

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E INDICADORES  
MICROBIOLÓGICOS DA QUALIDADE DE UM GLEISSOLO SOB  
APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS**

**Natália Maria Soares da Rocha**  
**(Dissertação de mestrado)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E INDICADORES  
MICROBIOLÓGICOS DA QUALIDADE DE UM GLEISSOLO SOB  
APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS**

NATÁLIA MARIA SOARES DA ROCHA

Bióloga (UNIVALE)

Dissertação apresentada como  
um dos requisitos à obtenção do  
grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS), Brasil

Novembro, 2009

## Ficha catalográfica

Página de homologação

Aos meus pais Nelson e Carla Rocha; e às  
minhas irmãs Maria Luisa e Maria Ester,  
*dedico*

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus por estar sempre na condução da minha vida, proporcionando conforto, proteção e alegria, mesmo nos momentos mais difíceis.

Aos meus pais e irmãs pelo amor incondicional, cumplicidade e pela compreensão em todos os momentos de ausência.

Ao professor Cimélio Bayer pela dedicação, paciência e orientação.

À Cooperativa Languiru Ltda pelo auxílio na obtenção dos dejetos de bovinos e de cama de aves, e ao Professor Alexandre Kessler (Depto de Zootecnia, UFRGS) pelo fornecimento do esterco de suínos para a execução da presente pesquisa.

Aos amigos contemporâneos do grupo de manejo: Carlos, Cecília, Daniela, Denice, Emanuelle, Fernando, Frederico, Genuir, Graciele, Josiléia, Juliana, Luiz, Luiza, Michely, Mirla, Rambo, Renan, Ricardo e Tiago pela amizade e pelos ensinamentos.

Aos bolsistas de iniciação científica Nilo, Victor e Rafael pela constante disponibilidade e amizade.

Aos funcionários Luís Antonio e Sr. José pelo carinho e atenção, sempre dispostos a ajudar.

Aos velhos e aos novos amigos: Alex, Bruna, Carlos, Cláudia, Marcos, Mariana, Mariela, Paulo e Suzana. Também aos meus amigos celulares: Kátia, César, Jonas, Paula, Aleandro, Leonardo, Bárbara, Celso e Lília pelo incentivo, apoio e repreensão nos dias difíceis e pelos vários momentos de alegrias que tem me proporcionado.

# EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DA QUALIDADE DE UM GLEISSOLO SOB APLICAÇÃO DE DEJETOS DE ANIMAIS<sup>VI</sup>

Autora: Natália Maria Soares da Rocha  
Orientador: Prof. Cimélio Bayer

## RESUMO

Poucos estudos têm avaliado as emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e alterações na qualidade biológica de solos sob aplicação de dejetos de animais no Sul do Brasil. A presente pesquisa objetivou avaliar o impacto da aplicação de dejetos líquidos de suínos e de bovinos, e de cama de aviário sobre as emissões de N<sub>2</sub>O (Estudo I) e em indicadores microbiológicos de um Gleissolo (Estudo II), em comparação à aplicação de uréia e sem aplicação de N (tratamento controle). A aplicação dos dejetos de animais e da uréia foi realizada sobre a palhada dessecada de azevém quando da implantação da cultura do milho, e as doses foram equivalentes a aplicação de 150 kg N ha<sup>-1</sup> em todos os tratamentos. As emissões de N<sub>2</sub>O foram avaliadas, pelo método da câmara estática, durante os sete dias que sucederam a aplicação dos dejetos. A concentração de N<sub>2</sub>O nas amostras de ar foi analisada por cromatografia gasosa. Os indicadores microbiológicos do solo (0-10 cm) foram avaliados aos 5, 10, 20, 30 e 120 dias após a aplicação dos tratamentos. As taxas de emissão de N<sub>2</sub>O do solo variaram entre 74 e 2969 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, sendo os menores fluxos verificados nos tratamentos sem aplicação de N (147-186 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) e com uréia (74-201 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). A aplicação dos dejetos de animais promoveu sensível aumento nas emissões de N<sub>2</sub>O em comparação à uréia, com destaque para os dejetos de suínos que apresentou uma emissão acumulada de 1,7 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> a qual foi muito superior à observada com dejetos de bovinos (0,93 kg ha<sup>-1</sup>) e de cama de aviário (1,00 kg ha<sup>-1</sup>). O efeito das fontes de N nos indicadores microbiológicos do solo ocorreu principalmente logo após a sua aplicação (5 dias) e, de maneira geral, observaram-se aumento do C e N na biomassa microbiana e da atividade das enzimas β-glicosidase e urease. Entretanto, esse efeito foi bastante efêmero e, aos 10 dias após a aplicação dos dejetos de suínos e de bovinos, e da uréia, restringiu-se em média à 63% da magnitude verificada aos 5 dias para o Cmic, e já havia desaparecido totalmente nos indicadores Cmic:Corg e atividade da β-glicosidase. Baseado num índice que integra os diversos indicadores, a cama de aviário promoveu melhores condições para a microbiota do solo em comparação aos demais dejetos. Esse resultado, ao menos em parte, se deveu ao seu efeito mais prolongado sobre a maioria dos indicadores microbiológicos avaliados. Possivelmente a aplicação parcelada pode aumentar a eficiência dos dejetos de suínos no suprimento de N para as culturas, reduzir a emissão de N<sub>2</sub>O do solo, e apresentar benefícios quanto ao seu efeito na qualidade microbiológica de solos agrícolas.

---

<sup>VI</sup> Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, (52 p.)- Novembro, 2009.

# NITROUS OXIDE EMISSIONS AND MICROBIAL INDICATOR OF A GLEISOL QUALITY UNDER MANURE APPLICATION<sup>1</sup>

AUTHOR: Natália Maria Soares da Rocha

ADVISER: Prof. Cimélio Bayer

## ABSTRACT

Few studies have evaluated manure effects on nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions and on microbial attributes of soil in Southern Brazil. This study aimed to evaluate the impact of pig slurry, cattle manure, and poultry manure on N<sub>2</sub>O emissions and on biological quality indicators of a no-tilled Gleisol, in comparison with urea application and without N application (control treatment). Manures and urea were applied in a rate of 150 kg ha<sup>-1</sup> of N on rye-grass straw just before the corn sowing. The static chamber method was used to evaluate soil N<sub>2</sub>O emissions. Air sampling was performed through the seven days after manure application and the N<sub>2</sub>O concentration in the samples was analyzed by gas chromatography. The microbial indicators of soil quality were evaluated at 5, 10, 20, 30 and 120 days after manure application. The fluxes of N<sub>2</sub>O varied from 74 and 2969 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, and the lowest fluxes were verified in the treatments without N application (147 e 186 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) and with urea (74 e 201 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Manure application promoted a sensible increase on soil N<sub>2</sub>O emissions in comparison with urea. Pig slurry resulted in the highest accumulated emission of 1.7 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> that was higher than that observed with cattle manure (0.93 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) and with poultry manure (1.00 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>). The effect of N sources on microbial soil attributes were more intense in the immediate period after application (5 days) and, in general, increased C- and N-microbial biomass and the activities of β-glicosidase and urease enzyme. However, their effects were of short-term and decreased rapidly in the next period. After 10 days of manure application the majority microbial attributes did not showed the beginning effect. A integrative index of the several microbial soil attributes indicated that poultry manure promoted the best soil conditions to microbial in comparison with the other manures and this result was, in part at least, due to the more extended effect on soil microorganisms. In manure-based production systems, the split applications of pig slurry probably it will be favorable to increase the efficiency in N supply to the crops and mitigate the N<sub>2</sub>O emissions, in addition to be a better option to improve biological quality of agricultural soils.

---

<sup>1</sup> Master of Science Dissertation in Soil Science, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (52 p.) – November, 2009.



## SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1 Efeito estufa e aquecimento global .....	3
2.2 Gases de Efeito Estufa (GEE) e sua origem .....	4
2.3 Os solos agrícolas como fonte de N <sub>2</sub> O .....	4
2.4 Dejetos de animais e indicadores microbiológicos de qualidade do solo .....	6
3. HIPÓTESES .....	8
4. OBJETIVOS .....	9
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	10
5.1 ESTUDO I: Emissão de N <sub>2</sub> O em Gleissolo sob aplicação de dejetos de animais .....	10
5.1.1 Resumo .....	10
5.1.2 Introdução .....	11
5.1.3 Material e Métodos .....	12
5.1.3.1 Características de solo e clima local .....	12
5.1.3.2 Tratamentos e Delineamento Experimental .....	13
5.1.3.3 Coleta das amostras de ar e análise de N <sub>2</sub> O .....	14
5.1.3.4 Variáveis meteorológicas .....	16
5.1.3.5 Análise estatística .....	17
5.1.4 Resultados e discussão .....	17
5.1.5 Conclusões .....	22
5.2 ESTUDO II: Indicadores de qualidade microbiológica de um Gleissolo afetados pelo uso de dejetos de animais .....	23
5.2.1 Resumo .....	23
5.2.2 Introdução .....	24
5.2.3 Material e Métodos .....	25
5.2.3.1 Características de solo e clima local .....	25
5.2.3.2 Tratamentos e Delineamento Experimental .....	25
5.2.3.3 Amostragem de solo e análises dos atributos microbiológicos ...	27
5.2.3.4 Avaliações na cultura do milho .....	28
5.2.3.5 Análise estatística .....	28
5.2.4 Resultados e discussão .....	29
5.2.4.1 Atributos microbiológicos do solo .....	29
5.2.4.2 Absorção de N e rendimento de grãos do milho .....	32
5.2.5 Conclusões .....	34
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	35

## RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1. Característica químicas e densidade do solo.....	13
2. Características químicas e umidade dos esterco aplicados.....	14
3. Características químicas e umidade dos esterco aplicados.....	26
4. Resultados da análise de variância pelos procedimentos geométricos lineares. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. ....	29
5. Teores de C e N na biomassa microbiana (Cmic e Nmic), relação entre C e N microbiano em relação aos teores de C orgânico e N total (Cmic:Corg e Nmic:Ntotal) e atividade das enzimas $\beta$ -glicosidase e da Urease num Gleissolo afetada pela aplicação de dejetos de animais e uréia. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. ....	31

## RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1. Foto do conjunto câmera-base utilizado para avaliação de óxido nitroso. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. ....	15
2. Dados de precipitação (mm) e temperatura (°C) média diária. ....	17
3. Fluxo de N <sub>2</sub> O em um Gleissolo afetada pela aplicação de uréia e dejetos de animais. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. ....	18
4. Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O [ (a) kg N ha <sup>-1</sup> , (b) % N aplicado, e (c) C-CO <sub>2</sub> equivalente ] no período de sete dias após a aplicação de dejetos de animais e uréia em Gleissolo. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. ....	21
5. Índice integrador dos atributos microbiológicos relativos ao ciclo do C e do N num Gleissolo afetado pela aplicação de uréia e dejetos de animais como fonte de N para a cultura em plantio direto. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. ....	32
6. Quantidade absorvida de N (A) e rendimento de grãos do milho (B) em Gleissolo sob plantio direto afetados pela aplicação de uréia e dejetos de animais. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS. ....	33

## 1. INTRODUÇÃO

O milho é uma cultura muito importante nos sistemas de produção brasileiros. Em sistemas empresariais, o milho é uma excelente opção para a rotação de culturas com a soja e, apesar do seu maior custo de produção, apresenta um bom retorno econômico. Em sistemas de produção familiar, soma-se a agregação de valor pelo uso na alimentação animal na propriedade, além da produção de farinha para alimentação humana (Embrapa, 2006).

A produtividade da cultura do milho normalmente é limitada pela baixa disponibilidade de nitrogênio (N) do solo e, portanto, a aplicação de fertilizantes nitrogenados passa a ser uma prática crucial para a obtenção de rendimentos satisfatórios, tanto do ponto de vista econômico quanto do atendimento da demanda de grãos para alimentação direta animal e ou produção de ração na propriedade. Entretanto, a adubação nitrogenada representa aproximadamente 30% do custo de produção da cultura do milho e, muitas vezes, esse alto custo leva à subdosagem e obtenção de baixos rendimentos. Por exemplo, com todo o recente avanço na tecnologia genética e de manejo da cultura, o rendimento médio da cultura do milho no Brasil é inferior a 4 t/ha (Embrapa, 2006), frente a um potencial produtivo superior a 12 t/ha. Diversos fatores são determinantes deste baixo rendimento, mas é consenso entre técnicos que a sub-dosagem dos fertilizantes N está entre as principais causas (Rodrigues et al., 2003).

Neste contexto de baixa capitalização e de alto custo dos fertilizantes nitrogenados, particularmente em propriedades familiares, deve-se avaliar alternativas de manejo da fertilidade dos solos. Uma destas é o uso de plantas de cobertura em rotação com culturas comerciais, o que promove benefícios à conservação do solo, reciclagem de nutrientes e adição de N por fixação simbiótica (Lovato et al., 2004; Weber & Mielniczuk, 2008). Uma alternativa com grande potencial para o suprimento parcial de N é o uso de dejetos de

animais, cujo uso é uma ótima alternativa inclusive para reduzir o potencial poluidor deste material. Em propriedades rurais que têm produção intensiva de suínos, bovinos ou de aves, o uso dos dejetos dessas criações como fonte de N pode se refletir na redução do custo de produção da cultura do milho.

Entretanto, mais recentemente, outro tema que tem despertado interesse da comunidade científica é a emissão de gases de efeito estufa (GEE) em solos agrícolas (Freney, 1997). Nesse sentido, um grande destaque tem sido dado ao óxido nitroso ( $N_2O$ ) devido ao fato de que mais de 90% das emissões totais deste gás tem origem em atividades agrícolas no Brasil, e grande parte das emissões são decorrentes da aplicação de fertilizantes nitrogenados (Malhi & Lemke, 2007; Jones, et al., 2007). Gomes (2006) observou que a emissão de  $N_2O$  resultante da aplicação de uréia foi quase dez vezes superior do que àquela verificada com aplicação da mesma quantidade de N via resíduos de ervilhaca, evidenciando que as emissões deste gás são intensificadas quando do uso de fertilizantes minerais em comparação a uso de fontes orgânicas com mineralização gradual do N como no caso da leguminosa.

Por sua vez, são escassos os estudos que têm avaliado as emissões de  $N_2O$  decorrente da aplicação de dejetos de animais como fonte de N para cultura do milho, em comparação a fertilizantes minerais (Denega 2008, Almaraz et al., 2009). Particularmente, no Sul do Brasil, o primeiro estudo publicado com avaliação de emissões de  $N_2O$  decorrentes do uso de dejetos de animais (suínos) foi realizado por Giacomini et al. (2006) num Argissolo Amarelo. Os autores verificaram picos de emissão de  $N_2O$  durante os 28 dias que sucederam a aplicação do esterco de suínos, as quais totalizaram nesse curto período 0,20-0,25% da quantidade total de N aplicada. Entretanto, os dejetos não foram analisados quanto ao seu potencial poluidor comparativamente a fertilizantes minerais.

Neste contexto, é importante o desenvolvimento de estudos visando caracterizar melhor o impacto de dejetos de animais na região sobre as emissões de  $N_2O$  para atmosfera e esse foi o objetivo principal desta pesquisa (Estudo I). Em adição, o uso dos dejetos foi avaliado quanto ao seu efeito nos atributos microbiológicos do solo (Estudo II).

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Efeito estufa e aquecimento global**

A variação espectral da radiação solar incidente sobre a Terra varia desde o ultravioleta até o infravermelho, embora predomine o comprimento de ondas de luz visível (0,4-0,7 $\mu$ m). Do total de energia solar incidente na Terra, cerca de 50% é absorvida pela superfície terrestre e aquece o planeta, parte dessa energia é irradiada pelo planeta na forma de radiação infravermelha (4-100  $\mu$ m). Os gases de efeito estufa (GEE) presentes na atmosfera absorvem e irradiam a energia infravermelha (Tolentino & Rocha-filho, 1998). Assim, eles têm capacidade de absorver a radiação emitida pela superfície terrestre, fenômeno que mantém a superfície do planeta aquecida, numa temperatura média global de 15°C, e é denominado efeito estufa natural (Baird, 2002).

Entretanto, com o advento da Revolução Industrial, as atividades relacionadas à produção industrial, associadas à utilização de combustíveis fósseis e às mudanças de uso da terra, têm promovido um significativo aumento da concentração dos GEE na atmosfera. Desde então, o balanço energético da atmosfera tem sido alterado e o aumento da concentração destes gases está promovendo um forçamento radiativo da atmosfera, ou seja, um aumento da capacidade da atmosfera em absorver energia infravermelha emitida pela terra. Isso promove a retenção adicional de calor na atmosfera, o que é denominado de efeito estufa antropogênico ou aquecimento global (Houghton et al. 2001).

Segundo estimativas do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, estima-se um aumento de 1,8°C na temperatura média do planeta até o final deste século (IPCC, 2007). As conseqüências deste aquecimento

são preocupantes no que se refere à qualidade de vida e sustentabilidade agrícola e ambiental em longo prazo.

## **2.2 Gases de Efeito Estufa (GEE) e sua origem**

Os principais GEE de origem antrópica são o dióxido de C ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e os clorofluorcarbonos (CFC), sendo os três primeiros ligados a atividades agrícolas. Em nível global, estima-se que aproximadamente 20% dos GEE têm sua emissão relacionada a atividades ligadas à agropecuária (Houghton, et al. 2001).

Entretanto, no Brasil este quadro é bastante diferente. Devido a seu forte caráter agrícola, mais de 75% das emissões de  $\text{CO}_2$  e 90% do  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  têm sua origem em atividades agropecuárias (Cerri e Cerri, 2007). Portanto, a identificação de práticas com potencial de mitigar as emissões de GEE deve ser uma prioridade na agropecuária brasileira.

Dentre os GEE, destaque pode ser dado ao  $\text{N}_2\text{O}$  devido a sua elevada capacidade de aquecimento e seu tempo de permanência na atmosfera que são determinados pela sua conformação molecular. Essas características determinam que o  $\text{N}_2\text{O}$  tenha um potencial de aquecimento 296 vezes maior ao do  $\text{CO}_2$ , o que reflete em expressivo efeito no forçamento radiativo da atmosfera, mesmo sendo emitido em menores quantidades (Houghton et al., 2001).

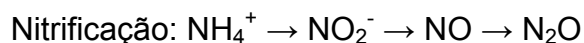
## **2.3 Os solos agrícolas como fonte de $\text{N}_2\text{O}$**

Dentre os processos naturais de formação de  $\text{N}_2\text{O}$  na atmosfera destacam-se as descargas elétricas e reações fotoquímicas entre componentes aerossóis (Tolentino e Rocha-filho, 1998). Entretanto, as principais fontes antrópicas de  $\text{N}_2\text{O}$  para a atmosfera são as atividades industriais e agrícolas. A produção do náilon e a produção de energia pela queima do carvão e de biomassa vegetal, que contém N em sua composição, são as principais fontes de  $\text{N}_2\text{O}$  relacionadas às atividades industriais (IPCC,2001). Em relação à atividade agropecuária, além da mudança de uso da terra, uma importante fonte de  $\text{N}_2\text{O}$  é a aplicação de fertilizantes nitrogenados (Krupa, 1997). O suprimento de N que os solos recebem garante uma boa produtividade às

culturas, entretanto, os fertilizantes nitrogenados são fontes potenciais de  $N_2O$ . Entretanto, a adição de dejetos de animais, a incorporação de resíduos agrícolas, entre outros fatores, também são potenciais fontes de  $N_2O$  em solos agrícolas (Lima, 2002), e a magnitude das emissões deve ser afetada pelo tipo de solo e condições climáticas (Freney, 1997, Chen, et al., 2008).

Nesse sentido, poucos foram os estudos realizados no Brasil nessa temática, cujas ações de pesquisa devem ser intensificadas visando identificar ou desenvolver alternativas para mitigação das emissões deste gás em sistemas de produção agropecuária. Em solos agrícolas, a produção de  $N_2O$  ocorre pelos processos de desnitrificação e nitrificação (Firestone & Davidson, 1989). A nitrificação requer condições aeróbias e está diretamente relacionada ao suprimento de  $NH_4^+$ . Bactérias quimioautotróficas oxidam o  $NH_4^+$  a  $NO_2^-$  (nitrosomonas, nitrospira) e da oxidação do  $NO_2^-$  produzem  $NO_3^-$  pela ação de bactérias do gênero nitrobacter (Paul & Clark, 1999). A desnitrificação, por sua vez, é mediada por bactérias anaeróbicas facultativas (pseudomonas) que utilizam o nitrato ( $NO_3^-$ ) comoceptor final de elétrons em substituição ao oxigênio.

Ocorrendo, portanto, em condições de anoxia, a desnitrificação é favorecida pela disponibilidade de carbono lábil e presença de  $NO_3^-$  proveniente da decomposição da matéria orgânica do solo e da aplicação de fontes minerais e/ou orgânicas de N (Paul & Clarck, 1996). Nas expressões abaixo é apresentada a sequência dos processos de nitrificação e desnitrificação no solo (Gabally, 1989):



Apesar da produção de  $N_2O$  por ambos os processos, a grande maioria dos estudos tem evidenciado que o processo de desnitrificação é mais efetivo na produção deste gás (Bateman & Baggs, 2005; Bertora, et al., 2008; Gomes et al., 2009). Essa produção de  $N_2O$  em condições de baixa disponibilidade de oxigênio é intensificada em valores de porosidade preenchida por água maior do que 60 % (Dobbie et al. 1999; Abbasi and Adams 2000; Skiba and Ball



2002; Bateman & Baggs, 2005), mas pode ocorrer também em valores inferiores. Ocorre que as condições anóxicas no solo também podem ser determinadas pelo alto consumo de  $O_2$  decorrente de intensa atividade microbiana. Ou seja, a adição de uma fonte de C lábil pode determinar intenso consumo de oxigênio e, conseqüentemente, a produção de  $N_2O$  por desnitrificação em sítios anaeróbios formados no solo (Hayakawa, et al., 2009). Nesse sentido, possivelmente por tratar-se de uma fonte de N associada a quantidades consideráveis de C lábil, o uso de dejetos de animais intensifica as emissões de  $N_2O$  em solos agrícolas (Giacomini et al., 2006).

Entretanto, poucos são os estudos realizados nessa temática, particularmente na região Sul do Brasil, havendo uma grande carência de informações sobre a emissão deste gás relacionada ao uso de dejetos de animais como fertilizantes na cultura do milho, bem como quanto à magnitude das emissões comparativa a fertilizantes minerais. Outro aspecto relevante nessa temática é o efeito de diferentes dejetos nas emissões de  $N_2O$ , a qual deve ser relacionada à composição do dejetos, similar ao que ocorre com resíduos vegetais de plantas de cobertura de solo (Bertora, et al. 2008).

#### **2.4 Dejetos de animais e indicadores microbiológicos de qualidade do solo**

A adubação do solo na forma de dejetos de animais ativa a microbiota edáfica. Isto ocorre porque a adição de matéria orgânica fresca constitui fonte de energia e nutrientes para todos os processos microbianos (Figueiredo et al., 2009). Na decomposição da matéria orgânica, os microrganismos liberam enzimas e mineralizam nutrientes que também contribuem para a qualidade do solo. Esses nutrientes liberados podem ser absorvidos pelas plantas ou perdidos pela lixiviação. No caso do nitrogênio, a perda por lixiviação pode ser alta, sendo vantajosa a imobilização temporária na forma de reservatório microbiano. Esse estoque lábil disponibiliza novamente o nitrogênio para a planta, pela morte gradual e constante dos microrganismos.

A adição de dejetos no solo pode também alterar a composição microbiológica do solo pela modificação do ambiente edáfico (Plaza et al., 2006). De acordo com a composição do dejetos essa modificação pode ser mais ou menos acentuada. Desta forma, o estudo de atributos microbiológicos nos

permite inferir sobre as práticas de manejo, pois sendo organismos vivos reagem em curto prazo frente às mudanças impostas ao solo. Esses indicadores podem nos informar sobre os possíveis efeitos futuros advindos da adubação com diferentes tipos de dejetos de animais, sendo possível o planejamento e utilização racional destes dejetos.

### **3. HIPÓTESES**

O uso de dejetos de animais como fonte de N intensifica a emissão de óxido nitroso em solos agrícolas, em comparação à uréia.

Os dejetos de animais se destacam em comparação à uréia quanto ao seu efeito na qualidade biológica do solo.

#### **4. OBJETIVOS**

Avaliar o impacto de dejetos líquidos de suínos e de bovinos e de cama de aviário sobre as emissões de óxido nitroso para a atmosfera num Gleissolo cultivado com milho em plantio direto.

Avaliar a influência desses dejetos de animais sobre atributos microbiológicos do solo, absorção de N e rendimento do milho.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 ESTUDO I: Emissão de N<sub>2</sub>O em Gleissolo sob aplicação de dejetos de animais

#### 5.1.1 Resumo

O efeito da aplicação de dejetos de animais para suprimento de N sobre as emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) ainda é pouco conhecido nos sistemas de produção agrícola sul-brasileiros. Este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar o impacto da aplicação de dejetos líquidos de suínos e bovinos e de cama de aviário sobre as emissões de N<sub>2</sub>O de um Gleissolo, em comparação à aplicação de uréia e sem aplicação de N (tratamento controle). A aplicação dos dejetos de animais e da uréia foi realizada sobre a palhada dessecada de azevém quando da implantação da cultura do milho, em quantidades equivalentes a 150 kg N ha<sup>-1</sup> em todos os tratamentos, os quais seguiram um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. As emissões de N<sub>2</sub>O foram avaliadas pelo método da câmara estática, com coletas de amostras de ar, aos 0, 15, 30 e 45 min após o fechamento das câmaras, durante os sete dias que sucederam a aplicação dos dejetos, sendo a concentração do gás determinada por cromatografia gasosa. As taxas de emissão de N<sub>2</sub>O do solo variaram entre 74 e 2969 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, sendo os menores fluxos verificados nos tratamentos sem aplicação de N (147 e 186 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) e com uréia (74 e 201 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). A aplicação dos dejetos de animais promoveu sensível aumento nas emissões de N<sub>2</sub>O em comparação à uréia, com destaque para os dejetos de suínos. Dentre os dejetos, a emissão acumulada foi mais baixa com cama de aviário (1,00 kg ha<sup>-1</sup>) e dejetos de bovinos (0,93 kg ha<sup>-1</sup>), e mais elevada com dejetos de suínos (1,8 kg ha<sup>-1</sup>), representando de 0,5 a 1,0% do N

aplicado. Futuros estudos deverão avaliar alternativas para reduzir as emissões de  $N_2O$  em solos sob aplicação de dejetos de animais.

### 5.1.2 Introdução

A principal causa do aquecimento global é o aumento da concentração dos GEE na atmosfera, dos quais destacam-se o  $CO_2$ ,  $N_2O$  e  $CH_4$ . O  $CO_2$  é emitido em grandes quantidades para a atmosfera, produzido principalmente pela queima de combustíveis fósseis (IPCC, 2001). O  $N_2O$ , embora emitido em menor quantidade na atmosfera, tem o potencial de aquecimento global de 296 vezes maior do que o  $CO_2$ . Outro aspecto importante no que se refere ao  $N_2O$  é a expressiva contribuição da agricultura nas emissões antropogênicas deste gás, a qual é superior a 90% (Cerri e Cerri, 2007), o que põem em destaque a necessidade de identificação ou desenvolvimento de sistemas de manejo de solo com potencial de mitigação das emissões deste gás.

Dentre as principais práticas agrícolas responsáveis pela emissão de  $N_2O$  destaca-se a aplicação de fertilizantes nitrogenados (MCT-Embrapa, 2006). A adubação nitrogenada é uma prática agrícola utilizada para o aumento das produtividades das culturas, que adiciona ao solo grandes quantidades de N disponível, o que normalmente intensifica a produção e emissão de  $N_2O$  para atmosfera (Eichner, 1990; Smith, 1998; Moiser et al, 1998; Glatzel & Stahr, 2001; Kravchenko et al., 2002, Akiyama & Tsuruta, 2003; Jones et al, 2007). Usualmente o N é adicionado ao solo na forma de adubo mineral (uréia, nitrato de amônio, sulfato de amônio, etc.), mas, esta adição de N também pode ser feita alternativamente utilizando os resíduos vegetais de leguminosas e dejetos de animais (Snyder et al., 2009).

A produção de  $N_2O$  no solo ocorre pelos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação (Bateman & Baggs, 2005). As bactérias desnitrificadoras heterotróficas presentes no solo, na ausência de  $O_2$ , utilizam o nitrato ( $NO_3^-$ ) como receptor final de elétrons, o qual é reduzido a  $N_2O$ . Por sua vez, as bactérias nitrificadoras ocorrem em ambiente aeróbio e oxidam o  $NH_4^+$  a  $NO_2^-$  que, posteriormente se reduz a  $N_2O$  (Galbally, et al., 1989). O mecanismo pelo qual ocorre à formação de  $N_2O$  por nitrificação ainda não está completamente elucidado (Kalhil et al., 2004).

Além do suprimento de N para as culturas, a aplicação de dejetos de animais em solos agrícolas, é uma destinação alternativa para estes resíduos que apresentam alto potencial poluidor. Estes resíduos, geralmente tem sido reportados com fontes de contaminação de  $\text{NO}_3^-$  em solos (Aita & Giacomini, 2009), que podem ser origem para contaminação dos lençóis freáticos ou para desnitrificação e produção de  $\text{N}_2\text{O}$  emitido pelo solo (Clayton et al., 1997). Os esterco animais adicionados geralmente têm alto teor de N e C lábil, além de alta umidade, o que estimula a atividade de desnitrificadores (Snyder et al., 2009). Devido a esses fatores, em geral, a utilização de dejetos de animais resulta em maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em comparação a fertilizantes minerais (Akiyama & Tsuruta, 2003; Jones, et al., 2007; Denega, 2008; Akiyama & Tsuruta, 2003).

Entretanto, a magnitude das emissões e também o efeito de diferentes fontes de N (orgânicas e minerais) nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  possivelmente depende das condições de solo e de clima regionais e exige a realização de estudos nesta temática nas condições edafo-climáticas brasileiras visando a identificação do impacto dessas fontes de N nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ .

### 5.1.3 Material e Métodos

#### 5.1.3.1 Características de solo e clima local

O estudo foi conduzido em área da Faculdade de Agronomia da UFRGS, em Porto Alegre, RS ( $30^\circ 04' \text{ S}$  e  $51^\circ 08'' \text{ W}$ ). O clima local é subtropical úmido (tipo Cfa, segundo Köppen). A temperatura média anual é de  $19,4^\circ\text{C}$ , sendo janeiro o mês mais quente com média de  $25^\circ\text{C}$ . A precipitação anual média é de 1299 mm, distribuídos regularmente durante o ano (INMET, 2008). O solo é um Gleissolo (Embrapa, 1999) imperfeitamente drenado, classe textural franca e distribuição granulométrica de 260, 430, 310  $\text{g kg}^{-1}$  de argila, silte e areia, respectivamente na camada de 0-0,2 m. A densidade do solo é  $1,35 \text{ Mg m}^{-3}$  na camada 0-0,05 m e  $1,47 \text{ Mg m}^{-3}$  na camada 0,05-0,10 m. As propriedades químicas do solo foram descritas na Tabela 1.

A área vinha sendo cultivada por vários anos consecutivos com a sucessão azevém (*Lolium multiflorum L.*)-milho (*Zea mays L.*), em plantio direto e com ressemeadura natural do azevém no inverno. Na implantação do experimento, em novembro de 2007, a área apresentava significativa

quantidade de biomassa vegetal ( $\sim 3 \text{ Mg MS ha}^{-1}$ ) de azevém, o qual foi dessecado com herbicida à base de glifosate ( $3,5 \text{ L ha}^{-1}$ ).

Tabela 1. Característica químicas e densidade do solo

Camada -----m-----	M.O g kg <sup>-1</sup>	P ----mg kg <sup>-1</sup> -----	K	Ca	Mg	Al	Densidade Mg m <sup>-3</sup>
0,00 - 0,05	25,5	16,0	105	3,4	1,5	0,5	1,35
0,05 - 0,10	16,2	7,0	66	3,1	1,3	0,5	1,47
0,10 - 0,20	12,1	12,1	40	3,2	1,2	0,5	--

### 5.1.3.2 *Tratamentos e Delineamento Experimental*

O experimento consistiu da aplicação de três dejetos de animais (dejeito bovino, dejeito suíno, cama de aves) e de uréia, além de um tratamento controle, sem aplicação de nitrogênio, segundo um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. Em todos os tratamentos, com exceção do tratamento controle, aplicou-se uma dose de  $150 \text{ kg N ha}^{-1}$ , imediatamente anterior a semeadura do milho. Considerando os teores de N dos dejetos (Tabela 2) e um índice de disponibilidade do N aplicado na 1ª safra (0,5 para a cama de aviário e dejetos de bovinos e 0,8 para dejetos de suínos) (Comissão, 2004), as doses aplicadas de dejetos foram  $27,2 \text{ t ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos,  $50,9 \text{ t ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de bovinos, e  $12,8 \text{ t ha}^{-1}$  de cama de aviário.

As doses de P e K foram equiparadas entre os tratamentos a partir da consideração dos índices de disponibilidade de P (0,8 para a cama de aviário e dejetos de bovinos e 0,9 para o dejetos de suínos) e de K (1,0 para o K presente nos três dejetos de animais) (Comissão, 2004). Assim, o dejeito de suínos apresentou a maior quantidade adicionada de P disponível 1ª safra ( $191 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ ) e os demais tratamentos tiveram as doses de P aplicadas equiparadas a este tratamento, a partir da aplicação de doses complementares de 50, 39 e  $104 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$  nos tratamentos com fertilizante mineral, cama de aviário e dejetos de bovinos, respectivamente. Por sua vez, o tratamento referência para aplicação de K foi a cama de aviário ( $392 \text{ kg k}_2\text{O ha}^{-1}$ ), tendo sido aplicadas doses complementares de 290, 128 e  $239 \text{ kg k}_2\text{O ha}^{-1}$  nos



tratamentos de adubação mineral, dejetos de bovinos e dejetos de suínos, respectivamente. Portanto, todos os tratamentos receberam doses equivalentes de N ( $150 \text{ kg ha}^{-1}$ ), P ( $190 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ ) e de K ( $239 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ ), com exceção ao tratamento controle, onde aplicou-se exclusivamente P e K nas doses referidas.

Tabela 2. Características químicas e umidade dos esterco aplicados

Esterco	Umidade	pH	C	N	P <sub>total</sub>	K <sub>total</sub>	C/N
	-----%-----						
Cama de aves	28,61	8,8	21,0	2,35	0,63	2,56	8,9
Bovino	89,11	7,8	3,7	0,59	0,08	0,41	6,3
Suíno	92,76	6,9	3,3	0,69	0,34	0,39	4,7

Os dejetos e as doses complementares de P e K foram aplicados no solo em 18 de novembro de 2009 e, três dias depois, o milho foi semeado com semeadora de parcelas, numa população de 55-60 mil plantas  $\text{ha}^{-1}$  (espaçamento de 0,7 m entre linhas e 0,25 m entre plantas). A uréia foi aplicada ao solo em cobertura quando da semeadura do milho.

#### 5.1.3.3 Coleta das amostras de ar e análise de $\text{N}_2\text{O}$

A avaliação das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  foi realizada com câmaras estáticas (Clayton et al., 1994). No dia seguinte à aplicação dos esterco, foi instalada uma base de alumínio em cada parcela, a qual permaneceu na área durante o período de avaliação, inseridas no solo a 0,05 m de profundidade. Quando das avaliações, uma câmara de PVC (0,20 m de altura x 0,25 m de diâmetro) foi disposta sobre uma canaleta na parte superior das bases, a qual foi preenchida por água para promover o selamento e eliminação das trocas gasosas entre o interior do conjunto e o ambiente externo. Na Figura 1 é apresentada uma foto do conjunto câmara e base instalados na área do experimento.



Figura 1. Foto do conjunto câmara-base utilizado para avaliação de óxido nitroso. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS.

A amostragem do ar e análise de  $N_2O$  foi realizada aos dias 0, 1, 2, 3, 4, 6 e 7 dias após a aplicação do esterco no solo. As coletas de ar foram iniciadas sempre às 9:00 h, assumindo-se que as emissões nesse horário representam aproximadamente a emissão média diária de  $N_2O$  (Jantália et al., 2008). Amostras do ar do interior da câmara foram coletadas aos 0, 15, 30 e 45 minutos após o fechamento das câmaras, com seringas de polipropileno (20 mL) equipadas com válvulas multiposição adaptadas à conexão no topo da câmara. Imediatamente antes de cada tempo de coleta, o ar no interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento de um ventilador interno por 30 segundos. A temperatura interna da câmara foi monitorada em todos os tempos de coleta com termômetro digital, instalado em uma das repetições. Maiores detalhes do material (bases e câmaras) e do procedimento de coleta podem ser obtidos em Zanatta (2009) e Gomes et al. (2009)

As seringas com as amostras coletadas a campo foram acondicionadas em caixa de isopor com gel térmico e transportadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS, onde foram armazenadas

temporariamente na geladeira (<7° C). A concentração de N<sub>2</sub>O nas amostras de ar foi analisada por cromatografia gasosa, no prazo máximo de 36 horas, em equipamento Shimadzu GC 2014 modelo “Greenhouse”, equipado com três colunas empacotadas funcionando a 70°C, N<sub>2</sub> como gás de arraste a um fluxo de 26 mL min<sup>-1</sup>, injetor com alça de amostragem direta de 1 mL e temperatura de 250° C, e detector de captura de elétrons (ECD) a 325° C.

Os fluxos de N<sub>2</sub>O foram calculados conforme a equação descrita a seguir, considerando relação linear entre a variação da concentração do gás e o tempo de coleta:

$$f = \frac{\Delta Q}{\Delta t} \frac{PV}{RT} \frac{1}{A} \quad \text{Eq. [1]}$$

onde,  $f$  é fluxo do gás ( $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ),  $Q$  é a quantidade do gás na câmara no momento da coleta ( $\mu\text{g N}_2\text{O/câmara}$ );  $P$  é a pressão atmosférica (atm);  $V$  é o volume da câmara (L);  $R$  é a constante dos gases ideais ( $0,08205 \text{ atm.L mol}^{-1}\text{K}^{-1}$ );  $T$  é a temperatura dentro da câmara no momento da coleta (K) e  $A$  é a área de solo coberta pela base ( $\text{m}^2$ ). O fluxo médio diário de N<sub>2</sub>O foi obtido pelo valor médio das três câmaras instaladas para cada tratamento. A emissão acumulada de N<sub>2</sub>O do período avaliado (7 dias) foi obtida pela integração dos fluxos diários.

#### 5.1.3.4 Variáveis meteorológicas

A temperatura média do ar e a precipitação durante o período avaliado (Figura 2) foram obtidas na Estação Meteorológica Automática de Superfície, unidade de Porto Alegre, localizada no bairro Jardim Botânico, distante aproximadamente 5 km do local do experimento.

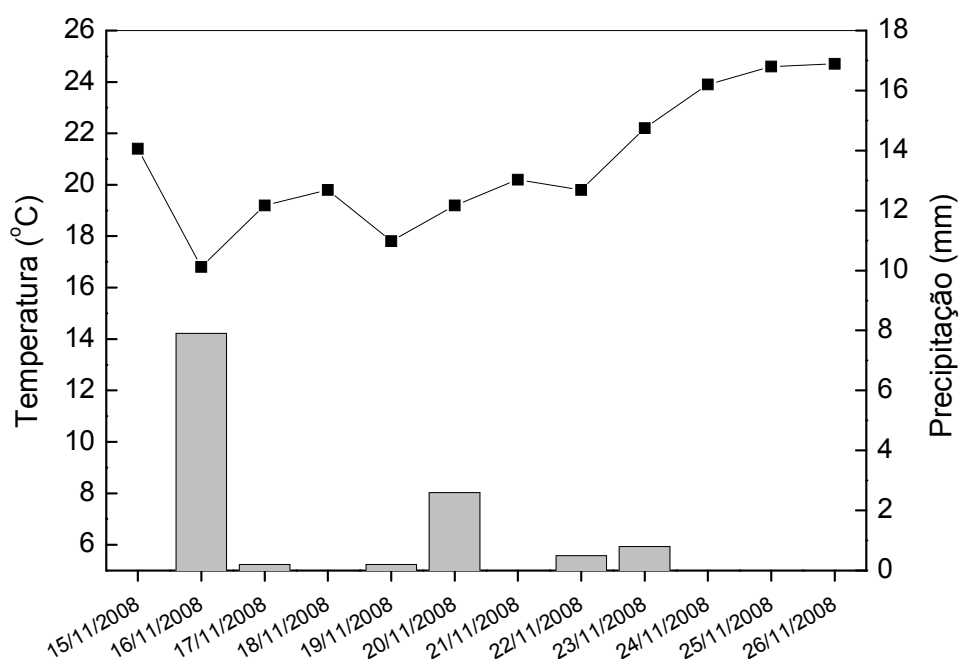


Figura 2. Dados de precipitação (mm) e temperatura (°C) média diária.

#### 5.1.3.5 Análise estatística

A interpretação dos fluxos diários de  $N_2O$  foi realizada com base na média e no desvio padrão da média. As emissões acumuladas no período foram submetidas a análise da variância, e as médias de tratamentos foram comparadas pelo teste de Duncan a 10%.

#### 5.1.4 Resultados e discussão

Os fluxos de  $N_2O$  variaram entre 74 e 2969  $\mu g N m^{-2} h^{-1}$  no período de 7 dias após a aplicação dos tratamentos (Figura 3). Os menores fluxos foram verificados no tratamento controle, sem aplicação de N (129 e 186  $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ ), e no tratamento com aplicação de uréia (74 e 201  $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ ). As baixas emissões de  $N_2O$  mesmo com a aplicação de uréia devem estar relacionadas com a não ocorrência de eventos de chuva significativos no período de coleta. Diversos autores têm observado que elevadas emissões de  $N_2O$  com aplicação de fertilizantes nitrogenados sempre ocorrem após eventos de chuva (Gomes, et al., 2009; Snyder, et al., 2009) o que possivelmente seja decorrente dos altos

teores de  $\text{NO}_3^-$  associados a elevados valores de PPA, e ocorrência de desnitrificação em sítios anóxicos no solo (Bateman & Baggs, 2005). No presente estudo, no dia anterior à aplicação de N ocorreu uma chuva de apenas 4 mm, e nos dois dias posteriores à aplicação ocorreram chuvas de apenas 0,5 (1º dia) e 1,5 mm (2º dia), o que certamente não determinou a ocorrência de condições anóxicas no solo, o que favoreceria a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  quando da aplicação da uréia.

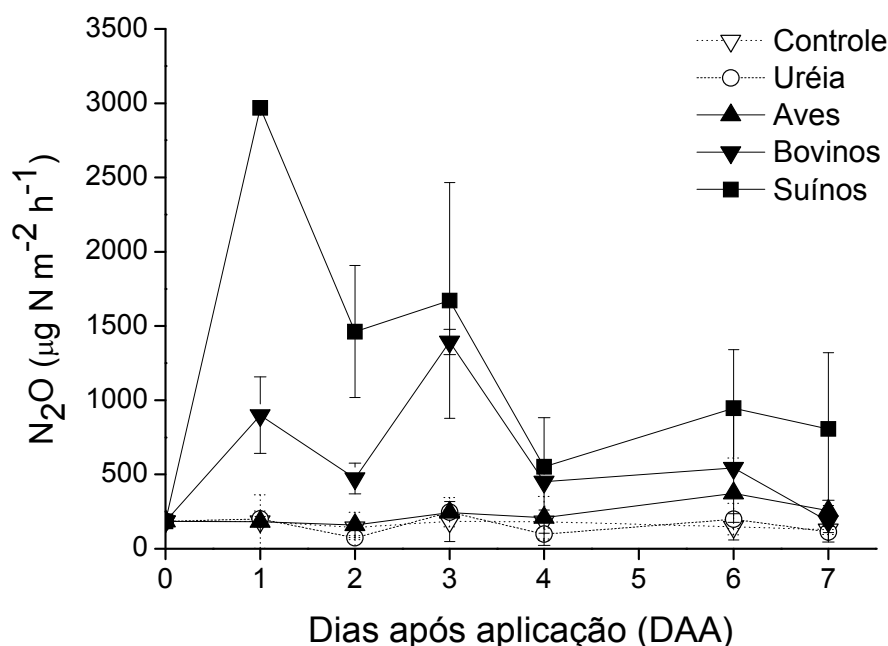


Figura 3. Fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  em um Gleissolo afetada pela aplicação de uréia e dejetos de animais. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS.

Esse baixo volume de chuvas no período de avaliação pode explicar a baixa emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  quando da aplicação do fertilizante nitrogenado mineral, mesmo considerando que o estudo foi realizado em um Gleissolo com má drenagem. Na literatura observa-se emissões em até  $800 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Zanatta, 2008; Desenbury et al., 2008; Jones et al., 2007, Magiotto et al., 2000). Outro aspecto importante de salientar é que a utilização de fontes nítricas de N em substituição à uréia aumenta em várias vezes as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , atingindo picos de emissão de até  $8000 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Zanatta, 2008; Jones et al., 2007,

Magiotto et al., 2000), principalmente quando associada a eventos de chuva e alta PPA.

A aplicação de dejetos promoveu sensível aumento nas emissões de  $N_2O$ , cujos fluxos variaram entre 161 e 2969  $\mu g N m^{-2} h^{-1}$  (Figura 3). A magnitude dos fluxos está na faixa observada em outros estudos, quando considerado o período logo após a aplicação dos dejetos que é quando se observam os picos mais intensos de  $N_2O$  (Akiyama & Tsuruta, 2003; Velthof et al., 2003; Groenigen et al., 2006; Fangueiro et al., 2008; Denega, 2008; Hayakawa et al., 2009).

Os dejetos de suínos foram os que resultaram nas maiores emissões de  $N_2O$ , tendo a intensidade do seu pico máximo de emissão (2969  $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ ) 16 vezes superior ao observado no tratamento sem aplicação de N (controle). Por sua vez, os dejetos de bovinos resultaram em emissões intermediárias (185 a 1342  $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ ) e a cama de aviário nas menores emissões (162 a 374  $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ ). O fluxo máximo no tratamento com dejetos bovinos (1392  $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ ) ocorreu no terceiro dia após a aplicação e foi 7,5 vezes maior do que o fluxo observado no tratamento controle, sem aplicação de N. Por sua vez, praticamente não se observou a ocorrência de picos com a aplicação de cama de aviário, e o maior fluxo (374  $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ ) foi apenas o dobro do observado no tratamento sem N (controle) e ocorreu apenas no sexto dia após a sua deposição no solo (Figura 3).

Esse efeito da aplicação de dejetos de animais intensificando as emissões de  $N_2O$  em solos agrícolas tem sido relatado na literatura internacional, onde as emissões deste gás com aplicação de dejetos de animais variaram de 2 a 100 vezes às emissões verificadas com fertilizantes minerais (Akiyama & Tsuruta, 2003; Velthof et al., 2003 ; Hayakawa et al., 2009). Portanto, alternativas devem ser avaliadas para minimizar as emissões de  $N_2O$  decorrentes da aplicação de dejetos de animais em solos agrícolas, principalmente nas condições de clima quente e úmido dos climas tropical (Centro-Oeste) e subtropical (Sul) do Brasil.

As emissões de  $N_2O$  do solo quando da aplicação dos dejetos de animais deve estar relacionada ao volume de água aplicado e à composição química dos esterco (Tabela 2), especificamente quanto ao seu efeito na porosidade preenchida por água (PPA) e na disponibilidade de  $NO_3$  para o

processo de desnitrificação. O volume de água é importante devido à diminuição da disponibilidade de oxigênio pelo aumento do conteúdo de água nos centímetros superficiais do solo. A aplicação de 50,9 t ha<sup>-1</sup> de dejetos de bovinos (89,1% de água) e de 27,2 t ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos (92,8% de água) resultou numa aplicação de aproximadamente 45 e 25 m<sup>3</sup> água ha<sup>-1</sup>, o que promoveu aumento da PPA e, possivelmente, condições favoráveis à emissão de N<sub>2</sub>O por desnitrificação pela baixa difusão do oxigênio no solo. Outro fator que possivelmente influenciou favoravelmente as emissões mais elevadas de N<sub>2</sub>O foi a menor relação C/N dos dejetos de suínos (4,7) em comparação a cama de aviário (C:N=8,9) e dejetos de bovinos (C/N=6,3). Em futuros estudos é importante a avaliação de mais variáveis da composição química do esterco (teor de N amoniacal, N nítrico e C lábil, entre outros) e de variáveis de solo (N amoniacal e nítrico, PPA, temperatura, e C orgânico dissolvido, entre outros) visando identificar as variáveis do esterco e do solo que controlam as emissões de N<sub>2</sub>O para atmosfera, bem como obter informações quanto aos processos envolvidos na produção deste gás no solo quando da aplicação de dejetos de animais.

A emissão acumulada de N<sub>2</sub>O no período avaliado (7 dias) foi baixa nos tratamentos controle, sem aplicação de N (0,23 kg ha<sup>-1</sup>) e com a aplicação de uréia (0,22 kg ha<sup>-1</sup>), intermediária com cama de aviário (1,00 kg ha<sup>-1</sup>) e esterco de bovinos (0,93 kg ha<sup>-1</sup>), e alta com aplicação de dejetos suínos (1,8 kg ha<sup>-1</sup>) (Figura 4a). As perdas por N<sub>2</sub>O do N aplicado (30 kg azevém+150 kg ha<sup>-1</sup> dejetos e uréia) variou de 0,1 a 1,0 % (Figura 4b). Em termos de C-CO<sub>2</sub>, as emissões de N<sub>2</sub>O foram equivalentes a emissão de 28 a 230 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> (Figura 4c). Em termos gerais, apesar da característica de curta duração do presente estudo, a tendência dos resultados observados foi muito similar àquela verificada em estudos de longa duração (1 ano), nos quais a aplicação de dejetos de animais em solos agrícolas tem um maior impacto nas emissões de GEE do que a de fertilizantes minerais (Hayakawa et al., 2009; Akiyama & Tsuruta, 2003; Jones et al., 2007).

A análise da % do N aplicado e seu contraste com os resultados disponíveis na literatura é difícil devido à característica de curta duração do presente estudo (7 dias). O IPCC (sigla em inglês do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) sugere o índice de 1,25±1%. No presente estudo, no

período de 7 dias, as emissões de  $N_2O$  corresponderam a quantidades equivalentes a 0,1% (uréia) a 1,0% (esterco de suínos), indicando uma grande variação desse índice entre os tratamentos e que, possivelmente, para N proveniente de dejetos de animais tenha que ser utilizado um índice maior do que para N proveniente de fertilizantes minerais, hipótese essa que já vem sendo levantada por alguns autores (Maggiotto, et al.,200; Bertora, et al., 2008).

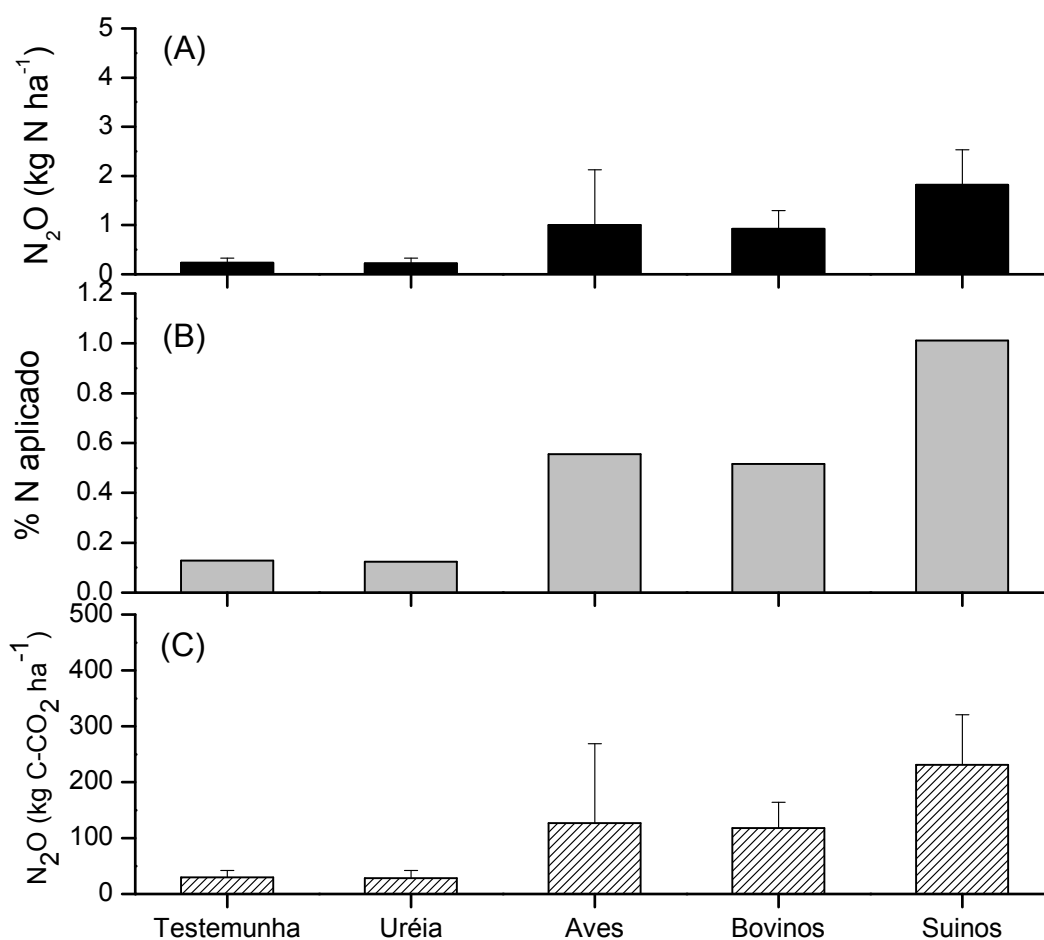


Figura 4. Emissão acumulada de  $N_2O$  [ (a)  $kg\ N\ ha^{-1}$ , (b) % N aplicado, e (c)  $C-CO_2$  equivalente ] no período de sete dias após a aplicação de dejetos de animais e uréia em Gleissolo. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS.

Em termos do impacto das fontes de N em quantidades de  $C-CO_2$  equivalente ( $29-230\ kg\ ha^{-1}$ ), os valores podem ser considerados altos, principalmente se levada em consideração a curta duração do estudo (7 dias).



Os resultados indicam que, apenas considerando as emissões de  $N_2O$ , os dejetos de animais devem promover um acúmulo anual de C no solo variando de  $120 \text{ kg ha}^{-1}$  (cama de aviário e dejetos de bovinos) a  $220 \text{ kg ha}^{-1}$  (dejetos de suínos) visando anular o impacto das emissões de  $N_2O$  do solo.

### **5.1.5 Conclusões**

- A aplicação de uréia não resulta em aumento das emissões de  $N_2O$  em solos agrícolas quando não ocorrem eventos de grande volume de chuva.
- O suprimento de N por dejetos de animais resulta num sensível aumento das emissões de  $N_2O$  em comparação a uréia.
- As maiores emissões de  $N_2O$  ocorrem quando da aplicação de dejetos de suínos, sendo inferior para os dejetos de bovinos e cama de aviário.

## **5.2 ESTUDO II: Indicadores de qualidade microbiológica de um Gleissolo afetados pelo uso de dejetos de animais**

### **5.2.1 Resumo**

O suprimento de N para a cultura do milho através da aplicação de dejetos de animais é uma prática bastante utilizada em sistemas de produção familiar, mas pequeno é o conhecimento sobre o seu efeito sobre a qualidade biológica do solo. O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito do uso de dejetos líquidos de suínos e bovinos, e de cama de aviário sobre a qualidade microbiológica e o suprimento de N para cultura do milho em um Gleissolo sob plantio direto, em comparação à aplicação de uréia e sem aplicação de N (tratamento controle). A aplicação dos dejetos de animais e da uréia foi realizada sobre a palhada dessecada de azevém quando da implantação da cultura do milho, em doses equivalentes a  $150 \text{ kg N ha}^{-1}$  em todos os tratamentos, os quais seguiram um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. Todos os indicadores microbiológicos foram mais intensamente afetados pelas fontes de N no período logo após a aplicação (5 dias) e, de maneira geral, aumentaram o C e N na biomassa microbiana e a atividade das enzimas  $\beta$ -glicosidase e urease no solo. Entretanto, esse efeito foi bastante efêmero, e já aos 10 dias após a aplicação dos dejetos de suínos e bovinos e da uréia restringiu-se a 63% da magnitude verificada aos 5 dias para o  $C_{mic}$ , e já havia desaparecido totalmente nos indicadores  $C_{mic}:C_{org}$  e atividade da  $\beta$ -glucosidase. Baseado num índice que integra os diversos indicadores, a cama de aviário promoveu melhores condições para a microbiota do solo em comparação os demais dejetos, e isso, ao menos em parte se deve ao seu efeito mais prolongado sobre a maioria dos indicadores microbiológicos avaliados. Baseado no seu efeito no fornecimento de N para o milho e no rendimento de grãos, pode-se concluir que uma maior eficiência do uso de dejetos de suínos pode ser obtida pela sua aplicação de forma parcelada, enquanto os dejetos de bovinos e cama de aviário podem ser aplicados, em dose única, na implantação da cultura.

### 5.2.2 Introdução

A cultura do milho é altamente exigente em N e a obtenção de rendimentos satisfatórios dessa cultura somente são obtidos com a adição desse nutriente, seja por fontes minerais ou orgânicas (Sangoi & Almeida, 1994). Na última década o consumo de fertilizantes nitrogenados ultrapassou dois milhões de toneladas no Brasil (Lopes et al., 2005), enquanto o uso de fertilizantes orgânicos é mais expressivo em sistemas de produção familiar (Campanhola & Valarini, 2001).

Em sistemas de baixo aporte de insumos externo à propriedade, como é o caso de sistemas de produção familiar em sua maioria, existe um grande potencial de suprimento parcial ou total de N para a cultura do milho pela utilização de dejetos de origem animal, com destaque para a cama de aviário, e dejetos de bovinos e de suínos. Essa utilização desses esterco como adubo em solos agrícolas é um uso econômica e ambientalmente interessantes, pois gera a economia na aquisição de fertilizantes, e reduz o potencial impacto desses dejetos em córregos e mananciais hídricos (Tiago et al., 2008).

Diversos estudos no Brasil têm verificado o efeito benéfico do uso de esterco em culturas como milho, cereais (Figuerola, 2008), pimentão (Araújo et al., 2007), feijão (Araújo et al., 2001), entre outras. Além de fertilizante, normalmente é atribuído o efeito de condicionante físico e químico aos esterco, o qual promove melhoria nas condições físicas e químicas do solo (Araújo et al., 2001). Alguns estudos também têm avaliado o efeito da aplicação de dejetos de animais nas condições biológicas do solo, onde normalmente o seu uso promove maior C e N na biomassa microbiana e atividade enzimática (Plaza et al., 2004; Zhao et al., 2009).

Considerando que poucos estudos foram desenvolvidos nesse tema até o momento no Sul do Brasil e que esses efeitos devem ser estudados regionalmente devido a sua dependência do tipo de solo e das condições de clima, foi desenvolvido o presente estudo o qual teve como objetivo avaliar a influência da aplicação de diferentes dejetos de animais na biomassa e atividade microbiana e de enzimas de um Gleissolo sob plantio direto, além do seu efeito no suprimento de N e rendimento do milho.

### 5.2.3 Material e Métodos

#### 5.2.3.1 *Características de solo e clima local*

O estudo foi conduzido em área da Faculdade de Agronomia da UFRGS, em Porto Alegre, RS (30° 04' S e 51° 08" W). O clima local é subtropical úmido (tipo Cfa, segundo Kööpen). A temperatura média anual é de 19,4 °C, sendo janeiro o mês mais quente com média de 25°C. A precipitação média é de 1299 mm, distribuídos regularmente durante o ano (INMET, 2008). O solo é um Gleissolo (Embrapa, 1999) imperfeitamente drenado, classe textural franca e distribuição granulométrica de 260, 430, 310 g kg<sup>-1</sup> de argila, silte e areia, respectivamente na camada de 0-0,2 m. A densidade do solo é 1,35 Mg m<sup>-3</sup> na camada 0-0,05 m e 1,47 Mg m<sup>-3</sup> na camada 0,05-0,10 m. As propriedades químicas do solo estão descritas na Tabela 1.

A área vinha sendo cultivada por vários anos consecutivos com a sucessão azevém (*Lolium multiflorum* L.)-milho (*Zea mays* L.), em plantio direto e com ressemeadura natural do azevém no inverno. Na implantação do experimento, em novembro de 2007, a área apresentava significativa quantidade de biomassa vegetal (~3 Mg MS ha<sup>-1</sup>) de azevém, o qual foi dessecado com herbicida à base de glifosate (3,5 L ha<sup>-1</sup>).

#### 5.2.3.2 *Tratamentos e delineamento experimental*

O experimento consistiu da aplicação de três dejetos de animais (dejeito bovino, dejeito suíno, cama de aves) e de uréia, além de um tratamento controle, sem aplicação de nitrogênio, segundo um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. Em todos os tratamentos, com exceção do tratamento controle, aplicou-se uma dose de 150 kg N ha<sup>-1</sup>, imediatamente anterior a semeadura do milho. Considerando os teores de N dos dejetos (Tabela 2) e um índice de disponibilidade do N aplicado na 1ª safra (0,5 para a cama de aviário e dejetos de bovinos e 0,8 para dejetos de suínos) (Comissão, 2004), as doses aplicadas de dejetos foram 27,2 t ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos, 50,9 t ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de bovinos, e 12,8 t ha<sup>-1</sup> de cama de aviário.

Tabela 3. Características químicas e umidade dos esterco aplicados

Análise	Dejetos			Solo
	Cama de aves	Bovinos	Suínos	
C (%)	21,0	3,7	3,3	12
N (%)	2,35	0,59	0,69	13,2
C:N	8,9	6,3	4,7	
P* (g kg <sup>-1</sup> )	6,3	0,8	3,4	11,5
K* (g kg <sup>-1</sup> )	25,6	4,1	3,9	85,5
Al (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	-	-	-	0,5
Umidade (%)	28,61	89,11	92,76	-
Densidade	-	-	-	1,41

\*Para dejetos – teores totais. Para solo – teores extraíveis. Resultados referentes aos dejetos em base úmida e de solo em base seca.

As doses de P e K foram equiparadas entre os tratamentos a partir da consideração dos índices de disponibilidade de P (0,8 para a cama de aviário e dejetos de bovinos e 0,9 para o dejetos de suínos) e de K (1,0 para o K presente nos três dejetos de animais) (Comissão, 2004). Assim, o dejetos de suínos apresentou a maior quantidade adicionada de P disponível na 1ª safra (191 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>) e os demais tratamentos tiveram as doses de P aplicadas equiparadas a este tratamento pela aplicação de doses complementares de 50, 39 e 104 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> nos tratamentos com fertilizante mineral, cama de aviário e dejetos de bovinos, respectivamente. Por sua vez, o tratamento referência para aplicação de K foi a cama de aviário (392 kg k<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>), tendo sido aplicadas doses complementares de 290, 128 e 239 kg k<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> nos tratamentos de adubação mineral, dejetos de bovinos e dejetos de suínos, respectivamente. Portanto, todos os tratamentos receberam doses equivalentes de N (150 kg ha<sup>-1</sup>), P (190 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>) e de K (239 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>), com exceção ao tratamento controle, onde aplicou-se exclusivamente P e K nas doses referidas.

Os dejetos e as doses complementares de P e K foram aplicados no solo em 18 de novembro de 2009 e, três dias depois, o milho foi semeado com semeadora de parcelas, numa população 55-60 mil plantas ha<sup>-1</sup> (espaçamento

de 0,7 m entre linhas e 0,25 m entre plantas). A uréia foi aplicada ao solo em cobertura quando da semeadura do milho.

### 5.2.3.3 Amostragem de solo e análises dos atributos microbiológicos

Aos 5, 10, 20, 30 e 120 dias após a aplicação dos tratamentos (uréia e dejetos de animais), foram coletadas amostras de solo com trado calador na camada de 0-10 cm de profundidade para as análises microbiológicas do solo. O solo foi passado em peneira com malha de 2,0 mm e estocado a 4 °C até o momento das análises. Nessas amostras avaliou-se C orgânico e N totais, C e N na biomassa microbiana, e a atividade das enzimas urease e  $\beta$ -glicosidase.

O C e N na biomassa microbiana ( $C_{mic}$  e  $N_{mic}$ ) foram extraídos por fumigação (24 h) seguida de extração com  $K_2SO_4$  0,5 mol L<sup>-1</sup> na proporção 1:2,5 (solo:solução) e filtração lenta, segundo método descrito por Vance et al. (1987). A quantificação do  $N_{mic}$  e N total ( $N_{total}$ ) seguiram o método de digestão sulfúrica, destilação (Kjeldhal) com hidróxido de sódio (NaOH 10 mol L<sup>-1</sup>) e titulação sulfúrica com indicador de ácido bórico conforme descrito por Tedesco et al. (1995) para  $N_{total}$  e por De-Polli e Guerra (1999) para  $N_{mic}$ . A quantificação do  $C_{mic}$ , assim como do C orgânico total ( $C_{org}$ ), foram determinados por oxidação úmida com dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$  0,0667 mol L<sup>-1</sup>) e mistura duplo ácida ( $H_2SO_4/H_3PO_4$  razão 1:2) seguida de titulação com sulfato ferroso amoniacal ( $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$  0,033 mol L<sup>-1</sup>) para  $C_{mic}$  e sulfato ferroso ( $Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$  0,033 mol L<sup>-1</sup>) para  $C_{org}$ , ambos com aquecimento externo, conforme Walkley e Black (1934).

A atividade total da enzima urease foi obtida pela quantidade de  $NH_4^+$  liberada no solo pela incubação por 2 h com tampão a pH 9,0 e substrato enzimático (uréia 0,2 mol L<sup>-1</sup>). Após o período de incubação o processo foi interrompido pela adição da mistura de cloreto de potássio com sulfato de prata ( $KCl/Ag_2SO_4$  2,5 mol L<sup>-1</sup> e 100 mg L<sup>-1</sup>) e quantificada por destilação (Kjeldhal) em presença de óxido de magnésio (MgO) e titulação sulfúrica com indicador de ácido bórico. A atividade total da enzima  $\beta$ -glicosidase foi determinada através da incubação do solo por uma hora com tampão a pH 6,0 e substrato enzimático ( $p$ -nitrofenil- $\beta$ -D-glucosídeo 0,000025 mol L<sup>-1</sup>). A quantidade de  $p$ -nitrofenol liberada no solo pela enzima foi extraída e filtrada com tampão (pH 12) e cloreto de cálcio ( $CaCl_2$  0,5 mol L<sup>-1</sup>) sendo quantificada por

espectrofotometria UV-vis, com  $\lambda$  de 410 nm. A descrição detalhada dos métodos pode ser obtida em Tabatabai (1994).

Esses indicadores de qualidade biológica do solo, mais as relação  $C_{mic}/C_{org}$  e  $N_{mic}/N_{total}$ , foram utilizados na estimativa de um índice integrador de todas as variáveis segundo equação abaixo proposta por García-Ruiz et al. (2008).

Para cada amostra de solo foi calculado uma média geométrica que representa um índice integrador de todas variáveis microbiológicas (Gmc). Ou seja, um único número advindo de todos os atributos que pode ser comparado entre tratamentos (García-Ruiz et al. 2008):  $Gmc = (C_{mic} \times N_{mic} \times Urease \times n)^{1/n}$ , onde  $n$  é o número de variáveis microbiológicas que integram o índice.

#### 5.2.3.4 *Avaliações na cultura do milho*

O milho foi avaliado quanto à quantidade de N absorvida e rendimento de grãos. A avaliação do N consistiu na coleta de 5 plantas de milho por parcela no estágio de pleno florescimento da cultura. As plantas foram secas em estufa até peso constante e quantificadas em relação a sua massa. O material foi moído em moinho de facas e analisado em relação aos teores de N total (Tedesco et al., 1995).

A avaliação do rendimento de grãos foi realizada pela coleta de 5 plantas por parcela, e o rendimento de grãos expresso em  $t\ ha^{-1}$  considerando uma população de 57 mil plantas por hectare e uma umidade de 13% nos grãos.

#### 5.2.3.5 *Análise estatística*

Os resultados de solo e da cultura do milho foram submetidos à análise da variância segundo os procedimentos geométricos lineares (GLM). As médias foram submetidas ao teste de múltiplas comparações de Bonferroni ao nível de 5%.

## 5.2.4 Resultados e discussão

### 5.2.4.1 Atributos microbiológicos do solo

Na Tabela 4 é apresentada uma síntese da análise estatística do efeito dos tratamentos sobre os atributos microbiológicos do solo aos 5, 10, 20, 30 e 120 dias após a aplicação dos tratamentos. Todos os atributos foram afetados pelas fontes de N (dejetos de animais e uréia), com exceção dos teores de Corg e Ntotal do solo. Também com exceção ao Corg e Ntotal, o efeito das fontes sobre os atributos microbiológicos foi dependente da data de amostragem (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados da análise de variância pelos procedimentos geométricos lineares. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS.

Variáveis	Fontes de Variação			CV (%)	R <sup>2</sup>
	Tratamento	Dias após adubação	Interação		
Cmic	*	*	*	20,33	0,76
Nmic	*	*	*	16,68	0,73
Urease	*	*	*	25,10	0,71
β-glucosidase	*	*	*	13,31	0,69
Corg	ns	ns	ns	5,09	0,41
Norg	ns	ns	ns	4,07	0,26
Cmic:Corg	*	*	*	20,78	0,74
Nmic:Norg	*	*	*	16,86	0,71
C:Nmic	*	*	*	29,24	0,71

\* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Fischer

<sup>ns</sup> não significativo

Todos os indicadores microbiológicos foram mais intensamente afetados pelas fontes de N (dejetos de animais e uréia) no período logo após a aplicação (5 dias) e, de maneira geral, aumentaram o C e N na biomassa microbiana e a atividade enzimática no solo (Tabela 5). Na Tabela 5 verifica-se que a aplicação de uréia melhorou os indicadores de solo relacionados ao ciclo do C (Cmic, Cmic:Corg e β-glucosidase), mas esse efeito aos 10 dias após a aplicação de uréia já era de apenas 63% daquele verificado aos 5 dias para o Cmic, e já havia desaparecido totalmente nos indicadores Cmic:Corg, e na atividade da β-glicosidase (Tabela 5). Esse efeito da uréia em atributos



microbiológicos ligados ao ciclo do C indicam que há deficiência de N neste solo para a atividade microbiana, a qual é intensificada quando da adição desta fonte de N mineral. Entretanto, o mesmo efeito não se verificou com a adição de uréia nos atributos microbiológicos ligados ao ciclo do N ( $N_{mic}$ ,  $N_{mic}:N_{total}$ ,  $C_{mic}:N_{mic}$ , e atividade da urease) (Tabela 5).

Os dejetos de animais, de maneira geral, determinaram maiores valores dos atributos microbiológicos ligados ao ciclo do C e do N no solo, em comparação ao tratamento com uréia (Tabela 5). O efeito mais pronunciado dos dejetos sobre os atributos microbiológicos deveu-se provavelmente à adição conjunta de C e N pelos dejetos, enquanto na uréia ocorre apenas a aplicação de N afetando um grupo mais restrito de microorganismos no solo (heterotróficos).

O efeito da cama de aviário apresentou uma tendência de ser mais prolongado do que o da uréia e dos dejetos de suíno e de bovino em praticamente todos os indicadores microbiológicos avaliados e isso se deve provavelmente à sua composição (maior relação C:N) e presença de casca de arroz no material, o que resulta num efeito gradual e prolongado deste material como fonte de C e N para a microbiota do solo (Tabela 5).

O diferente comportamento e duração da resposta dos atributos microbiológicos à aplicação de uréia e dejetos de animais torna difícil avaliar o efeito dessas fontes de N sobre a qualidade biológica do solo de uma forma geral. Visando contornar esse tipo de problema, Garcia-Ruiz et al. (2008) propuseram um índice integrador que reúne todos os atributos microbiológicos avaliados do solo, resultando num valor adimensional que pode ser comparado segundo a diferença estabelecida entre todas as variáveis em conjunto. Ou seja, esse índice representa um balanço da condição biológica do solo que leva em conta a liberação de enzima para a mineralização, tamanho da comunidade microbiana, proporção do tamanho desta comunidade em relação à matéria orgânica do solo e a capacidade desta comunidade em servir como reservatório de C e N. Na Figura 5 são apresentados os índices estimados para os diferentes tratamentos do presente estudo.

Tabela 5. Teores de C e N na biomassa microbiana (Cmic e Nmic), relação entre C e N microbiano em relação aos teores de C orgânico e N total (Cmic:Corg e Nmic:Ntotal) e atividade das enzimas  $\beta$ -glicosidase e da Urease num Gleissolo afetada pela aplicação de dejetos de animais e uréia. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS.

Tratamento	Dias após a aplicação no solo				
	5	10	20	30	120
<b>Cmic, <math>\mu\text{g g}^{-1}</math></b>					
Controle	272,73 cA	280,31 abA	201,18 aA	184,81 aA	235,74 aA
Uréia	457,06 abA	254,80 bAB	301,80 aAB	160,08 aB	232,32 aB
Aves	364,42 bcA	304,64 abA	186,66 aA	227,56 aA	315,99 aA
Bovinos	372,48 abcA	257,11 bAB	239,75 aAB	169,66 aB	315,65 aAB
Suínos	478,16 aA	404,75 aA	223,57 aB	206,56 aB	339,43 aAB
<b>Cmic:Corg, %</b>					
Controle	1,97 cA	1,98 bA	1,46 aA	1,32 aA	1,68 aA
Uréia	3,20 abA	1,82 bAB	2,14 aAB	1,15 aB	1,64 aB
Aves	2,63 bcA	2,23 abA	1,35 aA	1,68 aA	2,32 aA
Bovinos	2,73 bcA	1,89 bAB	1,76 aAB	1,25 aB	2,31 aAB
Suínos	3,51 aA	3,00 aA	1,65 aB	1,54 aB	2,51 aAB
<b><math>\beta</math>-Glicosidase, <math>\mu\text{g g}^{-1}</math> de PNG no solo</b>					
Controle	67,75 bA	57,58 bA	82,77 aA	81,11 aA	73,64 bA
Uréia	104,11 abA	77,25 abA	82,47 aA	89,70 aA	76,08 abA
Aves	106,03 aA	98,17 aA	107,09 aA	100,12 aA	105,64 aA
Bovinos	82,84 abA	91,27 aA	103,25 aA	98,45 aA	77,90 abA
Suínos	120,47 aA	81,41 abA	81,13 aA	82,82 aA	92,65 abA
<b>Nmic, <math>\mu\text{g g}^{-1}</math></b>					
Controle	63,57 bA	73,10 aA	89,91 aA	86,03 aA	67,73 aA
Uréia	44,26 bB	70,72 aA	74,06 aA	47,48 aB	61,89 aAB
Aves	110,83 aA	79,09 aAB	75,44 aB	72,72 aB	81,43 aAB
Bovinos	97,50 aA	66,32 aA	69,17 aA	55,00 aA	80,47 aA
Suínos	99,90 aA	71,64 aAB	74,45 aAB	49,48 aB	67,78 aAB
<b>Nmic:Norg, %</b>					
Controle	4,79 bA	5,47 aA	6,77 aA	6,48 aA	5,07 aA
Uréia	3,50 bB	5,57 aA	5,84 aA	3,76 bB	4,89 aAB
Aves	8,32 aA	5,96 aAB	5,65 aB	5,47 abB	6,10 aAB
Bovinos	7,35 aA	4,95 aA	5,21 aA	4,13 abA	6,03 aA
Suínos	7,49 aA	5,39 aAB	5,57 aAB	3,70 bB	5,09 aAB
<b>C:Nmic</b>					
Controle	4,53 bA	3,91 aA	2,19 aA	2,16 aA	3,47 aA
Uréia	10,30 aA	3,79 aB	4,19 aB	3,55 aB	3,75 aB
Aves	3,29 bA	3,88 aA	2,46 aA	3,25 aA	3,92 aA
Bovinos	3,87 bA	4,88 aA	3,48 aA	3,05 aA	3,90 aA
Suínos	4,78 bA	5,77 aA	3,04 aA	4,62 aA	5,03 aA
<b>Urease, <math>\mu\text{g g}^{-1}</math> de <math>\text{N-NH}_4^+</math> no solo</b>					
Controle	9,26 aA	13,23 aA	14,63 aA	8,71 aA	13,26 aA
Uréia	5,69 aB	10,69 abAB	14,72 aA	8,79 aAB	9,37 aAB
Aves	7,90 aB	11,37 abAB	16,47 aA	10,46 aAB	7,34 aB
Bovinos	10,40 aA	8,24 abA	13,67 aA	9,30 aA	10,44 aA
Suínos	6,24 aB	7,59 bAB	14,57 aA	7,25 aB	8,31 aAB

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

Baseado no índice integrador, a cama de aves promoveu melhores condições para a microbiota do solo quando comparado à adubação do solo com uréia e solo sem adubação (tratamento controle), enquanto os tratamentos com dejetos de suínos e de bovinos apresentaram índices intermediários à cama de aviário e uréia (Figura 5). Ao menos em parte, esse efeito da cama de aviário deve-se a sua influência mais prolongada nos atributos microbiológicos do solo decorrente da maior relação C/N pela presença de casca de arroz, o que promoveu um efeito gradual e mais duradouro sobre os ciclos do C e N do solo.

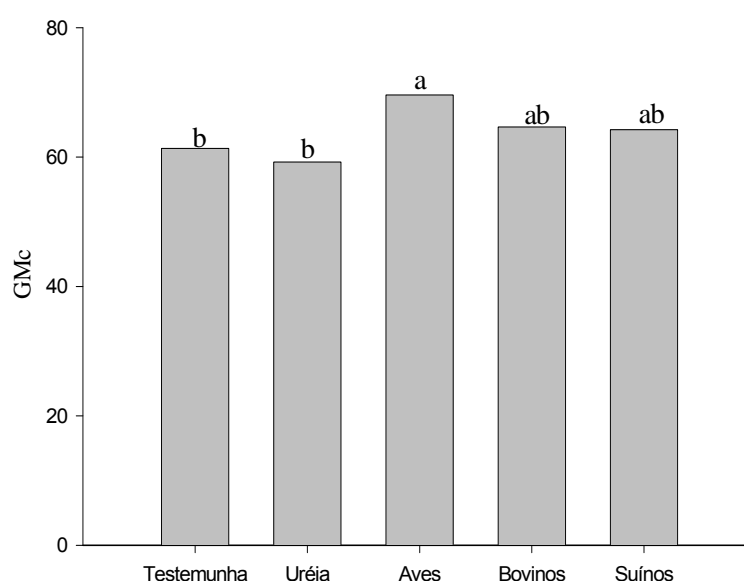


Figura 5. Índice integrador dos atributos microbiológicos relativos ao ciclo do C e do N num Gleissolo afetado pela aplicação de uréia e dejetos de animais como fonte de N para a cultura em plantio direto. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS.

#### 5.2.4.2 Absorção de N e rendimento de grãos do milho

O milho absorveu de 60 a 140 kg N ha<sup>-1</sup> e o rendimento de grãos variou de 4,5 a 13,8 t ha<sup>-1</sup> (Figura 6). O milho no tratamento controle, sem aplicação de N, absorveu a menor quantidade de N e apresentou o menor rendimento. Por sua vez, todas as fontes de N promoveram aumento dessas variáveis da cultura do milho (Figura 6).

O milho com aplicação de dejetos de animais teve tendência de absorver maiores quantidades de N e de apresentar maior rendimento de grãos do que com uréia (Figura 6) e isso provavelmente se deve à liberação mais gradual do nutriente durante o ciclo da cultura, já que a uréia foi adicionada integralmente na implantação da cultura do milho. Entre os dejetos, tanto o rendimento de grãos quanto a quantidade de N absorvido apresentaram tendência de serem maiores com aplicação de cama de aviário, intermediário com esterco de bovinos, e menor com dejetos de suínos. Possivelmente, a baixa relação C:N do dejetos de suínos determinou uma rápida liberação de N durante o ciclo do milho, apresentando um comportamento similar ao da uréia e com a possibilidade de ter ocorrido perdas de N por lixiviação nesses dois tratamentos.

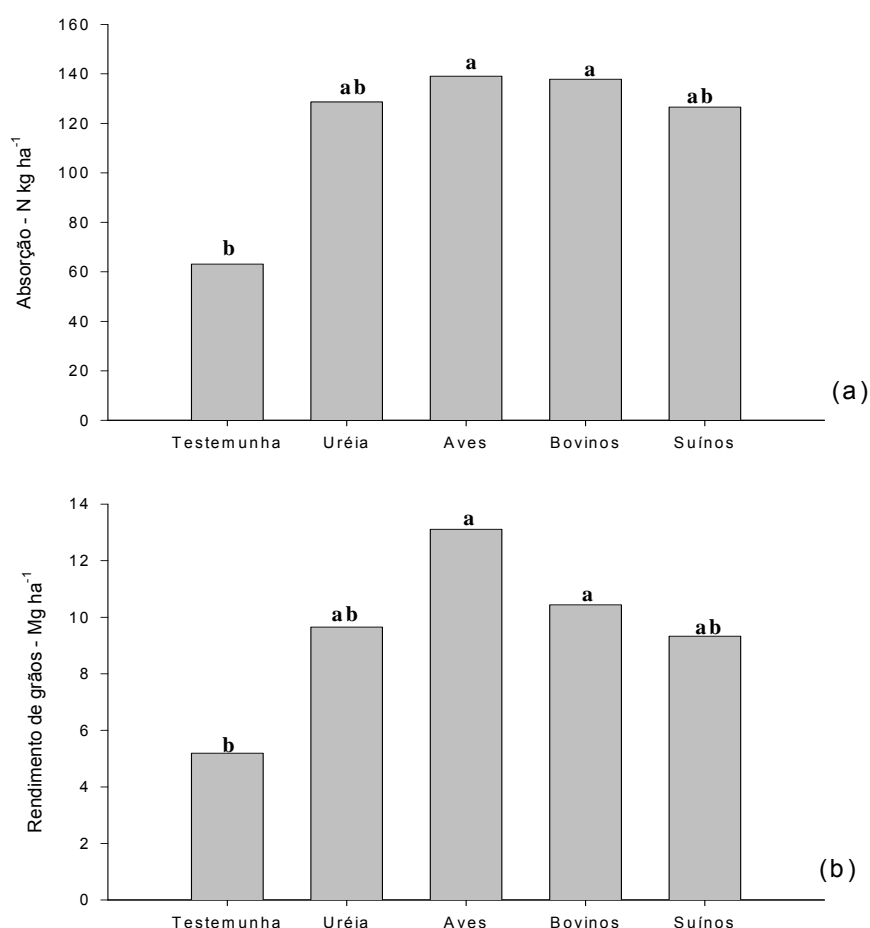


Figura 6. Quantidade absorvida de N (A) e rendimento de grãos do milho (B) em Gleissolo sob plantio direto afetados pela aplicação de uréia e dejetos de animais. Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, RS.

### 5.2.5 Conclusões

- A aplicação de dejetos de animais, de maneira geral, resulta em melhores atributos microbiológicos do solo em comparação à uréia.

- O efeito da aplicação de dejetos de animais é mais prolongado do que o da uréia, e isso resulta numa maior qualidade biológica do solo.

- A aplicação de dejetos de animais resulta numa maior absorção de N e rendimento do milho do que a uréia quando aplicada toda na implantação da cultura, e isso, possivelmente, se deva principalmente à liberação gradual de N presente nos dejetos

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, M. K.; ADAMS, W. A. Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.32, n.8-9, p.1251-1259, 2000.

AKIAYAMA, H.; TSURUTA, H. Nitrous Oxide, Nitric Oxide, and Nitrogen Dioxide Fluxes from Soils after Manure and Urea Application. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.32, n.2, p.423-431, 2003.

ALMARAZ, J.J.; MABOOD, F.; ZHOU, X.; MADRAMOOTOO, C.; ROCHETTE, P.; MA, B.; SMITH, D.L. Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Fluxes in Corn Grown under Two Tillage Systems in Southwestern Quebec. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 73, n.1, p.113-119, 2009.

ARAÚJO, E.N.; OLIVEIRA, A.P.; CAVALCANTE, L.F.; PEREIRA, W.E.; BRITO, N.M.; NEVES, C.M.L.; SILVA, E.E. Produção do pimentão adubado com esterco bovino e biofertilizante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.5, p.:466–470, 2007.

ARAÚJO, J.S.; OLIVEIRA, A.P.; SILVA, J. A.; RAMALHO, C.I.; NETO, F.L. Rendimento do feijão-vagem cultivado com esterco suíno e adubação mineral. **Revista Ceres**, Viçosa , v.48, n.278, p.501-510, 2001.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v.41, n.6, p.379-388, 2005.

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.91, n.1-2, p. 217-226, 2006.

BERTORA, C.; ALLUVIONE, F.; ZAVATTARO, L.; VAN GROENIGEN, J.W.; VELTHOF, G.; GRINANI, C. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub> emissions after soil incorporation. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 40, n.8, p.1999–2006, 2008.

BOL, R.; KANDELER, E.; AMELUNG, W.; GLASER, B.; MARXA, M.C.; PREEDY, N.; LORENZ, K. Short-term effects of dairy slurry amendment on carbon sequestration and enzyme activities in a temperate grassland. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.35, p. 1411–1421, 2003.

CABEZAS, W. A. R. L. Atividade microbiana do solo e produtividade do milho em função da aplicação antecipada de nitrogênio e adensamento de palha. **Bragantia**, Campinas, v.67, n.4, p.899-910, 2008.

CAMPANHOLA, C.; VALARINI, P.J. A agricultura orgânica e seu potencial para o pequeno agricultor. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.18, n. 3, p.69-101, 2001.

CERRI, C.; CERRI, C.E. Agricultura e aquecimento global. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n.1, p.40-44, 2007.

CHEN, S.; HUANG, Y.; ZOU, J. Relationship between nitrous oxide emission and winter wheat production. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v.44, n.7, p. 985-989, 2008.

CLAYTON, H.; ARAH, J.R.M.; SMITH, K.A. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, Washington, v. 99, n.8, p.16599–16607, 1994.

CLAYTON, H.; MCTAGGART, I. P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Nova York, v.25, n.3, p.252-260, 1997.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: SBCS.Núcleo Regional Sul: UFRGS, 2004. 400p.

DENEGA, G. L. **Emissão de óxido nitroso e dióxido de carbono após aplicação de dejetos de suínos e bovinos em um Argissolo**. 2008. 93 f. (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

DENG, S.P.; PARHAM, J.A.; HATTEY, J.A.; BABU, D. Animal manure and anhydrous ammonia amendment alter microbial carbon use efficiency, microbial biomass, and activities of dehydrogenase and amidohydrolases in semiarid agroecosystems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.33, n. 3, p.258–268, 2006.

DE-POLLI, H. ; GUERRA, J.G.M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.) **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 389-411.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, Washington, v.104, n.D21, p.26891-26899, 1999.

DUSENBURY, M. P. ; ENGEL, R. E.; MILLER, P. R.; LEMKE, R.; WALLANDER, R. Nitrous Oxide Emissions from a Northern Great Plains Soil as Influenced by Nitrogen Management and Cropping Systems. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 37, n. 2, p.542–550, 2008.

EICNHER, M.J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 19, p. 272-280, 1990.

EMBRAPA. **Sistemas de Produção**, 1. 2.ed. Disponível em: <[http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho\\_2ed/economia.htm](http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho_2ed/economia.htm).> Acesso em: 25 nov. 2009.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa Agropecuária Solos **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412p.

FANGUEIRO, D.; SENBAYRAM, M.; TRINDADE, H.; CHADWICK, D. Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield. **Bioresource Technology**, Loughton ,v.99, n. 15, p. 7132-7142, 2008.

FIGUEIREDO, C.C.; RAMOS, M. L. G. Biomassa microbiana do solo e produção de alface em função da dose de N e adubo orgânico. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 25, n.3, p.9-15, 2009.

FIGUEIROA, O.A. **Efeito imediato e residual de esterco de ave poedeira em culturas de grãos**. 2008. 122f. (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2008.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D.S. (Eds) **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Berlin: J.Wiley & Sons, 1989. p. 7-21.

FOX, O.; VETTER, S.; EKSCHMITT, K.; WOLTERS, V. Soil fauna modifies the recalcitrance-persistence relationship of soil carbon pools. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.38, n.6, p. 1353–1363, 2006.

FRENEY, J. R. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3; p. 1-6, 1997.

GALBALLY, I.E. Factores Controlling NO<sub>x</sub> Emissions from soils. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D.S. (Eds) **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Berlin: J. Wiley & Sons, 1989. p. 23-37.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; PAULINO, G. M.; FRANCO, A. A. Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do estado do rio de janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n.4, p.1521-1530, 2008.



GARCÍA-RUIZ, R.; OCHOA, V.; HINOJOSA, B.; CARREIRA, J. A. Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.40, n., p.2137–2145, 2008.

GIACOMINI, S.J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B.J.R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.11, 2006.

GLATZEL, S.; STAHR, K. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 231, n.1, p. 21-35, 2001.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 126 f. (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F.S.; PICCOLO, M. C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.106, n.1, p. 36-44.

GONG, W.; YAN, X.; WANG, J.; HU, T. X.; GONG, Y. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools under a wheat–maize cropping system in North China Plain. **Plant Soil**, Den Haag, v.314, n.1-2, 2009.

HAYAKAWA, A.; AKIYAMA, H.; SUDO, S.; YAGI, K. N<sub>2</sub>O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 41, n. 3 p. 521–529, 2009.

HOUGHTON, Y.; DING, D.J.; GRIGGS, M.; NOGUER, P. J.; VAN DER LINDEN; J T. AND D. XIAOSU (Eds.). **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. United King: IPCC, 2001.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados de Unidades Automáticas para download**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php>>. Acesso em: 26 nov. 2009.

IPCC. International Panel Climate Change. **Climate change 2007: The Physical Science Bases**. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter10.pdf> . Acesso em: 25 nov. 2009.

JANTALIA, C. P.; DOS SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.82, n.2, p.161-173, 2008.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertiliser on N<sub>2</sub>O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.121, n.1-2, p.74-83, 2007.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O<sub>2</sub> concentration. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 36, n.4, p. 687-699, 2004.

KRAVCHENKO, I.; BOECKX, P.; GALCHENKI, V.; VAN CLEEMPUT, O. Short- and medium effects of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in arable soils with a different texture. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 34, n.5, p.669-678, 2002.

KRUPA, S. V. Global climate change: Processes and products - An overview. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v.46, n-1-2, p. 73-88, 1997.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, n. 1-2, p.1-22, 2004.

LIMA, M.A. Agropecuária Brasileira e as mudanças climáticas e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.19, n. 3, p.451-472, 2002.

LOVATTO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Carbono e nitrogênio adicionados e sua relação com o rendimento do milho e estoques destes elementos no solo em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 175-187, 2004.

MAGGIOTTO, S. R.; WEBB, J. A.; WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G. W. Nitrous and nitrogen oxide emissions from turfgrass receiving different forms of nitrogen fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.2, p.621-630, 2000.

MALHI, S. S.; LEMKE, R. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.96, n. 1-2, p.269-283, 2007.

PLAZA, C.; HERNANDEZ, D.; GARCÍA-GIL, J.C.A. Pólo Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v.36, n.10, p.1577-1585, 2004.

RODRIGUES, O.; DIONET, A. D.; AMBROSI, I.; SANTOS, H. P. **Impacto de espécies de inverno no rendimento de grãos de culturas de verão e de trigo no inverno subsequente.** (Boletim de Pesquisa e desenvolvimento on line 19). Disponível em: <[http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/bp/p\\_bp19.htm](http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/bp/p_bp19.htm)>. Acesso em: 25 nov. 2009.

SAHA, S.; GOPINATH, K.A.; MINA, B. L.; GUPTA, H. S. Influence of continuous application of inorganic nutrients to a Maize-Wheat rotation on soil enzyme activity and grain quality in a rainfed Indian soil. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v.44, n.5-6, p.521 - 531, 2008.

SANGOI, L.; ALMEIDA, M.L. Doses e épocas de aplicação de nitrogênio para a cultura do milho num solo com alto teor de matéria orgânica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.29, n.1, p.13-24, 1994.

SILVEIRA, A. O. **Atividades enzimáticas como indicadores biológicos da qualidade de solos agrícolas do Rio Grande do Sul**. 2007. 81f. (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

SKIBA U.; BALL B. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. **Soil Use and Management**, Oxford, v.18, n.1, p.56–60, 2002.

SMITH, K.A.; McTAGGART, I.P.; DOBBIE, K.E.; CONEN, F. Emissions of N<sub>2</sub>O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 52, n. 2-3, p. 123-130, 1998.

SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W.; JENSEN, T.L.; FIXEN, P.E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.133, n.3-4, p. 247-266, 2009.

TABATABAI, M.A. Soil enzymes. In: WEAVER, R.W. (eds). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.775-833.

TEDESCO, M.J. ; VOLKWEISS, S.J. ; BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p.

TIAGO, P.V.; MELZ, E.M.; SCHIEDECK, G. Comunidade de bactérias e fungos de esterco antes e após vermicompostagem e no substrato hortícola após uso de vermicomposto. **Revista Ciência Agrônoma**, Fortaleza, v..39, n.02, p.:187-192, 2008.

TOLENTINO, M.; ROCHA-FILHO, R.C. A química no efeito estufa. **Química nova na escola**, São Paulo, n.8, p.10-14, 1998.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, n., p.1173-1184, 2007.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v.19, n.6, p.703-707, 1987.

VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Nova York, v.36, n.4, p. 221 -230.

WALKLEY, A.; BLACK, A.; ARMSTRONG, I. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v.37, n.1, :29-37, 1934.

WEBER M. A.; MIELNICZUK, J. Estoque e disponibilidade de nitrogênio no solo em experimento de longa duração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n.2, p. 429-439, 2009.

ZANATTA, J.A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo de solo e fontes de nitrogênio.** 2008. 79f. (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

ZHAO, Y.; WANG, P. LI, J.; CHEN, Y.; YING, X.; LIU, S. The effects of two organic manures on soil properties and crop yields on a temperate calcareous soil under a wheat–maize cropping system. **European Journal of Agronomy** Amsterdam, v.31, n.1, p.36–42, 2009.