

Einfluss der natürlichen Schwimmschicht auf die Emissionen bei der Lagerung von Rindergülle und -gärrest in offenen Behältern

Schriftenreihe, Heft 14/2025



Messungen zum Einfluss der
natürlichen Schwimmschicht auf die
Ammoniak- und Geruchsemissionen
bei der Lagerung von Rindergülle und -gärrest
in offenen Behältern

Projekt Emissionsminderung Schwimmschicht

Heike Harzer, Dipl. agr. Ing.

Thomas Heidenreich, Dipl. agr. Ing.

unter Mitarbeit von

Ilona Vogel, Dr. rer. nat., Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft

Frank Rothe, Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft

Marc Fröhlich, B.Sc., Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft

Besonderen Dank an die beteiligten Landwirtschaftsbetriebe in Sachsen
und die IFU GmbH Frankenberg/Sachsen

im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	8
Abstract	10
1 Einleitung	12
2 Rechtliche Rahmenbedingungen	13
3 Grundlagen von Emissionen	15
3.1 Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung	15
3.2 Ammoniakemissionen bei der Lagerung von Gülle oder Gärrest	15
3.4 Geruchsemissionen	18
4 Bedeutung der Schwimmschicht	19
5 Ziele der Emissionsmessungen	20
6 Versuchsaufbau und Durchführung	21
6.1 Beschreibung der Lagerbehälter für Gülle oder Gärrest	21
6.2 Aufbau des Messsystems	22
6.2.1 Seilsystem und Kletterausrüstung	22
6.2.2 Funktionsweise der Messhaube	23
6.3 Gasmessung.....	26
6.3.1 Funktionsweise des FTIR-Messgeräts.....	26
6.3.2 Auswahl der Messpunkte	26
6.4 Geruchsmessung.....	27
6.4.1 Funktionsweise des Geruchsprobennehmers	27
6.4.2 Durchführung der Geruchsmessung	27
6.5 Aufzeichnung meteorologischer Daten.....	28
6.6 Messung der Gülle- oder Gärresttemperatur.....	29
6.7 Analyse der Gülle- oder Gärrestproben	30
6.8 Erstellung von Drohnenaufnahmen	30
7 Auswertung	31
7.1 Auswertung der Gasmessung	31
7.2 Auswertung der Geruchsmessung	32
8 Darstellung und Bewertung der Ergebnisse	33
8.1 Ergebnisse der Messung der Gülle- und Gärresttemperatur	33
8.2 Ergebnisse der Gülle- und Gärrestanalysen	34
8.3 Ergebnisse der Ammoniakmessung.....	34
8.3.1 Bestimmung des Ammoniakemissionsfaktors unter Berücksichtigung der verschiedenen Temperaturbereiche im Jahresverlauf.....	34

8.3.2	Berücksichtigung der verschiedenen Flächenanteile eines Lagerbehälters	37
8.4	Ergebnisse der Geruchsmessung	39
9	Diskussion und Ausblick.....	42
	Literaturverzeichnis.....	51
	Anhang.....	53
A 1	Gegenüberstellung der Anforderungen nach der TA Luft 2021	53
A 2	Übersicht und Bewertung verschiedener Behälterabdeckungen	55
A 3	Aufzeichnung der Wetterdaten	57
A 4	Analyseergebnisse der Gülleproben	58
A 5	Analyseergebnisse der Gärrestproben	59
A 6	Detaillierte Ergebnisse der Ammoniakmessungen an den einzelnen Messtagen bei Rindergülle.....	60
A 7	Detaillierte Ergebnisse der Ammoniakmessungen an den einzelnen Messtagen bei Rindergärrest	62
A 8	Beispielfotos zur visuellen Einschätzung und Beurteilung der natürlichen Schwimmschicht bei Rindergülle oder -gärrest	64

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verteilung der Ammoniakemissionen bei der Milchviehhaltung im Jahr 2020	12
Abbildung 2: Ammoniak-Ammonium-Gleichgewicht in Wasser in Abhängigkeit des pH-Werts sowie der Temperatur (NÖTZOLD (2021))	16
Abbildung 3: Aufbau der an einem Güllebehälter befestigten Messtrasse mit den verschiedenen Tragseilen zur Bewegung der Messhaube	23
Abbildung 4: Befestigung der Messhaube an der Seilkonstruktion und Bewegung durch einen Rollschlitten	23
Abbildung 5: Foto der Messhaube mit Gummikragen und Beschwerung durch Gewichte bei Messung auf einer geschlossenen Schwimmschicht	24
Abbildung 6: „Aufbau der Messhaube – Ansicht von unten	25
Abbildung 7: Foto des Geruchsprobenehmers CSD 30 mit gefülltem 10-Liter-Probenahmebeutel	27
Abbildung 8: Beispielhafte Darstellung von drei Wiederholungsmessungen an einem Messpunkt sowie eines linearen Konzentrationsanstiegs innerhalb eines definierten Zeitraums	32
Abbildung 9: Darstellung der unterschiedlichen Messpunkte und Flächenanteile eines Rundbehälter	38
Abbildung 10: Zeitlicher Verlauf des Anstiegs der Ammoniakemissionen nach dem Homogenisieren über drei Stunden bei Rindergülle.....	44
Abbildung 11: Zeitlicher Verlauf des Anstiegs der Ammoniakemissionen nach dem Homogenisieren und nach 21 Stunden bei Rindergülle.....	45
Abbildung 12: Messung der neu gebildeten Schwimmschicht einen Tag nach dem Homogenisieren	48
Abbildung 13: Homogene und stabile Schwimmschicht aus separierten Feststoffen mit einer Dicke von 10-15 cm während der Homogenisierung	49

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Auszug aus der VDI-Richtlinie 3894 Blatt 1, September 2011	14
Tabelle 2: Beschreibung der Lagerbehälter für Rindergülle.....	21
Tabelle 3: Beschreibung der Lagerbehälter für Rindergärrest	22
Tabelle 4: Übersicht der Geruchsprobenahme	28
Tabelle 5: Einordnung der Messungen in unterschiedliche Temperaturbereiche und jahreszeitliche Zuordnung	29

Tabelle 6:	Anzahl der Messungen von Gülle oder Gärrest über die verschiedenen Temperaturbereiche und Zuordnung zu den Jahreszeiten	33
Tabelle 7:	Übersicht der durchschnittlichen Temperatur von Gülle oder Gärrest im Lagerbehälter	33
Tabelle 8:	Übersicht der durchschnittlichen Analyseergebnisse der Gülle- und Gärrestproben ...	34
Tabelle 9:	Anzahl der Messtage und ihre Klassifizierung nach Temperaturbereichen bei Rindergülle.....	34
Tabelle 10:	Einordnung der Messpunkte nach Temperaturbereichen und Schwimmschichtdicke bei Rindergülle	35
Tabelle 11:	Ammoniakemissionsfaktoren und Minderungsrate für Rindergülle im Jahresverlauf.....	35
Tabelle 12:	Anzahl der Messtage und ihre Klassifizierung nach Temperaturbereichen bei Rindergärrest	36
Tabelle 13:	Einordnung der Messpunkte nach Temperaturbereichen und Schwimmschichtdicke bei Rindergärrest	36
Tabelle 14:	Ammoniakemissionsfaktoren und Minderungsrate für Rindergärrest im Jahresverlauf.....	36
Tabelle 15:	Berechnung der durchschnittlichen Ammoniakemissionen und der Emissionsminderung bei Lagerbehältern mit Rindergülle.....	38
Tabelle 16:	Verteilung der Messungen von Rindergülle oder -gärrest mit Schwimmschicht auf die unterschiedlichen Dicken der Schwimmschicht	39
Tabelle 17:	Ergebnisse der Geruchsmessung mit und ohne Schwimmschicht bei Rindergülle	40
Tabelle 18:	Ergebnisse der Geruchsmessung mit und ohne Schwimmschicht bei Rindergärrest ...	40

Abkürzungsverzeichnis

ATEX	französisch „ATmosphères EXplosibles“, deutsch Explosionsfähige Atmosphären
AVwV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift
AwSV	Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V.
DüV	Düngeverordnung
EmiMin	Verbundvorhaben Emissionsminderung Nutztierhaltung
EmiDat	Ermittlung von Emissionsdaten für die Beurteilung der Umweltwirkungen der Nutztierhaltung
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien, M-Gruppe
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer
GE	Geruchseinheiten
GIS	Geoinformationssystemen
GPS	Global Positioning System, deutsch Globales Positionsbestimmungssystem
HDPE	High-Density Polyethylen, Hart-Polyethylen
HG	Hintergrund, Vorbelastung
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
MP	Messpunkt
PTFE	Polytetrafluorethylen
RTK	Real Time Kinematic, deutsch Echtzeitbewegung
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft

Zusammenfassung

Die Richtlinie (EU) 2016/2284 (NEC-Richtlinie) begrenzt nationale Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, darunter Ammoniak (NH_3), und fordert für Deutschland bis 2030 eine Reduzierung der Ammoniakemissionen um 29 % gegenüber 2005.

In Deutschland entstehen etwa 92 % der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft, vor allem bei der Haltung der Tiere und bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, aber auch bei deren Lagerung. Laut THÜNEN-REPORT 91 (VOS ET AL. 2022) entfallen in der Milchproduktion 10 % und bei allen Nutztieren rund 18 % der Ammoniakemissionen auf die Lagerung von Wirtschaftsdüngern. Nach der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA LUFT (2021) soll die Lagerung von Gülle oder Gärrest so erfolgen, dass Ammoniak- und Geruchsemissionen um mindestens 90 %, in Altanlagen um mindestens 85 % im Vergleich zu offenen Behälter verringert werden. In den vorliegenden Untersuchungen wurde geprüft, ob und unter welchen Bedingungen natürliche Schwimmschichten bei der Lagerung von Rindergülle oder -gärrest die geforderte Emissionsminderung bei Altanlagen hinsichtlich Ammoniak und Geruch erreichen können.

Für die Lagerung von Rindergülle wurden vier, für Rindergärrest drei Lagerbehälter unterschiedlicher Behälterformen ausgewählt. Während bei Rindergülle ausschließlich Rundbehälter gemessen wurden, erfolgten die Messungen für Gärrest an einem Rechteck- und zwei Rechtecktrapezbehältern. Die Messungen wurden nach der Gülle- oder Gärresttemperatur in unterschiedliche Temperaturbereiche eingeteilt und den Jahreszeiten Winter, Übergangszeit und Sommer zugeordnet. Insgesamt wurden 29 Messtage durchgeführt, darunter 8 im Winter, 14 in der Übergangszeit und 7 im Sommer. Die gasförmigen Emissionen wurden in Anlehnung an die VDI 4285 BLATT 1 (2005) zur messtechnischen Erfassung diffuser Quellen analysiert. Hierzu kamen eine Messhaube zur Probenahme sowie ein FTIR-Spektrometer zur präzisen analytischen Bestimmung zum Einsatz. Es wurden die Gase Ammoniak, Methan, Lachgas und Kohlendioxid gemessen. Im Rahmen der Messungen wurden die Dicke, der Zustand (trocken, feucht oder rissig) und die Geschlossenheit der Schwimmschicht erfasst. Darüber hinaus wurden die Temperatur der Gülle bzw. des Gärrestes, der Füllstand der Behälter sowie umfangreiche Wetterdaten aufgezeichnet. Drohnenaufnahmen dokumentierten die genaue Lage der Messpunkte und die Schwimmschichtoberfläche in den Lagerbehältern.

Für die Auswertung der Messergebnisse wurde die Schwimmschicht anhand ihrer Dicke in verschiedene Kategorien eingeteilt: über 10 cm, 5 bis 10 cm und unter 5 cm. Zusätzlich wurden unterschiedliche Zustände wie trocken, feucht oder rissig dokumentiert. Bei Rindergülle reduzierte eine geschlossene Schwimmschicht von über 10 cm die Ammoniakemissionen um etwa 95 %. Dünnere Schwimmschichten erzielten eine durchschnittliche Minderung von 63 % (5–10 cm) bzw. 60 % (unter 5 cm). Bei Rindergärrest konnte eine Schwimmschicht von über 10 cm die Ammoniakemissionen um 99 % reduzieren. Eine Schwimmschicht von 5 bis 10 cm verringerte die Emissionen um 89 %, während eine Schicht unter 5 cm eine Reduktion von 35 % erreichte.

Die Ergebnisse der Geruchsmessungen ergaben für Rindergülle mit einer Schwimmschicht eine Geruchsminderung von 94 % und für Rindergärrest von 98 %. Ebenso konnte belegt werden, dass selbst dünne Schwimmschichten effektive Barrieren gegen Gerüche darstellen können. Die Messungen bestätigen ebenfalls die geringere Geruchsintensität von Gärresten im Vergleich zu Gülle.

Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass eine stabile natürliche Schwimmschicht mit einer Dicke von mindestens 10 cm die Anforderungen der TA LUFT (2021) erfüllt und als „gleichwertige Maßnahme zur Emissionsminderung“ gelten kann. Dabei hängt das Reduktionspotential maßgeblich von der Dicke, dem Zustand sowie der Geschlossenheit der Schwimmschicht ab. Auch unter Berücksichtigung teiloffener Bereiche, wie etwa am Einlauf, am Behälterrund oder bei möglicher Rissbildung, wird bei einer überwiegend geschlossenen Schwimmschicht mit einer Dicke von mindestens 10 cm eine Emissionsminderung von 85 % hinsichtlich Ammoniak und Geruch zuverlässig erreicht. Damit die Schwimmschicht ihr Minderungspotenzial bestmöglich entfalten kann, ist eine angepasste Bewirtschaftung von Gülle- und Gärrestbehältern erforderlich. Dabei sind gezielte Managementmaßnahmen unerlässlich, die eine rasche Ausbildung der Schwimmschicht unterstützen, ihre Entwicklung gezielt fördern und ihre Zerstörung weitestgehend vermeiden.

Abstract

The Directive (EU) 2016/2284 (NEC Directive) limits national emissions of certain air pollutants, including ammonia (NH₃), and requires a reduction of ammonia emissions by 29 % until 2030 compared to 2005. In Germany, nearly 92 % of ammonia emissions originate from agriculture, particularly from livestock farming and the application of organic fertilizers as well as the storage of slurry and digestate. According to THÜNEN-REPORT 91 (VOSE ET AL. 2022), 10 % of the ammonia emissions in milk production as well as 18 % for all livestock species can be attributed to the storage of organic fertilizers. According to the Technical Instructions on Air Quality - TA LUFT (2021), the storage of manure or fermentation residues should be carried out in such a way that ammonia and odor emissions are reduced by at least 90 %, and in old systems by at least 85 % compared to open tanks. In the present project, it was examined whether and under what conditions natural floating layers in cattle manure or fermentation residues can achieve the required emissions reduction in old systems regarding ammonia and odor.

For the storage of cattle slurry, four slurry tanks of different shapes were selected for cattle slurry and three for cattle digestate. While only round containers were measured for cattle slurry, measurements for digestate were taken from a rectangular and two trapezoidal storage facilities. The measurements were categorized into different temperature ranges based on the slurry or digestate temperature and were assigned to the seasons of winter, transition period and summer. A total of 29 measurement days were carried out, eight of these in winter, 14 in the transition period, and seven in summer. The gaseous emissions were analyzed according to VDI 4285 page 1 (2005) for the measurement of diffuse sources. A measuring hood for sampling and an FTIR-spectrometer for precise analytical determination were used. The gases ammonia, methane, nitrous oxide, and carbon dioxide were measured. During the measurements, the thickness, condition, and closure of the floating layer were recorded. In addition, the temperature of slurry or digestate, the fill level of the tanks, and extensive weather data were collected. Drone footage documented both the surfaces of the storage containers and the exact locations of the measurement points.

For the evaluation of the measurement results, the floating layer was classified into different categories based on its thickness: over 10 cm, 5 to 10 cm and under 5 cm. Additionally, different conditions such as dry, moist or chapped were documented. In the case of cattle slurry, a closed floating layer of over 10 cm reduced ammonia emissions by about 95 %. Thinner floating layers achieved an average reduction of 65 % (5 to 10 cm) or 60 % (under 5 cm). In the case of cattle digestate, a floating layer of over 10 cm could reduce emissions by 99 %. A layer of 5 to 10 cm reduced emissions by 89 %, while a layer under 5 cm only achieved a reduction of 34 %.

The results of the odour measurements revealed an odour emission reduction of 94 % for cattle slurry with a floating layer and 99 % for cattle fermentation residues. The results show that even thin floating layers can represent an effective barrier against odors. The measurements also confirm the lower odor intensity of fermentation residues compared to slurry.

The evaluation of the results shows that a stable natural floating layer with a thickness of at least 10 cm meets the requirements of TA LUFT (2021) and can be considered as "equivalent measure for emissions reduction." The reduction potential depends significantly on the thickness, condition, and integrity of the floating layer. Even considering partially open areas, such as at the inlet and possible crack formation, floating layers with an average thickness of 10 cm can ensure an 85 % reduction in emissions related to ammonia and odor. In order to develop the best reduction potential for the floating layer, an adapted management of liquid manure and digestate tanks is required. Specific management measures are essential to support the rapid formation of the floating layer, promote its formation and prevent its destruction as far as possible.

1 Einleitung

Emissionen aus der Tierhaltung können direkt und indirekt auf die Umwelt und das Klima einwirken und dabei Luft, Boden, Wasser sowie die Atmosphäre beeinflussen. Die Landwirtschaft ist zum einen erheblicher Emittent von Schadgasen, nimmt im Sinne einer Rezyklierung durch Deposition in Böden und Pflanzen ebenso Nährstoffe wieder auf. Besonders im Fokus stehen dabei die Ammoniak- und Geruchsemissionen aus Tierhaltungsanlagen sowie bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. In Deutschland entfallen etwa 92 % der Ammoniakemissionen auf die Landwirtschaft, insbesondere die Tierhaltung (Umweltbundesamt 2024). Nach Berechnungen des Thünen-Instituts emittierte die deutsche Landwirtschaft im Jahr 2023 rund 527 Kilotonnen Ammoniak, wie aus der jährlichen Emissionsberichterstattung für Treibhausgase und Luftschadstoffe hervorgeht (FUß ET AL. 2025). Eine leichte Abnahme ist erkennbar, die sowohl auf den rückläufigen Einsatz von Mineraldünger als auch auf die geringfügig gesunkenen Bestände an Schweinen und Rindern zurückzuführen ist. Laut UMWELTBUNDESAMT (2024) entfallen 45 % der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung auf Rinder, gefolgt von Schweinen mit 20 % und Geflügel mit knapp 10 % (AMON, B. ET AL. 2021). Die verbleibenden Emissionen verteilen sich auf 12 % aus der Mineraldüngung, 10 % durch die Vergärung von Energiepflanzen und 3 % aus sonstigen Quellen.

Die Emissionen von Treibhausgasen und Schadstoffen in die Atmosphäre werden in Deutschland jährlich erfasst. Die Ermittlung der Emissionen aus der Tierhaltung und der landwirtschaftlichen Bodennutzung erfolgt durch das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz. Der neueste Bericht dazu wurde im THÜNEN-REPORT91 (VOS ET AL. 2022) veröffentlicht. Darin werden die gas- und partikelförmigen Emissionen der deutschen Landwirtschaft im Zeitraum von 1990 bis 2020 analysiert. Danach sind rund 45 % der Emissionen in der Milchviehhaltung anlagenbezogen und entstehen direkt in den Stallanlagen (34 %) sowie bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern (10 %) (Abbildung 1). Bei der Bewertung der Ammoniakemissionen ist es wichtig zu beachten, dass der Großteil der Emissionen von etwa 53 % während der Ausbringung freigesetzt wird.

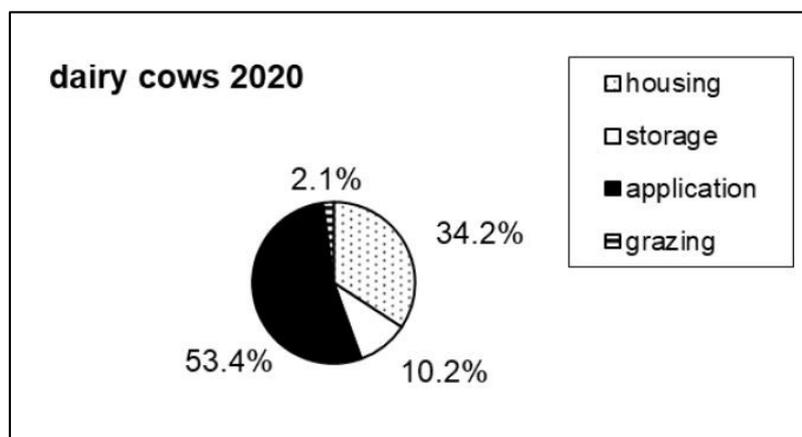


Abbildung 1: Verteilung der Ammoniakemissionen bei der Milchviehhaltung im Jahr 2020

(Vos et al. (2022)); (housing - Stall, storage - Lagerung, application - Ausbringung, grazing - Weidegang)

2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die NEC-Richtlinie (National Emission Ceilings Directive) der Europäischen Union definiert nationale Obergrenzen für die Emission bestimmter Luftschadstoffe, darunter auch Ammoniak. Deutschland muss die Ammoniakemissionen bis 2030 um 29 % gegenüber dem Niveau von 2005 senken. Die Vorgaben zur Lagerung von Gülle und Gärrest sind in Deutschland in der AWSV (2017), der Düngeverordnung (DüV) und der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA LUFT (2021) geregelt.

Die Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) regelt, welche Anlagen genehmigungsbedürftig sind. Die Lagerung von Gülle und Gärresten ist, wenn sie mit Anlagen zur Haltung oder Aufzucht von Nutztieren verbunden ist, gemäß Nr. 7.1 der 4. BImSchV behördlich zu genehmigen. Zudem unterliegen auch eigenständige Anlagen zur Lagerung von Gülle oder Gärresten einer Genehmigungspflicht nach Nr. 9.36 der 4. BImSchV, sofern ihre Lagerkapazität 6.500 m³ oder mehr beträgt.

Die Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA LUFT (2021) vom 18.08.2021 enthält spezifische Vorgaben für die Lagerung von Gülle und Gärresten. Als Verwaltungsvorschrift enthält sie Vorgaben für die Behörden, die für Genehmigung, Überwachung und Durchsetzung von Umweltvorschriften zuständig sind und die die praktische Umsetzung der Regelungen des BImSchG sicherstellen. Die TA LUFT (2021) wird durch die Erteilung einer Genehmigung oder durch nachträgliche Anordnungen auch für die Anlagenbetreiber relevant. Damit sind sie verpflichtet, die Anforderungen der TA LUFT (2021) einzuhalten, um Luftverschmutzung zu reduzieren. Die spezifischen Regelungen zur Lagerung von Gülle und Gärresten gemäß TA LUFT (2021) (Nr. 5.4.7.1 und Nr. 5.4.9.36) sind im Anhang A 1 im Originaltext gegenübergestellt. Danach soll die Lagerung von Gülle oder Gärresten in bestehenden Anlagen so gestaltet werden, dass die Geruchs- und Ammoniakemissionen im Vergleich zu offenen, unabgedeckten Behältern um mindestens 90 %, bei Altanlagen um 85 % reduziert werden. Die TA LUFT aus dem Jahre 2002 forderte eine Emissionsminderung von 80 %. Dies kann etwa durch feste Abdeckungen, Zeltdächer, geeignete Schwimmkörper, Schwimmfolien oder andere gleichwertige Maßnahmen zur Emissionsminderung erreicht werden. Gemäß der Allgemeinen Sanierungsfrist der Nr. 6.2.3.3 der TA LUFT (2021) müssen die entsprechenden Anforderungen bei bestehenden Anlagen spätestens bis zum 1. Dezember 2026 erfüllt werden.

Die VDI 3894 BLATT 1 (2011) listet in Tabelle 19 verschiedene Abdeckungen für Flüssigmistbehälter für Rinder- und Schweinegülle auf und gibt deren Spanne der Emissionsminderung an (Tabelle 1). Während bei Schweinegülle verschiedene Maßnahmen genannt sind, wird bei Rindergülle darauf verwiesen, dass in der Regel eine natürliche Schwimmschicht, bzw. Schwimmdecke vorhanden ist. Diese soll bereits eine ausreichende Abdeckung bieten, sodass zusätzliche Maßnahmen in der Regel nicht erforderlich sind.

Tabelle 1: Auszug aus der VDI-Richtlinie 3894 Blatt 1, September 2011

(Tabelle 19: Spanne der Emissionsminderung (%) durch verschiedene Abdeckungen für Flüssigmistbehälter)

Art der Abdeckung	Minderung gegenüber nicht abgedeckten Behältern (%)		
	Rindergülle	Schweinegülle	Bemerkungen
Natürliche Schwimmdecke	30 bis 80 ^{a)}	20 bis 70 ^{a)}	geringe Wirksamkeit in Betrieben mit häufiger Gülleausbringung Anstieg von Lachgas-Emissionen möglich
Strohhäcksel	- ^{b)}	80 ^{c)}	Regelmäßige Kontrolle der Dicke und Vollständigkeit der Strohschicht; eine zerstörte Strohschicht ist unverzüglich wiederherzustellen geringe Wirksamkeit in Betrieben mit häufiger Gülleausbringung Anstieg von Lachgas-Emissionen möglich
Granulate, Schwimmkörper	- ^{b)}	80 bis 90	Ausgleich von Materialverlusten erforderlich Anstieg von Lachgas-Emissionen möglich
Schwimmfolie	- ^{b)}	80 bis 90	bei großflächigen Lagerbehältern hoher Aufwand für das Aufbringen der Folie
Zelt	- ^{b)}	> 85	Emissionen durch windinduzierten Pump-effekt bei elastischer Zeltdachkonstruktion
Beton oder andere feste Abdeckung	irrelevante Emissionen		

a) je nach Ausprägung (Dicke, Dichtheit und Bedeckungsgrad) der Schwimmdecke

b) in der Regel ist bei der Rindergülle eine natürliche Schwimmschicht vorhanden, zusätzliche Abdeckungsmaßnahmen sind nicht erforderlich

c) Strohhäckselauflage mindestens 5 kg/m² bzw. Dicke von 10 cm

Eine Übersicht und Bewertung unterschiedlicher Behälterabdeckungen ist in Anhang A 2 aufgeführt.

3 Grundlagen von Emissionen

3.1 Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung

Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft sind umweltrelevant und tragen sowohl zu Umwelt- als auch zu Gesundheitsbelastungen bei. Im Gegensatz zu Methan und Lachgas ist Ammoniak kein direkt klimawirksames Gas. Ammoniak entsteht vor allem durch den mikrobiellen Abbau von Stickstoffverbindungen, insbesondere während der Lagerung und Ausbringung organischer Düngemittel wie Gülle sowie durch die Anwendung mineralischer Düngemittel. Die ökologische Wirkung durch die Deposition von Ammoniak liegt in einer Stickstoffübersversorgung (Eutrophierung) von empfindlichen Ökosystemen. Dies begünstigt das Wachstum stickstoffliebender Pflanzenarten und kann die Artenvielfalt von Flora und Fauna in den betroffenen Gebieten nachteilig beeinflussen. Durch Umsetzungsprozesse kann es zur Versauerung von Böden und Gewässern kommen, was langfristig negative Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit sowie auf aquatische Lebensräume haben kann. Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft sind eng mit indirekten Lachgasemissionen verbunden, da Ammoniak nach seiner Freisetzung und Deposition im Boden umgewandelt werden kann. Wenn sich Ammoniak im Boden ablagert, führt der erhöhte Stickstoffgehalt zur Förderung mikrobieller Prozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation. Diese Prozesse produzieren Lachgas, ein starkes Treibhausgas mit einem etwa 300-mal höheren Treibhauspotenzial als Kohlendioxid. Ferner trägt Ammoniak zur Bildung von Feinstaub bei. In der Atmosphäre reagiert es mit Schwefeldioxid und Stickoxiden, wodurch sekundärer Feinstaub entsteht. Diese feinen Partikel können tief in die Atemwege bis zu den Lungenbläschen (Alveolen) eindringen und das Risiko für Atemwegserkrankungen sowie Herz-Kreislauf-Leiden erhöhen.

3.2 Ammoniakemissionen bei der Lagerung von Gülle oder Gärrest

In einem Gülle- oder Gärrestbehälter liegen Ammonium und Ammoniak in gelöster Form vor. Über das Dissoziationsgleichgewicht steht das gelöste Ammoniak in Wechselwirkung mit den in Lösung befindlichen Ammonium-Ionen. Das Gleichgewicht wird stark vom pH-Wert und der Temperatur beeinflusst (NÖTZOLD, 2021). Gleichzeitig befindet sich das gelöste Ammoniak mit dem Ammoniak der Gasphase an der Grenzfläche zwischen Flüssig- und Gasphase in Wechselwirkung. Der Austausch mit der Gasphase hängt von der Konzentration des in der Lösung befindlichen Ammoniaks ab.

Abbildung 2 zeigt, dass mit steigender Temperatur und höherem pH-Wert das Gleichgewicht zugunsten von Ammoniak verschoben wird. Bei einer Temperatur von 20 °C und einem pH-Wert unter 7 liegt Stickstoff größtenteils als Ammonium vor, das in der Flüssigkeit gebunden bleibt. Mit steigendem pH-Wert entsteht Ammoniak, ein flüchtiges, stechend riechendes Gas, das an der Gülle- oder Gärrestoberfläche in die Atmosphäre entweicht. Bei einem pH-Wert von etwa 9 und einer Temperatur von 20 °C liegen Ammonium und Ammoniak jeweils zu gleichen Anteilen vor. Bei einem pH-Wert über 11 erfolgt nahezu die vollständige Umwandlung von Ammonium in Ammoniak.

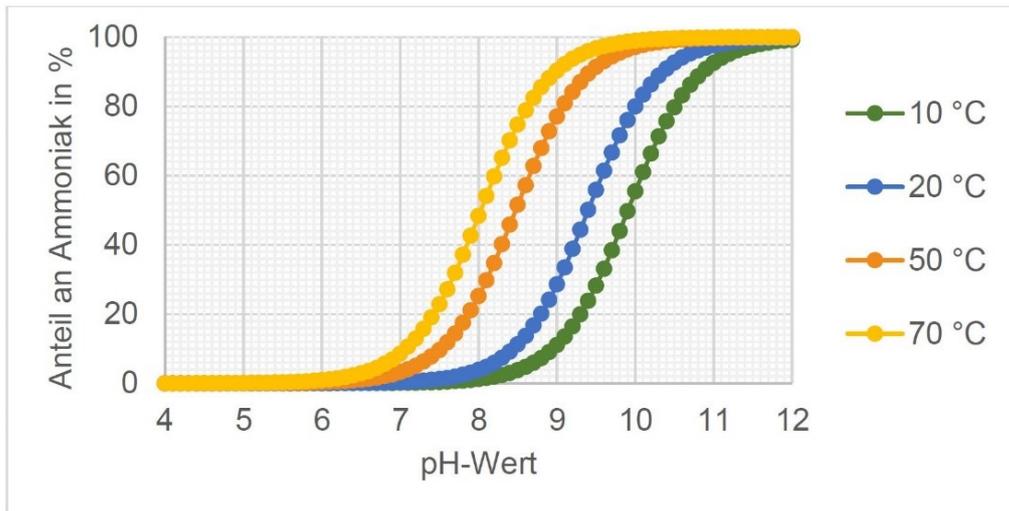


Abbildung 2: Ammoniak-Ammonium-Gleichgewicht in Wasser in Abhängigkeit des pH-Werts sowie der Temperatur (NÖTZOLD (2021))

Unter den für Gülle oder Gärrest typischen pH-Werten von 7 bis 8,5 überwiegt bei Temperaturen unter 10 °C Ammonium, da die Ammoniakbildung stark gehemmt ist. Zwischen 10 °C und 25 °C steigt der Ammoniakanteil allmählich an und nimmt ab 25 °C deutlich zu. Höhere Temperaturen fördern chemische und biologische Prozesse, insbesondere mikrobielle Abbauvorgänge in Gülle oder Gärrest. Dabei können basische Verbindungen wie Ammoniak freigesetzt werden, was zu einem Anstieg des pH-Wertes führt. Gärrest weist durch den Abbau von organischen Säuren allgemein einen höheren pH-Wert als Gülle auf. Die Kombination aus hohen Temperaturen und einem hohen pH-Wert führt zu einer deutlichen Zunahme der Ammoniakemissionen. Insgesamt wird der pH-Wert durch die Zusammensetzung von Gülle oder Gärrest sowie der darin enthaltenen Stoffe bestimmt.

Die Ammoniakemissionen werden auch durch die Luftbewegung über der Gülle- oder Gärrestoberfläche beeinflusst. Dabei spielen die Behältergeometrie, der Füllstand und die Windangriffsfläche eine entscheidende Rolle: Starker Wind trägt das freigesetzte Ammoniak schnell ab, wodurch die lokale Konzentration und damit der Partialdruck sinken. Da das Gleichgewicht zwischen gelöstem und gasförmigem Ammoniak gestört wird, kann zusätzliches Ammoniak aus Flüssigkeiten wie Gülle oder Gärresten nachströmen. Eine Reduzierung der Windgeschwindigkeit über der emissionsaktiven Oberfläche kann somit die Ammoniakemissionen verringern.

Die Ammoniakemissionen werden zusätzlich von der Feuchtigkeit der Gülle- oder Gärrestoberfläche beeinflusst. Während eine nasse Oberfläche die Verdunstung und Diffusion von Ammoniak begünstigt, kann eine trockene Fläche die Emissionen reduzieren, da der Austritt von Ammoniak aus der Flüssigkeit begrenzt wird.

Ammoniakverluste werden durch pH-Wert, Temperatur, Luftbewegung und Feuchtigkeit der Oberfläche bestimmt. Diese Faktoren wirken zusammen und beeinflussen die Ammoniakfreisetzung in die Umwelt und stellen somit zentrale Einflussgrößen dar, die gezielt genutzt werden können, um Ammoniakemissionen nachhaltig zu minimieren.

Nach der VDI 3894 Blatt 1 (2011) sind die gasförmigen Emissionen bei der Lagerung von Flüssigmist umso geringer,

- je kleiner der Behälterdurchmesser und die Windangriffsfläche an der Flüssigmistoberfläche sind (kostengünstige Behälterabmessungen ergeben sich bei einem Verhältnis von Höhe zu Durchmesser von 1:3 bis 1:4),
- je niedriger die Luftgeschwindigkeit über der Flüssigmistoberfläche ist (Windabschattung durch niedrigen Füllstand bzw. ein hohes Freibord, Eingrünung, Abdeckung),
- je niedriger die Temperatur des gelagerten Flüssigmists ist (Einsatz von Tiefbehältern, Abschattung; allerdings ist der Investitionsbedarf von Tiefbehältern im Vergleich zu Hochbehältern höher) und
- je weniger der Flüssigmist bewegt wird (Umpumpen, Homogenisieren).

Das Einleiten von Flüssigmist in Lagerbehälter hat bodennah zu erfolgen, um eine Unterspiegelbefüllung zu ermöglichen. Homogenisieren und Umpumpen von Flüssigmist sind auf ein Minimum zu reduzieren und bevorzugt bei Windrichtungen durchzuführen, bei denen die zu schützenden Immissionsorte nicht betroffen sind.

3.4 Geruchsemissionen

Gerüche aus der Tierhaltung entstehen durch den mikrobiellen Abbau organischer Stoffe wie Gülle, Festmist und Futterreste. Sie setzen eine Vielzahl chemischer Verbindungen frei, darunter Ammoniak, Schwefelwasserstoff, Methan und andere flüchtige organische Stoffe. Insbesondere in der Nähe von Stallungen, Gülle- und Gärrestlagerstätten sowie während der Ausbringung können Gerüche als störend empfunden werden. Gerüche können in der Regel zwar belästigend sein, sind in der Regel aber nicht gesundheitsgefährdend. Maßnahmen zur Reduzierung von Emissionen und der damit verbundenen Geruchsbelastung sind in entsprechenden untergesetzlichen Regelungen, wie z. B. der TA LUFT (2021), GERUCHSIMMISSIONS-RICHTLINIE (GIRL) (2008) und VDI 3894 BLATT 2 (2012) vorgeschrieben.

4 Bedeutung der Schwimmschicht

Nach der VDI 3894 BLATT 1 (2011) wird der Begriff „Schwimmdecke“ definiert als: Emissionsmindernde Abdeckung von Flüssigmistoberflächen, die sich insbesondere bei großen Anteilen an rohfaserreichen Futtermitteln (Heu, Silage) von selbst ausbildet (natürliche Schwimmschicht) oder durch Aufbringen von Strohhäckseln oder Schwimmkörpern aus Kunststoff oder Tonmaterialien künstlich erzeugt wird.

Rindergülle weist typischerweise einen Trockenmassegehalt von 6 bis 10 % auf und bildet in der Regel eine natürliche Schwimmschicht aus. Leichte feste Bestandteile, wie unverdaute Futterreste, Stroh und andere organische Materialien haben eine geringere spezifische Dichte als die flüssige Gülle und steigen nach oben. Zudem entstehen durch mikrobielle Zersetzungsprozesse Gase wie Methan und Kohlendioxid, die an den Partikeln haften und diese an die Oberfläche treiben. Wenn Gülle oder Gärrest über einen längeren Zeitraum im Lagerbehälter ruht, können sich die einzelnen Bestandteile stärker voneinander absetzen, was die Bildung einer Schwimmschicht begünstigt.

Die Schwimmschicht reduziert vor allem die Windangriffsfläche und wirkt als Barriere zur emissionsaktiven Oberfläche. Insbesondere eine trockene Schwimmschicht kann die Ammoniakemissionen erheblich verringern. Ab einer Dicke von etwa 3–5 cm beginnt der Austrocknungsprozess, während bei einer Dicke von 10 cm eine dauerhaft stabile Schicht vorhanden ist. Die Schwimmschicht kann dazu beitragen, die Erwärmung der Gülleoberfläche durch Sonneneinstrahlung und hohe Umgebungstemperaturen zu verringern.

Relevanz für die landwirtschaftlichen Betriebe in Sachsen

Laut einer Abfrage der Landratsämter aus dem Jahr 2023 existieren in Sachsen etwa 330 Anlagen mit offenen Lagerbehältern. Bei zwei bis vier Bestandslagerbehältern pro Anlage ergibt das insgesamt etwa 1.000 Lagerbehälter. Die Ausbildung einer natürlichen Schwimmschicht führt dazu, dass Abdeckungen wie Schwimmfolie und Schwimmkörper in der Praxis nicht funktionieren und ungeeignet sind. Ein Zeltdach als feste Abdeckung kann aufgrund statischer Anforderungen nur mit erheblichem Aufwand nachgerüstet werden. Zudem ist das emissionsmindernde Zeltdach nicht gasdicht, um die Bildung eines explosionsfähigen Gasgemisches zu vermeiden. Für die Abdeckung mit Zeltdach oder Schwimmfolie wird nach eigenen Schätzungen in Sachsen ein Gesamtinvestitionsvolumen von etwa 75–100 Mio. Euro benötigt. Eine natürliche Schwimmschicht kann, sofern sie über geeignete Minderungseigenschaften verfügt, eine kostengünstige, überall durchführbare und bewirtschaftungsfreundliche Alternative darstellen.

5 Ziele der Emissionsmessungen

Mit den Vorgaben der novellierten TA LUFT (2021) wurde der geforderte Emissionsminderungsgrad für Ammoniak und Geruch von 80 % auf 85 % bei Altanlagen erhöht. Laut VDI 3894 BLATT 1 (2011) erzielt die natürliche Schwimmschicht bei Rindergülle oder -gärrest eine zuverlässige Minderung von 80 %. Die vorliegende Versuchsdurchführung sollte klären, ob durch natürliche Schwimmschichten auch die geforderte Emissionsminderung von mindestens 85 % erzielt werden kann. Dabei wurden sowohl die unterschiedliche Dicke als auch der Zustand der Schwimmschicht (trocken, feucht oder rissig) erfasst und in Kategorien eingeteilt. Zusätzlich sollten Erfahrungen zur Bildung der Schwimmschicht gesammelt und durch Einzelmessungen das Emissionsverhalten während der Schwimmschichtbildung bewertet werden. Die Messungen wurden systematisch über verschiedene Temperaturbereiche im Jahresverlauf durchgeführt. Dabei wurden präzise Messverfahren eingesetzt und durch eine umfassende Dokumentation mittels Drohnenaufnahmen ergänzt.

6 Versuchsaufbau und Durchführung

6.1 Beschreibung der Lagerbehälter für Gülle oder Gärrest

Die Messungen erfolgten bei Rindergülle an vier und bei Rindergärrest an drei Lagerbehältern mit jeweils unterschiedlichen Geometrien. Bei Rindergülle wurden ausschließlich Rundbehälter untersucht. Detailliertere Angaben zu den Lagerbehältern ist Tabelle 2 zu entnehmen. Die Rundbehälter waren unterschiedlich tief in die Erde eingelassen: Die Behälter von Betrieb 1 und 3 wurden teilweise mit Erde angeschüttet, während der Behälter von Betrieb 2 als Erdbehälter vollständig eingelassen war. Im Gegensatz dazu handelte es sich beim Behälter von Betrieb 4 um einen oberirdischen Behälter.

Tabelle 2: Beschreibung der Lagerbehälter für Rindergülle

Betrieb	Typ	Art der Gülle	Durchmesser m	Höhe m	Oberfläche m ²	nutzbares Lager- volumen ¹ m ³	Rühr- technik
1	Rundbehälter	Milchvieh	26	6	530	3.130	stationär
2		Jungrinder	24	6	450	2.670	stationär
3		Milchvieh	28	7	620	4.030	mobil
4		Milchvieh	22,5	5	400	1.710	mobil

1 – Nutzbares Lagervolumen = Gesamtlagervolumen minus Freibord von 20 cm

Bei der Gärrestlagerung wurden die Messungen an einem Rechteckbehälter sowie an zwei Rechtecktrapezbehältern durchgeführt. Die Rechtecktrapezbehälter waren vollständig in die Erde eingelassen. Genauere Angaben zu den Gärrestlagerbehältern sind in Tabelle 3 zu finden.

Tabelle 3: Beschreibung der Lagerbehälter für Rindergärrest

Be- trieb	Typ	Art des Gärrestes	Länge m	Breite m	Ober- fläche m ²	nutzbares Lager- volumen ¹ m ³	Rühr- technik
5	Rechteck- behälter	nur Rindergülle	50	24	1.200	3.860	stationär
6	Rechteck- trapez- behälter	nur Rindergülle	100	22	2.200	6.500	mobil
7		Rindergülle Maissilage Hühnerkot	65	29	1.885	5.980	mobil

1 – Nutzbares Lagervolumen = Gesamtlagervolumen minus Freibord von 20 cm

Bei der Berechnung des nutzbaren Lagervolumens sind sowohl das Freibord als auch der Restfüllstand des Behälters zu berücksichtigen. Bei der Güllelagerung mit einer wasserdurchlässigen Abdeckung, beispielsweise einer Schwimmschicht, wird ein Freibord von 20 cm benötigt (VDI 3894 BLATT 1 (2011) Nr. 4.2.5). Dieser Abstand beschreibt die Differenz zwischen der maximal zulässigen Füllhöhe und dem oberen Rand des Behälters. Der Sicherheitsabstand ist essenziell, um ein Überlaufen zu vermeiden, insbesondere bei starkem Regen oder durch Wellenbildung. Der Restfüllstand des Behälters hängt von der Art der Entleerung ab. Entweder bleibt ein Restfüllstand bestehen oder es liegt ein Pumpensumpf vor, der eine vollständige Entleerung des Behälters ermöglicht.

6.2 Aufbau des Messsystems

6.2.1 Seilsystem und Kletterausrüstung

Um die verschiedenen Messpunkte auf den Gülle- oder Gärrestlagerbehältern sicher mit der Messhaube zu erreichen, wurde eine Messtrasse errichtet und Seile quer über den Behälter gespannt (Abbildung 3). Die Seile wurden mittels Rollen geführt und an Traversen befestigt, die deutlich über die Behälterwand ragen mussten, um eine freie Bewegung der Messhaube bei allen Füllständen zu ermöglichen (Abbildung 4). Das Tragseil (weiß) diente der Führung und Stabilisierung. Zwei rote Seile ermöglichten die horizontale Bewegung der Messhaube über dem Lagerbehälter. Ein blaues Seil wurde eingesetzt, um die Messhaube vertikal auf der emittierenden Fläche abzusetzen. Die Messtrasse wurde von Mitarbeitern der BfUL installiert, die über eine spezielle Ausbildung verfügen.



Abbildung 3: Aufbau der an einem Güllebehälter befestigten Messtrasse mit den verschiedenen Tragseilen zur Bewegung der Messhaube



Abbildung 4: Befestigung der Messhaube an der Seilkonstruktion und Bewegung durch einen Rollschlitten

6.2.2 Funktionsweise der Messhaube

Zur Messung der gasförmigen Emissionen wurde eine Messhaube eingesetzt (Abbildung 5). Die Messung erfolgte in Anlehnung an die VDI 4285 Blatt 1 (2005) zur messtechnischen Erfassung diffuser Quellen. Die Messhaube aus Kunststoff hatte einen Durchmesser von 30,5 cm und eine Höhe von 11,4 cm. Sie bedeckte eine potenziell emittierende Fläche von 0,075 m² und wies ein Volumen von 0,009 m³ auf. Um eine gute Abdichtung zu gewährleisten, wurde am Rand der Messhaube ein Kragen aus flexiblem Synthetikgummi (EPDM) angebracht.



Abbildung 5: Foto der Messhaube mit Gummikragen und Beschwerung durch Gewichte bei Messung auf einer geschlossenen Schwimmschicht

Die Messung begann mit dem Aufsetzen der Messhaube auf der potenziell emittierenden Fläche, wobei darauf geachtet wurde, dass die Haube möglichst dicht aufliegt. Dafür wurden an der Messhaube Gewichte angebracht und ein flexibler Kragen sorgte für eine bessere Abdichtung. Das zu analysierende Gas wurde über den Querschnitt der Haube abgesaugt. Dabei sorgte ein perforierter Schlauch (S1, grüne Pfeile) für eine gleichmäßige Entnahme von der Fläche (Abbildung 6). Das Messgas wurde über einen 50 m langen PTFE-Schlauch mit einem Innendurchmesser von 4 mm zum FTIR-Messgerät transportiert und dort analysiert. Anschließend wurde das Gas unverändert über einen zweiten Schlauch (S2, oranger Pfeil) wieder unter die Haube geleitet und somit im Kreislauf geführt. Der Volumenstrom betrug etwa ein Liter pro Minute. Nach dem Aufsetzen der Messhaube erfolgte eine fünfminütige Messung, gefolgt von einer fünfminütigen Belüftung durch Anheben der Haube. Während der Belüftung sollte erneut eine möglichst niedrige Ausgangskonzentration der Gase erreicht werden. Messungen ohne Schwimmschicht führten unweigerlich zu einer Verschmutzung der Messhaube. Hier wurde besonders darauf geachtet, wieder eine geringe Ausgangskonzentration zu erhalten, wobei die Belüftungszeit in einigen Fällen verlängert wurden. An jedem Messpunkt wurden drei Wiederholungsmessungen durchgeführt und die Messzeiten sowie zusätzliche Randbedingungen in einem Protokoll dokumentiert. Zur Temperaturerfassung am Probenahmeort wurden zwei Thermoelemente am Haubenkörper befestigt. Sensor 1 maß die Temperatur unter der Haube (T1), die besonders im Sommer durch Sonneneinstrahlung stark ansteigen kann. Sensor T2 wurde etwa 4 cm tief in die Schwimmschicht eingeführt und registrierte je nach deren Dicke entweder die Temperatur der oberen Schwimmschicht oder der Gülle- bzw. Gärrestoberfläche.



Abbildung 6: Aufbau der Messhaube - Ansicht von unten

T1 – Temperatursensor Haubentemperatur,

T2 – Temperatursensor Schwimmschichttemperatur

S1 – perforierter Querschlauch zum Absaugen der Untersuchungsluft

S2 – Schlauch zur Rückführung der Untersuchungsluft

6.3 Gasmessung

6.3.1 Funktionsweise des FTIR-Messgeräts

Zur Analyse des Messgases wurde ein mobiles FTIR-Spektrometer (Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer) der Firma Bruker (Matrix MG 5) verwendet. Durch den Einsatz eines Interferometers lassen sich verschiedene Gase innerhalb einer einzigen Messung anhand ihrer spezifischen Wellenlängen analysieren. Die Konzentrationen von Ammoniak (NH_3), Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und Kohlendioxid (CO_2) wurden mittels kontinuierlicher Messung erfasst. Das Messgerät wurde so eingestellt, dass alle 30 Sekunden ein Wert bestimmt wird, der auf 128 Einzelmessungen basiert. Als qualitätssichernde Maßnahmen wurden durch die BfUL regelmäßige Überprüfungen des Gerätes mit zertifizierten Prüfgasen vorgenommen und vor jeder Messung ein Background mit Stickstoffgas erstellt.

6.3.2 Auswahl der Messpunkte

Die Auswahl der Messpunkte im Lagerbehälter erfolgte anhand der Beschaffenheit der Schwimmschichtoberfläche, sodass die unterschiedlichen Zustände der Fläche bestmöglich wiedergespiegelt wurden. Zur Beurteilung konnten Drohnenaufnahmen herangezogen werden. Hierbei wurde jeweils ein Messpunkt mit einer möglichst geschlossenen Schwimmschicht und soweit vorhanden weitere Messpunkte mit unterschiedlicher Oberfläche ausgewählt, um die unterschiedlichen Qualitäten der Schwimmschicht präzise zu erfassen und zu analysieren. Im Folgenden wird der Messpunkt der geschlossenen Schwimmschicht vereinfacht als „mit Schwimmschicht“ benannt. Zur Bestimmung der Emissionen eines offenen Lagerbehälters ohne Schwimmschicht wurde der Behälter aufgerührt, wodurch die Schwimmschicht teilweise zerstört wurde. Der Messpunkt mit offener und gerührter Oberfläche wird im Folgenden vereinfacht als „ohne Schwimmschicht“ bezeichnet. Etwa eine Stunde nach dem Homogenisieren begannen die drei Wiederholungsmessungen am Messpunkt ohne Schwimmschicht.

6.4 Geruchsmessung

6.4.1 Funktionsweise des Geruchsprobenehmers

Zur Geruchsprobenahme wurden zwei batteriebetriebene CSD 30 Probennehmer der Firma Olfasense verwendet, die den Vorgaben der VDI 3880 und DIN EN 13725 entsprechen (Abbildung 7). Die Probenahme erfolgte kontinuierlich über einen festgelegten Zeitraum mit einem Probenahmevermögen von 10 Litern. Der Probennehmer arbeitet nach dem Lungenprinzip. Das zu analysierende Gas wird dabei in einem Probenahmebeutel aus Nalophan gesammelt.



Abbildung 7:Foto des Geruchsprobenehmers CSD 30 mit gefülltem 10-Liter-Probenahmebeutel

6.4.2 Durchführung der Geruchsmessung

Mit der Messhaube und den angeschlossenen Schläuchen wurde Probenluft von der potentiell emittierenden Fläche mittels Unterdruck in den Probenahmebeutel gesaugt. Damit unter der Messhaube kein Vakuum entsteht und sich das Emissionsverhalten nicht verändert, wurde das abgesaugte Luftvolumen durch einen zweiten Schlauch zurückgeführt. Dabei wurde Umgebungsluft verwendet, welche als Vorbelastung (Hintergrund) bestimmt wurde. Während des Messzeitraums, jedoch stets vor dem Homogenisieren der Gülle oder des Gärrestes, wurde kontinuierlich Umgebungsluft in etwa fünf Meter Entfernung vom Behälter beprobt. Die Proben wurden über einen Zeitraum von 30 Minuten entnommen. Zur sicheren Erreichung der Geruchschwelle wurde das Probenahmevermögen erhöht und zwei 10-Liter-Probenahmebeutel gefüllt und gemeinsam als Hintergrundprobe analysiert. Die Vorbelastung der Umgebungsluft, also der Hintergrundgeruch, wurde von der gemessenen Geruchskonzentration abgezogen, um die tatsächliche Geruchswahrnehmung, die direkt auf die Quelle zurückzuführen ist, genauer zu bestimmen.

Bei der Geruchsprobe mit Schwimmschicht wurde auf dem Lagerbehälter ein Messpunkt mit einer möglichst gut ausgeprägten Schwimmschicht ausgesucht. Es wurde eine Doppelprobe entnommen, wobei

die Probennahme jeweils über einen Zeitraum von 10 Minuten erfolgte (Tabelle 4). Anschließend wurden die Proben separat analysiert.

Vor der Probennahme am Messpunkt ohne Schwimmschicht wurde die Gülle oder der Gärrest zunächst gerührt und eine Ruhezeit von mindestens zehn Minuten eingehalten. Auch hier wurde eine Doppelbestimmung mit einer Probenahmezeit von 10 Minuten durchgeführt. Die Geruchsprobe ohne Schwimmschicht diente als Referenz für die Gülle oder den Gärrest nach dem Homogenisieren im offenen Zustand.

Tabelle 4: Übersicht der Geruchsprobennahme

Schwimmschicht:	ohne (offen, gerührt)	mit (geschlossen)	Vorbelastung (Hintergrund)
Probenanzahl:	Doppelprobe		Einzelprobe
Probenahmezeit:	10 Minuten		30 Minuten

Die Geruchsproben wurden innerhalb von sechs Stunden nach der DIN EN 13725:2022 bei der IFU GmbH, einem privaten Institut für Analytik in Frankenberg/Sachsen, analysiert.

6.5 Aufzeichnung meteorologischer Daten

Die Wetterdaten wurden mit einer mobilen Wetterstation der Firma Ahlborn vom Typ FMA 510 (Siehe Anhang A 3 aufgezeichnet. Während des gesamten Messzeitraums erfasste ein Datenlogger in Zehnminutenintervallen die folgenden meteorologischen Parameter:

- Temperatur [°C]
- Globalstrahlung [W/m²]
- Luftfeuchte [% relative Luftfeuchte]
- Windrichtung [°]
- Windgeschwindigkeit [m/s]
- Regenmenge [mm]
- Luftdruck [hPa]

Bei der Analyse der Messergebnisse spielt insbesondere die durchschnittliche Außentemperatur eine entscheidende Rolle.

6.6 Messung der Gülle- oder Gärresttemperatur

Nach Abschluss der Messungen wurde an jedem Messtag die Gülle- oder Gärresttemperatur im aufgerührten Bereich mit einem Thermoelement Typ K (Eintauchtiefe ca. 1 m) und einem Datenlogger Almemo 2690-8A aufgezeichnet.

Für die jahreszeitliche Einteilung der Messungen erwies sich die durchschnittliche Tagestemperatur, wie sie bei Emissionsmessungen im Stall verwendet wird, als ungeeignet. Ein Grund dafür ist, dass die Temperatur von Gülle oder Gärrest in Lagerbehältern verzögert auf Veränderungen der Außentemperatur reagiert, insbesondere dann, wenn die Behälter in die Erde eingelassen sind. Hochbecken, die aus der Erde herausragen, passen sich deutlich schneller an Veränderungen der Außentemperatur an, da sie weniger isoliert sind und direkter mit der Umgebungsluft in Kontakt stehen. Die Temperaturen von Gülle oder Gärrest beeinflussen maßgeblich die Ammoniakbildung.

Daher erfolgte die Einteilung der Messungen anhand der Gülle- oder Gärresttemperatur und wurden den Temperaturbereichen Winter, Übergang und Sommer zugeordnet (Tabelle 5). Güllebehälter mit Gülletemperaturen unter 8 °C wurden dem Winter, solche zwischen 8 und 20 °C der Übergangszeit und Temperaturen über 20 °C dem Sommer zugewiesen. Für Gärrest wurden andere Temperaturbereiche ausgewählt, da regelmäßig warmer Gärrest in die Lagerbehälter eingeleitet wird. Die Messungen wurden entsprechend folgender Kategorien zugeordnet: Temperaturen unter 20 °C gelten als Winterbedingungen (Dezember, Januar, Februar), Werte zwischen 20 und 30 °C repräsentieren die Übergangszeit (März, April, Mai, Juni / Oktober, November), während Temperaturen über 30 °C dem Sommer (Juli, August, September) zugeordnet sind. Für die Berechnung der Tagesanzahl wurde ein Monat mit 30 Tagen zugrunde gelegt.

Tabelle 5: Einordnung der Messungen in unterschiedliche Temperaturbereiche und jahreszeitliche Zuordnung

jahreszeitliche Zuordnung	Rindergülle	Rindergärrest	Monate	Tage
	Temperaturbereich			
Winter	< 8 °C	< 20 °C	Dezember, Januar, Februar	90
Übergang	8 - 20 °C	20 - 30 °C	März, April, Mai, Juni / Oktober, November	180
Sommer	> 20 °C	> 30 °C	Juli, August, September	90

6.7 Analyse der Gülle- oder Gärrestproben

Die Gülle- oder Gärrestproben wurden, sofern technisch machbar, nach der Homogenisierung entnommen. Es wurde angestrebt, Proben aus unterschiedlichen Tiefen der Lagerbehälter zu entnehmen, um eine möglichst repräsentative Analyse zu gewährleisten. Die Proben wurden mit einem speziellen Probenehmer, ausgestattet mit Pendelbecher und Teleskopstange, entnommen, kühl gelagert und noch am selben Tag ins Labor transportiert. Die Analyse wurde von der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft durchgeführt, Geschäftsbereich 4: Landwirtschaftliches Untersuchungswesen, Fachbereich 41: Boden und Düngemittel. Gemessen wurden die Werte für Trockensubstanz, Gesamt-Stickstoff, Ammoniumstickstoff, Gesamt-Kohlenstoff, pH-Wert und Glühverlust.

6.8 Erstellung von Drohnenaufnahmen

Für die Dokumentation der Oberfläche der Lagerbehälter wurde die Drohne DJI Mavic 3E verwendet, die mit einer Kamera ausgestattet ist, die sowohl ein Weitwinkel- als auch ein Teleobjektiv besitzt. Durch systematische Überflüge konnten aus mindestens 100 Einzelbildern sogenannte Orthomosaike erstellt werden, die die Schwimmschicht des gesamten Lagerbehälters in guter Auflösung beschreiben. An definierten Messpunkten wurden hochauflösende Einzelaufnahmen angefertigt, um die Beschaffenheit der Schwimmschicht eindeutig bewerten zu können. Die GPS-Koordinaten jedes orthogonal aufgenommenen Bildes wurden mithilfe eines RTK-Moduls (Real-Time Kinematic) präzise bestimmt. Mit der Software QGIS wurden die Ortho-Fotos der Lagerbehälter ausgewertet. Dadurch konnten die genaue Lage der Messpunkte, die verschiedenen Flächenanteile der Schwimmschicht und deren Oberflächenstruktur genau analysiert werden.

7 Auswertung

7.1 Auswertung der Gasmessung

Die Analyse der mit dem FTIR-Spektrometer gemessenen Gase konzentriert sich ausschließlich auf Ammoniak. Die Quellstärke berechnete sich aus der Konzentrationsänderung während eines bestimmten Messzeitraums, bezogen auf das Volumen und die Fläche der Messhaube (Formel 1). Dabei wurde aus zwei aufeinanderfolgenden Messwerten mit dem höchsten Anstieg das sogenannte Worst-Case-Szenario ermittelt. Erstreckte sich der lineare Anstieg über mehrere Messwerte, wurde dieser Wert für die Auswertung herangezogen. Die Quellstärke zeigt also, wie viel Ammoniak eine bestimmte Quelle in einem festgelegten Zeitraum abgibt, und ist gleichbedeutend mit dem Ammoniakemissionsfaktor.

Die flächenbezogene Quellstärke berechnet sich nach der in der VDI 4285 BLATT 1 (2005) angegebenen Formel 1:

$$q = ((c_2 - c_1) * V_{Haube}) / (A_h * \Delta t) \quad (1)$$

Dabei ist:

- q flächenbezogene Quellstärke [$\text{mg}/\text{m}^2 * \text{s}$]
- c_1, c_2 Konzentrationswert zum Zeitpunkt 1 bzw. Zeitpunkt 2 [mg/m^3]
- V_{Haube} Volumen der Haube [m^3]
- A_H von der Haube abgedeckte Fläche [m^2]
- Δt Zeitspanne zwischen den beiden Konzentrationsmessungen [s]

Die Quellstärke entspricht dem Ammoniakemissionsfaktor eines Messpunktes und wurde in der Regel aus drei Einzelmessungen ermittelt. Abbildung 8 zeigt ein Beispiel für drei Wiederholungsmessungen an einem Messpunkt und veranschaulicht den linearen Anstieg zwischen zwei Messwerten innerhalb eines definierten Zeitraums.

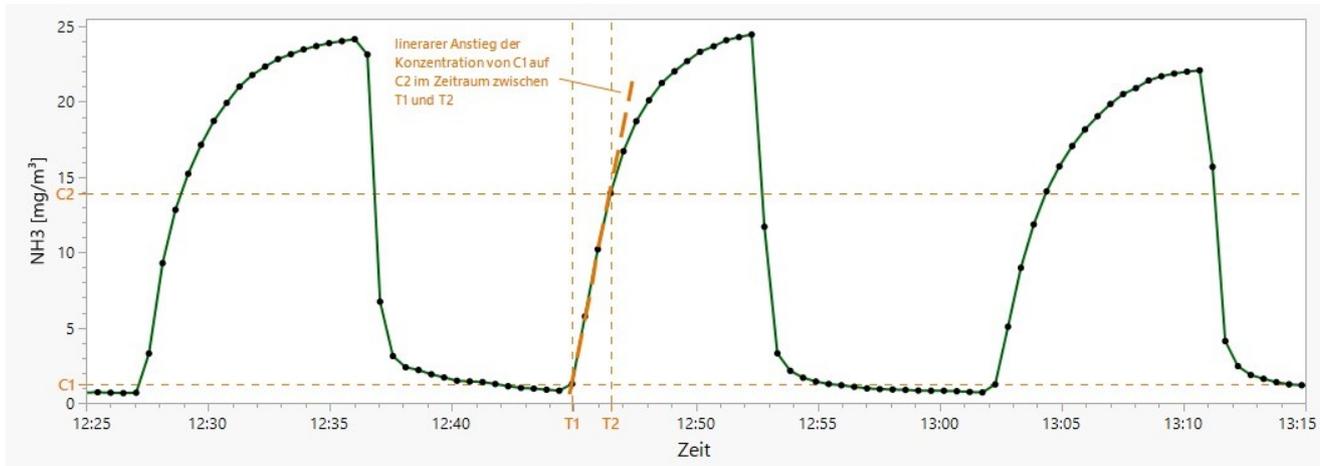


Abbildung 8: Beispielhafte Darstellung von drei Wiederholungsmessungen an einem Messpunkt sowie eines linearen Konzentrationsanstiegs innerhalb eines definierten Zeitraums

7.2 Auswertung der Geruchsmessung

Berechnung des Geruchsemissionsfaktors

Zur Berechnung des Geruchsemissionsfaktors wurde zunächst die ermittelte Vorbelastung der Umgebungsluft, als Hintergrund bezeichnet, von der Geruchsstoffkonzentration mit und ohne Schwimmschicht abgezogen. Anschließend wurde die Geruchsstoffkonzentration $[GE/m^3]$ mit dem Volumenstrom unter der Messhaube $[m^3/s]$ in Beziehung gesetzt. Der erhaltene Wert $[GE/s]$ bezieht sich auf die von der Messhaube abgedeckte Fläche und wird auf einen Quadratmeter umgerechnet.

Der Geruchsemissionsfaktor berechnet sich nach der in der VDI 3880 (2011) angegebenen Formel 2:

$$E_{Geruch} = (K_{Ger} - K_V) * Q_{Haube} * (1/A_H) \quad (2)$$

Dabei ist:

- E_{Geruch} Emissionsfaktor Geruch $[GE/m^2s]$
- K_{Ger} Geruchsstoffkonzentration $[GE/m^3]$ der emittierenden Fläche
- K_V Geruchsstoffkonzentration $[GE/m^3]$ der Umgebungsluft (Vorbelastung)
- Q_{Haube} Volumenstrom unter der Haube $[m^3/s]$
- A_H von der Haube abgedeckte Fläche $[m^2]$

8 Darstellung und Bewertung der Ergebnisse

8.1 Ergebnisse der Messung der Gülle- und Gärresttemperatur

An jedem der 29 Messtage wurde die Temperatur von Gülle und Gärrest gemessen und anschließend den entsprechenden Temperaturbereichen zugeordnet: Bei Gülle erfolgten fünf Messungen im Winter, neun in der Übergangszeit und vier im Sommer (Tabelle 6). Bei Gärrest wurden drei Messungen im Winter, fünf in der Übergangszeit und drei im Sommer durchgeführt.

Tabelle 6: Anzahl der Messungen von Gülle oder Gärrest über die verschiedenen Temperaturbereiche und Zuordnung zu den Jahreszeiten

jahreszeitliche Zuordnung	Rindergülle		Rindergärrest	
	Temperaturbereich	Anzahl der Messungen	Temperaturbereich	Anzahl der Messungen
Winter	< 8 °C	5	< 20 °C	3
Übergang	8 - 20 °C	9	20 - 30 °C	5
Sommer	> 20 °C	4	> 30 °C	3
Summe		18		11

Die durchschnittliche Temperatur im Lagerbehälter betrug bei Gülle 16 °C und bei Gärrest 24 °C (Tabelle 7). Die im Winter gemessenen Tiefstwerte zeigten nur geringe Unterschiede von 5 °C bei Gülle und 6,5 °C bei Gärrest. Im Sommer stiegen die Temperaturen im Lagerbehälter bei Gülle auf maximal 25 °C, während bei Gärrest Spitzenwerte von bis zu 36 °C gemessen wurden. Die Schwankungsbreite der minimalen und maximalen Temperatur im Lagerbehälter für Gärrest beträgt rund 30 °C und ist damit deutlich höher als die bei Rindergülle mit 10 °C.

Tabelle 7: Übersicht der durchschnittlichen Temperatur von Gülle oder Gärrest im Lagerbehälter

	Rindergülle	Rindergärrest	
durchschnittliche Temperatur	16	24	°C
Temperatur Min	5	6,5	°C
Temperatur Max	25	36	°C

8.2 Ergebnisse der Gülle- und Gärrestanalysen

Insgesamt wurden 12 Rindergülle- und 8 Gärrestproben im Labor untersucht. Die detaillierten Untersuchungsergebnisse sind im Anhang A 4 für Rindergülle und Anhang A 5 für Gärrest dargestellt. Die Analysen ergaben einen durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt von 6,5 % in der Rindergülle und 4,1 % im Gärrest (Tabelle 8). Der Gesamtstickstoffgehalt ist in Gülle oder Gärrest mit 0,31 % identisch, jedoch weist Gärrest einen um 30 % höheren Gehalt an Ammoniumstickstoff auf. Während der Gesamtkohlenstoffgehalt in den Gülleproben 43 % beträgt, sind nach der Vergärung nur noch 31 %. Der durchschnittliche pH-Wert der Rindergülle lag bei 7,6 und bei Gärrest bei 8,0.

Tabelle 8: Übersicht der durchschnittlichen Analyseergebnisse der Gülle- und Gärrestproben

	Rindergülle	Rindergärrest	
Trockensubstanz	6,5	4,1	%
Gesamtstickstoff	0,31	0,31	%
Ammoniumstickstoff	0,13	0,17	%
Gesamt-Kohlenstoff	43,3	31,3	% in TM
pH-Wert	7,6	8,0	
Glühverlust	82,1	70,1	% in TM

8.3 Ergebnisse der Ammoniakmessung

8.3.1 Bestimmung des Ammoniakemissionsfaktors unter Berücksichtigung der verschiedenen Temperaturbereiche im Jahresverlauf

Rindergülle

Die Messungen bei Rindergülle erstreckten sich über 18 Messtage, die verschiedenen Temperaturbereichen zugeordnet sind (Tabelle 9). Insgesamt wurden 59 Messpunkte erfasst und entsprechend den Temperaturbereichen sowie der Schwimmschichtdicke klassifiziert (Tabelle 10).

Tabelle 9: Anzahl der Messtage und ihre Klassifizierung nach Temperaturbereichen bei Rindergülle

	Winter	Übergang	Sommer	Summe
Anzahl der Messtage	5	9	4	18

Tabelle 10: Einordnung der Messpunkte nach Temperaturbereichen und Schwimmschichtdicke bei Rindergülle

	Winter	Übergang	Sommer	Summe
offen (Referenz)	5	11	4	20
> 10 cm	9	4	3	16
5-10 cm	3	3	1	7
> 5 cm	2	11	3	16
Anzahl der Messpunkte	19	29	11	59

Unter Berücksichtigung der Anzahl der Tage in den jeweiligen Temperaturbereichen (Winter, Übergang, Sommer) beträgt der durchschnittliche Ammoniakemissionsfaktor für Rindergülle im Jahresverlauf 1,5 g/(m²d) (Tabelle 11). Eine Schwimmschicht von mehr als 10 cm verringerte die Emissionen auf 0,08 g/(m²d), während eine 5-10 cm dicke Schicht die Emissionen auf 0,55 g/(m²d) reduzierte. Eine dünnere Schwimmschicht senkte die Emissionen auf 0,60 g/(m²d). Damit verringerte eine geschlossene Schwimmschicht von über 10 cm die Ammoniakemissionen durchschnittlich um etwa 95 %, eine Schicht von 5-10 cm um 63 % und eine dünne Schwimmschicht unter 5 cm um 60 %.

Tabelle 11: Ammoniakemissionsfaktoren und Minderungsrate für Rindergülle im Jahresverlauf

Kategorie				ohne Schwimms.	mit Schwimmschicht		
Dicke				(Referenz)	> 10 cm	5 - 10 cm	< 5 cm
Zustand				offen	trocken	teilw. rissig	oft feucht
jahreszeitliche Zuordnung	Temperaturbereich	Anzahl Tage	Mess-tage	g/(m ² d)			
Winter	< 8 °C	90	5	0,67	0,009	0,025	0,15
Übergang	8 - 20 °C	180	9	1,50	0,10	0,25	0,71
Sommer	> 20 °C	90	4	2,36	0,092	1,67	0,82
Summe		360	18				
NH₃-Emissionsfaktor in g/(m²d)				1,51	0,08	0,55	0,60
NH₃-Minderung in %				Referenz	94,9%	63,6%	60,5%

Rindergärrest

Die Ergebnisse für Rindergärrest beruhen auf 11 Messtagen (Tabelle 12). Insgesamt wurden 36 Messpunkte erfasst und den jeweiligen Temperaturbereichen und der Schwimmschichtdicke zugeordnet (Tabelle 13).

Tabelle 12: Anzahl der Messtage und ihre Klassifizierung nach Temperaturbereichen bei Rindergärrest

	Winter	Übergang	Sommer	Summe
Anzahl der Messtage	3	5	3	11

Tabelle 13: Einordnung der Messpunkte nach Temperaturbereichen und Schwimmschichtdicke bei Rindergärrest

	Winter	Übergang	Sommer	Summe
offen (Referenz)	3	5	3	11
> 10 cm	4	7	2	13
5-10 cm	1	2	2	5
> 5 cm	3	2	2	7
Anzahl der Messpunkte	11	16	9	36

Bei Rindergärrest wurde ein durchschnittlicher Ammoniakemissionsfaktor ohne Schwimmschicht von etwa 5,1 g/(m²d) ermittelt (Tabelle 14). Bei einer Schwimmschicht von mehr als 10 cm wurde ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von 0,02 g/(m²d) festgestellt, was einer Reduktion von 99 % entspricht. Eine 5-10 cm dicke Schwimmschicht reduzierte den Emissionsfaktor auf 0,54 g/(m²d) und die Emissionen um 89 %. Dünne Schwimmschichten unter 5 cm wiesen Emissionswerte von 3,3 g/(m²d) auf und minderten die Emissionen lediglich um 35 %.

Tabelle 14: Ammoniakemissionsfaktoren und Minderungsrate für Rindergärrest im Jahresverlauf

Kategorie				ohne Schwimms.	mit Schwimmschicht		
Dicke				(Referenz)	> 10 cm	5 - 10 cm	< 5 cm
Zustand				offen	trocken	teilw. rissig	oft feucht
jahreszeitliche Zuordnung	Temperaturbereich	Anzahl Tage	Messtage	g/(m ² d)			
Winter	< 20 °C	90	3	3,05	0,001	0,068	3,13
Übergang	20 - 30 °C	180	5	4,81	0,05	0,47	2,40
Sommer	> 30 °C	90	3	7,90	0,003	1,17	5,38
Summe		360	11				
NH₃-Emissionsfaktor in g/(m²d)				5,14	0,02	0,54	3,33
NH₃-Minderung in %				Referenz	99,5%	89,4%	35,3%

Der Vergleich der verschiedenen Temperaturbereiche bestätigt den erwarteten Anstieg der Ammoniakemissionen bei steigenden Temperaturen. Im Vergleich zum Sommer sind die Emissionen in der Übergangszeit um etwa 40 % und im Winter um 60-80 % geringer.

In der VDI 3894 BLATT 1 (2011) wird in Tabelle 25 für Flüssigmistlager mit offener Oberfläche, das heißt ohne Schwimmschicht, ein Ammoniakemissionsfaktor von $6 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ angegeben. Allerdings wird darauf hingewiesen, dass dieser Wert aus der Literatur übernommen wurde und noch einer weiteren Validierung bedarf. Dieser Emissionsfaktor ließ sich durch die vorliegenden Ergebnisse nicht bestätigen, da für Rindergülle in einem offenen Behälter ein Wert von lediglich $1,5 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ ermittelt wurde. Allerdings bewegt sich der Emissionsfaktor für Rindergärrest mit $5,1 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ in einer vergleichbaren Größenordnung. Der im Vergleich zu Rindergülle höhere Emissionsfaktor bei Gärrest ist auf dessen allgemein größeres Emissionspotenzial zurückzuführen. Bei den vorliegenden Untersuchungen hatte Gärrest im Vergleich zu Gülle eine um 8 °C höhere mittlere Temperatur, einen um 0,4 höheren pH-Wert und einen etwa 30 % höheren Ammoniumstickstoffgehalt.

Die detaillierten Ergebnisse der Ammoniakmessungen für die einzelnen Messtage und -punkte sind in Anhang A 6 für Rindergülle und Anhang A 7 für Rindergärrest dargestellt.

8.3.2 Berücksichtigung der verschiedenen Flächenanteile eines Lagerbehälters

Bei der Emissionsminderung durch eine Schwimmschicht mit einer Dicke von über 10 cm ist zu beachten, dass auf einem Gülle- oder Gärrestlagerbehälter auch Bereiche mit geringerer Abdeckung vorhanden sind, insbesondere in der Nähe des Einlasses oder entlang der Behälterwand. Diese variierenden Flächenanteile beeinflussen den Emissionsfaktor des gesamten Lagerbehälters.

Beispiel unter Berücksichtigung der Flächenanteile unterschiedlicher Schwimmschichtzustände in einem Rundbehälter

Bei der Auswertung der Flächenanteile mit dem Programm QGIS wurden die verschiedenen Messpunkte den jeweiligen Flächenanteilen zugeordnet. Abbildung 9 zeigt, dass die Schwimmschicht am Einlauf des Lagerbehälters offen ist und sich daran ein begrenzter Bereich mit rissiger Struktur anschließt. Die Hauptfläche des Behälters ist hingegen mit einer geschlossenen Schwimmschicht von über 10 cm Dicke bedeckt. Die Messung wurde im Winter bei durchschnittlichen Außentemperaturen von 3 °C und einer Gülletemperatur von 8 °C durchgeführt.

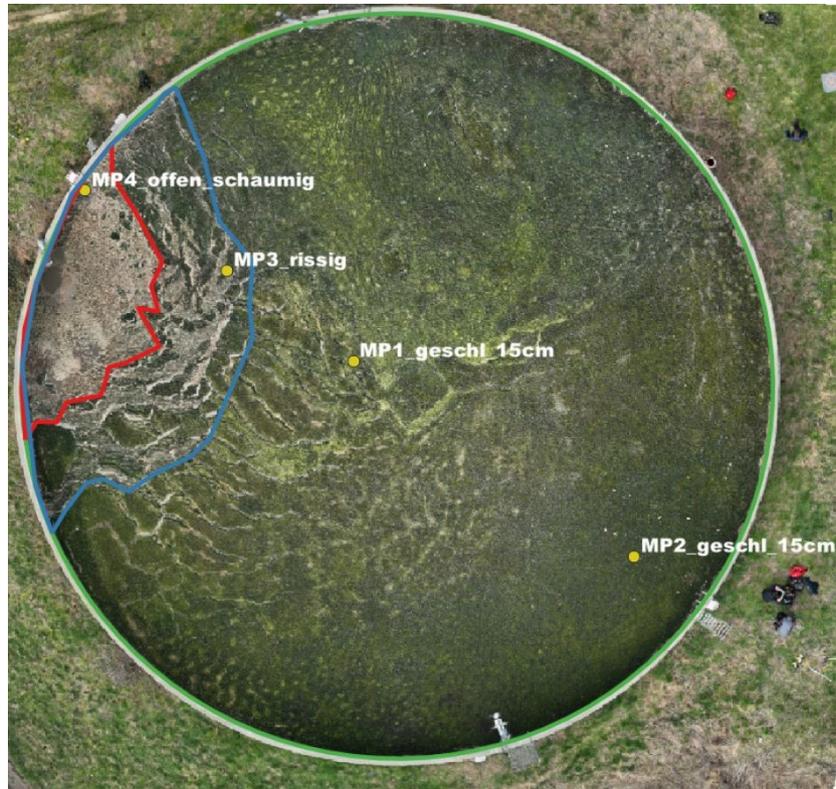


Abbildung 9: Darstellung der unterschiedlichen Messpunkte und Flächenanteile eines Rundbehälter

Die Schwimmschicht an den Messpunkten 1, 2 und 3 wies Ammoniakemissionsfaktoren von 0,004 bzw. 0,001 g/(m²d) auf und erzielte damit eine Emissionsminderung von etwa 99 % im Vergleich zum Zustand nach dem Homogenisieren. Im Gegensatz dazu zeigte die Fläche am Einlauf einen höheren Emissionsfaktor von 0,16 g/(m²d) und eine geringere Minderung von rund 78 % (Tabelle 15). Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Flächenanteile der Messpunkte ergibt sich für den gesamten Lagerbehälter zu diesem Zeitpunkt eine durchschnittliche Emissionsminderung von etwa 98 %. Damit liegt dieser Wert nur geringfügig unter der Emissionsminderung der geschlossenen Schwimmschicht.

Tabelle 15: Berechnung der durchschnittlichen Ammoniakemissionen und der Emissionsminderung bei Lagerbehältern mit Rindergülle

Kategorie	mit Schwimmschicht		
	> 10 cm	ca. 10 cm	< 5 cm
Dicke			
Zustand	trocken	rissig	schaumig

Messpunkte	MP1 + MP2	MP3	MP4	Summe
Flächenanteile in m ²	451	51	28	530
Flächenanteile in %	85 %	10 %	5 %	100
NH₃-Emissionen in g/(m²d)	0,004	0,001	0,16	
NH₃-Minderung in %	99,5%	99,9%	77,7%	

NH₃-Minderung über die Flächenanteile	98,4%
---	--------------

Die moderate Reduktion der Emissionen in Bereichen mit dünneren Schwimmschichten ist darauf zurückzuführen, dass auch Schichten mit einer Dicke unter 10 cm Emissionsminderungen zwischen 34 % und 89 % erzielen können. Basierend auf den vorliegenden Ergebnissen und der Analyse der unterschiedlichen Schwimmschichtzustände lässt sich davon ausgehen, dass eine überwiegend geschlossene Schwimmschicht die in der TA LUFT (2021) geforderte Emissionsminderung von 85 % sicher erreicht (siehe Anhang A 8).

8.4 Ergebnisse der Geruchsmessung

Bei den Geruchsproben wurden Doppelproben mit und ohne Schwimmschicht entnommen. Die Probenahmen „mit Schwimmschicht“ wurden jeweils an der deutlichsten ausgeprägten Schwimmschicht im Lagerbehälter durchgeführt, selbst wenn diese in manchen Fällen nur eine geringe Dicke aufwies. Die Probe „ohne Schwimmschicht“ wurde etwa 10 bis 30 Minuten nach dem Homogenisieren entnommen. Bei Rindergülle wurden 16 auswertbare Messungen mit vorhandener Schwimmschicht durchgeführt. Dabei wiesen fünf eine Schichtdicke von über 10 cm auf, zwei lagen zwischen 5-10 cm, und neun hatten eine Dicke unter 5 cm (Tabelle 16). Von den zehn durchgeführten Messungen an Gärrest wiesen acht eine Schwimmschicht über 10 cm auf, während nur zwei eine Dicke von unter 5 cm hatten. Die Geruchsmessungen wurden anhand der Anzahl der Tage innerhalb der unterschiedlichen Temperaturbereiche ausgewertet.

Tabelle 16: Verteilung der Messungen von Rindergülle oder -gärrest mit Schwimmschicht auf die unterschiedlichen Dicken der Schwimmschicht

Schwimmschicht	Rindergülle				Rindergärrest			
	> 10 cm	5-10 cm	< 5 cm	Summe	> 10 cm	5-10 cm	< 5 cm	Summe
Winter	2	2		4	2		1	3
Übergang	3		5	8	4			4
Sommer			4	4	2		1	3
Anzahl der Messungen	5	2	9	16	8		2	10

Bei den Geruchsproben ergab sich für Rindergülle ohne Schwimmschicht ein durchschnittlicher Ammoniakemissionsfaktor von 5,4 GE/(m²s) (Tabelle 17). Im Gegensatz dazu wies die Rindergülle mit Schwimmschicht einen Geruchsemissionsfaktor von 0,30 GE/(m²s) auf, was einer durchschnittlichen Minderung von 94 % entspricht.

Tabelle 17: Ergebnisse der Geruchsmessung mit und ohne Schwimmschicht bei Rindergülle

Kategorie			ohne Schwimmschicht (Referenz)			mit Schwimmschicht			Geruchs- minde- rung
jahreszeitliche Zuordnung	Temperaturbereich	Anzahl Tage	Mess-tage	GE/m ³ -HG ¹	GE/(m ² s)	Mess-tage	GE/m ³ -HG ¹	GE/(m ² s)	in %
Winter	< 8 °C	90	4	18.400	8,2	4	1.000	0,4	94,6%
Übergang	8 - 20 °C	180	7	9.700	4,3	8	400	0,2	95,8%
Sommer	> 20 °C	90	5	10.400	4,6	4	870	0,4	91,6%
Summe		360	16			16			
gewogener Mittelwert über Anzahl Tage				12.100			670		
Geruchsemissionsfaktor in GE/(m²s)					5,4			0,30	94,4%

¹ Die tatsächliche Geruchswahrnehmung der Quelle wurde ermittelt, indem die Vorbelastung der Umgebungsluft als Hintergrund (HG) von der Geruchskonzentration der Quelle subtrahiert wurde.

Für Gärrest wurde ohne Schwimmschicht ein Emissionsfaktor von 2,5 GE/(m²s) und mit Schwimmschicht von 0,04 GE/(m²s) ermittelt (Tabelle 18). Dies entspricht einer durchschnittlichen Geruchsmin- derung von 98 %.

Tabelle 18: Ergebnisse der Geruchsmessung mit und ohne Schwimmschicht bei Rindergärrest

Kategorie			ohne Schwimmschicht (Referenz)			mit Schwimmschicht			Geruchs- minde- rung
jahreszeitliche Zuordnung	Temperaturbereich	Anzahl Tage	Mess-tage	GE/m ³ -HG ¹	GE/(m ² s)	Mess-tage	GE/m ³ -HG ¹	GE/(m ² s)	in %
Winter	< 20 °C	90	3	6.000	2,7	3	120	0,05	98,0%
Übergang	20 - 30 °C	180	4	5.900	2,6	4	40	0,02	99,3%
Sommer	> 30 °C	90	3	4.400	1,9	3	110	0,05	97,4%
Summe		360	10			10			
gewogener Mittelwert über Anzahl Tage				5.500			80		
Geruchsemissionsfaktor in GE/(m²s)					2,5			0,04	98,6%

¹ Die tatsächliche Geruchswahrnehmung der Quelle wurde ermittelt, indem die Vorbelastung der Umgebungsluft als Hintergrund (HG) von der Geruchskonzentration der Quelle subtrahiert wurde.

Bei Rindergülle ohne Schwimmschicht wurde mit 5,4 GE/(m²s) ein mehr als doppelt so hoher Emissi- onswert gemessen wie bei Gärrest mit 2,5 GE/(m²s). In der VDI 3894 BLATT 1 (2011) Tabelle 23, wird für Flüssigmistaußenlager mit offener Oberfläche ein Geruchsemissionsfaktor von 3 GE/(m²s) angegeben. In der EMISSIONSDATENBANK SACHSEN (2008) sind Emissionsfaktoren von 5 GE/(m²s) für Rindergülle verzeichnet, wobei daraus ein um 30 % reduzierter Wert von 3,5 GE/(m²s) für Gärrest abgeleitet wurde.

Die gemessenen Werte für die offene Oberfläche bei Rindergülle oder -gärrest liegen somit in dem angegebenen Bereich. Die geringere Geruchsintensität von Gärresten im Vergleich zu Rindergülle ist wissenschaftlich belegt und allgemein anerkannt.

Der höhere Emissionsfaktor von $0,3 \text{ GE}/(\text{m}^2\text{s})$ bei Rindergülle mit Schwimmschicht im Vergleich zu $0,04 \text{ GE}/(\text{m}^2\text{s})$ bei Gärrest könnte auf den höheren Anteil dünner Schwimmschichten unter 5 cm zurückzuführen sein. Generell zeigt sich jedoch, dass selbst dünne Schwimmschichten eine effektive Barriere gegen Gerüche darstellen.

Eine Abhängigkeit der Geruchsemissionen von den Gülle- oder Gärresttemperaturen, bezeichnet als Sommer-, Übergangs- und Wintermessung, konnte nicht nachgewiesen werden.

9 Diskussion und Ausblick

Die durchgeführten Messungen mit der eingesetzten kontinuierlichen, hochaufgelösten FTIR-Messmethode lieferten qualitativ hochwertige Ergebnisse. Die eingesetzte Messhaube wurde aufgrund ihrer optimalen Handhabung unter den gegebenen Praxisbedingungen ausgewählt. Die hohe Reproduzierbarkeit der Messergebnisse bestätigt die Validität der verwendeten Messmethode. Die Durchführung der Messungen sowie die Wartung und Reinigung der Messinstrumente erfolgten durch qualifiziertes Fachpersonal der BfUL, wodurch eine methodisch einwandfreie Datenerhebung an Lagerbehältern unter realen Einsatzbedingungen sichergestellt wurde. Die Emissionsfaktoren wurden gemäß den Vorgaben der einschlägigen Normen berechnet. Im Rahmen der vorliegenden Praxisbedingungen wurde die Messmethode systematisch optimiert, um eine maximale Genauigkeit und Relevanz der Messergebnisse zu gewährleisten. Eine maßgebliche oder systematische Beeinflussung durch weitere Faktoren kann somit ausgeschlossen werden.

Die gemessenen Ammoniakemissionsfaktoren bei offenen Lagern ohne Schwimmschicht liegen bei 1,5 g/(m²d) für Rindergülle und 5,4 g/(m²d) für Rindergärrest. Unabhängig von einer weiteren Evaluierung der Emissionsfaktoren, sind diese Ausdruck für den erreichten technischen und physiologischen Fortschritt gegenüber den Annahmen der VDI 3894, BLATT 1 (2011) von 6 g/(m²d). Die deutliche Reduktion der absoluten Ammoniakemissionen aus der Rinderhaltung ist vor allem auf die Weiterentwicklung der Haltungssysteme, eine zunehmend bedarfsgerechte Fütterung sowie die Zucht auf eine höhere Nutzungseffizienz und Nährstoffverwertung zurückzuführen. Neben dem Rückgang der Tierbestände trägt somit auch dieser Fortschritt maßgeblich zur sinkenden Ammoniakemission aus der Nutztierhaltung bei.

Schwimmschichten mit einer Dicke von über 10 cm führen zu einer deutlichen Emissionsreduktion, um etwa 95 % bei Rindergülle und 99 % bei Rindergärrest. Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass Lagerbehälter häufig auch Bereiche mit dünneren Schwimmschichten aufweisen, z. B. am Einlauf oder im Jahresverlauf, wenn die Schwimmschicht durch die Ausbringung der Wirtschaftsdünger zerstört wird und sich erst wieder neu bilden muss. Dadurch fällt die tatsächliche Emissionsminderung im Praxisbetrieb im Jahresmittel geringer aus als unter idealen Bedingungen. Dennoch gewährleisten Schwimmschichten mit einer Dicke von mindestens 10 cm auch unter realen Betriebsbedingungen zuverlässig die von der TA LUFT (2021) geforderte Emissionsminderung von mindestens 85 % bei Altanlagen. Somit stellen Schwimmschichten eine effektive und bewährte Maßnahme zur Reduktion von Ammoniakemissionen dar, auch wenn ihre Wirksamkeit im praktischen Betrieb gewissen Schwankungen unterliegt.

Die vorliegenden Messergebnisse belegen eindeutig, dass bei der Lagerung von Gülle und Gärresten eine geschlossene, natürliche Schwimmschicht mit einer Dicke von mindestens 10 cm als gleichwertige emissionsmindernde Maßnahme anerkannt werden kann. Sie erfüllt die Anforderungen der TA LUFT (2021) in Bezug auf einen Emissionsminderungsgrad von mindestens 85 % bei offenen Behältern ohne Abdeckung für Geruchsstoffe und Ammoniak. Im Folgenden werden verschiedene Einflussfaktoren näher betrachtet und diskutiert, um eine umfassende Bewertung zu ermöglichen.

Diskussion der Ammoniakmessung

Die kontinuierliche hochaufgelöste FTIR-Messmethode liefert qualitativ hochwertige Ergebnisse. Vergleichsmessungen mit dem Standardreferenzverfahren nach VDI 3878 (2017), die im Rahmen der KTBL-Projekte EmiDaT (Ermittlung von Emissionsdaten für die Beurteilung der Umweltwirkungen der Nutztierhaltung) und EmiMin (Verbundvorhaben Emissionsminderung Nutztierhaltung) durchgeführt wurden, wiesen eine ausgezeichnete Korrelation nach. Ein wesentlicher Vorteil dieser Methode besteht darin, dass Messwerte in einem 30-Sekunden-Intervall erfasst werden. Dadurch ist es möglich, das Emissionsverhalten der Oberfläche bereits kurz nach dem Aufsetzen der Messhaube detailliert zu analysieren. Dabei wird die Totzeit, die durch die Schlauchlänge zwischen Messhaube und Messzelle verursacht wird, entsprechend berücksichtigt. Im Vergleich zu früheren Analysatoren hat sich die Bestimmungsgrenze signifikant verringert, sodass nun Konzentrationen von $0,1 \text{ mg/m}^3$ zuverlässig erfasst werden können.

Während der Probenahme konnten verschiedene Faktoren die Messergebnisse beeinflussen. Die Messpunkte auf der natürlichen Schwimmschicht wurden so gewählt, dass die Messhaube dicht abschließen konnte. Dazu wurde an der Messhaube ein Gummikragen angebracht und diese mit Gewichten beschwert. Bei der Messung rissiger Oberflächen bestand die Möglichkeit, dass die Messhaube nicht vollständig dicht abschloss. Die dreifache Wiederholung der Messung an einem Messpunkt dient der Absicherung der Messergebnisse. Bei der Probenahme nach dem Homogenisieren (ohne Schwimmschicht) konnte stets eine zuverlässige Abdichtung sichergestellt werden. Weitere entscheidende Einflussgrößen waren insbesondere die Gülle- oder Gärresttemperatur und die Strahlungstemperatur auf der Messhaube. Trotz vorhandener Unsicherheiten zeigte sich, dass die Messwerte für Ammoniak eine hohe Reproduzierbarkeit aufwiesen. Dies bestätigt die methodische Validität der durchgeführten Messungen.

Der Einsatz von Drohnentechnik erwies sich als wertvolle Unterstützung bei der Suche nach geeigneten Messpunkten und ermöglichte zudem eine präzise Dokumentation des gesamten Lagerbehälters und der Oberfläche am Messpunkt.

Zur fundierten Beurteilung der Emissionsminderung durch die natürliche Schwimmschicht sind folgende Einflussfaktoren zu beachten:

- der Anteil geschlossener, rissiger und offener Flächen an der Gesamtfläche
- die Dicke der Schwimmschicht
- der Zeitraum betriebsbedingter Eingriffe, die eine Zerstörung der Schwimmschicht verursachen (z. B. das Homogenisieren vor der Ausbringung)
- der Zeitraum der Schwimmschichtbildung.

Zeitlicher Verlauf der Ammoniakemissionen nach dem Homogenisieren - Beispielmessung

Bei den Messungen nach dem Homogenisieren (ohne Schwimmschicht) zeigte sich bei Rindergülle ein Anstieg der Emissionen mit zunehmendem zeitlichen Abstand zum Homogenisierungsvorgang. Daher wurde eine Testmessung durchgeführt, die das Emissionsverhalten von Rindergülle nach dem Homogenisieren untersuchen sollte. Diese erfolgte in der Übergangszeit bei einer Gülletemperatur von 14 °C und einer Außentemperatur von 18 °C. Die Ergebnisse zeigen, dass die Ammoniakemissionen in den ersten 15 bis 45 Minuten nach dem Homogenisieren nur langsam ansteigen (Abbildung 10).

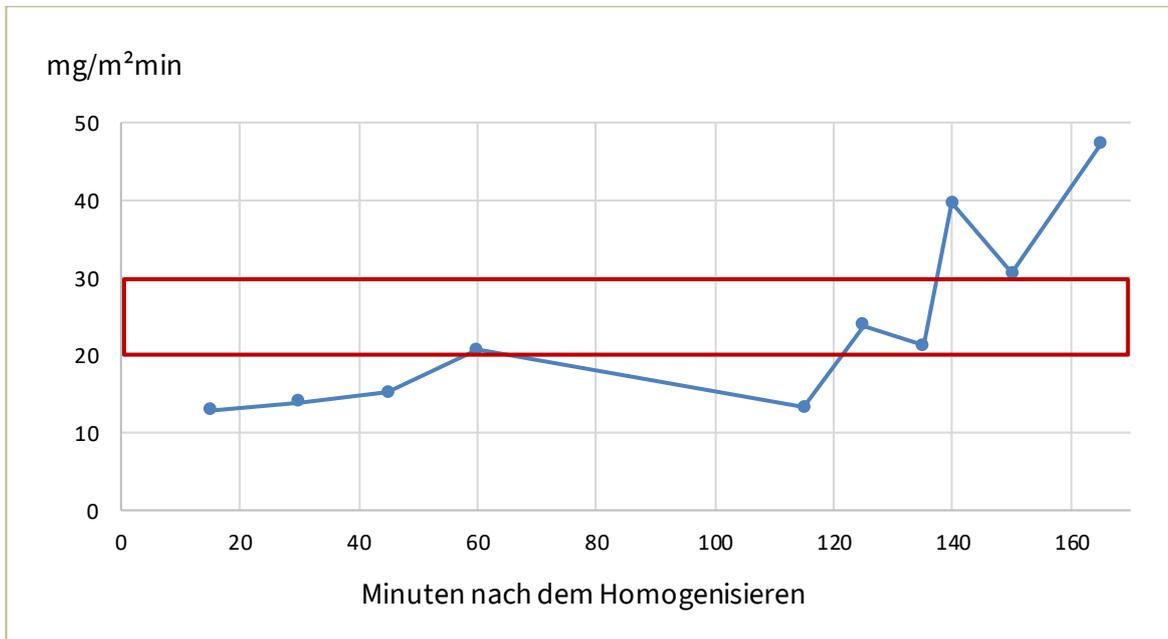


Abbildung 10: Zeitlicher Verlauf des Anstiegs der Ammoniakemissionen nach dem Homogenisieren über drei Stunden bei Rindergülle

Eine Stunde nach dem Homogenisieren wurde ein Emissionsniveau von 20,7 mg/(m²min) erreicht, welches nach zwei Stunden weiter anstieg. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Messpunkte ausschließlich Einzelmessungen sind. Nach etwa 21 Stunden, während sich die Schwimmschicht erneut bildete, wurden durchschnittliche Quellstärken von 26 mg/(m²min) anhand von sechs Einzelmessungen an zwei unterschiedlichen Messpunkten festgestellt (Abbildung 11).

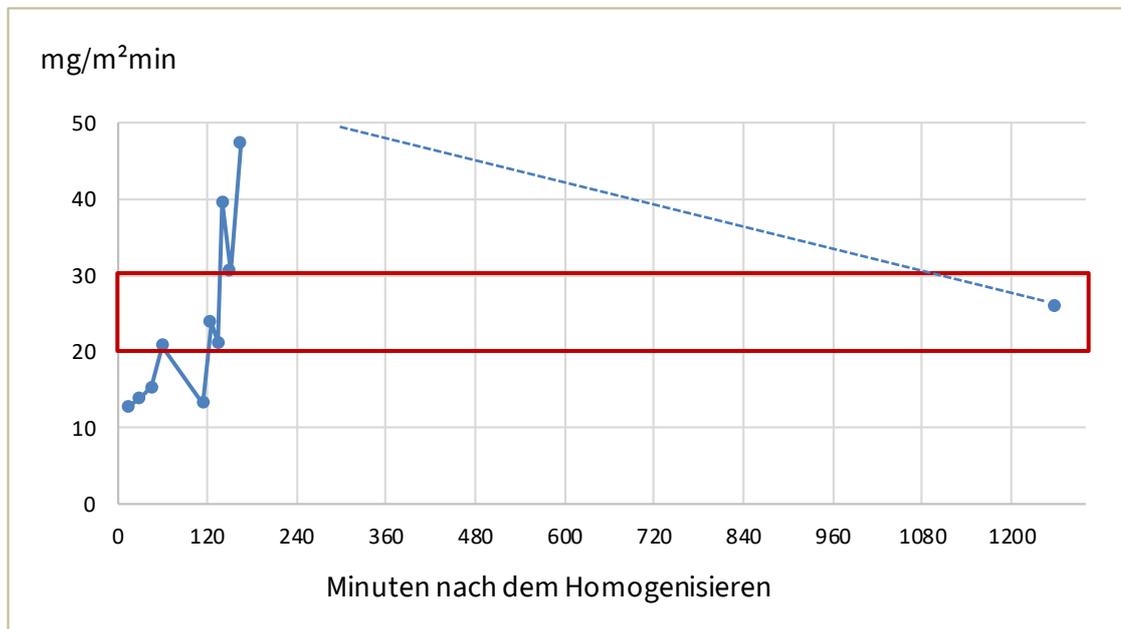


Abbildung 11: Zeitlicher Verlauf des Anstiegs der Ammoniakemissionen nach dem Homogenisieren und nach 21 Stunden bei Rindergülle

Eine mögliche Erklärung für dieses Emissionsverhalten ist, dass beim Homogenisieren die Gülle in Bewegung gesetzt wird, wodurch die natürliche Temperaturschichtung verändert wird. Im Winter hat die Temperatur einen geringeren Einfluss, da die Gülle- und Außentemperaturen niedriger sind. Dagegen vermischt sich im Sommer die wärmere Gülle an der Oberfläche und entlang der Behälterwand mit den kälteren, tieferen Schichten, wodurch die Temperatur an der emissionsaktiven Oberfläche sinkt. Der ermittelte Emissionsfaktor bei Rindergülle von $1,5 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ sollte daher weiter untersucht werden. Es könnte sein, dass die Messungen zu früh nach dem Homogenisieren erfolgt sind. Auch wenn der Ammoniakemissionsfaktor von $1,5 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$ bei Rindergülle möglicherweise zu niedrig angesetzt ist, kann eine Schwimmschicht von über 10 cm die Emissionen um 95 % senken. Der Einfluss der unterschiedlichen Temperaturen ist beim Gärrest geringer, da dessen Temperatur insgesamt höher liegt.

Die Auswertung von Werte unterschiedlicher Wartezeiten nach der Homogenisierung im Vergleich zu einem Zeitabstand von 60 Minuten ergab einen mittleren Multiplikator von 2,3. Daraus ergibt sich für offene Rindergüllebehälter ein allgemeiner, ausreichend konservativer Ammoniakemissionsfaktor von $3,5 \text{ g}/(\text{m}^2\text{d})$, wodurch die Minderungsleistung der Schwimmschicht erhöht würde. Eine Schwimmschicht von über 10 cm könnte die Ammoniakemissionen um etwa 97 % reduzieren, während eine Schicht von 5–10 cm eine Minderung um 84 % bewirken würde. Bei zukünftigen Messungen sollte der Temperatureinfluss der Rindergülle nach dem Homogenisieren weiter geprüft und verifiziert werden, um präzisere Erkenntnisse zu erhalten.

Diskussion der Geruchsmessung

Gerüche treten hauptsächlich dann auf, wenn Gülle oder Gärrest bewegt wird. Besonders nach dem Homogenisieren steigen die Geruchsemissionen sprunghaft an. Mit der Zeit verringern sich die Geruchsemissionen, abhängig von der Neigung der Gülle oder des Gärrestes zur Schwimmschichtbildung sowie von der Windbewegung über dem Lagerbehälter. Der Zeitraum zwischen der Homogenisierung und der Geruchsmessung beeinflusst maßgeblich die Höhe der gemessenen Emissionen.

Während der Homogenisierung wurden bei drei Testmessungen an unterschiedlichen Lagerbehältern außergewöhnlich hohe Werte von etwa 400.000 GE/m³ gemessen, was die intensive Emissionsfreisetzung während des Homogenisierungsprozesses verdeutlicht. Bei einer Vergleichsmessung an Rindergülle ergaben die Doppelproben, die 15 bzw. 30 Minuten nach dem Homogenisierungsprozess genommen wurden, durchschnittliche Werte von etwa 17.000 GE/m³. Eine Stunde nach dem Homogenisieren, wobei sich die Schwimmschicht erneut bildete, wurden hingegen nur noch Werte von etwa 3.000 GE/m³ gemessen. Dies zeigt den deutlichen Rückgang der Geruchsemissionen nach dem Homogenisierungsprozess.

Bei der Geruchsmessung gilt es, einen Ausgleich zwischen den hohen Emissionswerten unmittelbar nach dem direkten Homogenisieren und den niedrigeren Werten bei der erneuten Bildung der Schwimmschicht zu finden. Dieser Kompromiss ist entscheidend für eine präzise Bewertung der olfaktorischen Eigenschaften. Danach wird für die Messung der Geruchsbildung nach dem Homogenisieren eine Wartezeit von etwa 20 bis 45 Minuten empfohlen.

Der ermittelte Emissionsfaktor bei Rindergülle ohne Schwimmschicht von 5,4 GE/(m²s), der nach den vorliegenden Untersuchungen nach 10 bis 30 Minuten ermittelt wurde, ist damit wahrscheinlich als zu hoch einzustufen. Auf Grundlage des Emissionsfaktors von 0,3 GE/(m²s) für Rindergülle mit Schwimmschicht kann selbst bei einem niedrigeren Emissionsfaktor von 3 GE/(m²s) für Rindergülle ohne Schwimmschicht noch eine Geruchsminderung von 90 % erreicht werden. Aufgrund der geringeren Geruchsintensität von Gärresten mit 2,5 GE/(m²s) hat die Ruhezeit nach dem Homogenisieren einen geringeren Einfluss auf die Geruchsemissionen.

Es ist zu beachten, dass für Rindergülle mit Schwimmschicht ein Emissionsfaktor von 0,3 GE/(m²s) ermittelt wurde, obwohl bei mehr als der Hälfte der Messungen (9 von 16) die Schwimmschicht eine Dicke von weniger als 5 cm aufwies. Damit zeigt sich, dass selbst dünne Schwimmschichten eine wirksame Barriere gegen Gerüche bilden und somit zur Reduktion der Emissionen beitragen.

Bewertung der natürlichen Schwimmschicht

Die Schwimmschicht dient in der Praxis als natürliche Abdeckung, die Emissionen reduziert, ohne dass zusätzliche technische Maßnahmen nötig sind. Dadurch stellt sie eine wirtschaftliche und kosteneffiziente Möglichkeit zur Emissionsminderung dar. Besonders dicke Schwimmschichten können technische Prozesse wie die Homogenisierung und Ausbringung erschweren. Daher ist es wichtig, Lösungen zu entwickeln, die sowohl die Vorteile der Emissionsminderung als auch die praktischen Anforderungen an die Handhabung berücksichtigen.

Vorteile einer natürlichen Schwimmschicht sind:

- bildet sich bei Rindergülle oder -gärrest aufgrund des hohen Trockensubstanzgehaltes meist zuverlässig von selbst aus
- ist unabhängig von der Behältergeometrie
- benötigt keine zusätzlichen technischen Installationen, ist damit wirtschaftlich und kostengünstig
- liegt direkt auf der Gülle oder dem Gärrest auf
- es bilden sich keine explosionsfähigen Stoffgemische.

Das Emissionspotenzial während der Lagerung hängt neben der Art und Beschaffenheit des Wirtschaftsdüngers, vom Trockensubstanzgehalt, dem Ammoniumanteil und dem pH-Wert ab. Darüber hinaus spielen Umweltfaktoren wie Temperatur, Luftbewegung und Feuchtigkeit eine wichtige Rolle für lagerungsbedingte Emissionsraten (TECHNOW, H.-J. (2024)).

Um den Anforderungen der TA LUFT (2021) gerecht zu werden, ist das Betriebsmanagement konsequent auf die Bildung und Erhaltung einer stabilen Schwimmschicht auszurichten.

Wichtige Maßnahmen zur Sicherstellung einer stabilen Schwimmschicht umfassen:

- Begrenzung der Schwimmschichtzerstörung auf maximal zweimal pro Jahr
- Verzicht auf vermeidbare Pump- und Umpumpvorgänge
- Unterspiegelbefüllung (Ausnahme Frosteinlauf im Winter)
- Einsatz leistungsfähiger Rührwerke, um die Homogenisierungszeit so gering wie möglich zu halten
- Verminderung der Windangriffsfläche.

Berücksichtigung der Homogenisierungszeiten

Durch die Homogenisierung werden Gülle und Gärrest vermischt, wodurch Schwimm- und Sinkschichten aufgelöst werden. Dadurch entsteht eine gleichmäßige Zusammensetzung des Wirtschaftsdüngers, die eine optimale Ausbringung ermöglicht. Während der Homogenisierung steigen die Ammoniakemissionen an, daher sollte die Dauer dieses Prozesses so kurz wie möglich gehalten werden. Entscheidend ist der Einsatz leistungsstarker Rührwerke und ein effizientes Rührregime. Auch bei einem nicht gasdichten Zeltdach sind Homogenisierungszeiten erforderlich, in denen zwangsläufig erhöhte Emissionen in die Atmosphäre freigesetzt werden.

Schwimmschichtbildung

Die Zeit bis zur erneuten Ausbildung einer Schwimmschicht kann variieren. Nach einer vollständigen Behälterentleerung kann die Schwimmschichtbildung bis zu zwei Wochen dauern. Bei Teilentnahmen von Gülle mit nicht vollständiger Zerstörung der Schwimmschicht bildet sich diese meist nach etwa ein bis zwei Tagen neu aus. Abbildung 12 veranschaulicht, wie Teile der Schwimmschicht erneut aufschwimmen und bereits nach 24 Stunden beginnen, an der Oberfläche auszutrocknen.



Abbildung 12: Messung der neu gebildeten Schwimmschicht einen Tag nach dem Homogenisieren

Weitere Forschungsansätze

Separierte Feststoffe aus Gülle oder Gärrest

Erste Testmessungen ergaben, dass das Aufbringen und Einrühren separierter Feststoffe in Lagerbehälter mit Gülle oder Gärrest die natürliche Schwimmschichtbildung förderte und effektive Emissionsminderungseigenschaften zeigte. Auffallend war vor allem die besonders gute Homogenität und Stabilität dieser Schwimmschicht (Abbildung 13). Allerdings fehlen bislang systematische Untersuchungen, um die Auswirkungen auf die Emissionsminderung umfassend zu bewerten. Grundsätzlich ist darauf zu achten, dass Feststoffe aus Gärrest ausschließlich in entsprechenden Gärrestlagern und Güllefeststoffe nur in dafür vorgesehene Güllelager eingebracht werden.



Abbildung 13: Homogene und stabile Schwimmschicht aus separierten Feststoffen mit einer Dicke von 10-15 cm während der Homogenisierung

Emissionsverhalten von Schweinegülle

Vor dem Hintergrund des Umbaus der Tierhaltung zu qualitätsgesicherten, dem Tierwohl dienenden Haltungsverfahren, ist insbesondere im Bereich der Schweinehaltung mit einem vermehrten Einsatz von Einstreu, faserreichem Beschäftigungsmaterial und einer rohfaserreicherer Fütterung zu rechnen. Diese Einsatzstoffe führen auch bei Schweinegülle zu einer vermehrten Schwimmschichtbildung. Aktuelle Messungen zum Emissionsverhalten von Schweinegülle mit Schwimmschicht liegen nicht vor.

Bewertung der Ammoniakemissionen im betrieblichen Kontext

Die Fütterung stellt einen entscheidenden Faktor für die Ammoniakemissionen in landwirtschaftlichen Betrieben dar. Durch eine stickstoffreduzierte Fütterung kann der Stickstoffgehalt in Gülle und Gärresten deutlich verringert werden, was zur Emissionsminderung beiträgt. Zudem werden bei der Tierhaltung im Stall zunehmend emissionsmindernde Maßnahmen eingesetzt. Besonders die Vergärung von Wirtschaftsdüngern spielt eine wichtige Rolle bei der Reduktion von Treibhausgasen wie Methan. Gärreste enthalten einen höheren Anteil an pflanzenverfügbarem Ammoniumstickstoff und tragen zudem dazu bei, Geruchsemissionen zu reduzieren. Das größte Potenzial zur wirkungsvollen Reduzierung von Ammoniakemissionen liegt in der gezielten und optimierten Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, deren Anteil bei der Milchviehhaltung bei 53 % liegt. Durch ein optimiertes Stickstoffmanagement wie die Einarbeitung von Gülle innerhalb von vier Stunden, den Einsatz emissionsarmer Gülletechnologien wie Schleppschläuche, Injektions- oder Schlitztechnik sowie die Verwendung stabilisierter Düngemittel lassen sich sowohl Ammoniakverluste als auch indirekte Lachgasemissionen erheblich reduzieren. Diese Strategien fördern eine nachhaltige Landwirtschaft und tragen dazu bei, Emissionen langfristig zu reduzieren und natürliche Ressourcen zu schonen. Dennoch sollte die Lagerung von Wirtschaftsdüngern so gestaltet werden, dass die Emissionen mit vertretbarem Aufwand so weit wie möglich reduziert werden. Eine geschlossene, mindestens 10 cm dicke natürliche Schwimmschicht auf der Gülle- und Gärrestoberfläche kann in der Milchviehhaltung als effektive Abdeckung zur Emissionsminderung dienen.

Die Ergebnisse des Projektes zeigen, dass eine natürliche Schwimmschicht mit einer Dicke von mindestens 10 cm die Anforderungen der TA LUFT (2021) zur Reduzierung von Geruchs- und Ammoniakemissionen bei Altanlagen um 85 % sicher erfüllen kann. Eine sorgfältige Bewirtschaftung der Gülle- und Gärrestlagerbehälter ist zwar aufwändig, führt jedoch zu Kosteneinsparungen und leistet einen wichtigen Beitrag zum Schutz der Umwelt.

Literaturverzeichnis

- AHLERS, C., ARENDS, F., DONHAUSER, H., GRIMM, E., HAGENKAMP-KORTH, F., HEIDENREICH, T., KAMP, M., KRIEG, J., Mußlick, M., NIES, V., NOLTE, G., OHLMS, M., OLDENBURG, J., PETZENBERGER, J., PÖHLMANN, K., SCHNEIDER, S., SEEßELBERG M. (2024): Altanlagensanierung nach TA Luft, https://ktbl.de/fileadmin/user_upload/Artikel/TA_Luft/TALuft-2024_bf.pdf, 11.03.2025
- AMON, B., BORGHARDT, G., BÜSCHER, W., DÜSING, D., ELBERSKIRCH, K., EURICH-MENDEN, B., GEBUREK, F., HAHNE, J., HARTUNG, E., HOFMEIER, M., KOWALEWSKY, H.-H., NESER, S., PFLANZ, W., PRIES, M., RICHTER, S., SCHMIDHALTER, U., SCHRADER, L., SPIEKERS, H., STALLJOHANN, G., WULF, S. (2021): Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft mindern - Gute Fachliche Praxis, Umweltbundesamt, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/2021_fb_ammoniakemissionen_in_landwirtschaft_mindern_final_bf.pdf, 60 Seiten, 22.05.2025
- AWSV (2017): Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 22, 18.04.2017
- DEICHMANN, J., HEIDENREICH, T., LIPPMANN, J., KATH, H.-G., FRÖHLICH, M.; ROTHE, F. (2018): Emissionen aus der Rinderhaltung. Schriftenreihe des LfULG, Heft 08/2020, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://landwirtschaft.sachsen.de/emissionen-aus-der-rinderhaltung-42712.html>, 11.03.2025
- DIN EN 13725:2022 (2022): Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration durch dynamische Olfaktometrie und die Geruchsstoffemissionsrate, Beuth Verlag, Berlin
- EMISSIONSDATENBANK SACHSEN (2008): Ermittlung der Emissionsfaktoren, Emissionsfaktoren021208, <https://www.luft.sachsen.de/gv-schlüssel-und-emissionsfaktoren-tierhaltung-14458.html>, 23.04.2025
- FUß, R., VOS, C., RÖSEMANN, C. (2025): Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft, <https://www.thuenen.de/de/themenfelder/klima-und-luft/emissionsinventare-buchhaltung-fuer-den-klimaschutz/ammoniak-emissionen-aus-der-landwirtschaft>, 22.05.2025
- GERUCHSIMMISSIONS-RICHTLINIE (GIRL) (2008): Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen, Fassung vom 29.02.2008 und Ergänzung vom 10.09.2008
- Nötzold, M. (2021): Verfahrenstechnische Untersuchungen zur Ammoniakübertragung zwischen Gärrestteilmengen durch pH-Wert-Variation bei der Kreislaufstrippung, Bachelorarbeit, Westsächsische Hochschule Zwickau, Fraunhofer-Institut für Keramische Technologien und Systeme IKTS, Zwickau, <https://libdoc.fh-zwickau.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/14052/file/Bachelorarbeit.pdf>, 22.05.2025
- SMUL (2017): Hinweise des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Ermittlung des Fassungsvermögens von Anlagen zur Lagerung von Wirtschaftsdüngern und Gärrückständen in Umsetzung von § 12 der Düngeverordnung (DüV) vom 01.08.2017

- TA LUFT (2021): Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). AVwV vom 18. August 2021. Gemeinsames Ministerialblatt, 72. Jahrgang, Nr. 48–54, 14.09.2021
- TECHNOW, H.-J. (2024): Anforderungen, Umsetzungsmöglichkeiten und Verhältnismäßigkeit bei der Abdeckung von Güllebehältern und Festmistlagern. In: Aktuelle rechtliche Rahmenbedingungen für die Tierhaltung 2024, Darmstadt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V., S. 19-21
- UMWELTBUNDESAMT (2024): Ammoniak-Emissionen, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/ammoniak-emissionen#entwicklung-seit-1990>, 22.05.2025
- VDI 4285 BLATT 1 (2005): Richtlinie 4285 Blatt 1 – Messtechnische Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen - Grundlagen, Beuth Verlag, Berlin
- VDI 3878 (2017): Richtlinie VDI 3878 – Messen gasförmiger Emissionen - Messen von Ammoniak (und gas- und dampfförmigen Ammoniumverbindungen) - Manuelles Verfahren, Beuth Verlag, Berlin
- VDI 3880 (2011): Richtlinie VDI 3880 – Olfaktometrie - Statische Probenahme, Beuth Verlag, Berlin
- VDI 3894 BLATT 1 (2011): Richtlinie VDI 3894 Blatt 1 - Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen; Haltungsverfahren und Emissionen; Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde, Beuth Verlag, Berlin
- VDI 3894 BLATT 2 (2012): Richtlinie VDI 3894 Blatt 2 - Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen; Methode zur Abstandsbestimmung, Geruch, Beuth Verlag, Berlin
- VOS, C., RÖSEMANN, C., HAENEL, H.-D., DÄMMGEN, U, DÖRING, U., WULF, S., EURICH-MENDEN, B., FREIBAUER, A., DÖHLER, H., SCHREINER, C., OSTERBURG, B., FUß, R. (2022): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2020: Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2022, Thünen Report 91, Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 454 Seiten

Anhang

A 1 Gegenüberstellung der Anforderungen nach der TA Luft 2021

(originaler Textauszug verändert)

Nr. 5.4.7.1	Nr. 5.4.9.36
<p>j) Die Lagerung von Flüssigmist,</p> <p>zum Beispiel Gülle, <u>soll</u> in geschlossenen Behältern,</p> <p>mit Abdeckung aus geeigneter Folie,</p>	<p>b) Die Lagerung von flüssigen Gärresten, die die Anforderungen an eine nicht technisch dichte Lagerung nach der Nummer 5.4.1.15 Buchstabe j erfüllen, und von Gülle <u>soll</u> in geschlossenen Behältern</p> <p>mit einer Abdeckung aus geeigneter Membran,</p>
<p>mit fester Abdeckung oder mit Zeltdach erfolgen oder es sind <u>gleichwertige Maßnahmen zur Emissionsminderung anzuwenden</u>, die einen Emissionsminderungsgrad bezogen auf den offenen Behälter ohne Abdeckung von mindestens <u>90 Prozent</u> der Emissionen an <u>Geruchsstoffen und an Ammoniak</u> erreichen.</p>	
<p>Andere Maßnahmen (Strohhäckseldecken, Granulate oder Füllkörper - vgl. Tabelle 19 der VDI 3894) sind ausgeschlossen.</p>	<p>Strohabdeckungen und Schwimmschichten erfüllen diese Anforderung nicht.</p> <p>Als gleichwertige Maßnahmen gelten auch der Lagerung vorgeschaltete technische Aufbereitungsverfahren wie Vakuumverdampfung oder Strippung, die den Gehalt an Ammoniumstickstoff (angegeben als NH₄-N in kg/m³ Frischmasse) bezogen auf den Gehalt der Gülle oder des Gärrestes vor der Aufbereitung um mindestens 90 Prozent reduziert haben.</p>
<p>Das Einleiten von Gülle in Lagerbehälter hat als Unterspiegelbefüllung zu erfolgen. Die Lagerbehälter sind nach dem Homogenisieren unverzüglich zu schließen. Die notwendigen Öffnungen zum Einführen von Rührwerken sind so klein wie möglich zu halten.</p>	

Nr. 5.4.7.1	Nr. 5.4.9.36
<p>ALTANLAGEN</p> <p>Die Anforderung nach <u>Buchstabe j</u> gilt mit der Maßgabe, dass die Lagerung von Flüssigmist, zum Beispiel Gülle, in abgedeckten Behältern zum Beispiel</p> <p>mit fester Abdeckung, Zeltdach,</p> <p>geeignete Schwimmkörper und Schwimmfolie</p> <p>erfolgen <u>soll</u> oder dass <u>gleichwertige Maßnahmen</u> zur Emissionsminderung anzuwenden sind,</p> <p>die einen Emissionsminderungsgrad bezogen auf den offenen Behälter ohne Abdeckung von mindestens <u>85 Prozent</u> der Emissionen an Geruchsstoffen und an Ammoniak erreichen.</p>	<p>ALTANLAGEN</p> <p>Der <u>Buchstabe b</u> gilt mit der Maßgabe, dass bei Altanlagen ein Emissionsminderungsgrad bezogen auf den offenen Behälter ohne Abdeckung von mindestens <u>85 Prozent</u> der Emissionen an Geruchsstoffen und an Ammoniak gewährleistet werden muss, zum Beispiel durch</p> <p>feste Abdeckung, Zeltdach, <u>Granulat</u>, Schwimmkörper oder Schwimmfolien.</p> <p>Künstliche Schwimmschichten sind nach etwaiger Zerstörung durch Aufrühren oder Ausbringungsarbeiten nach Abschluss der Arbeiten unverzüglich wieder funktionstüchtig herzustellen.</p>

Nr. 6.2.3.3 Allgemeine Sanierungsfrist
<p>„Bei Anlagen, die bisher dem Stand der Technik entsprachen, soll -... - verlangt werden, dass alle Anforderungen spätestens bis zum <u>1. Dezember 2026</u> erfüllt werden, es sei denn, dass auf Basis von BVT-Schlussfolgerungen abweichende Fristen zu berücksichtigen sind.“</p>

A 2 Übersicht und Bewertung verschiedener Behälterabdeckungen

Beton oder andere feste Abdeckung

Betonabdeckungen für Güllebehälter sind langlebig und reduzieren Emissionen sowie Gerüche erheblich. Sie schützen vor dem Eintrag von Niederschlagswasser und erhöhen das nutzbare Lagervolumen. Ein Vorteil von Betonabdeckungen ist ihre hohe Widerstandsfähigkeit gegenüber Witterungseinflüssen und mechanischen Belastungen. Betonabdeckungen sind aufwendig und teuer.

Zeltdach

Zeltdächer zur Abdeckung von Gülle oder Gärrest sollen gemäß VDI 3894 BLATT 1 (2011) im Vergleich zu offenen Behältern über 85 % der Emissionen verringern. Um das Risiko von Explosionen zu vermeiden, sind sie bewusst nicht gasdicht ausgeführt. Der Aufwand und die Kosten für eine Nachrüstung wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, wiez. B. die Statik der Behälterwand, die Höhe und der Durchmesser des Behälters, das Fundament für die Mittelstütze, die Schneelast, die Beschaffenheit des Geländes sowie der Zustand des Behälters. Das Zeltdach bietet wirksamen Schutz vor Niederschlagswasser und schafft dadurch ein größeres nutzbare Lagervolumen. Aufgrund der veränderten Windangriffsfläche kann es bei elastischen Zeltdachkonstruktionen laut VDI 3894 BLATT 1 (2011) zu einem windinduzierten Pumpeffekt kommen. Insbesondere in den Sommermonaten ist zu erwarten, dass sich der Luftraum zwischen dem Zeltdach und der emissionsaktiven Oberfläche stark aufheizt, wodurch potenziell höhere Ammoniakemissionen entstehen können. Da die Beschaffenheit der Gülle oder des Gärrestes unter dem Zeltdach schwer einzuschätzen ist, könnte dies insbesondere bei hohen Trockensubstanzgehalten aus Vorsicht zu häufigeren Rührvorgängen führen. Systematische Untersuchungen zum Emissionsverhalten von Zeltdächern liegen nicht vor.

Schwimmfolien

Schwimmfolien bestehen aus robusten, UV-beständigen und wetterfesten Kunststoffmaterialien wie Polyethylen oder Polypropylen. Die Folien schwimmen direkt auf der Oberfläche der Gülle und passen sich an Bewegungen und Veränderungen des Füllstands an. Schwimmfolien sind in der Regel gasdicht. Entstehende Gase wie Methan entweichen über den Rand oder besitzen Entgasungsventile für eine kontrollierte Freisetzung. Die Lagerung von Gülle unter Schwimmfolien muss den Anforderungen der ATEX-Richtlinien entsprechen, die den Umgang mit explosionsfähigen Atmosphären regeln.

Niederschlagswasser, das sich auf den Schwimmfolien ansammelt, muss abgepumpt oder über Ablassventile bzw. Wartungsöffnungen in die Gülle abgeleitet werden. Im Winter stellen Eisbildung oder Schneelasten noch größere Problem dar, da sie die Folie zusätzlich stark belasten. Schwimmfolien können das Homogenisieren behindern, da sie die Bewegung der Flüssigkeit einschränken und die Durchmischung erschweren. Gerade bei hohen Trockensubstanzgehalten können sich Feststoffe sich unter der Folie absetzen. Wenn Rührgeräte zu nah an der Folie positioniert werden oder das Rührwerk zu stark arbeitet, kann dies zum Einziehen der Folie in die Rührwerke, zu Rissen oder Löchern führen. Des-

halb sind eine präzise Platzierung des Rührwerks sowie die Einhaltung ausreichender Sicherheitsabstände unerlässlich. Bei der Nutzung von Schwimmfolien auf Rindergülle, die eine natürliche Schwimmschicht ausbildet, liegen bislang nur wenige Erkenntnisse hinsichtlich ihrer Haltbarkeit vor. Für große Lagunen sind Schwimmfolien aufgrund der anspruchsvollen Installation sowie der Herausforderungen hinsichtlich Stabilität und Anpassungsfähigkeit weniger geeignet. Zudem besteht die Gefahr, dass die Folie durch Windlasten beschädigt wird.

Schwimmkörper

Schwimmkörper werden aus UV-geschütztem Kunststoff hergestellt und dienen als schwimmendes Abdeckungssystem. Schwimmkörper sind wartungsfrei und für eine Nutzungsdauer von 25 Jahren ausgelegt. Sowohl das Homogenisieren als auch die Gülleentnahme sollen nach Angaben der Hersteller problemlos ablaufen, da die Schwimmkörper aufgrund ihrer Form und ihres spezifischen Gewichts nicht untertauchen. Die Funktionsfähigkeit und die damit verbundene Emissionsminderung hängen maßgeblich davon ab, dass die Schwimmkörper korrekt und dauerhaft auf der Oberfläche liegen bleiben. Die Behälterform und der Füllstand wirken sich auf die Windangriffsfläche aus, was Veränderungen im Winddruck, im Windsog und in den entstehenden Verwirbelungen zur Folge hat. Nach der VDI 3894 BLATT 1 (2011) sollen 80 % bis 90 % der Emissionen vermindert werden. Sie sind ausschließlich für Gülle oder Gärrest mit geringem Trockensubstanzgehalt geeignet, bei denen sich keine natürliche Schwimmschicht bildet. Deshalb sind sie für Rindergülle nicht geeignet. Beispiele für Schwimmkörper sind Hexa-Cover® und Bonetto Cover Ball®.

Strohhäcksel

Eine 10 cm dicke oder 5 kg/m² schwere Strohhäckselnschicht kann zur Unterstützung der Schwimmschichtbildung aufgebracht oder eingerührt werden. Nach der Gülleentnahme oder dem Homogenisieren sollte unbedingt überprüft werden, ob die Schwimmschicht gleichmäßig geschlossen und lückenlos verteilt ist. In der VDI 3894 BLATT 1 (2011) wird für Schweinegülle eine Emissionsminderung von 80 % angegeben. In Bezug auf Rindergülle ist keine Minderung dargestellt.

Granulate (Leichtmaterialschüttungen)

Granulate wie z. B. Blähton, Perlit und PEGÜLIT® eignen sich zur Abdeckung von Lagerbehältern. Um eine gleichmäßige und geschlossene Schwimmschicht zu gewährleisten, wird allgemein eine Schichtdicke von 5–10 cm empfohlen, abhängig von den spezifischen Anforderungen und Bedingungen. Diese Granulate sind frostbeständig und chemisch resistent. Idealerweise bleibt die Schwimmschicht auch während des Homogenisierens oder Pumpens erhalten. Allerdings können beim Aufrühren und Entnehmen Teile der Schicht verloren gehen, weshalb regelmäßig Material nachgefüllt werden muss, um die Funktionalität sicherzustellen. Nach der VDI 3894 BLATT 1 (2011) können mittels Granulaten die Emissionen bei Schweinegülle um 80-90 % reduziert werden.

A 3 Aufzeichnung der Wetterdaten

Messgröße	Typ	Messprinzip	Messbereich	Abweichung
Temperatur [°C]	Meteo-Multigeber FMA 510, Fa. Vaisala/Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Kapazitiver Keramiksensor THERMOCAP	-52- +60	± 0,3 K [20°C]
rel. Feuchte [%rH]	Meteo-Multigeber FMA 510, Fa. Vaisala/Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Kapazitiver Polymersensor HUMICAP 180	0- 100	± 3 % rel. Feuchte [0..90%rH], ± 5 % rel. Feuchte [90..100%rH]
Luftdruck [hPa]	Meteo-Multigeber FMA 510, Fa. Vaisala/Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Kapazitiver Silikonensor BAROCAP	600- 1100	± 0,5 hPa [0..30°C]
Globalstrahlung [W/m ²]	Globalstrahlungsmesskopf Typ 7.3, Fa. Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Pyranometer	0- 1300	Linearität < 1 %, absoluter Fehler < 10 %
Windgeschwindigkeit [m/s]	Meteo-Multigeber FMA 510, Fa. Vaisala/Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Ultraschallanemometer	0-60	± 0,3 m/s bzw. ±3 % vom Messwert
Windrichtung [°]	Meteo-Multigeber FMA 510, Fa. Vaisala/Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Ultraschallanemometer	0-360	±3,0 °
Regenmenge [mm]	Meteo-Multigeber FMA 510, Fa. Vaisala/Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Piezoelektrischer Sensor	kumulative Akkumulation	< 5% [Wetterabhängig]
Regenintensität [mm/h]	Meteo-Multigeber FMA 510, Fa. Vaisala/Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH	Piezoelektrischer Sensor	0- 200	

A 4 Analyseergebnisse der Gülleproben

	Übergang, 12 °C	Übergang, 26 °C	Übergang, 19 °C	Winter, 1 °C				
Betrieb 1	1	2	3	4				
Gülleproben	27.03.2024	10.07.2024	08.10.2024	08.01.2025			MW	
Trockensubstanz	5,9	6,6					6,2 %	
Gesamtstickstoff	0,25	0,25					0,25 %	
Ammoniumstickstoff	0,11	0,09					0,10 %	
Gesamtkohlenstoff	43,2	43,0					43,1 % in TM	
pH-Wert	7,6	7,6					7,6	
Glühverlust	79,6	80,5					80,1 % in TM	
Temperatur Gülle	8	16	15,5	5			11 °C	

Min	Max
5,0	16,0 °C

	Sommer, 23 °C	Sommer, 30 °C	Übergang, 20 °C					
Betrieb 2	1	2	3					
Gülleproben	09.04.2024	31.07.2024	18.09.2024				MW	
Trockensubstanz	7,8	7,5	7,6				7,6 %	
Gesamtstickstoff	0,29	0,30	0,31				0,30 %	
Ammoniumstickstoff	0,14	0,15	0,15				0,15 %	
Gesamtkohlenstoff	44,4	43,2	43,2				43,6 % in TM	
pH-Wert	7,5	8,3	7,8				7,9	
Glühverlust	84,0	82,5	81,9				82,8 % in TM	
Temperatur Gülle	23	25	20				23 °C	

Min	Max
20,0	25,0 °C

	Übergang, 14 °C	Sommer, 25 °C	Übergang, 13 °C	Winter, - 4 °C				
Betrieb 3	1	2	3	4				
Gülleproben	30.05.2024	07.08.2024	11.09.2024	19.02.2025			MW	
Trockensubstanz	12,4	13,0	9,1	10,9			11,4 %	
Gesamtstickstoff	0,44	0,43	0,36	0,41			0,41 %	
Ammoniumstickstoff	0,15	0,14	0,11	0,12			0,13 %	
Gesamtkohlenstoff	43,3	41,8	43,5	42,7			42,8 % in TM	
pH-Wert	7,3	7,1	7,5	7,5			7,3	
Glühverlust	85,2	83,8	83,1	84,0			84,0 % in TM	
Temperatur Gülle	17	21	20	7			16 °C	

Min	Max
7,0	21,0 °C

	Winter, 6 °C	Winter, 3 °C	Übergang, 12 °C	Übergang, 14 °C	Sommer, 29 °C	Winter, 2 °C		
Betrieb 4	1	2	3	4	5	6		
Gülleproben	13.02.2024	07.03.2024	11.03.2024	13.06.2024	04.09.2024	05.02.2025	MW	
Trockensubstanz			6,1		4,8	6,4	5,8 %	
Gesamtstickstoff			0,25		0,25	0,29	0,26 %	
Ammoniumstickstoff			0,11		0,16	0,14	0,14 %	
Gesamtkohlenstoff			44,2		42,5	44,7	43,8 % in TM	
pH-Wert			7,7		7,5	7,5	7,6	
Glühverlust			83,1		78,2	82,9	81,4 % in TM	
Temperatur Gülle	7,5	8	15	19	21,5	6,5	13 °C	

Min	Max
6,5	21,5 °C

Gülleproben	gesamt	
Trockensubstanz	6,5 %	ohne Betrieb 3
Gesamtstickstoff	0,31 %	
Ammoniumstickstoff	0,13 %	
Gesamtkohlenstoff	43,3 % in TM	
pH-Wert	7,6	
Glühverlust	82,1 % in TM	
Ø Gülletemp.	16 °C	
Temperatur Min	5 °C	
Temperatur Max	25 °C	

A 5 Analyseergebnisse der Gärrestproben

	Sommer, 24 °C	Winter, 5 °C	Übergang, 18 °C	Winter, 5 °C		
Betrieb 5	1	2	3	4		
Gärrestproben	27.09.2023	29.02.2024	24.07.2024	28.01.2024	MW	
Trockensubstanz	keine	3,9	5,1	3,5	4,2	%
Gesamtstickstoff		0,26	0,31	0,29	0,29	%
Ammoniumstickstoff		0,14	0,14	0,16	0,15	%
Gesamtkohlenstoff		38,5	41,0	38,8	39,4	% in TM
pH-Wert		8,1	7,8	7,9	7,9	
Glühverlust			75,4	70,9	73,2	% in TM
Temperatur Gärrest	36	6,5	26	13	20	°C

Min	Max
6,5	36,0 °C

	Übergang, 16 °C	Übergang, 22 °C	Sommer, 13 °C	Übergang, -3 °C		
Betrieb 6	1	2	3	4		
Gärrestproben	29.05.2024	06.08.2024	10.09.2024	18.02.2025	MW	
Trockensubstanz	keine	5,8	2,3	2,5	3,5	%
Gesamtstickstoff		0,30	0,19	0,20	0,23	%
Ammoniumstickstoff		0,14	0,12	0,13	0,13	%
Gesamtkohlenstoff		37,9	35,0	35,4	36,1	% in TM
pH-Wert		7,6	8,0	7,8	7,8	
Glühverlust		75,2	64,5	66,6	68,8	% in TM
Temperatur Gärrest	29,5	26	32,5	20,5	27	°C

Min	Max
20,5	32,5 °C

	Winter, 11 °C	Sommer, 23 °C	Übergang, 0,5 °C			
Betrieb 7	1	2	3			
Gärrestproben	03.04.2024	17.07.2024	11.12.2024		MW	
Trockensubstanz	keine Werte	4,6	4,3		4,5	%
Gesamtstickstoff		0,45	0,36		0,41	%
Ammoniumstickstoff		0,26	0,23		0,25	%
Gesamtkohlenstoff		36,5	0,4		18,4	% in TM
pH-Wert		8,5	8,4		8,4	
Glühverlust		67,6	69,4		68,5	% in TM
Temperatur Gärrest	13,5	30,5	29,5		25	°C

Min	Max
13,5	30,5 °C

Gärrestproben	gesamt	
Trockensubstanz	4,1	%
Gesamtstickstoff	0,31	%
Ammoniumstickstoff	0,17	%
Gesamtkohlenstoff	31,3	% in TM
pH-Wert	8,0	
Glühverlust	70,1	% in TM
Ø Gärresttemp.	24	°C
Temperatur Min	6,5	°C
Temperatur Max	36	°C

A 6 Detaillierte Ergebnisse der Ammoniakmessungen an den einzelnen Messsta- gen bei Rindergülle

Kategorien	ohne Schwimms. (Referenz)	Schwimm-schicht über 10 cm	Schwimm-schicht 5-10 cm	Schwimm-schicht unter 5 cm	
Zustand	offen, gerührt	trocken	teilw. rissig	dünn, oft feucht	

Winter						
NH ₃ -Emissionen Messtag 1	0,74	0,01			g/(m ² d)	
		0,04				
NH ₃ -Emissionen Messtag 2	0,65		0,06	0,15		
NH ₃ -Emissionen Messtag 3	0,70	0,004				
		0,001				
		0,010				
NH ₃ - Emissionen Messtag 4		0,008				
	0,7	0,004		0,16		
		0,001				
NH ₃ - Emissionen Messtag 5		0,001				
	0,55		0,005			
			0,014			
Standardabweichung der Messpunkte	0,1	0,012	0,027	0,007		
Summe der Messpunkte	3,3	0,08	0,07	0,30		g/(m ² d)
Anzahl Messpunkte	5	9	3	2		
Mittelwert NH₃-Emissionen aller Messpunkte	0,67	0,009	0,025	0,15		g/(m²d)
NH₃-Minderung in %	Referenz	98,7%	96,3%	77,4%		

Kategorien	ohne Schwimms. (Referenz)	Schwimm-schicht über 10 cm	Schwimm-schicht 5-10 cm	Schwimm-schicht unter 5 cm	
Zustand	offen, gerührt	trocken	teilw. rissig	dünn, oft feucht	

Übergang					
NH ₃ -Emissionen Messtag 1	0,88			0,54	g/(m ² d)
				0,67	
NH ₃ -Emissionen Messtag 2	1,0	0,001	0,16	0,29	
NH ₃ -Emissionen Messtag 3	3,1	0,3	0,37		
NH ₃ -Emissionen Messtag 4	2,8			1,05	
				1,00	
NH ₃ -Emissionen Messtag 5	0,72	0,005			
		0,072			
NH ₃ -Emissionen Messtag 6	3,0		0,22	1,4	
NH ₃ -Emissionen Messtag 7	1,4			0,21	
	0,66				
NH ₃ -Emissionen Messtag 8	1,75			0,39	
	0,65			0,99	
NH ₃ -Emissionen Messtag 9	0,50			0,51	
				0,74	
Standardabweichung der Messpunkte	1,0	0,2	0,1	0,4	
Summe der Messpunkte	16,5	0,41	0,75	7,8	g/(m ² d)
Anzahl Messpunkte	11	4	3	11	
Mittelwert NH₃-Emissionen aller Messpunkte	1,5	0,10	0,25	0,71	g/(m²d)
NH₃-Minderung in %	Referenz	93,1%	83,3%	53,0%	

Sommer					
NH ₃ -Emissionen Messtag 1	2,14	0,09		1,22	g/(m ² d)
NH ₃ -Emissionen Messtag 2	1,46			0,43	
				0,81	
NH ₃ -Emissionen Messtag 3	2,65		1,67		
NH ₃ -Emissionen Messtag 4	3,2	0,002			
		0,19			
Standardabweichung der Messpunkte	0,7	0,1		0,4	
Summe der Messpunkte	9,4	0,3	1,7	2,5	g/(m ² d)
Anzahl Messpunkte	4	3	1	3	
Mittelwert NH₃-Emissionen aller Messpunkte	2,4	0,092	1,7	0,82	g/(m²d)
NH₃-Minderung in %	Referenz	96,1%	29,4%	65,3%	

A 7 Detaillierte Ergebnisse der Ammoniakmessungen an den einzelnen Messstagen bei Rindergärrest

Kategorien	ohne Schwimms. (Referenz)	Schwimm-schicht über 10 cm	Schwimm-schicht 5-10 cm	Schwimm-schicht unter 5 cm	
Zustand	offen, gerührt	trocken	teilw. rissig	dünn, oft feucht	

Winter					
NH ₃ -Emissionen Messtag 1	6,8			2,4	g/(m ² d)
				3,1	
				4,0	
NH ₃ -Emissionen Messtag 2	1,5	0,001			g/(m ² d)
		0,001			
		0,001			
NH ₃ -Emissionen Messtag 3	0,9	0,003	0,07		
Standardabweichung der Messpunkte	3,2	0,001		0,8	
Summe der Messpunkte	9,2	0,006	0,07	9,4	g/(m ² d)
Anzahl Messpunkte	3	4	1	3	
Mittelwert NH₃-Emissionen aller Messpunkte	3,1	0,001	0,07	3,1	g/(m²d)
NH₃-Minderung in %	Referenz	99,95%	97,8%	-2,4%	

Übergang					
NH ₃ -Emissionen Messtag 1	7,2	0,007		2,6	g/(m ² d)
NH ₃ -Emissionen Messtag 2	7,6	0,002			
		0,283			
NH ₃ -Emissionen Messtag 3	4,9	0,006	0,47	2,2	
NH ₃ -Emissionen Messtag 4	1,2	0,003			g/(m ² d)
		0,071			
NH ₃ -Emissionen Messtag 5	3,2	0,004			g/(m ² d)
		0,002			
Standardabweichung der Messpunkte	2,7	0,098		0,3	
Summe der Messpunkte	24,0	0,38	0,47	4,8	g/(m ² d)
Anzahl Messpunkte	5	8	1	2	
Mittelwert NH₃-Emissionen aller Messpunkte	4,8	0,047	0,47	2,4	g/(m²d)
NH₃-Minderung in %	Referenz	99,0%	90,3%	50,1%	

Kategorien	ohne Schwimms. (Referenz)	Schwimm-schicht über 10 cm	Schwimm-schicht 5-10 cm	Schwimm-schicht unter 5 cm	
Zustand	offen, gerührt	trocken	teilw. rissig	dünn, oft feucht	

Sommer					
NH ₃ -Emissionen Messtag 1	5,2	0,004	1,1		g/(m ² d)
NH ₃ -Emissionen Messtag 2	10,9			2,2	
				8,6	
NH ₃ -Emissionen Messtag 3	7,5	0,002	1,2		
Standardabweichung der Messpunkte	2,9	0,001	0,1	4,5	
Summe der Messpunkte	23,7	0,006	2,3	10,8	g/(m ² d)
Anzahl Messpunkte	3	2	2	2	
Mittelwert NH₃-Emissionen aller Messpunkte	7,9	0,003	1,17	5,4	g/(m²d)
NH₃-Minderung in %	Referenz	99,9%	85,2%	31,9%	

A 8 Beispielfotos zur visuellen Einschätzung und Beurteilung der natürlichen Schwimmschicht bei Rindergülle oder -gärrest

Lagerbehälter, die eine Emissionsminderung von Ammoniak und Geruch von 85 % nach TA Luft erreichen:



am Einlauf
rissige Schwimmschicht,
ca. 10 % der Fläche

überwiegend geschlossene
trockene Schwimmschicht,
Dicke 10-15 cm

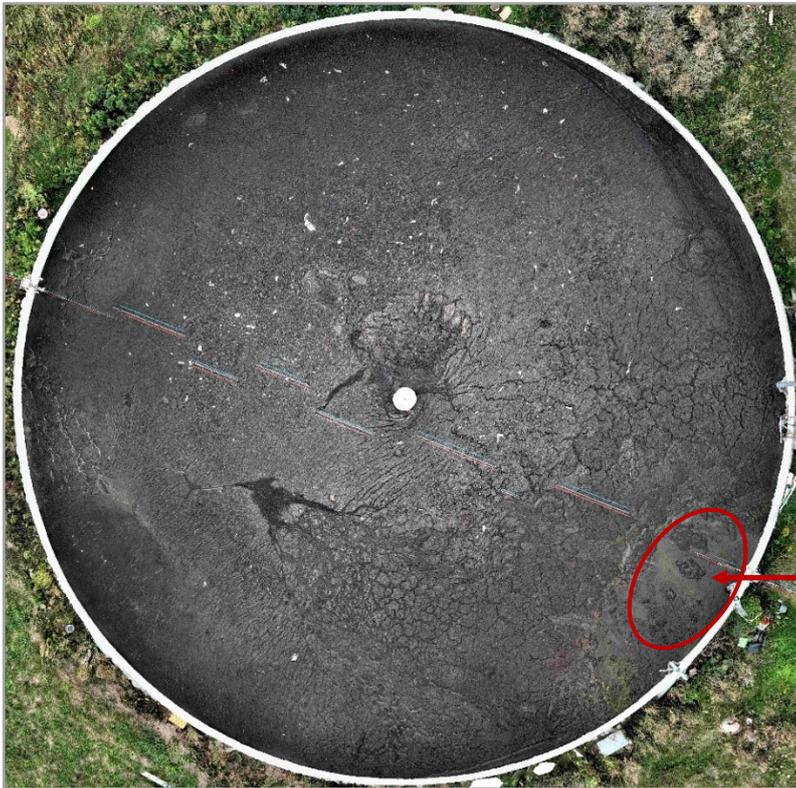


trockene Schwimmschicht,
Dicke 10-15 cm



rissige Schwimmschicht,
Dicke 10-15 cm

Lagerbehälter, die eine Emissionsminderung von Ammoniak und Geruch von 85 % nach TA Luft erreichen:



überwiegend geschlossene
trockene Schwimmschicht,
Dicke 10-20 cm

am Einlauf
dünne Schwimmschicht,
ca. 5 % der Fläche

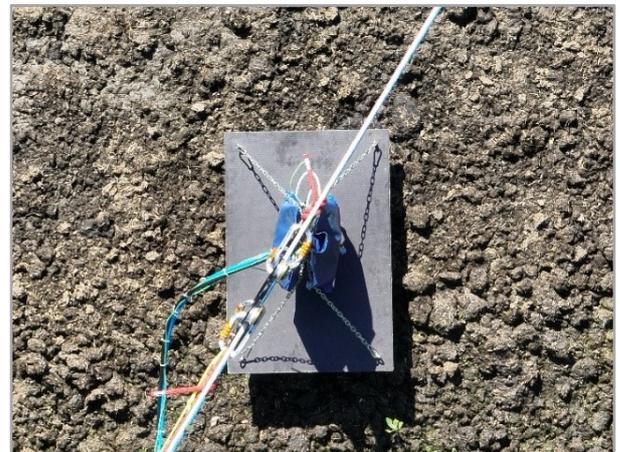


trockene Schwimmschicht,
nur oberflächliche Risse
Dicke 10-20 cm



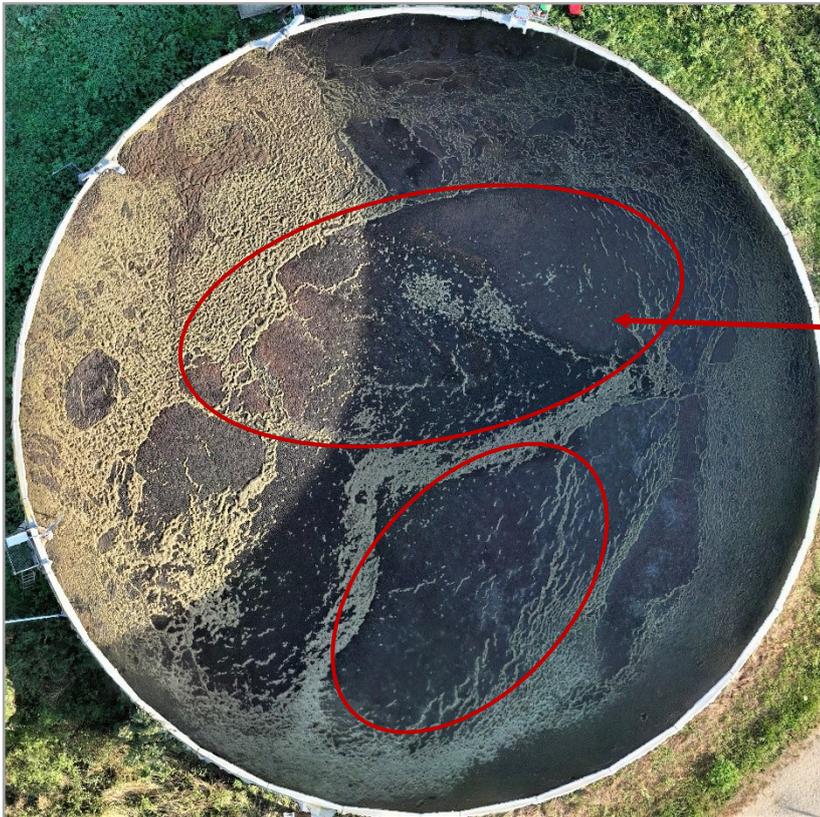
feuchte pastöse Schwimmschicht,
Dicke ca. 5 cm

Lagerbehälter, die eine Emissionsminderung von Ammoniak und Geruch von 85 % nach TA Luft erreichen:



geschlossene trockene Schwimmschicht,
Dicke 10-15 cm

Lagerbehälter, die eine Emissionsminderung von Ammoniak und Geruch von 85 % nach TA Luft **nicht** erreichen:



dünne Schwimmschicht mit abgetrockneten Bereichen



dünne trockene Schwimmschicht,
Dicke 3-5 cm



sehr dünne rissige Schwimmschicht,
Dicke 2-3 cm

Lagerbehälter, die eine Emissionsminderung von Ammoniak und Geruch von 85 % nach TA Luft **nicht** erreichen:



keine Schwimmschicht
vorhanden



sehr dünne feuchte Schwimmschicht,
Dicke 1-2 cm



keine Schwimmschicht
vorhanden

Lagerbehälter, die eine Emissionsminderung von Ammoniak und Geruch von 85 % nach TA Luft **nicht** erreichen:



keine Schwimmschicht
vorhanden



dünne Schwimmschicht mit
abgetrockneten Bereichen



keine Schwimmschicht
vorhanden



dünne feuchte Schwimmschicht,
Dicke 2-3 cm

Herausgeber

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0; Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: Poststelle@lfulg.sachsen.de
www.lfulg.sachsen.de

Autor

Heike Harzer, Thomas Heidenreich
Abteilung 7/ Referat 74

Redaktion

Heike Harzer
Abteilung 7/Referat 74
Am Park 3, 04886 Köllitsch
Telefon: + 49 34222 46-2214
E-Mail: heike.harzer@lfulg.sachsen.de

Bildnachweis

Heike Harzer

Redaktionsschluss

10.06.2025

ISSN

1867-2868

Bestellservice

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei heruntergeladen werden aus der Publikationsdatenbank des Freistaates Sachsen (<https://publikationen.sachsen.de>).

Hinweis

Diese Publikation wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit vom LfULG (Geschäftsbereich des SMUL) kostenlos herausgegeben. Sie ist nicht zum Verkauf bestimmt und darf nicht zur Wahlwerbung politischer Parteien oder Gruppen eingesetzt werden.

Diese Maßnahme wird mitfinanziert durch Steuermittel auf der Grundlage des vom Sächsischen Landtag beschlossenen Haushaltes.

Täglich für ein gutes Leben.

www.lfulg.sachsen.de