

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

### **Einfluss unterschiedlicher Berechnungsmuster auf die Dynamik von C und N aus Biogasgülle und Rottemist im Boden**

Anja Sänger<sup>1</sup>, Daniel Geisseler<sup>1</sup>,  
Bernard Ludwig<sup>1</sup>

#### **Einleitung und Problemstellung**

Die Bodenfeuchte hat einen erheblichen Einfluss auf den C- und N-Umsatz von organischem Material im Boden. Nach *Stanford* und *Epstein* (1974) sowie *Thomsen* et al. (1999) nimmt mit zunehmender Bodenfeuchte die CO<sub>2</sub>-Produktion und die N-Nettomineralisation zu. In Böden, die mit Gülle gedüngt wurden steigt die N<sub>2</sub>O-Produktion mit zunehmendem Gehalt an mit Wasser gefüllten Poren (WFPS; 35-71%) (*Clemens* und *Huschka*, 2001). Nach *Jørgensen* et al. (1998) und *Muhr* et al. (2008) üben Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungszyklen einen erheblichen Einfluss auf die CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen aus. Es gibt jedoch keine Studien über den Einfluss verschiedener Berechnungsmuster, bei denen der Boden nicht vollständig austrocknet. Natürlich bewässerte Anbauflächen mit gleichen Gesamtniederschlagsmengen weisen oft eine unterschiedliche Niederschlagsverteilung auf, die einen Einfluss auf die C- und N-Dynamik haben können. Die Verteilung resultiert zum einen in verschiedenen Bodenwassergehalten, die bei einer bestimmten Höhe Denitrifikation bedingen, des Weiteren wird auch das Endprodukt bestimmt. Liegt der WFPS über 70%, wird überwiegend N<sub>2</sub> freigesetzt, bei einem WFPS unter 70% steigt das N<sub>2</sub>O zu N<sub>2</sub>-Verhältnis (*Bareth*, 2000).

<sup>1</sup> Universität Kassel, Fachgebiet Umweltchemie, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen (saenger@uni-kassel.de)

Der Einfluss organischer Dünger auf den C- und N-Umsatz wurde bereits intensiv untersucht. Laut *Pansu* und *Thuriez* (2003) beeinflusst die chemische Zusammensetzung der organischen Dünger die C- und N-Dynamik in Böden signifikant. Während der Einfluss von Biogasgülle im Boden im Vergleich zu anderen organischen Düngern nur wenig untersucht wurde, weisen Studien über den Einfluss anaerob behandelter Gülle auf die C- und N-Dynamik meist widersprüchliche Ergebnisse auf. *Ernst* et al. (2008) fanden, dass fermentierte Gülle einen geringeren Gehalt an leicht verfügbaren Nährstoffen für einen mikrobiellen C- und N-Umsatz im Boden liefert als herkömmliche Gülle. Fermentierte Gülle ist zudem resistenter gegenüber mikrobiellem Abbau im Boden. *Clemens* et al. (2006) untersuchten Treibhausgasemissionen einer lehmig-sandigen Pseudogley-Parabraunerde, die mit fermentierter Rindergülle und unbehandelter Rindergülle bearbeitet wurde. Hierbei wurden keine bearbeitungsabhängigen Einflüsse auf die kumulativen Treibhausgasemissionen beobachtet. Gegenteilige Ergebnisse erhielten *Thomsen* und *Olesen* (2000), *Kirchmann* und *Bernal* (1997) und *Bernal* und *Kirchmann* (1992), die einen schluffig-lehmigen Boden untersuchten, der mit anaerob- und aerob gelagerten Dünger bearbeitet wurde. In allen drei Studien resultierte die Zugabe von anaerob gelagertem Dünger in einer Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Produktion, der N-Mineralisierung und N<sub>2</sub>O-Emission, verglichen mit kompostiertem Dünger. Zudem zeigten die Böden mit anaerob gelagertem Dünger eine N-Immobilisierung zu Beginn der Versuche.

Ziel unserer Arbeit war die Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Berechnungsmuster auf die C- und N-Dynamik in mit Biogasgülle (BG) oder Rottemist (RM) gedüngtem Boden.

#### **Material und Methoden**

Für den Inkubationsversuch wurden dreißig ungestörte Bodensäulen mit einem Durchmesser von 15 cm und einer

Höhe von 30 cm eines minimal bearbeiteten Bodens entnommen. Hierbei handelte es sich um einen Haplic Luvisol (WRB, 1998) mit einem  $C_{\text{tot}}$ -Gehalt von  $15,1 \text{ g kg}^{-1}$ , einem  $N_{\text{tot}}$ -Gehalt von  $1,6 \text{ g kg}^{-1}$ , einem pH-Wert von 6,4 und einer Lagerungsdichte von  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ . Zur Düngung wurde eine Biogasgülle (BG) verwendet, die als Nebenprodukt aus einem labortechnischen Reaktor zur Methangaserzeugung aus Maissilage gewonnen wurde. Den zweiten Dünger stellte Rottemist (RM) dar, bestehend aus Rindermist, vermischt mit Stroh, der 5 Monate unter aeroben Bedingungen gelagert wurde. Die Eigenschaften beider Dünger sind in Tabelle 1 dargestellt.

**Tabelle 1** Charakterisierung der Dünger

	Rottemist	Biogasgülle
pH (CaCl <sub>2</sub> )	8.7	8.5
$C_{\text{tot}}$ [%]	37.0	41.9
C/N	12.3	7.1
[%] DM	3.0	5.9
$\text{NH}_4^+$ -N [%] TS	0.3	2.9
$\text{NH}_4^+$ -N in TKN [%]	11.9	50.3
Trockensubstanz (TS) [%]	22.0	8.4
$\text{TS}_{\text{org}}$ [%]	70.2	77.3

Die Dünger wurden entsprechend einem N-Gehalt von  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  in die oberen 6 cm des Bodens eingearbeitet (Tag 0) und umfassten jeweils 9 Wiederholungen. Zwölf ungedüngte Bodensäulen dienten der Kontrolle und blieben unbearbeitet. Zur gleichmäßigen Verteilung des Düngers wurden 50 ml 0,01M CaCl<sub>2</sub> – Lösung zugefügt, ebenso in den Kontrollen. Bei 13,5 °C wurden die Säulen 20 Wochen unterschiedlichen Beregnungsvarianten ausgesetzt. Die Beregnungsvarianten umfassten kontinuierliche Beregnung ( $3 \text{ mm Tag}^{-1}$ ), Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungs-Zyklen (alle vier Wochen für eine Woche  $13,5 \text{ mm Tag}^{-1}$ ) und Starkniederschläge (alle drei Wochen für 1 Tag  $24 \text{ mm Tag}^{-1}$ , sonst  $2 \text{ mm Tag}^{-1}$ ). Jede Beregnungsvariante wurde in dreifacher Wiederholung jeweils auf die gedüngten Böden und in vierfacher Wiederholung auf die ungedüngten Böden angewendet.

## Ergebnisse und Diskussion

Die organischen Dünger bewirkten deutlich höhere CO<sub>2</sub>-Emissionen in den ersten 10 Tagen nach der Düngung im

Vergleich zu den Kontrollen. Biogasgülle führte am ersten Tag zu Emissionen bis  $290 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Abbildung 1). Dies ist zurückzuführen auf einen hohen Gehalt an labilen organischen Substanzen in BG. Zeitweise wiesen die Beregnungsmuster einen Einfluss auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen auf, führten jedoch nicht zu signifikanten Unterschieden in den kumulativen CO<sub>2</sub>-Emissionen. Die DOC-Auswaschungen waren hingegen signifikant geringer während der Austrocknungs-Wiederbefeuchtungs-Zyklen im Vergleich zur kontinuierlichen Beregnung (Tabelle 2).

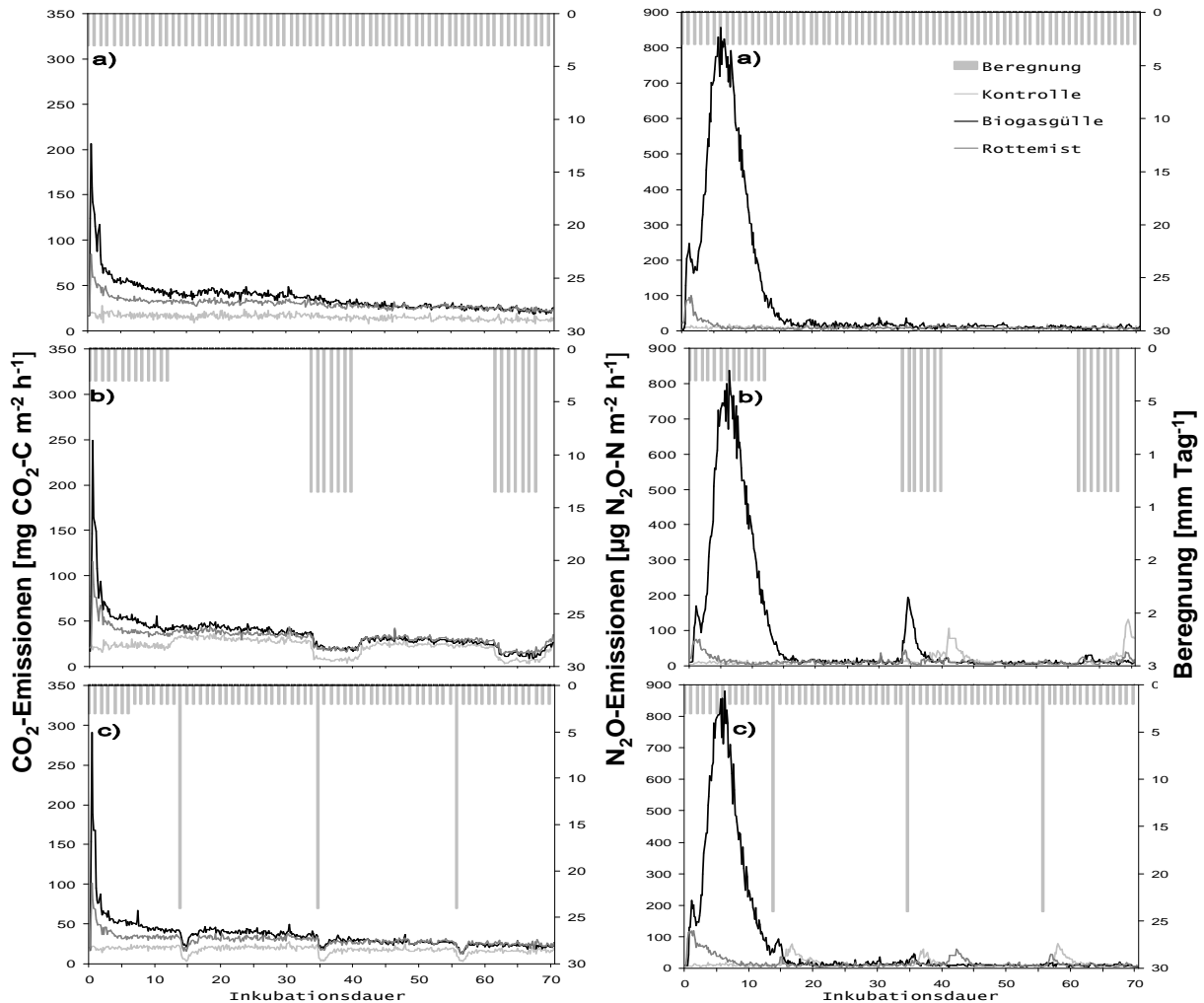
**Tabelle 2** Kumulative C- und N-Austräge aus Böden, gedüngt mit Biogasgülle (BG), Rottemist (RM) oder ungedüngt (Kontrolle) unter dem Einfluss verschiedener Beregnungsvarianten. Mittelwerte (n=3 für BG und RM; n=4 für Kontrollen) und Standardabweichung; Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede (P<0,05) zw. den Beregnungsvarianten (Großbuchstaben) und zwischen den Düngern (Kleinbuchstaben)

	kontinuierlich	Austrocknung/ Wiederbefeuchtung	Starkniederschläge
	<b>CO<sub>2</sub>-C [g m<sup>-2</sup>]</b>		
<b>BG</b>	95.2 (20.5) Aa	92.5 (3.7) Aa	90.8 (8.1) Aa
<b>RM</b>	83.4 (7.2) Aa	93.7 (16.2) Aa	86.3 (28.4) Aa
<b>Kontrolle</b>	45.6 (10.7) Ab	65.2 (14.1) Ab	53.3 (4.5) Ab
	<b>N<sub>2</sub>O-N [mg m<sup>-2</sup>]</b>		
<b>BG</b>	170.9 (37.3) Aa	162.4 (25.5) Aa	153.9 (28.9) Aa
<b>RM</b>	29.8 (3.2) Ab	42.5 (6.7) Ab	44.4 (19.7) Ab
<b>Kontrolle</b>	34.6 (8.0) Ab	54.4 (20.1) Ab	48.3 (40.7) Ab
	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N [g m<sup>-2</sup>]</b>		
<b>BG</b>	9,9 (1,7) Aa	8,9 (0,4) Aa	8,7 (0,4) Aa
<b>RM</b>	6,2 (0,6) Ab	5,9 (0,7) Ab	6,2 (1,5) Ab
<b>Kontrolle</b>	5,2 (1,3) Ac	5,0 (0,9) Ac	4,0 (0,3) Ac
	<b>TOC [g m<sup>-2</sup>]</b>		
<b>BG</b>	2,9 (0,7)Ab	2,5 (0,5)Bb	3,6 (0,1)Bb
<b>RM</b>	3,6 (1,1)Aab	2,5 (0,4)Bab	2,8 (0,8)Bab
<b>Kontrolle</b>	4,6 (0,6)Aa	2,9 (0,5)Ba	3,1 (0,3)Ba

Die größten NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Auswaschungen traten in den BG-gedüngten Böden auf, die niedrigsten in den Kontrollen. Mindestens 85% des ausgewaschenen N lag in Form von NO<sub>3</sub><sup>-</sup> vor. Unabhängig von den Beregnungsvarianten erreichten die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Sickerwasserkonzentrationen in den BG-gedüngten Böden ihr Maximum fünf Wochen nach der Düngung. Hierdurch wird deutlich, dass die N-Mineralisierung im Boden anfangs größer war als der N-Bedarf der Mikroorganismen. Die kumulativen N<sub>2</sub>O-N-Emissionen der BG-gedüngten Böden überstiegen die der anderen Varianten um ein Vierfaches. Die höchsten N<sub>2</sub>O-Emissionen lagen bei  $880 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ca. fünf Tage nach der Düngung. Der O<sub>2</sub>-Bedarf der

Mikroorganismen war zu Beginn der Inkubation größer als die Zufuhr durch Diffusion. Dies führte zu anaeroben Bedingungen, welche die Denitrifikation förderten.

stiegen die TOC-Austräge während die  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung sank. Dies lässt wiederum auf eine limitierte N-Verfügbarkeit schließen.



**Abbildung 1** Durchschnittliche  $\text{N}_2\text{O}$ - und  $\text{CO}_2$ -Emissionen von Böden, gedüngt mit Biogasgülle, Rottemist oder ungedüngt; a) kontinuierliche Beregnung b) Austrocknung/Wiederbefeuchtung c) Starkniederschläge; Ergebnisse sind für die ersten 70 Tage dargestellt, da später keine deutlichen Veränderungen auftraten.

Die kumulativen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in RM-gedüngte Böden lagen geringfügig, jedoch nicht signifikant, unter denen der Kontrollen. Es wurden keine signifikanten Unterschiede in den  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen auf Grund der verschiedenen Beregnungsvarianten festgestellt.

Die Auswertungen der gasförmigen und ausgewaschenen C- und N-Austräge verdeutlichten, dass während der ersten 14 Tage nach der Düngung geeignete Bedingungen für eine Denitrifikation vorlagen. Einerseits durch die anaeroben Bedingungen andererseits durch eine hohe  $\text{NO}_3^-$  und C-Verfügbarkeit.

Anschließend wurde die Denitrifikation C-limitiert, verdeutlicht durch abnehmende TOC-Verluste. Nach ca. 50 Tagen

### Schlussfolgerung:

Die Studie zeigt, dass eine Düngung mit BG im Verlauf der ersten Wochen zu erheblichen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen und  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschungen führt und deutet damit auf einen hohen Gehalt an leicht verfügbaren N in BG hin. Dies unterstreicht zwar die positiven Eigenschaften eines organischen Düngers, setzt jedoch eine genau berechnete quantitative und zeitliche Ausbringung voraus, um Auswaschungen zu vermeiden und eine größtmögliche Pflanzenaufnahmen zu gewährleisten.

Die verschiedenen Beregnungsvarianten hatten nur zeitweise einen Einfluss auf die  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen sowie auf die  $\text{NO}_3^-$ - und TOC-Sickerwasserverluste.

Der Einfluss auf die gesamte C- und N-Dynamik war sehr gering. Dies kann auf die nicht vollständige Austrocknung des Bodens zurückgeführt werden.

#### **Danksagung:**

Für die technische Unterstützung und Mithilfe beim Versuchsdesigns bedanke ich mich bei Anja Sawallisch, Margit Rode und Mirjam Helfrich sowie bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG-Graduiertenkolleg 1397 „Steuerung von Humus- und Nährstoffhaushalt in der Ökologischen Landwirtschaft“) für die Finanzierung des Projektes.

#### **Literatur:**

*Bareth, G.* (2000): Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft -Regionale Darstellung und Abschätzung unter Nutzung von GIS am Beispiel des württembergischen Allgäus. Ph.D. thesis, Universität Hohenheim, Stuttgart, Germany.

*Bernal, M. P., Kirchmann, H.* (1992): Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. *Biol. Fertil. Soils* 13, 135-141.

*Clemens, J., Huschka, A.* (2001): The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 59, 193-198.

*Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., Amon, B.* (2006): Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 117-177.

*Ernst, G., Müller, A., Göhler, H., Emmerling, C.* (2008): C and N turnover of fermented residues from biogas plants in soil in the presence of three different earthworm species (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*). *Soil Biol. Biochem.* 40, 1413-1420.

*Jørgensen, R. N., Jørgensen, B. J., Nielsen, N. E.* (1998): N<sub>2</sub>O emission immediately after rainfall in a dry stubble field. *Soil Biol. Biochem.* 30, 545-564.

*Kirchmann, H., Bernal, M. P.* (1997): Organic waste treatment and C stabilization efficiency. *Soil Biol. Biochem.* 29, 11-12.

*Muhr, J., Goldberg, S. D., Borken, W., Gebauer, G.* (2008): Repeated drying-rewetting cycles and their effects on the emission of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, and CH<sub>4</sub> in a forest soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171, 719-728.

*Pansu, M., Thuries, L.* (2003): Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. *Soil Biol. Biochem.* 35, 37-48.

*Stanford, G., Epstein, E.* (1974): Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38, 103-107.

*Thomsen, I. K., Olesen, J. E.* (2000): C and N mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently textured soils. *J. Agric. Sci.* 135, 151-159.

*Thomsen, I. K., Schjøning, P., Jensen, B., Kristensen, K., Christensen, B. T.* (1999): 288 Turnover of organic matter in differently textured soils. II. Microbial activity as influenced by soil water regimes. *Geoderma* 89, 199-218.

*WRB* (1998): World reference base for soil resources. FAO, Rome.