

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

**BALANÇO DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
CAMPO NATIVO DO BIOMA PAMPA**

Janquieli Schirmann
(Tese)

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

**BALANÇO DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
CAMPO NATIVO DO BIOMA PAMPA**

**JANQUIELI SCHIRMANN
Engenheira Agrônoma (UFSM)
Mestre em Ciência do Solo (UFSM)**

**Tese apresentada como
um dos requisitos para a obtenção do
Grau de Doutor em Ciência do Solo**

Porto Alegre (RS) Brasil
Maio de 2016

Pagina de homologação

Agradecimentos

Ao professor Cimélio Bayer pela orientação, ensinamentos, críticas e conselhos.

Aos membros da banca avaliadora Jeferson Dieckow, Olivier Bonnet e Carlos Gustavo Tornquist pela disponibilidade em participar e pelas contribuições ao trabalho.

Aos professores e funcionários do PPG Ciência do Solo e aos funcionários da Estação Experimental da UFRGS.

Ao professor Paulo Cesar de Faccio Carvalho e ao seu grupo de pesquisa pela condução do experimento de longa duração e por disponibilizar os dados experimentais.

A Embrapa Pecuária Sul por financiar parte da pesquisa através do projeto componente que integra a rede de pesquisa Pecus bioma Pampa.

Ao povo brasileiro por financiar minha bolsa de estudos, as universidades públicas e os programas de pós-graduação.

Aos professores Richard Conant, Eldor Paul, Joseph von Fischer e a pesquisadora Catherine Stewart pela recepção, suporte, ensinamentos e por terem possibilitado a realização do estudo do doutorado Sanduíche.

A minha família por todo apoio e força.

Ao Douglas por estar ao meu lado em todos os momentos.

Ao grupo de pesquisa em Manejo e Conservação do Solo: Luiz Antônio, Fernando, Estefânia, Murilo, Eduardo, Laisa, Anai, Adriano, Diego, Fernanda, Daniela, Vitor, Cecília, Lucia, Tiago, Rafael, Gabriel, Luana, Fábio, Renan, Tatiana, Mathias, Anna, Daiane, Carla, Graciele, Magno, Andressa e Adriana pela amizade e ajuda nos trabalhos de campo e laboratório.

Aos colegas do PPG Ciência do Solo em especial a Bruna, Daniel, Bernardo, Fernando e Benito.

As amigas Cláudia, Marília e Karine que conviveram comigo nesta etapa.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Meu sincero agradecimento.

BALANÇO DE CARBONO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM CAMPO NATIVO DO BIOMA PAMPA

Autor: Eng. Agr. MsC Janquieli Schirmann

Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

RESUMO

A avaliação global de sistemas pecuários com intuito de definir o manejo que associa produção animal e manutenção ou aumento nos estoques de carbono no solo e baixas emissões de gases de efeito estufa (GEE) é importante para a sustentabilidade dos sistemas. O estudo foi desenvolvido com objetivo de avaliar o potencial de aquecimento global (PAG) das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16% ($\text{kg matéria seca } 100 \text{ kg peso vivo}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em um campo nativo no bioma Pampa. O campo nativo foi manejado com as ofertas de forragem por 30 anos. O delineamento experimental utilizado foi blocos ao acaso com duas repetições. As emissões de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) do solo foram avaliadas através do método das câmaras estáticas durante dois anos. As amostras de solo para determinação dos teores e estoques de carbono orgânico foram coletadas em camadas estratificadas até 100 cm de profundidade, em quatro trincheiras por repetição. A contribuição das excretas dos bovinos na emissão de N_2O foi estimada com base em um experimento estabelecido no local. Para isso, urina e esterco proporcionais a um evento de dejeção dos bovinos foram aplicados nas ofertas de forragem de 4 e 12% e os fluxos de N_2O foram mensurados durante um ano. O fator de emissão (FE) de N_2O não diferiu entre as ofertas de forragem, mas diferiu entre as excretas ($p \leq 0,05$). O FE de N_2O para urina (0,74%) e esterco (0,08%) de bovinos criados no campo nativo foi menor que o valor de 2% definido pelo IPCC. Os resultados reforçam a necessidade de distinção entre os FE de N_2O para urina e esterco de bovinos e da definição de FE nacionais. O estoque de carbono do solo na camada de 0-100 cm foi maior na oferta de forragem de 8% ($135,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$), não diferindo da oferta de 12% ($124,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e 16% ($122,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mas sendo 20 Mg C ha^{-1} superior a oferta de 4%. As emissões anuais de N_2O ($0,19 \text{ kg N ha}^{-1}$) e CH_4 ($1,53 \text{ kg C ha}^{-1}$) foram baixas, não havendo distinção entre as ofertas de forragem na média dos dois anos. A oferta de forragem de 8% apresentou o menor PAG ($-442 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e a menor intensidade de emissão de gases de efeito estufa ($-3,5 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg ganho de peso vivo}^{-1}$). A emissão de metano entérico dos bovinos e a taxa de sequestro de carbono foram os principais componentes do PAG nos sistemas pecuários avaliados. Os resultados deste estudo demonstraram que a utilização das ofertas de forragem de 8% pode promover aumento no estoque de carbono no solo do campo nativo em relação a utilização da oferta de 4%. A oferta de forragem de 4% é prejudicial ao campo nativo e pode promover perdas de carbono no solo. A oferta de forragem de 8% associou produção animal e baixa emissão de GEE, caracterizando que os benefícios ambientais pela produção animal em campo nativo no bioma Pampa são intensificados pela adoção de carga animal adequada.

Tese de doutorado em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (92p.). Maio de 2016. Trabalho realizado com suporte financeiro da CAPES e CNPq. Parceria UFRGS-EMBRAPA. Projeto PECUS bioma Pampa (Código 01.10.06.001.08.01).

CARBON BALANCE AND GREENHOUSE GAS EMISSION IN NATIVE GRASSLAND OF PAMPA BIOME

Author: Eng. Agr. MsC Janquieli Schirmann

Adviser: Prof. Dr. Cimélio Bayer

ABSTRACT

Overall assessment of livestock systems in order to define the management that combines animal production and maintenance or increase in soil carbon stocks and low greenhouse gases (GHG) emissions is important for systems sustainability. The study was performed to determine the global warming potential (GWP) of forage allowance of 4, 8, 12 and 16% (kg dry matter 100 kg animal live weight⁻¹ day⁻¹) in a native grassland, biome Pampa. Native grassland was managed with forage allowance during 30 years. Experimental design was randomized blocks, with two replicates. Methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emissions were evaluated by static chamber for two years. Soil samples to evaluate organic carbon concentration and stocks were collected in stratified layers up to 100 cm deep in four trenches by repetition. Cattle excreta contribution on N₂O emissions were estimated by an experiment established at the same site. For this, urine and dung, proportional to one cattle event, were applied in 4 and 12% forage allowance and N₂O fluxes were measured over a year. Emission factor (EF) of N₂O did not differ between forage allowance, but differed between the excreta type (p≤0.05). N₂O EF for urine (0.74%) and dung (0.08%) was smaller than 2% preconized by IPCC. The results reinforce that is necessary disaggregate excreta emission factor into urine and dung. Total carbon stock in 0-100 cm was higher in the 8% forage allowance (135.7 Mg C ha⁻¹), not differing from the 12% (124.2 Mg C ha⁻¹) and 16% (122,2 Mg C ha⁻¹), but was 20 Mg C ha⁻¹ higher than the forage allowance of 4%. Cumulative emissions of N₂O (0.19 kg N ha⁻¹) and CH₄ (1.53 kg C ha⁻¹) were low, with no difference among forage allowance on the average of two years. The 8% forage allowance showed the lowest GWP (-442 kg CO_{2eq} ha⁻¹ yr⁻¹) and the lowest GHG intensity (-3.5 kg CO_{2eq} kg animal live weight⁻¹). CH₄ production from enteric fermentation and carbon sequestration rate were the main components of PAG. Result suggests that 8% forage allowance may promote an increase in soil carbon stock in native grassland in relation to use of the forage allowance 4%. Forage allowance of 4% is prejudicial to native grassland and can promote soil carbon losses. Forage allowance of 8% associated animal production and low GHG emissions, featuring environmental benefits for livestock production on native grassland in Pampa biome are enhanced by adoption of appropriate stocking.

Doctorate Thesis in Soil Science. Graduate Program in Soil Science. Faculty of Agronomy. Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre (92p.). May, 2016. Work performed with financial support from CAPES and CNPq. Partnership UFRGS-EMBRAPA. Project PECUS biome Pampa (Code 01.10.06.001.08.01).

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1. Estoque de carbono em solo de pastagem e a influência da pecuária	15
2.2. Emissão de óxido nitroso em solo de pastagem e a influência da pecuária.....	18
2.3. Emissão e consumo de metano em solo de pastagem.....	22
2.4. Potencial de aquecimento global	24
3. HIPÓTESES.....	27
4. OBJETIVOS.....	28
5. ESTUDO I – FATORES DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO PARA URINA E ESTERCO DE BOVINOS EM CAMPO NATIVO NO BIOMA PAMPA.....	29
5.1. RESUMO	29
5.2. INTRODUÇÃO	30
5.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	31
5.3.1. Descrição do Local.....	31
5.3.2. Tratamentos e Delineamento Experimental	32
5.3.3. Amostragem e Análise do Óxido Nitroso.....	33
5.3.4. Parâmetros do Solo.....	34
5.3.5. Análise estatística	35
5.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.4.1. Fluxo de óxido nitroso e parâmetros do solo.....	36
5.4.2. Emissão acumulada do N ₂ O	42
5.4.3. Fatores de emissão de N ₂ O para urina e esterco de bovinos	44
5.5. CONCLUSÕES	46
6. ESTUDO II – BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM CAMPO NATIVO SOB DIFERENTES OFERTAS DE FORRAGEM	47
6.1. RESUMO	47
6.2. INTRODUÇÃO	48
6.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	49
6.3.1. Histórico do experimento.....	49
6.3.2. Descrição do Local.....	51
6.3.3. Amostragem e análise de CH ₄ e N ₂ O do solo	51

6.3.4.	Estoque de carbono orgânico do solo	53
6.3.5.	Potencial de aquecimento global	55
6.3.6.	Análise estatística	56
6.4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
6.4.1.	Fluxo e emissão anual de N ₂ O do solo do campo nativo	57
6.4.2.	Fluxo e emissão anual de CH ₄ do solo do campo nativo	61
6.4.3.	Teor e estoque de carbono orgânico no solo do campo nativo	63
6.4.4.	Potencial de aquecimento global das ofertas de forragem.....	67
6.5.	CONCLUSÃO.....	71
7.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	72
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73
9.	APÊNDICES	87

RELAÇÃO DE FIGURAS

- Figura 1.** Esquema simplificado do ciclo do carbono e do nitrogênio no solo de pastagem. As flechas pontilhadas indicam as saídas dos componentes do sistema. CO₂: dióxido de carbono; N₂: nitrogênio elementar; CH₄: metano; N₂O: óxido nitroso; NO₃⁻: nitrato; COD: carbono orgânico dissolvido; NOD: nitrogênio orgânico dissolvido. (Adaptado de Rumpel et al. (2015)). 17
- Figura 2.** Nitrificação, desnitrificação, nitrificação desnitrificadora e as enzimas envolvidas (Adaptado de Wrage et al. (2001)).....20
- Figura 3.** Fluxo de N₂O, precipitação e temperatura média diária do ar após aplicação da urina e do esterco de bovinos nas ofertas de forragem de 4 e 12%. As barras verticais correspondem à diferença mínima significativa entre médias pelo teste de Tukey p≤0,05.37
- Figura 4.** Porosidade preenchida por água (PPA), carbono orgânico dissolvido (COD), teor de amônio (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃⁻) no solo do campo nativo e precipitação (Prec.) nos 92 dias após a aplicação da urina e do esterco. As barras verticais representam o erro padrão da média.38
- Figura 5.** Relação entre a emissão acumulada de N₂O e a intensidade de NH₄⁺, NO₃⁻ e COD no período de 92 dias após a aplicação das excretas de bovinos.41
- Figura 6.** Fator de emissão médio de N₂O (% N aplicado) para urina e esterco de bovinos ao longo dos dias após aplicação das excretas.46
- Figura 7.** Mapa da localização das bases na área experimental. As siglas SJ e AR representam as unidades de mapeamento São Jerônimo (Argissolo Vermelho distrófico) e Arroio dos ratos (Plintossolo Argilúvico distrófico), respectivamente. A sigla B indica a presença de solos hidromórficos, sendo que BII e BIV representam a associação dos solos hidromórficos com as séries Arroio dos ratos e São Jerônimo, respectivamente.52
- Figura 8.** Fluxo de N₂O e CH₄ do solo do campo nativo sob as ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%, temperatura média do ar e precipitação. As barras verticais representam o erro padrão da média.....58

Figura 9. Teor de carbono orgânico no solo do estrato inferior na oferta de 4% e do solo embaixo da touceira e do estrato inferior nas ofertas de forragem de 8, 12 e 16%. As barras horizontais representam o erro padrão.....65

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização e quantidade de nitrogênio aplicado via esterco e urina de bovinos.....	33
Tabela 2. Análise de variância da emissão acumulada e do fator de emissão de N ₂ O nas ofertas de forragem de 4 e 12%.	42
Tabela 3. Emissão acumulada e fator de emissão de N ₂ O para urina e esterco de bovinos nas ofertas de forragem de 4 e 12%.....	42
Tabela 4. Densidade e conteúdo de cascalho no solo nas ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.....	55
Tabela 5. Análise de variância da emissão acumulada de N ₂ O e CH ₄ , do teor e estoque de carbono no solo, do potencial de aquecimento global (PAG) e da intensidade de emissão de gases de efeito estufa (IEGEE) das ofertas de forragem. O valor de p≤0,05 é considerado estatisticamente significativo.	60
Tabela 6. Emissão anual de N ₂ O e CH ₄ no campo nativo sob as ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.	61
Tabela 7. Estoque de carbono orgânico no solo das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.....	67
Tabela 8. Influência das ofertas de forragem sobre o potencial de aquecimento global (PAG) e Intensidade de emissão de gases de efeito estufa (IEGEE) no campo nativo.....	70

RELAÇÃO DE APÊNDICES

Apêndice 1. Emissão acumulada de N ₂ O e fatores de emissão de N ₂ O nas repetições de campo.....	88
Apêndice 2. Emissão acumulada de N ₂ O e CH ₄ nas repetições de campo das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.....	88
Apêndice 3. Densidade do solo (g cm ⁻³) das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.....	89
Apêndice 4. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 4%. 90	
Apêndice 5. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 8%. 90	
Apêndice 6. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 12%.	91
Apêndice 7. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 16%.	91
Apêndice 8. Estoques de carbono nas camadas de 0-30, 30-100 e 0-100 cm nas ofertas de forragem do campo nativo.....	92

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os campos nativos são reconhecidos mundialmente pela sua importância ambiental e econômica. Nas últimas décadas, em virtude das mudanças climáticas, maior atenção tem sido dada a esses ecossistemas, em função da quantidade de carbono estocada no solo. No entanto, a utilização inadequada da pecuária, com alta lotação animal e sobrepastoreio, pode promover perdas de carbono no solo e colocar em risco a preservação dos campos nativos.

Na região Sul do Brasil, principalmente no estado do Rio Grande do Sul, a pecuária é desenvolvida majoritariamente sobre o Bioma Pampa. O clima da região associado às espécies de plantas presentes no Bioma contribuem para que forragem esteja disponível ao longo do ano, o que possibilita sua utilização para a produção pecuária. A produção pecuária nas áreas do Bioma existe há muitos anos, entretanto, ainda há uma carência de informações sobre a influência dos animais nos estoques de carbono no solo e na emissão de gases de efeito estufa.

Estudos desenvolvidos em campos nativos de outras regiões demonstram que a pressão de pastejo apresenta efeitos controversos sobre os estoques de carbono no solo e na emissão de gases de efeito estufa (Liebig et al., 2010; Schönbach et al., 2012). Existem campos nativos que suportam maiores pressões de pastejo e respondem positivamente, aumentando o estoque de carbono no solo. Por sua vez, em determinadas situações, uma baixa intensidade de pastejo pode reduzir o estoque de carbono no solo e promover a degradação do campo nativo.

A emissão de gases de efeito estufa geralmente é baixa em solos de campo nativo, sendo esses caracterizados por consumir metano (CH_4). De maneira geral, o consumo de CH_4 no solo tende a reduzir à medida que a lotação animal aumenta. Porém, a utilização de um pastejo adequado pode contribuir para o desenvolvimento de populações de metanotróficas no solo e aumentar o consumo de metano.

As emissões de óxido nitroso (N_2O) geralmente aumentam com a presença de animais em áreas de pastagem, principalmente pela deposição de urina e esterco durante o pastejo. O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) estima que 2% do nitrogênio presente nas dejeções de bovinos é emitido na forma de N_2O . No entanto, estudos realizados no Brasil têm indicado que as emissões de N_2O oriundas das excreções de bovinos são inferiores ao preconizado pelo IPCC (Barneze et al., 2014; Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014). Além disso, é importante destacar que a estimativa do IPCC não distingue a contribuição da urina e do esterco nas emissões de N_2O e nem considera o manejo extensivo de bovinos em pastagem, que caracteriza a pecuária Sul brasileira. Neste sentido, é importante que se avalie a contribuição da urina e do esterco de bovinos nas emissões de N_2O em campo nativo do bioma Pampa.

A influência do pastejo em áreas de campo nativo quanto aos estoques de carbono no solo e a emissão de gases de efeito estufa depende das características intrínsecas de cada campo, do solo e do clima na qual ele está presente e da interação entre esses fatores. Desta forma, é importante que se avalie de maneira global os efeitos do pastejo em diferentes condições de clima e solo no mundo. A análise do potencial de aquecimento global (PAG) possibilita uma avaliação global do sistema de manejo adotado. Através do PAG pode-se selecionar manejos que apresentem menor impacto ambiental e verificar os principais fatores que estejam contribuindo para o maior potencial de aquecimento global no sistema e a partir disso definir medidas mitigatórias.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Estoque de carbono em solo de pastagem e a influência da pecuária

Os campos nativos são considerados um dos maiores ecossistemas do mundo, estendendo-se sobre 40% da superfície da terra (FAO, 2005). Historicamente, os campos nativos provêm bens e serviços para a humanidade, pois representam uma enorme reserva genética, habitat para muitas espécies de animais e plantas, são utilizados para a produção pecuária e armazenam quantidades consideráveis de carbono (WRI, 2000).

A quantidade de carbono (C) estocada no solo (camada 0-30 cm) sob campo nativo pode variar de 25 Mg C ha⁻¹ em regiões desérticas a 160 Mg C ha⁻¹ em regiões úmidas e frias (Gifford, 2010). O C estocado no solo é resultado do balanço entre as entradas e saídas de carbono do sistema. As perdas de carbono em solo de campo nativo ocorrem basicamente por decomposição microbiana. Por sua vez, as entradas de carbono no solo ocorrem através da biomassa aérea e das raízes das plantas.

As raízes apresentam um papel relevante na incorporação de carbono no solo, através da descamação de suas células epidérmicas e corticais e do processo de rizodeposição. A rizodeposição consiste na liberação ou exsudação de compostos de carbono pelas raízes das plantas (Jones et al., 2004) e permite que o C seja incorporado diretamente na matriz do solo, promovendo elevado grau de estabilização física (Soussana e Lemaire, 2014). Os compostos orgânicos derivados das raízes apresentam uma ampla complexidade química, abrangendo compostos facilmente decomponíveis

como açúcares solúveis, aminoácidos e ácidos orgânicos, a substratos que requerem maior energia para serem decompostos (Stockmann et al., 2013). Estes compostos estimulam a atividade dos microrganismos e a formação de polissacarídeos extracelulares (Six et al., 1998), também chamados de agentes de ligação, responsáveis pela formação de micro e macroagregados no solo (Jastrow, 1996). Os agregados protegem fisicamente uma parte significativa da matéria orgânica (Jones e Donnelly, 2004). O processo de rizodeposição juntamente com a atividade de minhocas e outros organismos presentes no solo são considerados os principais fatores responsáveis pelo sequestro de carbono em solos de pastagem (Jones e Donnelly, 2004; Bossuyt et al., 2005).

A produção pecuária em campos nativos tem influência no ciclo do carbono e do nitrogênio no solo (Figura 1). O pastejo remove parte da biomassa aérea das plantas, reduzindo a entrada de carbono no solo por esta via. No entanto, quando utilizado de forma adequada, pode compensar e até aumentar a entrada de carbono no solo via raízes. O pastejo adequado estimula a liberação de exsudatos radiculares e o crescimento radicular das plantas promovendo maior aporte de carbono ao solo (Bardgett et al., 1998; Piñeiro et al., 2010). A entrada de carbono no solo estimula a atividade dos microrganismos e a formação de matéria orgânica (Bradford et al., 2013). Além disso, a deposição de esterco e urina ao solo durante o pastejo acelera a ciclagem de nutrientes proporcionando o aumento da produção primária das plantas, especialmente em solos de baixa fertilidade (Soussana e Lemaire, 2014). O esterco também pode ser considerado uma importante fonte de matéria orgânica no solo.

Entretanto, a desfolha excessiva reduz a aérea foliar e o sistema radicular da planta, comprometendo a sua capacidade fotossintética e limitando a absorção de nutrientes no solo (Vallentine, 1990; Soussana e Lemaire, 2014). A menor quantidade de biomassa na superfície do solo pode indiretamente aumentar a temperatura e a evaporação no solo que podem levar a decomposição na matéria orgânica (Piñeiro et al., 2010). Além disso, a maior carga animal pode promover o aumento da densidade do solo e destruição dos agregados que protegem a matéria orgânica da decomposição microbiana (Steffens et al., 2008).

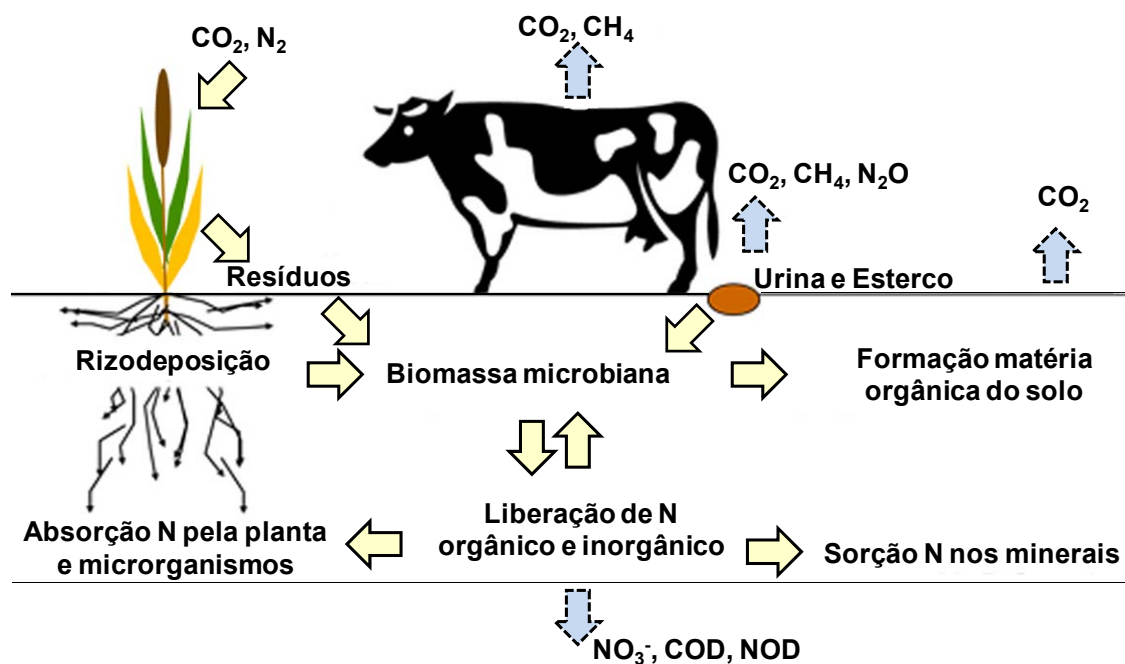


Figura 1. Esquema simplificado do ciclo do carbono e do nitrogênio no solo de pastagem. As flechas pontilhadas indicam as saídas dos componentes do sistema. CO_2 : dióxido de carbono; N_2 : nitrogênio elementar; CH_4 : metano; N_2O : óxido nitroso; NO_3^- : nitrato; COD: carbono orgânico dissolvido; NOD: nitrogênio orgânico dissolvido. (Adaptado de Rumpel et al. (2015)).

A influência do pastejo dos animais sobre os estoques de C em solos de pastagem é difícil de prever. Alguns estudos demonstraram que o estoque de C no solo decresceu substancialmente em pastagens manejadas com alta intensidade de pastejo durante longos anos (Allard et al., 2007; Han et al., 2008; Franzluebbers e Stuedemann, 2009; Sun et al., 2011). Franzluebbers e Stuedemann (2009) observaram uma redução de 56% no estoque de C do solo após 12 anos de pastejo intensivo em relação ao leve. No entanto, outros estudos não observaram diferenças (Raiesi e Asadi, 2006; Shrestha e Stahl, 2008; Cecagno, 2015) ou observaram aumento nos estoques de C no solo em áreas com pastejo intensivo (Schuman et al., 1999; Reeder e Schuman, 2002; Liebigh et al., 2006; Li et al., 2011). Schuman et al. (1999) observaram um aumento de 13% no estoque de C no solo ao utilizar de pastejo intensivo em relação a área de exclusão.

As diferenças nos estoques de carbono observadas com a utilização de intensidades de pastejo devem-se a características intrínsecas de cada

pastagem, como a composição da vegetação. As plantas C4 quando pastejadas apresentam maior potencial em estocar carbono no solo que as plantas C3, em virtude da maior relação raiz/parte aérea e liberação de exsudatos radiculares no solo (Reeder et al., 2004; McSherry e Ritchie, 2013). Além disso, as características do solo como pH, teor de argila, umidade (Don et al., 2007; Dlamini et al., 2016), e o clima do local (Conant et al., 2001) também apresentam influencia sobre os estoques de carbono. Solos que apresentam maior teor de argila geralmente possuem maior estoque de matéria orgânica que solos arenosos (Dick et al., 2009; Dlamini et al., 2016). A matéria orgânica se associa as partículas de argila e contribui para a formação de complexos organo-minerais estáveis (Six et al., 2002). O pH do solo pode influenciar sobre a decomposição da matéria orgânica através dos processos de hidrólise e protonação, além de regular a solubilização e complexação da matéria orgânica e sua sorção e dessorção da superfície mineral (Dlamini et al., 2016). Já o clima, apresenta a temperatura e a precipitação como seus principais componentes, esses atuam de forma integrada influenciando tanto a adição anual de fitomassa como a taxa de mineralização da matéria orgânica (Dick et al., 2009). De maneira geral, regiões que apresentam maiores precipitações possuem maior produção de fitomassa e conseqüentemente maior estoque de matéria orgânica. Já a temperatura, atua indiretamente reduzindo o estoque de carbono no solo, pois maiores temperaturas aceleram os processos microbianos e a atividade enzimática que agem sobre a mineralização da matéria orgânica no solo. Neste sentido, é importante que se avalie a influência do pastejo em solos de pastagens em diferentes condições de clima, solo e vegetação.

2.2. Emissão de óxido nitroso em solo de pastagem e a influência da pecuária

O óxido nitroso é considerado um importante gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global 298 vezes superior ao CO₂ (Forster et al., 2007). A concentração deste gás na atmosfera vem aumentando nas últimas décadas, a uma taxa de 0,87 ppb ano⁻¹ (WMO, 2015). A agricultura é uma importante fonte antropogênica de N₂O, representando cerca de 60% das

emissões globais (Syakila e Kroeze, 2011). No setor agrícola, a pecuária pode ser considerada uma das principais fontes de N_2O para a atmosfera, contribuindo com cerca de 75% das emissões (FAO, 2016).

Os solos de campo nativo emitem baixas quantidades de óxido nitroso, apresentando em alguns casos influxo N_2O atmosférico (Glatzel e Stahr, 2001; Flechard et al., 2005). O consumo de óxido nitroso no solo está geralmente associado à baixa disponibilidade de nitrogênio e a maiores umidades, apesar de também ser observado em outras condições (Chapuis-Lardy et al., 2007). Embora muitos estudos tenham evidenciado a ocorrência de influxos de N_2O no solo, pouco se sabe sobre os processos e fatores que o regem. Acredita-se que os principais processos microbianos envolvidos sejam a desnitrificação e a nitrificação (Chapuis-Lardy et al., 2007). No entanto, existem evidências que alguns resultados sejam oriundos de artefatos analíticos (Cowan et al., 2014).

Partindo da hipótese que o consumo de N_2O no solo realmente exista, estima-se que solos sob vegetação nativa apresentem um consumo anual de N_2O de $0,3 \text{ Tg } N_2O \text{ ano}^{-1}$. Este é um valor expressivo quando comparado às emissões líquidas de N_2O nesses solos, mas pequeno quando comparado a $17,1 \text{ Tg } N_2O$ emitidas anualmente para a atmosfera (Schlesinger, 2013).

Em solos de pastagem, a desnitrificação é considerada a principal fonte de N_2O (Saggar et al., 2013). A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas, que são capazes de utilizar o nitrato (NO_3^-) na respiração como aceptor final de elétrons (Wrage et al., 2001). Logo, a desnitrificação consiste na redução de NO_3^- a N_2 apresentando o N_2O como um produto intermediário (Figura 2).

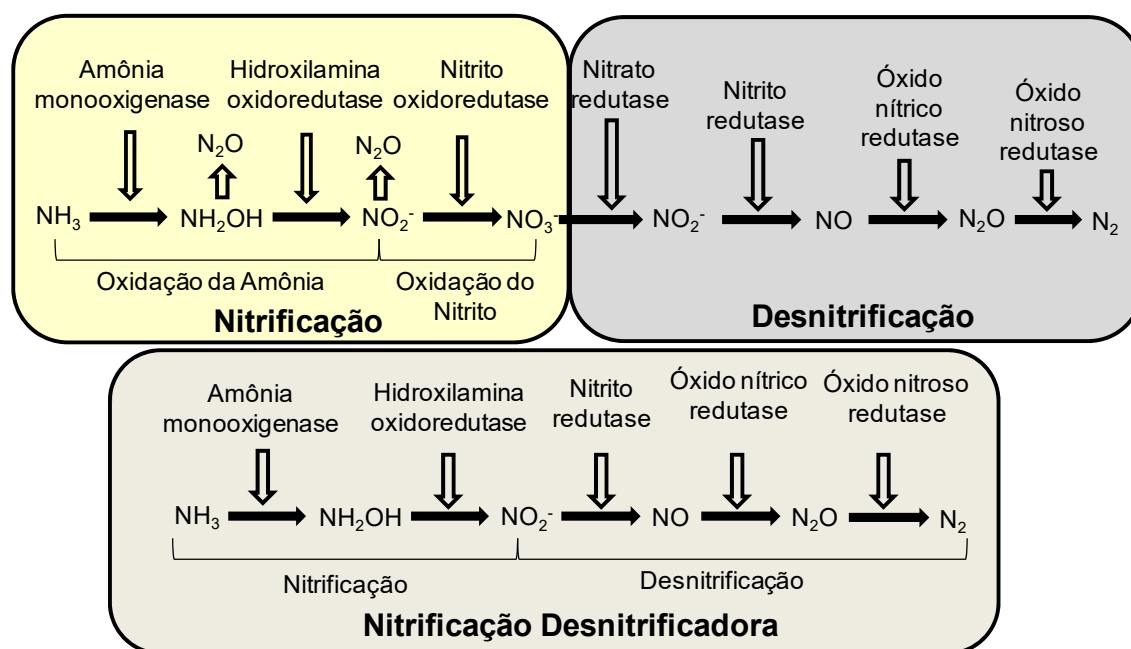


Figura 2. Nitrificação, desnitrificação, nitrificação desnitrificadora e as enzimas envolvidas (Adaptado de Wrage et al. (2001)).

A concentração de nitrato no solo é um dos fatores responsáveis por controlar a proporção entre N_2 e N_2O emitida. A maior disponibilidade de nitrato promove a inibição da enzima óxido nitroso redutase, encarregada da redução de N_2O a N_2 , favorecendo a emissão de N_2O (Weier et al., 1993). Concentrações de nitrato inferiores a $20 \text{ mg N kg solo}^{-1}$ são requeridas para que o processo de redução do N_2O prevaleça sobre o processo de produção, havendo assim maior quantidade de N_2 emitida (Senbayram et al., 2012). Em solos de pastagem sem deposição de urina e esterco, a concentração de nitrogênio no solo é baixa, variando de 1 a $11 \text{ mg N kg solo}^{-1}$ (Saggar et al., 2004). Desta forma, a baixa concentração de NO_3^- nos solos de campo nativo pode ser considerado um fator limitante para a emissão de N_2O e um estímulo a emissão de N_2 .

A nitrificação é considerada um processo importante na produção de N_2O quando há deposição de esterco e urina dos animais em solos de pastagem (Koops et al., 1997). A nitrificação corresponde à oxidação do íon amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3) a nitrato tendo como intermediário o nitrito (NO_2^-). Essas reações são realizadas por bactérias autotróficas na presença de O_2 . Durante a nitrificação, o N_2O pode ser formado a partir da hidroxilamina

(NH_2OH) que é um produto intermediário da transformação da amônia ao NO_2^- ou através do próprio nitrito (Figura 2).

A nitrificação também pode ser fonte de N_2O através de um processo chamado de nitrificação desnitrificadora. A nitrificação desnitrificadora é realizada por apenas um grupo de microrganismos chamados autotróficos oxidadores de amônia (Wrage et al., 2001). Esses microrganismos conseguem oxidar NH_3 a NO_2^- com posterior redução do NO_2^- a N_2 ou N_2O (Figura 2).

A produção pecuária realizada em áreas de campo nativo pode promover um aumento no fluxo de N_2O do solo, principalmente pela utilização de fertilizantes nitrogenados, pelas dejeções dos animais e pela compactação do solo (Flechard et al., 2007; Rafique et al., 2011). Em sistemas extensivos de produção, a utilização de fertilizantes nitrogenados é rara. Neste contexto, a deposição de esterco e urina dos bovinos torna-se a principal fonte de nitrogênio inorgânico e óxido nitroso do solo.

Bovinos de corte excretam cerca de 90 a 95% do N que consomem (Whitehead, 2000). A quantidade de N aplicada através das excretas de bovinos pode atingir até $2.000 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Oenema et al., 1997). No esterco, o nitrogênio encontra-se principalmente na forma orgânica e necessita ser mineralizado para estar disponível. Já na urina, cerca de 70% do N está na forma de ureia, e quando em contato com o solo é rapidamente hidrolisado (Vallis et al., 1982) e transformado a amônio. A disponibilidade de grandes quantidades de N em uma pequena área excede a necessidade de N da planta, o que pode levar a perdas de N através de emissões gasosas (de Klein et al., 2003; Luo et al., 2008).

O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) indica que 2% do N presente na excreção de bovinos é emitido na forma de N_2O (IPCC, 2006). Na literatura, os fatores de emissão variam de 0,02 a 5% para urina e de 0,04 a 0,7% para esterco (Oenema et al., 1997; Luo et al., 2008; Wachendorf et al., 2008; van der Weerden et al., 2011; Rochette et al., 2014). As distinções entre os fatores de emissão encontrados na literatura devem-se a vários fatores relacionados à composição do esterco e da urina (Lessa et al., 2014), as características do solo como o teor de argila (Rochette et al., 2014), a compactação (van Groenigen et al., 2005), a drenagem (van der Weerden et al., 2011), a declividade do terreno (Kelliher et al., 2014; Saggart et al., 2015), a

característica da pastagem, como a composição florística (Hoeft et al., 2012), o clima e a sazonalidade (Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014; Bell et al., 2015), entre outros fatores. Devido a isso, existe a necessidade de haver fatores de emissões restritos a diferentes locais no globo.

O Brasil não definiu os fatores de emissão de N_2O para as excreções bovinas e utiliza o fator default do IPCC para os inventários nacionais de emissão de GEE. Estudos recentes desenvolvidos no Brasil têm indicado que os fatores de emissão de N_2O para esterco e urina de bovinos são menores que o valor de 2% indicado pelo IPCC. Os fatores de emissão para urina variam de 0,2 a 1,2% e para esterco de 0,10 a 0,15% (Barneze et al., 2014; Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014). Algumas hipóteses foram levantadas com intuito de entender porque os valores observados para o FE de N_2O brasileiro seriam menores que o proposto pelo IPCC. Estas hipóteses estariam relacionadas às características de boa drenagem dos latossolos presentes nas pastagens brasileiras (Sordi et al., 2014) e as características dos dejetos oriundos dos bovinos criados principalmente de forma extensiva no Brasil (Lessa et al., 2014). Neste sentido, mais pesquisas são necessárias para que possamos definir um fator de emissão de N_2O nacional e entendermos porque o FE é menor que o proposto pelo IPCC.

2.3. Emissão e consumo de metano em solo de pastagem

O metano é o segundo mais importante gás antropogênico, depois do dióxido de carbono, com potencial de aquecimento global 25 vezes superior ao CO_2 . Sua concentração na atmosfera vem aumentando com o passar do tempo, passando de 700 ppb no início da revolução industrial a 1774 ppb em 2005 (Forster et al., 2007). A agricultura é responsável por aproximadamente 58% dos 598 Tg CH_4 emitidos anualmente, sendo que a pecuária contribui com 52% das emissões agrícolas de metano (Robertson, 2014).

A emissão de metano no solo é resultado do balanço entre os processos biológicos de metanotrofia e metanogênese. A metanotrofia é realizada pelas bactérias metanotróficas, capazes de oxidar metano a dióxido de carbono para obter energia. As bactérias metanotróficas podem ser classificadas de acordo com sua afinidade em oxidar o metano. As bactérias do

grupo I conhecidas por apresentar baixa afinidade em oxidar CH_4 , atuam em concentrações de metano superiores a 40 ppmv (Le Mer e Roger, 2001). Já o grupo II é constituído por bactérias que apresentam alta afinidade em oxidar metano, atuando em concentrações de metano próximas as encontradas na atmosfera (<1,8 ppmv). As bactérias metanotróficas realizam um importante serviço ao nosso ecossistema, pois removem da atmosfera aproximadamente 30 Tg de metano anualmente (Robertson, 2014).

A metanogênese é o processo responsável pela formação de metano no solo e é realizado pelas arqueobactérias metanogênicas. As metanogênicas habitam ambientes anaeróbicos com baixo potencial redox (Garcia et al., 2000). Uma sequência de processos relacionados a degradação de compostos orgânicos antecede a produção de metano e podem ser divididos em 4 partes: o primeiro passo é a hidrólise de macromoléculas e polímeros em monômeros por microrganismos hidrolíticos que podem ser aeróbicos, facultativos ou anaeróbicos; o segundo passo é chamado de acidogênese que corresponde a fermentação de simples compostos orgânicos por bactérias fermentadoras que podem ser facultativas ou anaeróbicas; o terceiro passo é chamado de acetogênese e corresponde a produção de acetato, hidrogênio e dióxido de carbono a partir de metabólitos da fermentação; e pôr fim a metanogênese (Le Mer e Roger, 2001).

A produção de metano pode ocorrer a partir de três principais fontes de carbono: 1) H_2 e CO_2 utilizados por bactérias quimiolitotróficas; 2) compostos metílicos como metanol e metilaminas e 3) acetato. A produção de metano via acetato é a mais comum e mais importante fonte de metano (Paul, 1997), responsável por cerca de 2/3 do metano produzido (Le Mer e Roger, 2001). No solo, as metanogênicas podem coexistir com as metanotróficas em diferentes micro-habitats (Price et al., 2004).

A emissão de metano em solos bem drenados de campo nativo pode ser considerada insignificante (Soussana et al., 2010), sendo esse ecossistema conhecido por oxidar metano (Priemé e Christensen, 1999; Wang et al., 2005). A produção pecuária em áreas de pastagem apresenta efeitos controversos sobre a produção e consumo de metano no solo. Wang et al. (2015) observaram que o pastejo moderado apresentou as maiores taxas de consumo de CH_4 quando comparado a uma área sem pastejo e com pastejo

intenso. Segundo os autores, a intensidade moderada de pastejo estimulou o desenvolvimento da população de metanotróficas no solo, em virtude do maior crescimento radicular das plantas induzido pelo pastejo que contribuiu para maior aeração do solo após a morte das raízes. No entanto, Tang et al. (2013) observaram que uma lotação moderada e alta reduziram a oxidação de metano em 7 e 38% respectivamente, em relação a área sem pastejo. Resultados similares foram observados por Chen et al. (2011) que verificaram uma redução de até 31% no consumo de metano do solo da pastagem sob pastejo intensivo. De acordo com os autores existem vários mecanismos que podem atuar coletivamente ou individualmente para reduzir o consumo de metano em áreas com alta carga animal: (1) a compactação do solo que promoveria a redução da difusão de CH_4 e oxigênio, ambos substratos para as bactérias metanotróficas; (2) a deposição de esterco no solo, que é fonte de metano, o que contrabalancearia o consumo de metano no solo; (3) modificações na população de bactérias metanotróficas no solo. Além disso, a compactação do solo e a adição de esterco regularmente podem ser responsáveis por uma maior abundância e atividade de metanogênicas em solos de pastagem (Prem et al., 2014).

2.4. Potencial de aquecimento global

O impacto da produção pecuária sobre as áreas de campo nativo pode ser avaliado através do potencial de aquecimento global (PAG). O PAG leva em consideração a variação no estoque de carbono no solo em um determinado período de tempo, a emissão de gases de efeito estufa (N_2O e CH_4) do solo e das excreções dos animais, a emissão entérica de metano dos animais e os custos de produção. Através do PAG pode-se comparar os efeitos relativos de uma fonte ou sumidouro de GEE com outra, utilizando-se de uma unidade padrão (CO_2 equivalente) (Robertson e Grace, 2004).

De maneira geral, os estudos realizados em campos nativos abordam a emissão de gases de efeito estufa ou o estoque de carbono do solo de forma isolada, não analisando o impacto desses de forma global. A análise global de um determinado manejo sobre uma pastagem é de extrema importância, pois ao mesmo tempo em que o manejo pode estar aumentando o

sequestro de carbono no solo, ele também pode estar promovendo maiores emissões de GEE (Conant et al., 2005), ou vice-versa.

Como exemplo da importância de se avaliar o sistema como um todo tem-se o estudo desenvolvido por Soussana et al. (2007) em que se avaliou várias práticas de manejo (pastejo rotacionado, contínuo e roçada) em nove pastagens (semeadas, permanentes ou semi-naturais) presentes na Europa. Os autores verificaram que independente do manejo utilizado, as pastagens eram sumidouros de carbono, apresentando uma troca líquida média de CO₂ de $-240 \pm 0,7 \text{ g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, quando as saídas e entradas de carbono orgânico do sistema e a emissão de N₂O e CH₄ foram contabilizadas, os autores verificaram que o PAG médio das pastagens não diferiu de zero. Neste caso, a entrada de C no sistema estava sendo contrabalanceada pelas emissões de gases de efeito estufa e perdas de carbono orgânico, não havendo potencial mitigador. O potencial mitigador de um sistema ocorre quando os valores de PAG forem inferiores a zero (Robertson e Grace, 2004).

De maneira geral, estudos desenvolvidos na Europa têm demonstrado que a utilização de alta intensidade de manejo em pastagens tem aumentando o potencial de aquecimento global dessas. Soussana et al. (2007) observaram que pastagens manejadas de forma intensiva, com utilização de pastejo e roçada associada a adubação mineral, apresentaram maior PAG ($251 \text{ g C-CO}_{2\text{eq.}} \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) em relação a pastagens com manejo extensivo ($-446 \text{ g C-CO}_{2\text{eq.}} \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) que apresentam potencial mitigador. Allard et al. (2007) também observaram maior PAG ($-9,7 \text{ g C-CO}_{2\text{eq.}} \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) em pastagens manejadas intensivamente em relação ao manejo extensivo ($-31,2 \text{ g C-CO}_{2\text{eq.}} \text{ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), embora ambos os manejos apresentem potencial mitigador.

A pressão de pastejo utilizada em áreas de campo nativo também interfere na intensidade de emissão de gases (emissão GEE/ unidade produto), existindo uma tendência de que o pastejo intensivo promova maior PAG e maior relação PAG/ganho de peso animal em relação ao pastejo leve e moderado (Liebig et al., 2010; Schönbach et al., 2012). Estudos que avaliaram PAG em sistemas pecuários foram desenvolvidos em pastagens na Europa (Allard et al., 2007; Soussana et al., 2007), Estados Unidos (Liebig et al., 2010) e Mongólia (Schönbach et al., 2012), sendo raros os estudos em campos nativos na América Latina. Neste sentido, existe a necessidade que estudos

sejam desenvolvidos com intuito de definir como o manejo da pastagem pode estar contribuindo ou não no potencial de aquecimento global destes sistemas.

O manejo ideal de solos de pastagens é aquele que associa produção com a menor emissão de gases de efeito estufa e manutenção ou aumento no estoque de carbono no solo. A contribuição de cada fator envolvido no cálculo do PAG varia de acordo com o manejo utilizado na pastagem. O sequestro de carbono no solo tem sido apontado como o principal fator que contribui para o PAG ser negativo. No entanto, a emissão de metano entérico dos animais é um dos principais fatores que promove um contrabalanço no sequestro de C do solo (Robertson et al., 2000; Schönbach et al., 2012). A emissão de metano entérico pode compensar de 12 a até 62% do sequestro de C do solo dependendo do manejo utilizado (Allard et al., 2007; Liebig et al., 2010). Já o N_2O pode ser considerado o segundo principal fator que atua no aumento do valor do PAG, podendo apresentar uma compensação de 2% no sequestro de C em manejo extensivo da pastagem (Allard et al., 2007) a até 32% em pastejo intensivo (Liebig et al., 2010). Avaliar a contribuição de cada fator envolvido no cálculo do PAG é importante, pois pode-se indicar qual fator tem maior impacto no potencial de aquecimento global do sistema e desenvolver medidas mitigatórias.

3. HIPÓTESES

A baixa disponibilidade de nitrogênio inorgânico em solos de campo nativo não fertilizados promove baixas emissões de óxido nitroso, independente da oferta de forragem.

A lenta mineralização e liberação do nitrogênio do esterco no solo promovem menores emissões de N_2O no solo após aplicação do esterco em relação à urina. Neste sentido, o fator de emissão de N_2O do esterco de bovinos é menor que o fator de emissão de N_2O da urina e devem ser desagregados.

A maior frequência e deposição de esterco e o maior distúrbio no solo da oferta de forragem de 4% reduz a atividade das metanotróficas e conseqüentemente o consumo de metano no solo.

O pastejo moderado leve observado na oferta de forragem de 12% promove maior entrada de carbono no solo via exsudatos e resíduos radiculares, aumentando o estoque de carbono no solo.

O potencial de aquecimento global e a intensidade de emissão de gases de efeito estufa são menores na oferta de forragem de 12%.

4. OBJETIVOS

Avaliar a influência das ofertas de forragem na emissão de óxido nitroso no solo do campo nativo.

Determinar os fatores de emissão de N_2O da urina e do esterco de bovinos criados em campo nativo no Bioma Pampa.

Avaliar a influência das ofertas de forragem na emissão de metano no solo do campo nativo.

Determinar os estoques de carbono no solo do campo nativo em cada oferta de forragem.

Avaliar o potencial de aquecimento global e a intensidade de emissão de gases de efeito estufa das ofertas de forragem no campo nativo.

5. ESTUDO I – FATORES DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO PARA URINA E ESTERCO DE BOVINOS EM CAMPO NATIVO NO BIOMA PAMPA

5.1. RESUMO

A estimativa do fator de emissão de N_2O para excreções bovinas realizada pelo IPCC não leva em consideração a baixa intensidade de manejo de pastagens que caracteriza a produção pecuária na região Sul do Brasil, conduzida sobre o Bioma Pampa. Neste sentido, é importante que estudos sejam desenvolvidos para quantificar as emissões de N_2O e os fatores de emissão de N_2O de dejeções bovinas em áreas de campo nativo na América do Sul e que o IPCC incorpore estas informações em sua estimativa. Nós realizamos um estudo para avaliar a emissão de N_2O e o fator de emissão de N_2O para urina e esterco de bovinos criados de forma extensiva, em distintas ofertas de forragem, em campo nativo pertencente ao bioma Pampa. Urina e esterco de bovinos, correspondentes a uma dejeção, foram aplicados nas ofertas diárias de forragem de 4 e 12% ($kg\ MS\ 100\ kg\ peso\ vivo^{-1}$) para avaliação da emissão de N_2O . Proporcionalmente, urina e esterco foram aplicados em parcelas de 0,5 x 1 m para avaliação dos parâmetros de solo. A porosidade preenchida por água (PPA), os teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) e carbono orgânico dissolvido (COD) foram determinados durante 92 dias, enquanto que os fluxos de N_2O foram monitorados durante um ano. Os fluxos médios diários de N_2O do solo que não recebeu aplicação das excretas nas ofertas de 4 e 12% foram baixos ($1,3\ g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$) e incrementaram sensivelmente com a aplicação da urina tanto na oferta de 4% ($58,1\ g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$) quanto na oferta de 12% ($73,1\ g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$). A deposição de esterco incrementou levemente os fluxos de N_2O na oferta de 4% ($4,5\ g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$) e 12% ($3,1\ g\ N-N_2O\ ha^{-1}\ dia^{-1}$). As ofertas de forragem influenciaram

na emissão acumulada de N_2O no tratamento com urina, mas não influenciaram no fator de emissão de N_2O das excretas. Os fatores de emissão de N_2O para urina (0,74%) e esterco (0,08%) de bovinos foram diferentes e menores que o fator de emissão de 2% preconizado pelo IPCC. Nossos resultados sugerem que o fator de emissão de N_2O preconizado pelo IPCC está superestimado para as excreções de bovinos criados extensivamente em campo nativo e deve ser desagregado.

5.2. INTRODUÇÃO

As excretas de bovinos podem ser consideradas as principais fontes de N_2O em áreas de campo nativo. Bovinos de corte possuem baixa eficiência na utilização de nitrogênio (N) e a maior parte do N (90-95%) ingerido é eliminado na urina e no esterco (Whitehead, 2000). O nitrogênio depositado no solo pelas excretas muitas vezes excede a capacidade de absorção de N das plantas, podendo resultar em emissões de N_2O . Anualmente, as excreções dos animais em áreas de pastagem no mundo podem contabilizar 1,5 Tg N- N_2O (Oenema et al., 2005).

No Brasil, aproximadamente 46% das emissões de N_2O do setor agrícola são atribuídas ao esterco e urina depositados durante o pastejo (Brazil, 2010). Apesar das dejeções dos animais apresentarem grande contribuição nas emissões de N_2O , o país ainda não possui um fator de emissão de N_2O para urina e esterco. Desta forma, os inventários nacionais de emissão de N_2O a partir de dejeções bovinas em pastagens são calculados com base na estimativa realizada pelo IPCC. O IPCC estima que 2% do N presente nas excreções dos bovinos é emitido na forma de N_2O (IPCC, 2006). No entanto, a estimativa do IPCC não abrange dados de clima tropical e subtropical nem pastagens com baixa intensidade de manejo (de Klein, 2004).

A baixa intensidade de manejo caracteriza a produção pecuária na região Sul do Brasil. Nesta região, 13 milhões de bovinos são criados de forma extensiva em áreas de campo nativo pertencentes ao bioma Pampa (Carvalho e Batello, 2009). A variação na lotação animal pode ser considerada o principal manejo realizado nestas áreas. O pastejo promove modificações na estrutura da vegetação de campos nativos (Cruz et al., 2010), na população microbiana

(Bardgett et al., 1998), na atividade enzimática de nitrificantes e desnitrificantes (Le Roux et al., 2003; Patra et al., 2005) e provavelmente nas emissões de N₂O.

Atualmente, dados de emissão de N₂O em áreas de campo nativo utilizadas para a produção pecuária ainda são escassos na América do Sul. Estudos preliminares desenvolvidos no Brasil em áreas de pastagem cultivadas têm sugerido que o fator de emissão de N₂O para urina e esterco de bovinos tende a ser menor que 2% preconizado pelo IPCC (Barneze et al., 2014; Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014). Neste sentido, mais estudos devem ser desenvolvidos com intuito de definirmos um fator de emissão N₂O nacional para esterco e urina de bovinos depositados em pastagens. O principal objetivo deste estudo foi contribuir para o levantamento nacional do fator de emissão de N₂O de esterco e urina de bovinos. Nós investigamos as emissões e o fator de emissão de N₂O para esterco e urina de bovinos em campo nativo sob diferentes ofertas de forragem.

5.3. MATERIAL E MÉTODOS

5.3.1. Descrição do Local

O estudo foi desenvolvido em um campo nativo, pertencente ao bioma Pampa, localizado na estação experimental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, na cidade de Eldorado do Sul, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil (30°05'27''S, 51°40'18''O). O clima do local é classificado como subtropical úmido (Cfa, Köppen). A precipitação média anual é de 1440 mm, bem distribuída ao longo do ano, e a temperatura média anual é de 19,4°C, variando de 9°C no mês mais frio e 25°C no mês mais quente (Bergamaschi et al., 2013). O solo presente na área é classificado como Argissolo Vermelho distrófico (Mello et al., 1966) com 30% de argila e 40% de areia na camada 0-0,2 m.

O campo nativo foi manejado por 30 anos (1986-2016) com diferentes ofertas de forragem. As ofertas de forragem diárias de 4 e 12% (kg matéria seca 100 kg peso vivo bovino⁻¹) representam pastejo intensivo e moderado, respectivamente. Novilhas foram criadas em pastejo contínuo e as

ofertas de forragem foram mantidas através do ajuste de carga animal baseados na disponibilidade de forragem. O sistema foi considerado como de baixa intensidade de manejo, pois não existiram práticas como calagem, adubação ou roçadas desde 1986.

O campo nativo é composto principalmente por espécies C4. A oferta de forragem de 4% apresenta apenas um estrato de vegetação, compondo uma vegetação rasteira e homogênea. A oferta de forragem de 12% apresenta dois estratos vegetativos: o estrato inferior (entre touceiras) composto pelos gêneros *Paspalum*, *Axonopus*, *Piptochaetium* e *Coelorachis*; e o estrato superior (touceiras) composto pelos gêneros *Aristida*, *Eryngium*, *Andropogon*, *Bacharis* e *Vernonia* (Da Trindade et al., 2012).

5.3.2. Tratamentos e Delineamento Experimental

Os tratamentos consistiram da aplicação de uma dose de urina, uma dose de esterco e testemunha, na qual não foi realizada aplicação das excretas bovinas. As doses de urina e esterco utilizadas foram equivalentes a um evento de dejeção das novilhas presentes na área experimental: 1L para urina e 1,8 kg (331g MS) para o esterco. As doses foram calculadas a partir da média de 17 urinadas e 6 esterçadas dos bovinos. Os bovinos foram alimentados somente com o campo nativo. Os tratamentos foram aplicados em uma área isolada dos bovinos em cada oferta de forragem. O delineamento experimental utilizado foi blocos ao acaso com 3 repetições.

A urina e o esterco utilizados no experimento foram oriundos dos bovinos presentes em ambas ofertas de forragem. A concentração de nitrogênio na urina e no esterco foi determinada por destilação Kjeldahl. O carbono presente no esterco e o carbono orgânico dissolvido presente na urina foram determinados por combustão seca em analisador Shimadzu TOC-V SH. A caracterização da urina e do esterco está presente na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização e quantidade de nitrogênio aplicado via esterco e urina de bovinos.

Excretas	MS ¹	CT ²	COD ³	pH	N total		C/N	N Ap.
	g kg ⁻¹				g kg ⁻¹	g L ⁻¹		
Urina	-	-	23,9	8,8	-	6,5	3,7	1.325
Esterco	183,9	407,6	-	-	12,8	-	31,8	861

¹MS – Matéria seca; ²CT – Carbono total; ³COD – Carbono orgânico dissolvido.

5.3.3. Amostragem e Análise do Óxido Nitroso

As avaliações do fluxo de N₂O iniciaram logo após a aplicação dos tratamentos, em outubro de 2013, e finalizaram em outubro de 2014, completando 338 dias. O esterco e a urina foram aplicados em bases circulares com 0,25 m de diâmetro interno (área de 0,049 m²) inseridas no solo a 0,05 m de profundidade. Na oferta de forragem de 12% as bases foram inseridas no estrato inferior do campo nativo, mas as touceiras estavam presentes no entorno das parcelas. A vegetação presente dentro das bases foi cortada frequentemente, simulando o pastejo.

O N₂O foi avaliado através do método das câmaras estáticas (Mosier, 1989). As coletas de ar foram realizadas em câmaras cilíndricas (0,3 m altura x 0,3 m diâmetro), com seringas de polipropileno de 20 mL entre 9:00 e 11:00 da manhã, nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos após a colocação das câmaras sobre as bases. As amostras de gás foram armazenadas em exetainers para posterior análise. O N₂O foi quantificado através de um cromatógrafo gasoso (Shimadzu GC-2014 modelo *Greenhouse*) equipado com um detector de captura de elétrons (ECD).

O fluxo diário de N₂O foi calculado de acordo com equação 1 que leva em consideração uma relação linear entre a concentração do N₂O na câmara e o tempo de coleta.

$$\text{Fluxo (N - N}_2\text{O)} = \frac{d(\text{N}_2\text{O})}{dt} \times \frac{MPV}{RT} \quad \text{Equação 1}$$

Onde, o fluxo de N-N₂O está expresso em η N câmara⁻¹ min⁻¹; d(N₂O)/dt é variação na concentração de N₂O (ηmol mol⁻¹) em função do intervalo de tempo (min); M é o peso molecular do N₂O (g mol⁻¹); P é a pressão

atmosférica no interior da câmara (1 atm); V é o volume da câmara (L); R é a constante universal dos gases (0,082 atm L mol⁻¹ K⁻¹) e T é a temperatura interna da câmara (kelvin).

As emissões acumuladas foram calculadas pela integração da área sob a curva estabelecida pela interpolação trapezoidal dos fluxos diários do gás. O fator de emissão (FE) do N₂O para urina e esterco de bovinos foi calculado segundo a equação proposta por Klein et al. (2003) que leva em consideração a quantidade líquida de N-N₂O emitido na urina e no esterco dividido pela quantidade de N aplicado (Equação 2).

$$FE = \frac{N - N_2O_{(urina\ ou\ esterco)} - N - N_2O_{(testemunha)}}{N\ aplicado_{(urina\ ou\ esterco)}} \times 100 \quad \text{Equação 2}$$

Onde, FE é o fator de emissão (% do N aplicado); N-N₂O_(urina ou esterco) é a quantidade de N₂O emitida no tratamento urina ou esterco (kg N ha⁻¹); N-N₂O_(testemunha) é a quantidade de N₂O emitida no tratamento testemunha (kg N ha⁻¹); N aplicado_(urina ou esterco) é a quantidade de nitrogênio aplicado no tratamento urina ou esterco (kg N ha⁻¹).

5.3.4. Parâmetros do Solo

Pequenas parcelas (0,5 x 1 m) que receberam adição de urina e esterco proporcionais às aquelas adicionadas nas bases para coletas de gases foram utilizadas para monitoramento dos teores de amônio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), carbono orgânico dissolvido (COD) e porosidade preenchida por água (PPA). O solo foi amostrado na camada 0-0,1 m no dia que antecedeu a aplicação e nos 92 dias que sucederam a aplicação dos tratamentos.

A análise de NH₄⁺ e NO₃⁻ no solo foi realizada segundo metodologia descrita por Bremner (1960). A análise de carbono orgânico dissolvido foi realizada segundo metodologia descrita por Chantigny et al. (2008). A intensidade de NH₄⁺, NO₃⁻ e COD foi calculada através da interpolação linear das concentrações de NH₄⁺, NO₃⁻ e COD entre as datas de amostragem (Zebarth et al., 2012), para o mesmo período das emissões de N₂O. A

porosidade preenchida por água (PPA) foi calculada segundo a equação 3 descrita por Paul e Clark (1996).

$$\text{PPA (\%)} = \frac{\text{conteúdo de água no solo} \times \text{densidade do solo} \times 100}{1 - \left(\frac{\text{densidade do solo}}{\text{densidade de partícula}} \right)} \quad \text{Equação 3}$$

Onde, conteúdo de água no solo é medido através da umidade gravimétrica (g água g solo seco⁻¹); densidade do solo (g cm⁻³); densidade de partícula (2,65 g cm⁻³).

5.3.5. Análise estatística

Os dados de fluxo, emissão acumulada e o fator de emissão de N₂O foram submetidos à análise de variância, utilizando Mixed Procedure (SAS, 2014), e as médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de significância. A análise da emissão acumulada de N₂O e do fator de emissão considerou as ofertas de forragem, os tratamentos (urina, esterco e testemunha) e a sua interação como efeitos fixos, enquanto bloco foi considerado efeito aleatório. O modelo estatístico da análise de variância para emissão acumulada e o fator de emissão de N₂O foi o seguinte:

$$Y_{ij} = \mu + \beta_i + O_j + \varepsilon_{ij} + \tau_k + O_j\tau_k + \varepsilon_{ijk}$$

Onde, μ é a média geral do experimento; β é o bloco ($i= 1,2,3$); O é oferta de forragem ($j= 1,2$); τ é tratamento ($k= 1,2,3$) para emissão acumulada de N₂O ou ($k= 1,2$) para fator de emissão; ε é o erro experimental.

A variação das médias dos parâmetros do solo foi expressa através do erro padrão da média. Os dados de fluxo de N₂O e os parâmetros de solo foram correlacionados através da análise de correlação de Pearson.

5.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.4.1. Fluxo de óxido nitroso e parâmetros do solo

Os maiores fluxos de N_2O foram observados nos tratamentos que receberam aplicação de urina (Figura 3). O tratamento urina apresentou fluxo médio de N_2O de $66 \text{ g N ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, sendo 17 vezes superior ao tratamento esterco e 49 vezes superior à testemunha. As maiores emissões de N_2O em solos que receberam aplicação de urina em relação ao esterco também foram observadas em outros estudos e devem-se principalmente a forma como o N está presente no esterco e na urina (Oenema et al., 1997; Yamulki et al., 1998), a infiltração do N no solo (van der Weerden et al., 2011) e a menor quantidade de N aplicada via esterco (Rochette et al., 2014).

A aplicação de urina aumentou os teores de NH_4^+ no solo, enquanto que nas parcelas com adição de esterco os teores de NH_4^+ foram semelhantes à testemunha (Figura 4). A urina é composta principalmente por ureia (Bristow et al., 1992) que é rapidamente hidrolisada e promove aumento nos teores de NH_4^+ no solo. O esterco, por outro lado, apresenta a maior parte do N na forma orgânica (Oenema et al., 1997; van der Weerden et al., 2011) e necessita ser previamente mineralizado para liberação do N no solo. Em nosso estudo, a liberação do N do esterco para o solo pode ter sido retardada pela relação C/N do esterco (31,8), uma vez que na decomposição de resíduos orgânicos com relação C/N acima de 25 predomina o processo de imobilização de N (Paul, 2007). A disponibilidade de N no solo é considerada uma das principais variáveis controladoras das emissões de N_2O (Oenema et al., 1997), logo, os menores teores de NH_4^+ e NO_3^- no solo no tratamento esterco e testemunha resultaram em menores emissões de N_2O .

Os menores fluxos de N_2O observados no tratamento esterco também podem ser atribuídos ao limitado contato esterco-solo. A ocorrência de precipitações ou irrigação logo após a deposição do esterco pode favorecer a infiltração (van der Weerden et al., 2011) e a mineralização do N do esterco no solo. Entretanto, em nosso estudo, as primeiras precipitações ocorreram cerca de duas semanas após a deposição do esterco, quando o material já estava parcialmente seco e com crosta superficial.

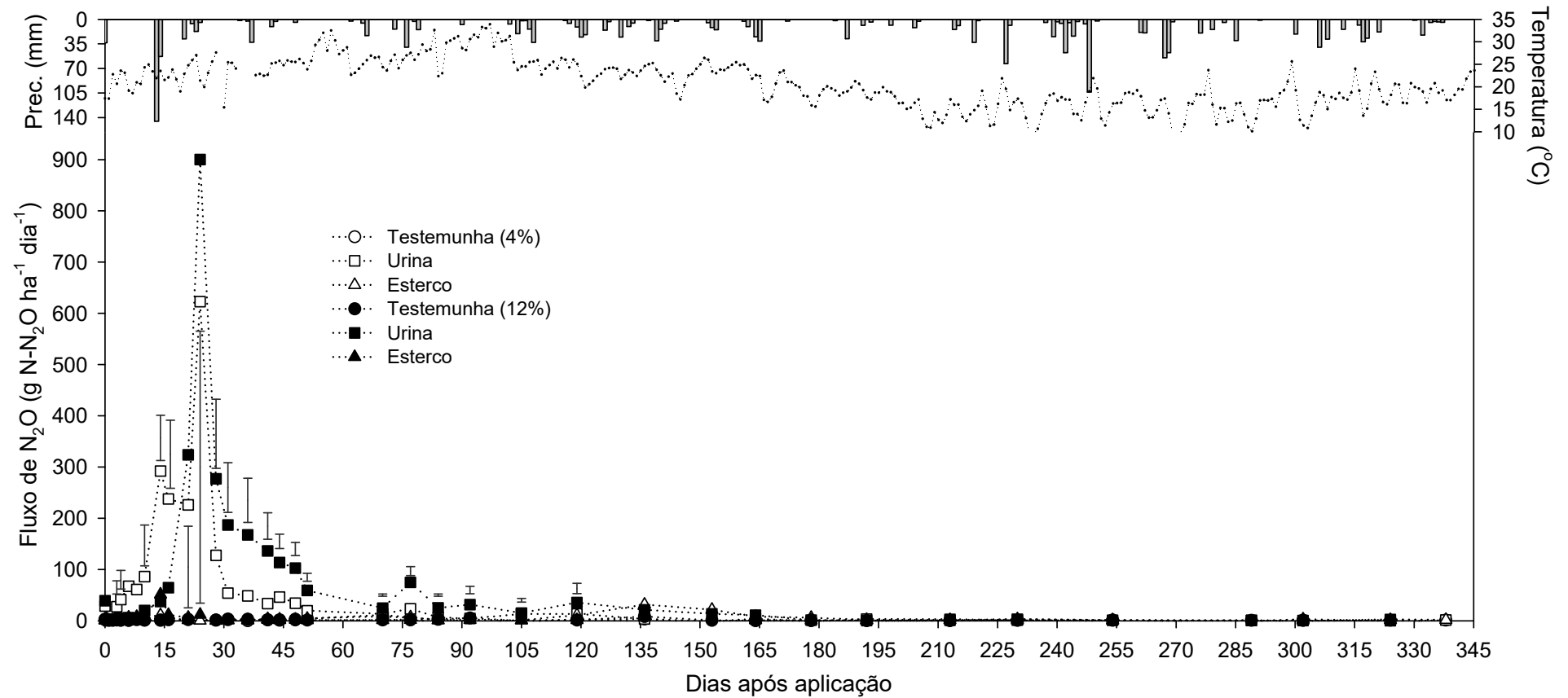


Figura 3. Fluxo de N₂O, precipitação e temperatura média diária do ar após aplicação da urina e do esterco de bovinos nas ofertas de forragem de 4 e 12%. As barras verticais correspondem à diferença mínima significativa entre médias pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$.

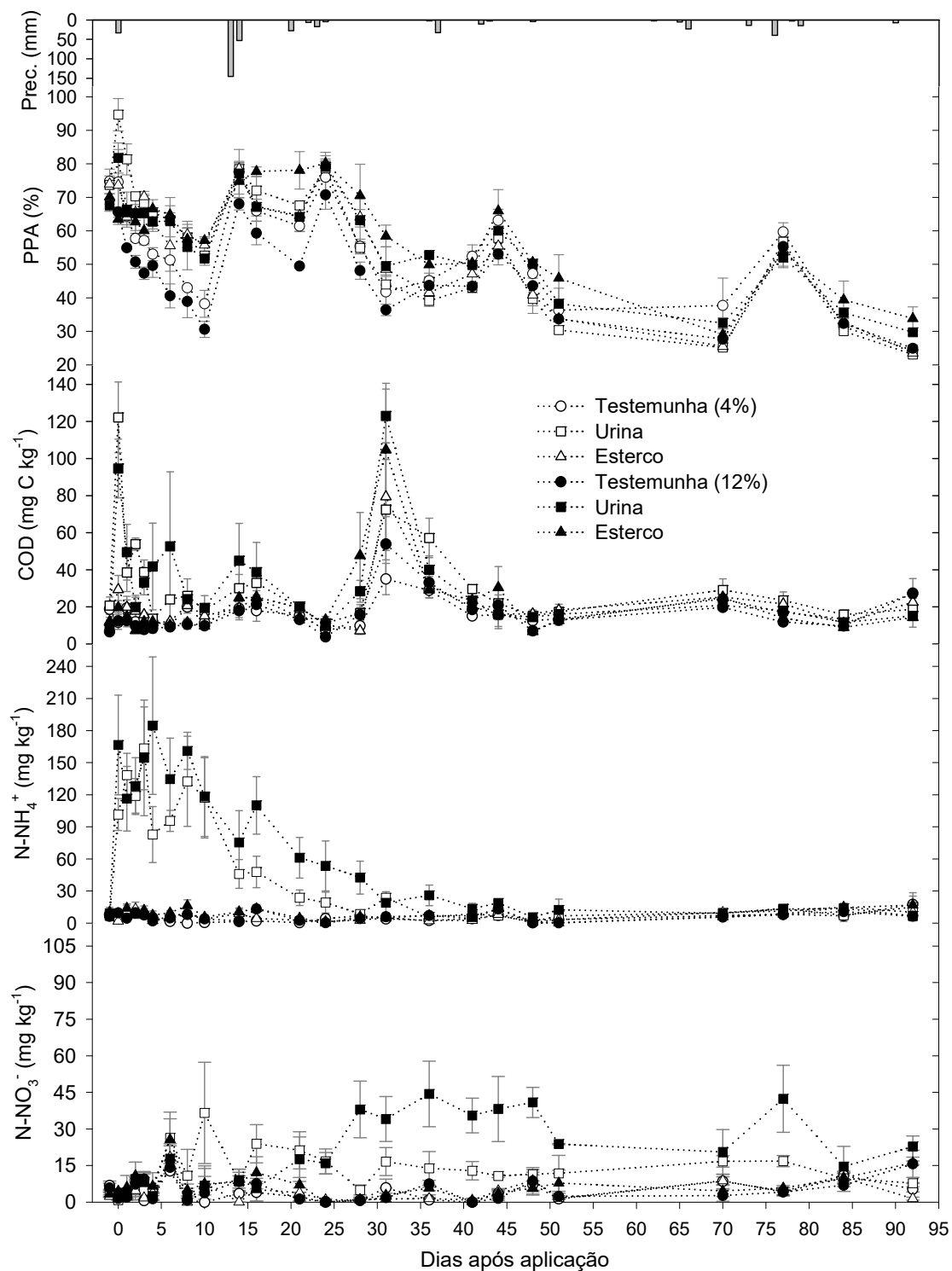


Figura 4. Porosidade preenchida por água (PPA), carbono orgânico dissolvido (COD), teor de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) no solo do campo nativo e precipitação (Prec.) nos 92 dias após a aplicação da urina e do esterco. As barras verticais representam o erro padrão da média.

Os fluxos de N_2O no tratamento urina apresentaram uma dinâmica diferenciada entre as ofertas de forragem, e diferiram entre si em determinadas coletas (Figura 3). Na oferta de 4% o fluxo de N_2O incrementou gradativamente a partir dos 4 dias enquanto que o fluxo de N_2O na oferta de 12% incrementou somente a partir dos 16 dias após a aplicação da urina. O aumento das emissões de N_2O observados na oferta de 4% foi acompanhado pela redução da PPA e dos teores de NH_4^+ no solo (Figura 4). Estes resultados sugerem que as emissões de N_2O nos primeiros 14 dias na oferta de forragem de 4% foram causadas majoritariamente pela nitrificação, processo favorecido pela maior disponibilidade de NH_4^+ em PPA inferior a 60% (Bateman e Baggs, 2005).

A dinâmica diferenciada no fluxo de N_2O entre as ofertas de forragem pode estar relacionada a modificações na população microbiana do solo promovidas pela oferta de forragem. O pastejo intensivo favorece o desenvolvimento de bactérias no solo, em função da frequente liberação de exsudatos radiculares, enquanto que o pastejo leve favorece a população fúngica, devido a maior recalcitrância do material vegetal (Bardgett et al., 1998; Rumpel et al., 2015). Apesar da oferta de forragem de 12% representar pastejo moderado, a composição vegetativa desta oferta de forragem, composta por 36% de touceiras, pode ter favorecido o desenvolvimento de populações fúngicas em vista da recalcitrância e idade do material vegetativo. Além disso, a nitrificação pode ter sido beneficiada na oferta de 4% uma vez que o pastejo intensivo contribuiu para o desenvolvimento da população de bactérias nitrificantes (Le Roux et al., 2003; Patra et al., 2005; Yang et al., 2013). A possível presença de maior população de bactérias nitrificantes na oferta de 4% comparada a 12% pode ter favorecido a nitrificação e a emissão de N_2O .

Os maiores fluxos de N_2O observados no tratamento urina ocorreram em PPAs superiores a 70% (Figuras 2 e 3). Acima de 70% da PPA a difusão de oxigênio no solo é restrita e a desnitrificação torna-se o principal processo microbiano responsável pela emissão de N_2O (Bateman e Baggs, 2005). Apesar de observarmos relação entre o aumento da emissão de N_2O e a PPA do solo nos tratamentos que receberam a aplicação de urina, a correlação entre estas variáveis foi fraca ($r^2 = 0,07$; $p < 0,01$). O mesmo foi observado para o N_2O com as demais variáveis do solo: NH_4^+ ($r^2 = 0,04$; $p < 0,05$), NO_3^- ($r^2 = 0,02$; $p = 0,07$), COD ($r^2 = 0,02$; $p = 0,10$) e a temperatura ($r^2 =$

0,03; $p < 0,05$). A fraca correlação observada entre o N_2O e as variáveis de solo também foi verificada em outros estudos em solos de pastagem (Velthof et al., 1996; Yamulki et al., 1998; Anger et al., 2003) e pode estar relacionada à baixa representatividade da amostragem de solo em relação aos microsítios onde ocorre a formação de N_2O (Velthof et al., 1996; van den Pol-van Dasselaar et al., 1998). Os microsítios ou também chamados de hot spots são zonas no solo que apresentam altas taxas de reações em relação a áreas adjacentes ou a matriz do solo (McClain et al., 2003).

Apesar da fraca correlação entre os fluxos diários de N_2O e os parâmetros do solo, observou-se forte relação linear entre a emissão acumulada de N_2O e a intensidade de NH_4^+ ($r^2 = 0,99$), NO_3^- ($r^2 = 0,95$) e COD ($r^2 = 0,77$) (Figura 5). O tratamento urina apresentou as maiores intensidades de NH_4^+ , NO_3^- e COD e conseqüentemente as maiores emissões de N_2O . A relação entre a emissão de N_2O com NH_4^+ e NO_3^- permite inferir que ambos os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação foram importantes na formação de N_2O no solo. No entanto, observou-se maior eficiência na formação de N_2O através da desnitrificação, pois foi necessário quase o dobro de NH_4^+ no solo em relação ao NO_3^- para emissão da mesma quantidade de N_2O . Estes resultados estão de acordo com outros estudos que demonstraram que a desnitrificação é mais eficiente na formação de N_2O que a nitrificação (Bateman e Baggs, 2005; Pimentel et al., 2015).

Apesar da intensidade de COD no tratamento urina ter sido a mesma entre as ofertas de forragem, a emissão acumulada de N_2O foi 3 kg maior na oferta de 12%. Isto indica uma possível influência de outros fatores sobre a emissão de N_2O , como por exemplo, a disponibilidade de nitrogênio no solo nas ofertas de forragem.

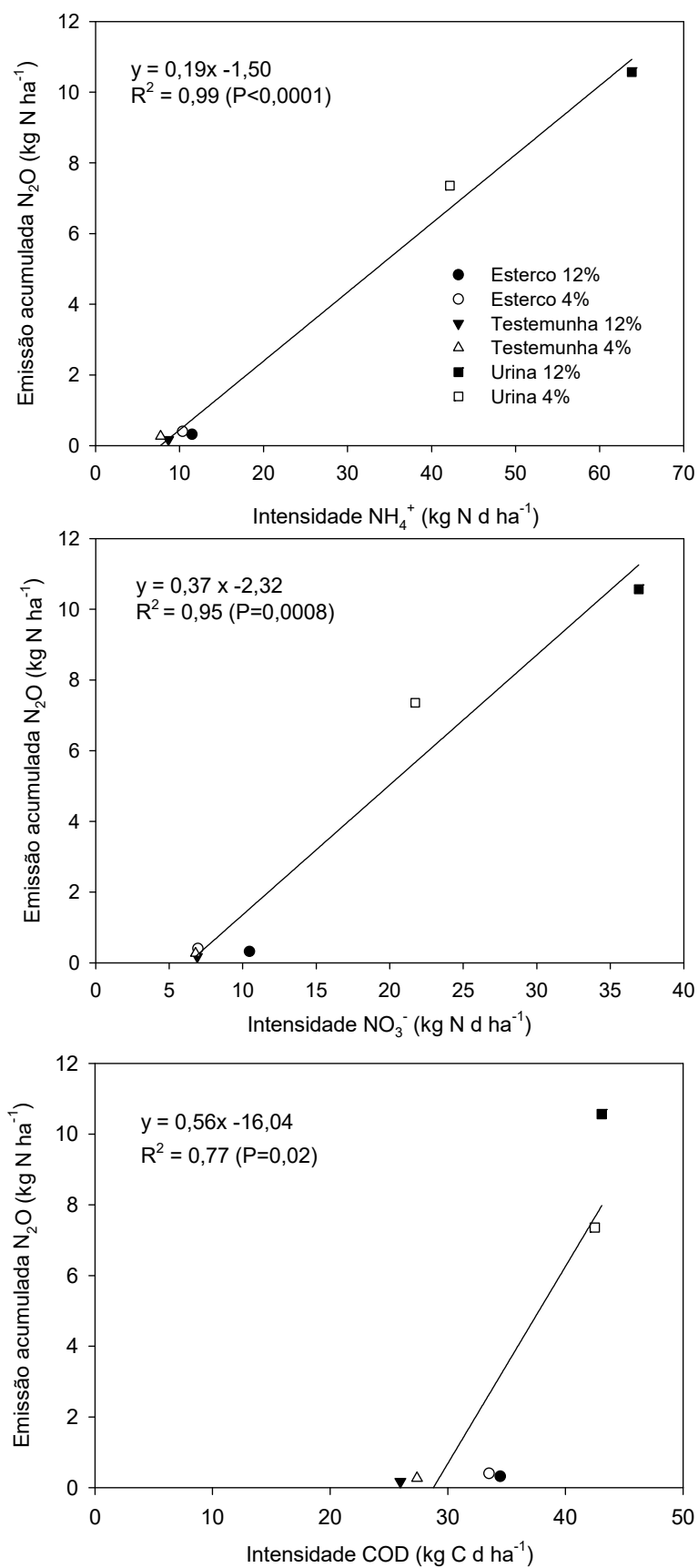


Figura 5. Relação entre a emissão acumulada de N_2O e a intensidade de NH_4^+ , NO_3^- e COD no período de 92 dias após a aplicação das excretas de bovinos.

5.4.2. Emissão acumulada do N₂O

As ofertas de forragem e os tratamentos apresentaram interação significativa para a emissão acumulada de N₂O (Tabela 2). A emissão de N₂O no tratamento urina diferiu dos tratamentos esterco e testemunha em cada oferta de forragem (Tabela 3). A emissão acumulada de N₂O diferiu entre as ofertas de forragem apenas no tratamento urina (Tabela 3).

Tabela 2. Análise de variância da emissão acumulada e do fator de emissão de N₂O nas ofertas de forragem de 4 e 12%.

Variáveis		GL	F	p
Dependentes	Independentes			
Emissão acumulada N ₂ O	Ofertas	1	5,5	0,05
	Tratamentos	2	220,7	<0,0001
	Ofertas x Tratamentos	2	6,9	0,02
Fator de emissão N ₂ O	Ofertas	1	0,9	0,37
	Excreções	1	59,6	0,0002
	Oferta x Excreções	1	7,9	0,03

Tabela 3. Emissão acumulada e fator de emissão de N₂O para urina e esterco de bovinos nas ofertas de forragem de 4 e 12%.

Ofertas de Forragem	Urina	Esterco	Testemunha
	Emissão de N ₂ O (kg N-N ₂ O ha ⁻¹ ano ⁻¹)		
4%	8,05 Ba	1,78 Ab	0,38 Ab
12%	12,38 Aa	0,48 Ab	0,45 Ab
Média	-	1,13	0,41
	Fator de Emissão (% do N aplicado)		
4%	0,58 Aa	0,16 Ab	
12%	0,90 Aa	0,00 Ab	
Média	0,74	0,08	

As letras maiúsculas comparam as ofertas de forragem dentro dos tratamentos e as minúsculas comparam os tratamentos dentro das ofertas de forragem, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).

A emissão acumulada de N_2O foi baixa no tratamento testemunha e não diferiu entre as ofertas de forragem de 4 e 12% (média de $0,41 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (Tabela 3). As baixas emissões de N_2O corroboram com outros estudos conduzidos em pastagens não fertilizadas (Wang et al., 2005; Rochette et al., 2014) e podem ser resultado da restrita disponibilidade de N inorgânico, proveniente da não fertilização nitrogenada e/ou da presença de densos sistemas radiculares das plantas presentes na pastagem (Glatzel e Stahr, 2001). A baixa disponibilidade de N no solo restringe a nitrificação e desnitrificação, principais processos microbianos responsáveis pela produção de N_2O (Bremner, 1997; Saggar et al., 2013).

A emissão acumulada de N_2O foi baixa no tratamento esterco e não diferiu entre as ofertas de forragem. A emissão acumulada média foi de $1,13 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, não diferindo da testemunha, mas sendo 8 e 11 vezes inferior ao tratamento urina na oferta 4% e 12%, respectivamente (Tabela 2). A baixa emissão de N_2O em solos que receberam aplicação de esterco em relação à urina foi observada em outros estudos (van der Weerden et al., 2011; Hoefft et al., 2012; Rochette et al., 2014) e deve-se principalmente a menor quantidade e disponibilidade do N presente no esterco.

A emissão acumulada de N_2O no tratamento urina diferiu entre as ofertas de forragem ($p=0,02$). A oferta de forragem de 12% apresentou a maior emissão acumulada de N_2O no tratamento urina ($12,38 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), sendo 4 kg maior que a oferta de forragem de 4%. A maior emissão de N_2O observada na oferta de 12% possivelmente esteja relacionada ao teor de nitrato no solo, nitidamente maior na oferta de 12% comparado a 4%, dos 25 aos 50 dias após a deposição da urina no solo (Figura 3). A composição vegetativa da oferta de forragem de 12%, composta por 36% de touceiras, pode ter influenciado na disponibilidade de N no solo. Pastagens compostas por espécies de plantas caracterizadas por apresentarem maior estatura, baixa digestibilidade e teor de N na biomassa apresentam crescimento lento quando comparado as plantas presentes em pastagens com alta intensidade de pastejo (Damien et al., 2015). O lento crescimento das plantas associado ao baixo teor de N na biomassa na oferta de 12% pode ter promovido lenta absorção do N mineral no solo e, conseqüentemente, maior disponibilidade de NO_3^- no solo.

Estudo recente realizado por Marsden et al. (2016) chamou a atenção para a importância de se mensurar e considerar as emissões de N_2O provindas de áreas adjacentes a área em que a urina foi aplicada. Segundo os autores as emissões de N_2O podem ser 1,5 a 2 vezes superiores quando se leva em consideração a área de difusão da urina no solo. No entanto, o estudo realizado por Marsden et al. (2016) desconsidera a presença de fluxos preferenciais, as raízes das plantas, lixiviação e difusão vertical de NO_3^- no solo, entre outros fatores, que podem resultar em menor disponibilidade de NO_3^- no solo e menores emissões de N_2O . O presente estudo não considera a área de difusão da urina no solo, mas os fatores supracitados podem ter influenciado nas emissões de N_2O pela realização do estudo a campo.

Os resultados de emissão acumulada de N_2O sugerem que a deposição de urina pelos bovinos pode ser considerada a principal fonte de N_2O em solos não fertilizados de campo nativo. As distintas emissões de N_2O observadas nas ofertas de forragem oriundas da aplicação de urina ao solo indicaram que a carga animal pode apresentar influência sobre as emissões de N_2O . Embora os fatores e processos que regem as emissões de N_2O sejam conhecidos, poucos estudos demonstraram como a presença de animais em áreas de campo nativo pode influenciar na população microbiana do solo, na composição florística da pastagem e sua relação com os fatores e processos que controlam as emissões de N_2O .

5.4.3. Fatores de emissão de N_2O para urina e esterco de bovinos

As ofertas de forragem e as excreções dos bovinos apresentaram interação significativa (Tabela 2). As ofertas de forragem não influenciaram nos fatores de emissão de N_2O para urina ($p=0,13$) e esterco ($p=0,59$). O fator de emissão de N_2O da urina diferiu do esterco em cada oferta de forragem (Tabela 3). O FE da urina foi de 0,74%, sendo 9 vezes superior ao FE do esterco (Tabela 2). Estes resultados suportam os observados em outros estudos que sugerem a desagregação dos fatores de emissão de N_2O entre urina e esterco de bovinos (van der Weerden et al., 2011; Lessa et al., 2014; Rochette et al., 2014; Sordi et al., 2014; Bell et al., 2015).

Os fatores de emissão de N₂O observados em nosso estudo foram menores do que 2% (IPCC, 2006) e estão dentro da faixa de valores de 0,02 a 5% para urina e 0,04 a 0,7% para esterco, conforme reportado em outros estudos (Oenema et al., 1997; Luo et al., 2008; van der Weerden et al., 2011; Hoef et al., 2012; Rochette et al., 2014). O FE observado para urina também situou-se na faixa de 0,20 a 1,2% verificada em estudos conduzidos no Brasil (Barneze et al., 2014; Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014). Por outro lado, o fator de emissão para o esterco foi menor do que 0,15 e 0,10% reportados por Sordi et al. (2014) e Lessa et al. (2014), respectivamente. Provavelmente, a forragem de melhor qualidade associada a uma suplementação alimentar proteica para os bovinos nos estudos supracitados tenha resultado em maiores fatores de emissão para o esterco do que no presente estudo.

O IPCC não indica o tempo necessário de amostragem do N₂O para estimativa dos fatores de emissão. Bouwman (1996) sugere que os fluxos de N₂O devem ser mensurados durante um ano para que as estimativas sejam fidedignas. Em nosso estudo, 3 meses e 20 dias de avaliação dos fluxos de N₂O foram suficientes para determinação de 95% do fator de emissão de N₂O da urina (Figura 5). Já para o esterco, 7 meses e 20 dias de avaliação foram necessários para a determinação de 95% do fator de emissão de N₂O. O maior período de avaliação do fator de emissão de N₂O para o esterco pode estar relacionada à sua lenta decomposição e liberação de nitrogênio no solo, como comentado anteriormente. De acordo com Klein et al. (2003), fatores de emissão podem ser estimados em curtos períodos de tempo, desde que as emissões de N₂O atinjam níveis basais.

Com base nos resultados, destacamos a importância do desenvolvimento de estudos que avaliem os fatores de emissão de N₂O para urina e esterco de bovinos depositados em campos nativos. Assim como Rochette et al. (2014), enfatizamos a importância que mais estudos sejam englobados na estimativa dos fatores de emissão de N₂O para urina e esterco dos animais realizada pelo IPCC.

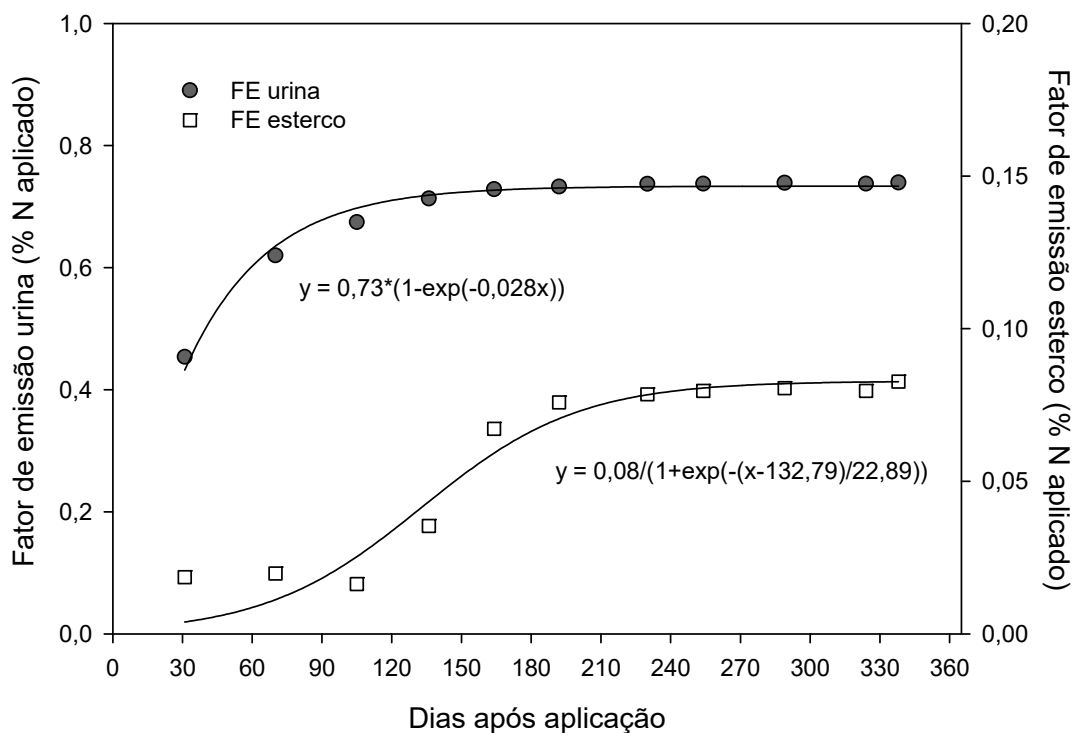


Figura 6. Fator de emissão médio de N₂O (% N aplicado) para urina e esterco de bovinos ao longo dos dias após aplicação das excretas.

5.5. CONCLUSÕES

A deposição de urina no solo pode ser considerada uma das principais fontes de N₂O em campos nativos não fertilizados. Os maiores fluxos de N₂O observados no tratamento urina em relação ao esterco devem-se principalmente a quantidade, a forma como o nitrogênio se encontra nas excretas e a infiltração do nitrogênio no solo da pastagem. As ofertas de forragem influenciaram na emissão acumulada e na dinâmica do fluxo de N₂O no tratamento urina. No entanto, não observamos influência das ofertas de forragem sobre os fatores de emissão de N₂O para urina e esterco de bovinos. Os fatores de emissão de N₂O para urina (0,74%) e esterco (0,08%) de bovinos criados em campo nativo foram menores que 2% preconizado pelo IPCC. Os resultados reforçam a necessidade da desagregação dos fatores de emissão de N₂O entre urina e esterco de bovinos.

6. ESTUDO II – BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM CAMPO NATIVO SOB DIFERENTES OFERTAS DE FORRAGEM

6.1. RESUMO

O manejo adequado da carga animal em áreas de campo nativo pode associar produção animal, baixo impacto ambiental e preservação desse ecossistema. Nós avaliamos a influência das ofertas diárias de forragem de 4, 8, 12 e 16% (kg MS 100 kg peso vivo⁻¹) por 30 anos sobre os estoques de carbono no solo, a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e o potencial de aquecimento global em campo nativo pertencente ao bioma Pampa. As emissões de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) do solo foram avaliadas durante dois anos (ago/2012 - ago/2014). Amostras de solo foram coletadas até um metro de profundidade para determinação dos teores e estoques de carbono no solo. As emissões anuais de N₂O do solo foram baixas (~0,19 kg N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹) e não diferiram entre as ofertas de forragem. O solo do campo nativo pode ser considerado uma pequena fonte de metano para a atmosfera (~1,53 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹). O estoque de carbono no solo na camada de 0-100 cm foi maior na oferta de 8% (135,7 Mg C ha⁻¹), não diferindo da oferta de 12% (124,2 Mg C ha⁻¹) e 16% (122,2 Mg C ha⁻¹), mas sendo 20 Mg C ha⁻¹ superior a oferta de 4%. A oferta de forragem de 8% apresentou o menor potencial de aquecimento global (-442 kg CO_{2eq.} ha⁻¹ ano⁻¹) e a menor intensidade de emissão de GEE (-3,5 kg CO_{2eq.} kg ganho de peso vivo⁻¹). Os resultados do estudo demonstraram que a utilização da oferta de forragem de 8% podem aumentar os estoques de carbono no solo do campo nativo em relação a oferta de 4% e associar produção animal ao menor potencial de aquecimento global.

6.2. INTRODUÇÃO

O bioma Pampa ou também chamado de Bioma Campos estende-se por cerca de 500.000 km² abrangendo países como Brasil, Argentina, Uruguai e Paraguai (Pallarés et al., 2005). As condições climáticas sob as quais o Bioma Pampa está exposto favorecem o crescimento de uma grande diversidade de espécies forrageiras ao longo do ano (FAO, 2005). Isso permite que a pecuária seja realizada de forma extensiva nas áreas do Pampa, lhe conferindo grande valor econômico.

No Sul do Brasil a pecuária é desenvolvida majoritariamente sobre o Bioma Pampa, que é considerado a principal fonte de forragem para quase 13 milhões de bovinos (Carvalho e Batello, 2009). Atualmente, a produção pecuária nas áreas do Bioma está passando por um dilema, ao mesmo tempo em que existe uma maior demanda por produção animal, também existe a necessidade de preservação do ecossistema (Carvalho e Batello, 2009).

Neste sentido, a carga animal utilizada sobre o campo nativo tem um papel relevante, pois a maior lotação animal é considerada um dos principais fatores que promove a degradação de pastagens. Maiores cargas animais podem reduzir a cobertura e biomassa da pastagem (Li et al., 2011), aumentado a densidade do solo (Piñeiro et al., 2010) e os riscos de erosão (Overbeck et al., 2007). Além disso, maiores intensidades de pastejo podem reduzir os estoques de carbono no solo (Han et al., 2008; Franzluebbbers & Stuedemann, 2009; Martinsen et al., 2011) e aumentar a emissão de óxido nitroso e metano para a atmosfera (Allard et al., 2007; Rafique et al., 2011; Tang et al., 2013).

No entanto, o efeito de intensidades de pastejo sobre o estoque de carbono no solo e a emissão de gases de efeito estufa em pastagens ainda é controverso. Alguns estudos não observaram diferenças (Raiesi e Asadi, 2006; Shrestha e Stahl, 2008) ou verificaram aumento no estoque de carbono do solo ao utilizar-se de maiores pressões de pastejo (Schuman et al., 1999; Reeder e Schuman, 2002; Li et al., 2011). Resultados similares foram observados para a emissão de CH₄ e N₂O do solo, não havendo efeito (Liebig et al., 2010; Chen et al., 2011) ou havendo redução na emissão destes gases (Xu et al., 2008; Wang et al., 2015; Yang et al., 2015).

Os campos nativos apresentam características intrínsecas que, associadas ao clima, promovem diferentes respostas ao pastejo quanto ao estoque de carbono no solo e a emissão de GEEs. Neste sentido, é importante que se avalie a influência de pressões de pastejo em campos nativos em diferentes solos e climas no mundo. Além disso, a avaliação não deve abranger fatores isolados, pois determinada prática de manejo pode estar aumentando o sequestro de C no solo e ao mesmo tempo promovendo maiores emissões de GEE, compensando o ganho de carbono. O cálculo do potencial de aquecimento global (PAG) possibilita uma análise global do sistema, associando a emissão de gases de efeito estufa aos estoques de carbono no solo. Estudos que avaliaram intensidades de pastejo em campos nativos de clima temperado não observaram diferenças no PAG, no entanto, houve uma tendência de maiores pressões de pastejo apresentarem maiores PAG (Liebig et al., 2010; Schönbach et al., 2012). Raros são os estudos que avaliaram a influência da produção pecuária sobre os estoques de carbono no solo e a emissão de gases de efeito estufa de forma associada em campos nativos na América Latina. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência de ofertas de forragem sobre o estoque de carbono no solo, a emissão de GEE e o PAG em um campo nativo no bioma Pampa.

6.3. MATERIAL E MÉTODOS

6.3.1. Histórico do experimento

No ano de 1986 o Professor Gerzy E. Maraschin estabeleceu um protocolo experimental com distintas ofertas de forragem (3, 6, 9 e 12 kg matéria seca 100 kg peso vivo⁻¹ dia⁻¹) em uma área de campo nativo localizada na estação experimental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. O delineamento experimental utilizado foi blocos ao acaso com duas repetições (potreiros). A diferença na capacidade de drenagem do solo foi um fator determinante para divisão da área experimental nos blocos (Da Trindade et al., 2012). As repetições apresentam atualmente áreas variando de 2,7 a 5,4 ha com relevo levemente ondulado.

O primeiro estudo desenvolvido na área do campo nativo tinha como objetivo avaliar a influência das ofertas de forragem sobre a produção primária e secundária do campo nativo. Maraschin (1988) observou uma resposta linear entre o aumento na oferta de forragem diária e a produção primária e secundária das plantas. No segundo ano de avaliação as ofertas forragem foram alteradas para 4, 8, 12 e 16% (kg matéria seca 100 kg peso vivo⁻¹ dia⁻¹) com intuito de encontrar a inflexão na curva de produção das plantas.

Os níveis de oferta de forragem de 4, 8, 12 e 16% que correspondem às intensidades de pastejo de intensivo, moderado alto, moderado baixo e leve, respectivamente, vêm sendo mantidos até o presente momento, completando 30 anos de experimento. A manutenção das ofertas de forragem ao longo dos anos foi realizada através do ajuste da carga animal baseada na disponibilidade de forragem. Na área do campo nativo, bovinos são criados em pastejo contínuo em um sistema considerado como de baixa intensidade de manejo, pois não existem práticas como calagem, fertilização ou roçadas desde 1986.

Ao longo desses anos muitas pesquisas foram desenvolvidas na área experimental e resultados importantes foram obtidos. As ofertas de forragem apresentam influência sobre a diversidade florística e dinâmica da vegetação do campo nativo (Escosteguy, 1990; Moojen, 1991; Boldrini, 1993). A oferta de forragem de 4% apresenta apenas um estrato vegetativo, compondo uma vegetação rasteira e homogênea. As demais ofertas de forragem apresentam dois estratos vegetativos: o estrato inferior (entre touceiras) composto predominantemente pelos gêneros *Paspalum*, *Axonopus*, *Piptochaetium* e *Coelorachis*; e o estrato superior (touceiras) composto pelos gêneros *Aristida*, *Eryngium*, *Andropogon*, *Bacharis* e *Vernonia* (Da Trindade et al., 2012). O campo nativo é composto principalmente por espécies C4.

O melhor desempenho individual dos animais e o ganho de peso vivo por área foi observado entre as ofertas de forragem de 11,5 e 13,5% (Corrêa, 1993; Setelich, 1994; Moojen e Maraschin, 2002). No entanto, nos últimos anos a alteração da oferta de forragem fixa de 12%, para 12-8 (8% na primavera e 12% nas outras estações), tem demonstrado os melhores resultados para produção animal (Aguinaga, 2004; Santos, 2007).

Nos últimos anos, os estudos realizados no campo nativo estão com enfoque ambiental e de otimização na produção animal, com avaliações que envolvem a influência da estrutura do pasto no consumo de matéria seca e na emissão de metano entérico dos bovinos (Cezimbra, 2015) e o comportamento ingestivo dos bovinos (Mezzalira, 2009; Da Trindade, 2011).

6.3.2. Descrição do Local

O estudo foi desenvolvido em um campo nativo, pertencente ao bioma Pampa, localizada na estação experimental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, na cidade de Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil (30°05'27"S, 51°40'18"O). O clima do local é classificado como subtropical úmido (Cfa, Köppen). A precipitação média anual é de 1440 mm, bem distribuída ao longo do ano, e a temperatura média anual é de 19,4°C, variando de 9°C no mês mais frio e 25°C no mês mais quente do ano (Bergamaschi et al., 2013). A área experimental está sobre as unidades de mapeamento São Jerônimo e Arroio dos Ratos (Figura 7) (Mello et al., 1966).

6.3.3. Amostragem e análise de CH₄ e N₂O do solo

As avaliações do fluxo de N₂O e CH₄ iniciaram em agosto de 2012 e finalizaram em agosto de 2014, completando 2 anos de avaliação. O N₂O e o CH₄ foram avaliados através do método das câmaras estáticas (Mosier, 1989). As bases foram colocadas nas áreas elevadas do terreno sobre a mesma classe de solo (Figura 7). Quatro bases foram utilizadas com objetivo de abranger maior variabilidade espacial dentro de cada repetição (potreiro). Com mesmo intuito, as bases foram realocadas dentro das repetições em agosto de 2013. As coletas dos gases foram quinzenais e realizadas em câmaras de 0,6 x 0,6 x 0,3 m (c x l x h), com seringas de polipropileno de 20 mL entre 9:00 e 11:00 da manhã, nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos após a colocação das câmaras sobre as bases. As amostras de gás foram armazenadas em exetainers para posterior análise. CH₄ e N₂O foram quantificados através de um cromatógrafo gasoso (Shimadzu GC-2014 modelo *Greenhouse*) equipado

com detector de captura de elétrons (ECD) e detector de ionização de chama (FID).



Figura 7. Mapa da localização das bases na área experimental. As siglas SJ e AR representam as unidades de mapeamento São Jerônimo (Argissolo Vermelho distrófico) e Arroio dos ratos (Plintossolo Argilúvico distrófico), respectivamente. A sigla B indica a presença de solos hidromórficos, sendo que BII e BIV representam a associação dos solos hidromórficos com as séries Arroio dos ratos e São Jerônimo, respectivamente.

Os fluxos diários de N_2O e CH_4 foram calculados de acordo com equação 4 que leva em consideração uma relação linear entre a concentração do gás na câmara e o tempo de coleta.

$$\text{Fluxo gás} = \frac{d(\text{gás})}{dt} \times \frac{MPV}{RT} \quad \text{Equação 4}$$

Onde, Fluxo gás corresponde ao fluxo de N_2O ou CH_4 em η N câmara⁻¹ min⁻¹ ou μ C câmara⁻¹ min⁻¹, respectivamente; $d(\text{gás})/dt$ é variação na concentração de N_2O ($\eta\text{mol mol}^{-1}$) ou CH_4 ($\mu\text{mol mol}^{-1}$) em função do intervalo de tempo (min); M é o peso molecular do gás (g mol^{-1}); P é a pressão atmosférica no interior da câmara (1 atm); V é o volume da câmara (L); R é a constante universal dos gases ($0,082 \text{ atm. L. mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$) e T é a temperatura interna da câmara (kelvin).

Os fluxos médios foram calculados a partir do valor médio de duas repetições, sendo que o valor de cada repetição corresponde à média de quatro câmaras. As emissões acumuladas foram calculadas pela integração da área sob a curva estabelecida pela interpolação trapezoidal dos fluxos diários do gás.

As bases que apresentaram esterco no momento da coleta foram excluídas do cálculo e representaram 1,9% do total de observações. Para evitar que a urina dos animais interferisse nas emissões de gases do solo do campo nativo, os valores situados acima ou abaixo de 1,5 desvios padrão foram retirados da média dos tratamentos. As repetições excluídas por esse procedimento representam 1,5% do total de observações realizadas para N_2O .

6.3.4. Estoque de carbono orgânico do solo

A coleta de solo para determinação do carbono orgânico foi realizada em dezembro de 2015. As amostras de solo foram coletadas em 4 trincheiras por repetição (potreiro), sendo que em cada trincheira coletou-se solo embaixo da touceira e do estrato inferior vegetativo. Na oferta de forragem de 4% foram coletadas duas amostras de solo do estrato vegetativo, devido à ausência de touceiras. O solo foi amostrado nas camadas de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-50, 50-75, 75-100 cm.

O solo foi seco ao ar, moído com auxílio de um rolo de madeira e peneirado em peneira de 2 mm. Resíduos vegetais e raízes foram retirados manualmente do solo. Aproximadamente 5 g de solo foram moídas em gral e cerca de 0,05 g foram analisadas quanto aos teores de carbono por combustão

seca em analisador Shimadzu TOC-VCSH. Os cascalhos que ficaram retidos na peneira de 2 mm foram lavados, secos e pesados para sua quantificação.

O estoque de carbono foi calculado em massa de solo equivalente conforme Ellert e Bettany (1995), considerando a massa de solo na oferta de forragem de 4% como referência. Os teores de carbono orgânico no solo foram corrigidos para a massa de solo total de acordo com a proporção de cascalhos em cada camada de solo das ofertas de forragem, conforme a equação 5:

$$\% \text{ C amostra} = \% \text{ C no solo} \times \frac{\text{massa de solo (g)}}{\text{massa de solo (g)} + \text{cascalhos(g)}} \quad \text{Equação 5}$$

O estoque de carbono foi calculado levando-se em consideração a área de solo ocupada por touceiras em cada oferta de forragem, conforme equação 6. As ofertas de 4, 8, 12 e 16% apresentaram a proporção de touceiras de 0, 27, 36 e 53%, respectivamente.

Equação 6

$$\text{Estoque } C_{\text{solo}} = \left(\text{Est. } C_{\text{solo}} \text{ Touc.} \times \frac{\% \text{ Touc.}}{100} \right) + \left(\text{Est. } C_{\text{solo}} \text{ Est. Inf.} \times \frac{\% \text{ Est. Inf.}}{100} \right)$$

Onde, Est. C_{solo} Touc. Corresponde ao estoque de carbono no solo da touceira (Mg C ha^{-1}); % Touc. é a proporção (%) de touceiras na área da oferta de forragem; Est. C_{solo} Est. Inf. é o estoque de carbono no solo do estrato inferior (Mg C ha^{-1}); % Est. Inf. é a proporção (%) do estrato inferior na área da oferta de forragem.

A densidade do solo foi avaliada em amostras de solo indeformadas, coletadas em cilindros metálicos de 5,6 cm de diâmetro e 4 cm de altura nas camadas entre 0 a 20 cm e cilindros de 8,4 cm de diâmetro e 5 cm de altura nas camadas entre 20 a 100 cm. Os cilindros foram introduzidos verticalmente no centro de cada camada. As densidades do solo e a porcentagem da massa de cascalho em relação a massa total (solo+cascalho) na profundidade de 0 a 100 cm nas ofertas de 4, 8, 12 e 16 % são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Densidade e conteúdo de cascalho no solo nas ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.

Profundidade ----- cm -----	4%	8%	12%	16%	4%	8%	12%	16%
	Densidade				Conteúdo de Cascalho			
	----- g cm ⁻³ -----				----- % -----			
0-5	1,43	1,49	1,52	1,51	< 3			
5-10	1,65	1,61	1,61	1,63	3,4			
10-15	1,68	1,64	1,62	1,64	3,4			
15-20	1,65	1,59	1,63	1,64	4,5			
20-30	1,64	1,61	1,58	1,61	7,4	< 3		< 3
30-50	1,64	1,58	1,56	1,61	13,8	< 3	3,6	5,6
50-75	1,56	1,57	1,52	1,58	16,8	4,4	4,3	10,7
75-100	1,49	1,53	1,54	1,51	16,1	6,3	8,2	9,7

6.3.5. Potencial de aquecimento global

O potencial de aquecimento global (PAG) das ofertas de forragem foi calculado levando-se em consideração a taxa de sequestro de carbono anual relativa (ΔC_{solo}) somada as quantidades de N_2O e CH_4 emitidas anualmente em quantidades equivalentes de CO_2 ($CO_{2\text{eq}}$). Para isso, levou-se em consideração o potencial de aquecimento global das moléculas de N_2O e de CH_4 que é de 298 e 25 vezes superior à molécula de CO_2 , respectivamente (Forster et al., 2007).

A taxa de sequestro anual relativa foi calculada pela diferença no estoque de carbono das ofertas de forragem de 8, 12 e 16% em relação à oferta de 4%, dividida por 30 anos de duração do experimento (1986-2016). A oferta de forragem de 4% foi utilizada como uma referência negativa para o cálculo da taxa de sequestro anual relativa, por representar o pior manejo utilizado no campo nativo. A quantidade de N_2O emitida em cada oferta de forragem corresponde às emissões de N_2O do solo somadas as da urina e do esterco dos bovinos, visto que, a emissão de N_2O do solo do campo nativo não contemplou estas duas fontes de N_2O .

A quantidade de N_2O emitida através das excretas dos bovinos foi estimada levando-se em consideração que 0,74% do N excretado na urina e 0,08% do N excretado no esterco dos bovinos foram emitidos como N_2O (Dados provenientes do estudo I). A quantidade de nitrogênio ingerida em cada

oferta de forragem foi estimada a partir da quantidade de matéria seca consumida nos anos de 2012 e 2013 nas ofertas de 4, 8, 12 e 16% que foram equivalentes a 4,2, 3,2, 2,2 e 1,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (Dados fornecidos pelo grupo de pesquisa do Professor Paulo Cesar de Faccio Carvalho). Levou-se em consideração que a forragem consumida pelos animais nas ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16% apresentou teores de nitrogênio 1,63, 1,54, 1,47 e 1,38%, respectivamente (Moojen, 1991). A partir disso, considerou-se que 90% do nitrogênio consumido pelos bovinos é excretado na urina e esterco e que desses, 45% do N excretado foi eliminado via urina e 55% via esterco (Whitehead, 2000).

A quantidade de CH₄ emitida em cada oferta de forragem correspondeu a emissão ou a absorção de CH₄ do solo e a emissão de CH₄ entérico. A emissão anual média de metano entérico foi retirada do estudo de Cezimbra (2015), que realizou avaliações nos anos de 2012 e 2013. A intensidade de emissão de gases de efeito estufa (IEGEE) foi calculada dividindo-se o PAG pelo ganho de peso vivo dos animais, conforme Mosier et al., (2006). Os dados médios de ganho de peso vivo foram oriundos de 6 anos de avaliação cedidos pelo grupo de pesquisa Ecologia do Pastejo coordenado pelo Prof. Dr. Paulo Cesar de Faccio Carvalho.

6.3.6. Análise estatística

A variação das médias dos fluxos diários de N₂O e CH₄ do solo foi expressa através do erro padrão da média. Os dados da emissão acumulada de N₂O e CH₄, os teores e estoques de carbono no solo, o PAG e a relação PAG/GPV das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16% foram submetidos a análise de variância, utilizando Mixed Procedure (SAS, 2014), e as médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de significância.

A análise de variância para a emissão acumulada de N₂O e CH₄, os estoques de carbono, o PAG e o IEGEE considerou as ofertas de forragem como efeitos fixos, enquanto bloco foi considerado efeito aleatório. O modelo estatístico da análise de variância para a emissão acumulada de N₂O e CH₄, os estoques de carbono, o PAG e o IEGEE foi o seguinte:

$$Y_{ij} = \mu + \beta_i + \tau_j + \varepsilon_{ij}$$

Onde, μ é a média geral do experimento; β é o bloco ($i= 1,2$); τ é oferta de forragem ($j= 1,2,3,4$); ε é o erro experimental.

A análise de variância para o teor de carbono no solo considerou as ofertas de forragem de 8, 12 e 16%, o estrato vegetativo, a camada de solo e suas interações como efeito fixo, enquanto bloco foi considerado efeito aleatório. O modelo estatístico da análise de variância para o teor de carbono no solo foi o seguinte:

$$Y_{ijkl} = \mu + \beta_i + \tau_j + \varepsilon_{ij} + \omega_k + \tau_j\omega_k + \varepsilon_{ijk} + c_l + \varepsilon_{ijl} + \tau_jc_l + \omega_kc_l + \tau_j\omega_kc_l + \varepsilon_{ijkl}$$

Onde, μ é a média geral do experimento; β é o bloco ($i= 1,2$); τ é oferta de forragem ($j= 1,2,3$); ω é o estrato vegetativo ($k= 1,2$); c é a camada de solo ($l= 1,2,3,4,5,6,7,8$); ε é o erro experimental.

6.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.4.1. Fluxo e emissão anual de N₂O do solo do campo nativo

O fluxo de óxido nitroso do solo das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16% foi baixo nos dois anos de avaliação, variando de -0,82 a 3,52, -0,66 a 3,40, -0,74 a 2,35 e -0,41 a 3,22 g N-N₂O ha⁻¹ dia⁻¹, respectivamente (Figura 8). O fluxo de N₂O foi regular ao longo dos anos, não apresentando aumento após as precipitações. As temperaturas médias do ar e do solo também não apresentaram relação com o fluxo de N₂O, embora em outros estudos esta relação tenha sido observada (Flechard et al., 2007; Schaufler et al., 2010; Baily et al., 2012). A ausência de relação entre as emissões de N₂O com a temperatura e as precipitações pode estar relacionada à baixa disponibilidade de nitrogênio em solos de pastagem (Kammann et al., 1998; Kammann et al., 2008).

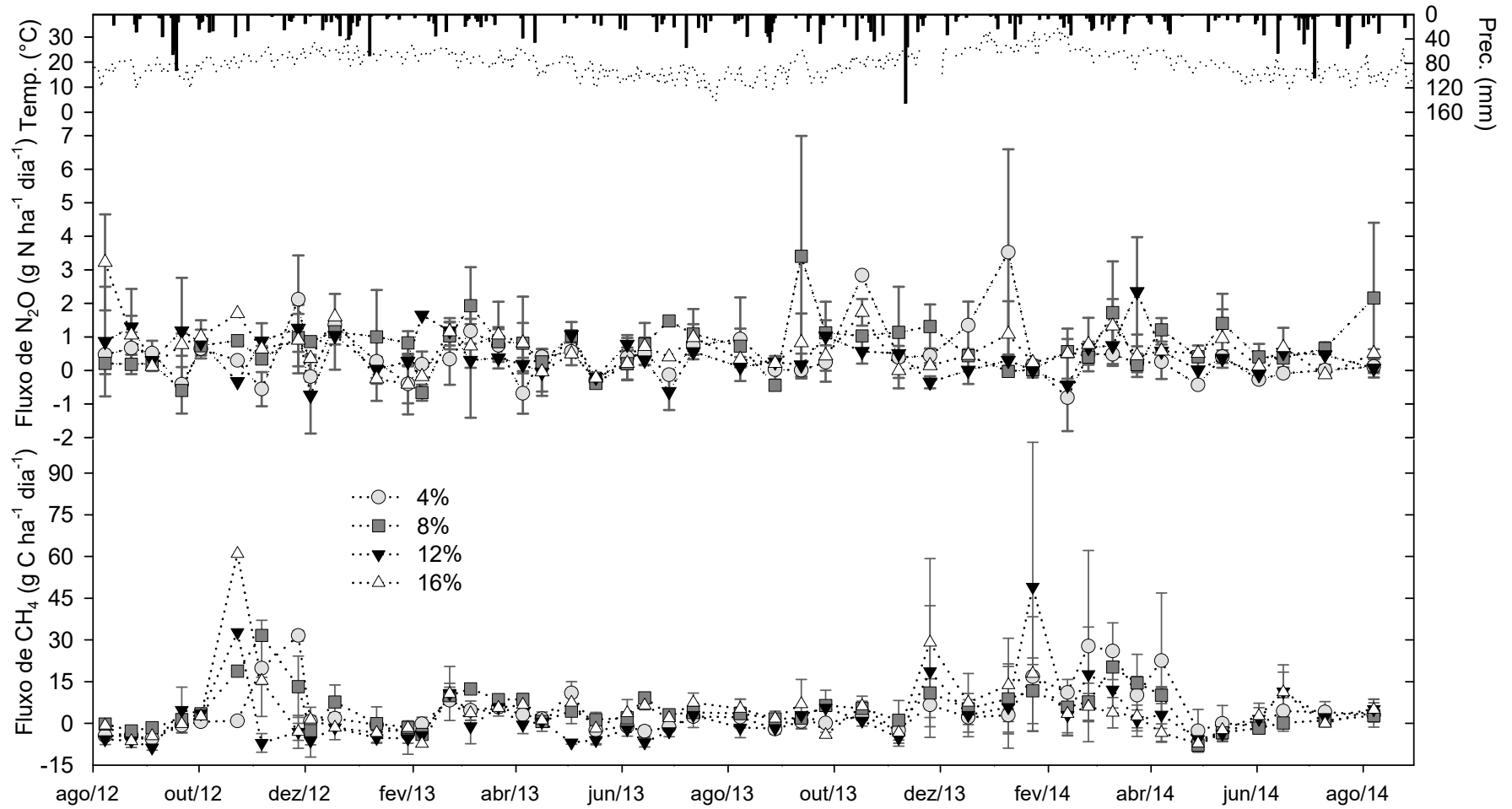


Figura 8. Fluxo de N_2O e CH_4 do solo do campo nativo sob as ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%, temperatura média do ar e precipitação. As barras verticais representam o erro padrão da média.

A presença de sistemas radiculares densos e a não fertilização nitrogenada em pastagens podem restringir a disponibilidade de nitrogênio inorgânico no solo (Glatzel e Stahr, 2001). Além disso, a produção pecuária por muitos anos pode reduzir os teores de nitrato no solo, em vista que a quantidade de nitrogênio removida pelos bovinos é maior que a quantidade que retorna a pastagem (Xu et al., 2008; Piñeiro et al., 2010). A presença de amônio e nitrato no solo é imprescindível para que ocorra a nitrificação e desnitrificação, principais processos microbianos responsáveis pela produção de N_2O (Bremner, 1997). Ademais, baixas concentrações de nitrato no solo favorecem a emissão de N_2 em detrimento ao N_2O (Weier et al., 1993).

O baixo teor de nitrogênio no solo tem sido apontado como um dos fatores que favorece os fluxos negativos de N_2O (Chapuis-Lardy et al., 2007). Influxos de N_2O foram observados no estudo e constatados em outras pastagens (Flechard et al., 2005; Neftel et al., 2007; Jones et al., 2011), sendo atribuídos principalmente aos processos microbianos de desnitrificação e a nitrificação desnitrificadora (Chapuis-Lardy et al., 2007). No entanto, alguns estudos têm observado que os fluxos negativos de N_2O são oriundos de artefatos experimentais e instrumentais, relacionados aos limites de detecção dos equipamentos e as metodologias utilizadas para mensurar as emissões de N_2O (Jones et al., 2011; Cowan et al., 2014). Neste estudo, não se pode afirmar quais mecanismos foram responsáveis pelos fluxos negativos de N_2O observados, mas é importante considerar a sua existência.

As emissões anuais de N_2O não diferiram entre as ofertas de forragem nos dois anos de avaliação (Tabela 5). As emissões acumuladas de N_2O no primeiro ano de avaliação variaram de 0,12 kg N ha⁻¹ na oferta de 4% a 0,22 kg N ha⁻¹ nas ofertas de 8 e 16% (Tabela 6). No segundo ano de avaliação as emissões de N_2O variaram de 0,13 a 0,30 kg N ha⁻¹ nas ofertas de 4 e 8%, respectivamente.

As emissões anuais de N_2O estão dentro da faixa de valores observadas em outros campos nativos, como as pertencentes às estepes asiáticas (0,03 a 0,48 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) (Zhang et al., 2010; Tang et al., 2013; Yang et al., 2015), as pastagens na América do Norte (0,13 a 0,32 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) (Matson et al., 1991; Mosier et al., 1996; Mosier et al., 1997; Mummey et al., 1997) e as pastagens na Austrália (0 a 2 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) (Dalal et al.,

2003). No entanto, as emissões anuais de N₂O são inferiores as encontradas em pastagens cultivadas no Brasil, que receberam fertilização nitrogenada, que apresentaram emissões variando de 1,1 a 5,3 kg N-N₂O ha⁻¹ ano⁻¹ (Melillo et al., 2001; Piva et al., 2014).

Os resultados do presente estudo demonstraram o baixo potencial de emissão de N₂O em sistemas extensivos de criação de bovinos, sem adição de fertilizantes nitrogenados. A baixa disponibilidade de N mineral no solo da pastagem pode ter sido um dos principais fatores que promoveu as baixas emissões anuais de N₂O observadas e a não diferenciação nas emissões de N₂O entre as ofertas de forragem.

Tabela 5. Análise de variância da emissão acumulada de N₂O e CH₄, do teor e estoque de carbono no solo, do potencial de aquecimento global (PAG) e da intensidade de emissão de gases de efeito estufa (IEGEE) das ofertas de forragem. O valor de p≤0,05 é considerado estatisticamente significativo.

Variáveis		GL	F	p
Dependentes	Independentes			
Emissão anual N ₂ O	Ano 1	3	0,32	0,82
	Ano 2	3	0,84	0,55
Emissão anual CH ₄	Ano 1	3	24,46	0,01
	Ano 2	3	0,04	0,99
Teor de C no solo	Oferta	2	2,26	0,31
	Estrato vegetativo	1	19,24	0,02
	Oferta x Est. Veg.	2	1,18	0,42
	Camada	7	54,31	<0,0001
	Oferta x Camada	14	1,32	0,25
	Est. vegetativo x Camada	7	5,63	0,0002
	Oferta x Est. Veg. x Camada	14	0,80	0,66
Estoque C 0-30 cm	Oferta	3	1,34	0,28
Estoque C 30-100 cm	Oferta	3	3,74	0,02
Estoque C 0-100 cm	Oferta	3	3,08	0,04
PAG	Oferta	3	170,77	0,0008
IEGEE	Oferta	3	412,51	0,0002

Tabela 6. Emissão anual de N₂O e CH₄ no campo nativo sob as ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.

	Ofertas de forragem			
	4 %	8 %	12 %	16 %
Emissão N₂O	----- kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----			
Ano 1	0,12 ± 0,05	0,22 ± 0,14	0,17 ± 0,18	0,22 ± 0,08
Ano 2	0,19 ± 0,04	0,30 ± 0,20	0,13 ± 0,01	0,20 ± 0,13
Emissão CH₄	----- kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----			
Ano 1	1,01 ± 0,29 ab	1,99 ± 0,28 a	-0,16 ± 0,31 b	1,65 ± 0,17 a
Ano 2	2,13 ± 2,55	1,73 ± 0,76	2,12 ± 4,23	1,79 ± 2,83

Médias dos tratamentos seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Valor seguido da média corresponde ao desvio padrão.

6.4.2. Fluxo e emissão anual de CH₄ do solo do campo nativo

O fluxo de CH₄ do solo das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16% variou de -5,5 a 27,8, -7,9 a 31,6, -8,7 a 49,1 e -7,3 a 60,9 g C-CH₄ ha⁻¹ dia⁻¹, respectivamente (Figura 8). Os fluxos médios diários de CH₄ foram positivos, com valores de 4,5, 5,2, 2,6 e 4,6 g C-CH₄ ha⁻¹ dia⁻¹ nas ofertas de 4, 8, 12 e 16%, respectivamente. Os maiores fluxos de CH₄ foram observados nos meses de outubro a janeiro de 2012/2013 e em novembro a abril de 2013/2014 (Figura 6). Esses períodos coincidem com a primavera e o verão, estações do ano em que ocorre o florescimento da maioria das espécies de plantas presentes no campo nativo, como os gêneros *Paspalum*, *Andropogon*, *Aristida*, *Erianthus* e *Eryngium*.

O florescimento estimula maior liberação de exsudatos radiculares no solo (Aulakh et al., 2001; Badri e Vivanco, 2009) pela maior necessidade da planta por nutrientes (Lucas García et al., 2001). Os exsudatos radiculares são compostos principalmente por solutos com baixo peso molecular como açúcares, aminoácidos e ácidos orgânicos (Jones et al., 2004) que podem ser facilmente decompostos no solo. A presença de carbono lábil no solo do campo nativo pode ter promovido maior atividade microbiana que associada à presença de rizosferas densas favoreceram a formação de microsítios anaeróbicos no solo e propiciou a produção de CH₄ (Verchot et al., 2000;

Schaufler et al., 2010). O CH₄ pode ser produzido em microsítios presentes em pequenos agregados, não requerendo um ambiente anaeróbico em todo o solo (Glatzel e Stahr, 2001; Mangalassery et al., 2013). Além disso, a presença de carbono lábil no solo pode ser substrato para a produção de CH₄. O carbono lábil estimulou a produção de CH₄ em solos de sequeiro (Wachinger et al., 2000; Bayer et al., 2012) assim como reportado em lavoras de arroz (Aulakh et al., 2001). Ademais, os períodos citados acima foram caracterizados por precipitações e temperaturas mensais superiores as registradas na série histórica (dados não mostrados) que podem ter corroborado para as maiores emissões de metano observadas.

A emissão acumulada de CH₄ no ano de 2012/2013 foi maior nas ofertas de forragem de 8% (1,99 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹) e 16% (1,65 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹), mas não diferiram da oferta de 4% (1,01 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹) (Tabela 5 e 6). A oferta de forragem de 12% foi à única que apresentou consumo anual de metano (-0,16 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹), mas não diferiu da oferta de 4%. No ano de 2013/2014, as emissões de CH₄ foram positivas e variaram de 1,73 a 2,13 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹, nas ofertas de 8 e 4%, respectivamente, não havendo diferença entre as ofertas (Tabela 5 e 6).

Esperava-se que o solo do campo nativo apresentasse absorção líquida de CH₄. De maneira geral, solos de campos nativos que não recebem fertilização nitrogenada são caracterizados por consumirem CH₄, apresentando consumo anual variando de -1 a -3,7 kg C-CH₄ ha⁻¹ ano⁻¹ (Mosier et al., 1991; Mosier et al., 1996; Wang et al., 2009; Liebig et al., 2010). Apesar do campo nativo apresentar emissão anual de CH₄, os valores foram baixos, sendo o solo considerado uma “pequena” fonte de CH₄ para a atmosfera. Os resultados observados podem estar relacionados em parte as maiores emissões de CH₄ verificadas na primavera/verão e, em parte, a densidade do solo das ofertas de forragens. A densidade apresenta uma relação inversa com a difusividade de CH₄ no solo (Prajapati e Jacinthe, 2014) e, conseqüentemente, com a taxa de consumo de metano (Smith et al., 2000). É provável que a maior densidade (Tabela 4) associada à atividade das raízes e dos microrganismos no solo das ofertas de forragem tenha reduzido à oxigenação e contribuído para as emissões de metano observadas.

No presente estudo, não foi verificada relação entre o aumento da carga animal e a redução no consumo de CH₄ no solo do campo nativo como observado por outros autores (Chen et al., 2011; Schönbach et al., 2012; Tang et al., 2013). A não identificação de padrões pode estar relacionada a variabilidade espacial presente no campo nativo. A variabilidade espacial nas emissões de CH₄ foi evidenciada em outros estudos (van den Pol-van Dasselaar et al., 1998) e atribuída a fatores como a inclinação do terreno (Imer et al., 2013), a hot spot no solo com material orgânico e populações de Archaea (Wachinger et al., 2000) e a concentração de nitrogênio total no solo (Cheng et al., 2014).

No presente estudo, a inclinação do terreno pode ter sido um dos principais fatores que contribuiu para a variabilidade espacial observada. Apesar das bases terem sido colocadas sobre o mesmo solo e nos locais mais elevados do terreno de cada repetição, a localização das bases variou de repetição para repetição. Os coeficientes de variação no primeiro ano de avaliação variaram de -191 a 29% nas ofertas de 12 e 4%, respectivamente. A realocação das bases no segundo ano de avaliação mantiveram os coeficientes de variação elevados, variando de 44 a 200% nas ofertas de 8 e 12%, respectivamente. De maneira geral, as repetições localizadas em níveis mais elevados do terreno apresentavam consumo de CH₄ ou menores emissões em comparação às repetições localizadas em níveis mais baixos. Cabe destacar ainda que foi identificada a presença de plintita em algumas repetições localizadas em zonas baixas do terreno, indicando a provável oscilação do lençol freático. No entanto, não foi possível determinar o impacto da oscilação do lençol freático sobre as emissões de metano do solo.

6.4.3. Teor e estoque de carbono orgânico no solo do campo nativo

O teor de carbono orgânico no solo embaixo da touceira diferiu do estrato inferior e houve interação significativa entre o estrato vegetativo e a camada de solo (Tabela 5). Apesar de não ter havido diferença nos teores de carbono entre o estrato vegetativo dentro de cada oferta de forragem, as touceiras apresentaram uma tendência de possuir maiores teores de carbono

no solo na camada de 0 a 10 cm em relação ao estrato inferior ($P= 0,42$) (Figura 9). O arranjo compacto das touceiras que associa maior biomassa aérea e de raízes em uma pequena área basal contribui para maior armazenamento de carbono nos primeiros centímetros do solo (Derner et al., 1997). Derner e Briske (2001) observaram que as touceiras apresentam maior habilidade de armazenar carbono no solo que espécies rizomatosas, espécies essas que compõem o estrato inferior no campo nativo. Entretanto, a influência das touceiras sobre o armazenamento de carbono no solo por vezes não é evidente. Em pastagens com vegetação contínua, a associação de plantas no entorno da touceira pode reduzir as diferenças nos teores de carbono no solo (Yu et al., 2011).

Os estoques de carbono não diferiram entre as ofertas de forragem na camada de 0-30 cm, mas diferiram na camada de 30-100 (Tabela 5), indicando uma possível contribuição do sistema radicular das plantas nativas na adição de carbono solo induzidas pelo pastejo dos animais. Na camada de 30-100 cm, a oferta de 8% apresentou estoque de carbono de $85,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$, não diferindo da oferta de 12% ($74,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e 16% ($72,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mas sendo 15 Mg C ha^{-1} maior que a oferta de 4% (Tabela 7). Do mesmo modo, a oferta de 8% apresentou maior valor de estoque na camada 0-100 ($135,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$), não diferindo das ofertas de 12% ($124,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e 16% ($121,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mas sendo 20 Mg C ha^{-1} maior que a oferta de 4% (Tabela 7). Apesar de não ter havido diferença entre os estoques de carbono nas ofertas de forragem de 8, 12 e 16%, o valor do estoque de C aumentou à medida que houve um aumento na intensidade de pastejo de leve para moderado alto.

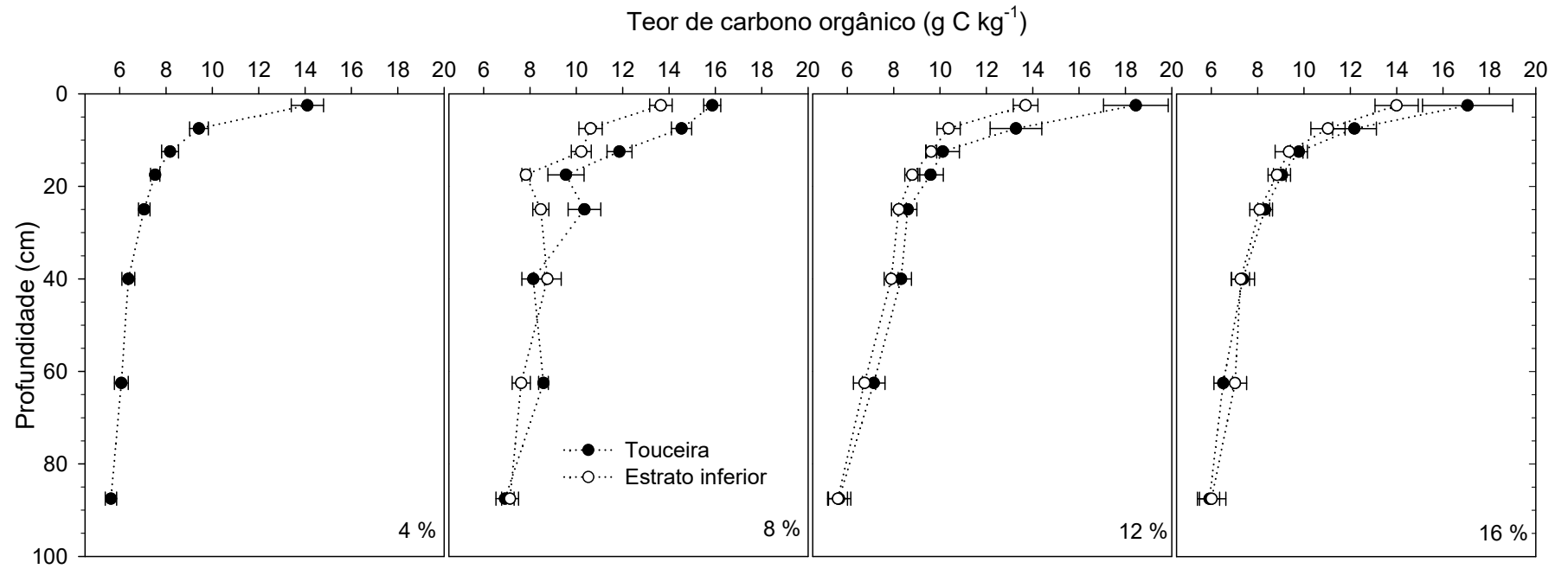


Figura 9. Teor de carbono orgânico no solo do estrato inferior na oferta de 4% e do solo embaixo da touceira e do estrato inferior nas ofertas de forragem de 8, 12 e 16%. As barras horizontais representam o erro padrão.

Resultados similares foram observados em outros estudos em campos nativos no mundo e devem-se principalmente a modificações na arquitetura e na dinâmica das raízes das plantas induzidas pelo pastejo (Reeder e Schuman, 2002; Derner et al., 2006; Liebig et al., 2006; Li et al., 2011). O pastejo estimula a liberação de exsudatos radiculares (Dawson et al., 2000), que são substratos para o crescimento microbiano e que podem ser considerados precursores na formação da matéria orgânica no solo (Bradford et al., 2013; Rumpel et al., 2015). Além disso, o pastejo promove maior turnover das raízes, ciclando mais carbono e nitrogênio em um mesmo espaço de tempo (Derner et al., 2006). O turnover de resíduos da planta é uma importante fonte de substâncias húmicas que contribui para a formação e manutenção da matéria orgânica no solo (Paul, 2007). Ademais, a predominância de espécies C4 no campo nativo pode ter contribuído para maior aporte de carbono no solo. As espécies C4 são reconhecidas pelo seu potencial em estocar carbono no solo quando pastejadas, em virtude do maior desenvolvimento radicular, relação raiz parte aérea, turnover de raízes e translocação de fotoassimilados para o solo (Derner et al., 2006; McSherry e Ritchie, 2013).

Neste contexto, apesar da não distinção entre os estoques de carbono nas ofertas de forragem de 8, 12 e 16%, o maior valor de estoque de C observado na oferta de forragem de 8% pode ter sido resultado do maior desenvolvimento radicular, turnover das raízes e liberação de exsudatos ao solo em relação às demais ofertas de forragem. Por outro lado, o pastejo leve, oferta de forragem de 16%, pode ter promovido maior alocação de carbono na parte aérea das plantas, reduzindo o desenvolvimento das raízes e a entrada de carbono no solo via exsudatos radiculares. Damien et al. (2015) observaram que sistemas com baixa intensidade de pastejo tendem a reduzir a ciclagem de carbono na comunidade de plantas, resultando em um pequena quantidade de carbono alocada na matéria orgânica do solo.

A utilização de maior carga animal, oferta de 4%, resultou no menor valor de estoque de C orgânico no solo nas amadas de 30-100 e 0-100 cm. O pastejo intensivo restringe o desenvolvimento das plantas, reduzindo a atividade fotossintética e a alocação de carbono no solo via parte aérea e raízes (Vallentine, 1990; Han et al., 2008).

Tabela 7. Estoque de carbono orgânico no solo das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.

Camada (cm)	Ofertas de forragem			
	4%	8%	12%	16%
	----- Estoques de carbono orgânico (Mg C ha ⁻¹) -----			
0 - 30	45,7 a	50,3 a	49,8 a	49,1 a
30-100	70,3 b	85,4 a	74,4 ab	72,2 ab
0 - 100	116,0 b	135,7 a	124,2 ab	121,3 ab

Médias dos tratamentos seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A taxa de sequestro anual relativa foi calculada com base na oferta de forragem que apresentou o menor estoque de carbono no solo (4%), considerada sob este aspecto o pior sistema de manejo utilizado no campo nativo. A taxa de sequestro relativa não diferiu entre as ofertas de forragem ($p = 0,20$), mas existiu uma tendência da oferta de forragem de 8% apresentar maior taxa ($0,66 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em relação as ofertas de 12% ($0,27 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e 16% ($0,18 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Os resultados demonstraram que a utilização das ofertas de forragem de 8, 12 e 16% apresentaram potenciais de sequestrar carbono no solo em relação à oferta de forragem de 4%. Conant et al. (2001) observaram em uma meta-análise que a utilização de intensidade de pastejo adequada pode promover aumento na taxa de sequestro de carbono no solo. Segundo os autores, este aumento estaria relacionado a influência positiva do pastejo sobre a vegetação que compõe a pastagem, com aumento na produção de biomassa radicular, maior entrada de carbono no solo via raízes e maior turnover das raízes.

6.4.4. Potencial de aquecimento global das ofertas de forragem

Os resultados do potencial de aquecimento global nas ofertas de forragem devem ser analisados com cautela, pois as taxas de sequestro foram calculadas utilizando a oferta de forragem de 4% como referência. Desta forma, o PAG das ofertas de 8, 12 e 16% corresponde a um valor relativo à oferta de 4%. O maior potencial de aquecimento global foi observado na oferta de forragem de 4% ($2032 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), seguido pelas ofertas de 16% ($844 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e 12% ($637 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) que não diferiram entre si

(Tabela 8). A oferta de forragem de 8% apresentou potencial de aquecimento global negativo, consumindo cerca de $-442 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os resultados observados devem-se principalmente a influência das ofertas de forragem sobre as taxas de sequestro de carbono no solo. O sequestro de carbono é considerado um dos principais fatores que controla o potencial de aquecimento global em sistemas agropecuários (Liebig et al., 2010; Schönbach et al., 2012).

A inexistência da taxa de sequestro de carbono na oferta de forragem de 4% lhe conferiu um alto valor de PAG, visto que as emissões de CH_4 e N_2O não foram compensadas. Apesar das ofertas de forragem de 12 e 16% terem sequestrado carbono em relação à oferta de 4%, as taxas de sequestro anuais relativas não foram suficientes para compensar a emissão dos GEE, principalmente do CH_4 entérico, sendo estas ofertas consideradas fontes de CO_2 para a atmosfera. Em contrapartida, a maior taxa de sequestro anual relativa observada na oferta de forragem de 8% compensou as emissões dos GEE, lhe conferindo potencial mitigador.

No presente estudo, o sequestro de carbono no solo e a emissão de metano entérico foram considerados os principais componentes do PAG. A emissão de metano entérico representou 88% do PAG na oferta de forragem de 4%, visto que a taxa de sequestro de carbono no solo era inexistente. Nas ofertas de forragem de 16, 12 e 8% a contribuição da emissão de metano entérico no PAG representou 62, 56 e 39%, respectivamente. A redução da contribuição da emissão de metano entérico à medida que a oferta de forragem reduziu, deveu-se ao aumento na taxa de sequestro de carbono relativa. Os resultados deste estudo reforçam a importância do sequestro de carbono e da mitigação na emissão de metano entérico em sistemas pecuários.

A emissão de N_2O do solo e das excretas representou apenas 6% do PAG na média das ofertas de forragem. Os resultados diferem de sistemas agropecuários que utilizam fertilização nitrogenada, em que a emissão de N_2O pode ser considerada um dos principais componentes do PAG (Robertson et al., 2000; Conant et al., 2005; Liebig et al., 2010). Isso demonstra o baixo potencial de emissão de N_2O presente em sistemas de criação extensiva de animais que não utilizam fertilização nitrogenada.

A intensidade de emissão de gases de efeito estufa (IEGEE) foi maior na oferta de forragem de 4% que apresentou uma emissão de 35,6 kg

CO_{2eq} para cada kg de ganho de peso vivo (Tabela 8). As ofertas de forragem de 16, 12 e 8% apresentaram IEGEEs de 10,1, 6,7 e -3,5 kg CO_{2eq} kg PV⁻¹, respectivamente, sendo inferiores a oferta de forragem de 4%. Neste sentido, a utilização das ofertas de forragem de 8, 12 e 16% apresentaria menor potencial de aquecimento global em relação à utilização da oferta de 4%. Esses resultados são importantes, pois parte significativa dos campos nativos no Sul do Brasil são manejados sob a oferta de forragem de 4%, e a redução da carga animal traria benefícios ao produtor, tanto ambientais como em produção animal. Neste estudo, a oferta de forragem de 8% apresentou IEGEE negativo, demonstrando possuir potencial mitigador. Apesar da oferta de forragem de 12% ter apresentado PAG e IEGEE positivos, seus valores foram inferiores as ofertas de 4 e 16%. Neste sentido, as ofertas de forragem de 8 e 12% podem ser consideradas uma alternativa ao produtor que deseja aumentar a produção animal, aumentar o sequestro de carbono, reduzir a emissão de gases de efeito estufa e preservar o bioma Pampa. Cabe destacar novamente que os resultados observados levam em consideração a oferta de forragem de 4% como referência.

Tabela 8. Influência das ofertas de forragem sobre o potencial de aquecimento global (PAG) e Intensidade de emissão de gases de efeito estufa (IEGEE) no campo nativo.

Ofertas de forragem	N ₂ O			CH ₄		$\frac{\Delta C}{0-100 \text{ cm}}$	CO ₂ equivalente				GPV	IEGEE
	Solo	Urina	Esterco	Solo	Entérico		N ₂ O	CH ₄	ΔC	PAG		
	---- kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ ----			----- kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----			----- kg CO _{2eq.} ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----				kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	PAG/GPV
4%	0,16	0,21	0,03	1,57	53,9	-	183	1849	-	2032 c	57,1	35,6 c
8%	0,26	0,15	0,02	1,86	51,2	-657,1	199	1768	-2409	-442 a*	124,6	-3,5 a*
12%	0,15	0,10	0,01	0,98	44,5	-272,8	121	1516	-1003	637 b	95,6	6,7 b
16%	0,21	0,08	0,01	1,72	39,0	-177,3	137	1357	-650	844 b	83,0	10,1 b

*p<0,001.

6.5. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo sugerem que o ajuste adequado da carga animal no bioma Pampa intensificou os benefícios ambientais neste ecossistema. Os estoques de carbono no solo do campo nativo não diferiram entre as ofertas de forragem de 8, 12 e 16%, embora a oferta de forragem de 8% tenha apresentado maior valor. A oferta de forragem de 4% (pastejo intensivo) pode comprometer o bom funcionamento do sistema, reduzindo os estoques de carbono no solo. A melhor relação entre produção de carne bovina e potencial mitigatório foi observado na oferta de 8%. Os resultados do estudo demonstram que é possível unir a produção pecuária a baixas emissões de gases e/ou a mitigação de GEE no bioma Pampa. A taxa de sequestro de carbono no solo e as emissões de metano entérico foram consideradas os principais componentes do potencial de aquecimento global no campo nativo. As emissões de N₂O do solo foram baixas e evidenciam o baixo potencial que o campo nativo apresenta em emitir este gás. Apesar do solo do campo nativo ter apresentando emissões anuais de metano, elas corresponderam a apenas 2% do PAG.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise do potencial de aquecimento global de sistemas pecuários auxilia na escolha de manejos que associam a produção animal ao menor potencial de aquecimento global, garantindo maior sustentabilidade a esses sistemas. No Brasil, poucos estudos avaliaram o balanço de gases de efeito estufa em sistemas agrícolas e pecuários. No presente estudo, identificamos que a oferta de forragem de 8% apresentou a melhor relação entre produção animal e potencial mitigador. A adoção de carga animal adequada nas áreas do bioma Pampa pode contribuir para maior sequestro de carbono no solo, trazendo benefícios ao ambiente. No entanto, é importante que estudos sejam desenvolvidos em outros locais do Bioma Pampa sob produção pecuária, pois características de solo e clima podem interferir nos estoques de C no solo e emissão de GEE.

Nossa hipótese para o maior estoque de carbono na oferta de 8% foi baseada no maior desenvolvimento e turnover das raízes e aporte de carbono no solo via exsudatos das plantas. Neste sentido, é importante que estudos sejam desenvolvidos com intuito de avaliar como pressões de pastejo podem interferir no desenvolvimento do sistema radicular e na dinâmica de liberação de exsudatos nas plantas presentes no Bioma Pampa. Ademais, avaliar os efeitos do pastejo sobre a composição da comunidade microbiana no solo e sua influência na emissão de gases de efeito estufa é importante para que se compreenda a dinâmica de emissão de GEE nos sistemas pastoris presentes no bioma Pampa.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUINAGA, A.J.Q. **Manejo da oferta de forragem e seus efeitos na produção animal e na produtividade primária de uma pastagem natural na Depressão Central do Rio Grande do Sul**. 2004. 79 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2004.

ALLARD, V. et al. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 121, n. 1-2, p. 47-58, 2007.

ANGER, M. et al. Nitrous oxide emissions from artificial urine patches applied to different N-fertilized swards and estimated annual N₂O emissions for differently fertilized pastures in an upland location in Germany. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 19, n. 2, p. 104-111, 2003.

AULAKH, M.S. et al. Characterization of Root Exudates at Different Growth Stages of Ten Rice (*Oryza sativa* L.) Cultivars. **Plant Biology**, Stuttgart, v. 3, n. 2, p. 139-148, 2001.

BADRI, D.V.; VIVANCO, J.M. Regulation and function of root exudates. **Plant, Cell & Environment**, Oxford, v. 32, n. 6, p. 666-681, 2009.

BAILY, A. et al. Use of the 15 N gas flux method to measure the source and level of N₂O and N₂ emissions from grazed grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v. 94, n. 2-3, p. 287-298, 2012.

BARDGETT, R.D. et al. Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 30, n. 14, p. 1867-1878, 1998.

BARNEZE, A. et al. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 92, p. 394-397, 2014.

BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.

BAYER, C. et al. Methane emission from soil under long-term no-till cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 124, p. 1-7, 2012.

BELL, M.J., et al. Nitrous oxide emissions from cattle excreta applied to a Scottish grassland: Effects of soil and climatic conditions and a nitrification inhibitor. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 508 p. 343-353, 2015.

BERGAMASCHI, H. et al. **Boletins Agrometeorológicos da Estação Experimental Agronômica da UFRGS: Série Histórica 1970-2012**. Porto Alegre: UFRGS, 2013.

BOLDRINI, I.I. **Dinâmica da vegetação de uma pastagem natural sob diferentes níveis de oferta de matéria seca e tipos de solo, Depressão Central, RS**. 1993. 262 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1993.

BOSSUYT, H. et al. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 37, n. 2, p. 251-258, 2005.

BOUWMAN, A.F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 46, n. 1, p. 53-70, 1996.

BRADFORD, M.A. et al. Empirical evidence that soil carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 113, n. 1, p. 271-281, 2013.

BRAZIL. **Second National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change**. Brasília: Ministry of Science and Technology, Brasil, 2010.

BREMNER, J.M. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 55, p. 11-33, 1960.

BREMNER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 7-16, 1997.

BRISTOW, A.W. et al. Nitrogenous constituents in the urine of cattle, sheep and goats. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, London, v. 59, n. 3, p. 387-394, 1992.

CARVALHO, P.C.D.; BATELLO, C. Access to land, livestock production and ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: The natural grasslands dilemma. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 120, n. 1-2, p. 158-162, 2009.

CECAGNO, D. **Carbono orgânico do solo em sistema integrado de produção pecuária**. 2015. 70 f. Dissertação (Mestrado) - Programada de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2015.

CEZIMBRA, I.M. **Emissão de metano por bovinos sob níveis de oferta de forragem em pastagem nativa no Bioma Pampa**. 2015. 96 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2015.

CHANTIGNY, M.H. et al. Extraction and Characterization of Dissolved Organic Matter. In: CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. (Ed.) **Soil Sampling and Methods of Analysis**. Boca Raton: CRC, 2008. p.617-635.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007.

CHEN, W. et al. Annual methane uptake by temperate semiarid steppes as regulated by stocking rates, aboveground plant biomass and topsoil air permeability. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, n. 9, p. 2803-2816, 2011.

CHENG, J. et al. Spatial Variability of CO₂, CH₄, and N₂O Fluxes during Midsummer in the Steppe of Northern China. **Polish Journal of Environmental Studies**, Olsztyn, v. 23, n. 2, p. 319-328, 2014.

CONANT, R.T. et al. Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, n. 3, p. 239-248, 2005.

CONANT, R.T. et al. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 2, p. 343-355, 2001.

CORRÊA, F.L. **Produção e qualidade de uma pastagem nativa do Rio Grande do Sul sob níveis de oferta de forragem a novilhos**. 1993. 167 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1993.

COWAN, N.J. et al. Investigating uptake of N₂O in agricultural soils using a high-precision dynamic chamber method. **Atmospheric Measurement Techniques**, [S.l.], v. 7, n. 12, p. 4455-4462, 2014.

CRUZ, P. et al. Leaf traits as functional descriptors of the intensity of continuous grazing in native grasslands in the south of Brazil. **Rangeland Ecology & Management**, Lawrence, v. 63, n. 3, p. 350-358, 2010.

DA TRINDADE, J.K. **Comportamento e consumo de forragem de bovinos de corte em pastagem natural complexa**. 2011. 208 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

DA TRINDADE, J.K. et al. Forage Allowance as a Target of Grazing Management: Implications on Grazing Time and Forage Searching. **Rangeland Ecology & Management**, Lawrence, v. 65, n. 4, p. 382-393, 2012.

DALAL, R.C. et al. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Soil Research**, Rome, v. 41, n. 2, p. 165-195, 2003.

DAMIEN, H. et al. How does soil particulate organic carbon respond to grazing intensity in permanent grasslands? **Plant and Soil**, The Hague, v. 394, n. 1-2, p. 239-255, 2015.

DAWSON, L.A. et al. Effects of Grazing on the Roots and Rhizosphere of Grasses. In: LEMAIRE, G., et al. (Ed.). **Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology**. Wallingford: Cabi, 2000. p.61-84.

DE KLEIN, C.A.M. **Review of the N₂O emission factor for excreta deposited by grazing animals (EF₃PRP)**. 2004. (Paper prepared as part of the 2006 Revised Guidelines for Greenhouse Gas Inventories of IPCC)

DE KLEIN, C.A.M. et al. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 41, n. 3, p. 381-399, 2003.

DERNER, J.D. et al. Grazing and Ecosystem Carbon Storage in the North American Great Plains. **Plant and Soil**, The Hague, v. 280, n. 1, p. 77-90, 2006.

DERNER, J.D.; BRISKE, D.D. Below-ground carbon and nitrogen accumulation in perennial grasses: A comparison of caespitose and rhizomatous growth forms. **Plant and Soil**, The Hague, v. 237, n. 1, p. 117-127, 2001.

DERNER, J.D. et al. Does grazing mediate soil carbon and nitrogen accumulation beneath C₄, perennial grasses along an environmental gradient? **Plant and Soil**, The Hague, v. 191, n. 2, p. 147-156, 1997.

DICK, D.P. et al. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. D. F.; ALLEONI, L. R. F., Ed. **Química e Mineralogia do Solo: Parte II - Aplicações**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.1-68. v.2

DLAMINI, P. et al. Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: A meta-analysis shows. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 221, p. 258-269, 2016.

DON, A. et al. Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites — Implications for measuring soil carbon stocks. **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, n. 3–4, p. 272-282, 2007.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 529-538, 1995.

ESCOSTEGUY, C.M.D. **Avaliação agrônômica de uma pastagem natural sob níveis de pressão de pastejo**. 1990. 230 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1990.

GIFFORD, R.M. Carbon status and carbon sequestration potential in the world's grasslands. In: PETRI, M. B., C.; VILLANI, R.; NACHTERGAELE F. (Ed.) **Grassland carbon sequestration: management, policy and economics**, Rome. 2010. Cap.3, p.19-31.

FAO. **Grasslands of the World**. Rome, 2005. (Plant Production and Protection Series)

FAO. **The role of livestock in climate change**. 2016. Disponível em: <<http://www.fao.org/agriculture/lead/themes0/climate/en/>>. Acesso em: 13 abr. 2016.

FLECHARD, C.R. et al. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 121, n. 1-2, p. 135-152, 2007.

FLECHARD, C.R. et al. Bi-directional soil/atmosphere N₂O exchange over two mown grassland systems with contrasting management practices. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 12, p. 2114-2127, 2005.

FORSTER, P. et al. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: CLIMATE Change 2007: The Physical Science Basis. United Kingdom, New York, 2007. p.129-234.

FRANZLUEBBERS, A.J.; STUEDEMANN, J.A. Soil-profile organic carbon and total nitrogen during 12 years of pasture management in the Southern Piedmont USA. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 129, n. 1-3, p. 28-36, 2009.

GARCIA, J.-L. et al. Taxonomic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of Methanogenic Archaea. **Anaerobe**, London, v. 6, n. 4, p. 205-226, 2000.

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

HAN, G. et al. Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 125, n. 1-4, p. 21-32, 2008.

HOEFT, I. et al. Response of nitrogen oxide emissions to grazer species and plant species composition in temperate agricultural grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 151, p. 34-43, 2012.

IMER, D. et al. Temporal and spatial variations of soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes at three differently managed grasslands. **Biogeosciences**, Washington, v. 10, n. 9, p. 5931-5945, 2013.

IPCC. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, [S.l.], v. 4. 2006. p.1-54.

JASTROW, J.D. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 28, n. 4-5, p. 665-676, 1996.

JONES, D.L. et al. Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. **New Phytologist**, Cambridge, v. 163, n. 3, p. 459-480, 2004.

JONES, M.B.; DONNELLY, A. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. **New Phytologist**, Cambridge, v. 164, n. 3, p. 423-439, 2004.

JONES, S.K. et al. Nitrous oxide emissions from managed grassland: a comparison of eddy covariance and static chamber measurements. **Atmospheric Measurement Techniques**, [S.l.], v. 4, n. 10, p. 2179-2194, 2011.

KAMMANN, C. et al. Seasonal variability and mitigation options for N₂O emissions from differently managed grasslands. **Environmental Pollution**, New York, v. 102, n. 1, Supplement 1, p. 179-186, 1998.

KAMMANN, C. et al. Elevated CO₂ stimulates N₂O emissions in permanent grassland. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 40, n. 9, p. 2194-2205, 2008.

KELLIHER, F.M. et al. Statistical analysis of nitrous oxide emission factors from pastoral agriculture field trials conducted in New Zealand. **Environmental Pollution**, New York, v. 186, p. 63-66, 2014.

KOOPS, J.G. et al. Nitrous oxide production, its source and distribution in urine patches on grassland on peat soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 191, n. 1, p. 57-65, 1997.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 37, n. 1, p. 25-50, 2001.

LE ROUX, X. et al. Stimulation of soil nitrification and denitrification by grazing in grasslands: do changes in plant species composition matter? **Oecologia**, Berlin, v. 137, n. 3, p. 417-425, 2003.

LESSA, A.C.R. et al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 104-111, 2014.

LI, W. et al. Effects of grazing on the soil properties and C and N storage in relation to biomass allocation in an alpine meadow. **Journal of soil science and plant nutrition**, Tokyo, v. 11, n. 4, p. 27-39, 2011.

LIEBIG, M.A. et al. Soil response to long-term grazing in the northern Great Plains of North America. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 115, n. 1-4, p. 270-276, 2006.

LIEBIG, M.A. et al. Grazing Management Contributions to Net Global Warming Potential: A Long-term Evaluation in the Northern Great Plains. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 39, n. 3, p. 799-809, 2010.

LUCAS GARCÍA, J.A. et al. Low molecular weight organic acids and fatty acids in root exudates of two *Lupinus* cultivars at flowering and fruiting stages. **Phytochemical Analysis**, Sussex, v. 12, n. 5, p. 305-311, 2001.

LUO, J. et al. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 3, p. 463-470, 2008.

MANGALASSERY, S. et al. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. **Soil and Tillage Research**, Soil and Tillage Research, v. 132, p. 39-46, 2013.

MARSDEN, K.A. et al. The urine patch diffusional area: An important N₂O source? **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 92, p. 161-170, 2016.

MATSON, P.A. et al. Annual nitrous oxide flux and soil nitrogen characteristics in sagebrush steppe ecosystems. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 14, n. 1, p. 1-12, 1991.

MCCLAIN, E.M. et al. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. **Ecosystems**, New York, v. 6, n. 4, p. 301-312, 2003.

MCSHERRY, M.E.; RITCHIE, M.E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 5, p. 1347-1357, 2013.

MELILLO, J.M. et al. Nitrous oxide emissions from forests and pastures of various ages in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, Hoboken, v. 106, n. D24, p. 34179-34188, 2001.

MELLO, O.D. et al. Levantamento em série dos solos do centro agrônomo. **Revista da Faculdade de Agronomia e Veterinária da Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v.8, n.1/4, p.7-155, 1966.

MEZZALIRA, J.C. **O manejo do pastejo em ambientes pastoris heterogêneos: comportamento ingestivo e produção animal em distintas ofertas de forragem.** 2009. 184 f. Dissertação (Mestre) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

MOOJEN, E.L. **Dinâmica e potencial produtivo de uma pastagem nativa do Rio Grande do Sul submetida a pressões de pastejo, épocas de diferimento e níveis de adubação.** 1991. 172 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1991.

MOOJEN, E.L.; MARASCHIN, G.E. Potencial produtivo de um pastagem nativa do Rio Grande do Sul submetida a níveis de oferta de forragem. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, p. 127-132, 2002.

MOSIER, A. et al. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v. 350, n. 6316, p. 330-332, 1991.

MOSIER, A.R. Chamber and isotope techniques. In: EXCHANGE of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: Report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.175-187.

MOSIER, A.R. et al. Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 71-83, 1997.

MOSIER, A.R. et al. CH₄ and N₂O fluxes in the Colorado shortgrass steppe: 1. Impact of landscape and nitrogen addition. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 10, n. 3, p. 387-399, 1996.

MUMMEY, D.L. et al. Small-scale spatial and temporal variability of N₂O flux from a shrub-steppe ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 29, n. 11-12, p. 1699-1706, 1997.

NEFTEL, A. et al. Experimental assessment of N₂O background fluxes in grassland systems. **Tellus**, Copenhagen, v. 59, n. 3, p. 470-482, 2007.

OENEMA, O. et al. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, Germany, v. 13, p. 288-295, 1997.

OENEMA, O. et al. Trends in Global Nitrous Oxide Emissions from Animal Production Systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 72, n. 1, p. 51-65, 2005.

OVERBECK, G.E. et al. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 9, p. 101-116, 2007.

PALLARÉS, O.R. et al. The South American Campos ecosystem. **Grassland of the World**, Rome, v. 34, p.171-219, 2005.

PATRA, A.K. et al. Effects of grazing on microbial functional groups involved in soil N dynamics. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 75, n. 1, p. 65-80, 2005.

PAUL, E.A. Soil Microbiology, ecology, and biochemistry in perspective. In: PAUL, E. A. (Ed.). **Soil Microbiology, ecology, and biochemistry**. 3.ed. Burlington: Academic Press, 2007. Cap.1 p.3-49

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2.ed. California, EUA, Academic Press, 1996.

PIMENTEL, L.G. et al. Soil N₂O emissions following cover-crop residues application under two soil moisture conditions. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 178, n. 4, p. 631-640, 2015.

PIÑEIRO, G. et al. Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. **Rangeland Ecology & Management**, Lawrence, v. 63, n. 1, p. 109-119, 2010.

PIVA, J.T. et al. Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 87-93, 2014.

PRAJAPATI, P.; JACINTHE, P.A. Methane oxidation kinetics and diffusivity in soils under conventional tillage and long-term no-till. **Geoderma**, Amsterdam, v. 230–231, p. 161-170, 2014.

PREM, E.M. et al. Livestock grazing on alpine soils causes changes in abiotic and biotic soil properties and thus in abundance and activity of microorganisms engaged in the methane cycle. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 62, p. 22-29, 2014.

PRICE, S.J. et al. Environmental and chemical factors regulating methane oxidation in a New Zealand forest soil. **Soil Research**, Rome, v. 42, n. 7, p. 767-776, 2004.

PRIEMÉ, A.; CHRISTENSEN, S. Methane uptake by a selection of soils in Ghana with different land use. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, Hoboken, v. 104, n. 19, p. 23617-23622, 1999.

RAFIQUE, R. et al. Nitrous Oxide Emission from Grazed Grassland Under Different Management Systems. **Ecosystems**, New York, v. 14, n. 4, p. 563-582, 2011.

RAIESI, F.; ASADI, E. Soil microbial activity and litter turnover in native grazed and ungrazed rangelands in a semiarid ecosystem. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 43, n. 1, p. 76-82, 2006.

REEDER, D.J. et al. Response of Organic and Inorganic Carbon and Nitrogen to Long-Term Grazing of the Shortgrass Steppe. **Environmental Management**, New York, v. 33, n. 4, p. 485-495, 2004.

REEDER, J.D.; SCHUMAN, G.E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. **Environmental Pollution**, New York, v. 116, n. 3, p. 457-463, 2002.

ROBERTSON, G.P. Soil Greenhouse Gas Emissions and Their Mitigation. In: ALFEN, N. V. (Ed.). **Encyclopedia of Agriculture and Food Systems**. Amsterdam: Elsevier, 2014. p. 185-196

ROBERTSON, G.P.; GRACE, P.R. Greenhouse Gas Fluxes in Tropical and Temperate Agriculture: The need for a Full-Cost accounting of Global Warming

Potentials. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, n. 1, p. 51-63, 2004.

ROBERTSON, G.P. et al. Greenhouse Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere. **Science**, Washington, v. 289, p. 1922-1925, 2000.

ROCHETTE, P. et al. Soil Nitrous Oxide Emissions after Deposition of Dairy Cow Excreta in Eastern Canada. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 43, n. 3, p. 829-841, 2014.

RUMPEL, C. et al. The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 15, n. Weinheim, p. 353-371, 2015.

SAGGAR, S. et al. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, Wellington, v. 47, n. 4, p. 513-544, 2004.

SAGGAR, S. et al. Estimating direct N₂O emissions from sheep, beef, and deer grazed pastures in New Zealand hill country: accounting for the effect of land slope on the N₂O emission factors from urine and dung. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 205, p. 70-78, 2015.

SAGGAR, S. et al. Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 465, p. 173-195, 2013.

SANTOS, D.T. **Manipulação da oferta de forragem em pastagem natural: efeito sobre o ambiente de pastejo e o desenvolvimento de novilhas de corte**. 2007. 259 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

SCHAUFLER, G. et al. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 61, n. 5, p. 683-696, 2010.

SCHLESINGER, W.H. An estimate of the global sink for nitrous oxide in soils. **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 10, p. 2929-2931, 2013.

SCHÖNBACH, P. et al. Grazing effects on the greenhouse gas balance of a temperate steppe ecosystem. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 93, n. 3, p. 357-371, 2012.

SCHUMAN, G.E. et al. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. **Ecological Applications**, Tempe, v. 9, n. 1, p. 65-71, 1999.

SENBAYRAM, M. et al. N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 147, n. 0, p. 4-12, 2012.

SETELICH, E.S.A. **Potencial produtivo de uma pastagem nativa no Rio Grande do Sul submetida a distintas ofertas de forragem**. 1994. 169 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1994.

SHRESTHA, G.; STAHL, P.D. Carbon accumulation and storage in semi-arid sagebrush steppe: Effects of long-term grazing exclusion. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 125, n. 1-4, p. 173-181, 2008.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 241, n. 2, p. 155-176, 2002.

SIX, J. et al. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. **Soil Science Society of America Journal**, Washington, v. 62, n. 5, p. 1367-1377, 1998.

SMITH, K.A. et al. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. **Global Change Biology**, Oxford, v. 6, n. 7, p. 791-803, 2000.

SORDI, A. et al. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, n. 0, p. 94-103, 2014.

SOUSSANA, J.-F.; LEMAIRE, G. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 9-17, 2014.

SOUSSANA, J.F. et al. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 121, n. 1-2, p. 121-134, 2007.

SOUSSANA, J.F. et al. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. **Animal**, Cambridge, v. 4, n. 3, p. 334-350, 2010.

STEFFENS, M. et al. Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (P.R. China). **Geoderma**, Amsterdam, v. 143, n. 1-2, p. 63-72, 2008.

STOCKMANN, U. et al. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 164, p. 80-99, 2013.

SUN, D.S. et al. Grazing depresses soil carbon storage through changing plant biomass and composition in a Tibetan alpine meadow. **Plant Soil and Environment**, Prague, v. 57, n. 6, p. 271-278, 2011.

SYAKILA, A.; KROEZE, C. The global nitrous oxide budget revisited. **Greenhouse Gas Measurement and Management**, London, v. 1, n. 1, p. 17-26, 2011.

TANG, S. et al. Contribution of grazing to soil atmosphere CH₄ exchange during the growing season in a continental steppe. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 67, p. 170-176, 2013.

VALLENTINE, J.F. **Grazing management**. San Diego, California: Academic Press, 1990. 528 p.

VALLIS, I. et al. Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v. 33, n. 1, p. 97-107, 1982.

VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A. et al. Spatial Variability of Methane, Nitrous Oxide, and Carbon Dioxide Emissions from Drained Grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 3, p.810-817, 1998.

VAN DER WEERDEN, T.J. et al. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 141, n. 3-4, p. 426-436, 2011.

VAN GROENIGEN, J.W. et al. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 37, n. 3, p. 463-473, 2005.

VELTHOF, G.L. et al. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 28, n. 9, p. 1215-1225, 1996.

VERCHOT, V.L. et al. Land-Use Change and Biogeochemical Controls of Methane Fluxes in Soils of Eastern Amazonia. **Ecosystems**, New York, v. 3, n. 1, p. 41-56, 2000.

WACHENDORF, C. et al. Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under ¹⁵N-labeled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 171, n. 2, p. 171-180, 2008.

WACHINGER, G. et al. Variability of soil methane production on the micro-scale: spatial association with hot spots of organic material and Archaeal populations. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 32, n. 8-9, p. 1121-1130, 2000.

WANG, X. et al. Methane uptake and emissions in a typical steppe grazing system during the grazing season. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 105, p. 14-21, 2015.

WANG, Y.S. et al. Effects of environmental factors on N₂O emission from and CH₄ uptake by the typical grasslands in the Inner Mongolia. **Chemosphere**, Oxford, v. 58, n. 2, p. 205-215, 2005.

WANG, Z.-P. et al. China's grazed temperate grasslands are a net source of atmospheric methane. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, n. 13, p. 2148-2153, 2009.

WEIER, K.L. et al. Denitrification and the dinitrogen nitrous-oxide ratio as affected by soil-water, available carbon and nitrate. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, n. 1, p. 66-72, 1993.

WHITEHEAD, D.C. Nitrogen. In: NUTRIENT Elements in Grassland. Soil-Plant-Animal Relationships. Wallingford, UK: CABI Publishing, 2000. p.95-125.

WMO - World Meteorological Organization. **Greenhouse Gas Bulletin: The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2014**. Geneva, Switzerland, 2015.

WRAGE, N. et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 33, n. 12-13, p. 1723-1732, 2001.

WRI - World Resources Institute. **A Guide to World Resources 2000-2001: People and Ecosystems: The Fraying Web of Life**. Washington, USA, 2000. 400 p.

XU, Y. et al. Impacts of grazing intensity on denitrification and N₂O production in a semi-arid grassland ecosystem. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 88, n. 2, p. 103-115, 2008.

YAMULKI, S. et al. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 30, n. 4, p. 491-500, 1998.

YANG, X. et al. Nitrous oxide emissions from an agro-pastoral ecotone of northern China depending on land uses. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 213, p. 241-251, 2015.

YANG, Y. et al. Responses of the functional structure of soil microbial community to livestock grazing in the Tibetan alpine grassland. **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 2, p. 637-648, 2013.

YU, F.-H. et al. *Carex sempervirens* tussocks induce spatial heterogeneity in litter decomposition, but not in soil properties, in a subalpine grassland in the Central Alps. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, New York, v. 206, n. 4, p. 373-379, 2011.

ZEBARTH, B.J. et al. Controlled release fertilizer product effects on potato crop response and nitrous oxide emissions under rain-fed production on a medium-textured soil. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 92, p. 759-769, 2012.

ZHANG, F. et al. Quantifying nitrous oxide emissions from Chinese grasslands with a process-based model. **Biogeosciences**, Washington, v. 7, p. 2039-2050, 2010.

9. APÊNDICES

Apêndice 1. Emissão acumulada de N₂O e fatores de emissão de N₂O nas repetições de campo.

Ofertas de Forragem	Repetição	Urina	Esterco	Testemunha
		Emissão N ₂ O (kg N-N ₂ O ha ⁻¹ ano ⁻¹)		
4%	1	8,35	0,39	0,44
	2	7,41	3,64	0,37
	3	8,40	1,28	0,34
12%	1	12,73	0,77	0,33
	2	9,50	0,50	0,58
	3	14,89	0,18	0,43
Fator de emissão N ₂ O (% N aplicado)				
4%	1	0,60	-0,01	
	2	0,53	0,38	
	3	0,61	0,11	
12%	1	0,94	0,05	
	2	0,67	-0,01	
	3	1,09	-0,03	

Apêndice 2. Emissão acumulada de N₂O e CH₄ nas repetições de campo das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.

Oferta de Forragem	Repetição	Emissão acumulada N ₂ O		Emissão acumulada CH ₄	
		---- Kg N-N ₂ O ha ⁻¹ ano ⁻¹ --		---- Kg C-CH ₄ ha ⁻¹ ano ⁻¹ ---	
		Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2
4%	1	0,16	0,22	0,80	0,32
	2	0,09	0,16	1,22	3,93
8%	1	0,12	0,16	2,19	1,19
	2	0,31	0,44	1,79	2,27
12%	1	0,30	0,13	-0,38	-0,88
	2	0,04	0,12	0,06	5,11
16%	1	0,21	0,10	1,77	-0,21
	2	0,22	0,29	1,52	3,79

Apêndice 3. Densidade do solo (g cm^{-3}) das ofertas de forragem de 4, 8, 12 e 16%.

OF 4%		Repetição 1 (Potreiro 2)				Repetição 2 (Potreiro 8)			
Camada (cm)	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 1		Trincheira 2		
	1	2	1	2	1	2	1	2	
0-5	1,32	1,53	1,28	1,33	1,39	1,48	1,55	1,53	
5-10	1,73	1,72	1,57	1,55	1,69	1,62	1,67	1,67	
10-20	1,69	1,72	1,59	1,77	1,61	1,58	1,73	1,78	
20-30	1,71	1,64	1,61	1,57	1,61	1,63	1,73	1,73	
30-50	1,62	1,65	1,60	1,65	1,59	1,64	1,73	1,62	
50-75	1,70	1,68	1,62	1,61	1,60	1,66	1,67	1,60	
75-100	1,68	1,59	1,44	1,68	1,45	1,57	1,57	1,52	
OF 8%		Repetição 1 (Potreiro 7A)				Repetição 2 (Potreiro 3A)			
Camada (cm)	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 1		Trincheira 2		
	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	
0-5	1,58	1,40	1,55	1,59	1,47	1,40	1,57	1,38	
5-10	1,65	1,58	1,73	1,57	1,72	1,63	1,63	1,42	
10-20	1,73	1,61	1,70	1,53	1,62	1,62	1,64	1,63	
20-30	1,55	1,49	1,71	1,58	1,56	1,53	1,67	1,62	
30-50	1,64	1,64	1,66	1,62	1,58	1,55	1,59	1,60	
50-75	1,62	1,70	1,62	1,58	1,46	1,53	1,56	1,59	
75-100	1,51	1,49	1,54	1,60	1,65	1,61	1,61	1,57	
OF 12%		Repetição 1 (Potreiro 1B)				Repetição 2 (Potreiro 5A)			
Camada (cm)	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 1		Trincheira 2		
	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	
0-5	1,50	1,49	1,50	1,52	1,51	1,57	1,54	1,50	
5-10	1,61	1,67	1,58	1,53	1,55	1,68	1,57	1,67	
10-20	1,54	1,66	1,60	1,59	1,62	1,71	1,56	1,63	
20-30	1,61	1,62	1,67	1,64	1,56	1,64	1,62	1,68	
30-50	1,53	1,59	1,60	1,55	1,58	1,59	1,67	1,53	
50-75	1,55	1,58	1,52	1,57	1,60	1,58	1,50	.	
75-100	1,52	1,53	1,52	1,52	1,41	1,57	1,50	1,57	
OF 16%		Repetição 1 (Potreiro 4A)				Repetição 2 (Potreiro 6B)			
Camada (cm)	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 1		Trincheira 2		
	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	Touc.	Est. I.	
0-5	1,47	1,50	1,40	1,42	1,60	1,48	1,58	1,62	
5-10	1,40	1,71	1,57	1,61	1,78	1,63	1,66	1,69	
10-20	1,50	1,71	1,57	1,58	1,68	1,73	1,69	1,64	
20-30	1,52	1,59	1,66	1,64	1,58	1,66	1,73	1,73	
30-50	1,57	1,44	1,53	1,47	1,71	1,68	1,70	1,74	
50-75	1,68	1,46	1,59	1,63	1,62	.	1,61	1,68	
75-100	1,68	1,44	1,52	1,56	1,60	1,67	1,68	1,48	

Touc.= Touceira; Est. I= Estrato inferior.

Apêndice 4. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 4%.

Camada (cm)	Repetição 1 (Potreiro 2)								Repetição 2 (Potreiro 8)							
	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4		Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4	
	1*	2*	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
0-5	1,45	.	1,79	.	1,41	1,47	1,72	1,80	1,72	1,92	1,45	1,42	1,39	1,15	1,49	1,34
5-10	1,17	.	1,21	.	1,02	1,15	1,19	1,25	0,94	1,14	1,03	0,89	0,76	0,80	1,03	1,03
10-20	0,93	.	0,95	.	0,91	1,04	1,14	1,14	0,90	0,94	0,83	0,77	0,72	0,67	0,83	0,91
20-30	0,89	.	0,94	.	0,88	0,77	0,93	1,03	0,80	0,86	0,81	0,76	0,72	0,71	0,91	0,76
30-50	0,86	.	0,93	.	0,81	0,65	0,89	0,91	0,79	0,84	0,94	.	0,70	0,67	0,80	0,79
50-75	0,74	.	0,78	.	0,77	0,75	0,83	0,88	0,78	0,94	0,96	.	0,65	0,62	0,76	0,77
75-100	0,66	.	0,78	.	0,98	1,02	0,91	0,79	0,77	0,84	0,77	0,65	0,70	0,61	0,70	0,76

*1 e 2 representam as amostras de solo retiradas na trincheira.

Apêndice 5. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 8%.

Camada (cm)	Repetição 1 (Potreiro 7A)								Repetição 2 (Potreiro 3A)							
	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4		Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4	
	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I
0-5	1,47	1,39	1,74	1,47	1,47	1,39	1,60	1,43	1,58	1,45	1,56	1,15	1,58	1,45	1,57	1,30
5-10	1,27	0,97	1,50	1,13	1,27	0,97	1,38	1,05	1,46	1,24	1,59	0,90	1,46	1,24	1,52	1,07
10-20	0,99	1,14	1,39	0,91	0,99	1,14	1,19	1,02	1,18	1,13	1,18	0,91	1,18	1,13	1,18	1,02
20-30	0,70	0,78	1,28	0,83	0,70	0,78	0,99	0,81	0,93	0,80	0,91	0,71	0,93	0,80	0,92	0,76
30-50	0,89	0,85	1,35	0,91	0,89	0,85	1,12	0,88	0,91	0,95	1,01	0,70	0,91	0,95	0,96	0,83
50-75	0,62	1,11	0,86	0,66	0,62	1,11	0,74	0,88	0,87	0,95	0,98	0,88	0,87	0,95	0,93	0,91
75-100	0,83	0,94	0,91	0,68	0,83	0,94	0,87	0,81	0,91	0,87	0,94	0,70	0,91	0,87	0,93	0,78

Touc.=touceira; Est. I=Estrato inferior

Apêndice 6. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 12%.

Camada (cm)	Repetição 1 (Potreiro 1B)								Repetição 2 (Potreiro 5A)							
	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4		Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4	
	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I
0-5	1,82	1,23	2,18	1,49	1,66	1,55	2,65	1,53	1,38	1,13	1,76	1,34	1,70	1,29	1,62	1,39
5-10	1,21	0,81	1,92	1,25	1,27	1,00	1,72	1,16	1,06	0,90	1,06	1,08	1,21	1,10	1,18	1,00
10-20	0,84	0,83	0,84	1,03	1,01	0,95	1,42	1,00	0,84	0,93	0,93	1,00	1,19	1,02	1,02	0,94
20-30	0,75	0,81	0,87	0,99	0,92	0,86	1,17	0,92	0,81	0,77	0,94	0,94	1,14	0,99	1,06	0,76
30-50	0,74	0,73	0,78	0,92	0,92	0,85	1,03	0,84	0,79	0,68	1,01	0,93	0,98	0,92	0,85	0,91
50-75	0,63	0,66	0,67	0,80	0,89	0,88	0,94	0,90	0,84	0,79	0,95	0,88	1,00	0,90	1,00	0,73
75-100	0,55	0,55	0,63	0,58	0,76	0,80	0,63	0,86	0,73	0,56	0,77	0,63	1,02	0,89	0,91	0,77

Touc.=touceira; Est. I=Estrato inferior

Apêndice 7. Teor de carbono orgânico no solo na oferta de forragem de 16%.

Camada (cm)	Repetição 1 (Potreiro 4A)								Repetição 2 (Potreiro 6B)							
	Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4		Trincheira 1		Trincheira 2		Trincheira 3		Trincheira 4	
	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I	Touc.	Est.I
0-5	1,28	1,39	1,54	1,48	1,60	1,70	1,81	1,68	1,11	1,15	1,30	1,03	2,25	1,15	2,75	1,61
5-10	1,08	1,09	1,14	1,17	1,15	1,28	1,46	1,31	0,77	0,83	1,09	0,78	1,54	1,06	1,52	1,32
10-20	0,91	0,91	0,95	0,92	0,91	1,04	1,00	1,08	0,90	0,79	0,90	0,71	1,06	0,80	1,19	1,22
20-30	0,87	0,84	0,88	0,88	0,86	1,00	0,86	0,99	0,74	0,76	1,00	.	1,06	0,80	0,98	1,03
30-50	0,78	0,84	0,86	0,88	0,94	0,94	0,89	0,97	0,70	0,64	0,85	0,71	0,78	0,76	0,97	0,85
50-75	0,70	0,66	0,73	0,76	0,86	0,91	0,83	0,86	0,52	0,62	0,68	0,72	0,94	0,81	0,98	0,81
75-100	0,56	0,62	0,58	0,73	0,72	0,77	0,78	0,97	0,66	0,55	0,67	0,90	0,94	0,82	0,97	0,94

Touc.=touceira; Est. I=Estrato inferior

Apêndice 8. Estoques de carbono nas camadas de 0-30, 30-100 e 0-100 cm nas ofertas de forragem do campo nativo.

Oferta de Forragem	Repetição	Estoque de carbono (Mg C ha ⁻¹)		
		0-30	30-100	0-100
4%	1	47,48	70,36	117,83
	2	43,93	70,21	114,14
8%	1	50,99	82,44	133,42
	2	49,55	88,43	137,98
12%	1	51,29	72,84	124,12
	2	48,30	75,92	124,22
16%	1	50,90	72,43	123,33
	2	47,33	71,95	119,29