

Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der DBG
 Kom. IV
 Titel der Tagung: Böden – eine endliche Resource
 Veranstalter: DBG, September 2009, Bonn
 Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation) <http://www.dbges.de>

N₂O, CH₄ und CO₂ – Flüsse aus anthropogen genutzten organischen Böden in der Rheinebene – erste Ergebnisse

Mandy Brak, Reuchlin M., Stahr K., Fiedler S.

1. Hintergrund

Als Unterzeichnerstaat mehrerer internationaler Vereinbarungen zum Klimaschutz hat sich Deutschland zur Klimaberichterstattung verpflichtet, was die Verbesserung des jährlichen nationalen Emissionsinventars zu Treibhausgasen (THG) impliziert. Um der Qualität der geforderten Standards in den Berichtskategorien Landwirtschaft und Landnutzungsänderungen zu entsprechen, ist eine Aktualisierung von Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren erforderlich. So fehlen beispielsweise bislang Grundlagen für die Klimaberichterstattung „organischer Böden“, welche in Deutschland einen hohen Flächenanteil einnehmen.

Ein 2009 initiiertes Verbundprojekt „Klimaberichterstattung organische Böden – Ermittlung und Bereitstellung von Methoden, Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren“ soll diese Lücke schließen. Im Tagungsbeitrag werden erste Ergebnisse aus dem Testgebiet ‚Oberrheinebene – Graben-Neudorf‘ vorgestellt (Tab.1). Hier werden die Flüsse der klimarelevanten Spurengase Lachgas (N₂O), Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) auf Standorten erfasst, welche die für diese Region typische Nutzung widerspiegeln. Dazu zählen extensiv genutzte

Grünlandstandorte, konventionell bewirtschaftete Ackerflächen und ein Waldstandort. Diese Standorte befinden sich, gebietspezifisch für die Grabener Bucht, sowohl auf Niedermoorböden, als auch auf Anmoorgley.

Tab. 1: Standortparameter

Lage	Graben Neudorf (GN), Grabener Bucht, Oberrheinebene, TK 6816				
Jahresmitteltemperatur: 9 °C, jährlicher Niederschlag: 900-1000 mm a ⁻¹					
Standorte	GN-1	GN-2	GN-3	GN-4	GN-5
Niedermoor: HNn Anmoorgley: Gm	HNn			Gm	
nach FAO Histosol : HS	HS				
organische Bodensubstanz (%)	38,5 ± 0,0	35,1 ± 0,2	33,2 ± 0,9	26,4 ± 0,2	16,5 ± 0,1
Nt (g kg ⁻¹)	17,3 ± 0,0	15,6 ± 0,0	14,1 ± 0,0	11,3 ± 0,0	6,3 ± 0,0
GW (cm unter Flur)	45 ± 18,5	49 ± 23,4	43 ± 20,9	90 ± 13,7	90 ± 8,6
Nutzung	Wald (Fn) (Erle)	Grünland (Gn)	Acker (An) (konventionell)	Grünland (Gm)	Acker (Am) (konventionell)

Die Ergebnisse der landwirtschaftlich genutzten Flächen sollen im Vergleich zu natürlichen Standorten diskutiert werden.

2. Material und Methoden

Der Spurengasaustausch unterliegt je nach untersuchtem Gas (N₂O, CH₄ und CO₂) einer unterschiedlichen zeitlichen Dynamik, die leitend war, um den zeitlichen Aufbau des Messprogramms zur Gewinnung der THG-Flüsse zu konzipieren.

Der Kohlendioxidaustausch weist eine hohe zeitliche Dynamik (Minuten bis Stunden) auf, welche die maßgeblichen Steuerfaktoren (Strahlung und Temperatur) widerspiegelt. Diese hohe Dynamik (Tagesgang) wird durch eine längerfristige Dynamik (Tage bis Wochen) auf der Basis von Klimadaten moduliert. Diese bestimmen die Sensitivität der kurzzeitlichen Prozesse des Kohlendioxidaustauschs auf die Steuerfaktoren Strahlung und Temperatur.

Der Methanaustausch wird weitgehend von einer geringeren Dynamik gesteuert (Tage bis Wochen), die der längerfristigen Dynamik der CO₂-Flüsse entspricht. Der Lachgasaustausch hat eine hohe, aber wenig vorhersehbare zeitliche Dynamik, in der sich verschiedene Reaktionsmuster überlagern können. Nach BRUMME ET AL. (1999) können saisonale Flüsse, event-basierte Flüsse (hohe zeitliche Dynamik, z.B. durch Regenereignisse oder Düngung) und background fluxes, die keiner offensichtlichen Dynamik unterliegen, überlagert sein. Die N₂O-, CH₄- und CO₂-Messungen werden mittels der „closed chamber“-Methode, in zweiwöchentlichem Rhythmus, in dreifacher Wiederholung pro Standort durchgeführt. Wegen der geringeren Flussraten von N₂O und CH₄ betragen die Schliesszeiten sechzig Minuten.

3. Ergebnisse

Aktuell können für den ersten Beobachtungszeitraum von drei Monaten, bezüglich des Spurengasaustauschverhaltens zwischen Boden und Atmosphäre Unterschiede zwischen den Standorten GN-1 bis GN-5 festgestellt werden.

Die höchsten N₂O-Emissionsraten sind mit $6,01 \pm 2,82 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Standort GN-5 (Acker auf Anmoorgley) zu verzeichnen (Abb.1a). Im Vergleich dazu konnte SCHMÄDEKE (1998) innerhalb einer Rotation beim Anbau von Raps auf einem Gley-Auenboden die maximale N₂O-Emissionen mit $1,6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für einen Untersuchungszeitraum von zwei Jahren feststellen.

Der konventionell bewirtschaftete Ackerstandort (GN-5) auf Anmoorgley unterscheidet sich signifikant von allen weiteren untersuchten Standorten. Die gegenüber den anderen Standorten erhöhten N₂O-Emissionen können mit dem hier extrem niedrigen mittleren Grundwasserstand von 90 cm unter Flur und einer Düngegabe von $161 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Zusammenhang gebracht werden (Tab.1).

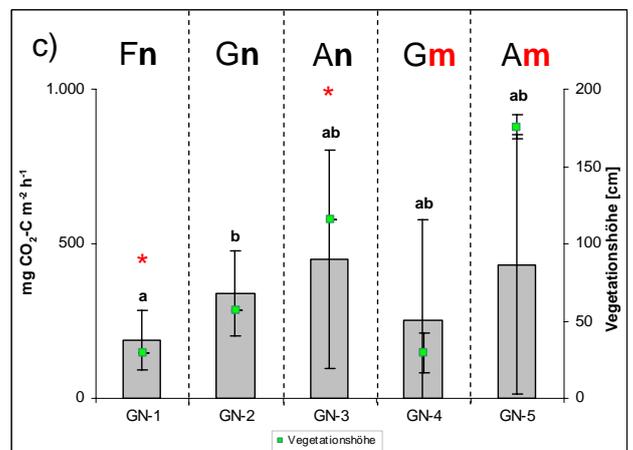
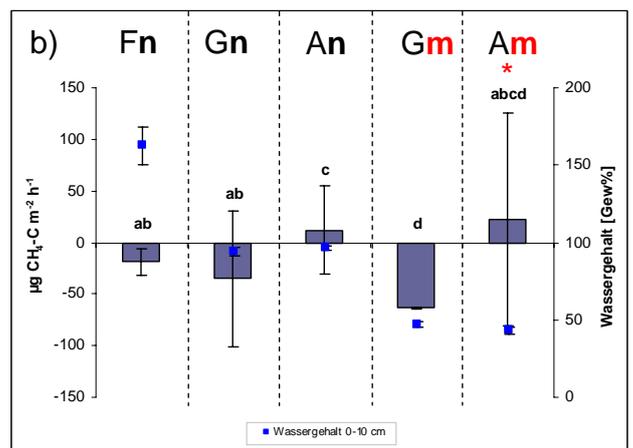
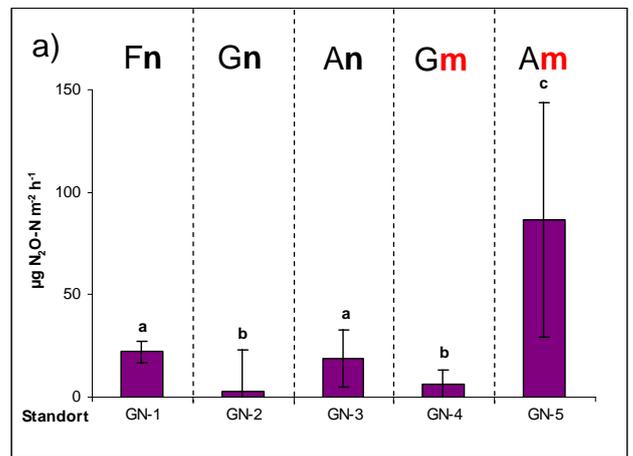


Abb. 1 a-c: mittlere THG-Flüsse (05.06. - 13.08.2009) der Standorte GN-1 bis GN-5, * signifikanter Zusammenhang bei $r > \pm 0,9$ ($p < 0,05$, Spearman Rank Order Correlation), unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Standorten ($p < 0,05$, t-Test)

Die zweithöchsten N₂O-Flüsse werden von den Standorten GN-1 (Erlenwald) und GN-3 (Acker auf Niedermoor) bestimmt. Auch hier können die gegenüber GN-2 und GN-4 höheren Emissionsraten von $2,26 \pm 2,11 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für den konventionell

bearbeiteten Ackerstandort, mit der einmaligen Düngegabe von $135 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erklärt werden. Es wird angenommen, dass die beobachteten Unterschiede zwischen den beiden Ackerstandorten (GN-3, GN-5) zwar auch auf die unterschiedlichen Düngemengen zurückgeführt werden können (SCHMÄDEKE 1998), die unterschiedlichen N_2O -Flüsse der beiden Standorte aber hauptsächlich durch den Wasserhaushalt (insb. dem wassergefüllten Porenvolumen, WFPS) des Bodens erklärt werden kann (MOGGE ET AL. 1999, JUNGKUNST ET AL. 2006). Ein Vergleich mit den Untersuchungsergebnissen aus elf Waldökosystemen der mittleren Breiten von Brumme et al. (1999) zeigt, dass die mittleren N_2O -Flüsse in zwölf Wochen auf Standort GN-1 von $2,19 \pm 1,15 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einem durchschnittlichen Emissionsverhalten entsprechen (MOGGE ET AL. 1998). Die geringsten N_2O -Flüsse können für die Standorte GN-2, Grünland auf Niedermoor mit $0,48 \pm 1,61 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und für GN-4, Grünland auf Anmoorgley mit $0,75 \pm 0,54 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt werden. Begründet werden kann das, im Vergleich zu den anderen Standorten reduzierte Emissionsverhalten, mit der hier extensiven Schnittnutzung ohne Düngegaben, wobei durch Mitnahme ein N-Output aus dem System stattfindet. Auch diese beiden gleich bewirtschafteten Standorte spiegeln den Einfluss der unterschiedlichen Bodenwassergehalte (Abb. 1b) und der mittleren Grundwasserstände (Tab.1) auf die N_2O -Emissionsraten wider. Im Unterschied zu GN-2 ist GN-4, aufgrund der geringeren Wassergehalte besser durchlüftet, was nachweislich die N_2O -Emission fördert (TILSNER ET AL. 2003). In ihren Untersuchungen zum Methan- und Nitrataustausch auf unterschiedlich gedüngtem Grünland in Süddeutschland, fanden GLATZEL UND STAHR (2001) weitaus geringere N_2O -Emissionen, im Bereich von $0,155\text{-}0,296 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Methanoxidaionsleistung der Ackerstandorte GN-3 und GN-5 übersteigt mit $0,88 \pm 2,43 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $0,97 \pm 5,67 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bisherige Flussmessungen für landwirtschaftlich genutzte

Flächen um fast das doppelte (SCHMÄDEKE 1998). Auf allen nicht ackerbaulich genutzten Standorten kann eine Methanaufnahme in das System nachgewiesen werden (Abb.1b). Die höchsten Werte erreichen GN-2 mit $-4,01 \pm 5,18$ und GN-4 mit $-4,11 \pm 1,09 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Ergebnisse zu den Methanemissionen, auf den als Grünland genutzten Standorten, können nach GLATZEL UND STAHR (2001) mit einer Methananreicherung im stark durchwurzelten Oberbodenbereich und der dadurch bedingten gehemmten Methanoxidation in Zusammenhang gebracht werden. Ein Vergleich mit verschiedenen Studien zum Methanemissionsverhalten von Moorböden zeigt jedoch die Komplexität der auslösenden Faktoren, wie Bodentemperatur, Grundwasserstand, Mächtigkeit der Oxidationszone oberhalb des Grundwassers, Atmosphärendruck und Bodentyp (MOORE UND DALVA 1993, SOMMER UND FIEDLER 2002). Für die untersuchten CO_2 -Flüsse kann festgehalten werden, dass im Vergleich die Standorte GN-2, GN-3 und GN-5 mit im Durchschnitt zwischen 26 bis $30 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ die höchsten Mengen emittieren. Die geringsten Flüsse sind bisher für den Waldstandort GN-1 mit $15,75 \pm 1,93 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nachgewiesen. Die Messungen der Ökosystematmung von BUCHMANN ET AL. (2003) an einem Waldstandort zeigen mit $8,8 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ähnliche Ergebnisse. BUCHMANN ET AL. (2003) konnte nach der zwei Jahre dauernden Untersuchung feststellen, dass die Bodenatmung beträchtliche räumliche und zeitliche Schwankungen aufweist und das nicht die Artenanzahl, sondern die stehende Biomasse und damit die Produktivität die Ökosystematmung maßgeblich beeinflusst. Diese Beobachtung wird durch die, im Vergleich zum Waldstandort GN-1, höheren CO_2 -Flüsse der ackerbaulich mit Mais genutzten Flächen GN-3 und GN-5 bestätigt. Bei einem $p < 0,05$ besteht hier ein signifikanter Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und CO_2 -Flussrate (Abb.1c).

4. Ausblick

Die unterschiedlichen Emissionsmuster von N₂O, CH₄ und CO₂ können als Indikator für den Einfluss einer heterogenen Landnutzung angesehen werden. Des Weiteren muss festgehalten werden, dass möglicherweise das Zusammenspiel vieler verschiedener Umweltparameter einen nicht unwesentlichen Einfluss auf das THG-Emissionsverhalten zwischen Boden und der Atmosphäre hat. Diese speziell auf den organischen Bodentyp bezogenen Abhängigkeiten sowie die mit der Nutzung in Verbindung stehenden Emissionsfaktoren sollen in der laufenden Untersuchung geklärt werden.

Parallel werden zur Ermittlung des Netto-Ökosystemaustauschs für CO₂ (NEE) gantztägige Intensivmesskampagnen vorgenommen. Auf der Basis von zwei Messjahren soll die annuelle Variabilität der THG-Nettoemissionen erfasst werden um anschließend die Daten zu regionalisieren.

Literatur

BRUMME, R.; BORKEN, W.; FINKE, S. (1999): Hierarchial control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles*, 13 (4), 1137-1148.

BUCHMANN, N.; KNOHL, A.; HAHN, V.; SÖE, A.; KAHMEN, A.; TEMPERTON, V. (2003): Stoffkreisläufe und Biodiversität in terrestrischen Ökosystemen. Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Tätigkeitsbericht, 10 S.

GLATZEL, S.; STAHR, K. (2001): Methane and nitrous exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. *Plant and Soil*, 231, 21-35.

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.

MOGGE, B.; KAISER E. A.; MUNCH, J. C. (1998): Nitrous oxide emissions and denitrification-losses from forest soils in the Bornhöved Lake region (Northern Germany). *Soil. Biol.. Biochem.* 30, 703-710.

MOGGE, B.; KAISER E. A.; MUNCH, J. C. (1999): Nitrous oxide emissions and denitrification-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region: influence of organic fertilizers and land use. *Soil. Biol.. Biochem.* 31, 1245-1252.

MOORE, T. R.; DALVA, M. (1993): The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *Journal of Soil Science*, 44, 651-664.

SCHMÄDEKE, F. (1998): Lachgas- und methanflüsse eines Gley-Auenbodens unter dem Einfluss einer Rapsfruchtfolge und in Abhängigkeit von der N-Düngung, Universität Göttingen, Institut für Forstwirtschaften und Waldökologie, Dissertation, 123 S.

SOMMER, M.; FIEDLER, S. (2002): Methane emissions from wetland in Southwest-Germany. In: BROLL, G.; MERBACH, W.; PFEIFFER, E. M. (Hrsg.): *Wetlands in Central Europe. Soil Organisms. Soil ecological processes and trace gas emissions.* Springer, Berlin. 177-196.

TILSNER, J.; WRAGE, N.; LAUF, J.; GEBAUER, G. (2003): Emissions of gaseous nitrogen oxides from an extensively managed grassland in NE Bavaria, Germany. Annual budgets of N₂O and NO_x emissions. *Biogeochem.* 63, 229-247.