

Verbesserung der N-Nutzungseffizienz durch Gülleansäuerung: Analyse von N-Verlustpfaden beim Einsatz von ^{15}N markierter Rindergülle in einem Grasbestand unter kontrollierten Bedingungen

S. Neumann¹, T. Reinsch², C. Kluß³, J. Mackens³, F. Taube²

¹Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, sebastian.neumann@llur.landsh.de

²Christian-Albrechts-Universität Kiel Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Abteilung Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau, Hermann-Rodewald-Str. 9, 24118 Kiel

³Christian-Albrechts-Universität Kiel, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Hermann-Rodewald-Str. 2, 24118 Kiel

Einleitung und Problemstellung

Ammoniak (NH_3)-Emissionen stammen in Deutschland zu etwa 95 % aus der Landwirtschaft und stehen im direkten oder indirekten Zusammenhang mit negativen Umwelteffekten (z.B. Eutrophierung von Ökosystemen und Klimawandel) und der menschlichen Gesundheit (Lelieveld et al., 2015). Etwa 40% der NH_3 -Emissionen stammen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Das Verlustpotential der Wirtschaftsdünger ist neben verschiedenen Umweltfaktoren und dem Ausbringungsverfahren abhängig vom pH-Wert. Ab einem pH-Wert von <6 können NH_3 -Emissionen effektiv vermieden werden. Rindergüllen und insbesondere Gärsubstrate können jedoch deutlich höhere pH-Werte aufweisen. Das Verfahren der Ansäuerung von Wirtschaftsdüngern mit Schwefelsäure (H_2SO_4) wird in Dänemark seit ca. 15 Jahren als emissionsarmes Ausbringungsverfahren zur Reduzierung von NH_3 -Emissionen eingesetzt. In Deutschland ist diese Technik noch nicht in der landwirtschaftlichen Praxis etabliert. Sie wird jedoch als eine wichtige Maßnahme angesehen, um zukünftige Reduktionsverpflichtungen einhalten zu können (BMU, 2018). Durch Zugabe von H_2SO_4 zur Gülle wird das Dissoziationsgleichgewicht zwischen $\text{NH}_3\text{-N}$ und Ammonium-N ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) zugunsten von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ verschoben, das Potential für NH_3 -Emissionen wird so reduziert und mehr $\text{NH}_4^+\text{-N}$ steht für die Pflanzenernährung zur Verfügung (Sommer und Hutchings, 2001). Während eine NH_3 -Emissionsminderung durch Ansäuerung vielfach bestätigt wurde, konnten signifikante Ertragssteigerungen oft nicht nachgewiesen werden (Fangueiro et al., 2015), so dass die Begünstigung anderer Stickstoff (N)-Verlustpfade durch das Verfahren zu vermuten sind. So zeigten z.B. Gomez-Munoz et al. (2016) nach Zugabe von H_2SO_4 höhere N-Verluste des klimawirksamen Lachgases (N_2O), weshalb auch höhere N_2 -Verluste als Endprodukt der Denitrifikation nicht ausgeschlossen werden können. Um den Einfluss der Zugabe von H_2SO_4 auf die wichtigsten N-Pfade im System Boden-Pflanze untersuchen zu können, wurde ein Gefäßversuch unter Verwendung von ^{15}N markierter Rindergülle durchgeführt und die N-Anreicherung in den verschiedenen Kompartimenten (Boden/Pflanze) sowie die wichtigsten gasförmigen N-Verluste (NH_3 , N_2O) quantifiziert.

Material und Methoden

Durch den Einsatz der ^{15}N -Isotopentechnik können detaillierte Aussagen über den Verbleib des gedüngten N und damit die N-Nutzungseffizienz gemacht werden. Um den Effekt von angesäuerter und oberflächlich applizierter Rindergülle in einem Weidelgrasbestand (*Lolium*

multiflorum Westerw.) zu untersuchen, wurde ein Gefäßversuch (n=4) angelegt. Dafür wurde ^{15}N markierte Rindergülle (1,6 at%) sowie mineralischer Stickstoff (10 at%) mit einer Gesamtmenge von 170 kg N ha^{-1} in zwei Teilgaben (85/85) auf unbewachsenen und bewachsenen Boden ausgebracht (vergl. Tab. 1). Zu Beginn des Versuches wurde jeweils 15 kg luftgetrockneter Boden (sandiger Lehm, C_{org} : 1,3%, C/N: 11) je Gefäß (10 l) auf ein wassergefülltes Porenvolumen von 60 % eingestellt, bevor Weidelgras mit einer Ansaatstärke von 30 kg ha^{-1} in der bewachsenen Variante angesät wurde. Alle Varianten wurden zur Aussaat mit $90 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$, $210 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ und $400 \text{ kg CaO ha}^{-1}$ gedüngt. Zudem wurde nach jeder Gülleapplikation eine Ausgleichsdüngung (PKS) durchgeführt, um insbesondere einen S-Düngungseffekt zu vermeiden. Während der gesamten Versuchsdauer wurden die Gefäße täglich per Hand gewässert und auf einem stabilen Wassergehalt gehalten. Auswaschung über Dränlöcher konnte zu keinem Zeitpunkt beobachtet werden. Die Düngung erfolgte zu zwei Terminen indem die ^{15}N markierte Rindergülle in drei Bändern je Gefäß abgelegt und der Mineraldünger oberflächlich verteilt wurde. Die Gülle (7 kg N m^{-3} Gesamt-N, $6 \text{ kg NH}_4^+ \text{-N m}^{-3}$, pH-Wert 8,4) wurde unmittelbar vor der Applikation mit $4,3 \text{ l je m}^3$ 96 %iger Schwefelsäure (H_2SO_4) auf einen pH-Wert von $\sim 5,5$ eingestellt. Nach jeder Düngung wurden direkt im Anschluss mehrmals täglich mit einer dynamischen Messkammer die NH_3 -Emissionen gemessen (Pacholski, 2016). Die N_2O Messungen erfolgten über geschlossene Messkammern (Hutchinson and Moision, 1981) und wurden mindestens einmal wöchentlich durchgeführt. Während der Versuchsdauer wurden zwei Grasschnitte durchgeführt. Nach dem zweiten Schnitt wurde zudem der oberirdische Stoppelertrag erfasst und der Boden auf seine C- und N-Gehalte analysiert. Die ^{15}N Anreicherung im Pflanzen- und Bodenmaterial wurde über ein Massenspektrometer (ThermoFinnigan Delta V Plus, Bremen, Germany) bestimmt. Anschließend wurde die N-Aufnahmeeffizienz ($\text{FNUE}_{15\text{N}}$) berechnet. Die statistische Analyse wurde mit dem Programm R. durchgeführt.

Tab.1: Versuchsfaktoren und Faktorstufen (Level)

Faktor	Level
Kultur	<ul style="list-style-type: none"> • Gras • Brache
Düngung	<ul style="list-style-type: none"> • 000 kg N ha^{-1} Kontrolle (Kontr) • 085 kg N ha^{-1} Rindergülle (RG085) • 085 kg N ha^{-1} Rindergülle + H_2SO_4 (SRG085) • 170 kg N ha^{-1} Rindergülle (RG170) • 170 kg N ha^{-1} Rindergülle + H_2SO_4 (SRG170) • 170 kg N ha^{-1} Ammoniumsulfalt (AS170)

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1a sind die kumulierten NH_3 -Verluste als Summe der beiden Düngetermine dargestellt. Es wird deutlich, dass die höchsten NH_3 -Emissionen in der Variante RG170 ($69 \text{ kg NH}_4\text{-N}$) gemessen wurden. Die Verluste lagen damit in etwa 50x höher als in der RG170+S ($1 \text{ kg NH}_4\text{-N}$) bzw. 20x höher als in der AS170 Variante ($3 \text{ kg NH}_4\text{-N}$). Es wird somit deutlich, dass durch die Reduktion des pH-Wertes auf 5,5 bei einem hohen Ammoniumgehalt und pH-Wert des Ausgangssubstrates eine deutliche Emissionsminderung auf Niveau des ammoniumbasierten Mineraldüngers erzielt werden kann. Die kumulierten N_2O -Emissionen zeigten im Allgemeinen eine geringe Ausprägung mit niedrigeren Emissionen in der bewachsenen Variante (vergl. Abb.1b). In der Brache unterliegt der zur Verfügung stehende N keiner

pflanzlichen Aufnahme, weshalb das Denitrifikationspotential durch den zur Verfügung stehenden mineralischen N-Pool stark erhöht ist. Die Ergebnisse zeigen, dass in den angesäuerten Varianten bei einer bedarfsangepassten Düngung nicht generell mit einer erhöhten N₂O-Bildung im Boden zu rechnen ist.

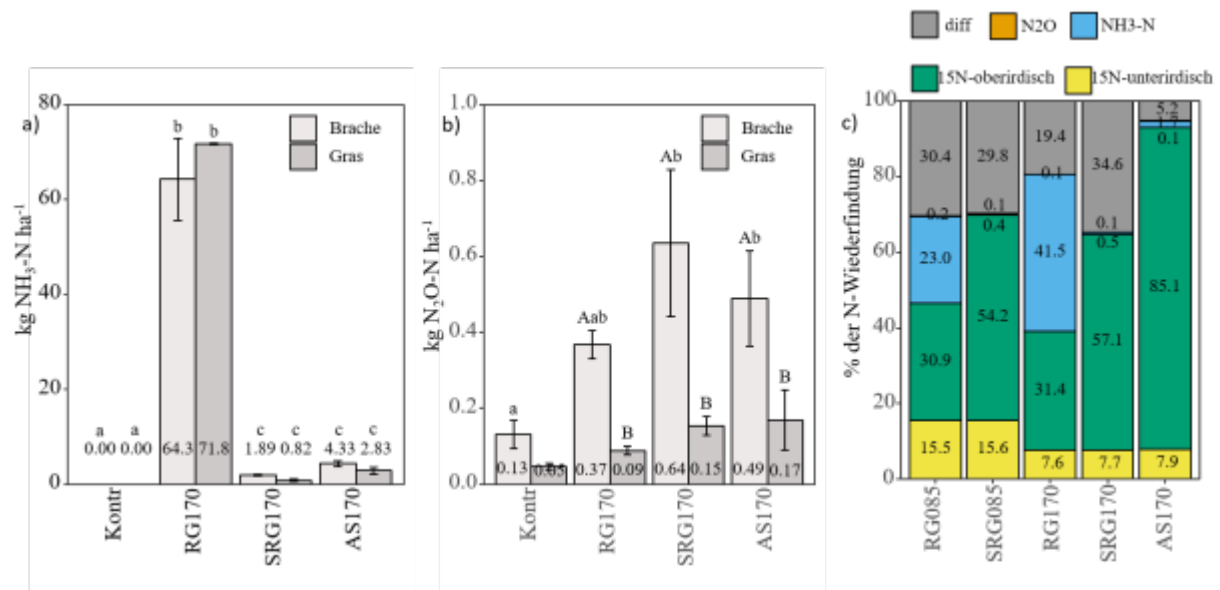


Abb. 1: NH₃ (a) und N₂O-Emissionen (b) während des Gefäßversuchs (13-Wochen) sowie (c) die prozentualen Anteile des Wiedergefundenen-N (N₂O, NH₃; ¹⁵N-oberirdisch, ¹⁵N-unterirdisch) bzw. Nicht-Wiedergefundenen-N (diff) aus den Düngern zum ersten (85) und als Summe der beiden Ausbringungstermine (170).

In Abb. 1c sind die prozentualen Anteile der N-Wiederfindung zum ersten Schnitt und in der Summe der beiden Grasschnitte vergleichend dargestellt. Es wird deutlich, dass sich die höchste N-Aufnahmeeffizienz in der AS-170 (FNUE_{15N} 85%) Variante erreicht wird. Betrachtet man vergleichend die N-Aufnahmeeffizienz für RG085 und SRG085 bzw. RG170 und SRG170 so fällt auf, dass durch die Zugabe von H₂SO₄ eine etwa dreifach höhere FNUE_{15N} (>50 %) unabhängig vom Applikationstermin bzw. N-Niveau ermittelt werden konnte. Ohne die Ansäuerung der Rindergülle liegt die FNUE_{15N} bei etwa 30%. Eine ähnliche FNUE_{15N} (~20%) ermittelten Nannen et al., 2011 in einem Parzellenversuch bei der Ausbringung von Rindergülle vor der Maisaussaat. Von den wiedergefundenen N-Mengen machten die gasförmigen N₂O-Emissionen den geringsten Anteil aus. Die Reduktion der Ammoniakemissionen konnte effektiv in N-Ertrag umgesetzt werden. Auf die übrigen N-Verluste (diff) hatte dies keinen signifikanten Einfluss. Auffällig ist, dass die Menge der nicht erklärbaren N-Verluste bei der mineralisch gedüngten Variante deutlich niedriger als gegenüber der Rindergülle einzustufen sind. Der Boden-N-Pool zeigt keine Unterschiede zwischen den Varianten, so dass man davon ausgehen kann das Wirtschaftsdünger eine stärkere Neigung besitzen weiteren Stickstoff entlang der vollständigen Denitrifikation als N₂ zu verlieren.

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse des Gefäßversuches zeigen, dass die Ansäuerung von Rindergülle mit Schwefelsäure die NH₃-Emissionen effektiv reduzieren kann. Gleichzeitig kann die N-Aufnahmeeffizienz aus dem Wirtschaftsdünger auf dem Grünland gesteigert werden, ohne

dass bei einer bedarfsangepassten Düngung eine Zunahme von N₂O-Emissionen zu erwarten ist. Im vorliegenden Gefäßversuch konnten keine nachteiligen Effekte auf den Stickstoffkreislauf nachgewiesen werden, welche weitere N-Verluste begünstigen.

Literatur

BMU (2018): NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284 Nationales Luftreinhalteprogramm – 2018 (Entwurf) <https://www.bmu.de/download/entwurf-des-nationalen-luftreinhalteprogramms/>

Fangueiro, D., Hjorth, M., Gioelli, F. (2015): Acidification of animal slurry - a review. *Journal of Environmental Management* 149, 46-56. <http://doi.org/f62jdr>

Gómez-Muñoz, B., Case, S.D.C., Jensen, L.S. (2016): Pig slurry acidification and separation techniques affect soil N and C turnover and N₂O emissions from solid, liquid and biochar fractions. *Journal of Environmental Management* 168, 236–244. <http://doi.org/f8njjm>

Hutchinson, G.L., Moirer, A.R. (1981): Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes. *Soil Science Society of America* 45, 311-316. <http://doi.org/cqvvgw>

Lelieveld, J., Evans, J.S., Fnais, M., Giannadaki, D., Pozzer, A. (2015): The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 525, 367-371. <http://doi.org/8vb>

Nannen, D.U., Herrmann, A., Loges, R., Dittert, K., Taube, F. (2011): Recovery of mineral fertiliser N and slurry N in continuous silage maize using the 15N and difference methods. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 89, 269–280. <http://doi.org/dfqhck>

Pacholski, A. (2016): Calibrated Passive Sampling - Multi-plot Field Measurements of NH₃ Emissions with a Combination of Dynamic Tube Method and Passive Samplers. *Journal of Visualized Experiments* 109, 1-15. <http://doi.org/c6dp>

Park, S.H., Lee, B.R., Jung, K.H., Kim, T.H. (2018): Acidification of pig slurry effects on ammonia and nitrous oxide emissions, nitrate leaching, and perennial ryegrass regrowth as estimated by 15N-urea flux. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 31, 457–466. <http://doi.org/gcq52p>

Sommer, S.G., Hutchings, N.J. (2001): Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper. *European Journal of Agronomy* 15, 1–15. <http://doi.org/dwxz9g>