

Serie Tieremissionen

Reduktion der Ammoniak-Emissionen auf der Weide

Christof Ammann¹, Karl Voglmeier¹, Andreas Munger² und Daniel Bretscher¹

¹Agroscope, 8046 Zürich, Schweiz

²Agroscope, 1725 Posieux, Schweiz

Auskunfte: Christof Ammann, E-Mail: christof.ammann@agroscope.admin.ch



Die Ammoniak-Emissionen der Tierausscheidungen wurden auf den beweideten Flächen über eine ganze Saison hinweg gemessen. (Foto: Karl Voglmeier, Agroscope)

Einleitung

Emissionen von Ammoniak (NH_3) stammen zum Grossteil aus der Landwirtschaft und treten in der Schweiz vor allem bei der Stallhaltung von Milchkühen und der damit verbundenen Gullerlagerung und -ausbringung auf. Das emittierte NH_3 führt beim Eintrag in naturnahe Ökosysteme (Gewässer, Wald) zu Eutrophierung und Versauerung (Sutton *et al.* 2011). Ausserdem trägt Ammoniak in der Atmosphäre auch zur Bildung von Feinstaub bei, der gesundheitliche Auswirkungen haben kann. Die NH_3 -Emissionen aus der Schweizer Landwirtschaft wer-

den mit Hilfe des Modells Agrammon berechnet (Kupper *et al.* 2018). Dabei werden für die verschiedenen Prozesse mittlere Emissionsfaktoren (EF) benutzt, welche die Emission als Bruchteil des vorhandenen löslichen Stickstoffs beschreiben (Kupper 2018).

Eine mögliche Massnahme zur Reduktion der NH_3 -Emissionen ist die Optimierung der Fütterung im Hinblick auf eine möglichst geringe Ausscheidung von Stickstoff (N) in Harn und Kot. Dabei wird – im Rahmen der bedarfsgerechten Versorgung – das Verhältnis von Roh-

protein- zu Energiegehalt in der Futtermittelration verringert. Eine weitere Möglichkeit zur NH_3 -Emissionsminderung bietet die Vollweidehaltung (UNECE 2014). Auf Weideflächen wird der Harn, die Hauptquelle für NH_3 (Petersen *et al.* 1998), schnell in den Boden infiltriert und die zur Luft exponierte Fläche ist relativ gering. Ausserdem entfällt weitgehend die Vermischung von Kot und Harn, was die NH_3 -Bildung und Freisetzung verringert. Gemäss den in Agrarmon benutzten EF für Kühe produzieren Ausscheidungen auf der Weide bis zu achtmal geringere NH_3 -Emissionen als Ausscheidungen im Stallbereich in Kombination mit der nachfolgenden Güllelagerung und -ausbringung. Allerdings ist der EF für die Weide bisher noch mit einer beträchtlichen Unsicherheit behaftet, da er auf wenigen experimentellen Studien beruht, die insgesamt eine grosse Variationsbreite zeigten (5–26 % des ausgeschiedenen Harns; z.B. Jarvis *et al.* 1989; Bussink 1992; Laubach *et al.* 2012, 2013b) und zum Teil fehleranfällige Messtechniken einsetzen.

Seit wenigen Jahren steht mit dem miniDOAS ein neuartiges Messgerät für NH_3 zur Verfügung, das von Agroscope weiterentwickelt wurde (Sintermann *et al.* 2016) und sich gut für kontinuierliche Messungen mit hoher Genauigkeit im Feld eignet (Bell *et al.* 2017). Mit Hilfe dieser Messgeräte wurde in der vorliegenden Studie eine Kombination der beiden oben erwähnten Minderungsmaßnahmen experimentell untersucht.

Material und Methoden

Der Versuch wurde 2016 bei Agroscope in Posieux (FR) durchgeführt. Zwei vergleichbare Herden mit je 12 Milchkühen der Rassen Holstein / Red Holstein wurden von Mitte März bis Ende Oktober parallel in zwei getrennten Umtriebsweide-Systemen mit je elf Parzellen gehalten. Die Vegetation auf den Weideflächen bestand im saisonalen Mittel aus 78 % Gräsern, 15 % Leguminosen (Kleearten) und 7 % Kräutern; sie wird im Folgenden vereinfachend als Weidegras bezeichnet. Im ersten System (G) ernährten sich die Kühe ausschliesslich von Weidegras, während im zweiten System (M) zusätzlich Maissilage zugefüttert wurde (ca. 25 % der Gesamtration). Die Weideflächen wurden entsprechend angepasst (G: 2,51 ha, M: 1,88 ha) um ein synchrones Umtriebs-Regime zu ermöglichen. Die Tiere wurden zweimal täglich für jeweils ca. zwei Stunden zum Melken in den nahen Stall gebracht, wo auch die Maissilage-Zufütterung erfolgte. Sofern es die Temperaturen und Grasbestände zuliesse, ergab sich somit eine Weidedauer von ca. 20 Stunden pro Tag. Bei ähnlicher Energieaufnahme wurde so im System M weniger Rohprotein (RP) pro Tier aufge-

Zusammenfassung

Welchen Einfluss hat proteinreduziertes Futter auf die Ammoniak-Emissionen von Milchkühen auf der Weide? Um diese Frage zu beantworten, wurden die Ammoniak-Emissionen von zwei Weidesystemen mit Milchkühen zwischen Mai und Oktober gemessen und verglichen. Im ersten System (G) ernährten sich die Kühe ausschliesslich von Weidegras, während im zweiten System (M) 25 % Maissilage zugefüttert wurde. Dadurch wurde im System M ein reduziertes Verhältnis von Protein zu Energie in der Ration erreicht und entsprechend verringerte sich die ausgeschiedene Stickstoffmenge um ca. 19 %. Die intensiven Umtriebsweiden erlaubten es, die zeitliche Dynamik der Ammoniak-Emission zu untersuchen. Während der Beweidungsphasen wurde ein kontinuierlicher Anstieg und danach ein relativ schneller exponentieller Abfall der Emissionen beobachtet. Insgesamt zeigten die Emissionen nur eine geringe saisonale Variation aber signifikant niedrigere Werte (–40 %) für das System M im Vergleich zu System G. Die Resultate bestätigen einerseits den im Schweizerischen Inventar verwendeten Emissionsfaktor für die Weide und zeigen andererseits, dass eine proteinreduzierte Fütterung zusätzlich zur Verminderung der Ammoniak-Emissionen beitragen kann.

nommen, was zu einem geringeren N-Überschuss und schlussendlich zu reduzierten Stickstoffeinträgen über die Exkremente in den Boden führte.

Ab Anfang Mai wurden NH_3 -Konzentrationen mit je zwei miniDOAS-Instrumenten (Sintermann *et al.* 2016) pro Weidesystem gemessen. Diese ermitteln die Konzentrationen anhand differenzieller optischer Absorptionsspektroskopie und integrierten dabei über einen offenen Messpfad von ca. 30 m Länge. Durch die spezifische Messanordnung mit einem miniDOAS-Instrument (MD) im Lee und einem Instrument im Luv einer beweideten Parzelle (Abb. 1) konnte die aus der Emission resultierende Konzentrationserhöhung windabwärts bestimmt werden. Um aus den gemessenen Konzentrationsunterschieden (und weiteren meteorologischen Messungen) eine Emissionsrate ableiten zu können, wurde ein rückwärts-rechnendes Dispersionsmodell (*backward Lagrangian Stochastic model*, Häni *et al.* 2018) verwendet. Die

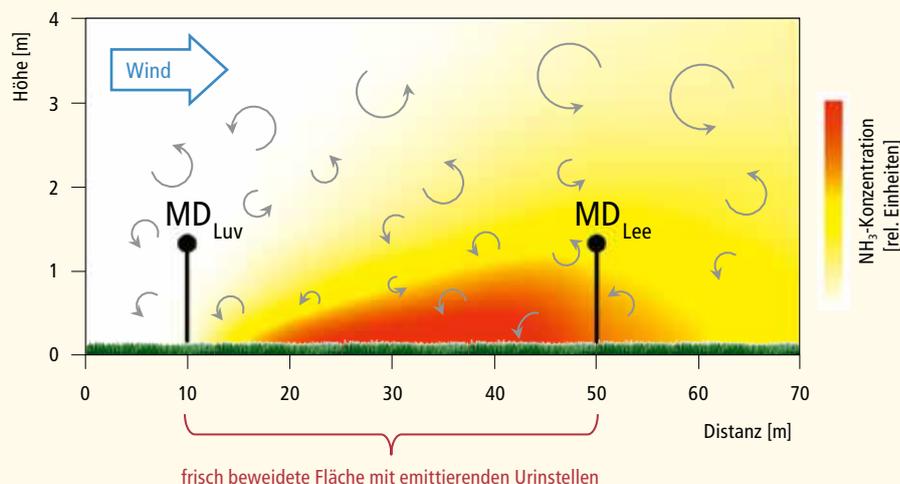


Abb. 1 | Schematische Darstellung der NH_3 -Ausbreitung über einer frisch beweideten Fläche und des Messaufbaus zur Bestimmung der NH_3 -Emission, wie er parallel auf beiden Weidesystemen benutzt wurde. Die beiden MiniDOAS-Messgeräte (MD) waren in 1,2 m Höhe auf der windzugewandten Seite (Luv) und der windabgewandten Seite (Lee) der Weideparzelle platziert.

Details des Messaufbaus und der Emissionsberechnung sind in Voglmeier *et al.* (2018) beschrieben.

Die Messdaten wurden einer rigorosen Qualitätskontrolle unterworfen. Dabei mussten Daten aus verschiedenen Gründen verworfen werden: (i) Ausfall oder Fehlfunktion der Messgeräte, (ii) ungeeignete Windrichtungen, bei denen störende Einflüsse der nahen Betriebsgebäude auftraten, (iii) sehr geringe Windgeschwindigkeiten, vor allem nachts, die keine stabile Berechnung der Emissionen erlaubten. Dadurch entstanden erhebliche Lücken in den Messreihen (etwa 40–50 % der halbstündlichen Daten), und diese mussten gefüllt werden, um eine integrale NH_3 -Emission berechnen zu können. Kürzere Lücken (<3 h) wurden durch einfache lineare Interpolation gefüllt. Für längere Lücken wurde eine mittlere Verlaufskurve (siehe Resultate) separat für Tag und Nacht an die verfügbaren Daten angepasst. Zu grosse Datenlücken liessen in einigen Fällen keine sinnvolle Berechnung der Gesamtemission für den entsprechenden Umtrieb zu. Schlussendlich konnten Emissionswerte für vier Umtriebe im System G und fünf Umtriebe im System M bestimmt werden. Mögliche NH_3 -Emissionen im Zusammenhang mit der Ausbringung von Mineraldünger wurden in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt. Hofdünger wurde während der Beobachtungsperiode nicht ausgebracht.

Die im Feld gemessenen NH_3 -Emissionen der Weideparzellen sind flächenbezogene Grössen. Um sie mit anderen Studien und mit Inventarwerten vergleichen zu können, wurden sie über jeweils eine Umtriebsperiode

aufsummiert und ins Verhältnis zur eingebrachten Harn-N-Menge gesetzt. Daraus konnte der EF (= prozentualer N-Verlust durch die NH_3 -Emission) abgeleitet werden. Eine direkte Bestimmung der von den Tieren ausgeschiedenen N-Menge unter realen Bedingungen auf der Weide war hier nicht möglich. Um dennoch einen EF ableiten zu können, wurde die N-Fracht in den Exkrementen (aufgeteilt auf Harn und Kot) über die Energie- und Stickstoffbilanz der Kühe abgeschätzt (siehe Bracher *et al.* 2011; Bretscher *et al.* 2017). Die dafür benötigten tierbezogenen Eingangsgrössen wie Milchleistung, Proteingehalt der Milch und Körpergewicht wurden täglich bestimmt, während die futterbezogenen Eingangsgrössen (v.a. der RP-Gehalt = $6,25 \times \text{N-Gehalt}$) an acht Zeitpunkten zwischen April und September gemessen wurden. Dazwischen wurde linear interpoliert um tägliche Ausscheidungsraten zu erhalten.

Resultate und Diskussion

Stickstoff-Bilanz der Weidetiere

Zwischen Mai und Oktober 2016 konnten sieben vollständige Weideumtriebe synchron auf den beiden Versuchssystemen G und M mit unterschiedlicher Fütterung durchgeführt werden. Die Daten und Eigenschaften der Umtriebe sind in Tabelle 1 aufgelistet. Umtrieb 4 wurde weggelassen wegen fehlender oder zu lückenhafter Messwerte auf beiden Systemen. Da die Hauptquelle der NH_3 -Emissionen auf der Weide der dort ausgeschiedene Harn ist, wurde dieser aus der N-Bilanz der Kühe

abgeleitet. Die entsprechenden Mittelwerte über die gesamte Weidesaison und der Effekt der unterschiedlichen Fütterung sind in Abbildung 2 dargestellt. Während beide Weidesysteme im Mittel denselben RP-Gehalt des Weidegrases aufwiesen, führte die Zufütterung von Maissilage mit tiefem RP im System M zu einem geringeren Verzehr von Weidegras und zu einer um 11 % geringeren RP-Aufnahme in der Gesamtfutterration. Da die Milchproduktion der beiden Herden ebenfalls sehr ähnlich und die Veränderung des Körpergewichtes vernachlässigbar klein waren, findet sich die Differenz der aufgenommenen N-Mengen praktisch unverändert in den Exkrementen wieder. Allerdings ist dort der Unterschied ausschliesslich dem Harn zugeordnet, während beim Kot praktisch kein Unterschied resultiert. Deshalb ergibt sich für das System M eine sehr deutliche Reduzierung der Harn-N-Menge um etwa 20 %.

Zeitlicher Verlauf der Ammoniak-Emissionen

Während der Messperiode wurden tageszeitlich stark variierende NH_3 -Flüsse mit einem Maximum zwischen Mittag und dem späten Nachmittag beobachtet. Dieser Verlauf korreliert stark mit den Tagesgängen von meteorologischen Einflussfaktoren wie Temperatur, Windgeschwindigkeit und Strahlung. Sie führen am Tag zu einer verstärkten Luftdurchmischung und zu einer leichteren Verdampfung des gelösten NH_3 , was die Emissionen begünstigt (Flechard and Sutton 2013). Generell waren die Emissionen in der Nacht etwa 2,6-mal geringer als am Tag.

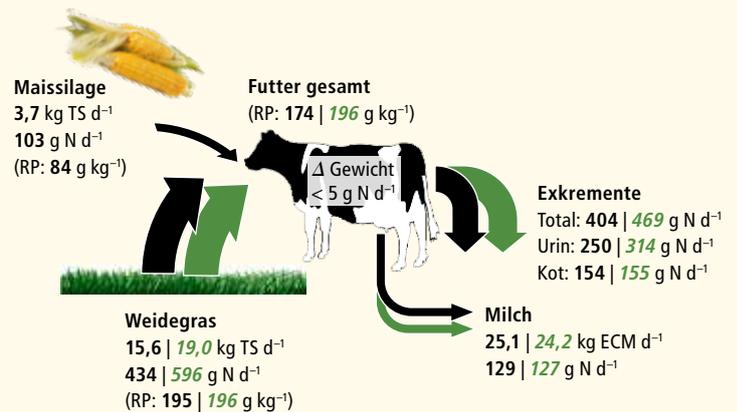


Abb. 2 | Mittlere Tages-N-Bilanz der Kühe in den beiden Weidesystemen mit unterschiedlichen Fütterungsvarianten über die gesamte Beobachtungsperiode (Mai bis Oktober 2016). Die Breite der Pfeile ist ungefähr proportional zur umgesetzten N-Menge. Die Farben bezeichnen die beiden Weidesysteme M (blau: Weidegras + Maissilage) und G (grün/kursiv: nur Weidegras). RP = Rohprotein, ECM = energiekorrigierte Milch, Δ Gewicht = N-Akkumulation durch Gewichtsänderung.

Die gemessenen NH_3 -Emissionen bewegten sich insgesamt grösstenteils zwischen 0 und $2,5 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Das absolute Maximum der Emissionen wurde am Ende der einzelnen Weidephasen auf den Messparzellen beobachtet, und die darauffolgende Abklingdauer betrug jeweils ca. drei bis fünf Tage (Abb. 3). Diese Abhängigkeit der Emission von der Weideaktivität konnte numerisch beschrieben werden durch einen linearen Anstieg während der Weidephase selbst (erklärbar durch die

Tab. 1 | Eigenschaften und Messergebnisse (Mittelwerte) für die einzelnen Weideumtriebe auf den beiden Systemen M (Futter: Weidegras und Maissilage, normale Schrift) und G (Futter: nur Weidegras, kursive Schrift).

Umtrieb-Nr. Weidesystem	1 M G	2 M G	3 M G	5 M G	6 M G	7 M G
Startdatum	9. Mai	26. Mai	4. Juli	10. Aug.	4. Sept.	26. Sept.
Weidedauer [h]	44,5	46,5	37	29	36,5	55
Lufttemperatur [°C]	11,9	14,8	18,9	17,8	18,1	14,4
Windgeschwindigkeit [m s ⁻¹]	1,3	1,5	1,2	0,9	1,1	1,3
Niederschlag [mm]	51	75	61	7	33	10
Weidegras Rohprotein [g kg-TS ⁻¹]	203	147	178	200	218	200
Maissilage Rohprotein [g kg-TS ⁻¹]	91 <i>nv</i>	91 <i>nv</i>	89 <i>nv</i>	80 <i>nv</i>	72 <i>nv</i>	71 <i>nv</i>
Milchproduktion [kg Kuh ⁻¹ d ⁻¹]	26,7 25,3	24,4 23,7	25,0 23,8	23,3 23,3	23,2 20,6	19,2 15,9
Ausscheidung Harn-N [g Kuh ⁻¹ d ⁻¹]	274 324	135 157	218 269	266 326	295 371	244 317
Gesamteintrag Harn-N auf Weide [kg]	6,1 7,2	3,1 3,6	4,0 5,0	3,8 4,7	5,4 6,7	6,7 8,7
NH_3 -Emission gesamt [g N-NH ₃]	332 <i>nv</i>	349 600	357 496	<i>nv</i> 341	277 <i>nv</i>	330 726
EF relativ zu Harn-N-Eintrag [%]	5,5 <i>nv</i>	11,1 16,4	8,8 10,0	<i>nv</i> 7,2	5,1 <i>nv</i>	4,9 8,3

TS = Trockensubstanz, EF = Emissionsfaktor, nv = nicht vorhanden/verfügbar

kontinuierlich neu entstehenden Harnstellen) und einen exponentiellen Abfall nach Ende der Weidephase. Fast die Hälfte der Emissionen pro Umtrieb trat während der Beweidung auf, wobei die Wetterbedingungen im Einzelfall eine grosse Rolle spielten. Während Regenphasen waren die Emissionen meist deutlich reduziert, zeigten danach aber oft überproportional hohe Werte. Die verfügbaren Messungen (sechs Umtriebe) weisen variable Regen- und Temperaturwerte auf. Die über jeweils einen Umtrieb integrierten Emissionen sind in Tabelle 1 auf die Gesamtfläche des Weidesystems bezogen. Das System G zeigte generell die höheren Werte mit dem Maximum bei Umtrieb 7. Dies stimmt mit dem höchsten berechneten Harn-N-Eintrag überein, der hauptsächlich durch die lange Weidedauer bei diesem Umtrieb verursacht wurde.

Tierbezogene Ammoniak-Emissionen

Zur besseren Vergleichbarkeit über die verschiedenen Umtriebe wurden die gemessenen NH_3 -Emissionen pro Kuh und Weidestunde berechnet (Abb. 4). Sie betragen $1,07 \pm 0,06 \text{ g N-NH}_3 \text{ Kuh}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Mittelwert \pm eine Standardabweichung) für das System G während die Emissionen für System M mit ca. $0,64 \pm 0,11 \text{ g N-NH}_3 \text{ Kuh}^{-1} \text{ h}^{-1}$ quantifiziert wurden. Die Fehlerbalken in Abbildung 4 zeigen den totalen absoluten Fehler der Emissionswerte. Dieser besteht vor allem aus systematischen Fehlereffekten der Ausbreitungsmodellierung und des Ausfüllens

der Messlücken, die für beide Weidesysteme näherungsweise gleich sind (Voglmeier *et al.* 2018) und deshalb kaum einen Effekt auf die Differenz zwischen den Systemen haben. Für die Beurteilung dieser Differenz sind nur Messfehler relevant, die für beide Weidesysteme unabhängig sind. Diese Fehler lagen im Mittel bei etwa $\pm 0,1 \text{ g N-NH}_3 \text{ Kuh}^{-1} \text{ h}^{-1}$ und sind damit deutlich geringer als die totalen Fehler in Abbildung 4. Daraus ergibt sich eine signifikante Differenz in der Emission der beiden Systeme von $0,43 \pm 0,13 \text{ g N-NH}_3 \text{ Kuh}^{-1} \text{ h}^{-1}$, was einer relativen Reduktion für das System M mit N-optimierter Fütterung von 40 % entspricht.

Basierend auf den effektiven Weidezeiten und den Weideflächen wurde der Gesamteintrag von Harn-N pro Umtrieb berechnet (Tab. 1). Das Verhältnis der Gesamtemission zum Harn-N-Eintrag ergab die Werte für den prozentualen EF pro Umtrieb und System. Sie zeigen mit 7,2–16 % für System G und 4,9–11,1 % für System M eine deutlich grössere relative Variabilität als die entsprechenden tierbezogenen Emissionen in Abbildung 4. Die höchsten Einzelwerte wurden für Umtrieb 2 beobachtet und waren hauptsächlich auf den tiefen N-Gehalt des Weidegrases während dieser Jahreszeit zurückzuführen. Dass die beobachteten Emissionen kaum darauf reagierten, könnte darauf hindeuten, dass die RP-Gehalte der gesammelten Weidegrasproben oder die berechnete Verdaulichkeit der Ration nicht völlig repräsentativ waren.

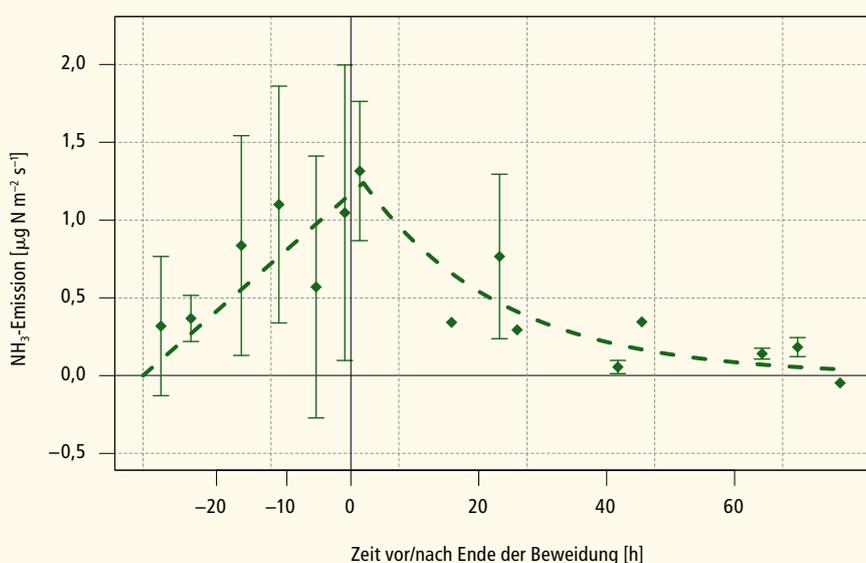


Abb. 3 | Mittlerer Verlauf der NH_3 -Emissionen (ohne Nachtwerte) während und nach den Weidephasen auf den Messparzellen (System G). Punkte und vertikale Balken zeigen die Mittelwerte und Standardabweichungen für 6-h-Perioden, die gestrichelten Linien zeigen die angepasste Verlaufskurve bestehend aus einem linearen Anstieg während der Beweidung und einem exponentiellen Abfall danach.

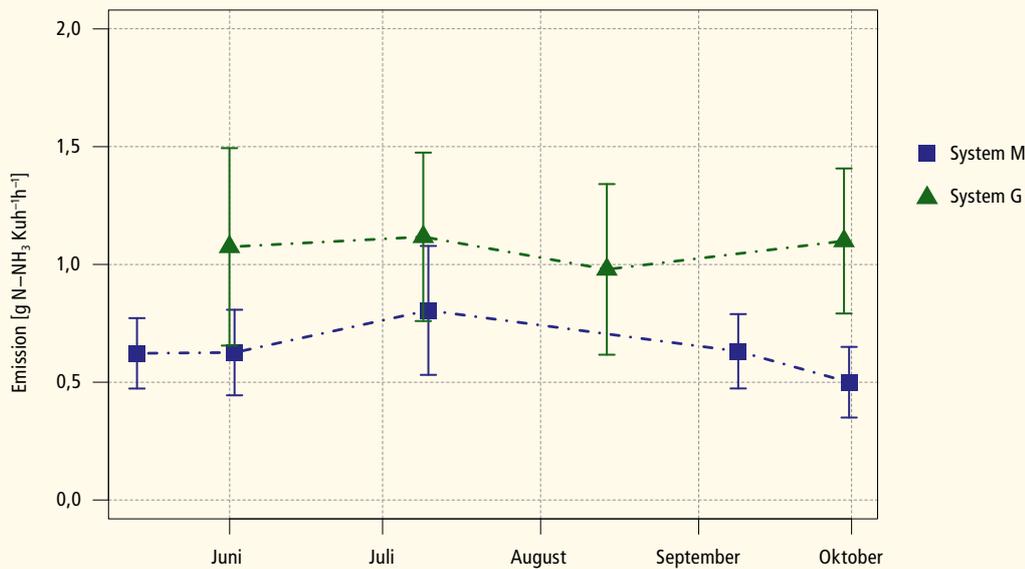


Abb. 4 | NH₃-Emissionen pro Kuh und Weidestunde für die Weidesysteme mit unterschiedlicher Futterzusammensetzung (G: nur Weidegras; M: Weidegras + 25% Maissilage).

Über die gesamte Weidesaison ergaben sich mittlere EF von $8,7 \pm 2,7\%$ für System G und $6,4 \pm 2,0\%$ für System M, wobei der Unterschied hier statistisch nicht signifikant war. Trotzdem könnte dies auf einen nichtlinearen Zusammenhang zwischen der ausgeschiedenen Harn-N-Menge und den NH₃-Emissionen der Weide hindeuten, was die Effizienz einer N-optimierten Fütterungsstrategie zusätzlich erhöhen würde. Ein Vergleich mit der verfügbaren Literatur (5–26%; Bussink 1992; Jarvis *et al.* 1989; Laubach *et al.* 2012, 2013b) zeigt, dass die gefundenen EF am unteren Ende des Wertebereiches liegen. Sie sind aber vergleichbar mit den Resultaten (6–9%) der neueren Studie von Bell *et al.* (2017) und bestätigen den im Schweizer Agrammon-Modell verwendeten EF von 8,3% (Kupper 2018).

Repräsentativität der Messungen

Die vorliegenden Resultate gehören zu den wenigen verfügbaren räumlich integrierenden NH₃-Emissionsmessungen auf praxisnah genutzten Weideflächen. Das erhöht zwar einerseits die Repräsentativität der Messungen gegenüber künstlich appliziertem Harn und kleinräumigen Kammermessungen, andererseits war aber nur eine indirekte Bestimmung der eingetragenen Harn-N-Menge möglich. Dies kann die Interpretation der Emissionswerte im Einzelfall erschweren und die Unsicherheiten des EF erhöhen. Automatische Monitoring-Techniken für die Harnausscheidungen auf der Weide wurden zwar schon getestet (Misselbrook *et al.*

2016), sie sind aber wegen der Applikation am Tier selbst (noch) nicht längerfristig anwendbar. Eine regelmässige Analyse der Harnzusammensetzung wäre jedoch vorteilhaft gewesen. Die relative räumliche Verteilung der Harnstellen musste ebenfalls indirekt abgeschätzt werden. Aufgrund des intensiven Umtriebsregimes war die Verteilung allerdings relativ homogen (Felber *et al.* 2016). Im Gegensatz dazu können bei permanenten Kurzrasenweiden (Standweiden) grösseren Inhomogenitäten in der Verteilung der Ausscheidungen entstehen, da sich dort die Tiere nachts oder zum Trinken öfters an den gleichen Stellen aufhalten. So kann es lokal zu einer sehr hohen Dichte von Exkrementen und auch zu einer vermehrten Mischung von Harn und Kot kommen (Cowan *et al.* 2015), was meist zu erhöhten Emissionen führt.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die NH₃-Emissionsmessungen bei zwei Umtriebsweiden mit Milchkuhen ergaben, dass die Ausscheidungen auf der Weide zu relativ niedrigen Emissionen führten, die näherungsweise dem Emissionsfaktor im Inventar-Modell Agrammon entsprechen. Es konnte auch gezeigt werden, dass eine Reduktion des Proteingehaltes in der Futtermittelration bei vergleichbarer Milchleistung zu einer deutlich geringeren NH₃-Emission pro Kuh führt. Zur Verminderung des hohen Rohprotein/Energie-Verhältnisses im Weidegras wurde hier Maissilage zugefüttert.

Alternativ könnte dieser Effekt auch durch veränderte Weidegrasmischungen erreicht werden, z. B. durch Grasarten mit einem hohen Gehalt an wasserlöslichen Kohlenhydraten (Misselbrook *et al.* 2013). Allerdings kann dieser Gehalt auf dem Feld mit den äusseren Bedingungen stark variieren, und es gibt erst wenige Untersuchungen mit Milchkühen, die zum Teil auch negative Auswirkungen auf den Milchertrag zeigten (Staerfl *et al.* 2012). Weitere Studien in diesem Bereich sind daher nötig.

Die in der vorliegenden Studie gezeigten Resultate repräsentieren nicht die gesamten Emissionen eines Vollweide-Systems für Milchkühe, da die Emissionen während der Melkphasen im Stallbereich (und auf den Treibwegen) nicht berücksichtigt sind. Emissionen im Stallbereich sind generell bedeutsam, hängen aber von

verschiedenen betrieblichen und meteorologischen Faktoren ab (Schrade und Keck 2012). Da in der Schweiz die Halbtagesweide für Milchkühe sehr verbreitet ist, sind umfassendere Untersuchungen des kombinierten Systems Stall-Weide notwendig. ■

Literatur

- 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. *Atmospheric Measurement Techniques* **10** (5), 1875–1892.
- Bracher A., Schlegel P., Mürger A., Stoll W. & Menzi H., 2011. Möglichkeiten zur Reduktion von Ammoniakemissionen durch Fütterungsmassnahmen beim Rindvieh (Milchkuh). SHL und Agroscope. Posieux.
- Bretscher D., 2017. Background data for Swiss national greenhouse gas inventory. Agroscope, Zürich-Reckenholz, unpublished.
- Bussink D.W., 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **33** (3), 257–265.
- Cowan N.J., Norman P., Famulari D., Levy P.E., Reay D.S. & Skiba U.M., 2015. Spatial variability and hotspots of soil N₂O fluxes from intensively grazed grassland. *Biogeosciences* **12** (5), 1585–1596.
- Felber R., Mürger A., Neftel A. & Ammann C., 2015. Eddy covariance methane flux measurements over a grazed pasture: effect of cows as moving point sources. *Biogeosciences* **12** (12), 3925–3940.
- Flechard C.R. & Sutton M.A., 2013. Advances in understanding, models and parameterizations of biosphere-atmosphere ammonia exchange. *Biogeosciences* **10**, 5183–5225.
- Häni C., Flechard C., Neftel A., Sintermann J. & Kupper T., 2018. Accounting for Field-Scale Dry Deposition in Backward Lagrangian Stochastic Dispersion Modelling of NH₃ Emissions. *Atmosphere*, doi:10.20944/preprints201803.0026.v1.
- Jarvis S.C., Hatch D.J. & Roberts D.H., 1989. The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. *Journal of Agricultural Science* **112** (02), 205.
- Kupper T., Bonjour C., Menzi H., Bretscher D. & Zaucker F. 2018. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990–2015. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen. Zugang: <http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/> [25.10.18].
- Kupper T., 2018. Technische Parameter Modell Agrammon – Tierkategorien, Stickstoffausscheidungen der Tiere, Emissionsraten, Korrekturfaktoren (Version 16.08.2018). Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen. Zugang: www.agrammon.ch/assets/Downloads/Technische-Parameter-20180925.pdf [29.10.18].
- Laubach J., Taghizadeh-Toosi A., Sherlock, R.R. & Kelliher F.M., 2012. Measuring and modelling ammonia emissions from a regular pattern of cattle urine patches. *Agricultural and Forest Meteorology* **156**, 1–17.
- Laubach J., Taghizadeh-Toosi A., Gibbs S.J., Sherlock R.R. Kelliher F.M. & Grover S.P.P., 2013. Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture. *Biogeosciences* **10** (1), 327–338.
- Misselbrook T., Del Prado A. & Chadwick, D., 2013. Opportunities for Reducing Environmental Emissions from Forage-Based Dairy Farms. *Agricultural and Food Science* **22**, 93–107.
- Misselbrook T., Fleming H., Camp V., Umstatter C., Duthie C.-A., Nicoll L. & Waterhouse T., 2016. Automated monitoring of urination events from grazing cattle. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **230**, 191–198.
- Petersen S.O., Sommer S.G., Aaes O. & Søgaard K., 1998. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. *Atmospheric Environment* **32** (3), 295–300.
- Schrade S. & Keck M., 2012. Ammoniak aus Rindviehställen: Entwicklung der Emissionen für die Schweiz. *Agrarforschung Schweiz* **3** (10), 486–491.
- Sintermann J., Dietrich K., Häni C., Bell M., Jocher M. & Neftel A., 2016. A miniDOAS instrument optimised for ammonia field-measurements, *Atmospheric Measurement Techniques* **9**, 2721–2734.
- Staerfl S.M., Amelchanka S.L., Kälber T., Soliva C.R., Kreuzer M., Zeitl J.O., 2012. Effect of feeding dried high-sugar ryegrass ('AberMagic') on methane and urinary nitrogen emissions of primiparous cows. *Livestock Science* **150**, 293–301.
- Sutton M.A., Howard C.M., Erismann J.W., Bealey W.J., Billen G., Bleeker A., Bouwman A.F., Grennfelt P., van Grinsven H. & Grizzetti B., 2011. The challenge to integrate nitrogen science and policies: the European Nitrogen Assessment approach. In: *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives* (Hrsg. A. Bleeker *et al.*), S. 82–96, Cambridge University Press, Cambridge.
- UNECE, 2014. Guidance Document for Preventing and Abating Ammonia Emissions from Agricultural Sources: Paper ECE/EB.AIR/120. United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), Genf.
- Voglmeier K., Jocher M., Häni C. & Ammann C., 2018. Ammonia emission measurements of an intensively grazed pasture. *Biogeosciences* **15**, 4593–4608.

Dank

Die vorliegende Studie wurde vom Schweizerischen Nationalfonds (SNF) gefördert (Projekt NICEGRAS, Nr. 155964).

Riassunto**Riduzione delle emissioni di ammoniaca sui pascoli**

Quale influenza hanno i mangimi a ridotto contenuto proteico sulle emissioni di ammoniaca delle vacche da latte al pascolo? Per rispondere a questa domanda, sono state misurate e confrontate le emissioni di ammoniaca di due sistemi di pascolo con vacche da latte nel periodo tra maggio e ottobre. Nel primo sistema (G) le vacche si sono nutrite esclusivamente di erba da pascolo, mentre nel secondo sistema (M) è stato integrato alla razione 25 % di insilato di mais. Grazie a ciò è stato possibile ridurre nel sistema M il rapporto tra proteine ed energia nella razione e di conseguenza diminuire del 19 % la quantità di azoto emesso. I pascoli a rotazione intensiva hanno permesso di studiare la dinamica delle emissioni di ammoniaca nel tempo. Durante le fasi di pascolo è stato osservato un continuo aumento e poi una diminuzione esponenziale relativamente rapida delle emissioni. Nel complesso, vi è stata solo una piccola variazione stagionale delle emissioni. Tuttavia i valori sono stati significativamente inferiori (-40 %) per il sistema M rispetto al sistema G. I risultati confermano il fattore di emissione per i pascoli applicato nell'inventario svizzero e dimostrano che anche l'alimentazione a ridotto contenuto proteico può contribuire a ridurre le emissioni di ammoniaca.

Summary**Reduction of ammonia emissions on pasture**

What is the effect of a low-protein feed supplement on the ammonia emissions from dairy cattle on pasture? To answer this question, the ammonia emissions from two pasture-based feeding systems with dairy cattle were measured and compared between May and October. In the first system (G) the cows fed exclusively on pasture grass, whilst in the second system (M) 25 % maize silage was supplemented. This resulted in a reduced ratio of protein to energy in the M ration, and correspondingly the amount of excreted nitrogen decreased by around 19 %. The intensive rotational grazing allowed to investigate the temporal dynamics of ammonia emissions. A steady increase was observed during the grazing periods, followed by a relatively quick exponential drop afterwards. Overall, emissions showed only a weak seasonal variation, but significantly lower values (-40 %) for system M than for system G. The results not only confirm the emission factor for pasture used in the Swiss Inventory, but also show that reduced-protein feed can contribute to a reduction in ammonia emissions.

Key words: livestock, grazing, ammonia emissions, emission factor, emission mitigation.