

## N<sub>2</sub>O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Abhängigkeit der N-Düngung und des N-Potentials der Böden

531

R. Gutser, W. Linzmeier und A. Kilian<sup>36</sup>

### 1. Einleitung und Problemstellung

Die Freisetzung von Lachgas (N<sub>2</sub>O) aus Böden nimmt generell mit steigender N-Düngung zu. Berücksichtigt man nur kurzfristige, direkte Düngereffekte, werden relativ enge Beziehungen zwischen N-Düngermenge und N<sub>2</sub>O-Emission ermittelt; z. B. Bouwman (1994): N<sub>2</sub>O-N = 1 + 0,0125 • N-Düngung (kg N ha<sup>-1</sup>).

Die Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages (1995) geht von einer Schwankungsbreite der N<sub>2</sub>O-Freisetzung zwischen 0,4 und 3,2 % der N-Düngermenge aus. Kaiser und Ruser (2000) weisen in einer zusammenfassenden Arbeit aller Langzeituntersuchungen zur Freisetzung von N<sub>2</sub>O in Deutschland (mit mindestens 1 jähriger Messperiode für N<sub>2</sub>O-Emissionen) darauf hin, dass die jährlichen N-Verluste insgesamt zwischen 0,5 und 16,8 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> schwanken und dass sich zwischen N<sub>2</sub>O-Emissionen und der N-Düngermenge keine signifikanten Zusammenhänge ableiten lassen. Eine deutlich bessere Abschätzung der N<sub>2</sub>O-Verluste war durch die Berücksichtigung der mehrjährig ermittelten durchschnittlichen N-Salden (Input Düngermenge – Output Ernte) gegeben; hiermit wurden Ergebnisse von Gutser (1998) bestätigt.

Für die Prognose der N<sub>2</sub>O-Emissionen muss neben standort- und fruchtspezifischen Gegebenheiten und der Bodenbearbeitung insbesondere auch der umsetzbare N-Pool des Bodens Berücksichtigung finden. Kilian et al. (1997, 1998) wiesen in diesem Zusammenhang auf die Bedeutung des durch langjährige Gülle- und Kompostdüngung erhöhten N-Pools des Bodens hin. Besonders wichtig erscheint auch die Wechselwirkung dieses umsetzbaren N-Pools mit der N-Düngung (kurzfristige Wirkung des Düngers). Linzmeier et al. (1999, 2000) zeigten diese Wechselwirkung für NH<sub>4</sub>-stabilisierte Dünger und konventionelle Mineraldünger auf. Die reduzierten N<sub>2</sub>O-Verluste nach Einsatz der stabilisierten Düngerform wurden u.a. auf die geringere räumliche Einbeziehung des N-Pools in den durch N-Düngung stimulierten N-Umsatz zurückgeführt.

In der vorliegenden Arbeit soll mittels der von Kilian et al. (1997, 1998) und Linzmeier et al. (1999, 2000) erzielten Ergebnisse die Bedeutung des N-Pools und dessen Wechselwirkung mit der N-Düngung für die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Ackerböden aufgezeigt werden. Besonderes Augenmerk wurde neben der Menge und N-Form (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oder NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) auf den Düngezeitpunkt und die Formulierung des Düngers (flüssig oder granuliert)

gelegt. Mittels Einsatz von <sup>15</sup>N markierten Düngern sollte der insgesamt emittierte N<sub>2</sub>O-N als Boden- oder Dünger-N identifiziert werden. In Langzeitexperimenten mit Gülle und Biokomposten konnten über unterschiedlich mit N angereicherte Böden verfügt werden.

### 2. Versuchsdurchführung und Methodik

Die Details der Versuche sind bei Kilian (1998), Kilian et al. (1997 und 1998), Linzmeier et al. (1999 und 2000) sowie Gutser (1999) nachzulesen.

Nahezu ausschließlich handelt es sich um Freilandexperimente auf tiefgründigen Braunerden (schluffiger Lehm) im näheren Umkreis von Freising (Ø 800 mm Niederschläge, 7,4 °C Lufttemperatur). Ein Experiment wurde in Großcontainern (1,4 m<sup>2</sup>) unter den kontrollierten Bedingungen einer Vegetationshalle durchgeführt.

Die Langzeitexperimente mit Biokompost (Ø 120 und 140 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>) und Gülle (Ø 120 kg Ges. N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>) liefen seit 6 bzw. 8 Jahren. Im Jahr der N<sub>2</sub>O-Messung wurde keine (Biokompost) bzw. alternativ keine oder die vorgesehene (Gülle) organische Düngung appliziert. Die fruchtspezifische mineralische N-Düngung der einzelnen „Messjahre“ sowie die stehende Kultur (überwiegend Getreide - meist Winterweizen, Hafer, aber auch Silomais) werden in den Abbildungen mitgeteilt.

Kurzfristige Auswirkungen der mineralischen N-Düngung auf die N<sub>2</sub>O-Emission wurden in einer Zeitspanne bis 3 oder 4 Monaten nach der N-Düngung, längerfristige Auswirkungen der Düngung (mineralisch und organisch) während eines vollen Kalenderjahres (meist April bis März) ermittelt.

Die N<sub>2</sub>O-Messungen erfolgten mit dem „closed chamber“-Verfahren mit jeweils 8 Messparallelen. Die N<sub>2</sub>O-Analyse erfolgte teils gaschromatographisch (Varian Star 3400, Detektion: ECD), teils massenspektrometrisch (ANCA-MS, Europa Scientific TG 20-20, Crewe, UK) bei zusätzlicher Ermittlung des <sup>15</sup>N-Anteils.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Herkunft des emittierten N<sub>2</sub>O-Stickstoffs (Dünger-N/Boden-N)

In einem einjährigen Feldexperiment mit einem Vergleich von systemgerecht eingesetztem KAS (Kalkammonsalpeter – 3 Teilgaben) und ASS/DMPP (Ammoniumsulfatsalpeter mit Nitrifikationshemmstoff Dimethylpyrazolophosphat (ENTECS<sup>®</sup>) – 2 Teilgaben) zu Winterweizen wurde mittels <sup>15</sup>N-Dünger neben der insgesamt emittierten N<sub>2</sub>O-Menge (Abbildung 1) der aus der Düngung bzw. aus dem Boden stammende Anteil bestimmt (Abbildung 2). Die in der 3-monatigen Messperiode durch den stabilisierten Dünger um 16 % verminderte N<sub>2</sub>O-Emission war in erster Linie auf deutlich

<sup>36</sup> Dr. Reinhold Gutser, Werner Linzmeier und Armin Kilian, Technische Universität München, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Am Hochanger 2, D-85350 Freising-Weihenstephan

niedrigere Verluste nach der 2. Teilgabe gegenüber KAS (2. und 3. Teilgabe) zurückzuführen. Zu Vegetationsbeginn unterschieden sich hierin beide Dünger entsprechend gleicher Mengen an ausgebrachtem Nitrat-N nur unwesentlich (Abbildung 1).

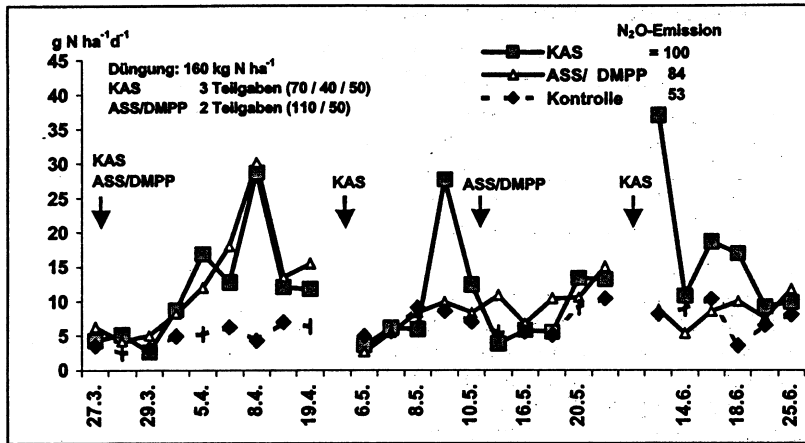


Abbildung 1: N<sub>2</sub>O-Emission in Abhängigkeit spezifischer Düngungsstrategien für KAS und ASS/DMPP (Feldversuch 1999, uL, Winterweizen) [Linzmeier et al., 2000]

Der Kurvenverlauf des emittierten Düngerstickstoffs (Abbildung 2) entsprach dem des insgesamt freigesetzten N<sub>2</sub>O-Stickstoffs, er lag allerdings auf deutlich niedrigerem Niveau. Unabhängig von der gedüngten N-Form stammen zu Vegetationsbeginn etwa 25 % der insgesamt emittierten N-Menge aus Dünger-N und 75 % aus Boden-N; zu den späteren Terminen betrug der Anteil des Dünger-N nur noch 5 % (ASS/DMPP) bis 10 % (KAS). Der hohe Anteil an Boden-N belegt die hervorragende Bedeutung des mikrobiell umsetzbaren N-Pools für die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emissionen.

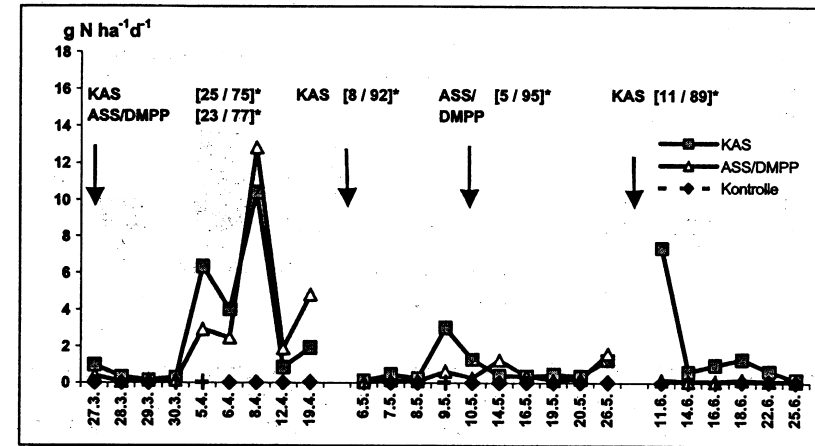


Abbildung 2: Verluste von Düngerstickstoff (<sup>15</sup>N) durch N<sub>2</sub>O-Emission (Feldversuch s. Abb. 1 - %-Anteil von Dünger- und Boden-N an der Gesamtemission innerhalb der 3 Wachstumsabschnitte [Dünger/Boden]\*) [Linzmeier et al., 2000]

### 3.2 N<sub>2</sub>O-Emission in Abhängigkeit von Düngermenge, -form und Applikationsweise

In einem Modellversuch in Großcontainern schwankte die während der Vegetationszeit von Sommerweizen emittierte N<sub>2</sub>O-Menge je nach Düngungsstrategie zwischen 0,2 und 2,5 kg N ha<sup>-1</sup> (Abbildung 3). Neben Kalksalpeter (NO<sub>3</sub>-N) wurde NH<sub>4</sub>-stabilisierter N-Dünger (Ammonsulfat mit dem Nitrifikationshemmstoff Dicyandiamid) eingesetzt.

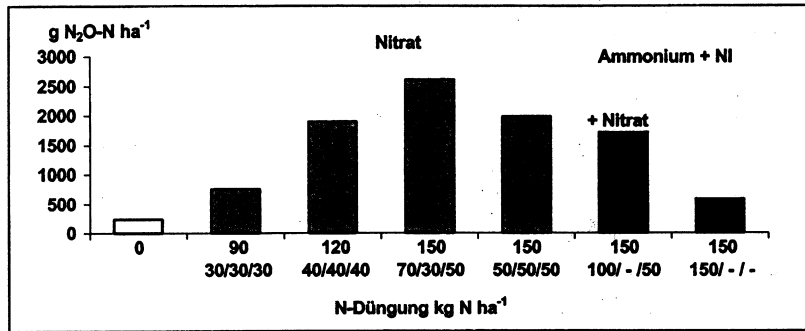


Abbildung 3: N<sub>2</sub>O-Emission in Abhängigkeit der Düngermenge, -form und -verteilung (Modellversuch im Großcontainer (1,4 m<sup>2</sup>), uL, 1997, Sommerweizen – Messperiode = gesamte Wachstumsperiode) [Kilian, 1998]

Die emittierte N<sub>2</sub>O-Menge nahm mit der Düngermenge (NO<sub>3</sub>-N) deutlich zu. Eine Erhöhung der N-Düngung zu Vegetationsbeginn bewirkte einen Rückgang der N<sub>2</sub>O-Verluste. Der NH<sub>4</sub>-stabilisierte Dünger erzielte insbesondere in der einmaligen Applikation zu Wachstumsbeginn die stärkste Reduktion der N<sub>2</sub>O-Emission.

Dieses Ergebnis weist überzeugend darauf hin, dass neben der N-Menge die gewählte Düngungsstrategie mit N-Form und Aufteilung (frühere/spätere Vegetation entsprechend kühlerer/wärmerer Bodentemperaturen) die Höhe der N<sub>2</sub>O-Verluste erheblich beeinflussen kann.

Auch die Art der Düngerformulierung wirkte sich sehr deutlich auf die N<sub>2</sub>O-Freisetzung aus (Abbildung 4): Die Applikation von Düngergranulaten halbierte die N<sub>2</sub>O-Emission im Freilandexperiment mit Winterweizen gegenüber einer Flüssigdüngung – als N-Dünger wurde DMPP-stabilisierter Ammonsulfatsalpeter eingesetzt.

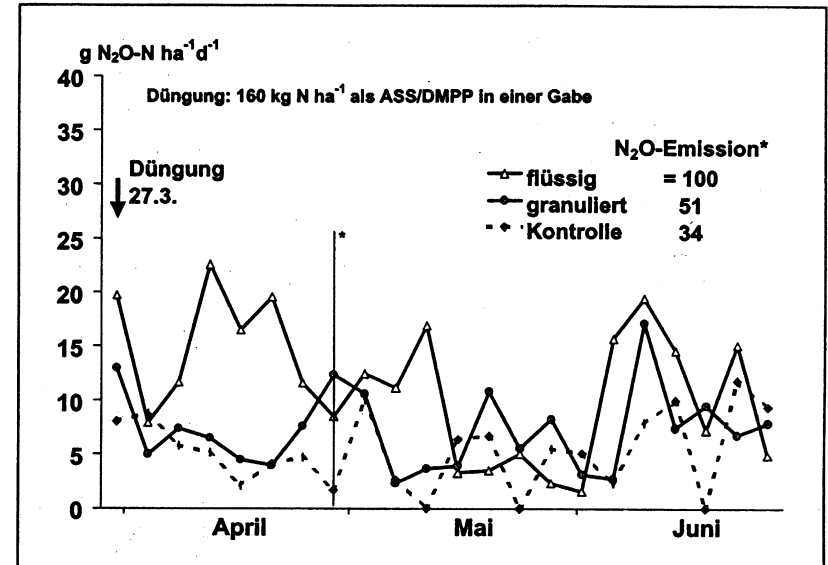


Abbildung 4: N<sub>2</sub>O-Emissionen nach flüssiger und granulierter N-Düngung (Feldversuch, 1998, uL, Winterweizen, \* Messperiode 4 Wochen) [Linzmeier et al., 2000]

### 3.3 N<sub>2</sub>O-Emission in Abhängigkeit vom N-Pool des Bodens

In den beiden Feldexperimenten wurden die jährlichen N<sub>2</sub>O-Emissionen auf Basis ganzjährig gemessener Flussraten bestimmt. In beiden Versuchen (Abbildung 5 und 6) zeigten sich in sämtlichen Varianten einschließlich der Kontrolle deutliche N<sub>2</sub>O-Peaks nach Düngerapplikationen (Mineral- und Gülledüngung), Bodenbearbeitung (Saatbett- und Stoppelbearbeitung, Herbstfurche) sowie Frost-/Auftau-Perioden und Niederschlagsereignissen (nicht eingezeichnet!).

Der durch Gülle angereicherte N-Pool (seit 1988 insgesamt 960 kg N ha<sup>-1</sup> gedüngt) brachte einen Anstieg der N<sub>2</sub>O-Emissionen um 1,6 kg N ha<sup>-1</sup> und in Verbindung mit der vorgesehenen Güllegabe im Messjahr um 3,7 kg N ha<sup>-1</sup> (Abbildung 5); letztere Variante liegt damit etwa doppelt so hoch wie die mineralisch suboptimal gedüngte Kontrollparzelle.

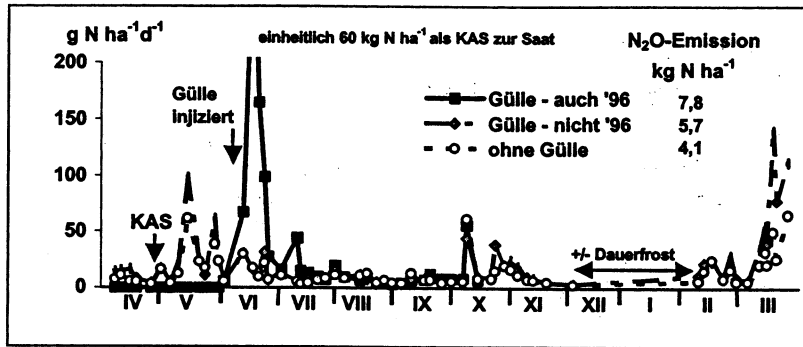


Abbildung 5: N<sub>2</sub>O-Emission im Langzeitexperiment Gülle [seit 1988] (Feldversuch, uL, 1996, Silomais) [Kilian et al., 1998]

Auch die langjährig mit Biokompost gedüngten Flächen (insgesamt 600 bzw. 1200 kg N ha<sup>-1</sup>) zeigten höhere N<sub>2</sub>O-Freisetzungsraten als die Kontrollparzelle (Abbildung 6) – trotz eines deutlich erhöhten N-Pools des Bodens (N<sub>t</sub> der Krume: Kontrolle 0,18 %, Biokomposte 0,22 bzw. 0,25 %) blieb der Anstieg gegenüber dem des Güllever suches (Abbildung 5) jedoch auffallend gering. Offensichtlich beeinflusst die C- und N-Qualität des organischen N-Düngers wesentlich die mikrobielle Umsetzbarkeit der angereicherten organischen Substanz.

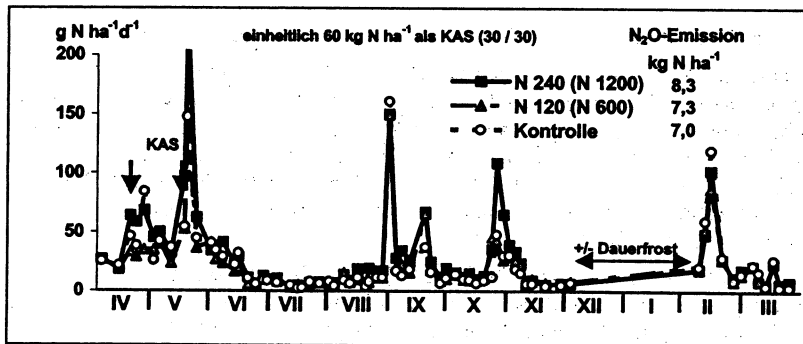


Abbildung 6: N<sub>2</sub>O-Emission im Langzeitexperiment Biokompost [seit 1991] (Feldversuch, uL, 1996, Hafer) [Kilian et al., 1998]

## Schlussfolgerungen

Die ausschließliche Abschätzung der N<sub>2</sub>O-Emission aus landwirtschaftlich genutzten Böden an der Höhe der jährlichen N-Düngung ist fragwürdig. Entscheidend für das Ausmaß des aus dem Boden freigesetzten N<sub>2</sub>O-Stickstoffs ist die Wechselwirkung zwischen N-Düngung und N-Pool des Bodens. Dieser kann durch die Art der Bewirtschaftung, insbesondere durch langjährigen hohen C- und N-Input über organische und z.T. auch mineralische Düngung angereichert werden. Im Freilandexperiment mit Winterweizen wurden 75-95 % des während der Vegetationszeit freigesetzten N<sub>2</sub>O-Stickstoffs als Boden-N identifiziert. In der frühen Vegetationszeit verabreichter N-Dünger trug nur zu 25 %, später applizierter N-Dünger nur zu 5-10 % zu den Gesamtverlusten bei. Es ist anzunehmen, dass mit zunehmender Bodentemperatur und biologischer Aktivität der Anteil des Düngers an den Gesamtverlusten abnimmt.

Besonders hervorzuheben ist, dass neben der Düngermenge sehr wesentlich die Düngerform und die Applikationsweise die Wechselwirkung mit dem N-Pool des Bodens und damit die N<sub>2</sub>O-Emissionsrate beeinflusst (s. a. Linzmeier et al., 2000). Entscheidend hierfür sollte das Ausmaß der räumlichen Einbeziehung des N-Pools in den durch Düngung stimulierten N-Umsatz sein. So wirkten Düngergranulate weniger stark emissionsfördernd als flüssige, über den Boden gut verteilte N-Düngung. Ebenso steigerte stabilisierter NH<sub>4</sub>-Stickstoff die N<sub>2</sub>O-Verluste deutlich schwächer als konventionelle, schnellwirkende N-Dünger: das beste Ergebnis brachte stabilisierter NH<sub>4</sub>-Dünger in Granulatform (relativ 40) vor flüssiger Applikation (relativ 80) deutlich vor dem Vergleichsdünger NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, ebenfalls flüssig appliziert (emittierte N<sub>2</sub>O-Menge=100).

Organische Düngung beeinflusste nicht nur kurzfristig unmittelbar nach der Düngung, sondern auch langfristig über den veränderten N-Pool des Bodens die Höhe der N<sub>2</sub>O-Verluste. In Kombination mit mineralischer N-Düngung steigt somit die Emissionsgefährdung für N<sub>2</sub>O auf langjährig intensiv organisch gedüngten Böden an. Offensichtlich hängt das Verlustpotential der Böden von der biologischen Verwertbarkeit der über die organischen Dünger zugeführten C- und N-Mengen ab.

Aus den Versuchsergebnissen lässt sich abschließend folgern, dass die Höhe der N<sub>2</sub>O-Emission nicht nur ausschließlich über die gedüngte N-Menge, sondern auch über die Düngerform, die Applikationshäufigkeit und Formulierung (flüssig/fest) sowie Düngerverteilung (flächig/in Reihe oder „unter Fuß“) gesteuert werden kann; entscheidend ist jeweils die Wechselwirkung mit dem umsetzbaren N-Pool des Bodens, der räumlich unterschiedlich stark in den durch die N-Düngung stimulierten N-Umsatz einbezogen werden kann.

## Zusammenfassung

In Modell- und Feldversuchen mit zum Teil <sup>15</sup>N-markierten N-Düngern

wurde versucht, die Wechselwirkung zwischen N-Düngung und N-Pool des Bodens auf die Freisetzung von  $N_2O$  aus Ackerböden darzustellen. Die  $N_2O$ -Emission ist neben der gedüngten N-Menge sehr wesentlich von der N-Form (stabilisierter oder konventioneller Dünger) und der Applikationsweise (Zeitpunkt, Flüssigdüngung oder Einsatz von Granulaten, etc.) sowie von der Größe des N-Pools des Bodens (Anreicherung insbesondere durch organische Düngung) abhängig. In Freilandmessungen unter Winterweizen wurden 75 bis 95 % der insgesamt emittierten N-Menge als Boden-N identifiziert.

Entscheidend für die emittierte  $N_2O$ -Menge ist das Ausmaß der räumlichen Einbeziehung des N-Pools des Bodens in den durch die Düngung stimulierten mikrobiellen Umsatz. Analog gilt dieses wohl auch für die Bodenbearbeitung, Frost-/Auftau- bzw. Trocknungs-/Befeuchtungsdynamik der Böden.

#### Literatur

- Bouwman, A. F., 1994: Method to estimate direct nitrous oxide emissions from agricultural soils. Report 773004004, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands
- Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.), 1994: Schutz der grünen Erde, Economica Verlag, Bonn, 702 S.
- Gutser, R., 1998: Zur Problematik von Stickstoffbilanzen. Die Düngerverordnung auf dem Prüfstand. DLG-Kolloquium vom 1.12.1997 in Kassel, DLG-C/98, 27-45
- Gutser, R., 1999: Optimierte Einsatzstrategien für  $NH_4^+$ -stabilisierte Dünger – Erträge, N-Verluste, Langzeiteffekte. Wiss. Kolloquium BASF vom 17./18.5.99, BASF-Schrift, 89-101
- Kaiser, E.-A. und Ruser, R., 2000: Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – an evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **173**, 249-260
- Kilian, A., 1998: N-Verluste als Lachgas ( $N_2O$ ) aus unterschiedlich gedüngten landwirtschaftlichen Flächen. Abschlußbericht vom 23.3.98, BStMELF, München, 1-36
- Kilian, A., Gutser, R. und Claassen, N., 1997: Erhöhte  $N_2O$ -Emissionen durch Kohlenstoffanreicherung von Ackerböden infolge organischer Düngung. Tagung ökolog. Landbau April 1997, Bonn – Schriftenreihe Institut für Ökologischen Landbau, Köster, Berlin, 70-76
- Kilian, A., Gutser, R. und Claassen, N., 1998:  $N_2O$ -emissions following long-term organic fertilization at different levels. *Agribiol. Res.* **51**, 27-36

Linzmeier, W., Schmidhalter, U. und Gutser, R., 1999: Wirkung von DMPP auf Nitrifikation und N-Verluste ( $Nitrat$ ,  $NH_3$ ,  $N_2O$ ) von Düngerstickstoff im Vergleich zu DCD. *VDLUFA-Schriftenreihe 52 (Kongressband)*, 485-488

Linzmeier, W., Gutser, R. und Schmidhalter, U., 2000: Nitrous oxide emissions from soil and from a  $^{15}N$  labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Biology and Fertility of Soils* – in press