

Sabine Schrade, Lorenz Gygax und Margret Keck

Modellierung von Ammoniak-Emissionsfaktoren für freigelüftete Milchviehställe

Für das Haltungssystem Liegeboxenlaufstall mit planbefestigten Laufflächen und Laufhof wurden Ammoniak-Emissionsfaktoren basierend auf Emissionsmessungen mit der Tracer-Ratio-Methode auf sechs Milchviehbetrieben berechnet. Anhand einer modellbasierten Kalkulation mit gebootstrapteten Varianzkomponenten wurden übers Jahr gemittelte Emissionsfaktoren für das Berg- und das Talgebiet sowie zwei Windgeschwindigkeiten modelliert. Als Datengrundlage dienten sowohl Milchharnstoffgehalte aus der Praxis als auch Lufttemperaturen über fünf Jahre. Die NH_3 -Emissionsfaktoren variieren von 22 bis 25 $\text{g GV}^{-1} \text{d}^{-1}$ und bilden regionale klimatische Gegebenheiten und das Fütterungsniveau ab.

Schlüsselwörter

Emissionsfaktor, Ammoniak, Milchvieh, Modellierung

Keywords

Emission factor, ammonia, dairy cattle, modelling

Abstract

Schrade, Sabine; Gygax, Lorenz and Keck, Margret

Ammonia emission factor modelling for naturally ventilated dairy housing

Landtechnik 67 (2012), no. 4, pp. 286–290, 2 figures, 2 tables, 13 references

Ammonia emission factors for a naturally ventilated cubicle loose housing system with solid floors and an exercise area were calculated based on our emission measurements on six dairy farms using the tracer ratio method. A model-based calculation with bootstrapped variance components was used to calculate yearly averaged emission factors for mountain and plain regions and two wind speeds. The model input was based on milk urea contents from commercial dairy farms and air temperatures over a five-year period. The calculated NH_3 emission factors, which thus accounted for regional differences due to climatic conditions and feeding levels, range from 22 to 25 $\text{g LU}^{-1} \text{d}^{-1}$.

Der Emissionsfaktor gibt die Emission für eine bestimmte Tierkategorie und ein bestimmtes System (Produktions-, Haltungssystem etc.) repräsentativ übers Jahr an. Emissionsfaktoren bilden zusammen mit Aktivitätsdaten die Grundlage zur Berechnung von Emissionsinventaren für die nationale und internationale Berichtspflicht. Bisher fehlten Ammoniak-Emissionsfaktoren (NH_3) für das in der Schweiz verbreitete Haltungssystem „Liegeboxenlaufstall für Milchvieh mit Laufhof“. Ziel dieser Untersuchung war es, NH_3 -Emissionsfaktoren für dieses Haltungssystem mit freier Lüftung, planbefestigten Laufflächen und am Rand angeordnetem Laufhof zu bestimmen.

Für die Modellierung von Emissionsfaktoren ist eine belastbare Datengrundlage von Messungen auf mehreren Betrieben erforderlich [1–3]. Weiter muss die jahreszeitliche Variation repräsentativ für das jeweilige Land und/oder die Region abgedeckt sein. Zur Modellierung von Emissionsfaktoren ist neben belastbaren und detaillierten NH_3 -Emissionswerten eine umfassende Datengrundlage von relevanten Einflussgrößen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung nötig.

Berechnung der NH_3 -Emissionsfaktoren

Als Grundlage zur Modellierung der NH_3 -Emissionsfaktoren für das ausgewählte Haltungssystem dienten Messungen mit der Tracer-Ratio-Methode auf sechs Milchviehbetrieben [4]. Dabei sind die NH_3 -Emissionen mit hoher zeitlicher Auflösung (auf Stufe der einzelnen Messzyklen mit 36 bzw. 50 min) abgebildet. Zur Beschreibung der NH_3 -Emissionen mit erklärenden Variablen wurde ein lineares Gemischte-Effekte-Modell verwendet, das die hierarchische Struktur von Messtag b_{ijk} , Mesperiode b_{ij} und Betrieb b_i als zufällige geschachtelte Effekte berücksichtigt:

$$E_{ijkl} = \mu + b_i + b_{ij} + b_{ijk} + \beta_1 AT + \beta_2 HGM + \beta_3 WG + \beta_4 AT \cdot HGM + \varepsilon_{ijkl}$$

(Gl. 1)

mit E_{ijkl} als Zielvariable (NH_3 -Emission), dem Intercept m und den erklärenden Variablen Außentemperatur AT ($^{\circ}\text{C}$), Windgeschwindigkeit im Stall WG (m s^{-1}) und Milchwahnharnstoffgehalt der Tankmilch HGM (mg dl^{-1}). Mithilfe von einer in den Residuen modellierten Autokorrelation konnte die zeitliche Abhängigkeit aufeinanderfolgender Messzyklen korrigiert werden. Die Zielvariable E_{ijkl} wurde logarithmisch transformiert, um die Voraussetzung von normalverteilten und homogenen Residuen zu erfüllen. Zur Überprüfung der Modellannahmen diente eine grafische Residuenanalyse.

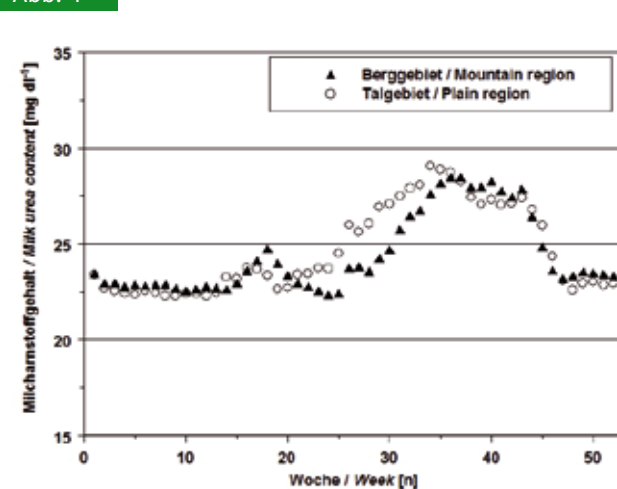
Die NH_3 -Emissionen kovariierten mit der Außentemperatur ($F_{1,1053} = 100,7836$; $p < 0,001$), der Windgeschwindigkeit im Stall ($F_{1,1053} = 99,4947$; $p < 0,001$) und dem Harnstoffgehalt der Tankmilch ($F_{1,5} = 6,9097$; $p = 0,046$) [4].

Ausgehend vom dargestellten statistischen Modell (Gleichung 1) erfolgte die Berechnung der Emissionsfaktoren über Punktschätzungen mit Bootstraps. Datengrundlage für diese modellbasierte Kalkulation bildeten Milchwahnharnstoffgehalte der Zuchtverbände, Lufttemperaturen in zwei Höhenlagen sowie zwei verschiedene Windgeschwindigkeiten im Stall. Insgesamt wurden vier Varianten definiert. Die Weidehaltung und Alpung konnten aufgrund der fehlenden Datengrundlage bei der Modellierung nicht berücksichtigt werden. Anhand der Koeffizienten der fixen Effekte erfolgten die Punktschätzungen. Zur Berücksichtigung der zufälligen Effekte (Betrieb, Messperiode, Messtag) wurden zufällig ausgewählte Werte aus der einer Normalverteilung mit der jeweilig geschätzten Streuung über die verschiedenen Hierarchiestufen gezogen und zu den Punktschätzungen addiert. Daraus wurde ein arithmetischer Mittelwert, bezogen auf ein ganzes Jahr, gebildet. Pro Variante umfasste die Bootstraps-Stichprobe $n = 1000$. Die statistische Auswertung und die Punktschätzung mit Bootstraps erfolgten mit dem Statistikprogramm S-Plus® Version 7.0 für Windows.

Datengrundlage der relevanten Einflussgrößen

Milchwahnharnstoffgehalte auf der Basis „Einzeltier“ waren aus den Milchkontrolldaten des Braunvieh-, Fleckvieh- und Holsteinzuchtverbands für die Jahre 2004 bis 2008 schweizweit verfügbar. Als Grundlage der modellbasierten Kalkulation dienten Mittelwerte der Kalenderwochen über alle Zuchtverbände und Jahre differenziert nach Berg- und Talgebiet. Die mittleren Milchwahnharnstoffgehalte pro Kalenderwoche variierten zwischen 22 und 29 mg dl^{-1} . Sie zeigten eine deutliche jahreszeitliche Dynamik. Während der Winterfütterungsperiode war das Stickstoffniveau im Futter niedriger. Zu Beginn der Weidesaison sank der Milchwahnharnstoffgehalt kurzfristig. Im Laufe der Sommerfütterungsperiode erreichte der Harnstoffgehalt Maximalwerte. In der Winterfütterungsperiode sowie im Herbst lagen die Werte des Berggebietes in den meisten Jahren leicht über denen des Talgebietes. Während im Frühsommer die Milchwahnharnstoffgehalte

Abb. 1



Verlauf der Harnstoffgehalte [mg dl^{-1}] als Mittelwerte pro Kalenderwoche berechnet aus Einzelkuhwerten aggregiert nach Region (Berg- und Talgebiet) als Grundlage für die modellbasierte Kalkulation der Emissionsfaktoren [5]

Fig. 1: Milk urea content patterns [mg dl^{-1}] as averages per calendar week calculated from individual cow data aggregated at regional level (mountain and plain region) as a database for the model-based calculation of emission factors [5]

te im Talgebiet höher als die im Berggebiet waren, analog zum früheren Beginn der Weidesaison (**Abbildung 1**).

Die Temperaturdaten für die Jahre 2004 bis 2008 stammten vom Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie Meteoschweiz. Es handelte sich um Stundenmittel der Lufttemperatur in 2 m Höhe von 17 Wetterstationen im Berggebiet und 26 Wetterstationen im Talgebiet. Um die hohe zeitliche Auflösung der Emissionsdaten im Modell (Gleichung 1) abzubilden, lagen der Kalkulation mit gebootstrapten Varianzkomponenten Stundenmittelwerte jeweils als Tagesgänge pro Kalenderwoche über die Jahre 2004 bis 2008 zugrunde. Die Temperaturdaten zeigten eine deutliche Tagesdynamik. Diese war im Winter weniger ausgeprägt als in den wärmeren Jahreszeiten. Die Temperaturkurven von Berg- und Talgebiet verliefen parallel. Die mittlere Temperatur im Talgebiet war um rund 4°C höher als die mittlere Temperatur im Berggebiet. Dabei variierte die Temperatur im Berggebiet von -6 bis 21°C und im Talgebiet von -2 bis 26°C .

Mit der detaillierten Datengrundlage der Milchwahnharnstoffgehalte und Temperatur konnten über fünf Jahre hinweg typische Verläufe abgebildet werden. Bei der Windgeschwindigkeit im Stall war zeitlich keine entsprechend hochaufgelöste Datengrundlage verfügbar. Um den Effekt dieser Variablen trotzdem aufzuzeigen, wurden zwei Windgeschwindigkeiten angenommen. Die Varianten mit den Werten $0,3 \text{ m s}^{-1}$ (Wind_0.3) und $0,5 \text{ m s}^{-1}$ (Wind_0.5) wurden von eigenen Messungen in sechs freibelüfteten Milchviehställen in der Schweiz [5] sowie von Untersuchungen in zwei Außenklimaställen in Deutschland [6] und von Untersuchungen in vier Außenklimaställen in der Schweiz [7] abgeleitet.

Tab. 1

NH₃-Emissionsfaktoren für die Haltung von Milchvieh im Liegeboxenlaufstall mit freier Lüftung, planbefestigten Laufflächen und am Rande liegendem Laufhof aus der modellbasierten Kalkulation für die Standorte Berg- und Talgebiet sowie für zwei Windgeschwindigkeiten [5]

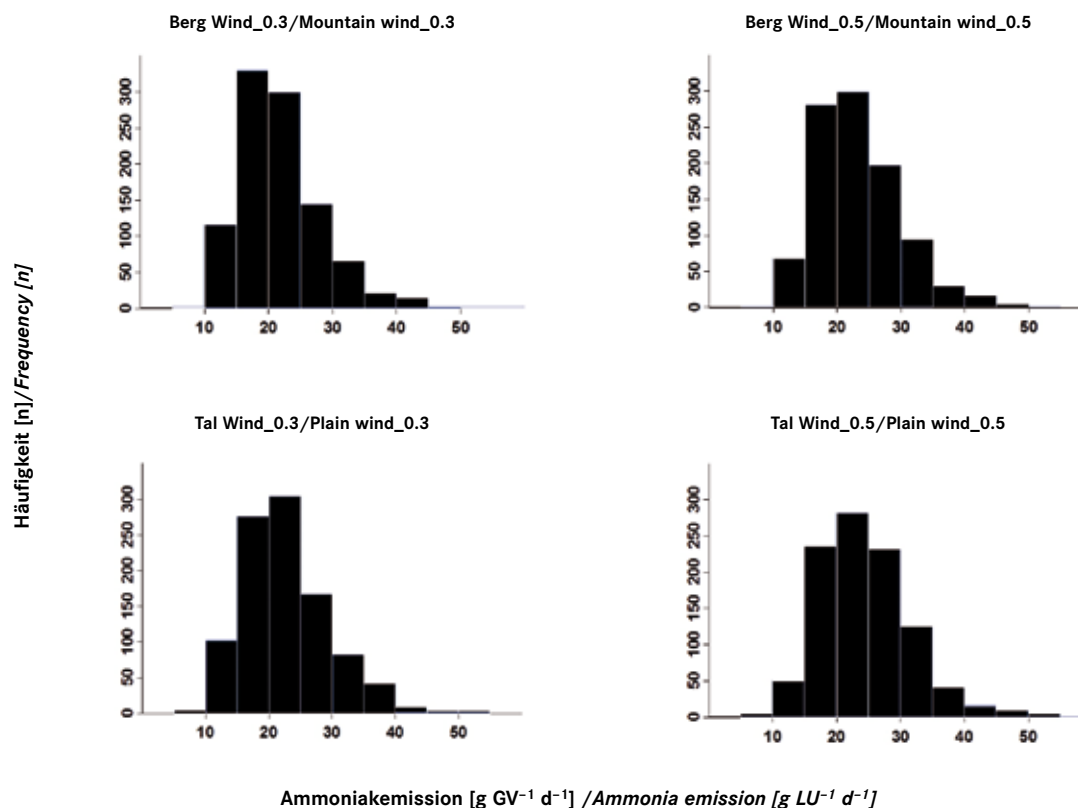
Table 1: NH₃ emission factors for dairy farming in naturally ventilated cubicle loose housing with solid floors and an outdoor exercise area alongside, by reference to the model-based calculation for both mountain and plain region and for two wind speeds [5]

Variante: Region und Windgeschwindigkeit <i>Variant: Region and wind speed</i>	NH ₃ -Emissionsfaktor pro Tag ¹⁾ Arithm. Mittel (95%-Konfidenzintervall) <i>NH₃ emission factor per day²⁾ Arithm. mean (95 % confidence interval)</i>		NH ₃ -Emissionsfaktor pro Jahr ¹⁾ Arithm. Mittel (95%-Konfidenzintervall) <i>NH₃ emission factor per year²⁾ Arithm. mean (95 % confidence interval)</i>	
	<i>g Tier⁻¹ d⁻¹</i> <i>g animal⁻¹ d⁻¹</i>	<i>g GV⁻¹ d⁻¹</i> <i>g LU⁻¹ d⁻¹</i>	<i>kg Tier⁻¹ a⁻¹</i> <i>kg animal⁻¹ a⁻¹</i>	<i>kg GV⁻¹ a⁻¹</i> <i>kg LU⁻¹ a⁻¹</i>
	<i>m s⁻¹</i>			
Berg Wind_0.3 <i>Mountain wind_0.3</i>	28,9 (16,4; 49,9)	21,8 (12,3; 37,5)	10,6 (6,0; 18,2)	8,0 (4,5; 13,7)
Berg Wind_0.5 <i>Mountain wind_0.5</i>	31,1 (17,4; 52,9)	23,4 (13,0; 39,8)	11,4 (6,4; 19,3)	8,5 (4,8; 14,5)
Tal Wind_0.3 <i>Plain wind_0.3</i>	30,1 (16,0; 50,4)	22,7 (12,0; 37,9)	11,0 (5,8; 18,4)	8,3 (4,4; 13,8)
Tal Wind_0.5 <i>Plain wind_0.5</i>	32,6 (17,8; 54,0)	24,5 (13,4; 40,6)	11,9 (6,5; 19,7)	8,9 (4,9; 14,8)

¹⁾ Berechnet mit dem GV-Schlüssel des KTBL [8]/Calculated using the KTBL LU Code [8].

²⁾ GV Großvieheinheit; 1 GV = 500 kg Lebendmasse/LU = Livestock unit; 1 LU = 500 kg live weight.

Abb. 2



Häufigkeitsverteilung [n] der NH₃-Emissionen [g GV⁻¹ d⁻¹] aus der modellbasierten Kalkulation mit gebootstrapten Varianzkomponenten dargestellt nach Varianten (Stichprobenumfang n = 1 000)

Fig. 2: NH₃ emission [g GV⁻¹ d⁻¹] frequency distribution [n] of the model-based calculation with bootstrapped variance components depicted as variants (sample size n = 1 000)

Tab. 2

Vergleich von NH_3 -Emissionsfaktoren aus der modellbasierten Kalkulation vorliegender Untersuchung mit Emissionsfaktoren der Milchviehhaltung aus der Literatur [5]

Table 2: Comparison of NH_3 emission factors from the model-based calculation of this study with dairy farming emission factors from the literature [5]

Angaben zum Haltungssystem <i>Particulars of the housing system</i>	NH_3 -Emissionsfaktor <i>NH_3 emission factor</i>	Region <i>Region</i>	Datengrundlage <i>Data basis</i>	Autor <i>Author</i>
Stall/ <i>Indoor housing</i> Weide/ <i>Grazing</i>	23,8 g Tier ⁻¹ d ⁻¹ / g animal ⁻¹ d ⁻¹ 10,7 g Tier ⁻¹ d ⁻¹ / g animal ⁻¹ d ⁻¹	Europa <i>Europe</i>	Expertenkonsens basierend auf Literatur <i>expert judgement based on literature</i>	[11]
Anbindestall <i>Tie-stall</i> Liegeboxenlaufstall <i>Cubicle loose housing</i> Tiefstreulaufstall <i>Deep straw-bedded loose housing</i> Tretmistlaufstall <i>Straw flow system housing</i>	13,4 (9,9–16,7) g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ / g animal place ⁻¹ d ⁻¹ 40,0 (28,8–49,9) g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ / g animal place ⁻¹ d ⁻¹ 40,0 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ / g animal place ⁻¹ d ⁻¹ 43,3 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ / g animal place ⁻¹ d ⁻¹	Deutschland <i>Germany</i>	Expertenkonsens basierend auf Literatur <i>expert judgement based on literature</i>	[9]
Liegeboxenlaufstall, perforierte Laufflächen <i>Cubicle loose housing, perforated floors</i>	26,8–47,1 g Tier ⁻¹ d ⁻¹ / g animal ⁻¹ d ⁻¹	Niederlande <i>The Netherlands</i>	Messungen <i>measurements</i>	[12]
Wartehof bzw. Laufhof als Fütterungs- oder Lauffläche <i>Collecting yard or outdoor exercise area as feeding or traffic area</i>	13,7 g Tier ⁻¹ d ⁻¹ / g animal ⁻¹ d ⁻¹	Großbritannien <i>United Kingdom</i>	Messungen <i>measurements</i>	[13]
Liegeboxenlaufstall <i>Cubicle loose housing</i> Laufhof, planbefestigt <i>Outdoor exercise area, solid floor</i>	53,2 g GV ⁻¹ d ⁻¹ / g LU ⁻¹ d ⁻¹ 32,4 g GV ⁻¹ d ⁻¹ / g LU ⁻¹ d ⁻¹	Portugal <i>Portugal</i>	Messungen <i>measurements</i>	[10]
Liegeboxenlaufstall, planbefestigte Laufflächen und Laufhof <i>Cubicle loose housing, solid floors and outdoor exercise area</i>	28,9–32,6 g Tier ⁻¹ d ⁻¹ / g animal ⁻¹ d ⁻¹ oder/or 21,8–24,5 g GV ⁻¹ d ⁻¹ / g LU ⁻¹ d ⁻¹	Schweiz <i>Switzerland</i>	Messungen und modell- basierte Kalkulation <i>measurements and model-based calculation</i>	eigene Studie <i>own study</i>

Ergebnisse und Diskussion

Über alle Varianten hinweg variiert der mittlere NH_3 -Emissionsfaktor von 28,9 bis 32,6 g Tier⁻¹ d⁻¹ beziehungsweise von 21,8 bis 24,5 g GV⁻¹ d⁻¹ (Tabelle 1). Bezugsgröße ist jeweils das Tier oder die Großvieheinheit GV (1 GV = 500 kg Lebendmasse). Dabei wurden pro Tier 650 kg Lebendmasse angenommen. Der Emissionsfaktor entspricht dem mittleren Jahreswert der NH_3 -Emissionen der einzelnen Varianten. Für das Talgebiet ist der NH_3 -Emissionsfaktor aufgrund der höheren Temperaturen bei gleicher Windgeschwindigkeit jeweils größer als für das Berggebiet. Innerhalb derselben Höhenzone ist der Emissionsfaktor basierend auf der höheren Windgeschwindigkeit größer als der auf Basis der niedrigeren Windgeschwindigkeit. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten sind gering. **Abbildung 2** zeigt die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Jahreswerte der NH_3 -Emissionen aus der modellbasierten Kalkulation mit den beschriebenen Varianten als Histogramme. Eine Klasse der NH_3 -Emission umfasst je 5 g GV⁻¹ d⁻¹. Der größte Anteil der Werte liegt bei allen Varianten in den Klassen zwischen 15 und 30 g NH_3 GV⁻¹ d⁻¹. Während im Berggebiet mit niedriger Windgeschwindigkeit die NH_3 -Emissionsklasse 15 bis 20 GV⁻¹ d⁻¹ am größten ist, weist bei den anderen drei Varianten jeweils die Klasse 20 bis 25 GV⁻¹ d⁻¹ die meisten Werte auf.

Die modellierten Emissionsfaktoren sind niedriger als der NH_3 -Emissionsfaktor für den Liegeboxenlaufstall in Deutschland mit 40 g Tierplatz⁻¹ d⁻¹ [9] und für Stallgebäude inklusive Laufhof in Portugal mit 86 g GV⁻¹ d⁻¹ [10] (Tabelle 2). Die Werte liegen über dem Emissionsfaktor der European Environment Agency [11] mit etwa 24 g Tier⁻¹ d⁻¹, der als Mischwert für Anbinde- und Laufstall kalkuliert ist.

Schlussfolgerungen

Die Datengrundlage zur Ableitung eines Emissionsfaktors für das Haltungssystem Liegeboxenlaufstall mit freier Lüftung, planbefestigten Laufflächen und am Rande liegendem Laufhof ist mit systematischen Messungen auf sechs Praxisbetrieben zu unterschiedlichen Jahreszeiten sowie den detailliert verfügbaren Milchnharnstoffgehalten und Temperaturdaten breit abgestützt. Lediglich beim Parameter Windgeschwindigkeit wäre ein höherer Detaillierungsgrad wünschenswert.

Mit dem beschriebenen Modellierungsansatz konnten NH_3 -Emissionsfaktoren differenziert nach Region bestimmt werden. Sie bilden damit Unterschiede des Klimas und des Fütterungsniveaus ab. Weiter spiegeln die modellierten Emissionsfaktoren den Einfluss der Windgeschwindigkeit wider.

Die NH_3 -Emissionen können nur mit Emissionsfaktoren, die differenziert nach Region, Stickstoffversorgung und Haltungs-

system modelliert sind, realistisch abgebildet werden. Dazu sind einerseits belastbare NH₃-Emissionsdaten und andererseits räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Einflussgrößen erforderlich. Zur Verbesserung der Datengrundlage für NH₃-Emissionen aus dem Stallbereich von Milchvieh und zum Vergleich von Haltungssystemen müssen weitere Haltungssysteme wie Liegeboxenlaufställe mit perforierten Laufflächen und Mehrgebäudeställe mit integriertem Laufhof untersucht werden.

Literatur

- [1] Seipelt, F. (1999): Quantifizierung und Bewertung gasförmiger Emissionen aus frei gelüfteten Milchviehställen mit Trauf-First-Lüftung. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen
- [2] 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.; Schröder, 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. Agric. Eng. Res.* 70, pp. 79–95
- [3] Aarnink, A. J. A.; Ogink, N. W. M. (2006): Harmonisatie meetprotocol voor stalemissies van ammoniak, geur en fijn stof in Nederland en Duitsland. Animal Sciences Group, Rapport 2006-06, Wageningen
- [4] Schrade, S. (2009): Ammoniak- und PM10-Emissionen im Laufstall für Milchvieh mit freier Lüftung und Laufhof anhand einer Tracer-Ratio-Methode. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel
- [5] Schrade, S.; Zeyer, K.; Gygax, L.; Emmenegger, L.; Hartung, E.; Keck, M. (2012): Ammonia emissions and emission factors of naturally ventilated dairy housing with solid floors and an outdoor exercise area in Switzerland. *Atmospheric Environment* 47, pp. 183–194
- [6] Mačuhová, J.; Enders, S.; Peis, R.; Gutermann, S.; Freiberger, M.; Haidn, B. (2008): Untersuchungen zur Optimierung des Stallklimas in Aussenklimaställen für Milchvieh. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Nr. 8, Freising-Weihenstephan
- [7] Zähler, M. (2001): Beurteilung von Minimalställen für Milchvieh anhand ethologischer und physiologischer Parameter. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
- [8] KTBL (2002): Taschenbuch Landwirtschaft 2002/03. Darmstadt
- [9] Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; Dämmgen, U.; Osterburg, B.; Lüttich, M.; Bergschmidt, A.; Berg, W.; Brunsch, R.; (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der Deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. Umweltbundesamt Texte 05/02
- [10] Pereira, J.; Misselbrook, T. H.; Chadwick, D.; Countinho, J.; Trindade, H.; (2010): Ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle buildings and outdoor concrete yards in Portugal. *Atmospheric Environment* 44, pp. 3413–3421
- [11] European Environment Agency (2007): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 2007
- [12] Monteny, G.-J.; Huis in 't Veld, J. W. H.; Van Duinkerken G.; Andréé, G.; Van der Schans, F. (2001): Naar een jaarrond-emissie van ammoniak uit melkveestallen. IMAG-rapport 2001-09, Wageningen
- [13] Misselbrook, T. H.; Webb, J.; Gilhespy, S. L. (2006): Ammonia emissions from outdoor concrete yards used by livestock – quantification and mitigation. *Atmospheric Environment* 40, pp. 6752–6763

Autoren

Dr. sc. agr. Sabine Schrade und **Dr. sc. agr. Margret Keck** sind wissenschaftliche Mitarbeiterinnen an der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Tänikon, CH-8356 Ettenhausen; Forschungsgruppe Bau, Tier und Arbeit, E-Mail: sabine.schrade@art.admin.ch.

PD habil. Dr. sc. nat. Lorenz Gygax ist wissenschaftlicher Mitarbeiter am Zentrum für tiergerechte Haltung BVet, Tänikon, CH-8356 Ettenhausen.

Danksagung

Das Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt BAFU, Schweiz, finanziell unterstützt.