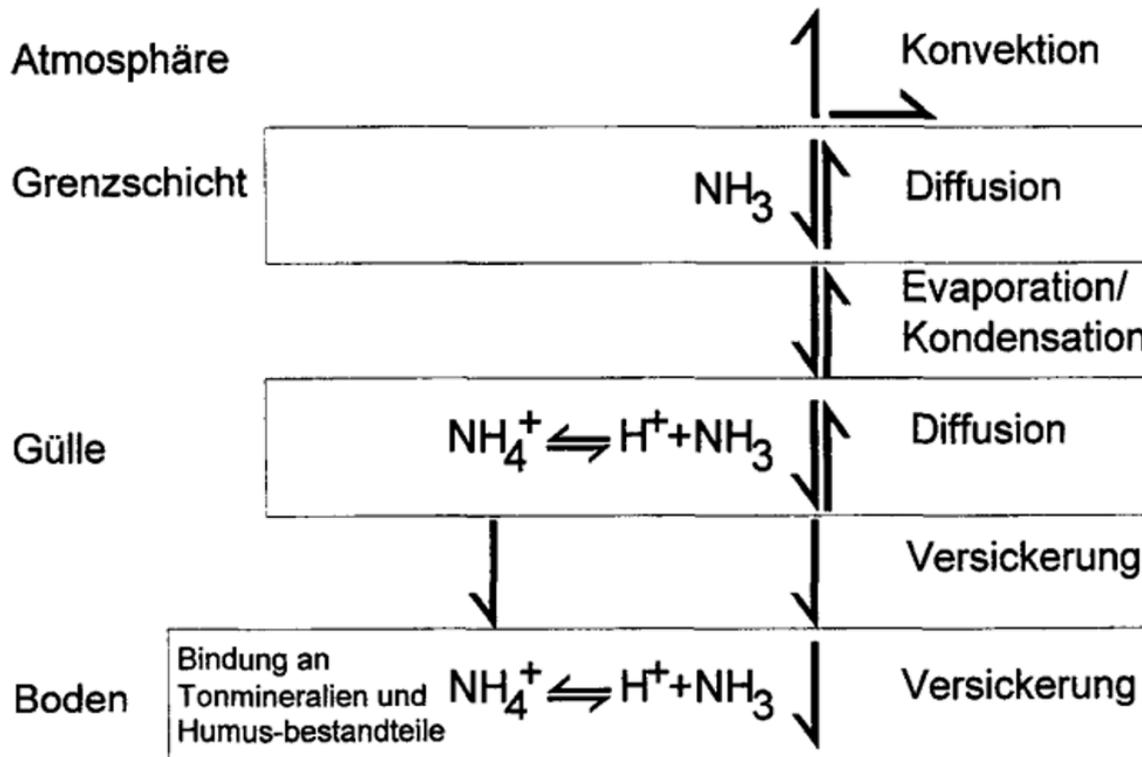


Abb. 1: Schema der Ammoniakbewegung nach der Gülleapplikation (Katz, 1996).

Die applizierte Gülle befindet sich auf der Bodenoberfläche, wobei die flüssige Phase mit der Zeit (Minuten bis Stunden) in den Boden infiltriert, die Feststoffe aber nicht infiltrieren. Die Dauer ist abhängig von der Evaporation und der Bodenbeschaffenheit, wobei die Aufnahmefähigkeit durch geringe Porosität und hohen Wassergehalt vermindert wird. In der Gülle besteht ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Ammonium (aq), gelöstem Ammoniak (aq), und gasförmigen Ammoniak (g). Alle chemischen Spezies können mit der Gülle versickern, und Ammonium kann im Boden an Tonmineralen und Humusbestandteilen gebunden werden. Innerhalb der sich an der Oberfläche befindenden Gülleschicht besteht ein Konzentrationsgefälle sowohl für  $\text{NH}_4^+$  als auch  $\text{NH}_3$ . Beide diffundieren in Richtung der geringsten Konzentration. Die Ammoniakemissionen zeitnah nach der Applikation sind abhängig von den Gülleeigenschaften (v.a. TS-,  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt und pH-Wert) und den Transportprozessen in der Atmosphäre. In der Grenzschicht zwischen Gülleoberfläche und Atmosphäre findet ein Transport von  $\text{NH}_3$  durch Evaporations- und Kondensationsvorgänge statt, wobei der Nettoflux von  $\text{NH}_3$  in Richtung des geringeren  $\text{NH}_3$ -Partialdrucks stattfindet. Innerhalb der sich anschließenden (laminaren) Grenzschicht diffundiert Ammoniak entlang des Gradienten, um am Rand der Grenzschicht vom Wind erfasst und hauptsächlich durch Konvektion horizontal und vertikal weiter transportiert zu werden. Die vertikale Ausdehnung dieser Grenzschicht endet, sobald sich die  $\text{NH}_3$ -Konzentration gleich der Konzentration in der Umgebungsluft angleicht. Im späteren Emissionsverlauf ist dagegen die

Interaktion von Gülle–Boden von Bedeutung. Eine hohe Kationenaustauschkapazität des Bodens ist förderlich für die Adsorption von  $\text{NH}_4^+$  und daher emissionsmindernd. Die Bodenmikrobiologie ist zwar für weitere Transformationsprozesse der Gülle von Bedeutung, ist jedoch in Bezug auf die  $\text{NH}_3$ -Verluste zu vernachlässigen da die Prozessabläufe (auch Nitrifikation) zu langsam geschehen (Frick et al., 1996; Katz, 1996; Sommer et al., 2003).

## 2.2 Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen

Die Höhe der Ammoniakverluste nach der Gülleapplikation hängt von zahlreichen Faktoren ab. Von großer Bedeutung sind, neben der Applikationstechnik (HÄNI ET AL., 2016; NYAMEASEM ET AL., 2022), die Boden- und Gülleeigenschaften sowie die Witterungsbedingungen (GÉNERMONT UND CELLIER, 1997). Unter den meteorologischen Parametern wurde der Einfluss der Temperatur bereits durch zahlreiche Autoren belegt (SOMMER ET AL., 1991; HE ET AL., 1999; MKHABELA ET AL., 2009; HÄNI ET AL., 2016). Die Temperatur hat, u.a., wesentlichen Einfluss auf die Ionisierung [ $\text{NH}_4^+$  (aq) +  $\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_3$  (aq) +  $\text{H}_3\text{O}^+$  (aq)], das Flüssigkeits-Gas-Gleichgewicht in der Flüssigkeit [ $\text{NH}_3$  (aq)  $\rightleftharpoons$   $\text{NH}_3$  (g), Henry-Gesetz] und den Austausch von Ammoniak zwischen Flüssigkeit und Umgebungsluft (GÉNERMONT UND CELLIER, 1997; MONTES ET AL., 2009). In der Praxis ist bekannt, die Ausbringung von Gülle nicht bei hohen Temperaturen durchzuführen, um Ammoniakemissionen zu reduzieren (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL), 2021). Wissenschaftliche Untersuchungen, die den Einfluss der Applikationstechnik und der Gülleverdünnung bei niedrigen Temperaturen im Hinblick auf die Ammoniakemissionen untersuchten, sind allerdings selten.

## 2.3 Ammoniakemissionen während der Lagerung

Um die Fließfähigkeit von trockensubstanzreicher Gülle (z.B. Rindergülle) für die Applikation auf Grünland zu erhöhen, wird diese in der Praxis oftmals vor der Ausbringung durch eine Einleitung von Wasser in das Güllelager verdünnt oder separiert. Die Einleitung von Wasser hat dabei einen Einfluss auf die Ausbildung von Sink- und Schwimmschichten im Güllelager. Umso mehr Wasser in die Güllegrube geleitet wird, desto schneller bildet sich eine Sink- und Schwimmschicht aus (MENZI ET AL. 1997, zitiert bei HESENER 2002). Bisher noch unbekannt ist, wie sich eine Zugabe von Wasser bzw. die Herstellung unterschiedlicher Verdünnungsstufen auf die Ammoniakfreisetzung während der Lagerung auswirken.

Die Separierung von Gülle führt hingegen zu einer Abtrennung der Feststoffe und damit einer Reduzierung des Trockensubstanzgehaltes. In der Praxis ist die Verwendung von mobilen oder stationären Pressschneckenseparatoren verbreitet. Die flüssige separierte Phase bietet pflanzenbauliche Vorteile durch eine schnelle Infiltration in den Boden und ein erhöhtes Mineraldüngeräquivalent. Die Feste Phase verfügt über hohe Gehalte an Phosphat und Kohlenstoff, womit sie sich vor allem zur Düngung von Hackfrüchten eignet (MEYER, 2025). Bisher gibt es nur wenige Studien, die die Ammoniakfreisetzung bei der Lagerung von flüssiger separierter Rindergülle erfasst haben. Eine Metastudie von KUPPER (2024) gibt jedoch einen Einblick, dass die Ammoniakfreisetzung bei der Lagerung im Mittel aller Studien erhöht war. Der Einfluss einer weiteren Wasserzugabe auf die Ammoniakfreisetzung während der Lagerung, um schließlich den Trockensubstanzgehalt für die Ausbringung noch weiter zu reduzieren, ist bisher noch unbekannt.

## 2.4 Verdünnung von Gülle mit Wasser

Die altbekannte Maßnahme der Gülleverdünnung durch den Zusatz von Wasser vermindert den Gehalt an Ammonium-N und Trockensubstanz in der Gülle und erhöht außerdem deren Fließfähigkeit. Dies führt zu geringeren Verkrustungen und Verätzungen an den Blättern und verbessert somit die Pflanzenverträglichkeit. Außerdem infiltriert die Gülle besser in den Boden und fördert dadurch die Bindung von Ammonium an Tonmineralien und Humusbestandteilen. In diesem Zusammenhang steht auch die durch die Verdünnung verursachte Reduzierung der Ammoniakemissionen bei der Gülleapplikation. Der empfohlene Grad der Verdünnung (Anteil Gülle:Anteil Wasser) variiert allerdings stark und liegt in der Praxis zwischen 1:1 bis 1:3 (FRICK ET AL., 1996; FRICK ET AL., 1997).

## 2.5 Gülleapplikation bei Regen

Häufig wird in der landwirtschaftlichen Praxis versucht, die Gülleverdünnung direkt auf dem Feld durch ein Regenereignis während und/oder direkt nach der Applikation zu erreichen. REITZ UND SCHÜRER (1999), LEICK (2003) und MKHABELA ET AL. (2009) erwähnen eine Reduktion der Ammoniakemissionen durch einen simulierten Regen direkt nach der Gülleausbringung. Nach derzeitigem Wissensstand der LfL sind allerdings keine Untersuchungen vorhanden, welche die Ammoniakemissionen nach der Gülleausbringung unter Bedingungen eines natürlich stattfindenden Regenereignisses erfasst haben.

## 2.6 Einsatz von Gülleadditiven

In der landwirtschaftlichen Praxis kann es durch den Anfall von Gülle zu erheblichen Ammoniak- und Geruchsemissionen sowie zu Problemen bei der Güllehandhabung aufgrund von Feststoffen kommen. Bereits seit einigen Jahren wird versucht, den eben genannten Problematiken Abhilfe zu schaffen, indem der Gülle Zusatzstoffe (Gülleadditive) beigegeben werden (MCCRORY UND HOBBS, 2001). In diesem Projekt wurden drei Additive getestet. Das Additiv 1 wurde von der Praxis im Allgäu vorgeschlagen. Die Additive 2 und 3 wurden aufgrund der festgestellten Emissionsminderung im Lagerungsversuch des Projekts EmiAdditiv ausgewählt.

Das Additiv 1 ist ein Kombipräparat bestehend aus verschiedenen Arten von vorverarbeiteten Lehmmineralien. Die porösen Substanzen des als Pulver zur Anwendung kommenden Produkts haben eine Struktur wie ein offenes Gitter von Tetraedern mit inneren Hohlräumen (dreidimensional), die eine hohe Ionenaustauschkapazität ermöglichen. Bei Anwendung in der Tierhaltung sind nach Herstellerangaben v.a. die Vorteile der Ammoniakbindung, Güllehomogenität, Einfluss auf die Schwimmschichtbildung im Lager, leichtere Handhabung und geringere Geruchsbelästigung zu nennen. In der Biogasproduktion werden aber u.a. auch die Vorteile einer erhöhten Gasproduktion, geringerer Sedimentation im Produktions-tank und erhöhte Nährstoffverfügbarkeit für Nutzpflanzen nach Gärresteinsatz erwähnt. Diese Vorteile werden auch in einigen Erfahrungsberichten sowie Untersuchungen beschrieben (URL 1, 2025).

Das Additiv 2 ist eine stark oxidierte Braunkohle mit saurem pH-Wert, die sehr hohe Konzentrationen von Fulvo- und Huminsäuren enthält. Diese Huminstoffe können z.B. Ammonium adsorbieren. Generell hat das Additiv 2 eine hohe Kationenaustauschkapazität. Die Einsatzmöglichkeiten sind vielfältig, z.B. in der Humanmedizin, Tierernährung, Kompostierung, Gülleaufbereitung u.v.m. (RÖSL, 2022; CAO ET AL., 2022; SCHMIDHALTER, 2024).

Dieses Produkt führte im Projekt EmiAdditiv bei einer Zugabemenge von 1 % zu Rindergülle zu einer signifikanten Ammoniakminderung während der Lagerung unter standardisierten Bedingungen (HÖCHERL ET AL. 2024). Durch die Zugabe des Additivs zu Schweine- und Rindergülle konnte hingegen bei den Untersuchungen von SCHMIDHALTER (2024) keine Reduktion der Ammoniakemissionen bei der Ausbringung auf eine unbewachsene Bodenoberfläche festgestellt werden. Eine leichte Emissionsreduktion war jedoch bei Biogasgärrest vorhanden.

Additiv 3 ist ein naturreines Calciumcarbonat mit Sauerstoffaktivierung ( $\text{CaCO}_3$  90,6 %,  $\text{SiO}_2$  6,4 %,  $\text{Al}_2\text{O}_3$  1,4 %,  $\text{MgCO}_3$  0,7 %,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  0,5 %,  $\text{K}_2\text{O}$  0,2 %). Nach den Herstellerangaben bewirkt das Produkt u.a. eine deutlich bessere Verrottung der Gülle durch Anregung der aeroben Bakterien, eine Verminderung des Ammoniakgeruchs und eine homogenere Gülle. Der natürliche Stickstoff in der Gülle soll erhalten bleiben, da keine Fäulnisgase entstehen (URL 3). Nach SCHRÖPEL UND HENKELMANN (2006) konnte eine Ammoniakemissionsminderung durch die Verwendung des Additivs 3 beobachtet werden. Zudem konnte in Lagerungsversuchen im Projekt EmiAdditiv eine signifikante Minderung der Ammoniakfreisetzung ermittelt werden, welche jedoch vermutlich nicht auf die Informationsübertragung zurückzuführen war (HÖCHERL ET AL. 2024). So konnte bei gleicher Zugabemenge von Calciumcarbonat mit sowie ohne Energieaufladung eine signifikante Ammoniakminderung ermittelt werden.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Standorte



Abb. 2: a) Versuchsstandorte im Projekt AlterMin, b) Feldversuche, c) Lagerungsversuch.

Die bayernweiten Versuche fanden an drei Standorten statt (Abbildung 2). Die Feldversuche für den Bereich Bayern-Nord wurden in der Nähe von Triesdorf (Winden, Leutershausen) und für Bayern-Süd bei Kempten (Spitalhof) angelegt. Der Lagerungsversuch wurde in Freising (LfL, Institut für Landtechnik) durchgeführt. Bei den Feldversuchen wurde darauf geachtet, die Parzellen nur auf möglichst ebenen Flächen in ausreichender Größe (Ammoniakquerdriften) und fern von externen Emissionsquellen (Ställe etc.) anzulegen.

#### 3.2 Gülleherkunft, -beprobung, -analyse

Die Rindergüllen wurden für beide Standorte von typischen Milchviehbetrieben (Triesdorf: Praxisbetrieb, Spitalhof: Betrieb Spitalhof) bezogen und waren repräsentativ für bayerische Betriebe. Je nach Variante erfolgte eine Behandlung (Verdünnung, Separation, Zugabe der Additive) zu Beginn der Einlagerung. Die frischen Güllen wurden anschließend im Fass (Triesdorf 1), in einer Güllegrube (Triesdorf 2, Spitalhof 1+2, Regenversuch) oder in IB-Containern (Verdünnungsversuch, Versuch Gülleadditive) bis zur Ausbringung gelagert. Die verschiedenen Lagerräume ergaben sich aufgrund von Kapazitätsrestriktionen. Die Lagerdauer betrug mindestens zwei Wochen, mit Ausnahme des Versuches zu Gülleadditiven, bei dem die Güllen sechs Wochen ab Zusatzstoffzugabe gelagert wurden.

Alle Gülle wurden vor der Probenahme homogenisiert. Der Transport der Proben erfolgte zeitnah und gekühlt. Falls eine Lagerung bis zur Analyse notwendig war, wurden die Proben gefroren gelagert. Die Gülle wurden bei allen Versuchen sowohl zur Einlagerung sowie zur Ausbringung beprobt.

Die Analysen der Gülle wurden durch die Labore LfL (AL, Lange Point 6, Freising), Agrolab Agrarzentrum GmbH (Leinefelde-Worbis) und BioCheck Labor für Veterinärdiagnostik und Umwelthygiene GmbH (Leipzig) durchgeführt. Die unabhängigen Labore wurden gewählt, um analytische Unsicherheiten zu quantifizieren. Bei den erhobenen Parametern der Gülleanalysen wird sich hier auf die Darstellung von TS,  $N_{\text{ges}}$ ;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , pH beschränkt, da diese von großer Bedeutung für die Ammoniakemissionen sind.

Bei der Einlagerung wurden die eben genannten Parameter (nur LfL) untersucht sowie beim Additivversuch die mikrobiologische Zusammensetzung (BioCheck) in der unbehandelten Gülle. Bei der Ausbringung wurden neben den bereits erwähnten Untersuchungen zusätzlich noch das Ammoniakemissionspotenzial (AEP, Labore BioCheck und Ingrid Bauer) und die organischen Säuren (LfL) untersucht.

Für die Berechnung der ausgebrachten Ammoniumstickstoffmenge (TAN) wurden nur die Labore LfL und Agrolab verwendet.

### 3.3 Großparzellenversuch (I): Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen

Für die Bestimmung der  $\text{NH}_3$ -Emissionen bei den Großparzellenversuchen wurde die IHF-Methode (integrated horizontal flux method) verwendet (RYDEN UND MCNEILL, 1984; DENMEAD, 1983; WILSON UND SHUM, 1992; GOEDHART ET AL., 2020). Die theoretische Grundlage hierbei ist, dass der von einer luvseitig gelegenen, horizontalen Fläche (Teilfläche der Parzelle) ausgehende Fluss eines Gases in die Atmosphäre gleichzusetzen ist mit der Rate, mit der der Wind das Gas durch eine vertikale Fläche im Zentrum der Parzelle transportiert. Daher kann die Ammoniakemission  $F$  einer Fläche durch die Bestimmung der Windgeschwindigkeit und Ammoniakkonzentration als Funktion der Höhe ( $u(z)$ ,  $c(z)$ ) über Grund (Höhenprofil) und Integration über die Höhe bestimmt werden (Gleichung 1). Dabei ist zu berücksichtigen, dass Ammoniak als Hintergrundkonzentration ( $c_B$ ) in der Umgebungsluft vorkommt, sodass der Beitrag der Hintergrundkonzentration zur Berechnung der Flussrate in Abzug gebracht werden muss. Mit dieser Methode ist folglich eine quantitative Aussage über die (absoluten) Ammoniakverluste ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) möglich, wobei die Länge der emittierenden Teilfläche ( $x$ ) sowie die Rauigkeitslänge und die Höhe in der die Konzentration des Höhenprofils der Hintergrundkonzentration entspricht, als obere und untere Integrationsgrenzen ( $z_0$ ,  $z_p$ ) eingehen (Gleichung 1).

$$F = \frac{1}{x} \left[ \int_{z_0}^{z_p} c(z)u(z)dz - \int_{z_0}^{z_p} c_B u(z)dz \right] \quad (1)$$

Insgesamt wurden im Winterhalbjahr 2023/2024 vier Messkampagnen durchgeführt, wobei jeweils zwei an den Grünlandstandorten Kempton (Spitalhof) und Triesdorf (Winden, Leutershausen) stattfanden. Die Versuche am Standort Spitalhof wurden durch das KIT (Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Meteorologie und Klimaforschung,

Atmosphärische Umweltforschung), BaySG und das Spitalhof-Team durchgeführt. In Triesdorf führten Mitarbeiter der LfL mit Unterstützung der LLT (Landwirtschaftliche Lehranstalten Triesdorf) die Versuche aus.

In jeder Kampagne wurden Messungen auf vier Teilflächen durchgeführt, um verschiedene Versuchsvarianten vergleichen zu können. Jede Teilfläche war 27 m lang und 27 m breit (729 m<sup>2</sup>), sodass an beiden Standorten praxisübliche Ausbringtechnik mit 13.5 m Arbeitsbreite (Breitverteilung und Schleppschuh) verwendet werden konnte. Im Fall der Breitverteilung wurde der Pendelverteiler der Firma Möscha verwendet, um dem Wunsch der beteiligten Landwirte zu entsprechen. Somit handelte es sich bei den vier Varianten um:

- Rindergülle unbehandelt, Breitverteilung (Möscha)
- Rindergülle unbehandelt, Schleppschuh
- Rindergülle 1:1 verdünnt mit Wasser, Breitverteilung (Möscha)
- Hintergrundmessung

Im Verlauf jeder einzelnen Kampagne wurden 20 m<sup>3</sup> Gülle auf den Varianten „Breitverteilung“ und „Schleppschuh“, und 40 m<sup>3</sup> Gülle auf der Variante „Verdünnung“ ausgebracht, um die ausgebrachten Ammoniummengen vergleichbar zu halten. Bei der zweiten Messkampagne am Spitalhof wurden bei der Variante Rindergülle unbehandelt mit Breitverteilung technisch bedingt 30 m<sup>3</sup> ausgebracht. Bei der Versuchsauswertung wurde die um 50 % erhöhte Ausbringmenge korrigiert und berücksichtigt. Direkt nach der Gülleapplikation wurden die Vorgewände der Parzellen eingefräst, um eine exakte Emissionsfläche zu generieren.

Innerhalb jeder rechteckigen Parzelle (= Variante) befand sich mittig ein Mast mit Auslegern, an welchen ALPHA-Passivsammler in Triplikaten zur Messung der Höhenprofile der NH<sub>3</sub>-Konzentration installiert waren. Die Masten mit den Passivsammlern waren vor der Applikation entfernt worden, und wurden sofort nach der Applikation wieder aufgestellt und mit Sammlern bestückt. Gleichzeitig wurde das Höhenprofil der Windgeschwindigkeit mittels Schalensternanemometern, die an vier (Standort Triesdorf) und fünf (Standort Spitalhof, Kempten) Auslegern eines Messmasts installiert waren, bestimmt (*Abbildung 3*). Meteorologische Daten (Luft- Bodentemperatur, Windgeschwindigkeit und Windrichtung, Strahlung, Niederschlag) zeichnete eine Wetterstation der Fa. Campell Science auf.

Um Ammoniakquerdriften zu vermeiden, wurde zwischen den Parzellen ein Abstand von mindestens 100 m eingehalten, und alle Parzellen quer zur Hauptwindrichtung ausgerichtet. Ammoniak wurde in fünf Höhen in den behandelten Flächen und in drei Höhen am Hintergrundmast erfasst. Innerhalb jeder Höhe wurden ALPHA- Sammler (Triplikate) an Regenschutzdächer angebracht.

Das Wechselintervall begann mit drei Beprobungen je Tag zu Beginn der Kampagne und wurde später auf Abstände von mehreren Tagen ausgedehnt. Generell wurde eine lange Kampagnendauer von mindestens zwei Wochen angestrebt, um mögliche zeitverzögerte Emissionen des Schleppschuhs zu erfassen.

Bei den ALPHA- Sammlern (Adapted Low-cost Passive High Absorption, Center for Ecology and Hydrology, UK) handelt es sich um passive Probennehmer, die eine Messung von Ammoniak in der Umgebungsluft ermöglichen. Der ALPHA- Probennehmer ist aus verschiedenen Komponenten aufgebaut. Das Ammoniak reagiert mit einer 12 % igen Zitronensäure, die sich auf einem Filterpapier (Ø 24 mm, Fa. Hahnenmühle) befindet. Bei der Exposition wird der Filter durch eine Membran (Ø 27 mm, Fa. Hahnenmühle) geschützt (URL 2).

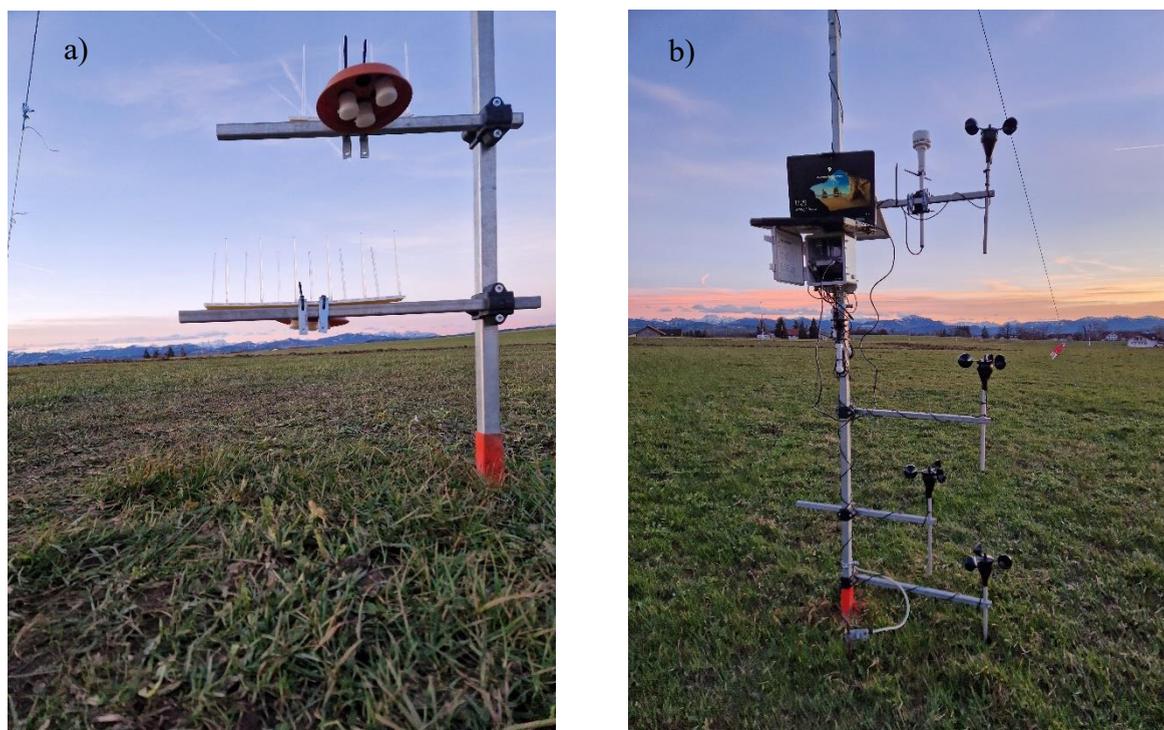


Abb. 3: a) Triplikate der ALPHA-Passivsampler and den Auslegern der Masten zur Bestimmung des Höhenprofils der Ammoniakkonzentration auf den unteren Messhöhen und b) Messmast zur Bestimmung der Windgeschwindigkeit in der Höhe der Passivsampler.

$\text{NH}_3$  reagiert mit Zitronensäure zu Ammoniumcitrat. Das Ammoniumcitrat auf dem Filterpapier wurde im Labor eluiert, das Eluat bis zur Analyse gefroren gelagert. Die Konzentrationsbestimmung von Ammonium im Eluat erfolgte durch ein UV/Vis Spektrometer (Hersteller: Perkin Elmer; Lambda 2; UV/Vis Spektrometer) bei der Firma MUVA in Kempten.

Bei der Bestimmung der Flussraten und kumulativen Ammoniakemissionen wurden mehrere Kriterien zur Qualitätssicherung angewendet. Im Zuge der Datenaufbereitung wurden die Probenbezeichnungen des Labors mit den Feldprotokollen verglichen und ggf. korrigiert (15 von mehr als 3000). Anschließend wurden die Daten grafisch dargestellt, und Ausreißer identifiziert. Insgesamt wurden so 23 von mehr als 1500 Einzelproben verworfen (Tabellen A1 bis A4). In den Feldprotokollen sind in diesen Fällen teilweise Vermerke zur Filtermembran der Passivsampler zu finden, sodass in diesen wenigen Fällen vermutlich die Filtermembran nicht vollständig abgedichtet hatte. Im Fall der Kampagne Spitalhof 1 traten an den Messtagen 5 und 7 Kontaminationen des Hintergrunds auf, sodass diese Messtage verworfen wurden.

Im Zusammenhang mit der Flussberechnung zeigt Gleichung 1, dass die Bestimmung der Höhenprofile von Konzentration und Windgeschwindigkeit bei der Anwendung der IHF-Methode notwendig ist. Empirische Beobachtungen ergaben, dass die Windgeschwindigkeit und die Konzentration über einer emittierenden Quelle annähernd logarithmisch mit der Höhe zu- bzw. abnehmen (Ryden & McNeill, 1984). Folglich verhalten sich Windgeschwindigkeit und Konzentration näherungsweise linear als Funktion des Logarithmus der Messhöhe. Während dieser Zusammenhang generell durch die Wechselwirkung des Windes mit der Oberfläche gilt, bildet sich ein Konzentrationsprofil nur in Abhängigkeit einer Quelle aus. Dabei nimmt die Konzentration aufgrund der Durchmischung in der Atmosphäre mit der Höhe ab. Deshalb war das erste Kriterium zur Bestimmung einer Flussrate

eine negative Steigung der Regressionsgeraden für die Ammoniakkonzentration als Funktion des Logarithmus der Messhöhe. Weiterhin wurden Flussraten nur berechnet, wenn die Hintergrundkonzentration geringer als das Maximum der gemessenen Konzentrationen über den Behandlungspartellen lag. Da die Ammoniakemissionen mit der Zeit nach der Ausbringung sehr stark abklingen, ist die Ausprägung eines logarithmischen Konzentrationsprofils nicht während des gesamten Versuchszeitraums gegeben. Daher war ein weiteres Kriterium zur Berechnung der Flussrate ein signifikanter Zusammenhang zwischen Konzentration und Logarithmus der Messhöhe, wobei p-Werte bis 0.05 berücksichtigt wurden. Weitere wichtige Parameter zur Bestimmung der Flussraten sind die Integrationsgrenzen ( $z_0$ ,  $z_p$ ). Die untere Integrationsgrenze ( $z_0$ ) wird direkt aus dem Windprofil bestimmt, wobei in einzelnen Fällen bei Störungen des Windprofils unphysikalische Höhen beobachtet werden können. Aus diesem Grund wurden nur Rauigkeitslängen von bis 0.25 m berücksichtigt. Die obere Integrationshöhe ( $z_p$ ) wird aus der Hintergrundkonzentration, also dem Messmast der Parzelle "Hintergrundmessung" und dem Konzentrationsprofil bestimmt, und ist die Höhe, in der die Konzentration des Profils der Hintergrundkonzentration entspricht. Wenn allerdings die Hintergrundkonzentration den über den Messpartellen gemessenen Konzentrationen sehr ähnlich ist, können sich unphysikalische, oder kleinere Werte als  $z_0$  ergeben. Daher wurden nur Flussraten berechnet, wenn  $z_0 < z_p$  und  $z_p < 4$  m war. Die Länge der emittierenden Fläche, die durch den Wind überstrichen wird,  $x$  in Gleichung 1, ist in diesem experimentellen Aufbau mit quadratischen Partellen nicht für alle Anströmrichtungen gleich. Daher wurde für jedes Expositionsintervall die mittlere Windrichtung bestimmt, und dann  $x$  über die Trigonometrischen Funktionen und die Lage der Messpartellen im Raum berechnet. Abschließend ist anzumerken, dass mögliche Kontaminationen während des Transports der Passivsammler bei dieser Methode direkt über die Berücksichtigung der Hintergrundkonzentrationen am Messmast über der Parzelle "Hintergrundmessung" berücksichtigt werden.

### 3.4 Ammoniakemissionen während der Lagerung (Versuch II)

Am Institut für Landtechnik und Tierhaltung erfolgte die Bestimmung der Ammoniakfreisetzung von verdünnter und separierter Rindergülle während der Lagerung im Labormaßstab. Folgende Varianten wurden getestet:

- Kontrolle: Rindergülle
- Positivkontrolle: Milchsäure (Ansäuerung auf pH-Wert 6,4)
- Verdünnung 1:0,5
- Verdünnung 1:1
- Verdünnung 1:2
- Separierte flüssige Phase der Rindergülle
- Separierte flüssige Phase der Rindergülle, verdünnt auf TS 3 %

Sowohl die Rindergülle als auch die separierte flüssige Phase stammen vom Spitalhof in Kempten. So wurde die Rindergülle vor Versuchsbeginn mithilfe eines stationären Pressschneckenseparators separiert und anschließend die flüssige Phase sowie die Rohgülle nach Freising transportiert. *Tabelle 1* zeigt die Trockensubstanz- und Nährstoffgehalte der Rindergülle sowie der separierten flüssigen Phase.

Tab. 1: pH-Wert, Trockensubstanz- und Nährstoffgehalte der (separierten) Rindergülle.

	pH-Wert	TS	N-Gesamt	NH <sub>4</sub> -N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
		(%)	kg/m <sup>3</sup>			
Rindergülle	7,1	7,4	3,0	1,2	1,5	4,0
Separierte flüssige Phase	7,2	4,8	2,9	1,2	1,3	3,7

### 3.4.1 Versuchsdesign

Mithilfe einer vollautomatisierten Emissionsmessanlage (entwickelt im Projekt EmiAdditiv) wurde die Ammoniakfreisetzung der sieben Varianten über eine Dauer von vier Wochen unter standardisierten Bedingungen (gleichbleibende Temperatur und Luftgeschwindigkeit) erfasst (Abbildung 4). Die Prüfung der Varianten erfolgte in vierfacher Wiederholung sowie in randomisierter Anordnung. Dabei wurde die Ammoniakkonzentration mithilfe eines Diodenlasers (LGD-Compact, Fa. Axetris) bei einer Versuchstemperatur von 20 °C erfasst.



Abb. 4: Emissionsmessanlage zur Erfassung der Ammoniakfreisetzung während der Lagerung.

### 3.4.2 Versuchsdurchführung und Erfassung von Begleitparametern

Die Gülle wurde in allen 28 Behältern (je 4,3 kg Gülle) am 14.02.2024 eingefüllt. Die Verdünnungsstufen wurden vor dem Einfüllen bereits in der richtigen Zusammensetzung angerührt. Alle sieben Varianten wurden so vor Versuchsbeginn ca. 10 min homogenisiert. Anschließend wurden die Behälter bis zum Versuchsende nicht mehr gerührt. Die Milchsäure wurde erstmalig am 15.02.2024 zugegeben, bis sich eine Absenkung des pH-Wertes auf 6,4 eingestellt hat. Der pH-Wert bei der Variante Milchsäure wurde zweimal wöchentlich mithilfe einer pH-Sonde (ProcessLine-Einstabmesskette, PL 81-325pHT) gemessen. Bei einem Anstieg des pH-Wertes wurde erneut Milchsäure unter Rühren zudosiert, um den pH-Wert auf 6,4 einzustellen.

Daneben erfolgte zu Versuchsbeginn und -ende eine nasschemische Analyse der Wirtschaftsdünger hinsichtlich N-Gesamt, NH<sub>4</sub>-N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O sowie eine Analyse des

Trockensubstanzgehaltes und pH-Wertes bei Agrolab. Die Ausprägung der Schwimmschicht wurden wöchentlich bonitiert.

### 3.4.3 Statistische Auswertung

Pro Messzyklus (stündliche Messung der Ammoniakkonzentration je Messstelle) ergaben sich 300 Einzelmesswerte. Dabei ist eine Aufkonzentrierung der Ammoniakkonzentration zu sehen, bis sich nach ca. 20 sec ein Plateau einstellte. Dies ist darauf zurückzuführen, dass während der Ammoniakmessung das Gas kontinuierlich im Kreis gepumpt wird und keine Spülung mit Frischluft erfolgt ("closed chamber Methode"). Die drei letzten Messwerte je Messzyklus werden anschließend gemittelt und für die Berechnung der Ammoniakfreisetzungsrates verwendet. Hierzu werden die Ammoniakkonzentrationen als erstes von ppm auf  $\text{mg/m}^3$  umgerechnet. Im zweiten Schritt werden die Berechnungen der Ammoniakfreisetzungsrates in  $\text{mg/m}^2$  pro h durchgeführt. Zur Ermittlung, ob eine Behandlung (Verdünnung oder Separierung) die Ammoniakfreisetzung beeinflusst, wird die kumulierte Ammoniakfreisetzung in  $\text{g/m}^2$  berechnet und anschließend auf den Ammoniumstickstoffgehalt in g bezogen. Signifikante Unterschiede zur Kontrolle wurden mithilfe einer Varianzanalyse (ANOVA) ermittelt.

## 3.5 Kleinparzellenversuche (III – V)

Die Kleinparzellenversuche

- III. Verdünnung von Gülle mit Wasser,
- IV. Gülleausbringung bei Regen,
- V. Zugabe von Güllezusätzen (Gülleadditiven).

fanden im Laufe des Jahres 2024 ausschließlich am Standort Kempton im Allgäu (Spitalhof) als sogenannte Tastversuche (qualitativ) statt. Durchgeführt wurden die Versuche durch Mitarbeiter der LfL, BaySG und dem Spitalhof-Team.

Die Rindergülle wurde mit einem Versuchsgüllefass (Arbeitsbreite 2.5 m) appliziert. Die Vorgewände der Parzellen wurden direkt nach der Applikation eingefräst, um eine exakte Emissionsfläche zu generieren und damit Kontaminationen durch Ammoniak zu vermeiden. Die Kleinparzelle umfasste eine Fläche von  $56.25 \text{ m}^2$  ( $7.5 \times 7.5 \text{ m}$ ). Zwischen den Parzellen wurde ein Schutzstreifen von ca. 30 m zur Vermeidung von Ammoniakquerdriften eingehalten. Als Versuchsdesign wurde eine Spaltanlage mit nur einer Haupteinheit gewählt, in der jede Variante dreimal vorhanden war (MUNZERT, 1992). Restriktiv bei der Versuchsanlage war immer die Feldgröße, die Topografie und Randeinflüsse (Feldgehölze). Durch das Design konnten jedoch Ammoniakquerdriften entlang der Hauptwindrichtung erkannt werden. Die eben genannten Angaben gelten für alle Kleinparzellenversuche, lediglich die Anzahl der Varianten war unterschiedlich. Zur Aufzeichnung wichtiger Witterungsparameter während der Kampagnen wurden innerhalb eines jeden Versuches eine Wetterstation (Fa. Campell Science) aufgestellt und meteorologische Daten (Luft- Bodentemperatur, Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe und Windrichtung, Strahlung, Niederschlag) erhoben (*Abbildung 5, a-d*).

Als Messtechnik zur Bestimmung der Ammoniakkonzentration wurde die Säurefalle verwendet (*Abbildung 5, e*). An jeder Seite der Säurefalle (HDPE-Flasche) befanden sich zwei

Löcher ( $\varnothing$  21 mm). Diese wurden mit PE- Gitter verdeckt, um eine Verunreinigung der Sammlerlösung durch Fremdpartikel oder Insekten zu verhindern. Eine Stahlstange mit höhenverstellbarem Kunststoffdach diente dazu, die Säurefalle mittig in der Parzelle zu platzieren und vor einer Verdünnung der Säurelösung durch Niederschläge zu schützen. Die Höhe des Flaschenbodens betrug 15 cm über dem Grasbestand. Als Sammlerlösung wurde eine 0,05 M  $\text{H}_2\text{SO}_4$ - Lösung (Reaktionsmittel für Ammoniak (=Base)) im Labor hergestellt und je 20 ml in Scintillationsfläschchen für die Feldexposition vorgelegt. Das Ammoniak in der Luft reagiert in der sauren Lösung zu Ammonium, das anschließend nachgewiesen werden kann. Die Sammlerlösung wurde in unterschiedlichen Zeitintervallen (direkt nach der Gülleapplikation in kurzen, später in größeren Abständen) gewechselt. Die Anpassung der Wechseltermine richtete sich nach typischen Emissionsverläufen nach der Gülleapplikation (Anfangs hoch, später niedrig) sowie dem Einfluss von Tag und Nacht.

a)		PaNr	Var	PaNr	Var	PaNr	Var	PaNr	Var	PaNr	Var	
7.5	m	1	1	4	2	7	3	10	4	13	5	
30	m											
82.5	m	2	4	5	5	8	1	11	2	14	3	
		3	2	6	3	9	4	12	5	15	1	
		7.5 m	30 m									157.5 m



Abb. 5: a) Versuchsplan (Beispiel: Zugabe von Güllezusätzen), b) Versuchsgüllefass, c) Wetterstation, d) Einsatz der Fräse e) Säurefalle.

Die Lösungen wurden bis zur photometrischen Analyse (Continuous-Flow- Analyzer der Fa. Seal Analytical, LfL-AL) gefroren gelagert. Das Ergebnis der qualitativen Versuche ist eine  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration in den Säurefallen. Aufgrund von möglicher Verdunstung der Sammlerlösung wurde das Volumen korrigiert.

Die finale  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration, korrigiert um das Volumen, erfolgte nach:

- 1)  $\text{Volumen} = (\text{Rückwaage} - \text{Leergewicht}) / \text{Dichte}$
- 2)  $\text{Korrigierter } \text{NH}_4\text{-N Wert} = \text{gemessene } \text{NH}_4\text{-N Konzentration} \times \text{Volumen} / \text{Standardvolumen (Standardvolumen 20 ml)}$

In der Auswertung wurden die gedüngten Varianten um den Hintergrund (Kontrolle ohne Düngung) bereinigt. Außerdem besteht die Möglichkeit, dass die Ammoniakemissionen

von der Tageszeit abhängig sind (FRICK ET AL., 1997). Da die Gülleapplikation aller Varianten eines Versuches einige Zeit in Anspruch nahm (*Tabelle 2*), wurden die Ammoniumkonzentrationen auf ein Zeitintervall (Stunde) standardisiert, um mögliche höhere Ammoniakverluste früh gedüngter Varianten besser vergleichen zu können.

*Tab. 2: Versuchsvarianten mit Zeitpunkt der Gülleapplikation sowie ausgebrachte Ammoniumstickstoffmenge (TAN).*

Versuch / Variante	Zeitpunkt Gülleapplikation (dd.mm./HH:MM)	Ausbringmenge (m <sup>3</sup> ) / TAN appliziert (kg N ha <sup>-1</sup> )
Verdünnung von Gülle mit Wasser		
• Kontrolle ohne Düngung	10.04./ --	--
• 1:0.5 Verdünnung, breitverteilt	10.04./10:15	15 / 13.4
• 1:2 Verdünnung, breitverteilt	10.04./11:36	30 / 14.6
• Rindergülle unbehandelt, breitverteilt	10.04./13:08	10 / 13.5
• flüssige Phase einer separierten Rindergülle, breitverteilt	10.04./13:45	10 / 13.5
• Rindergülle unbehandelt, Schleppschuh	10.04./14:55	10 / 13.5
Gülleausbringung bei Regen		
• Kontrolle ohne Düngung	15.06./ --	---
• Anfang Regenereignis, breitverteilt	15.06/10:25	20 / 24.6
• Mitte Regenereignis, breitverteilt	15.06/15:15	20 / 24.6
• Ende Regenereignis, breitverteilt	16.06/09:50	20 / 24.6
Zugabe von Güllezusätzen (Gülleadditiven)		
• Kontrolle ohne Düngung	28.10./ --	---
• Additiv 1, breitverteilt	28.10./11:05	20 / 24.0
• Additiv 3, breitverteilt	28.10./12:21	20 / 24.0
• Rindergülle unbehandelt, breitverteilt	28.10./13:51	20 / 24.0
• Additiv 2, breitverteilt	28.10./14:54	20 / 24.0

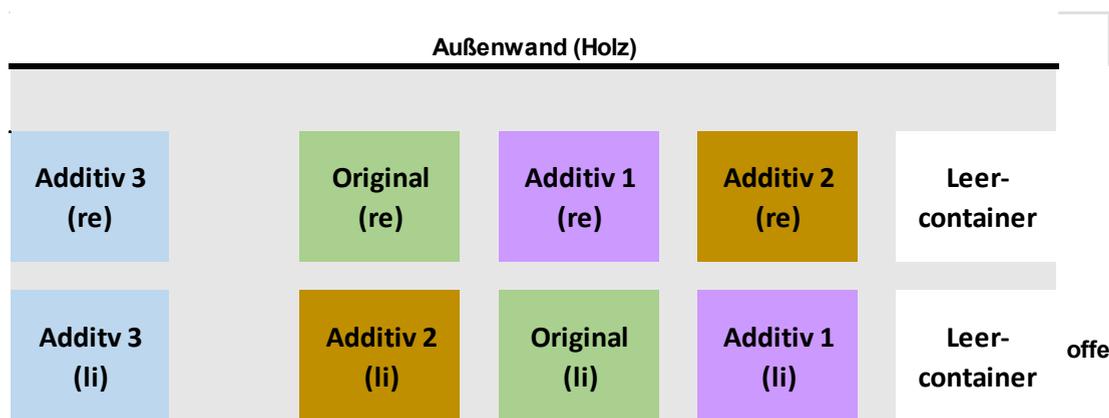
### 3.6 Besonderheiten im Versuch V: Einsatz von Gülleadditiven

Die Additive wurden der Gülle ca. 6 Wochen vor der Ausbringung zugegeben. Je Variante wurden zwei IB-Container mit jeweils 800 l Gülle befüllt. Unter ständigem Umrühren wurden die Additive nach Herstellerangabe (Additiv 1: 20 g/m<sup>3</sup>, Additiv 2: 10 kg/m<sup>3</sup>, Additiv 3: 15 g/m<sup>3</sup>) eingerührt. Bei Additiv 3 wurde das Pulver zuvor nach Herstellerangabe in Wasser aufgelöst und die Suspension der Gülle zugegeben. Die anschließende Zeit für die Homogenisierung betrug für alle Varianten 5 Minuten (bei Additiv 3 unter einer Minute) (*Abbildung 6*).



*Abb. 6: Verwendete Gülleadditive (von links nach rechts Additiv 1–3).*

Der Lagerort bis zur Ausbringung war ein schmaler Holzanbau auf der Nordseite einer Maschinenhalle. Wichtig war der Schutz vor direkter Sonneneinstrahlung und Regen. Die Container wurden in zwei Reihen aufgestellt (*Abbildung 7*). Der Abstand zwischen den Containern betrug wenige Dezimeter, mit Ausnahme des Additivs 3, da hier eine Schwingungsübertragung vermieden werden sollte. Während der Lagerung wurden kontinuierlich (alle 15 Minuten) die Gülletemperatur und Umgebungstemperatur sowie wöchentlich die pH-Werte im oberen Drittel des Güllevolumens in den einzelnen IB-Containern gemessen. Des Weiteren wurden die Schaum- und Schwimmschichtbildung sowie Geruchsentwicklung wöchentlich subjektiv bonitiert.



*Abb. 7: Versuchsplan Güllelage (re = rechte Reihe, li = linke Reihe).*

Um den unvermeidlichen Zeitversatz zwischen den Varianten am Tag der Gülleapplikation zu kompensieren, wurden die Säurefallen des Additivversuchs dynamisch gewechselt. Dafür wurden alle gedüngten Varianten jeweils 2.5 Stunden nach der Gülleapplikation gewechselt, die anschließenden Wechseltermine waren wie bei den anderen Versuchen.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen

Die unverdünnten Versuchsgüllen wiesen typische Gehalte an TS (5.95–7.47 %),  $N_{\text{ges}}$  (2.53–3.48 kg m<sup>3</sup>),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (1.31–1.82 kg m<sup>3</sup>) und pH-Werte (6.87–7.13) auf. Die 1:1 verdünnte Rindergülle änderte erwartungsgemäß wesentlich die Nährstoffgehalte (TS: 2.87–3.55 %,  $N_{\text{ges}}$ : 1.58–1.92 kg m<sup>3</sup>,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ : 0.72–0.97 kg m<sup>3</sup>) und ebenfalls die pH-Werte (6.93–7.40). Das Ammoniakausgasungspotenzial (AEP) lag in der unverdünnten Versuchsgülle zwischen 41 und 83 ppm. Bei der 1:1 Verdünnung wurde das AEP reduziert (12–57 ppm). In Triesdorf erfolgten die Messungen des AEP durch Frau Ingrid Bauer. Die Analyseergebnisse der einzelnen Labore unterschieden sich, unabhängig des Parameters, zum Teil wesentlich. Die Ergebnisse von Agrolab und LfL waren weitestgehend konsistent wohingegen BioCheck häufig stärker abweichende Werte aufwies (Tabelle 3).

Tab. 3: Relevante Parameter der Versuchsgüllen getrennt nach Kampagne (-- = nicht untersucht). TS = Trockensubstanz,  $\text{NH}_4^+$  = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial,  $\mu\text{U}$  = Mittelwert unverdünnt,  $\mu\text{V}$  = Mittelwert verdünnt.

Spitalhof 1		Unverdünnt				Verdünnt 1:1				
Parameter		Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{U}$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{V}$	$\mu\text{V}/\mu\text{U}$
TS	[%]	5.99	5.82	6.05	5.95	3.55	3.60	3.50	3.55	0.60
N-gesamt	[kg m <sup>-3</sup> ]	2.50	2.91	2.40	2.60	1.70	1.78	1.50	1.66	0.64
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	[kg m <sup>-3</sup> ]	1.30	1.43	1.20	1.31	0.75	0.71	0.70	0.72	0.55
pH	[-]	7.3	7.1	7.0	7.13	7.4	7.4	7.4	7.40	1.04
AEP	[ppm]	--	41.0	--	--	--	29.0	--	--	0.71

Spitalhof 2		Unverdünnt				Verdünnt 1:1				
Parameter		Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{U}$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{V}$	$\mu\text{V}/\mu\text{U}$
TS	[%]	6.00	6.18	5.93	6.04	3.55	3.45	3.49	3.50	0.58
N-gesamt	[kg m <sup>-3</sup> ]	2.40	2.70	2.50	2.53	1.50	2.02	1.50	1.67	0.66
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	[kg m <sup>-3</sup> ]	1.30	1.32	1.20	1.27	0.80	1.03	0.80	0.88	0.69
pH	[-]	7.2	7.0	6.9	7.03	7.7	7.2	7.1	7.33	1.04
AEP	[ppm]	--	41.3	--	--	--	26.3	--	--	0.64

Triesdorf 1		Unverdünnt				Verdünnt 1:1				
Parameter		Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{U}$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{V}$	$\mu\text{V}/\mu\text{U}$
TS	[%]	6.17	6.38	6.50	6.35	1.81	4.83	2.68	3.11	0.49
N-gesamt	[kg m <sup>-3</sup> ]	2.60	4.83	3.00	3.48	2.00	2.37	1.40	1.92	0.55
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	[kg m <sup>-3</sup> ]	1.60	2.26	1.60	1.82	1.10	1.10	0.70	0.97	0.53
pH	[-]	7.0	6.9	6.7	6.87	7.2	7.1	7.0	7.10	1.03
AEP	[ppm]	--	83.0	--	--	--	57.0	--	--	0.69

Triesdorf 2		Unverdünnt				Verdünnt 1:1				
Parameter		Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{U}$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu\text{V}$	$\mu\text{V}/\mu\text{U}$
TS	[%]	7.47	7.65	7.28	7.47	3.18	2.77	2.67	2.87	0.38
N-gesamt	[kg m <sup>-3</sup> ]	3.20	3.24	3.00	3.15	1.50	1.84	1.40	1.58	0.50
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	[kg m <sup>-3</sup> ]	1.60	1.72	1.50	1.61	0.78	0.90	0.70	0.79	0.49
pH	[-]	7.0	6.9	6.7	6.87	7.1	7.0	6.7	6.93	1.01
AEP	[ppm]	--	45.0	--	--	--	12.0	--	--	0.27

Die *Abbildung 8* zeigt bedeutende Witterungsparameter für die einzelnen Messkampagnen. Die Kampagne Triesdorf 1 wies im Mittel des Messzeitraumes die niedrigsten Lufttemperaturen auf. Spitalhof 1 war die einzige Kampagne, in der keine Lufttemperaturen unter 0 °C beobachtet werden konnten. Die Tagesverläufe von Luft- und Bodentemperaturen verliefen weitestgehend parallel, mit Ausnahme von Triesdorf 1. Hier konnte bereits einige Stunden nach der Gülleapplikation einsetzender Schneefall beobachtet werden, der mehrere Tage die Oberfläche bedeckte. Die gemessenen Niederschlagswerte für diese Kampagne sind nicht plausibel, da die Wetterstation nur Regen und keinen Schneefall erfassen konnte. Niederschlagsereignisse traten bei allen Messkampagnen auf, teilweise zeitnah nach der

Gülleapplikation. Bei Triesdorf 2 stand am Tag der Gülleapplikation stellenweise etwas Wasser in den Parzellen sodass die Bedingungen an der Befahrbarkeitsgrenze lagen. Hohe Windgeschwindigkeiten konnten bei Triesdorf 1 beobachtet werden, dagegen wurden vergleichsweise niedrige Windgeschwindigkeiten bei Triesdorf 2 und Spitalhof 2 gemessen.

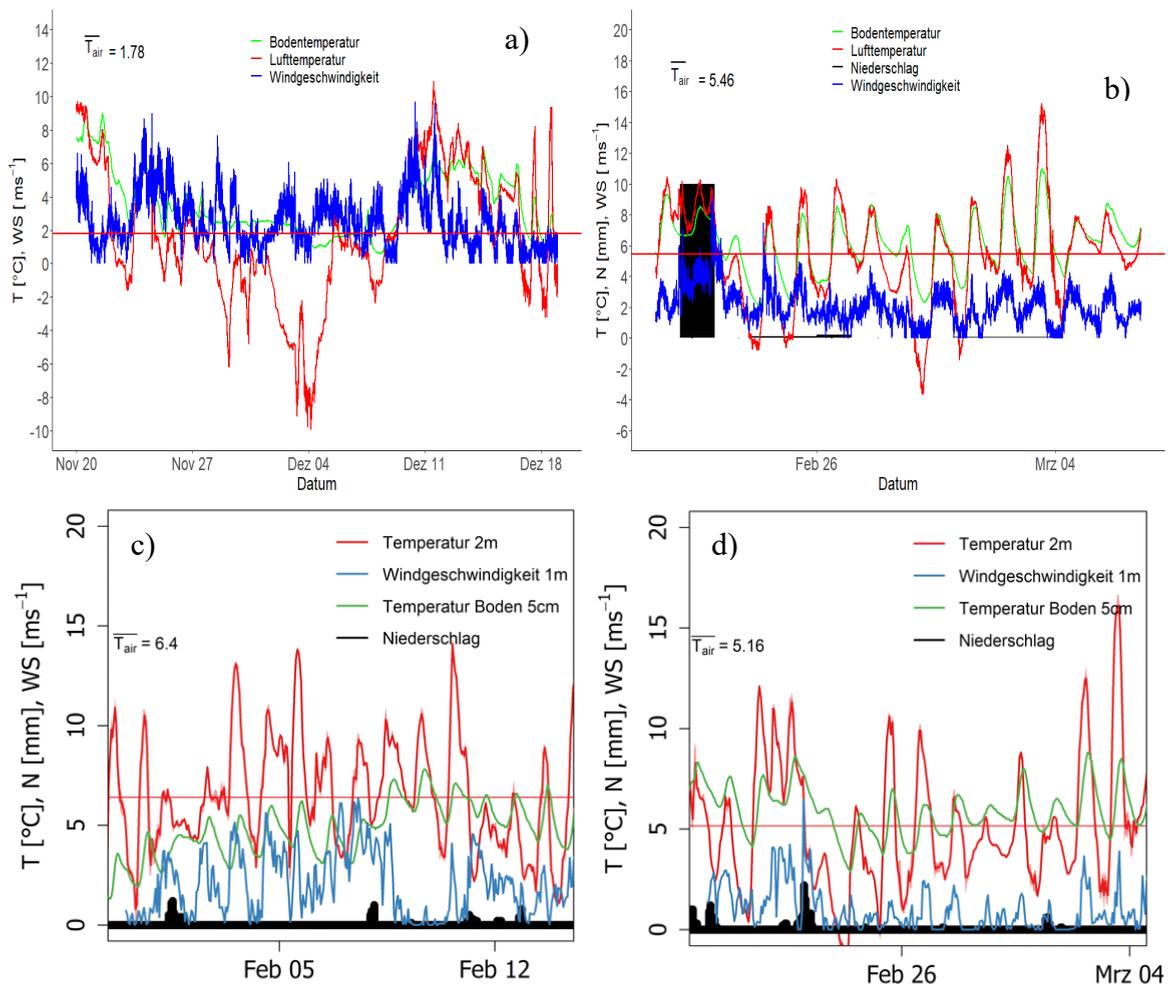


Abb. 8: Verlauf der Lufttemperatur (2 m Höhe), Bodentemperatur (Triesdorf 2 cm, Spitalhof 5 cm Tiefe), Windgeschwindigkeit (1 m Höhe) und des Niederschlags für jede Messkampagne. a) Triesdorf 1, b) Triesdorf 2, c) Spitalhof 1, d) Spitalhof 2.  $T_{air}$  = mittlere Lufttemperatur der gesamten Messkampagne.

Die Abbildung 9 zeigt die kumulativen Ammoniakemissionen für jede Variante getrennt nach der jeweiligen Messkampagne. Deutlich zu sehen sind die großen Unterschiede im Emissionsniveau zwischen den einzelnen Kampagnen. Außerdem fanden wesentliche Emissionen ausschließlich zeitnah nach der Gülleapplikation statt. Zu allen Terminen emittierte die breitverteilte (Möscha) Rindergülle am meisten. Bei zwei Kampagnen verlor die Variante 1:1 Verdünnung mehr Ammoniak als die Variante Schleppschuh (Triesdorf 1, Spitalhof 2), während bei Triesdorf 2 der Schleppschuh mehr emittierte und bei der Kampagne Spitalhof 1 kaum ein Unterschied feststellbar war.

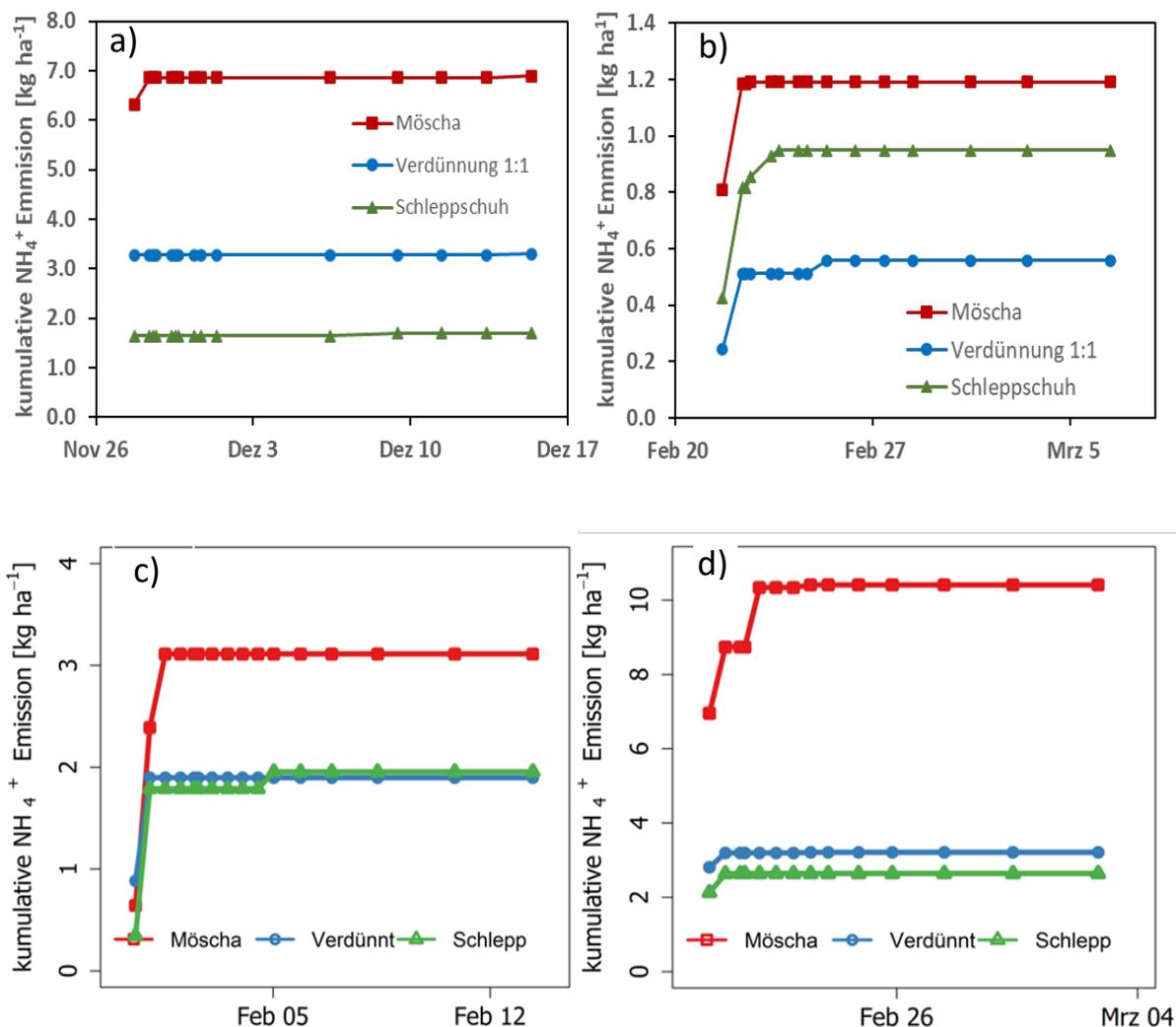


Abb. 9: Kumulative Ammoniakemissionen je Variante getrennt nach Messkampagne: a) Triesdorf 1, b) Triesdorf 2, c) Spitalhof 1, d) Spitalhof 2.

Die Tabelle 4 zeigt die Ammoniakverluste bezogen auf die ausgebrachte Ammoniumstickstoffmenge (TAN). Die breitverteilte Rindergülle emittierte im Mittel aller Versuche 13 %. Dagegen führte der Einsatz des Schleppschuhs sowie die 1:1 Verdünnung nur zu einer Emission von 5 %, was einer Reduktion der Emissionen von 59 % bzw. 58 % entspricht.

Tab. 4: Ammoniakverluste (%) je Variante (Spalte) und Messkampagne (Zeile) in Relation zur ausgebrachten Ammoniumstickstoffmenge (TAN). SD = Standardabweichung.

	<b>Möscha</b>	<b>Möscha 1:1</b>	<b>Schleppschuh</b>	<b>Möscha 1:1</b>	<b>Schleppschuh</b>
	Anteil Emission an TAN [%]			Reduktion [%]	
Triesdorf 1	17	7	4	58	75
Triesdorf 2	3	1	2	51	20
Spitalhof 1	10	5	6	48	38
Spitalhof 2	22	8	8	64	62
Mittelwert	13	5	5	58	59
SD	7	2	2	6	21

## 4.2 Ammoniakemissionen während der Lagerung

Table 5 zeigt den pH-Wert, Nährstoffgehalt sowie Trockensubstanzgehalt der untersuchten Gülle zu Versuchsbeginn. Der pH-Wert der Variante Milchsäure lag bei 6,4. Eine Verdünnung der Gülle mit Wasser führte zu einer Reduktion des Trockensubstanzgehaltes sowie zu geringeren Nährstoffgehalten. Die Kontrolle und die separierte flüssige Phase unterscheiden sich lediglich im TS-Gehalt während eine weitere Wasserzugabe auch hier den Trockensubstanzgehalt (auf 3,3 %) sowie die Nährstoffgehalte leicht reduzierte.

Tab. 5: pH-Wert, TS-Gehalt und Nährstoffgehalt der untersuchten Güllen zu Versuchsbeginn.

	pH-Wert	TS	Nges	NH <sub>4</sub> -N
		%	kg/m <sup>3</sup>	
Kontrolle	7,1	7,44	3	1,2
Milchsäure	6,4	7,44	3	1,2
Verdünnung 1:0,5	7,3	4,98	2,1	0,79
Verdünnung 1:1	7,2	3,32	1,5	0,63
Verdünnung 1:2	7,3	1,75	1,1	0,4
Separierte flüssige Phase	7,2	4,8	2,9	1,2
Flüssige Phase und Wasser (H <sub>2</sub> O)	7,3	3,34	2	0,85

Abbildung 10 zeigt die kumulierte Ammoniakfreisetzung nach vier Wochen Lagerung. Die Ansäuerung auf einen pH-Wert von 6,4 mit Milchsäure sowie die Verdünnung von 1:0,5

fürten zu einer signifikanten Ammoniakminderung. Eine Verdünnung von 1:1 sowie 1:2 zeigten hingegen keinen Unterschied zur Kontrollvariante. Hierbei fanden sich auch in der Schwimmschichtausprägung Unterschiede: Eine Verdünnung von 1:0,5 führte im Vergleich zu den Verdünnungsstufen 1:1 und 1:2 zu einer höheren Ausbildung der Schwimmschicht von 3-4 cm im Vergleich zu 1 cm bzw. keiner Schwimmbildausbildung bei den Varianten Verdünnung 1:1 und 1:2. Die Schwimmschicht bei einer Verdünnung 1:0,5 bildete sich bereits nach wenigen Tagen und damit früher als die Schwimmschicht bei der Kontrolle aus. Auch die Methankonzentrationen nahmen von der Variante Kontrolle, Verdünnung 1:0,5 bis zur Verdünnung 1:1 sowie Verdünnung 1:2 ab.

Zudem war die Ammoniakfreisetzung der separierten flüssigen Phase mit der Kontrollvariante (Rindergülle) vergleichbar. Eine zusätzliche Wasserzugabe (Variante Flüssige Phase + Wasser) führte hingegen zu einer signifikant erhöhten Ammoniakfreisetzung. Hierbei war auch eine verstärkte Blasenbildung an der Oberfläche der Gülle zu sehen. Sowohl die flüssige Phase als auch die flüssige Phase mit Wasser bildeten über die Versuchsdauer keine Sink- und Schwimmschichten aus und waren damit homogen.

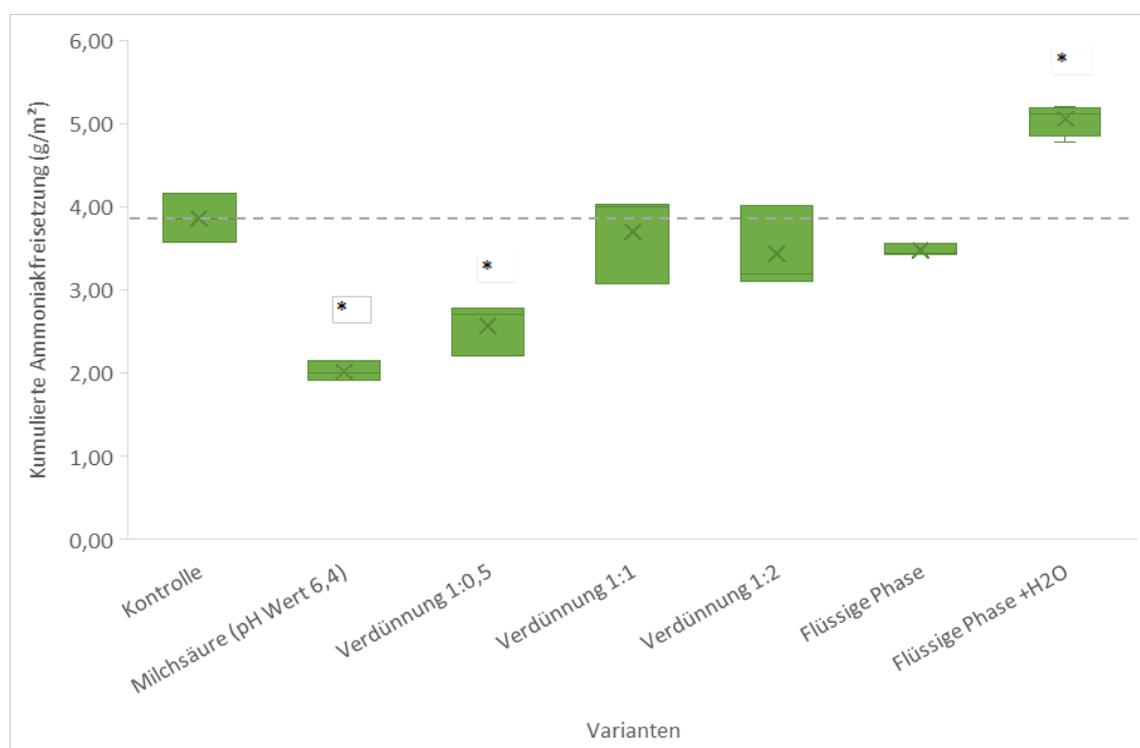


Abb. 10: Kumulierte Ammoniakfreisetzung nach vier Wochen Lagerung (\*= signifikante Unterschiede zur Kontrolle).

### 4.3 Verdünnung von Gülle mit Wasser

Die unverdünnte Versuchsgülle (Original) wies typische Gehalte an TS (7.11 %),  $N_{\text{ges}}$  ( $2.90 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $1.42 \text{ kg m}^{-3}$ ) und pH-Wert (7.10) auf. Die Separation, sowie die 1:0.5 und 1:2 Verdünnung der Rindergülle wirkten sich auf die Nährstoffgehalte und geringfügig auf die pH-Werte aus (Tabelle 6). In den Varianten unterschied sich das Ammoniakemissionspotenzial (AEP), am niedrigsten war es bei der 1:0.5 verdünnten

Versuchsgülle (9.9 ppm) und am höchsten bei der unbehandelten Gülle (34.5 ppm). Die Analyseergebnisse von LfL und Agrolab waren weitestgehend konsistent. BioCheck wich teilweise ab.

Tab. 6: Relevante Parameter der Versuchsgüllen (-- = nicht untersucht). TS = Trockensubstanz,  $\text{NH}_4^+$  = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial,  $\mu$  = Mittelwert.

Parameter	Original/Schleppschuh				fl. Phase			
	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$
TS [%]	7.26	7.06	7.02	7.11	5.31	5.33	5.15	5.26
N-gesamt [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	2.80	3.10	2.80	2.90	2.60	3.48	2.80	2.96
$\text{NH}_4^+$ -N [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	1.40	1.55	1.30	1.42	1.30	2.26	1.40	1.65
pH [-]	7.2	7.3	6.8	7.10	7.4	7.2	6.8	7.13
AEP [ppm]	--	34.5	--		--	31.9	--	

Parameter	Verdünnt 1:0.5				Verdünnt 1:2			
	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$
TS [%]	4.84	3.09	4.58	4.17	3.31	2.23	3.79	3.11
N-gesamt [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	1.70	1.91	1.80	1.80	1.00	1.66	1.10	1.25
$\text{NH}_4^+$ -N [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	0.89	0.92	0.90	0.90	0.47	0.76	0.50	0.58
pH [-]	7.3	7.7	6.8	7.27	7.5	7.7	6.7	7.30
AEP [ppm]	--	9.9	--		--	17.8	--	

Die Messkampagne des Verdünnungsversuches startete mit niedrigen Temperaturen, die jedoch in den Tagen nach der Gülleapplikation kontinuierlich anstiegen. Ausgeprägte Tages- und Nachtschwankungen konnten sowohl für den Boden- als auch für die Lufttemperatur für die ersten Tage nach der Gülleapplikation beobachtet werden. Kurz vor Ende der ersten Messwoche setzte Schneefall ein, wodurch sich die Amplitude innerhalb eines Tages änderte und außerdem die Lufttemperatur unter die des Bodens sank (*Abbildung 11*). Während der Gülleapplikation sowie in den darauffolgenden Stunden wurde etwas Regen gemessen. Zudem fiel ab dem Ende der ersten Messwoche über eine längere Periode ergiebiger Niederschlag (*Abbildung 12*).

Die *Abbildung 13* zeigt die Konzentrationsverläufe je Variante für jeden Wechseltermin (Sequenz) der Säurefallen. Typisch sind höhere Konzentrationen für alle gedüngten Varianten (Ausnahme Schleppschuh) direkt nach der Gülleapplikation, die sich jedoch nach kurzer Zeit den Werten der ungedüngten Variante (Kontrolle) annähern. Die höchsten Konzentrationen zeigte die breitverteilte Rindergülle (Original). Die niedrigsten Messwerte konnten bei der Variante Schleppschuh und der 1:2 Verdünnung beobachtet werden. Der Anstieg bei Sequenz 11 könnte auf Eintrag von Blütenstaub (enthält Stickstoff) in die Säurefallen zurückzuführen sein, da Blütenstaub beim Wechsel der Säurefallen bemerkt wurde. Alle Messwerte der Sequenz 11 wurden für die weitere Auswertung daher verworfen.

Die über die gesamte Messdauer aufsummierten Konzentrationen (*Abbildung 14*) waren bei der breitverteilten Rindergülle (Original) am höchsten. Geringere  $\text{NH}_4$ -N Summen wurden bei der flüssigen Phase und dem Schleppschuh beobachtet. Die mit Wasser verdünnten Varianten lagen, je nach Verdünnungsgrad, noch niedriger.

Der am Tag der Gülleapplikation unvermeidliche Zeitversatz beim Ausbringen aller Varianten wurde in einem letzten Schritt auf ein Zeitintervall (Stunde) vereinheitlicht und auf die ausgebrachte Ammoniumstickstoffmenge (TAN) standardisiert sowie um die Hintergrundemissionen bereinigt (*Abbildung 15*). Die Höhe der Ammoniakemissionen aller Varianten bleibt in unveränderter Reihenfolge wie in *Abbildung 14*, allerdings steigt die relative Emission der flüssigen Phase deutlich.

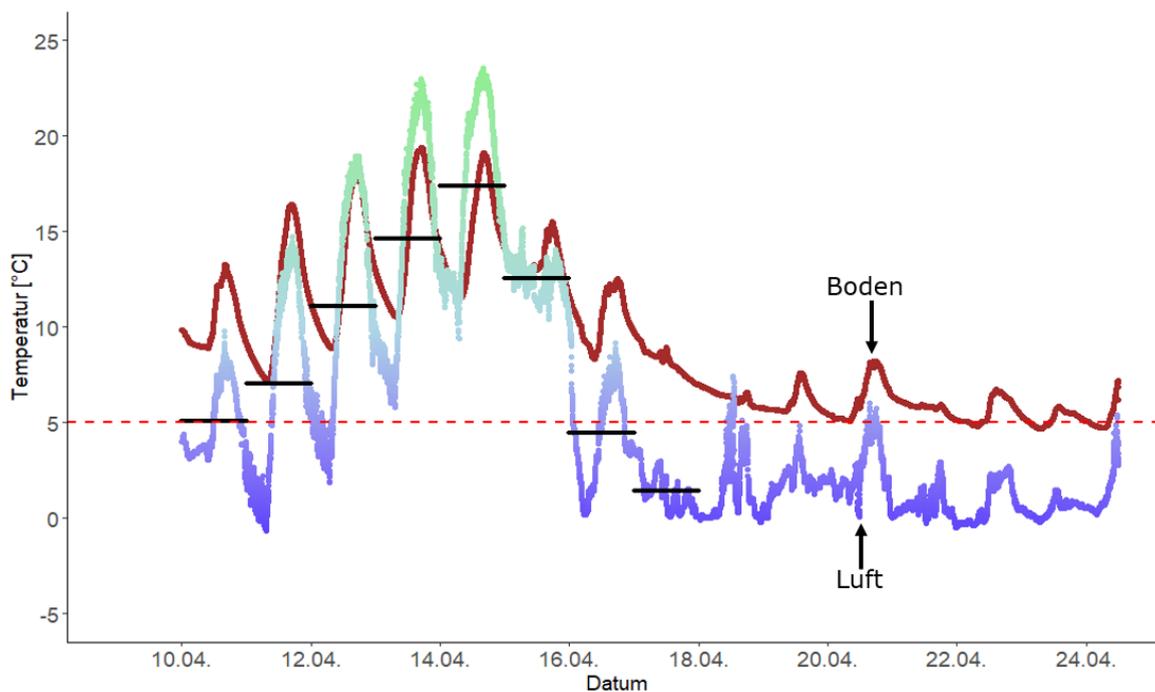


Abb. 11: Temperaturverlauf der Luft (2 m Höhe) und des Bodens (2 cm Tiefe). Schwarze horizontale Balken entsprechen dem Tagesmittel (2 m Höhe). Rot gestrichelte horizontale Linie dient nur als Orientierungshilfe.

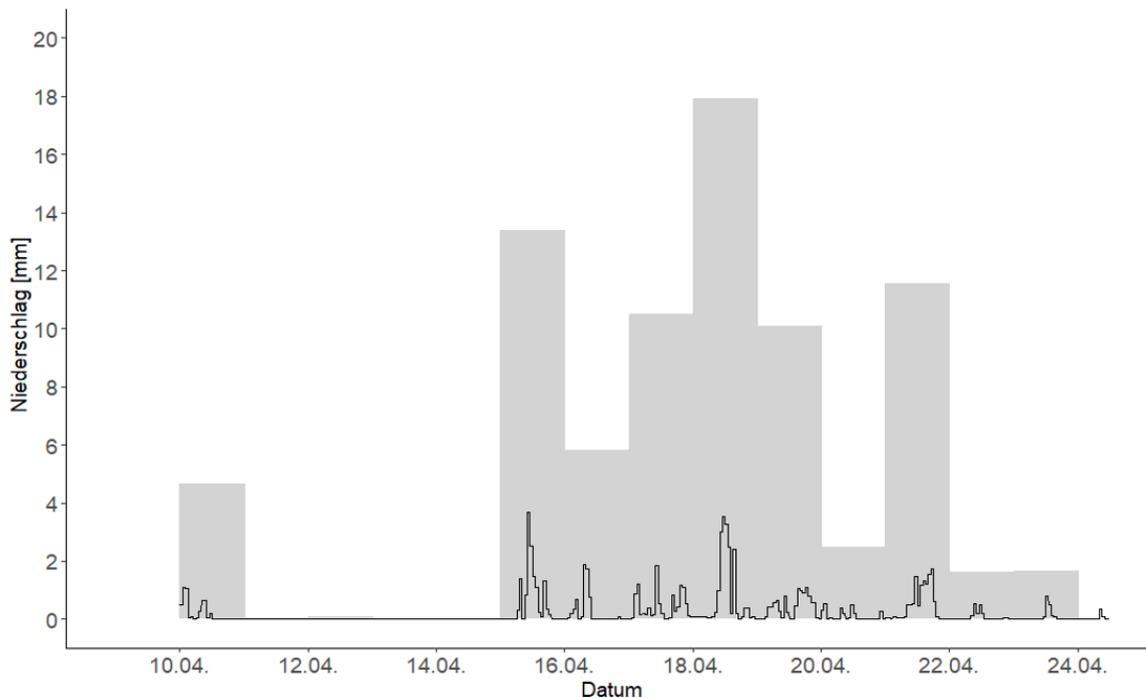


Abb. 12: Niederschlagsereignisse während der Messkampagne. Graue Säulen entsprechen der Tagessumme, schwarze Säulen der Summe pro Stunde.

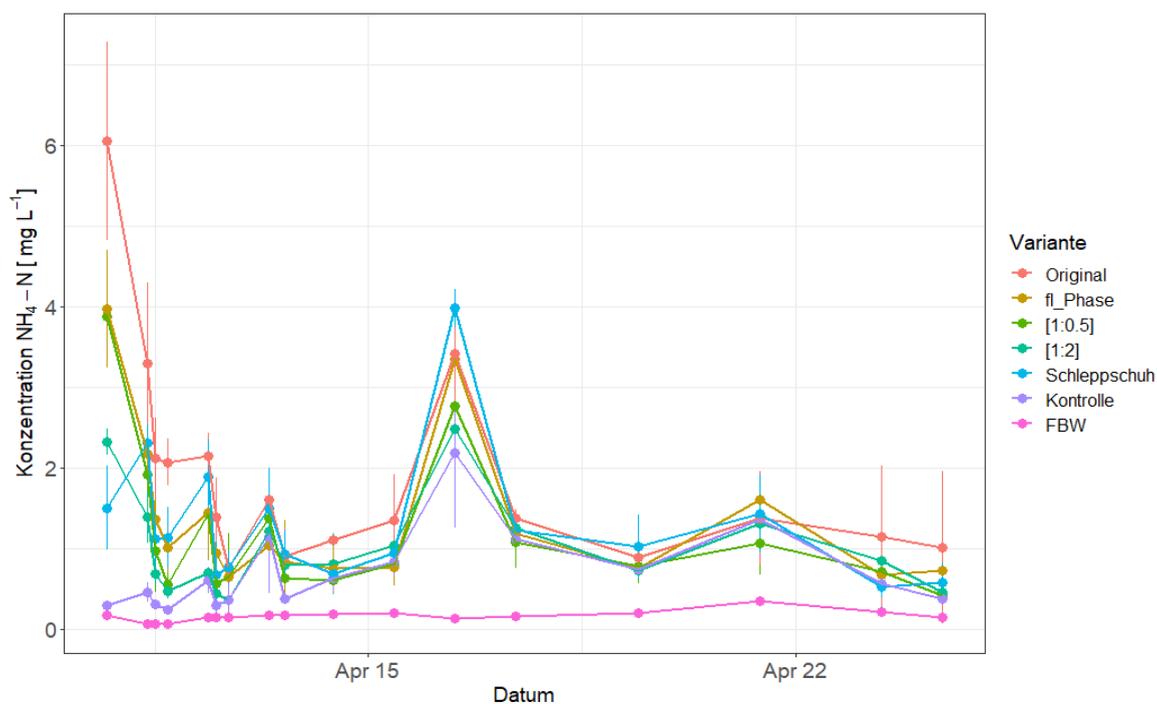


Abb. 13: Konzentrationsverlauf der unterschiedlichen Varianten. (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine Güllendüngung, FBW = Feldblindwert). Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen  $\pm$  Standardabweichung.

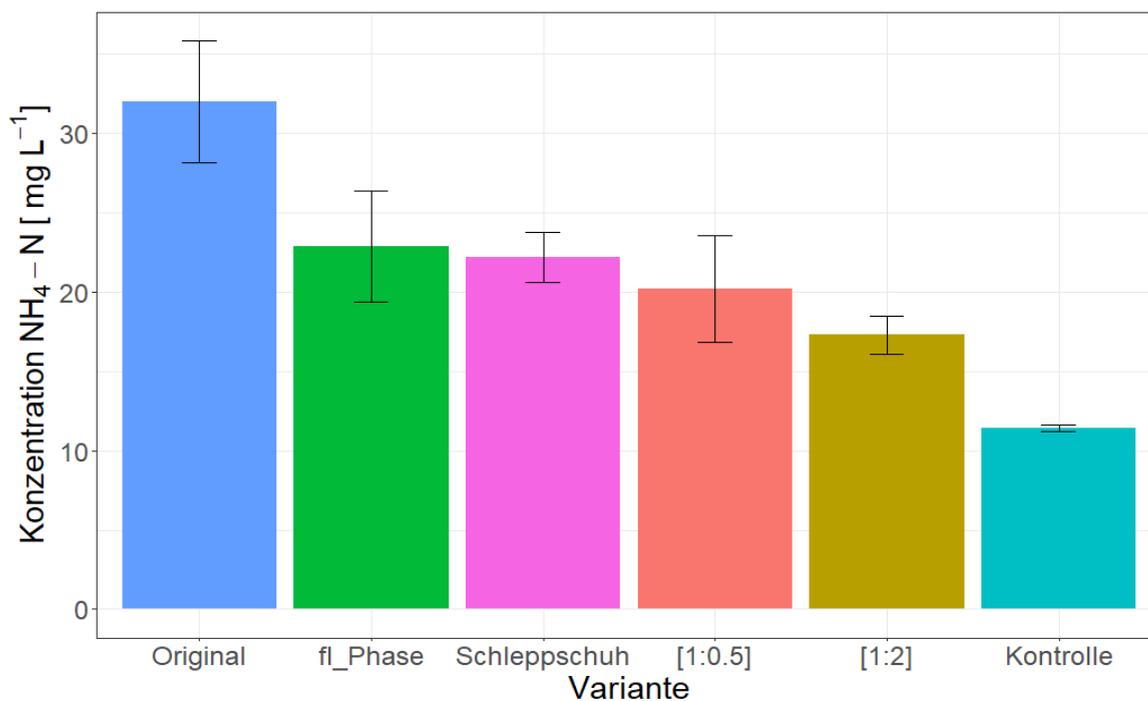


Abb. 14: Summe der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentrationen je Variante (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine Güllendüngung). Fehlerindikatoren zeigen  $\pm$  Standardabweichung.

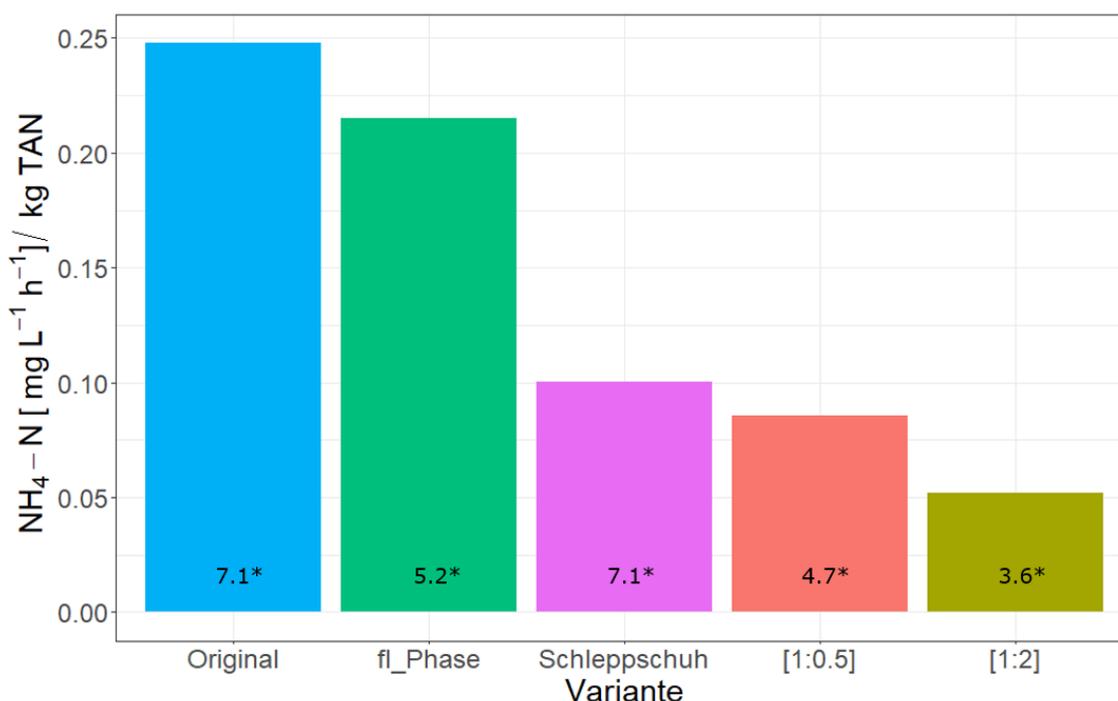


Abb. 15: Summe der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentrationen je Stunde und kg TAN (applizierte  $\text{NH}_4\text{-N}$  Menge) für jede Variante nach Abzug der Hintergrundkonzentration. \* kennzeichnet den TS-Gehalt [%] der eingesetzten Gülle.

#### 4.4 Gülleapplikation bei Regen

In diesem Versuch wurde Gülle zu Beginn eines vorhergesagten Regenereignisses, in der Mitte und gegen Ende ausgebracht. Die unverdünnte Versuchsgülle (Original) wies im Vergleich zu den anderen Rindergüllen der Versuchsreihen den niedrigsten TS-Gehalt (5.20 %) auf, wohingegen die Gehalte von  $\text{N}_{\text{ges}}$  ( $2,49 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $1,23 \text{ kg m}^{-3}$ ) sowie der pH-Wert (7,35) vergleichbar waren. Die Ergebnisse von Agrolab und LfL waren weitestgehend konsistent, während BioCheck insbesondere beim TS-Gehalt einen niedrigeren Gehalt auswies. Das Ammoniakemissionspotential der Gülle am Tag der Ausbringung lag bei 62.2 ppm (Tabelle 7).

Tab. 7: Relevante Parameter der Versuchsgülle (-- = nicht untersucht). TS = Trockensubstanz,  $\text{NH}_4^+$  = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial,  $\mu$  = Mittelwert.

Parameter	Original	Original			$\mu$
		Agrolab	Biocheck	LfL	
TS [%]		5.31	4.86	5.43	5.20
N-gesamt [ $\text{kg m}^{-3}$ ]		2.60	2.37	2.50	2.49
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ [ $\text{kg m}^{-3}$ ]		1.30	1.19	1.20	1.23
pH [-]		--	7.4	7.3	7.35
AEP [ppm]		--	62.2	--	

Die Wetterprognosen für den Tag der Gülleapplikation meldeten mit hoher Wahrscheinlichkeit ein länger andauerndes Regenereignis mit 5–10 mm (Abbildung 16).

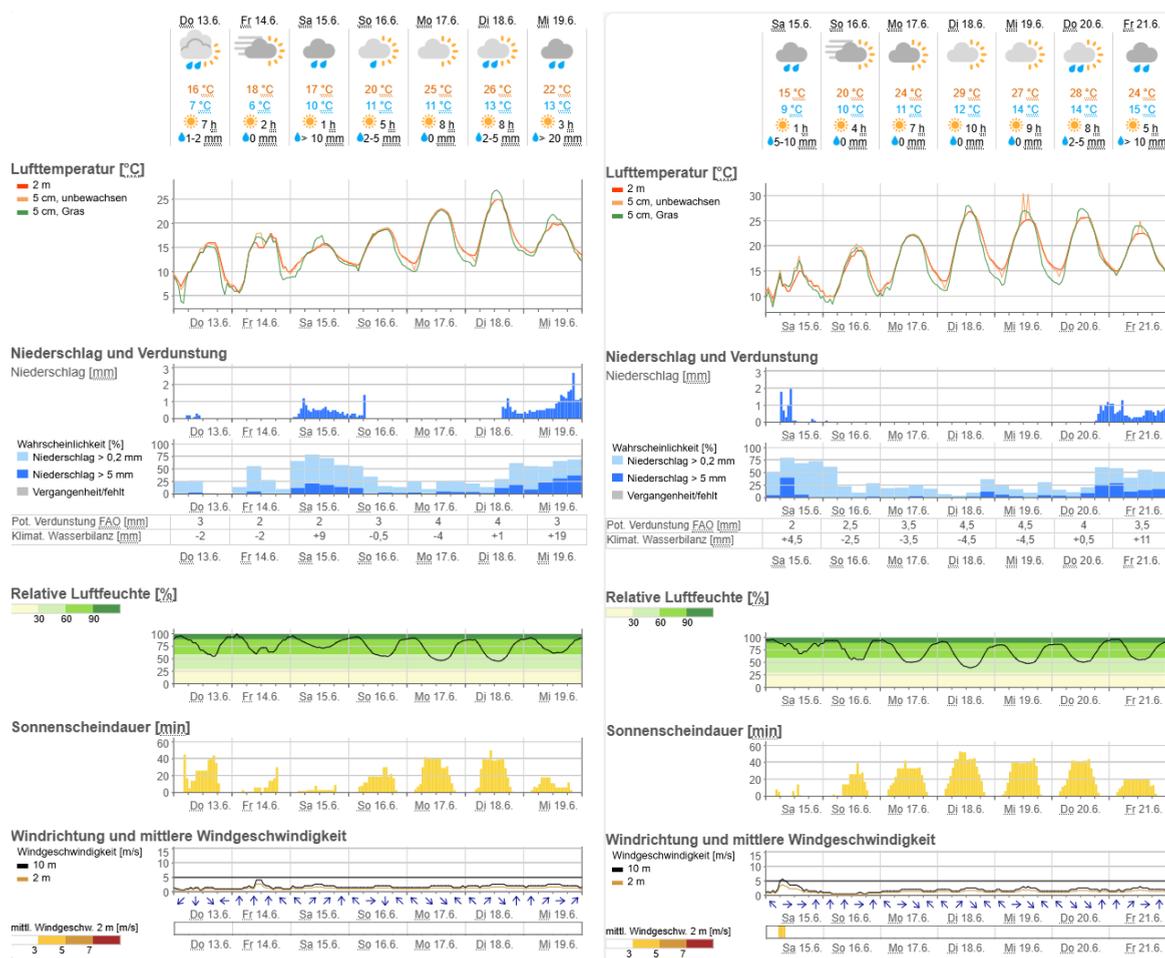


Abb. 16: Wettervorhersagen, abgerufen am 13. und 15.06.2024 (ISABEL, DWD).

Die Abbildungen 17-19 zeigen die tatsächlichen und, für Ammoniakemissionen bedeutenden, Witterungsparameter während der Messkampagne. Die gesamte Messperiode war geprägt durch warme Luft- und Bodentemperaturen, mit Minima zu Beginn und am Ende, wohingegen am dritten und vierten Tag (18.06.–19.06.) die höchsten Temperaturen beobachtet werden konnten. Ausgeprägte Tages- und Nachtschwankungen konnten sowohl für den Boden- als auch für die Lufttemperatur beobachtet werden (Abbildung 17). Bei der Gülleausbringung und zu Beginn der Messkampagne fiel der Regen sehr verhalten. Im weiteren Verlauf wechselten ergiebigere Regenereignisse mit trockenen Phasen (Abbildung 18). Bedingt durch die starke Bewölkung herrschte bei den ersten beiden Gülleapplikationsterminen eine niedrige Strahlungsintensität, die sich jedoch beim dritten Düngetermin aufgrund der aufreißenden Wolkendecke erhöhte. In den folgenden Tagen variierte die Strahlung am Tag aufgrund lockerer Bewölkung (Abbildung 19).

Der zeitliche Verlauf der Konzentrationen unterschied sich nur unwesentlich zwischen den Applikationsterminen, mit der Ausnahme des zweiten Messtermins der Variante „Mitte Regenereignis“, der etwas erhöht war. Zum Ende der Messkampagne scheint Ammoniak aus der Umgebung die Konzentrationen zu beeinflussen (Abbildung 20). Die über die Messkampagne kumulierten Konzentrationen liegen daher, mit Ausnahme der Variante „Mitte Regenereignis“, in etwa auf gleichem Niveau (Abbildung 21).

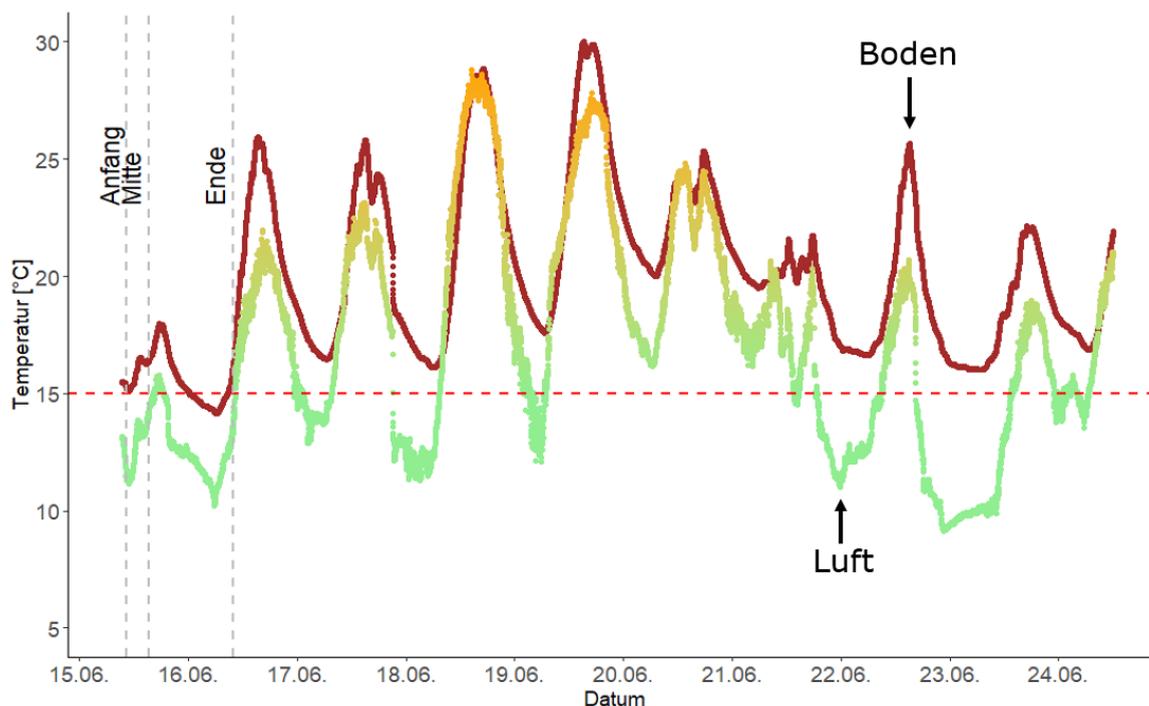


Abb. 17: Temperaturverlauf der Luft (2 m Höhe) und des Bodens (2 cm Tiefe). Gestrichelte, graue Linien markieren die Zeitpunkte der Applikationen zu Anfang, in der Mitte, und gegen Ende des Regenereignisses. Rot gestrichelte horizontale Linie dient nur als Orientierungshilfe.

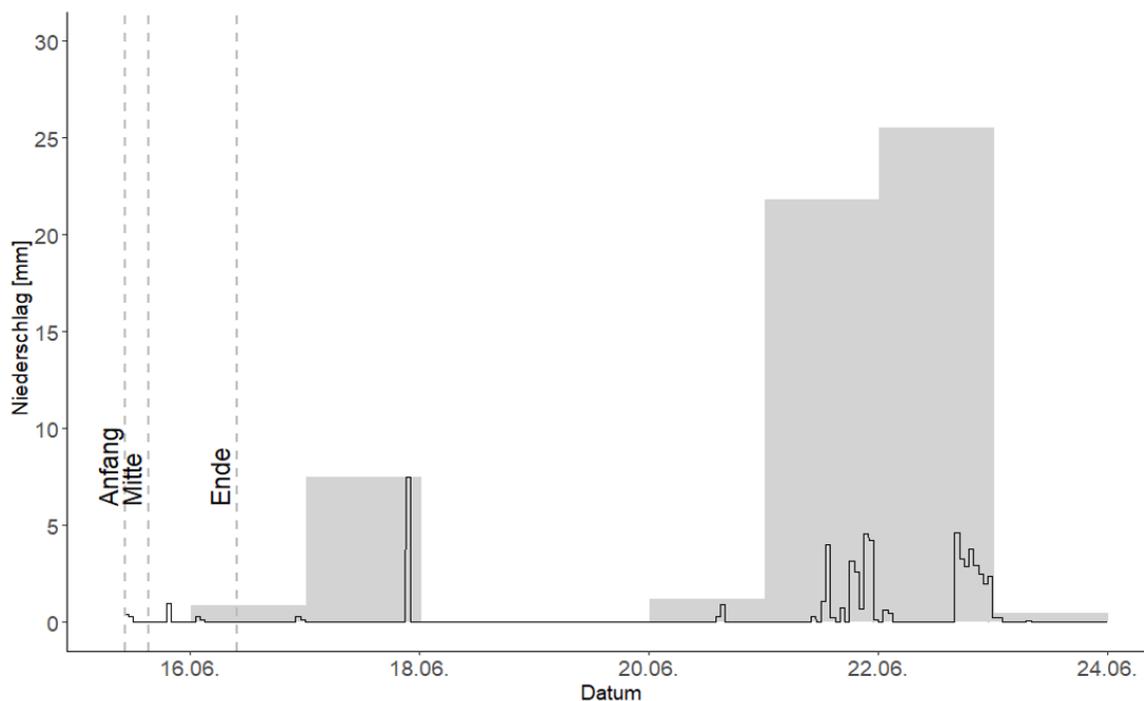


Abb. 18: Regenereignisse während der Messkampagne. Graue Säulen entsprechen der Tagessumme, schwarze Säulen der Summe pro Stunde. Anfang, Mitte, Ende markieren die Gülleapplikationstermine.

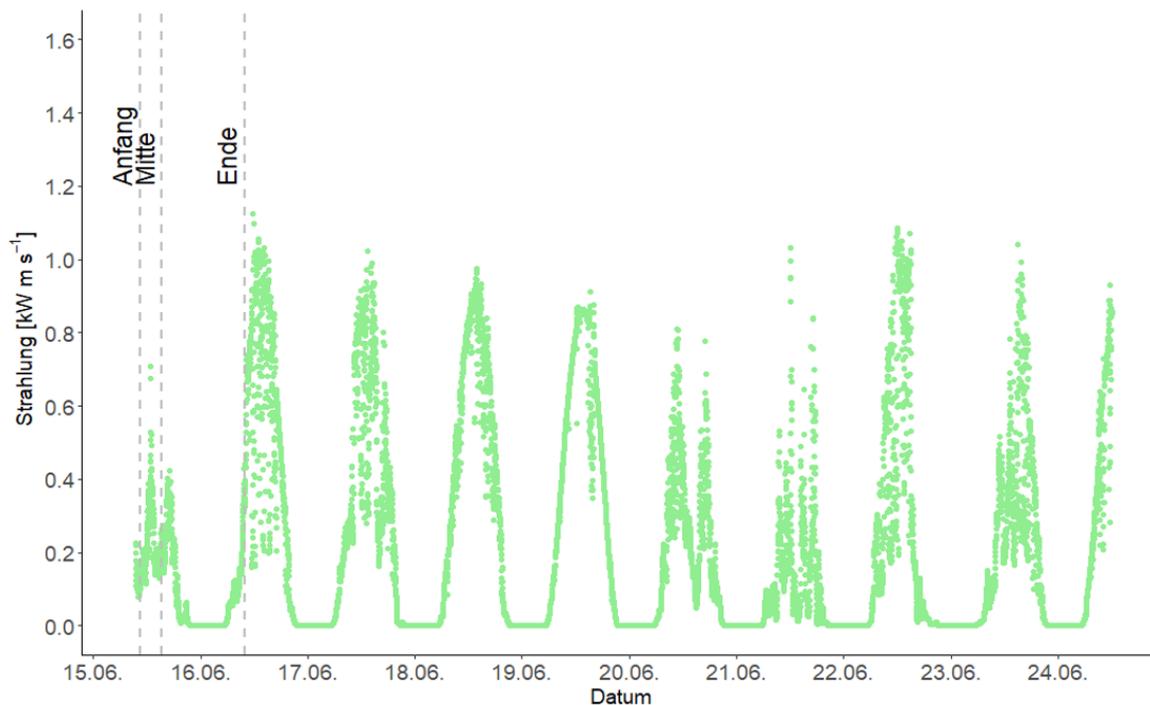


Abb. 19: Strahlungsintensität während der Messkampagne. Anfang, Mitte, Ende markieren die Gülleapplikationstermine.

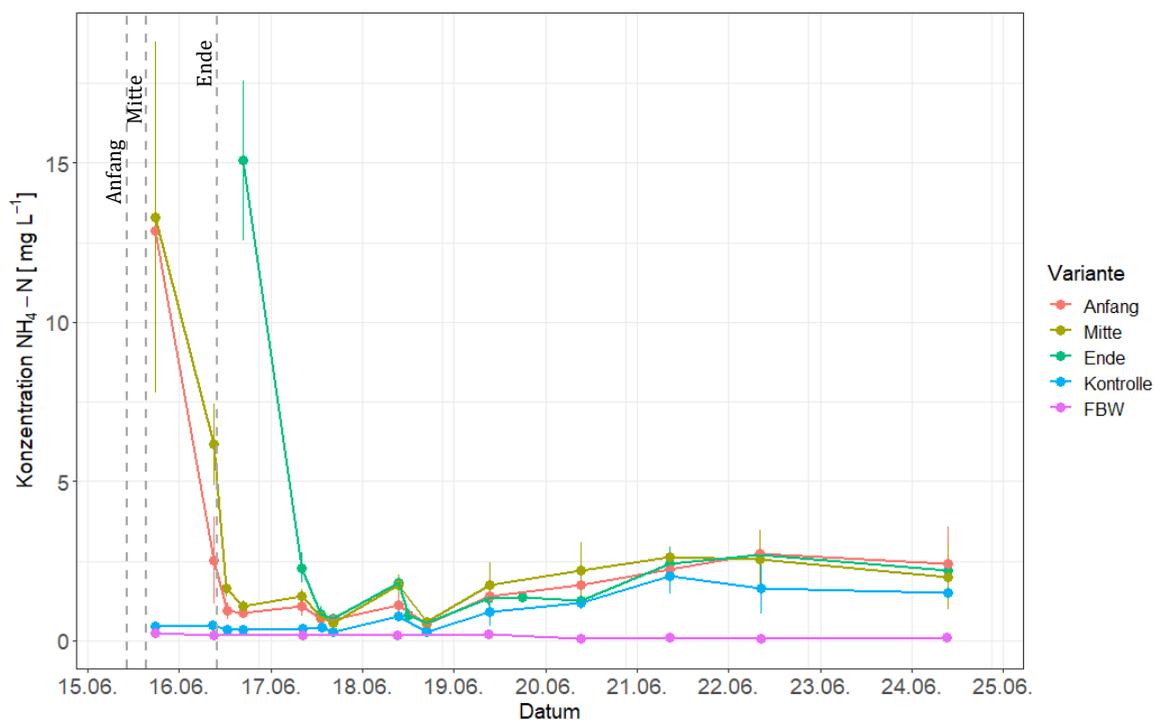


Abb. 20: Konzentrationsverlauf der unterschiedlichen Applikationstermine (Anfang-Mitte-Ende, Kontrolle = ungedüngt) während eines Regenereignisses. Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen  $\pm$  Standardabweichung. FBW = Feldblindwert.

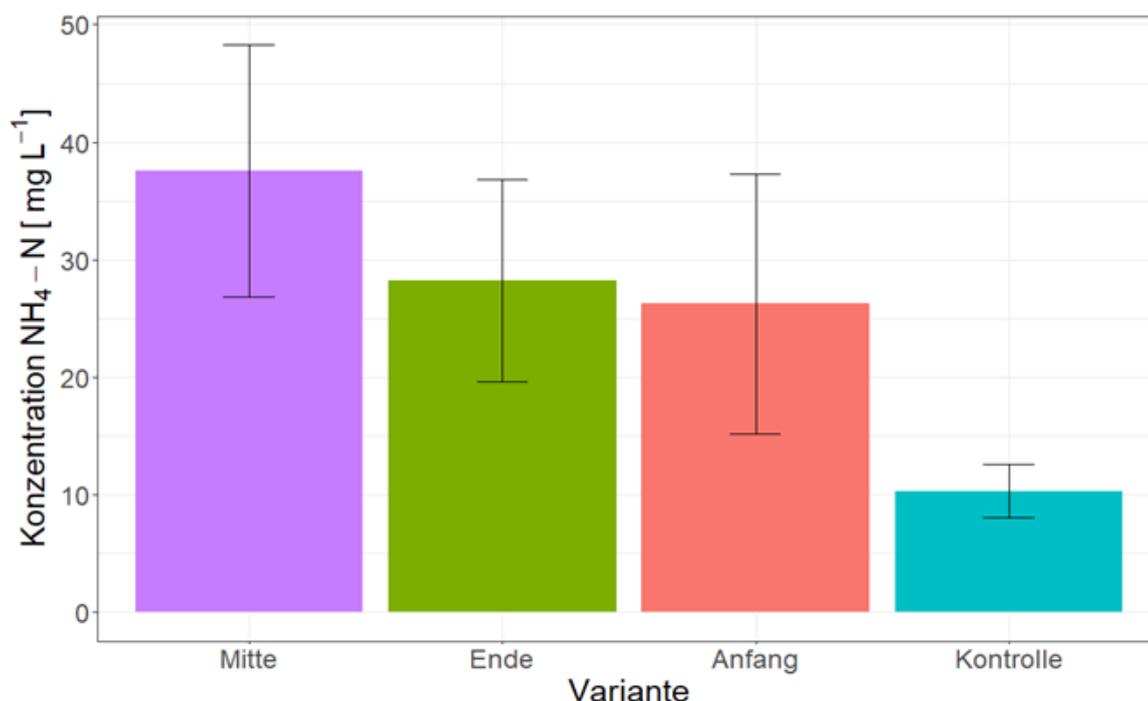


Abb. 21: Summe der NH<sub>4</sub>-N Konzentrationen für jeden Ausbringungstermin (Anfang-Mitte-Ende, Kontrolle = ungedüngt) des Regenversuches. Fehlerindikatoren zeigen  $\pm$  Standardabweichung.

#### 4.5 Einsatz von Gülleadditiven

Zu Beginn der Lagerung wies die unverdünnte Versuchsgülle (Original) typische Gehalte an TS (6.07 %), N<sub>ges</sub> (2.65 kg m<sup>-3</sup>), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (1.10 kg m<sup>-3</sup>) und pH-Wert (6.9) auf (Tabelle 8). Die Zugabe der Gülleadditive bewirkte keine wesentliche Veränderung der Nährstoffgehalte.

Tab. 8: Relevante Parameter der Versuchsgüllen zu Beginn der Lagerung.  $\mu$  = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7).

Variante	Position	TS		N-gesamt		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N		pH	
		[%]	$\mu \pm SD$	[kg m <sup>-3</sup> ]	$\mu \pm SD$	[kg m <sup>-3</sup> ]	$\mu \pm SD$	[-]	$\mu \pm SD$
Original	li	6,04	6.07 $\pm$ 0.04	2,60	2.65 $\pm$ 0.07	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	6,9	6.90 $\pm$ 0.0
Original	re	6,09	6.12 $\pm$ 0.04	2,70	2.60 $\pm$ 0.0	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	6,9	6.95 $\pm$ 0.07
Additiv 1	re	6,09	6.12 $\pm$ 0.04	2,60	2.60 $\pm$ 0.0	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	7,0	6.95 $\pm$ 0.07
Additiv 1	li	6,14	6.21 $\pm$ 0.35	2,60	2.60 $\pm$ 0.0	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	6,9	6.90 $\pm$ 0.0
Additiv 2	re	6,46	6.21 $\pm$ 0.35	2,60	2.60 $\pm$ 0.0	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	6,9	6.90 $\pm$ 0.0
Additiv 2	li	5,96	6.07 $\pm$ 0.06	2,60	2.60 $\pm$ 0.0	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	6,9	6.95 $\pm$ 0.07
Additiv 3	re	6,11	6.07 $\pm$ 0.06	2,60	2.60 $\pm$ 0.0	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	6,9	6.95 $\pm$ 0.07
Additiv 3	li	6,03	6.07 $\pm$ 0.06	2,60	2.60 $\pm$ 0.0	1,10	1.1 $\pm$ 0.0	7,0	6.95 $\pm$ 0.07

Zu Beginn der Lagerung konnte bei allen Varianten Schaumbildung beobachtet werden. Die Schaumschicht betrug mehrere Zentimeter. Nach einiger Zeit entwickelte sich bei Additiv 2 eine feste Schwimmdecke von wenigen Zentimetern. Kurz vor der Ausbringung konnte

sowohl Schaum als auch eine Schwimmdecke bei der unbehandelten Rohgülle und Additiv 1, allerdings nur bei einem der zwei IB-Container, beobachtet werden. Bei Additiv 3 konnte die eben beschriebene Differenzierung der Oberfläche bei beiden IB-Containern beobachtet werden (Abbildung 22). Bei der subjektiven Geruchsbonitur wurde leichter typischer Güllegeruch bei der unbehandelten Rohgülle und Additiv 2 festgestellt. Der Geruch war geringer bis neutral bei Additiv 1 und auch weniger stark bei einem IB-Container von Additiv 3. Diese bestehenden Geruchsunterschiede verschwanden jedoch relativ schnell, so dass keine Differenzierung mehr feststellbar war.

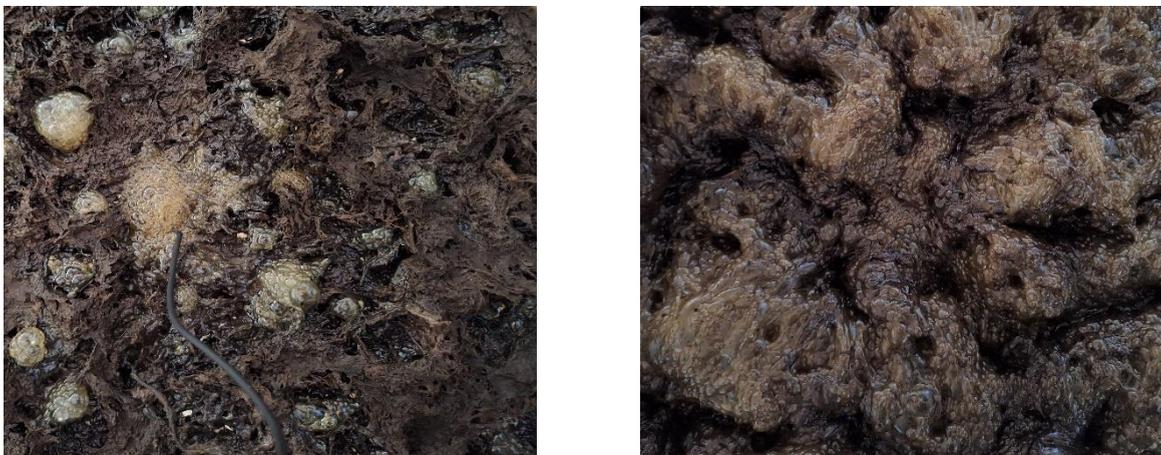


Abb. 22: Beispiele für die Beschaffenheit der Gülleoberfläche am 17.10.2024. links = Additiv 2 (Schwimmdecke), rechts = Gülle unbehandelt (Schaumbildung).

Die pH-Werte während der Güllelagerung unterschieden sich nur unwesentlich zwischen den Varianten. Insgesamt konnte ein leichter pH-Wert Anstieg im Verlauf der Lagerung beobachtet werden (Abbildung 23).

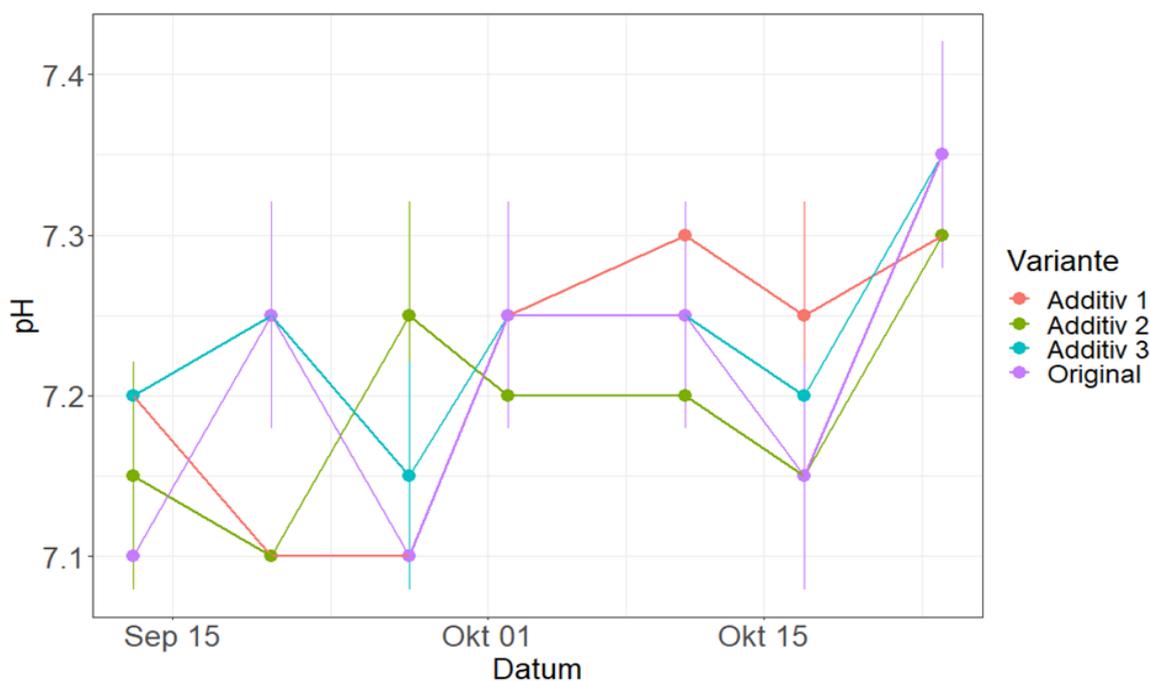


Abb. 23: pH-Werte der unterschiedlichen Varianten während der. Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen  $\pm$  Standardabweichung.

Aufgrund fehlender Aufzeichnung des Dataloggers konnten die Temperaturen während der Lagerdauer nur unvollständig erfasst werden (Abbildung 24). Ersichtlich wird jedoch, dass die Außentemperaturen während den ersten zwei Wochen deutlich sanken. Die Gülletemperaturen folgten den Außentemperaturen. Kein wesentlicher Temperaturunterschied war zwischen den Varianten erkennbar. Die Gülletemperaturen der rechten Lagerreihe (vgl. Abbildung 7) lagen etwas über denen der linken.

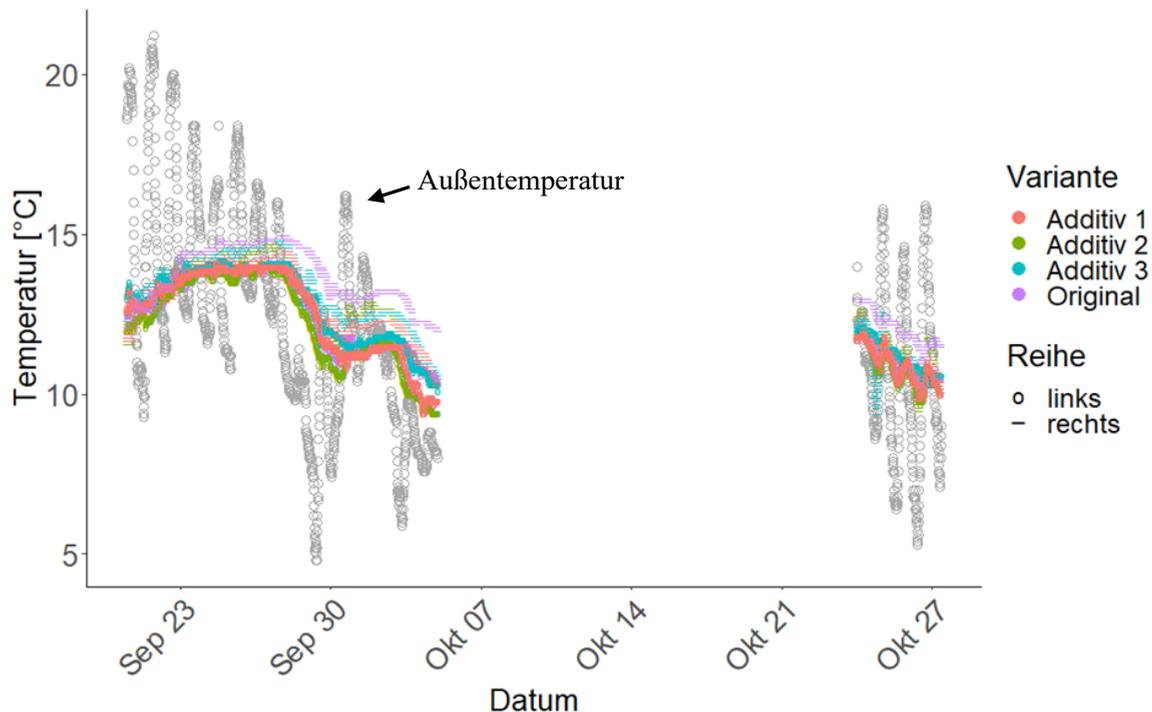


Abb. 24: Temperaturverlauf während der Güllelagerung.

Bei der Ausbringung wies die unverdünnte Versuchsgülle (Original) typische Gehalte an TS (5.91 %),  $N_{\text{ges}}$  ( $2.90 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $1.30 \text{ kg m}^{-3}$ ) und pH-Wert (7.17) auf. Die Zugabe der Gülleadditive bewirkte keine wesentliche Veränderung der Nährstoffgehalte. Auch gab es keine großen Unterschiede im Ammoniakemissionspotenzial (Tabelle 9). Die Analyseergebnisse von LfL und Agrolab waren bei den Nährstoffgehalten weitestgehend konsistent, BioCheck wich teilweise ab. Die pH-Messungen lagen bei Agrolab durchgehend höher als bei der LfL und BioCheck.

Tab. 9: Relevante Parameter der Versuchsgüllen (Fassprobe). TS = Trockensubstanz,  $\text{NH}_4^+$  = Ammonium, AEP = Ammoniakemissionspotenzial,  $\mu$  = Mittelwert, (-- = nicht untersucht).

Parameter	Original				Additiv 1			
	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$
TS [%]	5,81	6,00	5,91	5,91	5,77	6,01	5,75	5,84
N-gesamt [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	2,90	3,09	2,70	2,90	2,80	3,10	2,60	2,83
$\text{NH}_4^+$ -N [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	1,20	1,51	1,20	1,30	1,20	1,61	1,20	1,34
pH [-]	7,5	7,1	6,9	7,17	7,5	7,2	7,0	7,23
AEP [ppm]	--	71,2	--		--	81,3	--	

Parameter	Additiv 2				Additiv 3			
	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$	Agrolab	Biocheck	LfL	$\mu$
TS [%]	5,57	6,16	5,70	5,81	5,74	6,18	5,74	5,89
N-gesamt [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	2,70	2,96	2,50	2,72	2,80	2,87	2,60	2,76
$\text{NH}_4^+$ -N [ $\text{kg m}^{-3}$ ]	1,20	1,42	1,20	1,27	1,20	1,55	1,20	1,32
pH [-]	7,5	7,2	6,9	7,20	7,7	7,2	7,0	7,30
AEP [ppm]	--	79,5	--		--	75,9	--	

Um den Einfluss der Lagerung zu untersuchen, wurden vor der Fassprobe noch jeder IB-Container einzeln beprobt (Tabelle 10). Die einzelnen IB-Container und die Ergebnisse der Misch- und Einzelproben unterscheiden sich nur unwesentlich.

Tab. 10: Relevante Parameter der Versuchsgüllen bei Ausbringung je IB-Container.  $\mu$  = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7).

Variante	Position	TS	N-gesamt		$\text{NH}_4^+$ -N		pH		
		[%]	$\mu \pm \text{SD}$	[ $\text{kg m}^{-3}$ ]	$\mu \pm \text{SD}$	[ $\text{kg m}^{-3}$ ]	$\mu \pm \text{SD}$	[-]	$\mu \pm \text{SD}$
Original	li	5,73		2,60		1,20		6,9	
Original	re	5,71	5.72±0.01	2,60	2.60±0.0	1,20	1.2±0.0	7,1	7.00±0.14
Additiv 1	re	5,90		2,70		1,20		6,9	
Additiv 1	li	5,74	5.82±0.11	2,60	2.56±0.07	1,20	1.2±0.0	6,9	6.90±0.0
Additiv 2	re	5,89		2,50		1,20		7,0	
Additiv 2	li	5,81	5.85±0.06	2,60	2.55±0.07	1,20	1.2±0.0	6,9	6.95±0.07
Additiv 3	re	5,68		2,60		1,20		7,1	
Additiv 3	li	5,66	5.67±0.01	2,60	2.60±0.0	1,20	1.2±0.0	7,0	7.05±0.07

Die Konzentrationen der organischen Säuren (Tabelle 11) variierten stark zwischen den Replikaten, sodass diese Variabilität potenzielle Effekte der Additive überlagerte und eine Interpretation der Ergebnisse verhindert.

Tab. 11: Organische Säuren bei der Ausbringung je IB-Container.  $\mu$  = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7).

Variante	Position	Essigsäure		Propionsäure		Buttersäure		Valeriansäure	Capronsäure
		[mg kg <sup>-1</sup> ]	$\mu \pm SD$	[mg kg <sup>-1</sup> ]	$\mu \pm SD$	[mg kg <sup>-1</sup> ]	$\mu \pm SD$	[mg kg <sup>-1</sup> ]	[mg kg <sup>-1</sup> ]
Original	li	474,74		255,13		20,21		<15,90	<15,40
Original	re	975,97	725.36±354.42	498,15	376.64±171.84	31,70	25.96±8.12	<15,90	<15,40
Additiv 1	re	563,33		263,74		19,03		<15,90	n.n.
Additiv 1	li	711,25	637.29±73.96	373,61	318.68±54.94	24,68	21.86±2.83	<15,90	<15,40
Additiv 2	re	815,71		422,32		28,03		<15,90	n.n.
Additiv 2	li	498,25	656.98±224.48	239,62	330.97±129.19	17,55	22.79±7.41	<15,90	n.n.
Additiv 3	re	408,73		206,56		<17,10		<15,90	n.n.
Additiv 3	li	815,97	612.35±203.62	427,52	317.04±110.48	26,18		<15,90	n.n.

Variante	Position	iso-Buttersäure		iso-Valeriansäure	
		[mg kg <sup>-1</sup> ]	$\mu \pm SD$	[mg kg <sup>-1</sup> ]	$\mu \pm SD$
Original	li	60,05		109,74	
Original	re	85,63	72.84±18.09	158,28	134.01±34.32
Additiv 1	re	61,21		109,02	
Additiv 1	li	70,42	65.82±4.61	130,24	119.63±10.61
Additiv 2	re	74,04		140,62	
Additiv 2	li	52,44	63.24±15.27	98,27	119.45±29.95
Additiv 3	re	52,39		92,64	
Additiv 3	li	73,07	62.73±10.34	135,18	113.91±21.27

Enterokokken und Milchsäurebakterien nehmen gegenüber der Rindergülle bei der Einlagerung (13.09.2024) leicht ab. Bei den Aeroben Sporenbildnern konnte eine gleichbleibende bzw. leicht ansteigende Anzahl festgestellt werden (Tabelle 12).

Tab. 12: Mikrobiologische Charakterisierung der Versuchsgüllen je IB-Container. KbE = Koloniebildende Einheit.  $\mu$  = Mittelwert, SD = Standardabweichung. Position = Standort des IB-Containers während der Lagerung (siehe Abbildung 7).

Variante	Position	Enterokokken		Milchsäurebakterien		Aerobe Sporenbildner	
		log <sub>10</sub> KbE g <sup>-1</sup>	$\mu \pm SD$	log <sub>10</sub> KbE g <sup>-1</sup>	$\mu \pm SD$	log <sub>10</sub> KbE g <sup>-1</sup>	$\mu \pm SD$
Rindergülle Einlagerung		4,28		5,78		5,18	
Original	li	3,88	3.76±0.16	5,00	4.52±0.68	5,81	5.68±0.19
Original	re	3,65		4,04		5,54	
Additiv 1	re	3,74		5,00		5,40	
Additiv 1	li	3,81	3.78±0.05	3,85	4.42±0.82	7,18	6.29±1.26
Additiv 2	re	3,88		4,37		5,18	
Additiv 2	li	3,74	3.81±0.10	4,23	4.30±0.10	5,60	5.39±0.30
Additiv 3	re	3,88		5,18		5,60	
Additiv 3	li	3,65	3.76±0.16	4,11	4.65±0.75	5,78	5.69±0.12

Die Messkampagne des Additivversuches startete mit mittleren Temperaturen, die bereits nach kurzer Zeit langsam kontinuierlich abnahmen (Abbildung 25). Während der Messkampagne fiel kaum Regen. Jedoch bildete sich in den Morgenstunden starker Tau (Abbildung 26).

Abbildung 27 zeigt die Konzentrationsverläufe je Variante während der Messkampagne. Typisch sind höhere Konzentrationen für alle gedüngten Varianten direkt nach der

Gülleapplikation, die sich jedoch nach kurzer Zeit den Werten der ungedüngten Variante (Kontrolle) annähern. Es konnte kein wesentlicher Konzentrationsunterschied zwischen den Varianten beobachtet werden. Ab der Mitte der Versuchsdauer scheinen die Konzentrationen durch Ammoniak aus der Umgebung beeinflusst zu werden.

Die über die gesamte Messdauer aufsummierten Konzentrationen (*Abbildung 28*) waren bei allen Varianten ähnlich. In einem letzten Schritt wurden alle Varianten auf ein Zeitintervall (Stunde) vereinheitlicht und auf die ausgebrachte Ammoniumstickstoffmenge (TAN) standardisiert sowie um die Hintergrundemissionen bereinigt. Die Additive 1–3 unterscheiden sich nur unwesentlich und liegen in etwa auf gleichem Niveau wie die unbehandelte Gülle (*Abbildung 29*).

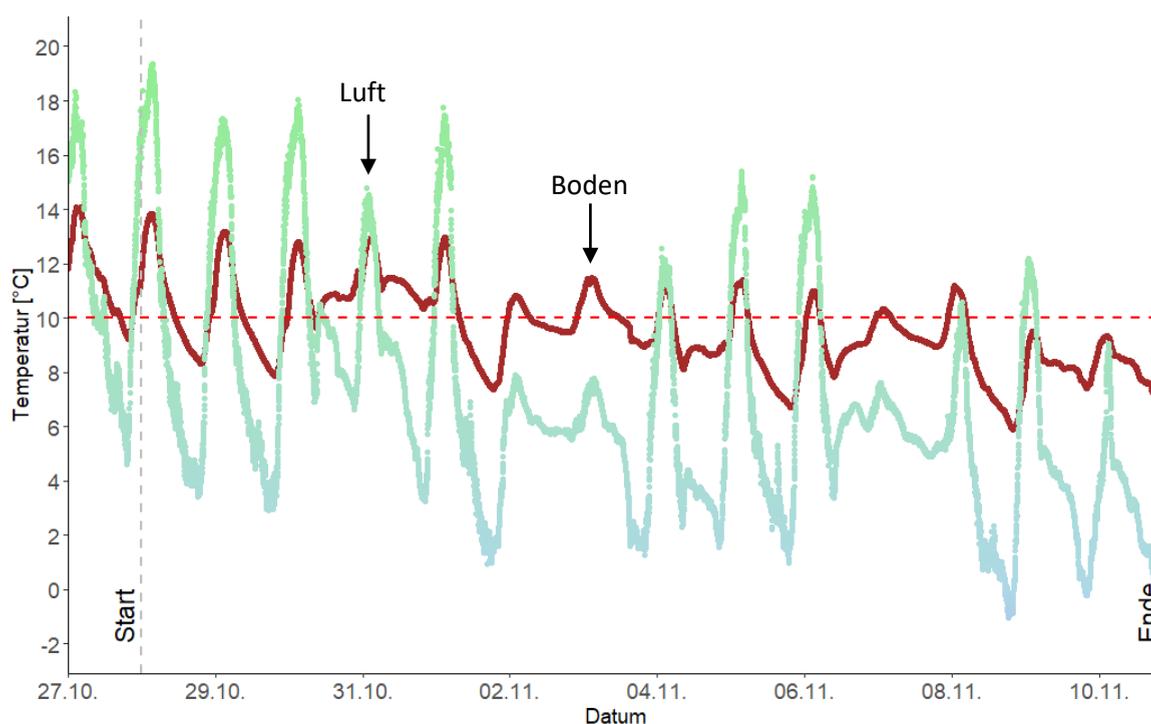


Abb. 25: Temperaturverlauf der Luft (2 m Höhe) und des Bodens (2 cm Tiefe). Rot gestrichelte horizontale Linie dient nur als Orientierungshilfe.

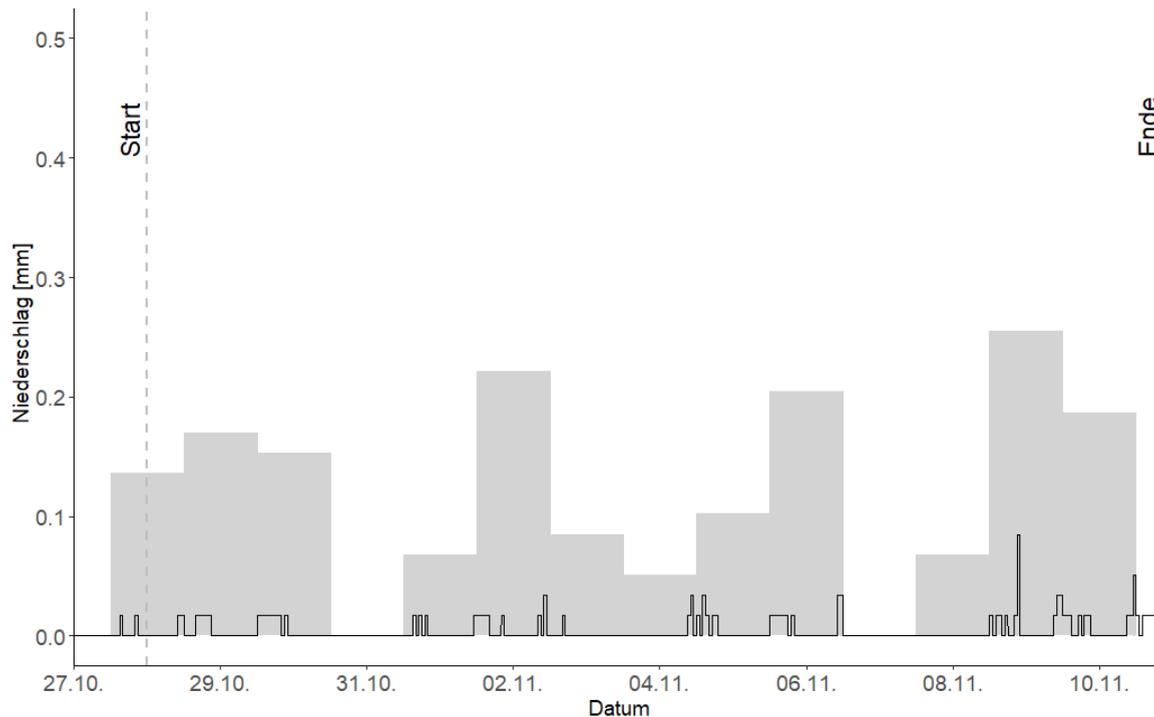


Abb. 26: Niederschlagsereignisse während der Messkampagne. Graue Säulen entsprechen der Tagessumme, schwarze Säulen der Summe pro Stunde.

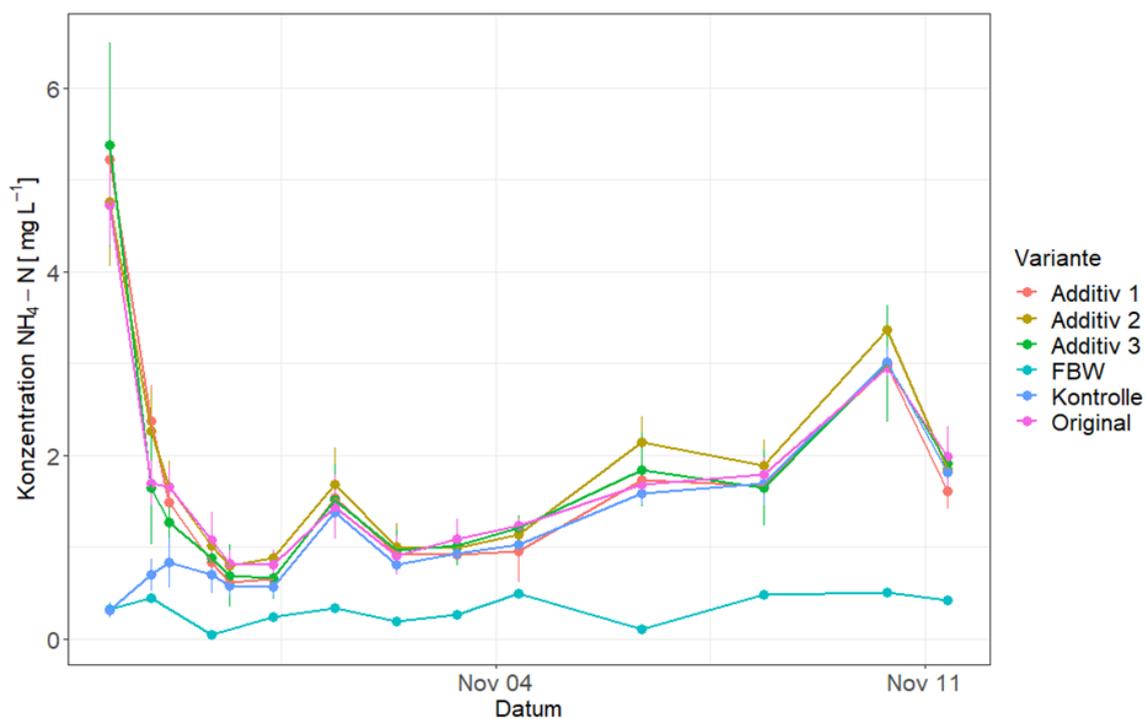


Abb. 27: Konzentrationsverlauf der unterschiedlichen Varianten. (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine Gölledüngung, FBW = Feldblindwert). Punkte entsprechen dem Mittelwert, Fehlerindikatoren zeigen  $\pm$  Standardabweichung.

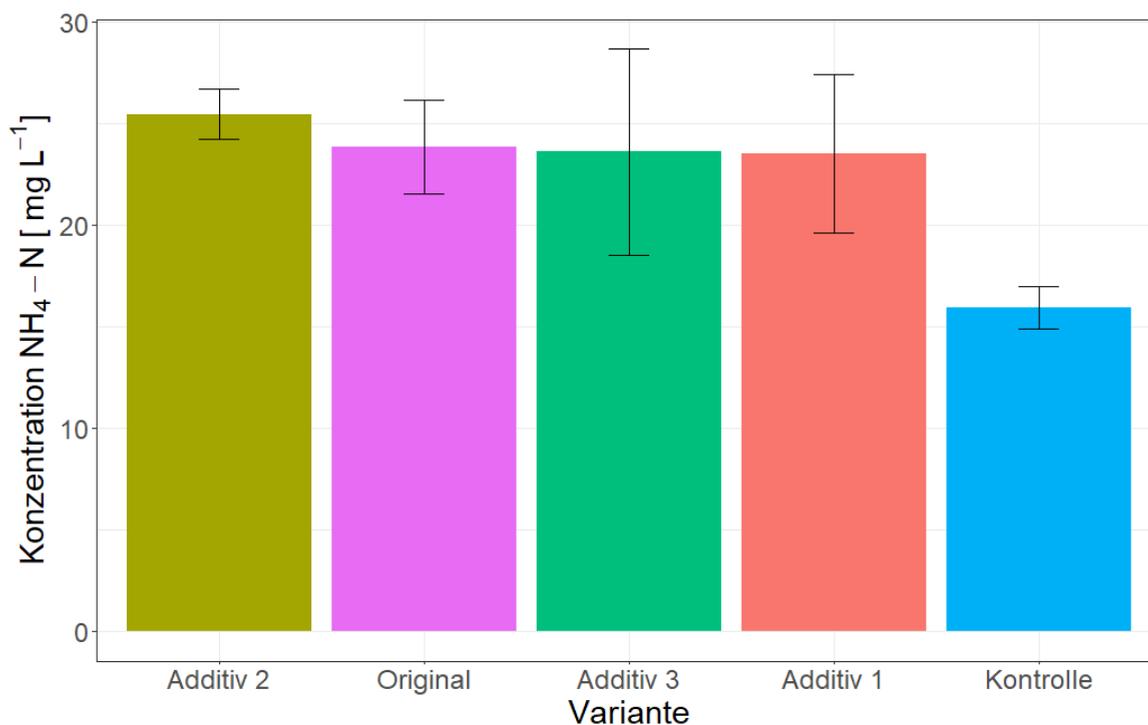


Abb. 28: Summe der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentrationen je Variante (Original = Gülle unbehandelt breitverteilt, Kontrolle = keine GÜLLEDÜNGUNG). Fehlerindikatoren zeigen  $\pm$  Standardabweichung.

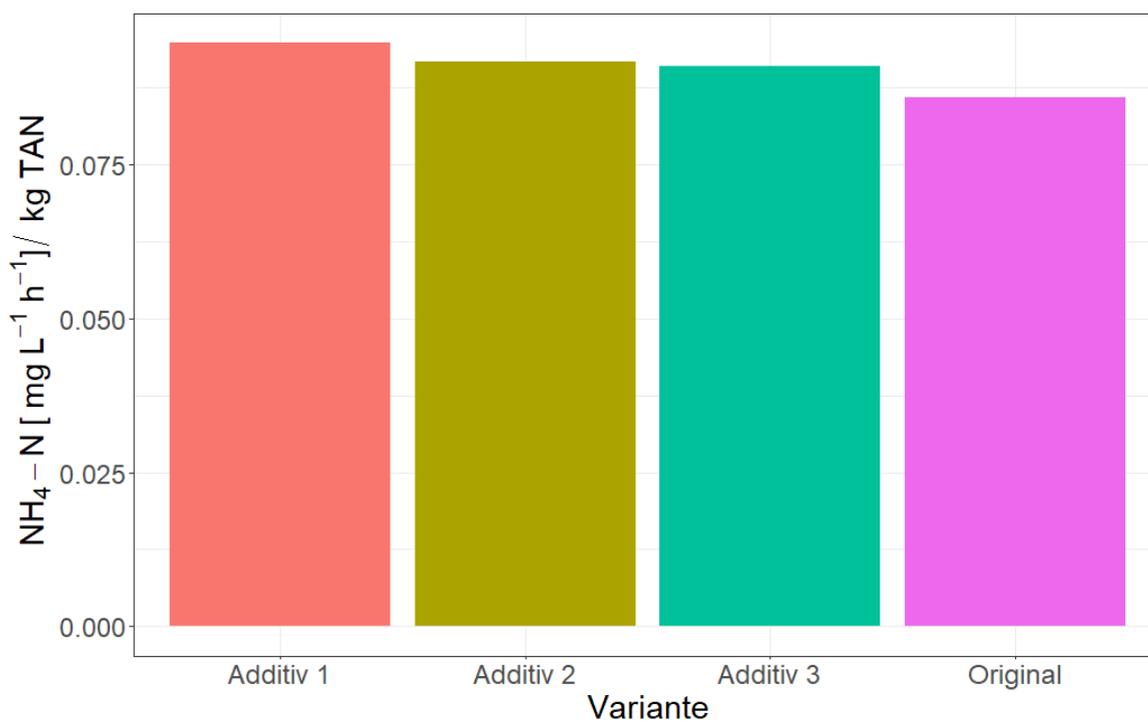


Abb. 29: Summe der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentrationen je Stunde und kg TAN (applizierte  $\text{NH}_4\text{-N}$  Menge) für jede Variante nach Abzug der Hintergrundkonzentration.

## 5 Diskussion

### 5.1 Gülleausbringung bei niedrigen Temperaturen

In allen vier Messkampagnen wurden die höchsten Ammoniakemissionen bei der breitverteilten (Mösch) Rindergülle beobachtet. Die Emissionen des Schleppschuhs und der 1:1 Verdünnung lagen deutlich darunter (*Abbildung 9, Tabelle 4*). Die Emissionsreduktion des Schleppschuhs ist weitestgehend im Einklang mit HUIJSMANS ET AL. (2001), MISSELBROOK ET AL. (2002) und HÄNI ET AL. (2016). Die Emissionsreduktion der 1:1 Verdünnung ähnelt den Ergebnissen von FRICK ET AL. (1997) und SCHMIDHALTER (2024). Die Emissionsreduktion des Schleppschuhs beruht auf einer Verringerung der Kontaktfläche zwischen Gülle und Atmosphäre (TEN HUF ET AL., 2023). Da die Wasserzugabe die Infiltration der Gülle verbessert (FRICK ET AL., 1997), wird vermutet, dass durch die 1:1 Verdünnung ebenfalls die Kontaktfläche reduziert wurde. In diesem Versuch erwiesen sich beide Verfahren (Schleppschuh und 1:1 Verdünnung) im Mittel aller Kampagnen in ihrer Emissionsreduktion als gleichwertig.

Die  $\text{NH}_3$ -Verluste in Relation zu der ausgebrachten Ammoniumstickstoffmenge sind zwar gering, weisen jedoch trotz niedriger Temperaturen auch Verluste bis 22 % für den Möschaverteiler auf (*Tabelle 4*). In den wärmeren Jahreszeiten liegen tendenziell höhere Emissionen vor, die aber auch in etwa auf das eben genannte Niveau sinken können (HÄNI ET AL., 2016). Die große Spannweite der Emissionen weist auf die Vielzahl von Einflussfaktoren, die die Ammoniakemission steuern, hin. Trotz eindeutiger Untersuchungsergebnisse in Bezug auf die emissionsfördernde Wirkung höherer Temperaturen (SOMMER ET AL., 1991; FRICK ET AL., 1996; HÄNI ET AL., 2016) kann die Temperatur als alleiniger meteorologischer Parameter aufgrund der hier berichteten Emissionen nicht ausreichend zur Abschätzung der Emissionshöhe verwendet werden. SØGAARD ET AL. (2002) weisen darauf hin, dass höhere Windgeschwindigkeiten emissionsfördernd wirken, aber auch, dass niedrige Windgeschwindigkeiten der emissionsfördernden Wirkung von höheren Temperaturen entgegenwirken können.

Aufgrund der im Projekt AlterMin gemessenen Ammoniakemissionen und den Daten aus der Literatur kann an dieser Stelle nur bereits bekanntes wiederholt werden: Nach Möglichkeit sollte die Gülleapplikation bei niedrigen Temperaturen sowie geringen Windgeschwindigkeiten und aufnahmefähigem Boden stattfinden (FRICK ET AL., 1996; BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL), 2021). In der guten landwirtschaftlichen Praxis findet die Umsetzung dieser Empfehlung jedoch bereits statt.

### 5.2 Ammoniakemissionen während der Lagerung

Die Untersuchungen zeigen, dass sowohl eine pH-Wert-Absenkung auf 6,4 infolge einer Zugabe von Milchsäure als auch eine geringe Wasserzugabe (Verdünnung 1:0,5) die Ammoniakfreisetzung während der Lagerung signifikant senken kann. Eine Zugabe von Säure senkt den pH-Wert des Wirtschaftsdüngers und verschiebt damit das Dissoziationsgleichgewicht in der Gülle zwischen  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NH}_3$  in Richtung  $\text{NH}_4^+$ , womit die Ammoniakfreisetzung reduziert wird (FANGUIERO ET AL., 2015). Eine Ammoniakreduzierung infolge einer Zugabe von Milchsäure konnte bereits in mehreren wissenschaftlichen Untersuchungen bestätigt werden (BERG UND HÖNIG 1996, HÖRNIG ET AL. 1998, FROSCH UND BÜSCHER 2001). Hierbei muss jedoch bedacht werden, dass die Zugabe von Milchsäure im Güllelager zu einer Schaumbildung führt und im Umgang mit Säuren entsprechende

Sicherheitsmaßnahmen eingehalten werden müssen. Die erforderliche Säuremenge zur pH-Wert-Senkung kann dabei innerhalb einer Wirtschaftsdüngerart als auch zwischen Wirtschaftsdüngern unterschiedlicher Herkunft variieren (HÖCHERL UND LICHTI, 2019).

Bei einer Wasserverdünnung konnte nur bei einer geringen Verdünnung von 1:0,5 die Ammoniakfreisetzung signifikant reduziert werden. Während höhere Zugabemengen (Verdünnung 1:1, Verdünnung 1:2) mit der Kontrolle vergleichbar waren. Dabei konnte eine schnellere Schwimmschichtausbildung bei einer Verdünnung von 1:0,5 beobachtet werden. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von MENZI ET AL. (1997) zitiert bei HESENER ET AL. (2002), die eine schnellere Schwimmschichtausbildung infolge einer Wasserverdünnung feststellen konnten. Die Ausbildung einer natürlichen Schwimmdecke reduziert die Ammoniakfreisetzung während der Lagerung (KUPPER ET AL., 2020), wodurch eine signifikante Ammoniakreduzierung bei der Variante Verdünnung 1:0,5 im Vergleich zur Kontrolle auftrat. Daneben war der Durchmesser der Schwimmdecke bei einer Verdünnung von 1:0,5 höher im Vergleich zur Verdünnung von 1:1 und 1:2. Einhergehend damit waren die gemessenen Methankonzentrationen zu Versuchsende bei der Variante Verdünnung 1:1 höher im Vergleich zur Verdünnung 1:1 sowie Verdünnung 1:2, was eine abnehmende Schwimmschichtausprägung mit zunehmender Wasserzugabe bestätigt.

Verstärkend zu diesem Effekt könnte die Wasserzugabe einen Effekt auf eine geringere Ammoniakfreisetzung gehabt haben. Ammoniak ist im Wasser löslich und könnte sich im zusätzlichen Wasser in den Varianten mit unterschiedlichen Verdünnungsstufen gelöst haben (SCHRÖPEL UND HENKELMANN 2006 zitiert bei IBK ARBEITSGRUPPE LANDWIRTSCHAFT UND UMWELTSCHUTZ 2009). Bei den Verdünnungsstufen 1:1 und 1:2 konnte der positive Effekt von gelöstem Ammoniak in Wasser nicht durch eine geringere Ammoniakfreisetzung im Vergleich zur Kontrolle beobachtet werden. Dieser Effekt könnte durch die fehlenden bzw. dünnen Schwimmschichten bei 1:2 und 1:1 überlagert worden sein.

Neben der Wasserzugabe wurde als weitere Aufbereitungsmethode die Separierung betrachtet. Während die Ammoniakfreisetzung der flüssigen separierten Phase vergleichbar mit der Kontrolle (Rohgülle) war, führte eine geringe Wasserzugabe (flüssige Phase + Wasser) zu einer erhöhten Ammoniakfreisetzung. Die Nährstoffgehalte (Nges und  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) sowie der pH-Wert der Kontrolle und separierten flüssigen Phase waren vergleichbar. Da durch die Separierung der Feststoffgehalt der Gülle reduziert wurde, bildete sich bei der separierten flüssigen Phase keine Schwimmdecke aus. Entgegen den Erwartungen führte dies jedoch zu keiner erhöhten Ammoniakfreisetzung. Eine erhöhte Ammoniakfreisetzung zeigte sich hingegen bei einer zusätzlichen Wasserzugabe (separierte flüssige Phase + Wasser). Hierbei war eine leichte Schaumbildung an der Oberfläche in Form von großen Blasen erkennbar, die ein Austreiben von Gas objektiv bestätigen. Anhand der Ergebnisse lässt sich darauf schließen, dass durch eine Separierung ein zusätzlicher Rühraufwand vor der Ausbringung der flüssigen Phase entfällt. Jedoch empfiehlt es sich, die flüssige separierte Gülle zeitnah nach der Separation auszubringen.

### 5.3 Verdünnung von Gülle mit Wasser

Unter den gegebenen Versuchsbedingungen konnte eine deutliche Ammoniakreduzierung durch die Verdünnung von Rindergülle mit Wasser beobachtet werden (*Abbildung 15*), die weitestgehend im Einklang mit den Untersuchungen von FRICK ET AL. (1997), MKHABELA ET AL. (2009) und SCHMIDHALTER (2024) steht. Auch BEUDERT ET AL. (1988) wiesen bereits vor Jahrzehnten bei Labormessungen die Emissionsreduktion von mit Wasser verdünnter Gülle nach. Bemerkenswert ist darüber hinaus das hohe Emissionsreduktionspotential der

beiden Verdünnungsvarianten (1:0.5, 1:1) im Vergleich zum Schleppschuh. Das Reduktionspotential der bodennahen, streifenförmigen Ausbringung des Schleppschuhs beruht auf der Reduzierung der Kontaktfläche zwischen Gülle und Atmosphäre (TEN HUF ET AL., 2023). Es wird daher vermutet, dass die durch Wasserzugabe verbesserte Infiltration der Gülle (FRICK ET AL., 1997) tatsächlich erreicht werden konnte und daher ebenfalls deutlich die Kontaktfläche verringert wurde. An dieser Stelle sei bemerkt, dass die Infiltration der Gülle besonders vom Wassergehalt des Bodens abhängt (MKHABELA ET AL., 2009). Außerdem kann sich bei hohen Güllegaben die Infiltration verzögern und dadurch wiederum die Emissionen fördern (BEUDERT ET AL., 1988). Der Grad der Verdünnung (Anteil Gülle:Anteil Wasser) kann allerdings nicht fix vorgegeben werden, da sich die eingesetzten Güllen deutlich in ihrer Zusammensetzung (besonders  $\text{NH}_4^+$ , TS, aber auch pH-Wert) unterscheiden, die nötige Wasserzugabe für eine Emissionsreduktion allerdings bedeutend von diesen Parametern abhängt. Hier besteht ein Zielkonflikt zwischen der Minderung von  $\text{NH}_3$ -Verlusten und den Transportkosten für die Gülleausbringung.

Die breitverteilte flüssige Phase der separierten Gülle konnte die Ammoniakemissionen nur geringfügig gegenüber der breitverteilten unbehandelten Rindergülle senken (*Abbildung 15*). Im Gegensatz dazu beobachteten BEUDERT ET AL. (1988) bei Güllezentrifugat eine deutliche Emissionsreduktion (TS-Gehalt 2.9 %). MATTILA UND JOKI-TOKOLA (2003) sowie BALSARI ET AL. (2008) beobachteten im Mittel eine Reduzierung der  $\text{NH}_3$ -Emissionen bei der Applikation der flüssigen Phase im Vergleich zu der unbehandelten Rindergülle. In einzelnen Messkampagnen lagen die Emissionen allerdings auch umgekehrt vor. Die Verdünnung der Rindergülle mit Wasser bewirkte sowohl eine Senkung des TS- als auch des  $\text{NH}_4^+$ -Gehalts. Dagegen bewirkte die Separation zwar die Reduzierung des TS-Gehalts (allerdings weniger ausgeprägt auf nur 5.2 %), jedoch keine Senkung des  $\text{NH}_4^+$ -Anteils (*Tabelle 6*). Gerade der Ammoniumanteil entspricht aber dem Potenzial für die Bildung von Ammoniak. Deshalb wird für den Einsatz von separierter Gülle ebenfalls die bodennahe, streifenförmige Ausbringung empfohlen bzw. eine Verdünnung mit Wasser.

## 5.4 Gülleapplikation bei Regen

Die mit hoher Wahrscheinlichkeit angesagten Regenmengen für den Zeitraum während und nach den drei Gülleapplikationsterminen trafen nicht ein (*Abbildung 16, Abbildung 18*). In der Folge konnte nur eine geringe Gülleverdünnung auf der Fläche durch Regen erzielt werden. Der Regen im weiteren Verlauf der Messkampagne war unbedeutend für die Höhe der Ammoniakemissionen, da diese zeitnah nach der Applikation erfolgten (*Abbildung 20*). Typische Emissionsverläufe nach Gülleapplikation wurden bereits von einigen Autoren beschrieben (FRICK ET AL., 1997; HUIJSMANS ET AL., 2001; BALSARI ET AL., 2008). Unter den gegebenen Witterungsverläufen in diesem Versuch konnte kein Unterschied zwischen den Applikationsterminen festgestellt werden (*Abbildung 21*).

Die von REITZ UND SCHÜRER (1999), LEICK (2003) sowie MKHABELA ET AL. (2009) beschriebene emissionsmindernde Wirkung von simuliertem Regen ist eindeutig, kann aber aufgrund der Versuchsanstellung kritisch hinterfragt werden. Die applizierten Wassermengen direkt nach der Gölledüngung spiegeln kaum die Verdünnungswirkung eines natürlichen Regenereignisses wider. Es ist davon auszugehen, dass die Verdünnung auf dem Feld wesentlich langsamer stattfindet. In diesem Fall besteht ein Zeitkorridor, in dem wahrscheinlich die Ammoniakemissionen nicht ausreichend reduziert werden. Im Falle eines Starkregenereignisses besteht ebenfalls ein Zeitkorridor für alle bereits vor dem Regenereignis stattfindenden Gülleapplikationen in dem keine Verdünnungswirkung

emissionsreduzierend wirken kann. Außerdem kann in diesem Szenario ein Abschwemmen der Gülle bei Hangneigung erfolgen. Sollte, im dritten Fall, ein stärkeres Regenereignis über einen längeren Zeitraum stattfinden, dass tatsächlich eine solide Verdünnungswirkung erreicht, stellt sich jedoch die Frage, wie lange Gülle gefahren werden kann, bis die Befahrbarkeit nicht mehr gegeben ist. Alle diese Ausführungen bleiben theoretisch und können durch den hier gezeigten Versuch nicht beantwortet werden. Die Erkenntnis dieses Versuches beschränkt sich auf die Erfahrung, dass die gezielte Durchführung der Gölledüngung in ein (voraussichtlich) ausreichend emissionsminderndes Regenereignis hinein bereits eine quasi unmögliche Herausforderung darstellt.

## 5.5 Einsatz von Gülleadditiven

Die untersuchten Gülleadditive (1–3) konnten die Ammoniakemissionen von Rindergülle bei der Ausbringung nicht senken (*Abbildung 28, Abbildung 29*). LAMKADDAM ET AL. (2021) konnten durch die Zugabe von Additiv 1 (Kombipräparat aus Lehmmineralien) die Ammoniakemissionen in einem Schweinestall erheblich reduzieren. Die Aufwandmengen lagen mit 40–45 g m<sup>-3</sup> allerdings deutlich höher als in dem hier durchgeführten Versuch (20 g m<sup>-3</sup>).

Während das Additiv 2 während der Lagerung in den Untersuchungen von HÖCHERL ET AL. (2024) und BITTNER (2021) zu einer signifikanten Ammoniakminderung führte, konnte dies in den hier durchgeführten Ausbringversuchen nicht bestätigt werden. Jedoch zeigte sich auch in den Untersuchungen von SCHMIDHALTER (2024) keine Emissionsreduktion bei Freilandversuchen.

Entgegen den Ergebnissen von SCHRÖPEL UND HENKELMANN (2006) konnte die Zugabe von Calciumcarbonat (Additiv 3) die Ammoniakfreisetzung in den hier durchgeführten Versuchen nicht reduzieren. So waren bei SCHRÖPEL UND HENKELMANN (2006) bei Zugabe des Additivs 3 die Ammoniakverluste nach der Ausbringung der behandelten Rindergülle reduziert. Die verwendete Gülle war im Verhältnis 1:1 mit Wasser verdünnt und hatte einen TS-Gehalt von ca. 4.5 %. Zudem erfassten die Ammoniakmessungen nur einen Zeitraum von wenigen Stunden nach der Ausbringung wohingegen die Messungen des hier durchgeführten Versuches einen größeren Zeitraum abdeckten. In den Untersuchungen von HÖCHERL ET AL. (2024) im Rahmen des Projektes EmiAdditiv konnte zudem eine signifikante Ammoniakminderung durch die Zugabe des Zusatzstoffes während der Lagerung bei 20 °C unter standardisierten Bedingungen ermittelt werden.

Die Ergebnisse des hier durchgeführten Versuchs sowie die Ergebnisse der Literatur zeigen, dass die Wirksamkeit der getesteten Göllezusätze nicht eindeutig belegt werden kann. Während die Additive 2 und 3 während einer Lagerung bei 20 °C die Ammoniakfreisetzung reduziert haben, konnte diese Wirkung nicht während der Ausbringung bei niedrigeren Temperaturen bestätigt werden. Die Ursachen der fehlenden Wirkung können an dieser Stelle jedoch nicht beantwortet werden.

## 5.6 Gölleanalysen und Ammoniakemissionspotenzial

Die Gölleanalysen der einzelnen Labore zeigten teilweise leicht abweichende Ergebnisse. Trotz Betrachtung der verschiedenen Einflussparameter (Probenahme, Transport, Analyse-methode etc.) können die Unterschiede nicht erklärt werden.

---

Ammoniakverlustmessungen von stickstoffhaltigen Düngemitteln können in situ aber auch im Labor durchgeführt werden. Letzteres verspricht u.a. die Möglichkeit der ganzjährigen Datenerhebung sowie eine zeiteffektive und präzise Messung mit einer guten Wiederholbarkeit durch exakte Kontrolle der Umweltbedingungen (WOODWARD ET AL., 2011). Die Messungen des Ammoniakemissionspotenzials im Labor (AEP) zeigen Unterschiede zwischen den Varianten (*Tabellen 2, 4 und 7*), die jedoch nicht mit den tatsächlichen Emissionsdifferenzen zwischen den Varianten in situ vergleichbar sind (*Tabelle 3, Abbildung 15 und 29*). Dies beruht auf der Tatsache, dass die Ammoniakemissionen bei der Ausbringung neben den Eigenschaften der Gülle ebenfalls sehr stark von den Boden- und Witterungsbedingungen abhängig sind. Dieser Sachverhalt ist auch ersichtlich aus den Ergebnissen des Versuches IV, bei dem eine Gülle zu unterschiedlichen Zeitpunkten appliziert wurde und zu leicht abweichenden Emissionen im Feld führte (*Tabelle 5, Abbildung 21*). Des Weiteren kann durch die Labormessung nicht die Emissionsminderung durch unterschiedliche Technik (Schleppschuh vs. breitverteilt) abgebildet werden (*Tabelle 3, Abbildung 15*).

## 6 Literaturverzeichnis

- Balsari P., Dinuccio E., Santoro E., Gioelli F. (2008). Ammonia emissions from rough cattle slurry and from derived solid and liquid fractions applied to alfalfa pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48(2), 198-201. doi.org/10.1071/EA07234.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2021). Leitfaden zur emissionsarmen Gülleausbringung im Grünland. Hinweise zum optimalen Einsatz von Schleppschuh und Injektion.
- Berg W., Hörnig G. (1996). Wirksamere Emissionsminderung. Bietet die Ansäuerung von Gülle neue Möglichkeiten? In: 51. Jahrgang Landtechnik (1/96). S. 25-25.
- Beudert B., Döhler H., Aldag R. (1988). Ammoniakfreisetzung aus mit Wasser verdünnter Rindergülle im Modellversuch. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongressband 1988, TEIL II, S. 1355–1364.
- Bittner L.M. (2021). Einfluss mineralischer und organischer Gülleadditive auf die NH<sub>3</sub>-Emissionen aus Milchviehgülle. Masterarbeit. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Cao X., Reichel R., Wissel H., Kummer S., Brüggemann N. (2022). High carbon amendments increase nitrogen retention in soil after slurry application—an incubation study with silty loam soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(2), 1277-1289. doi.org/10.1007/s42729-021-00730-7.
- Denmead O. T. (1983). Micrometeorological methods for measuring gaseous losses of nitrogen in the field. In *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems* (pp. 133-157). Dordrecht: Springer Netherlands. doi.org/10.1007/978-94-017-1662-8\_5.
- Düngeverordnung (DüV) (2020). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen.
- Fangueiro D., Hjorth M., Gioelli F. (2015). Acidification of animal slurry -a review. In: *Journal of environmental management* 149. S. 46–56. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.10.001.
- Frick R., Menzi H., Katz P. (1996). Ammoniakverluste nach der Hofdüngeranwendung. Stark unterschiedliche Verluste je nach Bedingung. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwissenschaft und Landtechnik (FAT) Bericht Nr. 486.
- Frick R., Menzi H. (1997). Hofdüngeranwendung: Wie Ammoniakverluste vermindern? Auch einfache Massnahmen wirken. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwissenschaft und Landtechnik (FAT) Bericht Nr. 496.
- Frosch, W., Büscher, W. (2001). Einsatz von Flüssigmist-Additiven zur Emissionsminderung. In: 56 Landtechnik 3/2001: 152-153.
- Généromont S., Cellier P. (1997). A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88(1-4), 145-167. doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00044-0.
- Goedhart P. W., Mosquera J., Huijsmans J. F. (2020). Estimating ammonia emission after field application of manure by the integrated horizontal flux method: a comparison of concentration and wind speed profiles. *Soil Use and Management*, 36(2), 338-350. doi.org/10.1111/sum.12564.

- Häni C., Sintermann J., Kupper T., Jocher M., Neftel A. (2016). Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 125, 92-99. doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.069.
- He Z. L., Alva A. K., Calvert D. V., Banks D. J. (1999). Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH. *Soil science*, 164(10), 750-758. DOI:10.1097/00010694-199910000-00006.
- Hersener J.-L., Meier U., Dinkel F. (2002). Ammoniakemissionen aus der Gülle und deren Minderungsmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Vergärung, Herausgeber: Bundesamt für Energie BFE, Schlussbericht, 89 S.
- Höcherl S., Lichti F. (2019). Ansäuerung von Gülle zur Minderung von Ammoniakemissionen: Einfluss der Inhaltsstoffe der Wirtschaftsdünger auf die Säuremenge, Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung, KTBL-Tagungsband, Bonn, S. 69-74.
- Hörnig G., Berg W., Türk M. (1998). Emissionsminderung durch Ansäuern von Gülle. Salpeter- und Milchsäure im Vergleich, In: *LANDTECHNIK*, 53. Jahrgang (3): 146–147.
- Hu Y., Flessa H., Vos C., Fuß R., Schmidhalter U. (2024). Successful NH<sub>3</sub> abatement policies and regulations in German agriculture. *Science of the Total Environment*, 956, 177362. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177362.
- IBK Arbeitsgruppe Landwirtschaft und Umweltschutz (2009). Reduktion von Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft. Güllebehandlung und Güllezusätze. Empfehlungen für die Landwirtschaft.
- Katz P. E. (1996). Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland. Dissertation Nr. 11382. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETH).
- Kupper T., Häni C., Neftel A., Kincaid C., Bühler M., Amon B., VanderZaag A. (2020). Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - A review. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 300, S. 106963. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106963.
- Lamkaddam I. U., Blázquez E., Pelaz L., Llenas L., Ponsá S., Colón J., Vega E., Mora M. (2021). Application of ion-exchange-based additive to control ammonia emissions in fattening pig barns with slatted floors. *Environmental Technology & Innovation*, 22, 101481. doi.org/10.1016/j.eti.2021.101481.
- Leick B. C. E., (2003). Emission von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Dissertation Universität Hohenheim.
- Mattila P. K., Joki-Tokola E. (2003). Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: I. Slurry properties and ammonia volatilization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65, 221-230. doi.org/10.1023/A:1022619304798.
- McCrorry D. F., Hobbs P. J. (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *Journal of environmental quality*, 30(2), 345-355. doi.org/10.2134/jeq2001.302345x.
- Menzi H., Frick R., Kaufmann R., (1997). Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, 107 S.

- Misselbrook T. H., Smith K. A., Johnson R. A., Pain B. F. (2002). SE—Structures and environment: slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. *Biosystems Engineering*, 81(3), 313-321. doi:10.1006/bioe.2001.0017.
- Mkhabela, M. S., Gordon, R., Burton, D., Smith, E., Madani, A. (2009). The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130(1-2), 41-49. doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.012.
- Montes F., Rotz C. A., Chaoui H. (2009). Process modeling of ammonia volatilization from ammonium solution and manure surfaces: a review with recommended models. *Transactions of the ASABE*, 52(5), 1707-1720. doi: 10.13031/2013.29133.
- Munzert M. (1992). Einführung in das pflanzenbauliche Versuchswesen. Pareys Studientexte 71. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- Nyameasem J. K., Zutz M., Kluß C., Ten Huf M., Essich C., Buchen-Tschiskale C., Ruser R., Flessa H., Olf H. W., Taube F., Reinsch, T. (2022). Impact of cattle slurry application methods on ammonia losses and grassland nitrogen use efficiency. *Environmental Pollution*, 315, 120302. doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120302.
- Reitz P., Schürer E. (1999). Niederschlag senkt NH<sub>3</sub>- und CH<sub>4</sub>-Emissionen. *Agricultural engineering. Eu*, 54(6).348–349. doi.org/10.1515/lt.1999.2168.
- Rösl GmbH & Co. KG (2022). LEONARDIT, Das Praxishandbuch. Ausgabe 02/2022.
- Ryden J. C., McNeill J. E. (1984). Application of the micrometeorological mass balance method to the determination of ammonia loss from a grazed sward. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 35(12), 1297-1310. doi.org/10.1002/jsfa.2740351206.
- Schmidhalter U. (2024). 15N mass balance technique for measuring ammonia losses from soil surface-applied slurries containing various additives. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 187(4), 443-453. doi.org/10.1002/jpln.202400235.
- Schröpel R. und G. Henkelmann (2006). Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Präparate auf Rindergülle. In: „Die Zukunft von Praxis und Forschung in Grünland und Futterbau“ 50. Jahrestagung der AGGF in Straubing, LfL Schriftenreihe 17/2006, ISSN 1611-4159, 77-80.
- Schröpel R., Henkelmann G. (2006). Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Präparate auf Rindergülle. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau*, Band 7 (2. Auflage).
- Søgaard H. T., Sommer S. G., Hutchings N. J., Huijsmans J. F. M., Bussink D. W., Nicholson F. (2002). Ammonia volatilization from field-applied animal slurry—the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, 36(20), 3309-3319. doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00300-X.
- Sommer S. G., Générumont S., Cellier P., Hutchings N. J., Olesen J. E., Morvan T. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, 19(4), 465-486. doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00037-6.

- Sommer S. G., Olesen J. E., Christensen B. T. (1991). Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *The Journal of Agricultural Science*, 117(1), 91-100. doi.org/10.1017/S0021859600079016.
- ten Huf M., Reinsch T., Zutz M., Essich C., Ruser R., Buchen-Tschiskale C., Flessa H., Olf H. W. (2023). Effects of liquid manure application techniques on ammonia emission and winter wheat yield. *Agronomy*, 13(2), 472. doi.org/10.3390/agronomy13020472.
- Umweltbundesamt und Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) (2021). Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft mindern. Gute fachliche Praxis.
- URL 1 (2025). Homepage mit Informationen zu Additiv 1 (Firma: FCSI GmbH). [www.activens.de](http://www.activens.de) [abgerufen am 15.01.2025].
- URL 2 (2025). Homepage mit Informationen zu den ALPHA-Sammlern (Firma: UK Centre for Ecology & Hydrology (CEH)). [www.ceh.ac.uk](http://www.ceh.ac.uk) [abgerufen am 22.01.2025].
- URL 3 (2025). Homepage mit Informationen zu Additiv 3 (Firma: International GmbH). [www.bioaktiv.com](http://www.bioaktiv.com) [abgerufen am 30.01.2025].
- Wilson J. D., Shum W. K. N. (1992). A re-examination of the integrated horizontal flux method for estimating volatilisation from circular plots. *Agricultural and forest Meteorology*, 57(4), 281-295. doi.org/10.1016/0168-1923(92)90124-M.
- Woodward T. R., Frame W. H., Alley M. M., Whitehurst G. B., Whitehurst B. M. (2011). Design and validation of a laboratory system for measurement of volatilized ammonia. *Agronomy Journal*, 103(1), 38-44. doi:10.2134/agronj2010.0242.
- Wyer K. E., Kelleghan D. B., Blanes-Vidal V., Schauburger G., Curran T. P. (2022). Ammonia emissions from agriculture and their contribution to fine particulate matter: A review of implications for human health. *Journal of Environmental Management*, 323, 116285. doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116285.



## **7 Anhang**