

# Emission klimarelevanter Spurengase in der intensiven Pflanzenproduktion

K. Dittert und K. H. Mühling

Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian Albrechts Universität, Kiel

Korrespondenz an: PD Dr. Klaus Dittert, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde,  
Christian Albrechts Universität, Hermann-Rodewaldstr. 2, D-24118 Kiel, Germany,  
Tel. (+49) 0431 – 880 3196, E-mail: kdittert@plantnutrition.uni-kiel.de

Eingegangen: 18. März 2009; angenommen: 20. März 2009  
Online First 7 April 2009

**Schlüsselwörter:** Kohlendioxid, Methan, Lachgas, Düngung, CO<sub>2</sub>-Emission.

## 1. Einleitung

Mit der Unterzeichnung der Klimarahmenkonvention von Kyoto, dem so genannten Kyoto-Protokoll, haben sich im Jahr 1997 158 Vertragsstaaten darauf geeinigt, ihre Emissionen klimarelevanter Spurengase gegenüber dem Status von 1990 deutlich zu senken. Zur Erreichung dieses Ziels haben sie sich verpflichtet, Maßnahmen zu Emissionsminderung zu entwickeln und zu implementieren. In der EU-Lastenverteilungsvereinbarung wurden konkrete Minderungsziele für die einzelnen EU-Mitgliedsländer festgeschrieben (Rat der Europäischen Union, 2002), in denen sich Deutschland verpflichtet hat, seine Emissionen bis zum Jahr 2012 gegenüber 1990 um 21% zu senken. Ein erheblicher Teil dieses Ziels wurde bereits erreicht. Davon wiederum ist allerdings ein Großteil durch die Wiedervereinigung Deutschlands und die folgenden wirtschaftlichen Einbrüche zu erklären.

Die jährlichen Gesamtemissionen der Bundesrepublik Deutschland beliefen sich im Jahr 2006 unter Berücksichtigung der Gewinne durch Landnutzungsänderungen / Aufforstungen auf 0,97 Tg Kohlendioxid-Äquivalente<sup>1</sup> (UBA, 2008). Davon entfielen 87% auf direkte CO<sub>2</sub>-Emissionen, 5,1% auf Methan- und 6,3% auf Lachgas-Emissionen (UBA, 2008). Die Landwirtschaft Deutschlands trägt zu diesen Emissionen insbesondere durch die Wiederkäuerhaltung und durch die pflanzenbauliche Bodennutzung und den damit verbundenen

Düngereinsatz bei. Der folgende Beitrag hat zum Ziel, die Anteile der Landwirtschaft und im speziellen der intensiven Pflanzenproduktion an diesen Emissionen aufzudecken, Brennpunkte zu identifizieren und Potenziale zur Emissionsminderung zu benennen.

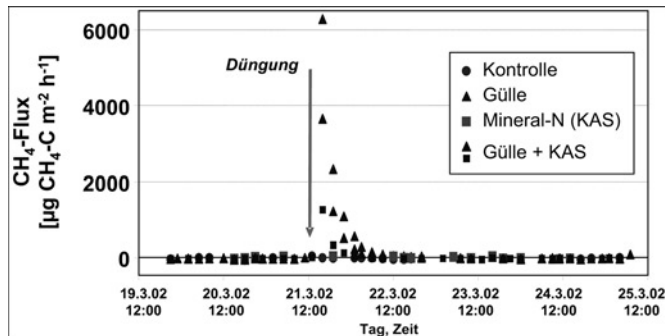
## 2. Kohlendioxidemissionen

Die Bewertung des Anteils der Landwirtschaft zu den unmittelbaren CO<sub>2</sub>-Emissionen ist schwierig, denn die Positionen des Treibstoffverbrauchs und des Verbrauchs an Energieträgern für die Düngemittelerzeugung werden durch die international einheitlichen Protokolle zum Emissionsmonitoring als solche nicht getrennt erfasst. Für die Bundesrepublik Deutschland liegen daher bisher keine Daten für diesen Emissionsanteil vor. Einer Schätzung für die EU (EU-15) zufolge lag der Anteil im Jahr 1996 bei ca. 1% der EU-weiten CO<sub>2</sub>-Emissionen (Senesi, Eurostat). Die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus Carbonaten infolge Kalkung sind hierbei enthalten.

Neben diesen CO<sub>2</sub>-Freisetzungen aus fossilen C-Quellen hat im Pflanzenbau die Humuswirkung der jeweils realisierten Fruchtfolgen eine herausragende Bedeutung. Böden stellen mit 2,3 Billionen Tonnen C den dritt-wichtigsten Kohlenstoffspeicher der Erde dar (Lal, 2001). Kleine Änderungen an diesem großen Speicher führen zu großen Effekten in der Atmosphäre. Die Frage, ob die gegenwärtige Praxis der intensiven Acker- und Grünlandnutzung in Westeuropa zu Netto-C-Emissionen aus Böden, also zu Humusabbau führt oder nicht, ist Gegenstand recht kontroverser Diskussionen. Da Änderungen des Bodenhumusgehalts nur über sehr lange Zeiträume exakt gemessen werden können, beruhen die aktuellen Erkenntnisse zu großen Teilen auf Simulationsmodellen der Boden-Kohlenstoffumsetzungen, die auf der Basis von Daten der landwirtschaftlichen Dauerversuche Europas entwickelt wurden. Eine erste, viel beachtete Studie wies für Ackerböden

<sup>1</sup> 0,97 Teragramm CO<sub>2</sub>-Äquivalente entsprechen 970 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>. Zur Bewertung der Schädlichkeit von Emissionen werden alle klimarelevanten Spurengase unter Gewichtung ihrer Klimawirkung in Kohlendioxid-Äquivalente umgerechnet. Für Methan (CH<sub>4</sub>) wird ein Gewichtungsfaktor von 25 und für Lachgas (N<sub>2</sub>O) ein Faktor von 298 berücksichtigt (100 Jahre Bewertungszeitraum; IPCC, 2007).

Europas einen dramatischen Rückgang des Bodenkohlenstoffgehalts von jährlich  $840 \text{ kg C ha}^{-1}$  aus, dies entspräche einer jährlichen Emission von  $3 \text{ Tonnen CO}_2 \text{ ha}^{-1}$  (Vleeshouwers und Verhagen, 2002). Im Gegensatz dazu weisen jüngere Arbeiten auf diesem Gebiet erheblich kleinere C-Salden auf (Smith et al., 2005; Gervois et al., 2008). Beide Schätzungen weisen für die meisten landwirtschaftlich genutzten Böden Europas ausgeglichene bis leicht positive Humusbilanzen aus: die „wahrscheinlichen“ Schätzungen (Smith et al., 2005) benennen Zugewinne an Bodenumus-C, die allerdings nicht über  $20 - 50 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  hinausgehen.



**Abb. 1** Methanflüsse vor und nach Düngung mit mineralischen und organischen Düngemitteln. Die mineralische N-Gabe betrug  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$ , die organische N-Gabe  $78 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Grünlandstudie auf dem Versuchsgut Karkendamm der Universität Kiel (Dittert et al., 2005).

Für die Bundesrepublik Deutschland ist in diesem Zusammenhang hervorzuheben, dass aufgrund der derzeitigen Förderung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe zur energetischen Biomassennutzung für größere Bereiche des intensiven Pflanzenbaus deutliche Bodenumus-C-Verluste zu erwarten sind. Zu erheblichen Teilen fußt die deutsche energetische Biomassennutzung auf Biogas. Dies ist prinzipiell sinnvoll, weil die Biogasfermentation gegenwärtig die höchsten Energieerträge pro Flächeneinheit erzielt (UFOP/IE, 2008), somit auch die höchsten Einsparungen an fossilen Energieträgern erbringt. Die übliche Anbaupraxis der Biogasfrüchte konterkariert dieses Ziel jedoch. Die weit dominierende Fruchtart für die Biogasfermentation ist derzeit Mais, der stark Humuszehrend wirkt, weil er wenig Wurzeln und Stoppelreste hinterlässt. Zur Anbaupraxis gehört dann zwar die Rückfuhr der Gärreste auf die landwirtschaftlichen Flächen, ob diese aber den Humusverlust kompensieren können, ist zu bezweifeln. Zu dieser Fragestellung werden derzeit an verschiedenen Orten, so auch an der Universität Kiel Modelluntersuchungen durchgeführt. Es ist aber kaum zu erwarten, dass die Lösung des Problems mit der Humuswirkung der Gärreste allein erreicht werden kann. Hier besteht dringender Bedarf, andere Maisanbauverfahren und andere Früchte bzw. Fruchtfolgen zu erproben, die z. B. einen Humus mehrenden Zwischenfruchtanbau gestatten. Die Erhaltung des Bodenumusgehalts muss daher sowohl aus Klimaschutzgründen als auch zur langfristigen Bewahrung der Bodenfruchtbarkeit hohe Priorität haben.

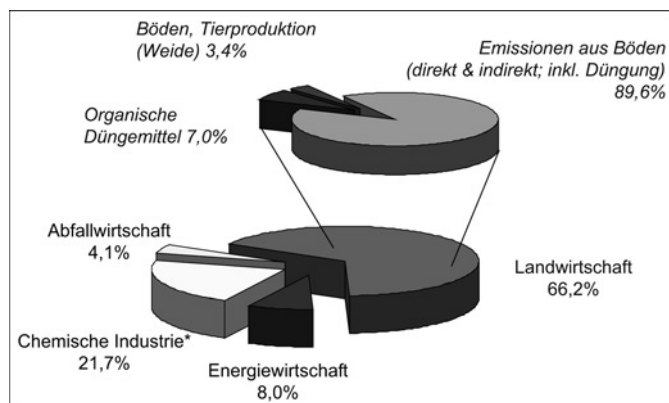
### 3. Methanemissionen

Im Jahr 2004 trug die Landwirtschaft mit etwa 43% zu den bundesdeutschen Methanemissionen bei (UBA, 2006). Der intensive Pflanzenbau beeinflusst die globale Methanbilanz durch mikrobielle Neubildung oder durch Abbau von  $\text{CH}_4$  durch methanotrophe Bakterien des Bodens. Unsere Acker- und Grünlandböden fungieren nahezu flächendeckend als Methansenken, methanotrophe Bodenbakterien reinigen also die Atmosphäre von  $\text{CH}_4$ , indem sie es zu  $\text{CO}_2$  abbauen, das eine 25-fach geringere spezifische Klimawirkung hat (IPCC, 2007). Im Mittel wird bei der Erstellung des Treibhausgasinventars von einer Methankonsumption von  $1,5 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  bei Ackerflächen und  $2,5 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$  bei Grünland ausgegangen (Boeckx und Van Cleemput, 2001). Düngung kann die Aktivität der Methanoxidierer kurzzeitig vermindern, in eigenen Felduntersuchungen konnte jedoch nur eine kurzzeitige Verminderung der Senkenstärke beobachtet werden. Es bleibt schwierig zu beurteilen, ob es das langfristige Niveau der Methanoxidation von landwirtschaftlichen Böden ohne jegliche N-Düngung und ohne anthropogene N-Deposition deutlich höher wäre, wie es in den Neunziger Jahren postuliert wurde (Schnell und King 1994).

Zu direkten Methanemissionen aus intensiven Pflanzenbausystemen kommt es nach Düngung mit Gülle und Gärresten. Nach der Applikation dieser organischen Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzte Böden kommt es zu einer kurzzeitigen, physikalischen Freisetzung von gelöstem Methan (Abb. 1). Eine Methanbildung vollzieht sich hier nicht mehr. Insgesamt spielen diese Emissionen auf dem Feld offenbar aber eine untergeordnete Rolle. So hält auch das nationale Treibhausgasinventar (UBA, 2006) fest, dass etwa 16% der deutschen Methanemissionen auf das Management organischer Düngemittel (Wirtschaftsdüngemittel) zurückzuführen sind (Tab. 1). Die Lagerung der Wirtschaftsdüngemittel hat daran vermutlich den weitaus größten Anteil, denn eine Studie unter österreichischen Klimaverhältnissen belegte, dass bei einer 80-tägigen Lagerung im Sommer und anschließender Düngung 99,9% der Methanemissionen während der Lagerung erfolgten (Amon et al., 2006), die Emissionen nach Felddausbringung somit vernachlässigbar erscheinen. Bei der Ausbringung von Gülle und Gärresten auf Ackerflächen kann zudem analog zur Ammoniakverflüchtigung eine deutliche Emissionsverminderung durch oberflächliche Einarbeitung in den Boden erreicht werden (eigene Arbeiten).

**Tab. 1** Methanemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2004 (UBA, 2006).

Quelle	Gg CH <sub>4</sub> Jahr <sup>-1</sup>
Tierhaltung (Wiederkäuer)	797,5 (84,1 %)
Management organischer Düngemittel (incl. Schweinegülle)	151,2 (15,9 %)
Gesamt	948,6 (100 %)



**Abb. 2** Direkte und indirekte Lachgasemissionen der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2004 und der Anteile des landwirtschaftlichen Sektors (UBA, 2006; Lüttich et al., 2007). \* Der Anteil der chemischen Industrie umfasst auch die Emissionen bei der Produktion von Stickstoffdüngemitteln.

#### 4. Lachgasemissionen

Das wichtigste klimarelevante Spurengas, das aus landwirtschaftlich genutzten Böden freigesetzt wird, ist Lachgas. Direkte  $N_2O$ -Emissionen aus Böden entstehen, wenn organische oder mineralische N-Düngemittel mikrobiell umgesetzt werden. Relevant sind hier die Prozesse der Nitrifikation und der Denitrifikation, die jeweils an unterschiedliche Sauerstoffverfügbarkeiten im Boden geknüpft sind, die aber dennoch zeitgleich in verschiedenen Kompartimenten des Boden stattfinden können. Unter Umständen können auch Nitrifikanten das von ihnen gebildete Nitrat unmittelbar wieder reduzieren, hier handelt es sich um die Nitrifikanten-Denitrifikation.  $N_2O$  ist wohl in allen Fällen nicht das primäre Endprodukt, es entweicht vielmehr als unvermeidliches Nebenprodukt. Indirekte  $N_2O$ -Emissionen entstehen z. B. in tieferen Bodenschichten und Gewässern, wenn Nitrat ausgewaschen wird, oder wenn Dünger-N als  $NH_3$  in die Atmosphäre entweicht, so dass dieser Stickstoff schließlich anderenorts mikrobiell umgesetzt wird. Besonders die Erfassung der indirekten  $N_2O$ -Emissionen ist analytisch sehr schwierig, die folgenden Betrachtungen sind daher hauptsächlich auf die direkten Emissionen im intensiven Pflanzenbau ausgerichtet. Generell kann an dieser Stelle aber bereits festgehalten werden, dass alle Maßnahmen zur Minderung von N-Verlusten durch Ammoniakverflüchtigung und Nitrat Auswaschung dazu geeignet sind, die Belastung der Atmosphäre durch indirekte  $N_2O$ -Emissionen zu vermindern.

In der Bundesrepublik Deutschland ist die Landwirtschaft für etwa 66% der  $N_2O$ -Emissionen verantwortlich (Abb. 2) und etwa 90% der landwirtschaftlichen  $N_2O$ -Emissionen entstammen vor allem den gedüngten Böden. Organische und mineralische N-Düngemittel weisen ähnliche spezifische  $N_2O$ -Bildungsraten nach Düngung auf, die zeitliche Emissionsdynamik im Jahresgang und die kritischen Situationen sind jedoch unterschiedlich. Besonders anfällig für hohe  $N_2O$ -Emissionen sind Zeiträume hoher Bodenfeuchte bei gleichzeitig hoher Verfügbarkeit von Nitrat-Stickstoff und leicht abbaubarer organischer Substanz. Diese Bedingungen sind

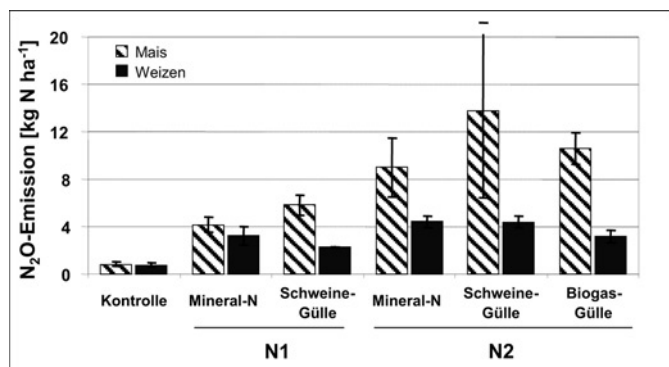
typischerweise im Sommer und im Herbst nach organischer und besonders nach kombinierter mineralisch-organischer Düngung gegeben. Die mineralische und organische N-Düngung im Sommer/Herbst wurde daher in Deutschland – auch aus diesem Grund – durch die Düngeverordnung inzwischen stark eingeschränkt. Im Frühjahr sind die Böden noch kühl und die Nitratgehalte i. d. R. noch niedrig, so dass eine organische Düngung trotz geringer Sauerstoffverfügbarkeit im Boden bei gleichzeitigem Angebot an leicht umsetzbarer organischer Substanz vergleichsweise geringe  $N_2O$ -Emissionen verursacht. Die herausragende Bedeutung der organischen Substanz für die  $N_2O$ -Emissionen hat ihre Ursache in der Förderung der C-heterotrophen denitrifizierenden Bodenbakterien. Für den Abbau von Kohlenhydraten benötigen sie Sauerstoff, können aber, wenn dieser knapp wird, stattdessen Nitrat reduzieren. Dabei entstehen  $N_2O$  und elementarer Stickstoff,  $N_2$ , der nicht klimaschädlich ist. Bei kleinem Nitratangebot wird das Nitrat sehr effizient und vollständig reduziert, so dass kaum  $N_2O$  und viel  $N_2$  gebildet wird. Leider ist die Messung der denitrifikativen  $N_2$ -Bildung technisch extrem schwierig, so dass nur wenige Messungen vorliegen. Aktuelle Modelluntersuchungen mit Rindergülle legen nahe, dass in der Hauptemissionsperiode nach Gülledüngung die  $N_2$ -Produktion annähernd 50-fach größer ist als die  $N_2O$ -Bildung (Köster, Senbayram und Dittert, unveröffentlicht).

#### 5. Potenziale zur Minderung von $N_2O$ -Emissionen

Wie zuvor erwähnt ist die Kombination der Düngung von nitrathaltigen Mineraldüngemitteln und organischer Düngung besonders kritisch. In Deutschland ist die Kalkammonsalpeterdüngung im Frühjahr weit verbreitet. Während dieses kombinierte Angebot von Ammonium und Nitrat für die rasche Pflanzen-N-Versorgung im Frühjahr günstig ist, sollte aber aus Gründen der Emissionsminderung ein zeitlicher Abstand von mindestens 14 Tagen zur organischen Düngung eingehalten werden (Stevens und Laughlin, 2002; Lampe et al., 2006). Bei der Bewirtschaftung von Acker und Grünland ist dies eine effektive Maßnahme, die i. d. R. ohne zusätzliche Kosten oder sonstige Einbußen umgesetzt werden kann. Das Zusammenreffen von hohen Nitratgehalten im Boden und viel leichtabbaubarer organischer Substanz nach Düngung mit Wirtschaftsdüngemitteln kann weiterhin durch den Einsatz von Nitrifikationshemmern reduziert werden, so dass einer aktuellen Literaturübersicht zufolge eine Verminderung der  $N_2O$ -Emissionen um etwa 30% erreichbar sein dürfte (Smeets et al., 2009).

#### 6. $N_2O$ -Emissionen und der Anbau von Bioenergiepflanzen

Der Anbau von Energiepflanzen erfuhr unter anderem deswegen in den letzten Jahren eine intensive Förderung, weil mit der Energiepflanzennutzung eine Verminderung der  $CO_2$ -Emissionen angestrebt wurde. Aktuell ist diese Form des intensiven Pflanzenbaus in die Kritik geraten, denn es wurde vermutet, dass generell die mit dem Anbau von Energie-



**Abb. 3** Kumulative Lachgasfreisetzungen für den Zeitraum März bis September 2007 am Versuchsstandort Hohenschulen (Senbayram et al., unveröffentlicht). Dargestellt sind für die Feldfrüchte Mais und Weizen jeweils die niedrigen und die höchsten Düngungsstufen der Felduntersuchung und die Kontrollparzellen ohne N-Düngung. Im Versuchsjahr wurden zu Mais insgesamt 200 kg N ha<sup>-1</sup> (N1) und 440 kg N ha<sup>-1</sup> (N2) appliziert, zu Weizen wurden 120 kg N ha<sup>-1</sup> (N1) und 360 kg N ha<sup>-1</sup> (N2) gegeben. Der Unterschied bei Mais und Weizen ergibt sich durch einen Zwischenfruchtanbau vor Mais, der im Startjahr der Felduntersuchung eine zusätzliche N-Düngung benötigte.

pflanzen verknüpften N<sub>2</sub>O-Emissionen die CO<sub>2</sub>-Ersparnis überkompensieren könnten (Crutzen et al., 2008). Eigene Arbeiten auf Versuchsgütern der Universität Kiel konnten dies für den Anbau von Biogaspflanzen bisher nicht bestätigen (Abb. 3). Dargestellt sind hier die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus einem Parzellenversuch des Forschungsvorhabens Biogas-Expert für die Vegetationszeit 2007 auf dem Versuchsgut Hohenschulen, welches vor allem sandig-lehmige Parabraunerden aufweist. Die Emissionen lagen hier im Jahr 2007 etwa dreimal höher als auf dem Versuchsgut Karkendamm mit sandigem Gley-Podsol-Boden. Die Stufe N2 entspricht dabei einem N-Düngungsniveau, das deutlich über den Empfehlungen, z. T. sogar über den zulässigen Dünger-N-Mengen liegt. Ziel dieses Vorhabens ist es, u. A. auch die Spurengasflüsse in einem Simulationsmodell abzubilden (Kage, 1999), so dass in den Versuchsanbau eine breit gefächerte N-Steigerung aufgenommen wurde. Hinsichtlich der N<sub>2</sub>O-Emissionen fällt auf, dass die Düngung mit Gärresten aus der Biogasfermentation trotz höherer N-Verfügbarkeit keine spezifisch höheren Emissionen verursacht. Deutlich waren hingegen die höheren N<sub>2</sub>O-Emissionen bei Mais, die auch an dem anderen Versuchsstandort beobachtet wurden. Wir vermuten, dass dies auf den späteren Wachstumsbeginn des Mais und damit den späteren Bodenwasserverbrauch infolge Transpiration zurückzuführen ist, so dass der Boden der Maisparzellen länger feucht und bereits sommerlich warm war. Hinsichtlich der Biogas-Gärrest-Düngung wurden ergänzende Modellversuche durchgeführt. Sie zeigten, dass Biogas-Gärreste bei Düngung eines sehr feuchten Bodens im Vergleich zu Mineral-N und Rindergülle durchaus spezifisch höhere N<sub>2</sub>O-Emissionen verursachten. Die Untersuchungen des zweiten Versuchsjahres im Feld ergaben bisher jedoch erneut keine Hinweise, dass Gärrestdüngung in der Praxis mit höheren N<sub>2</sub>O-Emissionen verknüpft wäre. An dieser Stelle ist schließlich noch darauf hinzuweisen, dass in der bereits im Zusammenhang mit der Methanemission genannten

österreichischen Studie (Amon et al., 2006) auch die N<sub>2</sub>O-Emissionen bei Gülle- bzw. Gärrestlagerung im Sommer geprüft wurden. Hier zeigte sich auch für N<sub>2</sub>O, dass zumindest unter den dort getesteten klimatischen Bedingungen die Gasverluste während der Lagerung jene nach der Feldausbringung um ein Vielfaches übersteigen.

## 7. Fazit

Die Emission klimarelevanter Spurengase des intensiven Pflanzenbaus wird hinsichtlich des Beitrags zur globalen Klimaänderung dominiert durch die N<sub>2</sub>O-Emissionen. Sie entstehen in besonderem Maße in feuchten, schweren Böden durch Denitrifikation, unter Umständen auch durch Nitrifikanten-Denitrifikation. Voraussetzung für hohe Denitrifikationsraten sind hohe Gehalte an leicht-abbaubarer organischer Substanz und an Nitrat bei gleichzeitig hoher Bodenfeuchte. Das Risiko erhöhter N<sub>2</sub>O-Emissionen lässt sich durch die zeitliche Entflechtung der Ausbringung von organischen und mineralischen (nitratthaltigen) Düngemitteln verringern. Weiterhin liegen erhebliche Potenziale in der Nutzung von Nitrifikationshemmern, die auch die Nitratwaschung und damit indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen vermindern können. Der Einsatz dieser Zusatzstoffe ist bisher deutlich zu wenig hinsichtlich der Wirksamkeit zur N<sub>2</sub>O-Emissionsminderung erforscht worden.

Zum Anbau von Bioenergiefrüchten, insbesondere dem fortgesetzten Silomaisanbau, ist festzuhalten, dass die Erhaltung der Bodenhumusgehalte zukünftig größere Aufmerksamkeit erfordert, denn diese sind sowohl für die unmittelbaren CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem intensiven Pflanzenbau als auch für die Bodenfruchtbarkeit von herausragender Bedeutung. Maisanbau führt zumindest in feuchten Jahren offensichtlich auch zu erhöhten N<sub>2</sub>O-Emissionen.

Im Zusammenhang mit den indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen ist schließlich noch hervorzuheben, dass generell alle Maßnahmen zur Verbesserung der Dünger-N-Effizienz ausgeschöpft werden müssen. Nicht von Pflanzen genutzter Dünger-Stickstoff entweicht aus Böden vollständig über Denitrifikation, NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung und Nitratwaschung. Auch NH<sub>3</sub>-Verflüchtigung und Nitratwaschung haben neben ihren unmittelbaren Umweltwirkungen N<sub>2</sub>O-Emissionen zur Folge.

## 8. Literatur

- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T. und Zechmeister-Boltenstern, S. (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112:153–162.
- Boeckx, P. und Van Cleemput, O. (2001) Estimates of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60:35–47.
- Crutzen, P. J., Mosier, A. R., Smith, K. A. und Winiwarter, W. (2008) N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8:389–395.

- Dittert, K., Lampe, C., Gasche, R., Butterbach-Bahl, K., Wachendorf, M., Papen, H., Sattelmacher, B. und Taube, F. (2005) Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biol Biochem* 37:1665–1674.
- Gervois, S., Ciais, P., de Noblet-Ducoudre, N., Brisson, N., Vuichard, N. und Viovy, N. (2008) Carbon and water balance of European croplands throughout the 20<sup>th</sup> century. *Global Biogeochemical Cycles* 22.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers*. Formally approved at the 10<sup>th</sup> Session of Working Group I of the IPCC, Paris, February 2007.
- Kage, H. (1999) HUME: an object oriented component library for generic modular modelling of dynamic systems. In: Donatelli, C. S. M., Villalobos, F. und Villar, J. M. (eds) *Modelling cropping systems*. ESA conference, Lleida, June 1999. *Europ Soc Agron*, Lleida, p. 299.
- Lal, R. (2001) World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Adv Agron* 71:145–191.
- Lampe, C., Dittert, K., Sattelmacher, B., Wachendorf, M., Loges, R. und Taube, F. (2006) Sources and rates of nitrous oxide emissions from grazed grassland after application of <sup>15</sup>N-labelled mineral fertilizer and slurry. *Soil Biol Biochem* 38:2602–2613.
- Lüttich, M., Dämmgen, U., Haenel, H.-D., Eurich-Menden, B., Döhler, H. und Osterburg, B. (2007) Calculations of emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2007 for 2005 – Tables. U. Dämmgen (ed), pp. 34–347. *Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)*, Braunschweig.
- Rat der Europäischen Union 2002 Entscheidung des Rates vom 25. April 2002 über die Genehmigung des Protokolls von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen im Namen der Europäischen Gemeinschaft sowie die gemeinsame Erfüllung der daraus erwachsenden Verpflichtungen. *Amtsblatt Nr. L 130 vom 15/05/2002 S. 0001–0003*.
- Schnell, S. und King, G. M. (1994) Mechanistic analysis of ammonium inhibition of atmospheric methane consumption in forest soils. *Appl Env Microbiol* 60:3514–3521.
- Senesi, A. (Eurostat) *Landwirtschaft und Umwelt – Landwirtschaft und Klimawandel Eurostat-Bericht* ([http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/de/clima\\_de/report.htm](http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/de/clima_de/report.htm))
- Smeets, E. M. W., Bouwman, L. F., Stehfest, E., van Vuuren, D. P. und Posthuma, A. (2009) Contribution of N<sub>2</sub>O to the greenhouse gas balance of first-generation biofuels. *Global Change Biology* 15:1–23.
- Smith, P., Andren, O., Karlsson, T., Perälä, P., Regina, K., Rounsevell, M. und Van Wesemael, B. (2005) Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11:2153–2163.
- Stevens, R. J. und Laughlin, R. J. (2002) Cattle slurry applied before fertilizer nitrate lowers nitrous oxide and dinitrogen emissions. *Soil Sci Soc Am J* 66:647–652.
- UFOP/IE (Union zur Förderung von Öl- und Energiepflanzen e.V. / Institut für Energetik und Umwelt) (2008) *Kosten und Ökobilanzen von Biokraftstoffen – Eine Studie im Auftrag des UFOP (Kurzfassung)*. p. -11. UFOP, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) 2006 *Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2004*. <http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz>, Dessau. pp. 563.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) 2008 *Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2006*. <http://www.umweltbundesamt.de/klimaschutz>, Dessau. pp. 534.
- Vleeshouwers, L. M. und Verhagen, A. (2002) Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 8:519–530.

---

To access this journal online:  
<http://www.birkhauser.ch/JVL>

---