

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

**EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLO SOB INTEGRAÇÃO  
LAVOURA-PECUÁRIA COM OVINOS NO SUL DO BRASIL**

**Diego Fernandes de Bastos  
Dissertação**

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

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLO SOB INTEGRAÇÃO  
LAVOURA-PECUÁRIA COM OVINOS NO SUL DO BRASIL**

Diego Fernandes de Bastos  
Engenheiro Agrônomo (UFS)

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

Porto Alegre (RS) Brasil  
Julho de 2014

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus pelo dom da vida e por guiar os meus passos nessa jornada.

À minha esposa Marcela, por todo amor, apoio, compreensão e companheirismo. Obrigado por acreditar que sou capaz de realizar meus sonhos.

À toda minha família, em especial meus pais Nelson e Auxiliadora, que mesmo estando tão longe, transmitem todo o amor e incentivo.

Ao professor Cimélio Bayer, pela orientação, paciência, incentivo nos momentos difíceis e pela convivência saudável.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

Aos professores do PPG Ciência do Solo da UFRGS pela ensinamentos da ciência do solo.

Aos colegas do PPG Ciência do Solo do PPG Zootecnia, em especial o colega Rubens por toda ajuda prestada na condução do experimento à campo.

Aos grandes amigos do Manejo, Tonho, Carlinha, Cecília, Estefânia, Daiane, Laisa, Janquieli, Douglas, Fernando, Genuir, Otávio, Renan, Gabriel, obrigado a todos pelos ensinamentos e acolhimento.

Aos amigos bolsistas, Dudu, Rafael, Mathias, Adriano, Matheus e Tamires, obrigado pela contribuição na realização desse trabalho.

À todos aqueles que não foram citados, mas não menos importantes...

**Meu muito obrigado!**

# EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLO SOB INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA COM OVINOS NO SUL DO BRASIL<sup>1</sup>

Autor: Diego Fernandes de Bastos  
Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

## RESUMO

O setor agropecuário exerce grande participação no aumento das concentrações de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera. A adoção de sistemas de produção como integração lavoura-pecuária (ILP) pode representar uma importante estratégia mitigadora das emissões desses gases do solo, desde que manejada de forma adequada. Foram realizados dois estudos com o objetivo de avaliar a emissão de GEE de um solo sob sistema ILP e assim contribuir para análise do potencial mitigador de GEE desse sistema. Ambos estudos foram realizados em um Argissolo sob ILP no Sul do Brasil. No estudo I, avaliou-se o efeito de dois métodos de pastoreio (contínuo e rotacionado) e de duas intensidades de pastejo (baixa e moderada) sobre as emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) em um solo sob sistema de integração de ovinos em pastagem de azevém e soja no verão no período de um ano agrícola (2012/2013). No estudo II foi avaliado o efeito da aplicação de doses crescentes de urina de ovinos em pastagem de azevém submetidos à diferentes regimes hídricos (excesso de chuva e chuva normal do período) nas emissões de N<sub>2</sub>O bem como no fator de emissão (FE) de N<sub>2</sub>O da urina. No estudo II os teores de carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e a porosidade do solo preenchida por água (PPA) foram monitorados durante o período de avaliação. As amostras de gás foram coletadas através do método de câmaras estáticas e analisadas por cromatografia gasosa em ambos estudos. Quanto ao estudo I, o solo sob ILP apresentou menores fluxos de emissão na fase da cultura de verão do que na fase de pastagem do sistema. A menor emissão média acumulada de N-N<sub>2</sub>O foi observada no tratamento pastejo contínuo com intensidade moderada (717,68 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) e a maior, observada no tratamento pastejo rotacionado com intensidade baixa (1020,14 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>). No estudo II, a emissão de N<sub>2</sub>O foi positivamente correlacionada com a (PPA) e teores de COD e amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). O fator médio de emissão de N<sub>2</sub>O para urina foi de 0,11 ± 0,04 % do N aplicado. O valor para o FE de N<sub>2</sub>O da urina de ovino encontrado no estudo II é bem inferior ao proposto pelo IPCC (1%).

---

<sup>1</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 (59 p.). Julho, 2014. Trabalho realizado com apoio financeiro da CAPES.

# GREENHOUSE GASES EMISSION FROM SOIL UNDER CROP-LIVESTOCK SYSTEM WITH SHEEP IN SOUTHERN BRAZIL<sup>2</sup>

Author: Diego Fernandes de Bastos

Adviser: Prof. Dr. Cimélio Bayer

## ABSTRACT

Agriculture and livestock activities contribute to the increase of greenhouse gases (GHG) in the atmosphere. Alternative production systems, such as crop-livestock integration, may be an important strategy to mitigate soil GHG emissions if properly managed. Two studies were conducted to evaluate soil GHG emissions from crop-livestock integration under different management strategies. Both studies were established on an Oxisoil in Humid Subtropical climate of southern Brazil. In both studies, air samples for GHG flux determination were collected using the static closed chamber method, and analyzed by gas chromatography. The first study determined the effects two grazing systems (continuous and intermittent) and two grazing intensities (low and moderate) on soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>) emissions during one year. Ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) pasture is grazed by sheep during the winter months, while soybean is grown during the summer. The second study quantified soil N<sub>2</sub>O emissions and N<sub>2</sub>O emission factor (EF) of sheep urine following the application of different doses of sheep urine under two simulated precipitation condition (historical average and above average) on a ryegrass pasture. Dissolved organic carbon (DOC), and mineral N (ammonium-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and nitrate-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) soil contents, and water filled pore space (WFPS) were determined at each air sampling event to correlate those soil variables with soil N<sub>2</sub>O flux. Soil GHG emissions were lower during the summer soybean (*Glycine max* L.) growing season than during the winter ryegrass pasture season. The first study showed that the lowest accumulated soil N<sub>2</sub>O emission was observed in the continuous and moderate intensity grazing treatment combination (717.68 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>), whereas the intermittent and low intensity grazing treatment combination resulted in greatest accumulated soil N<sub>2</sub>O emissions (1020.14 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>). In the second study, soil N<sub>2</sub>O flux was positively correlated with WFPS, DOC, and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> soil contents. Averaged across doses, urine EF was 0.11 ± 0.04% of applied N. The urine EF reported in our study is significant smaller than the 1% EF proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change.

---

<sup>2</sup> Master of Science thesis in Soil Sciences. Soil Sciences Graduation Program, College of Agronomy, Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre (59 p.). July. 2014. Study partially financed by CAPES.

## SUMÁRIO

|  |    |
|--|----|
| <b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....   | 1  |
| <b>2. CAPÍTULO I. EMISSÃO DE N<sub>2</sub>O E CH<sub>4</sub> DO SOLO NAS FASES PASTAGEM E LAVOURA DE UM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL</b> .....                            | 7  |
| 2.1. RESUMO .....  | 7  |
| 2.2. INTRODUÇÃO .....  | 8  |
| 2.3. HIPÓTESES .....   | 9  |
| 2.4. OBJETIVO .....  | 9  |
| 2.5. MATERIAL E MÉTODOS.....   | 9  |
| 2.5.1. Caracterização da área experimental .....   | 9  |
| 2.5.2. Período experimental.....   | 10 |
| 2.5.3. Coleta e análise de gás.....  | 11 |
| 2.5.4. Dados meteorológicos .....  | 12 |
| 2.5.5. Análise estatística .....   | 13 |
| 2.6. RESULTADOS.....   | 14 |
| 2.6.1. Emissão de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> do solo.....  | 14 |
| 2.6.2. Variáveis analisadas e correlações com emissão de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> .....  | 19 |
| 2.7. DISCUSSÃO.....  | 20 |
| 2.8. CONCLUSÕES.....   | 23 |
| 2.9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....   | 25 |
| <b>3. CAPÍTULO II. FATORES DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DA URINA DE OVINOS SUBMETIDO À DIFERENTES REGIMES HÍDRICOS EM SOLO SUBTROPICAL SOB PASTAGEM DE AZEVÉM (<i>Lolium multiflorum</i> L.)</b> .... | 31 |
| 3.1. RESUMO .....  | 31 |
| 3.2. INTRODUÇÃO.....   | 32 |
| 3.3. HIPÓTESES .....   | 33 |
| 3.4. OBJETIVOS.....  | 33 |
| 3.5. MATERIAL E MÉTODOS.....   | 33 |
| 3.5.1. Área experimental e tratamentos .....   | 33 |
| 3.5.2. Amostragem de ar e análise de N <sub>2</sub> O.....   | 35 |
| 3.5.3. Análises complementares.....  | 36 |
| 3.5.4. Determinação dos fatores de emissão de N <sub>2</sub> O .....   | 37 |
| 3.5.5. Análise estatística .....   | 37 |
| 3.6. RESULTADOS.....   | 38 |

|   |           |
|---|-----------|
| 3.6.1. Emissão de N <sub>2</sub> O do solo .....                                | 38        |
| 3.6.2. Variáveis do solo (COD, N mineral e PPA) .....                           | 41        |
| 3.6.3. Fator de emissão .....   | 46        |
| 3.7. DISCUSSÃO.....   | 47        |
| 3.7.1. Emissão de N <sub>2</sub> O e correlações com as variáveis do solo ..... | 47        |
| 3.7.2. Fator de emissão .....   | 50        |
| 3.8. CONCLUSÕES.....  | 51        |
| 3.9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....  | 52        |
| <b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>   | <b>56</b> |
| <b>5. APÊNDICE .....</b>  | <b>57</b> |

## RELAÇÃO DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| Figura 1. Precipitação média diária e temperatura média diária do ar durante o período de avaliação das emissões de GEE .....   | 13 |
| Figura 2. Fluxos de N-N <sub>2</sub> O do solo no ano agrícola 2012/2013, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. As barras verticais representam um erro padrão. A letra N representa a aplicação de ureia na pastagem e as letras S e C representam a semeadura e colheita da soja, respectivamente ...          | 15 |
| Figura 3. Fluxos de C-CH <sub>4</sub> do solo no ano agrícola 2012/2013, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. As barras verticais representam o erro padrão da média. A letra N representa a aplicação de ureia na pastagem e as letras S e C representam a semeadura e colheita da soja, respectivamente. .... | 16 |
| Figura 4. Emissão acumulada de N-N <sub>2</sub> O para o ano agrícola 2012/2013. As barras verticais representam o erro padrão da média do acumulado de todo o período. Letras diferentes dentro do mesmo ciclo de cultura significam que as medias são diferentes a 10% (LSD) .....  | 18 |
| Figura 5. Emissão acumulada de C-CH <sub>4</sub> para o ano agrícola 2012/2013. As barras verticais representam o erro padrão da média do acumulado de todo o período. Letras diferentes dentro do mesmo ciclo de cultura significam que as medias são diferentes a 10% (LSD) .....   | 19 |
| Figura 6. Relação entre a temperatura do solo (a) e temperatura do ar (b) e o fluxo de N-N <sub>2</sub> O durante o ciclo da pastagem do ano agrícola 2012/2013. ....   | 20 |
| Figura 7. Precipitação (mm) e temperatura do ar (°C) durante o período experimental .....   | 37 |
| Figura 8. Emissão de N <sub>2</sub> O de um solo sob pastagem com aplicação de diferentes doses de urina de ovinos em dois níveis de umidade (EC – excesso de chuva; CN – chuva normal) no Sul do Brasil. As barras verticais representam o erro padrão da média .....  | 39 |
| Figura 9. Emissão acumulada de N-N <sub>2</sub> O em função das diferentes concentrações de N aplicado via doses de urina. As barras verticais representam o erro padrão da média dos dois níveis de umidade .....  | 40 |
| Figura 10. Teores de COD (A), NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (B), NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (C) e porosidade preenchida por água (PPA) (D) após aplicação das doses de urina em dois níveis de umidade (EC – excesso de chuva; CN – chuva normal). As barras verticais representam o erro padrão da média.....                       | 43 |
| Figura 11. Influência das doses de N aplicados via urina de ovinos e dos dois níveis de umidade (Excesso de chuva – EC e Chuva normal – CN) nos teores de COD (A), NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (B) e NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (C) do solo, média de todo o período de avaliação .....  | 44 |
| Figura 12. Relação entre a emissão acumulada de N <sub>2</sub> O e as variáveis correlacionadas do solo COD (A), PPA (B) e NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (C).....  | 45 |

## RELAÇÃO DE TABELAS

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1. Análise de variância dos efeitos fixos das variáveis independentes Método de Pastejo (M), Intensidade de Pastejo (I), Dia de Amostragem (D) e respectivas interações (M x I, M x D, I x D e M x I x D) nos fluxos de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> do solo para um ano agrícola..... | 14 |
| Tabela 2. Análise de variância dos efeitos fixos das variáveis independentes Método de Pastejo (M), Intensidade de Pastejo (I), e interação entre M x I nas emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> do solo por ciclo de cultura e período total analisado .....                  | 17 |
| Tabela 3. Correlação entre os fluxos de N <sub>2</sub> O e CH <sub>4</sub> e temperatura do ar e do solo por ciclo de cultura.....  | 19 |
| Tabela 4. Resposta dos fluxos de N <sub>2</sub> O do solo para as variáveis ambientais temperatura do ar e do solo durante o ciclo da pastagem. ....  | 20 |
| Tabela 5. Análise de variância para as emissões de N <sub>2</sub> O em função das diferentes doses de urina aplicadas, diferentes regime hídricos (umidades) e dias de amostragem de GEE .....  | 38 |
| Tabela 6. Análise de variância para emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O em função da aplicação de diferentes doses de ovinos e dos diferentes regime hídricos (umidades).....   | 40 |
| Tabela 7. Análise de variância para a variação das concentrações de COD, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e da PPA do solo após aplicação das diferentes doses de urina de ovinos em dois níveis de umidade (EC – excesso de chuva; CN – chuva normal).....              | 41 |
| Tabela 8. Análise de variância das relações entre as emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O ao longo período avaliado e as variáveis do solo.....  | 45 |
| Tabela 9. Análise de variância dos efeitos fixos das variáveis independentes Umidade (U), Doses de urina (D), e interação entre U x D nos valores de fator de emissão de óxido nitroso da urina de ovinos .....   | 46 |
| Tabela 10. Fator de emissão de N <sub>2</sub> O das diferentes doses de urina aplicadas e fator médio de emissão da urina de ovinos .....   | 47 |

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A demanda por pesquisas focadas na redução das emissões dos gases de efeito estufa (GEE) e adaptação dos cultivos ao clima futuro tem sido intensificada, devido aos problemas ocasionados pelo aumento da concentração destes gases na atmosfera terrestre, decorrente principalmente da atividade antrópica, repercutindo dessa forma no aquecimento global e nas mudanças climáticas.

O aumento da concentração desses gases na atmosfera é responsável pelo aumento do efeito estufa, o que desencadeia uma série de distúrbios na natureza provocando diversos problemas de ordem ambiental, principalmente no clima através da elevação da temperatura média do planeta. Dentre os GEE, estudos recentes mostram que o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) tem sido os maiores contribuidores para a alteração do quadro climático do planeta (IPCC, 2013) e são estes GEE os mais diretamente associados ao setor agropecuário. No Brasil, as emissões desses GEE pelo setor agropecuário associados a mudança do uso da terra representam 75% das emissões de  $\text{CO}_2$ , 91% das emissões de  $\text{CH}_4$  e 94% das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  (Cerri et al., 2009).

As emissões de  $\text{CO}_2$  pela agricultura decorrem basicamente quando da sua emissão pelo solo ocasionadas pela conversão de ecossistemas nativos para agroecossistemas e da queima de biomassa. As emissões do  $\text{N}_2\text{O}$  estão associadas principalmente à fertilização nitrogenada, sendo proveniente dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Na nitrificação, bactérias quimioautotróficas em condições aeróbias oxidam amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ao nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) produzindo  $\text{N}_2\text{O}$ . A disponibilidade do  $\text{NH}_4^+$  é considerada fator limitante na nitrificação, sendo este influenciado pela mineralização/imobilização, presença de plantas, troca de cátions e difusão (Gomes, 2006). O processo de desnitrificação é considerado na literatura o principal meio de produção de  $\text{N}_2\text{O}$  no solo onde em condições de anaerobiose e disponibilidade de  $\text{NO}_3^-$  ou  $\text{NO}_2^-$ , bactérias desnitrificantes produzem  $\text{N}_2\text{O}$  através de redução biológica, utilizando o nitrato como aceptor final de elétrons na ausência de oxigênio. A contribuição da desnitrificação para as emissões normalmente é maior quando os solos possuem porosidade preenchida por água

(PPA) >70% e os teores de  $\text{NO}_3^-$ , carbono (C) lábil e temperatura não são limitantes (Bateman & Baggs, 2005). Existem ainda as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  através do processo denominado nitrificação desnitrificante, que é uma via da nitrificação, onde a amônia é oxidada a nitrito seguido da redução do nitrito a óxido nitroso, podendo ocorrer tanto em condições de restrição quanto de disponibilidade de oxigênio (Wrage et al. 2001; Kool et al. 2011).

As emissões de  $\text{CH}_4$  estão relacionadas, principalmente, com a produção animal, apesar das emissões oriundas de solos alagados em sistemas de produção do arroz serem importantes na região Sul do Brasil. A emissão do  $\text{CH}_4$ , resultante da fermentação entérica por ruminantes e processamento anaeróbio de dejetos são responsáveis por 22% da emissão de GEE, constituindo a terceira maior fonte em escala global (USEPA, 2000).

A emissão ou absorção de  $\text{CH}_4$  pelo solo é regulada pelos processos microbiológicos de produção e de oxidação do  $\text{CH}_4$  (Hüstch, 1998). A produção pelo solo desse gás ocorre através do processo da metanogênese, através da atividade de bactérias metanogênicas que, em condições restritas de  $\text{O}_2$ , oxidam os compostos orgânicos a  $\text{CH}_4$ . As bactérias metanogênicas requerem ambientes anaeróbicos e de baixo potencial redox (Smith et al., 2003). Por outro lado, a oxidação de  $\text{CH}_4$  no solo ocorre pela atividade das bactérias metanotróficas que utilizam o  $\text{CH}_4$  como fonte de carbono e energia. As bactérias metanotróficas são aeróbias, heterotróficas e portanto necessitam de ambientes com disponibilidade de oxigênio (Conrad, 1989).

Em solos agrícolas, a adubação nitrogenada tem influência na diminuição da oxidação do  $\text{CH}_4$  no solo. O amônio proveniente da adubação atua como inibidor da oxidação de  $\text{CH}_4$  do solo, sendo que essa inibição ocorre pela competição do  $\text{NH}_4^+$  com o  $\text{CH}_4$ , pela enzima mono-oxigenase (Boeckx et al., 1997). Além disso, através da adubação nitrogenada, ocorre um efeito indireto e a longo prazo que é o da acidificação do solo que faz exceder o intervalo ótimo de pH para o estabelecimento da população metanotrófica (Hüstch, 1998).

Como visto, a agricultura exerce um papel importante no cenário das emissões de GEE e está constantemente associada ao aumento do efeito estufa antropogênico. Entretanto, nela podem ser encontradas alternativas e estratégias para a mitigação das emissões desses gases. A utilização principalmente de sistemas de manejo do solo que tenham capacidade de

reduzir emissões ou aumentar os drenos de GEE nos sistemas de produção podem ajudar a contornar esse problema ambiental.

Nesse sentido, práticas como o sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) vem sendo utilizadas principalmente no Sul do Brasil, dentre outras razões, como uma estratégia mitigadora de emissão de GEE por, quando comparados a outros sistemas de produção, apresentarem maior capacidade em reter o C-CO<sub>2</sub> atmosférico no solo (Carvalho et al., 2010).

O sistema de ILP consiste da diversificação, rotação, consorciação e/ou sucessão das atividades de agricultura e pecuária dentro da propriedade rural e desencadeia uma série de benefícios ambientais e ao produtor. Dentre os principais benefícios podem ser citados: diversificação de atividades dentro da propriedade; melhor equilíbrio de fluxo de caixa; redução do custo de reforma de pastagens; formação de palhada de qualidade para plantio direto; quebra do ciclo de pragas da lavoura; redução de plantas invasoras; otimização do uso do maquinário; obtenção de duas safras por ano, entre outras.

Na Região Sul do Brasil a integração lavoura-pecuária vem sendo praticada há décadas, num modelo constituído de sucessão de uma fase de pastagem de bovinos ou ovinos em azevém (*Lolium multiflorum* L.) no inverno e de uma fase de culturas no verão, geralmente com soja (*Glicine max* L.) ou milho (*Zea mays* L.) em sistema de plantio direto (Carvalho et al., 2010). Esse modelo passou a ser utilizado no Sul do Brasil, principalmente nos estados do Rio Grande do Sul e do Paraná como alternativa à baixa rentabilidade da exploração de cereais de inverno, onde os produtores, nessa época, deixavam as áreas em pousio, ou seja improdutivas. Dessa forma, a pecuária entrou como uma opção de diversificação à esses produtores, possibilitando uma renda adicional pela utilização na alimentação animal de plantas de cobertura e/ou pastagens anuais em rotação com cultivos anuais de grão (Carvalho et al., 2005). Além desses benefícios, hoje a ILP é objeto de estudos principalmente sob a temática das emissões de GEE devido ao seu potencial mitigador.

É importante salientar que a presença do animal no sistema ILP imprime algumas particularidades a este sistema de produção, que podem favorecer o aumento das emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo se comparado às áreas de lavoura. A deposição de urina e esterco pelos animais, por exemplo, são fontes de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> em pastagens, com impactos nas emissões globais de

GEE. A deposição desses dejetos em áreas pastejadas infere no desenvolvimento da comunidade microbiana através do acúmulo de C e N no solo influenciando a atividade bioquímica do solo e conseqüentemente as emissões de GEE. Além disso, a própria adubação nitrogenada utilizada nas pastagens estimulam a atividade das bactérias produtoras de  $N_2O$  (Williams et al., 1999).

Dessa forma, o manejo adequado da fase pastagem no sistema ILP é vital para sustentabilidade do sistema, principalmente em relação à intensidade do pastejo adotada, pois refletirá no desenvolvimento da quantidade de biomassa ao longo do ciclo da pastagem e que será transferida para o ciclo e lavoura. Uma intensidade muito baixa de pastejo pode resultar em sobra excessiva de pasto, com redução da qualidade devido a formação de material vegetal disponível aos animais com baixo valor nutricional. Em contrapartida, intensidade de pastejo muito alta pode ocasionar superpastejo, comprometendo a produtividade da pastagem, podendo resultar em degradação do pasto (Paulino & Teixeira, 2009). Todo esse desbalanceamento da pastagem pode afetar a produtividade animal e conseqüentemente interferir nas emissões de GEE.

A partir do uso de pastagens com intensidade moderada e manejo adequado pode se chegar a uma melhor eficiência na produção animal além de se obter melhorias nos atributos físicos químicos e biológicos do solo (Carvalho et al., 2010) e conseqüentemente mitigar os GEE. Algumas pesquisas demonstram a capacidade do ILP quando bem manejado em acumular C- $CO_2$  atmosférico no solo e conseqüentemente seu papel na redução das emissões de GEE. Em estudo na região Sul do Brasil, Souza (2008) mostra que a utilização de intensidades moderadas em sistemas de ILP é considerado um dos sistemas de manejo mais eficientes em melhorar a estrutura do solo além promover aumento nos estoques de C e N no solo.

Em pesquisa desenvolvida no Cerrado brasileiro, Carvalho et al. (2010) encontraram grandes incrementos nos estoques de C do solo em sistemas de ILP sob plantio direto, quando comparados aos de áreas com apenas plantio direto. Tal potencial de sequestro de carbono pelo solo sob ILP decorre principalmente do aumento da matéria orgânica e da melhoria da qualidade física do solo, advindas da introdução da pastagem pela produção de

biomassa aérea e radicular tornando o balanço final do sistema de uso e manejo favorável à mitigação dos GEE. Piva (2012) encontrou maiores picos de emissão de  $N_2O$  em áreas não pastejadas em estudo com doses de nitrogênio aplicados ao solo. Em áreas onde não há pastejo o nitrogênio é menos cíclico que em áreas sob ILP dessa forma com aplicações de doses de N decorrerá em maior mineralização da matéria orgânica (Jenkinson et al., 1985) e conseqüentemente em perdas na forma de C- $CO_2$  atmosférico. Sagggar et al. (2007) em estudo desenvolvido na Nova Zelândia também demonstraram o potencial das pastagens na mitigação das emissões de GEE. Eles encontraram em dois anos de avaliação dos fluxos de emissão de GEE uma remoção anual de 0,64 Kg ha<sup>-1</sup> de C na forma de  $CH_4$ .

Nos sistemas integrados de cultivo, o efeito sinérgico entre os componentes do sistema solo-planta-animal apresentam potencial para aumentar estoques de C no solo, reduzir as emissões de GEE para a atmosfera conferindo sustentabilidade ao sistema. Entretanto, a nível nacional existem poucas pesquisas para avaliar a dinâmica de todos os componentes envolvidos nas emissões de GEE dentro do Sistema de Integração Lavoura Pecuária.

Como citado anteriormente, a deposição de urina pelos animais são importantes fontes de emissão de  $N_2O$  do solo para a atmosfera em sistemas ILP. O seu fator de emissão (FE) indica a porcentagem de perda de N-urina na forma de  $N_2O$  e o IPCC (2006) estabelece um valor *default* para o mesmo de 2% (1% para urina de ovinos) para serem utilizados como referência na elaboração de inventários de emissão de GEE. Esses valores de FE estabelecidos pelo IPCC baseando-se em estudos iniciais, não levaram em consideração as variações de clima, de solo e de animais existentes nas diferentes regiões do planeta, podendo afetar os fluxos de  $N_2O$ . Dentre as poucas pesquisas existentes no Brasil, em condições subtropicais, sobre emissões de  $N_2O$  a partir urina animal, duas apresentam valores diferentes ao proposto pelo IPCC. Sordi (2012) em estudo sobre emissão de  $N_2O$  a partir da urina de bovinos a pasto, encontrou o valor de 0,27% para o FE de  $N_2O$  e Magiero (2013) em pesquisa com ovinos em sistema de ILP, o valor de 0,34% para o FE de  $N_2O$  da urina.

Diante disso, a presente pesquisa propõe-se avaliar as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  para a atmosfera de um sistema de produção ILP com ovinos no do Rio Grande do Sul sob o efeito de diferentes intensidades e métodos de pastejo,

além de determinar o fator de emissão de  $N_2O$  da urina do animal, um importante elemento do sistema ILP, afim de consolidar os valores de FE para as condições encontradas no Subtrópico Brasileiro.

## 2. CAPÍTULO I. EMISSÃO DE N<sub>2</sub>O E CH<sub>4</sub> DO SOLO NAS FASES PASTAGEM E LAVOURA DE UM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL

### 2.1. RESUMO

Os sistemas de produção de integração lavoura-pecuária tem grande destaque na Região Sul do Brasil e podem influenciar as emissões de gases de efeito estufa (GEE), podendo o solo atuar como dreno ou fonte desses gases. O manejo adequado, principalmente na fase de pastagem do sistema, sobre a taxa de lotação animal pode interferir diretamente nas emissões de GEE. O presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito do método e da intensidade de pastejo sobre as emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) em um solo sob sistema de integração de ovinos em pastagem de azevém e soja no verão no período de um ano agrícola. Dois métodos de pastoreio (contínuo e rotacionado) e duas intensidade de pastejo (moderada e baixa; 2,5 e 5 vezes o potencial de consumo de matéria seca, respectivamente) foram estudados em um delineamento de blocos casualizados com 3 repetições. As amostras de ar foram coletadas através do método de câmaras estáticas e analisadas por cromatografia gasosa. Os fluxos de N-N<sub>2</sub>O variaram de 0,33 a 112,88 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e foram correlacionados positivamente com a temperatura do ar e do solo. Os fluxos de C-CH<sub>4</sub> variaram de - 43,86 a 17,95 µg C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e demonstraram que o solo atuou principalmente como um dreno, apresentando influxos deste gás em diversos momentos. O solo sob ILP apresentou menores fluxos na fase da cultura de verão do que na fase de pastagem. A menor emissão média acumulada de N-N<sub>2</sub>O foi observada no tratamento pastejo contínuo com intensidade moderada (717,68 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) e a maior, observada no tratamento pastejo rotacionado com intensidade baixa (1020,14 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>). O manejo adequado do método e da intensidade de pastejo pode reduzir significativamente as emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo.

Palavras chave: óxido nitroso, metano, azevém, ovinos, soja.

## 2.2. INTRODUÇÃO

Os sistemas pecuários e de integração lavoura-pecuária (ILP) são bastante representativos na produção agropecuária da Região Sul do Brasil. A ILP associada ao plantio direto é uma estratégia inovadora de uso do solo, que pode promover diversas melhorias tanto na produção de alimentos (grãos, carne e leite) quanto em ganhos econômicos (Moraes et al., 2007). Dessa forma, a ILP proporciona benefícios recíprocos à lavoura e à pecuária, reduzindo degradação física, química e biológica do solo promovido por cada ciclo de cultura (Kluthcouski & Stone, 2003) devido ao sinergismo entre essas atividades. Apesar desses benefícios e dos avanços técnicos verificados nesse sistema, pouco se sabe sobre o seu impacto na dinâmica das emissões de gases de efeito estufa (GEE), principalmente em regiões subtropicais.

No que se refere à fase de pastagem dentro do sistema de integração lavoura-pecuária, onde o azevém é a gramínea largamente utilizada no período de inverno no sul do Brasil, o manejo adequado da lotação animal se mostra o principal fator envolvido no acúmulo de C, que é bastante dependente do tipo de solo conforme Salton et al. (2008) e Conceição et al., (2007). Alterações na intensidade de pastejo e oferta de forragem modificam estoques de carbono do solo (Reeder et al., 2004) e a densidade do solo (Conte et al., 2011), contribuindo para a degradação e baixa sustentabilidade das pastagens, além de promover condições para o aumento das emissões de GEE.

No pastejo contínuo o animal pasteja toda a área sem restrição, o que lhe permite selecionar a estrutura de pasto de melhor qualidade, consequentemente conferindo melhor desempenho individual (Savian, 2013). Em contrapartida, no método rotacionado, pela restrição dentro da área de pastagem, o azevém sofre desfolha severas com poucas sobras de resíduo pós pastejo, ocasionando restrição de seleção e consequentemente menor desempenho individual (Savian et al., 2014).

Dentro do sistema de ILP existem importantes formas de entrada de N no sistema solo-planta, os quais também podem afetar toda a dinâmica de emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), dentre as quais destacam-se, as aplicações de fertilizantes, tanto para a cultura quanto para pastagem, a fixação biológica por leguminosas, e excretas de animais, como urina e fezes, os quais podem

favorecer os processos de nitrificação e desnitrificação do solo tornando-o uma fonte de emissão de GEE. Porém, solos aerados, como são a maioria dos solos sob pastagens no Brasil, também podem funcionar como dreno de metano ( $\text{CH}_4$ ), por prevalecer o processo metanotrófico (Saggar et al., 2008). Em alguns casos de momentos anaeróbicos por ocasiões de solos úmidos, os solos podem voltar a se tornar fonte de  $\text{CH}_4$  por otimizar a ação das bactérias metanogênicas (Smith et al., 2003).

Como visto, diversos fatores podem afetar a dinâmica da emissão de GEE, podendo os solos sob integração lavoura-pecuária atuar como dreno ou fonte de emissão de GEE. Entender como esses fatores atuam é de extrema importância para a avaliação da sustentabilidade do sistema ILP.

### **2.3. HIPÓTESES**

Em sistemas ILP, a intensidades de pastejo moderadas tem menor potencial de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$ .

As maiores emissões de GEE ocorrem na fase pastagem do sistema de integração lavoura-pecuária.

### **2.4. OBJETIVO**

Avaliar o efeito do método e da intensidade de pastejo sobre as emissões de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ) em um solo sob sistema de integração lavoura-pecuária com ovinos em pastagem de azevém e soja no verão no período de um ano agrícola.

### **2.5. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **2.5.1. Caracterização da área experimental**

O experimento foi realizado em área sob sistema de ILP localizada na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, em Eldorado do Sul, RS. O solo do local é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico típico. Detalhes sobre a caracterização deste solo e da da área experimental podem ser obtidos em Barth Neto (2011). O clima da região é classificado como subtropical úmido, tipo

fundamental Cfa, conforme a classificação de Koppen. A precipitação média anual é de 1440 mm e a temperatura média anual é de 19,4° C.

O experimento com sistema de integração lavoura-pecuária teve início em 2003, seguindo um protocolo onde a metade da unidade experimental é de sucessão de culturas de soja (*Glycine max* (L.) Merr.) e azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam) e a outra metade sendo rotação de culturas de verão soja e milho (*Zea mays*). O azevém anual é o pasto que sucede as culturas de verão, sendo esse de ressemeadura natural desde o ano de 2004. Todo o ano a pastagem de azevém recebe adubação de cobertura com nitrogênio na dose de 150 kg ha<sup>-1</sup>, de forma parcelada em duas vezes (2 x 75 kg ha<sup>-1</sup>). Nessa fase o experimento é conduzido com quatro tratamentos, sendo duas intensidades de pastejo (moderada e baixa) e dois métodos de pastoreio (contínuo e rotativo) do azevém anual, em delineamento em blocos casualizados em arranjo fatorial (2X2), com três repetições (potreiros), além de uma área mantida sem pastejo. No método de pastoreio contínuo, os animais permanecem na pastagem durante todo o ciclo do azevém e no método rotacionado uma determinada área é subdividida em pequenos piquetes, onde os animais permanecem nessa subdivisão por um determinado intervalo de tempo (Carvalho et al., 2007). Para a determinação dessa subdivisão (faixas) no método rotacionado, o comprimento de cada potreiro é dividido pelo número de dias do ciclo e depois dividido por dois, que é o número de dias que os animais permanecem em cada faixa. Já as intensidades de pastejo são definidas pelas ofertas de forragem (OF), sendo 2,5 (moderada) e 5,0 (baixa) vezes o potencial de consumo diário (4% do peso vivo (PV) (NRC, 2007) dos animais desta categoria.

### **2.5.2. Período experimental**

O período de avaliação das emissões de gases de efeito estufa compreendeu o ano agrícola 2012/2013 com pastagem de azevém no inverno e cultura da soja no verão. Os tratamentos avaliados possuíam três repetições de campo (potreiros) contendo cada repetição duas câmaras estáticas (sub-amostras) para amostragem de gás.

O início das avaliações se deu no período de inverno (27 de julho de 2012), quando a área estava sob pastagem de azevém. No dia 26 de setembro de 2012 foi realizada a adubação de cobertura do azevém na forma de ureia

(45% de N), na ordem de 75 Kg de N ha<sup>-1</sup>. O período avaliado sob o ciclo da pastagem compreendeu de 27 de julho a 20 de novembro de 2012.

Após saída dos animais deu-se início o ciclo da soja com semeadura mecanizada no dia 26 de novembro de 2012. A soja recebeu adubação de base no momento da semeadura na ordem de 300 kg ha<sup>-1</sup> de NPK (00-20-20). O período de análise sob o ciclo da soja se deu do momento da semeadura até 75 dias após colheita, onde ainda se observava resíduos de soja concomitante ao crescimento do azevém.

### **2.5.3. Coleta e análise de gás**

As coletas das amostras de ar para quantificação da emissão de GEE foram realizadas através do método de câmaras estáticas (Mosier, 1989). Em cada potreiro foram fixadas duas bases metálicas (0,24 m<sup>2</sup> de área) de forma sistemática (contemplando a metade do potreiro com rotação de culturas), inseridas no solo a 5 cm de profundidade. As bases inseridas no solo possuem uma canaleta onde são acopladas as câmaras (0,072 m<sup>3</sup> de volume) e colocada água para evitar as trocas de gases do ambiente interno da câmara com o ambiente externo (Zanatta et al., 2010). As câmaras utilizadas nesse estudo foram de aço galvanizado com as seguintes dimensões, 60 cm (C) x 40 cm (L) X 30 cm (A), equipadas com dois ventiladores internos, um septo de três vias e um termômetro digital para medir a temperatura interna da câmara. Os ventiladores são conectados a uma bateria, e antes de cada amostragem são acionados para homogeneização da atmosfera no interior da câmara. No septo de três vias foram realizadas as coletas de ar com auxílio de uma seringa de polipropileno de 20 mL equipada com válvulas. A temperatura do solo foi medida a cada avaliação de emissão, empregando termômetros digitais tipo vareta, introduzidos a uma profundidade de 5 cm no solo.

As amostragens de ar tiveram início em 27 de julho de 2012, sendo realizadas sempre entre as 09:00 e 11:00 da manhã nos tempos 0, 15, 30, e 45 minutos após o acoplamento da câmara sobre a base (Jantalia et al., 2008). Após as coletas, as amostras foram armazenadas em exetainers e em baixas temperaturas até serem analisadas no Laboratório de Biogeoquímica da UFRGS.

O N<sub>2</sub>O e o CH<sub>4</sub> foram analisados através de cromatografia gasosa (Shimadzu GC-14-A modelo Greenhouse) equipado com detector de captura de elétrons (ECD). As emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> foram obtidos a partir da variação da concentração destes gases nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos no interior da câmara e foram expressos em µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ou µg C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> conforme detalhes da equação abaixo:

Os fluxos dos gases foram calculados pela equação:

$$F = d[\text{gás}]/dt \times PM \times P \times V / R \times T$$

Onde:

F é fluxo do gás (µg N<sub>2</sub>O ou CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>);

d[gás]/dt é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo (µg N<sub>2</sub>O ou CH<sub>4</sub> câmara<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>);

PM é o peso molecular do gás;

V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara;

P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases (0,08205 atm L mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>).

A variação da concentração dos gases no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> durante o período de avaliação (361 dias) foram calculadas pela integração da área sob a curva obtida pelo ajuste da equação dos fluxos de N-N<sub>2</sub>O e C-CH<sub>4</sub> do solo, por meio do software SigmaPlot® 11.0. As coletas das amostras de ar foram realizadas até o fim do período que compreendeu um ano agrícola, após fim do ciclo da soja.

#### 2.5.4. Dados meteorológicos

Os eventos de chuva e temperaturas médias diárias durante o período de coleta (Figura 2), foram obtidos junto a Estação Meteorológica do Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS, localizada a aproximadamente 500 metros do experimento.

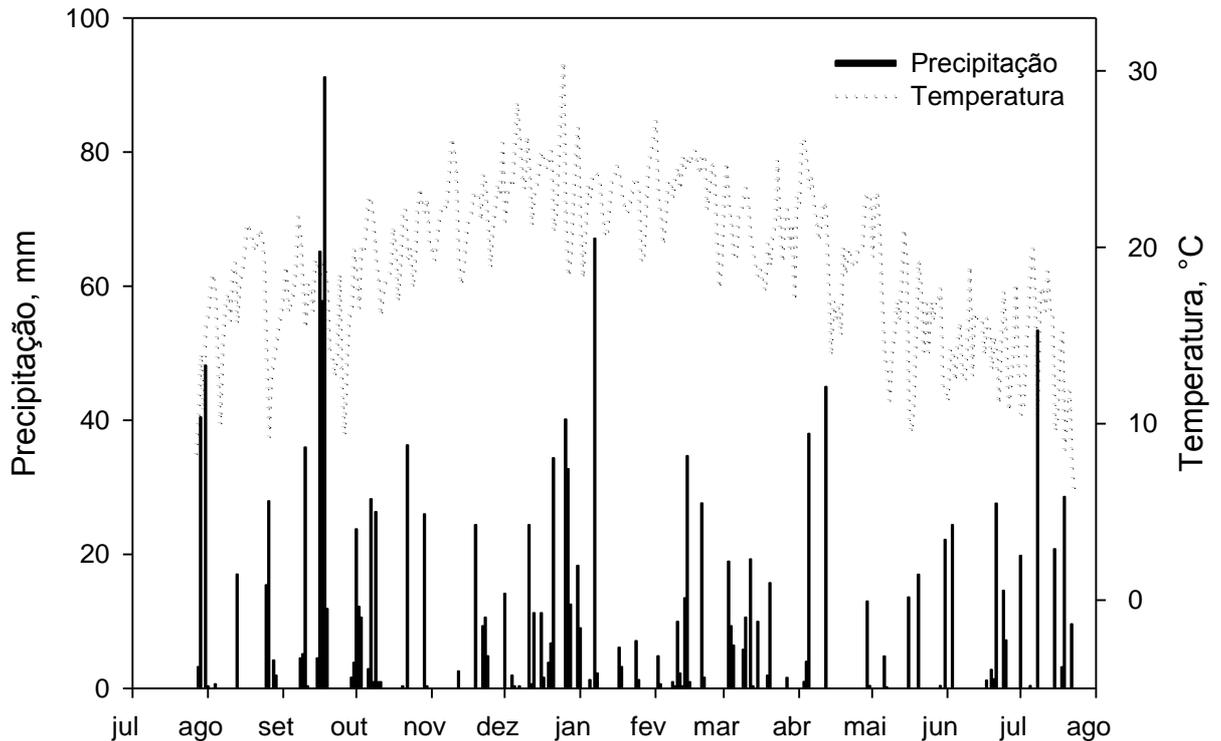


Figura 1: Precipitação média diária e temperatura média diária do ar durante o período de avaliação das emissões de GEE.

### 2.5.5. Análise estatística

Devido à estrutura de covariância presente nos dados, as análises de variância dos fluxos de  $N_2O$  e  $CH_4$  foram realizados com um modelo misto (“Mixed Procedure”) utilizando o programa estatístico SAS 9.3 (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA). As variáveis independentes Método de Pastejo (M), Intensidade de Pastejo (I), Dia de Amostragem (D), as interações duplas (M x I, M x D, I x D) e interação tripla (M x I x D) foram consideradas efeitos fixos, enquanto que Bloco foi considerado um efeito aleatório. Os efeitos do Método e Intensidade de pastejo foram avaliados para o ciclo da pastagem, o ciclo da soja, e também para o ano agrícola (pastagem e soja). As análises de variância nas emissões acumuladas de  $N_2O$  e  $CH_4$  foram realizados com o “Mixed Procedure” para cada ciclo de cultura (pastagem e soja) e ano agrícola (pastagem e soja) considerando-se as variáveis independentes M, I e M x I como efeitos fixos e Bloco como efeito aleatório. As correlações entre os fluxos de  $N_2O$  e  $CH_4$  com a temperatura do ar e do solo foram analisadas através de coeficientes de correlação de Pearson utilizando o “Correlation Procedure” do programa

estatístico SAS para cada ciclo de cultura. Quando o coeficiente Pearson foi significativo, um modelo linear generalizado (“GLM Procedure”) foi ajustado para a identificação da resposta dos fluxos de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> às variáveis ambientais e obtenção dos parâmetros das equações de regressão e coeficientes de correlação. As diferenças entre as medias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste de DMS a 10% (P < 0,1).

## 2.6. RESULTADOS

### 2.6.1. Emissão de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo

Os fluxos diários de N<sub>2</sub>O foram afetados tanto pelo método quanto pela e intensidade de pastejo além do dia de amostragem dos gases (p<0,05) (Tabela 1). As interações duplas e interação tripla não foram significativas. Os fluxos diários de CH<sub>4</sub> do solo não apresentaram relações significativas com os tratamentos avaliados, nem com o dia de amostragem (Tabela 1).

Tabela 1: Análise de variância dos efeitos fixos das variáveis independentes Método de Pastejo (M), Intensidade de Pastejo (I), Dia de Amostragem (D) e respectivas interações (M x I, M x D, I x D e M x I x D) nos fluxos de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo para um ano agrícola.

| Variável                  |                          | GL         | Valor F | p valor  |
|---------------------------|--------------------------|------------|---------|----------|
| Dependente                | Independente             |            |         |          |
| Fluxo de N <sub>2</sub> O | Método (M)               | 1          | 5,55    | 0,0198*  |
|                           | Intensidade (I)          | 1          | 4,12    | 0,0442*  |
|                           | Dia (D)                  | 18         | 14,30   | <0,0001* |
|                           | M x I                    | 1          | 0,55    | 0,4584   |
|                           | M x D                    | 18         | 0,92    | 0,5614   |
|                           | I x D                    | 18         | 1,22    | 0,2487   |
|                           | M x I x D                | 18         | 0,85    | 0,6370   |
|                           | Fluxo de CH <sub>4</sub> | Método (M) | 1       | 0,31     |
|                           | Intensidade (I)          | 1          | 0,56    | 0,4550   |
|                           | Dia (D)                  | 18         | 0,88    | 0,6042   |
|                           | M x I                    | 1          | 3,21    | 0,0753   |
|                           | M x D                    | 18         | 0,79    | 0,7054   |
|                           | I x D                    | 18         | 0,47    | 0,9685   |
|                           | M x I x D                | 18         | 0,99    | 0,4726   |

\*Diferença mínima significativa a 5%.

As emissões de N<sub>2</sub>O no período experimental variaram de 0,33 a 112,88 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Figura 2). As maiores emissões de N<sub>2</sub>O foram observadas no inverno, na fase pastagem do sistema ILP. Observou-se um

aumento significativo nas emissões no período de inverno, principalmente a partir do terceiro dia após a adubação nitrogenada da pastagem (Figura 2). Os menores valores nos fluxos de  $N_2O$  foram observados na cultura de verão, onde o valor máximo observado foi de  $29,16 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Nesse período da cultura de verão, os maiores valores encontrados corresponderam à fase final do ciclo da soja (Figura 2). Observando o efeito dos tratamentos nas emissões de  $N_2O$  os maiores valores encontrados correspondem ao método rotacionado de pastejo com intensidade baixa.

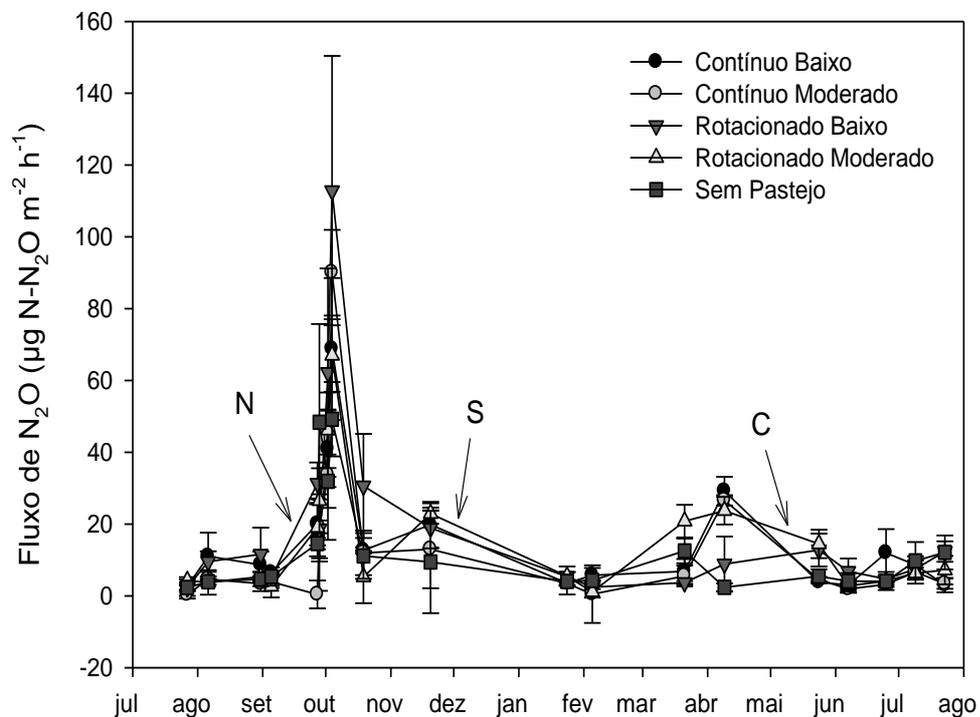


Figura 2: Fluxos de  $N_2O$  do solo no ano agrícola 2012/2013, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. As barras verticais representam um erro padrão. A letra N representa a aplicação de ureia na pastagem e as letras S e C representam a semeadura e colheita da soja, respectivamente.

As emissões de  $CH_4$  para todo o período experimental variaram de  $-43,86$  a  $17,95 \mu\text{g C-CH}_4 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Durante quase todo o período avaliado observou-se influxo de  $CH_4$ ; entretanto, na fase pastagem, foram observados efluxos de  $CH_4$  (Figura 3).

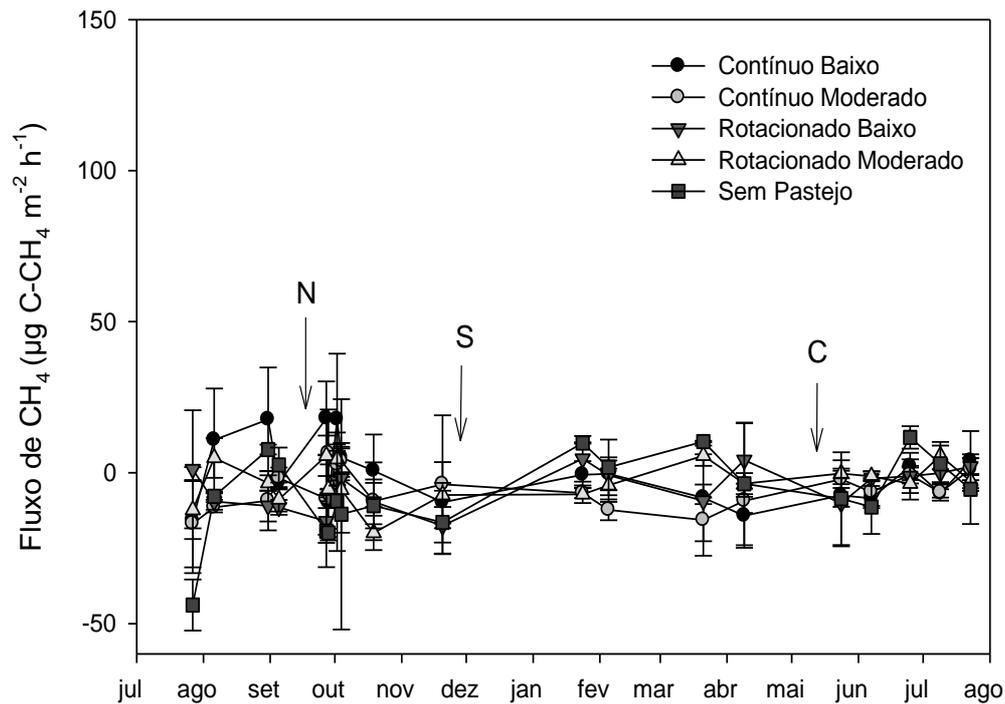


Figura 3: Fluxos de C-CH<sub>4</sub> do solo no ano agrícola 2012/2013, em função de diferentes métodos e intensidades de pastejo. As barras verticais representam o erro padrão da média. A letra N representa a aplicação de ureia na pastagem e as letras S e C representam a semeadura e colheita da soja, respectivamente.

A emissão acumulada de N<sub>2</sub>O do solo considerando pastagem+soja para o ano 2012/2013 foi afetada pelo método e pela intensidade de pastejo ( $p < 0,10$ ), mas não pela interação entre eles (Tabela 2). Quando analisada a emissão acumulada na fase pastagem e na fase cultura, notou-se que na fase pastagem a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O foi afetada apenas pela intensidade de pastejo ( $p < 0,05$ ). No entanto, para o ciclo da soja, as emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O não foram afetadas nem pelo método e nem pela intensidade de pastejo isoladamente (Tabela 2) entretanto, a interação dupla M x I foi significativa ( $p < 0,05$ ).

A emissão acumulada de CH<sub>4</sub> do solo considerando pastagem+soja para o ano 2012/2013 não foi afetada pelo Método ou pela Intensidade de pastejo, no entanto, a interação dupla M x I foi significativa ( $p < 0,10$ ). Analisando-se por fase do sistema ILP, as emissões acumuladas de CH<sub>4</sub>, no ciclo da pastagem e no ciclo da soja, foram afetadas apenas pelo método de pastagem (Tabela 2). A interação entre Método e Intensidade de pastejo foi significativa durante apenas a fase da pastagem.

Tabela 2: Análise de variância dos efeitos fixos das variáveis independentes Método de Pastejo (M), Intensidade de Pastejo (I), e interação entre M x I nas emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo por ciclo de cultura e período total analisado

| Ciclo de cultura | Variável Independente | Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O |         |         | Emissão acumulada de CH <sub>4</sub> |         |         |
|------------------|-----------------------|---------------------------------------|---------|---------|--------------------------------------|---------|---------|
|                  |                       | GL                                    | Valor F | p valor | GL                                   | Valor F | p valor |
| Pastagem + Soja  | Método (M)            | 1                                     | 3,57    | 0,1007  | 1                                    | 0,07    | 0,8015  |
|                  | Intensidade (I)       | 1                                     | 3,89    | 0,0893  | 1                                    | 0,32    | 0,5920  |
|                  | M x I                 | 1                                     | 0,81    | 0,3969  | 1                                    | 3,96    | 0,0869  |
| Pastagem         | Método (M)            | 1                                     | 1,73    | 0,2295  | 1                                    | 10,01   | 0,0159* |
|                  | Intensidade (I)       | 1                                     | 6,24    | 0,0411* | 1                                    | 2,05    | 0,1956  |
|                  | M x I                 | 1                                     | 1,12    | 0,3251  | 1                                    | 11,44   | 0,0117* |
| Soja             | Método (M)            | 1                                     | 0,01    | 0,9303  | 1                                    | 3,6     | 0,0995  |
|                  | Intensidade (I)       | 1                                     | 1,29    | 0,2927  | 1                                    | 0       | 0,9597  |
|                  | M x I                 | 1                                     | 10,96   | 0,0129* | 1                                    | 0,44    | 0,5286  |

\*Diferença mínima significativa a 5%.

Os maiores valores para as emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O do ano agrícola 2012/2013 correspondem ao método de pastejo rotacionado e a intensidade de pastejo baixa (Figura 4). Os valores encontrados para cada combinação de tratamentos foram: contínuo baixo = 922,20 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>; contínuo moderado = 717,68 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>; rotacionado baixo = 1020,14 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>; rotacionado moderado = 922,99 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> e para a área não pastejada 411,14 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> (Figura 4). Analisando por fase do sistema ILP, a fase pastagem apresentou maiores valores de emissão acumulada de N<sub>2</sub>O quando comparado com a fase soja (Figura 4).

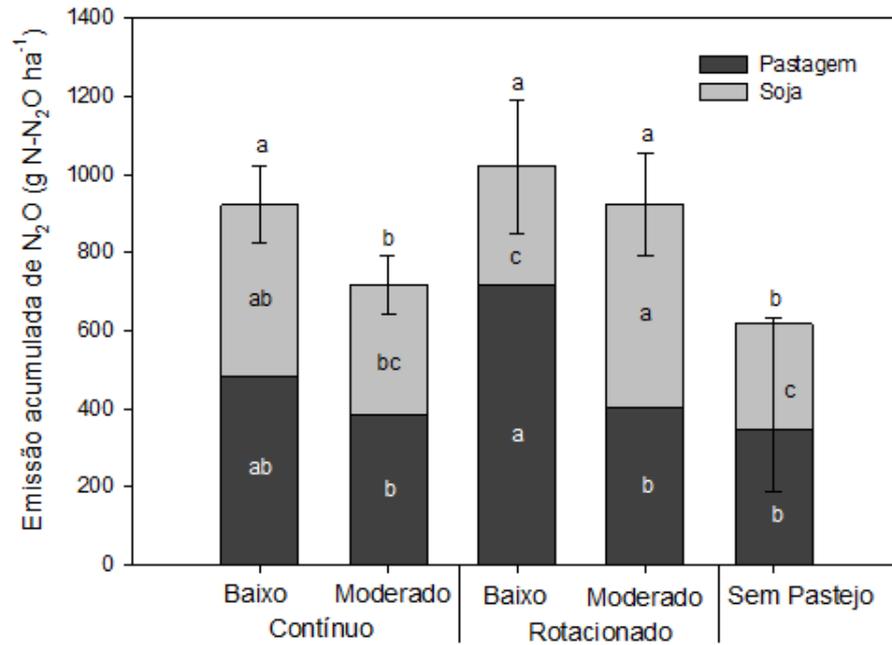


Figura 4: Emissão acumulada de N-N<sub>2</sub>O para o ano agrícola 2012/2013. As barras verticais representam o erro padrão da média do acumulado de todo o período. Letras diferentes dentro do mesmo ciclo de cultura significam que as medias são diferentes a 10% (DMS).

As emissões acumuladas de CH<sub>4</sub>, para todo o ano agrícola 2012/2013, não foram afetados nem pelo Método e nem pela Intensidade de pastejo. Entretanto, quando analisado por ciclo dentro do ano agrícola, o efeito do Método foi significativo, sendo que, para o ciclo pastagem, a emissão média acumulada para os tratamentos com método contínuo foi maior que o rotacionado (-37,32 e -232,86 g C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>, respectivamente) (Figura 5). No entanto, para o ciclo da soja o comportamento se inverteu, a emissão média acumulada foi maior para os tratamentos com método rotacionado do que o contínuo (-74,53 e -308,21 g C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>, respectivamente) (Figura 5).

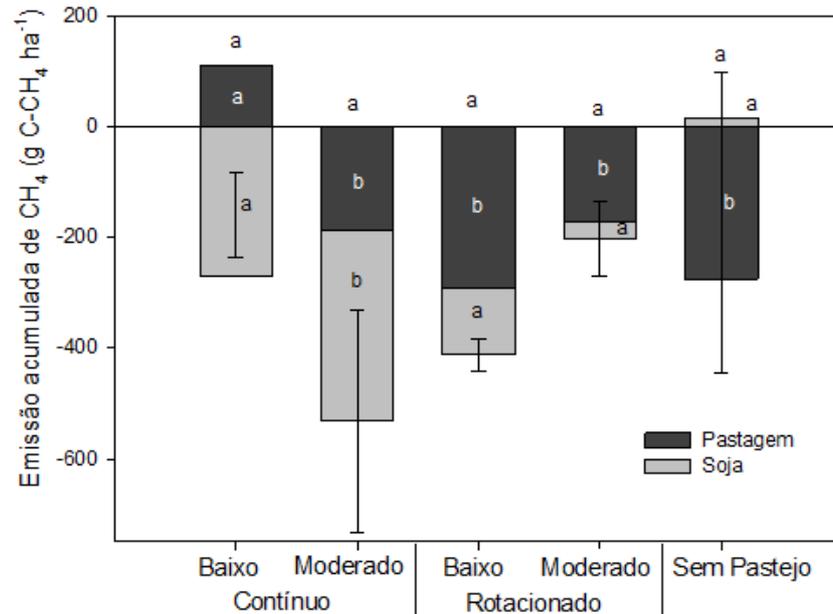


Figura 5: Emissão acumulada de C-CH<sub>4</sub> para o ano agrícola 2012/2013. As barras verticais representam o erro padrão da média do acumulado de todo o período. Letras diferentes dentro do mesmo ciclo de cultura significam que as medias são diferentes a 10% (DMS).

### 2.6.2. Variáveis analisadas e correlações com emissão de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>

A temperatura do ar e do solo teve correlação com os fluxos de N<sub>2</sub>O, mas não com os fluxos de CH<sub>4</sub> (Tabela 3). Além disso, essas correlações somente foram significativas para o ciclo da pastagem ( $p < 0,05$ ).

Tabela 3: Correlação entre os fluxos de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> e temperatura do ar e do solo por ciclo de cultura.

| Ciclo de cultura | Variável dependente       | Temperatura do ar    |          | Temperatura do solo  |         |
|------------------|---------------------------|----------------------|----------|----------------------|---------|
|                  |                           | Coefficiente Pearson | p valor  | Coefficiente Pearson | p valor |
| Pastagem         | Fluxo de N <sub>2</sub> O | 0,33                 | <0,0001* | 0,28                 | 0,0007* |
|                  | Fluxo de CH <sub>4</sub>  | 0,03                 | 0,6973   | -0,07                | 0,4174  |
| Soja             | Fluxo de N <sub>2</sub> O | 0,07                 | 0,4670   | -0,02                | 0,8289  |
|                  | Fluxo de CH <sub>4</sub>  | -0,04                | 0,6347   | -0,01                | 0,9390  |

\*Diferença mínima significativa a 5%.

Os fluxos de N<sub>2</sub>O no ciclo da pastagem foi correlacionado linearmente com a temperatura do ar e a temperatura do solo (Tabela 4). O fluxo de N<sub>2</sub>O elevou-se em 2,041  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  para aumento de 1 °C na temperatura do solo, e em 2,278  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  para cada aumento de 1 °C na temperatura do ar (Figura 6).

Tabela 4: Resposta dos fluxos de N<sub>2</sub>O do solo para as variáveis ambientais temperatura do ar e do solo durante o ciclo da pastagem.

| Fluxo de N <sub>2</sub> O |                     |    |         |            |
|---------------------------|---------------------|----|---------|------------|
| Cultura                   | Variáveis           | GL | p valor |            |
|                           |                     |    | Linear  | Quadrática |
| Pastagem                  | Temperatura do Ar   | 1  | <0,0001 | 0,1707     |
|                           | Temperatura do Solo | 1  | 0,0007  | 0,2946     |

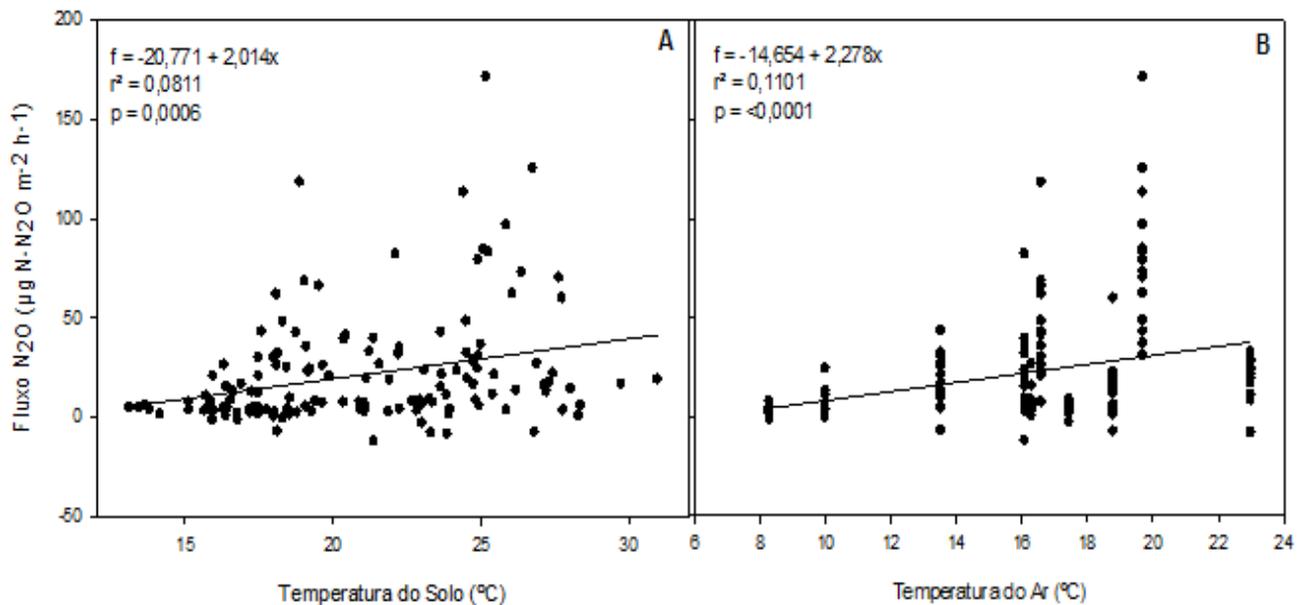


Figura 6: Relação entre a temperatura do solo (a) e temperatura do ar (b) e o fluxo de N-N<sub>2</sub>O durante o ciclo da pastagem do ano agrícola 2012/2013.

## 2.7. DISCUSSÃO

Durante o período de avaliação, que correspondeu a um ano agrícola do sistema ILP, os valores para os fluxos de N-N<sub>2</sub>O encontrados variaram de -0,33 a 112,88 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Figura 2). Os valores obtidos são condizentes com sistemas ILP, haja visto que ocorrem aporte e decomposição de resíduos vegetais ricos em N, oriundos tanto da pastagem quanto das culturas de verão, elevando os fluxos em todos os tratamentos de forma semelhante. Ramos et al. (2013), avaliando emissões de N<sub>2</sub>O em pastagem degradadas e pastagem sob ILP, encontraram fluxos acima de 30 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, enquanto que Piva (2010) encontrou variação nas emissões de óxido nitroso de -0,58 a 103 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> em estudo com emissão de GEE em sistema com ILP. Em ambos estudos nota-se a influência do aporte de matéria orgânica e,

consequentemente, a disponibilidade de C e N para a ação dos microorganismos do solo (Baggs et al., 2000).

A adubação nitrogenada de cobertura da pastagem resultou em um aumento significativo nos fluxos de  $N_2O$  (Figura 2), atingindo picos de até  $112,88 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  até o quarto dia após aplicação, semelhante a valores encontrados em Piva (2010) que obteve um pico de  $103 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Observou-se uma resposta rápida do efluxo de  $N_2O$  após a fertilização nitrogenada, muito provavelmente pelas condições de alta umidade do solo decorrentes de precipitações nesse período (Figura 1), onde a microbiota estimulada por condições anaeróbicas aumenta o processo de desnitrificação e consequentemente resulta em picos de emissão de  $N_2O$  (Dick et al., 2001).

Diferentemente da fase de inverno, a fase de verão com a cultura da soja apresentou menores valores nos fluxos diários de  $N_2O$  em comparação à pastagem de azevém, devido à ausência de animais e de adubação nitrogenada, apresentando fluxos semelhantes durante todo o seu ciclo. Entretanto, ao final do ciclo da soja, por volta do mês de abril, foi notado um ligeiro aumento nas emissões de  $N_2O$ , atingindo um pico de  $29,16 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Este pico provavelmente está associado ao material senescente de final de ciclo decompondo em cima da área da base da câmara (Figura 2).

De forma contrária aos fluxos de  $N_2O$ , os fluxos de  $CH_4$  (Figura 3) mostram que, de forma geral, o solo atuou como dreno de  $CH_4$ , notando-se diversos momentos de influxo do gás. Solos aerados influenciam diretamente a taxa de difusão dos gases, oxidando de forma mais intensa o  $CH_4$  e proporcionando influxos desse gás (Boeckx et al., 1997). Entretanto, em determinado momento após a adubação nitrogenada na fase pastagem observou-se fluxo de  $CH_4$  (Figura 3). A adubação nitrogenada tem interferência direta na oxidação de  $CH_4$  através da competição do íon amônio com o metano pela enzima mono-oxigenase, onde o amônio em maior concentração devido à adubação atua como inibidor do  $CH_4$  (Boeckx et al., 1997). Outro fator que pode ter contribuído para o aumento dos fluxos de  $CH_4$  observados é a provável condição de umidade do solo, que quando alta torna o meio anaeróbico favorecendo o processo da metanogênese.

Analisando-se os fluxos de GEE com as variáveis ambientais estudadas no presente estudo, observa-se que apenas a fase de pastagem

apresentou correlação entre os fluxos de  $N_2O$  e a temperatura do ar e do solo (Tabela 3). Em temperaturas baixas, a taxa de nitrificação e desnitrificação são reduzidas, reduzindo também a formação de  $N_2O$  (Maag & Vinther 1996). Em contrapartida, temperaturas um pouco mais elevadas podem contribuir com o aumento das emissões de  $N_2O$  (Jiang et al, 2010). O que os resultados da presente pesquisa mostram é que as temperaturas no ciclo de inverno (azevém) não se mostraram tão baixas a ponto de limitar as atividades da microbiota (Figura 2). De forma contrária, as temperaturas durante a fase de verão (soja) podem ter sido maiores do que o ideal para a produção de  $N_2O$ , podendo outras variáveis (não estudadas) explicar melhor as emissões durante esse ciclo.

As emissões acumuladas de  $N_2O$ , considerando pastagem+soja durante o ano agrícola 2012/2013, foram afetadas tanto pelo Método quanto pela Intensidade de pastejo (Tabela 2). As maiores emissões foram observadas nos tratamentos com método rotacionado e intensidade baixa (Figura 4). Analisando o efeito do método nas emissões de  $N_2O$ , os maiores valores encontrados para o método rotacionado podem estar atrelados à própria dinâmica de pastagem do mesmo, onde os animais pastejam determinada área dentro de um potreiro e só voltam a pastejá-la após algum tempo. Dessa forma, a pastagem atinge maior produção vegetal da parte aérea e raízes, diferentemente do método contínuo onde a produção de biomassa é constante. Portanto, no momento do novo pastejo pelo animal, ocorre a senescência de parte das raízes, sendo decomposto e afetando o ciclo do N, podendo incrementar as emissões de  $N_2O$  pelo solo.

No método contínuo, o pastejo acontece uniformemente, mantendo-se a altura de pastagem de acordo com a lotação animal estipulada. Sobre o efeito da intensidade do pastejo, diversas pesquisas mostram que diferentes intensidades influenciam diretamente a produção animal, qualidade de pastagem e quantidade de C e N adicionado ao solo (Paulino & Teixeira, 2009; Souza et al., 2008; Cassol, 2003; Savian, 2013).

No presente estudo as maiores emissões foram encontradas nos tratamentos com intensidade de baixa lotação animal, o que decorreu provavelmente, de uma situação de subpastejo pelo menor consumo e com sobra excessiva de pasto. A sobra de pasto resulta em mais material vegetal a senescer e decompor, afetando a dinâmica do N. Esse material senescente, é

facilmente mineralizável e juntamente com o carbono disponível, são utilizados pela microbiota do solo. Nesse processo, pode ocorrer formação de microsítios de anaerobiose pelo consumo de  $O_2$  no solo, favorecendo a atividade das bactérias desnitrificantes e conseqüentemente, resultando em perdas de  $N_2O$  para atmosfera via desnitrificação (Velthof et al., 2002). Além disso, em condições de restrição de  $O_2$  próximo à esses microsítios, pode ocorrer perdas de  $N_2O$  para atmosfera via processo de nitrificação (Bateman & Baggs, 2005). As explicações acima podem justificar o tratamento rotacionado baixo ter apresentado maior valor de emissão acumulada, na ordem de 1020,14 g N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup>, representando 28,5 % do total de emitido na forma de  $N_2O$  dentro do ano agrícola.

As emissões acumuladas de  $CH_4$  não foram significativamente afetadas nem pelo método e nem pela intensidade de pastejo durante todo o período experimental (Tabela 2). Como comentando anteriormente, o solo se comportou de maneira geral como um dreno de  $CH_4$ , observando-se apenas um ligeiro momento de fluxo na fase pastagem (Figura 5).

Futuros estudos para determinação dos fatores de emissão poderão quantificar a influência de cada excreta nas emissões de GEE, pois cada excreta atua e influencia de forma diferente as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  por possuírem diferentes magnitudes de fator de emissão.

Apesar de serem observados aumentos nas emissões de GEE, principalmente pela fase pastagem, o sistema como um todo pode estar estocando C ao solo pelo aporte de material vegetal, contribuindo para o sequestro de carbono atmosférico. Dessa forma, devem-se ser levados em consideração diversos outros fatores para avaliar o balanço da emissão de GEE e a sustentabilidade do sistema.

## **2.8. CONCLUSÕES**

O solo sob sistema de integração lavoura pecuária apresentou menor fluxo de emissão de GEE na fase soja do que a fase pastagem do sistema em decorrência da adubação nitrogenada.

As maiores emissões de N<sub>2</sub>O foram observadas nos tratamentos com método rotacionado de pastejo com intensidade baixa com um pico de emissão de 112,88 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

O método de pastoreio e intensidade de pastejo influenciaram as emissões de N<sub>2</sub>O considerando todo o ciclo do sistema ILP, pastagem+soja. As emissões de CH<sub>4</sub> do solo só foram influenciadas pelo método de pastejo, tanto na fase pastagem quanto na fase soja do sistema ILP.

As emissões de N<sub>2</sub>O da fase pastagem foram influenciadas linearmente pela temperatura do ar e do solo onde o fluxo de N<sub>2</sub>O elevou-se em 2,041 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para aumento de 1 °C na temperatura do solo, e em 2,278 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para cada aumento de 1 °C na temperatura do ar.

## 2.9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAGGS, E.M.; REES, R.M.; SMITH, K.A.; VINTEN, J.A. Nitrous legume oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use Manage**. Vol. 16, p. 82-87, 200.

BARTH NETO, A. Perfilhamento de azevém anual em sistemas integrados: do estabelecimento ao pastejo. Dissertação Mestrado – Programa de Pós Graduação em Zootecnia, **Universidade Estadual de Maringá**, p. 83, 2011.

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**, Berlim, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.

BOECKX, P.; VAN, C.; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nut. Cycl. Agr.**, 49:91-95, 1997.

CARVALHO, P.F.C. et al. O estado da arte em integração lavoura-pecuária. In: **Ciclo de palestras em produção e manejo de bovinos**, Canoas, ed. ULBRA, p. 7-44. Produção animal, 2005

CARVALHO, P.F.C. et al. Avanços metodológicos na determinação do consumo de ruminantes em pastejo. **Braz. J. Anim. Sci.**, v. 36, p. 151-170, 2007.

CARVALHO, P.F.C. et al. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 88, p. 259-27, 2010

CARVALHO, J.L.N.; AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; MELLO, C.R.; CERRI, C.E.P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 277-289, 2010.

CASSOL, L. C. Relações solo-planta-animal num sistema de integração lavoura-pecuária em semeadura direta com calcário na superfície. Tese Doutorado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 144 p., 2003.

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

CONCEIÇÃO, P.C.; BAYER, C.; CASTILHOS, Z.M.S.; MIELNICZUK, J.; GUTERRES, D.B. Estoques de carbono orgânico num Chernossolo Argilúvico manejado sob diferentes ofertas de forragem no Bioma Pampa Sul-riograndense.. In: **XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2007, Gramado. XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2007.

CONRAD, R. Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: 1989 ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds) **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**, Berlin: John Wiley & Sons, p. 40-58, 1989

CONTE, O.; WESP, C.D.L.; ANGHINONI, I. et al. Densidade, agregação e frações de carbono de um argissolo sob pastagem natural submetida a níveis de ofertas de forragem por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 35:579-587, 2011.

DICK, J.; SKIBA, U.; WILSON, J. The effect of rainfall on NO and N<sub>2</sub>O emissions from Ugandan agroforest soils. **Phyton. Ann-Rei. Bota.** 41. 73-80, 2001.

GOMES, J. Emissão de gases de efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo. Tese Doutorado - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, 115 p., 2006.

HÜSTCH, B.W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite and organic manure with respect to soil pH. **Biology and fertility of soil**, Berlin, v. 28, n. 1, p. 27-35, 1998.

IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Revised 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, Chapter 11. N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soil, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea application. Reference Manual. (IPCC/OECD/IEA: Paris), 2006.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2013: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and II to the Fifth **Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva, 2013.

JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 82:161-173, 2008.

JENKINSON, D.S.; FOX, R.H.; RAYNER, J.H. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen – the so-called “priming effect”, **Journal of Soil Science**, v. 36, p. 425-444, 1985.

JIANG, J.; HU, Z.; SUN, W.; HUANG, Y. Nitrous oxide emissions from Chinese cropland fertilized with a range of slow-release nitrogen compounds. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 166, p. 216-225, 2010.

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L.F. Desempenho de culturas anuais sobre palhada de braquiária. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L.F.; AIDAR, H. **Integração lavoura-pecuária. Santo Antônio de Goiás**: Embrapa Arroz e Feijão, p. 499-522, 2003.

KOLL, D. M. et al. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 43, n. 1, p. 174-178, 2011.

MAAG, M.; VINTHER, F.P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. **Applied Soil Ecology**, v.4, p. 5-14, 1996.

MAGIERO, E.C. Emissão e balanço de gases de efeito estufa em argissolo subtropical sob integração lavoura-pecuária com ovinos. Tese Doutorado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, p. 120, 2013.

MORAES, A.; CARVALHO, P.C.F.; PELISSARI, A.; ALVES, S.J.; LANG, C.R. Sistemas de integração lavoura-pecuária no Subtrópico da América do Sul: Exemplos do Sul do Brasil. In: Moraes, A.R., Carvalho, P.C.F., Sulc, R.M. (Eds.),

Simposio Internacional em Integração Lavoura-Pecuária. **Universidade Federal do Paraná**, Curitiba, p. 1-27, 2007.

MOSIER, A.R. Chamber and isotope techniques. In: Andreae, M.O., SCHIMMEL, D.S. (Eds.), **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Wiley, Berlin, p. 175-187, 1989.

NRC 2007. **Nutrient requirements of small ruminants**: sheep, goats, cervids, and new world's camelids. Washington: National Academic Press, 384p., 2007.

PAULINO, V.T.; TEIXEIRA, E.M.L. Sustentabilidade de pastagens – manejo adequado como medida redutora da emissão de gases de efeito estufa. CPG – **Produção animal sustentável, Ecologia de Pastagens**, IZ, APTA/SSA, p.1-16, 2009.

PIVA, J.T. Emissão de óxido nitroso e metano em um latossolo bruno submetido à sistemas de preparo e integração lavoura pecuária. Dissertação Mestrado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, **Universidade Federal do Paraná**, p. 58, 2010.

PIVA, J.T. Fluxo de gases de efeito estufa e estoque de carbono do solo em sistemas integrados de produção no sub trópico brasileiro. Tese Doutorado – Programa de Pós Graduação em Produção Vegetal, **Universidade Federal do Paraná**, p. 96, 2012.

RAMOS, M.L.G.; DE OLIVEIRA, W.R.D.; CARVALHO, A.M. et al. Emissão de N<sub>2</sub>O em pastagem degradada e pastagem sob Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Integração Lavoura-Pecuária (ILP). **Anais do XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Florianópolis, 1-5, 2013.

REEDER, J.D.; SCHUMAN, G.E.; MORGAN, J.A. et al. Response of organic and inorganic carbon and nitrogen to long-term grazing of the shortgrass steppe. **Environmental Management**, 33:485-495, 2004.

SAGGAR, S.; HEDLEY, C.B.; GILTRAP, D.L.; LAMBIE, S.M. Measured and modeled estimates of nitrous oxide emission and methane consumption from a

sheep-grazed pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 122, p. 357-365, 2007.

SAGGAR, S.; TATE, K.R.; GILTRAP, D.L.; SINGH, J. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. **Plant Soil** 309, p 25-42, 2008.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **R. Bras. Cien. Solo**, 32:11-21, 2008.

SAVIAN, J.V. Emissões de metano e consumo de forragem por ovinos em sistema de integração lavoura-pecuária: efeito do método de pastoreio e da intensidade de pastejo. Dissertação Mestrado - Faculdade de Agronomia, **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, 141 p., 2013.

SAVIAN, J.V.; BARTH NETO, A.; DAVID, D.B.; BREMM, C.; SCHONS, R.M.T.; GENRO, T.C.M.; AMARAL, G.A.; GERE, J.I.; MCMANUS, C.M.; BAYER, C.; CARVALHO, P.C.F. Grazing intensity and stocking methods on animal production and methane emission by grazing sheep: Implications for integrated crop-livestock system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 112-119, 2014.

SMITH, K.A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 54, p. 779-791, 2003.

SORDI, A. Emissão de óxido nitroso a partir de urina e esterco de bovinos a pasto. Dissertação Mestrado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, **Universidade Federal do Paraná**, p. 53, 2012.

SOUZA, E.D. et al. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração lavoura-pecuária submetido a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa , v. 32, p. 1273-1282, 2008.

USEPA. Evaluation ruminant livestock efficiency projects and programs: peer review draft. Washington: **United States Environmental Protection Agency**, 48p., 2000.

VELTHOF, G.L.; KUIKMAN, P.J.; OENENMA, O. Nitrous oxide emissions from soil amended with crop residues. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 62, n. 3, p. 249-261, 2002.

WILLIAMS, D.L.L.; INESON, P.; COWARDS, P.A. Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. **Soil Biol. Biochem**, v. 31, p. 779-788, 1999.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 33, p. 1723-1732, 2001.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in Southern Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1653-1665, 2010.

### 3. CAPÍTULO II. FATORES DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DA URINA DE OVINOS SUBMETIDO À DIFERENTES REGIMES HÍDRICOS EM SOLO SUBTROPICAL SOB PASTAGEM DE AZEVÉM (*Lolium multiflorum* L.)

#### 3.1. RESUMO

A emissão de óxido nitroso ( $N_2O$ ) é uma das principais causas do efeito estufa, sendo, principalmente, advinda da atividade agropecuária. Nesse sentido, a pecuária exerce grande impacto nas emissões globais de  $N_2O$ , por fornecer fontes de N através de excretas animais em pastagem. Em condições subtropicais como no Sul do Brasil, pouco se sabe a respeito da influência da presença de animais em pastagem sobre as emissões de  $N_2O$ , principalmente quando relacionadas a deposição de excretas. O presente estudo avaliou o efeito da aplicação de crescentes doses de urina de ovinos, sendo 0 (0 kg N-urina  $ha^{-1}$ ), 0,5 (96 kg N-urina  $ha^{-1}$ ), 1 (192 kg N-urina  $ha^{-1}$ ) e 2 (384 kg N-urina  $ha^{-1}$ ) vezes à quantidade de N correspondente a uma urinada desse tipo de animal, além do efeito de dois regimes hídricos (excesso de chuva e chuva normal do período) sobre as emissões de  $N_2O$ , bem como os fatores de emissão (FE). Amostras de gás foram coletadas através do método de câmaras estáticas e analisadas por cromatografia gasosa. Os maiores fluxos de  $N_2O$  foram observados no 3º dia após aplicação dos tratamentos, e atingiram valores basais ao 30º DAA. A maior emissão acumulada correspondeu à maior dose de urina aplicada, resultando em 674,26 g N- $N_2O$   $ha^{-1}$  ano $^{-1}$  na dose 2, seguido de 267,66 g N- $N_2O$   $ha^{-1}$  ano $^{-1}$  (dose 1), 142,46 g N- $N_2O$   $ha^{-1}$  ano $^{-1}$  (dose 0,5) e 82,93 g N- $N_2O$   $ha^{-1}$  ano $^{-1}$  (dose 0). A emissão de  $N_2O$  foi positivamente correlacionada com a porosidade preenchida por água (PPA) e teores de C orgânico dissolvido (COD) e amônio ( $NH_4^+$ ). O fator médio de emissão de  $N_2O$  para urina foi de  $0,11 \pm 0,04$  % do N aplicado. A urina é uma das principais fontes de emissão de  $N_2O$  em pastagens e seu valor de FE proposto pelo IPCC (1%) superestima as emissões de  $N_2O$  a partir da deposição de urina pelos animais em pastagens do subtropical Brasileiro.

Palavras chave: pastagem, excretas, óxido nitroso, urina, n mineral

### 3.2. INTRODUÇÃO

Historicamente, o Brasil sempre figurou como um dos países com maior e mais importante produção pecuária no mundo, com aproximadamente 175 milhões de hectares de suas terras ocupadas por pastagens, tanto naturais como plantadas (IBGE, 2010). Entretanto, no cenário das emissões de gases de efeito estufa, tal dado pode representar uma importante informação com relação ao impacto ambiental, haja visto que a atividade pecuária é responsável pela metade das emissões de GEE (MCT, 2009). Em se tratando de emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ), esta atividade pode se apresentar como um potencializador da emissão deste gás, já que representam mais de 50% do total das emissões de  $N_2O$  atribuídas ao setor agropecuário nacional (MCT, 2009). Isso deve-se principalmente à deposição de excretas dos animais, ricos em compostos nitrogenados que acabam por influenciar o ciclo do N, além da utilização nesse sistema de fertilizantes nitrogenados.

O  $N_2O$  ocorre naturalmente na atmosfera, advindo de processos inerentes ao ciclo do N como nitrificação e desnitrificação nos solos e corpos d'água, sendo que a nitrificação ocorre sob condições aeróbicas e a desnitrificação sob condições anaeróbicas do solo (Jantalia et al., 2006). Dessa forma, tais processos são controlados por diversos fatores como porosidade preenchida por água (PPA), temperatura, e concentração de N mineral. Além disso, em solos sob pastagem, outros fatores influenciam os processos e, conseqüentemente, as emissões de  $N_2O$ , como volume de esterco e urina, tipo dos dejetos (sólido ou líquido), além das características dos mesmos, provenientes do tipo de alimentação dada ao animal (Groenigen et al., 2006). O solo, nesse contexto, exerce papel fundamental na emissão deste GEE para a atmosfera, podendo atuar como dreno ou fonte de  $N_2O$ , bem como de outros GEE dependendo do sistema de manejo que lhe é aplicado.

No sistema pecuário, a deposição de N sob o solo pode chegar a concentrações que variam de 20 a 200 g m<sup>-2</sup>, sendo que 0,1 a 3,8% do N da urina e 0,1 a 0,7% do N do esterco pode ser emitido na forma de  $N_2O$  para a atmosfera (Oenema et al., 1997). Com base nesses e em diversos outros estudos de longa duração, realizados sob situações e fatores (principalmente clima e solo) diferentes do que as encontradas no Brasil, o IPCC utiliza como

valores padrões para realização de inventários, o fator de emissão (FE) de N<sub>2</sub>O para excretas de bovinos e ovinos na ordem de 1% do N aplicado (IPCC, 2006). Alguns estudos iniciais dentro desta temática no Brasil começam a mostrar valores diferentes ao sugerido pelo IPCC (Sordi, 2012 e Magiero, 2013). Devido às diferenças edafoclimáticas existentes no mundo, elaborar inventários nacionais levando-se em consideração o FE proposto pelo IPCC pode superestimar ou subestimar a realidade encontrada em cada região. Dessa forma, novos estudos devem ser realizados levando-se em conta as particularidades encontradas em cada região para que se possa consolidar valores de FE próximos da realidade, e assim poder avaliar a sustentabilidade do sistema produtivo aplicado.

### **3.3. HIPÓTESES**

O fator de emissão de N<sub>2</sub>O da urina não difere entre as doses de urina aplicadas.

O fator de emissão de N<sub>2</sub>O da urina depositada em pastagens é maior sob condições de excesso hídrico.

O fator emissão de N<sub>2</sub>O da urina em condições de pastagem subtropicais condiz com o valor padrão proposto pelo IPCC.

### **3.4. OBJETIVOS**

Os objetivos deste estudo foram determinar o FE de N<sub>2</sub>O proveniente da urina de ovinos, consolidando essa informação, afim de fornecer dados para a elaboração do inventário nacional. Objetivou-se também avaliar o efeito do excesso hídrico (período chuvoso) nas emissões de N<sub>2</sub>O e conseqüentemente nos valores de FE, e identificar as variáveis do solo e do clima que controlam as emissões de N<sub>2</sub>O do solo sob pastagem.

### **3.5. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.5.1. Área experimental e tratamentos**

O estudo foi realizado numa área experimental da Estação Experimental Agronômica da UFRGS, localizada no município de Eldorado do Sul-RS. O solo da área experimental é classificado como Argissolo Vermelho distrófico típico com 15,2% de argila, apresentando relevo levemente ondulado sem restrições para cultivos anuais. O clima da região, conforme classificação de Köppen, é o Subtropical Húmido (Cfa). Mais detalhes sobre a caracterização deste solo e da da área experimental podem ser obtidos em Barth Neto (2011).

O estudo foi conduzido durante o mês de Outubro de 2013, período do último ciclo da pastagem antes da retirada dos animais. A área escolhida para a realização do estudo foi a de sem pastejo, afim de evitar interferências nos resultados pela presença dos animais. Nela foi determinada uma área de 100 m<sup>2</sup> onde o azevém presente foi cortado a uma altura de 0,10 m do solo para simular uma área pastejada. Nessa área foi instalado o experimento, com tratamentos distribuídos em blocos inteiramente ao acaso com três repetições, e parcelas de 1 m<sup>2</sup>.

Os tratamentos consistiram da aplicação de quatro doses de urina de ovinos, sendo 0 (0 kg N-urina ha<sup>-1</sup>), 0,5 (96 kg N-urina ha<sup>-1</sup>), 1 (192 kg N-urina ha<sup>-1</sup>) e 2 (384 kg N-urina ha<sup>-1</sup>) vezes à quantidade de N correspondente a uma urinada desse tipo de animal, submetidos a dois regimes hídricos (úmido e seco). Para a determinação dessas doses, foram utilizados como parâmetros dados de Magiero (2012), onde consta que a média de uma urinada de ovinos corresponde a 2,4 L m<sup>-2</sup> com 242 kg N-urina ha<sup>-1</sup>. Para a coleta da urina foram utilizados 10 animais machos da raça Texel, mantidos em gaiolas metabólicas com mangueiras coletoras acopladas ao prepúcio e ligadas a vasos coletores. Os animais foram alimentados com azevém, e a urina colhida durante o período em que permaneceram nas gaiolas foi armazenada sob temperatura de - 4 °C, retiradas da refrigeração um dia antes da aplicação. Uma alíquota da urina coletada foi utilizada para a determinação da concentração de N total através do método de Kjeldahl (Tedesco et al., 1995), obtendo-se o valor de 8 g de N L<sup>-1</sup>. Dessa forma as quantidades de N aplicadas ao solo pelas doses crescentes de urina correspondem a 0, 96, 192 e 384 kg N-urina ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

Para observar a influência do excesso hídrico nas emissões de N<sub>2</sub>O, tentou-se simular um inverno chuvoso acima do normal ocorrente no período, criando-se duas condições de umidade distintas no solo. Para isso, nos

tratamentos Excesso de Chuva (EC), foram aplicados um total de 80 mm de água, divididas em quatro aplicações de 20 mm durante o experimento, diferenciando-se dos tratamentos Chuva Normal (CN) que receberam apenas água da chuva do período.

### 3.5.2. Amostragem de ar e análise de N<sub>2</sub>O

Em cada subparcela foi fixada uma base metálica inserida no solo a 5 cm de profundidade, onde em sua área interna delimitada foram aplicados os tratamentos para posterior coleta e análise de óxido nitroso. A urina foi aplicada homogeneamente sobre o solo no restante da área das subparcelas. As bases inseridas no solo possuem uma canaleta onde são acopladas as câmaras e colocada água para evitar as trocas de gases do ambiente interno da câmara com o ambiente externo (Zanatta et al., 2010). As câmaras utilizadas nesse estudo foram de material PVC com 20 cm de altura e 25 cm de diâmetro, equipadas com um ventilador interno, um septo de três vias e um termômetro digital, configurando o método de coleta de câmaras estáticas segundo Mosier (1989). Os ventiladores são conectados a uma bateria e antes de cada amostragem são acionados para homogeneização da atmosfera no interior da câmara. No septo de três vias foram realizadas as coletas de gás com auxílio de uma seringa de polipropileno de 20 mL equipada com válvulas.

As amostragens dos gases tiveram início em 03 de Outubro de 2013, sendo realizada sempre entre as 08:00 e 11:00 da manhã nos tempos 0, 15, 30, e 45 minutos após o acoplamento da câmara sobre a base (Jantalia et al., 2008). Foram realizadas coletas a partir de um dia após aplicação dos tratamentos (1 DDA) que foi no dia 02 de Outubro de 2013, e tendo continuidade da seguinte forma: 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 12, 15, 20, 23, 26, 30 DAA. Após as coletas, as amostras foram armazenadas em exetainers sob baixas temperaturas até serem analisadas pelo Laboratório de Biogeoquímica da UFRGS.

O N<sub>2</sub>O foi analisado através de cromatografia gasosa (Shimadzu GC-14-A modelo Greenhouse) equipado com detector de captura de elétrons (ECD). As emissões de N<sub>2</sub>O foram obtidos a partir da variação da concentração de N<sub>2</sub>O nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos no interior da câmara e foram expressos em  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  conforme detalhes da equação abaixo:

Os fluxos de N<sub>2</sub>O foram calculados pela equação:

$$F = d[\text{gás}]/dt \times PM \times P \times V / R \times T$$

Onde:

F é fluxo do gás ( $\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ );

$d[\text{gás}]/dt$  é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo ( $\mu\text{g N}_2\text{O câmara}^{-1} \text{ h}^{-1}$ );

PM é o peso molecular do gás;

V e T são o volume (L) e temperatura interna ( $^{\circ}\text{K}$ ) da câmara;

P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases ( $0,08205 \text{ atm L mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ).

A variação da concentração dos gases no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada e as emissões dos gases foram obtidas pela média das três repetições (câmaras) de cada tratamento e com a média foi calculado o erro padrão. A emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  acumulada durante o período de avaliação foi calculada separadamente para cada tratamento, pela integração da área sob a curva obtida pelo ajuste da equação dos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo, por meio do software SigmaPlot® 11.0. As coletas das amostras de ar foram realizadas até que as emissões de GEE atingissem valores basais o que compreendeu um período de aproximadamente 30 DAA.

### 3.5.3. Análises complementares

A cada evento de amostragem de gás foram monitorados a temperatura do solo e também coletado solo na profundidade de 0-20 cm de cada subparcela para determinação de umidade para posterior cálculo da PPA. Um parte do solo coletado foi seco em estufa para a determinação da umidade gravimétrica e outra parte utilizado para as análises para de determinação de carbono orgânico dissolvido e nitrogênio mineral.

A determinação do N mineral ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) do solo foi feita através da metodologia de Tedesco et al. (1995). Para o carbono orgânico dissolvido (COD) foi utilizada a metodologia descrita por Zanatta (2006).

Foram observados também durante o período de coleta os eventos de chuvas e temperaturas médias diárias (Figura 9), onde os dados foram obtidos junto a Estação Meteorológica do Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS, que está localizada a aproximadamente 500 metros do experimento.

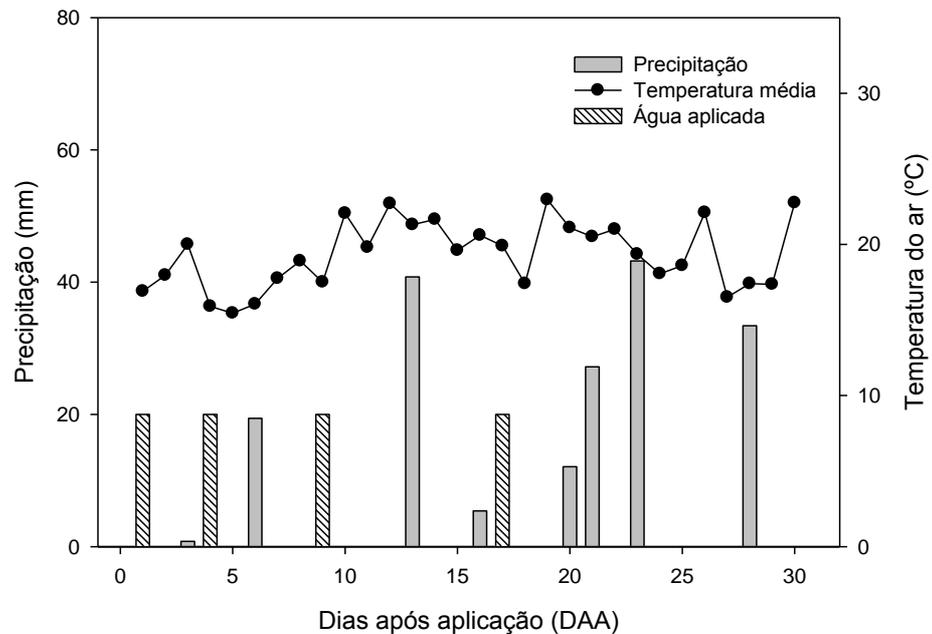


Figura 7. Precipitação (mm) e temperatura do ar (°C) durante o período experimental.

#### 3.5.4. Determinação dos fatores de emissão de N<sub>2</sub>O

Os fatores de emissão (FE) de N-N<sub>2</sub>O para as diferentes doses de urina aplicadas foram calculados de acordo com a equação proposta abaixo, onde N<sub>2</sub>O<sub>tratamento</sub> corresponde ao N<sub>2</sub>O emitido por cada uma das doses de N na forma de urina. O N<sub>2</sub>O<sub>controle</sub> corresponde ao N<sub>2</sub>O emitido pelo solo, sem aplicação dos tratamentos. O “N-tratamento” é a concentração de N aplicado via cada dose de urina (De Klein et al., 2003).

$$FE = \frac{N - N_2O_{tratamento} - N - N_2O_{controle}}{N - tratamento} \times 100$$

#### 3.5.5. Análises estatísticas

Devido à estrutura de covariância presente nos dados, as análises de variância dos fluxos de N<sub>2</sub>O foram realizados com um modelo misto (“Mixed

Procedure”) utilizando o programa estatístico SAS 9.3 (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA). As variáveis independentes Umidades (U), Doses de urina (D), Dia de Amostragem (Dia), as interações duplas e interações triplas foram consideradas efeitos fixos, enquanto que Bloco foi considerado um efeito aleatório. A análise de variância nas emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O foi realizada com o “Mixed Procedure” para o período experimental considerando-se as variável independente Doses como efeito fixo e Bloco como efeito aleatório. As correlações entre os fluxos de N<sub>2</sub>O com a temperatura do ar e do solo, PPA, COD e N mineral foram analisadas através de coeficientes de correlação Pearson utilizando o “Correlation Procedure” do programa estatístico SAS para o período experimental. Quando o coeficiente Pearson foi significativo, um modelo linear generalizado (“GLM Procedure”) foi ajustado para a identificação da resposta dos fluxos de N<sub>2</sub>O e às variáveis ambientais e do solo e obtenção dos parâmetros das equações de regressão e coeficientes de correlação. As diferenças entre as medias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste de DMS a 5% (P < 0,05).

### 3.6. RESULTADOS

#### 3.6.1. Emissão de N<sub>2</sub>O do Solo

As emissões diárias de óxido nitroso foram influenciadas pela aplicação das diferentes doses de urina, pelos dias de amostragem dos gases e pela interação entre ambos (p<0,05), mas não apresentaram relação alguma com as diferentes condições de umidades analisadas (Tabela 5).

Tabela 5. Análise de variância para as emissões de N<sub>2</sub>O em função das diferentes doses de urina aplicadas, diferentes regime hídricos (umidades) e dias de amostragem de GEE.

| Variável                   |              | GL | Valor f | p-valor  |
|----------------------------|--------------|----|---------|----------|
| Dependente                 | Independente |    |         |          |
| Emissão (N <sub>2</sub> O) | Umidades (U) | 1  | 1,19    | 0,2763   |
|                            | Doses (D)    | 3  | 134,99  | <0,0001* |
|                            | Dia          | 12 | 9,73    | <0,0001* |
|                            | D x Dia      | 36 | 2,87    | <0,0001* |

\*Diferença mínima significativa a 5%.

As emissões de  $N_2O$  variaram de 0,84 a 339,4  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . (Figura 8). O efeito da aplicação da urina de ovinos foi facilmente observado pelo importante incremento nos valores das emissões de  $N_2O$  do solo, principalmente quando comparado com o tratamento controle, onde não houve aplicação de excretas. Quando se analisou o efeito do excesso hídrico, não foram observadas diferenças entre as emissões de  $N_2O$  dos tratamentos que receberam as lâminas extras de água (Excesso de Chuva – EC) e os tratamentos Chuva Normal (CN).

As doses de urina aplicadas aumentaram as emissões de  $N_2O$  até o 20º dia após suas aplicações, e tiveram pico de emissão ao 3º DAA (Figura 8). A intensidade dos fluxos aumentou conforme incremento das concentrações de N aplicados via doses de urina (0,5-EC=46,5; 1,0-EC=58,3; 2,0-EC=159,6; 0,5-CN=118,1; 1,0-CN=222,2; 2,0-CN=339,4  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). A partir do 20º DAA já se observa redução nos fluxos até atingirem valores basais ao 30º DAA.

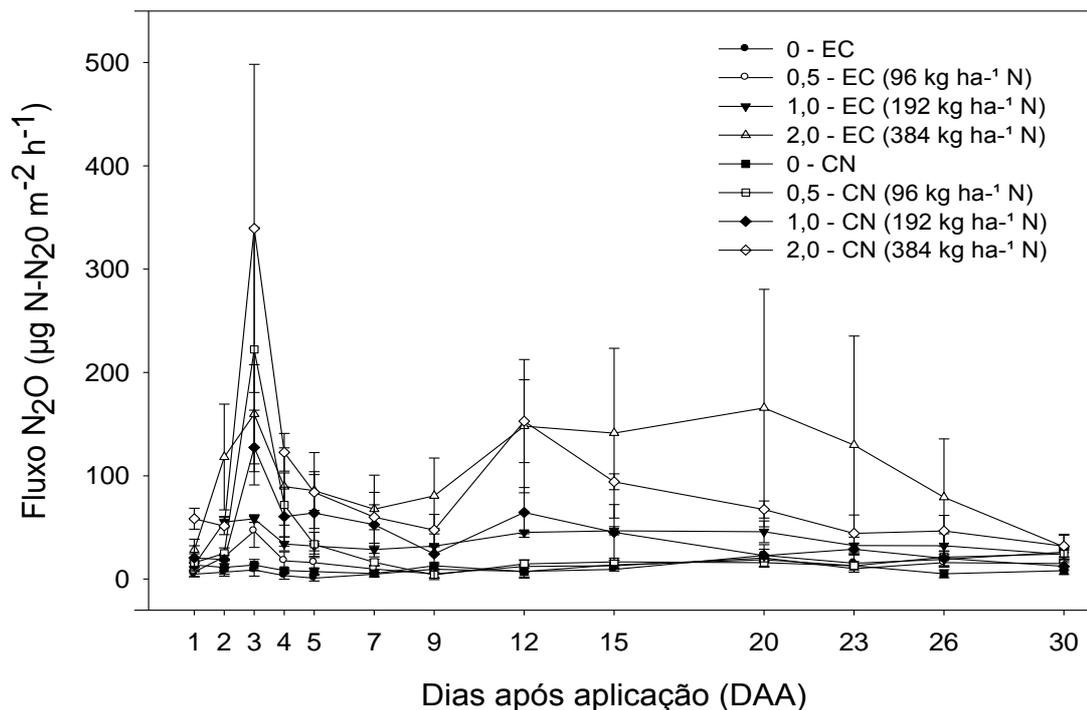


Figura 8. Emissão de  $N_2O$  de um solo sob pastagem com aplicação de diferentes doses de urina de ovinos em dois níveis de umidade (EC – excesso de chuva; CN – chuva normal) no Sul do Brasil. As barras verticais representam o erro padrão da média.

A emissão acumulada de  $N_2O$  para o período avaliado foi afetada apenas pela aplicação das diferentes doses de urina ( $p < 0,05$ ) (Tabela 6).

Tabela 6. Análise de variância para emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O em função da aplicação de diferentes doses de ovinos e dos diferentes regime hídricos (umidades).

| Variável                   |              | GL | Valor F | p-valor |
|----------------------------|--------------|----|---------|---------|
| Dependente                 | Independente |    |         |         |
| Emissão (N <sub>2</sub> O) | Umidades (U) | 1  | 0,11    | 0,7491  |
|                            | Doses (D)    | 3  | 6,20    | 0,0067* |
|                            | Rep          | 2  | 2,58    | 0,1115  |
|                            | U x D        | 3  | 0,33    | 0,8020  |

\*Diferença mínima significativa a 5%.

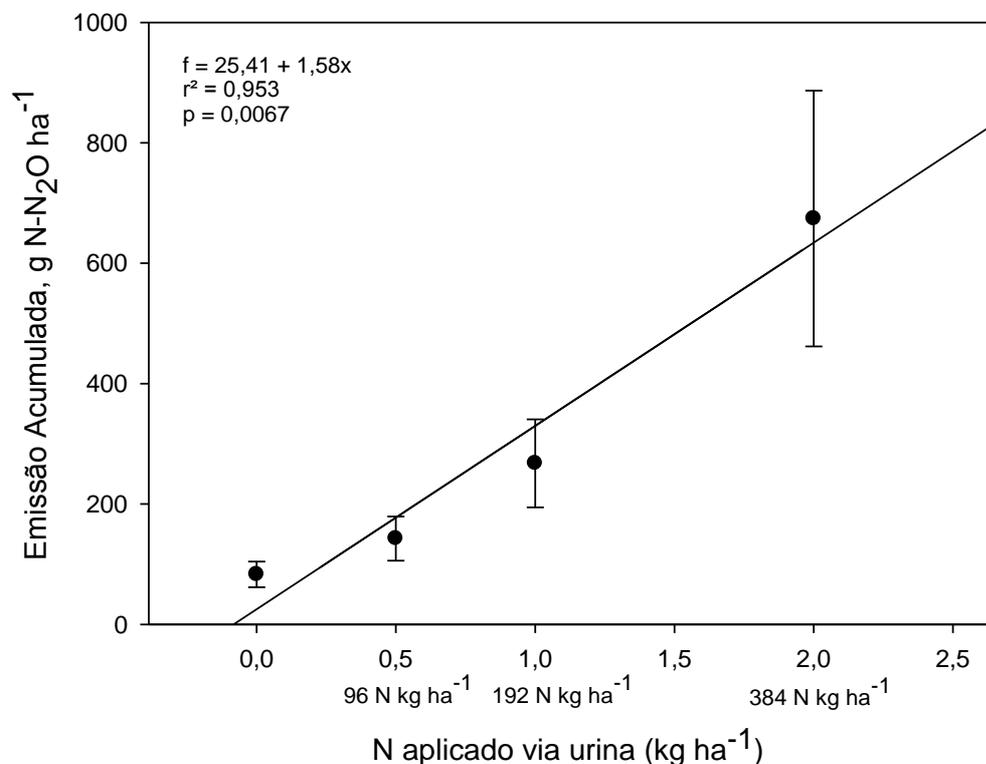


Figura 9. Emissão acumulada de N-N<sub>2</sub>O em função das diferentes concentrações de N aplicado via doses de urina. As barras verticais representam o erro padrão da média dos dois níveis de umidade.

A aplicação de urina aumentou de forma linear as emissões acumuladas de N-N<sub>2</sub>O de acordo com a dose aplicada (0,5=142,46; 1,0=267,66; e 2,0=674,26 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) (Figura 9). Já o tratamento sem adição de excreta apresentou uma emissão acumulada de 82,93 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> (Figura 9). Para

cada kg de N aplicado via urina, as emissões de N<sub>2</sub>O aumentaram em 1,58 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>.

### 3.6.2. Variáveis do solo (COD, N mineral, e PPA)

Os teores de COD apresentaram relação com as doses de urina aplicadas e com os dias, não ocorrendo efeito nos diferentes níveis de umidade (tabela 7).

Os teores do COD variaram de 4,8 a 31 mg C L<sup>-1</sup>, sendo que os maiores valores foram observados nos primeiros 15 dias após aplicação dos tratamentos (Figura 10A e 11A).

Tabela 7. Análise de variância para a variação das concentrações de COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e da PPA do solo após aplicação das diferentes doses de urina de ovinos em dois níveis de umidade (EC – excesso de chuva; CN – chuva normal)

|                              | Variável    |              | GL | Valor F | p valor |
|------------------------------|-------------|--------------|----|---------|---------|
|                              | Dependente  | Independente |    |         |         |
| COD                          | Umidade (U) |              | 1  | 3,01    | 0,1844  |
|                              | Dose (D)    |              | 3  | 17,59   | <0,0001 |
|                              | Dia         |              | 12 | 13,97   | <0,001  |
|                              | U x D       |              | 3  | 6,47    | 0,0003  |
|                              | U x Dia     |              | 12 | 1,07    | 0,3899  |
|                              | D x Dia     |              | 36 | 1,06    | 0,3868  |
|                              | U x D x Dia |              | 36 | 0,82    | 0,7511  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | Umidade (U) |              | 1  | 5,34    | 0,0218  |
|                              | Dose (D)    |              | 3  | 81,71   | <0,0001 |
|                              | Dia         |              | 12 | 28,52   | <0,0001 |
|                              | U x D       |              | 3  | 0,14    | 0,9335  |
|                              | U x Dia     |              | 12 | 2,07    | 0,0204  |
|                              | D x Dia     |              | 36 | 2,89    | <0,0001 |
|                              | U x D x Dia |              | 36 | 0,85    | 0,7165  |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | Umidade (U) |              | 1  | 13,53   | 0,0003  |
|                              | Dose (D)    |              | 3  | 12,37   | <0,0001 |

|     |             |    |       |         |
|-----|-------------|----|-------|---------|
| PPA | Dia         | 12 | 42,15 | <0,0001 |
|     | U x D       | 3  | 0,31  | 0,8198  |
|     | U x Dia     | 12 | 2,58  | 0,0032  |
|     | D x Dia     | 36 | 1,15  | 0,2668  |
|     | U x D x Dia | 36 | 0,84  | 0,7328  |
|     | Umidade (U) | 1  | 12,32 | 0,0005  |
|     | Dose (D)    | 3  | 0,79  | 0,4995  |
|     | Dia         | 12 | 13,79 | <0,0001 |
|     | U x D       | 3  | 1,10  | 0,3492  |
|     | U x Dia     | 12 | 1,72  | 0,0635  |
|     | D x Dia     | 36 | 1,37  | 0,0892  |
|     | U x D x Dia | 36 | 0,61  | 0,9595  |

O  $\text{NH}_4^+$  e o  $\text{NO}_3^-$  apresentaram comportamento semelhante até o 20º DAA, sendo que ambos atingiram picos nos primeiros dias após aplicação dos tratamentos com urina (Figura 10B e 10C). Após o 20º DAA, o teor de  $\text{NH}_4^+$  começou a diminuir a valores próximos dos tratamentos sem aplicação de urina. Concomitantemente, o teor de  $\text{NO}_3^-$  apresentou leve aumento. A partir do 26º DAA os teores de N mineral decresceram até apresentar valores próximo a zero no 30º DDA. Tanto o  $\text{NH}_4^+$  quanto o  $\text{NO}_3^-$  foram influenciados pelas doses de N aplicadas via urina e também pelos diferentes níveis de umidade (Tabela 7). Os menores teores de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  foram observados nos tratamentos com doses de urina no nível de umidade-Excesso de Chuva (Figura 11B e 11C).

Os valores da PPA do solo variaram de 49 a 95% no período do experimento (Figura 10D). A PPA não foi influenciada pelas doses de urina, mas sim pelos diferentes níveis de umidade (Tabela 7).

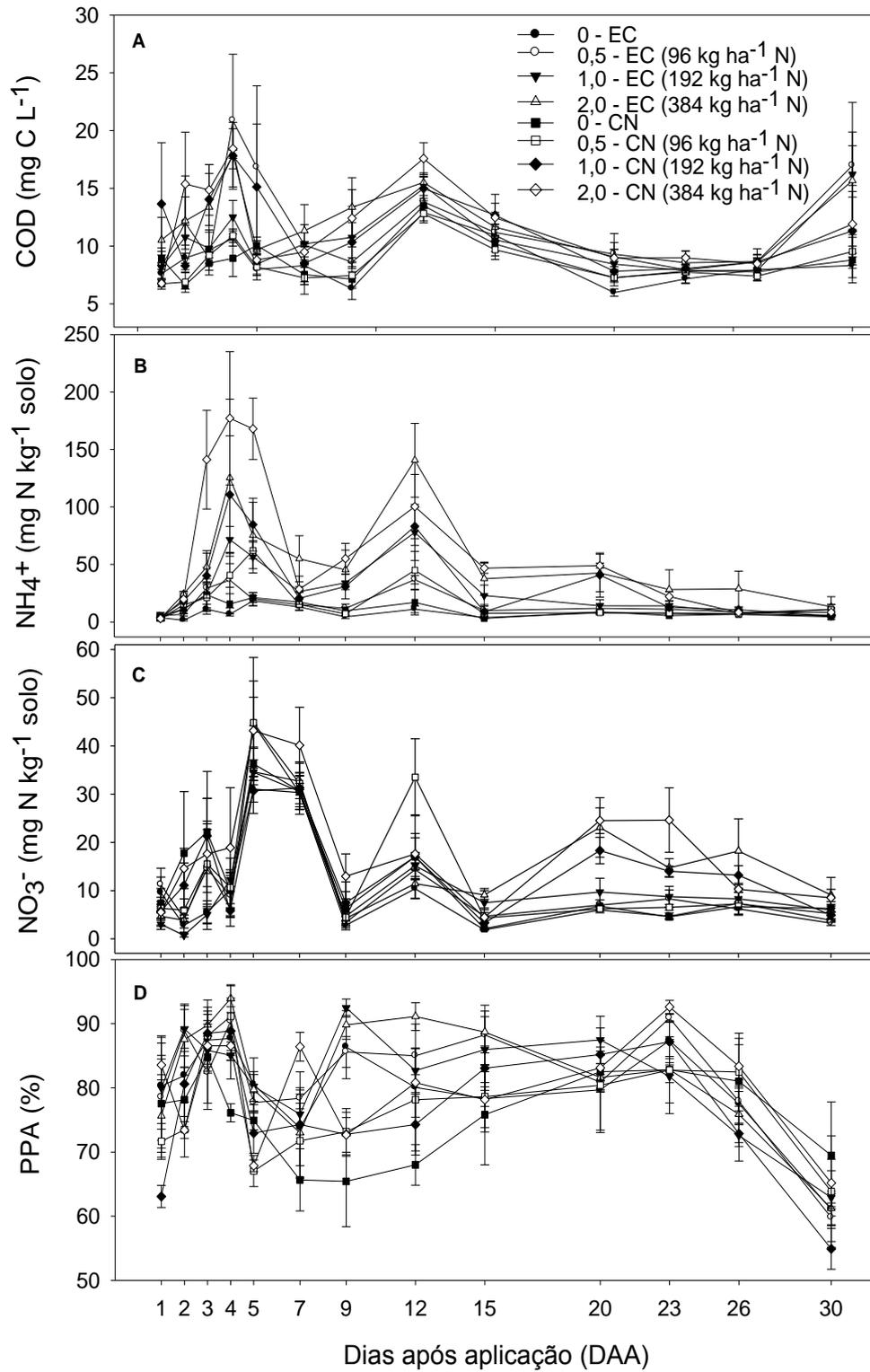


Figura 10. Teores de COD (A), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (B), NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (C) e porosidade preenchida por água (PPA) (D) após aplicação das doses de urina em dois níveis de umidade (EC – excesso de chuva; CN – chuva normal). As barras verticais representam o erro padrão da média.

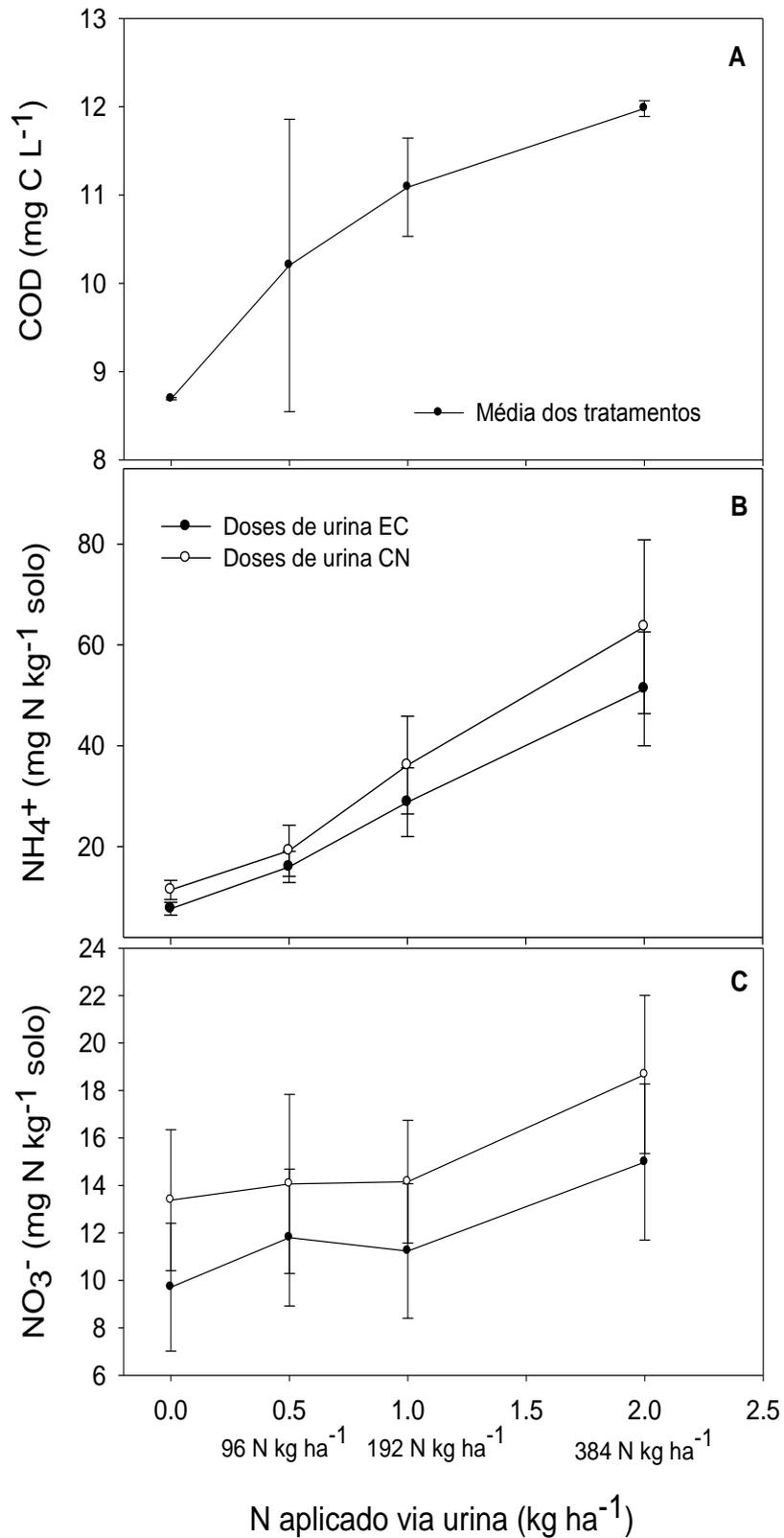


Figura 11. Influência das doses de N aplicados via urina de ovinos e dos dois níveis de umidade (Excesso de chuva – EC e Chuva normal – CN) nos teores de COD (A), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (B) e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (C) do solo, média de todo o período de avaliação. Barras verticais representam o desvio padrão.

Levando em consideração todo o período do experimento, a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O foi correlacionada linearmente com o teor de COD ( $r=0,34$ ) e a PPA ( $r=0,31$ ), enquanto que com teor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a correlação foi quadrática. Entretanto a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O não apresentou correlação com o teor de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> o período avaliado (Tabela 8).

Tabela 8. Análise de variância das relações entre as emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O ao longo período avaliado e as variáveis do solo.

| Variáveis do solo            | GL | p-valor |            |        |
|------------------------------|----|---------|------------|--------|
|                              |    | Linear  | Quadrática | Cúbica |
| COD                          | 1  | 0,004   | 0,0547     |        |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | 1  | <0,0001 | 0,014      | 0,5344 |
| PPA                          | 1  | 0,0033  | 0,8239     |        |

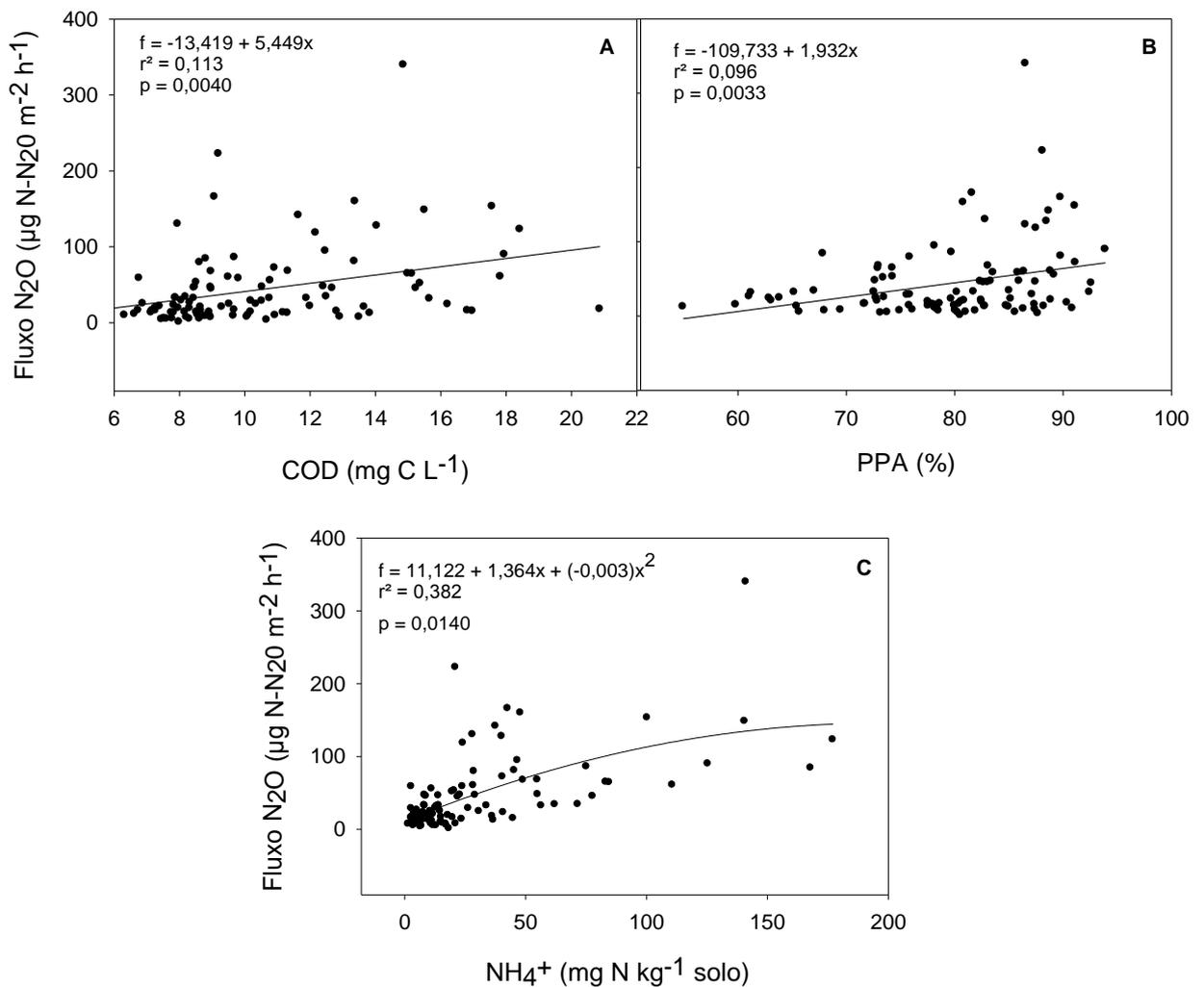


Figura 12. Relação entre a emissão acumulada de  $N_2O$  e as variáveis correlacionadas do solo COD (A), PPA (B) e  $NH_4^+$  (C).

Através das regressões analisadas, observaram-se que as emissões acumuladas de  $N_2O$  do solo apresentaram uma relação linear e positiva com o teor de COD ( $r=0,34$ ) (figura a) e a PPA ( $r=0,31$ ) (figura b) enquanto que com o teor de  $NH_4^+$  a relação foi quadrática ( $r=0,61$ ) (Figura 12).

### 3.6.3. Fator de Emissão

Apesar das emissões de  $N_2O$  terem sido afetadas pela aplicação da urina, não foram observados efeitos da aplicação das diferentes doses de urina e dos diferentes níveis de umidade sobre os valores do fator de emissão (FE) (Tabela 9).

Tabela 9: Análise de variância dos efeitos fixos das variáveis independentes Umidade (U), Doses de urina (D), e interação entre U x D nos valores de fator de emissão de óxido nitroso da urina de ovinos.

| Variável                       |              | GL | Valor F | p valor |
|--------------------------------|--------------|----|---------|---------|
| Dependente                     | Independente |    |         |         |
| Fator de emissão<br>( $N_2O$ ) | Umidade (U)  | 1  | 0,23    | 0,6427  |
|                                | Doses (D)    | 2  | 2,10    | 0,1728  |
|                                | U x D        | 2  | 1,31    | 0,3122  |
|                                | Rep          | 2  | 2,81    | 0,1073  |

Não foram observadas diferenças significativas entre os valores de FE de cada dose de urina aplicada, sendo que para a dose 0,5 o valor foi de 0,07%, para a dose 1,0 foi de 0,10% e para a dose 2,0 foi de 0,15 (Tabela 10). Apesar do efeito das doses de urina nos FE não terem sido significativos (Tabela 10), observou-se uma tendência a ser linear positiva dos valores de FE à medida que se aumenta a concentração de N aplicado via urina.

Tabela 10. Fator de emissão de N<sub>2</sub>O das diferentes doses de urina aplicadas e fator médio de emissão da urina de ovinos.

| Tratamento                       | Emissão acumulada                        | FE     |
|----------------------------------|--|--------|
|                                  | N-N <sub>2</sub> O<br>g ha <sup>-1</sup> | (%)    |
| 0                                | 82,93                                    | -      |
| 0,5 (96 N kg ha <sup>-1</sup> )  | 142,46                                   | 0,07   |
| 1,0 (192 N kg ha <sup>-1</sup> ) | 267,66                                   | 0,10   |
| 2,0 (384 N kg ha <sup>-1</sup> ) | 674,26                                   | 0,15   |
| Média Doses                      | 291,83                                   | 0,11   |
| p-valor                          | 0,0067                                   | 0,1728 |

### 3.7. DISCUSSÃO

#### 3.7.1. Emissão de N<sub>2</sub>O e correlações com as variáveis do solo

A aplicação dos tratamentos com doses de urina aumentou rapidamente as taxas de emissão de N<sub>2</sub>O do solo, atingindo um pico logo ao terceiro dia após aplicação (Figura 8). Os fluxos de N<sub>2</sub>O dos tratamentos com urina continuaram a apresentar valores maiores do que os tratamentos sem aplicação ao longo do período do experimento, apresentando ainda, em menor proporção, alguns picos após o 20º DAA. Esse rápido aumento dos fluxos de N<sub>2</sub>O após aplicação de fontes de N ao solo também foram observados por outros estudos, como em Hyde et al., (2005) (Irlanda), Rochette et al., (2008) (Canadá), Mu et al., (2008) (Japão). Esse comportamento pode estar relacionado com a condição de umidade do solo, pois os valores de PPA entre o dia da aplicação dos tratamentos até o dia que observaram-se os maiores picos, estiveram sempre acima de 65% (Figura 10D) por conta das precipitações que ocorreram antes do início do experimento. Pesquisas como a de Williams et al. (1999) e Luo et al. (2008) demonstram a influência da PPA, pois avaliando as emissões de N<sub>2</sub>O em solos sob pastagem encontraram maiores fluxos em solo sob pastagem após eventos chuvosos, onde os valores de PPA se encontravam acima da capacidade de campo. Aliado a isso, o N da urina, por ser orgânico, é rapidamente mineralizado e a ureia convertida à nitrato e amônio, servindo de fontes para atuação das bactérias nitrificantes de desnitrificantes (Oenema et al., 1997).

Os valores de PPA podem explicar também a ausência do efeito do excesso hídrico nas emissões de  $N_2O$  (Tabela 5) na presente pesquisa tendo em vista que a PPA do solo de todas as parcelas já se encontrava elevada antes do início do experimento. Entretanto, foi observado efeito do excesso hídrico (EC) sobre os teores de  $NH_4^+$  e  $NO_3^-$  sendo eles menores que quando comparado ao nível de umidade com chuva normal, devido ao efeito de lixiviação do N provocada pelo maior volume e chuva nesse tratamento (Figura 11B e 11C). O objetivo do estudo seria simular uma condição de inverno chuvoso através de aplicações manuais de lâminas de água (80mm total) e observar esse efeito sobre as emissões de  $N_2O$  e FE de  $N_2O$  da urina, entretanto, foi observada no período do experimento, uma precipitação de 182 mm, acima da média histórica, não sendo possível diferenciar os tratamentos com urina que receberam lâminas extras de água do que os que não receberam.

Os maiores valores nos fluxos de  $N_2O$  foram observados até o 20º dia após aplicação da urina (Figura 8), coincidindo com altos valores de PPA além dos altos teores de COD e N mineral (Figura 10). As concentrações de urina aplicadas exerceram influência nos teores de COD e N mineral (Figura 11) e apresentaram relação linear com a emissão de  $N_2O$ , sendo maior de acordo com a dose aplicada (Figura 9). Essa situação pode ser explicada pelos maiores volumes de urina aplicados sobre o solo, criando sítios de anaerobiose e oferecendo melhores condições para as bactérias desnitrificantes e conseqüentemente à produção de  $N_2O$ .

Após o 20º DAA observa-se redução dos fluxos até níveis basais próximos a zero, e do tratamentos sem aplicação de urina ao 30º DAA (Figura 8), mesmo com a ocorrência de eventos de precipitação nesse período (Figura 7). Essa situação coincide com a redução dos teores de N mineral e COD limitantes para a atuação da microbiota. Vale ressaltar que o alto teor de COD encontrado ao 30º DAA (Figura 10A) não deve estar mais associado à aplicação da urina e sim, possivelmente, ao material vegetal decomposto sobre solo, haja visto que o período de análise correspondeu a fase final do ciclo do azevém.

A disponibilidade de N mineral do solo, principalmente  $NO_3^-$ , e C orgânico sob condições anaeróbicas, com PPA acima de 60%, estão relacionadas à desnitrificação (Saggar et al., 2004; Luo et al., 2008; Allen et al.,

1996), principal processo de produção de  $N_2O$ . Os resultados obtidos nesse experimento para os teores de COD, N mineral e PPA (Figura 10), mostra que as condições para a desnitrificação eram ótimas e poderiam justificar as emissões de  $N_2O$ . Entretanto quanto foram feitas as análises de correlação dessas variáveis com a emissão de  $N_2O$ , apenas a PPA, o COD e o  $NH_4^+$  mostraram relação com as emissões de  $N_2O$  no período avaliado, indicando o processo de nitrificação como responsável pelas emissões de  $N_2O$  (Tabela 8). Os estudos de Bateman & Baggs (2005) e De Klein et al. (2001) nos mostram que, tanto o processo de desnitrificação quanto o de nitrificação podem ocorrer de forma simultânea, e que a predominância de um ao outro depende da PPA. Dessa forma o processo de nitrificação estaria intimamente associado ao teor de  $NH_4^+$ , e a desnitrificação relacionada à presença de  $NO_3^-$  e ausência de oxigênio.

Os altos teores de  $NH_4^+$  no solo após a aplicação da urina (Figura 10B), que se mostrou a forma dominante do N mineral durante o experimento em detrimento aos teores de  $NO_3^-$ , pode ser entendida por conta do amônio ser resultado da hidrólise da ureia, principal composto nitrogenado da urina, enquanto que os menores valores de  $NO_3^-$  (Figura 10C) podem estar associadas aos diversos momentos de precipitação e aplicação de lâminas de água que ocorreram durante o período experimental (Figura 7), provocando perdas de  $NO_3^-$  por lixiviação devido à sua mobilidade. Essa condição pode explicar porque o  $NH_4^+$  foi melhor correlacionado com as emissões de  $N_2O$ . A emissão por nitrificação pode ocorrer sob condições de restrição de oxigênio, com altos valores de PPA, quando existe grandes concentrações de  $NH_4^+$  (Luo et al., 2008). Isso acontece pois nessas condições ocorrer um processo de formação de  $N_2O$  denominado nitrificação desnitrificante (ND), que é uma via alternativa da nitrificação. Tanto em condições de restrição ou disponibilidade de  $O_2$ , bactérias autotróficas oxidam amônia a nitrito e em seguida ocorre a redução do nitrito a óxido nitroso (Wrage et al., 2001; Koll et al., 2011) através desse processo. Na literatura a ND está mais relacionada à condições de alta PPA e disponibilidade de  $NH_4^+$ , como encontrado no presente estudo, entretanto, em condições de PPA abaixo de 60%, a nitrificação desnitrificante também pode estar associada a formação de óxido nitroso do solo (Koll et al., 2011).

O resultado do presente estudo, principalmente levando em consideração as correlações encontradas entre as variáveis do solo e a emissão

de N<sub>2</sub>O, vai de encontro à outras pesquisas, onde afirmam que solos sob deposição de urina tem a desnitrificação como principal processo associado as emissões de N<sub>2</sub>O (Monaghan & Barraclough, 1993; Williams et al., 1998; Carter, 2007; Luo et al., 2008) dentro das mesmas condições encontradas nesse estudo. Devido à inúmeras interações existentes nos diferentes processos de produção e emissão de N<sub>2</sub>O do solo, determinadas variáveis do solo podem não representar a real dinâmica existente dentre os mesmos (Velthof et al., 1996). Nesse sentido, se fazem necessárias pesquisas que objetivem um melhor entendimento da dinâmica dos processos de formação de N<sub>2</sub>O ocorrentes em áreas sob pastagem, pois os resultados encontrados no presente estudo, podem estar representando uma condição momentânea dentro do período avaliado. Além disso, investigar o papel da planta (azevém) nesse processo.

### **3.7.2. Fator de emissão**

O fator de emissão de N<sub>2</sub>O encontrado para a urina de ovinos, levando em consideração a médias dos tratamentos, foi de  $0,11 \pm 0,04$  % do N aplicado via urina (Tabela 9) e não foram afetadas pelas diferentes doses aplicadas e nem pelos diferentes regimes hídricos. Foi observado uma tendência linear de aumento dos valores de FE de acordo com a dose de urina aplicada sendo  $0,5=0,07$ ,  $1,0=0,10$ ,  $2,0=0,15\%$ , mas não significativo (Tabela 9). Essa variação dos valores de FE de N<sub>2</sub>O para as diferentes doses pode ser entendida já que, segundo Chadwick et al., (2011), ela pode estar relacionada à concentração de N da urina, do volume de água e dos valores de PPA. Oenema et al., (1997) mostra que o FE para urina pode variar de 0,1 a 3,8 dentro das mesmas condições de experimento. Reforçando a variabilidade entre os valores de FE, o estudo de Klein (2003) apresentou uma variação de 0,3 a 2,5% de FE da urina em 5 tipos de solos com diferentes condições de regimes hídricos. Por problemas experimentais ocasionadas pelo excesso de chuva ao longo do experimento, não foi possível obter o FE da urina sob uma condição de restrição hídrica, ou seja, solo mais “seco”.

O valor médio do FE de N<sub>2</sub>O da urina encontrada nesse estudo condiz com os valores de FE de N<sub>2</sub>O para excreta animal encontrados em outras pesquisas desenvolvidas sob condições subtropicais no Brasil. Sordi (2012) em

estudo com bovinos a pasto encontrou o valor de 0,27% para o FE de N<sub>2</sub>O da urina e Maggiero (2013) em pesquisa com ovinos em sistema de ILP, o valor de 0,34% para o FE de N<sub>2</sub>O da urina. Em comum, todas essas pesquisas apresentaram valores de FE inferiores ao preconizado pelo IPCC de 1% para excreta animal (IPCC, 2006), possivelmente devido às particularidades locais. Essa diferença encontrada mostra que cada situação de campo, seja climática ou de solos ou mesmo do sistema de produção utilizado, pode gerar um valor de FE diferente. Dessa forma, quando se adota o valor padrão para a elaboração de inventários de emissão de N<sub>2</sub>O, os dados podem ser de emissões superestimadas ou em alguns casos subestimadas. Assim, se faz necessário estudos que visem a elaboração de FE regionalizados, levando em consideração suas características particulares, para assim representar de forma mais precisa a realidade das emissões locais.

### 3.8. CONCLUSÕES

A aplicação das diferentes doses de urina de ovinos aumentou os fluxos de óxido nitroso em relação aos tratamentos sem aplicação. A aplicação de urina aumentou de forma linear as emissões acumuladas de N-N<sub>2</sub>O de acordo com a dose aplicada.

Os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O no período avaliado ocorreram logo ao 3º dia após aplicação devido as condições de umidade e rápida mineralização da urina.

As emissões de N<sub>2</sub>O foram correlacionadas com os valores da porosidade preenchida por água, além dos teores de COD e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Através das regressões analisadas, observaram-se que as emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O do solo apresentaram uma relação linear e positiva com o teor de COD ( $r=0,34$  e a PPA ( $r=0,31$ ) enquanto que com o teor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a relação foi quadrática ( $r=0,61$ ).

O fator de emissão médio de N<sub>2</sub>O da urina de ovinos foi quase dez vezes menor (0,11%) ao índice padrão preconizado pelo IPCC (2006) (1%) para excretas animais e não diferiu estatisticamente entre as doses aplicadas.

### 3.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, A. G.; JARVIS, S. C.; HEADON, D. M. Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the UK. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 28, p. 597-607, 1996.

BARTH NETO, A. Perfilhamento de azevém anual em sistemas integrados: do estabelecimento ao pastejo. Dissertação Mestrado – Programa de Pós Graduação em Zootecnia, **Universidade Estadual de Maringá**, p. 83, 2011.

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**, Berlim, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.

CARTER, M. S. Contribution of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from urine patches. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 2091-2102, 2007.

CHADWICK, D.; SOMMER, S.; THORMAN, R.; FANGUEIRO, D.; CARDENAS, L.; AMON, B.; MISSELBROOK, T. Manure management: implications for greenhouse gas emissions. **Animal Feed Science and Technology**, 18p., 2011.

DE KLEIN, C. A. M.; SHERLOCK, R. R.; CAMERON, K. C.; VAN DER WEERDENT, T. J. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand – a review of current knowledge and directions for future research. **Journal of The Royal Society of New Zealand**, v. 31, 2001.

DE KLEIN, C. A. M.; BARTON, L.; SHERLOCK, R. R.; LI, Z.; LITTLEJHON, R. P. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soil. **Australian Journal of Soil Research**, v.41, p. 381-399, 2003.

GROENIGEN, V, J. W.; KOOL, D.M.; VELTHOF G. L.; OENEMA, O.; KUIKMAN, P. J. Mitigating N<sub>2</sub>O emissions from urine patches in pastures. **International Congress Series**. 1293, p. 347-350, 2006.

HYDE, B.; RYAN, M.; HAWKINS, M.; CONNOLLY, J.; CARTON, O. T. Nitrous oxide emissions. In: **End of project report RMIS 4974**. Johnstown Castle Research Centre, Wexford, p. 0-26, 2005.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário**. Rio de Janeiro, 2010.

IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Revised 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, Chapter 11. N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soil, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea application. Reference Manual. (IPCC/OECD/IEA: Paris), 2006.

JANTALIA, C. P. et al. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação das práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B. J. R. et al. **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, Porto Alegre, p. 215, 2006.

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**, v.82, p. 161-173, 2008.

KOLL, D. M. et al. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 43, n. 1, p. 174-178, 2011.

LUO, J.; LINDSEY, S. B.; LEDGARD, S. F. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, p. 463-470, 2008.

MAGIERO, E.C. Emissão e balanço de gases de efeito estufa em argissolo subtropical sob integração lavoura-pecuária com ovinos. Tese Doutorado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, p. 120, 2013.

MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia. Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. **Informações gerais e valores**

**preliminares. Nov., 2009.** Disponível em: [www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/proclima](http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/proclima)

MONAGHAN, R. M.; BARRACLOUGH, D. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from urine-affected soil under controlled conditions. **Plant and soil**, v. 151, p. 127-138, 1993.

MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura, Seção de Geografia, 38p., 1961.

MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M. O. & SCHIMMEL, D. S., ed. **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin, Wiley, p. 175-187, 1989.

MU, Z.; KIMURA, S. D.; TOMA, Y.; HATANO, R. Nitrous oxide fluxes from upland soils in central Hokkaido, Japan. **Journal of Environmental Sciences**, China, v. 20, p. 1312-1322, 2008.

OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN GROENIGEN, J. W.; DOLFING, J.; KUIKMAN, P. J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 72, p. 51-65, 2005.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GAGNON, B.; BERTRAND, N. N<sub>2</sub>O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 2, p. 175-187, 2008.

SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; BHANDRAL, R.; HEDLEY, C. B.; LUO, J. A. Review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zeal J. Agr. Res.**, v. 47, p. 513-544, 2004.

SORDI, A. Emissão de óxido nitroso a partir de urina e esterco de bovinos a pasto. Dissertação Mestrado – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, **Universidade Federal do Paraná**, p. 53, 2012.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Departamento de Solo, 174p., 1995.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, p. 1723-1732, 2001.

WILLIAMS, D. L.; INESON, P.; COWARDS, P. A. Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 31, p. 779-788, 1999.

WILLIAMS, P. H.; JARVIS, S. C.; DIXON, E. Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 30, p. 1885-1893, 1998.

VELTHOF, G. L.; JARVIS, S. C.; STEIN, A.; ALLEN, A. G.; OENEMA, O. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. **Soil Biol Biochem**, v.28, p.1215–1225, 1996.

ZANATTA, J. A. **Estoque e labilidade do carbono em frações da matéria orgânica de um argissolo afetados por sistemas de manejo de solo**. 2006. 113f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in Southern Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1653-1665, 2010.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na presente pesquisa foi possível observar a dinâmica da emissão de GEE em um sistema de ILP. Nas condições do estudo I a intensidade de pastejo e método de pastoreio afetaram as emissões de óxido nitroso do solo, mostrando a importância de um manejo adequado, principalmente sobre a taxa de lotação animal. Na fase pastagem do ILP, o método rotacionado com baixa lotação animal apresentam maiores emissões acumuladas de  $N_2O$ , sendo o método contínuo com baixa lotação o manejo mais adequado para redução dessas emissões. As emissões de GEE também foram afetadas pelas variáveis climatológicas e de solo.

Na fase de pastagem, a presença de excretas animais influenciam as emissões de  $N_2O$ , sendo a urina uma importante fonte de emissão deste gás como demonstrado no estudo II. Essas emissões por conta da presença da urina estão correlacionadas a outras variáveis como a precipitação, teor de N mineral, carbono orgânico dissolvido e umidade do solo. No entanto é importante ressaltar que o fator de emissão da urina proposto pelo IPCC está superestimado para as condições edafoclimáticas encontradas neste estudo.

Tanto com o estudo I quanto com o estudo II notou-se a influência climática e o efeito das adições de nitrogênio ao sistema resultando o incremento das emissões. Dessa forma estudos devem ser prolongados para se observar a variabilidade dessas condições e influência nos resultados.

Alguns fatores devem ser levados em consideração em estudos futuros para avaliar todo o balanço do carbono em sistemas ILP: estudo e quantificação das emissões de  $CH_4$  entérico dos animais, importante dentro de sistemas pecuários bem como os fatores que influenciam essas emissões; estudo sobre o carbono solo, levantamento dos custos em carbono equivalente de todas operações envolvidas no sistema como uso de máquinas, defensivos, fertilizantes, energia etc. Com todos esses fatores sendo levados em conta poderá se chegar ao fechamento do balanço do carbono, com o cálculo do PAG real e assim avaliar a sustentabilidade dos sistemas ILP como potencial mitigador dos gases de efeito estufa.

## 5. APÊNDICE

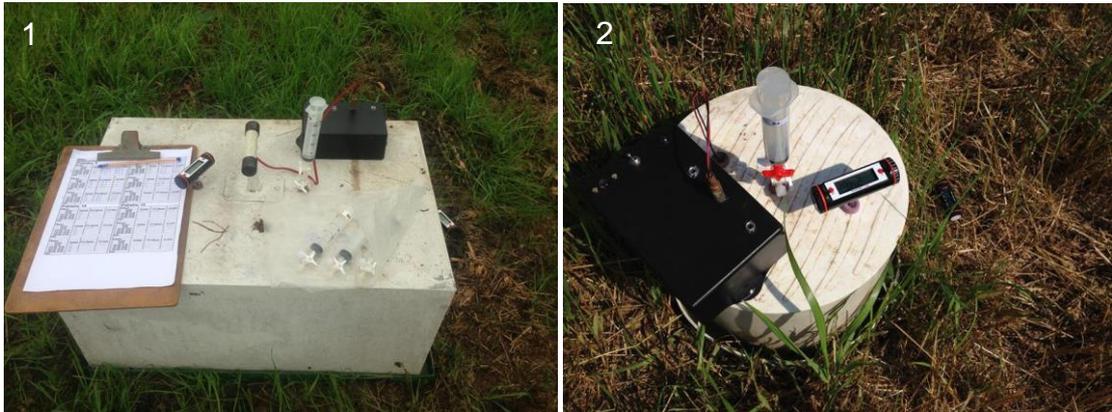


Foto 1 e 2. Detalhes das câmaras de coleta de GEE utilizadas no estudo. (1) Câmara utilizada na fase de pastagem e soja do estudo I. (2) Câmara utilizada no estudo II de fator de emissão.





Foto 3 e 4. Distribuição das câmaras de coleta de GEE do estudo I no tratamento com método rotacionado de pastejo.





Foto 5 e 6. Divisão da área para aplicação dos tratamentos com doses de urina e coleta de GEE do estudo II fator de emissão.