



Berner  
Fachhochschule

# Ammoniakemissionen aus Rindviehställen

Literaturstudie aktualisiert



26. August 2022

Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU)

## **Impressum**

**Auftraggeber:** Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, CH-3003 Bern

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

**Auftragnehmer:** Berner Fachhochschule, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, 3052 Zollikofen

**Autoren:** Thomas Kupper, Stéphanie Vuille, Alex Valach

**Begleitung BAFU:** Simone Hofstetter, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, CH-3003 Bern

**Hinweis:** Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

## Inhalt

Zusammenfassung .....	4
1. Ausgangslage und Zielsetzung .....	5
2. Datenquellen für die Literaturrecherche.....	5
3. Resultate und Diskussion.....	6
3.1 Datengrundlage und experimentelle Ansätze Rindviehställe .....	6
3.2 Datengrundlage und experimentelle Ansätze Laufhof.....	6
3.3 Emissionen aus Rindviehställen .....	6
3.4 Einflussfaktoren auf Emissionen aus Rindviehställen .....	8
3.5 Emissionen von Laufhöfen für Rindvieh .....	11
3.6 Entwicklung der Emissionsfaktoren über die Zeit.....	12
4. Schlussfolgerungen .....	13
5. Literatur.....	15
Anhang 1 .....	19

## Zusammenfassung

In einer Literaturrecherche zu Emissionen von Ammoniak aus Rindviehställen basierend auf einer Suche in Web of Science resultierten 37 Studien mit 110 Datensätzen zu Laufställen und 7 Studien mit 15 Datensätzen zu Anbindeställen. Die Datensammlung wurde später um weitere Studien ergänzt. Die Datensätze basieren auf Messungen unter Praxis- oder Praxis ähnlichen Bedingungen. Die Emissionen schwanken über rund eine Grössenordnung innerhalb von Anbindeställen und Laufställen. Im Mittel betragen die Emissionen von Anbindeställen und Laufställen  $3 \text{ kg NH}_3\text{-N Kuh}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  bzw.  $12 \text{ kg NH}_3\text{-N Kuh}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ . Wie erwartet liegen die Werte in der warmen Jahreszeit deutlich höher als im Winter. Als wichtige Einflussgrössen auf die Emissionen wurden die Temperatur und die Luftaustauschrate identifiziert. Der Einfluss des Bodentyps auf die Emissionen geht aus der Datenlage nicht eindeutig hervor. Die Reinigungshäufigkeit von planbefestigten Böden scheint keinen Einfluss auf die Emissionshöhe zu haben. Eine Aussage zur Emissionshöhe in Abhängigkeit des Systems Produktion von Vollgülle oder Produktion von Gülle plus Festmist oder Festmist allein ist aufgrund einer schmalen Datengrundlage für das letztere System und fehlender direkter Systemvergleiche derzeit nicht möglich.

Die Datenlage betreffend Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh ist schmal (4 Studien). Die Emissionshöhe streut über einen weiten Bereich (Milchkühe: rund  $4 \text{ bis } 17 \text{ g NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ ). Die Emissionen pro Milchkuh betragen im Mittel rund  $10 \text{ kg NH}_3\text{-N Tier}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  und liegen damit ähnlich hoch wie die Emissionen aus Laufställen. Die Datenlage ist aufgrund der verwendeten Messtechnik (Kammersysteme) als unsicher einzuschätzen.

Die mit dem Modell Agrammon berechneten Emissionen für Ställe und Laufhöfe stimmen relativ gut mit den vorhandenen Literaturwerten überein. Die Datenlage sollte dennoch mit weiteren Messungen unter Praxisbedingungen verbessert werden. Denn die bisherigen Studien bilden die Vielfalt der Produktionssysteme nur begrenzt ab. Wichtige Grössen wie der Bodentyp von Stall und Laufhof, die Häufigkeit der Reinigung der verschmutzten Flächen sowie Rühren und Entleeren von Güllekanälen und -kellern, und Nutzung von Laufhof und Warteräumen wurden bisher in den Studien nur teilweise berücksichtigt. Ebenso fehlen Messungen von Festmistsystemen sowie Untersuchungen von weiteren Rindviehkategorien weitgehend. Es sind Messkonzepte zu verwenden, welche die Emissionen der ganzen Produktion (Stall und Laufhof) erfassen können. Die Verbesserung der Datenlage ist eine Voraussetzung für zuverlässigere Emissionsrechnungen mittels Agrammon, insbesondere für einzelbetriebliche Anwendungen.

## 1. Ausgangslage und Zielsetzung

Im Rahmen des Göteborg-Protokolls der UNECE Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung ist die Schweiz verpflichtet, regelmässig über den aktuellen Stand der Ammoniakemissionen zu berichten. Die Berechnung der Emissionen erfolgt mit dem Modell Agrammon. Es handelt sich um ein Tier 3 Stofffluss Modell. Im Rahmen der Emissionsrechnungen für die Erstellung der Inventare ist dafür zu sorgen, dass die von den verschiedenen Ländern verwendeten Modelle hinsichtlich der verwendeten Parameter auf validen wissenschaftlichen Grundlagen sowie auf dem aktuellen Wissensstand basieren und konsistent sind.

Rindviehställe produzierten im Jahr 2020 rund 8.7 kt NH<sub>3</sub>-N. Dies entsprach 21% der Emissionen aus der Tierproduktion von 38.4 kt NH<sub>3</sub>-N (Kupper et al., 2022). Die Stufe Stall/Laufhof von Rindvieh ist damit eine der wichtigsten Einzelquellen der landwirtschaftlichen Emissionen. In diesem Zusammenhang wurde 2019 ein Literaturreview über Emissionen aus Rindviehställen durchgeführt (Kupper, 2019). Soweit verfügbar wurden Resultate des Emissionsversuchsstalls (EVS) für Milchvieh in Tänikon eingeschlossen. Weiter erfolgte eine Überprüfung der Datenlage zu Emissionen aus Laufhöfen für Rindvieh.

Inzwischen sind weitere Versuchsdaten publiziert worden. International wurden die Emissionswerte für das Referenzsystem Liegeboxenlaufstall mit Produktion von Vollgülle für Milchkühe geändert (z.B. in Holland: Ogink et al., 2014: Erhöhung von 11 kg NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr auf 13 kg NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde eine Standortbestimmung durchgeführt und der Bedarf hinsichtlich einer allfälligen Anpassung von Emissionsfaktoren geprüft. Die Emissionsdaten wurden auch mit den Resultaten verglichen, welche aus Berechnungen mit dem Agrammon Modell resultieren.

## 2. Datenquellen für die Literaturrecherche

Die ursprüngliche Literaturrecherche zu Emissionen von Ammoniak aus Rindviehställen erfolgte mittels Suche mit Web of Science<sup>1</sup> (Suchbegriffe ammonia and emission and cattle or cow, and hous\* or build\* not pig not sow). Die Suche ergab 230 Treffer. Die grosse Anzahl Treffer erforderte ein weiteres Screening. Dabei wurden ausschliesslich Daten aus peer review Publikationen verwendet, welche aus Praxis ähnlichen Studien stammen. Modellsätze wurden nicht berücksichtigt. Zudem bildete die Metaanalyse von Poteko et al. (2019) eine wichtige Grundlage für die Daten.

Eine Suche in Web of Science mit den Begriffen ammonia, emission, cattle or cow, outdoor yard or exercise yard or feed yard führte zu 17 Treffern. Davon enthielten 4 Publikationen Daten zu Emissionen von Flächen, welche mit denjenigen eines Laufhofs vergleichbar sind.

---

<sup>1</sup> [http://apps.webofknowledge.com/UA\\_GeneralSearch\\_input.do?product=UA&search\\_mode=GeneralSearch&SID=Y1nBhfRE5bdzcyjGU&preferencesSaved=](http://apps.webofknowledge.com/UA_GeneralSearch_input.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&SID=Y1nBhfRE5bdzcyjGU&preferencesSaved=)

### 3. Resultate und Diskussion

#### 3.1 Datengrundlage und experimentelle Ansätze Rindviehställe

Insgesamt wurden rund 50 Publikationen zu Emissionen aus Rindviehställen einbezogen. Ein grosser Teil (44) davon ist in der Metaanalyse von Poteko et al. (2019) enthalten, welche hier weiter analysiert wurden. Davon wurden in 37 Studien Emissionen von Laufställen und in 7 Studien Emissionen von Anbindeställen gemessen. Die Daten stammen fast ausschliesslich von Studien über Milchkühe. Andere Tierkategorien wurden kaum untersucht.

Zur Messung der Emissionen von Rindviehställen kommen die folgenden Methoden zur Anwendung:

- Bei freier Lüftung gemäss Ogink et al. (2013): i) Methode basierend auf der Differenz von Konzentration und Luftaustauschrate, ii) Tracer-Ratio-Methode, iii) Fluss Sammlern (z.B. Ferm Tubes), iv) Kammernmessungen, v) Ausbreitungsmodellierung
- Bei Zwangslüftung kann zusätzlich der Massenfluss des Gases bestimmt werden mittels Messung der Konzentration in der Abluft und der Messung des Luftstroms).

Der grösste Teil der in den Studien untersuchten Laufställen hatte eine freie Lüftung (n=26) und 11 Studien wurden in zwangsbelüfteten Systemen durchgeführt. 12 Studien in Ställen mit freier Lüftung wendeten die Tracer-Ratio-Methode an. 2 Studien basieren auf Kammernmessungen und eine Studie auf Fluss Sammlern. Die übrigen Studien basieren auf Methode i) («Differenz von Konzentration und Luftaustauschrate»).

#### 3.2 Datengrundlage und experimentelle Ansätze Laufhof

Total wurden 4 Publikationen zu Emissionen aus Laufhof oder Laufhof ähnlichen Flächen einbezogen. Misselbrook et al. (2006), Misselbrook et al. (2001) und Pereira et al. (2010) bestimmten die Emissionen mittels Kammersystemen. Die von Keck (1997) verwendete Methode ist nicht bekannt. Vermutlich kam hier ebenfalls ein Kammersystem zur Anwendung.

#### 3.3 Emissionen aus Rindviehställen

Die Daten zu Ammoniakemissionen aus Rindviehställen gemäss der vorliegenden Literaturrecherche sind in Tabelle 1 angegeben. Die Datengrundlage ist für Anbindeställe mit 7 Studien und 15 Datensätzen relativ schmal. Sechs Studien stammen aus den 1990er Jahren und eine von 2008. Die 37 Studien für Laufställe wurden im Zeitraum 1990 bis 2015 durchgeführt. Rund ein Drittel der Studien stammen je aus den 1990er Jahren sowie den Zeitabschnitten 2000 bis 2010 und 2011 bis 2015. Die Daten basieren hier mindestens teilweise auf relativ neuen Studien, und man kann demnach von aktuellerer Messtechnik im Vergleich zu den Studien über Anbindeställen ausgehen. Die Datenlage ist mit 110 Datensätzen auch deutlich breiter.

Die Emissionen schwanken über rund eine Grössenordnung sowohl bei Anbindeställen als auch bei Laufställen (2 bis 10 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> und 0.5 bis 75 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>). Die Medianwerte sind etwas niedriger als die Mittelwerte, was auf eine Verzerrung der Daten durch hohe Maximalwerte hindeutet. Im Sommer liegen die Emissionen rund doppelt so hoch im Vergleich zum Winter. Im Mittel betragen die Emissionen von Anbindeställen und Laufställen 3 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> bzw. 12 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> (Medianwerte). Die Verluste in Prozent TAN liegen bei 19% und 5% für Laufställe bzw. Anbindeställe (Tabelle 1). Die Messungen im EVS Tänikon (Mohn et al., 2018) zeigen mit Jahresemissionen von 21% bis 24% TAN ähnliche Resultate wie die Daten aus der Literatur für Laufställe.

Tabelle 1: Emissionen aus Rindviehställen basierend auf Messungen von Ställen für Milchkühe. Aufgeführt sind: Anzahl Messwerte (n), Mittelwert (MW), Median, Minimum (Min) und Maximum (Max) für die Jahreszeiten Winter, Frühjahr/Herbst (Übergangszeit), und Sommer sowie auf ein Jahr umgerechnet der Emissionen in g NH<sub>3</sub> GV<sup>-1</sup> Tag<sup>-1</sup> (GV eine Kuh mit 500 kg Lebendgewicht) sowie umgerechnet in kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> und in Prozent des von den Tieren ausgeschiedenen TAN (TAN: Total Ammoniacal Nitrogen (engl.; der TAN wird dem löslichen Stickstoff in den Ausscheidungen gleichgesetzt). Datengrundlage Anbindestall und Laufstall: vor allem Studien aufgeführt in Poteko et al. (2019). Unten zum Vergleich: Daten aus Messungen EVS Tänikon (Mohn et al., 2018), EmiDat (Wolf et al., 2022) und Emissionen berechnet mittels Modell Agrammon.

	Winter	Übergangszeit	Sommer	Winter	Übergangszeit	Sommer	Jahr*	
	g NH <sub>3</sub> GV <sup>-1</sup> Tag <sup>-1**</sup>			kg NH <sub>3</sub> -N Kuh <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1***</sup>			% TAN#	
<b>Anbindestall (Poteko et al., 2019)</b>								
n	2	5	8	2	5	8	15	
MW	6	6	14	2	3	5	4	7%
Median	6	6	13	2	2	5	3	5%
Min	4	4	4	2	2	2	2	2%
Max	8	9	26	3	4	10	10	17%
<b>Laufstall (Poteko et al., 2019)</b>								
n	15	61	34	15	61	34	110	
MW	25	35	46	10	14	18	15	24%
Median	19	31	31	7	12	12	12	19%
Min	5	4	1	2	1	0.5	0.5	1%
Max	88	142	191	34	56	75	75	121%
<b>Studien 1 und 2 mit Daten von EVS Tänikon (Laufstall; aus Folien präsen. an Baufachleutetagung)</b>								
1##	35	38	41	14	15	16	15	24%
2###perf.	24	31	46	10	12	18	13	21%
2###plan.	21	33	43	8	13	17	13	21%
<b>Daten aus EmiDat (Wolf et al., 2022)</b>								
n							4	
MW <sup>1</sup>							10	-
MW <sup>2</sup>							11	-
MW <sup>3</sup>							8.2	-
<b>Laufstall Modell Agrammon</b>								
§	-	-	-	-	-	-	14	23%

\*Mittlere Jahresemission

\*\*GV eine Kuh mit 500 kg Lebendgewicht

\*\*\*Angenommenes Lebendgewicht einer Kuh: 650 kg

# Emission in Prozent TAN gerechnet auf ein Jahr. Angenommene Ausscheidung: 61.5 kg TAN pro Kuh und Jahr (Mittelwert Ausscheidung Milchkühe 2015 gemäss Emissionsinventar 2015 (Kupper et al., 2018)).

## Studie 1 Fressstände für Milchkühe I - Erste Ergebnisse der Emissionsmessungen (23.11.2017), Sabine Schrade; Emissionen vom Laufhof sind eingeschlossen.

### Studie 2 Vergleich von perforierten und planbefestigten Laufflächen bei Milchvieh – Ammoniak- und Treibhausgas-Emissionen 20.11.2018), Sabine Schrade; per: perforierter Boden; pl: planbefestigter Boden; Emissionen vom Laufhof sind nicht eingeschlossen.

<sup>1-3</sup> 4 Ställe mit je 6 Messungen über alle Jahreszeiten; <sup>1</sup>: Stall mit perforiertem Boden und Güllekeller, <sup>2</sup>: planbefestigter Boden, <sup>3</sup> perforierter Boden; die Unterschiede zwischen den 3 Stalltypen sind statistisch nicht signifikant.

§ Angenommene Ausscheidung: 61.5 kg TAN pro Kuh und Jahr (Mittelwert Ausscheidung Milchkühe des Emissionsinventars 2015 gemäss Kupper et al. (2018)); Modellparameter: abgebildet ist ein häufiger Fall aus der Praxis mit Laufstall mit Produktion von Vollgülle, Boden des Laufhofs: planbefestigt.

Die Daten aus der Literatur basieren auf Systemen ohne Laufhof. Systeme, wie sie in der Schweiz üblich sind (BTS), werden damit nicht abgedeckt. Die Resultate von Schrade et al. (2012), welche zumindest teilweise die Emissionen von Laufhöfen enthalten, liegen bei

14.1-15.9% TAN (Annahmen betr. N-Ausscheidung gleich wie in Fussnote von Tabelle 1). Die Studie 1 von Agroscope im EVS (Tabelle 1) berücksichtigte ebenfalls die Emissionen vom Laufhof. Die berechnete Emission beträgt 24% TAN. Diese Werte stimmen mit der mittels Agrammon gerechneten Verlusten von 23% TAN gut überein.

Bougouin et al. (2016) geben im Rahmen einer Meta-Analyse für Laufställe Emissionen von 12 und 15 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> für Laufställe mit Spaltenboden bzw. Festboden an. In dieser Studie sind auch Messungen aus warmen Regionen (USA, Südeuropa) enthalten, welche im Vergleich zu mitteleuropäischen klimatischen Bedingungen höhere Werte aufweisen. Dennoch stimmen die Werte mit denjenigen von Tabelle 1 relativ gut überein. Hristov et al. (2011) geben Emissionen von 21 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> an, die sie im Rahmen eines Reviews von 31 Datensätzen bestimmt hatten. Qu et al. (2021) bestimmten im Rahmen einer Meta-Analyse (27 Studien, 100 Datenpunkte) mittlere Emissionen von 14.1 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> (95% Vertrauensintervall: 11.9-16.2 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>; Annahme Gewicht pro Kuh: 650 kg). Die Datengrundlage ist ähnlich wie diejenige von Poteko et al. (2019), beinhaltet Laufställe und Anbindeställe, wobei von den Letzteren nur wenige Datensätze in die Meta-Analyse eingeschlossen waren.

Huang und Guo (2017) sowie Schmithausen et al. (2018) fanden Emissionen von 21 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> bzw. 10 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> in Laufställen mit freier Lüftung. Wolf et al. (2022) bestimmten leicht niedrigere Emissionen (8.2-11 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>) im Vergleich zu den übrigen Werten. Kammer et al. (2020) fanden Emissionen von 17.3 (±12.7) kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> in einer Messkampagne in Frankreich (Region Paris) über 8 Tage in den Monaten November und Dezember, was deutlich über den Werten von Tabelle 1 liegt. In einer Messkampagne über ein ganzes Jahr bestimmten Janke et al. (2020) Emissionen zwischen 12.8 und 15.4 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>. Weitere neuere Studien (Almeida et al., 2022; Mazur et al., 2021, Witkowska et al., 2020), welche teilweise Systeme mit Produktion von Mist untersuchten, fanden Emissionswerte im Bereich wie angegeben in Tabelle 1.

Groot Koerkamp et al. (1998)<sup>2</sup>, Ogink et al. (2014), Sommer et al (2019) und UNECE (2014) geben für Anbindeställe deutlich niedrigere Emissionen an im Vergleich zu Laufställen. Bluteau et al. (2009) bestimmten für zwei Anbindeställe Emissionen von 2 und 4 kg NH<sub>3</sub>-N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> (Winter und Sommer), wobei rund ein Drittel bis die Hälfte der Herde Aufzuchtrinder und der Rest Milchkühe in Laktation waren. Maasikmets et al. (2015) geben dagegen für Anbinde- und Laufstall ähnlich hohe Emissionen an. Diese Daten sollten jedoch nicht verwendet werden (Erläuterungen dazu in Anhang 1). Kavolelis (2006) fand ebenfalls gleich hohe bis höhere Emissionen von einem Anbindestall im Vergleich zu Laufställen. Diese Messdaten sind ebenfalls mit Vorsicht zu verwenden. Die Messungen basieren vermutlich eher auf Stichproben ('it was measured about once a month') und entsprechen demnach nicht einem wissenschaftlichen Standard.

### 3.4 Einflussfaktoren auf Emissionen aus Rindviehställen

Poteko et al. (2019) untersuchten verschiedene Einflussfaktoren und Abhängigkeiten der Emissionen aus Rindviehställen. Die wichtigsten Schlüsse sind wie folgt: (i) zwischen den Emissionen von NH<sub>3</sub> und CH<sub>4</sub> besteht eine enge Korrelation. (ii) Die Emissionen in Laufställen steigen mit zunehmender Temperatur an. Dies stimmt mit Sanchis et al. (2019) überein. Im Rahmen einer Metaanalyse fanden diese eine Zunahme der Emissionen um 1.47 g NH<sub>3</sub> pro Kuh und Tag pro Zunahme um ein Grad Celsius. In der gleichen Studie wurde ein Anstieg der Verluste von 0.007 g NH<sub>3</sub> pro Kuh und Tag je Erhöhung der Luftaustauschrate um

---

<sup>2</sup> Groot Koerkamp et al. (1998) geben einen Datensatz an, in dem Emissionsdaten von Anbindeställen mit Produktion von Festmist und von Laufställen mit Produktion von Festmist in einem Datensatz aggregiert sind. Eine Unterscheidung zwischen Anbindestall und Laufstall ist daher nicht möglich.

100 m<sup>3</sup> pro Kuh und Stunde gefunden. Hempel et al. (2016) und Schrade et al. (2012) fanden eine exponentielle Zunahme der Emissionen mit der Temperatur. (iii) Die Emissionen in Laufställen unterscheiden sich gemäss Poteko et al. (2019) nicht zwischen Systemen mit planbefestigten und perforierten Böden. Dies stimmt mit den Daten von Wolf et al. (2022) überein.

Unterschiede zwischen Systemen mit Produktion von Vollgülle und Gülle plus Festmist oder Festmist allein wurden in vorliegenden Reviews nicht diskutiert (Bougouin et al., 2016; Hristov et al., 2015; Poteko et al., 2019). Die Datenlage für Messdaten von Systemen mit Produktion von Festmist ist deutlich schmaler (Almeida et al., 2022; Mosquera et al., 2006; Rzeznik et al., 2016; Witkowska et al., 2020) als für solche mit Produktion von Vollgülle. Ein schlüssiger Vergleich der Emissionshöhe zwischen Laufställen mit Produktion von Vollgülle und Gülle plus Festmist oder Festmist allein fehlt bisher. Die Daten von Mosquera et al. (2006), Rzeznik et al. (2016) und Witkowska et al. (2020) suggerieren höhere Emissionen für Systeme mit Festmist und diejenigen von Demmers et al. (1998), Groot Koerkamp et al. (1998), Mazur et al. (2021) und Sommer et al. (2019) das Gegenteil. Bei Demmers et al. (1998) schloss das System mit Festmist einen Stall für Masttiere ein und für das System Vollgülle wurde ein Stall mit Milchkühen verwendet; trotz Skalierung der Emissionsdaten auf Grossvieheinheiten (GVE; Lebendgewicht für eine GVE: 500 kg) bleibt ein Vergleich der Emissionshöhe unsicher. Groot Koerkamp et al. (1998) geben einen Datensatz an, in dem Emissionsdaten von Anbindeställen mit Produktion von Festmist und von Laufställen mit Produktion von Festmist in einem Datensatz aggregiert sind. Die Anzahl Anbindeställe und Laufställe in diesem Datensatz ist nicht bekannt. Die niedrigere Emission des Systems mit Produktion von Festmist könnte daher auch auf den Effekt des Anbindestalls zurückzuführen sein. Sommer et al. (2019) unterschieden bei der Angabe von Emissionsfaktoren für Systeme mit Laufställen mit Produktion von Festmist ('Dairy cows - solid') ebenfalls nicht korrekt zwischen Datensätzen für Laufställe und Anbindeställe. Die unterschiedlichen Emissionsfaktoren von Sommer et al. (2019) für die Systeme 'Dairy cows - slurry' und 'Dairy cows - solid' basieren auf teilweise fehlerhafter Verwendung von Grundlegenden Daten und sollten daher nicht verwendet werden. Die Frage, ob sich Systeme mit Produktion von Vollgülle und Produktion von Gülle plus Festmist oder Festmist allein aufgelöst nach Anbindestall und Laufstall unterscheiden, muss offenbleiben. Für eine schlüssige Beantwortung dieser Frage müsste eine grosse Anzahl Messdaten vorliegen, was für Systeme mit Produktion von Festmist bisher nicht zugriff, oder Daten aus Parallelmessungen beider Systeme müssten in einem Versuchsstall generiert werden.

Ähnlich wie Poteko et al. (2019) untersuchten Qu et al. (2021) Faktoren, welche die Emissionen beeinflussen: Bodentyp (fest, perforiert), Reinigung der Laufflächen (Abschieben, Spülen), Konzentrationsmessung von Ammoniak (Spektroskopie, photoakustischer Gasetektor), Bestimmung der Lüftungsrate (CO<sub>2</sub>-Bilanz, Tracer-Ratio-Methode, Anemometer, Passivsammler, Ausbreitungsmodellierung). Sie fanden keinen Unterschied bezüglich Höhe der Emissionen zwischen Systemen mit planbefestigten und perforierten Böden. Ebenso zeigte der Faktor Reinigung der Laufflächen keinen Unterschied zwischen den beiden Systemen. Die Methoden zur Gasmessung und zur Bestimmung der Luftaustauschrate unterschieden sich ebenfalls nicht bezüglich Emissionshöhe.

Baldini et al. (2016) fanden nur etwa halb so hohe Emissionen von perforierten Laufflächen im Vergleich zu planbefestigten Laufflächen auf zwei Betrieben, die mit einem Schieber fünf Mal bzw. zwei Mal pro Tag gereinigt wurden. Die niedrigste Emission resultierte von einer planbefestigten Lauffläche mit 3% Gefälle, welche zwei Mal pro Tag à je 10 Min. mit 150 L pro Sekunde mit der flüssigen Phase von separierter Gülle gespült wurde. Die Verluste lagen um ca. 50% niedriger im Vergleich zum Betrieb mit perforierten Flächen. Pereira et al. (2011) fanden in einer Modellstudie höhere Emissionen von planbefestigten Böden im Vergleich zu perforierten Böden. Der mit der Studie abgedeckte Temperaturbereich lag

zwischen 5 und 25°C. Schiefler (2013) verglich die Emissionen von Stallabteilen (perforierter Boden) mit intensiver Durchmischung (iD) der Gülle (zweimal täglich à je 30 Minuten) und mit wenig intensiver Durchmischung (wD). Beide Abteile iD und wD hatten einen gemeinsamen, nicht abgetrennten Güllekeller. Abteil iD lag direkt angrenzend an das Rührwerk, Abteil wD in ca. 15 m Entfernung davon, was zu einer intensiven bzw. wenig intensiven Durchmischung der Gülle in den Abteilen iD und wD führte. Zusätzlich wurden die Emissionen von einem Abteil mit planbefestigtem Boden gemessen. Die Emissionen nahmen zu vom Abteil mit perforiertem Boden wD < Abteil mit planbefestigtem Boden < Abteil mit perforiertem Boden iD. Die Emissionen betragen 19, 22 und 24 kg NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>. Das intensive Homogenisieren der Gülle unter dem perforierten Boden führte im Jahresmittel demnach zu signifikant höheren Emissionen (+29%) im Vergleich zum weniger intensiven Homogenisieren.

Studien zum Einfluss der Häufigkeit der Reinigung von planbefestigten Flächen sind nur vereinzelt verfügbar. Braam et al (1997) fanden keinen Unterschied zwischen den Emissionen eines Laufstalls mit Spaltenbodens und einem nicht geneigten, planbefestigtem Boden bei einer Reinigungshäufigkeit mittels Schieber von 12 Mal pro Tag. Eine Erhöhung auf 96 Mal pro Tag bewirkte eine Emissionsreduktion um 5%. Ellis et al. (2001) fanden keinen signifikanten Effekt der Reinigung des befestigten Bodens eines nicht überdachten Bereichs eines Laufstalls. Bei Kroodsmas et al. (1993) lag keine Emissionsreduktion vor bei Reinigung eines planbefestigten Bodens und eines Spaltenbodens mittels Schieber in einem zwangsgelüfteten Praxisstall (Reinigung mit Schieber: vermutlich 1 Mal pro Stunde; Messung vermutlich über 4 bis 5 Monate mittels Lindvall Box). Ross et al. (2021) verglichen die Emissionen von befestigten Flächen gereinigt mittels Abspülen mit Wasser (Flushing) oder Abschieben der Exkremente von Hand in einen Ablauf (Scraping). Beide Vorgänge dauerten ca. 10 Minuten. Die Versuche wurden in Respirationenkammern mit 3 Kühen durchgeführt. Abschieben der Exkremente führte zu einer Zunahme der Emissionen im Vergleich zum Abspülen um rund 50 bis 70%. Moreira und Satter (2006) fanden keinen Einfluss der Häufigkeit der Reinigung auf die Höhe der Emissionen. Allerdings basieren ihre Ergebnisse auf dem N-P Verhältnis in der Gülle und nicht auf Emissionsmessungen. Winter und Linke (2017) fanden in einem Laufhof mittels Kammermessungen nach dem Einsatz eines Schiebers um 8% tiefere Emissionen als vor dem Schieber. Die Emissionen stiegen mit zunehmendem Verschmutzungsgrad des Bodens an.

Die Häufigkeit der Reinigung von planbefestigten Flächen mittels Entmistungsroboter und ihr Einfluss auf die Emissionen war Gegenstand von wenigen Studien. Entmistungsroboter sind akkubetrieben und reinigen perforierte Laufflächen durch Abschieben und Drücken des Kotes durch die Spalten (Leinweber et al., 2019). Neuere Typen nehmen die Exkremente direkt in den Tank des Geräts auf<sup>3</sup> und werfen sie periodisch in eine Vorgrube ab. Entmistungsroboter sind im Vergleich zu fest installierten Schiebern flexibler und können im Gegensatz zu diesen neben den Laufgängen entlang der Fressachse und Liegeboxen auch Quergänge reinigen (Leinweber et al., 2019). Chiumenti et al. (2018) untersuchten die Emissionsreduktion aufgrund der Reinigung mittels Roboter (Discovery, Lely, Niederlande; schiebender Roboter) von Betonspalten und mit Gummimatten belegten Flächen in einem Praxisstall über 6 Monate. Die Messungen erfolgten mittels Kammermethode und die Konzentrationsmessungen mittels photoakustischen Multigasmonitoren (Innova 1302). Kammermessungen liefern aufgrund der möglichen Wechselwirkungen zwischen der emittierenden Oberfläche und den Kammern und des Einflusses der Kammern auf die Bedingungen an der emittierenden Fläche nur qualitative Resultate und sind aufgrund der kleinen

---

<sup>3</sup> <https://www.agrartechnik.ch/zeitschrift/schweizer-landtechnik/newsticker/artikel/roboter-fuer-die-reinigung-planbefestigter-stallflaechen/>

Fläche (in Chiumenti et al. (2018): 4 Kammern à je 0.165 m<sup>2</sup>) und der damit verbundenen Schwierigkeit, die Verhältnisse auf der Gesamtheit der Laufflächen repräsentativ abzubilden, von begrenzter Aussagekraft (Ogink et al., 2013). Photoakustische Multigasmonitoren sind ausserdem problematisch hinsichtlich möglicher Messfehler aufgrund von Interferenzen (Hassouna et al., 2013; Liu et al., 2020). Die Messungen von der mittels Roboter gereinigten Fläche erfolgten unmittelbar nach der Reinigung und 5 Stunden danach. In dieser Studie wurde bei beiden Bodentypen keine Emissionsreduktion aufgrund der Reinigung mittels Roboter gefunden. Schrade et al. (2019) untersuchten NH<sub>3</sub>-Emissionen bei perforiertem Boden im Vergleich zu planbefestigtem Boden im Emissionsversuchsstall Tänikon (Mohn et al., 2018). In dieser Studie fuhr der Roboter (Lely Discovery 90 SW, Lely Industries, Maaslouis, Niederlande; schiebender Roboter) im Stallabteil mit perforiertem Boden täglich 24 Mal eine Route entlang der Liegeboxen inklusive Laufgang zwischen den Liegeboxen ab, reinigte den Fressgang drei Mal und die Quergänge fünf Mal pro Tag. Bei allen Fahrten wurde Wasser versprüht. Das andere Stallabteil hatte planbefestigte Laufflächen ohne Gefälle mit einem Gummibelag der Marke KURA P (Kraiburg, Tittmoning, Deutschland), die zwölf Mal täglich mit stationären Schiebern entmistet wurden. Die Entmistung der Quergänge erfolgte fünf Mal täglich manuell. Schrade et al. (2019) fanden gleich hohe oder höhere NH<sub>3</sub>-Emissionen bei perforiertem Boden im Vergleich zu planbefestigtem Boden.

Mendes et al. (2017) geben basierend auf einem mechanistischen Modell eine Emissionsreduktion von 17% und 22% für die Reinigung von planbefestigten Flächen mittels Schieber von 6 bzw. 10 Mal pro Tag an im Vergleich zu einem System mit Spaltenboden ohne Reinigung der Flächen und ohne emissionsmindernde Massnahmen. Dies steht im Gegensatz zu den Ausführungen oben. Sie schreiben, dass die Modellresultate gut mit vorliegenden Studien übereinstimmen. Zum Vergleich geben sie Resultate von Braam et al. (1997) an. Allerdings verwenden sie die Daten von Braam et al. (1997), welche vom Boden mit Gefälle und raschem Harnabfluss stammen. Eine Vergleichbarkeit für Böden ohne Gefälle ist damit nicht gegeben. Braam et al. (1997) und Zähler et al. (2017) zeigten eine Emissionsreduktion bei raschem Harnabfluss aufgrund eines geneigten Bodens, der mittels eines automatisierten Schiebers mindestens 12 Mal pro Tag gereinigt wurde. Im Rahmen eines Austauschs via Email argumentierten die Autoren, dass die Reinigung mittels Schieber die Höhe der mit Harn bedeckten Fläche vermindert. In einer früheren Modellstudie (Snoek et al., 2014) wurde diese Grösse als zweitwichtigster Parameter nach dem pH-Wert des Harns auf den Flächen identifiziert. Sie gaben aber auch an, dass das Modell nicht validiert ist, und im Zusammenhang mit Empfehlungen für die Praxis mit Vorsicht verwendet werden sollte. Dementsprechend empfahlen sie eine Emissionsreduktion von 10-15% für die Region Flandern, wenn planbefestigte Flächen mittels Schieber gereinigt werden<sup>4</sup>. Im Rahmen der Korrespondenz konnten die Widersprüche (insbesondere Unstimmigkeiten zwischen modellierten und gemessenen Daten) nicht geklärt werden. Eine neue Studie (Hempel et al., 2022) weist auf die Wichtigkeit des Reinigungseffekts von Schiebern auf die Emissionen im Rahmen von Modellen hin. Auch hier lagen jedoch keine Angaben zum Reinigungseffekt vor.

### 3.5 Emissionen von Laufhöfen für Rindvieh

Tabelle 2 zeigt die Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh. Die meisten Daten stammen aus Grossbritannien und umfassen Flächen, auf welchen sich die Tiere periodisch aufhalten (z.B. vor dem Melken (Collecting yard) oder zur Fütterung; Feeding yard). Die Aufenthaltsdauer von 3 bis 5 Stunden (Misselbrook et al., 2006) ist vergleichbar mit derjenigen, die im Modell Agrammon für die Option keine Fütterung von

---

<sup>4</sup> Ein Referenzsystem haben die Autoren nicht angegeben. Man kann davon ausgehen, dass sich die Emissionsreduktion auf ein System mit Spaltenboden ohne Reinigung der Flächen und ohne emissionsmindernde Massnahmen bezieht.

Grundfutter im Laufhof von 1 bis 2 Stunden pro Tag sowie Fütterung von Grundfutter teilweise im Laufhof von 3 bis 4 Stunden pro Tag implementiert ist (Kupper, 2018). Die Emissionshöhe streut über einen weiten Bereich (Milchkühe: rund 4 bis 17 g NH<sub>3</sub>-N m<sup>-2</sup> Tag<sup>-1</sup>; Tabelle 2). Wie bei den Emissionen aus Rindviehställen liegen die Verluste im Sommer höher als in den kühleren Jahreszeiten. Die Emissionen pro Milchkuh betragen im Mittel rund 10 kg NH<sub>3</sub>-N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> und erreichen bis zu 30 kg NH<sub>3</sub>-N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> (Masttiere: im Mittel rund 7 kg NH<sub>3</sub>-N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> und bis zu 16 kg NH<sub>3</sub>-N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>). In der Studie von Yang et al. (2022) nahmen die Emissionen bei Laufhöfen von Betrieben mit 540, 1000, 1800 Milchkühen mit zunehmender Reinigungshäufigkeit des Laufhofs ab: Emissionen bei Reinigung alle 5-6 Tage > alle 2-3 Tage > alle 1-2 Tage. Der Boden der Laufhöfe bestand aus Sand oder Steinen ('Brick'). Der Betrieb mit Reinigung alle 5-6 Tage verwendete zusätzlich die Feststoffe aus der fest-flüssig Separierung der Gülle, welche auf dem Betrieb anfiel, als Einstreuematerial im Laufhof. Dieser Betrieb wies um einen Faktor von rund 10 höhere Emissionen auf als die anderen Betriebe.

Die im Laufhof produzierten Emissionen sind also wesentlich und liegen teilweise ähnlich hoch wie diejenigen aus Ställen. Aufgrund der Anwendung von Kammern für die Messungen sind die Daten jedoch als unsicher einzuschätzen<sup>5</sup>.

Tabelle 2: Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh in g NH<sub>3</sub>-N m<sup>-2</sup> Tag<sup>-1</sup> sowie umgerechnet in kg NH<sub>3</sub>-N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>.

		g NH <sub>3</sub> -N m <sup>-2</sup> Tag <sup>-1</sup>	kg NH <sub>3</sub> -N Tier <sup>-1</sup> Jahr <sup>-1</sup>	Quelle
Milchkühe	Laufhof	4.3	-	Keck (1997)
Milchkühe	Collecting yard	4.9	-	Misselbrook et al. (2001)
Milchkühe	Collecting yard	6.7	-	Misselbrook et al. (2001)
Milchkühe	Feeding yard	17	-	Misselbrook et al. (2001)
Milchkühe	Laufhof	3.1	-	Pereira et al. (2010)
Milchkühe	Laufhof	3.8	-	Pereira et al. (2010)
Milchkühe	Laufhof	7.4, 13, 77	2.7, 4.6, 28	Yang et al. (2022)
Milchkühe	Collecting yard	5.5-13	1.4-30	Misselbrook et al. (2006)
Masttiere	Feeding yard	5.3		Misselbrook et al. (2001)
Masttiere	Feeding yard	1.0-8.6	2.5-16	Misselbrook et al. (2006)

Zum Vergleich können auch Studien von Feedlots beigezogen werden. Die Verhältnisse zur Bildung von Emissionen dürfte ähnlich sein wie bei Laufhöfen (freie Anströmung der emittierenden Flächen, nicht automatisierte Reinigung der verschmutzten Flächen). McGinn und Flesch (2018) sowie Waldrip et al. (2014) bestimmten Emissionen von rund 25 bis 35 kg NH<sub>3</sub>-N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> für Masttiere. Bei Milchkühen und unter sehr warmen Bedingungen können die Emissionen um einen Faktor von rund 3 höher liegen (Todd et al., 2015). Diese Zahlen sind jedoch eher als Maximalwerte für Emissionen von Laufhöfen zu betrachten.

### 3.6 Entwicklung der Emissionsfaktoren über die Zeit

In den Niederlanden wurden die Emissionsfaktoren für das Referenzsystem Liegeboxenlaufstall mit Produktion von Vollgülle für Milchkühe von 11 kg NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr auf 13 kg NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr erhöht (Ogink et al., 2014). Dies entspricht einer Zunahme um 18%, welche auf sämtliche Systeme der Rav Liste<sup>6</sup> extrapoliert wurde. Die Erhöhung wurde mit neueren Messungen von Mosquera et al. (2010), welche höhere Werte

<sup>5</sup> Limitierungen von Kammermessungen: Schwierigkeit einer repräsentativen Beprobung der emittierenden Flächen aufgrund von deren räumlichen Heterogenität; Interaktionen Kammern-emittierende Flächen; Kammermessungen sind nur möglich bei Abwesenheit der Tiere. Es ist jedoch von einer Beeinflussung der Emissionen aufgrund der Aktivitäten der Tiere auszugehen (Ogink et al., 2013).

<sup>6</sup> Rav: Regeling ammoniak en veehouderij=Regulierung bez. Ammoniakemissionen in der Nutztierhaltung; <https://www.infomil.nl/onderwerpen/landbouw/emissiearme-stalsystemen/emissiefactoren-per/map-staltypen/hoofdcategorie/>

zeigten als die Grundlage für die damals vorliegenden Emissionswerte (Monteny et al., 2001). Als Ursache wurden neuere Methoden der Fütterung, Produktionsniveau und Stallsystem genannt.

Gemäss Modellrechnung mittels Agrammon liegen die Ammoniakemissionen aus einem Laufstall für Milchkühe um 5% bzw. 13% niedriger, wenn die Parameter für Fütterung und Milchleistung für die Stichjahre 1990 bzw. 2002 anstelle von denjenigen für 2019 eingegeben werden.

Dies bedeutet, dass das Modell über diesen Zeitraum zunehmende Emissionen produziert und damit einen Verlauf modelliert, wie er in den Niederlanden angenommen wird, wenn auch nicht im gleichen Ausmass. Der zunehmende Verlauf wird durch Änderungen von Fütterung und Produktionsniveau (Milchleistung) verursacht. Ein allfälliger Beitrag des Stallsystems zur Zunahme der Emissionen (d.h. Änderungen der Einrichtungen im Laufstall oder der Grösse der Laufflächen), welches sich über die Zeit hat verändern können, und zu z.B. einer grösseren verschmutzten Fläche geführt hätte, wird dabei nicht berücksichtigt.

Die Abbildung einer Emissionsänderung aufgrund des Stallsystems ist schwierig umzusetzen, da die Datengrundlage in der Schweiz dazu fehlt. Messungen liegen von Schrade et al. (2012) sowie später vom Emissionsversuchsstall Tänikon (Tabelle 1) vor. Diese Datengrundlage deckt nur den Zeitraum nach ca. 2010 ab. Für die Zeit davor liegen für die Schweiz im Gegensatz zu den Niederlanden keine Messdaten vor. Die Datengrundlage ist damit für eine Anpassung von Emissionsfaktoren nicht vorhanden. Allenfalls könnten Erhebungen zum Flächenangebot und zur Bauweise von Laufställen über die letzten 20 bis 30 Jahre Hinweise liefern, wie sich der Basisemissionsfaktor entwickelt haben könnte. Eine solche Erhebung ist jedoch nicht Gegenstand des vorliegenden Projekts und wurde daher nicht umgesetzt.

#### **4. Schlussfolgerungen**

Die folgenden Erkenntnisse aus der vorliegenden Analyse sind relevant für die Modellrechnungen mit Agrammon:

Die Emissionsraten für Laufställe des Modells Agrammon ohne Laufhof (18.1% TAN) stimmen relativ gut mit Werten aus der Literatur überein (meist im Bereich 20% TAN). Bei Anbindeställen liegt die in Agrammon verwendete Emissionsrate (6.7% TAN) etwas höher als die Werte aus der Literatur (5% TAN).

Agrammon unterscheidet nicht zwischen den Emissionen von planbefestigten und perforierten Böden. Die Daten aus der Literatur sind nicht eindeutig. Die schweizerischen Messungen beim Emissionsversuchsstall Tänikon zeigen keine Differenzen hinsichtlich Emissionen der beiden Bodentypen. Zur Reinigungshäufigkeit mittels Schieber liegen nur wenige Daten vor. Diese geben grossmehrheitlich keine Hinweise auf eine Änderung der Emissionen aufgrund unterschiedlicher Reinigungshäufigkeit. Daher drängt sich in Agrammon momentan keine Differenzierung der Emissionen nach Bodentypen und Reinigungshäufigkeit auf.

Die Emissionen von Laufhöfen, obwohl auf empirischen Annahmen und Extrapolation von Messdaten basierend, scheinen in Agrammon adäquat abgebildet zu sein bzw. stimmen relativ gut überein mit Messungen, welche sowohl Laufstall und Laufhof umfassen. Allerdings sind die Unsicherheiten gross, da die Datengrundlage sehr schmal ist (wenige Messungen von Laufställen, welche Laufhöfe miteinschliessen; Emissionen von Laufhöfen und Laufhof ähnlichen Flächen für Rindvieh sind als unsicher einzuschätzen).

Insgesamt ist die Datengrundlage mit rund 60 Studien mit Messungen der Emissionen von Laufställen und weniger als 10 Studien zu Anbindeställen schmal. Daten von älteren

Messungen (rund ein Drittel der Studien) sind mit Vorsicht zu verwenden, da die Unsicherheit aufgrund der verwendeten Messtechnik als hoch einzuschätzen ist. Neuere Methoden (Tracer-Ratio-Methode, Ausbreitungsmodellierung) dürften zuverlässiger sein (Bühler et al., 2021). Auch bei neueren Messungen, welche auf einer CO<sub>2</sub>-Bilanz zur Erfassung der Luftaustauschrate basieren und/oder kurzen Messzeiten der Konzentrationen basieren, ist von einer gewissen Unsicherheit auszugehen.

Eine Anpassung des Basis-Emissionsfaktors für Laufställe aufgrund von Änderungen der Stallsysteme über die Zeit ist für die Schweiz wegen fehlender Messdaten für Emissionen aus Ställen zu unterschiedlichen Zeitpunkten innerhalb der letzten 20 bis 30 Jahre derzeit nicht umsetzbar. Änderungen von Fütterung und Produktionsniveau über die vergangenen zwei bis drei Dekaden werden in der Emissionsrechnung dagegen abgebildet.

Emissionsmessungen erfolgten zu einem grösseren Teil in Versuchsställen, welche unter praxisnahen Bedingungen bewirtschaftet wurden. Dennoch können solche Messungen die Breite der Bedingungen, welche in der Praxis zu erwarten sind, kaum ausreichend abdecken. Für Systeme mit Produktion von Festmist sind zudem kaum Messungen vorhanden. Die Emissionen von Laufhöfen sind auch ungenügend untersucht.

Insgesamt sollte die Datenlage mit weiteren Messungen unter Praxisbedingungen vergrössert werden. Dabei sollte die Vielfalt der Produktionssysteme abgebildet werden. Wichtige Grössen sind das System (Produktion von Vollgülle, Festmist), der Bodentyp von Stall und Laufhof, die Häufigkeit der Reinigung der verschmutzten Flächen sowie Röhren und Entleeren von Güllekanälen und -kellern sowie die Nutzung von Laufhof und Warteräumen. Es sind Messkonzepte zu verwenden, welche die Emissionen der ganzen Produktion (Stall, Laufhof, Warteraum Melkstand) erfassen können. Zudem könnte sich auch mit der Verwendung von neuen Technologien (z.B. Melkroboter anstatt Melkstand) die Verschmutzung der Flächen oder die Grösse der verschmutzten Flächen verändern. Solche Entwicklungen sollten in künftige Messaktivitäten möglichst einfließen. Messkonzepte, welche die Emissionen der ganzen Produktion (Stall und Laufhof) erfassen können, sind zu bevorzugen.

## 5. Literatur

- Almeida, J.G.R., Lorinquer, E., Robin, P., Ribeiro-Filho, H.M.N., Edouard, N. 2022. Ammonia and nitrous oxide emissions from dairy cows on straw-based litter systems. *Atmosphere* 13(2).
- Baldini, C., Borgonovo, F., Gardoni, D., Guarino, M. 2016. Comparison among NH<sub>3</sub> and GHGs emissive patterns from different housing solutions of dairy farms. *Atmos. Environ.* 141: 60-66.
- Bluteau, C.V., Masse, D.I., Leduc, R. 2009. Ammonia emission rates from dairy livestock buildings in Eastern Canada. *Biosyst. Eng.* 103(4): 480-488.
- Bougouin, A., Leytem, A., Dijkstra, J., Dungan, R.S., Kebreab, E. 2016. Nutritional and Environmental Effects on Ammonia Emissions from Dairy Cattle Housing: A Meta-Analysis. *J. Environ. Qual.* 45(4): 1123-1132.
- Braam, C.R., Ketelaars, J., Smits, M.C.J. 1997. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Neth. J. Agric. Sci.* 45(1): 49-64.
- \*Bühler, M., Häni, C., Ammann, C., Mohn, J., Nefel, A., Schrade, S., Zähler, M., Zeyer, K., Brönnimann, S., Kupper, T. 2021. Assessment of the inverse dispersion method for the determination of methane emissions from a dairy housing. *Agric. For. Meteorol.* 307: 108501.
- \*Chiumenti, A., da Borso, F., Pezzuolo, A., Sartori, L., Chiumenti, R. 2018. Ammonia and greenhouse gas emissions from slatted dairy barn floors cleaned by robotic scrapers. *Res. Agr. Eng.* 64,(1): 26-33.
- \*Demmers, T.G.M., Burgess, L.R., Short, J.L., Phillips, V.R., Clark, J.A., Wathes, C.M. 1998. First experiences with methods to measure ammonia emissions from naturally ventilated cattle buildings in the UK. *Atmos. Environ.* 32(3): 285-293.
- Ellis, S., Webb, J., Misselbrook, T., Chadwick, D. 2001. Emission of ammonia (NH<sub>3</sub>), nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>) from a dairy hardstanding in the UK. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60(1-3): 115-122.
- \*Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schroder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M. 1998. Concentrations and Emissions of Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe. *J. Agr. Eng. Res.* 70(1): 79-95.
- \*Hassouna, M., Robin, P., Charpiot, A., Edouard, N., Meda, B. 2013. Infrared photoacoustic spectroscopy in animal houses: Effect of non-compensated interferences on ammonia, nitrous oxide and methane air concentrations. *Biosyst. Eng.* 114(3): 318-326.
- \*Hempel, S., Ouatahar, L., Janke, D., Doumbia, E.M., Willink, D., Amon, B., Bannink, A., Amon, T. 2022. Ammonia emission prediction for dairy cattle housing from reaction kinetic modeling to the barn scale. *Comput. Electron. Agric.* 199: 107168.
- \*Hempel, S., Saha, C.K., Fiedler, M., Berg, W., Hansen, C., Amon, B., Amon, T. 2016. Non-linear temperature dependency of ammonia and methane emissions from a naturally ventilated dairy barn. *Biosyst. Eng.* 145: 10-21.
- \*Janke, D., Willink, D., Ammon, C., Hempel, S., Schrade, S., Demeyer, P., Hartung, E., Amon, B., Ogink, N., Amon, T. 2020. Calculation of ventilation rates and ammonia emissions: Comparison of sampling strategies for a naturally ventilated dairy barn. *Biosyst. Eng.* 198: 15-30.
- Hristov, A.N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., McAllister, T.A., Ndegwa, P.M., Rotz, A. 2011. Review: Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots. *Can. J. Anim. Sci.* 91(1): 1-35.

- Huang, D.D., Guo, H.Q. 2017. Diurnal and seasonal variations of odor and gas emissions from a naturally ventilated free-stall dairy barn on the Canadian prairies. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 67(10): 1092-1105.
- \*Kammer, J., Decuq, C., Baisnee, D., Ciuraru, R., Lafouge, F., Buysse, P., Bsaibes, S., Henderson, B., Cristescu, S.M., Benabdallah, R., Chandra, V., Durand, B., Fanucci, O., Petit, J.E., Truong, F., Bonnaire, N., Sarda-Estevé, R., Gros, V., Loubet, B. 2020. Characterization of particulate and gaseous pollutants from a French dairy and sheep farm. *Sci. Total Environ.* 712.
- \*Kavolelis, B. 2006. Impact of animal housing systems on ammonia emission rates. *Pol. J. Environ. Stud.* 15(5): 739-745.
- Keck, M. 1997. Ammonia emission and odour thresholds of cattle houses with exercise yards. In: Voermans, J. A. M., Monteny, G. J., (eds.). Ammonia and odour emissions from animal production facilities, Proceedings of the International Symposium. Research Station for Pig Husbandry (PV), Rosmalen. p 349-354.
- Kupper, T. 2019. Ammoniakemissionen aus Rindviehställen. CH-3052 Zollikofen: Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Kupper, T. 2018. Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon (Stand 2018) (<http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/>). Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Kupper, T., Bonjour, C., Menzi, H., Bretscher, D., Zaucker, F. 2018. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990-2015 URL: <http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/>. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- \*Leinweber, T., Zähler, M., Schrade, S. 2019. Evaluation of a dung-removal robot for use in dairy housing from an ethological and process-engineering point of view. *Landtechnik* 74(3): 55-68.
- \*Liu, D., Rong, L., Kamp, J., Kong, X., Adamsen, A.P.S., Chowdhury, A., Feilberg, A. 2020. Photoacoustic measurement with infrared band-pass filters significantly overestimates NH<sub>3</sub> emissions from cattle houses due to volatile organic compound (VOC) interferences. *Atmos. Meas. Tech.* 13(1): 259-272.
- \*Maasikmets, M., Teinemaa, E., Kaasik, A., Kimmel, V., 2015. Measurement and analysis of ammonia, hydrogen sulphide and odour emissions from the cattle farming in Estonia. *Biosyst. Eng.* 139, 48-59.
- \*Mazur, K., Roman, K., Wardal, W.J., Borek, K., Barwicki, J., Kierończyk, M. 2021. Emission of harmful gases from animal production in Poland. *Environ. Monit. Assessm.* 193(6): 341.
- McGinn, S.M., Flesch, T.K. 2018. Ammonia and greenhouse gas emissions at beef cattle feedlots in Alberta Canada. *Agric. For. Meteorol.* 258: 43-49.
- \*Mendes, L.B., Pieters, J.G., Snoek, D., Ogink, N.W.M., Brusselman, E., Demeyer, P. 2017. Reduction of ammonia emissions from dairy cattle cubicle houses via improved management- or design-based strategies: A modeling approach. *Sci. Total Environ.* 574: 520-531.
- Misselbrook, T.H., Webb, J., Chadwick, D.R., Ellis, S., Pain, B.F. 2001. Gaseous emissions from outdoor concrete yards used by livestock. *Atmos. Environ.* 35(31): 5331-5338.
- Misselbrook, T.H., Webb, J., Gilhespy, S.L. 2006. Ammonia emissions from outdoor concrete yards used by livestock-quantification and mitigation. *Atmos. Environ.* 40(35): 6752-6763.

- \*Mohn, J., Zeyer, K., Keck, M., Keller, M., Zähler, M., Poteko, J., Emmenegger, L., Schrade, S. 2018. A dual tracer ratio method for comparative emission measurements in an experimental dairy housing. *Atmos. Environ.* 179: 12-22.
- Monteny, G.-J., Huis in 't Veld, J., van Duinkerken, J.G., André, G., van der Schans, F. 2001. Naar een jaarrond-emissie van ammoniak uit melkveestallen. Wageningen, IMAG-rapport 2001-09. NL-Wageningen: Institute of Agricultural and Environmental Engineering.
- Moreira, V.R., Satter, L.D. 2006. Effect of scraping frequency in a freestall barn on volatile nitrogen loss from dairy manure. *J. Dairy Sci.* 89(7): 2579-2587.
- Mosquera, J., Hol, J.M.G., Monteny, G.J. 2006. Gaseous emissions from a deep litter farming system for dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 89(7): 291-294.
- \*Mosquera, J., Hol, J.M.G., Winkel, A., Huis in 't Veld, J.W.H., Gerrits, F.A., Ogink, N.W.M., Aarnink, A.J.A. 2010. Fijnstofemissie uit stallen: melkvee = Dust emission from animal houses: dairy cattle. Wageningen UR Livestock Research.
- Ogink, N.W.M., Mosquera, J., Calvet, S., Zhang, G. 2013. Methods for measuring gas emissions from naturally ventilated livestock buildings: Developments over the last decade and perspectives for improvement. *Biosyst. Eng.* 116(3): 297-308.
- \*Ogink, N.W.M., Groenestein, C.M., Mosquera, J. 2014. Actualisering ammoniakemissiefactoren rundvee: advies voor aanpassing in de Regeling ammoniak en veehouderij. Rapport 744. Wageningen, NL: Livestock Research Wageningen UR.
- Pereira, J., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trindade, H. 2010. Ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle buildings and outdoor concrete yards in Portugal. *Atmos. Environ.* 44(28): 3413-3421.
- Pereira, J., Fanguero, D., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trindade, H. 2011. Ammonia and greenhouse gas emissions from slatted and solid floors in dairy cattle houses: A scale model study. *Biosyst Eng* 109(2): 148-157.
- Poteko, J., Zähler, M., Schrade, S. 2019. Effects of housing system, floor type and temperature on ammonia and methane emissions from dairy farming: A meta-analysis. *Biosyst. Eng.* 182: 16-28.
- \*Rzeznik, W., Mielcarek, P., Rzeznik, I. 2016. Pilot study of greenhouse gases and ammonia emissions from naturally ventilated barns for dairy cows. *Pol. J. Environ. Stud.* 25(6): 2553-2562.
- \*Qu, Q., Groot, J.C.J., Zhang, K., Schulte, R.P.O. 2021. Effects of housing system, measurement methods and environmental factors on estimating ammonia and methane emission rates in dairy barns: A meta-analysis. *Biosyst. Eng.* 205: 64-75.
- \*Ross, E.G., Peterson, C.B., Zhao, Y.J., Pan, Y.E., Mitloehner, F.M. 2021. Manure flushing vs. scraping in dairy freestall lanes reduces gaseous emissions. *Sustainability* 13(10): 12.
- Sanchis, E., Calvet, S., del Prado, A., Estelles, F. 2019. A meta-analysis of environmental factor effects on ammonia emissions from dairy cattle houses. *Biosyst. Eng.* 178: 176-183.
- Schiefler, I. 2013. Greenhouse gas and ammonia emissions from dairy barns. Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität.
- Schmithausen, A.J., Schiefler, I., Trimborn, M., Gerlach, K., Sudekum, K.H., Pries, M., Buscher, W. 2018. Quantification of methane and ammonia emissions in a naturally ventilated barn by using defined criteria to calculate emission rates. *Animals* 8(5).
- Schrade, S., Zeyer, K., Gyax, L., Emmenegger, L., Hartung, E., Keck, M. 2012. Ammonia emissions and emission factors of naturally ventilated dairy housing with solid floors and an outdoor exercise area in Switzerland. *Atmos. Environ.* 47: 183-194.

- \*Schrade, S., Zeyer, K., Mohn, J., Leinweber, T., Zähler, M. 2019. Vergleich von perforierten und planbefestigten Laufflächen in der Milchviehhaltung: NH<sub>3</sub>- und CH<sub>4</sub>-Emissionen. In: Krommweh, M. S., (eds.). Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung 24.-26. September; Bonn, Germany. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt, Germany. p 51-56.
- \*Snoek, D.J.W., Stigter, J.D., Ogink, N.W.M., Koerkamp, P.W.G.G. 2014. Sensitivity analysis of mechanistic models for estimating ammonia emission from dairy cow urine puddles. *Biosyst. Eng.* 121: 12-24.
- \*Sommer, S.G., Webb, J., Hutchings, N.D. 2019. New emission factors for calculation of ammonia volatilization from European livestock manure management systems. *Front. Sustainable Food Syst.* 3: 101.
- Todd, R.W., Cole, N.A., Hagevoort, G.R., Casey, K.D., Auvermann, B.W. 2015. Ammonia losses and nitrogen partitioning at a southern High Plains open lot dairy. *Atmos. Environ.* 110: 75-83.
- Waldrip, H.M., Rotz, C.A., Hafner, S.D., Todd, R.W., Cole, N.A. 2014. Process-based modeling of ammonia emission from beef cattle feedyards with the Integrated Farm Systems Model. *J. Environ. Qual.* 43(4): 1159-1168.
- Winter, T., Linke, S. 2017. Erfassung gasförmiger Emissionen vom Auslauf eines Jungviehstalles mittels aktiver Probenahmehaube. In: Wolfrum, S., Heuwinkel, H., Reents, H. J., Wiesinger, K., Hülsbergen, K.-J., (eds.). Beiträge zur 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau: Ökologischen Landbau weiterdenken - Verantwortung übernehmen - Vertrauen stärken. 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, 7. bis 10. März 2017; Freising-Weihenstephan, Germany. p 492-495.
- \*Witkowska, D., Korczyński, M., Koziel, J.A., Sowińska, J., Chojnowski, B. 2020. The effect of dairy cattle housing systems on the concentrations and emissions of gaseous mixtures in barns determined by fourier-transform infrared spectroscopy. *Ann. Animal Sci.* 20(4): 1487-1507.
- \*Wolf, U., Dehler, G., Horlacher, D., Smirnov, A., Grimm, E., Wagner, K., Eurich-Menden, B. 2022. Projekt EmiDaT - Ammoniak- und Methan-Emissionen aus freigelüfteten Milchviehställen in Deutschland. In: (eds.). Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung 2022, Soest. p 15-19.
- \*Yang, F., Han, Y., Bi, H., Wei, X., Luo, W., Li, G. 2022. Ammonia emissions and their key influencing factors from naturally ventilated dairy farms. *Chemosphere* 307: 135747.

\*Referenzen, welche im Rahmen der vorliegenden Studie gegenüber Kupper (2019) hinzugefügt wurden).

## Anhang 1

Kommentar zu den Daten von Maaksimets et al. (2015):

Die Messungen erfolgen mittels Kammersystem (0.5 m<sup>2</sup>) an 8 Stellen im Anbindestall und 4 Stellen im Laufstall. Die Konzentrationsmessung basiert auf Dräger X-am 7000 (Dräger AG & Co. KGaA, Lübeck, Germany; elektrochemische Gasanalyse). Die Resultate des Drägersystems wurde mittels Vergleiches mit einem Picarro (cavity ring-down spectroscopy (WSCRDS) analyser Picarro G2103 (Picarro Inc., Santa Clara, California, USA) basierend auf Kalibriergas und Messungen im Laufstall überprüft. Die bestimmten Emissionsfaktoren wurden mittels Konzentrationsmessungen mit Passivsammlern in der Umgebung der Ställe und einem Dispersionsmodell validiert. Dabei wurde eine gute Übereinstimmung zwischen den modellierten und gemessenen NH<sub>3</sub>-Werten gefunden.

Diese Ergebnisse (etwa gleich hohe Emissionen aus Anbinde- und Laufstall) widerspreche der aktuellen Annahme Emissionen Anbindestall < Emissionen Laufstall. Die Resultate der Studie könnten wie folgt zu erklären sein:

- Kleine Beprobungsflächen, niedrige Anzahl Probenahmestellen
- Die Validierung mittels Konzentrationsmessungen und Dispersionsmodell ist aus den folgenden Gründen fraglich:
  - Die Beschreibung des Vorgehens ist rudimentär und lässt sich daher nicht überprüfen.
  - Aufgrund der Verteilung der Passivsammler erscheint es als unwahrscheinlich, dass eine Anwendung eines Dispersionsmodells überhaupt möglich ist.

Daher ist zu empfehlen, die Werte dieser Studie nicht als Grundlage zur Herleitung von Emissionsfaktoren für Emissionsinventare zu verwenden.