



Berner  
Fachhochschule

# Dokumentation

## Technische Parameter Modell Agrammon

Thomas Kupper

Version 22.05.2026

Hinweis: Diese Dokumentation wurde im Auftrag des Bundesamts für Umwelt verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

### 1. Einleitung

Die verwendeten Emissionsfaktoren und Annahmen zur Wirkung verschiedener Einflussgrößen beruhen soweit möglich auf wissenschaftlichen Untersuchungen in der Schweiz. Wo solche fehlten, wurden Daten aus dem Ausland beigezogen. Sie wurden soweit möglich und sinnvoll auf die von der UNECE (Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa) vorgeschlagenen Werte abgestimmt (vgl. UNECE, 2014). Daten aus dem Ausland wurden wo nötig für die Bedingungen in der Schweiz angepasst. Wenn in der Fachliteratur keine detaillierten Angaben verfügbar waren, kamen Expertenschätzungen zur Anwendung.

Die vorliegende Dokumentation ist eine allgemein verständliche Zusammenfassung der ausführlichen technischen Prozessbeschreibung des Modells Agrammon, welche verfügbar ist unter <https://github.com/oposs/agrammon>. Sie soll möglichst transparent und allgemein verständlich aufzeigen, auf welchen Grundlagen die Parameter basieren und wie sie hergeleitet wurden.

Die Erläuterungen sind geordnet entsprechend der Ziffern, mit welchen die Parameter im Dokument „Technische Parameter Modell Agrammon“ bezeichnet sind. Damit wird auch die Navigation in elektronischen Dokumenten erleichtert. Nicht jeder Parameter im Dokument „Technische Parameter Modell Agrammon“ enthaltene Parameter enthält zwingend eine Erläuterung, d.h.: einzelne Ziffern können in der vorliegenden Dokumentation fehlen.

Die technischen Parameter wurden ursprünglich im Rahmen von früheren schweizerischen Emissionsinventaren definiert (Reidy, Menzi, 2006; Menzi et al., 1997a). Später erfolgte eine Revision im Rahmen der Ablösung des ursprünglichen Emissionsmodells DYNAMO (Reidy et al., 2008) durch Agrammon durch die damaligen Beauftragten und eine Begleitgruppe (B. Reidy, H. Menzi, T. Kupper, HAFL (ehemals: SHL) Zollikofen, B. Achermann, Bundesamt für Umwelt BAFU, C. Leuenberger, leupro, F. Zürcher, BCL Beratung). Diese ursprüngliche Version der technischen Parameter wird periodisch aktualisiert mit Unterstützung von externen Fachleuten und der Begleitgruppe von Agrammon (S. Hofstetter, Bundesamt für Umwelt BAFU, D. Bretscher, Agroscope, N. Foresti, Bundesamt für Landwirtschaft BLW).

## 2. Erläuterungen

### 2.1 Ziff. 1 bis 39: N-Ausscheidung, Anteil $N_{\text{lös}}$ /TAN in den Ausscheidungen, Verteilung N in Gülle Mist bei Systemen mit Produktion von Gülle und Mist

Die Ausscheidungen von N basieren auf Richner et al. (2017). Folgende Anmerkungen:

- Ziff. 9: die N-Ausscheidung der Kategorien von Masttiere Rindviehmast basiert auf Schlegel et al. (2020). Die Herleitung der gewählten Werte ist in Poupon et al. (2025) dokumentiert.
- Ziff. 26: die N-Ausscheidung der Kategorien von Kleinwiederkäuern basiert auf Lazzari und Schlegel (2025a,b). Die Herleitung der gewählten Werte ist in Poupon et al. (2025) dokumentiert.

Der Anteil von  $N_{\text{lös}}$  oder TAN in den Ausscheidungen wird wie in Rösemann et al. (2017) und van Bruggen et al. (2012) in der Regel mit dem Urin-N gleichgesetzt.

Anteil  $N_{\text{lös}}$  in den Ausscheidungen:

- Rindvieh: Die Berechnungen, auf welchen die GRUD Ausscheidungswerte für Milchkühe basieren<sup>1</sup>, liefern einen mittleren TAN-Anteil von 54% N (mündl. Mitteilung H. Menzi, BAFU). Dieser Wert wurde auf 55%<sup>2</sup> gerundet und für alle Tierkategorien von Rindvieh angewendet.
- Schweine: Expertenschätzung von H. Menzi und P. Spring (HAFL Zollikofen) basierend auf Canh et al. (1998).
- Geflügel: Modellrechnungen basierend auf pers. Mitteilung R. Zweifel, Aviforum, Zollikofen.
- Übrigen Tierkategorien: Expertenannahmen.

In Tabelle 8 im Anhang 1 sind zum Vergleich Angaben aus der Literatur bezüglich Anteil Urin-N relativ zum N der Gesamtausscheidung angegeben. Die Werte liegen in den folgenden Bereichen: Milchkühe in Laktation: 49% bis 56%; andere Rindviehkategorien („Rindvieh“ Aufzuchttrinder und nicht-laktierende Kühe, Mastochsen): 48% bis 56%; Schweine: 69% bis 83%; Pferde: 37% bis 64%; Kleinwiederkäuer: 63% bis 70%.

### 2.2 Ziff. 21 N-Ausscheidung Anderes Geflügel

Der Wert von 0.56 kg  $N_{\text{tot}}$ /Jahr für die Ausscheidung der Kategorie Anderes Geflügel wurde von Reidy und Menzi (2006) übernommen (gerundeter Wert von 0.6 kg  $N_{\text{tot}}$ /Jahr angegeben in Reidy, Menzi, 2006). Diese Tierkategorie enthält Tierarten wie Wachteln, Enten, Gänse, Fasane oder Strausse, welche eine sehr unterschiedliche N-Ausscheidung aufweisen. Eine Rechnung für das Jahr 2010 zeigte unter den unten aufgeführten Annahmen eine durchschnittliche Ausscheidung von 0.58 kg  $N_{\text{tot}}$ /Jahr:

- Ausscheidung pro kg LG einer Legehennen (0.8 kg  $N_{\text{tot}}$ /Jahr / 2.2 kg LG = 0.36 kg  $N_{\text{tot}}$ /Jahr
- Extrapolation dieser N-Ausscheidung pro kg LG auf die folgenden Tierarten (in Klammern das LG) Enten (3.5 kg), Gänse (5.5 kg), Rebhühner (2.5 kg), Fasane (2.5 kg) und Wachteln (0.2 kg)

---

<sup>1</sup> Grundlage der Berechnungen: Modell Mürger

<sup>2</sup> Dieser Wert ist gut vergleichbar mit den TAN-Anteilen von andern Emissionsmodellen:

UK: 55 % N (niedrige Variabilität; mündl. Mitteilung T. Misselbrook, Rothamsted Research, North Wyke)

DE: 55 % N (empirischer Wert; zu revidieren mündl. Mitteilung S. Wulf, KTBL)

DK: 45 % N (mündl. Mitteilung N. Hutchings, Department of Agroecology, Aarhus University)

NL ohne Weidegang: 57 % N, NL mit Weidegang: 60 % N (van Bruggen et al., 2013).

- Berechnung des Totals der N-Ausscheidung dieser Tierarten aufgrund der Tierzahlen von 2010
- Division des Totals der N-Ausscheidung dieser Tierarten durch das Total der Tierzahlen ergibt den Wert von 0.58 kg N<sub>tot</sub>/Jahr

Der Wert von 0.58 kg N<sub>tot</sub>/Jahr stimmt gut mit dem in Agrammon verwendeten Wert von 0.56 kg N<sub>tot</sub>/Jahr überein. Nicht darin enthalten sind Strausse.

### 2.3 Ziff. 50 EF Weide Rindvieh

Der angenommene Emissionsfaktor basiert auf Studien, welche Emissionen von weidenden Milchkühen untersucht hatten (Bell et al., 2017; Bussink, 1992, 1994; Voglmeier et al., 2018): Bell et al. (2017) fanden in einer Studie in der Bretagne (Mai 2015) Emissionen von  $0.21 \pm 0.07$  g NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> bzw.  $9\% \pm 3\%$  vom mit dem Urin ausgeschiedenen N bei Nichtberücksichtigung der Deposition von NH<sub>3</sub>. Wenn die Deposition von NH<sub>3</sub> innerhalb der beweideten Fläche berücksichtigt wird, beträgt die Emission von  $0.24 \pm 0.07$  g NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> bzw.  $10\% \pm 3\%$  des ausgeschiedenen Urin-N. Die Kühe erhielten kein Ergänzungsfutter. Tiergewicht und Milchleistung betragen 650 kg bzw. 22 kg Milch Kuh<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Der Gehalt des Weidefutters (Gras reicher Bestand, v.a. *Lolium perenne*) betrug 6.4 MJ Nettoenergie kg Trockensubstanz (TS)<sup>-1</sup> und 168 g Rohprotein (RP) kg TS<sup>-1</sup>.

Voglmeier et al. (2018) untersuchten die Weideemissionen von je einer Herde mit Vollweide und mit einer ausgeglichenen RP-Versorgung (Ergänzung mit Maissilage; ca. 25% des TS-Verzehrs). Die Emissionen betragen  $1.07 \pm 0.06$  g NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> bei Vollweide und  $0.64 \pm 0.11$  g NH<sub>3</sub>-N Kuh<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> mit Ergänzungsfütterung, was  $6.4\% \pm 2.0\%$  und  $8.7\% \pm 2.7\%$  des ausgeschiedenen Urin-N entspricht. Angaben zu Tieren und Fütterung: Tiergewicht: 630 bis 645 kg; Milchleistung: 15.9 bis 26.7 kg Milch Kuh<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. RP-Gehalt des Weidefutters (typische Klee-Gras-Mischung mit 10% bis 50% *Lolium perenne* und 7% bis 40% *Trifolium repens*): 147 bis 218 g kg TS<sup>-1</sup>.

Bussink (1992) gibt folgende Emissionsfaktoren an: Mittelwert: 3.1% des ausgeschiedenen N (N<sub>ex</sub>) (Bereich 1.6-5.7% N<sub>ex</sub>) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 250 kg N a<sup>-1</sup> gedüngt wurde (N-Düngung mit Ammoniumnitrat). Mittelwerte für zwei verschiedene Versuchsjahre: 7.7-8.5% N<sub>ex</sub> (Bereich 4.8-14.8% N<sub>ex</sub>) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 550 kg N/Jahr gedüngt wurde.

Bussink (1994) gibt folgende Emissionsfaktoren an: Mittelwert: 3.3% N<sub>ex</sub> (Bereich 0.0-7.4% N<sub>ex</sub>) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 250 kg N a<sup>-1</sup> gedüngt wurde (N-Düngung mit Ammoniumnitrat). Mittelwert: 6.9% N<sub>ex</sub> (Bereich 2.5-15.5% N<sub>ex</sub>) für Milchkühe auf einer Weide, die mit 550 kg N a<sup>-1</sup> gedüngt wurde.

Es ist davon auszugehen, dass Emissionsfaktoren für die Schweiz eher im Bereich der tieferen N-Düngungsstufe nach Bussink (1992, 1994) liegen, da in der Schweiz auf Weiden eine geringere N-Menge ausgebracht wird: max. 170 kg N/ha und Jahr (Huguenin-Elie et al. 2017; ohne Berücksichtigung der auf der Weide anfallenden Exkrememente). Der Gehalt an Rohprotein im Futter hängt von der N-Düngung ab, welcher die N-Ausscheidung der Tiere und damit den Emissionsfaktor beeinflusst (Bussink, 1992, 1994). Der N-Gehalt im Futter bei der Variante von 250 kg N/ha und Jahr von 31 g kg TS<sup>-1</sup> (194 g kg TS<sup>-1</sup>; Bussink, 1994) stimmt mit einem mittleren Gehalt von Weidefutter in der Schweiz überein.

Aufgrund der Resultate von Bussink et al. (1992, 1994) wurde von Kupper und Menzi (2013) ein Emissionsfaktor von 5% N<sub>ex</sub> gewählt. Bei einem Gehalt an N<sub>lös</sub> von 60% N<sub>tot</sub> in den Ausscheidungen von Rindvieh (Kupper, Menzi, 2013) resultierte ein Emissionsfaktor von 8.3% TAN<sup>3</sup> ( $0.050 / 0.600 = 0.083$ ; gemäss aktuellem Gehalt an N<sub>lös</sub> von 55% N<sub>tot</sub> würde ein

<sup>3</sup> Englisch: Total Ammoniacal Nitrogen: NH<sub>3</sub>-N + NH<sub>4</sub>-N

Emissionsfaktor von 9.1% TAN resultieren). Die bisherige EF von 8.3% TAN liegt im Bereich der Werte von Bell et al. (2017) und Voglmeier et al. (2018), weshalb die bestehende EF beibehalten wird.

Die Weideemissionen basieren auf der N-Ausscheidung, welche auf die Weide gelangt. Dabei wird die Aufenthaltsdauer der Tiere auf der Weide zeitproportional angerechnet. Bei Weidegang werden die Ammoniakemissionen aus Stall und Laufhof reduziert. Die Reduktion ist jedoch nicht proportional zur Aufenthaltsdauer auf der Weide bzw. zur auf der Weide ausgeschiedenen N-Menge, da die verschmutzten Oberflächen von Stall und Laufhof bei Weidegang weiterhin Emissionen generieren (vgl. Ziff. 186-189).

## 2.4 Ziff. 51 EF Weide Schweine (Freilandhaltung)

Sommer et al. (2001) geben einen jährlichen Emissionsfaktor von einer Muttersau mit Ferkeln von 4.8 kg NH<sub>3</sub>-N an. Bei einer jährlichen N-Ausscheidung von 49 kg N<sub>tot</sub> pro säugende Sau und einem Gehalt an N<sub>lös</sub> von 70% N<sub>tot</sub> in den Ausscheidungen von Schweinen resultiert ein Emissionsfaktor von 14% TAN ( $(4.8/(49 \times 0.700))=0.1399$ ). Der Emissionsfaktor wurde auf 20% TAN aufgerundet.

## 2.5 Ziff. 52 EF Weide Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer sowie weitere Raufutterverzehrer

Für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer sowie weitere Raufutterverzehrer liegen keine Versuche vor, welche die Herleitung von Emissionsfaktoren erlauben. Es wurde angenommen, dass die Weideemissionen denjenigen von Rindvieh entsprechen, d.h. 5% N<sub>ex</sub> (vgl. Ziff. 50). Bei einem Gehalt an N<sub>lös</sub> von 40% N<sub>tot</sub> in den Ausscheidungen von Pferden und anderen Equiden, Kleinwiederkäuern und weitere Raufutterverzehrer resultiert ein Emissionsfaktor von 12.5% TAN ( $0.050 / 0.400 = 0.125$ ).

## 2.6 Ziff. 65 Produktionssysteme, Verteilung von N auf Gülle und Mist

Die Verteilung des ausgeschiedenen N auf Gülle und Mist bei Systemen mit Produktion von Gülle und Mist von 57% zu 43% basiert auf der anfallenden Menge und dem Gehalt an N<sub>tot</sub> von Gülle (kotarm) und Mist gemäss GRUDAF, 1994 (Walther et al., 1994). Diese Daten stützen sich ihrerseits auf die Untersuchungen von auf Menzi et al. (1991) und Menzi, Beson (1995). Eine analoge Rechnung basierend auf den Zahlen von Richner et al. (2017) führt zu einer Verteilung des ausgeschiedenen N auf Gülle und Mist von 55% zu 45%.

Annäherungsweise könnte auch die Verteilung von N in Harn und Kot als Richtgrösse für die Verteilung von N in Gülle und Mist verwendet werden. Die Zusammenstellung von Literaturdaten gemäss Johnson et al. (2016) in Tabelle 1 zeigt, dass der Anteil von N im Harn für Rindvieh meist über 50% liegt und relativ gut vergleichbar ist mit der oben angenommenen Verteilung von 57% zu 43%.

Tabelle 1: Anteil von N in Urin und Kot am Total der N-Ausscheidung gemäss Johnson et al. (2016)

| Tierart/-kategorie                        | % Urin-N  | % Kot N   | Bemerkung           | Grundlage             |
|---|-----------|-----------|---------------------|-----------------------|
| Milchkühe (in Laktation)                  | 52% (52%) | 48% (48%) | Mittelwert (Median) | Johnson et al. (2016) |
| Aufzuchtrinder und nicht-laktierende Kühe | 43% (44%) | 57% (56%) | Mittelwert (Median) | Johnson et al. (2016) |
| Mastochsen                                | 51% (48%) | 49% (52%) | Mittelwert (Median) | Johnson et al. (2016) |

Aufgrund dieser Datenlage wird die bisher verwendete Verteilung des ausgeschiedenen N auf Gülle und Mist bei Systemen mit Produktion von Gülle und Mist von 57% zu 43% beibehalten.

## 2.7 Ziff. 78 EF Stall Rindvieh: Laufstall

Der gewählte Emissionsfaktor für Laufställe mit Produktion von Vollgülle wurde wie folgt hergeleitet:

Ausgegangen wurde vom Wert gemäss UNECE (2014) von 12 kg NH<sub>3</sub> pro Kuh und Jahr (entspricht 9.9 kg NH<sub>3</sub>-N pro Kuh und Jahr), was rund 9% der Ausscheidungen einer Milchkuh (Ausscheidung von 112 kg N pro Kuh und Jahr) entspricht. Der Wert gemäss UNECE (2014) basiert vermutlich hauptsächlich auf älteren Untersuchungen aus Holland (Monteny, 2000). In schweizerischen Laufställen liegt die verschmutzbare Fläche pro Kuh im Durchschnitt bei 4-4.5 m<sup>2</sup>. Dies ist um 0.5-1 m<sup>2</sup> höher gegenüber den Versuchsbedingungen von Monteny (2000), weshalb eine Erhöhung des Emissionsfaktors um 9% auf 10% N<sub>tot</sub> erfolgte. Bei einem Gehalt an N<sub>lös</sub> von 55% N<sub>tot</sub> in den Ausscheidungen von Rindvieh resultiert ein Emissionsfaktor von 18.2% TAN (0.10 / 0.55 = 0.182). Kupper und Menzi (2013) rechneten mit einem Emissionsfaktor von 18.3%<sup>4</sup>. Diese unterscheidet sich wenig vom oben errechneten Wert, weshalb dieser beibehalten wird.

In der Literatur sind die folgenden Daten zu Emissionen aus Laufställen für Milchkühe zu finden<sup>5</sup>: Schrade et al. (2012a) berechneten basierend auf Messungen in der Schweiz Emissionen von 22-25 g NH<sub>3</sub> pro GV<sup>6</sup> und Tag bzw. 28.9-32.6 g NH<sub>3</sub> pro Kuh und Tag bzw. 10.6 bis 11.9 kg NH<sub>3</sub> pro Kuh und Jahr (8.7 bis 9.8 kg NH<sub>3</sub>-N pro Kuh und Jahr). Umgerechnet entspricht dies 14.1-15.9% TAN bei einer angenommenen Ausscheidung von 112 kg N pro Jahr und einem Anteil N<sub>lös</sub> von 55%. Wenn man berücksichtigt, dass in diesen Zahlen die Emissionen aus dem Laufhof teilweise eingeschlossen sind, liegen diese Emissionsfaktoren um ca. 25% tiefer als der im Modell Agrammon verwendete Wert.

Schrade et al. (2011) vergleichen die Emissionsdaten der eigenen Messungen mit Daten aus der Literatur. Sechs Studien zeigten in Sommermessungen niedrigere Werte im Vergleich zu den Emissionsdaten von Schrade et al. (2012a). Zwei davon wiesen Werte von weniger als 50% der Daten von Schrade et al. (2012a) auf. Für die Übergangszeit lagen Werte aus 7 Untersuchungen vor. Davon zeigten 2 ähnliche, 1 höhere und 4 deutlich tiefere Emissionen im Vergleich zu Schrade et al. (2012a). Für den Winter wiesen 2 Studien aus der Literatur deutlich höhere, eine vergleichbare und eine einen leicht tieferen Wert auf. Schrade et al. (2011) erwähnen allerdings, dass die Vergleichbarkeit der Emissionen aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen und Messansätzen nur bedingt gegeben ist.

Bougouin et al. (2016) geben im Rahmen einer Meta-Analyse für Laufställe Emissionen von 14.4 und 17.7 kg NH<sub>3</sub> pro Kuh und Jahr für Ställe 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. Neuere Emissionsdaten aus der Meta-Analyse von Poteko et al. (2019) stimmen dagegen gut mit modellierten Emissionen gemäss Modell Agrammon überein (vgl. Kupper et al., 2022b).

In der Schweiz fallen in folgenden Laufstalltypen Festmist an: Mehrraumlaufställe mit Liegeboxen und Produktion von bedeutenden Mengen von Mist, bzw. Mehrraumlaufställe mit nicht strukturierter Liegefläche mit Tiefstreu/Tretmist. Für solche Stalltypen sind nur wenige Untersuchungen zu Ammoniakverlusten verfügbar (3 Studien zit. In Schrade et al.,

---

<sup>4</sup> Basierend auf Workshop Workshop Tänikon 02.11.07; Teilnehmende: C. Bonjour, Bonjour Engineering GmbH; M. Keck, Agroscope Tänikon; C. Leuenberger, leupro; H. Menzi, M. Raaflaub, Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen; S. Schrade, L. van Caenegem, Agroscope Tänikon

<sup>5</sup> Die Zusammenstellung hat keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

<sup>6</sup> GV: Grossvieheinheit= 1 Tier mit 500 kg Lebendmasse. Umrechnung in Emission pro Kuh: Multiplikation mit einem Faktor von 650/500, d.h. Annahme Lebendgewicht einer Kuh von 650 kg.

2011). Aus den Daten von Webb et al. (2012) lassen sich für Einraumlaufställe mit Tiefstreu (d.h. Stalltypen mit ausschliesslicher Produktion von Mist) Emissionsfaktoren ableiten, welche ähnlich hoch sind wie Werte für Laufställe mit Produktion von Vollgülle (vgl. Ziff. 78 und 80). Sommer et al. (2006) zitieren Studien, welche für Ställe mit Tiefstreu niedrigere Emissionen gemessen haben. Abschliessende Aussagen sind basierend auf dieser Publikation allerdings nicht möglich.

Aufgrund der verfügbaren Daten wurde für Laufställe mit Produktion von Vollgülle und für Laufställe mit Produktion von Gülle und Mist der gleiche Emissionsfaktor von 18.3% TAN gewählt (vgl. auch Kupper et al., 2022b).

## **2.8 Ziff. 79 EF Stall Rindvieh: Anbindestall**

Der gewählte Emissionsfaktor basiert auf der Emission von Anbindeställen gemäss UNECE (2014) von 4.8 kg NH<sub>3</sub> pro Kuh und Jahr (bzw. 4.0 kg NH<sub>3</sub>-N pro Kuh und Jahr). Dies entspricht 3.5% der Ausscheidung einer Milchkuh von 112 kg N. Bei einem Gehalt an N<sub>lös</sub> von 55% N<sub>tot</sub> in den Ausscheidungen von Rindvieh resultiert ein Emissionsfaktor von 6.4% TAN (0.035 / 0.55 = 0.064). Dieser Wert stimmt gut mit dem Emissionsfaktor gemäss Kupper und Menzi (2013) von 6.7% überein, weshalb dieser Wert beibehalten wird.

In der Literatur sind die folgenden Daten zu Emissionen aus Anbindeställen für Milchkühe zu finden<sup>5</sup>:

Aus 4 Studien leiteten Schrade et al. (2012b) einen Emissionsfaktor von 16.4 g NH<sub>3</sub> pro GV<sup>6</sup> und Tag ab. Umgerechnet entspricht dies einer Emission von 6.4 kg NH<sub>3</sub>-N pro Kuh und Jahr bzw. rund 10% TAN (bei einer Kuh mit 650 kg Lebendgewicht, Ausscheidung 112 kg N pro Jahr und Anteil N<sub>lös</sub> von 55%).

Aus Powell et al. (2008a) lässt sich eine Emission von 4.7 kg NH<sub>3</sub> pro Kuh und Jahr herleiten (Bereich: 3.0-8.3 kg NH<sub>3</sub> pro Kuh und Jahr je nach Saison; Experiment in einem Versuchsstall mit Anbindehaltung). In einem weiteren Experiment mit einem analogen Versuchsdesign mit Aufzuchtrindern resultierte ein Emissionsfaktor von 14.4% TAN (Bereich: 9.2%-19.4% TAN je nach Saison; Powell et al., 2008b).

Amon et al. (2001) haben Ammoniakemissionen aus einem Versuchsstall gemessen, der abwechselnd als System zur Produktion von Vollgülle bzw. von Gülle und Mist betrieben wurde. Sie fanden keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Systemen bezüglich Emissionen. Weitere ähnliche Studien sind nicht verfügbar. Aufgrund dieser Datenlage wurde für Anbindeställe mit Produktion von Vollgülle und für Anbindeställe mit Produktion von Gülle und Mist den gleichen Emissionsfaktor von 6.7% TAN gewählt (vgl. auch Kupper et al., 2022b).

## **2.9 Ziff. 80 EF Stall Rindvieh: Tiefstreu/Tretmist**

Im Rahmen einer Literaturstudie (Webb et al., 2012) wurden 4 Studien mit Daten zu Ammoniakemissionen aus Laufställen von Milchkühen mit Tiefstreu/Tretmist gefunden. Die Ammoniakemissionen lagen in einem Bereich von 15.2 bis 35.1 g NH<sub>3</sub>-N pro Kuh und Tag (bzw. 5.5 kg bis 12.8 NH<sub>3</sub>-N pro Kuh und Jahr). Wird ein Gehalt an N<sub>lös</sub> von 55% N<sub>tot</sub> in den Ausscheidungen von Rindern und eine ausgeschiedene Menge von 112 kg N<sub>tot</sub> pro Kuh und Jahr angenommen, resultiert ein Emissionsfaktor von 9 bis 21% TAN. Emissionsfaktoren für Masttiere lagen in einem ähnlichen Bereich.

Aufgrund dieser Datenlage wurde für Laufställe mit Tiefstreu/Tretmist der gleiche Emissionsfaktor von 18.3% TAN gewählt, wie für Laufställe mit Produktion von Vollgülle und für Laufställe mit Produktion von Gülle und Mist (vgl. auch Ziff. 78, 79).

## **2.10 Ziff. 81 EF Stall Rindvieh: Korrektur für Mehrfläche in Laufställen**

Es ist davon auszugehen, dass im Vergleich zum aktuellen Tierbestand zusätzlich verfügbare Stallplätze (z.B. Kapazitätsreserven im Hinblick auf einen allfälligen Ausbau der Produktion) zu einer Erhöhung der verschmutzten Fläche pro Tier führen kann, da Absperrungen einzelner Teile von Laufställen in der Praxis kaum handhabbar sind. Dies wird im Modell wie folgt berücksichtigt: pro 10% zusätzlich vorhandene Fläche bzw. nicht belegte Stallplätze wird eine Erhöhung der Emission von 5% eingerechnet bis max. 50% zusätzlich vorhandene Fläche bzw. nicht belegte Stallplätze<sup>4</sup>

Bei Anbindeställen erhöht sich die verschmutzbare Fläche nicht oder kaum, wenn freie Stallplätze vorhanden sind, weshalb für dieses Stallsystem keine Korrektur erfolgt.

## **2.11 Ziff. 82 EF Stall Schweine: konventioneller Stall**

Der gewählte Emissionsfaktor von 17%  $N_{\text{tot}}$  für konventionelle Stallsysteme basiert auf der Studie von Keck (1997). Bei einem Gehalt an  $N_{\text{lös}}$  von 70%  $N_{\text{tot}}$  in den Ausscheidungen von Schweinen resultiert ein Emissionsfaktor von 24.3% TAN ( $0.170 / 0.700 = 0.243$ )<sup>3</sup>. Basierend auf Aarnink et al. (2007) lassen sich für konventionelle Ställe Emissionsfaktoren im Bereich zwischen 20% und 27% TAN herleiten.

## **2.12 Ziff. 83 EF Stall Schweine: Labelstall mit Mehrflächenbucht und Auslauf**

Im Sinne einer Expertenschätzung wird für das System Labelstall mit Mehrflächenbucht und Auslauf ein um 30% höherer Emissionsfaktor (31.6%) im Vergleich zu konventionellen Ställen (24.3%) angewendet. Dieser Wert basiert auf den vorliegenden Messdaten von Systemen mit Auslauf (Berry et al., 2005; Ivanova-Peneva et al., 2006, 2008; Wolf et al. 2023) sowie einer Literaturstudie von Kupper et al. (2024). Die Herleitung wird in Kupper et al. (2026) diskutiert.

## **2.13 Ziff. 84 EF Stall Schweine: Tiefstreu, nicht wärmegeämmter Stall**

Webb et al. (2012) fanden für Stallsysteme mit Produktion von Mist eine mittlere Emission pro Tierplatz von umgerechnet rund 3.4 kg  $\text{NH}_3\text{-N}$  pro Tier und Jahr (Mastschwein) und 4.5 kg  $\text{NH}_3\text{-N}$  pro Tier und Jahr (Galtsau). Dies würde einem Emissionsfaktor von 37% TAN bzw. 26% TAN entsprechen (Annahme: Ausscheidung von 13 kg  $N_{\text{tot}}$  pro Jahr für Mast Schweine und 25 kg  $N_{\text{tot}}$  pro Jahr für Galtsauen bei einem Gehalt an  $N_{\text{lös}}$  von 70%  $N_{\text{tot}}$  in den Ausscheidungen von Schweinen. Die Variabilität der Resultate der verschiedenen Untersuchungen war allerdings gross. Aufgrund dieser Datenlage wurde für Schweineställe mit Tiefstreu der gleiche Emissionsfaktor wie für Labelställe (31.2% TAN) gewählt.

Nicht wärmegeämmte Ställe haben freie Lüftung und Mikroklimabereiche (auch Aussenklimaställe genannt). Sie unterscheiden sich wenig von Ställen mit Tiefstreu, wobei einzelne Typen sogar identisch sind. Sie weisen auch verschiedene Merkmale (z.B. Funktionsbereiche) auf, die ähnlich sind wie diejenigen von Labelställen mit Mehrflächenbucht und Auslauf (Kupper et al., 2024). Daher wurde der gleiche Emissionsfaktor wie für die Typen Tiefstreu und Labelstall mit Mehrflächenbucht und Auslauf gewählt. Weitere Informationen zu nicht wärmegeämmten Ställen sind in Gallmann (2003), Niebaum (2001) und Rathmer (2001) enthalten.

## **2.14 Ziff. 85 EF Stall Geflügel: Mist (Kotgrube, Bodenhaltung) für Legehennen**

UNECE (2014) gibt umgerechnet eine Emission von 0.25 kg  $\text{NH}_3\text{-N}$  pro Tierplatz und Jahr an. Webb et al. (2012) fanden eine mittlere Emission pro Tierplatz von umgerechnet rund 0.28 kg  $\text{NH}_3\text{-N}$  pro Legehennen und Jahr für Systeme mit Bodenhaltung. Die Werte sind vergleichbar mit den Resultaten von Nicholson et al. (2004), wenn man davon ausgeht, dass

Systeme mit Käfighaltung, wie in der Studie von Nicholson et al. (2004) untersucht, um ca. 40% tiefere Emissionen aufweisen.

Bei einem Gehalt an  $N_{\text{lös}}$  von 60%  $N_{\text{tot}}$  in den Ausscheidungen von Legehennen und einer Ausscheidung von 0.8 kg  $N_{\text{tot}}$  pro Legehennen und Jahr resultiert basierend auf den Daten nach UNECE (2014) und Webb et al. (2012) umgerechnet ein Emissionsfaktor von rund 52% bis 58% TAN. Aufgrund dieser Datenlage wurde für Legehennenställe mit Bodenhaltung der bisherige Emissionsfaktor von 50% TAN beibehalten. Für Systeme mit Kotgrube sowie der Junghennen wurde der gleiche Emissionsfaktor angenommen.

### **2.15 Ziff. 86-86a EF Stall Geflügel: Kot (Kotbandentmistung) für Legehennen**

Systeme mit Kotbandentmistung weisen wesentlich niedrigere Emissionsfaktoren auf als Systeme mit Bodenhaltung oder Kotgrube (vgl. Groot Koerkamp, 1994; Nicholson et al., 2004). Der Emissionsfaktor wurde auf 25% TAN/UAN festgelegt (50% des Emissionsfaktors von Systemen mit Bodenhaltung oder Kotgrube). Der gewählte Emissionsfaktor ist vergleichbar mit derjenigen eines ähnlichen Systems der Niederlande (Kategorie: HE2.3.1, OW 2004.09.V1<sup>7</sup>).

Bei der Kotbandtrocknung wird der Kot auf den Kotbändern durch ständige Belüftung getrocknet. Die Trocknung des Kots innerhalb von ca. 50 h auf 60% TS (Groot Koerkamp, 1994) bzw. 60-80% (UNECE, 2014) ist Voraussetzung zur Unterbindung der Bildung von Ammoniak.

Verschiedene Studien zu Systemen mit Kotband und Kotbandtrocknung sind vorhanden (da Borso, Chiumenti, 1999; Fabbri et al. 2007; Groot Koerkamp, 1994; Nicholson et al., 2004). Die emissionsmindernde Wirkung der Kotbandtrocknung im Vergleich zum Kotbandsystem ohne Kotbandtrocknung wird von Groot Koerkamp (1994) und Groot Koerkamp et al. (1998) beschrieben. Die Resultate variieren über einen weiten Bereich. Groot Koerkamp (1994) gibt eine Emissionsminderung von ca. 10% an, während sich aus Groot Koerkamp et al. (1998) eine Reduktion von ca. 50-80% berechnen lässt. Döhler et al. (2002) geben Emissionsfaktoren für Legehennen von 0.120 kg  $NH_3$ -N pro Tierplatz und Jahr für das System Käfighaltung mit Kotband und von 0.032 kg  $NH_3$ -N pro Tierplatz und Jahr für das System Käfighaltung mit Kotband und Trocknung an. UNECE (2014) beziffert die Emissionsminderung auf 70% bis 85% für Voliersysteme ohne Kotbandtrocknung und auf 80% bis 95% für Voliersysteme mit Kotbandtrocknung im Vergleich zu Bodenhaltung.

Das zuständige Ministerium der Niederlande legt Emissionsfaktoren für die Berechnung von Ammoniakemissionen aus Ställen in einem Regelwerk fest (Umweltverordnung, Anhang 5; 'Omgevingsregeling', 'Bijlage V'). Für die folgenden Stallsysteme sind Emissionsfaktoren aufgeführt:

- Voliersystem 1: Besatzdichte von max. 9 Tieren /  $m^2$ ; Flächenanteil von Kotrosten mit darunterliegendem Kotband von mind. 50%. Das Entmistungsintervall des Kotbands beträgt mind. 1 Mal pro Woche. Kotroste befinden sich auf mindestens 2 Etagen: 90 g  $NH_3$  pro Tierplatz und Jahr (System HE2.3.1)<sup>7</sup>
- Voliersystem 2: wie oben aber mit Besatzdichte von max. 9 Tieren /  $m^2$ ; Flächenanteil von Kotrosten mit darunterliegendem Kotband von 55-60% mit Kotbandbelüftung (0.7  $m^3$  pro Stunde und Tierplatz): 37 g  $NH_3$  pro Tierplatz und Jahr (System HE2.3.4)<sup>7</sup>.

Das Voliersystem 2 mit Kotbandtrocknung emittiert 59% weniger im Vergleich zum Stall ohne Kotbandtrocknung.

---

<sup>7</sup> <https://wetten.overheid.nl> (11.05.2026)

Auf der Grundlage dieser Informationen wurde eine Reduktion der Emission von 60% im Vergleich zu Systemen ohne Kotbandtrocknung hergeleitet. Für Junghennen wurde der gleiche Emissionsfaktor angenommen.

## 2.16 Ziff. 87 EF Stall Geflügel: Bodenhaltung für Mastpoulets

Der für das Modell Agrammon verwendete Emissionsfaktor wurde aus den folgenden Grundlagen hergeleitet:

- N-Ausscheidung von 360 g N pro Tierplatz und Jahr gemäss GRUD 2017 (Richner et al., 2017). Dieser Wert basiert auf Bilanzrechnungen der beiden marktführenden Programme der Schweiz für das Jahr 2014 und kann als sehr gut abgestützt betrachtet werden. EEA (2016) gibt für Mastpoulets ebenfalls eine Ausscheidung von 360 g N pro Tierplatz und Jahr an. Dieser Wert ist vergleichbar mit denjenigen der Modelle NEMA (van Bruggen et al., 2014) und GASEM (Rösemann et al., 2017) von 356 g N, 358 g N pro Tierplatz und Jahr), welche für das deutsche und holländische Emissionsinventar verwendet werden.
- Anteil von TAN von 60%. Dieser Wert ist eine Expertenschätzung und stimmt mit den Angaben von NEMA (62%; Mündliche Mitteilung Cor van Bruggen) gut überein.
- Emissionsfaktor Stall von 20% des ausgeschiedenen TAN (Kupper, Menzi, 2013). Dieser Wert basiert auf Reidy et al. (2009) und entspricht einem mittleren Emissionsfaktor der in Europa im Zeitraum um 2005 verwendeten Modelle. Dieser Emissionsfaktor liegt im Bereich der Werte von Webb et al. (2012): 24% TAN, von EEA (2016): 28% TAN sowie der Modelle NEMA: 25% TAN<sup>8</sup> und GASEM: 17% TAN<sup>9</sup>.

Für Masttruten und anderes Geflügel wurde der gleiche Emissionsfaktor von 20% TAN/UAN angenommen.

In der Literatur werden die Emissionen in g NH<sub>3</sub> pro Tier bzw. Tierplatz und Tag, g NH<sub>3</sub> pro Tier und Umtrieb oder g NH<sub>3</sub> pro Tier und Jahr angegeben. Der in Agrammon verwendete Emissionsfaktor ergibt umgerechnet eine Emission von 52 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr. Andere Emissionsmodelle enthalten eine vergleichbar hohe Emission (GASEM: 50 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr; NEMA: 68 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr; Tabelle 2). Im Vergleich dazu gibt UNECE (2014) 80 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr an.

Im Rahmen einer Literaturstudie wurden publizierte Emissionsdaten in g NH<sub>3</sub> pro Tier und Jahr umgerechnet und zusammengestellt (Tabelle 2; Literatur Liste der verwendeten Studien in Anhang 2). Die Leerzeit (Reinigungs- und Servicezeit) zwischen den Umtrieben wird in der Literatur nicht immer eingerechnet und die Emissionen während der Leerzeit meistens nicht gemessen. Soweit Angaben zur Leerzeit fehlten, wurde diese eingerechnet, indem in einem ersten Schritt die Emissionen pro Tier in g NH<sub>3</sub> bezogen auf die Mastdauer bestimmt wurden. Die Herleitung der Anzahl Umtriebe pro Jahr erfolgte anschliessend mittels der Mastdauer und einer angenommenen Leerzeit von 10 Tagen, soweit Angaben dazu nicht explizit vorlagen. Dabei wurde unterstellt, dass während der Leerzeit keine Emissionen entstehen. Dies erscheint für die Praxis in der Schweiz als vertretbar, da das Ausmisten in der Regel am gleichen Tag wie das Ausstallen stattfindet. In einzelnen Studien wurden Emissionen in der Leerzeit von ca. 20% der Emissionen während des Umtriebs gemessen (Harper et al., 2010), wobei nicht angegeben wurde, wann das Ausmisten stattfand und wie lange diese Arbeit dauerte. Dazu ist anzumerken, dass die angenommene Leerzeit von 10

---

<sup>8</sup> Mündliche Mitteilung: Cor van Bruggen (Statistics Netherlands, Den Haag)

<sup>9</sup> Mündliche Mitteilung: H.D. Hänel, Thünen Institut, Braunschweig

Tagen (in der Schweiz kürzer<sup>10</sup>) und die Unterstellung von Null-Emissionen während der Leerzeit tendenziell zu einer Unterschätzung der Emissionen führen. Basierend auf der Anzahl Umtriebe pro Jahr und der Emissionen pro Umtrieb wurden die Emissionen in g NH<sub>3</sub> pro Tier bzw. Tierplatz und Jahr berechnet.

Tabelle 2 zeigt die Resultate dieser Literaturstudie. Eingeschlossen sind Daten aus Mitteleuropa und aus Kanada, welche mit den klimatischen und produktionstechnischen Verhältnissen der Schweiz am besten vergleichbar sind (d.h. gemässigttes Klima, zwangsbelüftete Ställe, Ausmisten nach jedem Umtrieb). Bezüglich des genetischen Leistungsvermögens der Tiere und der Fütterung kann man in westlichen Industrieländern von weitgehend vergleichbaren Bedingungen ausgehen, da die Zucht von wenigen weltweit tätigen Konzernen betrieben wird und die Fütterungstechnik ein hohes Ausmass an Standardisierung aufweist. In verschiedenen Studien aus den USA wurden die Ställe nicht nach jedem Umtrieb ausgemistet (sog. „built-up litter“). Diese Praxis, welche in der Schweiz nicht angewendet wird, führt zu deutlich höheren Emissionen während des Umtriebs (Wheeler et al. (2006) sowie zu zusätzlichen Emissionen in der Leerzeit (Topper et al., 2008). Deshalb wurden hier Datensätze mit „built-up litter“ ausgeschlossen.

Die Emissionsdaten sind weiter unterteilt in drei Zeitperioden, in welchen die Studien publiziert wurden. Diese Unterteilung erscheint als sinnvoll, da der rasche technische Fortschritt hinsichtlich Genetik der Tiere und Fütterung über die Zeit eine starke Veränderung der Emissionen erwarten lassen<sup>11</sup>. Die Mittelwerte der Studien der Zeitperioden 2000-2010 und vor 2000 liegen bei rund 80 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr und unterscheiden sich nur wenig. Der Wert für die Zeit nach 2010 liegt deutlich niedriger, wobei hier nur ein Datensatz vorliegt. Der Mittelwert sämtlicher verfügbarer Daten für die Zeit nach 2010 (4 Datensätze aus Australien, 3 aus Brasilien, je 2 aus Taiwan und Spanien, je 1 aus Holland und den USA) liegt bei rund 110 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr (Bereich zwischen Min. und Max.: 33-240 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr). Obwohl die Stalltemperaturen in den meisten Studien unabhängig vom Standort etwa gleich hoch liegen, sind die Emissionen von Versuchen, die in warmem Klima durchgeführt wurden, höher. Weiter fallen die grosse Variabilität bzw. die deutlichen Differenzen zwischen Minima und Maxima der Emissionswerte auf. Die Minimalwerte von 18 bzw. 28 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr der Zeitperioden vor 2000 bzw. 2000-2010 stammen aus Wintermessungen sowie der Maximalwert 142 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr der Periode 2000 -2010 aus einer Sommermessung.

Insgesamt kann man von einem Trend in Richtung Abnahme der Emissionen pro Tierplatz über die Zeit ausgehen. Aufgrund der verfügbaren Daten aus der Literatur ist aktuell von einer Emission pro Tierplatz und Jahr im Bereich zwischen rund 40 und 80 g NH<sub>3</sub> auszugehen. Der in Agrammon und in andern Emissionsmodellen implementierte Wert liegt in diesem Bereich.

---

<sup>10</sup> 8.5 Tage gemäss Aviforum Faktenblatt „Die Geflügelhaltung als Betriebszweig“, 2.1 (Anhang Wirtschaftlichkeit), Januar, 2016; [http://www.aviforum.ch/portaldata/1/resources/wissen/betriebliches/de/fb\\_21\\_betriebszweig\\_gefluegel\\_16.pdf](http://www.aviforum.ch/portaldata/1/resources/wissen/betriebliches/de/fb_21_betriebszweig_gefluegel_16.pdf) (24.04.2017)

<sup>11</sup> Die Emissionen pro Tier hängen direkt von der ausgeschiedenen N-Menge ab, welche ihrerseits stark vom Proteinstoffwechsel der Tiere (beeinflusst durch die Genetik) und vom Proteingehalt bzw. des Aminosäuremusters der Ration beeinflusst wird (Namroud et al., 2010).

Tabelle 2: Emissionen von NH<sub>3</sub> aus Mastpouletsställen aus der Literatur in g NH<sub>3</sub> pro Tier bzw. Tierplatz und Jahr. Eingeschlossen sind Daten aus Europa ohne Länder der (warmen) Mittelmeerregion und aus Kanada unterteilt in drei Zeitperioden, in welchen die Studien publiziert wurden. Weiter angegeben sind zum Vergleich Emissionswerte, welche von Emissionsmodellen der Schweiz (Agrammon), Deutschland (GASEM; Rösemann et al. (2017) und Holland (NEMA; van Bruggen et al., 2014) zur Berechnung der Emissionsinventare verwendet werden

| Literatur  | Nach 2010       | 2000-2010 | Vor 2000   |
|--|-----------------|-----------|--|
| g NH <sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr               |                 |           |  |
| Anzahl Datensätze                                      | 1               | 18        | 7  |
| Mittelwert   | 38              | 82        | 90   |
| Median   | 38              | 85        | 78   |
| Minimum  | 38              | 28        | 18   |
| Maximum  | 38              | 142       | 173  |
| Zum Vergleich: Emissionswerte gemäss Emissionsmodellen |                 |           |  |
| g NH <sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr               |                 |           |  |
| Agrammon (CH)  | 52              |           | N <sub>ex</sub> *: 360 g N   |
| GASEM (DE)**   | 50***           |           | N <sub>ex</sub> *: 358 g N <sup>#</sup>                                |
| NEMA (NL)  | 68 <sup>#</sup> |           | N <sub>ex</sub> *: 356 g N <sup>###</sup> /Tier und Jahr; trad. System |

\* N<sub>ex</sub>: Ausscheidung von Stickstoff (Gesamtstickstoff) pro Tierplatz und Jahr. „Tierplatz“ impliziert, dass die Ausscheidung in den Stall nur in der Zeit stattfindet, in welcher der Stall mit Tieren belegt ist.

\*\* Modellbeschreibung: Rösemann et al. (2017)

\*\*\* Wert gemäss mündliche Mitteilung: H.D. Hänel (Thünen Institut, Braunschweig, DE). Grundlage: N<sub>ex</sub>: 455 g N pro Tierplatz und Jahr. Emissionsrate: 9% des ausgeschiedenen N (Rösemann et al., 2017). Berechnung der Emission pro Tierplatz und Jahr: 455 g N x 9% x 17/14 = 49.73 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr. Die N<sub>ex</sub> von 455 g N pro Tierplatz und Jahr bezieht sich hier auf einen Tierplatz, der an 365 Tagen pro Jahr belegt ist (vgl. folgende Tabellenfussnote<sup>#</sup>).

<sup>#</sup> N-Ausscheidung umgerechnet auf einen Tierplatz im Sinne von Fussnote\*: Dauer eines Umtriebs: 37 Tage; Leerstandszeit nach einem Umtrieb: 10 Tage (Annahme basierend auf Leerstandszeit CH und NL von 11 bzw. 9 Tagen). Daraus folgt, dass unter diesen Annahmen und bei einer Mastdauer von 37 Tagen pro Umtrieb ein Stall während ca. 21% bzw. an 78 Tagen des Jahres nicht belegt ist. Die N-Ausscheidung umgerechnet auf einen Tierplatz im Sinne von Fussnote\* wird dann wie folgt berechnet: 455 g N \* (1 - (78/365)) = 358 g N pro Tierplatz und Jahr.

Rösemann et al. (2017) geben die folgenden Werte für N<sub>ex</sub> an: 319 g N/ Tierplatz und Jahr für Kurzmast 33 Tage; 469 g N/ Tierplatz und Jahr; Langmast 42 Tage.

<sup>#</sup> Wert basierend auf neuen, nicht publizierten Messungen (mündliche Mitteilung Cor van Bruggen, Statistics Netherlands, Den Haag, NL); Standardwert für Mastpoulets in NL: 68 g NH<sub>3</sub> pro Tierplatz und Jahr (System HE5.100)<sup>7</sup>.

<sup>###</sup> Der Wert von N<sub>ex</sub>:500 g pro Tierplatz und Jahr gemäss van Bruggen et al. (2014) bezieht sich hier auf einen Tierplatz, der an 365 Tagen pro Jahr belegt ist. Aktuell beträgt der Wert 440 g pro Tierplatz und Jahr (Mündliche Mitteilung Cor van Bruggen). Bei einer Leerstandszeit während 19% des Jahres wird die N-Ausscheidung umgerechnet auf einen Tierplatz im Sinne von Fussnote\* wie folgt berechnet: 440 g N \* (1 - 19%) = 356 g N pro Tierplatz und Jahr.

## 2.17 Ziff. 85-87 EF Stall Geflügel: Aussenklimabereich

Die Emissionsfaktoren abgeleitet nach UNECE (2014) und Webb et al. (2012) basieren auf Messungen von Ställen ohne Aussenklimabereich (AKB). In der Schweiz weisen jedoch die meisten Ställe einen AKB auf. Dabei stellt sich die Frage, ob dieser die Emissionen eines Stalls wesentlich beeinflusst, und eine Korrektur der Emissionsfaktoren erforderlich ist. Basierend auf den Untersuchungen von Gebhardt-Henrich, Fröhlich (2011) lässt sich die durchschnittliche Aufenthaltsdauer einer Legehennen im Aussenklimabereich auf ca. 1 h pro Tag schätzen. Dies entspricht 5% der Dauer eines Tages. Da Legehennen den Kot zu einem grossen Teil während dem Fressen im Bereich des Kotbands absetzen (mündliche Mitteilung Sabine Gebhardt, Zentrum für tiergerechte Haltung, Geflügel und Kaninchen, Bundesamt für Veterinärwesen, 3052 Zollikofen), dürfte der Anteil des Kots, der im Aussenklimabereich abgesetzt wird, deutlich weniger als 5% des gesamten Kotanfalls betragen. Man kann deshalb davon ausgehen, dass die Gesamtemission aus einem Stall mit

Aussenklimabereich sich nicht wesentlich von einem Stall ohne Aussenklimabereich unterscheidet. Deshalb erscheint es als vertretbar, die Emissionsfaktoren aus der Literatur ohne Korrektur, welche das Vorhandensein eines AKB berücksichtigt, zu übernehmen.

Ergänzend dazu wird hier die mittlere Aufenthaltsdauer von Mastpoulets in einem Aussenklimabereich aufgeführt: sie beträgt je nach Masthybridlinie ca. 5-10% der Zeit zwischen 08h00 und 1700 von Masttag 22 bis 35 (Hoffmann et al., 2013)<sup>12</sup>. Da auch hier nur ein kleiner Anteil des Kots im AKB anfällt, wurde ebenfalls auf eine Korrektur des Emissionsfaktors für den Stall verzichtet.

## **2.18 Ziff. 87a EF Stall Schweine und Geflügel: Korrektur für Mehrfläche in Ställen**

Es wird davon ausgegangen, dass im Vergleich zum aktuellen Tierbestand zusätzlich verfügbare Stallplätze (z.B. Kapazitätsreserven im Hinblick auf einen allfälligen Ausbau der Produktion) zu einer Erhöhung der verschmutzten Fläche pro Tier führen kann. Die Berechnung erfolgt analog Kap. 2.10, Ziff. 81 EF Stall Rindvieh: Korrektur für Mehrfläche in Laufställen.

## **2.19 Ziff. 88 EF Stall Pferde und übrige Equiden**

Anbindeställe für Pferde und übrige Equiden sind gemäss Tierschutzgesetzgebung seit 2013 verboten (vgl. auch Knubben et al., 2008), weshalb nur der Emissionsfaktor für Freilaufställe angewendet wird. Da für Pferde und übrige Equiden keine Untersuchungen, verfügbar sind, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen, wurde der Emissionsfaktor von Rindvieh übernommen. Bei einem Gehalt an  $N_{\text{lös}}$  von 40%  $N_{\text{tot}}$  in den Ausscheidungen von Pferden und anderen Equiden resultiert ein Emissionsfaktor von 27.5% TAN ( $0.110 / 0.400 = 0.275$ ). Gülleproduktion bei diesen Tierkategorien kommt nicht vor oder ist vernachlässigbar gering (vgl. auch Tabelle 4 in Richner et al., 2017).

## **2.20 Ziff. 89 EF Stall Kleinwiederkäuer**

Da für Kleinwiederkäuer keine Untersuchungen verfügbar sind, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen, wurde der Emissionsfaktor von Rindvieh übernommen. Bei einem Gehalt an  $N_{\text{lös}}$  von 40%  $N_{\text{tot}}$  in den Ausscheidungen von Kleinwiederkäuern resultiert ein Emissionsfaktor von 27.5% TAN ( $0.110 / 0.400 = 0.275$ ).

Gülleproduktion kann bei Ziegen vorkommen. Die Bedeutung wird aber als gering eingeschätzt, weshalb im Modell ausschliesslich Produktion von Mist berücksichtigt wird (vgl. auch Tabelle 4 in Richner et al., 2017). Im Gegensatz zu Schafen, die fast ausschliesslich in Laufställen gehalten werden, sind Anbindeställe bei Ziegen verbreitet (Loretz, Hauser, 2003). Bei Neubauten sind nur noch Laufställe erlaubt (Aschwanden et al., 2009). Im Modell wird für Ziegen nicht zwischen Anbinde- und Laufställen unterschieden.

---

<sup>12</sup> Gemäss Direktzahlungsverordnung, DZV (Schweizerischer Bundesrat. 2017; die DZV gibt die Rahmenbedingungen für den Betrieb eines Aussenklimabereichs AKB für Mastpoulets vor) (i) ist der Zugang zu einem AKB in den ersten 21 Lebenstagen für Mastpoulets fakultativ, (ii) müssen die Tiere jeden Tag tagsüber Zugang zu einem AKB haben (d.h. nachts sind alle Tiere im Stall), (iii) darf bei starkem Wind im AKB, bei schneebedeckter Umgebung oder bei in Bezug auf das Alter der Tiere sehr tiefer Temperatur im AKB der Zugang zu diesem eingeschränkt werden.

## 2.21 Ziff. 90 EF Laufhof Rindvieh

Untersuchungen bei Gemischen von Kot und Harn mit Mengen, wie sie in einem Laufhof anfallen<sup>13</sup>, führten im Mittel zu Ammoniakemissionen von 40% (Bereich: 15-80%) des Stickstoffs (Kaufmann et al., 1997). Dies entspricht einer Emission von 73% TAN (Bereich: 27-145% TAN) bei einem TAN Anteil von 55% in den Ausscheidungen. Im Vergleich dazu geben Misselbrook et al. (2001) N-Verluste von angefallenem Kot/Harn in Warteräumen und Laufhöfen für Milchkühe von 27 bis 85% an (ausgedrückt in Prozent des mit dem Urin ausgeschiedenen Stickstoffs während der täglichen Nutzungsdauer von 2 Stunden bzw. 5 Stunden). Misselbrook et al. (1998) schätzten die Emissionen von Laufhöfen auf 75% TAN (vgl. dazu auch Kupper et al., 2022b).

## 2.22 Ziff. 91 bis 98 EF Laufhof Rindvieh: Anfall Ausscheidungen Laufhof

Grundsätzlich hat das Vorhandensein eines Laufhofes einen grossen Einfluss auf die Ammoniakverflüchtigung, da ein grosser Teil des im Laufhof ausgeschiedenen TAN emittiert wird. Dies wirkt sich bei Laufställen besonders stark aus, da die Aufenthaltsdauer der Tiere bei freiem Zugang zum Laufhof höher sein dürfte im Vergleich zu Anbindeställen. Angesichts der vielfältigen Möglichkeiten, Laufstall- und Laufhofelemente zu kombinieren, ist es kaum möglich, im Modell zwischen verschiedenen Laufhofformen zu unterscheiden.

Die Häufigkeit der Laufhofnutzung durch die Tiere korreliert stark mit dem Anfall von Exkrementen im Laufhof (Kaufmann et al., 1997). Eine wichtige Differenzierung mit grossem Einfluss auf die Laufhofnutzung und die Ausscheidungen im Laufhof ist deshalb die Fütterung, bzw. inwieweit diese im Laufhof stattfindet. Es kann unterschieden werden zwischen a) Laufhof vorhanden und Fütterung ausschliesslich im Stall, b) Laufhof vorhanden und Fütterung (Grundfutter) teilweise im Laufhof, c) Laufhof vorhanden und Fütterung (Grundfutter) ausschliesslich im Laufhof. Weiter besteht die Möglichkeit, dass kein Laufhof vorhanden ist. Für das Modell wurden folgende Annahmen betreffend die Nutzung von und den Anfall von Ausscheidungen in Laufhöfen für Laufställe getroffen:

### 1. vorhanden: keine Verabreichung von Grundfutter im Laufhof

Die Fütterung erfolgt ausschliesslich im Stall, die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof beträgt 1 bis 2 Stunden pro Tag (4-8% der Zeit). Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997) beobachteten eine durchschnittliche Aufenthaltsdauer von rund einer Stunde pro Milchkuh und Tag bzw. 5% der Aufenthaltszeit der Tiere. Die Aufenthaltsdauer war weniger vom Flächenangebot als von der Jahreszeit und den Witterungsbedingungen abhängig. Gemäss Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997) verlängert sich die Benutzungsdauer durch die Tiere, wenn der Laufhof mit Raufen, Tränkeeinrichtungen oder Kratzbürsten ausgerüstet ist. Kaufmann et al. (1997) geben an, dass 7% bzw. 5% des Harns und Kots im Laufhof ausgeschieden wird. Dies gilt für einen dauernd zugänglichen Laufhof ohne Raufen (d.h. keine Verabreichung von Futter im Laufhof), Tränkeeinrichtungen und Kratzbürsten. Es ist davon auszugehen, dass bei Vorliegen solcher Einrichtungen, die Ausscheidungen im Laufhof höher liegen. Zumindest Kratzbürsten sind in Ausläufen in der Praxis häufig vorhanden. Der Auslauf wird als günstiger Standort dafür bezeichnet (Landwirtschaftskammer Oberösterreich, 2015). Dies lässt darauf schliessen, dass häufig Situationen vorkommen können, bei welchen ein höherer Anteil der Ausscheidungen im Laufhof anfällt. Daher wurde angenommen, dass 10% des ausgeschiedenen TAN im Laufhof anfällt. Dies gilt für diejenigen Tage, an welchen der Laufhof genutzt wird.

---

<sup>13</sup> Eine qualitative Beurteilung der Laufhofflächen zeigte, dass verschiedene Bereiche unterschiedlich stark verschmutzt waren (Eingangsbereich stärker verschmutzt, weiter entfernt liegende Bereiche weniger stark verschmutzt; Kaufmann et al., 1997).

2. vorhanden: Verabreichung von Grundfutter teilweise im Laufhof

Die Fütterung von Grundfutter erfolgt teilweise im Laufhof (z.B. mittels Raufen), die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof beträgt 3 bis 4 Stunden pro Tag. 20% der Ausscheidungen fallen im Laufhof an. Dies gilt für diejenigen Tage, an welchen der Laufhof benutzt wird. Die angenommene Zahl ist doppelt so hoch wie bei 1 bis 2 Stunden Aufenthaltsdauer pro Tag.

3. vorhanden: Verabreichung von Grundfutter ausschliesslich im Laufhof

Die Fütterung von Grundfutter erfolgt ausschliesslich im Laufhof, die angenommene Aufenthaltsdauer im Laufhof beträgt mehr als 10 Stunden pro Tag. 60% der Ausscheidungen fallen im Laufhof an. Die Annahmen basieren für Fütterung (Grundfutter) teilweise oder ganz im Laufhof auf Kaufmann et al. (1997 und Van Caenegem, Krötzl Messerli (1997).

Für Anbindeställe werden die Annahmen analog angewendet. Allerdings kommt die Variante mit ausschliesslicher Fütterung von Grundfutter im Laufhof nicht vor. Dies gilt auch für Laufställe an Tagen, an welchen die Tiere Zutritt zum Laufhof und zur Weide haben, da die Tiere einen Teil des Grundfutters auf der Weide aufnehmen. Für diese Tage wird im Modell der Anteil der Ausscheidungen in den Laufhof auf 20% korrigiert (d.h. Verabreichung von Grundfutter teilweise im Laufhof), wenn der Parameter 'Verabreichung von Grundfutter ausschliesslich im Laufhof' ausgewählt wird.

Generell wird unterstellt, dass die Emissionsfaktoren im Stall unverändert bleiben, unabhängig vom Vorhandensein eines Laufhof und dessen Nutzung.

Die Verabreichung von Grundfutter im Laufhof wird nur für Laufhöfe mit befestigten oder perforierten Flächen empfohlen (van der Maas, 1996). Ausschliessliche Fütterung von Grundfutter im Laufhof kommt nur vor, wenn der Laufhof permanent zugänglich ist.

Betreffend Anfall Ausscheidungen Laufhof: vgl. weitere Ausführungen in Kupper et al. (2022b).

### **2.23 Ziff. 99 EF Freilandauslauf Geflügel**

Man kann davon ausgehen, dass der Verbleib von Geflügelkot, der auf eine Wiese ausgeschieden wird, demjenigen von ausgebrachtem Geflügelmist ohne Einarbeitung ähnlich ist. Dafür gilt in Agrammon ein Emissionsfaktor von 40% TAN basierend auf Webb et al. (2012). Webb et al. (2012) fanden keine signifikanten Unterschiede bezüglich Emissionen nach Ausbringung von Mist von Legehennen und Mastpoulets. Man kann in Analogie dazu davon ausgehen, dass von Legehennen und Mastpoulets in einen Freilandauslauf ausgeschiedener Kot ebenfalls keine Unterschiede hinsichtlich Emissionshöhe zeigt. Weitere Informationen sind in Kupper et al. (2024) enthalten.

### **2.24 Ziff. 100-102 EF Freilandauslauf Geflügel: Anfall an Ausscheidungen im Freilandauslauf von Geflügel**

Kupper, Häni (2024) schätzten den Anfall der N-Ausscheidungen der beiden wichtigsten Geflügelkategorien Legehennen und Mastpoulets in den Freilandauslauf mittels Modellrechnung. Diese basieren auf dem Futterverzehr und dem Rohproteingehalt der Rationen, den Anzahl Stunden pro Jahr, an denen der Freilandauslauf für die Tiere zugänglich ist und dem mittleren Anteil der Tiere, die sich an Tagen mit Zugang zum Freilandauslauf darin aufhalten. Die Grundlage dazu bilden gesetzliche Grundlagen, Reglemente und Daten von Produzentenorganisationen, Einschätzungen von Sachverständigen sowie Literaturdaten. Für Legehennen wurde der Anteil der N-Ausscheidungen in den Freilandauslauf auf 3.3% und für Mastpoulets auf 7.6% der Ausscheidungen bei Systemen mit festen Ställen geschätzt. Für mobile Ställe betragen die Werte 8.7% für Legehennen und 8.2% für Mastpoulets.

## 2.25 Ziff. 103 EF Laufhof Pferde und übrige Equiden

Für Pferde und übrige Equiden sind keine Untersuchungen zu Ammoniakemissionen von Laufhöfen verfügbar. Der Emissionsfaktor basiert auf derjenigen von Rindvieh (vgl. Ziff. 90), wobei folgende Eigenschaften von Pferden und übrigen Equiden berücksichtigt wurden:

Pferde und übrige Equiden urinieren kaum auf befestigten Flächen. Deshalb wird ca. 75% des Urins im Stall auf der eingestreuten Fläche abgesetzt. Der Kot wird gleichmässig über den Tag abgegeben und unabhängig davon, ob sich die Tiere im Stall oder im Laufhof aufhalten. Laufhöfe weisen meist befestigte Flächen auf (z.B. Jura Mergel) und werden im Laufe des Tages mehrmals gereinigt (mündliche Mitteilung S. Rieder SHL Zollikofen, aktuell Agroscope Avenches). Daher kommt Urin mit dem Kot kaum in Kontakt, was dazu führt, dass Kot von Pferden und übrigen Equiden nach der Ausscheidung viel weniger Ammoniak emittiert.

Aufgrund dieser Gegebenheiten wurde für Pferde und übrige Equiden ein Emissionsfaktor von 50% derjenigen von Rindvieh angenommen (35% TAN). Weiter wird unterstellt, dass die in den Laufhof ausgeschiedene N-Menge proportional zur Aufenthaltsdauer im Laufhof erfolgt.

## 2.26 Ziff. 104 EF Lager Gülle Rindvieh

Der Emissionsfaktor von 1.6 g NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup> und Tag basiert auf Kupper et al. (2020). Er gilt für offene Behälter unabhängig vom Vorliegen einer natürlichen Schwimmschicht (der Emissionsfaktor g NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup> und Tag bezieht sich auf die Güllelageroberfläche). Die Herleitung des oben aufgeführten Emissionsfaktors aus Kupper et al. (2020) ist wie folgt:

- Grundlage: Tabelle 8, 'Cattle Baseline emissions tank'; Wert: 0.08 g NH<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>
- Umrechnung: 0.08 g NH<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> x 24 x 14/17 = 1.58 NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup>;  
gerundet: 1.6 g NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup> und Tag
- Erläuterung: 24: Umrechnung von Stunden in Tag;  
14/17: Umrechnung von NH<sub>3</sub> in NH<sub>3</sub>-N

## 2.27 Ziff. 105 EF Lager Mist Rindvieh

Der Emissionsfaktor basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3). Sie entspricht einem mittleren Wert der Studien von England, Deutschland, Schweden, Dänemark und Österreich.

## 2.28 Ziff. 106 EF Lager Gülle Schweine

Der Emissionsfaktor von 4.7 g NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup> und Tag basiert auf Kupper et al. (2020). Er gilt für offene Behälter unabhängig vom Vorliegen einer natürlichen Schwimmschicht (der Emissionsfaktor g NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup> und Tag bezieht sich auf die Güllelageroberfläche). Die Herleitung des oben aufgeführten Emissionsfaktors aus Kupper et al. (2020) ist wie folgt:

- Grundlage: Tabelle 8, 'Pig Baseline emissions tank'; Wert: 0.24 g NH<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>
- Umrechnung: 0.24 g NH<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> x 24 x 14/17 = 4.74 NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup>;  
gerundet: 4.7 g NH<sub>3</sub>-N pro m<sup>2</sup> und Tag
- Erläuterung: 24: Umrechnung von Stunden in Tag;  
14/17: Umrechnung von NH<sub>3</sub> in NH<sub>3</sub>-N

## 2.29 Ziff. 107 bis 110 EF Lager Mist Schweine und Geflügel

Der Emissionsfaktor Mist Schweine (Ziff. 107) basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3). Sie entspricht einem mittleren Wert der Studien von England, Deutschland und Dänemark.

Der Emissionsfaktor Mist Geflügel (Ziff. 108) basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3). Sie liegt im Bereich der Daten von England. Werte sind nur für Legehennen verfügbar. Für Junghennen wurden die Werte der Legehennen übernommen.

Der Emissionsfaktor Kot Legehennen (Ziff. 109) basiert auf den Resultaten des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur (vgl. Anhang 3, Daten von Frankreich). Für Junghennen wurden die Werte der Legehennen übernommen.

Für den Emissionsfaktor Mist Mastpoulets (Ziff. 110) wurde der Emissionsfaktor übernommen, welcher im Modell NARSES angewendet wurde (vgl. Reidy et al., 2009). Der Wert liegt tiefer im Vergleich zu Mist von Legehennen aufgrund des höheren TS-Gehalts von Mist von Mastpoulets (Richner et al., 2017).

Für Masttruten und anderes Geflügel sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Für diese Tierkategorien wurde der Wert der Mastpoulets übernommen.

### **2.30 Ziff. 111 EF Lager Mist Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer, Kaninchen**

Für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer sowie Kaninchen sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Für diese Tierkategorien wurde der Wert von Rindvieh übernommen.

### **2.31 Ziff. 112 bis 113 Netto-Mineralisierung $N_{\text{tot}}$ zu TAN bei Gülle, Netto-Immobilisierung von TAN bei Mist im Lager**

Die Werte zur Netto-Mineralisierung von  $N_{\text{tot}}$  zu TAN in Gülle sowie zur Netto-Immobilisierung von TAN im Mist wurden vom deutschen Modell GASEM übernommen (Rösemann et al., 2017). Für die Umwandlungen von N bei der Lagerung von Mist wird angenommen, dass 40% des TAN immobilisiert werden, sofern ausreichend Einstreu vorhanden ist<sup>14</sup>. Die Immobilisierungsrate stimmt mit Kirchmann und Witter (1989) überein (vgl. auch Webb und Misselbrook, 2004). Es ist davon auszugehen, dass unter schweizerischen Produktionsbedingungen in der Rindviehhaltung generell und in der Schweinehaltung bei Tiefstreu in der Regel genügend Einstreu vorhanden ist, so dass eine Netto-Immobilisierung von TAN im Mist von 40% generell angenommen werden kann. Dasselbe gilt für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer sowie Kaninchen.

Für Mist von Geflügel zeigen Untersuchungen, dass keine Immobilisierung von TAN stattfindet aufgrund des hohen Ligninanteils von Hobelspänen als Einstreu, was die Immobilisierung behindert (Kirchmann and Witter, 1989). Aufgrund dieser Untersuchungen und der

---

<sup>14</sup> Von Rösemann et al. (2017), Kap. 3.3.4.3.4 Transformationsprozesse im Lager: für unbehandelte Gülle wird angenommen, dass von den in das Lager gelangenden TAN- und N organisch-Fractionen je 10% in die jeweils andere Fraktion umgewandelt werden\*. (Güllebehandlung wird mangels Daten im Inventar nicht berücksichtigt). Nach Expertenurteil der EAGER-Arbeitsgruppe wird bei Säugetieren für Festmistsysteme angenommen, dass 40% der ins Lager gelangenden TAN-Menge immobilisiert werden, sofern ausreichend Einstreu vorhanden ist (was im Inventar als gegeben vorausgesetzt wird). In der Geflügelhaltung mit Einstreu wird dagegen davon ausgegangen, dass keine Immobilisierung von UAN erfolgt, da durch die möglichst trockenen Haltungsbedingungen und ein enges C:N-Verhältnis im Mist die entsprechenden chemischen Prozesse verhindert werden.

\* Auch Poulsen et al. (2001; zitiert in Hjorth et al., 2010) geben innerhalb einer Dauer von 6 bis 9 Monaten in einem Aussenlager eine Mineralisierungsrate von 5% organischem N zu anorganischem N an. Agrammon berücksichtigt im Unterschied zu GASEM die Immobilisierung von TAN zu N organisch im Güllelager nicht

in der Schweiz verwendeten Einstreuematerialien wird angenommen, dass N in Mist von Geflügel nicht immobilisiert wird (verwendete Einstreuematerialien: 60% Hobelspäne; 40% Strohhäcksel oder Strohmehlwürfel; pers. Mitteilung S. Ineichen, Aviforum Zollikofen). Bei Systemen mit Kotbandentmischung bzw. Geflügelkot wird die Annahme getroffen, dass keine Immobilisierung von TAN stattfindet, da keine oder sehr wenig Einstreu im Mist vorhanden ist.

### **2.32 Ziff. 114 EF Ausbringung Gülle Rindvieh**

Der Emissionsfaktor Ausbringung Gülle Rindvieh basiert auf einem Submodell. Dessen Grundlage ist ALFAM2 R package Version 4.2, parameter set 3<sup>15</sup>. Dabei wurden die Emissionen für eine Auswahl der möglichen Kombinationen von Einflussparametern (Ausbringungstechnik, Jahreszeit/Tageszeit der Gülleausbringung, Gülleverdünnung) mit ALFAM2 berechnet. Für die Lufttemperatur bei der Ausbringung wurde ein umfangreicher Meteodatensatz, der die ganze Schweiz abdeckt, verwendet. Die mittlere Temperatur wurde nach Regionen entsprechend der Anzahl Rindvieh- und Schweine-GVE gewichtet. Zur Verwendung der mit ALFAM2 generierten Emissionswerte (NH<sub>3</sub>-Verluste in % TAN) in Agrammon wurde die Vielzahl von Resultaten mittels linearer Regression auf die mittleren Effekte der einzelnen oben aufgeführten Einflussparameter aggregiert. Die resultierenden Effekte (Koeffizienten) aus der Regression wurden in das Modell übertragen. Eine vertiefte Beschreibung der Methode ist in Kap. 2.59 aufgeführt.

Der angegebenen Emissionsfaktor (EF) gibt basierend auf Hafner et al. (2025) bzw. Kap. 2.59 einen durchschnittlichen Wert für die folgenden, in die Schweiz typischen Bedingungen an: Gülleverdünnung: 1.2:1; Mittlere Ausbringungsmenge pro Gabe: 26 m<sup>3</sup>; Anteil Gülleausbringung am Abend nach 18h00: 0%; Ausbringung Gülle an für die Jahreszeit besonders warmen Tagen: manchmal; Ausbringung von Gülle im Sommer (Juni, Juli, August): 47%; Ausbringung von Gülle von September bis und mit Mai: 53%.

### **2.33 Ziff. 115 EF Ausbringung Mist Rindvieh**

Der gewählte Emissionsfaktor wurde von Webb et al. (2012) übernommen. Datenbasis und Herleitung sind in Webb et al. (2012) beschrieben. Emissionsfaktoren von Rindermist, die in anderen Emissionsmodellen verwendet wurden (Reidy et al., 2009), liegen in einem ähnlichen Bereich.

### **2.34 Ziff. 116 EF Ausbringung Gülle Schweine**

Der Emissionsfaktor beim Ausbringen von Gülle von Schweinen basiert auf dem ALFAM2 Modell (Hafner et al., 2025). Weitere Erläuterungen: vgl. Kap. 2.32.

### **2.35 Ziff. 117 EF Ausbringung Mist Schweine**

Der gewählte Emissionsfaktor wurde von Webb et al. (2012) übernommen. Datenbasis und Herleitung sind in Webb et al. (2012) beschrieben.

### **2.36 Ziff. 118 bis 120 EF Ausbringung Mist Geflügel**

Der gewählte Emissionsfaktor wurde von Webb et al. (2012) übernommen. Datenbasis und Herleitung sind in Webb et al. (2012) beschrieben. Der Datensatz von Webb et al. (2012) beinhaltet Emissionswerte von Kot/Mist von Legehennen und Mist von Mastpoulets. Eine Analyse der Daten von Legehennen und Mastpoulets zeigte keine signifikanten

---

<sup>15</sup> <https://github.com/AU-BCE-EE/ALFAM2> (17.02.2026)

Unterschiede bezüglich Emissionen. Deshalb wurde für beide Tierkategorien der gleiche Emissionsfaktor gewählt.

Für Junghennen und anderes Geflügel sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Es wurden die Emissionsfaktoren von Legehennen bzw. Mastpoulets übernommen.

### **2.37 Ziff. 121 EF Ausbringung Mist Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer, Kaninchen**

Für Pferde und übrige Equiden, Kleinwiederkäuer, andere Raufutterverzehrer sowie Kaninchen sind keine Untersuchungen verfügbar, welche die Herleitung eines Emissionsfaktors ermöglichen. Es wurde der Emissionsfaktor von Rindvieh übernommen. Eine Reduktion auf 70% erfolgte aufgrund des in der Regel hohen Gehalts an Stroh, welcher tendenziell eine Reduktion des Emissionsfaktors bewirkt.

### **2.38 Ziff. 122 EF Ausbringung Gärgülle**

Aktuell vorliegende Messdaten von Gärgülle suggerieren, dass sich die Emissionen zwischen unvergorener und vergorener Gülle nicht systematisch unterscheiden (Efosa et al., 2025; Pedersen, Hafner, 2023). Daher wurde der gleiche Emissionsfaktor für Gärgülle wie für unbehandelte Gülle angenommen.

## 2.39 Ziff. 123-124 EF mineralische N-Dünger

Das EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016 (EEA, 2016) gibt Emissionsfaktoren für 11 Düngertypen vor, die abhängig sind von der Klimazone und vom pH-Wert des Bodens (tief: pH-Wert  $\leq 7.0$ ; hoch: pH-Wert  $> 7.0$ ). Tabelle 3 zeigt, wie die Düngertypen gemäss Agricura den Düngertypen gemäss EEA (2016) zugeordnet wurden.

Tabelle 3: Zuordnung der Düngertypen gemäss Agricura zu den Düngertypen gemäss EEA (2016) und die dazugehörigen Emissionsfaktoren umgerechnet in %  $N_{tot}$

| Zolltarif-Nr. | Düngertypen gemäss Agricura          | Düngertypen EEA (2016)     | EF pH n <sup>5</sup> | EF <sup>5</sup> pH h <sup>55</sup> | EF $\bar{\varnothing}$ <sup>555</sup> |
|---------------|--------------------------------------|----------------------------|----------------------|------------------------------------|---------------------------------------|
| 2814.2000.011 | Ammoniakgas                          | Anhydrous ammonia          | 1.6%                 | 2.9%                               | 2.2%                                  |
| 2834.2100.011 | Kaliumnitrat                         | NK mixtures                | 1.2%                 | 2.6%                               | 1.9%                                  |
| 3102.1000.011 | Harnstoff                            | Urea                       | 12.8%                | 13.5%                              | 13.1%                                 |
| 3102.2100.011 | Ammoniumsulfat                       | Ammonium sulphate          | 7.4%                 | 13.6%                              | 10.3%                                 |
| 3102.2900.011 | Ammoniumsulfatsalpeter               | Ammonium sulphate          | 7.4%                 | 13.6%                              | 10.3%                                 |
| 3102.3000.011 | Ammoniumnitrat (AN)                  | Ammonium nitrate           | 1.2%                 | 2.6%                               | 1.9%                                  |
| 3102.4000.011 | Mischungen AN-Calciumcarbonat        | Calcium ammonium nitrate   | 0.7%                 | 1.4%                               | 1.0%                                  |
| 3102.5000.011 | Natriumnitrat                        | Ammonium nitrate           | 1.2%                 | 2.6%                               | 1.9%                                  |
| 3102.6000.011 | Doppelsalze*                         | Ammonium sulphate          | 7.4%                 | 13.6%                              | 10.3%                                 |
| 3102.9010.011 | Calciumcyanamid**                    | Urea                       | 12.8%                | 13.5%                              | 13.1%                                 |
| 3102.8000.011 | Mischungen Harnstoff/AN              | Urea                       | 12.8%                | 13.5%                              | 13.1%                                 |
| 3102.9090.013 | Andere Stickstoffdüngemittel***      | Other straight N compounds | 0.8%                 | 1.6%                               | 1.2%                                  |
| 3102.9000.011 | Calcium-Magnesiumnitrat <sup>#</sup> | Calcium ammonium nitrate   | 0.7%                 | 1.4%                               | 1.0%                                  |
| 3105.2000.011 | Mehrnährstoffdünger <sup>##</sup>    | NPK mixtures               | 4.1%                 | 7.5%                               | 5.7%                                  |
| 3105.3000.011 | Diammoniumorthophosphat              | Ammonium phosphate         | 4.1%                 | 7.5%                               | 5.7%                                  |
| 3105.4000.011 | Monoammoniumorthophosphat            | Ammonium phosphate         | 4.1%                 | 7.5%                               | 5.7%                                  |
| 3105.5100.011 | Mehrnährstoffdünger NP               | Ammonium phosphate         | 4.1%                 | 7.5%                               | 5.7%                                  |

\* , \*\* , \*\*\* , # , ##: beim aufgeführten Düngertyp mit eingeschlossen sind die folgenden Dünger (Zolltarif-Nr., Name):

\* 3102.2900.013, Andere Doppelsalze und Mischungen

\*\* 3102.7000.011, Calciumcyanamid

\*\*\* 3105.9000.011, Andere Dünger; 3102.9000.013, Andere Stickstoffdüngemittel

# 2834.2900.011, Calciummagnesiumnitrat

## 3105.5900.011, Andere Mehrnährstoffdünger; 3105.9000.013, Andere Dünger und a. Mehrnährstoffdünger; Mehrnährstoffdünger sind in der Regel NPK-Dünger

<sup>5</sup> Emissionsfaktor für Böden mit pH-Wert normal  $\leq 7.0$  (EEA, 2016) in % N

<sup>55</sup> Emissionsfaktor für Böden mit pH-Wert hoch  $> 7.0$  (EEA, 2016) in % N

<sup>555</sup> Mittlerer Emissionsfaktor. Die Herleitung ist wie folgt: die Emissionsfaktoren für normalen bzw. hohen pH-Wert wurden mit 0.54 bzw. 0.46 multipliziert und aufaddiert. Die Faktoren 0.54 und 0.46 basieren auf den gesamtschweizerischen Anteilen von Böden mit normalem bzw. hohem pH-Wert; vgl. unten).

Ebenfalls angegeben sind die Emissionsfaktoren. Tabelle 4 zeigt die Emissionsfaktoren gemäss EEA (2016) in g  $NH_3$  pro kg N ausgebracht. In Tabelle 5 sind die Emissionsfaktoren gemäss EEA (2016) umgerechnet in %  $N_{tot}$  aufgeführt. Bei Mineraldüngern wird  $N_{tot}$  gleichgesetzt mit TAN, weil davon auszugehen ist, dass der Stickstoff in Mineraldüngern bereits in mineralischer Form (als Ammonium und Nitrat) vorliegt (dies trifft für Harnstoff streng genommen nicht zu).

Tabelle 4: Emissionsfaktoren für 11 Düngertypen, abhängig von der Klimazone und vom pH-Wert des Bodens (normal: pH-Wert  $\leq 7.0$ ; hoch: pH-Wert  $> 7.0$ ) nach EEA (2016). Angabe in g  $NH_3$  pro kg N ausgebracht

| Nr. | Climate#                   |      |            |          |           |         |           |         |
|-----|----------------------------|------|------------|----------|-----------|---------|-----------|---------|
|     |                            |      | Cool       |          | Temperate |         | Warm      |         |
|     |                            |      | normal pH* | high pH* | normal pH | high pH | normal pH | high pH |
| 1   | Anhydrous ammonia          | AH   | 19         | 35       | 20        | 36      | 25        | 46      |
| 2   | Ammonium nitrate           | AN   | 15         | 32       | 16        | 33      | 20        | 41      |
| 3   | Ammonium phosphate         | AP** | 50         | 91       | 51        | 94      | 64        | 117     |
| 4   | Ammonium sulphate          | AS   | 90         | 165      | 92        | 170     | 115       | 212     |
| 5   | Calcium ammonium nitrate   | CAN  | 8          | 17       | 8         | 17      | 10        | 21      |
| 6   | NK mixtures                | **   | 15         | 32       | 22        | 33      | 20        | 41      |
| 7   | NPK mixtures               | **   | 50         | 91       | 67        | 94      | 64        | 117     |
| 8   | NP mixtures                | **   | 50         | 91       | 67        | 94      | 64        | 117     |
| 9   | Nitrogen solutions         | **   | 98         | 95       | 100       | 97      | 126       | 122     |
| 10  | Other straight N compounds | **   | 10         | 19       | 14        | 20      | 13        | 25      |
| 11  | Urea                       | **   | 155        | 164      | 159       | 168     | 198       | 210     |

# Klimazonen ("Climate") "Cool, Temperate, Warm", wie definiert in "Table 10.14" von "Chapter 10 (Emissions From Livestock And Manure Management)" von IPCC (2006).

Cool umfasst gemäss der oben erwähnten Tabelle 10.14 mittlere Jahrestemperaturen zwischen  $\leq 10$  und  $14^{\circ}\text{C}$ .

\* normal pH = pH 7.0 or below, high pH = more than pH 7.0 (usually calcareous soils)

\*\* AP = sum of ammonium monophosphate (MAP) and ammonium diphosphate (DAP), NK mixtures = AN, NPK and NP mixtures = 50% MAP + 50% DAP, Nitrogen solutions = Urea ammonium nitrate and other straight N compounds = Calcium nitrate.

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für 11 Düngertypen, abhängig von der Klimazone und vom pH-Wert des Bodens (normal: pH-Wert  $\leq 7.0$ ; hoch: pH-Wert  $> 7.0$ ) nach EEA (2016) umgerechnet in %  $N_{\text{tot}}$

| Nr. | Climate#                   |      |            |          |           |         |           |         |
|-----|----------------------------|------|------------|----------|-----------|---------|-----------|---------|
|     |                            |      | Cool       |          | Temperate |         | Warm      |         |
|     |                            |      | normal pH* | high pH* | normal pH | high pH | normal pH | high pH |
| 1   | Anhydrous ammonia          | AH   | 1.6%       | 2.9%     | 1.6%      | 3.0%    | 2.1%      | 3.8%    |
| 2   | Ammonium nitrate           | AN   | 1.2%       | 2.6%     | 1.3%      | 2.7%    | 1.6%      | 3.4%    |
| 3   | Ammonium phosphate         | AP** | 4.1%       | 7.5%     | 4.2%      | 7.7%    | 5.3%      | 9.6%    |
| 4   | Ammonium sulphate          | AS   | 7.4%       | 13.6%    | 7.6%      | 14.0%   | 9.5%      | 17.5%   |
| 5   | Calcium ammonium nitrate   | CAN  | 0.7%       | 1.4%     | 0.7%      | 1.4%    | 0.8%      | 1.7%    |
| 6   | NK mixtures                | **   | 1.2%       | 2.6%     | 1.8%      | 2.7%    | 1.6%      | 3.4%    |
| 7   | NPK mixtures               | **   | 4.1%       | 7.5%     | 5.5%      | 7.7%    | 5.3%      | 9.6%    |
| 8   | NP mixtures                | **   | 4.1%       | 7.5%     | 5.5%      | 7.7%    | 5.3%      | 9.6%    |
| 9   | Nitrogen solutions         | **   | 8.1%       | 7.8%     | 8.2%      | 8.0%    | 10.4%     | 10.0%   |
| 10  | Other straight N compounds | **   | 0.8%       | 1.6%     | 1.2%      | 1.6%    | 1.1%      | 2.1%    |
| 11  | Urea                       | **   | 12.8%      | 13.5%    | 13.1%     | 13.8%   | 16.3%     | 17.3%   |

#, \*, \*\*: vgl. Fussnoten in Tabelle 4.

Das Vorgehen zur Bestimmung von Klimazone und pH-Wert des Bodens ist wie folgt:

Klimazone:

Die Klimazonen („Climate“) „Cool, Temperate, Warm“ sind definiert in „Table 10.14“ von „Chapter 10 (Emissions From Livestock And Manure Management)“ von IPCC (2006) mittels Angaben von mittleren Jahrestemperaturen. Cool umfasst gemäss der oben erwähnten Tabelle 10.14 Zahlen zwischen  $\leq 10$  und  $14^{\circ}\text{C}$ . Dies liegt im Bereich der mittleren Jahrestemperaturen der Schweiz, bzw. Werte von  $>14^{\circ}\text{C}$  liegen ausserhalb des Klimas der Schweiz (dies selbst in überdurchschnittlich warmen Jahren; vgl. MeteoSchweiz, 2011).

pH-Wert:

Als Grundlage zur Festlegung des Anteils der landwirtschaftlichen Nutzfläche, auf welcher Mineraldünger auf Flächen mit hohem bzw. tiefem pH-Wert ausgebracht wird, diente die Bodeneignungskarte, Massstab 1:200'000 (Frei, et al. 1980). Diese liefert die folgenden Parameter:

- Perimeterfläche [AREA] in  $\text{m}^2$
- Landwirtschaftliche Eignung [KULTURLAND]:
  - i. ungeeignet
  - ii. Seen, Enklaven
  - iii. Ackerbau beeinträchtigt (Hangneigung  $\geq 25\%$ , max.  $35\%$ )
  - iv. mässige Produktion (Hangneigung  $<25\%$ )
  - v. gute Produktion (Hangneigung  $<25\%$ )
  - vi. sehr gute Produktion (Hangneigung  $<25\%$ )

→Es wurde angenommen, dass nur auf den Böden der Kategorien iv-vi Mineraldünger ausgebracht wird.

- Bodentyp [Bodentyp]: total 18 Bodentypen (wie z.B. eutric, gleyic, dystric, calcaric Cambisol; orthic Luvisol) die aus der FAO Nomenklatur (IUSS Working Group WRB, 2006) stammen.

→Es wurde angenommen, dass Bodentypen, welche die Bezeichnung „calcaric“ enthalten und gleichzeitig die Bezeichnung „dystric“ nicht enthalten, einen pH-Wert  $>7.0$  aufweisen. Calcaric entspricht der Eigenschaft karbonathaltig in einer Tiefe von 20 bis 50 cm. Dystric bedeutet ein Boden mit  $\text{pH} < 5.5$ .

Die Auswertung gemäss diesen Kriterien ergab einen Anteil von 54% der Böden mit pH-Wert  $\leq 7.0$  und 46% mit pH-Wert  $>7.0$ , auf welche Mineraldünger ausgebracht wird. Diese Verteilung des Boden pH-Werts wurde für die Berechnung der Emissionen angenommen.

Dabei ist zu beachten, dass die Unterteilung nach Bodentypen unscharf und die angegebenen Anteile von Böden mit pH-Wert  $\leq 7.0$  bzw.  $>7.0$  als sehr grobe Schätzung zu betrachten sind. Bodentypen, welche neben der Bezeichnung „calcaric“ auch die Bezeichnung „eutric“ enthalten, könnten auch einen pH-Wert zwischen 6.5 und 7.0 aufweisen (eine separate Auswertung nach „calcaric“ kombiniert mit „eutric“ bzw. ohne „eutric“ ist nicht möglich). Weiter enthält ein Perimeter immer mehrere Bodentypen, deren einzelne Flächenausdehnung nicht bekannt ist. Überdies bleiben Bewirtschaftungsmassnahmen wie Kalkung, welche einen Einfluss auf den Boden pH haben, unberücksichtigt. Der Flächenanteil Böden mit pH-Wert  $>7.0$  von 46% ist daher als Höchstwert zu betrachten. Vermutlich dürfte eine Grössenordnung von 25-30% eher zutreffen.

## 2.40 Ziff. 125-126 EF Recyclingdünger

Für Kompost und festes Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen wurde ein Emissionsfaktor von 80% TAN wie für Mist von Rindvieh und von Schweinen angenommen. Der Gehalt von  $N_{105}$  beträgt 0.3 kg pro t Frischsubstanz (Richner et al., 2017).

Die Schätzung des Emissionsfaktors für flüssiges Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen basiert auf der folgenden Annahme: Emissionsfaktor von 60% bei Ausbringung mittels Breitverteiler und Annahme eines höheren Emissionsniveaus im Vergleich zu unbehandelter Gülle aufgrund von hohem TS-Gehalt und Zunahme von pH und TAN-Gehalt während der thermophilen Vergärung; Emissionsreduktion aufgrund von Verwendung Schleppschlauch bei der Ausbringung um 30% gemäss UNECE (2014):  $60\% \times (1-0.3)$  ergibt den gewählten Emissionsfaktor von 42% TAN. Neuere Daten bestätigen im Vergleich zur Ausbringung von Gülle erhöhte Emissionen weitgehend:

- Eine Messung über 3 Jahre mit Ausbringung von flüssigem Gärgut einer gewerblich-industriellen Anlage auf Mais, Weizen oder Hafer mittels Schleppschlauchverteiler zeigte einen Emissionsfaktor von 43% (Efosa et al., 2025).
- Eine Modellrechnung mittels ALFAM2 Modell (Hafner et al, 2025)<sup>16</sup> und den gewählten Parametern gemäss Tabelle 6 ergibt einen Emissionsfaktor von 35%.
- Pedersen und Hafner (2023) suggerieren erhöhte  $NH_3$  Emissionen von flüssigem Gärgut bei hohem Trockensubstanzgehalt aufgrund des grossen Anteils an festen Substraten im Ausgangsmaterial gegenüber unbehandelter Gülle. Dies ist durch reduzierte Infiltration in den Boden von Substraten mit hohem Trockensubstanzgehalt zu erklären.

Tabelle 6: Eingabeparameter zur Schätzung des Emissionsfaktors für flüssiges Gärgut von gewerblich-industriellen Anlagen.

|  | Eingabeparameter | Quelle/Bemerkung  |
|--|------------------|---|
| Ausbringmenge (t/ha)                   | 25               | Annahme   |
| Gehalt TAN(kg/t)                       | 2                | Richner et al. (2017)   |
| Ausbringtechnik                        | Schleppschlauch  | Häufigste Ausbringtechnik   |
| Gülletyp                               | Anderer          | -   |
| TS-Gehalt (%)                          | 13               | Richner et al. (2017)   |
| Gülle pH                               | 8.0              | Anacleto et al., (2025); DLG (2017); Efosa et al. (2025)                                      |
| Luft Temperatur (°C)                   | 12               | Annahmen für mittlere bzw. typische Werte im schweizerischen Mittelland von März bis November |
| Windgeschwindigkeit (m/s)              | 2                |   |
| Regenintensität (mm/h)                 | 0                |   |
| Einarbeitung                           | keine            | Flüssige Substrate werden nach der Ausbringung in der Regel nicht eingearbeitet.              |
| Zeit Einarbeitung nach Ausbringung (h) | -                | -   |
| Dauer (h)                              | 168              | -   |

<sup>16</sup> ALFAM2\_model\_3\_10.xlsx; <https://zenodo.org/records/14187073> (17.02.2026)

## 2.41 Ziff. 126a-e EF Ernterückstände

NH<sub>3</sub>-Emissionen aus Ernterückständen und abgestorbenen Gründüngungen können dann entstehen, wenn das pflanzliche Material auf der Bodenoberfläche verbleibt bzw. nicht innerhalb von wenigen Tagen eingearbeitet wird, und die Stickstoffkonzentration dem Wert von  $\geq 0.0132$  kg N pro kg TS entspricht (EEA, 2023). Ernterückstände schliessen Rückstände aller Ackerbau- und Gemüsekulturen sowie Ernteverluste vom Futterbau ein.

In Agrammon sind diejenigen Kategorien eingeschlossen, welche den grössten Anteil am Total der Emissionen aus Ernterückständen und Gründüngungen ausmachen. Für die Modellierung der Emissionen wurde ein vereinfachter Ansatz gewählt, welche eine grobe Abschätzung der einzelbetrieblichen Emissionen aus dieser Quelle ermöglicht. Für eine detaillierte Berechnung empfehlen wir die Methodik wie beschrieben in Valach et al. (2026) zu verwenden.

## 2.42 Ziff. 128-129 KF Milchleistung Milchkühe<sup>17</sup>

Die Milchleistung einer Milchkuh steht in einem engen Zusammenhang mit der Stickstoffausscheidung und kann deshalb einen grossen Einfluss auf die Ammoniakverluste haben. Die Ausscheidung von 112 kg N pro Jahr gemäss Ziff. 1 basiert auf einer jährlichen Milchleistung von 7500 kg. Je 1000 kg geringere Leistung ist mit 5% geringeren, je 1000 kg Mehrleistung mit 5% höheren Werten zu rechnen. Diese Korrektur berücksichtigt auch die Unterschiede im Lebendgewicht (Richner et al., 2017).

## 2.43 Ziff. 130-139 KF Fütterung Milchkühe<sup>17</sup>

### Hintergrund

Für die N-Ausscheidungen von Milchkühen stützt sich das NH<sub>3</sub>-Emissionsmodell Agrammon auf die Richtwerte in den Grundlagen für die Düngung (GRUD 2017: Richner et al., 2017). Diese beruhen auf Modellrechnungen (mit Modell von A. Mürger, Agroscope; Menzi et al., 2016), welche grundsätzlich auf den Fütterungsempfehlungen im Grünen Buch (Agroscope, 2016) basieren. Da die Fütterung einen relativ grossen Einfluss hat auf die Emissionen der ganzen Hofdüngerkette (Weide, Stall bis Ausbringung) muss das Modell Agrammon die Grundfutterzusammensetzung und die Kraftfuttermenge berücksichtigen, während die GRUD bewusst nur den gemittelten Mittelwerten der berücksichtigten Rationen zeigt.

### Korrektur Grundfütteration

#### Vorgehen

- Basiswerte nach GRUD 2017; Korrekturfaktor (%) für zusätzliche Grundfutterkomponenten, so vereinfacht, dass additive Werte von mehr als einer Zusatzkomponente ebenfalls sinnvoll sind
- Korrektur bezogen auf Ausscheidungen pro Jahr, gewichtetes Mittel der für GRUD berechneten Rationen

---

<sup>17</sup> Beitrag von H. Menzi, ehemals Agroscope Posieux

Aus den GRUD-Werten zugrundeliegenden Ausscheidungsrechnungen wurden die folgenden Rationen übernommen (Rationen mit mehr als zwei Komponenten nur zur Kontrolle; vgl. Menzi et al. 2016):

|         |  |         |                                  |
|---------|--|---------|----------------------------------|
| Winter: | nur Dürrfutter                         | Sommer: | nur Gras                         |
|         | Dürrfutter + Maiswürfel                |         | Gras + Dürrfutter                |
|         | (Dürrfutter + Grassilage + Maissilage) |         | Gras + Maissilage                |
|         | Dürrfutter + Grassilage                |         | (Gras + Dürrfutter + Maiswürfel) |
|         | Dürrfutter + Maissilage                |         | (Gras + Dürrfutter + Maissilage) |
|         |  |         | Gras + Maiswürfel                |

N Ausscheidungen (kg N pro Kuh) Bei Milchleistung 7500 kg pro Jahr:

|  | pro Jahr | Winter | Sommer |
|--|----------|--------|--------|
| Nach GRUD (Richner et al. (2017) gewichtetes Mittel) | 112      | 43     | 69     |

Korrekturfaktoren:

|        |   |       |
|--------|---|-------|
| Sommer | nur Gras                                | +5%   |
|        | Gras + Dürrfutter:                      | +1%   |
|        | Gras + Maissilage oder Maiswürfel:      | -2.5% |
| Winter | nur Dürrfutter                          | -1%   |
|        | Dürrfutter + Maissilage oder Maiswürfel | -2%   |
|        | Dürrfutter + Grassilage                 | +3%   |

## Korrektur Kraftfuttermenge

Vorgehen

Für die Beurteilung des Einflusses der Kraftfuttermenge auf die N-Ausscheidungen wurde berechnet wieviel Grundfutter durch die zusätzliche Kraftfuttermenge verdrängt bzw. durch unter unseren Annahmen liegenden Kraftfuttermengen zusätzlich aufgenommen wird und welchen Einfluss dies hat auf die Proteinaufnahme. Als Basis wurde angenommen,

- dass die Energieaufnahme (MJ NEL) leistungsabhängig vorgegeben ist und durch die Fütterung nicht beeinflusst wird.
- dass gemäss den für die GRUD durchgeführten Berechnungen bei der Basismilchleistung von 7500 kg die mittlere Kraftfuttermenge pro Tag (inkl. Galtperiode) während der Winterfütterung 2.8 kg und während der Sommerfütterung 2.0 kg beträgt. Ausgehend von diesen Basiswerten wurde die Grundfuttermengeverdrängung (in positiver und negativer Richtung) sowie der daraus resultierende Effekt auf die N-Ausscheidungen bei Kraftfuttermengen von null bis fünf Kilo pro Tag in 100 g Intervallen gerechnet. Die Ergebnisse wurden ausgedrückt als % Abweichung der N Jahresausscheidungen von der Basisberechnung und als lineare Regression dargestellt. Diese Regressionsgleichung kann dann für die Winter- bzw. die Sommerfütterung als Korrekturgleichung der N-Ausscheidungen verwendet werden (Abbildung 1).

- dass je nach Energie/Proteinverhältnis der Grundfütterration energiereiches oder proteinreiches Kraftfutter eingesetzt wird und ab einem Niveau mit ausgewogenem Verhältnis Leistungsfutter. Der relative Anteil der drei unterschiedlichen Kraftfutter sowie deren Gehalte wurde aus dem gewichteten Mittelwert der verschiedenen Rationen und Abkalbezeitpunkte der Berechnungen für die GRUD übernommen.

Für den Gehalt der Grundfütterration wurde der gewichtete Mittelwert aus den Berechnungen für die GRUD verwendet. Als Vereinfachung musste davon abgesehen werden, den Einfluss der Zusammensetzung der Grundfütterration auf die Kraftfuttermenge zu berücksichtigen.

Resultierende Korrektur

Die N-Ausscheidungen nach GRUD (GRUD; Milchleistung 7500 kg) kann in Abhängigkeit der Kraftfuttermenge in kg/Tag (KF) wie folgt korrigiert werden:

Winterfütterung:

N-Ausscheidung korrigiert nach Kraftfuttermenge = GRUD x (0.0145 x KF + 0.9594)

Sommerfütterung:

N-Ausscheidung korrigiert nach Kraftfuttermenge = GRUD x (-0.0197 x KF + 1.0393)

wobei KF = kg Kraftfutter pro Kuh und Tag

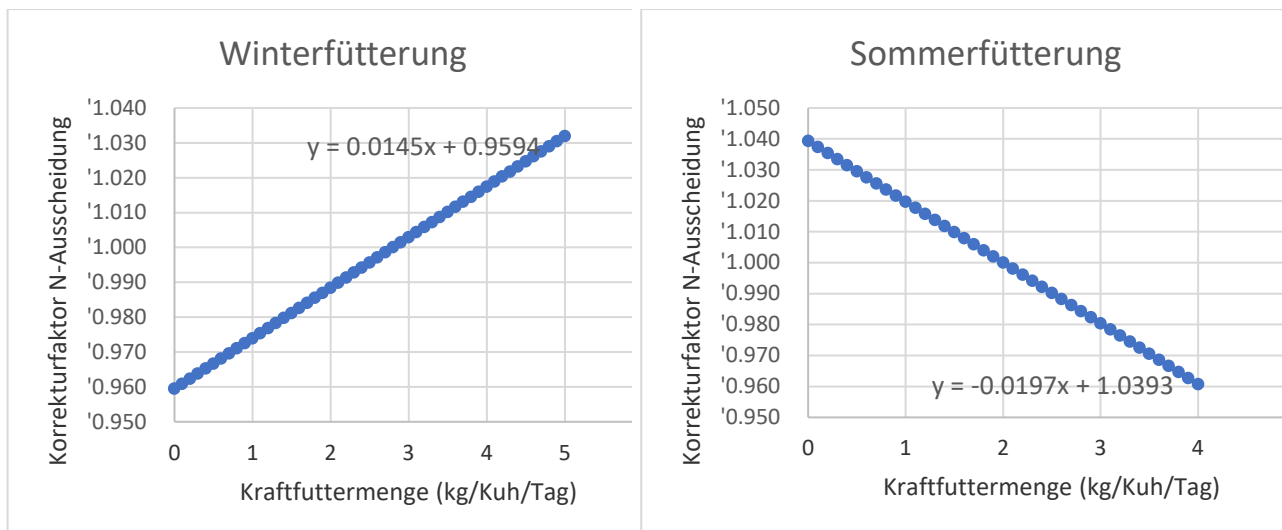


Abbildung 1: Regression zur Korrektur der N-Ausscheidungen aufgrund der eingesetzten Kraftfuttermenge in der Winter- bzw. der Sommerfütterung von Milchkühen.

## 2.44 Ziff. 158-162: Berechnung des Futteranteils pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer bei Phasenfütterung der Mastschweine

Die Berechnung des Futteranteils pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer bei Phasenfütterung der Mastschweine basiert auf dem „Gelben Buch“ (Agroscope Liebefeld-Posieux, 2004). Es wurde angenommen, dass der Verzehr an VES proportional zur gesamten Futteraufnahme verläuft, welcher die Grundlage bildet für den Futtermittelverzehr von Phase 1 und 2 bei 2-Phasenfütterung bzw. von Phase 1, 2 und 3 bei 3-Phasenfütterung. Der angenommene Tageszuwachs beträgt 750 g, das Lebendgewicht bei der Schlachtung 107 kg. Die Berechnung ist in Anhang 4 dokumentiert.

## 2.45 Ziff. 163 a-b: KF Stall Rindvieh

Der Korrekturfaktor für das System gemäss Ziff. 163a (Erhöhte Fressplätze mit Fressplatzabtrennungen, „Fressstände“) basiert auf der Annahme, dass eine Minderung der NH<sub>3</sub>-Emissionen bei einer Reduktion der verschmutzten Fläche und gleichzeitigem häufigem Entmisten zu erwarten ist (Zähler et al., 2013). Messungen von Agroscope im Emissionsversuchsstall zeigten eine Reduktion der Ammoniakemissionen von 8% im Sommer, 19% im Herbst und 16% im Winter im Vergleich zum Referenzabteil ohne Fressstände (Zähler et al., 2019). Daraus wurde eine Emissionsreduktion von 10% hergeleitet<sup>18</sup>. Diese eher konservative Schätzung berücksichtigt die Tatsache, dass nur eine Messkampagne vorliegt, und dass eine Emissionsminderung in der Praxis tiefer ausfallen kann.

Fressstände bieten günstige Voraussetzungen für häufiges, automatisiertes Entmisten, da der Entmistungsschieber die fressenden Kühe nicht stört (DeVries, von Keyserlingk, 2006). Deutliche Vorteile für das Tierwohl sind zu erwarten: bessere Klauengesundheit (Becker et al., 2014) und weniger Verdrängungen am Fressplatz (Georg, Meyer, 2002). Emissionsmessungen gibt es nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' bzw. Laufstall mit Liegeboxen und ist streng genommen nur für dieses System gültig. Man kann aber davon ausgehen, dass das Minderungsprinzip Reduktion der verschmutzten/emittierenden Fläche auch für einen Stall mit nicht strukturierten Liegeflächen (= Laufstall mit Produktion von Gülle und Mist) ebenfalls funktioniert. Beim Stalltyp 'Laufstall mit Tiefstreu oder Tretmist' ist die Anwendbarkeit unwahrscheinlich, da per Definition die ganze Fläche aus Tiefstreu besteht und keine (nicht eingestreute) Futterachse vorhanden ist. Das System ist daher nur für die Stalltypen 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' und 'Laufstall mit Produktion von Gülle und Mist' anwendbar.

Der Korrekturfaktor für das System gemäss Ziff. 163b (Planbefestigter Boden mit Quergefälle und Harnsammelrinne sowie Schieberentmistung mit Rinnenräumer) basiert auf Zähler und Schrade (2020). Sie geben für einen Laufstall mit Laufflächen mit 3% Quergefälle und Harnsammelrinne im Vergleich zu einem planbefestigten Boden ohne Gefälle eine Emissionsreduktion von 20% an. Braam et al. (1997a) verglichen die Emissionen zwischen einem ebenen sowie einem Boden mit 3% Gefälle und einer Harnsammelrinne mit unterschiedlichen Reinigungsintervallen, wobei ein einseitiges und kein V-förmiges Gefälle vorlag. Braam et al. (1997a) stellten 21% Emissionsreduktion für den Boden mit Gefälle im Vergleich zu einem Spaltenboden fest. In einer anderen Studie mit V-förmiger Lauffläche mit 3% Quergefälle erfolgte eine grössere Emissionsreduktion von bis zu 50% (Braam et al. 1997b). Das unterschiedliche Ausmass der Emissionsminderung ist auf die unterschiedliche Abflusslänge zurückzuführen. Bei einer einseitigen Neigung ist die Entfernung für den Harnabfluss bis zur Sammelrinne grösser. In den beiden Studien (Braam et al., 1997a,b) ist der Referenzboden im Unterschied zu Zähler und Schrade (2020) ein Spaltenboden. Braam et al. (1997a,b) sowie Zähler und Schrade (2020) führten die Messungen in praxisnahen Versuchsställen durch, in welchen Emissionsmessungen mittels Fall-Kontroll-Ansatz gemäss aktueller wissenschaftlicher Praxis (Winkel et al., 2024) erfolgten.

Voraussetzung für eine Emissionsminderung ist ein automatisierter Betrieb des Schiebers mit einem Reinigungsintervall von max. zwei Stunden. Emissionsmessungen gibt es nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' bzw. Laufstall mit Liegeboxen und ist daher streng genommen nur für dieses System gültig. Das System weist nur dann die angegebene Emissionsminderung auf, wenn alle oder der überwiegende Teil der

---

<sup>18</sup> Eine Emissionsreduktion wird im Modell Agrammon mittels Korrekturfaktor eingerechnet. Eine Emissionsreduktion von 10% führt zu einem Korrekturfaktor von 0.9. Der Basisemissionsfaktor, in diesem Fall für einen Laufstall von 18.3% TAN wird mit 0.9 multipliziert ( $18.3\% \times 0.9 = 16.5\%$ ). Die Emission aus dem Laufstall wird dadurch um 10% reduziert.

Ausscheidungen im Bereich des geneigten Bodens anfallen. Dies ist mit Ausnahme von Quergängen auch der Fall. Bei nicht strukturierten Liegeflächen (= Laufstall mit Produktion von Gülle und Mist) fällt ein wesentlicher Teil der Exkremente im eingestreuten Bereich an und die Emissionsreduktion, welche das System 'Boden mit Quergefälle und Harnsammelrinne' bewirkt, ist dementsprechend kleiner. Das System ist demnach nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' anwendbar.

Die Systeme gemäss Ziff. 163a und 163b werden oft in Kombination angewendet. In diesem Fall können die Korrekturfaktoren addiert werden. Die Kombination Fressstände - Planbelegter Boden mit Quergefälle und Harnsammelrinne sowie Schieberentmischung mit Rinne-räumen ist in Agrammon implementiert. Das System ist nur für den Stalltyp 'Laufstall mit Produktion von Vollgülle' anwendbar.

#### **2.46 Ziff. 163c-d: KF Stall Schweine**

Der Korrekturfaktor für Impulsarme Zuluftführung mit Rieselkanal- oder Futterganglüftung wurde ebenfalls mittels Expertenschätzung hergeleitet. Ein vergleichbares  $\text{NH}_3$ -Minderungspotenzial bestimmten Keck (1997) und Zong et al. (2014). Die emissionsmindernde Wirkung ist auf die tiefere Temperatur bzw. auf den geringeren Luftaustausch zurückzuführen. Es ist allerdings zu beachten, dass das System eigentlich dem Stand der Technik entspricht und nur angewählt werden sollte, wenn das installierte System nachweisbar eine Emissionsreduktion gegenüber einem aktuellen System aufweist. Acht von zehn Ställen, die von Berry et al. (2005) untersucht wurden, hatten eine Zuluftführung via Rieselkanal. Man kann daher davon ausgehen, dass diese Technik im Emissionsfaktor für konventionelle Ställe gemäss Ziff. 82 eingeschlossen ist und nicht zusätzlich als emissionsmindernde Technik angerechnet werden sollte.

#### **2.47 Ziff. 164-171: KF Stall Schweine Stallsysteme mit Teilspaltenböden**

Systeme zur Emissionsminderung im Stall, z.B. Verkleinerung der emittierenden Oberfläche in Kanälen (Beschreibungen in Aarnink et al. (2007) Appendices 6, 9 und 10) wurden bisher in der Schweiz nicht angeboten und installiert. Diese Massnahmen wurden daher gestrichen.

#### **2.48 Ziff. 172-173: KF Stall Schweine Abluftreinigung**

Bei chemischen Wäschern wird in der zirkulierenden Waschflüssigkeit hauptsächlich Schwefelsäure eingesetzt, die Ammoniak in Form von Ammoniumsulfat bindet. Je nach pH-Wert kann eine Ammoniakminderung zwischen 70% und 90% erreicht werden. Der tiefere Wert wurde für Biowäscher und der höher für chemische Wäscher implementiert. Die Stickstoffbeseitigung erfolgt durch die kontrollierte Entsorgung der Waschflüssigkeit, die eine Ammoniumsulfatlösung enthält. Bei Biowäschern wird Ammoniak durch die Biomasse im synthetischen Füllkörper und in der Waschflüssigkeit in Nitrat umgewandelt (UNECE, 2014). Die Wäscher gehören zu den emissionsmindernden Massnahmen der Kategorie 1.

Bei Systemen mit Auslauf (Labelställe mit Mehrflächenbucht und Auslauf, nicht wärmege-dämmter Stall (mit freier Lüftung, Aussenklimastalle und Mikroklimabereichen) gilt die An-nahme, dass sich die Emissionen zu je 50% auf den Innen- und Aussenbereich des Stalls verteilen, und dass der Luftwäscher nur die Abluft des Innenbereichs erfasst. Die mit Luft-wäscher erreichbare Emissionsreduktion wird für diese Systeme damit wie folgt berechnet:

$$\text{Emission}_{\text{Stall und Auslauf}} * 0.5 + \text{Emission}_{\text{Stall und Auslauf}} * 0.5 * \text{KF}_{\text{Abluftreinigung}}$$

Es ist zu beachten, dass Labelställe mit Mehrflächenbucht und Auslauf in der Regel nicht mit Anlagen zur Abluftreinigung ausgerüstet werden.

## **2.49 Ziff. 174-175: KF Stall Geflügel Tränkesysteme**

Trockene Exkrementen emittieren weniger Ammoniak im Vergleich zu Exkrementen mit einem erhöhten Wassergehalt (Groot Koerkamp, 1994). Der Korrekturfaktor stimmt gut mit Messresultaten von Experimenten von Elwinger, Svensson (1996) mit Mastpoulets überein, welche für Nippeltränken (= nicht tropfendes Tränkesystem) im Vergleich zu Wasserbehältern rund 20% tiefere Emissionen beobachtet hatten. Die Differenz war allerdings nur in einem Experiment statistisch signifikant. Nicholson et al. (2004) beobachteten für Legehennen deutlich grössere Unterschiede bezüglich der Emissionen bei Verwendung von Nippeltränken und Wasserbehältern. Die Unterschiede waren allerdings statistisch nicht signifikant. Da Borso, Chiumenti (1999) fanden bei Broilern um 39% niedrigere Emissionen bei Nippeltränken mit Auffangschalen im Vergleich zu Nippeltränken ohne Auffangschalen.

## **2.50 Ziff. 176-179a: KF Stall Geflügel Kotbandentmistung**

Mittels häufigen Entfernens des Kots aus dem Stall durch den Betrieb der Kotbänder lässt sich eine starke Reduktion der Emissionen erzielen: im Lager sind der Luftaustausch und die Temperatur über den emittierenden Flächen niedriger. Studien zum Zusammenhang zwischen Abdrehhäufigkeit von Kotbändern und Emissionen sind vorhanden:

- Lippmann (2011): Reduktion der Emissionen um ca. 60% bei Abdrehhäufigkeit 2 Mal pro Woche im Vergleich zu einem Mal pro Woche; unterschiedliches Voliersystem in den beiden untersuchten Betrieben
- Nicholson et al. (2004) beobachteten bei Käfighaltung weniger als 50% der Emissionen bei täglicher Entmistung im Vergleich zu einer Häufigkeit der Entmistung von 2 Mal pro Woche. Fabbri et al. (2007) kamen zu ähnlichen Resultaten.
- 14, 39, 109 und 177% Zunahme der Emissionen bei Käfighaltung bei Abdrehen des Kotbands im Abstand von 1, 2, 3 und 4 Tagen im Vergleich zu täglichem Abdrehen (Groot Koerkamp et al., 1995).

Direkte Vergleiche zwischen einem vergleichbaren Voliersystem mit/ohne häufiges Abdrehen fehlen allerdings weitgehend. In der Schweiz wiesen 2024 77% der Betriebe mit Legehennen und Kotbandentmistung ein Entmistungintervall von mehr als 4 Mal pro Monat auf. Insgesamt kamen empirische Annahmen hinsichtlich Wirksamkeit der Entmistung zur Anwendung, welche die Resultate der verfügbaren Studien berücksichtigten.

## **2.51 Ziff. 180-181: KF Stall Geflügel Abluftreinigung**

Aufgrund der höheren Staubbelastung in Geflügelställen kann der Wirkungsgrad eines Systems zur Abluftreinigung im Vergleich zum Einsatz in Schweineställen niedriger sein. Eine Literaturstudie aus Holland über Anlagen zur Abluftreinigung von Schweine- und Geflügelbetrieben zeigte Abscheideraten für Ammoniak von chemischen Wäschern im Bereich von 40% bis 100% (Mittelwert: 96%; n=5) und von Biowäschern zwischen 5% bis 100% (Mittelwert: 70%; n=6; Melse, Ogink, 2005). Die Abscheideraten waren bei Geflügelbetrieben nur wenig niedriger verglichen mit Schweineproduktionsbetrieben. UNECE (2014) gibt für Geflügelställe die gleiche Emissionsminderung wie für Schweineställe an (vgl. Ziff. 172, 173). In UNECE (2014) wird erwähnt, dass ein Teil der Fachleute Abluftreinigung für Geflügel als Kategorie 2 Massnahme betrachten wegen der Staubbelastung in Geflügelställen.

Bei BTS Ställen für Geflügel mit Zugang zu einem Aussenklimabereich besteht bei Unterdrucklüftung ein Unterdruck. Die Abluft kann somit einem Luftwäscher zugeführt werden. Die Öffnungen zum Aussenklimabereich an sich stehen nicht im Widerspruch zum Betrieb und einer ausreichenden Abscheideleistung für Ammoniak (>70%) einer Abluftreinigungsanlage in Bezug auf die durch die Abluftreinigungsanlage geführte Abluft (Kupper et al., 2022a).

## **2.52 Ziff. 182: KF Laufhof Rindvieh Laufhoftyp, Laufhofboden planbefestigt**

Zu den befestigten Oberflächen zählen betonierte oder asphaltierte Beläge. Obwohl waserdurchlässig, werden mit Verbundsteinen und Pflastersteinen befestigte Böden den planbefestigten Oberflächen gleichgestellt, weil davon auszugehen ist, dass der Harn nur langsam versickert und so ein wesentlicher Teil des Ammoniaks emittieren kann.

## **2.53 Ziff. 184: KF Laufhof Rindvieh Laufhoftyp, Laufhofboden perforiert**

Der Korrekturfaktor basiert auf einer Modellierung nach Monteny (2000; vgl. Anhang 5). Die Emissionsreduktion wird hauptsächlich damit begründet, dass bei einer perforierten Oberfläche der Harn rasch abfliessen kann, und die Kontaktdauer mit dem Kot reduziert wird. Dies setzt allerdings voraus, dass eine regelmässige Reinigung des Bodens stattfindet und die Öffnungen durchlässig sind. Ferner sollte ein wesentlicher Teil der Gülle in einem Behälter mit perforierter Abdeckung gelagert werden (meistens unter dem perforierten Boden<sup>19</sup>). Die aus dem Güllelager unter der perforierten Fläche resultierenden Emissionen sind im Korrekturfaktor für den Emissionsfaktor Lager berücksichtigt (60% statt 10% für feste Abdeckung). Wenn diese Voraussetzungen nicht erfüllt sind, kann der Korrekturfaktor nicht angewendet werden, und es ist die Basisvariante (Boden befestigt) anzuwählen.

Die Emissionsminderung eines Betriebs, welcher einen Laufhof mit perforiertem Boden hat, Grundfutter ausschliesslich im Laufhof verabreicht, die Tiere nicht weidet und sämtliche Gülle in einem Lager mit perforierter Abdeckung lagert, beträgt gemäss Berechnung mittels Agrammon 20% (Emissionsminderung bezogen auf die totalen Emissionen der entsprechenden Rindviehkategorie). Wird je die Hälfte der Gülle in einem Lager mit perforierter und mit fester Abdeckung gelagert, liegt die Reduktion bei 24% (Inputparameter für die berechnete Emissionsminderung des Referenzbetriebs: gleiche Anzahl Rindvieh, Laufhof mit planbefestigtem Boden, Verabreichung Grundfutter ausschliesslich im Laufhof, keine Weide, Lagerung sämtlicher Gülle in einem Lager mit fester Abdeckung). Wird im Laufhof nicht oder teilweise Grundfutter verabreicht, ist die Emissionsminderung aufgrund des Laufhofs mit perforiertem Boden im Vergleich zum Laufhof mit planbefestigtem Boden niedriger.

## **2.54 Ziff. 185: KF Laufhof Rindvieh Laufhoftyp, Weide als Winterauslauf**

Die Annahme basiert auf den berechneten Ammoniakemissionen auf der Weide und im Laufhof. Beispiel: innerhalb von 4 h werden von einer Milchkuh 28 g TAN ausgeschieden unter der Annahme, dass die Ausscheidungen gleichmässig im Laufe eines Tages erfolgen. Davon werden auf der Weide 2.3 g NH<sub>3</sub>-N emittiert. Die gleiche Menge würde freigesetzt, wenn eine Weide als Laufhof benutzt wird. Die gemäss Ziff. 90 und 93 berechnete Emission einer Milchkuh in einem Laufhof mit befestigtem Boden bei einer Aufenthaltsdauer von 4 h beträgt rund 25 g NH<sub>3</sub>-N. Daraus folgt eine Reduktion der Emission um 90%.

## **2.55 Ziff. 185a: N-Ausscheidung auf die Weide an Tagen mit Zutritt zur Weide und zum Laufhof bei Rindvieh, Pferden und übrige Equiden**

Die Verteilung der N-Ausscheidung erfolgt in der folgenden Reihenfolge: 1. Laufhof, 2. Weide, 3. Stall. Der Anteil der in den Laufhof ausgeschiedenen N-Menge errechnet sich wie folgt: Anzahl Tage mit Zutritt zum Laufhof dividiert durch 365 multipliziert mit dem Anfall

---

<sup>19</sup> Die Resultate der Umfrage zur Abschätzung von Ammoniakverlusten 2007 zeigten, dass 87 %, 77 % bzw. 71 % der Betriebe mit Milchkühen, Mutterkühen bzw. Masttieren, welche einen Laufhof mit perforiertem Boden haben, die Gülle in einem Lager mit perforierter Abdeckung lagern. Auf diesen Betrieben beträgt der durchschnittliche Anteil der in Behältern mit perforierter Abdeckung gelagerten Gülle 73 %, 85 % bzw. 79 % für Betriebe mit Milchkühen, Mutterkühen bzw. Masttieren.

der Ausscheidungen in den Laufhof entsprechend der Verabreichung von Grundfutter im Laufhof (Ziff. 91-98: 10%, 20% und 60% bei teilweiser bzw. vollständiger Verabreichung von Grundfutter im Laufhof). Die N-Ausscheidung in die Weide ist proportional zur Aufenthaltsdauer auf der Weide entsprechend: Weidestunden pro Tag dividiert durch 24 multipliziert mit Anzahl Weidetage pro Jahr dividiert durch 365. Die Differenz der wie beschrieben berechneten N-Ausscheidung in den Laufhof und die Weide zur totalen N-Ausscheidung ergibt die N-Ausscheidung in den Stall.

Wenn die Summe der Anzahl Tage mit Zutritt zum Laufhof und die Weidetage pro Jahr grösser als 365 sind, wird zusätzlich die N-Ausscheidung in die Weide um den Anfall Ausscheidungen in den Laufhof korrigiert. Dies an denjenigen Tagen der Summe der Anzahl Tage mit Zutritt zum Laufhof und der Weidetage pro Jahr, welche 365 Tage übersteigen. Bei z.B. 300 Tagen mit Zutritt zum Laufhof von und 180 Weidetagen pro Jahr sind dies:  $300+180-365=115$  Tage.

## **2.56 Ziff. 186-189: KF der EF Stall an Weidetagen / Stall Geflügel an Tagen mit Zugang zu einer Weide**

An Weidetagen fällt nur ein Teil der Exkreme im Stall an, weshalb die Emissionen aus dem Stall niedriger sind. Die Abnahme ist jedoch nicht proportional zur N-Ausscheidung auf die Weide (Gilhespy et al., 2006; Kroodsmä et al., 1993; Phillips et al., 1998).

Gilhespy et al. (2006) zeigten, dass derjenige Anteil des in den Stall ausgeschiedenen löslichen Stickstoffs, der als Ammoniak verloren geht, umso höher liegt, je kürzer die Aufenthaltsdauer im Stall ist. Die Ammoniakemission hängt auch davon ab, ob der Stallboden nach dem Austrieb auf die Weide gereinigt wird oder nicht (höhere Emissionen ohne Reinigung). Die Durchführung dieser Versuche erfolgte im Frühjahr und im Herbst.

In Agrammon werden die Korrekturfaktoren aus den gemittelten Messdaten von Gilhespy et al. (2006) exponentiell interpoliert gemäss der Formel 1:

$$y = 0.9989e^{0.0403x} \quad (R^2=0.8744) \quad (1)$$

y: ist der Korrekturfaktor Stall an Weidetagen, x die Weidedauer pro Tag.

Die Mittelung erfolgte für die folgenden Versuchsparameter: Jahr der Messungen, 2002, 2003, Messkampagne Frühjahr, Messkampagne Herbst; Boden unmittelbar nach dem Austrieb der Tiere gereinigt, Boden 24 h nach dem Austrieb der Tiere gereinigt; Messdauer 24h, Messdauer 48h; Gilhespy et al., 2006). Die angegebenen Korrekturfaktoren beziehen sich auf die Weidedauer von 2.5h, 8.5h, 17h und 23h für die Weidedauer, wie sie im Rahmen der Umfrage zur Abschätzung von Ammoniak-Verlusten erhoben wird, d.h. <5h, 5-<12h, 12-<22h und  $\geq 22$  h pro Tag).

Der Korrekturfaktor wird für Weidetage bei Rindvieh, Pferde und übrige Equiden, Kleinviederkäuer sowie weitere Raufutterverzehrer und für Tage mit Zugang zu einer Weide für Geflügel angewendet.

## **2.57 Ziff. 191 bis 195: KF Hofdüngerlager Abdeckung Güllelager**

Die Korrekturfaktoren Abdeckung (Ziff. 191-194) basieren auf Kupper et al. (2020), Tabelle 11, mit den folgenden Werten für Rindvieh (R) und Schweinegülle (S) (angegeben sind die Werte als Veränderung der Emission ('Emission change') im Vergleich zu einem ungedeckten Lager):

|                      |                  |                          |
|----------------------|------------------|--------------------------|
| - Fest (Beton, Holz) | 73% (R), 64% (S) | 'Lid (wood or concrete)' |
| - Zeltdach           | 77% (R), 89% (S) | 'Tent covering'          |
| - Schwimmfolie       | 66% (R), 88% (S) | 'Plastic film'           |

Die Werte aller Typen von Abdeckungen sind ähnlich und betragen rund 80%. Daher wurden die Korrekturfaktoren von 20% von VanderZaag et al. (2015) übernommen ('emission reduction: 80%'), welche für diese Typen von Abdeckung gleich hoch und vergleichbar mit den Werten von Kupper et al. (2020) sind.

Für eine perforierte Abdeckung wird angenommen (Ziff. 192), dass die emissionsmindernde Wirkung nur knapp die Hälfte von derjenigen einer festen Abdeckung ausmacht, da durch die Perforation der Luftaustausch erhöht wird. GASEM verwendet im Vergleich dazu einen Korrekturfaktor von 30% (Rösemann et al., 2017, Tabelle 4.4) für ein Lager unter Spaltenboden mit einer Lagerdauer >1 Monat.

Eine natürliche Schwimmschicht auf der Gülleoberfläche eines Lagerbehälters (Ziff. 195) verringert die Diffusion und damit die Freisetzung von Ammoniak. Die Emissionshöhe hängt vom dauerhaften Vorhandensein der Schwimmschicht ab (kann durch häufiges Rühren der Gülle beeinträchtigt werden) und von der Häufigkeit sowie dem Ausmass der Durchnässung durch Niederschläge. Eine natürliche Schwimmschicht kann nicht als gleichwertig mit einer festen Abdeckung betrachtet werden (Kupper et al., 2020). Der Korrekturfaktor für natürliche Schwimmschicht soll nur für die Modellierung eines ungedeckten Güllelagers mit einer natürlichen Schwimmschicht verwendet werden. Bis 2030 müssen alle bestehenden und neu erstellten Güllelager mit einer wirksamen Abdeckung ausgerüstet werden (KVU-KOLAS, 2022).

## **2.58 Ziff. 202a bis 202c: KF Hofdüngerlager Abdeckung des Lagers von Mist**

Die Versuche zum Nachweis der Emissionsreduktion stammen aus Grossbritannien (Chadwick, 2005; Sagoo et al., 2006, 2007) und Dänemark (Kamp, Feilberg, 2024; Lemes et al., 2023). Dabei wurden undurchlässige Folien für die Abdeckung verwendet (z.B. Polyethylenfolie, schwarz mit 0.14 mm Dicke; Kamp, Feilberg, 2024), welche den Luftaustausch zwischen der Oberfläche des Mistlagers und der Umgebungsluft unterbinden. Die Emissionsmessungen erfolgten mittels Kammern, welche auf die Lager mit ca. 15 m<sup>3</sup> Volumen platziert wurden (Chadwick, 2005; Sagoo et al., 2006, 2007) bei einer Messdauer von 2 bis 6 Monaten. Kamp und Feilberg (2024) sowie Lemes et al. (2023) bestimmten die Emissionen mittels einer mikrometeorologischen Methode bei trapezförmigen Lagern mit ca. 20-40 m<sup>3</sup> Volumen und einer Messdauer von 1 bis 2 Monaten. Die Messungen ergaben die folgenden Werte für die Emissionsreduktion für Rindviehmist: 58%, 52% und 40% (Chadwick, 2005; Lemes et al., 2023; Sagoo et al., 2006), für Schweinemist 84% und für Mist von Maspoulets: 92-95%, 75% (Kamp, Feilberg, 2024; Sagoo et al., 2006, 2007).

Diese Daten bilden die Grundlage für die Schätzung der Korrekturfaktoren von 50%, und 25% für Mist von Rindvieh bzw. von Schweinen und Geflügel. Daten für Geflügelkot (Kot gesammelt mittels Kotbandentmistung bei Legehennen) liegen nicht vor. Hier wurde angenommen, dass die gleiche Emissionsreduktion wie für Mist von Maspoulets erreicht wird.

Wichtig ist, dass neben der Verwendung einer undurchlässigen Folie das gesamte Mistlager vollständig (d.h. bis zum Fuss des Lagers) abgedeckt ist, um die angegebene Emissionsreduktion zu erreichen (Kamp, Feilberg, 2024; Lemes et al., 2023). Die Lagerung von Pferdemist in einem Rollcontainer mit Abdeckung oben hat ähnlich niedrige Emissionen gezeigt, wie vollständig mit einer Folie abgedeckter Rindviehmist (Lemes et al., 2023).

Man kann davon ausgehen, dass die Lagerung von Mist in einem geschlossenen Behälter oder Raum die gleiche Emissionsreduktion erreicht, wie die Abdeckung mit einer undurchlässigen Folie, sofern der Luftaustausch zwischen der Oberfläche des Mistlagers und der Umgebungsluft unterbinden wird.

## 2.59 Ziff. 203 bis 205: Basiswerte zur Berechnung der Emissionen bei Ausbringung von Gülle

Die aktuellen Basis-Emissionsfaktoren, inklusive der angepassten Korrekturfaktoren aufgrund der Agrammon-Parameter, welche die Emissionshöhe der Gülleausbringung beeinflussen (Ausbringtechnik, Jahreszeit/Tageszeit der Gülleausbringung, Gülleverdünnung), wurden neu auf der Grundlage des Modells ALFAM2 (Hafner et al., 2025) hergeleitet. Basierend auf räumlich-interpolierten Stundenmittelwerten zur Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit für den Zeitraum 01.01.1999 bis 01.01.2025 (Datenquelle: Meteotest<sup>20</sup>) wurden für verschiedene, repräsentative Standorte die kumulierten NH<sub>3</sub> Verluste über 96h mittels ALFAM2 (R package Version 4.2, parameter set 3<sup>21</sup>) mit vorgegebenen Gülleeigenschaften (Tabelle 7) für jede Stunde des Jahres berechnet, in der Gülleausbringung mit grösster Wahrscheinlichkeit stattfindet. Die Zeitfenster für Gülleausbringung umfassen Tageszeiten zwischen 6h00 und 23h00, sowie die Monate März bis November.

Repräsentative Auswahl der Standorte der Gülleausbringung:

- Separate Auswahlverfahren für Rindviehgülle und Schweinegülle (d.h. unterschiedliche Standorte je nach Gülleart).
- Berechnung der Summe aller GVE Rinder sowie aller GVE Schweine pro Kanton und Zone/Höhenstufe (ProdZone).
- Verwerfen aller Kombinationen Kanton/Zone in welchen GVE = 0.
- Auswahl zufälliger Rasterzellen-Mittelpunkt Koordinaten innerhalb aller restlichen Kombinationen Kanton/Zone basierend auf einem schweizweiten 1 km x 1 km Raster.
- Die Anzahl der Standorte/Koordinaten pro Kombination Kanton/Zone wurde anhand der Grösse der entsprechenden Gebiete bestimmt (5% aller verfügbaren Rasterzellen, wobei mindestens 3 Standorte ausgewählt wurden).

Tabelle 7: Gülleeigenschaften für die Modellierung mit ALFAM2. Die Werte gelten für unverdünnte Gülle.

| Parameter             | Rindviehgülle | Schweinegülle | Quelle                   |
|-----------------------|---------------|---------------|--------------------------|
| Trockensubstanzgehalt | 9%            | 5%            | Richner et al. (2017)    |
| pH-Wert               | 7.2           | 7.6           | 'ALFAM2_model_3_10.xlsx' |

\* <https://zenodo.org/records/14187073> (17.02.2026)

Berechnung mittlerer NH<sub>3</sub>-Verluste (in % von TAN) basierend auf ALFAM2:

- Ausbringungszeitraum März bis November (keine Ausbringung von Dezember bis Februar).

---

<sup>20</sup> Grundlage dieser Daten ist MWSR-MOS. MOS (=Multi-Model-Output-Statistics; ([https://de.wikipedia.org/wiki/Model\\_Output\\_Statistics](https://de.wikipedia.org/wiki/Model_Output_Statistics); 27.02.2025; METEO SERVICE weather research GmbH; <https://www.mswr.de/>; 28.02.2025) selber stützt sich vorwiegend auf Inputdaten des GFS (Global Forecast System; [https://de.wikipedia.org/wiki/Global\\_Forecast\\_System](https://de.wikipedia.org/wiki/Global_Forecast_System); 28.02.2025) und des ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts; <https://www.ecmwf.int/>; 28.02.2025) ab. Das GFS ist ein globales numerisches Wettervorhersagemodell, das vom National Weather Service der USA betrieben wird. Das ECMWF ist eine unabhängige zwischenstaatliche Organisation von 35 überwiegend europäischen Staaten und erstellt globale Wettervorhersagen. Die Inputdaten werden mit statistischen Verfahren korrigiert. MOS liefert Punktdaten zu vordefinierten Stationen. Die Dichte dieser Stationen in der Schweiz ist sehr hoch. Für die Applikation werden diese Punktdaten mit einem von Meteotest entwickelten Interpolationsverfahren auf die vom/der Nutzer/-in gewählte Koordinate interpoliert. Aufgrund der Stationsdichte ist die Interpolationsgenauigkeit sehr hoch. Alle 6 Stunden wird unter Einbezug der Modell-Inputs (GFS, ECMWF) ein komplettes Update gerechnet. Stündlich wird unter Einbezug aktueller Messwerte ein Update der statistischen Korrektur geliefert.

<sup>21</sup> <https://cran.r-project.org/web/packages/ALFAM2/index.html> (19.02.2026)

- Ausbringung zwischen 6h00 und 23h00 (lokale Zeiten MEZ/MESZ bzw. Winter-/Sommerzeit; keine Ausbringung zwischen Mitternacht und 5h00).
- Applikationstechniken: Breitverteiler, Schleppschlauch, Schleppschuh, Gölledrill, tiefe Injektion.
- Verdünnung (Teile Gülle : Teile Wasser): Verwendete Verdünnungen 1:1, 1:2, 1:3, 1:4, wobei die Verdünnung den TS-Gehalt der Gülle verändert (z.B. Verdünnung von 1:1 ergibt einen TS-Gehalt von 4.5% für Rindviehgülle).
- Jahreszeit: Die Monate Juni, Juli und August werden als «Ausbringung von Gülle im Sommer» markiert, die Monate März, April und Mai sowie September, Oktober und November als «Ausbringung von Gülle von September bis und mit Mai».
- Ausbringung von «Gülle an für die Jahreszeit besonders warmen Tagen» (gemäss Kupper, 2025):
  - manchmal: alle Tage werden für die Ausbringung berücksichtigt.
  - häufig: nur Ausbringung an Tagen, an welchen das Tagesmittel den 80% Perzentil aller Tagesmittel überschreitet, werden berücksichtigt.
  - selten: Mittelwert zwischen «manchmal» und «nie».
  - nie: nur Ausbringung an Tagen, an welchen das Tagesmittel den 20% Perzentil aller Tagesmittel unterschreitet, werden berücksichtigt.
- Ausbringung nach 18.00 Uhr: alle Stunden zwischen 18.00 Uhr und 23.00 Uhr gelten als «Ausbringung nach 18.00 Uhr».
- Erste Mittelung: Ausgehend von den stündlichen Zeitreihen der 96h-Verluste (d.h. 06.00 Uhr bis 23.00 Uhr und März bis November) wurden die mittleren Verluste für jede obige Kombination (Jahreszeit, vor/nach 18 Uhr, Verdünnung, Ausbringtechnik) berechnet: je 240 Werte pro Gülleart, Kanton/Zone-Kombination und Jahr (total 841'680 Werte).
- Zweite, gewichtete Mittelung: Die gemittelten Werte wurden weiter über alle Kombinationen Kantone/Zonen gemittelt. Diese Mittelung erfolgt gewichtet, wobei die Anzahl GVE pro Kanton/Zone die Gewichtung vorgaben (je mehr GVE desto mehr Gewichtung). Dies soll die geographische Verteilung der Tiere miteinbeziehen, so dass die Meteo-Bedingungen möglichst den Erwartungswert bezogen auf das «Durchschnitts-Tier» widerspiegeln.
- Berechnung verschiedener Verteilungen der Ausbringung «Jahreszeit» und «nach 18Uhr»: berücksichtigte Verteilungen 0%/100%, 20%/80%, 40%/60%, 60%/40%, 80%/20%, 100%/0% (warm/kalt oder vor/nach 18 Uhr). Verlust wird als gewichtetes Mittel berechnet (z.B. 20% \* Verlust warme + 80% \* Verlust kalte Jahreszeit)

Damit die ALFAM2 Resultate (NH<sub>3</sub>-Verluste in %TAN) in Agrammon verwendet werden können, wurde die «Wolke» an Resultaten mittels linearer Regression auf die mittleren Effekte der einzelnen Agrammon-Parameter reduziert.

Lineare Regression der ALFAM2-basierten Verluste:

- Ausgangslage: ALFAM2-basierter Datensatz von 149'760 Verlustwerten (über 25 Jahre)
- Variierende Faktoren/Parameter: Gülleart, Ausbringtechnik, Verdünnung, Ausbringung an warmen Tagen, % Ausbringung warme Jahreszeit, % Ausbringung nach 18.00 Uhr.
- Transformationen:
  - Für die lineare Regression wurde der Parameter Verdünnung (mit Werten 1, 0.5, 0.33 und 0.25) mittels des natürlichen Logarithmus transformiert.
  - Ebenso wurde der ALFAM2-Verlust in %TAN mittels des natürlichen Logarithmus transformiert (=> log-lineare Regression). Diese Transformationen wurden aufgrund qualitativ besserer Regressions-Resultate durchgeführt.

- Regressionsgleichung in R:  $\log(\text{alfam2}) = \text{app.mthd} * \text{man.source} * (\log(\text{dilution\%}) + \text{after6pm} + \text{warm\_days} + \text{warm\_season})$ .

Die resultierenden Effekte (Koeffizienten) aus der Regression wurden in das aktuelle Modell Agrammon übertragen. Anhand dieser Werte lässt sich somit der  $\text{NH}_3$ -Verlust bei vorgegebenen Parametern berechnen. Dies bedeutet, dass das Modell ALFAM2 nicht direkt in Agrammon integriert ist, sondern dass das Modell den auf ALFAM2-basierten, mittleren, für Schweizer Bedingungen wahrscheinlichsten  $\text{NH}_3$ -Verlust berechnet.

Die Regressionskoeffizienten sind unter

<https://github.com/oposs/agrammon/blob/main/share/Models/version6/technical.cfg> in den Zeilen 648-793 aufgeführt. Mittels Suche nach Stichwort 'ALFAM2' gelangt man ebenfalls zu den Regressionskoeffizienten.

## **2.60 Ziff. 207 bis 210: KF Ausbringtechnik Gülle**

Die angegebenen Emissions- und Korrekturfaktoren geben basierend auf Hafner et al. (2025) bzw. Kap. 2.59 einen durchschnittlichen Wert an für die folgenden, in die Schweiz typischen Bedingungen (Kupper et al., 2026): Gülleverdünnung: 1.2:1; Mittlere Ausbringungsmenge pro Gabe: 26 m<sup>3</sup>; Anteil Gülleausbringung am Abend nach 18h00: 0%; Ausbringung Gülle an für die Jahreszeit besonders warmen Tagen: manchmal; Ausbringung von Gülle im Sommer (Juni, Juli, August): 47%; Ausbringung von Gülle von September bis und mit Mai: 53%).

Die angegebenen Korrekturfaktoren sind keine Inputparameter des Modells, sondern das Resultat des hinterlegten Submodells wie beschrieben in Kap. 2.59. Sie sind aufgeführt, um den Effekt der Ausbringtechnik auf die Emission zu illustrieren.

## **2.61 Ziff. 211 bis 215: KF Hofdüngerausbringung Berücksichtigung von Tageszeit und Witterung**

Die Reduktion der Emission hängt mit der niedrigeren Temperatur und Windgeschwindigkeit am Abend zusammen (Ziff. 211). Dies führt dazu, dass weniger Ammoniak emittiert wird, bevor die Gülle in den Boden einsickert. In Feldversuchen im August wurden bei Gülleausbringung um 26% bzw. 40% geringere Emissionen als beim Ausbringen am Mittag des gleichen Tags gemessen (Häni et al., 2016a,b; Menzi et al., 1997a). Der angegebenen Korrekturfaktor gilt für die folgenden Bedingungen: Rindviehgülle; Ausbringung mit Schleppe-schlauch; Gülleverdünnung: 1.2:1; Mittlere Ausbringungsmenge pro Gabe: 26 m<sup>3</sup>; Anteil Gülleausbringung am Abend nach 18h00: 100%; Ausbringung Gülle an für die Jahreszeit besonders warmen Tagen: manchmal; Ausbringung von Gülle im Sommer (Juni, Juli, August): 47%; Ausbringung von Gülle von September bis und mit Mai: 53%).

Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: häufig“ (Ziff. 212) wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, an welchen das 80% Perzentil der Temperatur der Monate März bis November überschritten wird. Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: manchmal“ (Ziff. 213) wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche eine Temperatur entsprechend dem Mittelwert der Monate März bis November aufweist. Der Emissionsfaktor entspricht demnach dem Basisszenario (vgl. Ziff. 114). Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: nie“ (Ziff. 215) wird angenommen, dass die gesamte Güllemenge an Tagen ausgebracht wird, welche eine Temperatur von weniger als das 20% Perzentil aufweisen. Für die Kategorie „Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: selten“ (Ziff. 214) wird für die Temperatur ein Mittelwert zwischen Gülleausbringung an besonders warmen Tagen: „manchmal“ und „nie“ angenommen (vgl. auch Kap. 2.59). Die angegebenen Korrekturfaktoren gelten für die folgenden Bedingungen: Rindviehgülle;

Gülleverdünnung: 1.2:1; Mittlere Ausbringungsmenge pro Gabe: 26 m<sup>3</sup>; Anteil Gülleausbringung am Abend nach 18h00: 0%; Ausbringung von Gülle im Sommer (Juni, Juli, August): 47%; Ausbringung von Gülle von September bis und mit Mai: 53%.

Die angegebenen Korrekturfaktoren sind keine Inputparameter des Modells, sondern das Resultat des hinterlegten Submodells wie beschrieben in Kap. 2.59. Sie sind aufgeführt, um den Effekt der Berücksichtigung von Tageszeit und Witterung auf die Emission zu illustrieren.

### **2.62 Ziff. 216 bis 217: KF Hofdüngerausbringung Berücksichtigung der Jahreszeit**

Die angegebenen Korrekturfaktoren für Gülle (Ziff. 216) gelten für die folgenden Bedingungen: Rindviehgülle; Ausbringung mit Schleppschauch; Gülleverdünnung: 1.2:1; Mittlere Ausbringungsmenge pro Gabe: 26 m<sup>3</sup>; Anteil Gülleausbringung am Abend nach 18h00: 0%; Ausbringung von Gülle im Sommer (Juni, Juli, August) : Ausbringung von Gülle von September bis und mit Mai: 100:0 und 0:100 (Ziff. 217) im Vergleich zu einer Verteilung von 50:50.

Die angegebenen Korrekturfaktoren sind keine Inputparameter des Modells, sondern das Resultat des hinterlegten Submodells wie beschrieben in Kap. 2.59. Sie sind aufgeführt, um den Effekt der Berücksichtigung der Jahreszeit auf die Emission zu illustrieren.

Die Grundlage der Berechnung des Korrekturfaktors für Mist Ausbringung im Sommer (Juni, Juli, August) gemäss Ziff. 217 bildet das Modell nach Menzi et al. (1998) für die Ausbringung von Gülle (dieses vereinfachende Modell wird für auf Mist extrapoliert, da für Mist kein solches Modell vorliegt): die Berechnung erfolgt mit folgenden Inputdaten: durchschnittliche Temperatur von März bis November: 12°C (Daten SMA Station Bern Liebefeld 1993-2002); relative Luftfeuchtigkeit: 70%; TAN Gehalt Gülle: 1.15 kg/m<sup>3</sup> (Vollgülle Rinder, Verdünnung 1:1 gemäss Flisch et al., 2009); Ausbringungsmenge: 30 m<sup>3</sup>/ha. Damit ergibt sich ein berechneter Emissionsfaktor von 50.6% TAN. Bei Verwendung der Durchschnittstemperatur im Sommer von 17.8 °C und unveränderter übriger Inputdaten resultiert ein um 12% erhöhter Emissionsfaktor von 56.7% TAN. Für das Modell Agrammon wurde ein gerundeter Wert von 115% verwendet. Korrektur Ausbringung von September bis und mit Mai (Ziff. 217): bei Verwendung der Durchschnittstemperatur im Frühling/Herbst von 9 °C und unveränderter übriger Inputdaten wie oben resultiert ein um 4.8% niedrigerer Emissionsfaktor von 48.1% TAN. Für das Modell Agrammon wurde ein gerundeter Wert von 95% verwendet.

### **2.63 Ziff. 218 bis 221: KF Hofdüngerausbringung Einarbeitung von Mist**

Die Einarbeitung von Mist führt zu einer kürzeren Verweildauer des Mists an der Bodenoberfläche. Die Wirkung dieser Massnahme ist gut untersucht. Für Agrammon wurden die Korrekturfaktoren gemäss UNECE (2014) übernommen, welche auf Einarbeitung mittels Pflugs basieren.

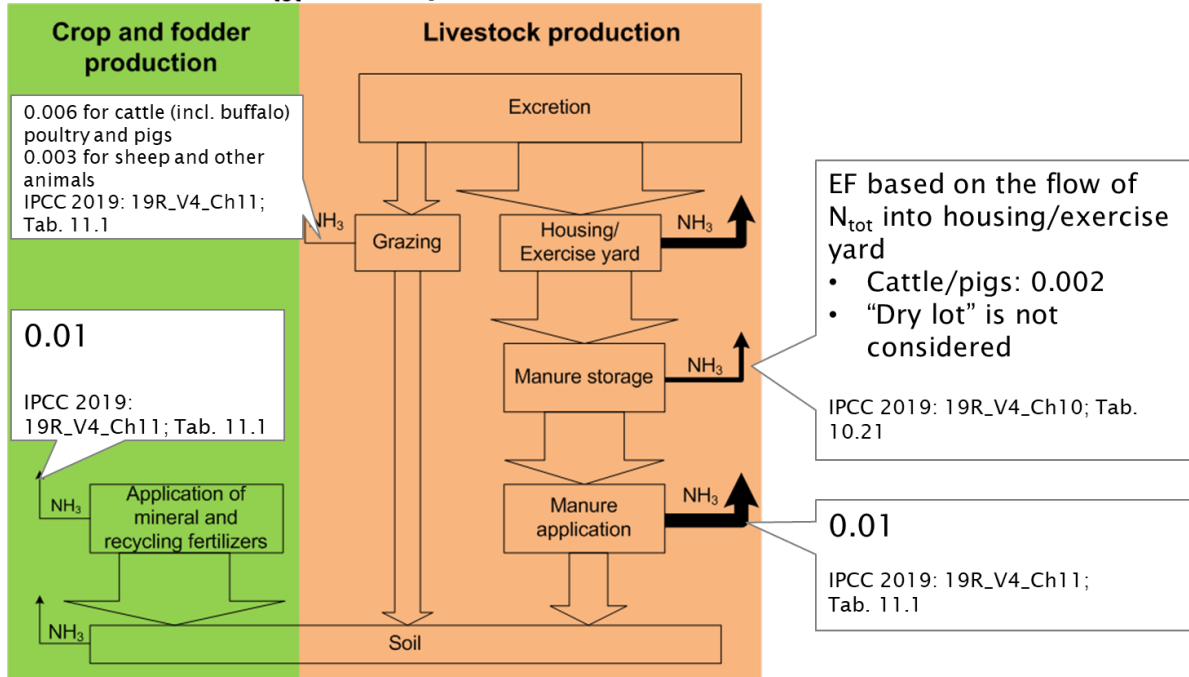
### **2.64 Ziff. 232 bis 239: EF N<sub>2</sub>O, NO, N<sub>2</sub>**

Die Einrechnung der Emissionen von N<sub>2</sub>O, NO, N<sub>2</sub> erfolgt gemäss den unten aufgeführten Abbildungen.

# Emission factors (EF) for N<sub>2</sub>O

in kg N<sub>2</sub>O-N/kg N

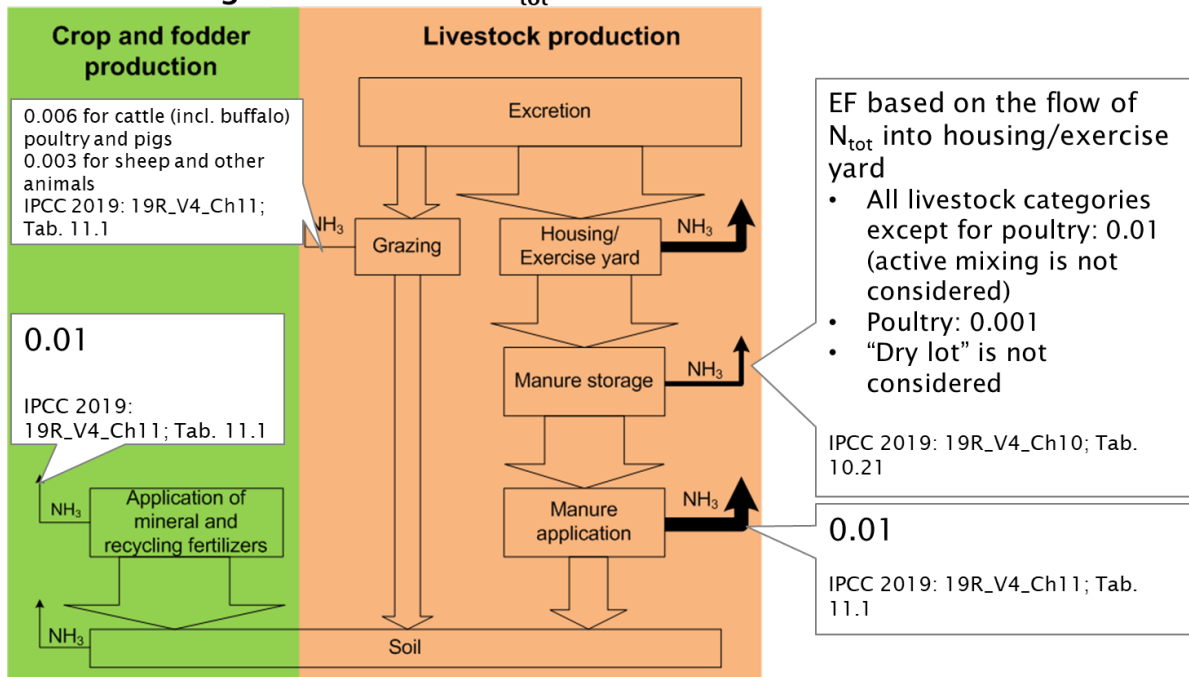
For systems with production of slurry or slurry and solid manure  
in percent of N<sub>tot</sub> at the inflow of the emission stage  
relative to the N<sub>tot</sub> in slurry



# Emission factors (EF) for N<sub>2</sub>O

in kg N<sub>2</sub>O-N/kg N

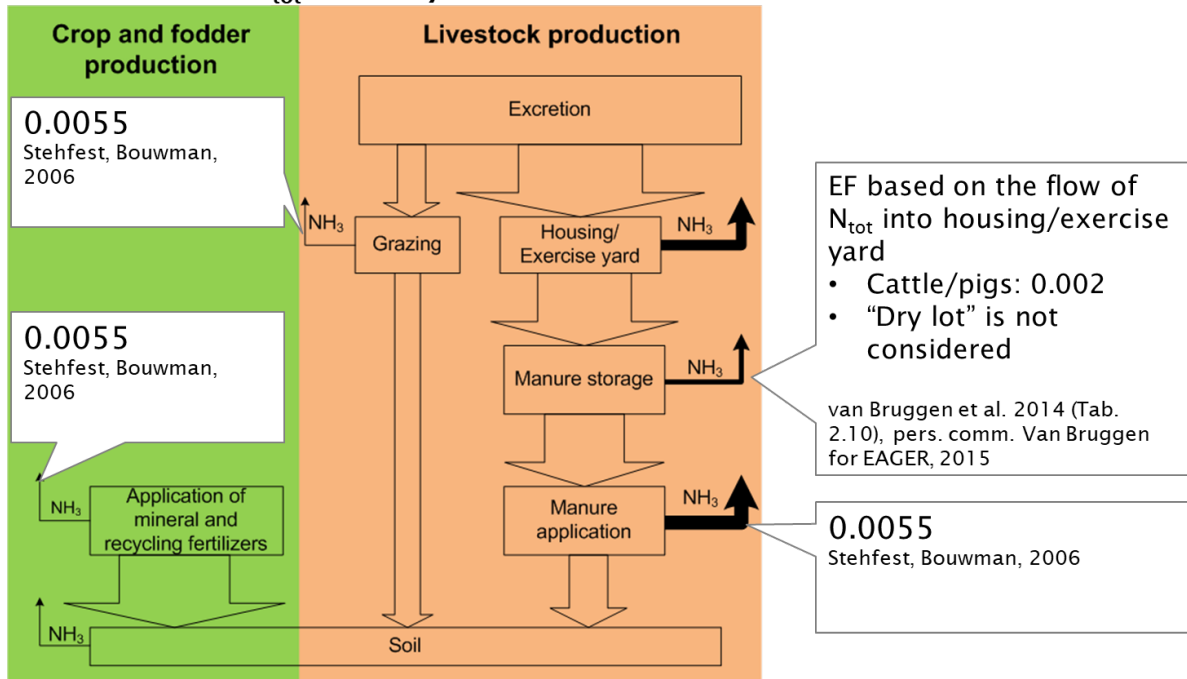
For systems with production of slurry and solid manure, solid manure (deep litter, droppings from poultry) in percent of N<sub>tot</sub> at the inflow of the emission stage relative to the N<sub>tot</sub> in solid manure



# Emission factors (EF) for NO

in kg NO-N/kg N

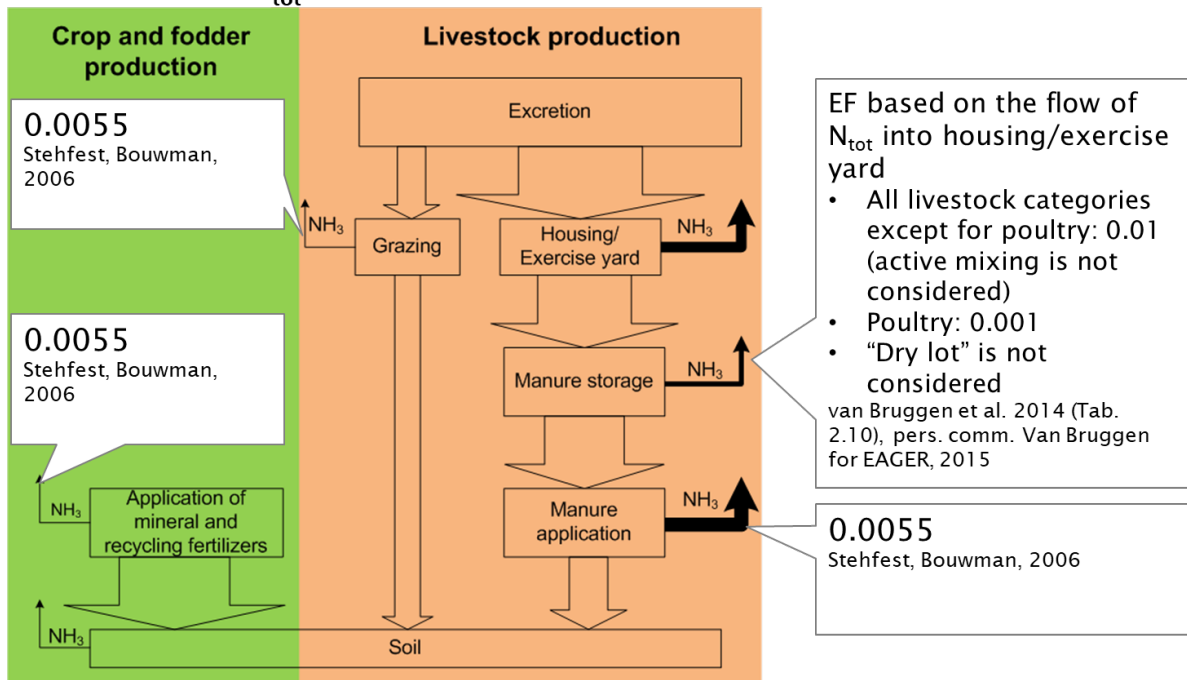
For systems with production of slurry or slurry and solid manure in percent of  $N_{tot}$  at the inflow of the emission stage relative to the  $N_{tot}$  in slurry



# Emission factors (EF) for NO

in kg NO-N/kg N

For systems with production solid manure (deep litter, droppings from poultry) in percent of  $N_{tot}$  at the inflow of the emission stage relative to the  $N_{tot}$  in solid manure





### 3. Literatur

- Aarnink, A.J.A., Ellen, H.H., Huijsmans, J.F.M., Smits, M.C.J., Starmans, D.A.J., 2007. Emission abatement in practical situations, in: Starmans, D. A. J., Van der Hoeck, K. W. (Eds.), *Ammonia the case of the Netherlands*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, NL, pp. 69-102. URL: <https://www.wageningenacademic.com/doi/pdf/10.3920/978-90-8686-597-0> (18.07.2018).
- Aarnink, A.J.A., Elzing, A. 1998. Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livest. Prod. Sci.* 53(2): 153-169.
- Agroscope. 2016. Fütterungsempfehlungen für Wiederkäuer (Grünes Buch). <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/services/dienste/futtermittel/fuetterungsempfehlungen-wiederkaeuer.html> (13.07.2018).
- Agroscope Liebefeld-Posieux. 2004: Fütterungsempfehlungen und Nährwerttabellen für Schweine. LmZ, Zollikofen, 242 S.
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J., Alt, C. 2001. Emissions of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 60(1-3): 103-113.
- Anacleto, T.M., Oliveira, H.R., Carraro, G., Skvortsova, P., Šafarič, L., Shakeri, S.Y., Björn, A., Pinheiros, É.F.M., Enrich-Prast, A. 2025. Performance-based criteria for safe and circular digestate use in agriculture. *Scient. Rep.* 16(1): 3369.
- Aschwanden Leibundgut, J., Keil, N.M., Wechsler, B. 2009. Laufstallhaltung von Ziegen in kleinen Gruppen – Weniger Aggressionen dank Strukturierung, ART-Bericht 708.
- Becker, J., Steiner, A., Kohler, S., Koller-Bahler, A., Wuthrich, M., Reist, M. 2014. Lameness and foot lesions in Swiss dairy cows: II. Risk factors. *Schweiz Arch. Tierh.* 156(2): 79-89.
- Bell, M., Flechard, C., Fauvel, Y., Häni, C., Sintermann, J., Jocher, M., Menzi, H., Hensen, A., Neftel, A. 2017. Ammonia emissions from a grazed field estimated by miniDOAS measurements and inverse dispersion modelling. *Atmos. Meas. Tech.* 10(5): 1875-1892.
- Berry, N., Zeyer, K., Emmenegger, L., Keck, M. 2005. Emissionen von Staub (PM<sub>10</sub>) und Ammoniak (NH<sub>3</sub>) aus traditionellen und neuen Stallsystemen mit Untersuchungen im Bereich der Mastschweinehaltung. Dübendorf: Agroscope FAT Tänikon, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, CH-8356 Ettenhausen, Empa, Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Überlandstrasse 129, CH-8600 Dübendorf.
- 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. 1997a. Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Neth. J. Agric. Sci.* 45(1): 49-64.
- Braam, C.R., Smits, M.C.J., Gunnink, H., Swierstra, D. 1997b. Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *J. Agr. Eng. Res.* 68(4): 375-386.
- Bussink, D.W. 1994. Relationships between ammonia volatilization and nitrogen-fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. *Fertil. Res.* 38(2), 111-121.
- Bussink, D.W. 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen-fertilizer and rotationally grazed by dairy-cattle. *Fertil. Res.* 33(3), 257-265.
- Canh, T.T. 1998. Ammonia emission from excreta of growing-finishing pigs as affected by dietary composition. Dissertation. Wageningen.
- da Borso, F., Chiumenti. 1999. Poultry housing and manure management systems: recent development in Italy as regards ammonia emissions. Proceedings of the 8th International Conference of the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, RAMIRAN 98, Vol. 2, Posters Presentation, pp 15-21
- De Bode, M.J.C., 1991. Odour and ammonia emissions from manure storage, in: Nielsen, V. C., Voorburg, J. H., L'Hermite, P. (Eds.), *Odour and ammonia emissions from livestock farming*. Elsevier Applied Science, London, England, pp. 69-76.
- DeVries, T.J., von Keyserlingk, M.A.G. 2006. Feed stalls affect the social and feeding behavior of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 89(9): 3522-3531.

- Döhler, H., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Osterburg, B., Lüttich, M.B.A., Berg, W., Brunsch, R. 2002. BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungs-szenarien bis zum Jahre 2010. Forschungsbericht 299 42 256/02. Texte 05/02. Umweltbundesamt. Berlin, Germany. pp 307.
- DLG. 2017. DLG-Merkblatt 397: Gärreste im Ackerbau effizient nutzen. 2. Auflage, Stand: 10/2017. DLG, Frankfurt/Main.
- EEA. 2016. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg: European Environment Agency.
- EEA. 2023. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023. Technical guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg: European Environment Agency.
- Efosa, N., Häni, C., Kupper, T., Krause, H.-M., Six, J., Bünemann, E.K. 2025. Ammonia emissions after trailing hose application of digestates and cattle slurry. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 130: 419-426.
- Elwinger, K., Svensson, L. 1996. Effect of dietary protein content, litter and drinker type on ammonia emission from broiler houses. *J. Agr. Eng. Res.* 64(3): 197-208.
- Fabrizi, C., Valli, L., Guarino, M., Costa, A., Mazzotta, V. 2007. Ammonia, methane, nitrous oxide and particulate matter emissions from two different buildings for laying hens. *Biosyst. Eng.* 97(4): 441-455.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., Richner, W. 2009. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau - Kapitel 11-14. *Agrarforschung* 16(2): 50-71.
- Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R., Brunner, H., Schai, F. 1980. Bodeneignungskarte der Schweiz, Massstab 1:200000. Grundlagen für die Raumplanung, Bundesämter für Raumplanung, Landwirtschaft und Forstwesen, EDMZ Bern.
- Gallmann, E. 2003. Vergleich von zwei Haltungssystemen für Mastschweine mit unterschiedlichen Lüftungsprinzipien - Stallklima und Emissionen. Dissertation, Universität Hohenheim, VDI-MEG 404. Universität Hohenheim.
- Gebhardt-Henrich, S.G., Fröhlich, E.K.F. 2011. Auslaufnutzung von Legehennen in verschiedenen Herdengrößen in stationären Ställen. *SGZ:* 145-153.
- Georg, H., Meyer, W. 2002. Influence of an improved floor design on the claw health of dairy cows. *Trans. ASAE:* 024023, 6.
- Gilhespy, S., Webb, J., Retter, A., Chadwick, D. 2006. Dependence of ammonia emissions from housing on the time cattle spent inside. *J. Environ. Qual.* 35(5): 1659-1667.
- Groenestein, C.M., Monteny, G.J., Aarnink, A.J.A., Metz, J.H.M. 2007. Effect of urinations on the ammonia emission from group-housing systems for sows with straw bedding: model assessment. *Biosyst. Eng.* 97(1): 89-98.
- Groot Koerkamp, P.W.G. 1994. Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *J. Agr. Eng. Res.* 59(2): 73-87.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Keen, A., Van Niekerk, T.G.C.M., Smit, S. 1995. The effect of manure and litter handling and indoor climatic conditions on ammonia emissions from a battery cage and an aviary housing system for laying hens. *Neth. J. Agric. Sci.* 43(4): 351-373.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Speelman, L., Metz, J.H.M. 1998. Litter composition and ammonia emission in aviary houses for laying hens. Part 1: performance of a litter drying system. *J. Agr. Eng. Res.* 70(4): 375-382.
- Hafner, S.D., Pedersen, J., Fuß, R., Kamp, J.N., Dalby, F.R., Amon, B., Pacholski, A., Adamsen, A.P., Sommer, S.G. 2025. Improved tools for estimation of ammonia emission from field-applied animal slurry: refinement of the ALFAM2 model and database. *Atmos. Environ.:* 120910.
- Häni, C., Sintermann, J., Kupper, T., Jocher, M., Neftel, A. 2016a. Ammonia emission after slurry application to grassland. *Atmos. Environ.* 125: 92-99.
- Häni, C., Sintermann, J., Kupper, T., Jocher, M., Neftel, A. 2016b. Ammoniak-Emissionen nach Ausbringung von Gülle. CH-3052 Zollikofen: Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen. pp. 166. URL: <https://agrammon.ch/assets/Documents/02156c.pdf> (20/09/2021).
- Harper, L.A., Flesch, T.K., Wilson, J.D. 2010. Ammonia emissions from broiler production in the San Joaquin Valley. *Poult. Sci.* 89(9): 1802-1814.

- Hjorth, M., Christensen, K.V., Christensen, M.L., Sommer, S.G. 2010. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30(1): 153-180.
- Hoffmann, C., Grub, A., Albiker, D., Zweifel, R. 2013. Masthybridlinien: Benutzung des Aussenklimabereichs, Einstreuqualität und Gefieder. *Agrarforschung* 4(7-8): 352-355.
- Huguenin-Elie, O., Mosimann, E., Schlegel, P., Lüscher, A., Kessler, W., Jeangros, B., 2017. 9/ Düngung von Grasland, in: Richner, W., Sinaj, S. (Eds.), *Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz / GRUD 2017*. Agrarforschung Schweiz 8 (6) Spezialpublikation, pp. 9/1-9/22.
- Ivanova-Peneva, S.G., Aarnink, A.A., Verstegen, M.W.A. 2006. Ammonia and mineral losses on Dutch organic farms with pregnant sows. *Biosystems Engineering* 93(2): 221-235.
- Ivanova-Peneva, S.G., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A. 2008. Ammonia Emissions From Organic Housing Systems With Fattening Pigs. *Biosystems Engineering* 99(3): 412-422.
- Johnson, A.C.B., Reed, K.F., Kebreab, E. 2016. Short communication: Evaluation of nitrogen excretion equations from cattle. *J. Dairy Sci.* 99(9): 7669-7678.
- Keck, M. 1997. Beeinflussung von Raumluftqualität und Ammoniakemission aus der Schweinehaltung durch verfahrenstechnische Massnahmen. *Forschungsbericht Agrartechnik*, 299. Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim.
- Kamp, J.N., Feilberg, A. 2024. Covering reduces emissions of ammonia, methane, and nitrous oxide from stockpiled broiler litter. *Biosyst. Eng.* 248: 73-81.
- Kaufmann, R., Keck, M., Wettstein, H. 1997. Reinigung befestigter Laufhöfe. Geringere Arbeitszeit, Kosten und Umweltbelastung dank optimierter Verfahrenstechnik- FAT-Berichte Nr. 497. pp 13.
- Keck, M. 1997. Beeinflussung von Raumluftqualität und Ammoniakemission aus der Schweinehaltung durch verfahrenstechnische Massnahmen. *Forschungsbericht Agrartechnik*, 299. Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim.
- Kirchmann, H., Witter, E. 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant Soil* 115(1): 35-41.
- Knubben, J.M., Gygax, L., Stauffacher, M. 2008. Horses in Switzerland: Results of a representative survey of population, housing and use in 2004. *Schweiz Arch. Tierh.* 150(8): 387-397.
- Koerkamp, P., Keen, A., VanNiekerk, T., Smit, S. 1995. The effect of manure and litter handling and indoor climatic conditions on ammonia emissions from a battery cage and an aviary housing system for laying hens. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 43(4): 351-373.
- Kohn, R.A., Dinneen, M.M., Russek-Cohen, E. 2005. Using blood urea nitrogen to predict nitrogen excretion and efficiency of nitrogen utilization in cattle, sheep, goats, horses, pigs, and rats. *J. Anim. Sci.* 83(4): 879-889.
- Kroodsmas, W., Tveld, J., Scholtens, R. 1993. Ammonia emission and its reduction from cubicle houses by flushing. *Livest. Prod. Sci.* 35(3-4): 293-302.
- Kupper, T., Häni, C., Neftel, A., Kincaid, C., Bühler, M., Amon, B., VanderZaag, A.C. 2020. Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - a review. *Agr. Ecosyst. Environ.* 300(106963): 1-18.
- Kupper, T., Menzi, H. 2013. Technische Parameter Modell Agrammon (<http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/>). Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen.
- Kupper, T., Häni, C., Valach, A.C., Bretscher, D., Zaucker, F. 2026. Ammoniakemissionen der schweizerischen Landwirtschaft 1990 bis 2025. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen. (<https://agrammon.ch/de/downloads/weitere-informationen/>).
- Kupper, T., Valach, A., Vuille, S. 2024. Ammonia emissions from pig housings focusing on systems with outdoor yard and outdoor climate houses. Literature review. CH-3052 Zollikofen: Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen (<https://agrammon.ch/de/downloads/weitere-informationen/>).
- Kupper, T., Vuille, S., Valach, A. 2022a. Abluftwäscher zur Reduktion von Ammoniakemissionen aus Schweine- und Geflügelställen. Literaturstudie, Umfragen und Fallstudie. CH-3052 Zollikofen: Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen (<https://agrammon.ch/de/downloads/weitere-informationen/>).

- Kupper, T., Vuille, S., Valach, A. 2022b. Ammoniakemissionen aus Rindviehställen - Literaturstudie aktualisiert. CH-3052 Zollikofen: Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen (<https://agrammon.ch/de/downloads/weitere-informationen/>).
- KVU-KOLAS. 2022. Abdeckung von Güllelagern zur Reduktion von Emissionen. Merkblatt von KOLAS und KVU. ([https://agridea.abacuscity.ch/abauserimage/Agridea\\_2\\_Free/1554\\_1\\_D.pdf?xet=1648785970065;05.05.2026](https://agridea.abacuscity.ch/abauserimage/Agridea_2_Free/1554_1_D.pdf?xet=1648785970065;05.05.2026))
- Lazzari G., Schlegel P. 2025a. Richtwerte für Futtermittelverzehr und Nährstoffausscheidungen von Ziegen. *Agrarforschung Schweiz* 16: 81-89.
- Lazzari G., Schlegel P. 2025b. Richtwerte für Futtermittelverzehr und Nährstoffausscheidungen von Schafen. *Agrarforschung Schweiz* 16: 26-35.
- Lippmann, J. 2011. Kenndaten zur Legehennenhaltung Natura 60 und High Rise 3. Schriftenreihe, Heft 2/2011. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Loretz, C., Hauser, R. 2003. Behornte Ziegen im Laufstall? Zusätzliche Fressplätze reduzieren Probleme der rangtiefen Tiere. *FAT-Berichte* 606.
- Melse, R.W., Ogink, N.W.M. 2005. Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Trans. ASAE* 48(6): 2303-2313.
- Menzi, H., Besson, J.-M., Bergmann, F. 1991. Anfall und Zusammensetzung von Mist und Gülle bei Milchkühen. *Landwirtschaft Schweiz* 4: 619-624.
- Menzi, H., Besson, J.-M. 1995. Bases des nouvelles valeurs indicatives sur la production et la composition des engrais de ferme. *Rev. suisse d'agriculture* 27: 57-62.
- Menzi, H., Arrigo, Y., Huguenin, O., Münger, A., Schori, F., Wyss, U., Schlegel, P. 2016. Neue Ausscheidungsrichtwerte für Milchkühe. *Agrarforschung* 7(10): 428-435.
- Menzi, H., Frick, R., Kaufmann, R. 1997a. Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Schriftenreihe der FAL 26. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich Reckenholz, 107 S.
- Menzi, H., Katz, P.E., Fahrni, M., Neftel, A., Frick, R. 1998. A simple empirical model based on regression analysis to estimate ammonia emissions after manure application. *Atmos. Environ.* 32(3): 301-307.
- MeteoSchweiz, 2011. Klimabulletin Jahr 2011 URL: <http://www.meteoschweiz.admin.ch/home/service-undpublikationen/publikationen.html?topic=/content/meteoswiss/tags/topics/klima/publication/klimabulletin-jahr> (23.08.2017).
- Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., Cumby, T., Williams, A.G., McCrory, D.F. 2005. Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: pilot-scale studies. *J. Environ. Qual.* 34(2): 411-419.
- Misselbrook, T.H., Pain, B.F., Headon, D.M. 1998. Estimates of ammonia emission from dairy cow collecting yards. *J. Agr. Eng. Res.* 71(2): 127-135.
- 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.
- Moeller, K., Stinner, W. 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *Eur J Agron* 30(1): 1-16.
- Monteny, G.J. 2000. Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. Thesis Wageningen University.
- Namroud, N.F., Shivazad, M., Zaghari, M. 2010. Impact of dietary crude protein and amino acids status on performance and some excreta characteristics of broiler chicks during 10-28 days of age. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* 94(3): 280-286.
- Nicholson, F.A., Chambers, J., Walker, A.W. 2004. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosyst. Eng.* 89(2): 175-185.
- Niebaum, A. 2001. Quantifizierung gasförmiger Emissionen aus quer gelüfteten Aussenklimaställen für Mastschweine mit Hilfe der Tracergas-Technik. VDI-MEG 370. Georg-August-Universität.

- Landwirtschaftskammer Oberösterreich, 2015. KuhKomfort. Stallbau rund um die Kuh. Linz (URL: <https://docplayer.org/28900814-2-auflage-kuhkomfort-stallbau-rund-um-die-kuh.html>; 16.03.2020).
- Pedersen, J., Hafner, S.D. 2023. Ammonia emissions after field application of anaerobically digested animal slurry: Literature review and perspectives. *Agricult. Ecosys. Environ.* 357: 108697.
- Phillips, V.R., Bishop, S.J., Price, J.S., You, S. 1998. Summer emissions of ammonia from a slurry-based, UK, dairy cow house. *Bioresource Technol.* 65(3): 213-219.
- Powell, J.M., Barros, T., Danes, M., Aguerre, M., Wattiaux, M., Reed, K. 2017. Nitrogen use efficiencies to grow, feed, and recycle manure from the major diet components fed to dairy cows in the USA. *Agr. Ecosyst. Environ.* 239: 274-282.
- Powell, J.M., Broderick, G.A., Misselbrook, T.H. 2008a. Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *J. Dairy Sci.* 91(2): 857-869.
- Powell, J.M., Misselbrook, T.H., Casler, M.D. 2008b. Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *J. Environ. Qual.* 37(1): 7-15.
- Rathmer, B. 2001. Vergleich klima- und umweltrelevanter Emissionen aus Haltungssystemen für Mastschweine. Technische Universität München.
- Reidy, B., Menzi, H. 2006. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 1990 bis 2000 mit Hochrechnungen bis 2003 Technischer Schlussbericht. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen Bern.
- Reidy, B., Rihm, B., Menzi, H. 2008. A new Swiss inventory of ammonia emissions from agriculture based on a survey on farm and manure management and farm-specific model calculations. *Atmos. Environ.* 42(14): 3266-3276.
- Reidy, B., Webb, J., Misselbrook, T.H., Menzi, H., Luesink, H.H., Hutchings, N.J., Eurich-Menden, B., Dohler, H., Dammgen, U. 2009. Comparison of models used for national agricultural ammonia emission inventories in Europe: Litter-based manure systems. *Atmos. Environ.* 43(9): 1632-1640.
- Richner, W., Flisch, R., Mayer, J., Schlegel, P., Zähler, M., Menzi, H. 2017. 4/ Eigenschaften und Anwendung von Düngern. In: Richner, W., Sinaj, S., (eds.). Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz / GRUD 2017. Agrarforschung Schweiz 8 (6) Spezialpublikation. pp 4/1-4/23.
- Rösemann, C., Haenel, H.D., Dammgen, U., Freibauer, A., Döring, U., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Osterburg, B. 2017. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2015. Report on methods and data (RMD) Submission 2017. Thünen Report 46.
- Schrade, S., Keck, M., Zeyer, K., Emmenegger, L. 2011. Ammoniak-Emissionen von Milchviehlaufställen mit Auslauf. Im Winter weniger Verluste. ART Berichte Nr. 745.
- Schrade, S., Zeyer, K., Gygax, L., Emmenegger, L., Hartung, E., Keck, M. 2012a. 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., Keck, M. 2012b. Ammoniak aus Rindviehställen: Entwicklung der Emissionen für die Schweiz. *Agrarforschung Schweiz* 3(10): 486-491.
- Schweizerischer Bundesrat. 2017. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV) vom 23. Oktober 2013 (Stand am 14. November 2017).
- Sogaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F. 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry - the Alfam Model. *Atmos. Environ.* 36(20): 3309-3319.
- Sommer, S.G., Sogaard, H.T., Moller, H.B., Morsing, S. 2001. Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmos. Environ.* 35(11): 2023-2032.
- Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harrison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O., Webb, J. 2006. Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Adv. in Agron.* 89: 261-335.

- Spek, J.W., Dijkstra, J., van Duinkerken, G., Hendriks, W.H., Bannink, A. 2013. Prediction of urinary nitrogen and urinary urea nitrogen excretion by lactating dairy cattle in northwestern Europe and North America: A meta-analysis. *J. Dairy Sci.* 96(7): 4310-4322.
- Stadig, L.M., Rodenburg, T.B., Ampe, B., Reubens, B., Tuytens, F.A.M. 2017. Effect of free-range access, shelter type and weather conditions on free-range use and welfare of slow-growing broiler chickens. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 192: 15-23.
- Swierstra, D., Braam, C.R., Smits, M.C. 2001. Grooved floor system for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Appl. Eng. Agric.* 17(1): 85-90.
- Swierstra, D., Smits, M.C.J., Kroodsmas, W. 1995. Ammonia Emission from Cubicle Houses for Cattle with Slatted and Solid Floors. *J Agr Eng Res* 62(2): 127-132.
- Topper, P.A., Wheeler, E.F., Zajackowski, J.S., Gates, R.S., Xin, H., Liang, Y., Casey, K.D. 2008. Ammonia emissions from two empty broiler houses with built-up litter. *Trans. ASABE* 51(1): 219-225.
- UNECE. 2014. Guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Paper ECE/EB.AIR/120, February 7, 2014. Geneva, Switzerland: United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).
- Valach, A., Häni, C., Keiser, A., Streit, B., Kupper, T. 2026. Ammonia emissions from crop residues in Switzerland from 1990 to 2024. CH-3052 Zollikofen: Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen (<https://agrammon.ch/de/downloads/weitere-informationen/>).
- van Bruggen, C., Bannink, A., Groenestein, C.M., de Haan, B.J., Huijsmans, J.F.M., Luesink, H.H., van der Sluis, S.M., Velthof, G.L. 2014. Emissions into the atmosphere from agri-cultural activities in 2012. Calculations for ammonia, nitric oxide, nitrous oxide, methane and fine particulate matter using the NEMA model. Wageningen. WOt technical report 3 (in Dutch). Wageningen, NL: The Statutory Research Task Unit for Nature and the Environment (WOT Natuur & Milieu).
- Van Caenegem, L. 2008. Tent-roof ventilation reduces emissions effect in slurry containers. *Agrarforschung* 15(3): 150-155.
- Van Caenegem, L., Krötzl Messerli, H. 1997. Der Laufhof für den Milchvieh-Laufstall. Ethologische und bauliche Aspekte. FAT-Berichte Nr. 493.
- van der Maas, J. 1996. Laufhof für Rindvieh - richtig geplant! CH-8315 Lindau: Landwirtschaftliche Beratungszentrale LBL.
- VanderZaag, A., Amon, B., Bittman, S., Kuczynski, T., 2015. Ammonia abatement with manure storage and processing techniques, in: Reis, S., Howard, C., Sutton, M. A. (Eds.), *Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits*. Springer Netherlands, pp. 75-112.
- Voglmeier, K., Jocher, M., Häni, C., Ammann, C. 2018. Ammonia emission measurements of an intensively grazed pasture. *Biogeosciences Discuss.* 15(14): 4593-4608.
- Walther, U., Menzi, H., Ryser, J.-P., Flisch, R., Jeangros, B., Maillard, A., Siegenthaler, A., Vuilloud, P.A. 1994. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 1(7): 1-40.
- Webb, J., Misselbrook, T.H. 2004. A mass-flow model of ammonia emissions from UK live-stock production. *Atmos. Environ.* 38(14): 2163-2176.
- Webb, J., Sommer, S.G., Kupper, T., Groenestein, C.M., Hutchings, N., Eurich-Menden, B., Rodhe, L., Misselbrook, T., Amon, B., 2012. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures. A review, in: Lichtfouse, E. (Ed.), *Agroecology and Strategies for Climate Change*. Springer-Verlag GmbH, Heidelberg, Germany, pp. 67-108.
- Weir, J., Li, H., Warren, L.K., Macon, E., Wickens, C. 2017. Characterizing ammonia emissions from horses fed different crude protein concentrations. *J. Anim. Sci.* 95(8): 3598-3608.
- Winkel, A., Brusselman, E., Hensen, A., Otten, G., Vonk, J., Laanen, L., Verfaillie, A., van Dinther, D., Mosquera Losada, J., Ogink, N.W.M., 2024. Richtlijnen voor het bepalen van emissies uit veestallen (versie 2). Rapport 1525, Guidelines for determination of emissions from livestock barns (version 2). Wageningen Livestock Research, Wageningen.
- Wolf, U., Eurich-Menden, B., Dehler, G., Smirnov, A., Horlacher, D. 2023. How does an outdoor yard influence ammonia emissions from fattening pig housings. *Agricult. Eng.* 78(3).
- Zähner, M., Schrade, S., 2020. Laufflächen mit 3 % Quergefälle und Harnsammelrinne in Laufställen für Milchkühe. Bauen Rind 01.10 Agroscope Merkblatt Nr. 80 Agroscope Tänikon. URL: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/43459> (04.02.2020), p. 4.

- Zähner, M., Zeyer, K., Mohn, J., Hildebrandt, F., Burla, J.-B., Schrade, S., 2019. Untersuchungen zu erhöhten Fressständen in der Milchviehhaltung im Hinblick auf Tierverhalten und Ammoniakemissionen, Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2019, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Österreich, pp. 47-52.
- Zähner, M., Zimmermann, J., Sauter, S. 2013. Fressstände für Milchkühe, Vortrag Weiterbildungskurs für Baufachleute, 5.-6.11.2013, Tänikon
- Zong, C., Feng, Y., Zhang, G.Q., Hansen, M.J. 2014. Effects of different air inlets on indoor air quality and ammonia emission from two experimental fattening pig rooms with partial pit ventilation system - Summer condition. Biosyst. Eng. 122: 163-173.

## Anhang 1

**Tabelle 8: Anteil Urin-N am Total der N-Ausscheidung aus der Literatur (die Zusammenstellung hat keinen Anspruch auf Vollständigkeit)**

| Tierart/-kategorie                        | % Urin-N | Bemerkungen  | Grundlage             |
|---|----------|--|-----------------------|
| Milchkühe (in Laktation)                  | 52%      | Mittelwert aus Metaanalyse: n≈215, Daten von 1985-2015   | Johnson et al. (2016) |
| Milchkühe (in Laktation; Europa)          | 56%      | Mittelwert aus Metaanalyse: n=82; Tiergewicht: 607 kg; Milchleistung: 25.5 kg d <sup>-1</sup>  | Spek et al. (2013)    |
| Milchkühe (in Laktation; Nordamerika)     | 49%      | Mittelwert aus Metaanalyse: n=118; Tiergewicht: 649 kg; Milchleistung: 34.7 kg d <sup>-1</sup>   | Spek et al. (2013)    |
| Milchkühe (in Laktation)                  | 52%      | Mittelwert aus Versuch mit 4 Rationen verfüttert an Gruppen von je 12 Tieren; Milchleistung: 24.4-29.2 kg d <sup>-1</sup> % Urin-N: 46-58% | Powell et al. (2017)  |
| Rindvieh                                  | 56%      |  | Kohn et al. (2005)    |
| Aufzuchtrinder und nicht-laktierende Kühe | 44%      | Mittelwert aus Metaanalyse: n=25, Daten von 1985-2015  | Johnson et al. (2016) |
| Mastochsen                                | 48%      | Mittelwert aus Metaanalyse: n≈50, Daten von 1985-2015  | Johnson et al. (2016) |
| Schweine                                  | 69%      | 4 Rationen mit folgenden Anteilen von Urin-N am N der Gesamtausscheidung: 77%, 66%, 78%, 54%: Mittelwert: 69%                              | Canh et al. (1997)    |
| Schweine                                  | 83%      |  | Kohn et al. (2005)    |
| Pferde                                    | 64%      |  | Kohn et al. (2005)    |
| Pferde                                    | 37%      | MW 3 Rationen mit hohem, mittlerem und tiefem RP-Gehalt  | Weir et al. (2017)    |
| Schafe                                    | 70%      |  | Kohn et al. (2005)    |
| Ziegen                                    | 63%      |  | Kohn et al. (2005)    |

## Anhang 2

### Liste der Studien zu Emissionen aus Mastpouletsställen

- Aarnink, A.A., Winkel, A., Mosquera, J., Ogink, N.W.M. 2010. Emissions of aerial pollutants from poultry houses. Proceedings of the 13-16 September 2010 Conference. ASABE Publication Number 711P0510cd. In: (eds.). Dallas Texas. p.
- Amon, M., Dobeic, M., Sneath, R.W., Phillips, V.R., Misselbrook, T.H., Pain, B.F. 1997. A farm-scale study on the use of clinoptilolite zeolite and De-Odorase(R) for reducing odour and ammonia emissions from broiler houses. *Bioresour. Technol.* 61(3): 229-237.
- Calvet, S., Cambra-Lopez, M., Estelles, F., Torres, A.G. 2011. Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poult. Sci.* 90(3): 534-542.
- Cheng, W.H., Chou, M.S., Tung, S.C. 2011. Gaseous Ammonia Emission from Poultry Facilities in Taiwan. *Environ Eng Sci* 28(4): 283-289.
- Demmers, T.G.M., Burgess, L.R., Short, J.L., Phillips, V.R., Clark, J.A., Wathes, C.M. 1999. Ammonia emissions from two mechanically ventilated UK livestock buildings. *Atmos. Environ.* 33(2): 217-227.
- Eugene, B., Moore, P.A., Li, H., Miles, D., Trabue, S., Burns, R., Buser, M. 2015. Effect of Alum Additions to Poultry Litter on In-House Ammonia and Greenhouse Gas Concentrations and Emissions. *J. Environ. Qual.* 44(5): 1530-1540.
- Gates, R.S., Casey, K.D., Wheeler, E.F., Xin, H., Pescatore, A.J. 2008. US broiler housing ammonia emissions inventory. *Atmos. Environ.* 42(14): 3342-3350.
- 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.
- Guiziou, F., Beline, F. 2005. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Biores. Technol.* 96(2): 203-207.
- Harper, L.A., Flesch, T.K., Wilson, J.D. 2010. Ammonia emissions from broiler production in the San Joaquin Valley. *Poult. Sci.* 89(9): 1802-1814.
- Hayes, E.T., Curran, T.P., Dodd, V.A. 2006. Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in Ireland. *Biores. Technol.* 97(7): 933-939.
- Knizatova, M., Mihina, S., Broucek, J., Karandusovska, I., Macuhova, J. 2010. The influence of litter age, litter temperature and ventilation rate on ammonia emissions from a broiler rearing facility. *Czech J. Anim. Sci.* 55(8): 337-345.
- Lima, K.A.O., Moura, D.J., Carvalho, T.M.R., Bueno, L.G.F., Vercellino, R.A. 2011. Ammonia Emissions in Tunnel-Ventilated Broiler Houses. 13(4): 265-270.
- Mendes, L.B., Tinoco, I.F.F., Ogink, N.W.M., Rocha, K.S.O., Osorio, J.A.S., Santos, M.S. 2014. Ammonia emissions from a naturally and a mechanically ventilated broiler house in Brazil. 18(11): 1179-1185.
- Miles, D.M., Moore, P.A., Burns, R.T., Brooks, J.P. 2014. Ammonia and Nitrous Oxide Emissions from a Commercial Broiler House. *J. Environ. Qual.* 43(4): 1119-1124.
- Moore, P.A., Miles, D., Burns, R., Pote, D., Berg, K., Choi, I.H. 2011. Ammonia emission factors from broiler litter in barns, in storage, and after land application. *J. Environ. Qual.* 40(5): 1395-1404.
- Müller, H.-J. 2004. Gas Emissions from Poultry Houses – a Long-term Examination. *Landtechnik* 59(4): 222-223.
- Nicholson, F.A., Chambers, J., Walker, A.W. 2004. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosyst. Eng.* 89(2): 175-185.
- Roumeliotis, T.S., Dixon, B.J., Van Heyst, B.J. 2010. Characterization of gaseous pollutant and particulate matter emission rates from a commercial broiler operation part II: Correlated emission rates. *Atmos. Environ.* 44(31): 3778-3786.
- van Harn, J., Aarnink, A.J.A., Mosquera, J., van Riel, J.W., Ogink, N.W.M. 2012. Effect of Bedding Material on Dust and Ammonia Emission from Broiler Houses. *Trans ASABE* 55(1): 219-226.

- Wheeler, E.F., Casey, K.D., Gates, R.S., Xin, H., Zajackowski, J.L., Topper, P.A., Liang, Y., Pescatore, A.J. 2006. Ammonia emissions from twelve US broiler chicken houses. *Trans ASABE* 49(5): 1495-1512.
- Wiedemann, S.G., Phillips, F.A., Naylor, T.A., McGahan, E.J., Keane, O.B., Warren, B.R., Murphy, C.M. 2016. Nitrous oxide, ammonia and methane from Australian meat chicken houses measured under commercial operating conditions and with mitigation strategies applied. *Anim. Prod. Sci.* 56(9): 1404-1417.
- Winkel, A., Mosquera, J., Kwikkel, R.K., Gerrits, F.A., Ogink, N.W.M., Aarnink, A.J.A. 2008. Dust emission from animal houses: broilers. Rapport 275. Wageningen, NL: Animal Sciences Group of Wageningen UR.

## Anhang 3

### Resultate des EAGER Workshops vom 23.-24. Januar 2008 in Winterthur

#### Lageremissionen von Mist

##### Cattle

|    |  | Emissionfactor<br>% TAN | Source  |
|----|--|-------------------------|---|
| UK | Farmyard manure (FYM)  | 26%*<br>(10-48%)        | Presentation T. Misselbrook (EAGER Workshop, 2008)                |
| DE | Deep litter manure from male beef cattle, farmyard manure from suckling cows and dairy cows (tied housing) | 7-27%**                 | Presentation B. Eurich-Menden (EAGER Workshop, 2008)              |
| SE | Farmyard manure from cattle with straw as bedding material   | 77%**                   | Presentation L. Rodhe (EAGER Workshop, 2008)                      |
| DK | Farmyard manure cattle<br>Deep litter manure cattle  | 13%**<br>33%**          | Presentation S. Sommer (EAGER Workshop, 2008)                     |
| A  | Farmyard manure dairy cattle summer<br>Farmyard manure dairy cattle winter                                 | 18%***<br>47%***        | Amon et al. (2001)<br>Presentation B. Amon (EAGER Workshop, 2008) |

\* One value of 1% was considered as an outlier by T. Misselbrook and was not considered for the deduction of emission rates

\*\* TAN not given. TAN derived from  $N_{tot}$  assuming a TAN content of 30%

\*\*\*The values were derived as follows:

|                      | 80 days duration of storage |                    |       |
|----------------------|-----------------------------|--------------------|-------|
|                      | Content FYM                 | Emissions          |       |
|                      | NH <sub>4</sub> -N          | NH <sub>3</sub> -N | % TAN |
|                      | g/t                         | g                  |       |
| Stacked FYM Summer   | 1170                        | 205.7              | 18%   |
| Stacked FYM Winter   | 430                         | 201.3              | 47%   |
| Composted FYM Summer | 1100                        | 552.2              | 50%   |
| Composted FYM Winter | 630                         | 249.2              | 40%   |

##### Further values not considered for deduction of emission rates

|                |  |            | Source  |
|----------------|--|------------|---|
| F <sup>§</sup> | Farmyard manure summer<br>Farmyard manure winter | 1%*<br>9%* | Presentation M. Hassouna (EAGER Workshop, 2008) |
| I              | Farmyard manure                                  | 47%*       | Presentation L. Valli (EAGER Workshop, 2008)    |

\* TAN not given. TAN derived from  $N_{tot}$  assuming a TAN content of 30%

§ Values obtained within a laboratory study

## Pigs

|    |   |                | Source   |
|----|---|----------------|--|
| UK | Farmyard manure                                 | 14-28%*        | Presentation T. Misselbrook (EAGER Workshop, 2008)   |
| DE | Deep litter manure                              | 48%**          | Presentation B. Eurich-Menden (EAGER Workshop, 2008) |
| DK | Farmyard manure pigs<br>Deep litter manure pigs | 50%**<br>50%** | Presentation S. Sommer (EAGER Workshop, 2008)        |

\* One value of 82% was considered as an outlier by T. Misselbrook and was not considered for the deduction of emission rates

\*\* TAN not given. TAN derived from  $N_{tot}$  assuming a TAN content of 50%

§ Values obtained within a laboratory study

## Further values not considered for establishing of emission rates

|                |  |            | Source  |
|----------------|--|------------|---|
| F <sup>§</sup> | Farmyard manure summer<br>Farmyard manure winter | 1%*<br>5%* | Presentation M. Hassouna (EAGER Workshop, 2008) |

\* TAN not given. TAN derived from  $N_{tot}$  assuming a TAN content of 50%

§ Values obtained within a laboratory study

## Layer manure

|                |                       |       | Source   |
|----------------|-----------------------|-------|--|
| UK             |                       | 3-29% | Presentation T. Misselbrook (EAGER Workshop, 2008) |
| F <sup>§</sup> | Laying hens droppings | 24%*  | Presentation M. Hassouna (EAGER Workshop, 2008)    |
| I              |                       | 6%*   | Presentation L. Valli (EAGER Workshop, 2008)       |

\* TAN not given. TAN derived from  $N_{tot}$  assuming a TAN content of 60%

§ Values obtained within a laboratory study

## Teilnehmerliste

Barbara Amon, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Division of Agricultural Engineering, Wien, Austria

Ulrich Dämmgen (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, Germany

Helmut Döhler, Kuratorium für Technik und Bauwesen, Darmstadt, Germany

Brigitte Eurich-Menden, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) Darmstadt, Germany

Frits K. van Evert, Plant Research International B.V., Wageningen, The Netherlands

Karin Groenestein, Animal Sciences Group, Wageningen University and Research Centre, Wageningen

Hans-Dieter Haenel, (Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, Germany

Mélynda Hassouna, INRA, Rennes, France

Nicolas J. Hutchings, Department of Agroecology, Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Denmark

Thomas Kupper, Swiss College of Agriculture, Zollikofen, Switzerland

Laurence Loyon, Cemagref, Rennes, France

Harry Luesink, LEI (Agricultural Economics Research Institute), Den Haag, The Netherlands

Harald Menzi, Swiss College of Agriculture, Zollikofen, Switzerland

Tom Misselbrook, IGER North Wyke, Devon, UK

Lena Rodhe, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering Uppsala, Sweden

Sven G. Sommer, Department of Agricultural Engineering, Horsens, Denmark

Laura Valli, Research Centre on Animal Production, CRPA, Reggio Emilia, Italy

Jim Webb, ADAS Wolverhampton, Wolverhampton, UK

## Anhang 4

### Berechnung des Futteranteils pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer bei Phasenfütterung der Mastschweine

| Wo <sup>1</sup> | Verzehr <sup>2</sup><br>MJ VES/Tag | LG <sup>3</sup><br>kg | Verzehr <sup>4</sup><br>MJ VES/Wo | 2-Phasenfütterung      |                        | 3-Phasenfütterung      |                        |                        |
|-----------------|------------------------------------|-----------------------|-----------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
|                 |                                    |                       |                                   | Verzehr Ph 1<br>MJ VES | Verzehr Ph 2<br>MJ VES | Verzehr Ph 1<br>MJ VES | Verzehr Ph 2<br>MJ VES | Verzehr Ph 3<br>MJ VES |
| 1               | 14.4                               | 27.7                  | 101                               | 101                    |                        | 101                    |                        |                        |
| 2               | 16.2                               | 31.9                  | 113                               | 113                    |                        | 113                    |                        |                        |
| 3               | 18.0                               | 36.5                  | 126                               | 126                    |                        | 126                    |                        |                        |
| 4               | 19.8                               | 41.6                  | 139                               | 139                    |                        | 99                     | 40                     |                        |
| 5               | 21.6                               | 46.9                  | 151                               | 151                    |                        |                        | 151                    |                        |
| 6               | 23.3                               | 52.3                  | 163                               | 163                    |                        |                        | 163                    |                        |
| 7               | 24.8                               | 57.9                  | 174                               | 174                    |                        |                        | 174                    |                        |
| 8               | 26.2                               | 63.5                  | 183                               | 79                     | 105                    |                        | 183                    |                        |
| 9               | 27.5                               | 69.1                  | 193                               |                        | 193                    |                        | 193                    |                        |
| 10              | 28.7                               | 74.7                  | 201                               |                        | 201                    |                        | 29                     | 172                    |
| 11              | 29.8                               | 80.4                  | 209                               |                        | 209                    |                        |                        | 209                    |
| 12              | 30.9                               | 86                    | 216                               |                        | 216                    |                        |                        | 216                    |
| 13              | 32.0                               | 91.6                  | 224                               |                        | 224                    |                        |                        | 224                    |
| 14              | 33.1                               | 97.2                  | 232                               |                        | 232                    |                        |                        | 232                    |
| 15              | 34.1                               | 102                   | 239                               |                        | 239                    |                        |                        | 239                    |
| 16              | 35.0                               | 107                   | 245                               |                        | 245                    |                        |                        | 245                    |
| Tot             |                                    |                       | 2908                              | 1045                   | 1863                   | 439                    | 932                    | 1537                   |
| A <sup>5</sup>  |                                    |                       | 100%                              | 35.9%                  | 64.1%                  | 15.1%                  | 32.1%                  | 52.8%                  |

<sup>1</sup> Woche der Mastperiode

<sup>2</sup> Verzehr an Energie in VES („Verdauliche Energie Schwein“). Zahlen übernommen von Agroscope Posieux (2004): Tabelle 12, S. 56.

<sup>3</sup> Lebendgewicht am Ende der Woche. Zahlen übernommen von Agroscope Posieux (2004): Tabelle 12, S. 56.

<sup>4</sup> Verzehr pro Mastwoche

<sup>5</sup> Futteranteil pro Mastphase am Gesamtverzehr über die gesamte Mastdauer

## Anhang 5

### Verwendete Modellparameter zur Berechnung der Emissionen von perforierten Laufhofböden mittels Modellierung nach Monteny (2000)

|  |      |
|--|------|
| Animals  |      |
| Number of animals  | 50   |
| Urea concentration (g N/L)                                   | 4    |
| Manure composition (g N/L)                                   | 2    |
| Days   | 365  |
| Floor  |      |
| Surface per animal (m <sup>2</sup> )                         | 8    |
| Temp   | 10   |
| pH   | 9.4  |
| Wind speed   | 0.15 |
| Pit  |      |
| Surface per animal (m <sup>2</sup> )                         | 8    |
| Temp   | 10   |
| pH   | 8.4  |
| Wind speed   | 0.05 |
| Results  |      |
| Floor (g NH <sub>3</sub> /h)                                 | 36.6 |
| Pit (g NH <sub>3</sub> /h)                                   | 25.1 |
| Total (g NH <sub>3</sub> /h)                                 | 75.9 |
| Total (g NH <sub>3</sub> -N/h)                               | 62.5 |
| Total (kg NH <sub>3</sub> -N/a/animal)                       | 11.0 |
|  |      |
| Reduction achieved compared to emissions from concrete floor | 77%* |

\*Emission of 70% of N<sub>sol</sub> excreted (i.e. 48.3 kg NH<sub>3</sub>-N/a/animal)