

Tagungsbeitrag: Kommission I der DBG  
Titel der Tagung: Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen  
Veranstalter: DBG, 03.09.–09.09.2011, Berlin  
Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation)  
<http://www.dbges.de>

### **Quantifizierung der N<sub>2</sub>O- und N<sub>2</sub>-Flüsse eines wiedervernässten Moores im Nationalpark Harz mit Hilfe der <sup>15</sup>N-Gas-Fluss-Methode**

Nadine Tauchnitz<sup>1</sup>, Rolf Russow<sup>2</sup>, Oliver Spott<sup>2</sup>, Sabine Bernsdorf<sup>1</sup>, Ralph Meißner<sup>3</sup>

#### **Zusammenfassung**

Natürliche Moore mit hohen Wasserständen sind nitratlimitiert und haben demzufolge keine Bedeutung für die Emission gasförmiger Stickstoff (N)-verbindungen in die Atmosphäre. Es gibt jedoch Anhaltspunkte, dass Stickstoffeinträge infolge der atmosphärischen Deposition die Denitrifikationsaktivität in Mooren deutlich erhöhen können. Ziel vorliegender Untersuchungen war die Ermittlung des Nitrat-Abbaus und der N<sub>2</sub>O- und N<sub>2</sub>-Emissionen eines wiedervernässten Moores unter Labor- und Freilandbedingungen. Die N<sub>2</sub>-Flüsse wurden mit Hilfe der <sup>15</sup>N-Gas-Fluss-Methode, basierend auf der Bestimmung der Isotopenverhältnisse R<sub>29</sub> und R<sub>30</sub>, erfasst. Der Einsatz eines zweiten konservativen Tracers, des Bromids, ermöglichte die Kalkulation des realen <sup>15</sup>Nitrat-Abbaus innerhalb der Torfsäulen. Der Tracer wurde in unterschiedlich hohen N-Raten, Tiefen und bei unterschiedlichen Wasserständen in die Torfsäulen eingebracht.

<sup>1</sup> Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühnstrasse 23, D-06112 Halle (Saale), e-mail: nadine.tauchnitz@landw.uni-halle.de

<sup>2</sup> UFZ-Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Bodenphysik, Theodor-Lieser-Str. 04, D-06120 Halle (Saale), <sup>3</sup> Lysimeterstation, Dorfstrasse 55, D-39615 Falkenberg

Die Untersuchungen zeigten einen sehr schnellen <sup>15</sup>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Abbau im Laufe der Experimente. Der höchste Nitratabbau von 50 %, bereits 2 Tage nach der Markierung, wurde unter Freilandbedingungen bei voller Wassersättigung und der niedrigste Verbrauch von maximal 47 % im entwässerten Moorbereich erfasst. Die in den Laborversuchen gemessenen N<sub>2</sub>O- und N<sub>2</sub>-Emissionen waren mit maximalen Emissionsraten von  $3,9 \pm 1,6$  kg N ha<sup>-1</sup> für N<sub>2</sub> und  $5,6 \pm 1,2$  kg N ha<sup>-1</sup> für N<sub>2</sub>O sehr hoch. Im Vergleich zu den Laborversuchen wurden signifikant geringere Emissionen von  $0,2 \pm 0,1$  bis  $0,4 \pm 0,3$  kg N ha<sup>-1</sup> für N<sub>2</sub> und  $0,05 \pm 0,02$  bis maximal  $0,4 \pm 0,3$  kg N ha<sup>-1</sup> für N<sub>2</sub>O in den Freilandversuchen erfasst.

**Schlüsselworte: Denitrifikation, Moore, stabile Isotope, Treibhausgase**

#### **1 Einleitung und Zielstellung**

Natürliche Moore sind aufgrund der vorherrschenden anaeroben Bedingungen nitratlimitiert und stellen demzufolge keine bedeutsame Quelle für klimarelevantes Lachgas (N<sub>2</sub>O) dar. In der Literatur werden Emissionen im Bereich von <0,04 bis 7 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> für ungestörte Moore angegeben (z.B. Martikainen et al., 1993; Augustin et al., 1996; Tauchnitz et al., 2008). Einige Untersuchungen zeigten jedoch eine Erhöhung der Denitrifikationsaktivität bei künstlicher Nitratzugabe in Mooren (Aerts, 1997; Roobroeck et al., 2010).

Während die N<sub>2</sub>O-Flüsse in Böden umfassend untersucht wurden (z.B. Brumme et al., 1999; Ruser et al., 2006; Russow et al., 2009), gibt es nur wenige Freilanduntersuchungen, die sich mit der Bildung und Freisetzung von N<sub>2</sub> aus Böden oder gar Moorsubstraten beschäftigten (Weier et al. 1996). Ursache dafür sind die methodischen Schwierigkeiten der N<sub>2</sub>-Messung aufgrund der extrem hohen Hintergrundkonzentration des Luft-N<sub>2</sub> (Speir et al., 1995). Eine geeignete Methode für die N<sub>2</sub>-Messung im Freiland ist die <sup>15</sup>N-Gas-Fluss-Methode, deren Anwendung die Applikation eines hoch <sup>15</sup>N angereicherten (>40 at. %) NO<sub>3</sub> Tracers und die homogene Verteilung des Tracers im Boden voraussetzt. Die Methode wurde bisher überwiegend im

Labor angewandt. Erfahrungen bei der Anwendung der Methode in Mooren liegen bisher nicht vor. Ziel vorliegender Untersuchungen war die Quantifizierung der  $N_2O$ - und  $N_2$ -Emissionen eines wiedervernässten Moores mit Hilfe der  $^{15}N$ -Gas-Fluss-Methode unter Labor- und Freilandbedingungen. Folgende Schwerpunkte wurden untersucht:

- i. die Verteilung des Tracers innerhalb der Bodensäule bei unterschiedlichen Wasserständen und Markierungstiefen,
- ii. der Nitrat-Abbau innerhalb der Bodensäule in unterschiedlichen Tiefen mit Hilfe der  $^{15}NO_3^-/Br^-$ -Doppeltracer-Methode und
- iii. die  $N_2O$ - und  $N_2$ -Emissionen bei unterschiedlichen Wasserständen und Markierungstiefen.

## 2 Methodik

Mit Hilfe einer speziellen Bohrtechnik der Fa. UGT wurden am Versuchsstandort 40 Torfmonolithe mit einem Durchmesser von 20 cm und 50 cm Höhe entnommen und in ein klimatisiertes Labor (20°C) überführt. In den Torfsäulen wurde ein konstanter Wasserstand von -30 cm eingestellt. Für die Freilandversuche wurden V2A-Rohre (30 cm Durchmesser) 70 cm tief in den Torfhorizont eingebracht. Bodenwasser wurde mittels Mikrosaugkerzen in 3 Tiefen beprobt und auf die Gehalte an  $Br^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  sowie  $^{15}N$  Häufigkeiten des  $NH_4^+$  und  $NO_3^-$  (SPINMAS, Russow, 1999; Stange et al., 2007) analysiert. Die Markierung der Säulen erfolgte mit  $^{15}NO_3^-$  (30 kg N ha $^{-1}$ ) und 60 at. % (Laborversuche) bzw. 50 at. % (Freilandversuche) und mit einem zweiten konservativen Tracer, dem Bromid. Der Tracer wurde mittels Spritze und Schablone gleichmäßig über die Oberfläche verteilt appliziert. Gasproben wurden am Tag der Markierung zweimal täglich, am Tag 2 bis 4 täglich und danach zweitägig entnommen. Die Probenahme erfolgte nach luftdichtem Abschluss der Säulen mit einer 100 ml Spritze innerhalb eines Zeitraumes von 2 Stunden insgesamt 6-mal pro Säule in Abständen von jeweils 20 Minuten. Vor Abschluss der Säulen wurden Nullproben entnommen. Die Gasproben wurden auf  $CH_4$ -,  $N_2O$ - und  $CO_2$ -Gehalte

mittels eines speziell konfigurierten GC-Systems (GC 14B, Shimadzu, Japan) mit FID und ECD (Segschneider et al., 1996) analysiert. Die  $N_2$ -Flüsse wurden mit Hilfe der  $^{15}N$ -Gas-Fluss-Methode, basierend auf der Bestimmung der Isotopenverhältnisse  $R_{29}$  und  $R_{30}$  am IRMS Delta S (ThermoFinnigen, Germany), kalkuliert. Eine genaue Beschreibung der Methode geben Arah (1992), Russow et al. (1996), und Spott et al. (2006).

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 $^{15}NO_3^-$ -Konzentrationen im Bodenwasser und Nitratabbau

Im entwässerten Moorbereich (FE 1) wurden die höchsten  $^{15}NO_3^-$  Konzentrationen bis maximal 2,1  $\mu mol L^{-1}$  im obersten Torfhorizont einen Tag nach der Markierung nachgewiesen (Abbildung 1a). Danach sanken die Konzentrationen langsam bis auf 0,9  $\mu mol L^{-1}$  bis zum Ende des Experimentes ab. Im wiedervernässten Moorbereich bei hoher Wassersättigung (FE 2) wurden demgegenüber signifikant niedrigere  $^{15}NO_3^-$  Konzentrationen von maximal 0,04  $\mu mol L^{-1}$  (- 10 cm), 0,3  $\mu mol L^{-1}$  (- 30 cm) und 0,7  $\mu mol L^{-1}$  (- 50 cm) am ersten (Tracerapplikation) und zweiten Tag des Experimentes erfasst (Abbildung 1a). Die  $^{15}NO_3^-$  Konzentrationen sanken bis zum Ende des Experimentes rapide bis auf Werte  $<0,001 \mu mol L^{-1}$  ab.

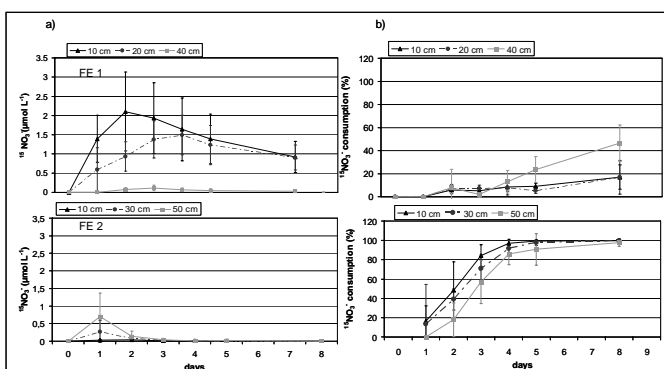


Abbildung 1: a)  $^{15}NO_3^-$  Konzentrationen im Moorwasser und b)  $^{15}NO_3^-$  Verbrauch in den Freilandversuchen im entwässerten (FE 1) und wiedervernässten Moorbereich (FE 2)

Ursache für die Unterschiede zwischen entwässertem (FE 1) und wiedervernässtem Moorbereich (FE 2) werden auf eine höhere Verdünnung des Tracers aufgrund der hohen Wassersättigung und einem

rapiderem Nitratverbrauch im wiedervernässten Moorbereich zurückgeführt (Abbildung 1b).

Im entwässerten Moorbereich war der  $^{15}\text{NO}_3^-$  Verbrauch mit maximal 47 % signifikant niedriger als im wiedervernässten Moorbereich ( $n=30$ ,  $p<0.01$ , Mann-Whitney-U-test, Abbildung 1b). In Experiment FE 2 im wiedervernässten Moorbereich wurde ein sehr rapider Anstieg des  $^{15}\text{NO}_3^-$  Verbrauches mit mehr als 50 % bereits zwei Tage und 100 % fünf Tage nach der Tracerapplikation beobachtet (Abbildung 1b). Die Unbeständigkeit von Nitrat unter anaeroben Bedingungen in Mooren wird auch durch andere Autoren bestätigt, wobei Denitrifikationsprozessen die größte Bedeutung bei der mikrobiellen Degradierung von Nitrat unter sauerstoffarmen Bedingungen beigemessen wird (Seitzinger, 1994; Aerts, 1997; Regina et al., 1998; Rückauf et al., 2004).

### 3.2 $\text{N}_2\text{O}$ - und $\text{N}_2$ -Emissionen

Die in den Laborversuchen erfassten  $\text{N}_2\text{O}$ - und  $\text{N}_2$ -Emissionen sind als sehr hoch einzuschätzen (Abbildung 2 a, b).

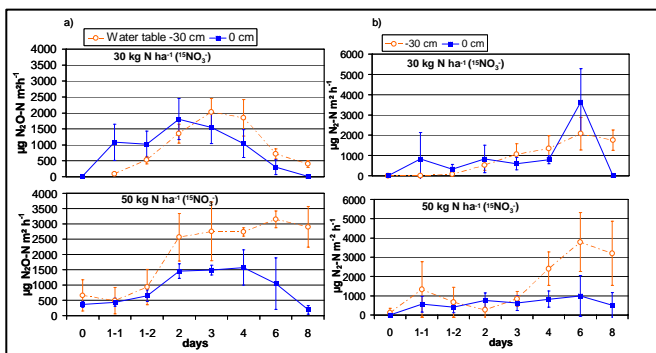


Abbildung 2: a)  $\text{N}_2\text{O}$ - und b)  $\text{N}_2$ -Emissionen der Laborversuche

Die höchsten Emissionen mit maximal  $3151 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  und  $3788 \mu\text{g N}_2\text{-N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  wurden bei Zugabe von  $50 \text{ kg N ha}^{-1}$  und simuliertem Wasserstand von  $-30 \text{ cm}$  erfasst. Die Gesamtemissionen im Versuchszeitraum waren im Bereich von  $1,6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (Zugabe  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$ , simulierter Wasserstand  $0 \text{ cm}$ ) bis maximal  $5,6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ , Zugabe  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$ , simulierter Wasserstand  $0 \text{ cm}$ ) sowie  $1,7 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$  (Zugabe  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$ , simulierter Wasserstand  $0 \text{ cm}$ ) und  $4 \text{ kg N}_2\text{-N ha}^{-1}$  (Zugabe  $50 \text{ kg N ha}^{-1}$ , simulierter Wasser-

stand  $-30 \text{ cm}$ ). In den meisten Laborversuchen nahm der Anteil des  $\text{N}_2$  an der gesamten N-Emission deutlich zu. Im Vergleich zu den Laborversuchen wurden signifikant geringere  $\text{N}_2\text{O}$ - und  $\text{N}_2$ -Emissionen in den Freilandversuchen nachgewiesen (Abbildung 3). Die höchsten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen wurden im entwässerten Moorbereich mit maximal  $291 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  erfasst. Demgegenüber wurden im wiedervernässten Moorbereich deutlich niedrigere Emissionen von maximal  $35$  bis  $37 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  ermittelt.

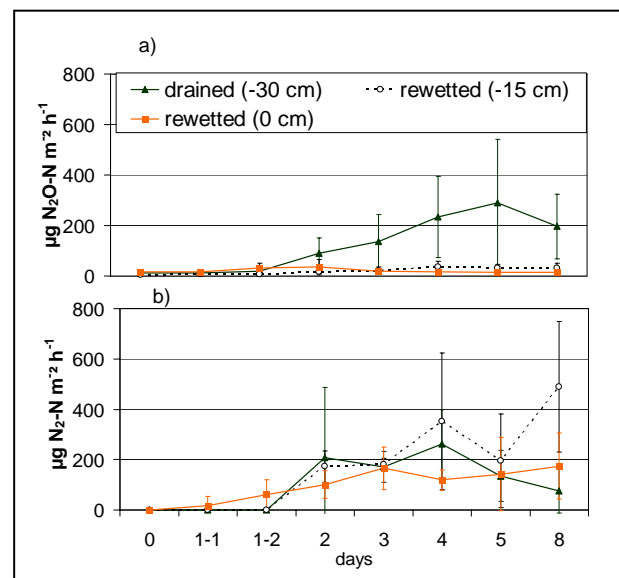


Abbildung 3: a)  $\text{N}_2\text{O}$ - und b)  $\text{N}_2$ -Emissionen der Freilandversuche

Die höchsten  $\text{N}_2$ -Emissionen von maximal  $490 \mu\text{g N}_2\text{-N}$  wurden im wiedervernässten Moorbereich bei Wasserständen von  $-15 \text{ cm}$  zum Ende des Versuches erfasst. Die in den Freilandversuchen ermittelten Gesamtemissionen lagen im Bereich von  $0,2 \pm 0,1$  (entwässertes Moor) bis  $0,4 \pm 0,3 \text{ kg N ha}^{-1}$  (wiedervernässtes Moor,  $-15 \text{ cm}$  Wasserstand) für  $\text{N}_2$  und  $0,04 \pm 0,02$  (wiedervernässtes Moor,  $0 \text{ cm}$  Wasserstand) bis maximal  $0,4 \pm 0,3 \text{ kg N ha}^{-1}$  (entwässertes Moor) für  $\text{N}_2\text{O}$ .

Unterschiede zwischen den erfassten  $\text{N}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen bei simulierter Wassersättigung im Labor und im Freiland im wiedervernässten Moorbereich sind auf differenzierte Redoxverhältnisse zurückzuführen. Trotz Anhebung der Wasserstände in den Laborversuchen sanken die Redoxpotentiale nur sehr langsam im Laufe des Versuches ab und waren im Vergleich zum

Freiland deutlich höher (Ergebnisse nicht dargestellt).

#### 4 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigten einen schnellen Verbrauch des applizierten  $^{15}\text{NO}_3^-$  Tracers unter Freilandbedingungen im wiedervernässten Moorbereich. Bereits 2 Tage nach Tracerapplikation waren mehr als die Hälfte des  $^{15}\text{NO}_3^-$  und zum Ende des Versuches 100 % nicht mehr nachweisbar. Aufgrund der langsamen Redoxstabilisierung in den Laborversuchen bei simulierter Wassersättigung ist ein Vergleich der Labor- und Freilandversuche nicht möglich. Im Labor wurden deutlich höhere  $\text{N}_2\text{O}$ - sowie  $\text{N}_2$ -Emissionen erfasst. In den Freilandversuchen wurden insgesamt geringe  $\text{N}_2\text{O}$ - und  $\text{N}_2$ -Flüsse ermittelt. Andere N-Transformationsprozesse, wie die dissimilatorische Nitratreduktion zu Ammonium (DNRA) sowie die Umwandlung von Nitrat zu gelösten organischen N-Komponenten (DON) sollten in fortsetzenden Untersuchungen weitere Berücksichtigung finden.

#### Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Förderung des Projektes als auch der Verwaltung des Nationalparks Harz für die Unterstützung unserer Forschungsarbeiten. Des Weiteren danken wir Herrn B. Apelt vom Helmholtz-Zentrum f. Umweltforschung-UFZ (Dept. Bodenphysik) für die zahlreichen SPINMAS und GC-Analysen und Frau Dr. Mothes (Helmholtz-Zentrum f. Umweltforschung-UFZ, Dept. Analytische Chemie) für die Analysen der Wasserproben.

#### Referenzen

Aerts, R. (1997): Atmospheric nitrogen deposition affects potential denitrification and  $\text{N}_2\text{O}$  emission from peat soils in the Netherlands. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1153-1156.

Arah, J.R.M. (1992). New formula for mass spectrometric analysis of nitrous oxide and dinitrogen emission. *Soil Science Society of American Journal* 56, 795-800.

Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W., Reining, E., 1996. Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *Angewandte Botanik* 70, 45-51.

Brumme, R., Borken, W., Finke, S., 1999. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 13, 1137-1148.

Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. and Silvola, J. (1993): Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366, 51-53.

Regina, K., Nykänen, H., Maljanen, M., Silvola, J., Martikainen, P. J., 1998. Emissions of  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{NO}$  and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds. *Canadian Journal of Forest Research* 28, 132-140.

Roobroeck, D., Butterbach-Bahl, K., Brüggemann, N., Boeckx, P., 2010. Dinitrogen and nitrous oxide exchanges from an undrained monolith fen: short-term responses following nitrate addition. *European Journal of Soil Science* 61, 662-670.

Rückauf, U., Augustin, J., Russow, R., Merbach, W., 2004. Nitrate removal from drained and reflooded fen soils affected by soil N transformation processes and plant uptake. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 77-90.

Ruser, R., Flessa, H., Russow, R., Schmidt, G., Buegger, F., Munch, J.C., 2006. Emission of  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$  and  $\text{CO}_2$  from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 263-274.

Russow, R., Stevens, R.J., Laughlin, R.J., 1996. Accuracy and precision for measurements of the mass ratio 30/28 in dinitrogen from air samples and its application to the investigation of N losses from soil by denitrification. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 32, 289-297.

Russow, R., 1999. Determination of  $^{15}\text{N}$  in  $^{15}\text{N}$ -enriched nitrite and nitrate in aqueous samples by reaction continuous-flow quadrupole mass spectrometry. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 13, 1334-1338.

Russow, R., Stange, C.F., Neue, H.U., 2009. Role of nitrite and nitric oxide in the processes of nitrification and denitrification in soil: Results from  $^{15}\text{N}$  tracer experiments. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 785-795.

Segschneider, H.-J., SICH, I. and Russow, R., 1996. Use of special configured gas chromatographic system for the simultaneous determination of methane, nitrous oxide and carbon dioxide in ambient air and soil atmosphere. *Transactions of the 9th Nitrogen Workshop, Braunschweig, September 1996*, 547-550

Seitzinger, S., 1994. Linkages between organic matter mineralization and denitrification in eight riparian wetlands. *Biogeochemistry* 25, 19-39.

Speir, T.W., Kettles, H.A., Moore, R.D., 1995. Aerobic emissions of  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{N}_2$  from soil cores: factors influencing production from  $^{13}\text{N}$ -labelled  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$ . *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1299-1306.

Spott, O., Russow, R., Apelt, B. and Stange, F. (2006): A  $^{15}\text{N}$  aided artificial atmosphere approach for an online determination of soil  $\text{N}_2$  release using the zeolite Köstrolith SX6®. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 20, 3267 – 3274.

Stange, C.F., Spott, O., Apelt, B., Russow, R., 2007. Automated and rapid online determination of  $^{15}\text{N}$  abundance and concentration of ammonium, nitrite or nitrate in aqueous samples by the SPINMAS technique. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43, 227-236.

Tauchnitz, N., Brumme, R., Bernsdorf, S. and Meissner, R. (2008): Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the German National Park Harz Mountains. *Plant and Soil* 303: 131-138.

Weier, K.L., McEwan, C.W., Vallis, I., Catchpoole, V.R. and Myers, R.J. (1996): Potential for biological denitrification of fertilizer nitrogen in sugarcane soils. *Australian Journal of Agricultural Research* 47, 67-79.