



Ammoniak-Emissionen nach Ausbringung von Biogastrückständen und konventionellen Gülle

Pacholski, Andreas Siegfried; Ni, K.; Quakernack, Robert; Gericke, Dirk O.; Kage, Henning

Published in:
"N-Effizienz im Spannungsfeld"

Publication date:
2012

Document Version
Begutachtete Fassung (Peer reviewed)

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):
Pacholski, A. S., Ni, K., Quakernack, R., Gericke, D. O., & Kage, H. (2012). Ammoniak-Emissionen nach Ausbringung von Biogastrückständen und konventionellen Gülle: Messungen und Modelle. in A. I. P., & M-L-U. H-W. (Hrsg.): "N-Effizienz im Spannungsfeld": Wissenschaftliche Tagung 1./2. März 2012 LEUCOREA, Lutherstadt Wittenberg; Tagungsband, Kurzfassungen der Vorträge (S. 50-55). Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



N-Effizienz im Spannungsfeld

- » Ertrags- und Qualitätssicherung
- » Nachhaltigkeit
- » Umweltauflagen

Wissenschaftliche Tagung
LEUCOREA Lutherstadt Wittenberg
1./2. März 2012



MARTIN-LUTHER
UNIVERSITÄT
HALLE-WITTENBERG



N-Effizienz im Spannungsfeld

Ertrags- und Qualitätssicherung
Nachhaltigkeit
Umweltauflagen

Wissenschaftliche Tagung
1./2. März 2012
LEUCOREA, Lutherstadt Wittenberg

Tagungsband
Kurzfassungen der Vorträge

Adressen der Referenten

Prof. Dr. Jürgen Augustin

Leibniz-Zentrum Agrarlandschafts-
forschung (ZALF) e.V.
Institut für Landschaftsstoffdynamik
Eberswalder Straße 84
15374 Müncheberg

Dr. Bernhard Bauer

Leibniz Institut für Pflanzengenetik und
Kulturpflanzenforschung (IPK)
Molekulare Pflanzenernährung
Corrensstraße 3
06466 Gatersleben

Prof. Dr. Olaf Christen

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Agrar- und Ernährungs-
wissenschaften
Professur für Allgemeinen Pflanzenbau/
Ökologischen Landbau
Betty-Heimann-Straße 5
06120 Halle (Saale)

Prof. Dr. Klaus Dittert

Georg-August-Universität Göttingen
Department für Nutzpflanzenwissenschaften
Pflanzenernährung und Ertragsphysiologie
Carl-Sprengel-Weg 1
37075 Göttingen

Helmut Döhler

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der
Landwirtschaft e. V. (KTBL)
Bartningstraße 49
64289 Darmstadt

Prof. Dr. Heinz Flessa

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Institut für Agrarrelevante Klimaforschung
Bundesallee 50
38116 Braunschweig

Prof. Dr. Eberhard Hartung

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Institut für Landwirtschaftliche
Verfahrenstechnik
Max-Eyth-Str. 6
24098 Kiel

Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen

Wissenschaftszentrum Weihenstephan
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
Lehrstuhl für ökologischen Landbau und
Pflanzenbausysteme
Alte Akademie 12
85354 Freising

Dr. Thomas Kreuter

SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH
Landwirtschaftliche Anwendungsforschung
Am Wieseneck 7
04451 Cunnersdorf

Dr. Franz Xaver Maidl

Wissenschaftszentrum Weihenstephan
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
Lehrstuhl für ökologischen Landbau und
Pflanzenbausysteme
Alte Akademie 12
85354 Freising

Dr. Andreas Pacholski

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung
Acker- und Pflanzenbau
Hermann-Rodewald-Straße 9
24098 Kiel

Prof. Dr. Urs Schmidhalter

Wissenschaftszentrum Weihenstephan
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
Lehrstuhl für Pflanzenernährung
Emil-Ramann-Straße 2
85350 Freising

Dr. Heinz Stichnothe

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik
Bundesallee 50
38116 Braunschweig

Dr. Gabriele Wechsung

Umweltbundesamt
Wirkungen von Luftverunreinigungen auf
terrestrische Ökosysteme
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau

Inhalt

| | |
|---|----|
| Vorwort | 7 |
| N-Düngung aus Umweltsicht – eine Herausforderung für die Landwirtschaft? Gabriele Wechsung, Jakob Frommer | 9 |
| Stickstoffverluste vermindern – ein zentrales Element nachhaltiger Landwirtschaft Olaf Christen | 15 |
| Indikatoren zur Beurteilung der N-Effizienz in ökologischen und konventionellen Betriebssystemen Kurt-Jürgen Hülsbergen, Björn Küstermann, Karsten Engelmann | 20 |
| Ökobilanzen von N-Düngern – Möglichkeiten und Grenzen Heinz Stichnothe | 25 |
| Sensorgestützte, bedarfsgerechte N-Düngerbemessung – ein Weg zur Erhöhung der N-Effizienz Franz Xaver Maidl | 30 |
| Welche Wirkung haben die N-Formen auf die Bestandesarchitektur und den Ertrag bei Weizen Bernhard Bauer | 35 |
| Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft – Minderungsziele und Wege zur Erreichung Helmut Döhler, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden | 39 |
| Ammoniakemissionen aus der Nutztierhaltung und deren Minderung Eberhard Hartung | 44 |
| Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Biogasgärrückständen und konventionellen GülLEN – Messungen und Modelle Andreas Pacholski, Kang Ni, Robert Quakernack, Dirk Gericke und Henning Kage | 50 |
| Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Welche Verlustraten sind realistisch? Thomas Kreuter | 56 |
| Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten Urs Schmidhalter und Manuela Felber | 63 |
| Prozesse und Triebkräfte für Lachgasemissionen nach der Applikation von N-Düngern Klaus Dittert, Mehmet Senbayram | 68 |
| Einfluss der Landnutzung auf die Lachgasemissionen aus mineralischen und organischen Böden im nordostdeutschen Tiefland Jürgen Augustin | 74 |

Impressum

Herausgeber

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Universitätsplatz 10, 06108 Halle

Agrochemisches Institut Piesteritz e. V.
Möllendorfer Str. 13, 06886 Lutherstadt Wittenberg

Druck

Mundschenk Druck+Medien J. u. M. Radlbeck GbR,
Lutherstadt Wittenberg

Die Beiträge liegen in der ausschließlichen wissenschaftlichen
Verantwortung der jeweiligen Autoren.

Vorwort

Mit dem Motto der Tagung „N-Effizienz im Spannungsfeld“ spannen wir einen weiten Bogen zwischen Ökonomie und Ökologie, zwischen Wirtschaft und Umweltpolitik. Das geschieht vor dem Hintergrund der aktuellen Situation auf den Energie-, Rohstoff- und Nahrungsmittelmärkten, gekennzeichnet durch steigende Öl- und Gaspreise und der Notwendigkeit, das Risiko von Umweltbelastungen zu minimieren. Andererseits zeigen aber auch die aktuellen Tendenzen, dass die weltweit verstärkte Nachfrage nach Nahrungsmitteln und die Orientierung der Industrienationen auf Bioenergie zu Nutzungskonkurrenzen führten, die – nicht zuletzt auch forciert durch spekulative Prozesse – einen Preisanstieg für landwirtschaftliche Produkte zur Folge haben.

In diesem Zusammenhang spielt die bedarfsgerechte und kostengünstige Versorgung der Pflanzenbestände mit Nährstoffen eine wesentliche Rolle. Der Stickstoffdüngung kommt dabei auf Grund der hohen Dynamik des Stickstoffs in der Umwelt, seiner essenziellen Relevanz bei der Pflanzenernährung und den vielfältigen biologischen Umwandlungsprozessen von Stickstoffverbindungen eine herausragende Bedeutung zu. Heute werden 30 bis 50 % der landwirtschaftlichen Erträge der Welt auf die Nutzung von Mineraldüngern zurückgeführt. So kann die Existenz von 50 % der Weltbevölkerung gegenwärtig nur durch den Einsatz von reaktivem Stickstoff in Form von Mineraldüngern gesichert werden.

Als Schlüsselparameter zur Bewertung und Beurteilung von Düngungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer effizienten und umweltfreundlichen Anwendung werden der N-Bilanzüberschuss oder auch die N-Effizienz genutzt. Angestrebte Ziele sind dabei ein möglichst geringer N-Bilanzüberschuss und eine hohe N-Effizienz. Kritisch zu betrachten sind unerwünschte N-Verluste in Form von Nitrat-Auswaschung oder Emissionen von Lachgas oder Ammoniak. Trotz der Bemühungen in der Landwirtschaft sind die hochgesteckten Umweltziele nicht immer problemlos zu erreichen. Die besondere Herausforderung besteht darin, Wirtschaftlichkeit, Konkurrenzfähigkeit und politische Rahmenbedingungen in Übereinstimmung zu bringen.

Deshalb muss mit weiterer Forschung, vor allem zur Aufklärung von ablaufenden Prozessen im Boden und in den Pflanzen, Interaktionen und Einflussfaktoren, die Basis für weiter verbesserte Anwendungsverfahren von Düngern, für optimierte Anbausysteme sowie innovative Dünger gelegt werden. Einen Beitrag dazu soll die Tagung „N-Effizienz im Spannungsfeld - Ertrags- und Qualitätssicherung, Nachhaltigkeit, Umweltauflagen“ leisten. Im Rahmen der Tagung werden bestehende Umweltzielstellungen und Anforderungen dargestellt, der aktuelle Kenntnisstand umrissen, Kriterien zur Bewertung von N-Düngungsmaßnahmen erläutert und Wege zur Erhöhung der N-Effizienz aufgezeigt. Gleichzeitig wird der Dialog zwischen Wissenschaft und Wirtschaft weiter vertieft.

N-Düngung aus Umweltsicht – eine Herausforderung für die Landwirtschaft?

Gabriele Wechsung, Jakob Frommer
Umweltbundesamt Dessau
gabriele.wechsung@uba.de, jakob.frommer@uba.de

Abstract

Dieser Beitrag gibt einen Überblick über die mit der Stickstoffdüngung einhergehenden möglichen gasförmigen und gelösten Stickstoffverluste in die Umwelt und zeigt diesbezüglich Umweltaforderungen auf. Maßnahmen zu Minderung von Stickstoffemissionen werden genannt und diskutiert.

Keywords

Stickstoffdüngung, N-Bilanzierung, N-Emissionsminderung

Einleitung

Die Landwirtschaft trägt Verantwortung für die Ernährungssicherung und gleichzeitig für den Schutz von Boden, Wasser, Luft und Biodiversität. Nachfolgend werden für den (reaktiven) Stickstoff, einer Schlüsselsubstanz im landwirtschaftlichen Geschehen, die sowohl lebenswichtiger Nährstoff als auch gefährlicher Schadstoff ist, die Anforderungen an eine umweltgerechte Düngung skizziert.

Stickstoffeinsatz und Ernteertrag im landwirtschaftlichen Betrieb

Der Pflanzenertrag ist eine Funktion der Faktoren Klima, Boden, Bodennutzung, Pflanze und Zeit. Er ist Ausdruck für die Produktivität des Bodens und ein Maß seiner Fruchtbarkeit. Zur Optimierung des Ertrags müssen die unterschiedlichen Speichergrößen und Wechselwirkungen im System Boden–Pflanze berücksichtigt werden. Der verfügbare Stickstoff im Boden ist eine wichtige Steuergröße für die Düngung. Bei optimaler Stellung der anderen Wachstumsfaktoren ist der Ertrag ohne Düngung eine Funktion des Nährstoffgehaltes des Bodens. Sind Klima, Pflanzenart und Wirtschaftsweise bekannt, lässt sich der N-Gehalt im Boden ableiten, der erforderlich ist, um einen bestimmten Mehrertrag zu generieren. Umgekehrt ist die Kenntnis über die Menge an verfügbarem Stickstoff im Boden eine Voraussetzung, um zu vermeiden, dass eine zu hohe oder zu wenig wirksame Düngermenge angewendet wird. Diese wirkt sich als Verlust entweder ökologisch durch N-Austräge in die Umwelt oder ökonomisch als Ertragsminderung aus.

Stickstoffausträge in die Umwelt und deren Wirkungen

Mit etwa 60 % geht der größte Teil des aus der Landwirtschaft emittierten reaktiven Stickstoffs in Form von Ammoniak, Lachgas und Stickoxiden in die Atmosphäre (UBA, 2009). Direkte Austräge von Lachgas sind auf Bodenprozesse, die Nitrifikation und Denitrifikation zurückzuführen. Auch indirekte Lachgasemissionen, nach Nitratauswaschung aus dem Boden oder nach Stickstoffdeposition infolge von Ammoniakemissionen, tragen zum Klimawandel bei. Die Größenordnung dieses Beitrages wird gegenwärtig in der Literatur noch nicht ausreichend belegt.

Der Eintrag von Stickstoffverbindungen verursacht die Versauerung und Eutrophierung natürlicher und naturnaher Ökosysteme und damit deren Destabilisierung. Wertvolle Biotope wie Magerrasen und Moore mit ihren einmaligen Pflanzen- und Tiergesellschaften sind dadurch gefährdet. Aber auch aquatische Ökosysteme und das Grundwasser können geschädigt werden, da überschüssige Stickstoffverbindungen durch Ausspülung in die Gewässer gelangen.

Ein Maß für die Gefährdung natürlicher und naturnaher Ökosysteme durch atmosphärische Schadstoffeinträge ist die sog. Critical-Loads-Überschreitung. Critical Loads für Stickstoff sind kritische Belastungsraten für luftgetragene Stickstoffeinträge, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung es nach heutigem Wissen weder akut, noch langfristig zu schädigenden Wirkungen auf empfindliche Ökosysteme, wie Wälder, Heiden und Moore kommt. Die Überschreitungen der Critical Loads durch die aktuelle Deposition wird regelmäßig ermittelt; nach den jüngsten Zahlen wurden 2007 die Critical Loads auf 77 % der Fläche natürlicher und naturnaher Ökosysteme in Deutschland überschritten, was den nach wie vor bestehenden Handlungsbedarf unterstreicht (Tab. 1). Auch im Bereich der Wasserökosysteme ist absehbar, dass ohne zusätzliche Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich die Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie zur Erreichung des „guten Zustands“ der Gewässer verfehlt werden (UBA, 2010).

Tab. 1 Überschreitung der Belastungsgrenzen für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland im Jahr 2007: keine (0 kg/ha); geringe (< 10 kg/ha); deutliche (10–30 kg/ha); sehr hohe (> 30 kg/ha). Die Abweichung der Jahressumme von 100 % beruht auf Rundungsfehlern.

| Jahr | 2007 [%] |
|----------------------------|----------|
| Keine Überschreitungen | 22 |
| Geringe Überschreitungen | 32 |
| Deutliche Überschreitungen | 44 |
| Sehr hohe Überschreitungen | 1 |

Stickstoffinventar in Deutschland

Der in der Umwelt wirksame reaktive Stickstoff entstammt einer Vielzahl verschiedener Quellen. Zur Ableitung und Priorisierung effektiver Minderungsmaßnahmen ist die Kenntnis der quantitativen Bedeutung der einzelnen Quellen sowie der Stoffströme zwischen den Medien unerlässlich. Daher inventarisierte das Umweltbundesamt alle für Deutschland relevanten Stickstoffflüsse und stellte sie quantitativ in einer integrierten Stickstoffbilanz (UBA, 2009) zusammen. Demnach werden jährlich rund 3.200 Gg reaktiven Stickstoffs in den deutschen Stickstoffkreislauf eingetragen. Der Sektor Landwirtschaft ist mit rund 60 % Hauptquelle reaktiver Stickstoffverbindungen (UBA, Daten zur Umwelt 2011). Dem steht ein kalkulierter Gesamtaustrag von etwa 1.700 Gg N gegenüber. Der Bilanzwert von annähernd 1.500 Gg N kann nicht allein durch Anreicherung in den N-Pools erklärt werden; hier sind weitere Untersuchungen nötig.

Instrumente der Luftreinhaltung und im Gewässerschutz

Emissionsminderungen werden in der Regel so festgelegt, dass notwendige, politisch vereinbarte Verbesserungen des Umweltzustands (Umweltqualitätsziele) erreicht werden. Exemplarisch sei hier das Göteborg-Protokoll der UNECE Genfer Luftreinhaltkonvention (CLRTAP) genannt, welches auf eine Minderung der Wirkungen von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon abzielt. Der wirkungsbasierte Ansatz (hier z. B. eine 30 %ige Verminderung der Fläche, auf denen die Critical Loads überschritten sind) diente als Verhandlungsgrundlage der dort festgelegten nationalen Emissionshöchstmengen. Für Deutschland wurde die Reduzierung der gesamten NH_3 -Emissionen auf 550 Gg/a ab 2010 vereinbart. Die gleiche Höchstmenge ist für Deutschland auch in der EU-Richtlinie 2001/81/EG (NEC-Richtlinie) verpflichtend festgelegt.

Die Helsinki-Konvention (HELCOM) sowie die OSPAR-Konvention zielen auf eine signifikante Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Ostsee und den Nordost-Atlantik ab. Mit der 2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie soll bis 2015 ein guter ökologischer und chemischer Zustand der Oberflächengewässer, Küstengewässer und ein guter quantitativer und chemischer Zustand der Grundgewässer erreicht werden.

Auch übergreifende politische Strategien, wie die Nachhaltigkeitsstrategie oder die Strategie zur biologischen Vielfalt, nehmen die Landwirtschaft in die Pflicht und fordern z. B. Stickstoffüberschüsse nach der Hoftorbilanz bis 2010 auf 80 kg N/ha zu begrenzen und mittelfristig weiter zu verringern. Unbestritten besteht eine positive Korrelation zwischen N-Überschuss (Düngung minus Abfuhr) und den N-Austrägen in die Umwelt (GUTSER, 2010). Die Werte der dem N-Überschuss zugrunde liegenden Flächen-Stall-Gesamtbilanz schwankten in den vergangenen Jahren erheblich (z. B. für 2008 = 105 kg N/ha, für 2009 = 87 kg N/ha). Eine Ursache ist der variable Mineraldüngerabsatz (BMELV, 2011). Die Erreichung des Zielwertes von 80 kg N/ha pro Jahr liegt aber noch fern.

Maßnahmen zur Stickstoffemissionsminderung

Aus den bisherigen Ausführungen folgt, dass die Landwirtschaft – auch im eigenen Interesse – Umweltqualitätsziele einhalten und gleichzeitig die notwendigen Ressourcen (inklusive der Energie für die Herstellung des Mineraldüngers) möglichst effizient nutzen muss. Im Bereich der Stickstoffdüngung bieten sich hier eine Reihe von Maßnahmen an, von denen einige im Folgenden skizziert werden sollen:

Optimiertes Düngermanagement

Die Ermittlung des verfügbaren mineralischen Stickstoffs (N_{\min}) zu Vegetationsbeginn im durchwurzelbaren Boden stellt eine bedeutende Orientierungsgröße für den Landwirt dar, um bedarfsgerecht mit Stickstoff zu düngen. Darüber hinaus sind Stickstoffsalden ein anerkanntes und geeignetes Instrument zur Abschätzung der Nährstoffausnutzung und zur Beschreibung der Gefahr umweltrelevanter Stickstoffemissionen. Landwirte müssen gemäß Düngeverordnung (DüV 2007) für eine bedarfsgerechte Düngung Stickstoffsalden als Flächenbilanz ermitteln und dokumentieren. Die im dreijährigen Mittel kalkulierten N-Überschüsse dürfen 60 kg N/ha im Jahr nicht mehr übersteigen. Diese Regeln der guten fachlichen Praxis der DüV sowie Maßnahmen des Aktionsprogramms der Nitrat-Richtlinie müssen flächendeckend in Deutschland verbindlich angewendet werden. Allerdings werden Ammoniakverluste in die Atmosphäre in diese Bilanz nicht einbezogen, weshalb eine Hoftorbilanz aus Umweltsicht unbedingt zu fordern ist.

Optimierter Einsatz von Wirtschaftsdünger

Die optimierte organische Düngung ist im Sinne eines effektiven Ressourcenrecycling und einer verbesserten Bodenfruchtbarkeit. Als Orientierung für optimale N-Verwertung organischer Dünger gilt für Ackerflächen im Mittel eine Zufuhr von 80–120 kg N/ha*a (GUTSER, 2010).

Technische Maßnahmen bei der Düngerapplikation

Zur Minderung der Stickstoffverluste stehen sowohl bei der Wirtschaftsdünger- als auch bei der Mineraldüngerapplikation verschiedene technische Maßnahmen zur Verfügung. KTBL stellte im Auftrag des UBA (DÖHLER et al. 2011) jüngst vorhandene Maßnahmen zur Minderung der NH_3 -Verluste zusammen und berechnete entsprechende Minderungskosten. Exemplarisch soll hier auf die Harnstoffanwendung eingegangen werden: Für die Emissionsminderung durch Ureaseinhibitoren wurde für die Ackervarianten 60 % und für das Grünland 80 % angenommen. Bezogen auf die als Harnstoff aufgebrauchte N-Menge ist die Einarbeitung mit 0,2 €/kg N bei Winterweizen und 0,3 €/kg N bei Mais um den Faktor 2 bis 3 teurer als die Anwendung von NBTPT mit 0,1 €/kg N (Tab. 2). Dementsprechend betragen die Minderungskosten für die Einarbeitung 4 bis 6 €/kg NH_3 , gegenüber 1,1 bzw. 0,5 €/kg NH_3 bei Anwendung von Ureaseinhibitoren auf Acker bzw. Grünland. Wenn der Wert des konservierten NH_3 berücksichtigt wird, verringern sich die Minderungskosten auf Grünland um knapp 40 %. Auf Acker würde diese N-Gutschrift nur unter 1 bis 5 % der Minderungskosten betragen.

Tab. 2: Berechnungsergebnisse für die Emissionsminderung bei der Harnstoffanwendung

| | | Einarbeitung ¹⁾ | | Ureaseinhibitor ²⁾ | | |
|--------------------------|----------------------|----------------------------|--------------|-------------------------------|--------------|----------|
| | | Silomais | Winterweizen | Silomais | Winterweizen | Grünland |
| Mehrkosten | €/kg Harnstoff-N | 0,33 | 0,21 | 0,10 | 0,10 | 0,10 |
| Emissionsminderung | % | 63 | 25 | 60 | 60 | 80 |
| Wert des konservierten N | €/kg Harnstoff-N | 0,07 | 0,03 | 0,06 | 0,06 | 0,17 |
| Minderungskosten | €/kg NH ₃ | 3,62 | 5,72 | 1,14 | 1,14 | 0,45 |

¹⁾ Silomais: Rollhacke; Winterweizen: Striegel

²⁾ N-(n-butyl) Thiophosphorsäuretriamid (NBTP, Agrotain)

Fruchtfolgeplanung

Optimale Fruchtfolgen und standortgerechte Bodenbearbeitung erhöhen den Gehalt der organischen Bodensubstanz, verbessern die Fruchtbarkeit, Wasserhaltekapazität und Struktur der Böden. Daraus resultieren geringere Nitrat-Auswaschung und verminderte atmosphärische N-Emissionen. Fruchtfolgen sind so zu gestalten, dass die Humusbilanz mindestens ausgeglichen ist und Auswaschungsverluste, Oberflächenabfluss und Bodenerosion weitestgehend vermieden werden. Weite standortangepasste Fruchtfolgen erhöhen die Ertragsicherheit und reduzieren Pflanzenschutz- und Düngeaufwand.

Die kurze Darstellung zeigt, dass die Landwirtschaft trotz einiger Fortschritte ihrer Verantwortung für den Schutz der Umwelt noch nicht im erforderlichen Umfang gerecht wird. Bestehende Verbesserungspotenziale können aber nur dann realisiert werden, wenn agrarökonomische und agrarökologische Gesichtspunkte berücksichtigt und teilweise auch die rechtlichen Rahmenbedingungen (KLU, 2011) angepasst werden. Langfristig ist es darüber hinaus entscheidend, das Bewusstsein der Verbraucher für die Leistungen der Landwirtschaft und die resultierenden Umweltwirkungen weiter zu erhöhen.

Literatur

- Umweltbundesamt (2009). Hintergrundpapier zur Integrierten Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/3982.html>
- Umweltbundesamt (2010). V. Mohaupt, J. Rechenberg, S. Richter, D. Schulz, R. Wolter. Gewässerschutz mit der Landwirtschaft. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3894.pdf>
- Umweltbundesamt (2011). Daten zur Umwelt, Ausgabe 2011, Umwelt und Landwirtschaft. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4056.pdf>

- Gutser R., Ebertseder T., Schraml M., Tucher S., Schmidhalter U. (2010). Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL-Schrift 483.
- BMELV (2011). Nährstoffbilanz von 1990 bis 2009. <http://www.bmelv-statistik.de/index.php?id=139>
- <http://etracker.zadi.de/lnkcnt.php?et=W5E&url=http://berichte.bmelv-statistik.de/MBT-0111260-0000.xls&lnkname=http://berichte.bmelv-statistik.de/MBT-0111260-0000.xls>
- Döhler H., Eurich-Menden B., Rößler R., Vandr  R., Wulf S. (2011). Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen. Endbericht zum UBA-Vorhaben FKZ 312 01 287. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4206.html>; <http://www.uba.de/uba-info-medien-e/4207.html>
- KLU (2011). „Für eine  kologisierte erste und eine effiziente zweite Säule“ – Stellungnahme der Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU) zur Reform der gemeinsamen Agrarpolitik. <http://www.uba.de/uba-info-medien/3981.html>

Stickstoffverluste vermindern – ein zentrales Element nachhaltiger Landwirtschaft

Olaf Christen
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg,
Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften
olaf.christen@landw.uni-halle.de

Abstract

Nachhaltige Entwicklung bleibt mehr denn je eine zentrale Herausforderung für die zukünftige Entwicklung der Welt. Vor dem Hintergrund, dass in den nächsten Jahrzehnten der Welternährung hierbei eine zentrale Rolle zukommt, wird die effiziente Stickstoffdüngung aus Sicht der Produktion und der Vermeidung von Umweltbelastungen eine Schlüsselfunktion übernehmen. Eine Optimierung landwirtschaftlicher Nutzungssysteme muss dabei alle Skalenebenen umfassen. Neben der Vermeidung von N-Verlusten auf der Ebene der Einzelkultur müssen insbesondere auch die N-Überhänge durch entsprechende Gestaltung von Fruchtfolgen, Bodenbearbeitung und Pflanzenschutzmitteleinsatz vermindert werden. Nur ein Systemansatz unter Berücksichtigung der Interaktionen mit anderen produktionstechnischen Rahmenbedingungen kann eine Gesamtoptimierung erreichen und Verluste vermindern.

Keywords

Nachhaltige Landwirtschaft, Stickstoffverluste, Effizienz, Fruchtfolge, Klimawirkung

Nachhaltige Entwicklung im 21. Jahrhundert

Der weltpolitische Prozess der Umsetzung einer globalen nachhaltigen Entwicklung geht 2012 in die dritte Dekade. Mit der Konferenz Rio +20 soll, wiederum am Tagungsort im brasilianischen Rio de Janeiro, einerseits Bilanz gezogen, andererseits aber auch die Weichenstellungen für eine Entwicklung in der Zukunft bestimmt werden. Im ersten Entwurf des Abschlussdokumentes wird der Sicherstellung der Nahrungsversorgung der wachsenden Weltbevölkerung bei dieser nachhaltigen Entwicklung eine Schlüsselrolle eingeräumt (UN 2012). Auch der wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik im BMELV sieht in seiner jüngsten Stellungnahme die Problematik der Nahrungsproduktion und Verlustvermeidung als zentrale Herausforderung für die zukünftige globale Entwicklung (BAUHAUS et al., 2012). Folgt man dem Konzept der nachhaltigen Entwicklung und damit der Orientierung an den drei Teilaspekten Ökonomie, Ökologie und Soziales, stellt sich die Frage, welchen Stellenwert Indikatoren im Zusammenhang mit der Nutzung von Stickstoff eingeräumt werden sollte, denn grundsätzlich ist das wesentliche Prinzip einer nachhaltigen Entwicklung die Berücksichtigung aller Teilaspekte

(CHRISTEN et al. 2009, CHRISTEN et al. 2010). Dies ist jedoch insbesondere bei den ökonomischen, und noch deutlicher, den sozialen Teilaspekten, nur auf der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes oder höheren Skalenebenen möglich. Selbst bei der Beschränkung auf die ökologischen Aspekte bleibt daher die Frage, ob nun dem Stickstoff hier eine besondere Bedeutung zukommt.

Abschließend kann eine solche Frage nur standort- und jahresspezifisch beantwortet werden, aber im Kontext mit anderen Umweltindikatoren kommt dem Einsatz von Stickstoff aus drei Gründen eine zentrale Rolle zu:

- » Stickstoff ist ein wesentlicher Nährstoff zur Realisierung von Ertragshöhe und Ertragsqualität
- » Stickstoffüberschüsse belasten die Umwelt auf vielfältige Weise. Neben der – inzwischen global nachweisbaren – Eutrophierung besteht ein enger Zusammenhang mit der Freisetzung von Treibhausgasen und der Energiebilanzierung (HIETZ et al. 2011). In diesem Kontext sehen ROCKSTRÖM et al. (2009) Stickstoffüberschüsse neben dem Verlust an Biodiversität als wichtigstes globales Umweltproblem.
- » Die Verminderung der Belastung ist durch Maßnahmen auf der Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes erreichbar.

Die retrospektive Betrachtung im globalen Maßstab zeigt hier allerdings ein ernüchterndes Bild. Neben den schon erwähnten globalen Auswirkungen (HIETZ et al. 2011) ist auch zu berücksichtigen, dass die Stickstoffeffizienz in den letzten Jahrzehnten deutlich abgenommen hat (TILMAN et al. 2002). Das Ziel einer produktiven und gleichermaßen umweltschonenden Produktion, oder wie es die Rio +20 Dokumente formulieren, einer nachhaltigen Intensivierung, wurde bislang nicht erreicht.

Vermeidung von N-Verlusten auf der Ebene der Einzelkulturen

Die N-Effizienz der Einzelkulturen ist im Rahmen der Züchtung in den letzten Jahrzehnten stetig verbessert worden. Entsprechende Ergebnisse sind für alle wesentlichen Arten dokumentiert (z.B. CALDERINI et al. 1995). Im Regelfall ist diese Effizienzsteigerung allerdings geringer als der Ertragsanstieg, so dass bei weiter steigenden Erträgen auf Grund des züchterischen Fortschritts absolut mehr Dünger benötigt werden wird. Dies gilt umso mehr, wenn auch Qualitätsmerkmale direkt durch die Höhe der N-Düngung bestimmt werden.

Unter Praxisbedingungen sind die N-Überschüsse, je nach Kultur und Jahreswitterung, durchaus beträchtlich (Abb. 1).

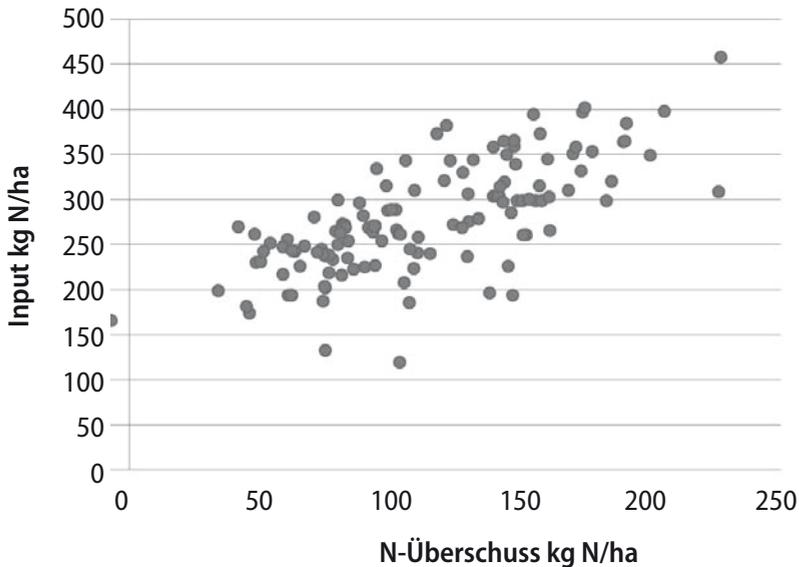


Abb. 1: N-Bilanzreste (kg N/ha) auf 143 Schlägen von Winterraps unter Praxisbedingungen (2000–2007)

Diese im ersten Moment sicherlich vergleichsweise hoch erscheinenden Bilanzen im Unterschied zu Bilanzrechnungen im Rahmen der offiziellen Algorithmen haben ihre Ursachen in der hier angewandten möglichst vollständigen Berücksichtigung von Emissionen sowie der Einbeziehung von N-Freisetzungen aus der organischen Bodensubstanz. Letztere lassen sich sachgerecht nicht einer einzelnen Kulturart zuordnen und belegen damit deutlich die unzureichende Betrachtungsebene „Kulturart“. Diese methodische Problematik darf aber nicht dazu führen, dass dieser Sachverhalt unberücksichtigt bleibt und dann in den Abschätzungen bei keiner der Kulturen in der Fruchtfolge berücksichtigt wird.

Vermeidung von N-Verlusten unter Berücksichtigung des Anbausystems

Für die Verminderung von N-Verlusten auf der Ebene des Anbausystems stehen alle produktionstechnischen Maßnahmen und damit auch die Gestaltung des Gesamtsystems zur Disposition. Im Hinblick auf die Verminderung der N-Verluste kommt hier der Fruchtfolge eine zentrale Bedeutung zu. Längere, und aus phytosanitären Aspekten auch gesündere Fruchtfolgen, erlauben eine effizientere Umsetzung des Ertragspotentials und ermöglichen daher bei gleicher N-Düngung höhere Erträge der Einzelkulturen (RATHKE et al. 2005). KIRKEGAARD et al. (2008) haben diesen Zusammenhang umfassend für den Weizenanbau nach unterschiedlichen Kulturen dokumentiert. Für die Situation des Winterweizens nach Raps belegen die Arbeiten von SIELING et al. (2005) diesen Zusammenhang unter mitteleuropäischen Bedingungen.

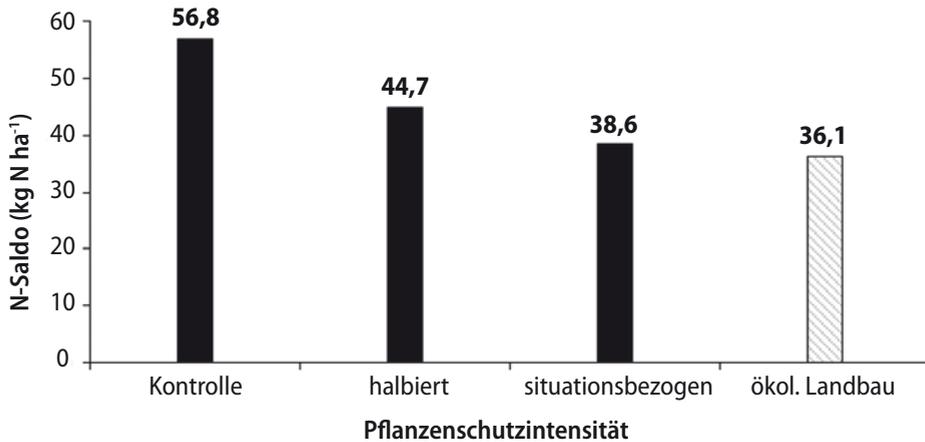


Abb. 2: N-Bilanzen in Abhängigkeit von der Pflanzenschutzintensität am Standort Dahnsdorf (2002–2006)

Dass hierbei aber auch der Pflanzenschutz und die Fristigkeit – hier überprüft im Rahmen von entsprechenden Dauerversuchen – bedeutsam sind, belegen die Ergebnisse von DEIKE et al. (2008a, 2008b und 2010). Hierbei konnte nachgewiesen werden, dass sich die N-Bilanzen in verschiedenen Rotationen maßgeblich durch die Intensität des Pflanzenschutzmitteleinsatzes beeinflussen lassen (Abb. 2). Ein sachgerechter und situationsbezogener Einsatz führte hier zu den niedrigsten Bilanzresten. Darüber hinaus waren auch die Energiebilanzen positiv beeinflusst. Beachtenswert ist bei den Ergebnissen die Tatsache, dass zwischen den verschiedenen Beobachtungszeiträumen deutliche Abweichungen auftraten, da die negativen Folgen einer Verminderung des Herbizideinsatzes und damit Ertragseinbußen in den Untersuchungen hauptsächlich durch eine starke Vermehrung von Windhalm (*Apera spica-venti*) erst in der zweiten Rotation auftraten.

Vergleichbare Zusammenhänge ergeben sich bei der Berücksichtigung von unterschiedlichen Verfahrensintensitäten der Bodenbearbeitung, wobei hier insbesondere die Art der Grundbodenbearbeitung zu Unterschieden in der Stickstoffeffizienz führen kann und über die Gefahr von N-Bilanzüberschüssen entscheidet.

Literatur

- Bauhus J., Christen O., Dabbert S., Gauly M., Heißenhuber A., Hess J., Isermeyer V., Kirschke B., Latacz-Lohmann U., Otte A., Qaim M., Schmitz P.M., Spiller A., Sundrum A., Weingarten P., 2012: Ernährungssicherung und nachhaltige Produktivitätssteigerung, Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- Christen O., Hövelmann L., Hülsbergen K. J., Packeiser M., Rimpau J., Wagner B., (Hrsg.) 2009: Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Initiativen im Umweltschutz Bd. 78

-
- Christen O., 2010: Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft als Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in der Lebensmittelwirtschaft. In: DLG (Hrsg.) Nachhaltigkeit vom Leitbild zur Erfolgsstrategie, 33-42
- Calderini D.F., Torres-León S., Slafer G.A., 1995: Consequences of Wheat Breeding on Nitrogen and Phosphorus Yield, Grain Nitrogen and Phosphorus Concentration and Associated Traits. *Annals of Botany* 76, 315-322
- Deike S., Pallutt B., Christen O., 2008a: Energy efficiency in organic and integrated farming with particular regard to pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy*, 28, 461-470
- Deike S., Pallutt B., Melander B., Strassemeyer J., Christen O., 2008b: Long-term productivity and environmental effects of arable farming as affected by crop rotation, soil tillage intensity and strategy of pesticide use: a case-study of two long-term field experiments in Germany and Denmark. *European Journal of Agronomy*, 29 (4), 191-199
- Deike S., Pallutt B., Christen O., 2010: Untersuchungen zur Energieeffizienz im Integrierten und Ökologischen Landbau am Beispiel eines Langzeitversuches auf einem lehmigen Sandboden. *J.f. Kulturpflanzen*, 62 (7). S. 259-263
- Hietz P., Turner B.L., Wanek W., Richter A., Nock C.A., Wright S.J., 2011: Long-Term Change in the Nitrogen Cycle of Tropical Forests *Science*, 2011: Vol. 334, 664-666
- Kirkegaard J., Christen O., Krupinsky J., Layzell D., 2008: Break crop benefits in temperate wheat production. *Field Crops Research*, 107, 185-195
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., Wit C., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A., 2009: A safe operating space for humanity, *Nature* 461, 472-475
- Rathke G.-W., Christen O., Diepenbrock W. 2005: Effects of nitrogen source and rate on productivity and quality of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) grown in different crop rotations. *Field Crops Research*, 94, 103-113
- Sieling K., Stahl C., Winkelmann C., Christen O., 2005: Growth and yield of winter wheat in the first three years of a monoculture under varying N fertilization in NW Germany. *European Journal of Agronomy* 22, 71-84
- Tilman D., Cassman K.G., Matson P.A., Naylor R., Polasky S., 2002: Agricultural sustainability and intensive production practices, *Nature* 418, 671-677
- United Nations 2012: The Future We Want - Zero draft of the outcome document.

Indikatoren zur Beurteilung der N-Effizienz in ökologischen und konventionellen Betriebssystemen

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Björn Küstermann, Karsten Engelmann
Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München,
Lehrstuhl für ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme
huelsbergen@wzw.tum.de

Abstract

The paper describes a model designed for analysing interrelated N fluxes in farming systems. It combines the farm gate balance, barn balance and soil surface balance, in order to analyse all relevant N fluxes between the subsystems soil – plant – animal – environment and to reflect conclusive and consistent management systems. Such a system approach allows identifying the causes of varying N surplus and N utilisation. The model has been applied in organic and conventional farms in Germany.

Keywords

Nitrogen balance, Nitrogen surplus, Nitrogen utilisation, Farming system

Einleitung

Die Intensivierung der Landwirtschaft führte zu beachtlichen Ertragssteigerungen, aber auch zu Umweltproblemen wie Nitrateinträgen ins Grundwasser, Ammoniak- und Lachgasemissionen sowie zur Eutrophierung von Ökosystemen. Seit langem wird kritisiert, dass die N-Effizienz der Landwirtschaft zu gering und die N-Verluste zu hoch sind (ISERMANN 1990, VAN DER PLOEG et al. 1997, CRUTZEN et al. 2008). In Deutschland beträgt der N-Saldo ca. $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die N-Verwertung 38 % (OSTBURG, 2008). Die N-Effizienz hängt von zahlreichen Faktoren ab. Neben den Boden- und Witterungsbedingungen sind vor allem drei Einflussbereiche bedeutsam:

- » die Betriebsstruktur (Tierbesatz und Tierartenstruktur, Anbaustruktur und Fruchtfolge, Art und Größe betrieblich oder überbetrieblich genutzter Biogasanlagen),
- » die Intensität der Bewirtschaftung (N-Inputs mit Düngemitteln, zugekauften Futtermitteln und Biogassubstraten),
- » die Anbauverfahren (Düngerlagerung, Applikationstechnik, räumliche und zeitliche Verteilung der N-Gaben, teilflächenspezifische N-Düngung).

Um die komplexen betrieblichen N-Flüsse und deren Interaktionen abbilden und darauf aufbauend standort- und betriebspezifische N-Minderungsstrategien ableiten zu können, bedarf es leistungsfähiger Modelle und Beratungsinstrumente.

Nachfolgend wird ein entsprechendes Modell zur Analyse betrieblicher N-Kreisläufe beschrieben. Ergebnisse der Modellanwendung in ökologischen und konventionellen Betrieben verschiedener Agrarregionen werden mitgeteilt.

Material und Methoden

Das N-Bilanzmodell ist Teil des Umweltmanagementsystems REPRO (HÜLSBERGEN 2003). Die im Modell erfassten N-Flüsse und N-Pools, die verwendeten Algorithmen und N-Bilanzparameter sowie die Bewertungsfunktionen sind detailliert beschrieben (ABRAHAM 2001, HÜLSBERGEN 2003, KÜSTERMANN et al. 2010). Mit dem Modell können Landwirtschaftsbetriebe als Systeme abgebildet werden, die auf Managementmaßnahmen, z. B. Veränderungen der Struktur, der Intensität und der Verfahren, reagieren. Die Subsysteme sind durch N-Flüsse verbunden, so dass Wechselwirkungen, z. B. zwischen Pflanzenbau und Tierhaltung, modelliert werden können. Das Modell enthält Methoden, um N-Flüsse auf der Basis einfacher Standort- und Betriebsdaten zu berechnen. So werden beispielsweise bei der Kalkulation der N_2 -Fixierleistung die Leguminosenart, der Leguminosenanteil, der Biomasseertrag sowie die Ertragsverwendung (Mulch- oder Schnittnutzung) berücksichtigt. Die N-Anfallmengen der Wirtschaftsdünger werden anhand des Tierbestandes, der Fütterung (Proteinversorgung), der Tierleistungen, der Aufstallungsart sowie der Wirtschaftsdüngerlagerung und -aufbereitung kalkuliert. Indikatoren der N-Effizienz sind der N-Saldo ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und die N-Verwertung (%):

$$\text{N-Saldo} = \sum \text{N-Input} - \sum \text{N-Output}$$

$$\text{N-Verwertung} = \frac{\sum \text{N-Output}}{\sum \text{N-Input}} \cdot 100$$

Der N-Saldo kennzeichnet die Höhe der potenziellen N-Verluste. Im N-Umsatzmodul werden unter Berücksichtigung des Witterungsverlaufs, der Bodeneigenschaften, des Bodenprofilaufbaus sowie relevanter Managementmaßnahmen (z. B. Menge und Zeitpunkt einer N-Düngung, Termin eines Klee grasumbruchs) die N-Mineralisierung/Immobilisierung sowie die N-Verluste quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Das Modell wurde in Versuchsbetrieben unter differenzierten Standortbedingungen angewendet, um die Bilanzmethoden zu validieren, Fehler- und Sensitivitätsanalysen durchzuführen. In der Versuchsstation Scheyern wurden für den ökologischen und integrierten Betriebsteil N-Kreisläufe berechnet (Abb. 1). Der Vergleich von Modell- und Messdaten zeigte eine weitgehende Übereinstimmung; die Boden-N-Vorratsänderungen und die N-Verluste wurden mit dem Modell gut abgebildet (KÜSTERMANN et al. 2010).

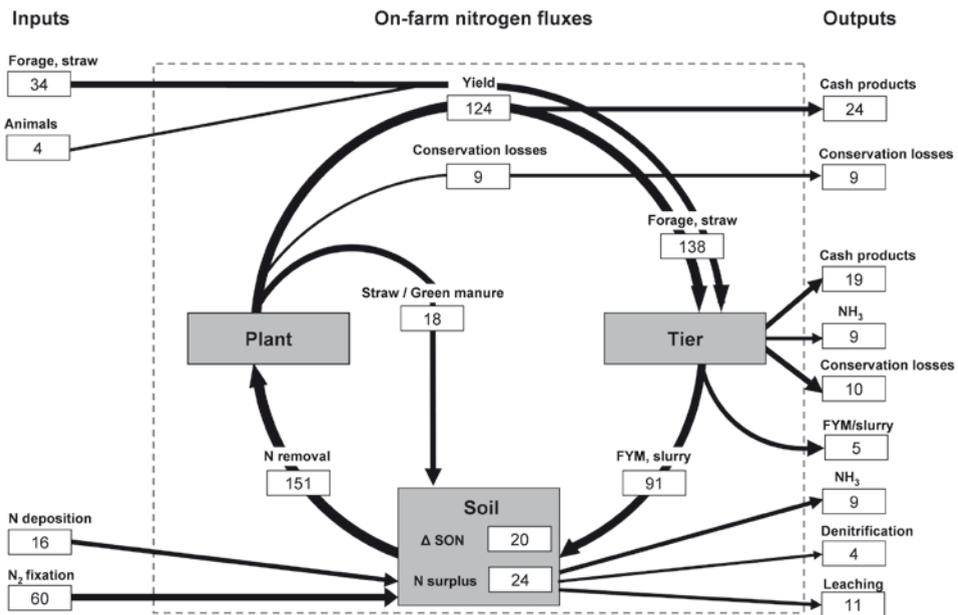


Abb. 1: Stickstoffkreislauf des Versuchsguts Scheyern (KÜSTERMANN et al. 2010)

In einem mehrjährigen Projekt kam das Modell im bayerischen Tertiärhügelland in 20 ökologischen und 10 konventionellen Betrieben zur Anwendung. Ziel der Untersuchungen waren Aussagen zu systembedingten Unterschieden der N-Effizienz und zum Einfluss struktureller Veränderungen (Umstellung auf Biogaswirtschaft, Aufgabe der Tierhaltung, etc.) auf die N-Effizienz. Die flächenbezogenen N-Bilanzen werden als Mittelwerte der drei untersuchten Betriebsgruppen für den Zeitraum 2003 bis 2008 dargestellt (Tab.1).

Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen die geringsten N-Zufuhren im Betriebsgruppenvergleich auf. Ökologische Gemischtbetriebe erreichen zum Teil vergleichbare N-Inputs wie die konventionellen Betriebe; zu beachten ist hierbei die unterschiedliche N-Verfügbarkeit der verwendeten Dünger. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 70 %, die ökologischen Gemischtbetriebe 86 % der N-Entzüge der konventionellen Betriebe.

Die mittleren N-Salden in den Ökobetrieben sind mit 13 bzw. 18 kg N ha⁻¹ a⁻¹ deutlich geringer als in den konventionellen Betrieben (73 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Mit dem Modell wird eine Zunahme der N_{org}-Vorräte in den Böden der Ökobetriebe um 9 bzw. 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ berechnet, während in den konventionellen Betrieben von einem N-Fließgleichgewicht auszugehen ist ($\Delta N_{org} = 0$). In den Untersuchungsbetrieben besteht eine enge Beziehung zwischen dem N-Input und dem N-Saldo (Abb. 2).

Tab. 1: N-Bilanz* in Betrieben des bayerischen Tertiärhügellandes (ENGELMANN & HÜLSBERGEN 2012)

| Kennzahl | ME | Ökologische Betriebe | | Konventionelle Betriebe |
|--|---------------------------------------|-----------------------|-------------------|-------------------------|
| Betriebsgruppe | | Marktfrucht n = 12 | Gemischt n = 8 | n = 10 |
| N-Entzug | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 128 ^a | 157 ^b | 182 ^c |
| N-Zufuhr | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 149 ^a | 195 ^b | 255 ^c |
| Symb. N ₂ -Fixierung | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 59 ^a | 70 ^a | 10 ^b |
| Organische Dünger | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 68 ^a | 103 ^b | 103 ^b |
| - Strohdüngung | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 21 ^a | 10 ^b | 24 ^a |
| - Gründüngung | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 36 ^a | 16 ^b | 18 ^b |
| - Stalldung | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 2 ^a | 41 ^b | 4 ^a |
| - Gülle | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 1 ^a | 22 ^{ab} | 56 ^b |
| Mineraldünger | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 0 ^a | 0 ^a | 120 ^b |
| Änderung (Δ) N _{org} | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 9 ^{ab} | 20 ^a | 0 ^b |
| N-Saldo mit Δ N _{org} | kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 13 ^a | 18 ^a | 73 ^b |
| N-Verwertung | % | 87 ^a | 82 ^a | 72 ^b |

* Es wurde eine mittlere N-Deposition von 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angenommen.

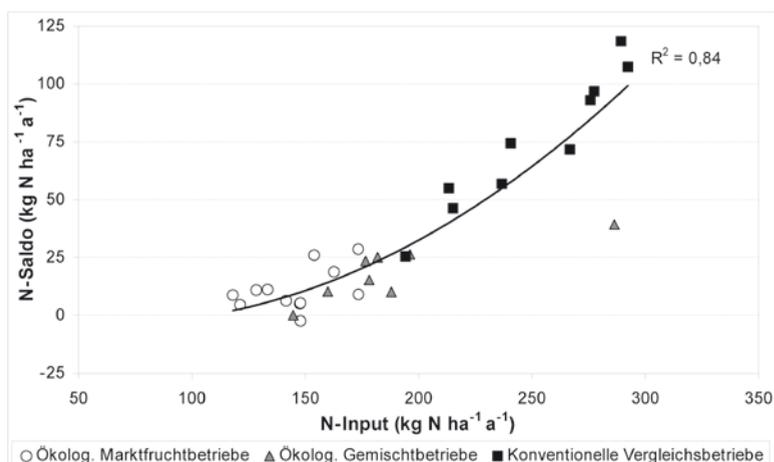


Abb. 2: Stickstoff-Saldo der Untersuchungsbetriebe in Abhängigkeit vom Stickstoff-Input

Schlussfolgerungen und Ausblick

Der N-Saldo und die N-Verwertung zählen zu den wichtigsten Nachhaltigkeitsindikatoren; sie werden zur Politikberatung, zur Kontrolle der guten fachlichen Praxis, aber auch im betrieblichen Management eingesetzt. In der EU wurden verschiedene N-Bilanzmethoden entwickelt, die sich hinsichtlich der Systemgrenzen, der räumlichen und zeitlichen Auflösung, der berücksichtigten N-Flüsse unterscheiden (GOODLASS et al. 2003, HALBERG et al. 2005). Stark vereinfachte Modelle vernachlässigen die innerbetrieblichen N-Flüsse und N-Pools. Wenn es hingegen um eine Systemanalyse und -optimierung geht, müssen die innerbetrieblichen Strukturen, N-Flüsse und Umsatzprozesse abgebildet werden. Mit diesem Ziel kombinieren wir in unserem Modell unterschiedliche Methoden, um alle relevanten N-Flüsse im System Boden – Pflanze – Tier – Umwelt zu erfassen.

Ein solcher Systemansatz erlaubt es, die Ursachen unterschiedlicher N-Effizienz aufzudecken und in Szenariorechnungen umsetzbare N-Minderungsstrategien zu prüfen. Weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten sind darauf ausgerichtet, die räumliche und zeitliche Auflösung des Modells zu erhöhen (Verknüpfung mit Ansätzen des Precision farming, Nutzung geographischer Informationssysteme), Modellparameter für den Gemüsebau und für Sonderkulturen zu erarbeiten sowie die verwendeten Algorithmen weiter zu fundieren.

Literatur

- Abraham J., 2001. Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Boden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Shaker Verlag Aachen.
- Goodlass G., Halberg N., Verschuur G., 2003. Input output accounting systems in the European community – an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy* 20, 17-24.
- Halberg N., Verschuur G., Goodlass G., 2005. Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 195–212.
- Hülsbergen K.-J., 2003. Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen.
- Hülsbergen K.-J., Engelmann K., 2012: Wie nachhaltig wirtschaften Naturlandbetriebe? 2. Teil: Stickstoffkreislauf und Stickstoffeffizienz. *Naturland Nachrichten*, 1/2012.
- Küstermann B., Christen O., Hülsbergen K.-J., 2010: Modelling nitrogen cycles of farming system as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 70-80.

Ökobilanzen von N-Düngern – Möglichkeiten und Grenzen

Heinz Stichnothe
Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
Institut für Biosystemtechnik
heinz.stichnothe@vti.bund.de

Abstract

Ökobilanzen können Potenziale für einen effizienteren Einsatz von Rohstoffen und Energie und eine Verringerung der verschiedenen, stoffbedingten Umweltbelastungen entlang des gesamten Lebensweges aufzeigen und eignen sich daher besonders für eine Optimierung des Gesamtsystems. Der Anwendung von Ökobilanzen sind vornehmlich durch die Verfügbarkeit und Qualität der benötigten Daten Grenzen gesetzt. Allerdings sind Ökobilanzen nur bedingt zur Optimierung kleinskaliger Teilsysteme geeignet.

Keywords

Life Cycle Assessment, Carbon footprint, Treibhauseffekt, Lachgas, Nitrat

Einleitung

In der Europäischen Union soll der Ausstoß von Treibhausgasen bis zum Jahr 2020 auch durch die zunehmende Substitution von fossilen Rohstoffen durch nachwachsende Rohstoffe um 20 % reduziert werden (EU 2009), gleichzeitig wird der Aufbau einer nachhaltigen europäischen wissensbasierten Bioökonomie angestrebt. Dies in Verbindung mit der wachsenden Weltbevölkerung und dem sich verändernden Konsumentenverhalten führt zu steigendem Bedarf an Agrarrohstoffen (VAN BEEK et al. 2010). Um diesen Bedarf zu decken, müssen Dünger – insbesondere N-Dünger – eingesetzt werden. Stickstoffdünger haben neben dem erwünschten Effekt der Ertragssteigerung auch unerwünschte Wirkungen auf die Umwelt und ggf. die menschliche Gesundheit, da die Herstellung von N-Düngern energieintensiv ist und diese in der Umwelt abhängig von den vorliegenden Bedingungen in verschiedene N-Spezies umgewandelt werden. Diese Spezies haben unterschiedliche Wirkungen und können ggf. eine Kaskade von Effekten auslösen (SUTTON et al. 2011).

Dies hat zu einer Reihe von Stickstoff spezifischen Regelungen auf nationaler und internationaler Ebene geführt (EU 2000, UNECE 1999), allerdings ist durch die isolierte Betrachtung einzelner N-Spezies der Gesamtblick auf den N-Kreislauf aus dem Blickfeld geraten. Das Verständnis über den Zusammenhang ist jedoch Voraussetzung, um die Produktion der Agrarrohstoffe zu optimieren und gleichzeitig sowohl den Energieeinsatz als auch die Umweltwirkungen zu minimieren.

Um dieses Ziel zu erreichen, müssen die Herstellung der N-Dünger ebenso wie deren Anwendung gemeinsam betrachtet/bewertet werden, dazu bietet sich die Methode der Ökobilanzen an.

Material und Methoden

Die Ökobilanz oder im englischsprachigen Raum Life Cycle Assessment ist ein Verfahren zur medienübergreifenden Erfassung und Beurteilung umweltrelevanter Sachverhalte. Mit Hilfe von Ökobilanzen ist es möglich, die durch die untersuchten Produkte, Verfahren oder Dienstleistungen verursachten Umweltbeeinflussungen abzubilden (KÖPFFER & GRAHL 2009).

Bei Ökobilanzen für Produkte wird entweder der gesamte Lebensweg (cradle-to-grave) also von der Herstellung über die Nutzung bis zur Entsorgung des Produktes – oder der Lebenswegabschnitt bis zum Fabrikator (cradle-to-gate) betrachtet und die Umweltauswirkungen erfasst. Dabei werden nicht nur die Umweltauswirkungen des eigentlichen Herstellungsprozesses berücksichtigt, sondern auch die Herstellung der Vorprodukte, der Energieerzeugung sowie die Förderung und Bereitstellung der Rohstoffe.

Das methodische Vorgehen bei einer Ökobilanz ist in international gültigen Normen der Internationalen Normungsorganisation (ISO) festgelegt (14040 2006; 14044 2006). Eine Ökobilanz ist demnach in vier Schritte untergliedert (Ziel und Rahmenbedingung, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Interpretation). In der Ökobilanz werden Emissionen, darunter auch die reaktiven N-Spezies, Wirkungskategorien zugeordnet. Abbildung 1 zeigt ausgewählte N-Spezies und die Zuordnung zu den verwendeten Wirkungskategorien.

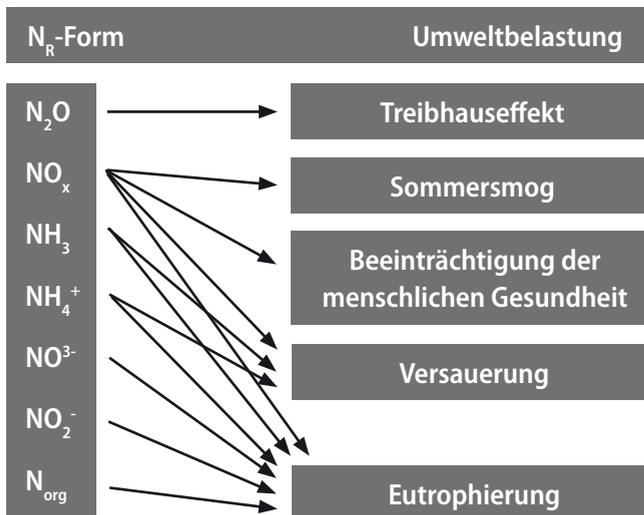


Abb. 1: Beitrag von reaktiven N-Spezies (N_R) zu typischen Wirkungskategorien

Die Quantifizierung der Wirkungen erfolgt dann anhand linearer Beziehungen mit Hilfe von Wirkungskoeffizienten. Jede dieser Wirkungen ist durch einen Wirkungsindikator charakterisiert. So wird die Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ oder „Carbon footprint“ charakterisiert durch den Wirkungsindikator „Kohlendioxid“ (CO₂-Äquivalente).

Ergebnisse und Diskussion

Ammoniak ist der Grundbaustein für fast alle Mineral-N-Dünger bzw. Zwischenprodukte wie Salpetersäure. Der Herstellungsprozess ist energieintensiv und hat dementsprechend einen hohen Treibhauseffekt, welcher mit den anderen Wirkungskategorien in erster Näherung korreliert. Tabelle 1 zeigt den Treibhauseffekt für die Herstellung verschiedener Mineraldünger basierend auf Industriedurchschnittswerten aus den Jahren 2000 und 2006.

Tab. 1: Treibhauseffekt von verschiedenen mineralischen Stickstoff-Düngern

| | Jahr 2000 (verschiedene Datenbanken) [CO ₂ -eq/kg N] | Jahr 2006 (BRENTRUP 2008) [CO ₂ -eq/kg N] |
|--------------------------------|--|---|
| Ammoniak | 2,1–2,2 | |
| Ammoniumsulfat (AS) | 1,5–2,7 | |
| Harnstoff | 3,3–4,1 | 1,1–1,6 |
| Ammoniumnitrat (AN) | 7,1–8,5 | 2,7–6,2 |
| Kalkammonsalpeter (KAS) | 7,6–8,7 | 2,8–6,4 |
| Kalziumnitrat | | 3,6–9,6 |
| Kaliumnitrat | ≤ 16 | |

Tabelle 1 zeigt einerseits, dass Nitrat enthaltene N-Dünger bei der Herstellung höhere Umweltbelastungen hervorrufen als auf Ammonium basierende und andererseits, dass die Produktionstechnik im letzten Jahrzehnt deutlich verbessert wurde. Damit steigt auch die Bedeutung der bei der Anwendung auftretenden Emissionen (N₂O, NH₃, NO₃⁻, etc.). Allerdings werden diese von mehreren, teilweise voneinander abhängigen, biogeochemischen Faktoren wie z. B. Bodenstruktur, pH-Wert, verfügbarer Kohlenstoff, Gasdiffusionskoeffizient, Kationaustauschkapazität, mikrobiologische Aktivität, Redox-Potenzial etc. sowie vom Klima unterschiedlich stark beeinflusst. In der wissenschaftlichen Literatur wird die Bedeutung der einzelnen Faktoren unterschiedlich bewertet (SENBAYRAM et al. 2012, LESSCHEN et al. 2011, MUTEGLI et al. in press, PATHAK & NEDWELL 2001), Einigkeit besteht lediglich darüber, dass die auf den Acker aufgebrauchte N-Menge einen entscheidenden Einfluss darstellt (STEHFEST & BOUWMAN 2006, BOUWMAN et al. 2002). Dies spiegelt sich auch in der IPCC-Methodik zur Treibhausgasberechnung wider, die Lachgasemissionen auf Basis der aufgebrauchten N-Menge mit Hilfe eines generischen Emissionskoeffizienten berechnet (IPCC 2006). SCHILS et al. (2008) weist jedoch darauf

hin, dass input-basierende Emissionsfaktoren nur eine erste Näherung darstellen.

Mit Hilfe von Ökobilanzen können verschiedene Umweltauswirkungen für das Gesamtsystem identifiziert und quantifiziert werden. Nur so ist es möglich, Zielkonflikte, die bei verschiedenen Handlungsoptionen ggf. auftreten, zu entdecken. Somit sind Ökobilanzen geeignet, das Gesamtsystem bei gleichzeitiger Vermeidung von Problemverschiebungen zu optimieren. Ökobilanzen sind Modelle, daher ist die Qualität der Ergebnisse immer abhängig von der Qualität der verwendeten Daten.

Neben der Qualität der Input-Daten sind die Grenzen von Ökobilanzen durch deren lineare Struktur und Stoffbezogenheit vorgegeben. Kombinatorische Effekte, wie sie beim Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren oder beim gleichzeitigen Aufbringen von organischen und mineralischen N-Düngern auftreten, können nur indirekt berücksichtigt werden. Das gilt ebenso für kleinskalige Optimierung von Teilsystemen, z. B. der N-Effizienz auf Betriebsebene, bei der ortsspezifische Faktoren einen wesentlichen Einfluss ausüben (KÜSTERMANN et al. 2010). Für solche Anwendungen müssen Ökobilanzen mit geeigneten Modellen gekoppelt werden, mit denen entweder Emissionskoeffizienten abgeleitet oder die relevanten Emissionen berechnet werden, die dann in die Sachbilanz eingesetzt werden können.

Literatur

- Bouwman A.F., Boumans L.J.M., Batjes N.H. (2002): Emissions of N_2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochem Cycles*. 16(4):1058.
- Brentrup F.P. (2008): GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. Proceedings No: 639 of The International Fertiliser Society
- EU (2009): DIRECTIVE 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. In: EU-Parlament, editor. 2009.
- EU (2000): Richtlinie 200/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie).
- IPCC (2006): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (Agriculture)
- Klöpffer W., Grahl B. (2009): Ökobilanz (LCA) Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf: Wiley
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010): Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 135(1–2):70-80.
- Lesschen J.P., Velthof G.L., de Vries W., Kros J. (2011): Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. *Environmental Pollution*. 159(11):3215-22.
- Mutegi J.K., Munkholm L.J., Petersen B.M., Hansen E.M., Petersen SO (in press): Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology and Biochemistry*. In Press, Uncorrected Proof.
- Pathak H., Nedwell D.B. (2001): Nitrous Oxide Emission from Soil with Different Fertilizers, Water Levels and Nitrification Inhibitors. *Water, Air, & Soil Pollution*. 129(1):217-28.

-
- Schils R., van Groenigen J., Velthof G., Kuikman P. (2008): Nitrous oxide emissions from multiple combined applications of fertiliser and cattle slurry to grassland. *Plant and Soil*. 310(1):89-101.
- Senbayram M., Chen R., Budai A., Bakken L., Dittert K. (2012): N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 147(0):4-12.
- Stehfest E., Bouwman L. (2006): N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 74(3):207-28.
- Sutton MAH, CM; Erisman J.W., Billen G., Bleeker A.; Grennfeldt P., van Grinsven H., Bruna Grizzetti, (2011): editor. *The European Nitrogen Assessment – Sources, Effects and Policy Perspectives*. Edinburgh: Cambridge Press.
- van Beek C.L., Meerburg B.G., Schils R.L.M., Verhagen J., Kuikman P.J. (2010): Feeding the world's increasing population while limiting climate change impacts: linking N₂O and CH₄ emissions from agriculture to population growth. *Environmental Science & Policy*. 13(2):89-96.
- UNECE (1999): *Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone*. 1999.
- 14040 (2006): I. Life Cycle Assessment – Principles and Framework. *Environmental Management*
- 14044 (2006): I. Life cycle assessment - Requirements and guidelines. *Environmental Management*

Sensorgestützte, bedarfsgerechte N-Düngerbemessung – ein Weg zur Erhöhung der N-Effizienz

Franz Xaver Maidl

Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München,
Lehrstuhl für ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, Freising
maidl@wzw.tum.de

Abstract

Es wird ein System für eine teilflächenspezifische Stickstoffdüngung von Weizen nach dem Verfahren online mit map-overlay vorgestellt. Das Verfahren zeichnet sich aus durch höhere Erträge auf dem Gesamtschlag sowie ausgeglichene Stickstoffbilanzen auf den verschiedenen Teilschlägen unterschiedlicher Ertragsfähigkeit und damit einer erhöhten N-Effizienz auf dem Gesamtschlag.

Keywords

teilflächenspezifische Stickstoffdüngung, Pflanzensensoren, Reflexionsmessung, Ertragspotenzial

Einleitung

Aufgrund von natürlichen Bodenheterogenitäten innerhalb von Ackerschlägen kommt es zu mehr oder weniger großen Ertragsunterschieden einzelner Teilflächen mit entsprechenden Abweichungen im Nährstoffentzug. Eine flächeneinheitliche Düngung führt auf derartigen Standorten zu entsprechenden Nährstoffüber- bzw. -unterbilanzen. Sowohl hohe Nährstoffüber- wie auch Nährstoffunterbilanzen sind ökonomisch und ökologisch als nachteilig zu bewerten. Nur durch eine entsprechende teilflächenspezifische N-Düngung lassen sich diese Probleme vermeiden. Prinzipiell sind drei verschiedene Verfahren der Teilschlagdüngung zu unterscheiden: der mapping-Ansatz, der online-Ansatz und der Ansatz online mit map-overlay.

Material und Methoden

In mehrjährigen Parzellenversuchen zu Winterweizen verschiedener Sorten mit differenzierter N-Düngung wurden in der Regel zu sechs verschiedenen Terminen während der Vegetationsperiode Reflexionsmessungen mit einem 2-Kanal-Spektrometer, Messbereich 350–1000 nm und einer Auflösung von 2,1 nm, durchgeführt. Aus diesen Reflexionsmessungen wurden zahlreiche in der Literatur bekannte Vegetationsindices (HWP, NDVI, IRR, IRG, IRI, SAVI, SR) berechnet. Diese Vegetationsindices wurden korreliert mit gleichzeitig erhobenen Biomassewerten und der Stickstoffaufnahme.

Auch die Tageszeit und der Einstrahlwinkel der Sonne hatten zum Teil erhebliche Effekte auf die Werte verschiedener Vegetationsindices. Derartige Effekte waren besonders groß bei Vegetationsindices mit Wellenlängen im Rotbereich. Die Stickstoffaufnahme der Pflanzen wurde von allen Vegetationsindices im Bereich niedriger Nährstoffgehalte gut abgebildet. Im Bereich optimaler Nährstoffversorgung zeigten sich jedoch bei vielen Vegetationsindices ausgeprägte Sättigungseffekte, so dass eine Unterscheidung zwischen optimaler und suboptimaler N-Versorgung nicht möglich war. Nur wenige Vegetationsindices gewährleisteten im Bereich optimaler N-Vorsorgung eine ausreichend gute Differenzierung.

b) Messalgorithmen

Mit zunehmender Pflanzengröße sinkt der Beitrag der unteren Blätter zur Gesamtreflexion. Aus diesem Grunde war bei allen Vegetationsindices eine starke Abhängigkeit der Messalgorithmen vom EC-Stadium erkennbar. Um aus dem Reflexionswert auf die N-Aufnahme schließen zu können, gilt es möglichst differenzierte Schätzgleichungen (Messalgorithmen) für die verschiedenen EC-Stadien zu entwickeln, um den Schätzfehler zu minimieren (Abb. 1).

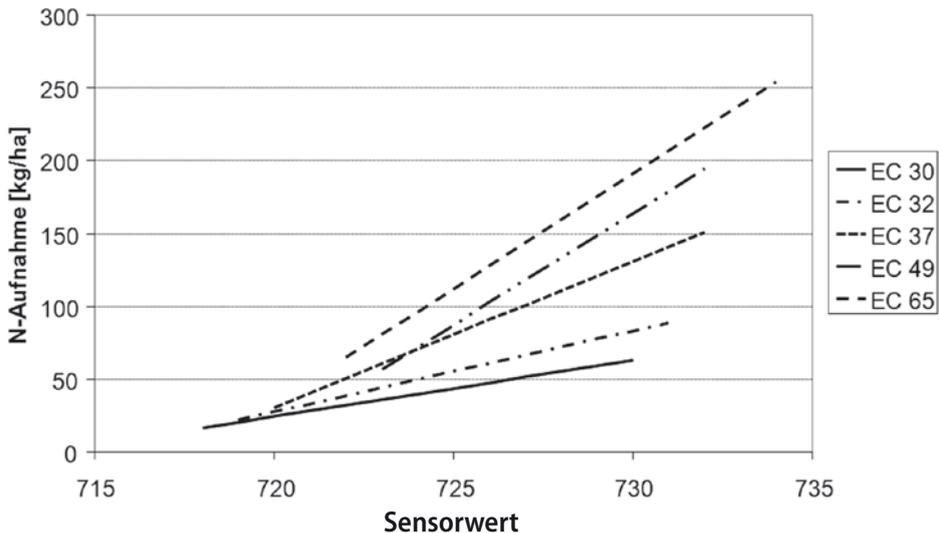


Abb. 1: Stadienabhängigkeit des Sensorwertes bei Winterweizen

c) Düngelgorithmen

Die auf verschiedenen Standorten durchgeführten Untersuchungen zur optimalen Stickstoffaufnahme zeigten, dass in Abhängigkeit des Ertragspotenzials des Standorts ganz charakteristische, optimale N-Aufnahmewerte zu den verschiedenen Entwicklungsstadien anzustreben sind. In frühen Entwicklungsstadien war der Effekt des standortspezifischen Ertragspotenzials hinsichtlich der notwendigen N-Aufnahme gering, mit zunehmendem EC-Stadium kam es jedoch zu deutlichen Differenzierungen (Abb. 2).

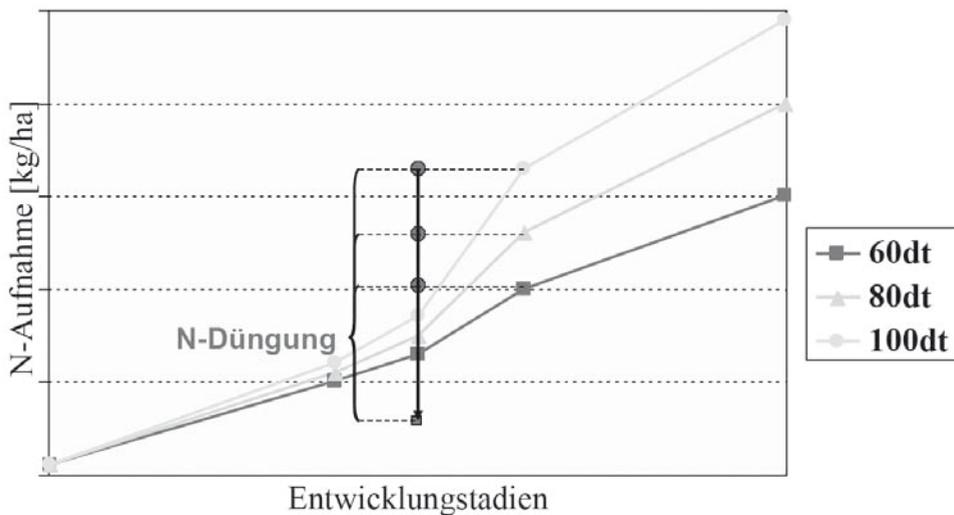


Abb. 2: N-Düngung von Brotweizen auf Teilschlägen unterschiedlicher Ertragsfähigkeit, System TU München

Je höher das Ertragspotenzial, desto höher die optimale N-Aufnahme. Neben dem anzustrebenden Ertrag erwies sich auch der angestrebte Proteingehalt im Korn (Backqualität) als sehr bedeutend in Hinblick auf die optimalen N-Aufnahmewerte zu den jeweiligen EC-Stadien.

Aus der Kenntnis der optimalen N-Aufnahme und der Messung der aktuellen N-Aufnahme mit den oben erwähnten Messalgorithmen lässt sich der Düngerbedarf nach folgender Gleichung ermitteln:

$$\text{N-Düngerbedarf} = ((\text{aktuelle optimale N-Aufnahme} - \text{aktuelle tatsächliche N-Aufnahme}) + (\text{optimale N-Aufnahme zum nächsten Düngetermin} - \text{aktuelle optimale N-Aufnahme})) \times \text{Verwertungsfaktor DIMA}$$

Der Verwertungsfaktor DIMA steht für:

- D = Wirkungsdauer des Düngers,
- I = N-Immobilisation,
- M = N-Mineralisation
- A = N-Düngerverwertung.

Für DIMA wurden stadien- und ertragspotenzialspezifische Größen aus den Versuchen abgeleitet.

Die Kombination der Ableitung des Düngerbedarfs aus der aktuellen N-Aufnahme der Pflanzen über Sensor- und Bodendaten (Ertragspotenzial) bezeichnet man als Verfahren online mit map-overlay. Zweijährige auf fünf Standorten durchge-

fürhte Streifenversuche verschiedener Düngesysteme (online, online mit map-overlay, mapping einheitlich) zeigten eindeutig die Überlegenheit des von uns entwickelten Düngesystems nach dem Verfahren online mit map-overlay. Der online-Ansatz (Düngung nach Sensor) führte auf ertragsschwachen Teilbereichen stets zu hohen N-Überbilanzen, während in ertragsstarken Teilbereichen entsprechende Unterbilanzen festzustellen waren. Die Kombination aus Sensordaten und Bodendaten (online mit map-overlay) führte auf allen Ertragsbereichen der Schläge zu einheitlichen N-Bilanzen. Die ausgeglichenen N-Bilanzen beim System online mit map-overlay ermöglichten einen höheren Durchschnittsertrag auf dem Gesamtschlag, eine verbesserte N-Effizienz sowie deutlich verbesserte N-kostenfreie Leistungen.

Literatur

- Liebler J., 2003: Feldspektroskopische Messungen zur Ermittlung des Stickstoffstatus von Winterweizen und Mais auf heterogenen Schlägen. Diss. Weihenstephan, AG Pflanzenbau Maidl.
- Schächtl J., 2004: Sensorgestützte Bonitur von Aufwuchs und Stickstoffversorgung bei Weizen- und Kartoffelbeständen. Diss. Weihenstephan, AG Pflanzenbau Maidl.
- Schmid A., 2007: Erfassung des aktuellen Stickstoffstatus von Kulturpflanzen mit berührungsloser Sensorik zur Optimierung der teilflächenspezifischen Bestandesführung. Diss. Weihenstephan, Ag Pflanzenbau Maidl.
- Strenner M. and Maidl F.-X., 2011: The Effect of Wavelength and Mathematical Formula on the Result of Measurement with Different Vegetation Indices. Intern. Symp. Sensing in Agriculture, Haifa, Israel.
- Maidl F.-X., Schächtl J. and Huber G., 2004: Strategies for Site-Specific Nitrogen Fertilization on Winter Wheat. ICPA Minnesota, USA.
- Strenner M. and Maidl F.-X. , 2010: Comparison of different Vegetation Indices and their suitability to describe N uptake in Winter Wheat for precision farming. ICPA, Denver, USA.

Welche Wirkung haben die N-Formen auf die Bestandesarchitektur und den Ertrag bei Weizen?

Bernhard Bauer

Leibniz-Institut für Pflanzengenetik und Kulturpflanzenforschung,
Molekulare Pflanzenernährung, Gatersleben
bauerb@ipk-gatersleben.de

Abstract

Stickstoff ist der am meisten limitierende Faktor im Pflanzenbau. Er wird aber meist nur als Baustein für das Pflanzenwachstum und für Inhaltsstoffe betrachtet. Dabei spielen Aspekte wie die Mobilität im Boden, die Aufnahme, die Assimilation und mögliche N-Verluste eine entscheidende Rolle. Die Düngung mit Stickstoff ist aber mehr als die Versorgung der Pflanze mit ausreichenden Mengen an Bausteinen. Mit der Düngung kann man die Pflanze auch beeinflussen oder gar steuern.

Keywords

N-Formen, Winterweizen, Cytokinine, Bestockung, Ertrag

Einfluss der N-Formen auf den Hormonhaushalt

Die N-Formen unterscheiden sich nicht nur auf ihrem Weg zur Wurzel im Bodenverhalten und bei der Aufnahme in die Pflanze und ihrer Assimilation in Aminosäuren entscheidend. Auch der Einfluss der N-Formen auf die Ertragsarchitektur der Nutzpflanze und ihre Qualitätseigenschaften sind erheblich. Die N-Form Nitrat ist in der Praxis durch ihre schnelle visuelle Wirkung bekannt. Diese geht nicht nur auf die geringe Sorption im Boden und somit auf die schnelle Anlieferung zur Wurzel mittels Massenfluss zurück. Nitrat stimuliert auch die Neusynthese der Phytohormonklasse der Cytokinine, welche die Zellteilung ankurbeln und das Durchgrünen der Pflanzen unterstützen. Außerdem fördern Cytokinine die Anlage von Blattprimordien und somit auch die Bestockung.

Im Vergleich dazu ist die Wirkung einer Ammoniumdüngung auf den Hormonhaushalt der Pflanze gering. Dies lässt sich auch in der Praxis beobachten. Die Pflanzen grünen langsamer durch, und die vegetative Entwicklung ist nicht so gefördert wie bei Nitrat. Sie bestocken also nicht so stark und die Blätter strecken sich nicht so kräftig.

Besonders auffällig ist dies vor allem dann, wenn das Ammonium stabilisiert ausgebracht wird. Das kann zum einen durch die Zugabe von Nitrifikationsinhibitoren erfolgen oder durch einen stark sauren pH-Wert im Umfeld des Düngekorns/-depots, wie es zum Beispiel bei der Cultan-Düngung oder dem Ausbringen von

großkörnigem Schwefelsauren Ammoniak erfolgt.

Wird Harnstoff eingesetzt, so wird dieser auf biologisch aktiven Böden meist in kürzester Zeit zu Ammonium hydrolysiert. Die Pflanzen haben also nur ein sehr kleines Zeitfenster, den Stickstoff überhaupt als Harnstoff aufzunehmen. Die Zugabe eines Ureaseinhibitors dehnt das Zeitfenster deutlich bis auf 14 Tage aus. Die Cytokinine werden unter Harnstoffernährung (wenn auch Harnstoff über die Wurzeln aufgenommen wird) in ihrer Verlagerung in den Spross gehemmt. Dies führt dann in der vegetativen Phase zu einer deutlich verringerten Bestockung.

In den Feldversuchen mit Winterweizen konnte man die Wirkung der unterschiedlichen N-Formen gut beobachten. Eine Startgabe mit Nitrat förderte die Bestockung und führte auch zu einer erhöhten Anzahl von ährentragenden Halmen zur Ernte und somit auch zu einer Zunahme der Korndichte. Dagegen bestockten mit Ammonium gedüngte Parzellen deutlich langsamer und hatten beim Übergang in die generative Phase (EC 31) im Vergleich zu der Nitrat-Variante geringere Triebdichten. Erfolgte die Andüngung mit stabilisiertem Harnstoff, wurde die Bestockung in den ersten 10 Tagen nach der Düngung fast komplett gehemmt. Das resultierte auch in deutlich geringeren Ährenzahlen und Korndichten zur Ernte.

Auch in der generativen Phase haben die N-Formen eine differenzierte Wirkung auf den Hormonhaushalt und da speziell auf die Cytokinine. Allerdings liegt in diesem Fall das Augenmerk nicht auf der Organanlage und -differenzierung, sondern auf der Blattalterung, also der Seneszenz. Bleibt die Cytokininkonzentration im Blattapparat, vor allem im Fahnenblatt, zu lange hoch, verzögert das die Seneszenz. Dann wird die Umverlagerung vom Blatt in die Körner, also vom source in das sink, später eingeleitet, was bei einer schnellen Abreife zu einem erhöhten Verbleib von Reservestoffen im Stroh führt.

In den Versuchen konnten wir vor allem in Jahren mit einer schnellen Abreife (bedingt durch Wasserstress und Hitze) deutliche Unterschiede zwischen den gedüngten N-Formen und der Umverlagerung von N-Bestandteilen vom Blatt in das Korn beobachten. Dies zeigte sich nicht nur im Rest-Stickstoff des Strohs, sondern auch in der Rohprotein-Konzentration in den Körnern. Wurde die Spätgabe zu Beginn des Ährenschiebens als Ammoniumnitrat gedüngt, führte das zu deutlich erhöhten Konzentrationen an Cytokinin im Fahnenblatt, das dann die Abreife verzögerte. Dies schlug sich besonders bei einer schnellen Abreife in signifikant niedrigeren Rohproteinkonzentrationen in den Körnern nieder, im Vergleich zu den N-Formen Ammonium und Harnstoff.

Die Harnstoffdüngung in diesem Stadium führte zu den höchsten Rohprotein-Konzentrationen im Erntegut. Dies ging einher mit den geringsten Cytokinin-Konzentrationen im Fahnenblatt. Die Abreife wurde also bei dieser N-Form nicht hinausgezögert und der Bestand konnte auch unter einer schnellen Abreife deutlich mehr N-Verbindungen vom Blatt ins Korn verlagern. Die ammoniumlastige Düngung bewegte sich sowohl bei den Cytokininwerten im Fahnenblatt als auch

bei den Proteinkonzentrationen im Korn zwischen der nitratlastigen und der stabilisierten harnstofflastigen Düngung.

Versuchsbeschreibung

Um den Einfluss der N-Formen auf die Bestockung, den Ertrag und Qualitätsparameter genauer zu untersuchen, wurden Feldversuche in den Jahren 2005/06 bis 2007/08 an den Standorten Dörrhof, 74542 Braunsbach im nördlichen Baden-Württemberg und Böhnshausen, 38895 Langenstein im Harzvorland in Sachsen-Anhalt angelegt. Die Düngungsversuche wurden in Praxisschlägen angelegt und bis auf die Stickstoffdüngung mit dem Restschlag vom Betrieb mitbearbeitet. Um die Randeffekte möglichst klein zu halten, wurden die Versuche möglichst perfekt in den Schlag integriert. Die Wege und Grenzen zum Restschlag wurden als Fahrgassen angelegt, also mit Weizen bestellt und nicht gemulcht oder gar einer wiederkehrenden Bodenbearbeitung unterzogen.

Die Parzellengröße war 3 m mal 7,5 m (bzw. 10 m). Die Parzelle wurde im Kerndrusch von 1,5 m mal 7 m beerntet. Aus Vorversuchen ging hervor, dass es kaum möglich ist, mit „Kleinparzellen“ (1,5 m mal 3 m) Unterschiede zwischen gedüngten N-Formen auf Ertrags- und Qualitätsparameter statistisch abzusichern. Erst ab einer Parzellenbreite von 2,5 m und der Beerntung im Kerndrusch waren die Randeffekte von Parzellen mit kontrastierender N-Düngung über die erfassten Parameter kleiner 5 % im Bezug auf den Gesamteffekt.

Als N-Formen wurden Ammoniumnitrat, Harnstoff mit Nitrifikationsinhibitor (DCD + TZ) und Harnstoff mit Ureaseinhibitor (Agrotain) verwendet. Durch das Verwenden von Düngemitteln, die ausschließlich Stickstoff enthielten, ließ sich das Ausgleichen von Begleitionen in den Versuchen vermeiden. Analysen des Bodenwassers zeigten, dass die Ammoniumnitrat-Düngung eine nitratbasierte Düngung darstellte, die Harnstoffdüngung mit Nitrifikationsinhibitor binnen zwei Tagen zu mehr als 75 % in Ammonium vorlag und somit gut als Ammoniumdüngung fungieren konnte. Der Ureaseinhibitor verhinderte die Hydrolyse des Harnstoffs je nach Witterungsbedingungen für 7–12 Tage. Danach stiegen die Ammonium- und vor allem die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser rapide an.

Spätdüngung: wann ist der Einsatz der unterschiedlichen N-Formen sinnvoll?

| | | | | |
|---|----------------|-------|-------|-------|
| ungestörte Abreife: z.B. maritimer Standort <ul style="list-style-type: none"> • ausreichende Wasserversorgung • Temperaturen < 28°C • keine Strahlungsproblematik • homogene Böden • sehr gute Nährstoffversorgung | Nitrat | | | |
| | Ammonium | | | |
| | Harnstoff | | | |
| | Harnstoff + UI | | | |
| schnelle Abreife: z.B. kontinentaler Standort <ul style="list-style-type: none"> • Phasen mit Trockenstress • Temperaturen > 28°C • hohe Globalstrahlung • inhomogene Böden • Phasen mit beschränkter Nährstoffverfügbarkeit | Nitrat | | | |
| | Ammonium | | | |
| | Harnstoff | | | |
| | Harnstoff + UI | | | |
| <small>B. Bauer 2011</small> | EC 39 | EC 49 | EC 61 | EC 69 |

Abb. 1: Schematische Darstellung unter welchen Bedingungen und zu welchem Düngungszeitpunkt sich die unterschiedlichen N-Formen zur Qualitätsdüngung eignen.

Zusammenfassung

N-Formen zeigen deutliche Unterschiede auf die phytohormonelle Reaktion der Pflanze:

- » Nitrat stimuliert die Cytokininvorlagerung in den Spross
- » Harnstoff und Ammonium hemmen die Umverlagerung

In der vegetativen Entwicklung von Weizen fördert Nitrat die Anlage von Bestockungstrieben. Die Düngung mit Harnstoff unterdrückt die Bestockung, solange Harnstoff in größeren Mengen in der Bodenlösung vorliegt.

Erhöhte Cytokininkonzentrationen im Fahnenblatt verzögern die Seneszenz und damit die Umverlagerung von N während der Abreife. Die ist vor allem dann kritisch, wenn die Abreife durch Trockenheit und/oder Hitze geprägt ist.

Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft – Minderungsziele und Wege zur Erreichung

Helmut Döhler, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden
Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt
Ulrich Dämmgen, Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Bernhard Osterburg,
Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig
h.doehler@ktbl.de

Abstract

Auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene hat Deutschland sich zur Minderung von gasförmigen und partikelförmigen Emissionen verpflichtet. Die Emissionen sind im Rahmen einer international geführten Berichterstattung zu belegen. Gemäß dem Genfer Luftreinhalteabkommen mit Göteborg-Protokoll und der europäischen NEC-Richtlinie über die Einhaltung nationaler Obergrenzen dürfen die gesamten Ammoniakemissionen im Zieljahr 2010 nur noch 550 kt betragen. Noch 2009 lagen die Emissionen Deutschlands deutlich über dem geforderten Zielwert. Anpassungen der Berechnungsmethodik, neue Erkenntnisse aus den agrarstatistischen Erhebungen im Rahmen der Agrarstrukturerhebung des Statistischen Bundesamts und eine Abnahme des Mineraldüngerabsatzes führten zu einem Rückgang der Emissionen auf 540 kt für das Berichtsjahr 2010, womit die internationalen Vereinbarungen eingehalten werden konnten. Aktuelle Prognosen lassen zwar eine Abnahme der Emissionen der Rinderproduktion erwarten, diese werden aber voraussichtlich über die Zunahme der Schwein- und Geflügelhaltung kompensiert. Da die Emissionen von Mineraldüngern nur schwer einzudämmen sein werden, wird der Handlungsbedarf auch weiter bei der Tierhaltung liegen müssen. Dies wird insbesondere dann erforderlich, wenn es zu einer weiteren Absenkung der nationalen Emissionshöchstgrenzen kommt. Als technisch und wirtschaftlich geeignete Maßnahmen kommen dafür die Abdeckung der Schweinegüllelager, die sofortige Einarbeitung von Geflügelmist und der Abbau von Nährstoffüberhängen in der Tierhaltung in Frage.

Einleitung

Auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene hat Deutschland sich zur Minderung von gasförmigen und partikelförmigen Emissionen verpflichtet. Gemäß den entsprechenden Vereinbarungen werden für die Jahre ab 1990 die jährlichen Schadstoffemissionen sowie Projektionen bis 2020 jährlich an die jeweils verantwortliche Organisation berichtet. Für das Genfer Luftreinhalteabkommen mit Göteborg-Protokoll (UNECE CLRTAP) handelt es sich dabei um SO_2 , NO_x , NH_3 und NMVOC, für die Klimakonvention mit Kyoto-Abkommen (UNFCCC) um CO_2 , CH_4 , N_2O und F-Gase. Die NEC-Richtlinie setzt innerhalb der EU die Vorgaben der Genfer Luftreinhaltekonvention um und weist zusätzlich nationale Obergrenzen

für die Emissionen von PM10 und PM2.5 aus. Als Grundlage für die Berichterstattung werden jährliche Emissionsinventare erstellt, die sich aus den Teilinventaren der verschiedenen Verursacherbereiche einschließlich Landwirtschaft sowie Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (LULUCF) zusammensetzen. Die Verantwortlichkeit für die gesamte deutsche Berichterstattung liegt beim Bundesministerium für Umwelt. Dabei unterliegen die beiden Bereiche Landwirtschaft und LULUCF der Federführung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Die Inventare werden vom Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig, dem KTBL und dem Statistischen Bundesamt erstellt.

Das landwirtschaftliche Emissionsinventar als Instrument der Berichterstattung

Die Berichterstattung aus der deutschen Landwirtschaft umfasst die Emissionen von CH₄, N-Gasen und Feinstäuben aus Nutztierhaltung, Böden und Pflanzenbeständen. Im Bereich der Nutztierhaltung werden alle relevanten Tierkategorien (Milchkühe, übrige Rinder, Büffel, Schweine, Schafe, Ziegen, Pferde, Geflügel) erfasst. Die Tiergruppen übrige Rinder, Schweine und Geflügel werden zur Berücksichtigung von Leistungs-, Haltungs- und Fütterungsunterschieden in homogene Untergruppen gegliedert. Die Berechnung der Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdünger, aus dem Weidegang, aus der Deposition von reaktivem Stickstoff und aus Auswaschung und Oberflächenabfluss setzt zwingend die integrierte Behandlung der Stickstoffströme von der tierischen Futteraufnahme der Nutztiere über die N-Emissionen aus Stall, Lager und Ausbringung bis hin zum N-Eintrag in den Boden voraus.

Die Erstellung des Inventars muss den Vorgaben der entsprechenden Konventionen und den jeweils aktuellen Regelwerken genügen (IPCC-Guidelines, Good Practice Guidance, EMEP-Guidebook). Es werden hohe Ansprüche an die Qualität der Emissionsberechnung gestellt. Sie äußern sich in der Forderung nach Transparenz der Ermittlung und Berichterstattung, Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit denen anderer Länder, Konsistenz der zu berichtenden Zeitreihen, Vollständigkeit der Einbeziehung aller Emissionsquellen und etwaigen -senken in das Inventar sowie in einer Beschreibung der Unsicherheit der Emissionsraten. Der Grundsatz zur Berechnung der Emissionsrate EM lautet:

$$EM = AD \cdot EF$$

wobei AD für die Aktivitätsgröße und EF für den Emissionsfaktor stehen. Unter Aktivitätsdaten versteht man z. B. Tierzahlen, tierische Ausscheidungen, Anbauflächen und Düngermengen. Wichtige Grundlagen für die Aktivitätsdaten sind die amtlichen Statistiken. Tierische Ausscheidungen sind eine Funktion des Energiebedarfs für Erhaltung und Leistung sowie der Fütterung. Die entsprechenden Daten (z. B. zu Milchleistung, Tiergewicht und Gewichtszunahme) werden aus Befragungen bei Verbänden und Experten und aus der Literatur gewonnen. Die

ebenfalls wichtigen Häufigkeitsverteilungen von Stall-, Lagerungs- und Ausbringungsformen werden aus statistischen Daten einschließlich Sonderauswertungen, Befragungsdaten und Expertenkenntnissen modelliert.

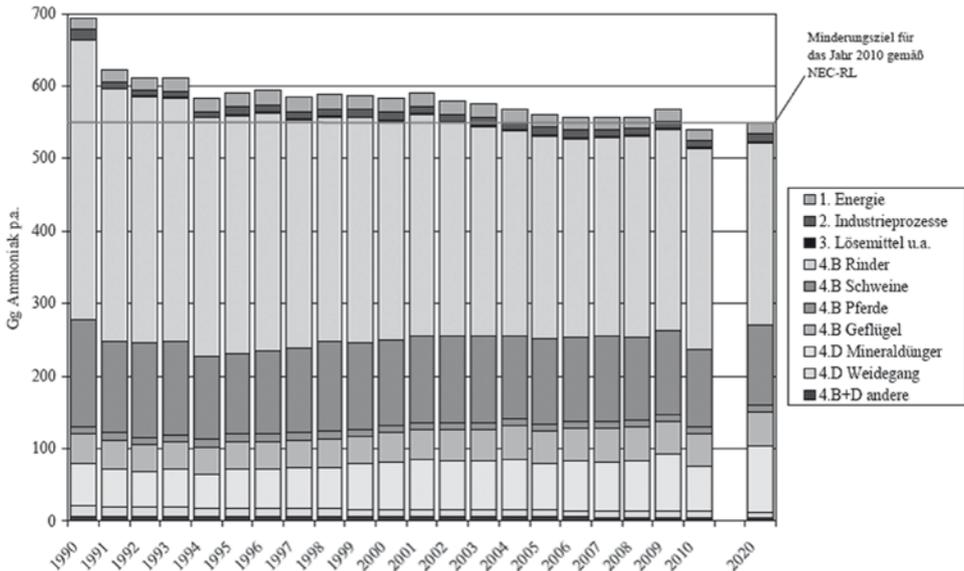
Die Quantifizierung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft erfolgt mit Hilfe des Modelles GAS-EM (GASeous EMISSIONS, siehe RÖSEMANN et al. 2011), aufbauend auf der Methodik zum ersten deutschen Emissionsinventar von KTBL, FAL und ATB (DÖHLER et al. 2002). Im Bereich der Emissionen aus der Nutztierhaltung liegt die räumliche Auflösung auf Kreisebene. Die zeitliche Auflösung der Emissionsberechnungen beträgt ein Jahr. Differenziertere Berechnungen sind mangels geeigneter Verfahren und Eingangsdaten derzeit nicht möglich.

Grundlage für die Berechnung der NH_3 -, N_2O -, NO - und N_2 -Emissionen aus der Nutztierhaltung und aus landwirtschaftlichen Böden ist das N-Fluss-Konzept (DÄMMGEN & HUTCHINGS 2005). Kern dieses Konzeptes ist, dass ausgehend von dem ausgeschiedenen Stickstoff entlang der Prozesskette (Stall, Lager, Ausbringung) anfallende Emissionen der verschiedenen N-Spezies berechnet werden und als Verluste die Menge des verfügbaren Stickstoffs von Station zu Station verringern. Die Berechnung der Ammoniakemissionen erfordert die Unterteilung des Stickstoffflusses von Station zu Station in die beiden Anteile organischer Stickstoff und Ammonium-Stickstoff TAN (total ammoniacal nitrogen).

Die Ammoniakemissionen der deutschen Landwirtschaft seit 1990 bis zum Zieljahr 2010 (und 2020)

Quellgruppen und zeitlicher Verlauf der Emissionen

Der zeitliche Verlauf seit dem Beginn der Vertragslaufzeit und die Emissionen der wichtigsten Quellgruppen sind in der Abbildung 1 dargestellt. Der Großteil der Emissionen stammt aus der Landwirtschaft (im Zeitverlauf etwa 95 %), wobei das landwirtschaftliche Inventar NH_3 -Emissionen aus dem Stall, der Lagerung sowie der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, aus Weidegang, der Anwendung von Mineraldünger und der biologischen N-Fixierung berücksichtigt. Innerhalb des Agrarsektors ist die Tierhaltung einschließlich der Anwendung der Wirtschaftsdünger die dominierende Quellgruppe. Die Rinderproduktion macht ca. 40 % der nationalen Emissionen aus, gefolgt von Schweineproduktion (ca. 20 %), der Mineraldüngeranwendung (ca. 15 %) und der Geflügelhaltung. Die Emissionen nahmen in den ersten Jahren nach der Wiedervereinigung signifikant ab, was auf den massiven Abbau der Tierbestände in den neuen Bundesländern zurückzuführen ist.



Quellen: Quellgruppen 1-3: Umweltbundesamt (2011); Quellgruppe 4 (Landwirtschaft): Berechnungen des vTI. Institut für Agrarrelevante Klimaforschung.

Abb. 1: Ammoniakemissionen in Deutschland nach Quellgruppen von 1990 bis 2010 und prognostisch bis 2020

Im Jahr 2008 betragen die Emissionen der Landwirtschaft 559,4 kt und machten damit 95,3 % zur deutschen Gesamtemission von 586,9 kt aus. Für dieses Jahr ergab sich eine NH_3 -Gesamtemission aus der Wirtschaftsdünger-Ausbringung von 236 kt NH_3 . Das waren rund 42 % der NH_3 -Emission aus der gesamten deutschen Landwirtschaft. Der Emissionswert birgt eine gewisse Unsicherheit, da die der Berechnung zugrunde liegenden relativen Daten zur Verteilung von Stall-, Lager- und Ausbringungsformen (einschließlich der Einarbeitungszeiten) seit 1999 nicht mehr aktualisiert werden konnten. Für den Weidegang wurde für 2008 eine Emission von 15,3 kt NH_3 berechnet (ca. 2,7 % der Gesamtemission) und für die Ausbringung von Mineraldünger 86 kt NH_3 (15,4 % der Gesamtemission). Da die Emissionsfaktoren für Harnstoff und Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) um bis zu eine Größenordnung größer als die Emissionsfaktoren der übrigen Düngertypen sind, wird die berechnete Gesamtemission aus der Mineraldüngereanwendung deutlich durch den Anteil von Harnstoff und AHL geprägt.

Emissionen 2010

Die Emissionsobergrenze von 550 kt wurde im Jahr 2010 mit 540 kt knapp unterschritten, davon 513 kt aus der Landwirtschaft. Die Neuberechnungen der Emissionen beziehen die Ergebnisse der agrarstatistischen Erhebungen im Rahmen der Agrarstrukturerhebung im Mai 2010 zu Stall und Weidehaltung sowie Güllelagerung und der Sondererhebung zum Wirtschaftsdüngermanagement im Mai 2011

ein. Weiterhin wurden methodische Anpassungen vorgenommen und Fehler bereinigt. Die Emissionen der Mineraldüngung lagen in 2010 besonders niedrig, da der Harnstoffabsatz sehr gering ausgefallen ist. Auch die N-Mineraldüngermenge insgesamt lag im Vergleich zu den Vorjahren niedrig. Die NH_3 -Emissionen aus dem Mineraldüngereinsatz hängen weniger von der absoluten N-Menge als von der Düngerart ab. Harnstoff weist hohe NH_3 -Emissionsfaktoren auf, der Mengenrückgang erklärt die verringerten NH_3 -Emissionen. Da der Harnstoffeinsatz aufgrund der Preisentwicklung gegenüber Kalkammonsalpeter stärkeren Schwankungen unterliegt, zeigt sich von Jahr zu Jahr eine entsprechende Dynamik im Absatz. Auch künftig ist mit einer Schwankungsbreite der Emissionshöhe aus dieser Quelle von ± 10 kt zu rechnen. In der Tierhaltung stiegen die Geflügelzahlen trotz Käfigverbots für Legehennen insgesamt deutlich an, dagegen nahmen die Rinder- und Schweinebestände von 2009 auf 2010 etwas ab.

Ausblick

Wie sich in den letzten Jahren gezeigt hat, unterliegt der Tierhaltungssektor zwar einem stetigen Veränderungsprozess, die emissionsrelevanten Tierbestände insgesamt werden aber voraussichtlich nicht abnehmen. Es ist zu erwarten, dass der Rückgang der Rinderhaltung weiter durch die „Weißfleischproduktion“ in der Schweine- und Geflügelhaltung kompensiert wird. Werden keine zusätzlichen Maßnahmen zur Emissionsminderung ergriffen, ist prognostisch für das Jahr 2020 mit einer Emission von 545 kt, davon 517 kt aus der Landwirtschaft zu rechnen. Da jedoch mit erhöhten Anforderungen über die internationalen Vereinbarungen und Gesetze zu rechnen ist, ist die Landwirtschaft als Hauptemittent weiter gefordert, weitere Emissionsminderungen zu realisieren. Ein Verbot der Harnstoffdüngung würde die Emissionen signifikant senken, jedoch ist noch die Höhe der Emissionsfaktoren bei der Harnstoffdüngung zu verifizieren. Unklar ist weiter, ob die Harnstoffdünger zu niedrigeren Lachgasemissionen führen als nitrathaltige Dünger. Kurzfristig bis mittelfristig umsetzbar wären angepasste Fütterungsstrategien bei monogastrischen Nutztieren, die Abdeckung von Schweinegüllebehältern und die Absenkung von N-Überschüssen in Tierhaltungsbetrieben. Zudem muss die „neue“ Quellgruppe Biogasgärrest beachtet werden. Perspektivisch ist diesbezüglich mit einem Emissionspotenzial von 10 bis 30 kt pro Jahr zu rechnen. Derzeit ist diese Quellgruppe nicht Bestandteil der Berichterstattung.

Literatur

Eine Literaturliste ist bei den Autoren erhältlich.

Ammoniakemissionen aus der Nutztierhaltung und deren Minderung

Eberhard Hartung
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel,
Institut für Landwirtschaftliche Verfahrenstechnik
ehartung@ilv.uni-kiel.de

Einleitung

Aus Tierhaltungsanlagen wird eine Vielzahl verschiedener luftverunreinigender Stoffe freigesetzt. Hinsichtlich ihrer Umweltwirkung sind die Emissionen von Gerüchen, Ammoniak, Staub (Partikeln) sowie von klimawirkrelevanten Gasen Methan und Distickstoffmonoxid (Lachgas) die wichtigsten. Im Rahmen einzelbetrieblicher Genehmigungs- und gegebenenfalls Überwachungsverfahren spielen Methan und Lachgas allerdings keine Rolle, da derzeit keine Emissions- und Immissionsbegrenzung festgelegt ist (VDI 3894, Blatt 1, 2011).

Die aktuellen Emissionsfaktoren und die entsprechenden Minderungspotenziale für die/bei der Haltung von Milchvieh, Geflügel und Schweinen (welche u. a. die Grundlage für die jährliche Emissionsberichterstattung für Ammoniak der deutschen Landwirtschaft sind) können der VDI 3894, Blatt 1, 2011 sowie EURICH-MENDEN et. al. (2010 und 2011) entnommen werden. Bei der Zusammenstellung dieser Daten erfolgte erstmalig eine Abstimmung zwischen der Kommission der VDI 3894 „Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen“, der KTBL Arbeitsgruppe „Emissionsfaktoren Tierhaltung“ sowie den Ergebnissen des KTBL-vTI Fachgesprächs „Emissionen der Tierhaltung und Minderungsmaßnahmen – Ammoniak, Geruchsstoffe, Staub“ (KTBL-vTI, 2011).

Die so abgestimmt ermittelten Daten stellen damit nach Sichtung der Literatur und neusten Erkenntnissen die aktuelle Experteneinschätzung sowohl zu den Emissionsfaktoren als auch zu den möglichen Minderungspotenzialen dar.

Material und Methoden

Emissionsfaktoren (Konventionswerte)

Die in der VDI 3894, Blatt 1, 2011 sowie EURICH-MENDEN et al. (2010 und 2011) beschriebenen Emissionsfaktoren stellen sogenannte Konventionswerte dar. Das heißt, die Emissionsdaten wurden auf der Grundlage von Literaturangaben, Plausibilitätsbetrachtungen und praktischem Erfahrungsschatz festgelegt und werden daher als Konventionswert(e) bezeichnet.

Emissions-Konventionsfaktoren sind repräsentativ für eine über das Jahr angenommene Emission unter der Berücksichtigung von Standardservicezeiten. Alle Werte unter Berücksichtigung der typischen Betriebsabläufe werden als Jahres-

mittelwert angegeben. Die Werte beziehen sich ausschließlich auf die Emissionen aus Ställen. Zur Ermittlung der Emission aus dem Stall ist die für den Stall geplante Tierplatzzahl und/oder die mittlere Tiermasse heranzuziehen, die bereits praxisübliche Serviceperioden bzw. Stallleerzeiten berücksichtigen. Weichen Anlagen wesentlich in Bezug auf die Zeiträume der Stallbelegung, Emission, Nutzungsrichtung, Aufstallung, Fütterung, Fest- und Flüssigmist- sowie Kotlagerung von den in der VDI 3894, Blatt 1, 2011 beschriebenen Verfahren ab, können auf der Grundlage plausibler Begründungen abweichende Emissionskonventionswerte für Emissionsfaktoren herangezogen werden. Die Konventionswerte sind ausschließlich für die Quantifizierung der Emission in Form eines Jahresmittelwertes geeignet. Für eine zeitlich aufgelöste Emissionsbetrachtung können diese Werte nur eingeschränkt herangezogen werden (VDI 3894, Blatt 1, 2011).

Sowohl für die Emissionsberichterstattung als auch im Bereich der Genehmigungsverfahren werden – wie bereits beschrieben – detaillierte Emissionsfaktoren benötigt, wobei je nach dem Verwendungszweck unterschiedliche Anforderungen an den Aussagegehalt der Emissionsfaktoren zu stellen sind (KTBL-vTI, 2011).

Es muss jedoch eindeutig festgestellt werden, dass für eine differenzierte Betrachtung des Emissionsgeschehens einer Tierhaltungsanlage in den meisten Fällen aber nur eine unzureichende Datengrundlage vorhanden ist. Dies gilt nicht nur für die Emissionsfaktoren von Haltungsverfahren verschiedener Produktionsrichtungen oder Haltungstechniken für Rinder, Schweine und Geflügel sondern insbesondere auch für Beurteilung von Minderungstechniken. Neben Daten für Stallhaltungsverfahren werden Daten für nicht gefasste Quellen wie Ausläufe und Lagerstätten sowie Aufbereitungsanlagen benötigt (KTBL-vTI, 2011).

Insgesamt wird nach der Expertenmeinung die bestehende Datenbasis von u. a. TA Luft, KTBL-Veröffentlichungen, wissenschaftlichen Veröffentlichungen und eventuell verfügbaren Messberichten als nicht ausreichend betrachtet; zukünftig sollten Ammoniak-Emissionsfaktoren daher prioritär in den nachfolgend aufgelisteten Bereichen ermittelt werden (KTBL-vTI, 2011):

- » Rinder- und Geflügelhaltung (hier besteht der größte Bedarf an differenzierten und abgesicherten Emissionsdaten);
- » Kälbermast;
- » Sauenhaltung (differenzierte Daten für Warte-, Deck- und Abferkelbereich für verschiedene Aufstallungsarten);
- » Legehennen-/Junghennenhaltung (verschiedene Haltungsverfahren wie z. B.: Kleingruppenhaltung, Volieren- und Bodenhaltung mit/ohne Kaltscharrraum und Auslauf);
- » Mastgeflügelhaltung (Broiler, Enten, Puten, hierbei werden insbesondere zeitabhängige Daten benötigt);
- » Daten für Haltungssysteme mit freier Lüftung, z. B. Schwerkraftlüftungssysteme (Rinder und Schweine) und Flächenquellen (z. B. Ausläufe, Dunglager – Fest-, Flüssigmist, Geflügelkot);

- » neben Flüssigmistsystemen sind vor allem auch Daten für Festmistsysteme relevant;
- » bei der Wirtschaftsdüngerausbringung besteht der Datenbedarf insbesondere für Geflügelkot.

Minderungsmaßnahmen

Grundsätzlich können Minderungsmaßnahmen in den Bereichen Stall, Lager und/oder Ausbringung von Wirtschaftsdünger sowie Auslauf und/oder Weide ansetzen. Die Maßnahmen im Bereich der Lagerung und der Ausbringung von (Flüssig-)Mist werden zurzeit zwar als ausreichend bekannt angesehen, jedoch bestehen in der Umsetzung noch Defizite (KTBL-vTI, 2011). Bei allen Stallsystemen mit freier Lüftung tritt die Abluft großflächig und diffus aus, wodurch der Einsatz von Sekundärmaßnahmen wie z. B. Abluftreinigung nicht realisiert werden kann (KTBL, 2006).

Die Höhe der Bildung und Freisetzung von Ammoniak lässt sich grundsätzlich beeinflussen durch (verändert nach MONTENY 2000 und PFLANZ, 2011):

- » Minimierung der N-Ausscheidung durch dem Proteinbedarf angepasste Fütterung
- » Reduktion der Harnstoffkonzentration im Harn durch Rationsgestaltung;
- » Verdünnung und Beseitigung von Exkrementen auf Laufflächen;
- » rasche Harnableitung von Laufflächen in gedeckte, kühle Lager;
- » Verminderung der Harnstoffhydrolyse (auf Stallböden);
- » Senkung des pH-Werts der Exkremente;
- » Verringerung des konvektiven Stoffübergangs von Exkrementen;
- » Verringerung der Luftgeschwindigkeit über emissionsaktiven Oberflächen;
- » Minderung des Luftaustauschs zwischen Stall und Flüssigmistkanal.

Eine aktuelle Expertenabschätzung des jeweils maximal erreichbaren Reduktionspotenzials von Maßnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen für Milchvieh-, Geflügel- und Schweinehaltung wurde anhand von Emissionsfaktoren für Standardhaltungsverfahren abgeleitet (EURICH-MENDEN et al. 2010 und 2011 und VDI 3894, Blatt 1, 2011). Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass die tatsächliche Minderung je nach Ausgangssituation und Umsetzung der Maßnahme auch deutlich tiefer liegen kann. Für den direkten Vergleich der emissionsmindernden Wirkung ist eine definierte Referenz- oder Ausgangssituation erforderlich (KECK und SCHRADE 2011). Weiter ist nicht davon auszugehen, dass wenn mehrere emissionsmindernde Maßnahmen gleichzeitig zur Anwendung kommen, sich die Minderungspotenziale dieser Einzeleffekte in voller Höhe addieren (VDI 3894, Blatt 1, 2011).

Die Einteilung der von den Experten beschriebenen maximalen Minderungspotenziale erfolgte in drei Kategorien:

Kategorie 1: Es besteht ein nachgewiesener Emissionsminderungseffekt, die Minderungsmaßnahme ist praxistauglich und gut zu kontrollieren;

Kategorie 2: Die Minderungswirkung der Maßnahme ist zwar im Praxismaßstab nachgewiesen, aber nicht einfach zu kontrollieren;

Kategorie 3: Emissionsminderungspotenzial vorhanden, Reduktionspotenzial aber (noch) nicht festlegbar – einer der nachfolgend genannten Punkte trifft zu:

- » emissionsmindernde Wirkung ist nicht immer nachweisbar bzw. unzureichend nachgewiesen;
- » Umsetzung in die Praxis erscheint wenig realistisch;
- » Kosten der Maßnahme sind zu hoch;
- » es können unerwünschte Nebeneffekte auftreten.

Keine Einstufung: Reduktionspotenzial nicht abschätzbar oder kein Reduktionspotenzial nachweisbar (EURICH-MENDEN et al. 2010 und 2011).

Die bedarfsgerechte Fütterung wird zurzeit als einzige Maßnahme in der Milchvieh- und Schweinehaltung angesehen, die in Kategorie 1 eingestuft werden kann. Darüber hinaus wird in der Schweinehaltung die Zuluftkühlung als einzige weitere Maßnahme in Kategorie 1 aufgeführt.

In der Kategorie 2 werden für die Milchviehhaltung, die Weidehaltung und die bauliche Ausführung der Laufflächen mit Gefälle und Rinne für Harnableitung in Kombination aufgeführt; in der Schweinehaltung gibt es keine in Kategorie 2 eingeordnete Maßnahmen.

In die Kategorie 3 werden bei der Rindviehhaltung:

- » Spülen der Laufflächen mit Wasser (ungünstige Einstufung aufgrund hohen Wasserverbrauchs, höhere Kosten auch bei Lagerung und Ausbringung, Wassereinsatz auf max. 20 l TP⁻¹ d⁻¹ begrenzen);
- » Säurezusätze zu Flüssigmist (hohe Kosten bei Zugabe von organischen Säuren; anorganische Säuren: erhöhte Risiken bei Handhabung, Korrosion, erhöhte Kosten);
- » Anwendung von Ureaseinhibitoren (Minderungspotenzial vorhanden; technische Umsetzung in die Praxis ist noch nicht eingeführt, Verteilung noch in der Entwicklung; Kosten derzeit noch sehr hoch; gesundheits-/ umwelttechnisch geprüft);

und bei der Schweinehaltung:

- » Multiphasenfütterung (tägliche Anpassung (von 18 auf 13 % RP), Ausgleich essenzieller Aminosäuren (Lysin, Methionin));
- » Reduzierung der emittierenden Oberfläche/ Bodengestaltung (nur in der Ferkelaufzucht machbar, z. B. planbefestigter, konvexer bzw. geneigter Boden mit Harnrinnen oder anderen Ableitungseinrichtungen, Trennung der Funktionsbereiche);
- » Futterzusätze/ Futterkomponenten, z. B. zur Reduzierung des pH-Wertes im Urin, Verbesserung der N-Ausnutzung (EU-rechtliche Vorgaben zur Zugabe in Futtermitteln müssen gewährleistet sein, mit Zusatzkosten verbunden);

- » Säurezugabe zu Flüssigmist (hohe Kosten, Risiken bei der Handhabung, Korrosion kann auftreten);
- » Optimierung der Luftführung im Stall (Minimierung der Konzentrationsgradienten im bodennahen Bereich des Stalles); Lagerungsdauer Flüssigmist mit der Referenz: Lagerdauer eine Mastperiode. Maßnahme: Güllekanäle 1- bis 2-mal innerhalb der Mastperiode entleeren (emissionsmindernde Wirkung ist nicht immer nachweisbar bzw. unzureichend nachgewiesen, mehr technischer Aufwand, höhere Arbeitskosten); aufgeführt.

Keine Einstufung war für die Verfahren

- » Zusätze von Mineralien, Bakterien, Mikroorganismen zum Flüssigmist (keine wiederholbaren Minderungseffekte)
- » Abschiebefrequenz der Laufflächen (mehr als 12 mal pro Tag) (Überprüfbarkeit dieser Maßnahme ist nicht gegeben, die Maßnahme kann auch zu einer Erhöhung der Emissionen führen, gute fachliche Praxis sieht bereits mehrmaliges Abschieben am Tag vor) in der Milchviehhaltung
- » Spülsysteme (hoher technischer Aufwand, hoher Wasserbedarf, mit Kosten verbunden),
- » Abdeckung der Gülle unter den Spalten (es existieren keine praktikablen Lösungen)
- » Großgruppe (Emissionsminderungseffekt nicht wissenschaftlich nachgewiesen) in der Schweinehaltung möglich.

Da im Gegensatz zur Milchvieh- und Schweinehaltung im Bereich der Geflügelhaltung nur wenige Informationen zu den Minderungsmaßnahmen hinsichtlich Ammoniak vorliegen, wurde dort generell auf eine Kategorisierung verzichtet. Generell kann für den Bereich der Geflügelhaltung festgestellt werden, dass als baulich-technische Maßnahmen das Kotband und die Belüftung des Kotbandes Berücksichtigung finden sollten. Welchen Einfluss die Kotlagerung außerhalb des Stalles auf die Emissionen hat, kann aufgrund fehlender Emissionsdaten nicht festgelegt werden. Die Entmistungsintervalle des Kotbandes hingegen spielen eine wichtige Rolle für die Emissionsminderung. Als Standard wird von einer wöchentlichen Entmistung der Kotbänder ausgegangen, besser ist eine Entmistung zweimal pro Woche. Die Kotbandbelüftung sollte mit mindestens 0,4 bis 0,5 m³ pro Tier und Stunde durchgeführt werden.

Ergebnisse und Diskussion

Sowohl für die Emissionsberichterstattung als auch im Bereich der Genehmigungsverfahren werden detaillierte Emissionsfaktoren benötigt, wobei je nach dem Verwendungszweck unterschiedliche Anforderungen an den Aussagegehalt der Emissionsfaktoren zu stellen sind. Für eine differenzierte Betrachtung des Emissionsgeschehens einer Tierhaltungsanlage ist zurzeit in den meisten Fällen aber nur eine unzureichende Datengrundlage vorhanden. Dies gilt nicht nur für die Emissionsfaktoren von Haltungsverfahren verschiedener Produktionsrichtungen oder Haltungstechniken für Rinder, Schweine und Geflügel sondern insbe-

sondere auch für die Beurteilung von Minderungstechniken. Neben Daten für Stallhaltungsverfahren werden Daten für nicht gefasste Quellen wie Ausläufe und Lagerstätten sowie Aufbereitungsanlagen benötigt (KTBL-vTI, 2011).

Literatur

- Eurich-Menden B., Döhler H., Darmstadt; Van den Weghe H., 2010: Ammoniakemissionsfaktoren im landwirtschaftlichen Emissionsinventar - Teil 1: Milchvieh. Landtechnik 6/2010, 434-436;
- Eurich-Menden B., Döhler H., Darmstadt; Van den Weghe H., 2011: Ammoniakemissionsfaktoren im landwirtschaftlichen Emissionsinventar - Teil 2: Geflügel und Mastschweine. Landtechnik 1/2011, 60-63;
- Keck M., Schrade S., 2011: Anforderungen an Maßnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen in der Rindviehhaltung. In: Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik,. KTBL-Schrift 491, 386-390;
- KTBL, 2006: Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen - Verfahren, Leistungen, Kosten; KTBL-Schrift 451;
- KTBL-vTI, 2011: Abschlussbericht „Emissionen der Tierhaltung und Minderungsmaßnahmen – Ammoniak, Geruchsstoffe, Staub“; KTBL- vTI Fachgespräch; 27./28. Mai 2010 im Forum des vTI in Braunschweig;
- Monteny G.J., 2000: Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. Ph.D. Thesis University Wageningen, Netherlands;
- Pflanz W., 2011: Emissionsminderungsmaßnahmen in der Schweinehaltung. In: Emissionen der Tierhaltung. Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik,. KTBL-Schrift 491, 270-278;
- VDI 3894, Blatt 1, 2011: Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen; Haltungsverfahren und Emissionen; Schweine, Rinder, Geflügel, Pferd. ICS 13.040.40, 65.020.30; NA 134-01-30 AA N 0112; Beuth Verlag, 2011;

Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Biogasgärrückständen und konventionellen GülLEN – Messungen und Modelle

Andreas Pacholski, Kang Ni, Robert Quakernack,
Dirk Gericke und Henning Kage
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel,
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung,
Abteilung Acker- und Pflanzenbau
pacholski@pflanzenbau.uni-kiel.de

Abstract

Düngung mit Biogasgärresten wies im Vergleich zu Schweine- oder Rindergülle signifikant erhöhte spezifische Ammoniakverluste auf. Simulationen mit einem dynamischen Modell über einen Zeitraum von 12 Jahren berechneten niedrige Ammoniakemissionen bei Gärrestdüngung von Silomais und Zuckerrübe im Vergleich zu anderen Biogaskulturen.

Keywords

Biogasgärrest, N-Verluste, Erträge, Bioenergiekulturen

Einleitung

Seit der Verabschiedung des Erneuerbare Energien Gesetzes im Jahre 2000 und vor allem seit dessen 1. Novellierung im Jahre 2004 hat die Zahl von Biogasanlagen in Deutschland nahezu exponentiell zugenommen. Zusammen mit der Anzahl der Biogasanlagen ist die Menge der als Kuppelprodukt entstehenden Biogasgärreste angestiegen. Diese werden zur Düngung der angebauten Biogaskulturen (Silomais, GPS-Getreide etc.) herangezogen. Die ausgebrachten Gärreste beinhalten einen sehr hohen Anteil an Vergärungssubstrat aus Energiekulturen (NawaRo) und besitzen hohe pH-Werte und NH_4^+ -N-Gehalte. Sie weisen grundsätzlich ähnliche Eigenschaften wie konventionelle GülLEN auf. Es besteht deshalb ein großes Potenzial der Ammoniak (NH_3)-Verflüchtigung bei Lagerung und Feldausbringung dieser Gärreste.

Obwohl die grundlegenden Zusammenhänge der NH_3 -Verflüchtigung nach Ausbringung von organischen Düngern bekannt sind (SOMMER & HUTCHINGS 2001), ist die Bedeutung verschiedener Teilprozesse der NH_3 -Verflüchtigung noch nicht hinreichend verstanden und quantifizierbar. Dies macht es erforderlich, neuartige organische Dünger bezüglich ihrer NH_3 -Emissionen experimentell zu testen und die für ihr spezifisches NH_3 -Potenzial bedeutendsten Eigenschaften zu

identifizieren. Gerade bei aufgrund ihres hohen NawaRo-Anteils in der Vergärung neuartigen Biogasgärresten ist die Quantifizierung der NH_3 -Verluste besonders relevant. Durch die Förderung der Biogasproduktion sollen vor allem fossile Energieträger ersetzt, Treibhausgasemissionen reduziert und der damit verknüpfte Umweltnutzen erzielt werden. NH_3 -Emissionen sind in Deutschland mittlerweile die größte Quelle von Verbindungen, welche zur Bodenversauerung sowie zur Eutrophierung N-limitierter Ökosysteme beitragen (UBA 2010). Darüber hinaus tragen sie nach Deposition indirekt zu Emissionen des Treibhausgases N_2O bei: 1 % des emittierten NH_3 -N wird als N_2O -N reemittiert (IPCC Guidelines 2006 EF4 Faktor 0,01 (0,002-0,05)).

Eine Voraussetzung für einen validen quantitativen Vergleich der Emissionspotenziale verschiedener organischer Dünger ist die simultane Messung der NH_3 -Emissionen unter Berücksichtigung möglichst umfangreicher Ausbringungsbedingungen (Bestände, Witterung, Böden). Auch bei einem solchen Untersuchungsansatz ist die Zahl der eingesetzten Gärreste und der Ausbringungsbedingungen begrenzt, was eine Verallgemeinerbarkeit der Untersuchungsergebnisse einschränkt. Durch die Entwicklung von Modellansätzen auf Grundlage eines möglichst umfangreichen Datenmaterials kann ein hinreichendes Prozessverständnis erarbeitet werden, welches eine umfassende Bewertung von NH_3 -Emissionen nach Gärrestausbringung im Vergleich zu herkömmlichen Gülle ermöglicht. Zur Identifizierung von Unterschieden in den NH_3 -Emissionspotenzialen zwischen verschiedenen organischen Düngern und der dafür bedeutenden Faktoren können empirische Modelle herangezogen werden. Die Bewertung von NH_3 -Emissionen aus verschiedenen Bioenergiekulturen unter Berücksichtigung diverser Witterungs- und Bestandesbedingungen sollte mit mechanistischen Modellen durchgeführt werden, welche den quantitativen Effekt dieser Bedingungen auf die Verlustprozesse in hoher zeitlicher Auflösung berechnen.

Material und Methoden

Das Projekt ‚Biogas-Expert‘

An der Christian-Albrechts-Universität (CAU) zu Kiel wurde das Verbundprojekt ‚Biogas-Expert‘ etabliert, welches die Bewertung verschiedener Anbausysteme (Silomais, Ackergras, Wintergetreide GPS) zur Bereitstellung von Substraten zur Biogaserzeugung sowie die Ermittlung der N-Düngungswirksamkeit von Biogasgärresten und deren Umweltwirkungen (Nitratauswaschung, Emission von Treibhausgasen und NH_3) zum Gegenstand hat. Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2006–2011 repräsentativ in drei typischen Landschaftsräumen Schleswig-Holsteins (Hügelland, Geest, Marsch) durchgeführt.

Messung der NH_3 -Verluste

In den Feldversuchen wurden Dünge- und Umweltwirkungen der organischen Dünger Schweinegülle, Rindergülle sowie von Biogasgärresten aus Kofermentation von Biogaskulturen (NawaRo) mit tierischen Gülle bzw. aus ausschließlicher Fermentation von NawaRo-Substraten untersucht. Die Dünger wurden mit

Schleppschläuchen ausgebracht und in verschiedenen Dünge­stufen getestet. Aufgrund der nur einfach verfügbaren Düngerausbringungstechnik konnten die Substrate nicht zeitgleich ausgebracht werden. Die NH_3 -Verluste wurden durch Messungen in den 4fach wiederholten Behandlungen der agronomischen Feldversuche bestimmt. Dazu wurden mit einfachen Passivsammlern semi-quantitative Messungen zur Erfassung der Feldwiederholungen in den Parzellen durchgeführt. Durch simultane Messung mit der quantitativ messenden Dräger Tube Kammermethode auf zwei Parzellen wurden die durch Passivsammler erhobenen Verluste nach Ableitung eines Transferquotienten in absolute Verluste überführt. Zur Überprüfung dieses Versuchsansatzes wurde zu verschiedenen Terminen Vergleichsmessungen mit einem mikrometeorologischen Standardverfahren durchgeführt (Details zum Vorgehen in GERICKE et al. 2011).

Empirisches Modell

Zum Vergleich der spezifischen relativen NH_3 -Verluste der angewandten organischen Dünger und zur Identifizierung der wichtigsten Einflussfaktoren wurde ein empirisches Modell an die Daten angepasst. Der Verlauf wird hier mit einer Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben. Die beiden Modellparameter N_{max} (asymptotischer Endverlust) und K_m (Halbwertszeit zur Erreichung von N_{max}) wurden als Funktionen der gemessenen Einflussgrößen (Witterung, Dünge­eigenschaften, Düngermanagement) berechnet. Die Vorgehensweise ist ausführlich in Ni et al. (2011) beschrieben.

Dynamisches Modell

Zur genauen Beschreibung von NH_3 -Verlustverläufen bei Berücksichtigung der aktuellen Witterungs- und Bestandesbedingungen wurde auf Basis der erhobenen Daten ein dynamisches Modell entwickelt (GERICKE et al. 2012). Im Grundsatz beruht es auf der NH_3 -Verflüchtung aus der Grenzschicht Boden-Atmosphäre in Abhängigkeit vom NH_3 -Konzentrationsgradienten und Widerständen, welche den Übergang von NH_3 in die freie Atmosphäre begrenzen. Das Modell wurde dazu genutzt, auf Basis von Witterungsdaten aus 12 Jahren (1997–2008) am Standort Hohenschulen bei Kiel NH_3 -Verluste (bis 5 Tage nach Ausbringung) aus verschiedenen Energiekulturen nach Biogasgärrestdüngung (pH 7,8, 56 % NH_4^+ -N Anteil) mit kulturtypischen Dünger-Mengen zu berechnen. Die Kulturen umfassten Silomais, Wintergetreide GPS, Ackergras, Zuckerrübe und Winterraps. Winterraps wurde als alternative Kultur zur Nutzung von Biogasgärresten in die Berechnung mit aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die angewandte Methode zur NH_3 -Messung in agronomischen Feldversuchen wurde durch eine gute Übereinstimmung mit den mikrometeorologischen Vergleichsmessungen bestätigt (GERICKE et al. 2011, QUAKERNACK et al. 2011). Die so erhobenen Daten konnten damit zur Modellentwicklung herangezogen werden.

Bei einem einfachen Vergleich der gemessenen NH_3 -Emissionen wiesen Biogasgärreste die signifikant höchsten relativen N-Verluste auf (N₁ et al. 2011). Allerdings war dieser Vergleich durch ungleiche Düngezeitpunkte und unterschiedliche Ausbringungsmengen beeinträchtigt. Nach Anpassung des empirischen Modells konnte ein Einfluss dieser Faktoren auf den Vergleich der organischen Dünger ausgeschlossen werden. Bei Berechnung von NH_3 -Verlusten unter identischen Bestandes-, Witterungs- und Managementbedingungen ergaben sich bei Ausbringung von Biogasgärresten signifikant höhere Emissionen als bei Düngung mit Schweine- oder Rindergülle (Abb. 1). Die Ergebnisse sind in N₁ et al. (2011) detailliert dargestellt.

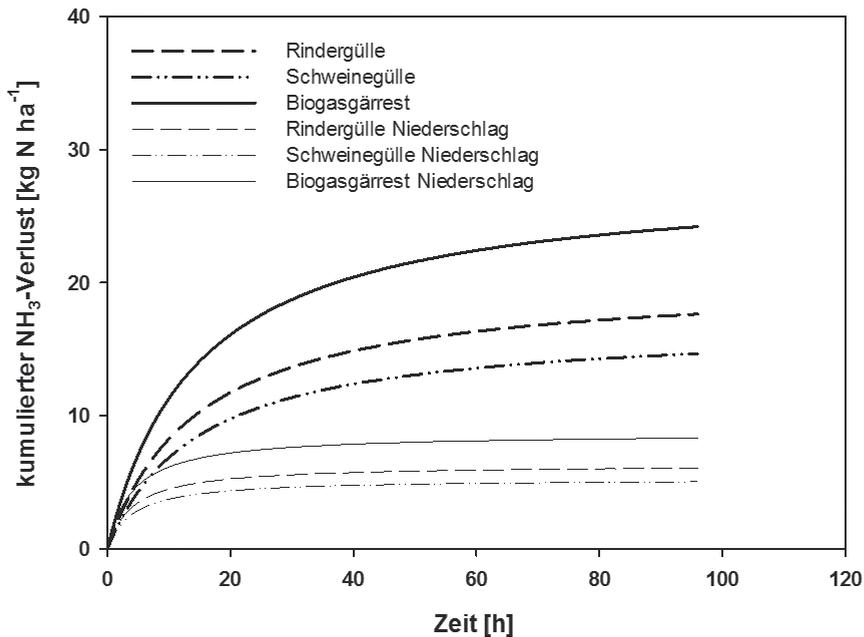


Abb. 1: NH_3 -Emissionen nach Ausbringung von $120 \text{ kg N}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1}$ verschiedener organischer Dünger unter identischen Bestandes- und Witterungsbedingungen (Winterweizen, Mai 2008) mit und ohne Einfluss von Niederschlag

Die Simulation der NH_3 -Verluste mit dem dynamischen Modell zeigte deutliche Unterschiede zwischen den Energiekulturen und eine sehr große Variabilität zwischen den Jahren (Abb. 2). Trotz der hohen Variabilität in den Emissionen ist deutlich zu erkennen, dass die Nutzung von Silomais und Zuckerrüben mit den geringsten NH_3 -Emissionen verknüpft sind, v. a. wegen der Möglichkeit der Einarbeitung der Dünger (Median 3–10 % ausgebrachtes NH_4^+ -N bei Einarbeitung). Diesen beiden Kulturen folgen Wintergetreide GPS und Winterraps (Median 20–25 %), die höchsten Emissionen wurden für Weidelgras simuliert (Median 20–40 %). Bezogen auf die relativen NH_3 -Verluste sind große Ausbringungsmengen kleineren, aufgeteilten Gaben vorzuziehen.

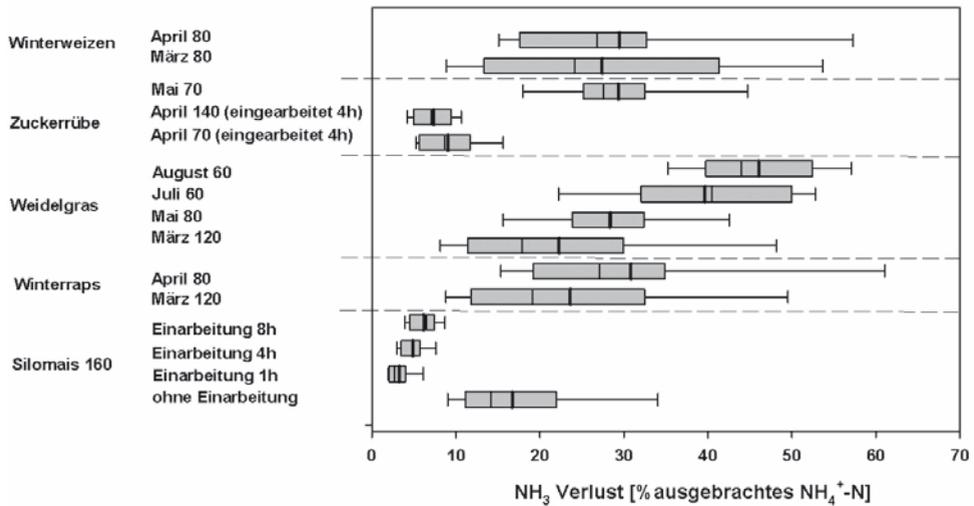


Abb. 2: NH₃-Emissionen nach Düngung verschiedener Bioenergiekulturen mit Biogasgärresten (N_{tot}, pH 7,8, 56 % NH₄⁺-N) am Standort Hohenschulen bei Kiel in den Jahren 1997–2008 (dünne vertikale Linie: Median, dicke vertikale Linie: Mittelwert)

Bei Berücksichtigung des Ertragsniveaus der verschiedenen Energiekulturen weisen Silomais und Zuckerrübe an geeigneten Standorten die höchsten Trockenmasseerträge auf, was die spezifischen NH₃-Emissionen noch weiter absenkt. Die gleiche Abfolge in den kulturspezifischen NH₃-Emissionen wurde auch in Messungen in der Marsch ermittelt (QUAKERNACK et al. 2011). Wahrscheinlich wurden in der Modellierungsstudie die NH₃-Verluste etwas überschätzt, da Gärreste auch zu sehr ungünstigen, also warmen und trockenen Zeitpunkten ausgebracht wurden. Allerdings treten in verschiedenen Jahren Großwetterlagen auf, die eine Ausbringung von organischen Düngern auch unter solchen Bedingungen notwendig machen, so dass die Spannweite der berechneten Werte realistisch ist. Es zeigt sich, dass auch eine Ausbringung von organischen Düngern mit Schleppschläuchen in Pflanzenbestände mit sehr hohen NH₃-Verlusten verknüpft sein kann. Weitere technische Minderungsmaßnahmen, wie z. B. Gülleensäuerung, sind erforderlich, um das Emissionsniveau abzusenken.

Literatur

- Gericke D., Pacholski A., Kage H. (2011): Measurement of ammonia emissions in multi-plot field experiments, *Biosystems Engineering*, 108(2) 164-173
- Gericke D., Bornemann L, Kage H. , Pacholski A.(2012): Modelling ammonia losses after field application of biogas slurry in energy crop rotations, *Water, Air & Soil pollution*, 223:29–47
- IPCC Guidelines (2006), Egglestone et al. Eds. '2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Vol 4 Agriculture', Institute of Global Environmental Strategies, Japan

- Ni K., Pacholski A., Gericke D. and Kage H. (2011): Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, DOI: 10.1002/jpln.201000358, erschien im early view online
- Quakernack R., Pacholski A., Techow A., Herrmann A., Taube F., Kage H.(2011): Ammonia volatilization and yield response after application of biogas residues to energy crops in a coastal marsh of Northern Germany, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, DOI: 10.1016/j.agee.2011.05.030
- Sommer S.G. and Hutchings N.J. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. - *European Journal of Agronomy* 15: 1 - 15.
- UBA (2010) Umweltbundesamt, <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=3574>. Zugriff am 20.09.2010

Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Welche Verlustraten sind realistisch?

Thomas Kreuter
SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH,
Landwirtschaftliche Anwendungsforschung Cunnersdorf
thomas.kreuter@skwp.de

Abstract

Die mineralische Stickstoffdüngung wird derzeit für knapp 14 % der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft verantwortlich gemacht. Deutschland ist international umfangreiche Verpflichtungen zur Minderung dieser Emissionen eingegangen. Die Berechnung der NH_3 -Verluste nach Mineral-N-Düngung erfolgt mit Hilfe pauschaler Emissionsfaktoren. Für Harnstoff wird derzeit mit einer Verlustrate von ca. 12 % des applizierten Dünger-N gerechnet. Diese Kennzahl beruht auf einigen wenigen, selektiv ausgewählten Studien. Für hiesige Standort- und Anwendungsbedingungen scheint sie zu hoch veranschlagt zu sein. Neuere Literaturquellen sowie die zahlreichen N-Formen-Vergleiche der Ressortforschung weisen auf geringere Nettoverluste ($< 10\%$ bis $< 5\%$) in der landwirtschaftlichen Praxis hin. Ferner sind die Differenzen zwischen den NH_3 -Verlusten aus Ammoniumnitrat und Harnstoff gerade auf Standorten mit einem hohen Verlustpotenzial oft geringer als veranschlagt. Aus diesen Gründen ist eine Revision der bestehenden NH_3 -Emissionsfaktoren angeraten. Diese kann z. B. durch eine systematische Analyse der bestehenden Datensätze in Anlehnung an BOUWMAN et al. (2002) erfolgen. Darüber hinaus können Feldstudien der Ressortforschung sowie regionale Datensätze zur NH_3 -Deposition im Verhältnis zu den potenziellen NH_3 -Emissionsquellen in die Überlegungen einbezogen werden.

Keywords

Ammoniak, Mineraldünger, Emissionsfaktor, Dünger-N-Effizienz

Einleitung

Der Eintrag von Stickstoff aus der landwirtschaftlichen Produktion in terrestrische und aquatische Ökosysteme gilt als gravierendes Umweltproblem. Ursachen sind vor allem die Auswaschung bzw. der Oberflächenabfluss von Nitrat sowie die Freisetzung von Ammoniak (NH_3). Die Bundesrepublik Deutschland ist international umfangreiche Verpflichtungen zur Minderung der NH_3 -Emissionen eingegangen. Hauptverursacher dieser Emissionen ist die Tierproduktion. Auf die Mineraldüngung gehen weniger als 14 % der NH_3 -Freisetzungen aus der Landwirtschaft zurück. Harnstoff-Dünger spielen trotz ihres geringen Marktanteils in Deutschland ($< 25\%$) im Rahmen der NH_3 -Emissionsberichterstattung eine relativ große Rolle,

da sie auf den meisten Standorten ein höheres Potenzial für NH_3 -Emissionen aufweisen als andere Dünger-N-Formen.

Die NH_3 -Verlustraten aus Mineraldüngern erscheinen im europäischen und deutschen Emissionsinventar zwar als Funktionen der mittleren Frühjahrstemperatur; der Einfluss dieser Variable auf das Ergebnis bleibt aber gering (EMEP/EEA 2009; RÖSEMANN et al. 2011). In erster Linie gehen die NH_3 -Emissionsfaktoren auf einige Datensätze der 1980er und 1990er Jahre zurück. Für Harnstoff ergeben sich letztendlich N-Verluste von 11 bis 14 % des gedüngten Harnstoffs (Tab. 1).

Tab. 1: NH_3 -Verluste (in % der gedüngten N-Menge) nach Harnstoff-Applikation laut Berechnungsvorschrift in den NH_3 -Emissionsinventaren der EU und Deutschlands

| NH_3 -N-Verlustrate | Bemerkung | Quellen |
|---|--|---------------------------------------|
| 12–14 % (temperaturabhängig) | Verlustrate für Ackerland; laut EMEP/EEA soll der Acker-Faktor seit 2009 auch für Grünland gelten (ursprünglich Grünland 23 %, Acker 11,5 %) | EMEP/EEA 2009 RÖSEMANN et al. 2011 |
| Berechnungsvorschrift: Emissionsfaktor _{urea} = $0,1067 + 0,0035 \times t_{\text{spring}}^*$ Die anvisierte Verlustrate basiert auf einem Vorschlag von V. D. WERDEN & JARVIS (1997). | | |

* t_{spring} = mittlere Frühjahrstemperatur (in Mitteleuropa 6–9 °C)

Die entsprechenden Werte für Kalkammonsalpeter (KAS) bzw. Ammoniumnitrat lauten 0,8 bis 0,9 %. Für Ammoniumsulfat und Ammoniumphosphat gelten jeweils Verlustraten von ca. 1,5 %. Schon damals gab es Studien, die zu anderslautenden Ergebnissen kamen. Heute existieren im Hinblick auf den Harnstoff-Einsatz zahlreiche Belege für deutlich geringere NH_3 -Verluste. Außerdem zeigt sich, dass auf Standorten mit einem hohen Emissionspotenzial die Verlustraten auch für Ammoniumnitrat beträchtlich sein können. Die aktuellen NH_3 -Emissionsfaktoren bedürfen deshalb einer Revision. Vertreter aus Wissenschaft und Umweltpolitik haben dieses Problem erkannt und eine Überarbeitung dieser Kennzahlen angemahnt (SCHMIDHALTER 2010; UBA 2011).

Der vorliegende Beitrag verdeutlicht anhand konkreter Beispiele die Notwendigkeit einer solchen Revision. Es werden Möglichkeiten diskutiert, den aktuellen Wissensstand zur Höhe der NH_3 -Verluste nach Mineraldüngung in eine Aktualisierung der entsprechenden Emissionsfaktoren einfließen zu lassen.

NH₃-Emissionsfaktoren für Harnstoff-Dünger

Seit NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft als ernstzunehmendes Umweltproblem eingeschätzt werden, steht die Aufgabe, diese zu quantifizieren und den landwirtschaftlichen Emissionsquellen zuzuordnen. Ein frühes, ursprünglich viel beachtetes NH₃-Inventar für Europa stammt von BUISMAN et al. (1987). Auf Basis von zehn Publikationen, darunter einer Review-Arbeit zu NH₃-Messungen in den 1970er und 1980er Jahren, legten die Autoren Verlustraten von ca. 10 % sowohl für Harnstoff als auch für Ammoniumnitrat fest. Diese Werte wurden in späteren Inventaren nicht aufgegriffen, da die Messungen überwiegend auf Kalkböden stattfanden. Aber auch bei der Bewertung alkalischer Standorte finden diese Studien heute keine Berücksichtigung mehr. Die Diskussion zu NH₃-Verlusten bei hohen pH-Werten bezieht sich in der Regel auf Harnstoff, Ammoniumsulfat und Ammoniumphosphat. Dabei weisen auch spätere Arbeiten darauf hin, dass die Unterschiede zwischen Ammoniumnitrat und Harnstoff hinsichtlich ihrer NH₃-Verluste auf solchen Standorten nicht selten geringer sind als angenommen (GEZGIN & BAYRAKLI 1995; BOUWMAN et al. 2002).

Ein weiteres europäisches NH₃-Inventar wurde von ASMAN (1992) vorgelegt. Mit dem Hinweis auf die Unzulänglichkeit von Feldstudien revidierte er die Emissionsfaktoren von BUISMAN et al. (1987) auf Basis einer Laborstudie (WHITHEAD & RAISTRICK 1990). Die von ASMAN (1992) vorgeschlagenen Verlustraten bildeten die Grundlage für zahlreiche weitere NH₃-Emissionsinventare in Europa und Amerika. Schließlich erfolgte durch VAN DER WEERDEN & JARVIS (1997) eine erneute Revision der NH₃-Emissionsfaktoren. Im Gegensatz zu ASMAN (1992) waren diese Autoren der Ansicht, dass eine solche Kennzahl nicht auf Basis von Laborversuchen festgelegt werden sollte. Aus eigenen Messdaten und sieben überwiegend auf Grünland durchgeführten Feldstudien leiteten sie NH₃-Verlustraten für Grünland und durch deren Halbierung die entsprechenden Werte für Ackerland ab (Tab. 2). Auf diese Weise entstand für den Harnstoff-Einsatz eine pauschale Verlustrate von 23 % auf Grünland bzw. 11,5 % auf Ackerland. Für alle anderen N-Dünger wurden Verluste in Höhe von 1,6 % bzw. 0,8 % veranschlagt. Diese Werte bilden die entscheidende Grundlage für die veranschlagten NH₃-Verlustraten in den aktuellen Emissionsinventaren.

Tab. 2: NH_3 -Verluste (in % der gedüngten N-Menge) nach Harnstoff-Applikation, aus denen VAN DER WEERDEN & JARVIS (1997) Verlustraten von 23 % (auf Grünland) bzw. 11,5 % (auf Ackerland) der gedüngten N-Menge ableiteten

| NH_3 -Verlustrate | Bemerkung | Quellen** |
|----------------------------|---|-------------------------------|
| 12 ... 46 % | Grünland; Großbritannien | VAN DER WEERDEN & JARVIS 1997 |
| 12 ... 33 % | Grünland; Neuseeland | BLACK et al. 1985 |
| 2 ... 33 % 24 ... 41 % | Grünland; Neuseeland; H_2O -Input variiert 3 Bodenfeuchten; H_2O -Input variiert | BLACK et al. 1987 |
| 13 % 23 % | Winterweizen; Neuseeland Grünland; Neuseeland | BLACK et al. 1989 |
| 9 ... 42 % | Grünland; Australien | CATCHPOOL et al. 1983 |
| 15 ... 24,5 % | Grünland; Großbritannien; Wind: 1 m sec^{-1} (bei höheren Windstärken bis 50 %) | RYDEN & LOCKYER 1985 |
| 6 ... 36 % | Grünland; Großbritannien | RYDEN et al. 1987 |
| 0 ... 30 % | Grünland & Winterweizen; Dänemark; auf sandigem Boden; Wind: $3\text{--}4 \text{ m sec}^{-1}$ | SOMMER & JENSEN 1994 |

** Literaturverzeichnis zu diesen Quellen im Faktencheck Harnstoff 02,
http://www.skwp.de/deutsch/main-nav/presse/faktencheck_harnstoff.htm

Hinweise auf vergleichsweise geringe NH_3 -Emissionen bzw. NH_3 -Verlustraten nach Harnstoff-Applikation werden in den Inventaren bislang nicht berücksichtigt. Dabei gibt es zahlreiche Publikationen, die zu derartigen Ergebnissen kommen. In Tabelle 3 sind einige Beispiele aufgeführt. Unter anderem haben langjährige Untersuchungen der TU München im bayerischen Tertiärhügelland gezeigt, dass dort generell mit geringen NH_3 -Verlusten von $< 5 \%$ des gedüngten Harnstoff-N zu rechnen ist (SCHMIDHALTER et al. 2010).

Tab. 3: Publierte NH_3 -Verluste (in % der gedüngten N-Menge) nach Harnstoff-Applikation, die deutlich unter dem aktuellen Richtwert für die Emissionsberechnung (in Tab. 1) liegen

| NH_3 -N-Verlustrate | Bemerkung | Quellen ** |
|------------------------------|---|--|
| 3 ... 9 % | Feldversuche; USA | HARDING et al. 1963 |
| 0 ... 9 % | Grünland; USA | HARGROVE & KISSEL 1979 |
| 1 ... 3 % | Trockenreis-Flächen; Indien | PATEL & MOHANTY 1989 |
| 3,9 ... 12 % | Winterweizen; Türkei; Kalkboden | GEZGIN & BAYRAKLI 1995 |
| 1,2 ... 2,7 % | Feld- und Gewächshaus- versuche; Ungarn | DEBRECZENI & BEREZCZ 1998 |
| 6,2 ... 8,8 % | Mais (konventionell); Argentinien | PALMA et al. 1998 |
| 3,6 ... 4,9 % | Feldstudie; China | WANG et al. 2004 |
| 0,6 ... 5,5 % | Feld- und Gewächshaus- versuche; Süddeutsch- land | WEBER et al. 2004 KHALIL et al. 2006 & 2009 |
| 0,2 ... 3,8 % | Nassreis-Flächen; Japan | HAYASHI et al. 2006 |

** Literaturverzeichnis zu diesen Quellen im Faktencheck Harnstoff 02,
http://www.skwp.de/deutsch/main-nav/presse/faktencheck_harnstoff.htm

Aus der Analyse von 148 weltweit publizierten Datensätzen aus Labor- und Feldversuchen leiteten BOUWMAN et al. (2002) für Harnstoff eine durchschnittliche Verlustrate von ca. 14 % des applizierten Stickstoffs ab. Wurden ausschließlich Feldstudien berücksichtigt, lag der Wert nur noch bei 11 %. Die entsprechenden Richtwerte für Ammoniumnitrat betragen 5 % bzw. 4 %. Es ist zu bedenken, dass in die Verlustraten von BOUWMAN et al. (2002) zahlreiche Daten aus tropischen und subtropischen Breiten eingeflossen sind, darunter Messergebnisse aus Reisfeldern und Grasbeständen. Oft wurden alkalische Böden untersucht. Auch unter diesem Gesichtspunkt sind für den Harnstoff-Einsatz in Mitteleuropa NH_3 -Verlustraten von deutlich unter 10 % durchaus plausibel.

Die zahlreichen N-Formen-Versuche der Ressortforschung belegen, dass zwischen KAS und Harnstoff im Hinblick auf den Ertrag, den N-Entzug und die Dünger-N-Effizienz keine signifikanten Unterschiede bestehen (BAUMGÄRTEL 2010). Es ist folglich auch von vergleichbar hohen N-Verlusten aus beiden Düngern auszugehen. Den NH_3 -Emissionen aus Harnstoff müssen also entsprechende Auswaschungs- oder Denitrifikationsverluste aus KAS gegenüberstehen. Letztere treten aber überwiegend im Winterhalbjahr auf. Folglich gibt es auch kein Indiz dafür, dass während der Vegetationsperiode NH_3 -Verluste aus Harnstoff in der bislang veranschlagten Höhe auftreten. In einer umfangreichen praxisnahen Feldstudie

stellten LLOYD et al. (1997) fest, dass Ertrag, N-Aufnahme und Dünger-N-Effizienz bei KAS-Applikation selbst unter ausgesprochenen NH_3 -Verlustbedingungen (pH 7 ... 9) kaum höher waren als bei Harnstoff-Düngung.

Geringe Netto- NH_3 -Emissionen nach Harnstoff-Applikation in der landwirtschaftlichen Praxis lassen sich auch aus folgenden Zusammenhängen ableiten: Die meisten Böden haben entweder einen geringen pH-Wert oder eine hohe Puffer- und Austauschkapazität; ihr NH_3 -Verlustpotenzial ist damit gering. Bei der ersten N-Gabe im Frühjahr sind in der Regel feuchte Böden, niedrige Temperaturen und damit günstige Umweltbedingungen für geringe NH_3 -Verluste gegeben. Spätere N-Gaben erfolgen überwiegend in bereits etablierte Pflanzenbestände, wodurch sich die Höhe der NH_3 -Emission deutlich reduziert (SCHJOERRING & MATTSON 2001).

Fazit

Die schmale und selektiv gewonnene Datenbasis der aktuell verwendeten NH_3 -Emissionsfaktoren für Mineraldünger besitzt nur eine geringe Repräsentativität. Für die Berücksichtigung der NH_3 -Emissionen nach Mineraldüngung in den deutschen Emissionsinventaren besteht somit Forschungsbedarf.

Eine Anpassung der Emissionsfaktoren könnte über folgende Schritte erfolgen:

- » Einbeziehung einer möglichst großen Datenbasis in die Ableitung pauschaler NH_3 -Verlustraten (z. B. in Anlehnung an das Vorgehen von BOUWMAN et al. 2002);
- » Einbeziehung praxisnaher N-Formen-Vergleiche der Ressortforschung zu Fragen der Ertragswirkung und N-Effizienz der verschiedenen Mineraldünger;
- » Verlustbilanzierung auf Basis regional verfügbarer Daten (NH_3 -Deposition; Anteile der N-Formen am Düngereinsatz; NH_3 -Emissionen aus anderen Quellen);
- » Durchführung von weiteren vergleichenden Untersuchungen zur Höhe der NH_3 -Verlustraten nach Mineraldüngung unter Praxisbedingungen.
- » Zumindest die Einbeziehung einer breiteren Datenbasis sollte relativ kurzfristig und mit vertretbarem Aufwand durchzusetzen sein.

Literatur

- Asman W.A.H. (1992): Ammonia emission in Europe: Updated emission and emission variations. Report No. 228471008. Nat. Inst. f. Public Health & Environmental Protection, Biltoven (the Netherlands).
- Baumgärtel G. (2010): Effizienz der mineralischen Stickstoffdüngung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, Darmstadt, S. 26-30
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M. & Batjes N.H. (2002): Estimation of global NH_3 volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biochemical Cycles* 16(2): 1024-1037.
- Buijsman E., Maas H.F.M. & Asman W.A.H. (1987): Anthropogenic NH_3 emissions in Europe. *Atmospheric Environment* 21(5): 1009-1022.
- EMEP/EEA (2009): Air pollutant emission inventory guidebook. Part B: sectoral guidance

- chapters; Chapter 4.D: Agriculture – Crop production and agricultural soils; 39 pp.
- Gezgin S. & Bayrakli F. (1995): Ammonia volatilization from ammonium sulphate, ammonium nitrate, and urea surface applied to winter wheat on a calcareous soil. *J. of Plant Nutrition* 18: 2483-2494.
- Lloyd A., Webb J., Archer J.R. & Sylvester-Bradley R. (1997): Urea as a nitrogen fertiliser for cereals. *Journal of Agricultural Science, (Cambridge)* 128: 263-271.
- Rösemann C., Haenel H.D., Poddey E., Dämmgen U., Döhler H., Eurich-Menden B., Laubach P., Dieterle M. & Osterburg B. (2011): Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2011 for 2009. Methods and data. vTI Agriculture & Forestry Research. *Landbauforschung, Special Issue (Sonderheft)* 342: pp. 320; 380.
- Schjoerring J.K. & Mattsson M. (2001): Quantification of ammonia exchange between agricultural cropland and the atmosphere: Measurements over two complete growth cycles of oilseed rape, wheat, barley and pea. *Plant Soil* 228: 105-115.
- Schmidhalter U., Schraml M., Weber A. & Gutser R. (2010): Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten. In: KTBL (Hrsg.): *Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden*, Darmstadt, S. 92-102
- UBA (2011): UN ECE-Luftreinhaltekonvention – Task Force on Reactive Nitrogen. Systematische Kosten-Nutzen-Analyse von Minderungsmaßnahmen für Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft für nationale Kostenabschätzungen; UBA-Vorhaben FKZ 312 01 287: S. 35.
- Van der Weerden T.J. & Jarvis S.C. (1997): Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. *Environmental Pollution* 95: 205-211.
- Whitehead D.C. & Raistrick N. (1990): Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils. *J. of Soil Science* 41:387-394.

Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten

Urs Schmidhalter und Manuela Felber
Lehrstuhl für Pflanzenernährung,
Technische Universität München
schmidhalter@wzw.tum.de

Abstract

In Süddeutschland durchgeführte Messungen von Ammoniak-Verlusten nach Harnstoffdüngung ergaben durchschnittliche Verluste von 1–3 % im Ackerbau und von 8 % im Grünland. Die maximalen unter verlustfördernden Bedingungen gemessenen Verluste betragen 5,5 % im Ackerbau und 14 % im Grünland. Die ermittelten Verluste liegen somit deutlich unter den vom European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP 2007) festgelegten Emissionswerten von 11,5 % im Ackerbau und 23 % im Grünland. Andere in Westeuropa durchgeführte Untersuchungen lassen sowohl niedrige als auch vergleichbar hohe Verluste erkennen. Künftige Ammoniak-Emissionsinventuren erfordern eine regionalisierte Bewertung der lokalen Boden- (Boden pH-Wert) und klimatischen Bedingungen (Temperatur, Niederschlagshöhe und -verteilung; Windgeschwindigkeit) sowie die Berücksichtigung der angebauten Kulturen und Düngungszeitpunkte. Eine umfassende und kritische Bewertung der eingesetzten Messtechniken ist ebenso erforderlich wie auch eine gesamtheitliche Bewertung der N-Verluste bei Einsatz verschiedener N-Formen im System Boden–Pflanze unter Einbezug der Nitratauswaschung sowie der Lachgas- und der Ammoniak-Verluste.

Einleitung

Die Problematik der Ammoniakemissionen gewinnt aus umweltpolitischer Sicht zunehmend an Bedeutung. Gasförmige Verluste in Form von Ammoniak aus der Landwirtschaft tragen zur Versauerung von Böden und Oberflächengewässern bei. Dieser Eintrag kann zu Eutrophierung und zum Verlust an Biodiversität in sensiblen Ökosystemen beitragen. Die Tierhaltung stellt mit rund 74 % der gesamten NH_3 -Emissionen die Hauptquelle für Ammoniakemissionen dar (DÄMMGEN & ERISMANN 2006). Es wird geschätzt, dass etwa 18 % der NH_3 -Emissionen in Deutschland aus der Mineraldüngeranwendung stammen und hier insbesondere aus der Anwendung von Harnstoff (DÖHLER et al. 2002).

Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern unter Feldbedingungen

Westeuropäische Untersuchungen ohne Deutschland

DEBRECZENI und BEREZC (1998) untersuchten in einem Feldexperiment mit Winterweizen NH_3 -Verluste nach Einsatz von Ammoniumnitrat, Harnstoff und Ammo-

niumsulfat. Die höchsten Verluste wurden bei Harnstoff beobachtet, wobei die N-Verluste nicht höher als 1,2 % des eingesetzten Stickstoffs waren. In einem Feldexperiment mit Winterroggen, Winterweizen und Feldgras ermittelten CHRISTENSEN und SOMMER (1989) mit Hilfe eines Windtunnelsystems während des Sommers NH_3 -Verluste aus Harnstoff von 20–30 % und von 3–10 % während des Winters. Nach Düngung von Harnstoff, Diammonphosphat, Ammonsulfat und Kalkammonsalpeter zu Winterweizen und Grünland ermittelten SOMMER und JENSEN (1994) während einer 15–20tägigen Messperiode mit Hilfe von Windtunnelsystemen NH_3 -Emissionen von 25 %, 14 %, < 5 % und < 2 %. HARRISON und WEBB (2001) verglichen in einem Übersichtsartikel den Einfluss der N-Formen hinsichtlich gasförmiger Emissionen. Die höchsten Ammoniakemissionen ergaben sich auf allen Böden bei Harnstoff sowie bei Ammoniumsulfat (10–20 % der ausgebrachten N-Menge), das auf Böden mit einem pH > 7,0 eingesetzt wurde. Die NH_3 -Emissionen waren bei Ammoniumnitrat mit weniger als 4 % des eingesetzten Stickstoffs im Vergleich zu Harnstoff deutlich reduziert. Emissionen aus Lösungen, die aus Harnstoff und Ammoniumnitrat bestanden, lagen dazwischen. Für anorganische N-Dünger wurden von MISSELBROOK et al. (2001) in Großbritannien für Harnstoff, Ammoniumnitrat und andere N-Dünger Emissionsfaktoren von 11,5 %, 0,8 % und 0,8 % im Ackerbau sowie von 23,0 %, 1,6 % und 1,6 % im Grünland festgelegt.

Der Einsatz von granuliertem Harnstoff im Grünland ist potenziell verlustgefährdeter als im Ackerbau, da die Einarbeitungsmöglichkeiten begrenzter sind. Darüber hinaus weist Dauergrünland eine hohe Ureaseaktivität auf, welche zu erhöhten NH_3 -Emissionen beitragen kann. In der Literatur werden NH_3 -Verluste nach Düngung von Harnstoff im Grünland von 6 % bis 30 % erwähnt (RYDEN et al. 1987, SOMMER und JENSEN 1994).

Untersuchungen in Deutschland

Am Lehrstuhl für Pflanzenernährung der Technischen Universität München erfolgten im Zeitraum von 1998 bis 2009 quantitative Erfassungen gasförmiger NH_3 -Verluste, insbesondere nach Applikation von Harnstoff, sowohl im Ackerbau als auch im Grünland. Die Ammoniak-Emissionsmessungen wurden mit einer dynamischen Kammermethode durchgeführt (WEBER et al. 2001, 2004; SCHRAML et al. 2009; KHALIL et al. 2009).

Emissionen aus ackerbaulichen Feldkulturen

In insgesamt neun Messkampagnen wurden nach unterschiedlich terminierten Applikationen von jeweils 80 kg N ha⁻¹ zu Winterweizen in den Jahren 1999 und 2000 Ammoniak-Verluste in der Höhe von 0,7 % bzw. 1,9 % des eingesetzten Stickstoffs festgestellt. Als Maximalwert der Ammoniak-Emission wurde ein Wert von 5,5 % der eingesetzten Stickstoffmenge ermittelt (WEBER et al. 2001). Der maximale Verlust bei Einsatz von Kalkammonsalpeter betrug 1,5 %.

In den Jahren 2001 bis 2003 durchgeführte Untersuchungen zur Erfassung von Ammoniakemissionen nach Düngung von Harnstoff ergaben vergleichbare Resultate. Zu unterschiedlichen Düngungszeitpunkten während der Vegetation

wurden auch in diesen Versuchen jeweils 80 kg N ha^{-1} zu Winterweizen gedüngt. Die NH_3 -Emissionen betragen in der Regel weniger als $0,4 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ (ca. 0,5 % des Dünger-N) und erreichten maximal $2,7 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ (3,4 % des Dünger-N). Über einen Zeitraum von vier Jahren wurden durchschnittliche NH_3 -Verluste von 1 % des Dünger-N gemessen. Die Höhe und der Verlauf der NH_3 -Emissionen waren stark von den Witterungssituationen abhängig, insbesondere von der Temperatur sowie von der Niederschlagsmenge und -verteilung.

Emissionen aus Grünland

In mehrjährigen Untersuchungen ergaben sich im Durchschnitt Verluste von 8,3 % des eingesetzten Stickstoffs (SCHRAML et al. 2009) mit Maximalwerten bis zu 14,0 % des eingesetzten Dünger-N. Verglichen mit dem Verlauf der NH_3 -Emissionen nach Düngung von granuliertem Harnstoff auf Ackerland traten die Verluste auf Grünland in einem viel kürzeren Zeitraum von vier bis fünf Tagen auf.

Langzeitversuche zur Bewertung verschiedener N-Formen – Indirekte Ermittlung des Emissionspotenzials

Im Langzeit-N-Formenversuch Weihenstephan (1980–2010) wurde der Einsatz von KAS, ASS, AHL und Harnstoff auf dem Standort Dürnast (sL, pH 6,3, Niederschlagssumme 800 mm ; durchschnittliche Temperatur $7,5 \text{ }^\circ\text{C}$) bei einer durchschnittlichen N-Applikation von 160 kg ha^{-1} N pro Jahr für die Fruchtfolge Kartoffel, Winterweizen und Wintergerste untersucht. Die Erträge betragen relativ für KAS, ASS, AHL und Harnstoff 100, 101, 96 und 99 %. Die N-Abfuhr betrug 143, 145, 132 sowie $142 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Erst in den letzten Jahren durchgeführte optimierte Applikationstechniken von AHL führten zu keinen niedrigeren Erträgen gegenüber den anderen N-Formen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Resultate der im Zeitraum von 1998 bis 2009 in Süddeutschland durchgeführten Emissionsmessungen von Ammoniak nach Einsatz von Harnstoff zeigen auf, dass sowohl im Ackerbau als auch im Grünland Ammoniak-Verluste nach Düngung von Harnstoff insgesamt relativ niedrig ausfielen. Die Ergebnisse stehen einerseits in Einklang mit anderen Messungen unter westeuropäischen Bedingungen, kontrastieren zugleich aber auch höhere unter letzteren Bedingungen gemessene Verluste. Die Ursachen unterschiedlicher Verlusthöhen insbesondere bei Einsatz von Harnstoff sind unklar.

Bei ackerbaulichem Einsatz ergaben sich Ammoniakverluste, die 1–3 % der eingesetzten Mineraldüngermenge in Form von Harnstoff entsprachen. Im Grünland ergaben sich Verluste in einem Bereich von 4,2–14,0 % der gedüngten Stickstoffmenge. Niederschläge unmittelbar nach der Düngung reduzierten die Verluste nahezu vollständig. Durchschnittliche Boden pH-Werte Deutschlands, die im Allgemeinen unter pH 7 liegen, lassen vermuten, dass die potenzielle bodenbedingte Verlustgefährdung relativ niedrig sein dürfte.

Von Bedeutung scheint auch eine differenzierte Bewertung des regionalen Klimas sowohl bezüglich der Niederschlagshöhe, der Niederschlagsverteilung als auch der Luft- und Bodentemperaturen. Eine differenzierte Übertragung der unter anderen Voraussetzungen erzielten Ergebnisse ist angebracht.

Da N-Düngungen im Ackerbau überwiegend in den Monaten März bis Mai durchgeführt werden, die aufgrund der niedrigeren Temperaturbedingungen ein vermindertes Verlustpotenzial erwarten lassen, sind diese Bedingungen in der Interpretation unter anderen Bedingungen erzielter Resultate mit zu berücksichtigen. In diesem Kontext spielen auch die Flächenproportionalität der angebauten Kulturen und die bei den einzelnen Ackerkulturen eingesetzten N-Formen sowie die jeweiligen Düngungszeitpunkte eine Rolle.

Eine Bewertung des bisherigen Kenntnisstandes der Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern zeigt auf, dass selten langjährige Messungen durchgeführt wurden. Der Umfang der in Westeuropa durchgeführten Feldmessungen ist nach wie vor gering und eher älteren Datums. Dieser Umstand und die unterschiedlichen Verlusthöhen, die angenommen bzw. berichtet werden, erfordern vergleichende und mehrjährige Untersuchungen der Verluste von Ammoniak aus Mineraldüngern. Indirekte Ansätze zur Bilanzierung des Verbleibs des Stickstoffs aus Mineraldüngern, insbesondere von Harnstoff und Kalkammonsalpeter, im System Pflanze–Boden unter Nutzung der ^{15}N -Analytik können beitragen, diese Lücke zu schließen und sollten auf Plausibilität in der Quantifizierung von N-Emissionen unter natürlichen Bedingungen geprüft werden. Eine umfassende Bewertung der eingesetzten Messmethodiken zur Erfassung von Ammoniakemissionen ist notwendig. Eine eigentliche Referenzmethodik in der Erfassung von Ammoniakemissionen existiert nicht. Von Bedeutung scheint auch eine vergleichende Bewertung der verschiedenen N-Formen mit Blick auf Ammoniak- und Lachgasverluste im Sinne des sogenannten Emissionswappings, diese sollte auch die Verluste durch Nitratauswaschung miteinschließen. Daraus leitet sich der Bedarf nach mehr systematischen Untersuchungen ab.

Literatur

- Christensen B.T., Sommer S.G. (1989): Volatilization of ammonia from fertilizers and manure – Methodology and loss of ammonia from urea and urea-ammonium-nitrate. *Tidsskrift for Planteavl* 93, 177-190.
- Dämmgen U., Erisman J.W. (2006): Emission, Ausbreitung und Immission von Ammoniak und Ammonium – Übersicht über den gegenwärtigen Stand des Wissens. In: Emissionen der Tierhaltung, Tagungsband der KTBL-Tagung vom 05.12. bis 07.12.2006 im Bildungszentrum Kloster Banz, KTBL-Schrift 449, Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, S. 65 - 78
- Debreczeni K., Berecz K. (1998): Measuring of gaseous nitrogen losses from nitrogen fertilizers in model experiments. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29, 2207-2216.

-
- Döhler H., Dämmgen U., Eurich-Menden B., Osterburg B., Lüttich M., Berg W., Bergschmidt A., Brunsch, R (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniakemissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zuderen Minderung bis zum Jahre 2010. Abschlussbericht im Auftrag von BMVEL und UBA. UBA-Texte 05/02.
- Harrison R., Webb J. (2001): A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy* 73, 65-108.
- Khalil M.I.; Buegger F., Schraml M., Gutser R., Schmidhalter U, Richards K.G. (2009): Gaseous Nitrogen Losses from a Cambisol Cropped to Spring Wheat with Urea Sizes and Placement Depths. *Soil Science Society of America Journal* 73 (4), 1335-1344.
- Misselbrook T.H., Van Der Weerden T.J., Pain B.F., Jarvis S.C., Chambers B.J., Smith K.A., Philipps V.R., Demmers T.G.M. (2001). Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment* 34, 871.880.
- Ryden J.C., Whitehead D.C., Lockyer D.R., Thompson R.B., Skinner J.H., Garwood E.A. (1987): Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK. *Environmental Pollution* 48, 173-184.
- Schraml M., Gutser R., Schmidhalter U. (2009). Abatement of NH₃ emissions following application of urea to grassland by means of the new urease inhibitor 2-NPT. In: Sequi, P. et al. More sustainability in agriculture: New fertilizers and fertilization management. 18th Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers, 8-12 November, Rome.
- Sommer S.G., Jensen C (1994): Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizers surface applied to winter wheat and grassland. *Fertilizers Research* 37, 85-92.
- Weber A., Gutser R., Schmidhalter U. (2004): Effect of new urease inhibitors on gaseous N emissions (NH₃, NO_x, N₂O): following surface application to arable soil. In: A. Weiske. *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture – Mitigation Options and Strategies*. Proceedings of the Int. Conference, February 10-12, 2004 Leipzig, Germany, p. 271-272.
- Weber A., Gutser R., Schmidhalter U. (2001): Field emissions of NH₃ and NO_x following urea application to wheat. 14th. Int. Plant Nutrition Colloquium, Hannover. In: Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, *Developments in Plant and Soil Sciences*, Vol. 92, 884-885.

Prozesse und Triebkräfte für Lachgasemissionen nach der Applikation von N-Düngern

Klaus Dittert¹⁾, Mehmet Senbayram²⁾

¹⁾ Georg-August-Universität Göttingen, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Pflanzenernährung und Ertragsphysiologie

²⁾ YARA GmbH & Co. KG, Forschungsstation Hanninghof, Dülmen
klaus.dittert@agr.uni-goettingen.de

Abstract

Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden sind zum weit überwiegenden Teil auf die Zufuhr von mineralischen oder organischen N-Düngemitteln zurückzuführen. Mineralische und organische N-Verbindungen werden durch die natürliche Mikroorganismenflora in Böden, Gewässern und Sedimenten umgesetzt, und eine Vielzahl von Organismen bildet dabei Stickoxid-Gase und elementaren Stickstoff, die in die Atmosphäre entweichen. Die beteiligten Organismen und Prozesse sind seit mehreren Jahrzehnten im Fokus der Forschung und spätestens seit Verabschiedung des Kyoto-Protokolls im Jahr 1997 wird intensiv nach Maßnahmen gesucht, um Einfluss zu nehmen auf die Umsetzungen und resultierende Emissionen. Der folgende Beitrag beleuchtet die mikrobiologischen Hintergründe, insbesondere die mikrobielle Nitrifikation und Denitrifikation, die enge Verbindung zwischen beiden Prozessen und den Einfluss von Umweltbedingungen und Management. Handlungs-/Entwicklungsbedarf wird an Beispielen aufgezeigt.

Keywords

Nitrifikation, Denitrifikation, organischer Dünger, Mineraldünger, C_{org}.

Einleitung

Lachgas (N₂O) wird aus Böden in die Atmosphäre freigesetzt, nachdem es dort vornehmlich durch mikrobielle Nitrifikation oder mikrobielle Denitrifikation gebildet wurde. Die beiden Prozesse laufen in Böden oft in enger zeitlicher Folge ab, nicht selten zeitgleich, dann jedoch räumlich voneinander getrennt in verschiedenen Bodenkompartmenten. Für moderat bis intensiv gedüngte, landwirtschaftlich genutzte Böden ist der enge Zusammenhang der emittierten N₂O-Mengen mit der N-Düngungsintensität oder dem nicht durch Pflanzen aufgenommenen N (N-Überhang) vielfach dokumentiert (z. B. KAISER & RUSER 2000; JUNGKUNST et al. 2006). Alle Ansätze, die N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft zu mindern, müssen daher zuvorderst alle nur denkbaren Möglichkeiten ausschöpfen, um Fortschritte bei der Senkung der N-Überhänge zu erreichen. Die Minderung dieser N-Salden muss bei allen Bestrebungen der Lachgasemissionsminderung erste Priorität ha-

ben, zumal sie geeignet ist, auch die Systemverluste anderer reaktiver N-Spezies zu senken, die jenseits des Problemfelds der globalen Klimaveränderungen umweltrelevant sind. Vor diesem Hintergrund befasst sich der folgende Beitrag mit aktuellen Erkenntnissen über Prozesse und Triebkräfte für die Lachgas-Produktion in Böden und ihre direkte Emission nach Applikation von N-Düngern.

N-reiche mineralische und/oder organische Düngemittel spielen gegenwärtig für die Nahrungsmittelerzeugung in allen Formen der Landwirtschaft eine zentrale Rolle und werden dies auch zukünftig tun. Über die zuvor genannte Verbesserung der Dünger-N-Ausnutzung hinaus werden daher Strategien und Maßnahmen benötigt, um spezifisch die Lachgasemission nach Applikation von N-Düngern zu senken. Um diese zu entwickeln, sind Kenntnisse der mikrobiellen Physiologie und ihrer Steuergrößen essenziell. Indirekte N_2O -Emissionen, die in den letzten Jahren etwa einen Anteil von etwa 15 % an den landwirtschaftlichen N_2O -Gesamtemissionen der Bundesrepublik hatten (NIR 2010), werden im vorliegenden Beitrag nicht behandelt. Auch sie werden aber unmittelbar gesenkt, wenn es gelingt, die Verluste reaktiver N-Spezies aus der Landwirtschaft zu mindern.

Nitrifikation, Denitrifikation – zwei Prozesse mit zentraler Bedeutung

Nitrifikation bezeichnet den Prozess der mikrobiellen Oxidation von Ammonium (NH_4^+) über eine Reihe von Zwischenstufen zu Nitrat (NO_3^-). Nitrifikation ist ein chemo-litho-autotropher Prozess, das heißt, dass die beteiligten Bakterien aus dem Prozess der Ammoniumoxidation selbst Energie für ihren Stoffwechsel beziehen. Nitrifikanten sind daher nicht darauf angewiesen, dass in Böden große Mengen leicht verfügbarer organischer C-Verbindungen bereit stehen. Sie können auch ohne Zufuhr von C-Verbindungen in ihrer Zahl und Aktivität z. B. nach Ammoniumdüngung rasch zunehmen und bei ausreichenden Bodentemperaturen das zugeführte Ammonium innerhalb weniger Tage zu NO_3^- umsetzen (FREITAG et al. 1987). Die Oxidation des NH_4^+ zu NO_3^- benötigt allerdings freien Sauerstoff (O_2) im Boden. In stark Wasser-gesättigten Böden bleibt deshalb die Nitrifikation in der Regel zunächst aus und setzt erst bei Absinken der Bodenwassergehalte wieder ein. Nitrifizierende Bakterien können N_2O unter aeroben (TORTOSO & HUTCHINSON 1990) und anaeroben Bedingungen (BOCK et al. 1995) bilden. Unter aeroben Bedingungen kommt es nur im ersten Schritt der Nitrifikation, der Oxidation von Ammonium zu Nitrit, zur Lachgas-Bildung. Hier wird die Lachgas-Bildung durch geringe Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff, die Anwesenheit von Nitrit und organische Substanz gefördert (GOREAU et al. 1980). Unter anaeroben Bedingungen setzen sowohl die Ammonium oxidierenden als auch die Nitrit oxidierenden Bakterien Lachgas frei. Unter Sauerstoffmangel-Bedingungen sind zahlreiche nitrifizierende Bakterien wie z. B. *Nitrosomonas europaea* imstande, das zuvor von ihnen oxidierte NH_4^+ unmittelbar selbst wieder zu denitrifizieren, also zu N_2O umzusetzen. Hier spricht man von Nitrifikanten-Denitrifikation (POTH & FOCHT 1985). Während sie in gut Humus-versorgten Böden wohl eher geringe Bedeutung zu haben scheint, kann die Nitrifikanten-Denitrifikation unter bestimmten Umweltbedingungen eine wichtige Quelle für N_2O sein (WRAGE et al. 2001). Im Gegensatz

dazu steht die N_2O -Freisetzung aus „gekoppelter Nitrifikation-Denitrifikation“ (ARAH 1997), bei der Nitrifikanten und Denitrifikanten in enger räumlicher Nähe Substrate austauschen.

Denitrifikation ist die mikrobielle Reduktion von NO_3^- zu NO_2^- , NO , N_2O oder N_2 . Je nach Angebot von Energieträgern und NO_3^- oder NO_2^- läuft die genannte Prozesskette vollständig bis zum N_2 oder nur unvollständig bis zu einer der Zwischenstufen ab. Meist sind es die in Oberböden vorwiegend aerob lebenden C-heterotrophen Bakterien, die das NO_3^- umsetzen (reduzieren), wenn sie unter Sauerstoffmangel geraten. Diese Situation tritt häufig ein, z. B. wenn die Luft im Porensystem des Bodens durch Niederschlagswasser verdrängt wird. Angetrieben wird die Denitrifikation im Gegensatz zur Nitrifikation durch leicht abbaubare organische Substanz. Sie bildet die Nahrungsgrundlage für die genannten Organismen, die bei Sauerstoffarmut für ihren Atmungsstoffwechsel anstelle des Luft-Sauerstoffs den Nitrat-Stickstoff als Elektronenakzeptor nutzen. Im Zusammenhang mit der Lachgasbildung durch Denitrifikation ist von zentraler Bedeutung, bis zu welchem Grad der Stickstoff reduziert wird. Bei Verfügbarkeit großer Mengen abbaubarer organischer Substanz und geringer Mengen an NO_3^- wird ein sehr großer Anteil des NO_3^- zum elementaren Stickstoff N_2 überführt, der relative Anteil an N_2O ist dann gering. Erhöht sich die NO_3^- -Verfügbarkeit in Relation zur verfügbaren organischen Substanz, so steigt auch der Anteil des N_2O . Das Verhältnis der produzierten Gase N_2O und N_2 zueinander hängt auch von weiteren Umweltfaktoren wie z. B. dem pH-Wert des Bodens ab.

N_2O -Emissionen nach mineralischer und nach organischer N-Düngung

Bei feuchten Böden kommt es nach Düngungsereignissen je nach Temperaturbedingungen meist zu einem kurzzeitigen Puls der Lachgasemissionen, der oft, wie auch in Abb. 1 zu sehen, auf Denitrifikation zurückzuführen ist. Bei kühleren Bedingungen im Feld haben diese Ereignisse häufig eine Dauer von 10 bis 20 Tagen.

Bei der gezeigten Laboruntersuchung ist der Effekt der Höhe der N-Gabe sehr deutlich erkennbar, doch es fällt auch die besondere Rolle der organischen Substanz auf. In Abb. 1c wird erkennbar, dass das große Angebot an zersetzbarer organischer Masse in Relation zum verfügbaren Nitrat dazu führt, dass trotz der großen Menge an gedüngtem N (hauptsächlich NH_4^+ im Biogasgärrest) kaum Lachgas freigesetzt wird. Weitere Modelluntersuchungen unter sehr ähnlichen Bedingungen zeigten, dass wenig N_2O , jedoch große Mengen an N_2 freigesetzt werden. Hier ist die relativ geringe N_2O -Emission klar darauf zurückzuführen, dass viel organische Substanz aber wenig Boden- bzw. Dünger- NO_3^- zusammentrafen.

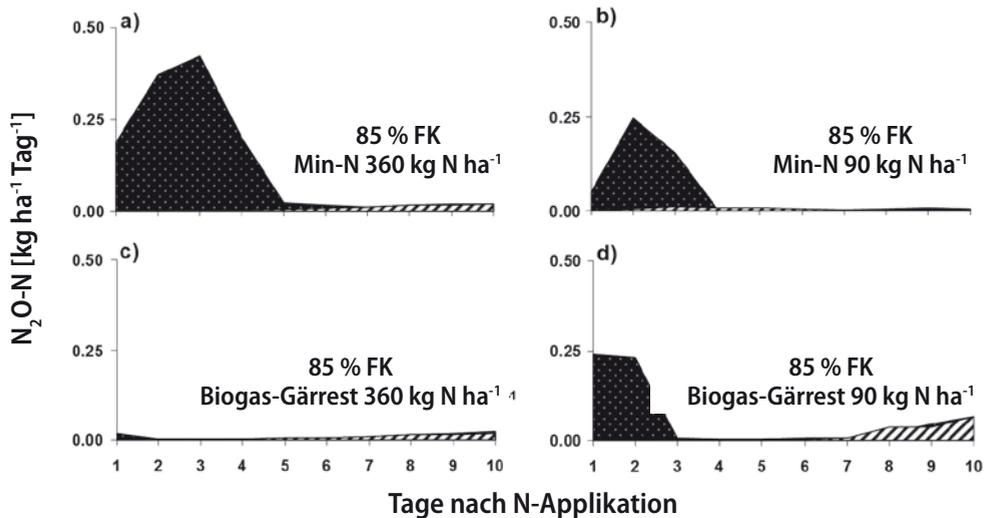


Abb. 1: Verlauf der initialen Lachgasemissionen im Gefäßversuch nach mineralischer oder organischer Düngung, anhand von ^{15}N -Markierung differenziert nach nitrifikations- und denitrifikationsbürtigem N_2O (nach SENBAYRAM et al. 2009). Ausgangsbodenfeuchte 85 % Wasserhaltekapazität bzw. Feldkapazität, Düngung mit $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ oder Biogas-Gärrest aus NawaRo-Vergärung. Dunkle Flächen weisen denitrifikationsbürtige Lachgasemissionen aus, schraffierte Flächen die auf Nitrifikation zurückzuführenden N_2O -Flüsse.

Rolle der Bodenfeuchte und des Frosts

Der ausgeprägte Einfluss der Bodenfeuchte als Steuergröße für die Nitrifikation und Denitrifikation zeigt sich in vielen Modell- und Freilanduntersuchungen (z. B. LINN & DORAN 1984). Generell ist festzuhalten, dass die N_2O -Emissionen in Zeiträumen mit geringeren Bodenfeuchten i. d. R. deutlich vermindert sind. Dies wird meist darauf zurückgeführt, dass die Denitrifikation unter trockeneren Bedingungen insgesamt vermindert ist. Dies erklärt auch, wie zustande kommen kann, dass in vielen Untersuchungen der Einfluss der Höhe der Dünger-N-Gaben sehr ausgeprägt ist, während sich in anderen Studien trotz fehlerfreier Messmethodik kaum Effekte zeigen.

Lachgasemissionen in der Winterperiode fallen an vielen Standorten recht gering aus. An Standorten oder in Jahren mit starkem Frost bzw. ausgeprägtem Wechsel zwischen gefrorenen und aufgetauten Bedingungen können die winterlichen Emissionen jedoch einen sehr großen Anteil an der N_2O -Gesamtbilanz eines Jahres oder eines Pflanzenwachstumszyklus ausmachen (KAMMANN et al. 1998). Allein aus diesen Befunden lässt sich die generelle Empfehlung ableiten, Prüfungen von N_2O -Emissionen bestimmter Kulturen oder Minderungsmaßnahmen im Feld immer ganzjährig durchzuführen.

Entwicklungsbedarf in Düngepraxis und Forschung

Zahlreiche Untersuchungen zeigen für organische Düngemittel im Vergleich zu mineralischen N-Düngern, dass hier deutlich höhere Anteile des ausgebrachten N als N_2O in die Atmosphäre entweichen. Organische Düngemittel zeigen auch bei der Lagerung vor der Ausbringung große N_2O -Verluste. Daneben sind bei organischen Düngemitteln NH_3 -Verluste nach wie vor ein großes Problem. In Regionen mit intensiver Veredlungswirtschaft oder Biogaserzeugung gibt es zudem Transportprobleme. Technische Verfahren zur Aufbereitung von organischen Düngemitteln sind daher mit Nachdruck weiterzuentwickeln. Auch hinsichtlich der Anwendung von Nitrifikationshemmern mit organischer Düngung bestehen noch deutliche Wissensdefizite. Es gibt vielversprechende Ansätze.

Im Bereich der Forschung werden die aktuellen Neuentwicklungen von zeitlich und räumlich hochauflösenden optischen Verfahren in absehbarer Zeit deutlichen Erkenntnisgewinn bringen. Die Nutzung der innermolekularen N-Isotop-Verteilung (Isotopologe; TOYODA & YOSHIDA 1999) und die Weiterentwicklung spektrooptischer Verfahren zur Bestimmung von N_2O und seinen Isotopologen (MOHN et al. 2010) lassen erwarten, dass N_2O -Emissionen im Feld zukünftig mit geringem Aufwand und besserer zeitlich-räumlicher Auflösung ihren Quellprozessen zugeordnet werden können (SUTKA et al. 2006).

Literatur

- Arah J.R.M. (1997) Apportioning nitrous oxide fluxes between nitrification and denitrification using gas-phase mass spectrometry. *Soil Biology & Biochemistry* 29, 1295-1299.
- Bock E., Schmidt I., Stüven R. und Zart D. (1995) Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron-donors and nitrite as electron-acceptor. *Archives of Microbiology* 163, 16-20.
- Freitag A., Rudert M. und Bock E. (1987) Growth of nitrobacter by dissimilatory nitrate reduction. *Fems Microbiology Letters* 48, 105-109.
- Goreau T.J., Kaplan W.A., Wofsy C.J., McElroy M.B., Valois F.W., and Watson S.W. (1980) Production of NO_2 and N_2O by nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen. *Appl. Env. Microbiol.* 9/80, 526-532.
- Jungkunst H.F., Freibauer A., Neufeldt H. und Bareth G. (2006) Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 341-351.
- Kaiser E. A. und Ruser R. (2000) Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - an evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 249-260.
- Kammann C., Grünhage L., Müller C., Jacobi S. und Jäger H.J. (1998) Seasonal variability and mitigation options for N_2O emissions from differently managed grasslands. *Environmental Pollution* 102, 179-186.

-
- Linn, D.M. und Doran J.W. (1984) Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 1267-1272.
- Mohn J., Guggenheim C., Tuzson B., Vollmer M.K., Toyoda S., Yoshida N. und Emmenegger L. (2010) A liquid nitrogen-free preconcentration unit for measurements of ambient N₂O isotopomers by QCLAS. *Atmospheric Measurement Techniques* 3, 609-618.
- NIR (2010) Calculations of emissions from German agriculture - national emission inventory report (NIR): 2010 for 2008. Haenel, Hans-Dieter (Hrsg.), *Landbau-forschung - vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft 334*, Braunschweig.
- Poth M. und Focht D. D. (1985) ¹⁵N kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. *Appl. Env. Microbiol.* 49, 1134-1141.
- Senbayram M., Chen R.R. und Dittert K. (2009) Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils amended with biogas waste compared to other fertilizers. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 23, 2489-2498.
- Sutka R.L., Ostrom N.E., Ostrom P.H., Breznak J.A., Gandhi H., Pitt A.J. und Li F. (2006) Distinguishing nitrous oxide production from nitrification and denitrification on the basis of isotopomer abundances. *Appl. Env. Microbiol.* 72, 638-644.
- Tortoso A.C. und Hutchinson G. L. (1990) Contributions of autotrophic and heterotrophic nitrifiers to soil NO and N₂O emissions. *Appl. Env. Microbiol.* 56, 1799-1805.
- Toyoda S. und Yoshida N. (1999) Determination of nitrogen isotopomers of nitrous oxide on a modified isotope ratio mass spectrometer. *Analytical Chemistry* 71, 4711-4718.
- Wrage N., Velthof G.L., van Beusichem M.L. und Oenema O. (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1723-1732.

Einfluss der Landnutzung auf die Lachgas- emissionen aus mineralischen und organischen Böden im nordostdeutschen Tiefland

Jürgen Augustin
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V. (ZALF)
jaug@zalf.de

Abstract

The N_2O fluxes are also extremely variable in the relatively dry north-East German lowland. Besides specific land use types (organic fertilisation, fallow, peat drainage) the soil type (fen peat, colluvium) and the weather (frost) can cause high emissions.

Keywords

N_2O , land use, fen peatlands, erosion, fermentation slurry

Einleitung

Der in den letzten Jahrzehnten ständig zunehmende Gehalt des klimarelevanten Spurengases Lachgas (N_2O) in der Atmosphäre trägt maßgeblich zum sogenannten anthropogen bedingten Treibhauseffekt bei. Etwa 50 % des Anstieges sollen auf die zunehmend intensiver betriebene Landwirtschaft, speziell auf den global erhöhten Einsatz von N-Düngern, und den Landnutzungswandel zurückzuführen sein (SMITH 2010). Die Entwicklung wirksamer Konzepte zur Verringerung dieser N_2O -Emissionen wird derzeit aber noch durch mangelhafte Kenntnisse zur tatsächlichen Bedeutung spezifischer Landnutzungsmaßnahmen für die Lachgasfreisetzung behindert. Das gilt vor allem für das nordostdeutsche Tiefland. Bisher wird davon ausgegangen, dass diese Region trotz zum Teil intensiver landwirtschaftlicher Nutzung wegen des verbreiteten Vorkommens sandiger Böden und relativ geringer Niederschläge (Jahressumme teilweise weniger als 500 mm pro Jahr) nur von geringen Lachgasemissionen geprägt ist (JUNGKUNST et al. 2006). Speziell die hier in Form von Niedermooren weitverbreiteten organischen Böden weisen jedoch wegen ihrer sehr großen Vorräte an Kohlenstoff und Stickstoff (bis zu 5000 t C und 120 t N pro ha) ein großes Potenzial zur Lachgasfreisetzung auf (SUCCOW & JOSSTEN 2001). Neueste Untersuchungen zeigen, dass die Niedermoore infolge der tief greifenden Entwässerung von mehr als 95 % ihrer Gesamtfläche tatsächlich hohe N_2O -Emissionen aufweisen können (FREIBAUER et al. 2011). Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es daher, mittels Langzeitmessungen auf einer repräsentativen Auswahl von Standorten und Nutzungsvarianten einen Beitrag zu Klärung der Rolle der Landnutzung im nordostdeutschen Tiefland als Quelle anthropogen bedingter N_2O -Freisetzung zu leisten.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden auf mineralischen und organischen Standorten vorhandene Feldexperimente genutzt und auch neue Feldmessflächen angelegt (Tab. 1). Die Messung des Spurengasaustausches erfolgt auf Grundlage der sogenannten statischen Haubenmethode (non steady-state enclosures, LIVINGSTON & HUTCHINSON 1995). Hierbei fanden undurchsichtige weiße Hauben (80 x 80 x 50 cm) Verwendung, die von Hand kurzzeitig (ca. 20 bis 60 Min.) gasdicht auf fest im Boden verankerte Rahmen (80 x 80 cm) abgesetzt wurden. Auf jeder Untersuchungsvariante befanden sich jeweils drei solcher Rahmen, bei denen der Gasfluss stets simultan erfasst wurde.

Der N_2O -Austausch wurde in einem ein- bis zweiwöchigen Rhythmus ermittelt; unmittelbar nach der N-Düngung und anderen Ereignissen, die eine schnelle Veränderung der Flussraten erwarten ließen, erfolgte das auch in sehr viel höherer Frequenz. Im Verlauf jeder Messung wurden aus den Hauben vier Gasproben entnommen, in denen sich dann im Labor mithilfe eines Gaschromatografen (Detektor: ECD) die Lachgaskonzentration bestimmen ließ. Die Berechnung der aktuellen N_2O -Flussraten erfolgte mithilfe der linearen Regression.

Zur Ermittlung von zusammengefassten, auf längere Zeiträume bezogene N_2O -Flüsse, wurden mittels Interpolation zunächst Flussraten für die Zeiträume zwischen den einzelnen Messterminen berechnet und diese Raten dann anschließend kumuliert.

Ergebnisse und Diskussion

Wie die Resultate der Messungen auf einem frisch entwässerten Erlenbruchwald zeigen, wurde die Lachgas-Emission hier in komplexer Weise von der Nutzung und der Witterung beeinflusst. Die Entwässerung hatte generell einen drastischen Anstieg der Emissionsraten zur Folge. Jedoch bewirkte die Witterung kurz- und mittelfristig extrem starke Schwankungen bei den Emissionen, vor allem auf der entwässerten Variante. Hervorzuheben sind vor allem die anhaltend sehr hohen Flussraten, sobald tief gehender Bodenfrost auftrat. Nachfolgend fielen die N_2O -Flüsse im Jahr 1996 viel höher aus als im Jahr 1997 (Abb. 1). Ursache dafür waren offenbar die deutlichen Unterschiede in der Frühjahrswitterung. Während das Frühjahr im Jahr 1996 warm und trocken ausfiel, war es zur gleichen Zeit im Jahr 1997 relativ kalt und nass.

Tab. 1: organische und mineralische Standorte in Nordostdeutschland, auf denen die Lachgas-Emission ermittelt wurde

| Standorttyp und Ort | Gegenstand der Untersuchungen | Prüfglieder |
|---|---|--|
| 1. Mineralböden Dedelow 1/Uckermark | Wirkung der Applikation von Biogas-Gärresten im Vergleich zu Mineral-N bei Mais auf sandigem Lehm | ohne N - 160 kg Kalkammonsalpeter-N pro ha - 50 % Gärrest-N ¹⁾ - 75 % Gärrest-N - 100 % Gärrest-N - 125 % Gärrest-N - 200 % Gärrest-N |
| Dedelow 2/Uckermark | Einfluss des von der Erosion beeinflussten Bodentyps unter Mais und bei einer N-Düngung mit 160 kg Kalkammonsalpeter-N pro ha | - Parabraunerde - erodierte Parabraunerde - Pararenzina - Kolluvium |
| 2. organische Böden (Niedermoores) Paulinenaue/ Rhin-Havelluch | Wirkung verschiedener Formen der extensiven Grünlandnutzung auf sehr stark degradiertem Niedermoor | - ganzjährige Schwarzbrache - Graslandsukzession ohne N - Wiese mit zweifachem Schnitt, ohne N - simulierte Weidenutzung (einmalige Applikation von 37 g Harn bzw. Kot-N pro m ² Messfläche) |
| Gumnitz Müncheberg/ Ostbrandenburg | Wirkung der Entwässerung eines Erlenbruchwaldes auf schwach degradiertem Niedermoor | - entwässert (mittlerer Grundwasserstand 60 cm u. GOF ²⁾) - ungestört (mittlerer Grundwasserstand 2–40 cm u. GOF) |

¹⁾ Koferment aus Rindergülle und Maissilage, unter Annahme eines Mineräldüngeräquivalents von 70 %

²⁾ u. GOF = unter Geländeoberfläche

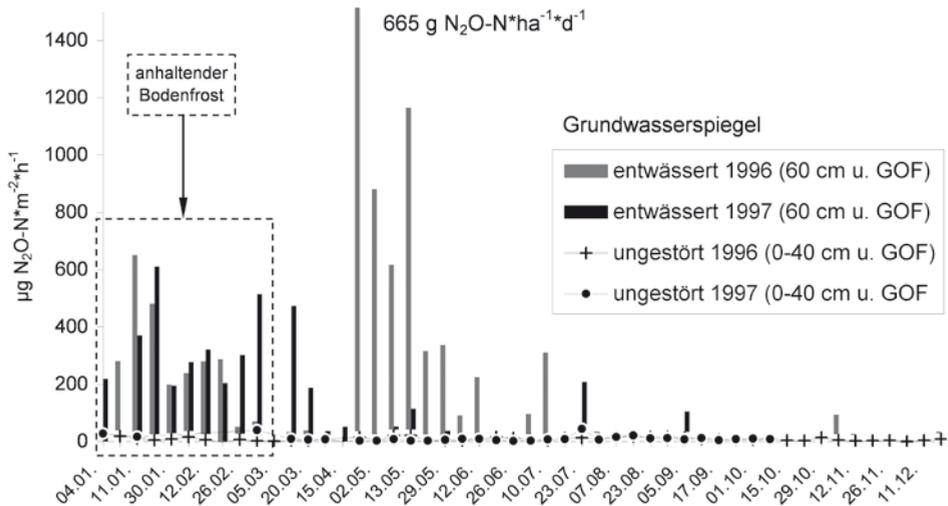


Abb. 1: Einfluss von Grundwasserstand und Bodentemperatur (Frost) auf die Lachgas-Emission aus einem teilentwässerten Erlenbruchwald auf Niedermoor, (Gumnitz bei Müncheberg in Ostbrandenburg) in den Jahren 1996 und 1997 (u. GOF = unter Geländeoberfläche)

Beim Vergleich der Resultate von allen Untersuchungsstandorten wird deutlich, dass auch vom Bodentyp ein großer Einfluss auf die Emissionen ausgeht. Denn auf den organischen Böden der Niedermoores fielen die Spitzenwerte in den N₂O-Flüssen viel höher als auf den mineralischen Böden aus (Tab. 2). Aber auch innerhalb der Gruppe der untersuchten Mineralböden waren deutliche Unterschiede zu erkennen. Hier wies das von Bodenablagerung und höherer Bodenfeuchte geprägte Kolluvium bei ansonsten gleicher Bewirtschaftung viel höhere Emissionen als die anderen Typen auf. Sehr niedrige Flüsse kamen insbesondere bei der infolge Bodenabtrag sehr nährstoffarmen Rendzina vor.

Die vergleichsweise stärkste Förderung der N₂O-Freisetzung ging jedoch von Bewirtschaftungsmaßnahmen wie der Schwarzbrache und der Applikation von organischen N-Düngern wie der Biogasgülle (Gärrestrückstände) und den Abscheidungen von Rindern aus. In beiden Fällen dürfte das auf die Kombination von hoher Bodenfeuchte mit großen Vorräten an mikrobiell leicht abbaubaren C- und N-Verbindungen zurückzuführen sein, welche für die Lachgasbildung im Boden besonders günstig ist (Tab. 2). Insgesamt lässt sich aus den Ergebnissen ableiten, dass bei Abschätzungen zum Umfang der N₂O-Emission auf der regionalen Skala die kleinräumige Standortvariabilität nicht außer Acht gelassen werden darf, und dass effiziente Lösungen zur Reduktion der N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft nur unter Beachtung der Wechselbeziehungen zwischen Landnutzung, Standort und Witterung zu erreichen sein werden.

Tab. 2: Kumulierte N_2O -Emissionsraten nordostdeutscher Untersuchungsstandorte

| Standort/Variante | N_2O -Emissionen (kg $N_2O-N \cdot ha^{-1} \cdot Messzeit^{-1}$) |
|---|--|
| 1. Mineralböden | |
| Gärrestapplikation in Dedelow/Uckermark¹⁾ | |
| - ohne N | 0,05 |
| - 160 kg Kalkammonsalper-N pro ha | 0,2 |
| - 50 % Gärrest-N | 0,5 |
| - 75 % Gärrest-N | 0,7 |
| - 100 % Gärrest-N | 2,4 |
| - 125 % Gärrest-N | 3,2 |
| - 200 % Gärrest-N | 2,8 |
| Erosion in Dedelow/Uckermark²⁾ | |
| - Parabraunerde | 2,0 |
| - erodierte Parabraunerde | 1,4 |
| - Pararenzina | 0,2 |
| - Kolluvium | 7,3 |
| 2. Niedermoore | |
| Extensive Grünlandnutzung³⁾ | |
| ganzjährige Schwarzbrache | 34,1 |
| - Graslandsukzession ohne N | 0,9 |
| - Wiese mit zweifachem Schnitt, ohne N | 1,9 |
| - simulierte Weidenutzung | 11,4 ⁴⁾ |
| Entwässerung eines Erlenbruchwaldes³⁾ | |
| - entwässert (mittlerer Grundwasserstand 60 cm u. GOF) | 26,9 |
| - ungestört (mittlerer Grundwasserstand 2-40 cm u. GOF) | 0,8 |

¹⁾ 01.05.2010 - 30.04.2011; ²⁾ 08.04.2011 - 29.11.2011; ³⁾ 01.01.1996 - 31.12.1996

⁴⁾ Berechnungsgrundlage: eine Kuh pro ha extensiver Weide (über das gesamte Jahr); 30 l Urin und 30 kg Kot pro Rind und Tag, Kontamination von 0,146 ha mit Urin und 0,219 ha Kot durch eine Kuh pro Jahr

Literatur

- Freibauer A., Drösler M., Adelman W., Augustin J., Bergman L. et al. (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis. Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes „Klimaschutz Moornutzungsstrategien“ 2006-2010. Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung 04/2011, 1-20.
- Jungkunst H.F., Freibauer A., Neufeldt H., Bareth G. (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. *J plant Nutr Soil Sci* 169:341–351.
- Livingston G.P., Hutchinson G.L. (1995): Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. In: P.A. Matson & Harriss, R.C. (ed.) *Methods in ecology - Biogenic trace gases: Measuring emissions from soil and water*. Blackwell Science, Oxford: 14-51.
- Smith K.A. (Ed.) (2010): *Nitrous Oxide and Climate Change*. Earthscan, London, UK, 1-232.
- Succow M., Joosten H. (Eds.) (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2. Auflage, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden von dem Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) und der Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe im Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz BMELV gefördert.

