



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO E ATRIBUTOS
MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM PASTAGENS APÓS APLICAÇÃO
DE URINA E FEZES DE BOVINOS**

ADRIANA RODOLFO DA COSTA

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF
MARÇO/2015



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO E ATRIBUTOS
MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM PASTAGENS APÓS APLICAÇÃO
DE URINA E FEZES DE BOVINOS**

ORIENTADORA: Prof.^a PhD. MARIA LUCRÉCIA GEROSA RAMOS
CO-ORIENTADORA: PhD BEÁTA EMÖKE MADARI

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO: 032D/2015

BRASÍLIA/DF
MARÇO/2015



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO
SOLO EM PASTAGENS APÓS APLICAÇÃO DE URINA E FEZES DE BOVINOS**

ADRIANA RODOLFO DA COSTA

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA À FACULDADE DE AGRONOMIA E
MEDICINA VETERINÁRIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
AGRONOMIA.**

APROVADO POR:

**MARIA LUCRÉCIA GEROSA RAMOS, PhD. (UnB - FAV)
(ORIENTADORA) CPF: 002.094.438-12, email: lucrecia@unb.br**

**HELSON MÁRIO MARTINS DO VALE, DSc. (UnB - IB)
(EXAMINADOR INTERNO) CPF: 810.503.803-04, email: helson@unb.br**

**ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA
(EXAMINADORA INTERNA) CPF: 820.032.201-78, email: alessandramp@unb.br**

**ARMINDA MOREIRA DE CARVALHO. DSc. (Embrapa Cerrados)
(EXAMINADORA EXTERNA) CPF: 409.440.034-11, email: arminda.carvalho@embrapa.br**

**ROBÉLIO LEANDRO MARCHÃO. DSc. (Embrapa Cerrados)
(EXAMINADOR EXTERNO) CPF: 861.160.701-59, email: robelio.marchao@embrapa.br**

BRASÍLIA/DF, 26 de MARÇO de 2015.

FICHA CATALOGRÁFICA

Costa, Adriana Rodolfo

Perdas gasosas de nitrogênio e atributos microbiológicos do solo em pastagens após aplicação de urina e fezes de bovinos.

92 p. : il.

Tese de doutorado (D) - Universidade de Brasília/Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2015.

1. Óxido nitroso 2. Volatilização de amônia 3. Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) 4. Nitrogênio da Biomassa Microbiana (NBM) 5. *Urochloa* sp. 6. Integração Lavoura-Pecuária.

I. Ramos, M. L. G. II. Ph.D.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

COSTA, A. R. Perdas gasosas de nitrogênio e atributos microbiológicos do solo em pastagens após aplicação de urina e fezes de bovinos. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2015, 92 p. Tese de Doutorado.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Adriana Rodolfo da Costa

TÍTULO DA TESE: Perdas gasosas de nitrogênio e atributos microbiológicos do solo em pastagens após aplicação de urina e fezes de bovinos

GRAU: Doutor

ANO: 2015

É concedida à Universidade de Brasília A permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

Nome: Adriana Rodolfo da Costa

CPF: 003.982.861-16

Email: adriana_rodolfo@yahoo.com.br

*Aos meus pais,
Eurípedes Bassamurfo da Costa e,
Marlene de Fátima Rodolfo da Costa
Ao meu esposo,
André Júnio Alves
Pelo incentivo e amor incondicional dado
em todas as etapas de meu caminhar.*

Dedico

*Aos meus queridos irmãos,
Eduardo Rodolfo da Costa e,
Juliana Rodolfo da Costa Kuramoto.
Á minha família que me acompanhou
nesta caminhada,*

Ofereço

AGRADEÇO

A Deus que sempre me iluminou e esteve presente em cada momento de minha caminhada.

Ao papai, Eurípedes Bassamurfo da Costa e à mamãe Marlene de Fátima Rodolfo da Costa, que não mediram esforços para conquistarem comigo mais esta vitória. Muito obrigada pelo apoio e por todo amor a mim dedicado.

Ao meu amado André (Junin) que me acompanhou nos momentos difíceis sempre com paciência, amor e dedicação.

Aos meus irmãos Eduardo e Juliana, que me ajudaram em muitos momentos, sempre com muita paciência e presteza. Enfim à toda minha família, que acompanharam cada momento desta conquista.

À todos que contribuíram para a realização desta trabalho.

À professora Lucrécia Ramos pelos ensinamentos, dedicação, confiança, carinho, por ter acreditado em meu potencial e pela orientação nesta etapa, aqui concluída.

À doutora Beáta Madari pelo confiança, atenção, auxílio e orientação durante o desenvolvimento deste trabalho de tese.

Aos pesquisadores Dr. Robélio Marchão e Arminda Carvalho, e aos professores Helson Vale e Alessandra de Paula pelas contribuições ao longo da realização deste estudo.

Ao professor Cícero Célio e a todos os professores da Universidade de Brasília pelos ensinamentos e por terem me recebido de braços abertos na Universidade.

Às pesquisadoras Mellissa Soler e Márcia Carvalho pelo sorriso de cada dia e as valiosas conversas.

Às minhas amigas Glaucilene Duarte Carvalho, Rubia Santos Corrêa e Ana Cláudia Castro Pereira pela alegria, companheirismo, auxílio em cada etapa deste trabalho. Aos meus companheiros de campo e amigos eternos: Márcio Borges, Aílton Ferreira e Romildo, pela animação, dedicação e esforço em cada dia de coleta. Formamos um equipe de ouro!

À uma outra equipe que me auxilio nas análises no laboratório de microbiologia da Universidade de Brasília e não mediu esforço para a realização deste trabalho Antônio Marcos Miranda Silva e Manuel Messias Lacerda.

Às meninas Beatriz e Laene pelo auxílio, apoio e amizade. Às minhas amigas de longa data que sempre me acompanharam e torceram por mim, Jacqueline, Janne Louize e Tatiely. Aos meus amigos e companheiros da Universidade Estadual de Goiás, Câmpus Santa Helena de Goiás.

Aos meus companheiros de laboratório que sempre me escutaram e não mediram esforços para me auxiliarem na conclusão deste trabalho: Sílvia, Adílson, Wesley, Diego, Roberto, Ivã, Érick.

Aos meus companheiros de pós graduação que me receberam muito bem em Brasília: Juliana, Géssica, Jomara, Ana Paula, Larissa, Thais, Willian, Jadson, Rodrigo, Avelino, Omar.

À Universidade de Brasília e à Embrapa Arroz e Feijão, pela oportunidade de realizar este curso de pós-graduação com ampliação de meus conhecimentos.

À Capes pela bolsa concedida.

À todos que contribuíram para o meu crescimento pessoal e profissional!

ENFIM, À TODOS MEU SINCERO RECONHECIMENTO...

MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	IX
GENERAL ABSTRACT	X
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 OBJETIVO GERAL	2
1.2 HIPÓTESES	2
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. A AGROPECUÁRIA BRASILEIRA	3
2.1.1. Integração Lavoura-Pecuária	4
2.2. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA: ÓXIDO NITROSO (N ₂ O).....	5
2.3. PERDAS GASOSAS NITROGENADAS ORIGINÁRIAS DE EXCRETAS	9
2.4. ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO.....	12
2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
3. PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO ORIGINÁRIAS DE EXCRETA BOVINA EM PASTAGENS SOB INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA	22
RESUMO	22
ABSTRACT	23
3.1. INTRODUÇÃO	24
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	26
3.2.1. Área experimental e tratamentos.....	26
3.2.2. Amostragem do gases e análise do N₂O	29
3.2.3. Cálculo dos fluxos de óxido nitroso.....	30
3.2.4. Amostragem e análise de amônia volatilizada.....	32
3.2.5. Variáveis de solo e planta	33
3.2.6. Análises estatísticas	34
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34

3.3.1. Fluxos de N₂O e variáveis de solo na época seca do ano	34
3.3.2. Fluxos de N₂O e variáveis de solo na época chuvosa do ano	42
3.3.3. Volatilização de amônia originária no período seco e chuvoso.....	47
3.3.4. Emissão total de N₂O e fator de emissão.....	52
3.4. CONCLUSÕES	54
3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
4. IMPACTO DA APLICAÇÃO DE EXCRETAS BOVINAS E DA SAZONALIDADE EM ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO SOB PASTAGEM EM INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA	61
RESUMO	61
ABSTRACT	62
4.1. INTRODUÇÃO	63
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	64
4.2.1. Área experimental e tratamentos.....	64
4.2.2. Amostragem de solo e planta	67
4.2.3. Análises estatísticas	68
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.3.1. Aplicações de excretas realizadas na época seca do ano	69
4.3.2. Aplicações de excretas realizadas na época chuvosa do ano	74
4.4. CONCLUSÕES	76
4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	81

PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO E ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM PASTAGENS APÓS APLICAÇÃO DE URINA E FEZES DE BOVINOS

RESUMO GERAL

Emissões antrópicas de gases de efeito estufa no Brasil podem ser provenientes de emissões de óxido nitroso (N_2O) dos dejetos depositados em pastagens, e os microrganismos são os principais responsáveis pelas transformações do nitrogênio no solo. O objetivo deste estudo foi avaliar o impacto das excretas bovinas sobre os atributos microbiológicos do solo e as perdas gasosas de nitrogênio em áreas de pastagens sob Integração Lavoura-Pecuária (iLP) em Cerrado. Foram estabelecidas 48 parcelas, em um delineamento experimental de quatro blocos casualizados num esquema de parcelas sub-subdivididas, com três tratamentos (urina, fezes e controle); duas áreas de pastagem (Área 1- pastagem de três anos de *Urochloa ruziziensis* e Área 2 - pastagem de um ano de *Urochloa. brizantha* cv. Piatã), duas épocas de aplicação das excretas (seca e chuvosa), em dois anos de aplicações. Nas câmaras com excretas, foram aplicados 0,5 L de urina e 2 kg de fezes, os quais foram distribuídos uniformemente no interior das parcelas. As amostragens de gás foram feitas pelo método da câmara estática fechada. As avaliações ocorreram em sete dias consecutivos após a aplicação das excretas, posteriormente duas vezes por semana, e por fim quinzenalmente, durante 502 dias consecutivos no período seco e 388 durante o período chuvoso. Concomitantemente realizou-se amostragem de solo para verificação do espaço poroso saturado por água (EPSA), teores de nitrato e amônio no solo, e volatilização de amônia (NH_3). Para a determinação dos atributos microbiológicos foram coletadas amostras de solo trinta dias após a aplicação das excretas, das quais determinou-se o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM), carbono (CT) e nitrogênio total (NT), respiração basal, relação NBM:NT, quociente microbiano (CBM:CT) e quociente metabólico (qCO_2). Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. A deposição de excretas em pastagens sob iLP aumentou sensivelmente os fluxos de N_2O do solo e de NH_3 volatilizada, comparado ao controle. Na época seca, os fluxos de óxido nitroso estão associados à maior disponibilidade de amônio. Já na época chuvosa estes fluxos estão associados à disponibilidade de nitrato no solo e EPSA. Áreas com o componente pastagem mais recente no sistema iLP apresentam maiores perdas por volatilização de NH_3 e menores de N_2O quando a fonte de N é a urina bovina, independente da época do ano. Os maiores fatores de emissão de N_2O são observados para a urina (0,32%) e na época chuvosa do ano (0,36%), porém estão bem abaixo do indicado pelo IPCC. As fezes de bovinos em áreas de pastagens sob iLP têm maior efeito sob os atributos microbiológicas do solo que a urina, quando estas são avaliadas trinta dias após a aplicação. Os atributos microbiológicos do solo tendem a aumentar gradualmente com o desenvolvimento do componente pastagem do sistema de iLP, associada à aplicações de excretas bovinas.

Palavras chave: óxido nitroso, volatilização de amônia, carbono da biomassa microbiana, nitrogênio da biomassa microbiana, *Urochloa* sp., Integração Lavoura-Pecuária

GASEOUS NITROGEN LOSSES AND SOIL MICROBIOLOGICAL PROPERTIES IN PASTURES AFTER CATTLE URINE AND FAECES APPLICATION

GENERAL ABSTRACT

Anthropogenic emissions of greenhouse gases in Brazil can be derived from nitrous oxide (N_2O) of waste deposited in pastures, and microorganisms are the main responsible for the nitrogen transformations in soil. The objective of this study was to evaluate the impact of bovine excretas on microbiological soil properties and gaseous nitrogen losses in pastures under Crop-Livestock Integration (iCL) in the Cerrado. Forty eight plots were established in four randomized complete block in a split-plot design with three treatments (urine, feces and control), two areas with pastures (Área 1 - Three years of pasture with *Urochloa. ruziziensis* e Área 2 – One years of pasture with *Urochloa. brizantha* cv. Piatã), two periods of excreta application (dry and wet seasons) repeated in time (two years of applications). For cameras with excretas, 0.5L of urine and 2 kg of faeces were applied, which were uniformly distributed inside the plots. The gas samples were taken by the method closed static chambers. Assessments were made in seven consecutive days after the application of excretas, then twice a week, and finally every fortnightly during 502 consecutive days during the dry season and 388 during the rainy season. Concurrently, soil sampling was carried out to verify the water filled pore space (WFPS), nitrate and ammonium concentrations and ammonia volatilization emissions (NH_3). Soil samples were collected at thirty days after the application of excretas to determine the microbiological properties which were: microbial biomass carbon and nitrogen (MBC and MBN), total carbon (TC) and soil nitrogen (TN), basal respiration, ratio MBN:TN, microbial quotient (MBC:TC) and microbial metabolic quotient (MBC:TC). Data were subjected to analysis of variance and means were compared by Tukey test at 5% probability. The disposal of excretas in pastures under iCL significantly increased the flow of nitrous oxide in the soil and volatilized ammonia, compared to the control. In the dry season, the nitrous oxide flows are associated with greater ammonium availability. In the rainy season these flows are associated with the availability of nitrate in the soil and WFPS. Areas with the latest pasture component in the iCL system have higher losses by volatilization of NH_3 and lower losses of N_2O when the N source is cattle urine, regardless of the period of year. The largest nitrous oxide emission factors were obtained for urine (0.32%) and during the rainy season (0.36%), but these values are lower than those indicated by the IPCC. The bovine feces of iCL under pasture areas have greater effect on the microbiological soil properties than urine when they are evaluated at thirty days after the application. Microbiological soil attributes tend to gradually increase with the development of the pasture under iCL system, related to the bovine excreta applications.

Key words: nitrous oxide, ammonia volatilization, microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen, *Urochloa* sp., Crop-Livestock Integrated (iCL) system

1. INTRODUÇÃO GERAL

O nitrogênio é um nutriente essencial que controla a diversidade, a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas marinho e terrestre. No sistema agrícola a entrada de N ocorre via adubos nitrogenados, sejam eles químicos ou orgânicos. No entanto, por ser um elemento móvel e altamente dinâmico no solo, perdas por volatilização de amônia, emissão de óxido nitroso e lixiviação de nitrato são bastante comuns, inclusive quando esta fonte de N tem origem em excretas de animais (ZAMAN et al., 2009).

O N perdido do sistema agropecuário, originado das excretas dos animais, pode dar origem a significativos fluxos de N_2O , colaborando para aumentar a concentração desse gás na atmosfera. Em áreas sob pastejo, o retorno de N através da urina e das fezes proporciona sítios de alta produção de N_2O , tendo em vista que grande parte do N consumido pelos animais podem ser excretados (LESSA et al., 2014). Além disso, a volatilização de amônia, liberada principalmente pela urina dos animais, é uma fonte indireta de N_2O na atmosfera, contribuindo também para o efeito estufa e ao aquecimento global (IPCC, 2006).

Para que estas perdas possam ser compreendidas é importante conhecer os processos e fatores ambientais que as regulam. Os microrganismos são os principais responsáveis pelas transformações do N no solo, e por isso também contribuem para os diferentes processos de perda deste elemento (WACHENDORF & JOERGENSEN, 2011). Em solos agrícolas, o N_2O é produzido por dois processos microbiológicos, a nitrificação e a desnitrificação, este segundo, tem sido relatado como o principal responsável pelas emissões de N_2O quando as fontes de N são excretas bovinas (LESSA et al., 2014). Complexas interações entre vários fatores edafoclimáticos resultam em larga variação de emissão de N_2O tanto temporal quanto espacial (BOWMAN et al., 2002), e por isso precisam ser estudadas em diferentes situações.

O guia do IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) sugere um fator genérico para emissão direta de N_2O originária de excretas de 2%, para a elaboração de inventários nacionais de emissão de gases de efeito estufa (GEE). Este fator é a proporção do N contida nas excretas emitida como N_2O para a atmosfera. Ainda existem incertezas quanto a estes valores, tendo-se em vista que não são consideradas as excretas separadamente. Por isso, estudos independentes devem ser realizados em regiões com diferentes condições edafoclimáticas para a obtenção de fatores de emissão mais apropriados e específicos. Alguns estudos nacionais foram publicados recentemente sugerindo que os fatores de emissão para excretas são menores que o estimado pelo IPCC, dentre eles pode-se destacar os trabalhos de Lessa et al. (2014), Mazzetto et al. (2014 e 2015), Barneze et al. (2014) e Sordi et al. (2014).

Porém, ainda são poucos os estudos que realizaram o monitoramento das perdas de N originárias de fezes e urina de bovinos, em pastagens de Cerrado, sob Integração Lavoura-Pecuária por longo período. Tão pouco com o acompanhamento de variáveis de clima e condições físico-hídricas, químicas e microbiológicas do solo que influenciam estas perdas.

1.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o impacto das excretas bovinas (fezes e urina) sobre os atributos microbiológicos, bem como sobre as perdas gasosas de nitrogênio por emissão de óxido nitroso (N_2O) e volatilização de amônia (NH_3), em áreas de pastagem sob Integração Lavoura-Pecuária (iLP) no Cerrado.

1.2 HIPÓTESES

H₁: A urina, por ter maior concentração de nitrogênio em sua composição, proporciona maiores perdas gasosas quando comparada às fezes de bovinos e, conseqüentemente, maior fator de emissão.

H₂: As perdas gasosas de nitrogênio variam em função do estágio (idade) de desenvolvimento da pastagem.

H₃: As perdas gasosas são maiores no período chuvoso, tendo em vista o aumento das condições de umidade do solo, o que favorece os processos de perda de óxido nitroso.

H₄: Atributos microbiológicos têm comportamento diferenciado em função da sazonalidade e da excreta aplicada, por serem sensíveis a alterações de clima e disponibilidade de substrato.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A AGROPECUÁRIA BRASILEIRA

No Brasil, o Cerrado ocupa cerca de 25% do território com uma área total de aproximadamente 2 milhões de quilômetros quadrados (RESENDE & GUIMARÃES, 2007), dos quais as duas classes mais representativas de uso da terra ocupam 26,5 e 10,5%, sendo elas as pastagens cultivadas e as culturas agrícolas, respectivamente (SANO et al., 2008). Segundo o IBGE (2013), o rebanho nacional estava com mais de 211 milhões de cabeças de gado, das quais 33,6% estão na região Centro-Oeste e o Estado de Goiás é o terceiro maior em número efetivo de bovinos. Este mesmo censo ressalta que o crescimento do rebanho nacional é diferenciado dentre as regiões. Enquanto regiões como Sul, Sudeste e Nordeste tem seu rebanho estabilizado, as regiões Centro-Oeste e Norte tem apresentado um rápido crescimento.

As pastagens constituem-se na maior fonte de alimento para o rebanho bovino brasileiro, representando, na maioria dos sistemas a única fonte de forragem (JANTALIA et al., 2006a). No entanto, a degradação das pastagens tem sido um grande problema para a pecuária brasileira, por ser desenvolvida basicamente em pastos, afetando diretamente a sustentabilidade do sistema produtivo (PERON & EVANGELISTA, 2004). O esgotamento da fertilidade química natural do solo e o manejo inadequado da pastagem estão entre as principais causas do declínio de pastagens (BARCELLOS et al., 2001). A degradação das pastagens afeta diretamente a sustentabilidade da pecuária nacional, pois segundo Macedo et al. (2000), a produção de carne em uma pastagem degradada pode ser seis vezes inferior à de uma pastagem recuperada ou em bom estado de manutenção. No que tange a questão ambiental os impactos gerados pela pecuária, principalmente os que provém de áreas mal manejadas, intensificam a degradação do solo e ainda contribuem para a emissão de gases de efeito estufa (GEE) (JANTALIA et al., 2006a; SALTON et al., 2014).

Em sistemas extensivos de criação de gado, raramente se utilizam fertilizantes minerais, assim, a urina e as fezes são responsáveis pela maioria das emissões de N_2O e da volatilização de NH_3 dos solos. Sendo assim, as emissões tendem a ser maiores em pastagens intensivas comparadas a pastagens extensivas sem manejo (JANTALIA et al., 2006a), pois além do aporte de N originário da excreta animal, tem-se também o uso de fertilizantes nitrogenados. Segundo as estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil (MCTI, 2013),

a maior emissão direta de óxido nitroso pela agropecuária é oriunda dos animais em pastagem.

Como a urina e as fezes desses animais são ricas em nitrogênio e em carbono prontamente disponível, pode gerar condições ideais para as emissões de óxido nitroso (VAN GROENIGEN et al., 2005) e volatilização de amônia. A maior parte do N contido nas excretas (50-90%) permanece no solo, sendo fonte de nutrientes para as forrageiras, e o restante é perdido via volatilização de NH_3 , desnitrificação, lixiviação e escoamento superficial (OENEMA et al., 2005). A deposição de urina e esterco na pastagem é feita de forma localizada, sendo essas, importantes fontes de emissão de N_2O (SORDI et al., 2014). Segundo Euclides et al. (2010) avanços em estudos sobre forrageiras tropicais pode ter efeito importante sobre a mitigação de GEE ao melhorar o valor nutritivo e o uso mais eficiente do N no sistema.

No decorrer das últimas décadas tem-se registrado um desenvolvimento gradativo da pecuária no Cerrado com avanços quantitativos e qualitativos expressivos, relacionados à ampliação das áreas sob pastagem. Nesse contexto, o sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP) tem sido uma alternativa viável para amenizar a vulnerabilidade da pecuária e da agricultura com a utilização de práticas conservacionistas de manejo do solo e diversificação das atividades (KLUTHCOUSKI et al., 2003). No Cerrado, essa corrente vem ganhando adeptos, principalmente entre os agricultores que buscam diversificar os sistemas de produção e superar os problemas advindos de cultivos anuais sucessivos, como pragas, plantas daninhas e doenças (JANTALIA et al., 2006b). Devido ao aumento da matéria orgânica e a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, Salton et al. (2014) sugerem que sistemas integrados poderão reduzir o impacto ambiental da agropecuária e reduzir as emissões de gases de efeito estufa.

2.1.1. Integração Lavoura-Pecuária

A Integração Lavoura-Pecuária (iLP) consiste na implantação de diferentes sistemas produtivos de grãos, fibras, carne, leite, entre outros, na mesma área, em plantio sequencial, rotacionado ou consorciado (VILELA et al., 2008). Segundo Carvalho et al. (2005) a iLP é tão antiga quanto a domesticação de plantas e animais, o que se tem de novo neste cenário é sua aplicação em sistemas plantio direto. Segundo os mesmos autores, no Cerrado, o enfoque da integração está na rotação de culturas, recuperação de solos e de pastagens degradadas; Vilela et al. (2011) ainda complementam ao afirmarem que o consórcio de culturas de grãos

com forrageiras é adotado para antecipar o estabelecimento das pastagens e melhorar a cobertura de solo para o plantio direto.

Alvarenga e Noce (2005) destacam algumas vantagens da adoção do sistema iLP: a recuperação ou reforma de pastagens degradadas; melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, favorecidas principalmente pela deposição de palhada e raízes da pastagem, conseqüentemente aumento do teor de matéria orgânica do solo (MOS) e da fonte de carbono para os microrganismos; formação de uma rede de poros no solo pela decomposição de raízes (bioporos), possibilitando o aumento de trocas gasosas e uma maior infiltração de água no solo; fornecimento de pasto, forragem e grãos durante a estação da seca; redução de custos devido ao melhor aproveitamento do solo e da mão-de-obra, aumento da produtividade e menor consumo de defensivos agrícolas.

A melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos é uma questão chave no desenvolvimento de sistemas de produção agrícolas mais sustentáveis (VILELA et al., 2011). Sendo assim, a diversificação das espécies vegetais em sistemas integrados é importante para repor e manter a MOS e proporcionar solos bem estruturados (FRANZLUEBBERS, 2007; TIRLONE et al., 2012), além de promover maior diversidade de grupos da macrofauna invertebrada do solo (MARCHÃO et al., 2009). Esses invertebrados, segundo Decaëns et al. (2003) alteram as populações e a atividade de microrganismos responsáveis pelos processos de mineralização e humificação, além de alterarem a disponibilidade de nutrientes mais biodisponíveis para as plantas.

As pastagens quando bem manejadas têm potencial para aumentar o acúmulo de carbono no solo, e de modo indireto contribuir para a mitigação as mudanças climáticas (FIEGL et al., 2003). Desta forma, a iLP poderia desempenhar papel fundamental na mitigação da emissão de GEE (VILELA et al., 2011). Segundo Salton et al. (2014) a iLP foi mais eficiente em acumular carbono no solo e reduzir emissões de GEE que sistemas menos complexos de manejo, como o sistema Integração Lavoura-Pecuária.

2.2. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA: ÓXIDO NITROSO (N₂O)

A atmosfera e a superfície terrestre são mantidas aquecidas pela energia solar na forma de radiação ultra-violeta, visível e infravermelho. De toda energia incidente na Terra, cerca de 50% é absorvida pela superfície do planeta, outros 20% são absorvidos por gases e pelas

gotículas de água presentes no ar. O restante, cerca de 30%, é refletido de volta ao espaço por corpos refletivos (neve, gelo, areia, nuvens) (ZANATTA, 2009).

Os diferentes GEE, presentes na troposfera terrestre, ao receber radiação solar, absorvem a radiação infravermelha emitida pela Terra, e por sua vez, emitem esta radiação para cima e para baixo. Processo, este, que aumenta a temperatura próxima à superfície terrestre, em média de 14°C, e que resulta num efeito estufa, dito natural, importante para o surgimento e a manutenção da vida no planeta (BAEDE et al., 2001). Caso isto não existisse, a temperatura na superfície terrestre seria cerca de 30°C mais fria (LIMA, 2002). O problema é que o aumento da concentração dos gases-traço está intensificando o efeito estufa natural (IPCC, 2013), causando preocupações entre a comunidade científica. Dentre os GEE o N₂O, o CO₂ (gás carbônico), o CH₄ (metano) e os CFCs (clorofluorcarbonetos) são produzidos pela atividade humana, sendo os três primeiros relacionados à atividade agrícola.

Em meados do século XVIII, após o início da revolução industrial, o impacto das atividades humanas tomou escalas globais. Estas atividades, principalmente aquelas que envolvem a queima de combustível fóssil para o uso industrial e residencial, e a queima da biomassa produzem GEEs que afetam a composição da atmosfera (MACHADO, 2005). Sendo assim, os gases de efeito estufa, absorvem e emitem essa radiação infravermelha, ocupando um relevante papel no balanço energético da Terra.

Cada GEE apresenta uma capacidade de aquecimento em função de suas características moleculares e de seu tempo de permanência na atmosfera terrestre (GOMES, 2006). Baseado nisso, é calculado o potencial de aquecimento global (PAG) de cada GEE considerando o CO₂ como referência. O N₂O e o CH₄ apresentam PAG, para um período de 100 anos, de 310 e 21 vezes a unidade de massa de CO₂, respectivamente (IPCC, 2013). Ao mesmo tempo em que a agropecuária constitui-se em uma atividade potencialmente influenciada pela mudança do clima, contribui também para o efeito estufa. Emissões de CH₄, CO₂, monóxido de carbono (CO), N₂O e outros óxidos de nitrogênio (NO_x), que causam o aquecimento global têm sido gerados por diferentes práticas agropecuárias (LIMA, 2002).

O N₂O antropogênico, por exemplo, é verificado, principalmente, através de atividades agrícolas e industriais. Na indústria, a produção do náilon e a queima de combustíveis fósseis são as principais fontes de N₂O, enquanto que na agricultura este GEE é proveniente de processos microbiológicos que ocorrem nos solos (ZANATTA, 2009). Em sistemas agrícolas provém, principalmente, do uso de fertilizantes nitrogenados, da mineralização da matéria orgânica adicionada, da adição ou depósito de dejetos animais nos solos, da lixiviação de

solos e da queima de resíduos agrícolas (LIMA, 2002). O Brasil, no que tange à emissão de gases de efeito estufa, encontra-se num padrão diferente da situação mundial, pois segundo Cerri & Cerri (2007) as práticas agrícolas e as mudanças no uso da terra são as principais fontes de emissão de GEE, sendo que a maior proporção do N_2O emitido pelo Brasil para a atmosfera são derivados dessas práticas, enquanto no panorama global a principal fonte de emissão de GEEs é a queima de combustível fóssil.

O ciclo do nitrogênio é particularmente complexo (Figura 2.1), pois o N sofre, facilmente, alterações na valência e no seu estado, geralmente atenuado pela ação e transformação microbiana, a qual depende de fatores inerentes ao solo e ao clima (CANTARELLA, 2007). O N pode formar, quando solúvel em água, compostos gasosos com alto potencial de escapar do controle agrícola (JARVIS et al., 1995). O N é um nutriente de grande valor em praticamente todos os ecossistemas, mas pode-se tornar um poluente importante quando transferido de um ecossistema para o outro (CANTARELLA, 2007). Atualmente, o N_2O tem recebido atenção especial, por contribuir para o efeito estufa e para a destruição da camada de ozônio.

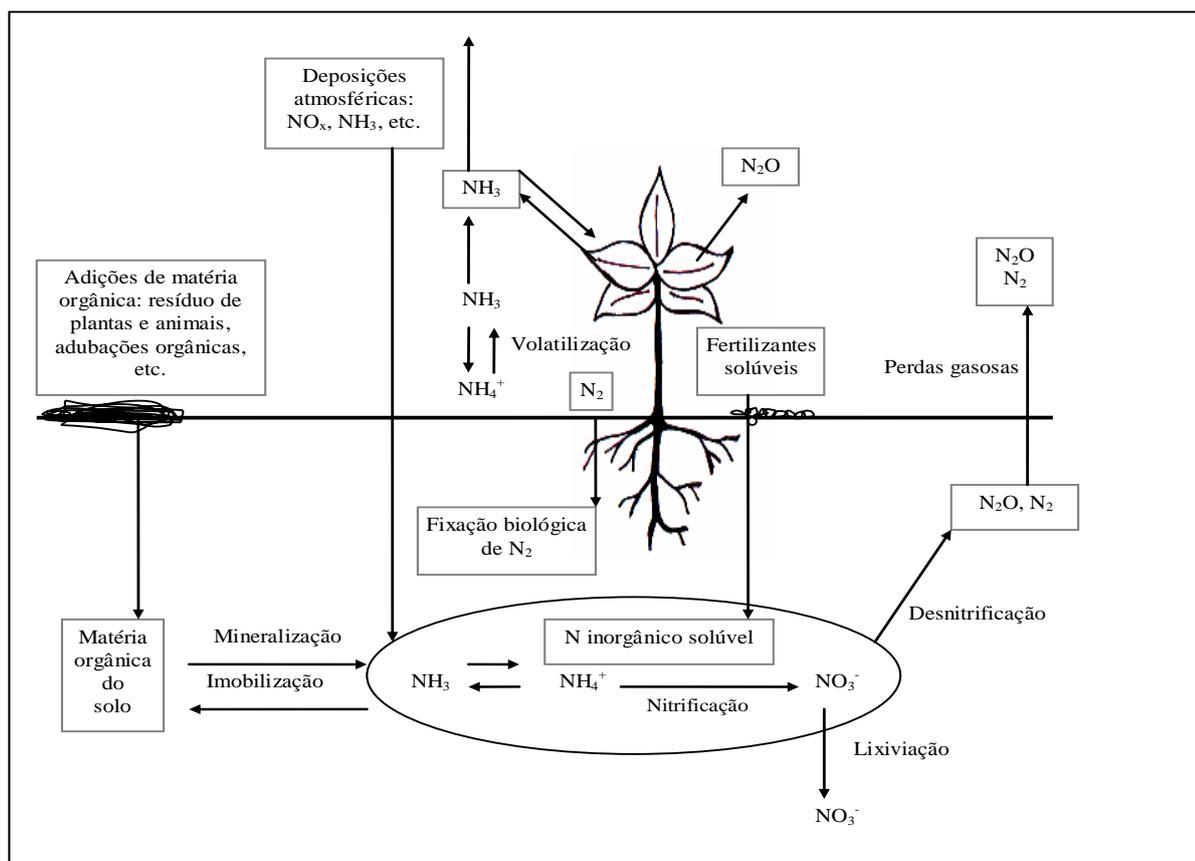


Figura 2.1. Ciclo biogeoquímico do nitrogênio
Adaptado de CANTARELLA (2007). Fonte: (Costa, 2011)

O manejo agrícola altera os estoques e as taxas de ciclagem de N no solo, o que pode alterar as perdas desse elemento para a atmosfera, especialmente na forma de N₂O. Para que estas perdas possam ser reduzidas, é importante o conhecimento dos processos e fatores ambientais que regulam as emissões provenientes dos diferentes sistemas de produção agrícola. Segundo Signor & Cerri (2013), em solos agrícolas, a desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbianos responsáveis pela produção de N₂O, embora esse gás não seja o principal produto final desses processos. A nitrificação, que requer condições aeróbicas e está diretamente relacionada ao suprimento de amônio, é mediada principalmente por bactérias autotróficas. Já a desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas que dependem da disponibilidade de carbono orgânico e nitrato (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989).

Em geral, sob condições aeróbicas ou semi-aeróbicas, N₂O é produzido por nitrificação, enquanto que sob condições anaeróbicas este é produzido por desnitrificação (SIGNOR & CERRI, 2013). Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo, pois no interior dos agregados podem desenvolver-se microssítios de aerobiose e anaerobiose (GIACOMINI et al., 2006), devido aos processos de umedecimento e secagem do solo. Apesar da produção de N₂O por nitrificação ser possível, os picos de emissão de N₂O nos solos geralmente são atribuídos ao processo de desnitrificação, inclusive quando a fonte de N são excretas de animais (VAN GROENIGEN et al., 2005; GIACOMINI et al., 2006; LESSA et al., 2014; BELL, et al., 2015). Segundo Cruvinel et al. (2011), os mais altos picos de N-NO e N-N₂O são obtidos após a fertilização nitrogenada associada com a irrigação, as quais resultam em um aumento da disponibilidade de N e condições favoráveis de espaço poroso saturado por água no solo.

Temperatura e umidade são importantes fatores para a nitrificação e desnitrificação, pois determinam a atividade dos microrganismos, influenciando a produção de N₂O e sua difusão para a atmosfera (SIGNOR & CERRI, 2013). Isto explica a existência de uma estreita relação entre a variação sazonal dos fluxos de N₂O com a temperatura do ar e do solo. A atividade e os processos microbiológicos são fortemente afetados pelas condições naturais e pelo manejo agrícola (LUDWING et al., 2001), pois estes afetam as condições físicas (difusão de O₂, temperatura do solo, atividade de água), químicas (concentração de nitrato e amônio, disponibilidade de carbono facilmente metabolizável).

2.3. PERDAS GASOSAS NITROGENADAS ORIGINÁRIAS DE EXCRETAS

Enquanto que estimativas de perdas gasosas (óxido nitroso e amônia volatilizada) derivadas de fertilizantes nitrogenados tem recebido grande atenção, a influência da deposição de excreta animal na produção de N₂O e volatilização de amônia, ainda é limitada, especialmente em regiões tropicais. Além disso, as interações entre esta deposição e as condições edafoclimáticas, as quais governam estas perdas também são pouco esclarecidas. Na tabela 2.1 são apresentados alguns resultados de pesquisas realizados no Brasil sobre emissão de óxido nitroso originário de excretas de bovinos.

Tabela 2.1. Emissão acumulada de óxido nitroso (Em. Ac.) dada em mg N-N₂O m⁻², ou fator de emissão de óxido nitroso (FE) originário de urina e fezes de bovinos, provenientes ensaios conduzidos no Brasil.

Local	Tipo de Solo	Época/Estação	Tempo de Estudo	Excreta	Em. Ac.	Fonte
Piracicaba - SP	Nitossolo	Verão	30 dias	Urina	0,169	Barneze et al., 2014
Piracicaba - SP	Nitossolo	Inverno	30 dias	Fezes	5,100	Mazzetto et al., 2014
Piracicaba - SP	Nitossolo	Verão	30 dias	Fezes	1,000	Mazzetto et al., 2014
Arquimedes - RO	Latossolo	Inverno	30 dias	Fezes	16,900	Mazzetto et al., 2014
Arquimedes - RO	Latossolo	Verão	30 dias	Fezes	-22,600	Mazzetto et al., 2014
Arquimedes - RO	Latossolo	Inverno	30 dias	Urina	10,800	Mazzetto et al., 2015
Arquimedes - RO	Latossolo	Verão	30 dias	Urina	126,200	Mazzetto et al., 2015
Local	Tipo de Solo	Época/Estação	Tempo de Estudo	Excreta	FE (%)	Fonte
Curitiba - PR	Cambiossolo	Verão	90 dias	Urina	0,310*	Sordi et al., 2014
Curitiba - PR	Cambiossolo	Primavera	90 dias	Urina	0,320*	Sordi et al., 2014
Curitiba - PR	Cambiossolo	Inverno	90 dias	Urina	0,150*	Sordi et al., 2014
Curitiba - PR	Cambiossolo	Verão	90 dias	Fezes	0,090*	Sordi et al., 2014
Curitiba - PR	Cambiossolo	Primavera	90 dias	Fezes	0,250*	Sordi et al., 2014
Curitiba - PR	Cambiossolo	Inverno	90 dias	Fezes	0,110*	Sordi et al., 2014
Santo Antônio de Goiás - GO	Latossolo	Inverno Seco	30 dias	Urina	0,010	Lessa et al., 2014
Santo Antônio de Goiás - GO	Latossolo	Inverno Seco	30 dias	Fezes	0,000	Lessa et al., 2014
Santo Antônio de Goiás - GO	Latossolo	Verão chuvoso	90 dias	Urina	1,930	Lessa et al., 2014
Santo Antônio de Goiás - GO	Latossolo	Verão chuvoso	90 dias	Fezes	0,140	Lessa et al., 2014

* Dados médios de diferentes quantidades de excretas aplicadas.

Willians et al. (1999) examinaram o comportamento dos fluxos de N₂O de solo com adição de urina bovina e obtiveram um aumento quase imediato na emissão de N₂O do solo, com fluxos atingindo picos da ordem de 89 mg de N m⁻² d⁻¹, num intervalo de 6 horas, e estimaram que cerca de 7% do N aplicado como urina foram perdidos como N₂O, por um período de 42 dias. Revisões de literatura realizadas por Oenema et al. (1997; 2005) sugerem que as quantidades emitidas flutuam entre 1 a 80 g de N-N₂O por kg de N nos excrementos.

Oenema et al. (1997) estimaram que entre 0,1 e 3,8% do N-urina é emitido para a atmosfera na forma de N₂O, e para fezes este valor varia entre 0,1 e 0,7% do N aplicado. Já o IPCC identificou um fator de emissão para o N₂O padrão para as excretas bovinas de 2,0% (IPCC, 2006), porém isso sem diferenciar urina de fezes. Segundo Lessa et al. (2014) estas excretas comportam-se de modo diferenciado, por isso precisam ser avaliadas separadamente.

van Groenigen et al. (2005) avaliaram o efeito da composição da urina bovina, da adição de fezes bovina, da compactação e da umidade sob a emissão de N₂O e concluíram que a desnitrificação foi o principal processo de formação do N₂O. Para se obter um fator de emissão de N₂O os autores argumentam que se deve levar em consideração o nível de compactação do solo e a ocorrência conjunta de fezes e urina bovina nas áreas de pastagem, pois estas condições formam locais de "hot-spot".

Yamulki et al. (1998) mensuraram as emissões de N₂O de urina e fezes bovina, durante quinze meses em áreas experimentais distintas para avaliar a estação de pastejo. A aplicação destas excretas aumentou significativamente as emissões de N₂O, quando comparada ao controle. Este aumento foi de 290 µg N m⁻² h⁻¹ para fezes e 192 µg de N m⁻² h⁻¹ para urina. O total de perda de N₂O, em 100 dias de avaliação, representou 0,53% do N aplicado na forma de fezes e 1% para urina, sendo que os maiores fluxos foram encontrados no período úmido. Não foi verificada correlação significativa entre os fluxos de N₂O e os fatores ambientais, como chuva e conteúdo de N mineral no solo.

Para as regiões tropicais, em condições nacionais, estudos relativos a este assunto foram publicados apenas recentemente. Mazzetto et al. (2014) estudaram o efeito da temperatura e de umidade em região tropical, sob as emissões de GEE originária de fezes, e observaram fluxos de N₂O semelhantes ao tratamento sem a aplicação, e às vezes negativos no verão de Rondônia. Em condições controladas, os fluxos mais significativos ocorreram no inverno, sob temperaturas mais baixas (25°C), corroborando com o estudo de campo, onde as emissões foram mais significativas no inverno de Rondônia. Os autores ainda sugerem que um só fator de emissão de proposto pelo IPCC para um país de dimensões continentais, como o Brasil, não é a melhor opção, tendo-se em vista a grande variabilidade climática aqui presente.

O efeito dos fatores que governam a produção de N₂O proveniente da aplicação de urina em pastagens de Rondônia, durante duas estações do ano (verão e inverno) foi estudado por Mazzetto et al. (2015). O autores observaram que o clima, associado com fatores do solo e propriedades das plantas, como pH ácido, baixo EPSA, reduzido conteúdo de N mineral e a inibição biológica da nitrificação contribuem para baixas emissões de N₂O do solo.

O efeito da deposição de urina no solo sob pastagem, durante o verão de Piracicaba-SP, foi avaliado por Barneze et al. (2014), os quais observaram aumento nos fluxos de N_2O em relação ao controle. Os picos significativos de emissão ocorreram ao terceiro e décimo terceiro dia após a aplicação, sendo o primeiro devido à aplicação da urina e o segundo devido à precipitação. Os autores associaram o primeiro pico ao processo de nitrificação devido ao aumento na concentração de amônio no solo, já o segundo pico associou-se à desnitrificação devido ao aumento do percentual de espaço poroso saturado por água no solo.

Bell et al. (2015) estudaram o efeito da aplicação de excretas (urina e fezes) sob as emissões de N_2O , bem como sua dependência em relação às estações do ano (primavera, verão e outono escocês). A emissão total foi maior no verão que na primavera e outono, o que é devido às altas temperaturas e à umidade do solo, as quais favoreceram os processos de produção de N_2O .

Sordi et al. (2014) trabalharam nesta mesma linha de estudo, porém com doses de excretas e em pastagem subtropical brasileira, e também observaram maiores picos de N_2O no verão, devido à aplicação de urina. Os picos no inverno estavam associados ao aumento no teor de amônio no solo, já na primavera se associaram a elevação do teor de nitrato no solo. Já em relação às fezes, os fluxos pareceram estar mais associados ao nitrato que ao amônio, tanto no inverno quanto na primavera, e por isso os autores não puderam concluir qual dos dois processos de produção de N_2O era o dominante, porém ambos pareciam ser relevantes.

Lessa et al. (2014), o único trabalho desenvolvido na região Central brasileira, avaliaram as perdas de N por desnitrificação (N_2O) e por volatilização (NH_3) de excretas bovinas em Latossolo sob pastagem no Cerrado e concluíram que a urina é a principal fonte de perda de N- N_2O em pastagens e que a volatilização de N- NH_3 da urina ocorre majoritariamente nos dois primeiros dias após a deposição no solo, enquanto que as perdas pelas fezes ocorrem ao longo de vários dias.

Zaman et al. (2009), também avaliaram as perdas de N via óxido nitroso, por volatilização de amônia e lixiviação de nitrato originária de urina bovinas, com o uso de inibidores, aplicados em épocas do ano em pastagens da Nova Zelândia. Os autores observaram que as perdas por volatilização foram menores na primavera que no verão devido às altas temperaturas e às condições de solo seco apresentadas no verão. Os autores, ainda sugerem, que a combinação de inibidores de urease e de nitrificação tem potencial para reduzir as perdas de nitrogênio quando associadas à urina.

Perdas de N por volatilização de amônia, na faixa de 5% a 75% do N amoniacal dos dejetos, foram relatadas por Moal et al. (1995). Port et al. (2003) avaliaram as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia após a aplicação de dejetos líquidos de suíno em plantio direto, num Argissolo Vermelho da região Sul do Brasil. Estes autores verificaram que neste sistema, o uso de dejetos de suínos sobre os resíduos culturais de aveia-preta reduz a volatilização de amônia para a atmosfera, em relação aos resíduos culturais da vegetação espontânea. Essa redução foi, em média, de 18,4% no outono e 34,5% no verão. Os autores justificam este comportamento pela formação de um microclima devido a deposição de palhada na cobertura do solo, o que normalmente reflete em redução da temperatura e um aumento na umidade do solo em relação ao solo descoberto (vegetação espontânea). Além disso, a palhada, segundo os autores, pode reter fisicamente o N amoniacal, presente na fração líquida dos dejetos.

Abberton et al. (2007) ainda observaram que as emissões de óxido nítrico, em pastagens, podem ser reduzidas através do uso de plantas mais eficientes no uso do N, que por sua vez vai aumentar a produção primária, e como consequência a produção animal, resultando em menor emissão por unidade de produto animal. Assim, devido à importância da pecuária para o Brasil, é necessário intensificar os estudos sobre o efeito da aplicação ao solo de excretas de animais sobre a emissão de GEE, especialmente o óxido nítrico, e as perdas por volatilização de NH_3 .

2.4. ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO

Segundo Doran & Parkin (1994) a qualidade do solo pode ser definida na capacidade do mesmo em exercer suas funções dentro de um sistema agrícola ou natural, de modo a sustentar a produção de animais e plantas, manter e aumentar a qualidade ambiental, e desta forma manter a saúde do homem. Dentre os indicadores de qualidade sugeridos tem-se a biomassa microbiana, pois esta tem importante papel na decomposição de resíduos e na ciclagem da MOS (BAYER & MIELNICZUK, 2008).

A biomassa microbiana é considerada a parte viva da MOS, pois compõe até 5% desta fração (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Um solo de qualidade possui atividade biológica intensa e conteúdo de populações microbianas equilibradas (LOURENTE et al., 2010). E por isso é considerada um sensível indicador de qualidade do solo, já que respondem rapidamente às mudanças de uso e manejo do solo (DINIZ et al., 2014).

Há vários fatores que afetam os atributos microbiológicos, dentre eles a umidade (FRAZÃO et al., 2010; DINIZ et al., 2014), aumento na porção de solo rizosférica (SOUZA et al., 2010), crescimento da planta (MUNIZ et al., 2011) pH, textura do solo, aeração (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006) e da sazonalidade (ESPÍNDOLA et al., 2001). Diniz et al. (2014) trabalharam em solo sob macaúbas e observaram que a microbiota presente se manteve mais equilibrada durante o período seco, apresentando maiores teores de carbono microbiano e quociente microbiano e menor quociente metabólico e relação C/N do solo. Frazão et al. (2010) observaram valores semelhantes entre o carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana de um Neossolo Quartzarênico, sob pastagem cultivada de *Urochloa decumbens* e Cerrado nativo.

Flutuações sazonais na produção de fitomassa aérea e subterrânea de grama batatais foram estudadas por Espíndola et al. (2001), onde o aumento, segundo os autores, é decorrente da variabilidade nos atributos climáticos ao longo do ano, os quais são acompanhadas de flutuações nas quantidades de N, P e K acumulados na fitomassa, e nos teores de nitrogênio mineral, conteúdo e atividade da biomassa microbiana do solo. No trabalho de Araújo Neto et al. (2014) foi observado alta biomassa microbiana e elevada eficiência metabólica no solo sob plantas espontâneas, em período de maior precipitação. Já no período seco, os mesmo autores observaram baixa atividade metabólica, o que indica maior eficiência no uso do carbono e menor emissão de CO₂ do solo.

Lopes et al. (2013) sugerem que Latossolos altamente produtivos apresentam elevados teores de biomassa microbiana, a qual em conjunto com elevados teores de MOS resultam em solos de qualidade elevada. As pastagens são caracterizadas pelo grande retorno de carbono e nitrogênio ao solo devido ao pastejo de animais e os microrganismos são os transformadores deste N no solo, induzindo a dinâmica deste nutriente no solo, e associado ao grande aporte de C devido à rizodeposição, a palhada das pastagens e ao retorno das fezes apresentam efeito direto sobre os microrganismos do solo, e isso pode aumentar a biomassa microbiana (WACHENDORF & JOERGENSEN, 2011).

Muniz et al. (2011) relatam que o sistema de iLP melhorou os parâmetros biológicos e imobilizou mais carbono no solo, em comparação à pastagem degradada. Souza et al. (2010) também afirmam que o sistema iLP em plantio direto mantêm a qualidade biológica do solo, quando com adequada lotação animal, apresentando-se similar ao plantio direto sem a entrada de animais. Em sistemas de iLP, boa parte do suprimento de nutrientes para as pastagens

provém das excreções dos animais, o que resulta em estímulo à atividade e ao acúmulo de nutrientes nas células microbianas (SOUZA et al., 2010).

A deposição de urina altera as condições abióticas do solo de diferentes modos, as quais pode promover consequências sob os microrganismos do solo. Segundo Orwin et al. (2010), esta deposição estimula a atividade de bactérias nitrificadoras e desnitrificadoras devido ao incremento de N. A urina também fornece outros recursos, como água, enxofre e carbono lábil, os quais estimulam a atividade microbiana e a biomassa no geral (HAYNES & WILLIAMS, 1993). As fezes, devido à grande quantidade de C, apresentam efeito direto sobre a biomassa microbiana, aumentando seus valores (AARONS et al., 2009).

Wachendorf & Joergensen (2011) avaliaram o efeito da deposição de urina e fezes, sob a atividade microbiana, em solos arenosos da Alemanha e relataram um aumento considerável no carbono (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM). Relataram, ainda que, o CBM aumentou após 12 semanas da aplicação e reduziu após 27, quando da aplicação da urina.

Orwin et al. (2010) relataram aumento na biomassa microbiana após aplicação de urina, porém em dependência com a umidade do solo. Em solos mais úmidos, a biomassa microbiana foi reduzida quando da aplicação da urina, porém foi em grande parte afetada quando a aplicação foi realizada em solo seco. Associado a isto Alves et al. (2011), ainda indicam que em condições de solo seco, o CBM é maior em áreas de pastagem com braquiária pelo fato do sistema radicular desta espécie ser abundante, volumoso e apresentar contínua renovação, o que promove um maior efeito sob a região radicular. Carneiro et al. (2008) também afirmam que a pastagem proporcionou melhorias nos atributos bioquímicos avaliados, tanto em Latossolo Vermelho, quanto em Neossolo Quartzarênico.

2.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARONS, S. R.; O'CONNOR, C. R.; HOSSEINI, H. M.; CAMERON, J. P.; GOURLEY, J. P. Dung pads increase pasture production, soil nutrients and soil microbial biomass carbon in grazed dairy systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 84, n. 1, p. 81-92, 2009.

ABBERTON, M. T.; MACDUFF, J. H.; MARSHALL, A. H.; HUMPHREYS, M. W. **The genetic improvement of forage grasses and legumes to reduce greenhouse gas emissions**. 2007. 17p. Disponível em: <http://www.fao.org/ag/AGP/agpc/doc/climatechange/papers/abberton_%20geneticimprovement.pdf> Acesso em: 12/02/2015. (paper preparado para a FAO)

ALVARENGA, R. C.; NOCE, M. A. **Integração lavoura-pecuária**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2005. 14p. (Documentos 47).

ALVES, T. S. CAMPOS, L. L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011.

ARAÚJO NETO, S. E.; SILVA, A. N.; KUSDRA, J. F.; KOLLN, F. T.; ANDRADE NETO, R. C. Atividade biológica de solo sob cultivo múltiplo de maracujá, abacaxi, milho, mandioca e plantas de cobertura. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 4, p. 650-658, 2014.

BAEDE, A. P. M.; AHLONSOU, E.; DING, Y.; SCHIMEL, D. In: HOUGHTON, J. T.; DING, Y.; GRIGGS, D. J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P. J.; DAI, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C. A. (eds.). **Climate Change 2001: The Scientific Basis**; Cambridge: Cambridge University Press, p. 37-98, 2001.

BARCELLOS, A. O.; VILELA, L.; LUPINACCI, A. V. **Desafios da pecuária de corte a pasto na região do Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. 40p. (Documentos 31).

BARNEZE, A. S.; MAZZETTO, A. M.; ZANI, C. F.; MISSELBROOK, T.; CERRI, C. C. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 92, p. 394-397, 2014.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap. 2, p. 7-18.

BELL, M. J.; RESS, R. M.; CLOY, J. M.; TOPP, C. F. R.; BAGNALL, A.; CHADWICK, D. R. 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**, v. 508, p. 343-353, 2015.

BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 16, n. 4, p. 1080-1089, 2002.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

CARNEIRO, M. A. C.; ASSIS, P. C. R.; MELO, L. B. C.; PEREIRA, H. S.; PAULINO, H. B.; SILVEIRA NETO, A. N. Atributos bioquímicos em dois solos de Cerrado sob diferentes sistema de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, n. 4, p. 276-283, 2008.

CARVALHO, P. C. de F.; ANGHINONI, I.; MORAES, A.; TREIN, C. R.; FLORES, J. P. C. L.; CEPIK, C. T. C.; LEVIEN, R.; LOPES, M. T.; BAGGIO, C.; LANG, C. R.; SULC, R. M.;

PELISSARI, A. O estado da arte em integração lavoura-pecuária. In: GOTTSCHALL, C. S.; SILVA, J. L. S.; RODRIGUES, N. C. (Org.). **Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de tecnologia**. Canoas-RS, p.7-44, 2005.

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

COSTA, A. R. **Produção de óxido nitroso de solo cultivado com feijoeiro comum irrigado em sistema plantio direto no cerrado**. 2011. 82 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solo e Água)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

CRUVINEL, E. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 29-10, 2011.

DECAËNS, T.; BUREAU, F.; MARGERIE, P. Earthworm communities in a wet agricultural landscape of the Seine Valley (Upper Normandy, France). **Pedobiologia**, v.47, p.479-489, 2003.

DINIZ, L. T.; RAMOS, M. L. G.; VIVALDI, L. J.; ALENCAR, C. M.; JUNQUEIRA, N. T. V. Alterações microbianas e químicas de um Gleissolo sob macaubeiras nativas em função da variação sazonal e espacial. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 3, p. 750-762, 2014.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSAJ, 1994. p. 3-22. (Publication number 35)

ESPÍNDOLA, J. A. A.; ALMEIDA, D. L.; A. J. A. A.; GUERRA, J. G. M.; SILVA, E. M. R. Flutuação sazonal da biomassa microbiana e teores de nitrato e amônio de solo coberto com *Paspalum notatum* em um agroecosistema. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 104-113, 2001.

EUCLIDES, V. P. B.; VALLE, C. B.; MACEDO, M. C. M.; ALMEIDA, R. G.; MONTAGNER, D. B.; BARBOSA, R. A. Brazilian scientific progress in pasture research during the first decade of XXI century. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 151-168, 2010.

FEIGL, B. J.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C. O efeito da sucessão floresta/pastagem sobre o estoque de carbono e o fluxo de gases em solos da Amazônia. In: LIMA, M. A. de; RODRIGUES, O. M.; GONZALEZ MIGUEZ, J. D. (Ed.). **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p.257-271.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soils. In: **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the**

atmosphere, ANDREA, M. O.; SCHIMMEL, D. S., (Eds) New York: John Wiley and Sons, p. 7-21, 1989.

FRANZLUEBBERS, A. J. Integrated crop-livestock systems in the southeastern USA. **Agronomy Journal**, v.99, p.361-372, 2007.

FRAZÃO, L. A.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Inorganic nitrogen, microbial biomass and microbial activity of a sandy Brazilian Cerrado, soil under different land uses. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 135, p. 161-167, 2010.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661. 2006.

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

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, v. 49, p. 119-199, 1993.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Produção da pecuária municipal, Rio de Janeiro, v. 41, p. 1-68, 2013.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change: **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, Forestry and Other Land Use**, v.4, 2006.

IPCC. Intergovernmental Panel. on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. 2013. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>>. Acesso em: 30 fev. 2014.

JANTALIA, C. P.; OLIVEIRA, O. C.; LENGROBER, J. A.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. O nitrogênio como elemento chave para evitar a degradação das pastagens e suas implicações na produção de gases de efeito estufa. In: ALVES; B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Sequestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006a. cap. 9, p. 201-215.

JANTALIA, C. P.; VILELA, V.; BODDEY, R. M.; ALVEZ, B. J. R.; URQUIAGA, S. Integração Lavoura-Pecuária como uma tecnologia sustentável para o cerrado: estudo de caso. In: ALVES; B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Sequestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006b. cap. 5, p. 109-133.

- JARVIS, S. C.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B. Nitrogen cycling in grazing systems. In: BACON, P. E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. Sidney, Marcel Dekker, p. 381-419, 1995.
- KLUTHCOUSKI, J.; YOKOYAMA, L. P. Opções de integração lavoura-pecuária. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. **Integração Lavoura-Pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. cap. 4, p. 131-141.
- LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104-111, 2014.
- LIMA, M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.19, n. 3, p.451-472. 2002.
- LOPES, A. A. C.; SOUSA, D. G. M.; MONTANDON, C. G.; REIS JUNIOR, F. B.; GOEDERT, W. J.; MENDES, I. C. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 461-472, 2013.
- LOURENTE, E. R. P.; MERCANE, F. M.; MARCHETTI, M. E.; SOUZA, L. C. F.; SOUZA, C. M. A.; GONÇALVES, M. C.; SILVA, M. A. G. Rotação de culturas e relações com atributos químicos e microbiológicos do solo e produtividade do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 829-842, 2010.
- LUDWING, J.; MEIXNER, F. X.; VOGEL, B.; FORSTNER, J. Soil-air exchange of nitric oxide: an overview of processes, environmental factors, and modeling study. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, n. 3, p. 225-257, 2001.
- MACEDO, M. C. M.; KICHEL, A. N.; ZIMMER, A. H. **Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2000. 4 p. (Comunicado Técnico, 62)
- MACHADO, P. L. de O. A. Carbono do solo e mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-334. 2005.
- MARCHÃO, R. L.; LAVELLE, P.; CELINE, L.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, p.1011-1020, 2009.
- MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; CERRI, C. C. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 76, p. 242-248, 2014.

MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; DE KLEIN, C. M. A.; CERRI, C. C. Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, p. 83-92, 2015.

MCTI 2013. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2013. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0228/228468.pdf>. Acesso em: 12 de janeiro de 2015.

MOAL, J. F.; MARTINEZ, J.; GUIZIOU, F.; COSTE, C. M. Ammonia volatilization following surface applied pig and cattle slurry in France. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, Inglaterra, v. 125, n. 2, p. 245-252, 1995.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. Ed. Lavras: UFLA, 2006. 729p

MUNIZ, L. C.; MADARI, B. E.; TROVO, J. B. F.; CANTANHÊDE, I. S. L.; MACHADO, P. L. O. A.; COBUCCI, T.; FRANÇA, A. F. S. Soil biological attributes in pastures of different ages in a crop-livestock integrated systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1262-1268, 2011.

OENEMA, O.; VELTHOF, G. L. YAMULKI, S.; JARVIS, S. C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, v. 13, n. p. 288-295. 1997.

OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; Van GROENIGEN, J. W.; DOLFING, J.; KUIKMAN, P. J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. **Nutrient Cycling and Agroecosystems**, v. 72, n. 1, p. 51-62, 2005.

ORWIN, K. H.; BERTRAM, J. E.; CLOUGH, T. J.; CONDRON, L. M.; SHERLOCK, R. R.; O' CALLAGHAN, M.; RAY, J.; BAIRD, D. B. Impact of bovine urine deposition on soil microbial activity, biomass and community structure. **Applied Soil Ecology**, v. 44, n. 1, p. 89-100, 2010.

PERON, A. J.; EVANGELISTA, A. R. Degradação de pastagens em regiões de cerrado. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 3, p. 655-661, 2004.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 7. p. 857-865, 2003.

RESENDE, M. de. L. F.; GUIMARÃES, L. de. L. **Inventários da Biodiversidade do Bioma Cerrado: Biogeografia de Plantas**. 2007. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 14 p. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/levantamento/biogeografia.pdf>. Acesso em: 28 de maio. 2014.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. Brasília: **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 1, p. 153-156, 2008.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.

SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, M. A.; PIVA, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; ROSA, C. M.; MORAES, A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 94-103, 2014.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 79-88, 2010.

TIRLONE, C.; VITORINO, A. C. T.; BERGAMIN, A. C.; SOUZA, L. C. F. Physical properties and particle-size fractions of soil organic matter in crop-livestock integration. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1299-1309, 2012.

VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G. B.; MARCHÃO, R. L.; GUIMARÃES JUNIOR, R.; BARIONI, L. G.; BARCELLOS, A. de O. Integração lavoura-pecuária. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. de (Ed.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. p.933-962.

VILELA, L. MARTHA JUNIOR, G. B.; MACEDO, M. C. M.; MARCHÃO, R. L.; GUIMARÃES JUNIOR, R.; PULROLNIK, K.; MACIEL, G. A. Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1127-1138, 2011.

van GROENIGEN, J. W.; KUIKMAN, P. J.; GROOT, W. J. M.; VELTHOF, G. L. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 463-473, 2005.

WACHENDORF, C.; JOERGENSEN. Mid-term tracing of ¹⁵N derived from urine and dung in soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, v. 47, n. 1, p. 147-155, 2011.

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

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, n. 4, p. 491-500, 1998.

ZAMAN, M.; SAGGAR, S.; BLENNERHASSETT, J. D.; SINGH, J. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, p. 1270-1280, 2009.

ZANATTA, J. A. Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio. 2009. 79 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

3. PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO ORIGINÁRIAS DE EXCRETA BOVINA EM PASTAGENS SOB INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

RESUMO

O nitrogênio originado de excretas bovina pode ser perdido do solo por volatilização de amônia, ou ainda, originando significativos fluxos de óxido nitroso, que é um importante gás de efeito estufa. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de excretas bovinas e da sazonalidade sob as perdas gasosas nitrogenadas de áreas sob pastagem em sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP). Foram estabelecidas 48 parcelas, em um delineamento experimental de quatro blocos casualizados num esquema de parcelas sub-subdivididas, com três tratamentos (urina, fezes e controle); duas áreas de pastagem (Área 1- pastagem de três anos de *Urochloa ruziziensis* e Área 2 - pastagem de um ano de *Urochloa brizantha* cv. Piatã), duas épocas de aplicação das excretas (seca e chuvosa), em dois anos de aplicações. Nas câmaras com excretas, foram aplicados 0,5 L de urina e 2 kg de fezes, os quais foram distribuídos uniformemente no interior das parcelas. As amostragens de gás foram feitas pelo método da câmara estática fechada. As avaliações ocorreram em sete dias consecutivos após a aplicação das excretas, posteriormente duas vezes por semana, e por fim quinzenalmente, durante 502 dias consecutivos durante o período seco e 388 durante o período chuvoso. Concomitantemente realizou-se amostragem de solo para verificação do espaço poroso saturado por água (EPSA), teores de nitrato e amônio no solo, e volatilização de amônia. O fator de emissão foi determinado pela quantidade de N perdido na forma de N₂O em relação à quantidade total de N aplicado no solo. Gráficos foram utilizados para demonstrar os fluxos diários de N₂O e o comportamento das outras variáveis estudadas. O fator de emissão (FE), emissão total de N₂O e volatilização de amônia acumulada foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. A deposição de excretas em pastagens sob iLP aumentou sensivelmente os fluxos de óxido nitroso do solo e de amônia volatilizada, comparado ao controle. Na época seca do ano, fluxos positivos de óxido nitroso ocorreram após precipitação, por esta refletir, também, em aumento no EPSA. Já na época chuvosa os fluxos de N₂O aumentaram logo após a aplicação das excretas. Na época seca, os fluxos de óxido nitroso estavam associados à maior disponibilidade de amônio. Já na época chuvosa estes fluxos estavam associados à disponibilidade de nitrato no solo e espaço poroso saturado por água. A urina foi a excreta que proporciona maiores perdas de nitrogênio em áreas de pastagem sob iLP. Áreas com pastagem mais recente sob iLP apresentam maiores perdas por volatilização de amônia e menores fluxos de óxido nitroso quando a fonte de nitrogênio é a urina bovina, independente da época do ano. Os maiores fatores de emissão de óxido nitroso foram obtidos para a urina (0,32%) e na época chuvosa do ano (0,36%), porém estão bem abaixo do indicado pelo IPCC. É recomendável utilizar fator de emissão de N₂O separadamente para urina e fezes.

Palavras-chave: óxido nitroso, volatilização de amônia, urina, fezes, espaço poroso saturado por água, nitrato e amônio, fator de emissão.

GASEOUS NITROGEN LOSSES FROM BOVINE EXCRETAS IN AN INTEGRATED CROP- LIVESTOCK SYSTEM

ABSTRACT

The nitrogen originated from bovine excreta can be lost from the soil by ammonia volatilization, or even causing significant flow of nitrous oxide, which is an important greenhouse gas. The objective of this study was to evaluate the effect of bovine excreta and seasonality in the nitrogen gas losses of pasture areas in an integrated Crop-Livestock system (iCL). Forty eight plots were established in four randomized complete block in a split-plot design with three treatments (urine, feces and control), two areas with pastures (Área 1- Three years of pasture with *Urochloa ruziziensis* e Área 2 – One years of pasture with *Urochloa brizantha* cv. Piatã), two periods of excreta application (dry and wet seasons) repeated in time (two years of applications). For cameras with excretas, 0.5L of urine and 2 kg of faeces were applied, which were uniformly distributed inside the plots. The gas samples were taken by the method closed static chambers. Assessments were made in seven consecutive days after the application of excretas, then twice a week, and finally every fortnightly during 502 consecutive days during the dry season and 388 during the rainy season. Concurrently, soil sampling was carried out to verify the water filled pore space (WFPS), nitrate and ammonium concentrations and ammonia volatilization emissions. The emission factor was determined by the amount of nitrogen lost as N₂O compared to the total amount of nitrogen applied in the soil. Graphics were used to demonstrate the daily flows of N₂O and the behavior of other variables. The emission factor (EF), total N₂O emissions and ammonia volatilization accumulated were subjected to analysis of variance and means were compared by Tukey test at 5% probability. The disposal of excretas in pastures under iCL significantly increased the flow of nitrous oxide in the soil and volatilized ammonia, compared to the control. In the dry season, positive flows of nitrous oxide occurred after rainfall, because this reflected also in increased of water filled pore space. In the rainy season the N₂O fluxes increased after the application of excretas. In the dry season, the nitrous oxide flows are associated with greater availability of ammonium. In the rainy season these flows are associated with the availability of nitrate in the soil and WFPS. Urine was the excreta that provides greater losses of nitrogen in pasture under iCL. Areas with latest grassland under iCL have higher losses by volatilization and lower flows of nitrous oxide when the nitrogen source is cattle urine, regardless of the period of the year. The largest nitrous oxide emission factors were obtained for urine (0.32%) and during the rainy season (0.36%), but these values are lower than those indicated by the IPCC. It is recommended to use N₂O emission factor separately for urine and feces.

Key words: nitrous oxide, ammonia volatilization, urine, feces, water filled pore space, nitrate, ammonium, emission factor.

3.1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a emissão antropogênica dos gases de efeito estufa (GEE) é dominada pelo metano (CH_4) oriundo da fermentação entérica de bovinos, e óxido nitroso (N_2O) derivado da adubação nitrogenada e de excretas depositadas em pastagens (MCTI, 2013). Segundo Bustamante et al. (2014) particular atenção deve ser dada às emissões de N_2O devido ao seu alto potencial de aquecimento e à forte relação entre o aumento da emissão deste gás com a expansão agrícola.

Nas últimas décadas tem-se registrado um desenvolvimento gradativo da pecuária no Cerrado, com avanços quantitativos e qualitativos expressivos nas áreas sob pastagem. Nesse contexto, o sistema de Integração Lavoura-Pecuária (iLP) tem sido uma alternativa viável para amenizar a vulnerabilidade da pecuária e da agricultura com a utilização de práticas conservacionistas de manejo do solo e diversificação das atividades (KLUTHCOUSKI et al., 2003). Devido ao aumento da matéria orgânica e a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, Salton et al. (2014) sugerem que sistemas integrados poderão reduzir o impacto ambiental da agropecuária e reduzir as emissões de GEE.

Estas áreas sob pastagens são fontes de alimento para a maioria dos animais, especialmente dos ruminantes e estes, quando criados em pasto, excretam a maioria do N que consomem na forma de urina e fezes (OENEMA et al., 1997). O N perdido do sistema, originado das excretas dos animais, pode dar origem a significativos fluxos de N_2O (SORDI et al., 2014; LESSA et al., 2014; BELL et al., 2015), contribuindo para o aumento da concentração desse gás na atmosfera, pode ser lixiviado na forma de nitrato (WANCHERDORF et al., 2008), ou ainda volatilizado como amônia (LESSA et al., 2014; LAUBACH et al., 2012). A amônia volatilizada por si só não é um GEE, no entanto atua como uma fonte secundária de N_2O na atmosfera e, desta forma, também contribui para o aquecimento global (ZAMAN et al., 2009).

Os microrganismos são os principais responsáveis pelas transformações do N no solo. Para que estas perdas possam ser compreendidas, é importante o conhecimento dos processos e fatores ambientais que regulam as emissões. Em solos agrícolas, o N_2O é produzido por dois processos microbiológicos principais, a nitrificação e a desnitrificação. A temperatura, a umidade, o pH e a própria atividade microbiana do solo afetam diretamente estes dois processos, pela elevação da atividade da água no solo ou por proporcionar condições adequadas ao desenvolvimento dos microrganismos desnitrificadores e/ou nitrificadores (SIGNOR & CERRI, 2013). Sordi et al. (2014) avaliaram na região sul do Brasil as emissões

de N₂O originárias de fezes e urina bovina, e não puderam concluir qual dos dois processos governa a produção deste gás, mas segundo os autores ambos parecem ter relevância.

A atividade e os processos microbiológicos são fortemente afetados pelas condições edafoclimáticas e pelo manejo agropecuário (LUDWING et al., 2001; SNYDER et al., 2009), pois estes afetam as condições físicas, químicas e biológicas do solo, com consequente influência nas emissões deste importante gás de efeito estufa, o N₂O. Complexas interações entre vários fatores edafoclimáticos resultam em larga variação de emissão de N₂O tanto temporal quanto espacial (BOWMAN et al., 2002). Segundo Mazzetto et al. (2015), a associação de diferentes fatores relacionados às regiões tropicais, como o clima, o EPSA, pH, textura do solo resultam em menores fluxos de N₂O, consequente menor fator de emissão quando comparado ao encontrado em ambiente de clima temperado.

Segundo Lessa et al., (2014), no Cerrado, as perdas de N₂O por adição de excretas bovinas ao solo na estação chuvosa é maior que na estação seca. A aplicação de urina em pastagens do Sudoeste brasileiro (Piracicaba-SP) aumentou as emissões de N₂O durante o verão, sendo bastante influenciado pela precipitação (BARNEZE et al., 2014). O estudo de Thomas et al. (2008) suporta a hipótese de que o uso da prática do plantio direto estabiliza a produção de pastagem no inverno, reduzindo a compactação do solo, resultando em menor emissão de N₂O proveniente da urina, quando comparada ao cultivo convencional e mínimo. Piva et al. (2014) avaliaram a emissão de N₂O em diferentes sistemas de produção, e observaram que a emissão anual de N₂O em sistema iLP é cerca de três vezes maior que no cultivo contínuo, possivelmente devido à adição complementar de N, no entanto, o estoque de carbono na área apresentou-se superior, o que refletiu em um balanço de carbono positivo para este sistema. Os autores ainda afirmam que uma importante estratégia de mitigação de N₂O em sistema iLP deve estar focada no manejo do N originário de fertilizantes e de excretas.

Considerando uma potencial expansão da iLP no Brasil, assim como, a disponibilidade de N oriunda de excretas e da variabilidade climática encontrada na região do Cerrado brasileiro, torna-se importante obter informações de como estes fatores afetam a emissão de óxido nitroso (N₂O) e a volatilização de amônia (NH₃). Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de excretas bovinas e da sazonalidade sobre as perdas gasosas de nitrogênio em pastagens sob sistema Integração Lavoura-Pecuária.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área experimental e tratamentos

O monitoramento das perdas de nitrogênio foi estudado em duas áreas sob sistema de produção agropecuário Integração Lavoura-Pecuária (iLP) na Fazenda Capivara, pertencente à Embrapa Arroz e Feijão em Santo Antônio de Goiás, na região Centro Oeste do Brasil, cujas coordenadas geográficas são: latitude 6°29'59" a 16°29'44" W e longitude 49°17'35" a 49°17'54" S. A altitude média das áreas é de 804 m e a declividade é de aproximadamente 0,3%. O histórico das áreas foi apresentado por Baptista (2012), e um breve resumo é apresentado.

Inicialmente toda a área era ocupada por espécies nativas típicas do Cerrado. Entre os anos de 1933 e 1950, parte da vegetação original foi modificada, e até o ano de 1983 foram cultivadas com feijão, arroz de sequeiro e milho. Após esse período, a área foi cultivada apenas por feijão e milho. A partir de 1993 houve a implantação do cultivo alternado de soja e espécies de braquiária (*Urochloa* sp.). Em 1995 foi implantado o sistema iLP, cujo histórico está apresentado na tabela 3.1. As áreas quando sob pastagem foram utilizadas para recria de bovinos de corte da raça zebuína Nelore “BRGN”. As áreas eram pastejadas por animais a uma taxa de lotação média de 1,5 UA ha⁻¹, no inverno e 2,7 UA ha⁻¹, no verão, perfazendo um ganho médio de peso diário de 0,3 e 0,6 kg por animal, respectivamente (BAPTISTA, 2012).

Tabela 3.1. Histórico da área sob em Integração Lavoura-Pecuária (iLP) e suas respectivas rotações de cultura e tipos de manejo do solo adotados ao longo do inverno e do verão de 1995 a 2014.

Ano/Estação	Área 1		Área 2	
	Preparo	Cultura	Preparo	Cultura
1995 (Inverno)	Convencional	Feijão	-	Pousio
1995/1996 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
1996 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
1996/1997 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
1997 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
1997/1998 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
1998 (Inverno)	-	Pousio	Plantio direto	Feijão
1998/1999 (Verão)	Plantio direto	Soja	Plantio direto	Arroz
1999 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
1999/2000 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
2000 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
2000/2001 (Verão)	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>	Plantio direto	Soja+ <i>U. brizantha</i>

Continua...

Tabela 3.1. Continuação...

Ano/Estação	Área 1		Área 2	
	Preparo	Cultura	Preparo	Cultura
2001 (Inverno)	-	Pasto	Plantio direto	Milheto
2002/2003 (Verão)	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>	Plantio direto	Soja
2003 (Inverno)	-	Pasto	Plantio direto	Feijão
2003/2004 (Verão)	Convencional	Arroz	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>
2004 (Inverno)	-	Pousio	-	Pasto
2004/2005 (Verão)	Plantio direto	Milho + <i>U. brizantha</i>	-	Pasto
2005 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2005/2006 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2006 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2006/2007 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2007 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2007/2008 (Verão)	-	Pasto	Convencional	Soja - Milho
2008 (Inverno)	-	Pasto	Plantio direto	Feijão
2008/2009 (Verão)	-	Pasto	Plantio direto	Arroz
2009 (Inverno)	-	Pasto	-	Pousio
2009/2010 (Verão)	Plantio direto	Milho+ <i>U. ruziziensis</i>	Plantio direto	Soja
2010 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2010/2011 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2011 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2011/2012 (Verão)	-	Pasto	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>
2012 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2012/2013 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2013 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2013/2014 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto

Convencional: Preparo convencional do solo equivale a uma aração e duas gradagens. Plantio direto: equivale apenas à abertura de sulco de plantio para sementes e adubos na ocasião do plantio.

Ambas as áreas estão sob um Latossolo Vermelho Acriférrico Típico, textura argilosa (SANTOS et al., 2010). Na Área 1 foi cultivado milho em consórcio com *Urochloa ruziziensis* na safra 2009/2010, representando o terceiro ano de pastagem sob integração (iLP). Já a Área 2, na safra de verão 2011/12 foi cultivada milho em consórcio com *Urochloa brizantha*, cultivar Piatã, representando o primeiro ano de pastagem em integração (iLP). Rotação similar foi adotada nas duas áreas, no entanto, o estágio de rotação na fase pecuária foi diferente no período de avaliação. Em ambas as áreas foram realizadas avaliações por dois anos consecutivos. Os dados de precipitação e temperatura durante a execução do experimento estão apresentados na Figura 3.1 e foram obtidos na Estação Meteorológica da EMBRAPA Arroz e Feijão.

Logo após a colheita do milho da Área 2 (em Maio de 2012, correspondente ao início do período seco) as áreas foram cercadas para impedir a entrada de gado, e foi feita a demarcação

das parcelas, para, posteriormente, realizar a aplicação de urina e fezes bovinas. Nesta época as duas áreas estavam a pelo menos dois meses sem o pastejo de bovinos. Em Janeiro de 2013 (correspondente ao período chuvoso) novas aplicações foram realizadas, num segundo local das mesmas pastagens, conforme observado na figura 3.2. Em seguida, quando iniciou os períodos de seca e de chuva novas aplicações foram realizadas nos mesmos locais das primeiras aplicações.

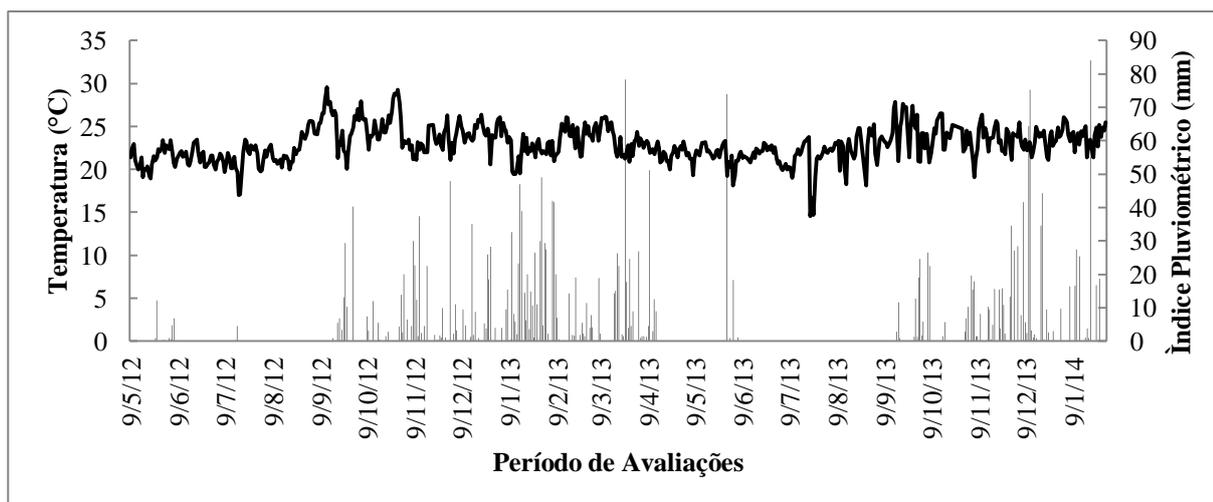


Figura 3.1. Índice pluviométrico e temperatura média diária, registradas na Estação Meteorológica da Fazenda Capivara da Embrapa Arroz e Feijão, em Santo Antônio de Goiás, entre maio de 2012 e janeiro de 2014.

Foram estabelecidas 48 parcelas, em um delineamento experimental de blocos casualizados num esquema de parcelas sub-subdivididas, com 3 tratamentos; 2 áreas sob pastagem, 2 períodos de aplicação das excretas (estação seca e chuvosa) repetidos no tempo (dois anos de aplicações), em quatro blocos. Os tratamentos principais foram: 1- Adição de fezes; 2- Adição de urina e 3- Controle (sem adição de excretas). Um fator estudado foi as áreas, as quais estão sob rotação entre culturas anuais e pastagens, conforme observado no histórico das áreas (Tabela 3.1). A ênfase foi dada no componente pastagem, com diferentes estágios de desenvolvimento: Área 1- pastagem de três anos de *Urochloa ruziziensis* e Área 2 - pastagem de um ano de *Urochloa brizantha* cv. Piatã.

Cada parcela constou de uma área de 40 x 240 cm, na qual uma área de 40 x 60 cm correspondeu à área da câmara para a determinação das emissões de N₂O, e restante da área (40 x 180 cm) fez o local de coleta de solo para análise das variáveis acessório. As excretas foram separadas em curral de ordenha leiteira da própria fazenda Capivara. O volume de urina aplicado em cada área de câmara foi de 1/3 da micção estimada para um bovino adulto do sexo feminino, devido à dificuldade de coleta desta excreta, o que

correspondeu a um volume de 0,5 L para ser aplicado na área da câmara (40x60cm). No tratamento com a adição de fezes, foram aplicados 2,0 kg de fezes frescas, correspondente à uma placa de fezes de um bovino adulto, também no interior das câmaras de 0,24 m², a qual foi uniformemente distribuída no interior da câmara. No terceiro tratamento não foi aplicado qualquer tipo de excreta bovina. Sub-amostras das excretas foram coletadas para a determinação do N, segundo Alves et al. (1999), cujo teor e a respectiva quantidade de N aplicada em cada câmara está apresentada na Tabela 3.2

Aplicação de excretas no Período Seco	Área 1 - <i>U. ruziziensis</i>			Área 2 - <i>U. brizantha</i> cv Piatã			Aplicação de excretas no Período Seco
	1- U	2- F	3- S	13- U	14- F	15- S	
	4- U	5- S	6- F	16- U	17- S	18- F	
	7- F	8- S	9- U	19- F	20- S	21- U	
	10- S	11- U	12- F	22- S	23- U	24- F	
Aplicação de excretas no Período Chuvoso	25- U	26- F	27- S	37- U	38- F	39- S	Aplicação de excretas no Período Chuvoso
	28- U	29- S	30- F	40- U	41- S	42- F	
	31- F	32- S	33- U	43- F	44- S	45- U	
	34- S	35- U	36- F	46- S	47- U	48- F	

Figura 3.2. Esquema da distribuição dos tratamentos nas áreas de estudo. U: urina; F: fezes; S: controle (sem aplicação das excretas).

Tabela 3.2. Teores de nitrogênio (N) presente nas excretas e a respectiva quantidade por câmara em cada aplicação no período seco e chuvoso.

Aplicação	Época	Data da Aplicação das excretas	N Urina		N Fezes	
			g L ⁻¹	g m ⁻²	g kg ⁻¹	g m ⁻²
Primeira	Seca	11/05/2012	7,80	16,25	22,50	7,42
Primeira	Chuvosa	08/01/2013	6,00	12,50	31,00	10,23
Segunda	Seca	27/05/2013	6,10	12,71	23,50	7,75
Terceira	Seca	30/07/2013	5,80	12,08	21,00	6,93
Segunda	Chuvosa	26/11/2013	7,50	15,63	20,00	6,60

3.2.2. Amostragem do gases e análise do N₂O

As amostragens de gases foram realizadas sempre no período da manhã. Alves et al. (2012) selecionaram o melhor horário para a amostragem de gases em câmaras estáticas, pelo qual se estima a média diária dos fluxos de N₂O do solo. Tanto em Seropédica (RJ) quanto em Edinburgh (UK), os melhores horários observados foram: entre 21:00 e 22:00h e entre 9:00 e

10:00h. Por isso, o horário selecionado para as amostragens foi no período da manhã sempre próximo deste horário.

Logo após a aplicação das excretas, as coletas de gases foram realizadas diariamente, por um período de sete dias. Posteriormente, as coletas foram feitas duas vezes por semana, durante duas semanas, posteriormente a este as coletas foram realizadas semanalmente até completar dois meses de avaliação, e quinzenalmente até realização de nova aplicação na área. Foram feitas aplicações em dois períodos do ano, seco e chuvoso, para verificar como o clima pode interferir na dinâmica destas emissões.

Câmaras estáticas foram instaladas em cada parcela para a coleta de ar na interface solo-atmosfera. Cada câmara era composta por uma base de metal retangular de 40 cm x 60 cm, inserida no solo até 5 cm de profundidade, perpendicular à linha de semeadura, permanecendo no mesmo local durante todo período de avaliação. No perímetro superior da base metálica existe uma calha com cerca de 1 cm de largura, onde era acoplada, no momento de amostragem, uma tampa metálica com 15 cm de altura e com as mesmas dimensões de largura e espessura da base de metal. Para garantir a vedação, nesta calha era adicionada água. Para evitar grandes diferenças entre a temperatura do ambiente interno e externo da câmara, a tampa foi coberta por uma manta aluminizada impermeabilizante. No topo da câmara foram instaladas conexões para transferir o gás do interior da câmara para frascos *headspaces*.

As amostras de ar foram coletadas em três tempos (0, 10 e 20 minutos após o fechamento destas câmaras) para confirmar a linearidade deste fluxo, a partir de 2013. Anteriormente, as coletas eram realizadas apenas em dois tempos (0 e 20 minutos de incubação). Uma bomba de vácuo manual, que transfere o gás das câmaras para frasquinhos de vidro tipo *headspaces*, após vácuo a 70 kPa, foi utilizada para coletar o gás do interior das câmaras.

A concentração de N₂O foi determinada em cromatógrafo de gás Perkin Elmer Auto System XL, equipado com coluna empacotada, a 65°C, contendo “Porapak Q”, e detector de captura de elétrons ⁶³Ni (ECD), a 375°C. Os gases de arraste, argônio (95%) e metano (5%), conhecidos como mistura P5, fluem através do sistema sob pressão a 17,6 mL minuto⁻¹ (COSTA, 2011). Para a calibração do cromatógrafo foram utilizados padrões primários de N₂O nas concentrações de 350 ppbv e 1000 ppbv (parte por bilhão na base de volume).

3.2.3. Cálculo dos fluxos de óxido nitroso

Segundo Parkin & Venterea (2010), devido a influências nas condições ambientais, principalmente durante o momento das coletas, os fluxos podem apresentar comportamentos não lineares e alguns dos possíveis gráficos estão apresentados na figura 3.3. Hutchinson &

Mosier (1981) sugerem que a aplicação de regressão linear para fluxos de N₂O subestimam o fluxo real. Assim como o observado por Corrêa (2014) ao comparar fluxos de N₂O entre câmara estática e o método fluxo-gradiente. Para levar em consideração estes efeitos Hutchinson & Mosier (1981) propuseram um algoritmo como alternativa à análise de regressão linear, desse modo, os fluxos subestimados na regressão linear foram calculados utilizando a função desenvolvida por Hutchinson & Mosier (1981) (função HM, Equação 3.1)

$$F=(C1 - C0)^2/[t1 \times (2 \times C1 - C2 - C0)] \times \ln[(C1 - C0)/(C2 - C1)] \quad (\text{função HM, Equação 3.1})$$

em que F é o fluxo ($\mu\text{L gás L}^{-1} \text{ h}^{-1}$); C₀, C₁, e C₂ são as concentrações (ppbv) do gás na câmara de medição no tempo 0, 1 e 2, respectivamente; e t₁ é o intervalo entre os tempos de amostragem (h).

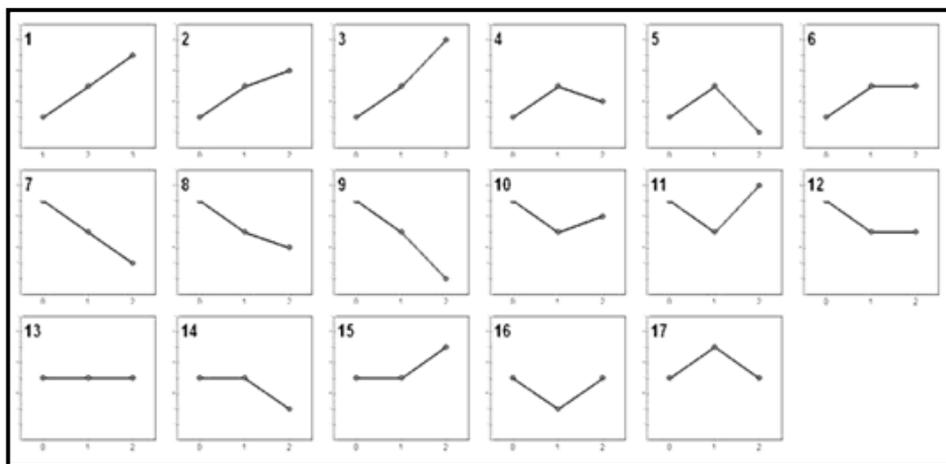


Figura 3.3. Possíveis comportamentos para três pontos de amostragem de fluxo de gases. Fonte: Parkin & Venterea (2010).

A função HM nem sempre é aplicável para estimar o fluxo de N₂O (PARKIN & VENTEREA, 2010). Para utilizar essa função deve-se levar em conta algumas considerações como: exige-se que as amostragens de gás tenham sido realizadas em no mínimo três momentos, e que o intervalo de tempo entre o tempo “zero” (C₀) e o segundo tempo (C₁) de amostragem, e entre o segundo tempo (C₁) e o terceiro tempo (C₂) de amostragem sejam iguais (HUTCHINSON & MOSIER, 1981). Outra condição para a aplicação da equação é: a) a razão $[(C1-C0)/(C2-C1)] > 1$ (Figura 3.3, painéis 2 e 3) e b) há um adequado fluxo aparente $(C2-C0)/T_d$, em que T_d é o tempo de incubação da medição, tempo entre o tempo “zero” e o último tempo de amostragem da câmara, o qual deverá ser superior a zero. Sendo assim, a função HM não se aplica aos influxos, ou seja, aos fluxos negativos. Quando a função HM não foi aplicável, o modelo linear foi utilizado para calcular a variação da concentração em

função do tempo ($\Delta C/\Delta t$) de N_2O , desde que o coeficiente de determinação (R^2) fosse superior a 0,6, do contrário o dado foi considerado faltoso.

Apresentados os critérios utilizados para indicar a variação de concentração de N_2O na câmara no intervalo de incubação ($\Delta C/\Delta t$), o fluxo de óxido nitroso por unidade de área ($\mu L N_2O m^{-2} h^{-1}$) foi obtido multiplicando-se a concentração de gás num dado tempo ($\mu L \text{ gás } L^{-1} h^{-1}$) pelo volume da câmara (L), e o valor resultante dividido pela área da câmara de amostragem (m^2). O fluxo de gás foi, então, convertido de unidade volumétrica ($\mu L \text{ gás } m^{-2} h^{-1}$) para unidade de massa ($\mu g \text{ gás } m^{-2} h^{-1}$), utilizando a lei de gases ideais (Equação 3.2).

$$PV = nRT \quad \text{(Equação 3.2)}$$

em que: P é a pressão (atm); V é o volume (L); n é o número de mols do gás (μmol); R é a constante da lei de gases ideais; e T é a temperatura em Kelvin (K).

A emissão total (EmTot) durante o período estudado em cada época do ano foi determinada a partir da integração dos fluxos diários de N_2O . O fator de emissão (FE) foi determinado pela porcentagem de N perdido na forma de N_2O em relação à quantidade total de N aplicado via excreta.

3.2.4. Amostragem e análise de amônia volatilizada

As perdas de N por volatilização de amônia foram quantificadas por meio de um sistema semi-aberto, proposto por Nömmik (1973), com algumas adaptações de Araújo et al. (2006, 2009). Trata-se de uma câmara estática, confeccionada a partir de frasco plástico transparente tipo PET de 2 litros sem a base, com diâmetro de 10 cm abrangendo 0,008 m^2 de área sobre o solo. No interior da câmara, o frasco é suspenso, com o auxílio de uma haste de arame, onde uma lâmina de espuma de polietileno com 3 mm de espessura, 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento é suspensa e umedecida com 40 mL de solução captura de H_2SO_4 ($1 \text{ mol } dm^{-3}$) e glicerina 2%. Visando manter o sistema semi-aberto, permitindo a circulação do ar, a base do PET retorna de forma invertida na extremidade superior e suspensa por uma espiral de arame, formando um chapéu para evitar a entrada de água da chuva ou irrigação.

As câmaras coletoras foram instaladas próximas às câmaras de coleta de N_2O , na área onde foi aplicada as excretas para coleta de solo. A instalação ocorreu imediatamente após a aplicação de excretas. A troca dos potes, com solução captura, foi realizada a cada três dias durante os primeiros dez dias após a aplicação das excretas, depois seguiram a frequência de amostragem de óxido nitroso.

Para a quantificação do N volatilizado na forma de amônia, a solução captura, após sua retirada do campo, foi preparada em laboratório com a adição de 30 mL de água destilada para lavagem da lâmina de espuma. A solução captura ainda dentro do frasco plástico era levada ao agitador horizontal a 200 RPM por 15 minutos, posteriormente a espuma era espremida, de modo a retirar toda solução, para depois ser descartada. Toda a solução foi transferida para tubo de digestão, para destilação e posterior titulação com HCl 0,003 mol dm⁻³. O N amoniacal volatilizado foi calculado com os valores dos volumes de ácido clorídrico gastos na titulação, dos ensaios em branco e das amostras, utilizando a equação 3.3.

$$N-NH_3 \text{ (mg)} = (V_a - V_b) * N_{ac} * PMN \quad \text{(Equação 3.3)}$$

em que: V_a = volume de ácido gasto na titulação da amostra; V_b = volume de ácido gasto na titulação do branco, N_{ac} = normalidade do ácido, PMN = peso molecular do nitrogênio.

Posteriormente, os resultados foram corrigidos de acordo com o fator de correção de 1,74 para estimar a real taxa de volatilização de N-NH₃ do solo, proposto por Araújo et al. (2009), 0,008 é a área da câmara, expressa em m². A volatilização acumulada de N-NH₃ foi estimada em mg m⁻², utilizando-se a equação 3.4.

$$N-NH_3 \text{ (mg m}^{-2}\text{)} = [(N_{acumulada}(\text{mg})/0,008)] * 1,74 \quad \text{(Equação 3.4)}$$

3.2.5. Variáveis de solo e planta

Quando às amostragens de gás, coincidiram com as coletas para determinação de volatilização também foram realizadas amostragens do solo na profundidade de 0-0,01 m para a determinação da umidade gravimétrica, nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) do solo em amostras compostas. Estas foram obtidas pela mistura de três sub-amostras, por parcela, coletadas aleatoriamente.

O NO₃⁻ e NH₄⁺ foram extraídos por solução de cloreto de potássio (KCl) 1M (TEDESCO et al., 1995) e analisada por um sistema automatizado de injeção de fluxo (FIA). A umidade gravimétrica foi obtida pela secagem do solo em estufa por 24h a 105°C. Para a profundidade de 0-0,01m, também foi determinada, também a densidade do solo pelo método do anel volumétrico, e densidade de partículas pelo método do anel volumétrico. Baseando-se nestas três últimas análises, foi possível calcular a porcentagem do espaço poroso do solo ocupado por água (%EPSA) através da equação 3.5, descrita por Paul & Clark (1996).

$$EPSA = (U \times D_s) / [1 - (D_s / D_p)] \quad (\text{Equação 3.5})$$

em que: U é a umidade gravimétrica do solo (g g^{-1}); D_s é a densidade do solo (g cm^{-3}) e D_p é a densidade de partículas do solo (g cm^{-3}).

No decorrer do ensaio, nas áreas onde foram aplicadas as excretas, quando as plantas dificultavam a amostragem de gases, foram feitas coletas de planta para a determinação da massa seca por área (MS), área esta referente a área de uma câmara, $0,24 \text{ m}^2$. Parte das amostras foi moída para análise do nitrogênio total (NT), via combustão seca, para posteriormente ser calculada o acúmulo de N (AcN) na forragem, segundo a equação 3.6. Nas áreas com aplicações de excretas na época seca do ano, os meses de coleta da forragem foram: novembro de 2012; fevereiro, abril e julho de 2013. Já nas áreas com aplicação de excretas na época chuvosa do ano, as coletas foram realizadas em: fevereiro, abril e novembro de 2013 e em janeiro de 2014.

$$\text{Ac. de N (kg ha}^{-1}\text{)} = \text{MS (kg ha}^{-1}\text{)} * \text{NT (kg kg}^{-1}\text{)} \quad (\text{Equação 3.6})$$

3.2.6. Análises estatísticas

Análises descritivas foram utilizadas para demonstrar os fluxos diários de N_2O , da volatilização de amônia acumulada e o comportamento, no mesmo período, das variáveis de solo: amônio, nitrato, espaço poroso saturado por água, temperatura e índice pluviométrico. As variáveis fator de emissão de N_2O , emissão total de N_2O e volatilização de amônia acumulada foram avaliadas em função das fontes de variação do experimento: área (parcela), excretas (subparcelas), épocas do ano (subsubparcelas) e suas interações. A variável acúmulo de nitrogênio foi avaliada em função das fontes de variação do experimento: área (parcela), excretas (subparcelas), época de coleta (subsubparcelas) e suas interações. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e o programa estatístico utilizado foi o SISVAR (FERREIRA, 2011). Regressão linear simples e múltipla também foi feita para explorar a natureza da relação entre as variáveis explicativas EPSA, teor de nitrato e amônio do solo, e a variável resposta fluxo de N_2O .

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Fluxos de N_2O e variáveis de solo na época seca do ano

Os fluxos de N₂O originários de excretas bovinas, quando estas foram aplicadas na época seca do ano, nos dois anos de estudo, variaram de -22,54 a 628,53 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹. A aplicação de excretas aumentou sensivelmente os fluxos de N₂O Área 1, em sistema iLP, quando comparado ao controle (-30,91 a 76,75 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹) (Figura 3.4A). A urina proporcionou fluxos que variaram entre -23,67 e 580,28 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹, e as fezes fluxos entre -29,95 e 628,53 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Já na Área 2 os fluxos estavam próximos aos da testemunha: urina (entre -22,54 e 259,37 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹), fezes (-27,71 e 124,71 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹) e controle (-25,02 e 204,06 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹) (Figura 3.5A).

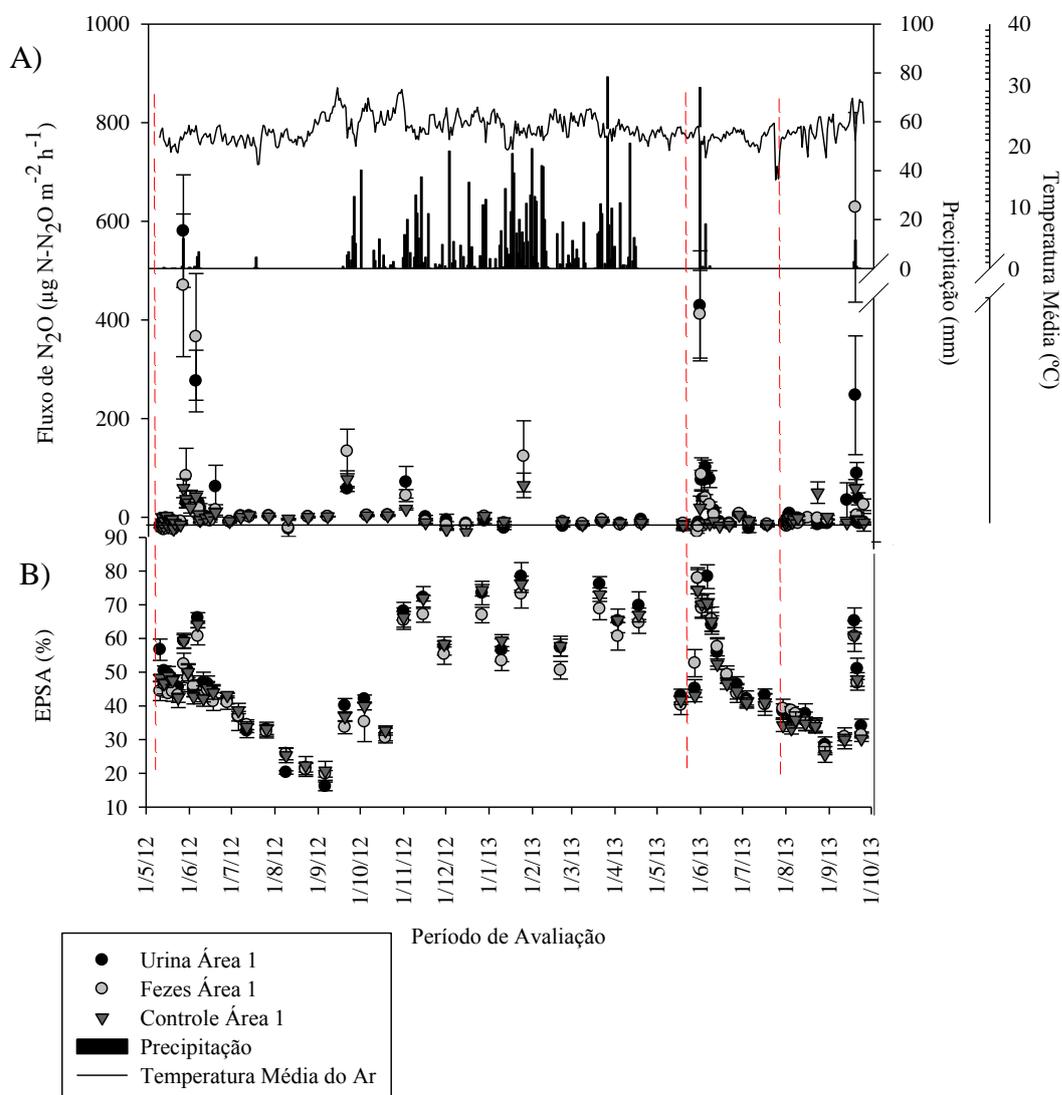


Figura 3.4. Precipitação, temperatura média do ar, fluxo de óxido nitroso (N₂O) (A) e espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) do solo sob pastagem na Área 1 (terceiro ano sob *Urochloa ruziziensis*), com aplicação de urina e fezes no período seco. Retas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

Na primeira aplicação das excretas (10/05/2012) na época seca do ano, fluxos positivos foram observados apenas 16 DAA (dias após a aplicação), fato que pode ser explicado por uma precipitação de 12,2 mm, inesperada para o período e este efeito perdurou até 40 DAA, porém houve picos de emissão para todos os tratamentos aos 16 DAA, independentemente da área (Figuras 3 e 4). Na Área 1 os picos observados foram de 580,28, 470,16 e 58,72 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e na Área 2 foram de 259,37, 124,51 e 204,06 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para urina, fezes e controle, respectivamente.

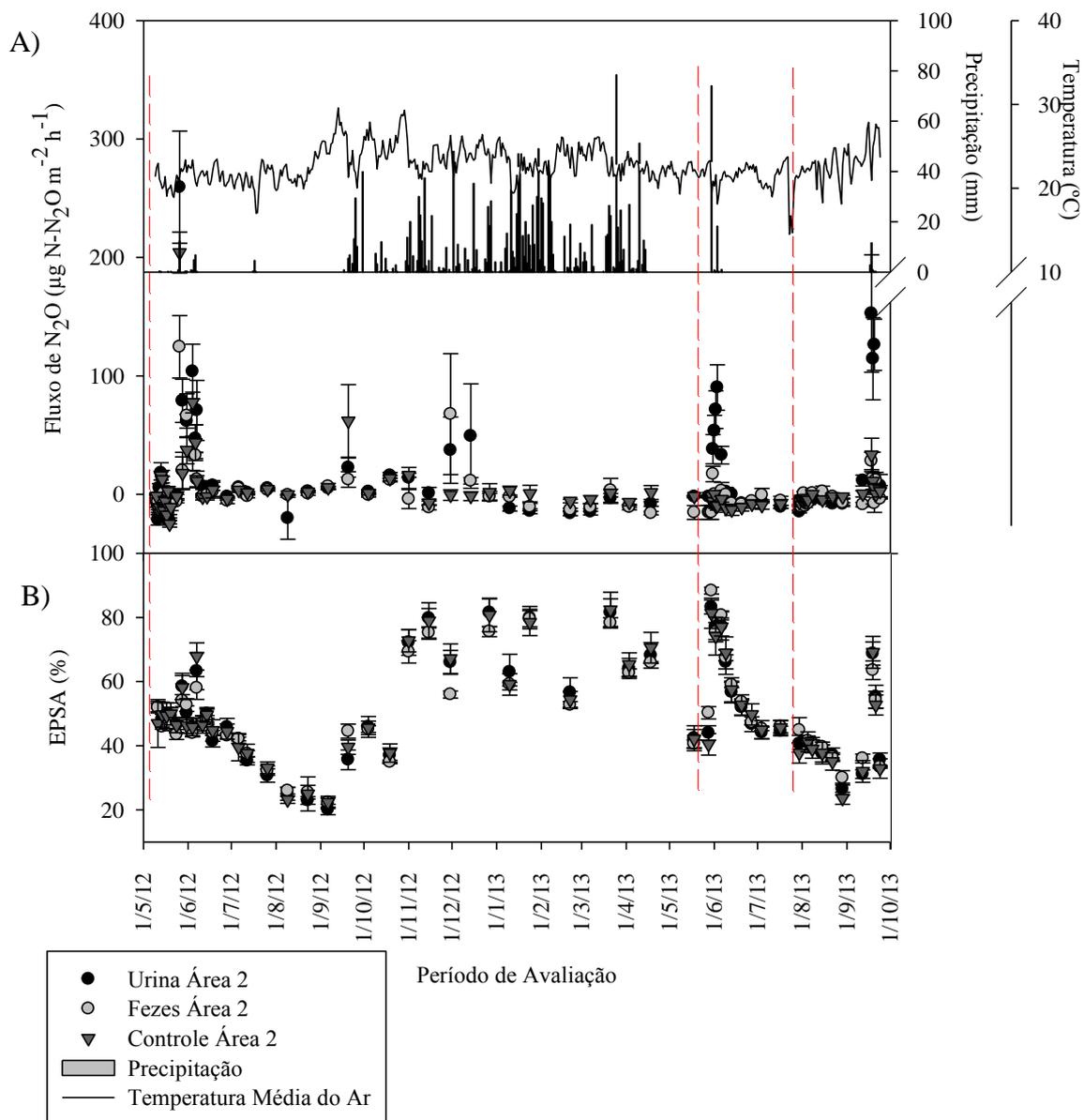


Figura 3.5. Precipitação, temperatura média do ar, fluxo de óxido nitroso (N_2O) (A) e espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) do solo sob pastagem na Área 2 (primeiro ano sob *Urochloa brizantha* cv. Piatã), com aplicação de urina e fezes no período seco. Retas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

Na segunda aplicação de excretas (27/5/13) na época seca do ano, os fluxos positivos foram obtidos já ao terceiro DAA, justamente quando foi registrada nova precipitação inesperada, de 74 mm (Figura 3.3A e 3.4A). Este efeito perdurou até 10 DAA, com picos de emissão ao 3º DAA para todos os tratamentos, independentemente da espécie de forrageira. Na Área 1 os picos observados foram de 428,62, 411,57 e 18,94 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e na Área 2 foram de 179,91, 45,12 e 9,29 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para urina, fezes e controle, respectivamente.

Devido às precipitações, optou-se por realizar uma terceira aplicação de excretas cerca de sessenta dias após a segunda (30/07/2013), momento em que as emissões de N_2O atingiram valores basais, os quais, mesmo com o fornecimento de N originário das excretas, permaneceram nulos ou negativos até nova precipitação de 11,6 mm, aos 48 DAA e neste dia, os picos na Área 1 foram de 247,25, 628,53 e 58,31 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e na Área 2 foram de 126,20, 28,13 e 33,26 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para urina, fezes e controle, respectivamente.

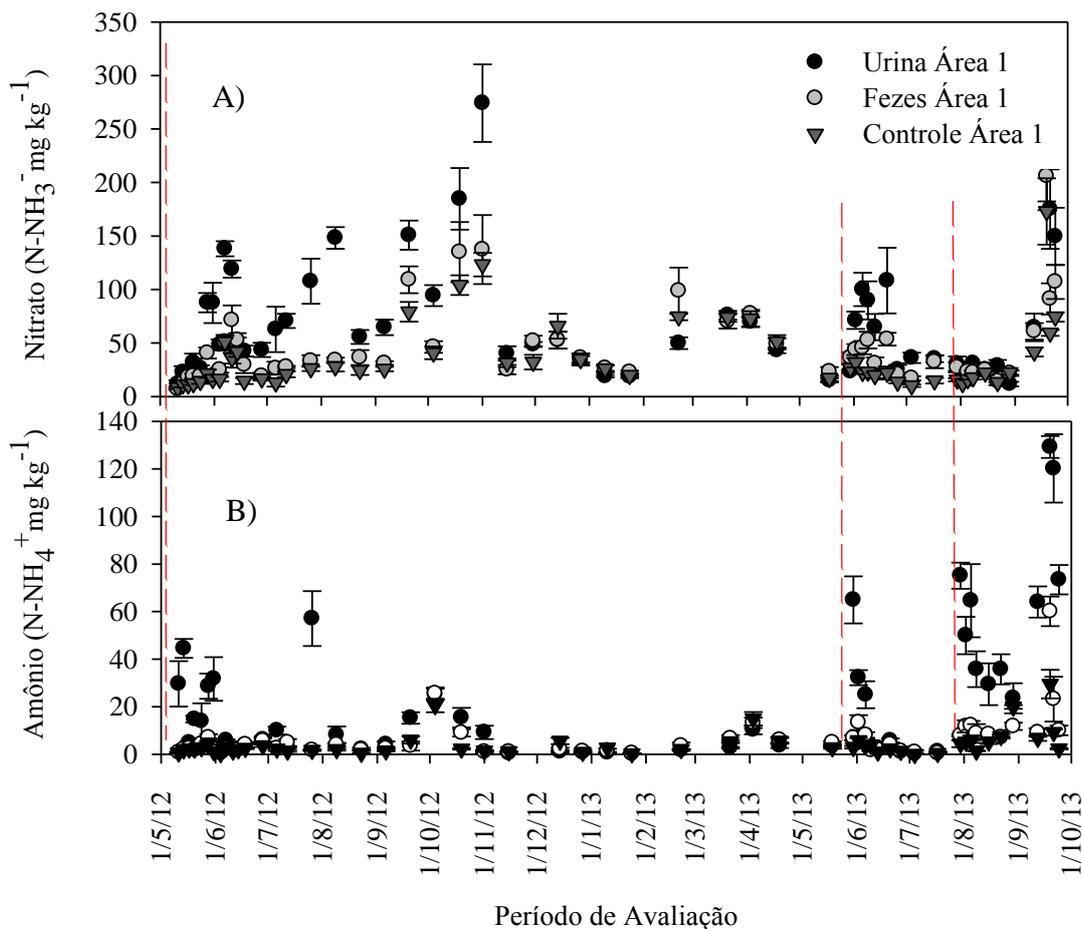


Figura 3.6. Nitrito (A) e Amônio (B) do solo sob pastagem na Área 1 (terceiro ano sob *Urochloa ruziziensis*), com aplicação de urina e fezes no período seco. Retas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

Como pode-se observar nas três aplicações de excretas, no período seco do ano, os fluxos somente foram observados após uma precipitação, a qual eleva o espaço poroso saturado por água do solo. Sendo assim, neste estudo, os fluxos mais intensos de N_2O no período seco, coincidiram com valores de EPSA próximos a 60% (Figura 3.4B e 3.5B) e teores de nitrato superiores a $21,38 \text{ mg kg}^{-1}$ (Figuras 3.6A e 3.7A). A disponibilidade de nitrato no solo aumentou com o aumento da umidade do mesmo (Figuras 3.6A e 3.7A), e concomitantemente à diminuição do amônio (Figuras 3.6B e 3.7B) o que culminou em picos de N_2O para todos os tratamentos nas três aplicações no período seco.

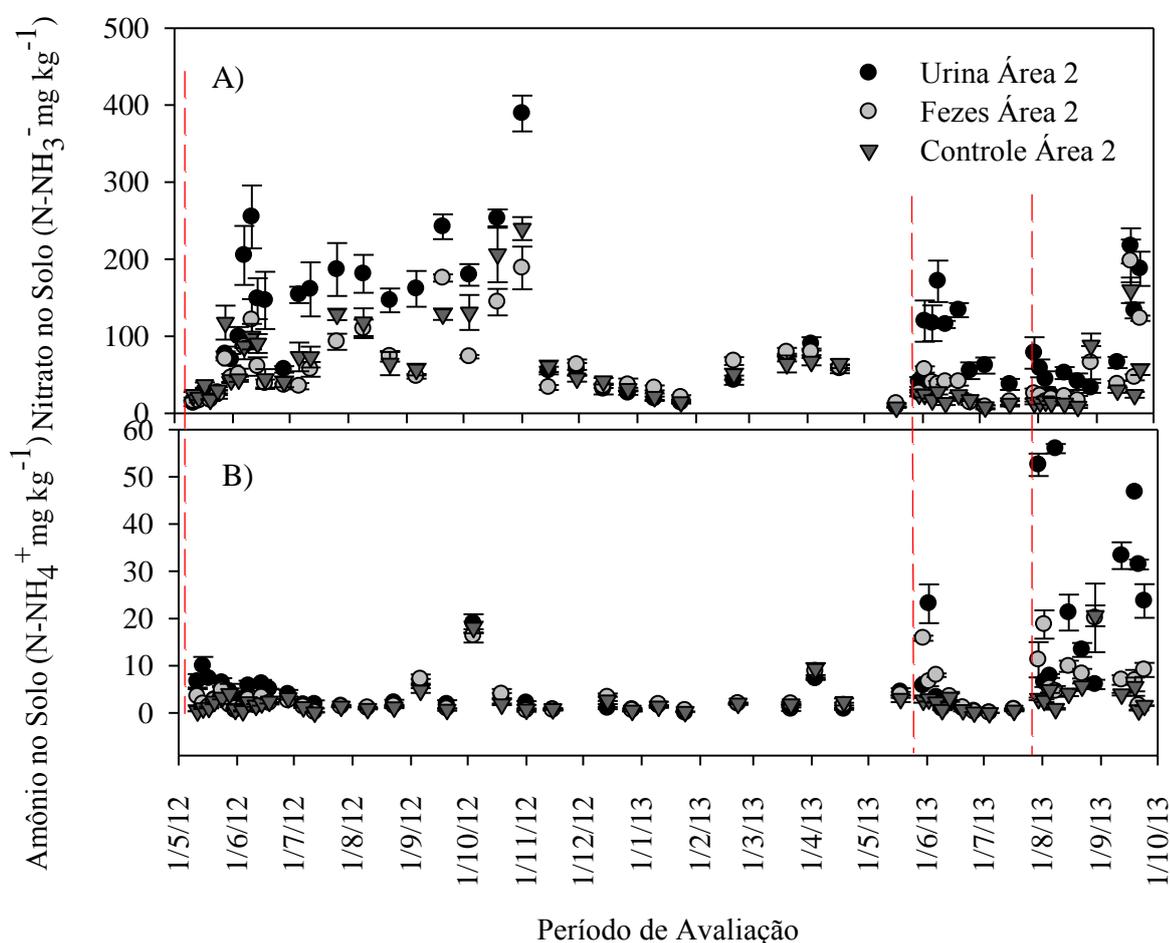


Figura 3.7. Nitrato (A) e Amônio (B) do solo sob pastagem na Área 2 (primeiro ano sob *Urochloa brizantha* cv. Piatã), com aplicação de urina e fezes no período seco. Retas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

O efeito da umidade do solo sobre as emissões de N_2O é amplamente discutido e reconhecido na literatura (SAGGAR et al., 2004), especialmente quando associado a maiores teores de nitrato (WRAGE et al., 2001) e sem limitação dos teores de carbono orgânico

prontamente disponíveis (ALLEN et al., 1996) e estas condições são responsáveis pelo processo de desnitrificação do solo. Lessa et al. (2014) também aplicaram excretas bovinas em pastagem de braquiária (*U. brizantha* cv. Marandú) em Latossolo de Cerrado, na época seca do ano, e observaram que os fluxos de N₂O não foram induzidos após a disponibilização das excretas. Porém, fluxos de N₂O de baixa intensidade ocorreram apenas após uma irrigação artificial de 28 mm na área, quase trinta dias após a aplicação das excretas. Os autores afirmaram, ainda que, a água é o fator limitante à atividade microbiana. Magiero (2013) observou que houve um período de mais intensa emissão de N₂O originária de excretas de ovinos, em sistema iLP, quando o EPSA foi superior a 60% e os teores de nitrato superiores a 12 mg kg⁻¹.

Na Área 1, percebe-se que a intensidade dos fluxos de N₂O originários de urina foi superior que o de fezes nas duas primeiras aplicações, enquanto que na terceira, a aplicação de fezes teve fluxos 2,5 vezes superior que a urina (Figura 3.3A). Um fator que pode ter contribuído para o maior fluxo de N₂O em área sob fezes ocorrer somente após a terceira aplicação de excreta é a forma de N presente em sua composição. Segundo Haynes & Williams (1993) o N das fezes encontra-se principalmente na forma orgânica, cuja mineralização é gradual e não possui valores tão elevados de N mineral quanto ao da urina. Neste período, os teores de nitrato no solo sob fezes estavam próximos aos apresentados pela urina, associado a isto tem se um efeito de acumulação de resíduo orgânico, consequentemente maiores teores de carbono mais prontamente disponível, fatores que em associação podem ter contribuído para o maior pico de N₂O ser originário das fezes nesta terceira aplicação.

Nas três aplicações de excretas, os fluxos na Área 2 foram inferiores aos da Área 1. Segundo Magiero (2013), no estudo de perdas gasosas, deve-se levar em consideração a dinâmica de absorção dos nutrientes pelas plantas, o que afeta a disponibilidade de N no solo e está relacionado ao estágio de desenvolvimento das plantas no momento da aplicação das fontes nitrogenadas. Na tabela 3.3 é apresentado os valores de F da análise de variância da variável acúmulo de nitrogênio (AcN) para os efeitos de área, excretas e datas de coleta de planta em separado para aplicações na época seca e chuvosa. Observa-se que independente da época da aplicação das excretas o valor de F foi significativo apenas para área e coleta, bem como sua interação, a qual é apresentada na tabela 3.4. Verifica-se que a pastagem da Área 2 nas primeiras coletas apresentou uma tendência de maior acúmulo de nitrogênio, o que pode explicar o fato de mesmas doses de N apresentarem dinâmica diferenciada pela comunidade

microbiana do solo, consequentemente influenciando os baixos fluxos de N₂O na pastagem da Área 2, neste período seco do ano.

Tabela 3.3. Valores de F e significância da análise de variância dos efeitos de fatores e suas interações no acúmulo de nitrogênio referentes a aplicação de excretas no período seco (AcN Seca) e chuvoso (AcN Chuva) de duas áreas sob pastagens.

FV	GL	AcN Seca	AcN Chuvosa
Área	1	20,32 **	41,18 **
Bloco (Área)	6	ns	ns
Excreta	2	ns	ns
Área x Excreta	2	ns	ns
Erro (a)	12	-	-
Coleta	3	52,02 **	31,87 **
Área x Coleta	3	20,87 **	4,03 *
Excreta x Coleta	6	ns	ns
Área x Excreta x Coleta	6	ns	ns
Erro (b)	54	-	-

FV: fonte de variação; GL: graus de liberdade; *, **: significativo a 5 e 1%, respectivamente, pelo Teste de F; ns: não significativo

Tabela 3.4. Acúmulo de nitrogênio com aplicação de excretas no período de seca (AcN Seca) e de chuva (AcN Chuvosa) em duas áreas de pastagens e coletas em diferentes épocas.

Coleta Seca	Área 1	Área 2	Coleta Chuva	Área 1	Área 2
Nov/12	51,20 Ab	77,09 Aa	Mar/13	51,20 Ab	77,09 Aa
Mar/13	33,84 Bb	48,27 Ba	Abr/13	33,84 Bb	48,27 Ba
Abr/13	42,84 ABb	65,46 Aa	Nov/13	42,84 ABb	65,46 Aa
Jul/13	30,17 Ba	33,27 Ca	Jan/14	30,17 Ba	33,27 Ca

Área 1: terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*. Área 2: primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã; Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Ao se considerar todo o período de avaliações durante o período seco, percebe-se que apenas o amônio do solo apresentou relação linear significativa com os fluxos de N₂O, com coeficientes de determinação (R²) de 0,14 a um nível de probabilidade de 5%, o mesmo ocorreu quando se teve apenas fluxos positivos (Tabela 3.5), indicando que apenas 15% da variação de N₂O é explicada pela variação de N-NH₄⁺. A nitrificação, que também pode contribuir para a emissão de N₂O, ainda não está completamente esclarecida, e pode ocorrer em condições aeróbias e com disponibilidade de O₂ limitada. Segundo recente trabalho de Heil et al. (2014) o pH, a relação C/N do solo e o teor de manganês são fatores que controlam as emissões de N₂O a partir da hidroxilamina (NH₂OH), o primeiro intermediário da nitrificação. Para Unger et al. (2010) pulsos de umidade após períodos de seca podem favorecer, a mineralização da MOS devido ao aumento na atividade microbiana como

resultado de um recém crescimento populacional ou até mesmo, devido à decomposição dos microrganismos mortos durante o período de seca, este processo é denominado pelos autores de "Efeito Birch". Signor & Cerri (2013) também afirmam que o conteúdo de água aumenta a atividade microbiana, porém quando esta umidade é muito alta a atividade microbiana é inibida, e com isso a produção de N₂O também.

Tabela 3.5. Análise de regressão simples e múltipla para a variável dependente fluxo de óxido nitroso (N₂O) em função dos teores de nitrato (N-NO₃⁻) e amônio (N-NH₄⁺) do solo sob pastagens e aplicação de excretas bovinas no período seco.

Período	Regressão Linear	R ²
Total	$N-N_2O = 2,59 + 0,06 N-NO_3^- + 0,37 N-NH_4^+ *$	0,15*
	$N-N_2O = 4,23 + 0,09 N-NO_3^-$	0,10 ^{ns}
	$N-N_2O = 6,01 + 0,43 N-NH_4^+ *$	0,14*
Fluxos Positivos	$N-N_2O = 33,74 - 0,11 N-NO_3^- + 0,81 N-NH_4^+ *$	0,21*
	$N-N_2O = 37,62 - 0,07 N-NO_3^-$	0,07 ^{ns}
	$N-N_2O = 25,07 + 0,71 N-NH_4^+ *$	0,18*

*Significativo a 5% de probabilidade pelo teste de "t". ^{ns}: não significativo.

As áreas que receberam aplicações de excretas no período seco foram avaliadas por 502 dias consecutivos, resultando em 74 dias de efetiva amostragem de gases, dos quais 39% dos fluxos médios foram positivos e 57% negativos. Estas proporções de fluxos de N₂O ocorreram em todos os tratamentos avaliados. Segundo Vieten et al., (2007), a absorção de N₂O pelo solo é pouco frequente, no entanto, tem sido reportado em estudos nacionais recentes (CRUVINEL et al., 2011; CARVALHO et al., 2013; MAZZETTO et al., 2014; MAGIERO, 2013; MAZZETTO et al., 2015). Mazzetto et al. (2014) sugerem que a decomposição das fezes pode influenciar, talvez reduzindo a emissão de N₂O, visto que altas emissões de metano foram observadas no mesmo período de avaliação, associado a isto sugere, ainda, que condições anaeróbicas ideais para bactérias metanogênicas podem não ser as ideais para ocorrer o processo de desnitrificação. Saggari et al. (2004) indicam que a decomposição anaeróbica de fezes resultam em maior emissão de metano que de N₂O. Os fatores que regulam este influxo de N₂O no solo ainda não são bem compreendidos, mas condições de baixa disponibilidade de N mineral e maior percentual de EPSA têm sido condições favoráveis para o consumo deste gás no solo neste estudo e em outros descritos na literatura (ALLEN et al., 1996; MAGIERO, 2013; MAZZETTO et al., 2014). Pondera-se, ainda que alta porcentagem de EPSA estão associados a eventos de precipitações intensas.

Sendo assim, é possível que parte do nitrato disponível seja lixiviado, reduzindo o substrato para a desnitrificação.

3.3.2. Fluxos de N₂O e variáveis de solo na época chuvosa do ano

Os fluxos de N₂O originários de excretas bovinas, quando estas foram aplicadas na época chuvosa do ano, nos dois anos de avaliação, variaram entre -40,01 e 686,68 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. A aplicação das excretas aumentou consideravelmente os fluxos de N₂O do solo em comparação ao tratamento controle, o qual apresentou picos de 56,20 e 32,40 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ nas Áreas 1 e 2, respectivamente. Na Área 1, os fluxos variaram entre -47,72 e 353,15 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ para urina e de -52,56 a 560,83 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ para fezes (Figura 3.8A). Já na Área 2 os fluxos variaram de -40,01 a 686,68 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ para urina e para fezes entre -41,87 e 294,20 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ (Figura 3.9A).

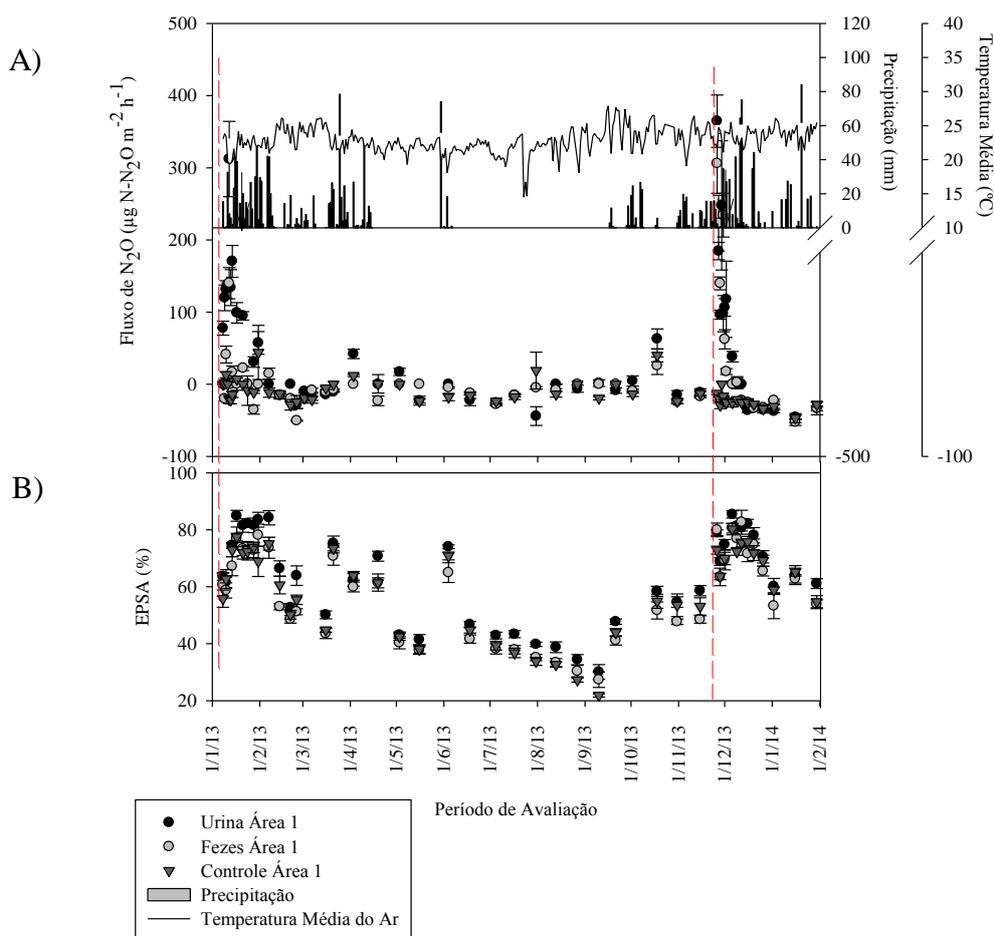


Figura 3.8. Precipitação, temperatura média do ar, fluxo de óxido nitroso (N₂O) (A) e espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) do solo sob pastagem na Área 1 (terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*), com aplicação de urina e fezes no período chuvoso. Retas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

Em ambas as áreas estudadas e nas duas épocas de aplicação, a deposição de urina no solo aumentou o fluxo de N_2O já no primeiro DAA. O pico de emissão ocorreu no quinto DAA, referente à primeira aplicação (7/01/13), em ambas as áreas (312,16 e 686,68 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ na Área 1 e 2, respectivamente). Quanto à aplicação de fezes, as emissões foram obtidas após o segundo e terceiro DAA, nas áreas 1 e 2, respectivamente. Porém, os picos ocorreram em momentos distintos, na Área 1 o pico de emissão das fezes ocorreu no quinto DAA (140,10 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e na Área 2 esse pico ocorreu apenas aos 13 DAA (164,17 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Nesta primeira aplicação de excretas, a emissão de N_2O originária das excretas permaneceu elevada até 30 DAA, quando passou a ocorrer influxos semelhantes ao controle, considerada como emissão basal.

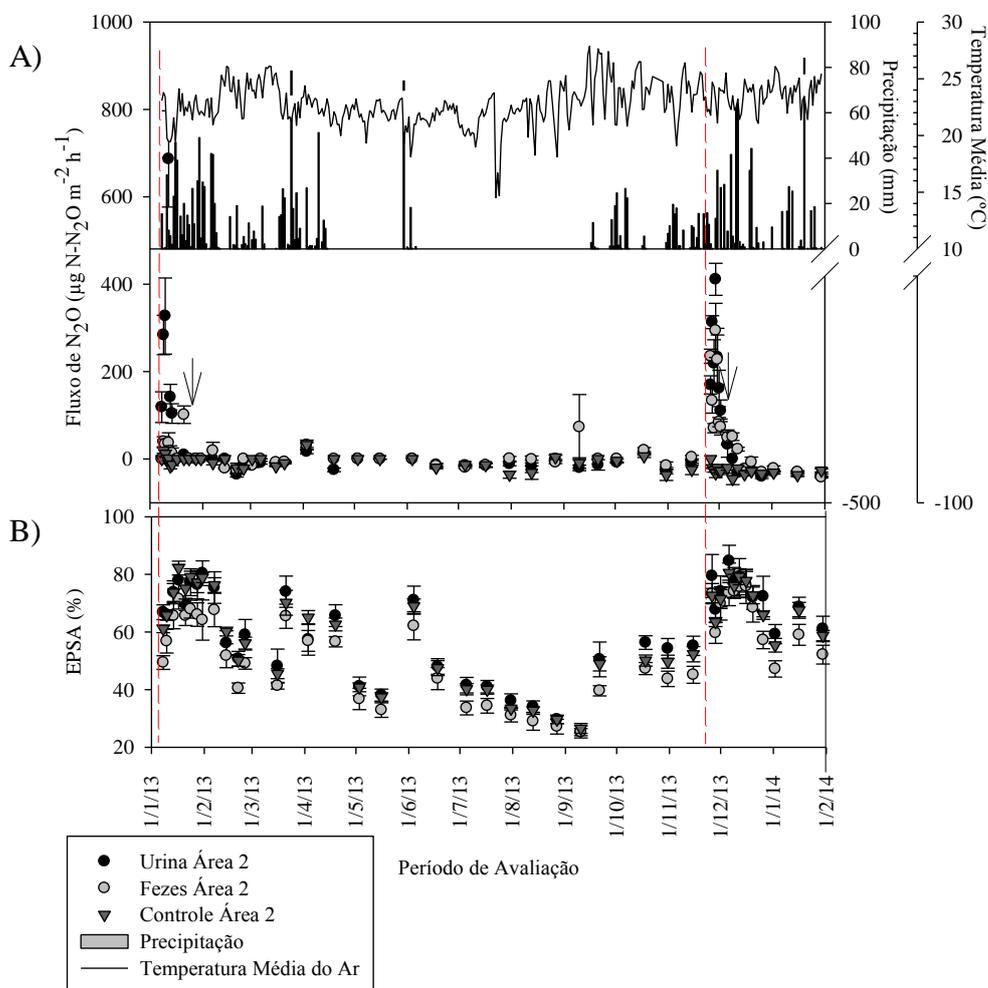


Figura 3.9 - Precipitação, temperatura média do ar, fluxo de óxido nitroso (N_2O) (A) e espaço poroso saturado por água (EPSA) (B) do solo sob pastagem da Área 2 (primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã), com aplicação de urina e fezes no período chuvoso. Retas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

Na segunda aplicação de excretas (25/11/13), em ambas as áreas, tanto urina quanto fezes possibilitaram emissões de N_2O logo no primeiro DAA. A Área 1 no primeiro dia após a aplicação da urina apresentou o maior pico para o período de estudo, $353,15 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, já na Área 2 o pico de emissão referente à aplicação da urina foi ao quarto DAA, $411,05 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Os picos referentes à deposição de fezes nas duas áreas de pastagem ocorreram no quarto DAA, com fluxos de $560,83$ e $294,20 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nas Áreas 1 e 2, respectivamente. Na segunda aplicação de excretas, a emissão de N_2O originária das excretas permaneceu elevada até 18 DAA, quando estas passaram a ser similares à emissão basal do solo, com fluxos negativos.

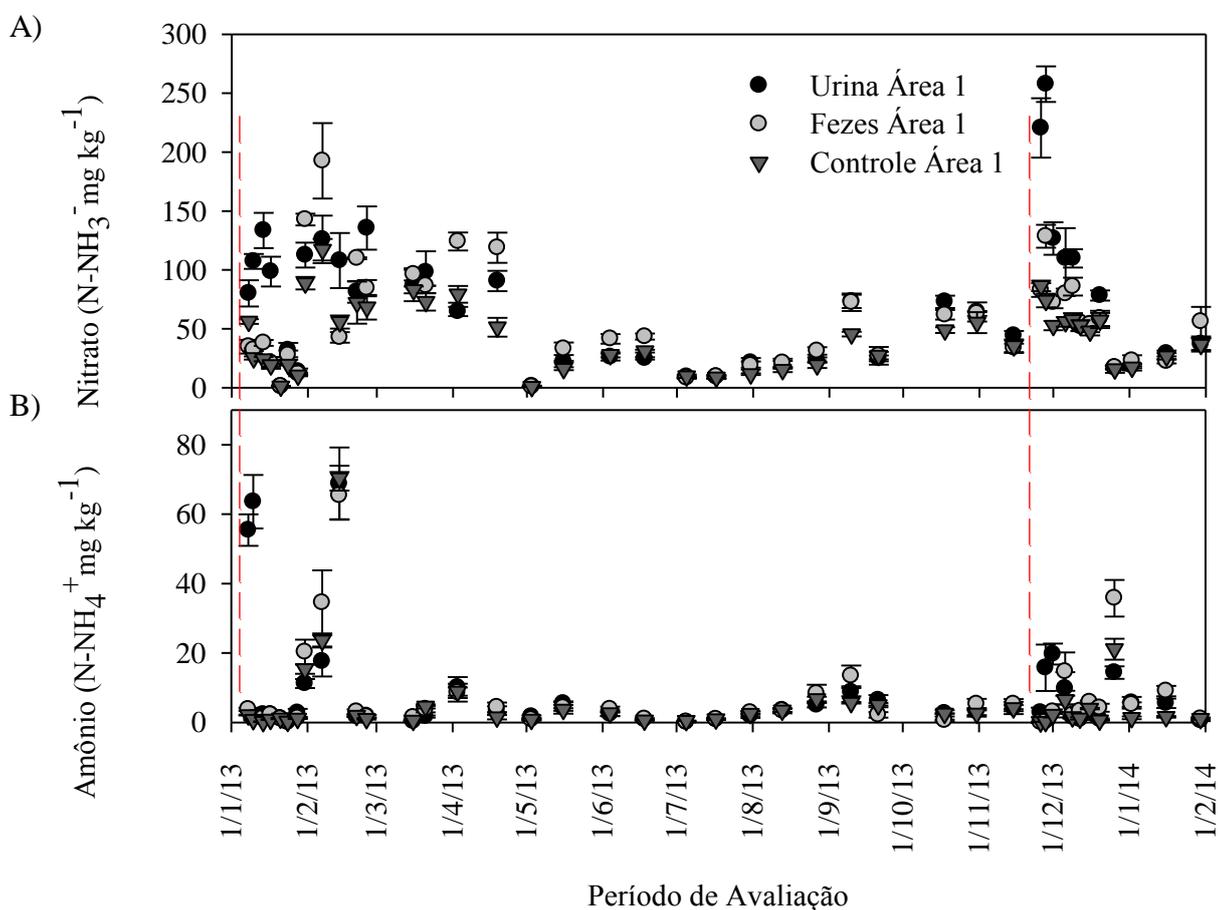


Figura 3.10. Nitrato (A) e Amônio (B) no solo sob pastagem na Área 1 (terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*), com aplicação de urina e fezes no período chuvoso. Retas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

Vários trabalhos realizados no Brasil corroboram com os resultados apresentados neste estudo. Pergher (2014) avaliou a emissão de N_2O a partir de pontos de deposição de esterco e

urina de bovinos, em área de pastagem no inverno de Curitiba, e observou que a emissão permaneceu elevada até o 17º DAA e os fluxos do esterco apresentaram menor intensidade quando comparados aos de urina. Sordi et al. (2014) também observaram maiores fluxos de N_2O logo após a aplicação de doses de fezes e urina de bovinos nas diferentes estações do ano de Curitiba, apresentando fluxos maiores no verão para urina e na primavera para fezes. Lessa et al. (2014) avaliaram o efeito de urina e fezes sobre os fluxos de N_2O de um Latossolo de Cerrado na época chuvosa do ano (verão chuvoso) e também observaram fluxos mais intensos nos primeiros trinta dias após a aplicação, sendo os fluxos originários da urina maiores que o de fezes.

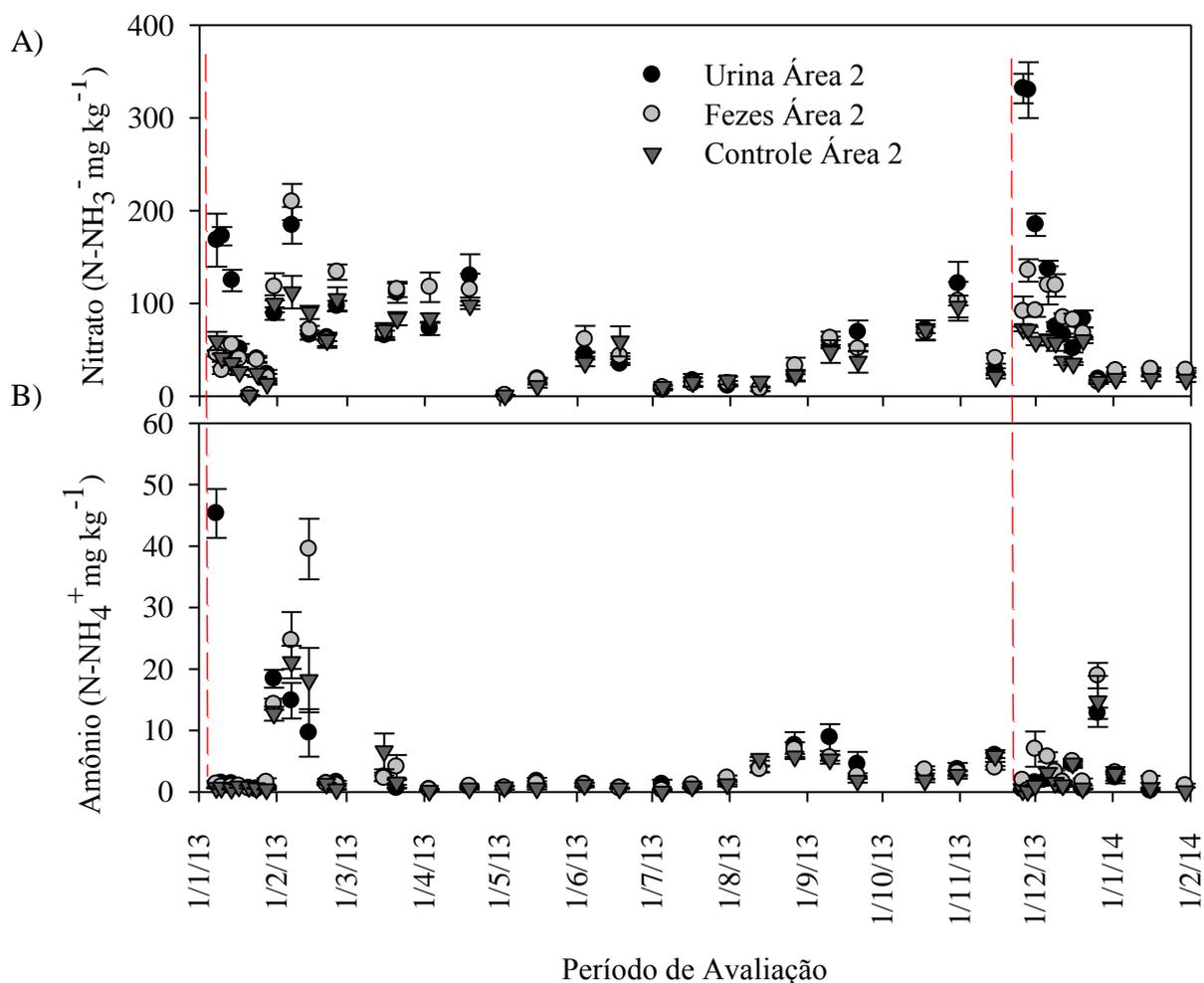


Figura 3.11. Nitrito (A) e Amônio (B) no solo sob pastagem da Área 2 (primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã), com aplicação de urina e fezes no período chuvoso. Setas tracejadas indicam as aplicações de excretas na pastagem.

Nos tratamentos com urina, os teores de amônio no solo são mais elevados, principalmente nos dois primeiros dias (Figura 3.10B e 3.11B), devido, principalmente, à sua composição, que segundo van Groenigen et al. (2005) é facilmente convertida em NH_4^+ , favorecendo o processo de nitrificação no solo. Os dados obtidos no presente trabalho reforçam a proposição de Zaman et al. (2009), de que em solos sob pastagem, a emissão de N_2O ocorre via os dois processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. Porém, o amônio, quando em condições favoráveis de umidade, é rapidamente mineralizado e convertido a nitrato. E altos teores de nitrato, associados à elevação do EPSA, nos dias subsequentes explicam uma intensa desnitrificação, processo que governa os maiores picos de N_2O no período chuvoso, conforme pode-se observar nas figuras 3.8B e 3.10A para a Área 1 e nas figuras 3.9B e 3.11A para a Área 2.

Ao se considerar todo o período de avaliações durante a época chuvosa, percebe-se que apenas o nitrato do solo apresentou relação linear significativa com os fluxos de N_2O , com R^2 de 0,52 a um nível de probabilidade de 1% (Tabela 3.6), indicando que 52% da variação de N_2O é explicada pela variação do nitrato no solo. Nestas mesmas condições o EPSA foi outro fator que explicou os fluxos de N_2O , porém, com menor intensidade (R^2 de 0,28). Isso indica que os fluxos de N_2O no período chuvoso são também, favorecidos quando o N mineral do solo está na forma de N-NO_3^- . Esses resultados corroboram com a literatura, a qual sugere a desnitrificação é a principal via de produção de óxido nitroso, desde que haja nitrato, carbono orgânico disponível e umidade (LESSA et al., 2014; BARNEZE et al., 2014; SORDI et al. 2014; ZAMAN et al., 2009). Neste ensaio, não foi avaliado o carbono orgânico prontamente disponível, porém, pode-se inferir que o mesmo não é um fator limitante para este processo realizado por bactérias heterotróficas, visto que a aplicação de excretas e a ciclagem de C pelas pastagens utilizadas, incorporam carbono ao solo.

As áreas que receberam aplicações de excretas no período chuvoso foram avaliadas por 388 dias consecutivos, resultando em 53 dias de efetiva amostragem de gases, dos quais 34% dos fluxos médios foram positivos e 51% negativos. Nesta etapa, os fluxos negativos foram mais acentuados nos tratamentos sem a aplicação das excretas, chegando a compor 77 e 66% dos fluxos nas Áreas 1 e 2, respectivamente. Esses resultados reforçam a hipótese de que o solo pode ser um dreno de N_2O , dependendo das condições por ele apresentadas. Segundo Mazzetto et al. (2014) os mecanismos que controlam o consumo de N_2O pelo solo ainda não estão bem compreendidos, porém, sugerem que o conteúdo de N mineral seja a chave que regula este processo. Segundo Chapuis-Lardy et al. (2007) baixa disponibilidade de N mineral

e o alto conteúdo de umidade no solo tem sido os fatores associados ao consumo de N₂O pelo solo, o que se adéqua com a desnitrificação, em que o N₂O é reduzido a N₂.

Tabela 3.6. Análise de regressão simples e múltipla para a variável dependente fluxo de óxido nitroso (N₂O) em função dos teores de nitrato (N-NO₃⁻), amônio (N-NH₄⁺) do solo e espaço poroso saturado por água (EPSA) sob pastagens e aplicação de excretas bovinas no período seco.

Período	Regressão Linear	R ²
Total	$N-N_2O = -31,42 + 0,63 N-NO_3^{-**} - 0,16 N-NH_4^+$	0,52**
	$N-N_2O = -32,04 + 0,62 N-NO_3^{-**}$	0,52**
	$N-N_2O = 5,33 + 0,17 N-NH_4^+$	0,04 ^{ns}
	$N-N_2O = -59,47 + 1,12 EPSA^{**}$	0,28**
Fluxos Positivos	$N-N_2O = 24,12 + 0,53 N-NO_3^{-**} - 0,58 N-NH_4^+$	0,46**
	$N-N_2O = 22,22 + 0,51 N-NO_3^{-**}$	0,45**
	$N-N_2O = 67,43 + 0,09 N-NH_4^+$	0,02 ^{ns}
	$N-N_2O = -34,43 + 1,57 EPSA^*$	0,28*

*, ** Significativo a 1 e 5% de probabilidade pelo teste de "t", respectivamente. ^{ns}: não significativo

3.3.3. Volatilização de amônia originária no período seco e chuvoso

A volatilização da amônia (NH₃) é uma reação na qual o N migra do solo para a atmosfera, na forma de gás, sendo um processo responsável pelas maiores perdas de N na superfície do solo. Em se tratando de excretas bovinas, a urina representou uma importante fonte de amônia para atmosfera na época seca do ano, conforme pode-se observar na figura 3.12. Segundo Jarvis et al. (1989) isso se deve, principalmente, à sua composição, a qual tem 75% de seu N constituído de ureia e esta é rapidamente hidrolisada no solo devido à presença da enzima urease e pelo ácido hipúrico presente na urina dos animais (HAYNES & WILLIAMS, 1993).

Nas três aplicações realizadas na época seca, o tratamento urina sofreu as maiores perdas na forma de amônia, principalmente nos primeiros três dias de monitoramento. A Área 1 apresentou uma volatilização média de 122,89, 135,23 e 21,81 mg de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ para as três aplicações respectivamente e a Área 2 teve médias diárias para os três primeiros dias de 171,29, 259,98 e 52,31 mg de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹. Isso é devido à aplicação da urina, que em função da hidrólise da uréia, eleva momentaneamente o pH do solo e favorece perdas por volatilização (LOCKYER & WHITEHEAD, 1990).

O tratamento fezes também apresentou taxas de volatilização maiores nos primeiros dias após a aplicação, porém menos intensas e mais constantes que a urina, mantendo-se semelhante ao controle ao longo de grande parte do período de avaliação. Os maiores picos ocorreram na Área 2 com volatilização média nos três primeiros dias de avaliação de 18,27, 30,22 e 14,96 mg de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ para as três aplicações respectivamente. Petersen et al. (1998) também avaliaram a volatilização de amônia originária de excretas bovinas, e observaram que as perdas encontradas para as fezes não foram representativas. Os autores atribuem este fato à formação de uma crosta na superfície das fezes o que limita este tipo de perda. Lessa et al. (2014) ainda conclui que perdas de NH₃ por fezes no período seco do ano não são intensas nos primeiros dias, mas são persistentes por um longo período.

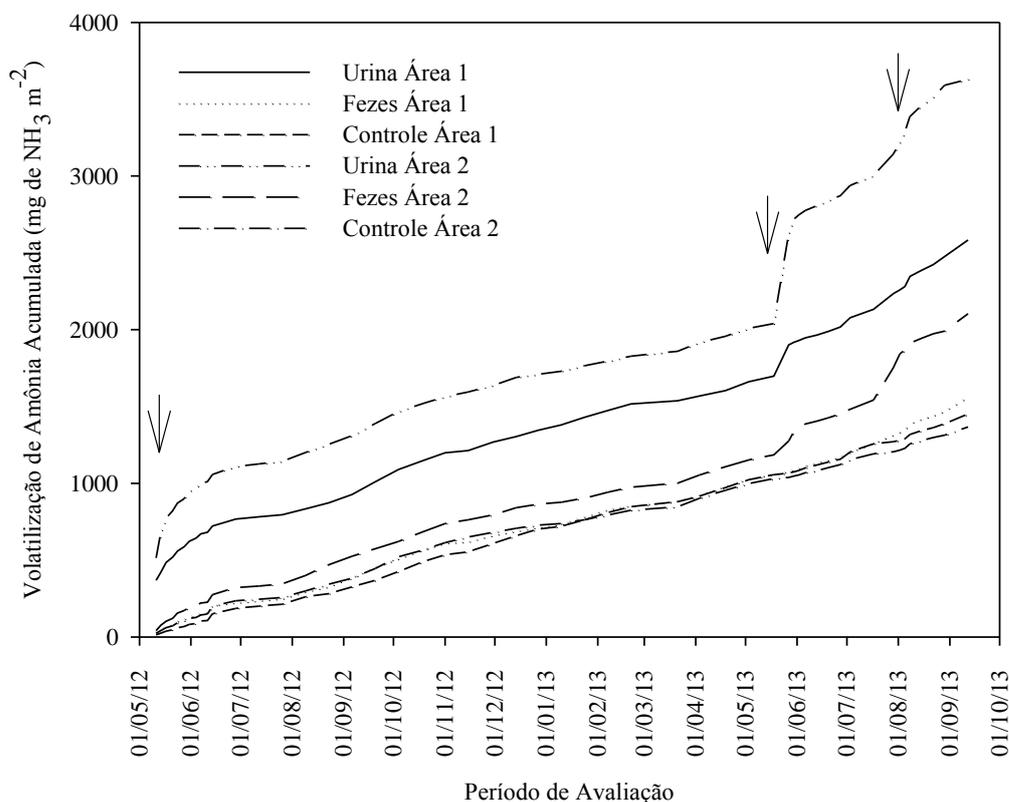


Figura 3.12. Volatilização de amônia acumulada referente a três aplicações de excretas bovinas artificialmente depositadas na época seca do ano, em áreas de pastagens sob Integração Lavoura-Pecuária, durante 502 dias. Área 1 (terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*) e Área 2 (primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã). As setas indicam a aplicação das excretas nas áreas.

Na figura 3.13 pode-se observar o acúmulo de perdas de N na forma de N-NH₃ originário de excretas bovinas, quando estas são aplicadas em pastagens na época chuvosa do ano.

Ambas as excretas apresentaram comportamento semelhante ao longo do monitoramento, com perdas de N-NH₃ logo após as aplicações. Na Área 2, a urina apresentou perda diária nos quatro primeiros dias de 80,23 e 79,62 mg de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ nas duas aplicações respectivamente, e para fezes as perdas diárias foram de 57,41 e 22,16 mg de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ nas duas aplicações. Já na Área 1 estas perdas foram menores, para urina (57,18 e 45,72 mg de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹) e para fezes (43,53 e 37,79 mg de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹) nas duas aplicações. Os dados indicam de que há uma função inversa em relação as perdas gasosas nitrogenadas, em que a Área 1, teve maiores perdas de N₂O e menores por volatilização de amônia, e o contrário foi observado na Área 2. Essa tendência de perda inversa do N aplicado via fertilizante já foi relatado por Moraes et al. (2013) quando da aplicação de ureia em pastagem de capim elefante.

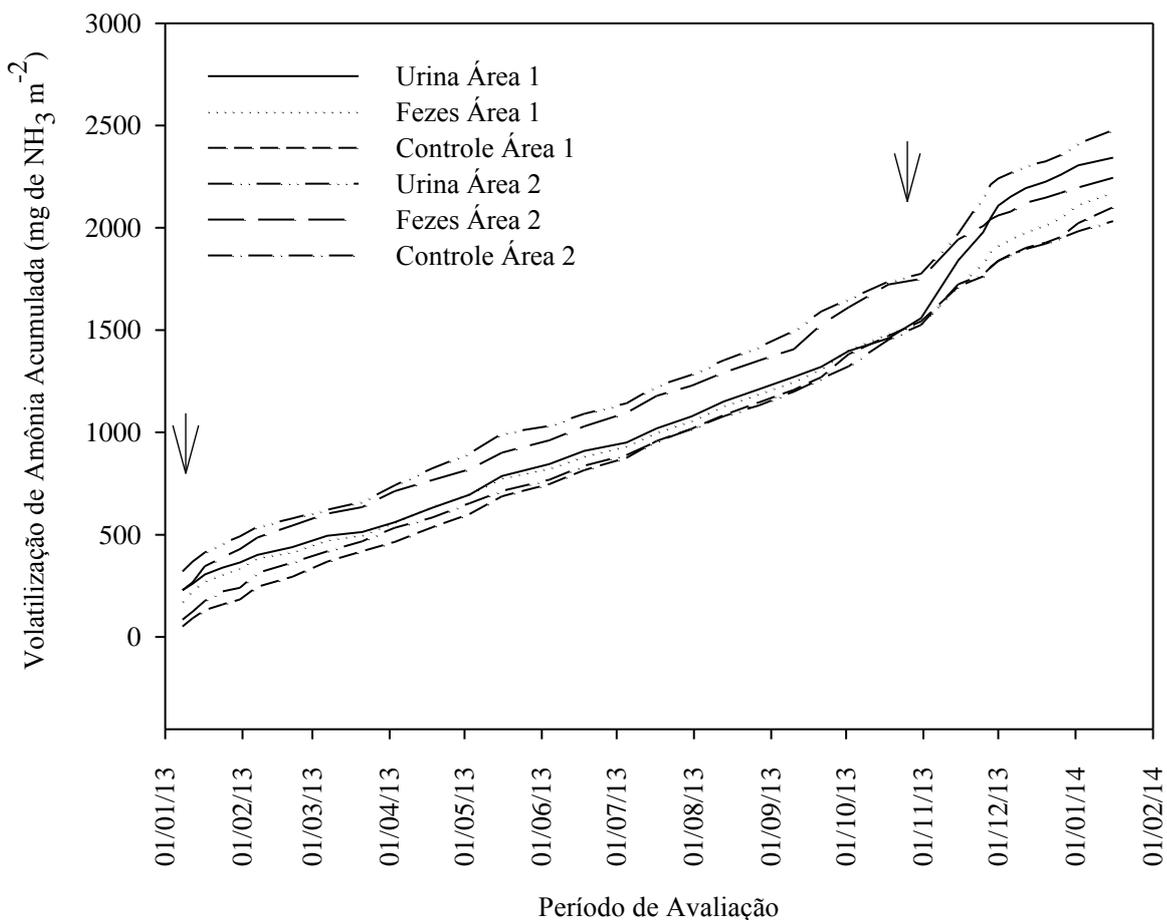


Figura 3.13. Volatilização de amônia acumulada referente a duas aplicações de excretas bovinas artificialmente depositadas na época chuvosa do ano, em áreas de pastagens sob Integração Lavoura-Pecuária, durante 388 dias. Área 1 (terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*) e Área 2 (primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã). As setas indicam a aplicação das excretas nas áreas.

Os valores de F da análise de variância para os efeitos de áreas, excretas e épocas do ano são apresentados com suas interações na tabela 3.7, para as variáveis volatilização de amônia acumulada (VolAcum), emissão total de N₂O (EmTotPos). Houve efeito entre os fatores avaliados sobre a VolAcum, com interações entre área e excreta; pastagem e época do ano (seca e chuvosa) e entre excretas e época do ano. Percebe-se que inúmeras são as variáveis que controlam a dinâmica da volatilização de amônia do solo dentre elas a prática de manejo (área), condições climáticas (época do ano) e fornecimento de N (tipo de excreta aplicada). As interações significativas estão apresentadas na Tabela 3.8.

Tabela 3.7. Valores de F e significância da análise de variância dos efeitos de fatores e suas interações sobre a volatilização de amônia acumulada (VolAcum) e emissão total de N₂O (EmTot).

FV	GL	VolAcum	EmTot
Área	1	6,43*	7,550*
Bloco (Área)	6	0,55 ^{ns}	1,237 ^{ns}
Excreta	2	31,78**	28,964**
ÁreaxExcreta	2	3,20*	1,945 ^{ns}
Erro (a)	12	-	-
Época	1	2,71 ^{ns}	8,334**
ÁreaxÉpoca	1	11,08**	3,663 ^{ns}
ExcretaxÉpoca	2	36,26**	0,649 ^{ns}
ÁreaxExcretaxÉpoca	2	3,83*	3,331 ^{ns}
Erro (b)	18	-	-
CV a (%)	-	17,200	36,310
CV b (%)	-	10,930	47,720

FV: fonte de variação; CV: coeficiente de variação; GL: graus de liberdade; *, **: significativo a 5 e 1%, respectivamente, pelo Teste de F; ^{ns}: não significativo.

Independentemente da área de pastagem a urina apresentou maior volatilização de N-NH₃ total que os demais tratamentos, perdendo 24 e 28% mais amônia que o tratamento fezes e controle, respectivamente, na Área 1. Já na Área 2, onde as perdas por volatilização da urina acumulada foram maiores (3,05 kg N-NH₃ m⁻²), a diferença entre o tratamento fezes e controle foi de 29 e 44%, respectivamente. Segundo Saggari et al. (2004) o N contido na urina pode ser maior fonte de NH₃ e N₂O. Como cerca de 70% do N presente na urina está na forma de ureia (JARVIS et al., 1989) e elevadas perdas de N por volatilização de amônia após a aplicação de ureia é comum (LARA-CABEZAS et al., 1997), a urina pode ser uma importante fonte na produção de NH₃ para a atmosfera. Laubach et al. (2012), ainda, completam que

além de alguma fonte de N amoniacal, essa também deve induzir uma elevação do pH do solo, devido à aplicação de urina no solo. Segundo Saggar et al. (2004), desta mesma forma, a hidrólise do N presente na urina, aumenta a concentração de amônio no solo, associada a um aumento no pH, o que favorece condições potenciais para a volatilização de NH₃.

A perda acumulada de amônia proveniente da urina na Área 1 foi menor que na Área 2, o que sugere perdas por outras formas na Área 1, como por exemplo, lixiviação de nitrato, ou emissão de óxido nitroso foram maiores, indicando que a perda por volatilização foi minimizada. Nesta Área 1, as perdas por emissão de N₂O tenderam a ser maiores. Zaman et al. (2009) consideraram que as perdas menores na primavera em relação ao verão pode ter sido devido à movimentação da urina em profundidade no solo. Saggar et al. (2004) sugerem que as plantas também afetam a volatilização de amônia, por reduzirem a concentração de íons de amônio na solução do solo, ou por alterar o pH na região rizosférica do solo. Ou ainda, por formarem uma cobertura na superfície do solo, e por isso, influenciam na velocidade do vento, temperatura e condições de umidade.

Tabela 3.8. Volatilização de amônia acumulada (mg N-NH₃ m⁻²) em duas áreas sob pastagens com a aplicação de urina e fezes, em duas épocas do ano (seca e chuvosa)

Excreta	Área 1	Área 2	Excreta	Seca	Chuva
Urina	2463,27 Ab	3053,16 Aa	Urina	3106,51 Aa	2409,92 Ab
Fezes	1867,65 Ba	2174,48 Ba	Fezes	1832,54 Bb	2209,59 ABa
Controle	1776,14 Ba	1699,90 Ba	Controle	1409,13 Cb	2066,91 Ba

Área 1: terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*. Área 2: primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Época seca 502 dias e na época chuvosa 388 dias de monitoramento

Apenas a urina apresentou maior perda de NH₃ na época seca que na chuvosa (Tabela 3.7). Costa et al., (2004) afirmam que práticas de manejo, condições ambientais e características intrínsecas ao solo são responsáveis pela dinâmica de N, incluindo perdas gasosas. Zamman et al. (2009) e Saggar et al. (2004) sugerem alguns fatores que afetam estas perdas por amônia: pH, textura, mineralogia da fração argila, a umidade, a capacidade de troca catiônica, a temperatura e a matéria orgânicas. As perdas de amônia aumentam com a intensificação das condições de seca, pois refletem uma maior temperatura (FAN et al., 2011) e menor umidade relativa do ar, e conseqüentemente favorecem a difusão desse gás para a atmosfera. Pisante et al. (2015) também afirmam que solos muito secos tem a infiltração reduzida, o que facilita a emissão de amônia devido ao contato do fertilizante com o ar. Saggar et al. (2004) relatam que quando o solo é umedecido pela urina, mas este ainda permanece seco, as condições de seca favorecem a volatilização de NH₃. Ainda segundo

Saggar et al. (2004) condições quentes, de seca, ou verão favorecem as perdas por volatilização, enquanto condições úmidas, de frio, ou inverno minimizam estas perdas. Saarijarvi et al. (2006) também avaliaram a volatilização de amônia de excretas bovinas na Finlândia e concluíram que a volatilização foi mais alta em solos secos e quentes. Resultados que corroboram com o encontrado neste trabalho e contradizem o apresentado por Lessa et al. (2014) que não encontraram diferenças na volatilização de amônia entre as estação seca e chuvosa apenas para fezes.

Em ambas as áreas a volatilização de amônia acumulada originária de fezes foi semelhante ao controle, e menores que da urina, corroborando com estudos anteriores (PETERSEN, et al., 1998; LAUBACH et al., 2012; LESSA et al., 2014). Petersen et al. (1998) justificam essa baixa volatilização pela formação de uma crosta na superfície do solo, a qual inibe a movimentação da NH_3 antes que alguma significativa mineralização do N presente nas fezes ocorra. Segundo Laubach et al. (2012), a alta umidade presente nas fezes bovinas, associada à elevação do pH (demonstrada também pelos autores) sugerem uma perda potencial por volatilização de NH_3 , porém a formação de uma crosta na superfície das fezes inibem a troca gasosa com a atmosfera. Lessa et al. (2014) sugerem, ainda, que essa reduzida perda gasosa pelas fezes se deve ao fato de o nitrogênio ali presente ser de baixa disponibilidade, ou seja, de mais demorada mineralização.

3.3.4. Emissão total de N_2O e fator de emissão

Conforme observado na tabela 3.7, para emissão total de N_2O (EmTot) as diferenças entre os tratamentos, incluindo o controle, foram significativas apenas para os fatores excreta e época do ano. As excretas foram maiores que o controle (1509,47 e 1285,5 g N- N_2O ha⁻¹ para urina e fezes respectivamente) e a época chuvosa apresentou menor emissão total (877,59 g N- N_2O ha⁻¹) que a época seca (1313,19 g N- N_2O ha⁻¹), de acordo com a tabela 3.9. Conforme apresentado anteriormente (Figuras 3.8A e 3.9A), os fluxos negativos foram maiores e em maior quantidade no período chuvoso, especialmente no tratamento controle, o que pode ter influenciado os dados de emissão total.

Na tabela 3.10, são apresentados os valores de F da análise de variância para os efeitos de área, excretas e épocas do ano, bem como suas interações, para as variáveis emissão total de N_2O e o fator de emissão para cada excreta. Observa-se que para emissão total as diferenças foram significativas apenas em função de área (Tabela 3.10). Já o fator de emissão foi significativo para área, excreta e época A Área 1 (1115,33 g N- N_2O ha⁻¹) apresentou maior

emissão acumulada que a Área 2 (697,53 g N-N₂O ha⁻¹), conforme observado na tabela 3.11. Consequentemente, mesma relação foi mantida para o fator de emissão, FE de 0,18% para Área 2 e de 0,24% para Área 1. Este fato pode estar associado à dinâmica de absorção de nutrientes pela planta, conforme discutido anteriormente, ou ainda, devido às maiores perdas por volatilização encontradas na Área 2.

Tabela 3.9. Emissão total de N₂O (g N-N₂O ha⁻¹) (EmTot) em função da excreta aplicada e do época do ano.

Excreta	EmTot
Controle	491,11 b
Urina	1509,47 a
Fezes	1285,59 a
Época*	EmTot
Seca	1313,19 a
Chuvosa	877,59 b

*Época seca 502 dias e na época chuvosa 388 dias de monitoramento. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 3.10. Valores de F e significância da análise de variância dos efeitos de fatores e suas interações sobre a emissão total de N₂O (EmTot) e fator de emissão (FE) para cada excreta aplicada (urina e fezes).

	FV	GL	EmTot	FE
Área		1	7,224*	7,267*
Bloco (Área)		6	1,311 ^{ns}	1,324 ^{ns}
Excreta		1	2,074 ^{ns}	71,750 **
ÁreaxExcreta		1	0,776 ^{ns}	0,269 ^{ns}
Erro (a)		6	-	-
Época		1	2,035 ^{ns}	11,357**
ÁreaxÉpoca		1	4,181 ^{ns}	1,144 ^{ns}
ExcretaxÉpoca		1	0,270 ^{ns}	4,718*
ÁreaxExcretaxÉpoca		1	3,474 ^{ns}	1,350 ^{ns}
Erro (b)		12	-	-
CV a (%)		-	48,51	34,39
CV b (%)		-	67,46	58,56

FV: fonte de variação; CV: coeficiente de variação; GL: graus de liberdade; *, **: significativo a 5 e 1%, respectivamente, pelo Teste de F; ^{ns}: não significativo.

Os fatores de emissão foram superiores na época chuvosa, para aplicação de urina e na Área 1, conforme apresentado na tabela 3.11. O fator de emissão para urina (0,32%) foi mais de três vezes superior que para fezes (0,10). Lessa et al. (2014) também encontraram fator de emissão maior para urina que para fezes, quando estas foram aplicadas na época chuvosa, já

na época seca as excretas apresentaram fator de emissão semelhante. Sordi et al. (2014) encontraram baixo acúmulo de emissão de N₂O, assim como reduzido fator de emissão para fezes tanto no verão quanto no inverno. Este baixo fator de emissão é associado pelos autores às altas precipitações, as quais possibilitam a saturação das fezes e uma alta condição de anaerobiose, a qual pode reduzir o N₂O a N₂.

Tabela 3.11. Emissão total de N₂O (g N-N₂O ha⁻¹) (EmTot) sem o controle, e fator de emissão de N₂O (FE) em função da excreta aplicada, da área de pastagem e do período do ano.

Área	EmTot	FE (%)	Excreta	FE (%)	Época	FE (%)
Área 1	1115,33 a	0,24 a	Fezes	0,10 b	Seca	0,11 b
Área 2	697,53 b	0,18 b	Urina	0,32 a	Chuvosa	0,36 a

*Época seca 502 dias e na época chuvosa 388 dias de monitoramento. Área 1: terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*. Área 2: primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O guia do IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) sugere um fator genérico para emissão direta de N₂O originário de excretas de 2%, para elaboração de inventários nacionais de GEE. Este fator é a proporção do N contida nas excretas emitida como N₂O para a atmosfera. E como o observado para as condições deste estudo, este fator de emissão sugerido pelo IPCC está sendo superestimado. Fatores de emissão para excretas menores que este sugerido pelo IPCC já foram encontrados em outros trabalhos realizados em regiões tropicais como os de Lessa et al., (2014), Sordi et al. (2014), Mazzetto et al. (2014 e 2015). Este estudo, assim como o de Lessa et al. (2014), sugerem considerar este fator de emissão em separado para fezes e urina, já que os mesmos tem comportamento distinto no que tange às perdas gasosas de nitrogênio na forma de N₂O.

3.4. CONCLUSÕES

- 1- A deposição de excretas em pastagens sob Integração Lavoura-Pecuária aumentou sensivelmente os fluxos de óxido nitroso do solo e de amônia volatilizada, comparado ao controle.
- 2- Na época seca do ano, fluxos positivos de óxido nitroso ocorreram após a precipitação, por esta refletir, também, em aumento no espaço poroso saturado por água. Já na época chuvosa estes aumentaram logo após a aplicação das excretas.

3- Na época seca, os fluxos de óxido nitroso estão associados à maior disponibilidade de amônio. Já na época chuvosa estes fluxos estão associados à disponibilidade de nitrato no solo e espaço poroso saturado por água.

4- A urina é a excreta que proporciona maiores perdas de nitrogênio em pastagem sob Integração Lavoura-Pecuária.

5- Áreas com o componente pastagem mais recente no sistema de integração apresentam maiores perdas por volatilização de amônia e menores de óxido nitroso quando a fonte de nitrogênio é a urina bovina, independente da época do ano.

6- Os maiores fatores de emissão de óxido nitroso são observados para a urina (0,32%) e na época chuvosa do ano (0,36%), porém estão bem abaixo do indicado pelo IPCC.

7- É recomendável utilizar fator de emissão separadamente para urina e fezes.

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sample time for estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 46, n. 1, p. 124-136, 2012.

ALVES, B. J. R.; BAÊTA, A. M.; ALVES, J. V. **Protocolo da Embrapa Agrobiologia para análise de nitrogênio em adubos orgânicos, solo e tecidos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Embrapa-CNPAB. 1999, 17p. (Documentos, 100).

ARAÚJO, E. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. **Câmara coletora para quantificação do N-NH₃ volatilizado do solo**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2006. 4p. (Embrapa Agrobiologia. Comunicado Técnico, 87).

ARAÚJO, E. S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L. H. B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Calibração de câmara semi-aberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n.7, p. 769-776, 2009.

BAPTISTA, R. B. **Impacto do Sistema de Integração Lavoura Pecuária nos estoques de carbono e nitrogênio do Solo no Cerrado de Goiânia-GO**. 2012. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

BARNEZE, A. S.; MAZZETTO, A. M.; ZANI, C. F.; MISSELBROOK, T.; CERRI, C. C. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 92, p. 394–397, 2014.

BELL, M. J.; RESS, R. M.; CLOY, J. M.; TOPP, C. F. R.; BAGNALL, A.; CHADWICK, D. R. 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**, v. 508, p. 343-353, 2015.

BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 16, n. 4, p. 1080-1089, 2002.

BUSTAMANTE, M. M. C.; MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; CARMO, J. B.; JARAMILLO, V.; GAVITO, M. E.; ARAÚJO, P. I.; AUSTIN, A. T.; PÉREA, T.; MARQUINA, S. Innovations for a sustainable future: rising to the challenge of nitrogen greenhouse gas management in Latin America. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 9-10, p.73-81, 2014.

CARVALHO, M. T. M.; MADARI, B. E.; LEAL, W. G. O.; COSTA, A. R.; MACADO, P. L. O. A.; SILVEIRA, P. M.; MOREIRA, J. A. A.; HEINEMANN, A. B. Nitrogen fluxes from irrigated common-bean as affected by mulching and mineral fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 5, p. 478-486, 2013.

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTES, J. L.; BERNOUXS, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007.

CORRÊA, R. S. **Fluxos de N₂O em sistema Integração Lavoura-Pecuária no bioma Cerrado: comparação entre a câmara estática e o fluxo gradiente**. 2014. 97 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solo e Água)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.

COSTA, A. R. **Produção de óxido nitroso de solo cultivado com feijoeiro comum irrigado em sistema plantio direto no cerrado**. 2011. 82 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solo e Água)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

COSTA, A. C. S., FERREIRA, J. C., SEIDEL, E. P., TORMENA, C. A. E PINTRO, J. C. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos Argilosos tratados com uréia. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 467-473, 2004.

CRUVINEL, E. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 29-10, 2011.

FAN, A. H.; LI, Y. C.; ALVA, A. K. Effects of temperature and soil type on ammonia volatilization from slow-release nitrogen fertilizers. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 42, n. 10, p. 1111-1122, 2011.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**: Lavras, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, v. 49, p. 119-199, 1993.

HEIL, J.; LIU, S.; VEREECKEN, H.; BRÜGGEMANN. Mechanisms of inorganic nitrous oxide production in soils during nitrification and their dependence on soil properties. **Geophysical Research Abstracts**, v. 16, 2014.

HUTCHINSON, G. L.; MOSIER, A. R. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. **Soil Science Society**, Amsterdam, v. 45, p. 311-316, 1981.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change: **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, Forestry and Other Land Use**, v.4, 2006.

JARVIS, S. C.; HATCH, D. J.; ROBERTS, S. The effects of grassland management in nitrogen losses from grazed sward through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. **Journal of Agricultural Science Camb.**, n. 112, p. 205-216, 1989.

KLUTHCOUSKI, J.; YOKOYAMA, L. P. Opções de integração lavoura-pecuária. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. **Integração Lavoura-Pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. cap. 4, p. 131-141.

LARA CABEZAS, W. A. R.; KORNDORFER, G. H.; MOTTA, S.A. Volatilização de amônia na cultura do milho: II Avaliação de fontes sólidas e fluídas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 3, p. 489-496, 1997.

LAUBACH, J.; TAGHIZADEH-TOOSI, A.; GIBBS, S. J.; SHERLOCK, R. R.; KELLIHER, F. M.; GROVER, P. P. Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture. **Biogeosciences Discussions**, v. 9, p. 13287-13318, 2012.

LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104-111, 2014.

LOCKYER, D. R.; WHITEHEAD, D. C. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 8, p. 1137-1142, 1990.

LUDWING, J.; MEIXNER, F. X.; VOGEL, B.; FORSTNER, J. Soil-air exchange of nitric oxide: an overview of processes, environmental factors, and modeling study. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, n. 3, p. 225-257, 2001.

MAGIERO, E. C. **Emissão e balanço de gases do efeito estufa em Argissolo subtropical sob Integração Lavoura Pecuária com ovinos**. 2013. 106f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; DE KLEIN, C. M. A.; CERRI, C. C. Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, p. 83-92, 2015.

MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; CERRI, C. C. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 76, p. 242–248, 2014.

MCTI 2013. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2013. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0228/228468.pdf>. Acesso em: 12 de janeiro de 2015.

MORAIS, R. F.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALBES, B. J. R. Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 64, p. 80-88, 2013.

NÖMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. **Plant and Soil**, The Hague, v.39, p.309-318, 1973.

OENEMA, O.; VELTHOF, G. L. YAMULKI, S.; JARVIS, S. C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, v. 13, n. p. 288-295. 1997.

PARKIN, T. B.; VENTEREA, R. T. **USDA-ARS GRACenet Project Protocols Chapter 3. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements 4. Sampling Protocols**, USDA-ARS, Fort Collins, CO, 2010, 39 p.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. 2ed. Califórnia: Academic Press. 340 p. 1996.

PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G.; AAES, O.; SOEGAARD, K. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. **Atmospheric Environment**, v. 32, n.3, p. 295-300, 1998.

PERGUER, M. **Emissão de óxido nitroso e metano do solo e de dejetos bovinos em sistemas integrados de produção com ILP e ILPF**. 2014. 57f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

PISANTE, M.; STAGNARI, F.; ACUTIS, M.; BINDI, M.; BRILLI, L.; DI STEFANO, V.; CAROZZI, M. Conservation agriculture and climate change. In: FAROOQ, M.; SIDDIQUE,

K. H. M.. **Conservation Agriculture**, Springer International Publishing, 2015. cap 5, p. 579-620. DOI: 10.1007/978-3-319-11620-4_22.

PIVA, J. T.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MORAES, A.; TOMAZI, M.; PAULETTI, V.; BARTH, G.; PICCOLO, M. C.; Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferrasol. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 87-93, 2014.

SAARJIARVI, K.; MATTILA, P. K.; VIRKAJARVI, P. Ammonia volatilization from artificial dung and urine patches measured by the equilibrium concentration technique (JTI method). **Atmospheric Environment**, n. 40, p. 5137-5145, 2006.

SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; BHANDRAL, R. HEDLEY, C. B.; LUO, J. A. Review of emissions os methane, ammonia and nitrous oxide from animal excreta deposition an farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 47, n. 4, p. 513-544, 2004.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014.

SANTOS, G. G.; SILVEIRA, P. M.; MARCHÃO, R. L.; BECQUER, T.; RIOS, A. J. W.; RODRIGUES, C. **Descrição morfológica de perfis de solos da fazenda Capivara da Embrapa Arroz e Feijão**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão. 2010. 52 p. (Documentos 258)

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.

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

SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, M. A.; PIVA, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; ROSA, C. M.; MORAES, A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 94–103, 2014.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**, Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 174. 1995.

THOMAS, S. M.; BEARE, M. H.; FRANCIS, G. S.; BARLOW, H. E.; HEDDERLEY, D. I. Effects of tillage, simulated cattle grazing and soil moisture on N₂O emissions from a winter forage crop. **Plant and Soil**, v. 309, p. 131-145, 2008.

UNGER, S.; MÁGUAS, C.; PEREIRA, J. S.; DAVID, T. S.; WERNER, C.; The influence of precipitation pulses on the respiration - assessing the "Birch effect" by stable carbon isotopes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 1800-1810, 2010.

van GROENIGEN, J. W.; KUIKMAN, P. J.; GROOT, W. J. M.; VELTHOF, G. L. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 463-473, 2005.

VIETEN, B.; BLUNIER, T.; NEFTEL, A.; ALEWEL, C.; CONEN, F. Fractionation factors for stable isotopes of N and O during N₂O reduction in soil depend on reaction rate constant. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 21, n. 6., p. 846-850, 2007.

WACHENDORF, C.; LAMPE, C.; TAUBE, F.; DITTERT, K. N₂O emissions and dynamics of soil nitrogen under ¹⁵N-labelled cow urine and dung patches on sandy grassland soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, p. 171-181, 2008.

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

ZAMAN, M.; SAGGAR, S.; BLENNERHASSETT, J. D.; SINGH, J. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, p. 1270-1280, 2009.

4. IMPACTO DA APLICAÇÃO DE EXCRETAS BOVINAS E DA SAZONALIDADE EM ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO SOB PASTAGEM EM INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

RESUMO

Em sistema de integração lavoura-pecuária (iLP) os atributos microbiológicos do solo tendem a se alterar gradualmente com o desenvolvimento da pastagem. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de excretas bovinas e da sazonalidade da sua aplicação sob alguns atributos químicos e microbiológicos do solo em áreas de pastagens conduzidas em sistema de iLP. Foram estabelecidas 48 parcelas, em um delineamento experimental de quatro blocos casualizados num esquema de parcelas sub-subdivididas, com três tratamentos (urina, fezes e controle); duas áreas de pastagem (Área 1- pastagem de três anos de *Uroclhoa ruziziensis* e Área 2 - pastagem de um ano de *Urochloa brizantha* cv. Piatã), duas épocas de aplicação das excretas (seca e chuvosa), em dois anos de aplicações. As amostragens de solo para determinação da biomassa microbiana foram realizadas sempre trinta dias após a aplicação das excretas bovinas. As amostras de solo foram coletadas, na profundidade de 0-0,1 m para determinação do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM), carbono e nitrogênio total (CT e NT), respiração basal (RB), relação NBM:NT, quociente microbiano (qMicCT) e metabólico (qCO₂). Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. As fezes de bovinos em áreas de pastagens sob iLP tem maior efeito sob os atributos microbiológicos do solo que a urina, quando estas são avaliadas trinta dias após a aplicação no solo. Os atributos microbiológicos do solo tendem a aumentar gradualmente com o desenvolvimento da pastagem do sistema de iLP, associada à aplicações de excretas bovinas. A maior diferenciação e interação entre os fatores estudados nos atributos microbiológicos foi observada no período seco do ano.

Palavras chave: urina, fezes, carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), carbono total (CT), nitrogênio total (NT), respiração basal (RB), relação NBM:NT, quociente microbiano (qMicCT) e quociente metabólico (qCO₂)

IMPACT OF BOVINE EXCRETA AND SEASONALITY ON MICROBIOL SOIL PROPERTIES IN AN INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEM

ABSTRACT

In crop-livestock integration system (iCL) microbiological soil properties tend to change gradually with the development of pasture. The objective of this study was to evaluate the effect of bovine excretas and seasonality of its application in some chemical and microbiological soil properties in areas under pasture conducted in iCL system. Forty eight plots were established in four randomized complete block in a split-plot design with three treatments (urine, feces and control), two areas with pastures (Área 1- Three years of pasture with *Urochloa ruziziensis* e Área 2 – One years of pasture with *Urochloa brizantha* cv. Piatã), two periods of excreta application (dry and wet seasons) repeated in time (two years of applications). Soil samples for microbial biomass were performed at thirty days after the application of bovine excretas. Soil samples were collected at 0-0,1 m depth to determine microbial biomass carbon and nitrogen (MBC and MBN), total carbon (TC) and total nitrogen (TN), basal respiration, ratio MBN:TN, microbial quotient (MBC:TC) and metabolic quotient (qCO_2). Data were subjected to analysis of variance and means were compared by Tukey test at 5% probability. The cattle feces in pastures under iCL system has a greater effect on the microbiological soil properties than urine, when they are evaluated at thirty days after the application on the soil. Microbiological soil properties tend to gradually increase with the development of pasture at iCL system, associated with bovine excreta applications. The greatest differentiation and interaction between the factors studied in microbiological properties was observed in the dry season.

Key words: urine, feces, microbial biomass carbon (MBC), microbial biomass nitrogen (MBN), carbon total (TC), nitrogen total (NT), basal respiration (BR), ratio NBM: NT, microbial quotient ($qMicCT$) and metabolic quotient (qCO_2)

4.1. INTRODUÇÃO

Os indicadores microbiológicos são de grande importância na avaliação antecipada de efeitos adversos do manejo sobre a qualidade do solo (CHAER & TÓTOLA, 2007), o que permite a adoção antecipada de medidas de controle, contribuindo para aumentar ou diminuir a sustentabilidade do sistema de produção. Segundo Diniz et al. (2014) os microrganismos do solo são importantes indicadores de qualidade, pois respondem rapidamente a mudanças no solo pelas alterações no manejo. Sendo assim, o manejo adequado contribui para promover ou conservar a sua qualidade, além de aumentar a produtividade do sistema de produção e manter a qualidade ambiental (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

A integração lavoura-pecuária (iLP) tem sido uma alternativa de uso intensivo da terra, pois segundo Ruselle et al. (2007) garante a sustentabilidade do sistema de produção ao proporcionar maior diversificação através da inclusão de pastagens. Ao avaliar os atributos do solo por vários anos, Salton et al. (2014), afirmam que a iLP é agronomicamente e ambientalmente eficiente e sustentável. A iLP promove melhorias da qualidade física, química e biológica do solo, pela maior agregação do solo (SOUZA et al., 2010a), aumenta a fertilidade do solo devido ao acúmulo de matéria orgânica (SALTON et al., 2014) e favorece uma maior atividade microbiana do solo (MUNIZ et al., 2011).

Nesse sistema de manejo integrado, os resíduos são provenientes da pastagem e da cultura de interesse comercial, bem como das excretas dos animais em pastejo. Em sistemas de manejo do solo em que são incluídas gramíneas para pastejo, ocorre maior presença de raízes que promovem aumento na proporção de solo rizosférica, e conseqüentemente favorecimento da biomassa microbiana (SOUZA et al., 2010b). Além disso, com a inserção de animais, ocorre um retorno de carbono (C) e nitrogênio (N) ao sistema, especialmente pela adição de excretas bovinas, como urina e fezes. Por isso, espera-se que as excretas tenham um efeito direto sobre os microrganismos do solo (WILLIAMS & HAYNES, 1995).

No Cerrado, a precipitação anual tem distribuição bimodal, com duas estações bem definidas: estação seca (maio – outubro) e chuvosa (novembro – abril). A variação sazonal da biomassa microbiana é devido à distribuição das chuvas (FRAZÃO et al., 2010) e umidade do solo (OLIVEIRA et al., 2014), da disponibilidade de nutrientes (CARVALHO et al., 2010), e de oxigênio (ARAÚJO NETO et al., 2014), do manejo do solo (ALVES et al., 2011), do desenvolvimento das plantas cultivadas (MUNIZ et al., 2011; LOURENTE et al., 2010), qualidade do resíduo vegetal (BELO et al., 2012), dentre outros. Segundo Lourente et al.

(2010), os materiais orgânicos fragmentados e depositados na superfície variam sobre teor de carbono orgânico, e também sobre a microbiota do solo.

Devido ao impacto ambiental que a urina e as fezes bovinas podem causar no solo, fatores abióticos que governam estes processos têm sido estudados (ORWIN et al., 2010; WACHENDORF & JOERGENSEN, 2011), no entanto, pouco se sabe a respeito de sua influência sobre a atividade e biomassa microbiana, especialmente sobre pastagens tropicais de *Urochloa* sp. em sistemas de integração lavoura-pecuária. No Cerrado, a precipitação anual tem uma distribuição de chuvas bimodal, ocorrendo uma estação seca bem definida entre maio e setembro, fator este que pode influenciar a biomassa microbiana, tendo-se em vista as variações de temperatura e umidade do solo. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de excretas bovinas e da sazonalidade da sua aplicação sob alguns atributos químicos e microbiológicas do solo sob pastagens conduzidas em integração lavoura-pecuária (iLP).

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Área experimental e tratamentos

O presente estudo foi realizado em duas áreas sob sistema de produção agropecuário Integração Lavoura-Pecuária (iLP) na Fazenda Capivara, pertencente à Embrapa Arroz e Feijão em Santo Antônio de Goiás, na região Centro Oeste do Brasil, cujas coordenadas geográficas são: latitude 6°29'59" a 16°29'44" W e longitude 49°17'35" a 49°17'54" S. A altitude média das áreas é de 804 m e a declividade é de aproximadamente 0,3%. O histórico das áreas foi apresentado por Baptista (2012), e um breve resumo é apresentado.

Inicialmente toda a área era ocupada por espécies nativas típicas do Cerrado. Entre os anos de 1933 e 1950, parte da vegetação original foi modificada, e até o ano de 1983 foram cultivadas com feijão, arroz de sequeiro e milho. Após esse período, a área foi cultivada apenas por feijão e milho. A partir de 1993 houve a implantação do cultivo alternado de soja e espécies de braquiária (*Urochloa* sp.). Em 1995 foi implantado o sistema iLP, cujo histórico está apresentado na tabela 4.1. As áreas quando sob pastagem foram utilizadas para recria de bovinos de corte da raça zebuína Nelore "BRGN". As áreas eram pastejadas por animais a uma taxa de lotação média de 1,5 UA ha⁻¹, no inverno e 2,7 UA ha⁻¹, no verão, perfazendo um ganho médio de peso diário de 0,3 e 0,6 kg por animal, respectivamente (BAPTISTA, 2012).

Ambas as áreas estão sob um Latossolo Vermelho Acriférico Típico (SANTOS et al., 2010). Na Área 1 foi cultivado milho em consórcio com *Urochloa ruziziensis* na safra 2009/2010, representando o terceiro ano de pastagem sob integração (iLP). Já a Área 2, na

safrade verão 2011/12 foi cultivada milho em consórcio com *Urochloa brizantha*, cultivar Piatã, representando o primeiro ano de pastagem em integração (iLP). Rotação similar foi adotada nas duas áreas, no entanto, o estágio de rotação na fase pecuária foi diferente no período de avaliação. Em ambas as áreas foram realizadas avaliações por dois anos consecutivos. Os dados de precipitação e temperatura durante a execução do experimento estão apresentados na Figura 4.1 e foram obtidos na Estação Meteorológica da EMBRAPA Arroz e Feijão. A caracterização física e química das áreas está apresentada na tabela 4.2.

Tabela 4.1. Histórico das áreas sob em Integração Lavoura-Pecuária (iLP) e suas respectivas rotações de cultura e tipos de manejo do solo adotados ao longo do inverno e do verão de 1995 a 2014.

Ano/Estação	Área 1		Área 2	
	Preparo	Cultura	Preparo	Cultura
1995 (Inverno)	Convencional	Feijão	-	Pousio
1995/1996 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
1996 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
1996/1997 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
1997 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
1997/1998 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
1998 (Inverno)	-	Pousio	Plantio direto	Feijão
1998/1999 (Verão)	Plantio direto	Soja	Plantio direto	Arroz
1999 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
1999/2000 (Verão)	Plantio direto	Milho	Plantio direto	Milho
2000 (Inverno)	-	Pousio	-	Pousio
2000/2001 (Verão)	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>	Plantio direto	Soja+ <i>U. brizantha</i>
2001 (Inverno)	-	Pasto	Plantio direto	Milheto
2002/2003 (Verão)	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>	Plantio direto	Soja
2003 (Inverno)	-	Pasto	Plantio direto	Feijão
2003/2004 (Verão)	Convencional	Arroz	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>
2004 (Inverno)	-	Pousio	-	Pasto
2004/2005 (Verão)	Plantio direto	Milho + <i>U. brizantha</i>	-	Pasto
2005 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2005/2006 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2006 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2006/2007 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2007 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2007/2008 (Verão)	-	Pasto	Convencional	Soja - Milho
2008 (Inverno)	-	Pasto	Plantio direto	Feijão
2008/2009 (Verão)	-	Pasto	Plantio direto	Arroz
2009 (Inverno)	-	Pasto	-	Pousio
2009/2010 (Verão)	Plantio direto	Milho+ <i>U. ruziziensis</i>	Plantio direto	Soja

Continua...

Tabela 4.1. Continuação...

Ano/Estação	Área 1		Área 2	
	Preparo	Cultura	Preparo	Cultura
2010 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2010/2011 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2011 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2011/2012 (Verão)	-	Pasto	Plantio direto	Milho+ <i>U. brizantha</i>
2012 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2012/2013 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto
2013 (Inverno)	-	Pasto	-	Pasto
2013/2014 (Verão)	-	Pasto	-	Pasto

Convencional: Preparo convencional do solo equivale a uma aração e duas gradagens. Plantio direto: equivale apenas à abertura de sulco de plantio para sementes e adubos na ocasião do plantio.

Logo após a colheita do milho da Área 2 (em Maio de 2012, correspondente ao início do período seco) as áreas foram cercadas para impedir a entrada de gado, e foi feita a demarcação das parcelas, para, posteriormente, realizar a aplicação de urina e fezes bovinas. Nesta época as duas áreas estavam a pelo menos dois meses sem o pastejo de bovinos. Em Janeiro de 2013 (correspondente ao período chuvoso) novas aplicações foram realizadas, num segundo local das mesmas pastagens. Em seguida, quando iniciou os períodos de seca e de chuva novas aplicações foram realizadas nos mesmos locais das primeiras aplicações.

Tabela 4.2. Caracterização física e química das duas áreas experimentais antes da instalação do experimento em abril de 2012.

Área	Ca	Mg	Al	H+Al	CTC	K	P	V	pH	Areia	Silte	Argila	MO
	-----cmol _c dm ⁻³ -----					-mg dm ⁻³ -			--%--	(CaCl ₂)			
Área 1	2,7	1,2	0,0	3,5	7,78	147,0	8,8	55,01	5,0	350,0	100,0	550,0	26,0
Área 2	3,7	1,4	0,0	2,6	8,00	116,0	16,0	67,5	5,3	330,0	110,0	560,0	25,0

Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; H+Al: hidrogênio + alumínio; CTC: capacidade de troca catiônica; K: potássio; P: fósforo; V: saturação por base; pH: potencial de hidrogênio em cloreto de cálcio; MO: matéria orgânica do solo; CO: carbono orgânico do solo. Área 1: terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*. Área 2: primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã

Foram estabelecidas 48 parcelas, em um delineamento experimental de blocos casualizados num esquema de parcelas sub-subdivididas, com 3 tratamentos; 2 áreas sob pastagem, 2 períodos de aplicação das excretas (estação seca e chuvosa) repetidos no tempo (dois anos de aplicações), em quatro blocos. Os tratamentos principais foram: 1- Adição de fezes; 2- Adição de urina e 3- Controle (sem adição de excretas). Um fator estudado foi as áreas, as quais estão sob rotação entre culturas anuais e pastagens, conforme observado no histórico das áreas (Tabela 4.1). A ênfase foi dada no componente pastagem, com diferentes

estágios de desenvolvimento: Área 1- pastagem de três anos de *Urochloa ruziziensis* e Área 2 - pastagem de um ano de *Urochloa brizantha* cv. Piatã.

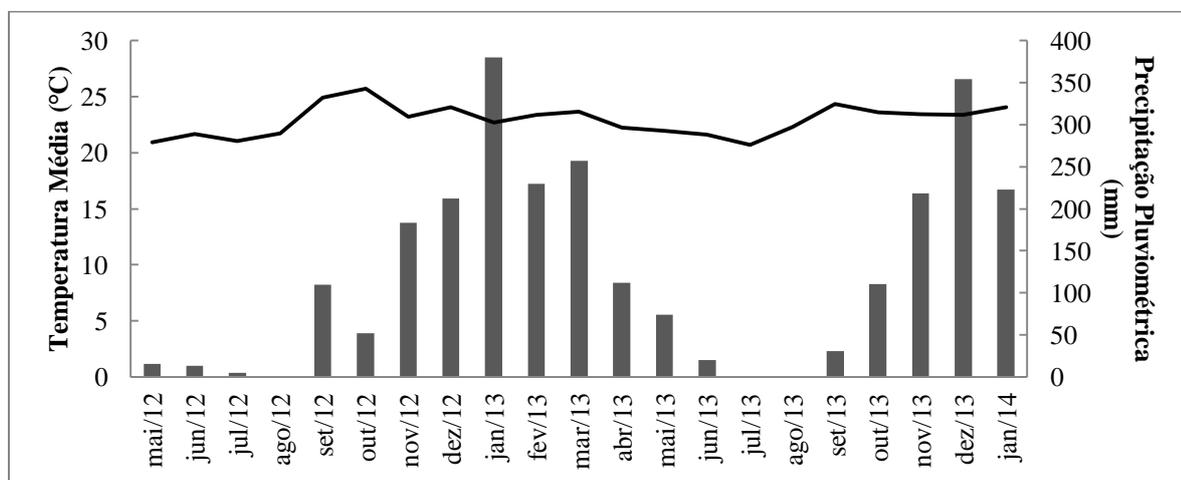


Figura 4.1. Precipitação pluviométrica acumulada e temperatura média, por mês, registradas na Estação Meteorológica da Fazenda Capivara da Embrapa Arroz e Feijão, em Santo Antônio de Goiás, entre maio de 2012 e janeiro de 2014.

Cada subparcela constou de uma área de 40 x 180 cm. O volume de urina aplicado na área foi de 1,5 L (uma micção) uniformemente distribuída. No tratamento com a adição de fezes, foram aplicados de forma uniforme sobre a superfície do solo 6,0 kg de fezes frescas, também no interior das sub-parcelas. Já no terceiro tratamento não foi aplicado qualquer tipo de excreta bovina (testemunha). Sub-amostras das excretas foram coletadas para a determinação do N, segundo Alves et al. (1999) e a composição em cada época de aplicação está apresentada na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Composição da urina e fezes frescas de bovinos (em base seca) aplicadas no solo nas diferentes épocas do ano por dois anos consecutivos.

Data de Aplicação	Época	Composição Urina (%)			Composição Fezes (%)		
		N	C	U	N	C	U
11/05/2012	Seca	0,78	1,37	96,50	2,25	6,82	88,25
08/01/2013	Chuvosa	0,60	1,04	97,00	3,10	7,50	85,00
30/07/2013	Seca	0,60	1,45	96,25	2,10	6,69	85,00
26/11/2013	Chuvosa	0,75	1,20	97,00	2,00	7,13	85,00

N: nitrogênio; C: carbono; U: umidade

4.2.2. Amostragem de solo e planta

As amostragens de solo para a determinação dos atributos químicos e microbiológicos do solo foram realizadas sempre aos trinta dias após a aplicação das excretas bovinas, e na profundidade de 0-0,01m (Tabela 4.3.). Sendo assim, as áreas que receberam as aplicações no

período seco foram avaliadas em: Junho de 2012 (1ª aplicação das excretas) e Agosto de 2013 (2ª aplicação de excretas). Já as áreas que receberam as aplicações no período chuvoso foram avaliadas em: Fevereiro de 2013 (1ª aplicação de excretas) e Dezembro de 2013 (2ª aplicação de excretas).

A biomassa microbiana do solo foi determinada pelo método de fumigação-extração. O nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) do solo foi determinado segundo Brookes et al. (1985) e o carbono da biomassa microbiana (CBM) segundo metodologia descrita por Vance et al. (1987). A respiração basal (RB) foi determinada no período de pré-incubação das amostras, com a medição do CO₂ liberado das amostras não fumigadas (ALEF & NANNIPIERI, 1995). Por meio da relação entre CBM e RB determinou-se o quociente metabólico (qCO₂) (ANDERSON & DOMSCH, 1993).

O nitrogênio total (NT) e o carbono total do solo (CT) foram determinados pelo método de combustão seca, utilizando-se um analisador elementar (Perkin Elmer CHN/O 2400). O quociente microbiano (qMicCT) foi determinado pela relação entre o CBM e o CT. A mesma relação foi calculada para o nitrogênio, razão porcentual entre o NBM e o NT (qMicNT).

À medida que a pastagem se desenvolveu, nas áreas onde foram aplicadas as excretas, foram feitas amostragens para a determinação da massa seca por área, área esta referente a 0,24 m². Parte das amostras foi moída para análise do nitrogênio total (NT), via combustão seca, para posteriormente ser calculada o acúmulo de N na forragem. Nas áreas com aplicações na época seca do ano, os meses de coleta da forragem foram: novembro de 2012; fevereiro, abril e julho de 2013. Já nas áreas com aplicações de excretas na época chuvosa do ano, as coletas foram realizadas em: fevereiro, abril e novembro de 2013 e em janeiro de 2014.

4.2.3. Análises estatísticas

Os atributos microbiológicos dos solo e as variáveis de planta foram avaliadas em função das fontes de variação do experimento: área (parcela), excretas (subparcelas), número de aplicações das excretas (subsubparcelas) e suas interações. Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. O programa estatístico utilizado foi o SISVAR (FERREIRA, 2011).

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de F da análise de variância para os efeitos de área, excretas e número de aplicações foram significativos e são apresentados com suas interações na Tabela 4.4. Houve efeito nos atributos microbiológicos e químicos do solo, bem como suas relações, em ambas às épocas do ano (seca e chuvosa).

Tabela 4.4. Valores de F e significância da análise de variância dos efeitos de fatores e suas interações no carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO₂), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), carbono total (CT), nitrogênio total (NT), quociente microbiano (qMicCT) e razão NBM:NT (qMicNT) sob duas áreas de pastagens em Integração Lavoura-Pecuária com aplicação de excretas bovinas na época seca e chuvosa dos anos de 2012 e 2013.

FV	GL	CBM	RB	qCO ₂	NBM	CT	NT	qMicCT	qMicNT
Época Seca									
Área	1	ns	17,55**	ns	8,11*	17,31**	9,97**	4,99*	27,97**
Bloco (Area)	6	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Excreta	2	16,88**	31,26**	ns	36,83**	4,34*	ns	11,49**	29,76**
ÁreaxExcreta	2	3,79*	9,48**	7,38**	ns	ns	ns	5,95*	5,43*
erro (a)	12	-	-	-	-	-	-	-	-
Aplicação	1	40,89**	185,40**	10,16**	39,87**	9,55**	18,58**	23,59**	27,52**
ÁreaxAplicação	1	7,08*	126,31**	54,03**	ns	ns	ns	4,86*	ns
ExcretaxAplicação	2	7,32**	30,69**	20,70**	8,78**	ns	ns	5,21*	8,93**
ÁreaxExcretaxAplicação	2	ns	6,16**	ns	ns	ns	ns	4,33*	4,82*
erro (b)	18	-	-	-	-	-	-	-	-
Época Chuvosa									
Área	1	75,64**	ns	70,83**	ns	5,02*	ns	27,89**	ns
Bloco (Area)	6	ns	ns	10,15**	ns	ns	ns	ns	ns
Excreta	2	10,62**	ns	4,06*	ns	ns	ns	5,22*	ns
ÁreaxExcreta	2	10,75**	ns	13,65**	ns	ns	ns	6,88*	ns
erro (a)	12	-	-	-	-	-	-	-	-
Aplicação	1	347,16**	ns	89,85**	20,86**	ns	26,92**	191,31**	34,99**
ÁreaxAplicação	1	40,02**	ns	ns	ns	ns	ns	20,49**	ns
ExcretaxAplicação	2	9,73**	ns	4,37*	ns	ns	ns	3,55*	ns
ÁreaxExcretaxAplicação	2	5,41*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
erro (b)	18	-	-	-	-	-	-	-	-

FV: fonte de variação; GL: graus de liberdade; *, **: significativo a 5 e 1%, respectivamente, pelo Teste de F; ns: não significativo

4.3.1. Aplicações de excretas realizadas na época seca do ano

Houve interação significativa entre os efeitos de Área e do número de aplicações quando estas ocorreram na época seca para o CBM, RB, qCO₂ e qMicCT (Tabela 4.5). Para o CBM, as duas aplicações foram diferentes entre si, independente da pastagem avaliada. Nota-se que este atributo apresentou-se maior quando da segunda aplicação de excretas 445,28 e

503,08 mg C kg⁻¹ de solo, nas Áreas 2 e 1, perfazendo um aumento de 19,9 % e 42,72 %, respectivamente da primeira para a segunda aplicação, o que indica um efeito de acúmulo.

Observou-se, ainda, que na primeira aplicação de excretas, o CBM foi maior no solo sob Área 2 e na segunda aplicação não houve efeito das pastagens. A área sob esta pastagem estava em consórcio com o milho, o qual foi colhido três meses antes das aplicações de excretas, e a palhada mantida na superfície do solo. Sendo assim, na área estava presente resíduo da cultura anterior, fato que pode ter contribuído para o aumento do CBM, neste momento especificamente. Segundo Hungria et al. (2009), a presença na área de cultivo de diferentes espécies vegetais aumenta a diversidade de substrato, que é fundamental para a manutenção da diversidade biológica do solo e consequente aumento do CBM. Diferentes espécies de plantas têm sido usadas em sistemas de rotação e seus resíduos tendem a causar importantes efeitos sobre a química do solo, principalmente sobre teor de carbono orgânico e fósforo, refletindo sobre a microbiota do solo (LOURENTE et al., 2010).

Tabela 4.5. Carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO₂) e quociente microbiano (qMicCT) em duas áreas de pastagens com duas aplicação de excretas bovinas na época seca e chuvosa realizadas em 2012 e 2103.

Aplicação	Aplicação de excretas realizada na época Seca							
	CBM		RB		qCO ₂		qMicCT	
	mg C kg ⁻¹ solo		mg C kg ⁻¹ solo dia ⁻¹		mg C-CO ₂ mg ⁻¹ CBM dia ⁻¹		%	
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2
Primeira	288,15 Bb	356,64 Ba	19,88 Aa	12,94 Bb	0,07 Aa	0,04 Bb	1,43 Bb	1,97 Aa
Segunda	503,08 Aa	445,28 Aa	22,41 Ab	39,40 Aa	0,05 Bb	0,11 Aa	2,26 Aa	2,28 Aa
Aplicação	Aplicação de excretas realizada na época Chuvosa							
	CBM		RB		qCO ₂		qMicCT	
	mg C kg ⁻¹ solo		mg C kg ⁻¹ solo dia ⁻¹		mg C-CO ₂ mg ⁻¹ CBM dia ⁻¹		%	
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2
Primeira	201,96 Ba	188,57 Ba	20,35 Aa	21,00 Aa	0,10 Aa	0,11 Aa	0,92 Ba	0,94 Ba
Segunda	487,64 Aa	329,43 Ab	22,02 Aa	21,10 Aa	0,05 Aa	0,07 Aa	2,33 Aa	1,66 Ab

Área 1: terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*. Área 2: primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Área 2 a maior atividade metabólica da biomassa microbiana, expressa pela respiração basal foi de 39,40 mg C kg⁻¹ solo dia⁻¹, na segunda aplicação de excretas no período seco, assim como a menor eficiência metabólica (qCO₂), 0,11 mg C-CO₂ mg⁻¹ CBM dia⁻¹ podem ser devido à adição de excretas bovinas e ao desenvolvimento do sistema radicular da pastagem. Já na Área 1 observa-se uma relação inversa entre o carbono microbiano (CBM) e o quociente metabólico (qCO₂) ao longo das aplicações, o que segundo Frazão et al. (2010) e Diniz et al. (2014) sugerem uma maior estabilidade do sistema. Sendo assim na Área 1, com uma pastagem de *U. ruziziensis* em terceiro e quarto sob sistema de

integração lavoura-pecuária (iLP), associada à aplicação de excretas no período seco, já pode ser observada uma maior estabilidade do sistema, no que tange a atividade microbiana.

De acordo com Cardoso et al. (2009) o q_{MicCT} expressa quanto do carbono do solo está imobilizado na biomassa microbiana e, neste caso, o aumento do valor indica maior eficiência dos microrganismos na imobilização do carbono no solo. Ao longo do tempo, com a aplicação de excretas, houve um incremento neste coeficiente microbiano na área que estava num maior estágio (idade) de pastejo (Área 1). Segundo Jenkinson & Lass (1981), o CBM representa de 1 a 4% do COT e, quando esta relação apresenta valores inferiores a 1%, indica a presença de algum fator limitante à atividade da biomassa microbiana (JAKELAITIS et al., 2008). Neste estudo, mesmo numa época com estresse hídrico, observou-se q_{MicCT} superior a 1,43%, para a primeira aplicação de excretas e valores superiores a 2,25% na segunda aplicação de excretas, indicando uma boa imobilização de carbono proveniente da biomassa microbiana. Segundo Alves et al. (2011) em condições de solo seco o CBM é maior em áreas de pastagem com braquiária pelo fato do sistema radicular desta espécie ser abundante, volumoso e apresentar contínua renovação, promovendo um maior efeito sob a região rizosférica, fato que reflete em um maior coeficiente microbiano.

Muniz et al. (2011) ao estudarem o mesmo sistema de rotação de culturas em iLP, na fase de pastagem, porém, com outra cultivar (*U. brizantha* cv. Marandu) observaram que conforme aumentava-se o estágio (idade) de pastejo o CBM também aumentava, sendo superior à área de floresta (Cerrado), considerada em muitos estudos como área estável de referência, e ainda, o inverso ocorria com o coeficiente metabólico, o que corrobora com o presente estudo. Segundo Carneiro et al. (2008), o abundante sistema radicular das pastagens, promove um considerável aumento de carbono, o que estimula os microrganismos do solo.

Houve interação significativa entre os efeitos de excretas (urina, fezes e controle) e do número de aplicações de excretas, quando estas ocorreram no período seco para o CBM, q_{MicCT} , NBM, q_{MicNT} , RB e q_{CO_2} (Tabela 4.6). Observou-se que dentre estes atributos o CBM, o NBM e o coeficiente microbiano apresentaram o mesmo comportamento no decorrer das aplicações, com valores crescentes da primeira para a segunda aplicação, reforçando o efeito de acúmulo de uma aplicação para outra. Na segunda aplicação, destaque pode ser dado à aplicação de fezes, a qual apresentou valores superiores aos demais tratamentos para as variáveis: CBM, q_{CO_2} , q_{MicCT} , NBM e q_{MicNT} .

Wachendorf & Joergensen (2011) também encontraram resultado semelhante em relação ao presente trabalho, onde o solo sob fezes bovinas apresentaram maiores valores de CBM e

NBM apenas nas amostragens realizadas a partir da vigésima sétima semana após a aplicação. Segundo Aarons et al. (2009) devido à grande quantidade de C presente nas fezes, esta apresenta efeito direto sobre a biomassa microbiana, aumentando seus valores. Em sistemas de iLP, boa parte do suprimento de nutrientes para as pastagens provém das excreções dos animais, o que resulta em estímulo à atividade e ao acúmulo de nutrientes nas células microbianas (SOUZA et al., 2010b). Na primeira e segunda aplicação de urina não foi observada diferença entre esta excreta e o controle, após 30 dias da aplicação, corroborando com os resultados encontrados por Lovell & Jarvis (1996a), os quais observaram redução no CBM de 11% duas semanas após a aplicação da urina.

Tabela 4.6. Carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO₂), quociente microbiano qMicCT) e razão NBM:NT (qMicNT) em duas Áreas de pastagens com duas aplicações de excretas bovinas na época seca e chuvosa.

Excreta	Aplicações de excretas realizadas na época Seca											
	CBM		qCO ₂		qMicCT		RB		NBM		qMicNT	
	mg C kg ⁻¹ solo		mg C-CO ₂ mg ⁻¹ CBM dia ⁻¹		%		mg C kg ⁻¹ solo dia ⁻¹		mg C kg ⁻¹ solo		%	
	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.
Fezes	350,81 Ab	630,17 Aa	0,09 Aa	0,05 Bb	1,79 Ab	2,88 Aa	28,64 Aa	31,38 Aa	28,89 Ab	59,99 Aa	1,96 Ab	3,58 Aa
Urina	340,90 Ab	441,86 Ba	0,04 Bb	0,08 Aa	1,80 Ab	2,25 Ba	11,75 Bb	32,91 Aa	26,77 Ab	36,99 Ba	1,91 Aa	2,40 Ba
Controle	275,48 Aa	350,52 Ba	0,04 Bb	0,09 Aa	1,50 Aa	1,69 Ca	8,84 Bb	28,23 Aa	23,16 Ab	30,14 Ba	1,72 Ab	1,91 Ba
Excreta	Aplicações de excretas realizadas na época Chuvosa											
	CBM		qCO ₂		qMicCT		RB		NBM		qMicNT	
	mg C kg ⁻¹ solo		mg C-CO ₂ mg ⁻¹ CBM dia ⁻¹		%		mg C kg ⁻¹ solo dia ⁻¹		mg C kg ⁻¹ solo		%	
	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.	1ª Aplic.	2ª Aplic.
Fezes	205,96 Ab	452,51 Aa	0,11 Aa	0,05 Ab	1,00 Ab	2,18 Aa	22,96 Aa	21,39 Aa	44,07 Aa	67,70 Aa	2,54 Aa	4,35 Aa
Urina	177,21 Ab	428,55 Aa	0,11 Aa	0,06 Ab	0,82 Ab	2,05 ABa	19,84 Aa	24,82 Aa	38,81 Aa	58,17 Aa	2,16 Aa	3,64 Aa
Controle	202,62 Ab	344,55 Ba	0,09 Aa	0,07 Ab	0,97 Ab	1,74 Ba	19,23 Aa	18,48 Aa	46,48 Aa	55,47 Aa	2,59 Aa	3,72 Aa

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

Na Tabela 4.7 é apresentada a interação entre excretas e áreas (pastagens) e observou-se que na época seca esta ocorre para as variáveis CBM, qMicCT, qMicNT, RB e qCO₂. Tanto a relação CBM:CT (qMicCT) quanto a NBM:NT (qMicNT) foram maiores na Área 2 com a aplicação de fezes (2,78 e 3,27 %, respectivamente). Segundo Batista et al. (2014), a relação qMicNT representa uma fração disponível do N para as plantas, sinalizando uma maior qualidade da MOS e, segundo Gama-Rodrigues & Gama-Rodrigues (2008) significa uma maior capacidade da microbiota do solo em imobilizar o N disponível em sua biomassa. Desta forma, quando a MOS apresenta baixa qualidade nutricional, os microrganismos assimilam menos N, diminuindo esta relação (GAMA-RODRIGUES & GAMA-RODRIGUES, 2008). Assim, a Área 2 associada à aplicação de fezes no período seco, apresentou maior qMicNT sugerindo que o manejo adotado nesta área promoveu uma melhor qualidade da MOS.

Segundo Acosta et al. (2014) a relação C:N dos resíduos depositados no solo assume papel preponderante na decomposição e na relação entre mineralização e imobilização de N pela biomassa microbiana. Souza et al. (2010b) relatam que relação a alta C:N de resíduos vegetais promove imobilização microbiana, enquanto que baixa relação tem-se a mineralização desse nutriente. Na tabela 4.8 observa-se que nas áreas com aplicação de excretas no período seco, houve maior aporte de masa seca (MS) vegetal Área 2 que na Área 1, especialmente nas primeiras avaliações. Porém a Área 2 apresentou resíduos de menor relação C:N que a Área 1 em algumas épocas de coleta, o que refletiu em maior imobilização microbiana de nitrogênio observado pelo maior qMicNT. De acordo com Belo et al. (2012) a imobilização microbiana leva à redução do N disponível as plantas.

Tabela 4.7. Carbono da biomassa microbiana (CBM), quociente metabólico (qCO₂), quociente microbiano (qMicCT) e razão NBM:NT (qMicNT) em duas áreas de pastagens com aplicação de excretas bovinas na época seca e chuvosa.

Excreta Aplicada	Aplicações de excretas realizadas na época Seca										
	CBM		qCO ₂		qMicCT		qMicNT		RB		
	mg C kg ⁻¹ solo		mg C-CO ₂ mg ⁻¹ CBM dia ⁻¹		%		%		mg C kg ⁻¹ solo dia ⁻¹		
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	
Fezes	439,50 Ab	541,47Aa	0,09 Aa	0,06 Ab	1,88 Ab	2,78 Aa	2,26 Bb	3,27 Aa	30,62 Aa	29,40 Aa	
Urina	408,09 Aa	374,66 Ba	0,04 Bb	0,08 Aa	2,04 Ab	2,00 Ba	1,97 ABa	2,34 Ba	16,55 Bb	28,10 Aa	
Controle	339,26Aa	286,73 Ba	0,06 ABa	0,08 Aa	1,60 Aa	1,59 Ba	1,70 Ba	1,93 Ba	16,27 Bb	21,00 Ab	
Excreta Aplicada	Aplicações de excretas realizadas na época Chuvosa										
	Fezes	348,71 Aa	309,75 Ab	0,079 Aa	0,081 Ba	1,63 Aa	1,55 Aa	3,56 Aa	3,33 Aa	22,99 Aa	21,35 Aa
	Urina	338,17 Aa	267,59 Ab	0,075 ABa	0,099 Aa	1,56 Aa	1,31 ABb	3,02 Aa	2,78 Aa	21,27 Aa	23,39 Aa
	Controle	347,51 Aa	199,66 Bb	0,066 Bb	0,095 Aa	1,67 Aa	1,04 Bb	3,41 Aa	2,90 Aa	19,30 Aa	18,40 Aa

Área 1: terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*. Área 2: primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã; Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

Segundo Espíndola et al. (2001), com a utilização de diferentes plantas em sistemas agrícolas, torna-se possível adicionar ao solo quantidades de resíduos vegetais capazes de afetar a biomassa microbiana do solo e, conseqüentemente, alterar o processo de mineralização do nitrogênio e outros elementos (ESPÍNDOLA et al., 2001), como o carbono. Talvez por isso houve o comportamento diferenciado entre as Áreas após a aplicação das fezes (Tabela 4.7), em que observa-se menor teor de CBM na Área 1 e maior RB onde aplicaram-se fezes em comparação à aplicação de urina e o controle, o que refletiu em um maior coeficiente metabólico. A redução dos valores de C microbiano associada ao aumento da respiração e do quociente metabólico, segundo Espíndola et al. (2001), indica que a biomassa microbiana estaria liberando nutrientes para a solução do solo.

Tabela 4.8. Relação C:N e massa seca de duas pastagens, avaliados em diferentes épocas do ano em função da aplicação de excretas bovinas no período seco e chuvoso, nos anos de 2012, 2013 e 2014.

Aplicação das excretas na época Seca					Aplicação das excretas na época Chuvosa				
Avaliação	C:N		Massa seca (g m ⁻²)		Avaliação	C:N		Massa seca (g m ⁻²)	
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2		Área 1	Área 2	Área 1	Área 2
Nov 12	32,64 Ba	24,48 Bb	483,47 ABb	785,88 Ba	Fev 13	32,79 Ba	23,62 Bb	390,66 Aa	440,53 Aa
Fev 13	29,29 Ba	28,81 Ba	752,75 Ab	1549,39 Aa	Abril 13	26,22 Ca	17,82 Cb	210,64 Ca	209,94 Ca
Abril 13	45,50 Aa	29,24 Bb	311,43 BCa	351,60 Ca	Nov 13	33,76 ABa	22,74 Bb	342,02 ABa	356,52 Ba
Jul 13	27,60 Bb	35,18 Aa	162,23 Ca	191,81 Ca	Jan 14	37,18 Aa	28,14 Ab	267,45 BCa	219,44 Ca

Área 1: terceiro ano de pastagem de *Urochloa ruziziensis*. Área 2: primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã; Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

4.3.2. Aplicações de excretas realizadas na época chuvosa do ano

Houve interação significativa entre os efeitos de Área e das aplicações de excretas estas ocorreram na época chuvosa apenas para o CBM e qMicCT (Tabela 4.5). Neste período, observou-se um aumento no CBM, ao longo das aplicações, nas duas áreas de pastagens estudadas. Porém, na Área 1 o CBM foi superior à Área 2 na última coleta. Isso pode ter ocorrido devido ao melhor estabelecimento da pastagem, assim como maior desenvolvimento do seu sistema radicular, o qual pode ter estimulado a biomassa microbiana (REZENDE et al., 2004). O que segundo Carneiro et al. (2008) é devido ao abundante sistema radicular das pastagens.

A redução no CBM em relação à área na segunda coleta pode ser atribuída à menor quantidade de resíduos que permanece na superfície do solo, o que resulta em menores adições de C e de outros nutrientes (CARVALHO et al., 2010), ou ainda, segundo Marschner et al. (2004) devido à menor diversidade de microrganismos na região rizosférica, pois esta é determinada pela composição e concentração de exsudados radiculares excretados pelas plantas, tendo-se em vista que também são fontes de nutrientes para os microrganismos do solo. Este pode ser um outro fator determinante do menor teor de CBM na Área 2. A associação destes fatores pode ter refletido em uma menor qualidade do solo representada pelo baixo coeficiente microbiano do solo em relação à pastagem na Área 1. No entanto, observa-se o mesmo comportamento de aumento deste coeficiente no decorrer das aplicações, em ambas as áreas.

Para os efeitos de excretas e de aplicações, quando estas ocorreram no período chuvoso, apenas para o CBM, e qCO₂ e qMicCT (Tabela 4.6) foram obtidas diferenças significativas. Foi observado maior CBM, e conseqüentemente maior qMicCT e menor qCO₂, da primeira

para a segunda aplicação de excretas, indicando o efeito benéfico da aplicação de excretas na biomassa microbiana e na qualidade da matéria orgânica do solo expressa pela razão q_{MicCT} .

Solos sob pastagens, os quais recebem fezes bovinas rotineiramente, normalmente são colonizados por artrópodes, dentre os quais os coleópteros se destacam por incorporarem as fezes ao solo (MENDES & LINHARES, 2006). Este processo, que naturalmente ocorre em solos de Cerrado, especialmente no período chuvoso, pode afetar a biomassa microbiana, devido ao revolvimento, e entrada de materiais em profundidade no solo, pela ação de invertebrados e insetos (LOVELL & JARVIS, 1996b). Um aumento na atividade microbiana pode ser observado logo após este revolvimento (WACHENDORF & JOERGENSEN, 2011). Neste estudo, foi observada a incorporação das fezes bovinas ao solo por insetos, logo após a aplicação das mesmas, apenas no período chuvoso. No entanto, o efeito disto sobre a biomassa microbiana não foi observado após trinta dias, quando realizou-se a amostragem de solo, pois em ambas as aplicações, o CBM foi semelhante à aplicação de urina. Talvez, esse efeito possa ter ocorrido apenas logo após o revolvimento do solo. Lovell & Jarvis (1996b) observaram aumento no CBM e no NBM, apenas quando as fezes foram artificialmente misturadas ao solo, em um experimento realizado em condições controladas de laboratório, num período de dez semanas de incubação.

O quociente metabólico do solo (q_{CO_2}) foi semelhante entre as excretas (urina e fezes), porém na segunda aplicação, reduziu-se pela metade (Tabela 4.6) e este associado ao maior CBM, indica uma melhor estabilidade do sistema e esta estabilidade é constatada, também, pelo aumento no quociente microbiano (q_{MicCT}). Segundo Gama-Rodrigues e Gama-Rodrigues (2008) à medida que a biomassa microbiana torna-se mais eficiente, menos C é perdido pela respiração e uma fração significativa desse elemento é incorporada ao tecido microbiano. Salton et al. (2014) sugerem que o elevado q_{CO_2} pode implicar na perda de carbono e que elevado q_{MicCT} implica em um acúmulo de C ao longo do tempo. Desta forma, percebe-se um maior acúmulo de C nas áreas que receberam excretas bovinas.

Para os efeitos de excretas e de pastagem avaliadas no período chuvoso, apenas o CBM, q_{MicCT} e q_{CO_2} (Tabela 4.7) apresentaram interações significativas. No solo sob braquiária com mais tempo de cultivo neste sistema de integração percebeu-se maiores valores de CBM do solo, assim como o observado nas avaliações do período seco deste estudo. Estes dados reforçam a ideia de que sistemas de integração lavoura-pecuária em plantio direto, associados ao maior aporte de resíduos originários de excretas bovinas e de pastagem mantêm, e às vezes promovem uma maior qualidade biológica do solo. Este efeito de acumulação de resíduos no

solo, é também justificado por Souza et al. (2010b), o qual relata que as excretas estimulam os microrganismos do solo. Percebe-se ainda, que estas excreções, no período chuvoso, não tem efeito direto sobre a microbiota do solo pois maior diferenciação entre os fatores estudados foi observada na época seca. Porém este efeito é percebido de forma indireta devido à sua incorporação e conseqüente mineralização no solo.

Segundo Ciabotti (2013) os microrganismos para desempenharem as diferentes transformações no solo, são influenciados pelo pH, temperatura, umidade, disponibilidade de nutrientes e oxigênio. Nesta época chuvosa, talvez a disponibilidade de nutrientes, originários das excretas e dos resíduos vegetais, assim como a umidade e temperatura mais altos no verão podem não ter sido os fatores limitantes para a atividade dos microrganismos do solo. Segundo Araújo Neto et al. (2014), os menores valores das variáveis microbianas na época chuvosa, especialmente do coeficiente microbiano, se deve à disponibilidade de oxigênio no solo.

Quanto ao resíduo vegetal observa-se um equilíbrio entre a mineralização e a imobilização de C, especialmente, na pastagem da Área 1, tendo em vista a maior C:N de seus resíduos em todos os períodos de coleta avaliados (Tabela 4.8) e maior CBM observado, independentemente da excreta aplicada (Tabela 4.7) e do número de aplicações (Tabela 4.5), corroborando com Souza et al. (2010b); os autores afirmam que quando ocorre menor disponibilidade de N no solo, a biomassa microbiana torna-se mais eficiente em seu aproveitamento, refletindo em um maior CBM.

4.4. CONCLUSÕES

- 1- As fezes de bovinos em áreas de pastagens sob Integração Lavoura-Pecuária tem maior efeito sob os atributos microbiológicas do solo que a urina, quando estas são avaliadas trinta dias após a aplicação no solo.
- 2- Os atributos microbiológicos do solo tendem a aumentar gradualmente com o desenvolvimento do componente pastagem do sistema de Integração Lavoura-Pecuária, associada à aplicações de excretas bovinas.
- 3- A maior diferenciação entre os fatores estudados sob os atributos microbiológicos foi observada no período seco do ano.

4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARONS, S. R.; O'CONNOR, C. R.; HOSSEINI, H. M.; CAMERON, J. P.; GOURLEY, J. P. Dung pads increase pasture production, soil nutrients and soil microbial biomass carbon in grazed dairy systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 84, n. 1, p. 81-92, 2009.

ACOSTA, J. A. A.; AMADO, T. J. C.; SILVA, L. S.; SANTI, A.; WEBWE, M. A. Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 5, p. 801-809, 2014.

ALEF, K.; NANNIPIERI, **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**, London: Academic Press, 1995. 576p.

ALVES, B. J. R.; BAÊTA, A. M.; ALVES, J. V. **Protocolo da Embrapa Agrobiologia para análise de nitrogênio em adubos orgânicos, solo e tecidos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Embrapa-CNPAB. 1999, 17p. (Documentos, 100).

ALVES, T. S. CAMPOS, L. L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.

ARAÚJO NETO, S. E.; SILVA, A. N.; KUSDRA, J. F.; KOLLN, F. T.; ANDRADE NETO, R. C. Atividade biológica de solo sob cultivo múltiplo de maracujá, abacaxi, milho, mandioca e plantas de cobertura. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 4, p. 650-658, 2014.

BAPTISTA, R. B. **Impacto do Sistema de Integração Lavoura Pecuária nos estoques de carbono e nitrogênio do Solo no Cerrado de Goiânia-GO**. 2012. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciências)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

BATISTA, F. P. S.; RIBEIRO JÚNIOR, W. Q.; RAMOS, M. L. G.; VIVLADI, J. L.; VILELA, L. Indicadores microbiológicos do solo sob influência do cultivo de trigo com duplo propósito. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, supl. 1, p. 401-410, 2014.

BELO, E. S.; TERRA, F. D.; ROTTA, L. R.; VILELA, L. A.; PAULINO, H. B.; SOUZA, E. D.; VILELA, L. A. F.; CARNEIRO, M. A. C. Decomposição de diferentes resíduos orgânicos e efeito na atividade microbiana em um Latossolo vermelho de Cerrado. **Global Science and Technology**, Rio Verde, v. 5, n. 3, p. 107-116, 2012.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure soil

microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 17, n. 6, p. 837-842, 1985.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N. Atributos biológicos de qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 6, p. 631-637, 2009.

CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D. de; REIS, E. F. dos; PEREIRA, H. S. AZEVEDO, W. R. de. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de Cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 147-157, 2009.

CARVALHO, P. C. F.; ANGHINONI, I.; MORAES, A.; SOUZA, E. D.; SULC, R. M.; LANG, C. R.; FLORES, J. P. C.; LOPES, M. L. T.; SILVA, J. L. S.; CONTE, O.; WESP, C. L.; LEVIEN, R.; FONTANELI, R. S.; BAYER, C. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.88, n. 2, p.259-273, 2010.

CHAER, G.M.; TÓTOLA, M.R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.1381-1396, 2007.

CIABOTTI, E. D. Atributos microbiológicos, químicos e granulométricos de Organossolo e Latossolos Vermelhos: efeito sazonal e uso do solo. 2013. 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo)-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

DINIZ, L. T.; RAMOS, M. L. G.; VIVALDI, L. J.; ALENCAR, C. M.; JUNQUEIRA, N. T. V. Alterações microbianas e químicas de um Gleissolo sob macaubeiras nativas em função da variação sazonal e espacial. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 3, p. 750-762, 2014.

ESPÍNDOLA, J. A. A.; ALMEIDA, D. L.; A. J.A.A.; GUERRA, J. G. M.; SILVA, E. M. R. Flutuação sazonal da biomassa microbiana e teores de nitrato e amônio de solo coberto com *Paspalum notatum* em um agroecosistema. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 104-113, 2001.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**: Lavras, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.

FRAZÃO, L. A.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Inorganic nitrogen, microbial biomass and microbial activity of a sandy Brazilian Cerrado, soil under different land uses. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 135, p. 161-167, 2010.

GAMA-RODRIGUES, S. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS G. A. & CAMARGO, F. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; KASCHUK, G.; SOUZA, R. A. Soil microbial activity and crop sustainability in a longterm experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, v. 42, n. 3, p. 288-296, 2009

JAKELAITIS, A.; SILVA, A. A. da; SANTOS, A. A. dos, VIVIAN, R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 38, n. 2, p. 118-127, 2008.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. **Microbial biomass in soil: measurement and turnover**. In: PAUL, E. A. & LADD, J. N. (ed.). *Soil Biochemistry*, New York: Marcel Dekker, p. 415-471, 1981.

LOURENTE, E. R. P.; MERCANE, F. M.; MARCHETTI, M. E.; SOUZA, L. C. F.; SOUZA, C. M. A.; GONÇALVES, M. C.; SILVA, M. A. G. Rotação de culturas e relações com atributos químicos e microbiológicos do solo e produtividade do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 829-842, 2010.

LOVELL, R. D.; JARVIS, S. C. Effects of urine on soil microbial biomass, methanogenesis, nitrification and denitrification in grassland soils. **Plant and soil**, v. 186, n. 2, p. 265-273, 1996a.

LOVELL, R. D.; JARVIS, S. C. Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 28, n. 3, p. 291-299, 1996b.

MARSCHNER, P.; CROWLEY, D. E.; YANG, C. H. Development of specific rhizosphere bacterial communities in relation to plant species, nutrition and soil type. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 261, p. 199-208, 2004.

MENDES, J.; LINHARES, A. X. Coleóptera associated with undisturbed cow pats in pasture in southeastern Brazil, **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 6, p. 715-723, 2006.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. Ed. Atual. e ampl. Lavras: UFLA, 2006. 729p

MUNIZ, L. C.; MADARI, B. E.; TROVO, J. B. F.; CANTANHÊDE, I. S. L.; MACHADO, P. L. O. A.; COBUCCI, T.; FRANÇA, A. F. S. Soil biological attributes in pastures of different ages in a crop-livestock integrated systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1262-1268, 2011.

OLIVEIRA, A. P. P.; LIMA, E.; ANJOS, L. H. C.; ZONTA, E.; PEREIRA, M. G. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar: conhecimento atual sobre modificações em atributos de solo de tabuleiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 9, p. 939-947, 2014.

ORWIN, K. H.; BERTRAM, J. E.; CLOUGH, T. J.; CONDRON, L. M.; SHERLOCK, R. R.; O' CALLAGHAN, M.; RAY, J.; BAIRD, D. B. Impact of bovine urine deposition on soil

microbial activity, biomass and community structure. **Applied Soil Ecology**, v. 44, n. 1, p. 89-100, 2010.

REZENDE, L. A.; ASSIS, L. C.; NAHAS, E. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization in two soils amended with distillery yeast. **Bioresource Technology**, v. 94, n. 1, p. 159-167, 2004.

RUSSELLE, M. P.; ENTZ, M. H.; FRANZLUEBBERS, A. J. Reconsidering integrated crop-livestock systems in North America. **Agronomy Journal**, v.99, p.325-334, 2007.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems and environment**, v. 190, n.1, p. 70-79, 2014.

SANTOS, G. G.; SILVEIRA, P. M.; MARCHÃO, R. L.; BECQUER, T.; RIOS, A. J. W.; RODRIGUES, C. **Descrição morfológica de perfis de solos da fazenda Capivara da Embrapa Arroz e Feijão**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão. 2010. 52 p. (Documentos 258).

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; OLIVEIRA, E. V. F.; MARTINS, A. P.; CAO, E.; ANDRIGHETTI, M. Soil aggregation in a crop-livestock integration system under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 34, n. 5, p. 1365-1374, 2010a.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; LIMA, C. V. S.; CARVALHO, P. C. F.; MARTINS, A. P. Biomassa microbiana do solo em sistema de integração lavoura pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 79-88, 2010b.

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

WACHENDORF, C.; JOERGENSEN. Mid-term tracing of ¹⁵N derived from urine and dung in soil microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, v, 47, n. 1, p. 147-155, 2011.

WILLIAMS, P. H.; HAYNES, R. J. Effect of sheep, deer and cattle dung on herbage production and soil nutrient content. **Grass Forages Science**, v. 50, n. 2, p. 263-271, 1995.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para as condições deste trabalho, as perdas de óxido nítrico de excretas bovinas em pastagem, indicam que o fator de emissão proposto pelo IPCC, de 2%, está superestimando as emissões, especialmente por este fator não fazer diferenciação entre urina e fezes, além de não considerar as condições climáticas de regiões tropicais de dimensões continentais, como o Brasil.

Estudos relacionados à emissão de gases de efeito estufa, especialmente de óxido nítrico originário de excretas bovinas em pastagens, na região de Cerrado, são recentes, o que justifica as avaliações feitas no presente trabalho. É importante estudar, em longo prazo, o efeito destas excretas em outros sistemas agropecuários, como os extensivos, semi-intensivos e intensivos de manejo de pastagem, ou até mesmo outras formas de integração, como a lavoura-pecuária-floresta (iLPF).

As coletas de gás por meio do método da câmara estática manual são importantes para o monitoramento de emissões de gases de efeito estufa. Porém, como a amostragem é realizada em um período de tempo relativamente curto (vinte, trinta minutos por exemplo) e depois o fluxo é extrapolado para um dia para fins de cálculos de emissão total e fator de emissão, há um considerável nível de incerteza dos dados extrapolados. É importante que haja mais estudos como o realizado no presente estudo, para que possa ser gerado um banco de dados, que poderão ser utilizados para estudos de modelagem matemática, a fim de se melhor estimar os fluxos em períodos não amostrados.

A emissão total de óxido nítrico foi menor nos tratamentos em que se aplicaram fezes em relação aos tratamentos com adição de urina. No entanto, após 30 dias da aplicação, o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo apresentaram maiores valores após a segunda aplicação de fezes na época seca e na chuvosa houve tendência de maior nitrogênio da biomassa microbiana neste tratamento. Isso pode sugerir que a incorporação de nitrogênio na biomassa microbiana, além de aumentar a qualidade da matéria orgânica do solo, poderia minimizar os efeitos das emissões de N_2O . Por outro lado, deve-se considerar que a biomassa microbiana é bastante dinâmica no solo e de fácil decomposição. São necessários novos estudos, a longo prazo, para compreender e associar as emissões de N_2O com as alterações da biomassa microbiana do solo.

Além disso, sugere-se que sejam feitos estudos de avaliação da diversidade e funcionalidade da microbiota do solo para se tentar relacionar as emissões de N₂O com as espécies microbianas e genes envolvidos nas transformações do nitrogênio no solo.