

**UFRRJ**

**INSTITUTO DE AGRONOMIA**

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**CIÊNCIA DO SOLO**

**DISSERTAÇÃO**

**Estoques de C e N e Emissões de Óxido Nitroso sob  
Cobertura Vegetal de Pastagem de *Brachiaria  
brizantha* e Mata, em Itabela (BA)**

**Camila Almeida dos Santos**

**2016**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA  
CIÊNCIA DO SOLO**

**ESTOQUES DE C E N E EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO SOB  
COBERTURA VEGETAL DE PASTAGEM DE *Brachiaria brizantha* E  
MATA, EM ITABELA (BA)**

**CAMILA ALMEIDA DOS SANTOS**

*Sob a Orientação da Professora*  
**Érika Flávia Machado Pinheiro**

*e Co-orientação do Professor*  
**Robert Michael Boddey**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestra**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo.

Seropédica, RJ  
Junho de 2016

S237  
Santoe

Santos, Camila Almeida dos, 1991-  
Estoques de C e N e Emissões de Óxido Nitroso sob  
Cobertura Vegetal de Pastagem de Brachiaria brizantha e Mata,  
em Itabela (BA) / Camila Almeida dos Santos. - 2016.  
84 f.: il.

Orientadora: Érika Flávia Machado Pinheiro.  
Coorientador: Robert Michael Boddey.

Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural do Rio  
de Janeiro, Curso de Pós Graduação em Agronomia-Ciência do  
Solo, 2016.

1. Fração leve livre. 2. Origem do carbono no solo. 3.  
Espaço poroso saturado por água. 4. Excretas bovinas. 5.  
Nitrato no solo. I. Pinheiro, Érika Flávia Machado, 1975-,  
orient. II. Boddey, Robert Michael, 1948-, coorient. III  
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós  
Graduação em Agronomia Ciência do Solo. IV. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Dissertação, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO**

**CAMILA ALMEIDA DOS SANTOS**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestra**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 16/06/2016.

---

Érika Flávia Machado Pinheiro. Dra. UFRRJ  
(Orientadora)

---

David Vilas Boas Campos. Dr. Embrapa Solos

---

Eduardo Lima. Dr. UFRRJ

## **DEDICATÓRIA**

*Aos meus pais Cláudia e Manoel,  
aos meus irmãos Manoela e Marcos,  
e ao meu eterno anjinho Enzo .  
Dedico*

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, proteção e ânimo para continuar essa caminhada.

Ao meu pequeno e eterno filho, Enzo Almeida, que esteve presente e me alegrou, durante oito meses nessa caminha, e que deixou saudades eternas, mas que por ele resolvi continuar essa trajetória.

Ao painho, Manoel Francisco e à mainha, Cláudia, por acreditarem em mim e me darem força para continuar, nas vezes que pensava em desistir. Aos meus irmãos, Manoela e Marcos Almeida, por todo apoio e incentivo. A minha linda família pelo apoio e amor incondicional.

Aos meus amigos, que sempre me confortaram e me deram força para continuar essa etapa. Principalmente àqueles que escutaram meu choro, quando a saudade apertava e oraram por mim, Ludmilla, Adelaide, Janinny, Rayra, Renata, Maiza Nascimento, Laest, Érika, Carla Pinto, Jéssica, Henrique, Vazigton, Eduardo Neto, Júlio Feitosa Fernandes, Cláudinha, Miltinho Mello, Géssica Aguiar, Aline Forza, Rafaela Félix, Mariângela, Míriam e Márcia.

Às meninas queridas do meu antigo quarto, F4-209, em especial, a minha prima Sashia Cristina, elas me apoiaram e me deram força para continuar.

Ao Grupo de Oração Universitário que sempre esteve intercedendo ao Pai por mim, em especial Carlinha, Doniésia, Patrícia, Cleriston e Thiago que sempre me escutam.

A Raimunda Martins e a Lídia Martins, pela hospedagem, amizade e conselhos, durante minha temporada em Itabela-Bahia.

Aos amigos e aos colegas de profissão que estiveram sempre presentes.

À minha orientadora Érika Flávia Machado Pinheiro pelo apoio, pela amizade e pelo ensinamento durante todos esses anos.

Ao meu co-orientador, Robert Boddey, pela orientação, pela ajuda e pelo ensinamento.

À Estação Experimental de Zootecnia (CEPLAC), por ter proporcionado as áreas para o experimento; e a todos funcionários: Cláudia, Juarez, Juraci, Juvenal, Adinaldo, Salvador, Joselito, José Ferino, Sebastião, Leno, Cosme, Antônio Batista, João, Joanias, Werick, Mário, Crispim, Dona Maria, Dona Dilza, Gileno pela ajuda, carinho, ensinamento e momentos de distração, em todo período que estive na estação.

Aos pesquisadores da Embrapa Agrobiologia, Segundo Urquiaga e Cláudia Jantália. Em especial, Bruno Alves, pelo ensinamento e ajuda.

Aos funcionários da Embrapa Agrobiologia. Em especial, Andreia Loviane, Renato Moutinho, Selmo, Altiberto, Roberto Grégio, por toda ajuda, pelo aprendizado e pelos conselhos.

Ao grupo de Ciclagem de Nutrientes da Embrapa Agrobiologia. Em especial, Seleno e Lucero pela ajuda, amizade e companhias nas idas ao campo.

Aos funcionários da Rural, Beth, Morais, Marquinhos e Michele, por toda ajuda.

Ao professor Eduardo Lima por sua amizade, pelos seus ensinamentos e por acreditar em mim.

À equipe do laboratório de Ciclagem de Nutrientes e Matéria Orgânica da UFRRJ: Iara, Luiz, Mel, Rafaela e o agregado Rafael, pela amizade, pela ajuda, pelo incentivo, vocês contribuíram muito para esse trabalho acontecer.

Às meninas da minha vida: Shirlei Assunção, Camila Matos e Jéssica Ferreira, por me ouvirem, por toda ajuda, pelo incentivo e apoio incondicional, em todos os momentos dessa trajetória.

Ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo e à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Aos Mestres pelo aprendizado.

À CAPES pela bolsa de estudo e ao CNPQ pelo financiamento do projeto.  
À banca examinadora que aceitou contribuir com o trabalho.

Muito obrigada!

## **BIOGRAFIA**

Camila Almeida dos Santos nasceu na cidade de Prado – BA, no dia 4 de fevereiro de 1991. Em 2007, concluiu o ensino médio na Escola Municipal Algeziro Moura, no distrito de Cumuruxatiba-BA. Em 2010, ingressou no curso de graduação em Engenharia Agrônoma, da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, concluindo em 2014. Durante o período de graduação, foi bolsista de Iniciação Científica (PIBIC/CNPq e FAPERJ), atuando na área de Matéria Orgânica do Solo e Gases do Efeito Estufa. Em março de 2014, ingressou no Mestrado, no curso de Pós-graduação em Agronomia - Ciência do Solo, na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.



## RESUMO

SANTOS, Camila Alemida dos. **Estoques de C e N e emissões de óxido nitroso sob cobertura vegetal de pastagem de *Brachiaria brizantha* e mata, em Itabela (BA)**. 2016. 84f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

A concentração atmosférica dos gases do efeito estufa (GEE), como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) tem aumentado significativamente, desde o início da Revolução Industrial, e a agropecuária contribui de maneira expressiva para este aumento. Entretanto, algumas práticas de manejo favorecem o aumento dos estoques de C e N no solo e são de grande importância para mitigar o aquecimento global. O objetivo geral do trabalho foi verificar emissões de óxido nitroso e estoques de carbono e nitrogênio em áreas sob pastagens *Brachiaria spp* para as condições edafoclimáticas de Itabela, Sul da Bahia. Foram feitos dois experimentos. No experimento I, foi avaliado os estoques de C e N, em dois transectos, em áreas estabelecidas há quinze anos com pastagem produtiva de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e *Brachiaria brizantha* cv Xaraés e mata nativa, na Estação Experimental de Zootecnia (CEPLAC), Itabela- Bahia. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com quatro repetições para cada tratamento. Foram abertas trincheiras, onde amostras de terra foram coletadas até 100 cm de profundidade para a determinação da densidade do solo, carbono, nitrogênio,  $\delta^{13}\text{C}$  e fração leve da MOS. Os maiores teores de carbono e nitrogênio, de estoque de C e N no solo, foram observados nas áreas sob pastagem. A contribuição do carbono derivado das pastagens (C<sub>4</sub>) foi maior somente nos primeiros 5 cm de solo. O aporte de fração leve livre foi maior na superficial (0- 10 cm) para ambos os tratamentos, e as pastagens apresentaram maior entrada de FLL em relação à mata, onde ocorre maior entrada e acúmulo da biomassa das plantas. No segundo experimento, foi avaliado o efeito de excretas bovinas oriundas de vacas leiteiras, que pastejavam em áreas de consórcio (*Brachiaria brizantha* e leguminosa *Desmodium ovalifolium*) e em áreas de monocultura (*Brachiaria*), e o efeito da aplicação de fertilizantes nitrogenados (ureia), em uma área de *Brachiaria brizantha* cv Marandu, sob as perdas gasosas nitrogenadas. Foram estabelecidas 36 parcelas, em um delineamento experimental de 6 blocos casualizados, com seis tratamentos (Ureia, Urina Monocultura, Urina Consórcio, Fezes Monocultura, Fezes Consórcio e Controle), em duas épocas de aplicação das excretas (seca e chuvosa). As amostragens de gás (N<sub>2</sub>O) foram feitas pelo método da câmara estática fechada. Comitantemente, realizou-se amostragem de solo para verificação da umidade do solo, do espaço poroso saturado por água (EPSA), teores de nitrato, amônio no solo e carbono solúvel, e volatilização de amônia. A deposição de excretas em pastagens aumentou sensivelmente os fluxos de óxido nitroso do solo e de amônia volatilizada, comparado ao controle. Já na época chuvosa, estes fluxos estavam associados à disponibilidade de nitrato no solo e espaço poroso saturado por água. Na época seca, os fluxos de óxido nitroso estavam associados aos teores de nitrato e carbono do solo. A urina foi a tratamento, proporcionando maiores perdas de nitrogênio em áreas de pastagem. Quanto à acumulação de N<sub>2</sub>O nos tratamentos, a urina do consórcio apresentou maior na época seca. As maiores perdas por volatilização de amônia ocorreram na época chuvosa.

**Palavras-chave:** Fração leve livre. Origem do carbono no solo. Espaço poroso saturado por água. Excretas bovinas. Nitrato no solo.

## ABSTRACT

SANTOS, Camila Almeida dos. **Stocks of C and N and nitrous oxide emissions under vegetation cover of *Brachiaria brizantha* pasture and forest in Itabela (BA)**. 2016. 84p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

The atmospheric concentration of greenhouse gases (GHG) such as carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) has increased significantly since the Industrial Revolution and agriculture contributes more significantly to this increase. Entratanto, some management practices favor the increase in stocks of C and N in the soil and are of great importance to mitigate global warming. The overall objective of the study was to verify emissions of nitrous oxide and carbon and nitrogen stocks in areas under *Brachiaria* spp pastures to soil and climatic conditions Itabela, South Bahia. Two experiments were done. The first experiment was evaluated the stock of C and N in two transects in areas established to fifteen years with productive *Brachiaria brizantha* cv Arapoti and *Brachiaria brizantha* cv Xaraés and native forest in the Animal Science Experimental Station (CEPLAC) Itabela-Bahia. The experimental design was completely randomized with four replications for each treatment. Trenches were opened where soil samples were collected up to 100 cm deep for the determination of bulk density, carbon, nitrogen,  $\delta^{13}\text{C}$  and light fraction of SOM. The highest levels of carbon and nitrogen, the stock of C and N in the soil were observed in the areas under pasture. The carbon contribution derived from pastatagens (C<sub>4</sub>) was higher only in the first 5 cm of soil. The free light fraction intake was higher in the surface (0- 10 cm) for both treatments, and pastures showed higher FLL input regarding the forest, where there is greater input and accumulation of plant biomass. The second experiment evaluated the effect of bovine excreta originating from dairy cows that pastejavam in consortium areas (*Brachiaria* and legume *Desmodium ovalifolium*) and areas of monoculture (*Brachiaria*) and the effect of the application of nitrogenous fertilizers (urea) in an area B. *brizantha* cv Marandu from under the nitrogen gas losses. 36 plots were established in an experimental design of 6 randomized blocks with six treatments (urea, monoculture urine, urine consortium, monoculture feces, feces consortium and control), in two periods of application of excreta (dry and wet. The sampling gas (N<sub>2</sub>O) were made by the method of closed static chamber. comitantly held soil sampling for verification of soil moisture, the pore space saturated by water (EPSA), levels of nitrate, ammonium in the soil and soluble carbon, and volatilization ammonia. the deposition of excreta in pasture under significantly increased the flow of nitrous soil oxide and volatilized ammonia, compared to the control. in the rainy season these flows were associated with the availability of nitrate in soil and pore space saturated with water. in dry season, the nitrous oxide flows were associated with levels of nitrate and soil carbon urine was the treatment that provides higher losses of nitrogen in areas pastagem. The accumulation of N<sub>2</sub>O in treatments consortium urine showed higher in the dry season. The biggest losses by ammonia volatilization occurred in the rainy season.

**Keywords:** Free light fraction. Soil carbon source. Pore space saturated by water. Bovine excreta. Soil nitrate.

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Ciclo do nitrogênio. Fonte: Costa (2015).....	6
<b>Figura 2.</b> Foto da área experimental, na Estação Experimental de Zootecnia do Extremo Sul, na CEPLAC, Bahia.....	19
<b>Figura 3.</b> Croqui da área experimental na CEPLAC.....	20
<b>Figura 4.</b> Densidade do Solo ( $Mg\ m^{-3}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B).....	28
<b>Figura 5.</b> Teores de Carbono ( $g\ kg^{-1}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B).....	29
<b>Figura 6.</b> Teores de Nitrogênio ( $g\ kg^{-1}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B).....	29
<b>Figura 7.</b> Correlação entre os teores de C e N determinados em amostras retiradas de diferentes profundidades do solo sob pastagem e mata, transecto 1 (A) e transecto 2 (B).30	
<b>Figura 8.</b> Abundância natural de $^{13}C$ ( $\delta^{13}C$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B).....	31
<b>Figura 9.</b> Estoque de Carbono nos Transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria Brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B) a 30 cm e 100 cm. *Não houve diferença estatística entre os tratamentos avaliados. ....	32
<b>Figura 10.</b> Estoque de Nitrogênio do solo nos Transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B) a 30 cm e 100 cm. *Não houve diferença estatística entre os tratamentos avaliados.....	32
<b>Figura 11.</b> Quantidade de Carbono derivado da mata e da pastagem nos transectos 1 e 2, sob cobertura da pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B).....	34
<b>Figura 12.</b> Relação C/N do solo nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B).....	34
<b>Figura 13.</b> Distribuição da fração leve livre ( $g\ kg^{-1}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti (A) e Xaraés (B). *Não houve diferença estatística entre os tratamentos avaliados. ....	36
<b>Figura 14.</b> Área experimental da Estação Experimental de Zootecnia da CEPLAC, Itabela (BA). ....	44
<b>Figura 15.</b> Croqui da área experimental. T1: Controle, T2: Ureia, T3: Fezes <i>Brachiaria</i> , T4: Fezes Consórcio, T5: Urina Monocultura, T6: Urina Consórcio. ....	45
<b>Figura 16.</b> Detalhe da coleta da urina das vacas leiteiras.....	46
<b>Figura 17.</b> Croqui detalhado da câmara estática. Fonte: Zuchello (2010).....	47
<b>Figura 18.</b> Distribuição das câmaras estáticas para a coleta de N-N <sub>2</sub> O e das câmaras para a coleta de N-NH <sub>3</sub> (A) e, detalhe do momento de amostragem de N-N <sub>2</sub> O (B). ....	48
<b>Figura 19.</b> Croqui detalhado da câmara utilizada para coleta de amônia, segundo o método descrito por Araújo et al. (2009). Fonte: Zuchello (2010).....	49
<b>Figura 20.</b> Precipitação, temperatura do ar e do solo ( $^{\circ}C$ ) (A), EPSA (%) (B) e fluxo de N <sub>2</sub> O ( $\mu g\ N-N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$ ), na Ceplac em Itabela (BA) (C). ↓ - indica a aplicação dos tratamentos.....	53
<b>Figura 21.</b> Distribuição do carbono orgânico solúvel ( $mg\ C\ kg^{-1}$ solo) do solo (A) e fluxo acumulado de N <sub>2</sub> O ( $\mu g\ N-N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$ ) (B), durante todo o período de monitoramento. .	56
<b>Figura 22.</b> Distribuição do nitrato ( $\mu g\ NO_3^{-}\ g^{-1}$ solo) (A) e amônio ( $\mu g\ N-NH_4^{+}\ g^{-1}$ solo), no Argissolo Amarelo, sob os diferentes tratamentos, em Itabela (BA) (B).....	58
<b>Figura 23.</b> Amônia volatilizada ( $mg\ N-NH_3\ volatilizado\ m^{-2}$ ), no Argissolo Amarelo, em Itabela (BA). ....	60

<b>Figura 24.</b> Precipitação, temperatura do ar e do solo (°C) (A), EPSA (%) (B) e fluxo de N <sub>2</sub> O (μg N-N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ), na Ceplac em Itabela (BA) (C). ↓ - indica a aplicação dos tratamentos.....	61
<b>Figura 25.</b> Distribuição do carbono orgânico solúvel (mg C kg <sup>-1</sup> solo) do solo (A) e fluxo acumulado de N <sub>2</sub> O (μg N-N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ), no Argissolo Amarelo, em Itabela (BA).....	64
<b>Figura 26.</b> Distribuição de Nitrato (μg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> g <sup>-1</sup> solo) (A) e de Amônio (μg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> g <sup>-1</sup> solo) (B), no solo Argissolo Amarelo, em Itabela (BA). ↓ - indica o momento da aplicação dos tratamentos.....	65
<b>Figura 27.</b> Amônia volatilizada (mg N-NH <sub>3</sub> volatilizado m <sup>-2</sup> ), no Argissolo Amarelo, em Itabela (BA).....	66

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Caracterização química do Argissolo Amarelo, no transecto 1, sob pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti e mata, nas diferentes profundidades. ....	23
<b>Tabela 2.</b> Caracterização física do Argissolo Amarelo, no transecto 1, sob pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Arapoti e mata, nas diferentes profundidades. ....	24
<b>Tabela 3.</b> Caracterização química do Argissolo Amarelo, no transecto 2, sob pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Xaraés e mata, nas diferentes profundidades. ....	25
<b>Tabela 4.</b> Caracterização física do Argissolo Amarelo, no transecto 2, sob pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv Xaraés e mata, nas diferentes profundidades. ....	26
<b>Tabela 5.</b> Caracterização Química e Física da área experimental, nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, de Argissolo Amarelo. ....	51
<b>Tabela 6.</b> Teor de nitrogênio nos dejetos de bovinos que estavam sob pastagens em monocultura ( <i>Brachiaria brizantha</i> ) e em consórcio ( <i>Brachiaria brizantha</i> e <i>Desmodium ovalifolium</i> cv Itabela), em janeiro de 2015. ....	51
<b>Tabela 7.</b> Teor de nitrogênio nos dejetos de bovinos que estavam sob pastagens em monocultura ( <i>Brachiaria brizantha</i> ) e em consórcio ( <i>Brachiaria brizantha</i> e <i>Desmodium ovalifolium</i> cv Itabela), em julho de 2015. ....	52
<b>Tabela 8.</b> Fator de emissão N-N <sub>2</sub> O sob os diferentes tratamentos (época seca do ano). ....	57
<b>Tabela 9.</b> Fator de emissão N-N <sub>2</sub> O sob os diferentes tratamentos (época úmida do ano). ....	63

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL .....	16
2. REVISÃO DE LITERATURA .....	4
2.1. Sistemas de Manejo das Pastagens e Emissões de N <sub>2</sub> O .....	4
2.2. Ciclo do Nitrogênio no Sistema Solo-Atmosfera .....	6
2.3. Emissões de Gases de Efeito Estufa .....	10
2.4. Estoques de Carbono e Nitrogênio em Diferentes Sistemas de Manejo de Pastagens ..	11
2.5. Fração Leve Livre da Matéria Orgânica do Solo.....	13
3. CAPÍTULO I ESTOQUES DE C E N NO SOLO, SOB COBERTURA DE MATA E PASTAGEM DE <i>Brachiaria brizantha</i> cv ARAPOTI E <i>Brachiaria brizantha</i> cv XARAÉS, ITABELA (BA).....	15
3.1. RESUMO.....	16
3.2. ABSTRACT.....	17
3.3. INTRODUÇÃO .....	18
3.4. MATERIAL E MÉTODOS .....	19
3.4.1. Descrição da área experimental .....	19
3.4.2. Descrição dos tratamentos e delineamento experimental .....	19
3.4.3. Amostragem e caracterização química e física do solo .....	20
3.4.4. Quantificação do estoque de carbono e nitrogênio no solo.....	20
3.4.5. Fracionamento físico densimétrico da matéria orgânica do solo .....	21
3.4.6. Determinação da origem do carbono no solo.....	22
3.4.7. Interpretação dos dados e avaliação estatística .....	22
3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	23
3.5.1. Caracterização química e física do solo .....	23
3.5.2. Densidade do solo .....	27
3.5.3. Distribuição do carbono e nitrogênio no solo .....	28
3.5.4. Abundância natural do <sup>13</sup> C .....	30
3.5.5. Estoque de carbono e nitrogênio no solo .....	31
3.5.6. Origem do carbono estocado no solo .....	33
3.5.7. Fracionamento físico densimétrico da matéria orgânica do solo .....	34
3.6. CONCLUSÕES .....	37

4. CAPÍTULO II EFEITO DA ADUBAÇÃO COM UREIA E DA DEPOSIÇÃO DE URINA E FEZES DE BOVINOS, EM PASTAGENS DE <i>BRACHIARIA BRIZANTHA</i> , NA EMISSÃO DE N <sub>2</sub> O E VOLATILIZAÇÃO DE NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> .....	38
4.1. RESUMO .....	39
4.2. ABSTRACT .....	40
4.3. INTRODUÇÃO .....	41
4.4. MATERIAL E MÉTODOS .....	44
4.4.1. Experimento 2: avaliação das emissões de óxido nitroso sob cobertura de pastagem .....	44
4.4.2. Amostragem e caracterização química e física do solo .....	45
4.4.3. Coleta de fezes e urina de gado leiteiro .....	46
4.4.4. Quantificação das emissões de óxido nitroso do solo .....	47
4.4.5. Coleta e quantificação de amônia .....	48
4.4.6. Coleta e análise de nitrato e amônio do solo .....	49
4.4.7. Interpretação dos dados e avaliação estatística .....	50
4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	51
4.5.1. Características químicas e físicas do Argissolo Amarelo .....	51
4.5.2. Teores de nitrogênio nas fezes e urina dos bovinos .....	51
4.5.3. Quantificação das emissões de N <sub>2</sub> O no solo, na época seca do ano .....	52
4.5.4. Quantificação de nitrato e amônio no solo .....	57
4.5.5. Quantificação de amônia volatilizada .....	58
4.5.6. Quantificação das emissões de N <sub>2</sub> O no solo, na época úmida do ano .....	60
4.5.7. Teores de nitrato e amônio no solo .....	64
4.5.8. Quantificação de amônia volatilizada .....	65
4.6. CONCLUSÕES .....	67
5. CONCLUSÕES GERAIS .....	68
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	69

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Os problemas derivados do aquecimento global, associado às emissões de gases de efeito estufa (GEE), são hoje uma preocupação mundial. As emissões antrópicas de gases de efeito estufa ocorrem em vários setores de atividades. Ao contrário dos países industrializados, no Brasil, a maior parcela das emissões de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> provêm da mudança no uso da terra, em particular, da conversão de floresta para agropecuária.

O efeito estufa é um fenômeno natural de aquecimento da atmosfera terrestre, sendo responsável por manter a temperatura média do planeta em níveis adequados para a existência dos seres vivos. Esse processo ocorre quando uma parte da radiação solar, refletida pela superfície terrestre, é absorvida por determinados gases presentes na atmosfera, denominados “gases de efeito estufa (GEE)”. Como consequência, essa radiação infravermelha, refletida pela terra, fica retida nas camadas mais baixas da atmosfera, resultando no aquecimento do planeta (Escobar, 2008).

Durante o período da revolução industrial, com o aparecimento e o uso de combustíveis fósseis, houve um aumento nas emissões dos GEE (Goldemberg, 2000), causando um desequilíbrio nesse fenômeno natural, e a maior consequência foi o aumento da temperatura do planeta, no qual foi constatado um aumento de 2° C.

Na atividade agropecuária, o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) é emitido pelo cultivo dos solos e também pelo uso de energia fóssil em operações agrícolas, incluindo-se associada aos insumos como rações, fertilizantes, inseticidas entre outros. O metano (CH<sub>4</sub>) é emitido através da fermentação entérica e, em menor parte, pelas fezes dos animais. Finalmente, o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) é emitido, principalmente, após a fertilização nitrogenada e deposição de fezes e urina de animais no solo. Estima-se que a contribuição da agricultura às emissões de GEE é de aproximadamente 75% nas emissões de CO<sub>2</sub>, 91% nas emissões de CH<sub>4</sub> e 94% nas emissões de N<sub>2</sub>O (Cerri & Cerri, 2007).

De acordo com Cardoso (2012), a produção de bovinos de corte é a principal responsável no Brasil por grande parte da emissão de GEE. Nesse sistema de produção, destaca-se a emissão de metano através da fermentação entérica dos ruminantes e a emissão do gás óxido nitroso, ou ainda, a excreção dos animais.

Por outro lado, o manejo adequado das pastagens, com a aplicação de fertilizantes ou através do consórcio com leguminosas forrageiras, pode aumentar a produtividade das pastagens, conseqüentemente, o ganho de peso dos animais, na ordem de 700 a 800 g dia<sup>-1</sup>, segundo Euclides et al. (2009).

As estimativas feitas em várias regiões do país indicam que leguminosas forrageiras, consorciadas com gramíneas tropicais, podem contribuir com mais de 150 kg N ha<sup>-1</sup> (Thomas et al., 1992; Miranda et al., 1999; Giller, 2001). A entrada de N nas pastagens, seja pela adubação mineral seja pela fixação biológica de nitrogênio (FBN), aumenta a produção de liteira e, conseqüentemente, a deposição de resíduos das forrageiras tanto na superfície, quanto nas camadas mais profundas do solo, através do sistema radicular abundante, o que pode contribuir para o aumento dos estoques de C e N nos solos. Porém, segundo o IPCC (2006), os resíduos vegetais das leguminosas, ricos em nitrogênio, podem promover maiores emissões de N<sub>2</sub>O do solo, uma vez que se estima que 1,3% do N, dos resíduos das leguminosas, são convertidos em N<sub>2</sub>O. Não existem informações disponíveis que tragam uma comparação direta com N originado de fertilizantes minerais nitrogenados em sistemas de pastagens.

Segundo Paulino (2009), o uso de plantas leguminosas em pastagens, em monocultura ou consorciada com gramíneas tropicais, tem sido há muito tempo objeto de estudo de pesquisadores brasileiros interessados na economia do uso de fertilizantes nitrogenados. Além disso, sabe-se que para ocorrer a formação de húmus e, conseqüentemente, a estabilização do carbono nos solos, é necessário o aporte de N (mineral ou via FBN), haja visto a relação C/N do húmus (10:1). Atualmente, esse interesse se estendeu a fim de avaliar o potencial da leguminosa em sequestrar o carbono atmosférico. Trabalhos na literatura têm demonstrado que o N oriundo da FBN contribui mais para a estabilização do C nos solos do que o N oriundo do adubo mineral nitrogenado. Como os estoques de C no solo poderão ser sustentados a longo



prazo apenas se for adicionado N no sistema, seja através da aplicação de fertilizantes nitrogenados seja pela FBN, a demanda por informações a respeito do potencial da leguminosa nesse sistema cresce cada vez mais.

O objetivo geral do trabalho foi o de avaliar o efeito da adubação mineral nitrogenada e da deposição de fezes e urina de vacas leiteiras que pastejavam em áreas de monocultura de *Brachiaria* e em consórcio com leguminosas, nas emissões de óxido nítrico, em áreas sob cobertura de pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. E também foi objetivo do trabalho avaliar os estoques de carbono e nitrogênio sob cobertura vegetal de mata e pastagens, em Itabela (Sul da Bahia).

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Sistemas de Manejo das Pastagens e Emissões de N<sub>2</sub>O

Com base no Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2007), as pastagens ocupam uma área de 172.333.073 ha do território brasileiro, sendo estas de formação natural ou plantadas, degradadas ou em boas condições. Essa área se manteve praticamente estável, havendo redução em algumas regiões como Sul, Sudeste e Centro-Oeste, e tendo expansão para região Norte (IBGE, 2007).

No Brasil, 70 % das pastagens são degradadas (Pedeira, 2011). Alguns fatores mais relevantes relacionados à degradação das pastagens destacam-se, o sistema de manejo animal inadequado e a falta de reposição de nutrientes. A lotação animal excessiva, sem os ajustes para uma adequada capacidade de suporte, e a ausência de adubação de cobertura têm acelerado o processo de degradação (Macedo, 2009). Portanto, segundo Macedo (2009), as pastagens são classificadas em produtivas e degradadas, dependendo do manejo adotado pelo produtor. As pastagens são consideradas como “produtivas” por apresentarem uma boa produção de matéria seca, uma boa capacidade de rebrota e por não deixarem o solo descoberto. Por sua vez, são consideradas como “degradadas”, as pastagens que não apresentam boa capacidade de rebrota, a espécie vegetal utilizada não consegue atingir seu valor produtivo, ou seja, o teor de matéria seca não é satisfatório, deixando o solo exposto às intempéries. A degradação física é um dos últimos estágios desse processo (Leão, 2002).

Na atualidade, a degradação das pastagens é o fator mais importante que compromete a sustentabilidade da produção animal e pode ser explicada como um processo dinâmico de degeneração ou de queda relativa da produtividade, perda de matéria orgânica, ou emissão de CO<sub>2</sub> para atmosfera (Macedo & Zimmer, 1993; Zimmer et al., 1994; Macedo, 1999, 2000, 2001, Paulino et al., 2009). A conversão dessas áreas em pastagens produtivas é uma das recomendações sugeridas pelo “Plano ABC” (Agricultura de Baixo Carbono).

Nesse contexto, as pastagens que possuem um bom manejo e onde há aplicação de fertilizantes nitrogenados, a produtividade animal pode atingir ganhos de peso de mais de 700 ou 800 g dia<sup>-1</sup> (Euclides et al., 2009). Ao analisar que na fabricação dos fertilizantes nitrogenados utiliza-se combustível fóssil e passa-se por fases de transporte e aplicação, as emissões de GEEs são estimadas em aproximadamente 4,5 kg CO<sub>2</sub>eq/kg N fertilizante (Robertson & Grace, 2004; Lessa, 2014).

Oliveira (2004) estudou quatro indicadores de qualidade para indicação de pastagem produtiva: a taxa de rebrota do pasto, a taxa de deposição da liteira, avaliada de 12 a 28 dias, a fração leve da MOS e o C da biomassa microbiana.

Neves Junior (2013) estudou os parâmetros físicos do solo mais utilizados para avaliar a degradação de pastagens, entre os estudados destacou-se a densidade do solo (Muller et al., 2001; Fidalski et al., 2008), a porosidade (Fidalski et al., 2008; Cardoso et al., 2011), a resistência do solo à penetração de raízes (Imhoff et al., 2000; Ralisch et al., 2008; Cardoso et al., 2011) e as características hídricas no solo (Bell et al., 1997; Dias Junior & Estanislau, 1999; Fidalski et al., 2008). Por outro lado, uma pastagem bem manejada, com baixa lotação animal e reposição de nutrientes, aumenta a produtividade da gramínea.

Para minimizar essa situação, uma alternativa do ponto de vista ambiental é a introdução de leguminosas forrageiras fixadoras de N<sub>2</sub>, na qual se acredita serem fornecedoras de grandes quantidades do N às pastagens com menor custo em emissão de GEEs (Jensen et al., 2012). Estimativas feitas em várias regiões indicam que leguminosas forrageiras

consoiciadas com gramíneas tropicais podem contribuir com mais de 150 kg N ha<sup>-1</sup> (Thomas et al., 1992; Miranda et al., 1999; Giller, 2001). Por outro lado, os resíduos vegetais das leguminosas, mais ricos em N, podem promover maiores emissões de N<sub>2</sub>O do solo, uma vez que se estima que 1,3 % do N dos resíduos se converta em N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006), o N<sub>2</sub>O é um forte gás de efeito estufa com poder de aquecimento global (PAG), equivalente a aproximadamente 300 vezes ao do CO<sub>2</sub> (Forster et al., 2007).

Segundo Carvalho (1999), o uso de leguminosas, nos sistemas agrícolas, como o guandu e o feijão-bravo-do-ceará, que tem a capacidade de fixar nitrogênio, pode incorporar até 230 Kg N ha<sup>-1</sup>, aumentando os teores de N no solo e também contribuindo para o incremento das emissões dos gases de nitrogênio (NO e N<sub>2</sub>O).

A emissão de N<sub>2</sub>O em sistemas de produção animal ocorre pela deposição de urina e de fezes dos animais, com destaque para os bovinos, pela adubação de pastagens, e em menor escala, pelo manejo dos dejetos, sendo esse pela compostagem ou pela aplicação “*in natura*” (Granli & Bockman, 1994; Verburg et al., 2006).

Os rebanhos são as principais fontes de emissões antropogênicas de óxido nitroso (Mosier et al., 1996; Bouwman, 2001). Segundo Bittencourt (2009), as emissões ocorrem de três maneiras: pelo uso da compostagem em plantações e pastagens; pelo depósito de fezes e urina dos animais no pasto; e pelo acúmulo de excrementos dos animais no sistema intensivo (confinado). Mosier et al (1996) relatam que essas emissões são maiores em sistemas de criação intensiva do que nos sistemas extensivos. De modo similar, animais com fonte de alimentos de menor qualidade emitem menor quantidade de N<sub>2</sub>O, porém no futuro, pode resultar em maiores emissões de N<sub>2</sub>O, devido ao aumento na migração do sistema extensivo com menor qualidade de alimentos para o sistema intensivo com alimentos de maior qualidade. Por outro, Mosier et al. (1996) afirmaram que o sistema de confinamento pode reduzir as emissões, pois o depósito de excrementos produz, em média, metade da emissão de N<sub>2</sub>O que o exposto nas pastagens extensivas. O depósito de excrementos pode ser encaminhado para um biodigestor e tornar o ciclo de produção da pecuária mais positivo, com a geração de energia (biogás) e de biofertilizante.

Jantalia (2006) observou pico de emissão de N<sub>2</sub>O maior que 1500 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no tratamento com urina, enquanto que no tratamento de controle das emissões estavam abaixo de 100 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, em um estudo realizado pela Embrapa Agrobiologia e a PESAGRO, em um planossolo, cuja cobertura vegetal era a pastagem de *Brachiaria*, utilizada para produção de leite.

Lessa et al. (2008) mediram o efeito da deposição excretas bovinas (urina e fezes), em uma área de pastagem formada sobre um Argissolo, no município de Seropédica – RJ. Os autores observaram que, nos três primeiros dias, a adição de urina promoveu fluxos de N<sub>2</sub>O significativamente superiores aos encontrados nos outros tratamentos (Fezes e Controle), com fluxo de N<sub>2</sub>O, chegando a 228 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no dia posterior à aplicação de urina.

Lessa (2014), ao avaliar as emissões de N<sub>2</sub>O, em Goiás, na época chuvosa, observou maior fluxo de N<sub>2</sub>O na área tratada com urina do que os demais tratamentos (Ureia, Fezes e Controle). Tendo um pico de aproximadamente 11000 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para o tratamento Urina e de quase 4000 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para Ureia, já as Fezes permaneceram com fluxo semelhante ao Controle durante todo período amostral. A autora atribuiu essas emissões às chuvas que ocorreram, a qual manteve o EPSA próximo à 60%.

Segundo Jantalia et al. (2006), o N contido na urina está na forma de compostos solúveis, principalmente ureia, podendo ser rapidamente transformado no gás amônia ou perdido por lixiviação (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ou emitido para atmosfera na forma de N<sub>2</sub>O.

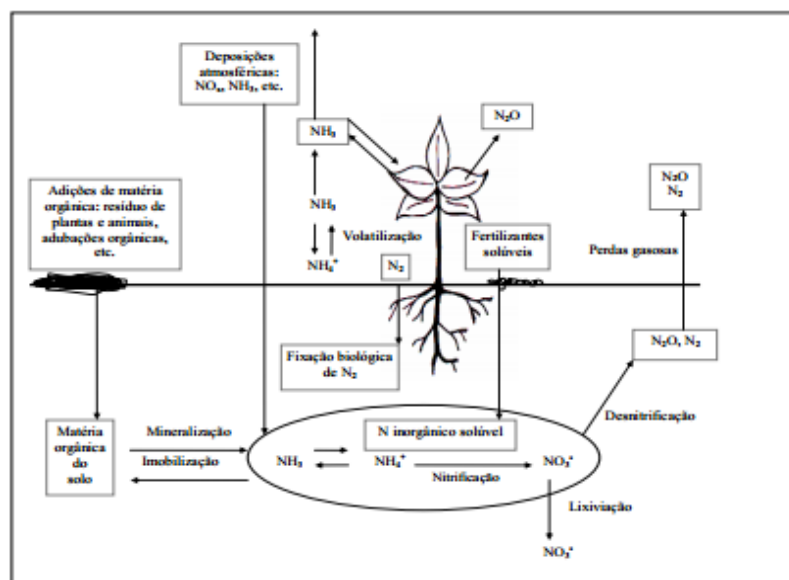
O IPCC (1996) utiliza um fator de emissão para N oriundo do pastejo animal (20 g por kg de N excretado) que é maior que o fator utilizado para fertilizantes nitrogenados (12,5 g

por kg de N aplicado como fertilizante). Sendo explicado pela deposição de grandes quantidades de dejetos em um mesmo local, aumentando a concentração de N e C, associados aos efeitos de pisoteio e compactação pelo pastejo animal. Esses dejetos (urina e fezes) frescos são ricos em energia e possui N e C quimicamente reduzidos, o que fornece substrato para o consórcio com bactérias autotróficas e heterotróficas. Como efeito, ocorrem mudanças temporárias de pH, pressão parcial de  $O_2$  e  $NH_3$ , e nas concentrações de  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ , e  $NO_3^-$  nas fezes e urina dos animais, que podem conduzir à emissão de  $N_2O$  (OENEMA et al., 2005)

Na Nova Zelândia (Luo et al., 2008), avaliaram a emissão de  $N_2O$  em pastagens, a partir da deposição de urina bovina ( $1,000 \text{ kg urina-N ha}^{-1}$ ), em diferentes estações do ano (2003-2005). Os resultados mostraram diferenças entre os fluxos de  $N_2O$ , ao longo das estações, em função da variação das condições climáticas (temperatura e precipitação), que influenciaram nas características do solo, como o espaço poroso saturado por água (EPSA). Os maiores fluxos dos tratamentos com urina foram observados no inverno e na primavera, entre  $0,22$  e  $5,2 \text{ kg N-N}_2O \text{ ha}^{-1}$ . Também foi calculado o fator de emissão para urina, variando entre  $0,02$  e  $1,52\%$  do N-urina aplicado, nas diferentes estações do ano.

## 2.2. Ciclo do Nitrogênio no Sistema Solo-Atmosfera

O nitrogênio é o nutriente que a planta absorve em maiores quantidades, pois compreende grande proporção das proteínas e ácidos nucléicos (Marchner, 1995). Nos ecossistemas que não se encontram em estado de clímax ecológico, sua demanda tende a ser insatisfatória, pois os processos de crescimento e senescência não são balanceados e as quantidades de nitrogênio perdidas do sistema não são suficientemente repostas por “inputs” naturais (Myers, 1994).



**Figura 1.** Ciclo do nitrogênio. Fonte: Costa (2015).

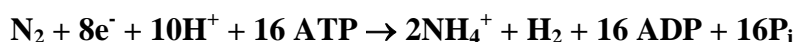
### 1) Principais entradas de N

O nitrogênio é muito abundante na atmosfera (78 %), entretanto, a forma química em que se encontra é muito estável e não absorvível pelas plantas. O alto custo dos adubos nitrogenados é um bom indicador da dificuldade de transformação do nitrogênio atmosférico ( $N_2$ ) numa forma que as plantas possam utilizar ( $NO_3^-$  e  $NH_4^+$ ). Os processos industriais

demandam grande quantidade de energia, inviabilizando sua utilização de forma generalizada, na agropecuária (Braz, 2004).

Porém, é possível, durante as fortes chuvas de verão, que quantidades de nitrogênio sejam incorporadas no solo em formas disponíveis para as plantas, pois se espera que os raios, que correspondem a descargas elétricas, possam transferir energia suficiente para alterar quimicamente o nitrogênio (Braz, 2004). Também há entrada de N através da decomposição da matéria orgânica.

Outra alternativa para o aproveitamento do nitrogênio atmosférico é através de um processo natural, denominado fixação biológica de nitrogênio (FBN). Ocorre através da associação simbiótica entre organismos procarióticos (bactérias, actinomicetos) e as plantas, que efetuam a reação enzimática de redução do N<sub>2</sub> atmosférico, na presença da enzima nitrogenase:



Por ser um sistema de grande demanda energética, é inibido quando da presença de N livre no meio.

Acredita-se que algumas gramíneas, como as *Brachiarias*, podem fixar nitrogênio via FBN (30 e 40 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), sob condições edafoclimáticas favoráveis (Boddey e Victoria, 1986), apesar de existir poucas evidências experimentais, em condições de campo, que quantifiquem a importância do aporte de N pela FBN em gramíneas e pelas fortes chuvas de verão. Entretanto, espera-se que parte das perdas do nutriente, decorrente do impacto do pastejo ou da exportação, como produto animal, sobretudo nos sistemas de baixo investimento tecnológico, possa ser repostas por essas vias (Braz, 2004).

Portanto, as principais entradas de N no sistema são através da adubação nitrogenada, da FBN e da decomposição da matéria orgânica do solo.

## 2) Perdas de N

As perdas de N no solo podem ocorrer pela lixiviação, volatilização, emissão de N<sub>2</sub>O e imobilização.

A perda de N por lixiviação pode ocorrer tanto na forma de compostos nitrogenados orgânicos quanto na forma mineral. Na forma mineral, o N é lixiviado no solo sob a forma de nitrato, sendo dependente, basicamente, do teor de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, na solução do solo, e do fluxo de água, no perfil (Urquiaga et al., 1990). O teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, por sua vez, dependerá da velocidade de mineralização do N orgânico dos dejetos e, principalmente, da velocidade de nitrificação do N amoniacal dos dejetos. (Giacomini & Aita, 2006).

Ferreira (1995) realizou estudo adicionando 5,3 L m<sup>-2</sup> de urina marcada com o isótopo <sup>15</sup>N, em solo coberto por *Brachiaria Brizantha* cv. Marandu e em um solo desprovido de vegetação. O autor observou que 37% do total de N adicionado na urina foi assimilado pela *Brachiaria Brizantha*, e nesse mesmo tratamento, 29 % do N da urina foi encontrado no solo, principalmente nos 40 cm de profundidade. Já no tratamento sem a cobertura vegetal, encontraram-se apenas 24% do N derivado da urina, que estava bem distribuído no perfil do solo, indicando significativa perda de N por lixiviação. As perdas de N da urina bovina por lixiviação chegaram a 76 % do total aplicado no solo sem cobertura e a 34% no solo coberto por *Brachiaria brizantha*.

A perda por volatilização de amônia de fertilizantes nitrogenados é o processo responsável pelas maiores perdas de N na superfície do solo, além de ser a maior fonte de NH<sub>3</sub> na atmosfera (Bouwman et al., 1997). As perdas de amônia aumentam com a intensificação das condições de seca (altas temperaturas, maior fluxo de ar e menor umidade

relativa do ar), com a elevação do pH do solo, com a textura arenosa, com a baixa CTC e com a umidade do solo inicial não limitante para que ocorra a hidrólise da ureia pela enzima urease (Costa et al., 2004; Lessa, 2011). Acentuadas perdas de amônia podem ocorrer com a fertilização de ureia, tanto em solos ácidos quanto em solos alcalino (Terma, 1979). Também, aplicação de dejetos bovinos na pastagem favorece as perdas de N por volatilização de NH<sub>3</sub>.

De acordo com o IPCC (2006), 20% do nitrogênio contido nas excretas bovinas, sem diferenciar urina de fezes, são perdidos através da volatilização de amônia. Sendo que, apenas 1% representa as emissões indiretas de N<sub>2</sub>O desse nitrogênio que é volatilizado.

Ferreira (1995) ao avaliar as perdas de nitrogênio dos dejetos de bovinos, em pastos formados com braquiária, atribuiu à volatilização de NH<sub>3</sub> as maiores perdas de N, tanto para urina quanto para fezes, atribuindo um valor próximo de 10% do N das fezes perdidos por essa via.

A imobilização microbiana de N, com a aplicação de dejetos, está relacionada à rápida decomposição do C, facilmente decomponível, adicionado aos dejetos (Flowers & Ocallaghan, 1983; Dendooven et al., 1998).

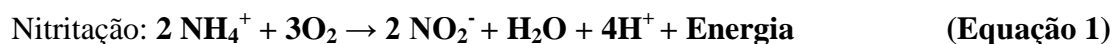
### 3) Transformação do N

O N<sub>2</sub>O é muito expressivo em sistemas agropecuários uma vez que 70% das emissões globais desse gás se originam com a dinâmica de N do solo em sistemas de produção, principalmente pela adição de fertilizantes nitrogenados e resíduos agrícolas (Mosier et al., 2004).

A maior parte de N<sub>2</sub>O emitido pelos solos é produzida em dois processos biológicos: nitrificação e desnitrificação. Uma pequena fração provém de processos não biológicos, como a decomposição química do nitrito (quimiodesnitrificação) e a decomposição química de hidroxilamina (NH<sub>2</sub>OH); produto intermediário na conversão de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e a reação desta com nitrito (Bremner, 1997).

A nitrificação e a desnitrificação são os processos que dão origem às emissões de N<sub>2</sub>O do solo à atmosfera, ambos os processos dependentes da disponibilidade de oxigênio, porém em condições opostas (Silva et al., 2010). Por ser um processo aeróbio, solos bem drenados favorecem a nitrificação, porém a adequada disponibilidade de água e de temperatura é importante para aperfeiçoar o processo. Por outro lado, muitos organismos do solo podem desnitrificar, desde que ocorram condições anaeróbicas no solo, sendo a temperatura um fator de grande importância (Silva et al., 2010).

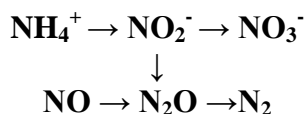
A nitrificação representa a oxidação aeróbica de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Esse processo é realizado por bactérias quimioautotróficas e ocorre em duas etapas: nitrificação, em que o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é oxidado a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), por ação das bactérias do gênero *Nitrosomonas* sp., *Nitrospira* e *Nitrosococcus* sp. e, a nitratação, onde o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> é oxidado a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por bactérias gênero *Nitrobacter* sp., *Nitrospira* e *Nitrosococcus* sp. (Moreira & Siqueira, 2006). A nitrificação pode ser simplificada pelas seguintes reações:



Durante o processo, a concentração NO<sub>2</sub><sup>-</sup> aumenta no início, à medida que o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> vai sendo oxidado e, posteriormente, diminui, à medida que o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> é formado, evitando o acúmulo de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> no solo. Todavia, em condições de anaerobiose, as taxas de oxidação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> permanecem praticamente constantes, favorecendo o acúmulo de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, que é tóxico no solo (Khalil et al., 2004). Nestas condições, o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> pode ser usado como acceptor

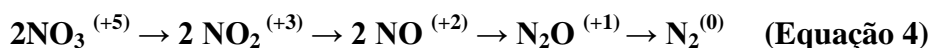
final de elétrons pelos nitrificadores, levando à formação de NO e N<sub>2</sub>O, de acordo com a equação (3) (Snyder et al. 2009).

**(Equação 3)**



A desnitrificação é o processo de oxidação do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> até N<sub>2</sub>, através de bactérias anaeróbicas facultativas, as quais representam de 0,1 a 5% da população total de bactérias no solo (Moreira & Siqueira, 2006). Essa transformação pode ser completa, originando N<sub>2</sub>, embora uma porção variável possa ser emitida como N<sub>2</sub>O gasoso (Signor, 2010).

A rota de desnitrificação, pela qual o N vai sendo sucessivamente oxidado, ou seja, utilizado como receptor de elétrons, é representada a seguir (Equação 4). Os números entre parênteses representam o número de oxidação do N nos diferentes compostos (Signor, 2010).



Tanto as reações de nitrificação quanto as de desnitrificação são afetadas por características do solo, como aeração, temperatura, umidade, reação do solo, fertilizantes, matéria orgânica, relação C/N e a presença de fatores tóxicos aos microorganismos (Moreira & Siqueira, 2006; Bremmer, 1997; Snyder et al. 2009). Davidson e Swank (1986) relataram que os principais fatores que influenciam as emissões de N<sub>2</sub>O, derivado de reações de nitrificação, são a temperatura e a densidade do solo. Na desnitrificação, a emissão de N<sub>2</sub>O parece ser influenciada principalmente pelo espaço poroso saturado, por água e pelo potencial redox (Eh) do solo.

A formação e a emissão de N<sub>2</sub>O por processos microbianos são resultados de interações complexas entre diversos fatores, como temperatura, textura, estrutura, pH do solo, conteúdo de água no solo, disponibilidade de N e de carbono facilmente oxidável (Bockman; Olf, 1998). A rotação de culturas, o preparo do solo e o período de aplicação de N têm alta relação com as perdas de N<sub>2</sub>O (Tan et al. 2009).

A temperatura determina as taxas, nas quais os microorganismos realizam os processos de nitrificação e desnitrificação. Em temperaturas amenas, há uma baixa taxa de conversão de compostos nitrogenados, a qual vai aumentando à medida que a temperatura também aumenta. Perdomo et al. (2009) encontraram os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O geralmente após as chuvas e/ou durante períodos de alta temperatura do solo.

Liu et al. (2006) associaram as maiores emissões de N<sub>2</sub>O a eventos de precipitação ou irrigação. Que influência no espaço poroso saturado por água (EPSA), Ruser et al. (2006) relatam que a desnitrificação é a principal fonte de N<sub>2</sub>O quando o EPSA for mais 70 % , quando este nível de umidade cai para 60 % , a nitrificação é principal processo de formação de N<sub>2</sub>O.

O pH interfere na quantidade de N<sub>2</sub>O que será produzido através da alteração das enzimas que participam das reações de formação do N<sub>2</sub>O no solo. A enzima que reduz N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub> é inibida em baixo pH e na presença de O<sub>2</sub>. Assim, em baixo pH, a proporção de N<sub>2</sub>O emitida seria maior, uma vez que uma menor quantidade seria reduzida a N<sub>2</sub> (Charpuis-Lardy et al., 2007).

A presença de carbono prontamente disponível aos microorganismos exerce influência sobre as reações de nitrificação e desnitrificação, uma vez que este pode ser usado como fonte de energia. Nesse contexto, a quantidade de matéria orgânica do solo exerce influência sobre a emissão de N<sub>2</sub>O. Ao considerar uma condição em que a umidade e a disponibilidade de

$\text{NO}_3^-$  não sejam limitantes à produção de  $\text{N}_2\text{O}$ , os maiores fluxos seriam observados nos solos com maior quantidade de carbono orgânico disponível (Ruser et al., 2006).

A relação C/N, tanto do solo quanto dos resíduos presentes no ambiente, afeta a disponibilidade de N e a atividade microbiana. Um solo com baixa relação C/N apresenta predomínio do processo de mineralização do N em relação ao processo de imobilização, aumentando a quantidade de N disponível, que poderá ser absorvido pelas plantas ou ficar disponível para os processos microbianos, dentre eles a desnitrificação (Signor, 2010).

A textura e a estrutura do solo também influenciam nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Em solos com textura argilosa, as emissões tendem a ser maiores que em solos com textura arenosa. Tan et al. (2009) quantificaram os efeitos de várias práticas de manejo do solo nos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  após um evento de chuva simulada em solos areno-argiloso e franco-argiloso. As perdas no solo franco-argiloso foram, aproximadamente, quatro vezes maiores. O autor atribuiu essa emissão as menores frações de poros grandes e a maior disponibilidade de C. Portanto, no solo argiloso, a menor quantidade de macroporos favoreceria a presença de microsítios anaeróbicos, onde ocorreriam as reações de desnitrificação.

### 2.3. Emissões de Gases de Efeito Estufa

Os problemas derivados do aquecimento global, associados às emissões de gases de efeito estufa são hoje uma preocupação mundial. Essas emissões antrópicas ocorrem em vários setores de atividades. Ao contrário de países industrializados, no Brasil, a maior parcela das emissões de GEE ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$ ) provém da mudança no uso da terra, em particular da conversão de áreas sob floresta para a agropecuária.

Na mudança do uso da terra, grandes áreas foram substituídas por pastagens. As pastagens ocupam dois terços da área agricultável no mundo. A baixa fertilidade do solo e o manejo incorreto são apontados como causas principais da degradação das pastagens. Esse manejo pode provocar a diminuição no estoque de carbono, que pode acarretar uma compensação às emissões de metano e óxido nitroso (Paulino et al., 2009).

A principal fonte de emissões de metano é oriunda dos ruminantes, seguido pelo cultivo de arroz em áreas inundadas, na presença de bactérias metanogênicas. As emissões de  $\text{CO}_2$  ocorrem principalmente pela queima de combustíveis fósseis. A mudança no uso da terra com a queimada das florestas, da palhada da cana-de-açúcar e em menor proporção a respiração dos organismos, também contribuem com as emissões de  $\text{CO}_2$ .

As emissões do  $\text{CO}_2$  do solo em áreas agrícolas podem ser minimizadas pelo emprego de sistemas de preparo do solo que resultem na estabilização da MOS (Carvalho et al., 2007). A manutenção do carbono como húmus é uma forma de estabilização do C no solo (Carvalho et al., 2007).

No recente relatório lançado pelo Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI, 2013), sobre as emissões de gases efeito estufa no Brasil, foi apresentado uma grande redução de emissões totais de GEE de 38,7 % em 2010, quando comparado a 2005. Essa redução se deve, principalmente, à diminuição no desmatamento da Amazônia e da região dos Cerrados. No ano de 2005, estimou-se que o total de emissões antropogênicas de GEEs, incluindo emissões de metano [ $\text{CH}_4$ ] e óxido nitroso para todos os setores (Energia, Tratamentos de Resíduos, Processos Industriais, Agropecuária e Uso e Mudança de Uso da Terra e Florestas - LULUCF) foi de 2.032 Tg (milhões de toneladas) de  $\text{CO}_2\text{eq}$ , do qual o “Uso da Terra e Florestas” (principalmente desmatamento) contribuiu com 1.168 Tg (57 % das emissões). O relatório do Prodes (2013) mostrou uma queda no desmatamento na Amazônia de 1,9 milhões de ha (Mha), em 2005, para 0,7 Mha em 2010. O resultado das medidas tomadas pelo Governo Federal, que também foi efetivo em outras regiões, foi a



redução das emissões de GEEs no setor de “Uso de Terra e Florestas” de 1.168 para 279 Tg de CO<sub>2</sub>eq, neste período de 5 anos (uma redução de 76 %).

O Brasil vem se destacando nas pesquisas na área de aquecimento global e, mais recentemente, através do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e do Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA), que publicou o “Plano ABC”. Este Plano é uma importante parte do compromisso de reduzir as emissões de GEE, assumido pelo Brasil na 15ª Conferência das Partes – COP15, ocorrida em Copenhague, no ano de 2009. São seis as propostas apresentadas no Plano ABC: recuperação de pastagens degradadas; integração lavoura-pecuária-floresta e sistemas agroflorestais; sistema plantio direto; fixação biológica de nitrogênio; florestas plantadas e tratamentos de dejetos animais.

#### **2.4. Estoques de Carbono e Nitrogênio em Diferentes Sistemas de Manejo de Pastagens**

O conteúdo de Matéria orgânica do solo (MOS) é basicamente o resultado da adição e da decomposição de resíduos vegetais que chegam ao solo, onde a taxa de decomposição dos resíduos no solo é resultado das características extrínsecas dos materiais, como da interação com a fração mineral e biológica do solo. Nesse contexto, a qualidade e quantidade do resíduo orgânico implicarão em maior ou menor acumulação de matéria orgânica no solo (Urquiaga et al., 2006).

A importância do conteúdo do C orgânico do solo ou da MOS tem-se apresentado mais relevante a nível mundial, pois pelas Convenções sobre o clima, o aumento nos estoques de carbono orgânico do solo além de proporcionar uma condição favorável para fertilidade do solo, representa uma forma de mitigar o aquecimento global pela redução da concentração de CO<sub>2</sub> da atmosfera (Cerri et al., 2004; Lal & Klimber, 2000). Fenômeno conhecido como sequestro de carbono no solo (Urquiaga et al., 2005; Sisti et al., 2004).

Nesse contexto, para estocar C no solo, é necessário a qualidade do resíduo e não só a quantidade. Isso vem a confirmar a importância do N para o acúmulo de C no solo. De acordo com Alves et al. (2002), para acumular 1 Mg ha<sup>-1</sup> de C no solo, na forma de MOS, é necessário pelo menos 80 kg N ha<sup>-1</sup>.

Também as práticas de cultivo têm mostrado influência no estoque de carbono do solo, através dos efeitos na estrutura do solo, principalmente sobre a formação e a estabilidade dos agregados (Jantalia et al., 2006). Fisicamente, a estrutura formada pelos agregados protege a MOS contida dentro desses contra a decomposição microbiana. Assim, a estrutura do solo pode agir como controladora da formação e da degradação de MOS, tendo uma relação direta com a dinâmica de nutrientes e com o potencial do solo em estocar carbono. Em sistema de plantio direto é observado uma maior agregação do solo, o que tem sido relacionado ao aumento do carbono orgânico do solo, principalmente na camada supreficial (Cambardella & Elliott, 1992; Beare et al., 1994; Jastrow 1996; Six et al. 2000; Martens, 2000).

Braz et al. (2013) observaram um maior estoque de carbono na área de pastagem produtiva, quando comparado à mata nativa e à pastagem degradada, no cerrado brasileiro. Verificando a importância do bom manejo das pastagens.

Uma pastagem bem manejada, com lotação animal adequada e reposição de nutrientes, aumenta a produtividade da gramínea. A adubação mineral e o consórcio com leguminosas têm mostrado bons resultados. Essas práticas de manejo aumentam a deposição e a rebrota de resíduos da parte aérea e das raízes das forrageiras, que conseqüentemente contribuiriam para aumentar o estoque de C nos solos.

A adubação mineral das pastagens e o consórcio com leguminosas têm mostrado bons resultados. De acordo com Paulino (2009), a fertilidade do solo afeta a produção da biomassa aérea e radicular. Essa maior produtividade está diretamente relacionada à quantidade de resíduos depositados no solo por superfície e subsuperfície e, conseqüentemente ao estoque de C. Porém, é necessário que se tenha uma fonte de N para estocar C. Numa revisão, o referido autor estimou que, nos estudos realizados em diversas partes do mundo, as boas práticas de manejo da fertilidade do solo sob pastagens podem aumentar de 50 a 150 kg/ha a quantidade de carbono estocado. Por outro lado, a ausência de N e a utilização menos frequente das pastagens resultaram em perdas para a atmosfera de 57 g C/m<sup>2</sup> por ano. Dessa maneira, Paulino (2009), concluiu que a conversão de terras aráveis em pastagens perenes teve efeito positivo sobre o balanço de C no sistema, embora o efeito tenha sido mais pronunciado nos três primeiros anos após a conversão.

Estimativas feitas em várias regiões indicam que leguminosas forrageiras consorciadas com gramíneas tropicais podem contribuir com mais de 150 kg N ha<sup>-1</sup> (Thomas et al., 1992; Miranda et al., 1999; Giller, 2001). Por outro lado, os resíduos vegetais das leguminosas, mais ricos em N, podem promover maiores emissões de N<sub>2</sub>O do solo, uma vez que se estima que 1,3% do N dos resíduos se convertem em N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006). Não existem informações disponíveis que tragam uma comparação direta com N originado de fertilizantes em sistemas de pastagens. Outro efeito da fertilização das pastagens consiste em aumentar a deposição de resíduos das forrageiras, tanto de tecidos aéreos quanto das raízes, o que contribuiria para aumentar o C no solo.

Paulino (2009) relatou que a redução no uso de fertilizantes juntamente com uma baixa lotação animal reduziu as emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O por unidade de área. Entretanto, este tipo de estratégia diminuiu o potencial de sequestro de C pelo solo, pois houve uma redução do N via fertilizante, conseqüentemente, afetou no estoque de C. Estudos feitos, em experimento de longa duração, mostraram que a fertilização mineral de áreas com pastagens com ou sem o consórcio com leguminosas forrageiras aumentou os estoques de C no solo na região da Amazônia (Choné et al., 1991; Feigl et al., 1995; Moraes et al., 1996; Neill et al., 1997), da Mata Atlântica (Tarré et al., 2001) e do Cerrado brasileiro (Jantalia et al., 2006, Braz et al., 2013). Segundo Tarré et al. (2001), o uso de leguminosas forrageiras em consórcio pode ser interessante para manter a produtividade das pastagens e, ao mesmo tempo em que incrementa a fertilidade do solo, disponibiliza mais proteína para os animais, aumentando também os estoques de C no solo.

De acordo com Primavessi (1999), as leguminosas podem contribuir para a sustentabilidade das pastagens pela fixação simbiótica do N, também pela incorporação dos próprios tecidos no solo, que possuem boa relação C/N e aceleram os processos de decomposição, humificação, mineralização, estabilização da matéria orgânica, aumentando com o tempo, os seus níveis no solo e, conseqüentemente, todas as contribuições benéficas ao sistema.

Alguns experimentos mostraram grande sucesso, em termos de aumentos de produção animal, a introdução de leguminosas em pastagens. O amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) introduzido em pastagens não fertilizadas de *Brachiaria brizantha*, na Costa Rica, promoveu aumentos de ganho de peso vivo (GPV) animal de mais de 30 %, durante um período de 2 anos (Hernández et al., 1995). As diferenças em GPV animal foram 45 % maiores na pastagem consorciada com o amendoim forrageiro que na monocultura de *B. brizantha*, no segundo ano do estudo.

Num estudo realizado na estação da CEPLAC, em Itabela, Extremo sul da Bahia, com o consórcio de *A. pintoi* com a *Brachiaria dictyoneura*, foi registrado um aumento no GPV de 500 g cabeça dia<sup>-1</sup> (numa taxa de lotação-TL de 4 cabeças ha<sup>-1</sup>, no primeiro ano do estudo) a

até mais de 750 g cabeça dia<sup>-1</sup> na mesma TL, no segundo ano (Santana & Pereira, 1995; Boddey et al. 1997).

Na região dos Cerrados, pesquisadores da Embrapa trabalharam principalmente com espécies de *Stylosanthes*. A reforma de uma pastagem degradada de *B. decumbens* com a implantação de *Stylosanthes* cv. Campo Grande resultou em um GPV médio de 480 kg<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, durante os três primeiros anos, comparada com menos de 60 kg<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, na pastagem não recuperada (Embrapa, 2007).

Babilônia (2013), ao estudar a pastagem de *Brachiaria humidicola*, em consórcio com leguminosas em São Vicente, Mato Grosso, observou um aumento de 1,51; 0,9 e 0,69 Mg ha<sup>-1</sup> para estoque de C e 0,1; 0,08 e 0,02 Mg ha<sup>-1</sup> nos estoques de N no solo, respectivamente, no consórcio de *B. humidicola* com *Stylosanthes* cv Campo Grande; *B. humidicola* com *Arachispintoi* cv. Belmonte, *B. humidicola* com *Puerariaphaseoloides*, quando comparada à pastagem de *Brachiaria* em monocultura.

## 2.5. Fração Leve Livre da Matéria Orgânica do Solo

A matéria orgânica do solo compreende a todo o C presente no solo, na forma de resíduos frescos ou em diversos estágios de decomposição, compostos humificados e materiais carbonizados, associados ou não à fração mineral. Assim como, a porção viva do solo, composta pelas raízes, pela microfauna, mesofauna e macrofauna e pelos microrganismos do solo (Roscoe & Machado, 2002).

O estudo da MOS pode ser realizado através do fracionamento químico e do fracionamento físico. O químico caracteriza-se pela extração das substâncias húmicas, que podem ser subdivididas de acordo com suas características físico-químicas específicas de cada grupo de substâncias húmicas, em função dos procedimentos de extração e separação. O material húmico é caracterizado pela baixa solubilidade em água, pela irregularidade estrutural e por fortes ligações físicas e químicas entre si e com a fração mineral, admitindo a presença de três principais frações: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina (Guerra et al., 2008).

O fracionamento físico é dividido em granulométrico e densimétrico. O fracionamento densimétrico divide a MOS em dois compartimentos distintos: fração leve e pesada. A fração leve é dividida em leve-livre (FLL), intra-agregada (FLI); e a fração pesada corresponde aos complexos organo-minerais secundários, compostos pelo complexo organo-arenoso, organo-siltoso e organo-argiloso.

A FLL é constituída por materiais orgânicos derivados principalmente de restos de vegetais, mas também por quantidades razoáveis de resíduos microbianos, inclusive hifas fúngicas, esporos, fragmentos de raízes e sementes, podendo ter materiais carbonizados, em solos sob vegetação que sofrem queimadas periódicas (ex. cerrados). A FLL possui uma rápida taxa de ciclagem, sendo a sua composição química comparada àquela de materiais vegetais e da liteira, pouco decomposto e de alta relação C/N (Christensen, 1992).

A entrada de FLL é influenciada pelo tipo de vegetação, que irá refletir na quantidade e na qualidade de material vegetal adicionado ao solo. A entrada de material vegetal no solo pode ser tanto por superfície quanto por subsuperfície. Sob vegetação de mata, a entrada tende a ser maior na superfície do solo. Em áreas sob vegetação de gramíneas, devido ao maior desenvolvimento do sistema radicular dessa cultura, a maior contribuição é em subsuperfície.

Pinheiro (2007) observou maior entrada de FLL em superfície, em área sob pastagem de *Brachiaria* quando comparada ao capim elefante, em Itabela-Ba. A autora relata que esse maior aporte está sendo influenciado pela maior deposição de resíduos da gramínea *Brachiaria*, que possui uma elevada taxa de rebrota, ao ser comparada ao capim elefante.

Roscoe et al. (2001) compararam o teor de C na FLL, num cerrado sensu-stricto, tendo uma pastagem cultivada por 23 anos. No cerrado, foi observada uma quantidade de C presente na FLL elevada na superfície, que foi reduzida drasticamente no horizonte subjacente, enquanto que na pastagem cultivada não foi observado tal acúmulo na superfície.

A mudança no uso da terra e, posteriormente, o manejo adotado irá influenciar no estoque de FLL no solo. A transformação da FLL está ligada a macroagregação e também aos mecanismos de proteção física desta fração orgânica nos agregados do solo (Christensen, 1996). O único mecanismo de proteção, atuando na FLL, é a recalcitrância do material constituinte desta fração. Em áreas sob vegetação de gramíneas, a elevada relação C/N e o elevado conteúdo de lignina do material vegetal fazem com que esse material tenha uma maior proteção.

A FLL tem sido considerada como um indicador de qualidade do solo (Christensen, 1996). A perda da FLL associada ao cultivo dos solos, anteriormente sob cobertura de florestas e pastagens, deve-se à mineralização e à transferência da MOS para frações que formam complexos com as frações granulométricas silte e argila (Christensen, 1996).

### **3. CAPÍTULO I**

**ESTOQUES DE C E N NO SOLO, SOB COBERTURA DE MATA E  
PASTAGEM DE *BRACHIARIA BRIZANTHA* CV ARAPOTI E  
*BRACHIARIA BRIZANTHA* CV XARAÉS, ITABELA (BA)**

### 3.1. RESUMO

Nos sistemas de manejo de produção agropecuária ocorreram grandes mudanças na utilização das terras no decorrer do tempo. Atualmente, são discutidas alternativas de como reverter o quadro de degradação ambiental, particularmente no que se refere à diminuição da concentração do CO<sub>2</sub> atmosférico através do sequestro de C nos solos. Nesse contexto, o objetivo geral do trabalho foi avaliar o estoque de C e N, em áreas estabelecidas, há quinze anos, com pastagem produtiva de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e mata nativa (Transecto 1) e de pastagem produtiva de *Brachiaria brizantha* cv Xaraés e mata nativa (Transecto 2), na Estação Experimental de Zootecnia (CEPLAC), Itabela (BA). O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com quatro repetições para cada tratamento. Em maio de 2015, foram abertas trincheiras, onde amostras de terra foram coletadas até 100 cm de profundidade, para a determinação da densidade do solo, distribuição do C e N,  $\delta^{13}\text{C}$ , estoques de C e N e fração leve da MOS. Para os dois transectos avaliados, não foi observada diferença estatística significativa entre a cobertura vegetal de mata e pastagem, no teor de c em todo o perfil avaliado (0-100 cm). Não houve diferença quanto aos estoques de C e N, na cobertura de pastagens, quando comparado à vegetação de mata, em ambas as profundidades avaliadas (0-30 e 0-100cm). A contribuição do carbono derivado das pastagens (C<sub>4</sub>) foi maior somente nos primeiros 5 cm de solo, após essa profundidade, o carbono da mata é o principal responsável pelo estoque de carbono no solo. O aporte de fração leve livre foi maior na camada superficial (0-10 cm) para ambos os tratamentos, e as pastagens apresentaram maior entrada de FLL em relação à mata.

**Palavras-chave:** Fração leve livre. Origem do carbono no solo.

### 3.2. ABSTRACT

In agricultural production management systems there have been major changes in land use over time. Presently, alternatives are discussed how to reverse the above environmental degradation, particularly as regards the reduction of the concentration of atmospheric CO<sub>2</sub> sequestration C through the soil. In this context, the general objective of the study was to evaluate the stock of C and N in areas established for fifteen years with productive *Brachiaria brizantha* Arapoti and native forest (Transect 1) and productive *Brachiaria brizantha* Xaraés and native forest (transect 2), the Animal Science Experimental Station (CEPLAC) Itabela (BA). The experimental design was completely randomized with four replications for each treatment. In May 2015, the trenches were opened, where soil samples were collected up to 100 cm deep, for the determination of bulk density, distribution of C and N,  $\delta^{13}C$ , C and N stocks and light fraction of SOM. For the two transects evaluated, there was no significant statistical difference between the vegetation of forest and pasture in C content in all evaluated profile (0-100 cm). There was no difference in the stocks of C and N in the pasture coverage when compared to forest vegetation, in both evaluated depths (0-30 and 0-100 cm). The carbon contribution derived from pastatagens (C<sub>4</sub>) was higher only in the first 5 cm of soil after this depth, the carbon of the forest is primarily responsible for the stock of carbon in the soil. The free light fraction intake was higher in the surface layer (0-10 cm) for both treatments, and pastures showed higher entrada of FLL in relation to forest.

**Keywords:** Free light fraction. Carbon source in the soil.

### 3.3. INTRODUÇÃO

Atualmente, são discutidas alternativas de como reverter o quadro de degradação ambiental, particularmente no que se refere à diminuição da concentração do CO<sub>2</sub> atmosférico. Um caminho está na recuperação dos teores de matéria orgânica dos solos sob as imensas áreas de pastagens degradadas, que somam 30 milhões de ha no país. Reverter esse quadro de degradação para áreas com pastagens produtivas pode elevar os estoques de C nos solos. Essa é a recomendação do “Programa 1”, do Plano ABC (agricultura de Baixa Emissão de Carbono), do Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. O Plano ABC tem como objetivo promover a redução das emissões de GEE na agricultura, conforme preconizado na Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC), tornar eficiente o uso de recursos naturais, aumentar a resiliência de sistemas produtivos e de comunidades rurais e possibilitar a adaptação do setor agropecuário às mudanças climáticas.

Um sistema de manejo de pastagens que se preocupa em fazer a análise química do solo e restituí-lo com os nutrientes necessários, que respeita a taxa de lotação animal, tendo como resultado uma pastagem vigorosa, com alta produtividade, pode estocar mais carbono do que uma pastagem manejada sem essa preocupação e que já apresente estado de degradação. Braz et al. (2013) observaram um maior estoque de carbono em áreas sob pastagem produtiva quando comparado à pastagem degradada e esses valores foram também superiores ao serem comparados com uma área sob mata nativa, no cerrado brasileiro.

A adubação mineral nitrogenada e o consórcio com leguminosas fixadoras de N têm mostrado bons resultados. Essas práticas de manejo aumentam a rebrota da parte aérea e das raízes das forrageiras e a deposição de resíduos no solo, que conseqüentemente, contribui no estoque de C nos solos (Paulino, 2009). Portanto, a entrada de nitrogênio é fundamental no acúmulo e estabilização de C nos solos (Urquiaga et al., 2002). Para que ocorra a formação de húmus nos solos é necessária a entrada de N.

As pastagens promovem maior aporte de resíduos orgânicos por subsuperfície e subsuperfície quando comparadas à vegetação de mata nativa. Além de maior quantidade de resíduos orgânicos, a qualidade dos resíduos sob pastagens possuem maior recalcitrância quando comparados à vegetação sob mata. Essa maior recalcitrância é um dos fatores considerados, na literatura, para a estabilização do carbono nos solos (Chirstensen 1996, 2001). A hipótese do trabalho é que as áreas sob pastagens produtivas de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e de *Brachiaria brizantha* cv Xaraés, já estabelecidas há quinze anos, podem contribuir com o estoque C, em solos arenosos e de baixa fertilidade.

O objetivo geral do trabalho foi avaliar os estoques de C e N e a origem do carbono estocado, até 100 cm de profundidade, em áreas sob pastagens produtivas de *Brachiaria brizantha* (cv Arapoti e Xaraés) e sob vegetação de Mata Atlântica, num Argissolo Amarelo, em Itabela (Bahia). Espera-se avaliar o impacto da substituição da vegetação nativa de mata por pastagens na entrada de carbono novo no solo (pastagens), assim como, na conservação do carbono antigo (mata nativa).

Os objetivos específicos foram avaliar a distribuição do C e N no solo, a distribuição da fração leve da MOS no solo, o estoque de C e N no solo e a origem do C estocado, num transecto sob vegetação de pastagem de *Brachiaria Brizantha* cv Arapoti e Mata Atlântica e, em outro transecto sob pastagem de *Brachiaria Brizantha* cv Xaraés e Mata Atlântica, em Itabela, Bahia.



### 3.4. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.4.1. Descrição da área experimental

O trabalho foi realizado na Estação Experimental de Zootecnia do Extremo Sul, na CEPLAC (Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira), localizada em Itabela (16039'S e 39030'O), Sul da Bahia. A área encontra-se sob o domínio do ecossistema de Mata Atlântica. O clima local é uma transição entre os tipos Af e Am, segundo a classificação de Köppen, com precipitação anual de 1.311 mm e temperatura média de 25°C, sem estação seca definida.

Os solos pertencem a Formação Geológica “Tabuleiros Costeiros”, apresentando textura arenosa (>700 g de areia/kg solo), nos primeiros 20 cm superficiais, são ácidos e de baixa fertilidade natural, sendo o fósforo o elemento mais deficiente. O solo é classificado como Argissolo Amarelo Distrófico coeso, segundo o SiBCS (2013). As propriedades químicas do solo, no início do estabelecimento da pastagem, eram: pH (H<sub>2</sub>O) = 5,3; Al = 0,0 cmolc/dm<sup>3</sup>; Ca = 2,5 cmolc/dm<sup>3</sup>; Mg = 0,5 cmolc/dm<sup>3</sup>; K = 0,07 cmolc/dm<sup>3</sup>; P disponível = 1,0 mg/dm<sup>3</sup>; C = 1,23 g/kg; N = 0,11 g/kg e relação C/N = 11.

#### 3.4.2. Descrição dos tratamentos e delineamento experimental

A área experimental, que inicialmente era formada pelo bioma Mata Atlântica, foi desmatada em 1998. No ano seguinte, foi realizado o preparo convencional do solo (aração e gradagem) e correção da acidez, através da aplicação de 1.200 kg/ha de calcário dolomítico. No ano 2000, foi implantada a pastagem com *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, Xaraés e Arapoti. A pastagem recebeu uma adubação de plantio de 40 kg de N/ha e 80 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Foram realizadas mais duas adubações de cobertura de 40 kg de N/ha cada, aos 120 e 240 dias, após o plantio (Figura 2). Posteriormente, todo ano até 2012, foi realizada adubação nitrogenada de 120 kg N/ha, parcelada em três aplicações.

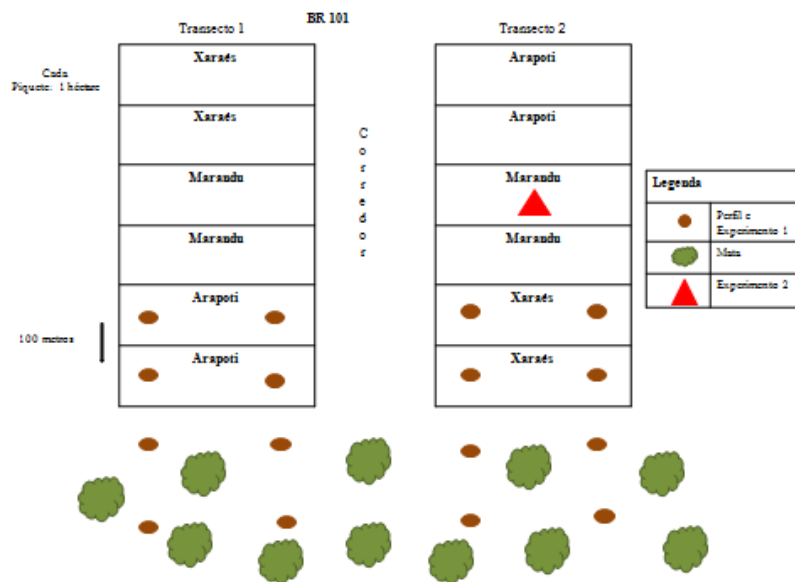


**Figura 1.** Foto da área experimental, na Estação Experimental de Zootecnia do Extremo Sul, na CEPLAC, Bahia.

Para a avaliação dos estoques de carbono e nitrogênio no solo foram realizados dois transectos: 1º transecto- abrangendo uma área sob pastagens de *Brachiaria brizantha* com

cultivares Arapoti e a vegetação de mata; e o 2º transecto- área com vegetação de pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Xaraés e a mata nativa (Figura 3).

Em maio de 2015, nas áreas sob pastagens e mata, foram abertas duas trincheiras, em cada piquete de 1 ha de dimensão, formando um transecto. A distância entre cada trincheira foi de 100 m (Figura 3). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com quatro repetições para cada tratamento.



**Figura 2.** Croqui da área experimental na CEPLAC.

### 3.4.3. Amostragem e caracterização química e física do solo

Para a determinação dos atributos químicos e físicos do solo, foram abertas trincheiras (100 cm de profundidade x 100 cm de largura) e coletadas amostras de terra nas quatro paredes do perfil. Foram coletadas 4 amostras simples por profundidade, formando uma amostra composta.

As amostras coletadas foram secas ao ar, destorroadas e passada na peneira de 2mm, posteriormente foram submetidas às seguintes análises químicas: pH em água, fósforo assimilável, potássio, sódio, cálcio, magnésio e alumínio trocáveis e acidez potencial. E físicas: análise granulométrica e densidade da partícula de acordo com a metodologia da Embrapa (1997).

### 3.4.4. Quantificação do estoque de carbono e nitrogênio no solo

Para a determinação dos estoques de C e N, foram abertas trincheiras (100 cm de profundidade x 100 cm de largura) e coletadas amostras de terra nas quatro paredes do perfil. Foram coletadas 4 amostras simples por profundidade, formando uma amostra composta. Também foram coletadas amostras indeformadas de terra, nas quatro paredes do perfil, para a determinação da densidade do solo. As amostras de terra deformadas e indeformadas foram coletadas nas seguintes camadas: 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de profundidades.

As amostras de terra foram finamente moídas (< 250 µm) em moinho de rolagem até a pulverização (Smith & Myung, 1990). Os teores de C e N foram determinados em um

espectrômetro acoplado a um analisador automático de C, H e N. Os estoques foram calculados a partir do teor de C e N, nas diferentes profundidades, com as respectivas densidades do solo e espessura das camadas.

Seguindo recomendação de diversos autores (Veldkamp, 1994; Neill, 1997, Sisti et al., 2004) para comparar estoques de nutrientes no solo sob sistemas agrícolas e/ou vegetação natural, as camadas de solo a serem comparadas devem possuir a mesma massa do solo do tratamento empregado como referência. O processo de ajuste da massa de solo será feito camada a camada, conforme a diferença entre as densidades do solo de cada camada.

O estoque de carbono foi calculado utilizando a seguinte equação:

$$C_S = \sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti} + \left[ M_{Tn} - \left( \sum_{i=1}^n M_{Ti} - \sum_{i=1}^n M_{Si} \right) \right] C_{Tn}$$

Onde,

$C_S$  é o estoque total em Mg C ha<sup>-1</sup>,

$\sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti}$  é a soma do carbono da primeira (superfície) a última camada, no perfil do solo, no tratamento avaliado (Mg ha<sup>-1</sup>),

$\sum_{i=1}^n M_{Ti}$  é a soma da massa do solo da primeira a última camada, no perfil do solo, no tratamento referência (Mg ha<sup>-1</sup>),

$M_{Tn}$  é a massa do solo na última camada do perfil do solo, no tratamento avaliado (Mg ha<sup>-1</sup>), e

$C_{Tn}$  é a concentração de carbono na última camada do perfil do tratamento avaliado (Mg C Mg<sup>-1</sup> de solo).

### 3.4.5. Fracionamento físico densimétrico da matéria orgânica do solo

A fração leve livre (FLL) da matéria orgânica do solo foi obtida através do fracionamento físico por densidade da MOS, pelo procedimento proposto por Sohi et al. (2001). As FLL foram extraídas do solo por meio de uma solução de iodeto de sódio (NaI) com densidade de 1,80 g cm<sup>-3</sup> (± 0,02).

Brevemente, foram pesados 5 g de TFSA e transferidos para frascos de centrífuga de 50 mL, sendo adicionados 35 mL da solução de iodeto de sódio. Os frascos foram agitados manualmente, com leve rotação, de maneira a não romper a microagregação. A seguir, as amostras ficaram em repouso por um período de aproximadamente 24 horas, a fim de promover a sedimentação das partículas minerais do solo, de maior densidade específica. A fração orgânica sobrenadante (menor densidade), presente na solução (fração leve livre), foi succionada juntamente com a solução de NaI, e, imediatamente, separada por filtração a vácuo. As frações coletadas foram lavadas com água destilada, visando eliminar o excesso de NaI. A fração orgânica, juntamente com o filtro, após a secagem em estufa a 65 °C, foi pesada para a obtenção da massa seca de FLL (g FLL kg<sup>-1</sup> solo).

### 3.4.6. Determinação da origem do carbono no solo

Para a determinação do C e da abundância isotópica de  $^{13}\text{C}$ , uma alíquota contendo solo finamente moído (Smith & Myung, 1990) foi analisado em um espectrômetro de massa acoplado a um analisador automático de C, H e N.

A vegetação nativa da região apresenta predominância de plantas de ciclo fotossintético  $\text{C}_3$  (-27‰). Este valor difere de plantas de ciclo fotossintético  $\text{C}_4$ , como a pastagem (-13‰). A proporção do carbono, proveniente da vegetação atual (pastagem) e da vegetação anterior (mata), foi determinada de acordo com a equação:

$$X = \frac{\delta^{13}\text{C}_{\text{mistura}} - \delta^{13}\text{C}_4}{\delta^{13}\text{C}_3 - \delta^{13}\text{C}_4} \times 100$$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{mistura}}$  – composição isotópica do carbono do solo sob atividade agrícola. Reflete a mistura do carbono oriundo da vegetação nativa (plantas  $\text{C}_3$ ) e do carbono incorporado pela pastagem ( $\text{C}_4$ );

$\delta^{13}\text{C}_3$  - composição isotópica do carbono da MOS derivado da vegetação nativa ( $\text{C}_3$ );

$\delta^{13}\text{C}_4$  - composição isotópica do carbono oriundo dos resíduos da pastagem ( $\text{C}_4$ );

X = contribuição percentual de carbono derivado de resíduos de plantas  $\text{C}_3$  (carbono original do solo) em relação à mistura de carbono derivado de plantas  $\text{C}_3$  e  $\text{C}_4$ ;

100-X = contribuição (%) de carbono derivado de resíduos de plantas  $\text{C}_4$ , que influenciaram a composição isotópica do carbono total do solo.

PDB (Pee Dee Dolomita) é uma rocha calcárea utilizada como padrão. Todos os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  são expressos em  $\delta^{13}\text{CPDB}$  (‰).

### 3.4.7. Interpretação dos dados e avaliação estatística

Os dados foram submetidos à verificação da homogeneidade das variâncias dos erros (Bartlett) e de normalidade dos dados (Lilliefors). As variáveis, que não apresentaram dados com distribuição normal, foram transformadas da utilizando  $\sqrt{x+1}$  e  $\log +1$  para os atributos químicos e físicos do solo, respectivamente. Posteriormente, foi feita a análise de variância com aplicação do teste F ( $P < 0,05$ ), utilizando o programa estatístico SISVAR.

### 3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.5.1. Caracterização química e física do solo

A caracterização química e física do Argissolo Amarelo Distrófico, no Transecto 1, sob cobertura de pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e de mata nativa, nas diferentes profundidades, é apresentada nas Tabelas 1 e 2. Com relação às propriedades químicas (Tabela 1), somente foi observada diferença estatística significativa para o valor de pH (10-20 cm) e o teor de  $\text{Ca}^{+2}$  (0-5 e 5-10 cm). Observou-se que o teor de  $\text{Ca}^{+2}$ , na área sob cobertura de pastagem, foi estatisticamente superior à mata nativa, nos primeiros 10 cm de profundidade. Isso pode ser explicado pelo manejo adotado na área de pastagem, com a incorporação de calcário nessas primeiras profundidades do solo. Mesmo com a incorporação de calcário, a soma dos teores de  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  é baixa ( $< 2,0 \text{ cmolc kg}^{-1}$  solo). Essa baixa disponibilidade desses macronutrientes é devida à elevada lixiviação de bases nos solos de clima tropical, predominando  $\text{H}^+$  e  $\text{Al}^{+3}$  no complexo sortivo do solo.

Na área sob cobertura de pastagem, o pH encontra-se próximo à neutralidade (em torno de 6,0), devido à calagem, e o teor de alumínio é bem reduzido. Nesse valor de pH, o alumínio encontra-se na forma precipitada,  $\text{Al}(\text{OH})_3$ .

Em relação às propriedades físicas do solo (Tabela 2), não foram observadas diferenças estatísticas entre a área de pastagem e a de mata para a densidade da partícula, areia e silte. Os valores de densidade da partícula (2,08 e 2,31) são característicos de solos de clima tropical. Observa-se que, somente na profundidade de 10-20 e 20-30 cm, há um maior teor de argila na área de pastagem em relação à mata. É justamente nessa profundidade que se encontra a camada coesa do Argissolo Amarelo e onde ocorre a mudança textural abrupta.

**Tabela 1.** Caracterização química do Argissolo Amarelo, no transecto 1, sob pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e mata, nas diferentes profundidades.

Tratamento	pH (água)	$\text{Ca}^{+2}$ $\text{Mg}^{+2}$ $\text{Al}^{+3}$ Na    H+Al ( $\text{cmol}_c \text{ Kg}^{-1}$ de solo)				
		<b>0-5 cm</b>				
Pastagem	6,14 a	1,09 a	0,29 a	0,09 a	0,00 a	3,17 a
Mata	4,96 a	0,25 b	0,23 a	0,16 a	0,00 a	3,24 a
CV (%)	14,69	9,45	7,50	7,49	0,00	8,19
<b>5-10 cm</b>						
Arapoti	6,07 a	0,92 a	0,26 a	0,15 a	0,00 a	2,47 a
Mata	5,01 a	0,31 b	0,18 a	0,24 a	0,00 a	3,29 a
CV (%)	11,69	6,50	6,01	12,49	0,00	11,15
<b>10-20 cm</b>						
Arapoti	6,18 a	0,68 a	0,34 a	0,07 a	0,00 a	2,24 a
Mata	5,13 b	0,29 a	0,17 a	0,30 a	0,00 a	2,87 a
CV (%)	7,38	7,01	7,01	9,28	0,00	15,64
<b>20-30 cm</b>						
Arapoti	5,80 a	0,52 a	0,20 a	0,19 a	0,00 a	2,24 a
Mata		0,30 a	0,17 a	0,32 a	0,00 a	2,94 a
CV (%)	10,33	9,22	6,49	12,08	0,00	11,25

Continua...

Continuação da **Tabela 1.**

Tratamento	pH (água)	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Al <sup>+3</sup>	Na	H+Al
		(cmol <sub>c</sub> Kg <sup>-1</sup> de solo)				
<b>30-40 cm</b>						
Arapoti	5,47 a	0,47 a	0,25 a	0,26 a	0,00 a	2,35 a
Mata	5,44 a	0,22 a	0,13 a	0,28 a	0,00 a	2,87 a
CV (%)	13,70	12,15	4,38	14,56	0,00	13,86
<b>40-60 cm</b>						
Arapoti	5,74 a	0,38 a	0,18 a	0,29 a	0,00 a	2,27 a
Mata	5,39 a	0,17 a	0,10 a	0,40 a	0,00 a	2,79 a
CV (%)	6,70	9,89	2,64	17,21	0,00	8,63
<b>60-80 cm</b>						
Arapoti	5,53 a	0,36 a	0,15 a	0,38 a	0,00 a	2,07 a
Mata	5,03 a	0,14 a	0,10 a	0,41 a	0,00 a	2,22 a
CV (%)	5,10	6,57	3,50	11,73	0,00	9,16
<b>80-100 cm</b>						
Arapoti	5,26 a	0,24 a	0,12 a	0,25 a	0,00 a	1,87 a
Mata	5,43 a	0,10 a	0,14 a	0,28 a	0,00 a	2,05 a
CV (%)	15,17	5,35	1,13	14,03	0,00	7,35

Os valores representam a média de 4 repetições por tratamento. As médias na mesma coluna seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste F (P<0,05).

**Tabela 2.** Caracterização física do Argissolo Amarelo, no transecto 1, sob pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e mata, nas diferentes profundidades.

Tratamento	DP (Mg m <sup>-3</sup> )	Areia	Silte (g Kg <sup>-1</sup> )	Argila
<b>0-5 cm</b>				
Arapoti	2,16 a	782 a	60 a	156 a
Mata	2,33 a	784 a	64 a	151 a
CV (%)	3,07	1,42	17,03	7,77
<b>5-10 cm</b>				
Arapoti	2,30 a	767 a	72 a	161 a
Mata	2,34 a	754 a	97 a	149 a
CV (%)	0,39	0,52	13,69	6,88
<b>10-20 cm</b>				
Arapoti	2,31 a	719 a	59 a	222 a
Mata	2,27 a	746 a	138 a	116 b
CV (%)	0,43	0,87	1,58	1,78
<b>20-30 cm</b>				
Arapoti	2,18 a	586 a	85 a	329 a
Mata	2,18 a	620 a	174 a	206 b
CV (%)	0,86	0,44	7,20	2,08
<b>30-40 cm</b>				
Arapoti	2,14 a	501 a	109 a	390 a
Mata	2,14 a	525 a	224 a	251 a
CV (%)	2,41	0,40	9,57	6,01
<b>40-60 cm</b>				
Arapoti	2,11 a	469 a	119 a	412 a
Mata	2,05 a	479 a	209 a	312 a

Continua...

Continuação da Tabela 2.

Tratamento	DP (Mg m <sup>-3</sup> )	Areia	Silte (g Kg <sup>-1</sup> )	Argila
<b>40-60 cm</b>				
CV (%)	2,35	0,70	6,36	2,34
<b>60-80 cm</b>				
Arapoti	2,08 a	494 a	94 a	412 a
Mata	2,08 a	466 a	126 a	408 a
CV (%)	1,361	0,57	14,26	2,36
<b>80-100 cm</b>				
Arapoti	2,13 a	471 a	178 a	351 a
Mata	2,10 a	447 a	118 a	435 a
CV (%)	0,99	0,41	12,38	2,62

Os valores representam a média de 4 repetições por tratamento. As médias na mesma coluna seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste F (P<0,05).

Para o Transecto 2, as propriedades químicas e físicas estão apresentadas nas Tabelas 3 e 4. A área com pastagem foi estatisticamente superior a da área com mata nativa para os teores de cálcio (0-5 e 5-10 cm) e magnésio (0-5, 5-10 e 10-20 cm). Esse comportamento também é efeito da calagem que foi conduzida na área de pastagem.

Em todas as profundidades avaliadas, os teores de alumínio foram estatisticamente superiores na área de mata, apresentando, inclusive, valores bem elevados (1,25 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> solo). Santos et al., (2010) também observaram teores de alumínio elevados na área de mata, quando comparado à pastagem, na Paraíba. Relataram que o pH está influenciando esses teores, uma vez que observaram que quando diminui o pH (< 5,5), a solubilidade do alumínio aumenta abruptamente, afetando diretamente a eficiência da absorção de nutrientes pelas plantas, mencionado também por Malavolta, (1980) e Marschner, (1995). E por sua vez, os valores de pH mais baixos nessa área podem estar relacionados à decomposição da matéria orgânica que libera prótons de hidrogênio (H<sup>+</sup>) para o sistema.

Por outro lado, a caracterização física é similar para mata e pastagem, exceto para as últimas camadas em que a mata apresenta maior teor de argila.

**Tabela 3.** Caracterização química do Argissolo Amarelo, no transecto 2, sob pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Xaraés e mata, nas diferentes profundidades.

Tratamento	pH (água)	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Al <sup>+3</sup>	Na <sup>+</sup>	H+Al
		(cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> de solo)				
<b>0-5 cm</b>						
Xaraes	4,54 a	1,31 a	0,84 a	0,05 b	0,00 a	3,13 a
Mata	5,30 a	0,45 b	0,19 b	0,60 a	0,00 a	2,23 a
CV %	42,03	2,15	4,78	5,06	0,00	8,03
<b>5-10 cm</b>						
Xaraes	5,76 a	0,95 a	0,54 a	0,08 b	0,00 a	3,50 a
Mata	5,20 b	0,29 b	0,15 b	0,65 a	0,00 a	2,15 b
CV %	1,83	7,01	3,067	8,52	0,00	11,14
<b>10-20 cm</b>						
Xaraes	5,69 a	0,78 a	0,28 a	0,25 b	0,00 a	3,33 a
Mata	5,15 b	0,28 a	0,06 b	0,76 a	0,00 a	2,13 a
CV %	1,91	9,70	3,07	5,68	0,00	15,71

Continua...

Continuação da Tabela 3.

Tratamento	pH (água)	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Al <sup>+3</sup>	Na <sup>+</sup>	H+Al
		(cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> de solo)				
<b>20-30cm</b>						
Xaraes	5,60 a	0,53 a	0,26 a	0,13 b	0,00 a	3,38 a
Mata	5,02 a	0,28 a	0,28 a	0,74 a	0,00 a	2,80 a
CV %	7,04	6,32	3,45	6,65	0,00	11,26
<b>30-40 cm</b>						
Xaraes	5,54 a	0,42 a	0,21 a	0,33 b	0,00 a	3,51 a
Mata	5,07 a	0,21 a	0,12 a	0,87 a	0,00 a	3,13 a
CV %	7,96	5,31	5,49	7,49	0,00	13,92
<b>40-60 cm</b>						
Xaraes	5,40 a	0,37 a	0,17 a	0,35 b	0,00 a	3,83 a
Mata	5,28 a	0,16 a	0,12 a	1,11 a	0,00 a	3,38 a
CV %	3,69	3,57	3,47	9,76	0,00	8,68
<b>60-80 cm</b>						
Xaraes	4,93 a	0,23 a	0,12 a	0,38 b	0,00 a	3,66 a
Mata	4,97 a	0,16 a	0,08 a	1,18 a	0,00 a	3,63 a
CV %	6,74	2,04	3,09	9,80	0,00	9,25
<b>80-100 cm</b>						
Xaraes	5,60 a	0,21 a	0,17 a	0,31 b	0,00 a	3,58 a
Mata	5,07 a	0,11 a	0,12 a	1,25 a	0,00 a	3,95 a
CV %	9,23	2,86	2,05	10,14	0,00	7,26

Os valores representam a média de 4 repetições por tratamento. As médias na mesma coluna, seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem entre si pelo teste F (P<0,05).

**Tabela 4.** Caracterização física do Argissolo Amarelo, no transecto 2, sob pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Xaraés e mata, nas diferentes profundidades.

Tratamento	DP (Mg m <sup>-3</sup> )	Areia	Silte (g Kg <sup>-1</sup> )	Argila
<b>0-5 cm</b>				
Xaraés	2,15 a	756 a	160 a	84 a
Mata	2,27 a	826 a	96 a	78 a
CV %	0,79	0,58	6,15	2,30
<b>5-10 cm</b>				
Xaraés	2,30 a	767 a	72 a	161 a
Mata	2,34 a	754 a	97 a	149 a
CV %	0,39	0,52	13,69	6,88
<b>10-20 cm</b>				
Xaraés	2,29 a	797 a	146 a	57 a
Mata	2,28 a	697 a	188 a	115 a
CV %	0,30	2,06	7,98	9,69
<b>20-30 cm</b>				
Xaraés	2,19 a	709 a	167 a	124 a
Mata	2,26 a	704 a	156 a	140 a
CV %	0,74	1,24	5,24	2,52
<b>30-40 cm</b>				
Xaraés	2,12 a	601 a	193 a	206 b
Mata	2,13 a	569 a	166 a	265 a
CV %	0,75	1,08	4,61	2,74

Continua...



Continuação da Tabela 4.

Tratamento	DP (Mg m <sup>-3</sup> )	Areia	Silte (g Kg <sup>-1</sup> )	Argila
<b>40-60 cm</b>				
Xaraés	2,02 a	493 a	283 a	224 a
Mata	2,17 a	506 a	140 a	354 a
CV %	1,58	0,63	5,56	9,49
<b>60-80 cm</b>				
Xaraés	2,02 a	493 a	200 a	307 b
Mata	2,12 a	468 a	122 b	410 a
CV %	0,88	0,98	2,27	0,96
<b>80-100 cm</b>				
Xaraés	2,01 a	544 a	129 a	327 b
Mata	2,12 a	450 a	100 a	450 a
CV %	1,99	1,63	24,28	1,15

Os valores representam a média de 4 repetições por tratamento. As médias na mesma coluna, seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem entre si pelo teste F (P<0,05).

### 3.5.2. Densidade do solo

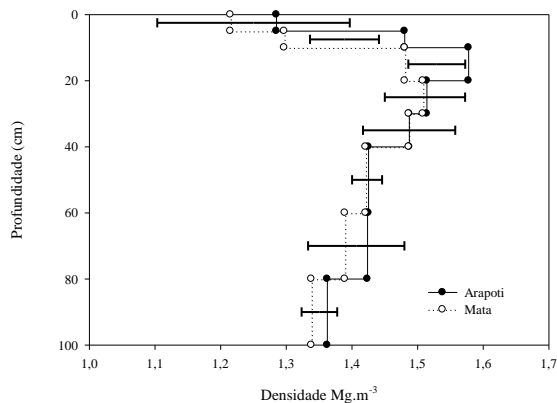
Nos solos tropicais que possuem baixa fertilidade natural, a MOS é fundamental, pois é responsável por grande parte das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Neste contexto, o teor e a qualidade da MOS dos solos tropicais são considerados componentes-chave para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

Assim, muitos autores estudam maneiras de acumular MOS no solo ou estocar carbono nos diferentes sistemas de produção. Mostram que é necessário conhecer as características químicas e físicas do solo, como a densidade do solo, teor de carbono, teor de argila e a abundância do <sup>13</sup>C para saber e comparar os estoques de C nos diferentes sistemas.

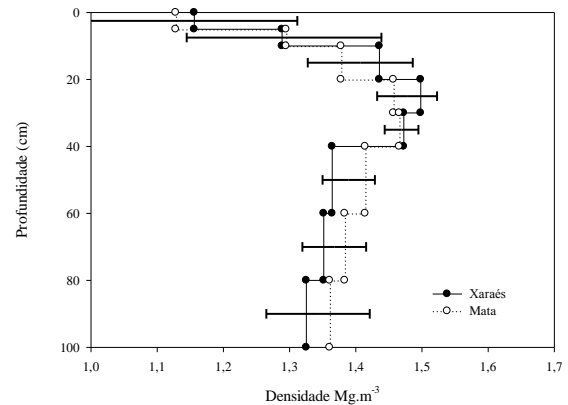
Na Figura 4, estão representados os valores de densidade do solo para os dois transectos estudados (Transecto 1- pastagem de *B.brizantha* cv. Arapoti e mata; e no Transecto 2, pastagem de *B.brizantha* cv. Xaraés). No Transecto 1, observa-se que a pastagem apresenta uma maior densidade do solo quando comparada à mata, somente nos primeiros 5-20 cm de profundidade. Esses maiores valores de densidade do solo, nas primeiras camadas, na cobertura de pastagem, eram esperados, uma vez que o pisoteio dos animais influenciam na compactação do solo e na diminuição dos poros e, conseqüentemente, no aumento da densidade do solo.

No Transecto 2, não foi observada diferença estatística entre as coberturas vegetais em nenhuma profundidade avaliada.

A



B



**Figura 3.** Densidade do Solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ), nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B).

### 3.5.3. Distribuição do carbono e nitrogênio no solo

A distribuição dos teores de C e N, no perfil do solo Argissolo Amarelo, nos transectos 1 e 2, é apresentada nas Figuras 5 e 6. Para os dois transectos avaliados, observa-se que a distribuição do C e do N é maior nas camadas superficiais, reduzindo nas camadas subsuperficiais. Os maiores teores de C e N estão na superfície do solo (0-10 cm), onde ocorre uma maior entrada e acúmulo de biomassa vegetal. Isso era de se esperar, visto que as gramíneas possuem grande taxa de rebrota, ou seja, depositam grande quantidade de resíduos na superfície do solo, contribuindo com esse maior aporte de C.

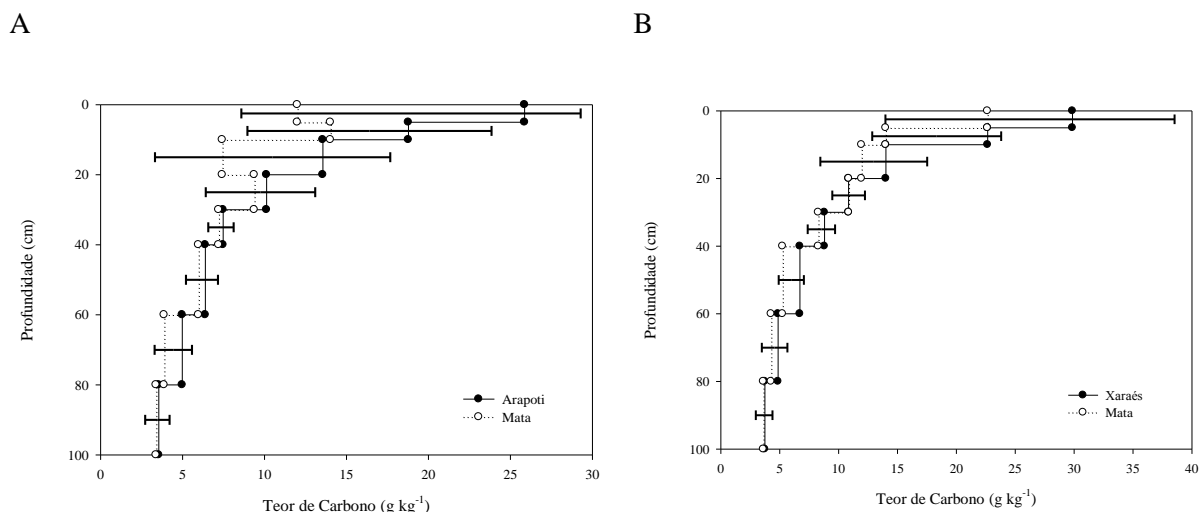
Para os dois Transectos avaliados, não foi observada diferença estatística significativa entre a cobertura vegetal de mata e pastagem, no teor de C em todo o perfil avaliado (0-100 cm).

No transecto 1, (Figuras 5(A) e 6(A)) os teores de carbono do solo variam entre 27 e 3  $\text{g kg}^{-1}$  e os de nitrogênio entre 2,5 e 0,3  $\text{g kg}^{-1}$ , ao longo do perfil avaliado. No transecto 2 (Figuras 5(B) e 6(B)), os teores variam de 3 a 30  $\text{g kg}^{-1}$  para carbono e de 0,3 a 1,8  $\text{g kg}^{-1}$  para o N, ao longo do perfil avaliado.

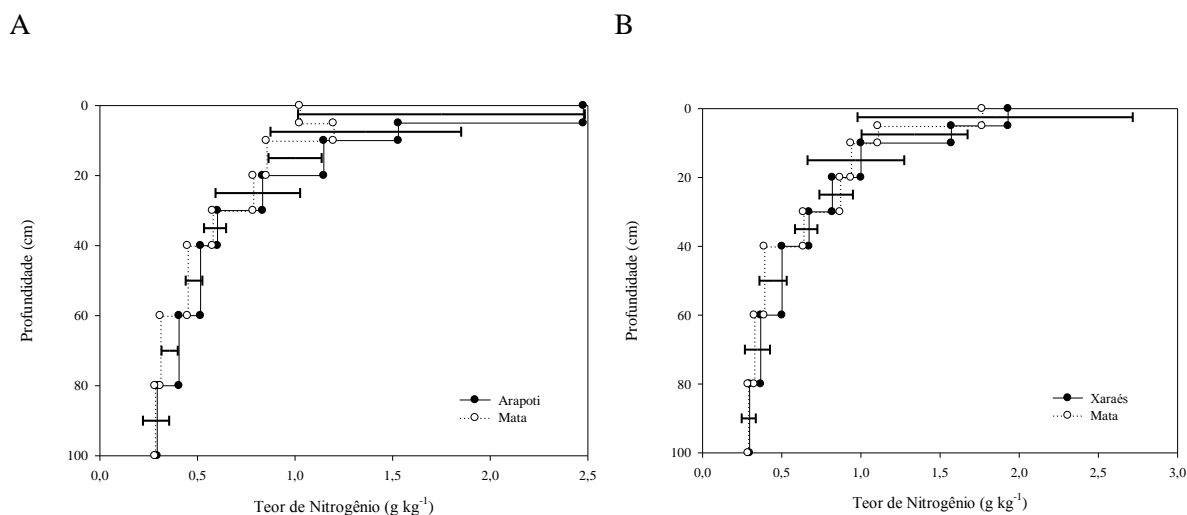
Em uma área próxima a esse estudo, também pertencente à Estação Experimental de Zootecnia (ESSUL/CEPLAC), em Itabela (BA), Tarré et al. (2001) observaram que a cobertura vegetal de floresta possuía maiores teores de carbono do que a de pastagem de *Brachiaria humidicola* ao longo do perfil do solo, exceto nas profundidades de 5-20 e 80-100 cm. O teor de N também foi maior na cobertura de mata em comparação a de pastagem, ao longo do perfil avaliado.

Coutinho et al. (2010), ao avaliarem os teores de carbono e nitrogênio, em solo sob Mata Atlântica, sob diferentes usos da terra (mata, pastagem e eucalipto), verificaram variação de 0,45 a 2,3 % para o carbono no solo e 0,05e 0,1% para o nitrogênio, ao logo do perfil. Os autores também não observaram diferença estatística significativa entre as coberturas vegetais. Adicionalmente, verificaram que, aproximadamente 60% do C encontrava-se nos primeiros 0-40 cm de profundidade, sendo esse maior acúmulo esperado em razão da maior quantidade de resíduos, nutrientes e atividade biológica, nessas primeiras camadas do perfil do solo.

Feilge et al. (1995) avaliaram os teores de C sob pastagens (*Brachiaria brizantha* e *Panicum maximum*) com diferentes idades (2 a 80 aos) e uma área com floresta nativa em Rondônia e observaram que, após dois anos de estabelecimento da pastagem, houve um aumento no teor de C de  $12 \text{ g C kg}^{-1}$  sob a área de floresta, e de 17,15,14,16 e  $21 \text{ g C kg}^{-1}$  sob as pastagens com as respectivas idades 4,8,11,19 e 80 anos, na camada superficial do solo (0-10 cm).



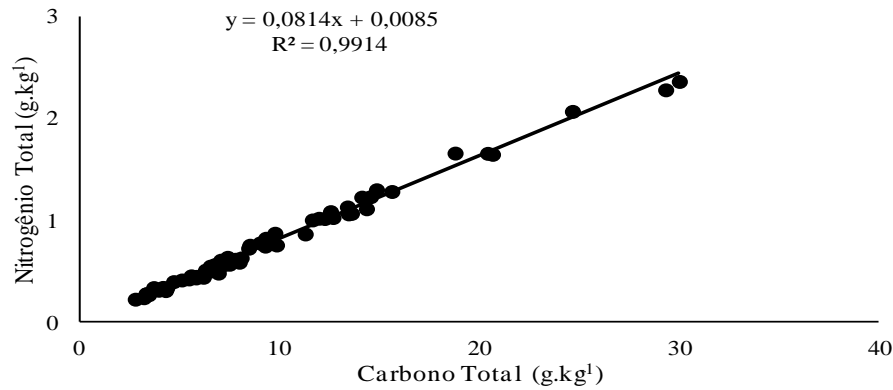
**Figura 4.** Teores de Carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B).



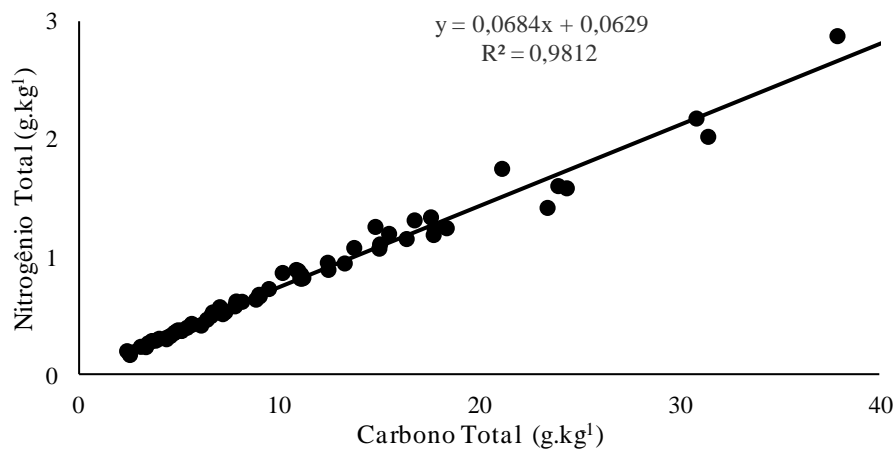
**Figura 5.** Teores de Nitrogênio ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B).

Observou-se uma estreita relação entre o teor de C e de N no solo, apresentando um valor de  $R^2$  de 0,99 e 0,98, para o Transecto 1 e 2, respectivamente (Figura 7). A distribuição do C e do N, no Argissolo Amarelo, teve o mesmo comportamento, com uma curva aproximadamente potencial. Esse comportamento é sedimentado na literatura, sendo observado por vários autores (Sisti, 2001).

A



B



**Figura 6.** Correlação entre os teores de C e N determinados em amostras retiradas de diferentes profundidades do solo sob pastagem e mata, transecto 1 (A) e transecto 2 (B).

### 3.5.4. Abundância natural do <sup>13</sup>C

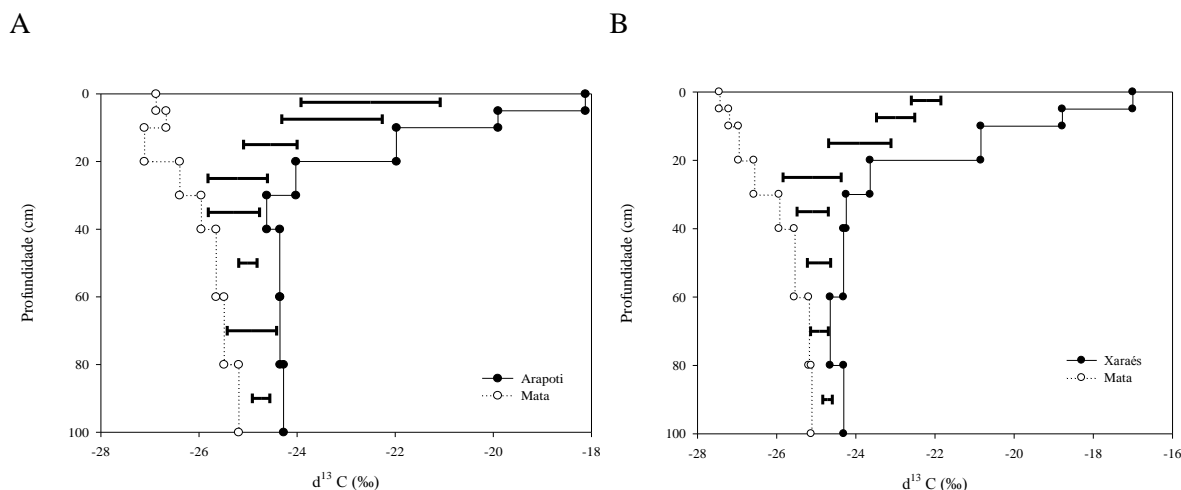
A abundância natural de <sup>13</sup>C do solo, nos Transectos 1 e 2, é observada na Figura 8. Nos dois Transectos avaliados, observou-se diferença estatística significativa na abundância natural do <sup>13</sup>C entre a cobertura de pastagem e a mata, em todas as profundidades avaliadas. Nas áreas sob mata nativa, onde o carbono é fixado pela enzima Rubisco, no Ciclo de Calvin (via fotossintética C<sub>3</sub>). Essas plantas discriminam mais intensamente o <sup>13</sup>C que as plantas do ciclo fotossintético C<sub>4</sub> e, por isso, apresentam variações na abundância isotópicas de <sup>13</sup>C de -20 a -30‰ (valor médio: -27‰). No Transecto 1 e 2, a abundância natural do <sup>13</sup>C, na área sob cobertura de mata, variou entre -25 e -27‰, dentro da faixa normalmente observada para as plantas do ciclo C<sub>3</sub> (Smith & Epstein, 1971).

Observou-se um enriquecimento de aproximadamente 2‰ da camada superficial (0-5 cm) em relação à camada inferior do perfil do solo (80-100 cm). Esse comportamento também foi observado por Tarré et al. (2001), numa área sob Mata Atlântica, em Itabela (BA), bem próxima a esse sítio experimental. Os autores mostraram que houve um gradual enriquecimento do isótopo mais pesado (<sup>13</sup>C) com a profundidade do perfil, tendo uma variação de -27,5‰, no intervalo de 0-5 cm, a -24,8‰, no intervalo de 80-100 cm.

As pastagens de *Brachiaria B.* cv Arapoti e Xaraés apresentaram variações na abundância de <sup>13</sup>C de -18 a -24‰ (Figura 8(A)) e de -17 a -24‰ (Figura 8(B)),

respectivamente. Nas camadas superficiais, a abundância foi maior (maior enriquecimento de  $^{13}\text{C}$ ), indicando uma relevante contribuição do carbono derivado das plantas fotossintéticas  $\text{C}_4$ . De acordo Smith & Epstein (1971), nas plantas  $\text{C}_4$ , a abundância do  $^{13}\text{C}$  varia de -9 a -17 ‰, com valor médio de -13‰.

Coutinho et al. (2010), ao avaliarem a abundância de  $^{13}\text{C}$  em diferentes usos do solo (mata, pastagem e eucalipto), no bioma Mata Atlântica do Estado de São Paulo, verificaram valores similares ao desse estudo, onde a mata apresentou valores de -27 a -24‰ e o pasto de -17 a -23‰ (0-100 cm de profundidade).



**Figura 7.** Abundância natural de  $^{13}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B).

### 3.5.5. Estoque de carbono e nitrogênio no solo

Os estoques de C e N no solo, sob mata nativa e pastagem, em 0-30 e 0-100 cm de profundidade são apresentados nas Figuras 9(A) e 10(A).

No Transecto 1, a pastagem *B.brizantha* cv Arapoti apresentou um estoque de C de 65 e 120  $\text{Mg ha}^{-1}$  em 0-30 e 0-100 cm de profundidade, respectivamente. A pastagem apresentou uma diferença estoque de carbono sob a vegetação nativa de 25  $\text{Mg ha}^{-1}$  de C em 30 cm e 35  $\text{Mg ha}^{-1}$  de C até um metro de profundidade. E quanto ao estoque de nitrogênio, a pastagem estocou 2,0  $\text{Mg ha}^{-1}$  em 30 cm e 2,3  $\text{Mg ha}^{-1}$  em 100 cm a mais que a mata. Mais de 50% do C e do N está estocado nos primeiros 30 cm de profundidade, para ambas as coberturas (mata e pastagem) e nos Transectos avaliados. Braz et al. (2013) observaram que as áreas sob pastagem produtiva estocaram mais C que a área sob vegetação nativa no cerrado.

Na pastagem de Xaraés e na mata do Transecto 2 (Figuras 9(B) e 10(B)), observa-se que praticamente 58% do estoque C da pastagem e 60 % do estoque de C da mata encontram-se nos primeiros 30 cm de profundidade; e para o estoque de N, a metade está no 30 cm para ambos os tratamentos.

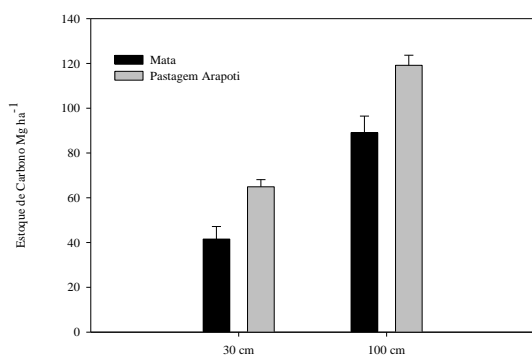
Tarré et al. (2001) ao avaliarem os estoques de C e N em uma área adjacente a desse estudo, sob cobertura vegetal de *Brachiaria humidicola* e mata, verificaram estoques de C e N semelhantes para os dois tratamentos, no qual a pastagem apresentou 92,2  $\text{Mg de C ha}^{-1}$  e 6,35  $\text{Mg de N ha}^{-1}$  e a vegetação nativa de 91,7 e 6,68  $\text{Mg ha}^{-1}$  de C e N, respectivamente.

Em outra região da Mata Atlântica, Campos (2003) observou estoque em 100 cm de profundidade, de aproximadamente 62  $\text{Mg C ha}^{-1}$ , na mata nativa; 72  $\text{Mg C ha}^{-1}$  para uma área sob cobertura de pastagem por 22 anos; e 50  $\text{Mg C ha}^{-1}$  para uma área sob cobertura de cana-

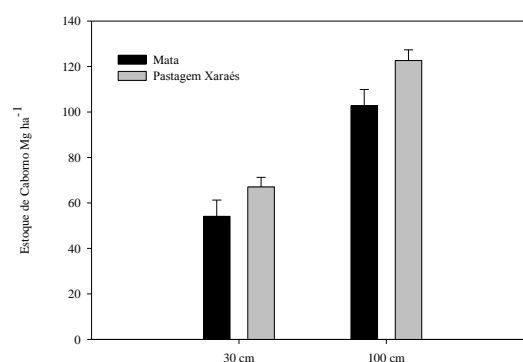
de-açúcar por 12 anos. O menor estoque de C, na área de cana, foi principalmente devido ao estímulo da decomposição da MOS, provocada pelos tratos culturais na implantação e na renovação do canavial (aração e sulcamento).

Para a região do Cerrado, Braz et al. (2004) observaram uma diferença entre a pastagem e a mata de 12,1 Mg C ha<sup>-1</sup> em um metro de profundidade, enquanto para o estoque de N a vegetação nativa apresentou um estoque maior que a pastagem de 1,3 Mg N ha<sup>-1</sup>. Já Segnini et al. (2007) observaram uma diferença no estoque de carbono de 55 Mg ha<sup>-1</sup> sob pastagem *Brachiaria decumbens* a mais que a vegetação nativa (cerradão) em um metro de profundidade. Os autores relataram que a mudança da área de cerradão para pastagem resultou em um aumento de 35% nos estoques de C no solo, considerando a profundidade total de 0-100 cm.

A

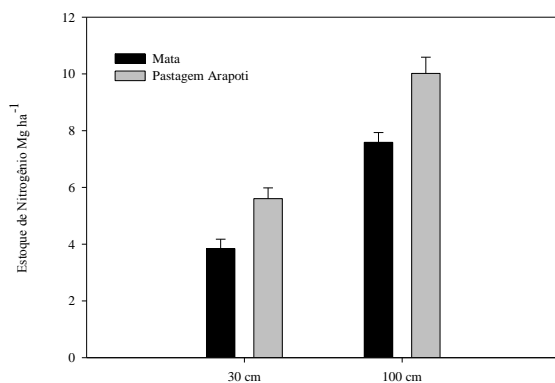


B

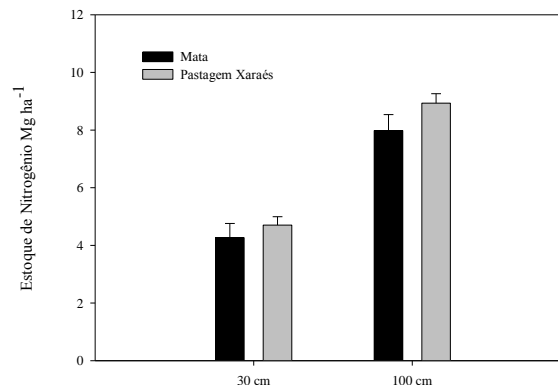


**Figura 8.** Estoque de Carbono nos Transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria Brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B) a 30 cm e 100 cm. \*Não houve diferença estatística entre os tratamentos avaliados.

A



B



**Figura 9.** Estoque de Nitrogênio do solo nos Transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B) a 30 cm e 100 cm. \*Não houve diferença estatística entre os tratamentos avaliados.

### 3.5.6. Origem do carbono estocado no solo

Em relação ao conteúdo de carbono derivado das plantas  $C_3$  e  $C_4$ , observa-se grande contribuição das gramíneas (ciclo  $C_4$ ), somente nos primeiros 5 cm de profundidade, chegando a contribuir com mais de 60% do carbono para os dois transectos avaliados (pastagem de Arapoti e Xaraés), devido ao elevado aporte de resíduos oriundos da rebrota das pastagens. Porém, à medida que vai aumentando a profundidade, a contribuição do carbono das pastagens caiu drasticamente, sendo menor que 5% nas profundidades de 80-100 cm (Figura 11), onde, praticamente, todo carbono é derivado da vegetação anterior (mata nativa).

Outros autores relataram esse mesmo comportamento em seus trabalhos. Coutinho et al. (2010) mostraram que 53,5% do C estocado nos primeiros 5 cm de profundidade era derivado da pastagem. Tarré et al. (2001) encontraram uma contribuição de 44% da pastagem ( $C_4$ ), nos primeiros 5 cm de profundidade. Esse resultado é aproximadamente 16% menor que o encontrado nesse estudo, na mesma estação experimental, em uma área próxima sob pastagem de *B. humidicola*. Campos (2003) observou que, após 22 anos sob cobertura de pastagem, houve uma redução de 9% do C derivado da mata original e de 35% do C derivado da mata sob a cana-de-açúcar, no qual o solo foi revolvido periodicamente, ao avaliar uma cronossequência no bioma Mata Atlântica, em Conceição da Barra-ES.

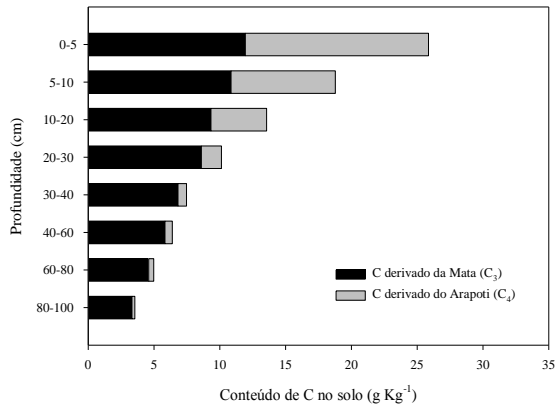
Os mecanismos de estabilização do C podem estar atuando para a preservação desse C oriundo da vegetação nativa. Esses são: proteção do material antigo (vegetação), no interior dos agregados; e também estabilização da MOS pelas interações com a superfície mineral, relatados por Chirstensen (1996,2001).

Neste contexto, não pode considerar a maior quantidade de resíduos, produzida no sistema, como o principal fator de acumulação de carbono no solo (Jantalia et al. 2006). Além da estabilização do material, é necessário que exista N disponível no sistema para atender as necessidades das culturas e um excedente para compor a matéria orgânica do solo para que ocorra o aumento do conteúdo de C do solo (Urquiaga et al., 2002; Sisti et al., 2001).

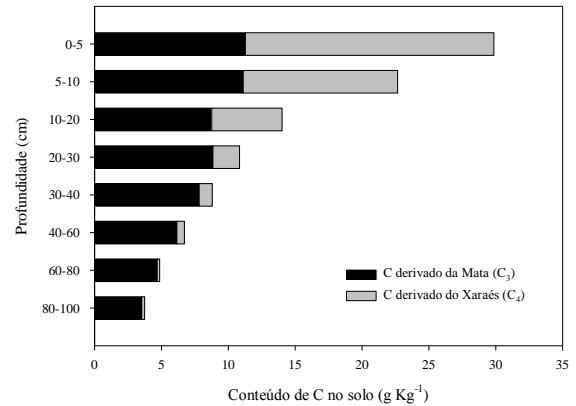
A relação C/N do solo ao longo do perfil avaliado sob cobertura vegetal de mata e pastagem variou entre 11 e 13 (Figura 12). Esses valores são semelhantes ao encontrado por Braz et al. (2006), que observaram 11, 13 e 14 para as áreas de mata, pastagem degradada e pastagem produtiva, respectivamente, no cerrado brasileiro. Esses resultados corroboram com o de outros autores, que observaram valores médios de relação C/N, variando entre 9 e 13 em grande parte dos solos do mundo (Brady,1989).

A relação C/N, tanto do solo quanto dos resíduos presentes no ambiente, afeta a disponibilidade de N e a atividade microbiana. Um solo com baixa relação C/N apresenta predomínio do processo de mineralização do N em relação ao processo de imobilização, aumentando a quantidade de N disponível, que poderá ser absorvido pelas plantas ou ficar disponível para os processos microbianos, dentre eles a desnitrificação (Signor, 2010). Nesse contexto, a relação C/N observada no estudo pode estar influenciando os processos imobilização do N.

A

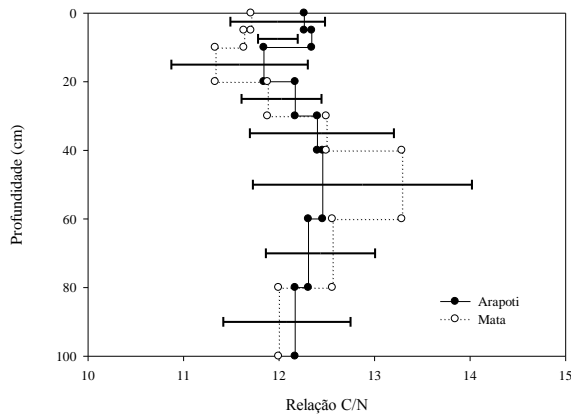


B

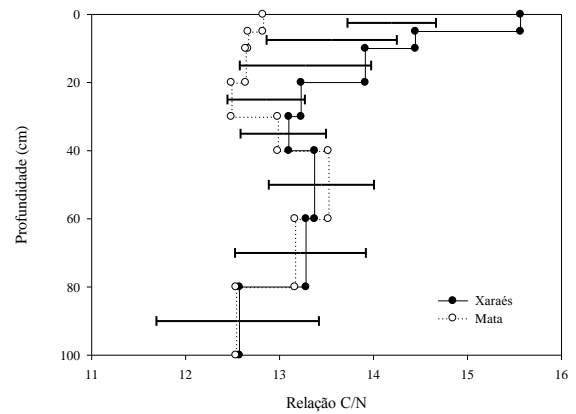


**Figura 10.** Quantidade de Carbono derivado da mata e da pastagem nos transectos 1 e 2, sob cobertura da pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B).

A



B



**Figura 11.** Relação C/N do solo nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B).

### 3.5.7. Fracionamento físico densimétrico da matéria orgânica do solo

Na Figura 13, é apresentada a distribuição da fração leve livre (FLL), nos Transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria Brizantha* cv Arapoti e Xaraés. Exceto para a área de mata no Transecto 1, verifica-se que a entrada de FLL da MOS, reduz com o aumento da profundidade do solo.

No Transecto 1, o aporte de FLL, na área de pastagem *Brachiaria Brizantha* cv Arapoti ( $13 \text{ g kg}^{-1}$ ) é aproximadamente o dobro da área de mata ( $7 \text{ g kg}^{-1}$ ), nos primeiros 10 cm de profundidade, apesar de não haver diferença estatística. A mata nativa apresentou maior entrada de FLL, somente na profundidade 10-20 cm e aporte praticamente similar, na profundidade de 30-40 cm. Isso é devido a pastagem, que contribui com a entrada mais na superfície e, nessa profundidade, a contribuição é do material antigo do solo, ou seja, da vegetação nativa que existia antes.



Com relação ao Transecto 2, observa-se que o aporte de FLL é maior na cobertura de pastagem *B. B* cv Xaraés que na área de mata, para todas as profundidades avaliadas. A diferença no aporte de FLL, entre as coberturas vegetais, nesse transecto, é menor (5 g FLL kg<sup>-1</sup> solo na primeira camada) e ainda observa-se um incremento de FLL nas coberturas vegetais avaliadas, quando comparado ao Transecto 1. Ou seja, a cultivar *Brachiaria Brizantha* cv Xaraés contribuiu com maior entrada de FLL que a cultivar *Brachiaria Brizantha* cv Arapoti, principalmente, nas camadas superficiais do solo. Porém, esse maior aporte não foi evidenciado no estoque de C no solo (Figura 9). Essa diminuição em profundidade é esperada, uma vez que a FLL é caracterizada por ser um material pouco decomposto, com alta relação C/N, com composição química similar ao resíduo vegetal originário, e também apresentam uma taxa de decomposição maior que a fração pesada da MOS (Christensen, 1992). Neste contexto, a fração leve da matéria orgânica é considerada como a mais dinâmica e de maior influência na imediata disponibilidade de nutrientes para as plantas (Urquiaga, 2006).

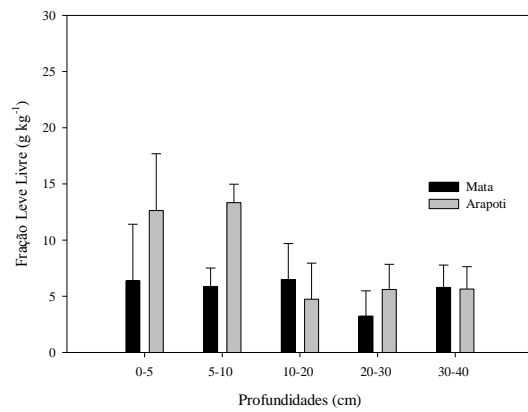
O maior aporte de fração leve nas áreas de pastagens pode estar relacionado ao fato de que as gramíneas apresentam um sistema radicular fasciculado, a qual tende a promover maior agregação ao solo, favorecendo a proteção física da matéria orgânica no interior dos agregados, que diminui a decomposição pelos microrganismos presentes no solo, contribuindo com o acúmulo da MOS (Souza, 2008). Também, a recalcitrância do material de vegetal de origem é muito importante, uma vez que os materiais mais recalcitrantes tendem a ser mais resistentes à decomposição (Six et al., 2002; Sollins, 1996). As pastagens apresentam em sua composição química, altos teores de compostos fenólicos, como a lignina, do que a mata. Esses compostos são mais difíceis de serem degradados pelos microrganismos do solo.

O Transecto 2 obteve aporte de FLL 18 e 15 g kg<sup>-1</sup>, para área de pastagem e mata, respectivamente; enquanto o aporte de FLL, no Transecto 1, foi de 13 e 7 g kg<sup>-1</sup>. Observa-se maior aporte de FLL, no Transecto 2, ao comparar com o Transecto 1 e uma menor diferença entre os tratamentos no Transecto 2. Essa diferença pode ter ocorrido devido a cultivar Xaraés, o que apresenta uma maior taxa de rebrota e produz mais resíduos que cultivar Arapoti, e também foi observado que a vegetação de mata do Transecto 2 era mais densa (fechada) tornando-se mais úmida, favorecendo esse maior aporte e essa pequena diferença em relação à pastagem.

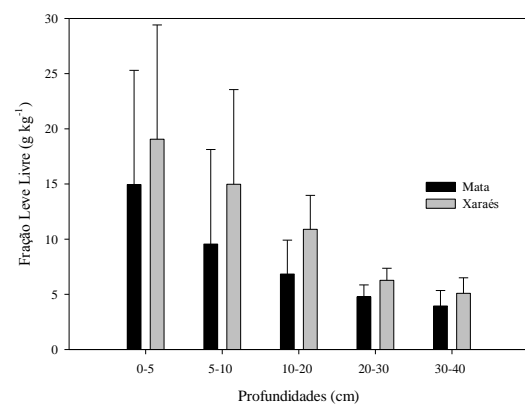
Também em Itabela, Sul da Bahia, Pinheiro (2007) observou um menor aporte de FLL (8 e 9 g FLL kg<sup>-1</sup> solo), num Argissolo Vermelho, para áreas com cobertura de pastagens de capim elefante e braquiária, respectivamente. Essas pastagens tinham oito anos de implantação.

Roscoe et al. (2001) observaram valores de aporte de FLL em áreas de pastagens, no Cerrado, em torno de 8 g FLL kg<sup>-1</sup>, num Latossolo Vermelho. Esses valores são menores aos observados nesse estudo. No entanto, esses mesmos autores observaram valores muito superiores (aproximadamente 60 g FLL kg<sup>-1</sup> solo) aos do presente estudo, no aporte de FLL, para a área sob vegetação de mata nativa de Cerradão. Ao avaliarem uma cronosequência no cerrado, Braz et al. (2013) observaram aporte de 6,9; 2,61; e 2,08 g FLL kg<sup>-1</sup> solo, na camada de 0-5 cm, para vegetação nativa, pastagem produtiva e pastagem degradada, respectivamente.

A



B



**Figura 12.** Distribuição da fração leve livre ( $\text{g kg}^{-1}$ ) nos transectos 1 e 2, sob cobertura de mata e pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti (A) e Xaraés (B). \*Não houve diferença estatística entre os tratamentos avaliados.

### 3.6. CONCLUSÕES

Para os dois transectos avaliados, não foi observada diferença estatística significativa entre a cobertura vegetal de mata e pastagem, no teor de C em todo o perfil avaliado (0-100 cm).

Não houve diferença quanto aos estoques de C e N na cobertura de pastagens quando comparado à vegetação de mata, em ambas as profundidades avaliadas (0-30 e 0-100cm). É importante destacar que 50% desse C estocado estão nos primeiros 30 cm de profundidade. Além disso, a contribuição das gramíneas, no estoque de C no solo, é somente nos primeiros 0-5 cm para pastagem *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e nos primeiros 0-10 cm de profundidade para a cv Xaraés.

As pastagens de *Brachiaria brizantha* contribuem com maior entrada de FLL na superfície do solo.

## 4. CAPÍTULO II

**EFEITO DA ADUBAÇÃO COM UREIA E DA DEPOSIÇÃO DE URINA  
E FEZES DE BOVINOS, EM PASTAGENS DE *BRACHIARIA  
BRIZANTHA*, NA EMISSÃO DE N<sub>2</sub>O E VOLATILIZAÇÃO DE NH<sub>3</sub><sup>+</sup>**

#### 4.1. RESUMO

Os problemas derivados do aquecimento global, associado às emissões de gases de efeito estufa (GEE), são hoje uma preocupação mundial. Nessa situação, a atividade agropecuária responde por grande parte das emissões de GEE do país. Em sistemas extensivos de criação bovina, dificilmente 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. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de excretas bovinas oriundas de vacas leiteiras, que pastejavam em áreas de consórcio (*Brachiaria brizantha* e leguminosa *Desmodium ovalifolium*) e em áreas de monocultura (*Brachiaria*); o efeito da aplicação de fertilizantes nitrogenados (ureia), em uma área de *Brachiaria brizantha* cv Marandu; e sob as perdas gasosas nitrogenadas; correlacionar as emissões de  $N_2O$  com as propriedades químicas e físicas do solo. Foram estabelecidas 36 parcelas, em um delineamento experimental de 6 blocos casualizados, com seis tratamentos (Ureia, Urina Monocultura, Urina Consórcio, Fezes Monocultura, Fezes Consórcio e Controle), em duas épocas de aplicação das excretas (seca e chuvosa). Nas câmaras com excretas, foram aplicados 1,5 L de urina e 1,5 kg de fezes, os quais foram distribuídos uniformemente no interior das parcelas e para as câmaras com fertilizante, aplicou 5,4 g de ureia. As amostragens de gás foram feitas pelo método da câmara estática fechada. As avaliações ocorreram pelo período da manhã, em sete dias consecutivos, após a aplicação dos tratamentos, posteriormente foi intercalando no período do verão e no período chuvoso, durante 12 dias consecutivos. Comitantemente realizou-se amostragem de solo para verificação da umidade, do espaço poroso saturado por água (EPSA), teores de nitrato, amônio e carbono solúvel no solo, e volatilização de amônia. Gráficos foram utilizados para demonstrar os fluxos diários e acumulado de  $N_2O$  e o comportamento das outras variáveis estudadas. A deposição de excretas em pastagens aumentou sensivelmente os fluxos de óxido nitroso do solo e de amônia volatilizada, comparado ao controle. Já na época chuvosa, estes fluxos estavam associados à disponibilidade de nitrato no solo e no espaço poroso saturado por água. Na época seca, os fluxos de óxido nitroso estavam associados aos teores de nitrato e ao carbono do solo. A Urina foi o tratamento que proporciona maiores perdas de nitrogênio em áreas de pastagem. Quanto à acumulação de  $N_2O$ , nos tratamentos, a Urina do Consórcio apresentou-se maior na época seca. As maiores perdas por volatilização de amônia ocorreram na época chuvosa.

**Palavras-Chave:** Espaço poroso saturado por água. Nitrato. Amônia.

## 4.2. ABSTRACT

The problems arising from global warming associated with greenhouse gas (GHG) emissions, are now a global concern. In this situation, agricultural activity accounts for most of the GHG emissions of the country. In extensive husbandry systems bovine, difficult to use mineral fertilizers, thus, urine and feces are responsible for most of  $N_2O$  and  $NH_3^+$  volatilization of soil. The aim of this study was to evaluate the effect of bovine excreta originating from dairy cows that pasture in consortium areas (*Brachiaria* and legume *Desmodium ovalifolium*) and areas of monoculture (*Brachiaria*) and the effect of the application of nitrogenous fertilizers (urea) in a *Brachiaria brizantha* cv Marandu area of under nitrogen gas losses;  $N_2O$  correlate with the chemical properties and physical soil. 36 plots were established in an experimental design of 6 randomized blocks with six treatments (urea, urine monoculture, urine consortium, monoculture feces, feces consortium and control), in two periods of application of excreta (dry and wet. For cameras with excreta, 1.5 L of urine and feces 1.5 kg were applied, which were uniformly distributed inside portions and the chambers with fertilizer, applied 5.4 g of urea. the gas samples were taken by the method closed static chamber. Assessments occurred at the morning on seven consecutive days after treatment application, was subsequently sandwiching the summer period, and in the rainy season for 12 consecutive days. concomitantly held soil sampling to verify the soil moisture, the pore space saturated by water (EPSA), levels of nitrate, ammonium in the soil and soluble carbon, and ammonia volatilization. Graphics were used to demonstrate the daily flows and accumulated  $N_2O$  and the behavior of other variables the deposition of excreta in pasture under significantly increased nitrous oxide soil flows and volatilized ammonia, compared to the control. In the rainy season these flows were associated with the availability of nitrate in soil and pore space saturated with water. In the dry season, the nitrous oxide flows were associated with levels of nitrate and soil carbon. Urine was the treatment that provides higher losses of nitrogen in areas pastagem. As accumulation of  $N_2O$  in treatments consortium urine showed higher in the dry season. The biggest losses by ammonia volatilization occurred in the rainy season.

**Keywords:** Saturated porous space by water. Nitrate. Ammonia.

### 4.3. INTRODUÇÃO

Os problemas derivados do aquecimento global, associado às emissões de gases de efeito estufa (GEE), são hoje uma preocupação mundial. Nessa situação, a atividade agropecuária responde por grande parte das emissões de GEE do país. Uma vez que o Brasil possui uma vasta área sob cobertura vegetal de pastagens (172 milhões de hectares). Devido à grande extensão de pastagens, o Brasil é o maior produtor mundial de bovinos.

O aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE), como o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), devido às atividades antropogênicas, está fazendo com que a temperatura global do planeta se eleve pela maior retenção do calor proporcionada pelos mesmos. Esses gases, juntamente com o vapor d'água, permitem que a radiação solar, principalmente na forma de luz visível, atinja a superfície do planeta, porém bloqueiam parcialmente a radiação infravermelha que é emitida da superfície para a atmosfera, provocando um efeito estufa (IPCC, 2006).

O relatório do IPCC (2007) relata que a conversão de ecossistemas nativos para agrossistemas contribuem, atualmente, com aproximadamente 24% das emissões mundiais de  $\text{CO}_2$ , 55% das emissões de  $\text{CH}_4$  e 85% das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  para atmosfera. Cerri et al. (2009), utilizando a metodologia *Climatic Analysis Indicator Tool* apresentaram dados para o Brasil em que as emissões de GEE oriundas da mudança de uso da terra e da agropecuária são relativamente bem mais acentuadas, representando aproximadamente 75, 91 e 94% do total das emissões de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , respectivamente. No mesmo estudo, os autores ponderam ainda que, desconsiderando a mudança no uso da terra e o setor agropecuário, o Brasil situa-se em 17º lugar na classificação mundial dos países mais emissores de GEE, entretanto se estes dois setores forem considerados, o país ocupará a 5ª posição. No entanto, o quarto relatório do IPCC (2007) mostra que, o Brasil é o 14º do mundo, se somente a energia fóssil for considerada. E considerando somente a mudança no uso da terra e florestas, o Brasil é o primeiro, seguido da Indonésia.

Já o relatório lançado pelo MCTI (MCTI, 2013), sobre as emissões de gases efeito estufa do Brasil, mostra uma grande redução de emissões totais de 38,7 %, em 2010, comparado a 2005, principalmente devido à redução no desmatamento da Amazônia e da região dos Cerrados. No ano de 2005, estimou-se que o total de emissões antropogênicas de gases efeito estufa (GEEs - incluindo emissões de metano [ $\text{CH}_4$ ] e óxido nitroso [ $\text{N}_2\text{O}$ ] para todos os setores (Energia, Tratamentos de Resíduos, Processos Industriais, Agropecuária e Uso e Mudança de Uso da Terra e Florestas - LULUCF) foi de 2.032 Tg (milhões de toneladas) de  $\text{CO}_2\text{eq}$ , do qual "Uso de Terra e Florestas" (principalmente desmatamento) contribuiu com 1.168 Tg (57 % das emissões). Em 2010, o relatório do PRODES (2013) mostrou uma queda no desmatamento na Amazônia de 1,9 milhões de ha (Mha), em 2005, para 0,7 Mha, em 2010, com as medidas tomadas pelo Governo Federal, que também foi efetivo em outras regiões. O resultado dessas medidas foi a redução das emissões de GEEs, no setor de "Uso de Terra e Florestas", de 1.168 para 279 Tg de  $\text{CO}_2\text{eq}$ , neste período de 5 anos (uma redução de 76 %).

Nesse contexto, o Brasil possui o maior rebanho bovino do mundo (211 milhões de cabeças de gado, IBGE 2013), no qual podem ter uma elevada contribuição nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Em sistemas extensivos de criação bovina, dificilmente se utilizam fertilizantes minerais, assim, a urina e as fezes são responsáveis pela maioria das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e da volatilização de  $\text{NH}_3$  dos solos (Costa, 2015). Nesse contexto, as emissões tendem a ser

maiores em pastagens intensivas comparadas a pastagens extensivas sem manejo (JANTALIA et al., 2006), pois além do aporte de N originário da excreta animal, tem-se também a aplicação de fertilizantes nitrogenados. Segundo o MCTI (2013), a emissão de óxido nitroso, na agropecuária, é procedente dos animais em pastagem, pelo fato de que a urina e as fezes desses animais são ricas em nitrogênio e em carbono prontamente disponível, podendo gerar condições ideais para as emissões de óxido nitroso (Groenigen et al., 2005) e volatilização de amônia. Grande parte do N contido nas excretas (50-90%) permanece no solo, sendo fonte de nutrientes para as forrageiras, o restante é perdido via volatilização de  $\text{NH}_3$ , desnitrificação, lixiviação e escoamento superficial (Oenema et al., 2005). Como a deposição de dejetos na pastagem é feita de forma localizada, assim, são importantes fontes de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  (Sordi et al., 2014; Costa, 2015).

Essa fonte é mostrada por alguns autores, em que os rebanhos são as principais fontes de emissões antropogênicas de óxido nitroso (Mosier et al, 1996; Bouwman, 2001). Segundo Bittencourt (2009), as emissões ocorrem de três maneiras: pelo uso de compostagem em plantações e pastagens, pelo depósito de fezes e urina dos animais no pasto e pelo acúmulo de excrementos dos animais no sistema intensivo (confinado).

Lessa et al. (2014) e Costa (2015) relatam que o N perdido do sistema agropecuário, oriundos das excretas dos animais, pode dar origem a fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  expressivos, contribuindo para aumentar a concentração desse gás na atmosfera.

Uma outra fonte de  $\text{N}_2\text{O}$  nas pastagens são a adubação por fertilizantes nitrogenados. As pastagens que possuem um bom manejo e há aplicação de fertilizantes nitrogenados leva a um aumento no ganho de peso (Euclides et al, 2009). Porém, se considerar que os fertilizantes nitrogenados são fabricados com combustível fóssil, e passam por etapas de transporte e aplicação, as emissões de GEEs são estimados em aproximadamente 4,5 kg  $\text{CO}_2\text{eq/kg}$  N fertilizante (Robertson & Grace, 2004). Além disso, após entrar no solo, o fertilizante nitrogenado proporciona uma emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , equivalente a 1,3 % do total de N aplicado (IPCC, 2006), um forte gás de efeito estufa, com poder de aquecimento, equivalente a aproximadamente 300 vezes ao do  $\text{CO}_2$  (Forster et al., 2007).

Para minimizar essa situação, uma alternativa do ponto da vista ambiental é a introdução de leguminosas forrageiras fixadoras de  $\text{N}_2$ , que se acreditam serem fornecedoras de grandes quantidades do N à pastagem com menor custo em emissão de GEEs (Jensen et al. 2012). Por outro lado, os resíduos vegetais das leguminosas, mais ricos em N, podem promover maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo, uma vez que se estima que 1,3 % do N dos resíduos se convertam em  $\text{N}_2\text{O}$  (IPCC, 2006), embora não existem informações disponíveis que tragam uma comparação direta com N originado de fertilizante em sistemas de pastagens.

Nesse contexto, a adubação das pastagens com fertilizante mineral ou o consórcio com leguminosa forrageira podem aumentar as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , porém o efeito da fertilização das pastagens consiste em aumentar a deposição de resíduos das forrageiras, tanto tecidos aéreos quanto das raízes, que contribuiria para aumentar o C no solo.

Segundo Oenema et al. (2005), aumentar a eficiência do uso do N é uma das estratégias para diminuir o impacto das criações sobre a produção de  $\text{N}_2\text{O}$ . A manutenção de pastos produtivos, com eliminação do solo exposto, certamente aumentará o uso do N, que chega ao solo através da excretas, reduzindo as possibilidades de perda.

Nessas circunstâncias, as hipóteses desse trabalho foram: 1) a adubação mineral nitrogenada (ureia) e a deposição de esterco (fezes e urina) de bovinos podem contribuir com o aumento das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{NH}_3$  em pastagens *Brachiaria spp*; 2) A deposição de urina contribui com maior emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{NH}_3$  quando comparada à deposição de fezes dos bovinos; 3) Bovinos sob pastagens de *Brachiaria* em monocultura emitem menos  $\text{N}_2\text{O}$  que os bovinos em pastagens de *Brachiaria* em consórcio.



O objetivo geral do trabalho foi avaliar o efeito da adubação com ureia e da deposição de fezes e urina nas emissões de  $N_2O$  e  $NH_3$ , em pastagens de *Brachiaria spp*, em Itabela (BA). Para responder a essas hipóteses, os objetivos específicos foram: avaliar o efeito da aplicação de fertilizantes nitrogenados (ureia) ,na emissão de  $N_2O$  e  $NH_3$ ; avaliar o conteúdo de N nas fezes e urina das vacas leiteiras sob pastagens em consórcio (*Brachiaria Brizantha* e leguminosa *Desmodium ovalifolium*) e sob pastagens em monocultura de *Brachiaria*; avaliar o efeito da deposição de fezes e urina de vacas que pastejavam em áreas sob pastagens em consórcio (*Brachiaria Brizantha* e *Desmodium ovalifolium*) e em áreas sob monocultura de pastagens de *Brachiaria Brizantha*, na emissão  $N_2O$  e na volatilização de  $NH_3$ , em áreas sob pastagem de monocultura de *Brachiaria Brizantha*, em duas épocas do ano (seca e úmida); correlacionar as emissões de  $N_2O$  com alguns atributos químicos e físicos do solo.

## 4.4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.4.1. Experimento 2: avaliação das emissões de óxido nitroso sob cobertura de pastagem

Esse experimento foi instalado em janeiro de 2015, somente na área sob cobertura de pastagem de *Brachiaria brizantha* com a cultivar Marandu. Nessa área foram implantados os seguintes tratamentos:

**Controle:** pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Marandu.

**Ureia:** Pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Marandu com adubação nitrogenada (100 kg de N/ha). Foram adicionados 5,4 g de ureia na área total da base câmara e numa área adjacente de mesma dimensão.

**Fezes *Brachiaria*:** Aporte de fezes na pastagem *Brachiaria brizantha* cv Marandu. As fezes eram oriundas de vacas sob pastejo de *Brachiaria brizantha* cv Marandu, em monocultura. Foram utilizados dentro e fora da base um disco plástico, de aproximadamente 24 cm de diâmetro e 3 cm de altura, para delimitar a área de deposição das fezes, onde foram aplicados, aproximadamente, 1,5 kg de fezes frescas (Figura 14(A)).

**Fezes Consórcio:** Aporte de fezes, na pastagem *Brachiaria brizantha* cv Marandu, oriundas de vacas sob pastejo de *Brachiaria* consorciada com a leguminosa forrageira *Desmodium ovalifolium* cv Itabela. O aporte de fezes foi feito da mesma forma do descrito no tratamento 3.

**Urina Monocultura:** Aporte de urina na pastagem *Brachiaria brizantha* cv Marandu de vacas sob pastejo de *Brachiaria brizantha* cv Marandu em monocultura. Foram aplicados 1,5 litros de urina de forma homogênea em toda área da base da câmara e em uma área adjacente com as mesmas dimensões da base da câmara estática (Figura 14(B)).

**Urina Consórcio:** Aporte de urina na pastagem *Brachiaria brizantha* cv Marandu de vacas sob pastejo de *Brachiaria*, consorciada com a leguminosa forrageira *Desmodium ovalifolium* cv Itabela. O aporte de urina foi feito da mesma forma do descrito no tratamento 5.



**Figura 13.** Área experimental da Estação Experimental de Zootecnia da CEPLAC, Itabela (BA).

O delineamento experimental adotado foi blocos ao acaso com seis repetições para cada tratamento (Figura 15).

1 T1	2 T2	3 T4	4 T5	5 T3	6 T6
12 T2	11 T3	10 T6	9 T1	8 T4	7 T5
13 T3	14 T1	15 T5	16 T6	17 T2	18 T4
24 T6	23 T5	22 T2	21 T4	20 T1	19 T3
25 T4	26 T6	27 T1	28 T3	29 T2	30 T5
36 T5	35 T4	34 T3	33 T2	32 T6	31 T1

**Figura 14.** Croqui da área experimental. T1: Controle, T2: Ureia, T3: Fezes *Brachiaria*, T4: Fezes Consórcio, T5: Urina Monocultura, T6: Urina Consórcio.

#### 4.4.2. Amostragem e caracterização química e física do solo

Para caracterizar os atributos químicos do solo foi feita a coleta de seis amostras simples de terra em cada bloco, para formar uma amostra composta por bloco, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm de profundidade.

As amostras coletadas foram submetidas às seguintes análises químicas: pH em água, fósforo assimilável, potássio, sódio, cálcio, magnésio e alumínio trocáveis e acidez potencial, de acordo com a metodologia da Embrapa (1997).

Para caracterizar os atributos físicos, foram coletadas amostras indeformadas: nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, com auxílio do anel de Kopecky, para a determinação da densidade do solo. As amostras coletadas com o anel foram colocadas em estufa a 110°C. A densidade do solo foi determinada pela seguinte equação:  $D_s = M_s/V_t$ ; onde  $M_s$  é a massa do solo obtida após secagem em estufa e  $V_t$  é o volume total, conhecido, do anel de Kopecky (Embrapa, 1997).

Foram coletadas amostras deformadas nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm para a determinação da densidade das partículas, realizada pelo método do balão volumétrico (Embrapa, 1997). A análise granulométrica foi conduzida, realizando o método da pipeta (Embrapa, 1997).

Também foram coletadas amostras de terra, na profundidade de 0-10 cm, para a determinação da umidade do solo. A umidade foi determinada pelo método gravimétrico, onde foram pesados em cadinhos, aproximadamente 10 g de solo, sendo posteriormente levados à estufa, a 105° C, por 72 horas.

Com os resultados referentes à densidade da partícula, densidade do solo e umidade do solo, foi calculado o espaço poroso saturado com água (EPSA), da seguinte forma:

$$\text{EPSA} = \frac{(\text{Ug} \times \text{Ds})}{\text{P}} \times 100$$

Onde:

Ug = umidade gravimétrica (g);

Ds = densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ );

Dp = densidade das partículas ( $\text{Mg m}^{-3}$ );

P = porosidade total do solo, obtida indiretamente da seguinte forma:

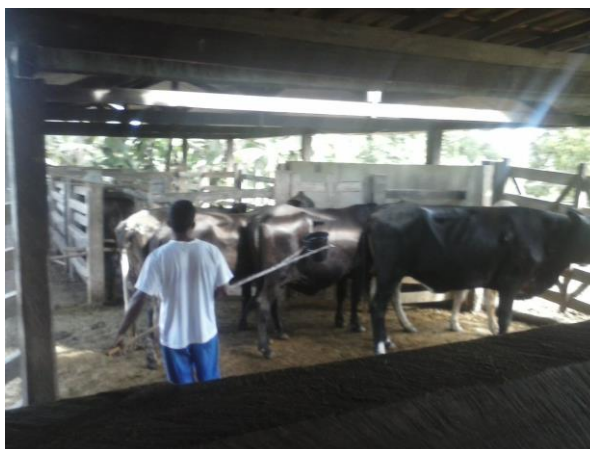
$$P = (1 - \text{Ds}/\text{Dp})$$

#### 4.4.3. Coleta de fezes e urina de gado leiteiro

As vacas leiteiras eram sempre conduzidas ao pastejo consorciado de gramíneas (*Brachiaria* sp) e leguminosa (*Desmodium ovalifolium* cv Itabela). Para garantir que os dejetos não possuíssem vestígios de leguminosas (nos tratamentos Fezes e Urina Monocultura), partes dessas vacas foram manejadas para outra área com apenas pasto de *Brachiaria*. Essas ficaram sob esse pastejo por 30 dias, somente após esse período, foram coletadas as fezes e urinas dessas vacas.

Os animais, que pastejavam na área de *Brachiaria* sp em monocultura e consorciada, eram conduzidos ao curral, com intuito de coletar fezes e urina no dia seguinte, pela manhã. Para facilitar a coleta da urina, foi feito um suporte de madeira acoplado a um balde (volume de 5 L), o qual possibilitou que o manuseador ficasse afastado da vaca em torno de dois metros, diminuindo e/ou impedindo o estranhamento do animal (Figura 16). As fezes foram coletadas, com auxílio de uma pá, logo após a defecação dos animais, ou seja, fezes frescas.

Foram retiradas sub-amostras de fezes e urina para quantificação dos teores de N-total, pelo método de Kjeldahl (Alves et al., 1999). As sub-amostras de urina foram armazenadas em frascos, com boa vedação, nas geladeiras, para impedir as possíveis perdas de nitrogênio e, posteriormente, enviadas à Embrapa Agrobiologia. As fezes foram secas ao ar, durante 48 horas, em seguida, foram moídas até a granulometria de talco.

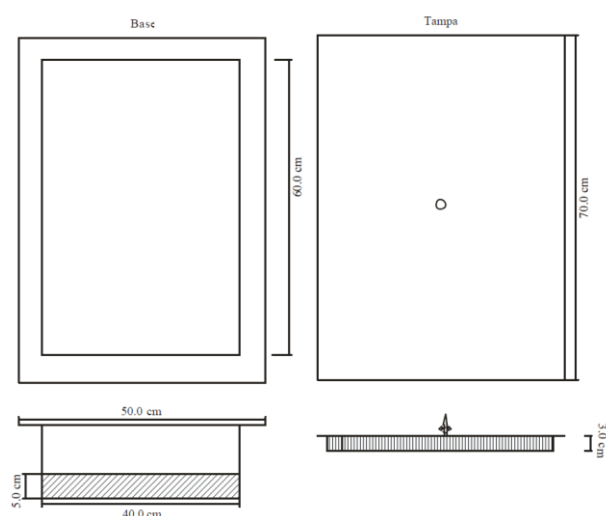


**Figura 15.** Detalhe da coleta da urina das vacas leiteiras.

#### 4.4.4. Quantificação das emissões de óxido nitroso do solo

Para a coleta de óxido nitroso ( $N_2O$ ), foram instaladas câmaras estáticas no piquete, de dimensão de 1 ha, sob cultivo de pastagem de *Brachiaria brizantha* cv Maradu. Nessa área havia bezerros, que foram retirados vinte dias antes da instalação das câmaras (Figura 17).

Em cada parcela experimental, uma câmara estática fechada, de formato retangular, com dimensões de 40 x 60 cm, tal como descrita em Alves et al. (2012), foi instalada. A base da câmara foi inserida no solo, numa profundidade de 7 cm, a qual permaneceu até o final do período de monitoramento. O corpo móvel da câmara, em PVC, era revestido externamente para isolamento térmico e continha uma válvula para a retirada das amostras de gases do solo e suspiro para o equilíbrio de pressão. A parte móvel ou tampa da câmara era acoplada à base no momento das amostragens dos gases.



**Figura 16.** Croqui detalhado da câmara estática. Fonte: Zuchello (2010).

No dia 23 de janeiro de 2015, foram instaladas, de forma aleatória, trinta e seis bases das câmaras estáticas, nos seis blocos (6 bases/bloco) (Figura 18(A)). Cada base foi distribuída num espaçamento de 3 m. Os blocos também possuíam 3 m de distância entre as bases, totalizando assim, uma área experimental de 1.357,2 m<sup>2</sup>.

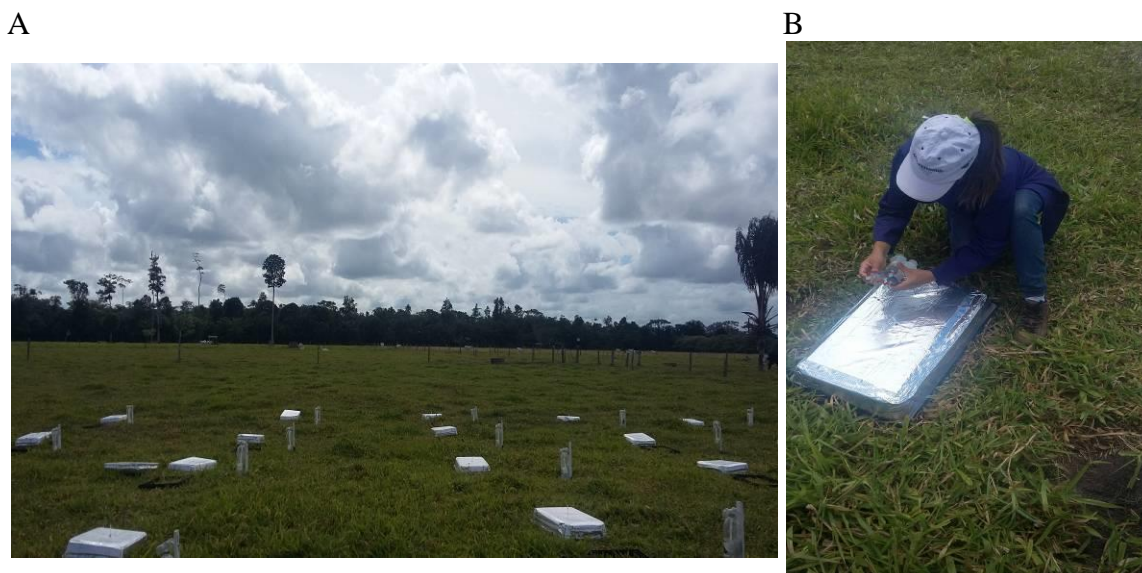
As amostragens de  $N_2O$  iniciaram no dia 27 de janeiro de 2015, dois dias antes da aplicação dos tratamentos. As amostragens eram sempre realizadas no período da manhã (Alves et al., 2012) e prosseguiram até o dia 06 de março de 2015.

As amostragens de  $N_2O$  foram realizadas em três tempos (T0: logo após o fechamento da câmara; T20 - vinte minutos após o fechamento; e T40 - 40 minutos após a incubação), com auxílio de seringas de volume de 60 mL (Figura 18(B)). Concomitantemente as amostragens de  $N_2O$ , foi medida a temperatura de dentro das câmaras estáticas, nos três tempos (T0; T20; e T40) de amostragens. Também foram medidas a temperatura do solo e do ar, imediatamente antes de começar as amostragens de  $N_2O$ . As amostragens de  $N_2O$  foram realizadas com seringas de polipropileno e em seguida eram transferidas para frascos de cromatografia e evacuados a uma pressão de -80 kPa com auxílio de um vacuômetro, antes da transferência do gás para o frasco.

A concentração de  $N_2O$  foi quantificada por cromatografia gasosa, na Embrapa Agrobiologia (Alves et al., 2012). Os fluxos de  $N_2O$  foram calculados pelo incremento da

concentração do gás na câmara com o tempo, considerando a temperatura de amostragem e a área da câmara.

Do dia 7 a 19 de julho de 2015, foi realizada a segunda amostragem de  $N_2O$ , num período que estava mais chuvoso, o que não é comum nessa época do ano.

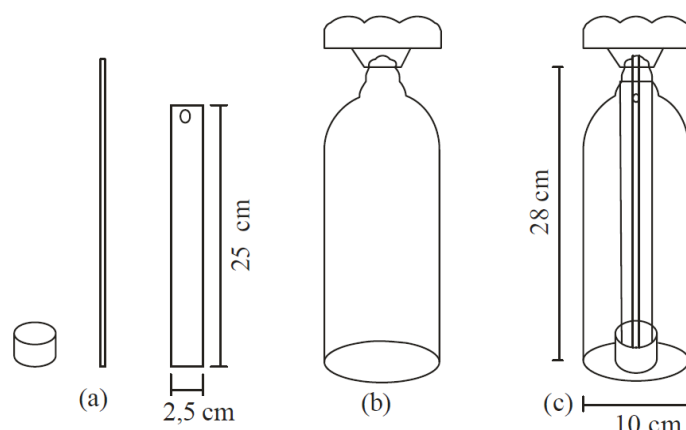


**Figura 17.** Distribuição das câmaras estáticas para a coleta de  $N-N_2O$  e das câmaras para a coleta de  $N-NH_3$  (A) e, detalhe do momento de amostragem de  $N-N_2O$  (B).

#### 4.4.5. Coleta e quantificação de amônia

Para avaliar a volatilização de amônia do solo, foi usado um sistema composto por câmara estática, descrita e calibrada por Araujo et al. (2009). A câmara foi confeccionada a partir de frasco plástico transparente, tipo PET de 2,0 litros sem a base, com diâmetro de 10 cm, abrangendo 0,008  $m^2$  de área (Figura 19(b)). No interior do frasco foi suspensa uma lâmina de espuma de polietileno (2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento), com o auxílio de um arame inoxidável (Figura 19(a)). Visando adaptar o sistema para posterior utilização em condições de campo e manter os sistemas abertos, permitindo a circulação do ar, a base do PET foi retornada de forma invertida a extremidade superior do frasco e suspensa por espiral de arame, formando um “chapéu” para evitar a entrada de água da chuva, possibilitando os fluxos de gases, no interior da câmara.

Para medir a volatilização de  $NH_3$ , um dia antes de ir ao campo, foram adicionados 10 mL de solução de  $H_2SO_4$  1 mol  $dm^{-3}$  mais glicerina 2% (v/v) ao frasco plástico de 50 mL (Figura 19(a)), que fica dentro da câmara. A lâmina de espuma de polietileno foi comprimida, com auxílio de haste, com diâmetro inferior a do frasco (Figura 19(c)), com intuito da espuma absorver a solução. No interior do frasco PET, foi suspensa a lâmina, com haste de arame inoxidável e elástico, fixando-a ao frasco de 50 mL.



**Figura 18.** Croqui detalhado da câmara utilizada para coleta de amônia, segundo o método descrito por Araújo et al. (2009). Fonte: Zuchello (2010).

As lâminas de espuma contendo a amônia volatilizada foram coletadas em intervalos de 48 horas. O  $N-NH_3$  foi determinado por destilação e titulação. A espuma, juntamente com a solução remanescente, em cada frasco de 50 mL, foi transferida para erlenmeyer de 125 mL de massa, previamente conhecida (P1). Posteriormente, foram adicionados 40 mL de água destilada em cada erlenmeyer. Essa água, antes de transferida para o erlenmeyer, foi usada para lavar o frasco de 50 mL, contendo as espumas correspondentes. O erlenmeyer, com a solução e a lâmina de espuma, foi levado à agitador horizontal, a 220 RPM, por 15 minutos e depois feita nova pesagem (P2).

Uma alíquota de 5 a 10 mL, dependendo da concentração de  $NH_4^+$  esperada, foi analisada por destilação a vapor e posterior titulação para quantificar o N amoniacal, tal como descrito em Alves et al. (1994). A densidade da solução foi considerada igual a  $1,0 \text{ g dm}^{-3}$ .

Desta forma, o volume total da solução é obtido pela diferença entre P2 e P1, este último acrescido da massa da espuma (aproximadamente 0,32 g).

#### 4.4.6. Coleta e análise de nitrato e amônio do solo

Para determinar a concentração das formas minerais de N no solo ( $NO_3^-$  e  $NH_4^+$ ) foram coletadas amostras de terra simples, na profundidade de 0-10 cm, com o auxílio de uma espátula. As amostras de solo foram coletadas no período da manhã, acompanhando as amostragens de gases. Elas foram colocadas em embalagens plásticas, congeladas e posteriormente, encaminhadas ao laboratório.

Para determinação das formas minerais de N no solo, as amostras foram descongeladas, pesadas (20 g de solo) e transferidos para erlenmeyer. Adicionou-se 60 ml da solução extratora de KCl 2M, sendo posteriormente colocados em agitador horizontal e mantidos em movimento pelo período de 30 minutos, a 200 rpm. Após, as amostras foram filtradas e a solução obtida foi guardada em geladeira para posterior análise de cada forma mineral. O equipamento utilizado consistiu de espectrofotômetro digital Shimadzu UV-1203. Foram preparadas duas curvas analíticas com soluções padrões de baixa concentração (0,0; 0,1; 0,3; 0,5; 0,7; 1,0  $\text{mg N L}^{-1}$ ) de N na forma de nitrato e na forma de amônio e soluções padrões com concentrações mais altas (1,0; 2,0; 3,0; 5,0; 7,0 e 10,0  $\text{mg N L}^{-1}$ ).

A metodologia para determinação de  $NO_3^-$  foi a utilizada por Olsen (2008), baseada na espectrofotometria em ultra-violeta (UV), conforme descrito por Zuchello (2010). As concentrações de  $NO_3^-$  foram determinadas em dois comprimentos de onda. O resultado da

medida de absorvância em 275 nm foi multiplicado por dois e, posteriormente, subtraído da leitura em 220 nm. O resultado equivale à quantidade de  $\text{NO}_3^-$  na amostra.

Para medir a concentração de  $\text{NH}_4^+$ , foi utilizado o método do salicilato, proposto por Kempers & Zweers (1986). Os reagentes preparados foram:

R1: Dissolver 33 g de salicilato de sódio ( $\text{NaC}_7\text{H}_5\text{O}_3$ ) e 20 mg de nitroprussiato de sódio ( $\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) em 100 mL de água destilada;

R2 – Dissolver 9,33 g de citrato de sódio e 4 g de hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ) em água destilada para um volume final de 100 mL;

R3 (Mix) – É um combinado dos reagente 1 e 2, que se obtém pela mistura e uma parte do reagente R1 com duas partes do reagente R2;

R4 – Hipoclorito de sódio comercial (água sanitária), no caso de hipoclorito 10% diluir 5 mL em 25 mL de água destilada.

Para a determinação, 4 mL do extrato de terra com KCl 2M foram transferidos para tubo de ensaio de 10 mL. Adicionou-se 0,1 mL de hipoclorito de sódio e 0,9 mL do reagente R3. A reação ocorria no escuro, por aproximadamente 120 minutos. As concentrações eram lidas em 647 nm.

Os cálculos para determinação das concentrações das formas minerais de N foram feitos por meio de regressões lineares entre as concentrações dos padrões e as respectivas absorvâncias, e utilizando-se um fator de transformação da leitura das amostras em concentração.

#### **4.4.7. Interpretação dos dados e avaliação estatística**

Os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e volatilização de  $\text{NH}_3$  foram representados em gráficos construídos a partir das médias dos fluxos de cada tratamento e os respectivos erros padrões para as datas de amostragem.

Para o conteúdo de N, nas fezes e urina das vacas leiteiras, que pastejavam em áreas de consórcio (*Brachiaria Brizantha* e leguminosa *Desmodium ovalifolium*) e de monocultura (*Brachiaria Brizantha*), foi submetido à verificação da homogeneidade das variâncias dos erros (Bartlett) e de normalidade dos dados (Lilliefors). Posteriormente, foi feita a análise de variância com aplicação do teste F ( $P < 0,05$ ), utilizando o programa estatístico SISVAR.



## 4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.5.1. Características químicas e físicas do Argissolo Amarelo

Na Tabela 5, são apresentados os resultados da caracterização química e física da área experimental, antes da instalação do experimento. Pode-se observar que os teores de alumínio são zero e que os valores de pH estão em torno de 6,0. Na caracterização física, observa-se menor densidade do solo, na camada de 0-10 cm, quando comparado a 10-20 de profundidade, o solo apresenta alto teor da fração areia, em torno de 800 g kg<sup>-1</sup>.

**Tabela 4.** Caracterização Química e Física da área experimental nas profundidades 0-10 e 10-20 cm de Argissolo Amarelo.

		0-10 cm	10-20 cm
	<b>pH (água)</b>	6-17	6,26
<b>cmol<sub>c</sub> Kg<sup>-1</sup></b>	<b>Ca<sup>+</sup></b>	1,62	1,43
	<b>Mg<sup>+2</sup></b>	0,48	0,57
	<b>Al<sup>+3</sup></b>	0,00	0,00
	<b>Na<sup>+</sup></b>	0,04	0,04
	<b>H + Al</b>	2,04	1,87
<b>mg dm<sup>-3</sup></b>	<b>P</b>	0,69	0,43
	<b>K</b>	122,21	126,18
<b>Mg m<sup>-3</sup></b>	<b>DS</b>	1,36	1,64
	<b>DP</b>	2,48	2,45
	<b>P %</b>	45,31	32,86
<b>g kg<sup>-1</sup></b>	<b>Areia</b>	833	825
	<b>Silte</b>	98	79
	<b>Argila</b>	67	96

### 4.5.2. Teores de nitrogênio nas fezes e urina dos bovinos

Na Tabela 6 são apresentados os teores de nitrogênio nos dejetos dos bovinos. Pode-se observar que não houve diferença estatística significativa no teor de N nas fezes dos bovinos, na coleta de janeiro de 2015. Por outro lado, o teor de N na urina foi maior (0,83%), nos animais que estavam pastejando, na área em consórcio com leguminosa, do que na área com pastagem em monocultura (0,62%).

**Tabela 5.** Teor de nitrogênio nos dejetos de bovinos que estavam sob pastagens em monocultura (*Brachiaria brizantha*) e em consórcio (*Brachiaria brizantha* e *Desmodium ovalifolium* cv Itabela), em janeiro de 2015.

Tratamentos	Fezes (%)	Urina (%)
Pastagem em monocultura	1,29 a	0,62 b
Pastagem em consórcio	1,50 a	0,83 a
CV(%)	8,60	0,28

Os valores representam a média de 3 repetições por tratamento. As médias na mesma coluna, seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem entre si pelo teste F (P<0,05).

Os valores de N observados nos dejetos (fezes e urinas), no período de julho de 2015, são apresentados na Tabela 7. Nessa coleta foi observada diferença estatística significativa, no teor de N, tanto nas fezes quanto na urina dos bovinos. E, como era de se esperar, os teores de N nas fezes (1,89%) e urina (0,76%) dos animais que se alimentavam na pastagem consorciada com a leguminosa foram maiores que os que pastejavam em áreas sob monocultura (1,35 % de N nas fezes e 0,51 % na urina). Jantalia et al. (2006) observam que a via mais importante de retorno de N da pastagem ao sistema passa a ser através das excretas dos animais. A urina e as fezes do gado, que está na fase de engorda ou em terminação, apresentam cerca de 90 a 95 % de todo N consumido pelo animal (Edwards, 1996).

Esses resultados enfatizam a contribuição de uma dieta rica em N, como no sistema de consórcio com a leguminosa, no aumento de N na urina e nas fezes dos bovinos. Pode-se concluir que, os bovinos sob sistema de produção de pastagens, em consórcio com leguminosas, depositam na superfície do solo dejetos mais ricos em N do que os sistemas em monocultura e, conseqüentemente, podem contribuir com maior emissão de N<sub>2</sub>O dos solos para a atmosfera. Por outro lado, o N é importante para a estabilização do C nos solos, ou seja, a incorporação desse material é fonte de blocos construtores para a formação do húmus no solo.

**Tabela 7.** Teor de nitrogênio nos dejetos de bovinos que estavam sob pastagens em monocultura (*Brachiaria brizantha*) e em consórcio (*Brachiaria brizantha* e *Desmodium ovalifolium* cv Itabela), em julho de 2015.

Tratamentos	Fezes (%)	Urina (%)
Pastagem em monocultura	1,35 b	0,51 b
Pastagem em consórcio	1,89 a	0,76 a
CV(%)	3,91	9,66

Os valores representam a média de 3 repetições por tratamento. As médias na mesma coluna, seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem entre si pelo teste F (P<0,05).

#### 4.5.3. Quantificação das emissões de N<sub>2</sub>O no solo na época seca do ano

A seguir serão apresentados os resultados referentes à coleta de dados climatológicos realizada na Estação Experimental da CEPLAC, Itabela (BA). A Figura 20 mostra os resultados da temperatura do ar, precipitação espaço poroso saturado por água (EPSA) e os fluxos de N<sub>2</sub>O, no período de monitoramento.

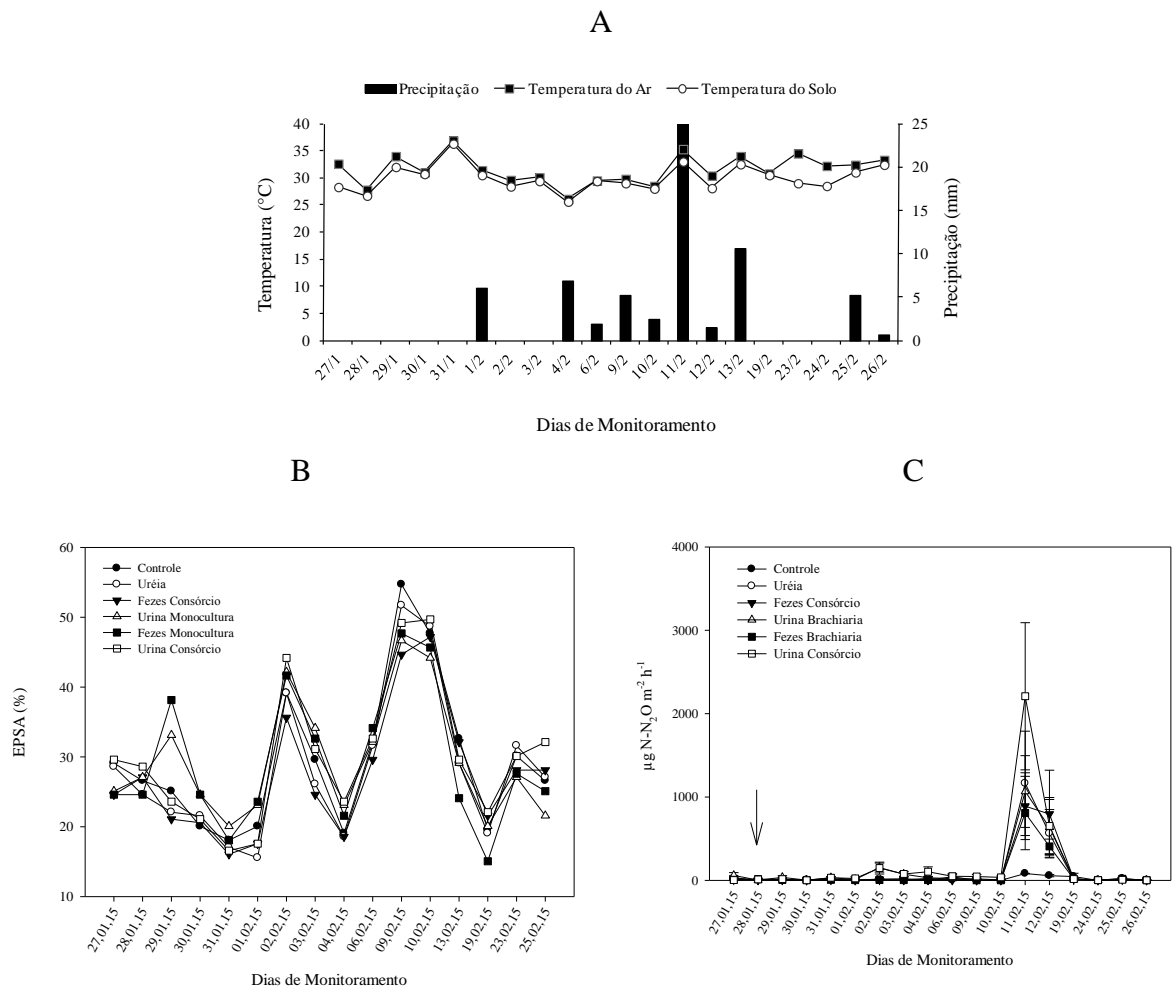
Pode-se observar que as temperaturas do ar e do solo estavam elevadas, variando de 26° a 38° C (Figura 20(A)). De acordo com a literatura, esses resultados de temperatura puderam interferir nas emissões de N<sub>2</sub>O, onde observou-se que a emissão de N<sub>2</sub>O aumentou exponencialmente com o aumento da temperatura do solo (Smith et al., 1998).

Em relação aos resultados de precipitação, nos dias de amostragens do gás N<sub>2</sub>O, não foi observada elevada taxa de precipitação (Figura 20(A)). Verifica-se que os teores de umidade do solo aumentaram com a elevação da precipitação, chegando a praticamente 20% nos dias em que a taxa de precipitação atingiu um pico de aproximadamente 25 mm. A precipitação é a principal entrada de água no solo. Muitos trabalhos na literatura, em relação ao clima temperado, demonstram uma estreita relação entre o teor de umidade no solo e as emissões de óxido nitroso (Doran & Linn, 1994; Dobbie et al., 1999; Paul e Clark, 1996).

Na Figura 20 (B) e (C) são apresentados os dados de espaço poroso saturado com água (EPSA%) e o fluxo de N<sub>2</sub>O (µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), durante o período experimental, sob os diferentes tratamentos avaliados. Em relação à emissão de N<sub>2</sub>O, esperava-se que houvesse

uma maior emissão inicial, logo após a adubação mineral com ureia e deposição das fezes e urina dos bovinos. Porém, isso não ocorreu, apresentando nos primeiros quatro dias, após a implantação dos tratamentos, valores zero de emissão de  $N_2O$ . Um motivo para essa baixa emissão pode estar relacionado à baixa umidade no solo, como demonstrado em vários estudos para solos de clima temperado (Doran & Linn, 1994; Dobbie et al., 1999; Paul e Clark, 1996).

O  $N_2O$  é formado a partir dos processos de nitrificação e desnitrificação, que são influenciados por características do solo, tais como: aeração, temperatura, umidade, reação do solo, fertilizantes, matéria orgânica, relação C/N e a presença de fatores tóxicos aos microorganismos (Moreira; Siqueira, 2006; Bremmer, 1997; Snyder et al. 2009). Davidson e Swank (1986) relataram que os principais fatores que influenciam as emissões de  $N_2O$ , derivado de reações de nitrificação, são a temperatura e a densidade do solo. Através da desnitrificação, as emissões parecem ser influenciadas, principalmente, pela quantidade de poros preenchidos por água (EPSA) e pelo potencial redox (Eh) do solo.



**Figura 19.** Precipitação, temperatura do ar e do solo ( $^{\circ}C$ ) (A), EPSA (%) (B) e fluxo de  $N_2O$  ( $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ ), na Ceplac em Itabela (BA) (C).  $\downarrow$  - indica a aplicação dos tratamentos.

No início do monitoramento, os valores de EPSA estavam na faixa de 15 a 45 %, que de acordo com a literatura, não são suficientes para que ocorra emissão de N<sub>2</sub>O. O pico de emissão de N<sub>2</sub>O (2208 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) ocorreu somente no dia 11/02 (14 dias após a implantação dos tratamentos), quando o EPSA ultrapassou 55 %, que de acordo com a literatura, é nesse valor de EPSA (55-85%) que começam ocorrer as perdas expressivas de N<sub>2</sub>O. Vários autores mostram que os fluxos de N<sub>2</sub>O são bastante baixos, quando os valores de EPSA são inferiores a 50-60% (Clayton et al., 1997; Velthof & Onema, 1995; Dobbie et al., 1999; Davidson & Verchot, 2000). Com o EPSA próximo a 80%, praticamente nenhum NO é produzido, já que esta molécula é mais consumida pelos microrganismos que o N<sub>2</sub>O (Firestone & Davidson, 1989), e o N retorna à atmosfera na forma molecular (N<sub>2</sub>), não causando dano à camada de ozônio.

Quando se compara os tratamentos avaliados na emissão de N<sub>2</sub>O, verifica-se que o tratamento que depositou a urina de bovinos, que pastejavam em sistemas de consórcio com a leguminosa, apresentou maior emissão sendo estatisticamente superior ao controle. Os demais tratamentos emitiram N<sub>2</sub>O de forma bastante semelhante. Um segundo pico de N<sub>2</sub>O ocorreu no dia 12/02 (um dia depois do maior pico), com destaque para o tratamento que recebeu fezes de bovinos que estavam em áreas sob pastagem, em consórcio com leguminosas (795 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), não sendo estatisticamente diferente do tratamento “Urina em Consórcio” (652 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Lowrance et al. (1998) observaram perdas de N por desnitrificação de 11 a 37 % do N total aplicado com os dejetos de bovinos de leite, sendo que a emissão de N<sub>2</sub>O foi responsável por 29 % dessas perdas.

Num estudo realizado pela Embrapa Agrobiologia e a PESAGRO-RJ em Seropédica, num Planossolo, onde a cobertura vegetal era pastagem de *Brachiaria*, utilizada para produção de leite, mostrou que as áreas afetadas pela urina podem proporcionar fluxos bem elevados de N<sub>2</sub>O. Foi obtido um pico de emissão maior que 1500 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no tratamento com urina, enquanto que no tratamento Controle, as emissões estavam abaixo de 100 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Os altos fluxos podem ser explicados pelo fato do estudo ser conduzido num Planossolo (Jantalia, 2006). Esse pico de emissão é similar ao encontrado nesse estudo para o tratamento ‘Urina em Monocultura’. Já na urina oriunda do consórcio desse estudo, a maior emissão foi superior a 2208 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

Por outro lado, Varella et al. (2004) ao fazerem um estudo comparativo entre uma pastagem degradada de *Brachiaria brizanta*, com 20 anos de implantação, e uma área de mata nativa do Cerrado, encontraram fluxos de N<sub>2</sub>O abaixo do limite de detecção (0,6 ng N-N<sub>2</sub>O cm<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>) em ambas as áreas. Cardoso et al. (2001) ao avaliarem as emissões de N<sub>2</sub>O em solos do Cerrado sob mata nativa, cultura anual contínua, pastagem sob pastejo contínuo e pastagem consorciada, observaram baixas emissões de N<sub>2</sub>O, chegando a serem quase nulas. Nos meses secos, a média dos fluxos foi de 2,03; 3,16; 2,77 e 1,93 g de N ha<sup>-1</sup>, e nos meses com ocorrência de chuvas, a média foi de 2,20; 4,30; 3,81 e 3,79 g de N ha<sup>-1</sup>, respectivamente para área nativa, área de cultivo, pastagem e pastagem consorciada. Pelas estimativas dos fluxos acumulados, no período de oito meses, evidenciaram tendências de elevadas emissões de N<sub>2</sub>O ocorrerem nas áreas cultivadas em relação à vegetação.

Lessa et al. (2008) também avaliaram o efeito da deposição de urina e fezes bovinas sobre um Argissolo em uma área de pastagem, no município de Seropédica (RJ). Os autores observaram que nos três primeiros dias, a aplicação de urina promoveu elevados fluxos de N<sub>2</sub>O, sendo esses superiores aos obtidos no tratamento com aplicação de fezes e no controle, com emissões de N<sub>2</sub>O, chegando a 228 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no dia posterior à aplicação de urina. Os elevados fluxos de N<sub>2</sub>O analisados foram correlacionados diretamente ao EPSA, corroborando como demonstrado em outros estudos (Luo et al., 2008; Carter, 2007; Dobbie &

Smith, 2001). Ainda, segundo a autora, a maior disponibilidade de N mineral no início do experimento, especialmente nas áreas com aplicação de urina, foi essencial para garantir os elevados fluxos de N<sub>2</sub>O observados, nos primeiros dias de acompanhamento. Observou também que, os maiores fluxos ocorreram nos períodos de menores concentrações de nitrato e maiores concentrações de amônio, sugerindo que, nas condições do estudo, o processo de nitrificação seguido da desnitrificação seria a explicação para a formação de N<sub>2</sub>O oriundo das excretas, nos sistemas avaliados.

Davidson & Verchot (2000) mostraram que a razão N-NO/ N-N<sub>2</sub>O era bem superior a 10, quando o solo apresentava-se com 40% EPSA, ou mais seco, ao compilarem dados de vários estudos. Assim, de acordo com os autores, a produção de NO ocorre mais rápida que a de N<sub>2</sub>O, no processo de nitrificação. Já a desnitrificação passa ser o processo mais importante e a relação N-NO/ N-N<sub>2</sub>O se reduz a valores bem abaixo de 1, em condições de alta saturação do solo com água.

Segundo Giacomini & Aita (2006), a aplicação de dejetos de animais no solo, assim como de adubos, pode favorecer a emissão de N<sub>2</sub>O, por estimular tanto o processo de nitrificação quanto o de desnitrificação. Sommer & Moller (2000) relataram que a suinocultura e a bovinocultura de leite podem contribuir significativamente para as emissões de N<sub>2</sub>O, podendo ser durante o armazenamento dos dejetos ou quando os mesmos são aplicados ao solo.

Os dejetos além de adicionar N e água no solo, também adicionam C facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos, aumentando assim, a demanda por O<sub>2</sub>. Todos esses fatores podem conduzir ao aparecimento de sítios de anaerobiose no solo e o uso de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, comoceptor final de elétrons, favorecendo a desnitrificação (Lowrance et al., 1998). Firestone & Davidson (1989) relataram que o processo de desnitrificação é usado para representar uma série de processos bióticos e abióticos, que dá origem a formas reduzidas voláteis, oriundas do nitrato e nitrito do solo. A importância desse processo está na utilização dessas formas como receptoras de elétrons para oxidação do carbono e geração de energia. O autor enfatizou que a disponibilidade de matéria orgânica é essencial para a ocorrência do processo.

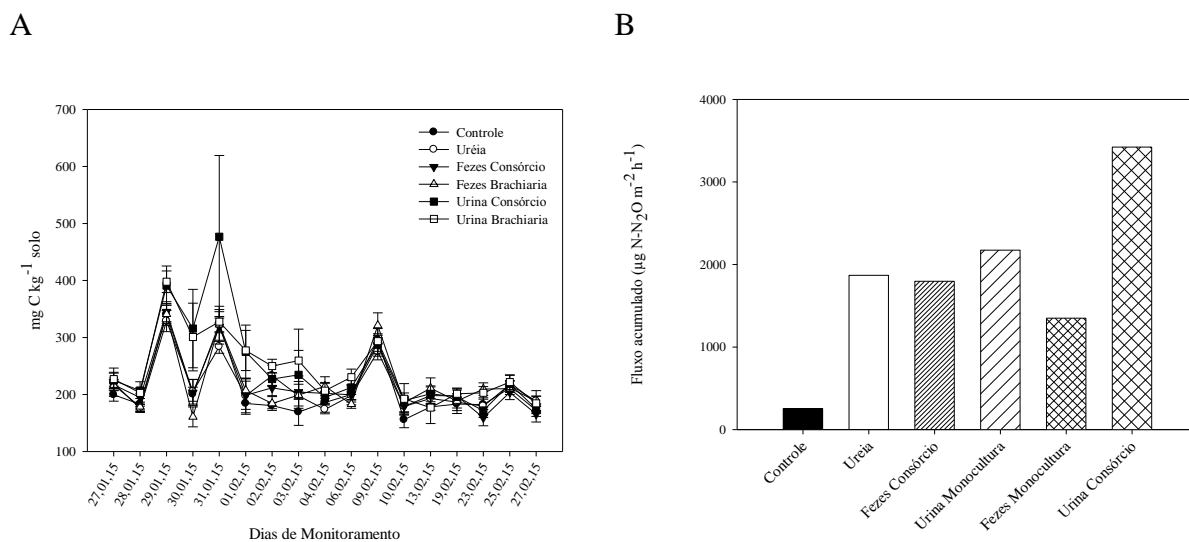
Acredita-se que o EPSA foi o principal fator que governou a emissão de óxido nitroso do solo para a atmosfera. Em solos com baixos valores de espaço poroso saturado por água (% EPSA), a nitrificação é o processo responsável pela emissão de N<sub>2</sub>O (Jantalia et al., 2006). Nesse contexto, a nitrificação pode ser responsável pelas emissões de N<sub>2</sub>O, no início do monitoramento, no qual o EPSA estava abaixo de 40% (Figura 21). No período com menor incidência de chuvas (seco), as variáveis que tiveram maior correlação com as emissões de N<sub>2</sub>O foram o nitrato do solo (R<sup>2</sup>=0,30), o carbono prontamente disponível (R<sup>2</sup>= 0,037) e o EPSA (R<sup>2</sup> =0,019) para o tratamento Urina Consórcio. Esse resultado corrobora com os trabalhos de outros autores (Costa, 2015; Lessa et al., 2014; Barneze et al., 2014; Sordi et al. 2014; Zaman et al., 2009).

Ferreira (1995), estudando as perdas de N oriundas das fezes frescas e urina de bovinos, observou que as perdas foram menores nas fezes que na urina, situando-se em menos de 10% do total de N depositado como excreta. Flessa et al. (1996) afirmaram que o retorno de N através da urina dos animais proporciona a criação de sítios de alta produção de N<sub>2</sub>O. Examinando o comportamento dos fluxos de N<sub>2</sub>O de solo tratado com urina bovina, Willians et al. (1999) observaram um aumento imediato na emissão de N<sub>2</sub>O do solo com fluxos atingindo picos de 89 mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, em um intervalo de 6 horas após a aplicação, e estimaram que cerca de 7% do N aplicado como urina foi perdido como N<sub>2</sub>O, considerando um período de 42 dias de avaliação.

Lessa (2011), ao avaliar as emissões de  $N_2O$  em um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, em Seropédica-RJ, onde existia uma cobertura vegetal predominantemente formada por *Panicum maximum*, sob os tratamentos de fezes bovina, urina bovina e controle, observou que, nos primeiros 6 dias após a aplicação das excretas, não houve fluxos de  $N_2O$  diferentes ao observado na área controle. Após esses dias, os fluxos de  $N_2O$ , no tratamento Urina, foram significativamente superiores aos demais tratamentos, apresentando uma emissão de  $600 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , essa situação durou 20 dias, até que as emissões se igualassem em todos os tratamentos. Já a adição das fezes, mesmo contendo uma dose de N elevada, equivalente a  $711 \text{ kg N ha}^{-1}$ , considerando apenas a área coberta pelas fezes, não resultou em fluxos de  $N_2O$  diferentes do tratamento Controle.

Na Figura 21(B), é apresentado o fluxo de  $N-N_2O$  acumulado entre os tratamentos, durante o período de amostragem. Observa-se que o tratamento Urina Consórcio teve um maior fluxo acumulado ( $3.423 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), posteriormente a Urina Monocultura ( $2.174 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), Ureia ( $1.869 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), Fezes Consórcio ( $1.797 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) e Fezes Monocultura ( $1350 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), que obteve um menor acúmulo, sendo apenas superior ao Controle.

Já na Figura 21(A), ao observar os valores de carbono orgânico solúvel, verifica-se que após a aplicação dos tratamentos, houve um aumento no teor de carbono para ( $400 \text{ mg C kg}^{-1} \text{ solo}$ ), não diferindo entre os tratamentos. No terceiro dia, após a aplicação dos tratamentos, a Urina Consórcio obteve um pico de praticamente ( $500 \text{ mg C kg}^{-1} \text{ solo}$ ), sendo superior aos demais tratamentos. Muitos autores relatam a relação do carbono prontamente disponível às emissões de  $N_2O$ , visto que esse é fonte de energia para os microrganismos nitrificadores e desnitrificadores (Costa, 2015; Lessa et al., 2014; Barneze et al., 2014; Sordi et al. 2014; Zaman et al., 2009).



**Figura 20.** Distribuição do carbono orgânico solúvel ( $\text{mg C kg}^{-1} \text{ solo}$ ) do solo (A) e fluxo acumulado de  $N_2O$  ( $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) (B), durante todo o período de monitoramento.

Na Tabela 8, são apresentados os valores de fator de emissão de  $N-N_2O$  para os diferentes tratamentos. O tratamento Ureia apresentou o maior fator de emissão ( $0,0039 \text{ Kg N-N}_2\text{O}$ ), seguido do Urina Consórcio e Monocultura. De acordo com o IPCC (2006), para os cálculos e inventário de emissões de GEE, considera-se um valor médio de fator de emissão

de 1% para óxido nitroso derivado da aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos e, um fator de 2% do N contido nas excretas bovinas, sem diferenciar urina e fezes.

Esses valores são menores que o IPCC indicado para óxido de nitroso, derivado da aplicação de fertilizantes nitrogenados e de excretas bovinas. Como já visto nesse trabalho, a urina e as fezes não se comportam de forma semelhante em relação às emissões de  $N_2O$ , sendo a participação das fezes bem menor que a da urina. Ao analisar o N ingerido pelos animais (através da forragem) e eliminado, sendo a mesma proporção para ambas as excretas, ou seja, 50% do N para urina e 50% para as fezes (BODDEY et al., 2004), pode-se dizer que o fator de emissão de  $N_2O$  para dejetos proposto pelo IPCC representa apenas a participação da urina (o fator de urina é 3,5 vezes a mais que o de fezes), que está bem abaixo dos 2%, proposto pelo IPCC. Com isso, para essas condições de estudo, o fator proposto pelo IPCC superestima as emissões de  $N_2O$ .

**Tabela 6.** Fator de emissão N- $N_2O$  sob os diferentes tratamentos (época seca do ano).

Tratamentos	Fator de Emissão (Kg N- $N_2O$ /kg N aplicado)
Ureia	0,0039
Fezes Consórcio	0,0004
Fezes Monocultura	0,0003
Urina Consórcio	0,0015
Urina Monocultura	0,0012

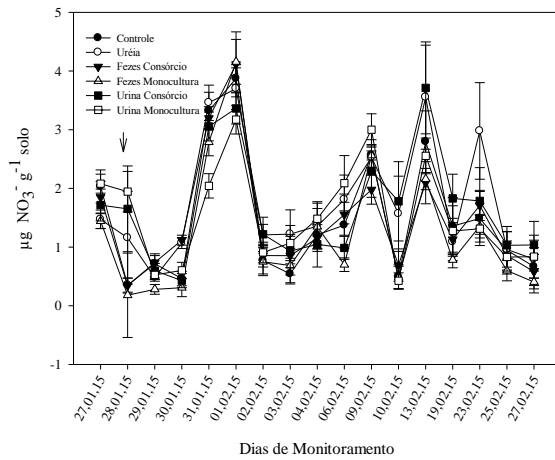
#### 4.5.4. Quantificação de nitrato e amônio no solo na época seca do ano

Na Figura 22(A), está a distribuição do nitrato, ao longo dos dias de monitoramento, na época seca, sob os diferentes tratamentos. Pode-se observar que, as concentrações oscilaram no decorrer do período e foram praticamente semelhantes em todos os tratamentos, apresentando aproximadamente um pico de  $4 \mu\text{g NO}_3^- \text{ g solo}^{-1}$ .

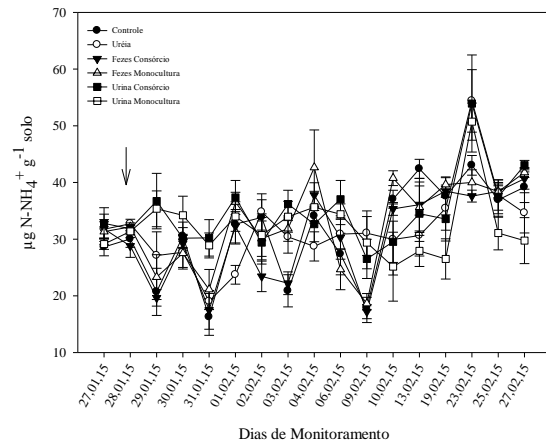
A distribuição de amônio, na estação seca, é representada na Figura 22(B), sendo que a concentração sob os diferentes tratamentos varia de 20 a  $50 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1}$ . Observa-se que no primeiro dia, após a aplicação dos dejetos, o tratamento Urina (consórcio e monocultura) apresentou teores de amônio superior (aproximadamente  $37 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1}$ ) que os demais tratamentos Ureia ( $26 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1}$ ) e Fezes (consórcio e monocultura com  $20 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ g solo}^{-1}$ ), devido, principalmente, à sua composição, que segundo van Groenigen et al. (2005), é facilmente convertida em  $\text{NH}_4^+$ , favorecendo o processo de nitrificação no solo.

Não foi observado, nesse estudo, o aumento na concentração de  $\text{NH}_4^+$  imediatamente após a aplicação de ureia no solo, ocorrendo posteriormente a redução de sua concentração, acompanhada do aumento da concentração de  $\text{NO}_3^-$ , durante os maiores picos de  $N_2O$ , no período de duas semanas, após a fertilização, como relatado por Akiyama & Tsuruta (2003). Porém, os maiores picos de amônio ocorreram para o tratamento Urina (monocultura e consórcio), quando os teores de nitrato desses estavam menores que  $2 \mu\text{g NO}_3^- \text{ g}^{-1}$  no solo na época seca (Figura 22 (A) e (B)).

A



B



**Figura 21.** Distribuição do nitrato ( $\mu\text{g NO}_3^- \text{g}^{-1}$  solo) (A) e amônio ( $\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{g}^{-1}$  solo) no Argissolo Amarelo, sob os diferentes tratamentos, em Itabela (BA) (B).

#### 4.5.5 Quantificação de amônia volatilizada na época seca do ano

A urina representa uma fonte importante de amônia para a atmosfera, pois o conteúdo de N na urina pode ser em grande parte (75%) constituído por ureia (Jarvis et al., 1989; Lessa, 2011). A volatilização de amônia liberada, principalmente pela urina dos animais, é considerada uma fonte indireta de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo para a atmosfera, contribuindo também ao efeito estufa e ao aquecimento global (IPCC, 2006; Zaman et al., 2009).

Na Figura 23, são apresentados os resultados referentes à volatilização de  $\text{N-NH}_3$ , nos diferentes tratamentos, na época seca. Observa-se uma maior volatilização de  $\text{N-NH}_3$ , nos primeiros cinco primeiros dias, após a aplicação dos tratamentos. Os tratamentos “Urina Consórcio” apresentaram o maior pico de  $\text{N-NH}_3$  ( $93 \text{ mg N-NH}_3 \text{ volatilizado m}^{-2}$ ), mas não diferiram estatisticamente dos tratamentos “Urina Monocultura” ( $71 \text{ mg}$ ) e “Fezes Consórcio” ( $62 \text{ mg}$ ). Esse comportamento pode ser explicado pela rápida hidrólise da ureia oriunda da urina. Também se verifica que a volatilização aumentou quando houve redução nos teores de nitrato do solo ( $1,3 \mu\text{g NO}_3^- \text{g}^{-1}$  solo). A hidrólise da ureia oriunda da urina é mais rápida que da ureia pura, quando adicionada ao solo sob condições semelhantes. Whithead et al. (1989) e Haynes & Williams (1993) explicaram que isso ocorre devido ao efeito estimulante da hidrólise da ureia pelo ácido hipúrico, presente na urina dos animais. Nesse contexto, o nitrogênio da urina é facilmente perdido por volatilização, devido à rápida hidrólise da ureia no solo.

O tratamento “Ureia” ( $37 \text{ mg}$ ) não diferiu do tratamento “Fezes Monocultura” ( $41 \text{ mg}$ ) quanto à volatilização de  $\text{N-NH}_3$ . A volatilização da ureia pode ter sido limitada pela umidade do solo. De acordo com dados da literatura, vários fatores do solo podem influenciar nas perdas gasosas de  $\text{N-NH}_3$  como: pH, poder tampão, umidade do solo, textura, mineralogia da fração argila, capacidade de troca catiônica (CTC), temperatura, teor de matéria orgânica e potencial redox (Costa et al., 2004). Geralmente, as perdas  $\text{N-NH}_3$  elevam com a intensificação dos períodos de seca (altas temperaturas, maior fluxo de ar e menor umidade relativa do ar); com o aumento do pH do solo, em solos de textura arenosa; com a baixa CTC; e com uma umidade inicial do solo não limitante (Costa, 2015).



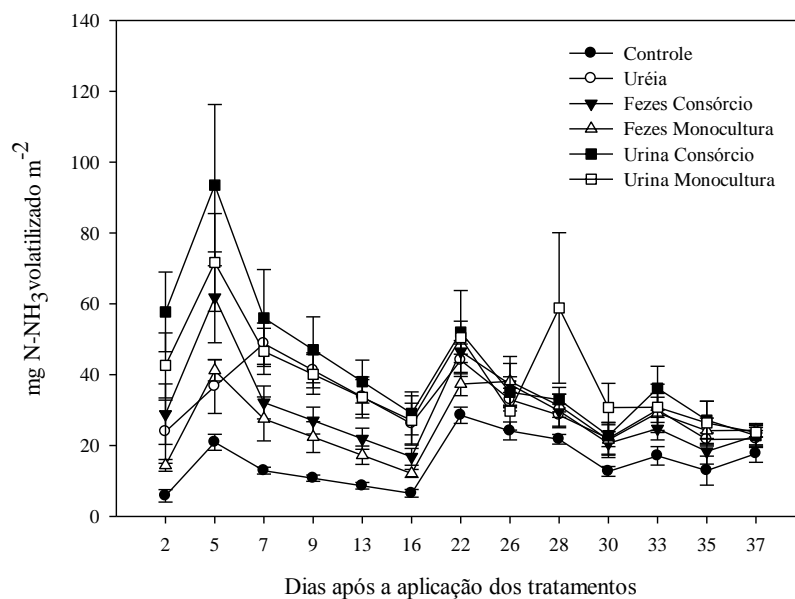
Petersen et al. (1998), ao avaliarem a volatilização de amônia oriunda de excretas bovinas, observaram que as perdas obtidas no tratamento Fezes não foram significativas. Os autores relacionaram este acontecimento à formação de uma crosta na superfície das fezes o que dificulta este tipo de perda. Lessa et al. (2014), corroborando com esse trabalho, relatam que perdas de  $\text{NH}_3$  por fezes, no período seco do ano, não são elevadas nos primeiros dias de monitoramento, porém são persistentes por um extenso período.

Como era de se esperar, observa-se que as perdas por volatilização de  $\text{N-NH}_3$  foram maiores quando houve redução nos teores de nitrato do solo. Adicionalmente, as maiores perdas de  $\text{N-NH}_3$  foram quando, aproximadamente, 45% dos poros estavam preenchidos por água.

Costa (2015), ao avaliar a volatilização de amônia proveniente de dejetos bovinos (fezes e urina) em áreas de pastagens sob Integração Lavoura-Pecuária, observou, nas três aplicações realizadas, na época seca, que o tratamento Urina apresentou, nos primeiros três dias, as maiores perdas de  $\text{N-NH}_3$ . Apresentou uma volatilização média de 122,89, 135,23 e 21,81 mg de  $\text{N-NH}_3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  para as três taxas de aplicação, respectivamente. A autora relata que os valores são devido à aplicação da urina, que em função da hidrólise da ureia, eleva momentaneamente o pH do solo e favorece as perdas por volatilização (Lockyer & Whitehead, 1990).

Observa-se que a volatilização para o tratamento Urina foi maior que os demais tratamentos, na época seca. Até o 16º dia após a aplicação dos tratamentos, os tratamentos “Urina em Consórcio”, “Urina em Monocultura” e “Ureia” apresentaram as maiores perdas de  $\text{N-NH}_3$ , diferindo dos demais tratamentos. No 28º dia, após a implantação dos tratamentos, o tratamento “Urina Monocultura” foi o que apresentou maior perda de  $\text{N-NH}_3$ , diferindo estatisticamente dos demais tratamentos. Isso também foi observado por Costa (2015), em área sob pastagem de *Urochloa ruziziensis*, que observou maior volatilização de  $\text{N-NH}_3$  no tratamento Urina, perdendo, inclusive, 24 e 28% mais amônia que o tratamento Fezes e Controle, respectivamente. Saggar et al. (2004) relataram que N contido na urina pode ser a maior fonte de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$ .

Lessa (2011), ao avaliar a volatilização de  $\text{NH}_3$  sob diferentes tratamentos (Urina, Fezes e Controle), em Seropédica-RJ, encontrou uma maior volatilização inicial no tratamento urina, chegando a 2000 mg  $\text{N-NH}_3$  volatilizado  $\text{m}^{-2}$ . Porém, ao passar os dias de monitoramento, a volatilização pela urina diminuiu e a do tratamento Fezes aumentou ao longo dos dias de monitoramento. Segundo a mesma autora, isso ocorreu devido à aplicação da urina, em função da hidrólise da ureia elevar momentaneamente o pH do solo, favorecendo as perdas por volatilização, como mencionado por outros autores (Whithead et al., 1989; Lockyer & Whithead, 1990).



**Figura 22.** Amônia volatilizada ( $\text{mg N-NH}_3$  volatilizado  $\text{m}^{-2}$ ), no Argissolo Amarelo, em Itabela (BA).

#### 4.5.6. Quantificação das emissões de $\text{N}_2\text{O}$ no solo na época úmida do ano

Na Figura 24(C), observa-se que logo após o primeiro dia de adubação com ureia e deposição de fezes e urina nas pastagens, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  foram similares para todos os tratamentos. Esses baixos valores de emissão de  $\text{N-N}_2\text{O}$  coincidiram com o período de menor precipitação. Somente no sétimo dia após a adubação, foi observado um alto pico na emissão de  $\text{N-N}_2\text{O}$ , para os tratamentos com adição de urina (consórcio e monocultura). Apesar de não diferirem estatisticamente, foi registrada uma emissão de  $2200 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  no tratamento Urina Consórcio e  $2100 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  no tratamento Urina Monocultura. No décimo dia, foi observado o maior pico, durante todo o período de monitoramento, com Urina Monocultura e Urina Consórcio, sendo estatisticamente superiores aos demais tratamentos. Esse mesmo comportamento persistiu por mais dois dias. Esses períodos de maiores fluxos estão coincidindo com o maior conteúdo de água no espaço poroso do solo (EPSA), momento este que ocorre também a maior taxa de precipitação durante todo o monitoramento (Figura 24).

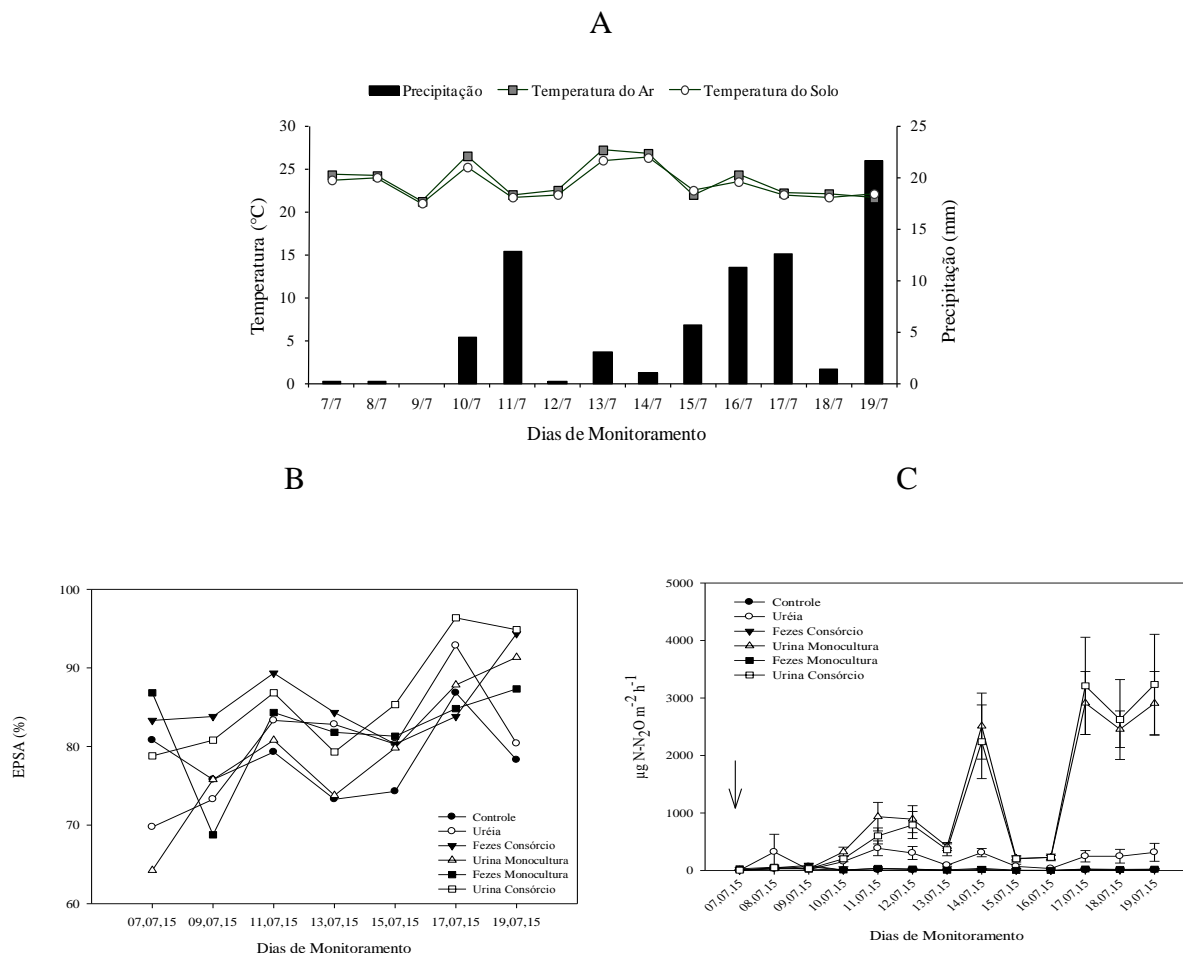
Foram observados maiores fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  (Figura 24(C)), quando os teores de nitrato estavam acima de  $15 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{g}^{-1}$  solo (Figura 26(B)); e os de carbono orgânico solúvel, acima de  $200 \text{mg C Kg}^{-1}$  solo (Figura 25(B)). Isso indica que os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$ , no período chuvoso, são também favorecidos, quando o N mineral do solo está na forma de  $\text{N-NO}_3^-$ , apresentando  $R^2$  de 0,43 para “Urina Consórcio” e 0,35 para “Urina Monocultura”. O EPSA contribuiu mais com as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , apresentando  $R^2$  de 0,47 para o tratamento “Urina Consórcio” e “Urina Monocultura”. Com menos intensidade que esses fatores, o carbono também está influenciando nas emissões, observa-se que há aumento nas emissões quando os teores de C do solo aumentam (Figura 25(A)). O carbono é fonte de alimento para os microrganismos desnitrificadores. Esses resultados corroboram com a literatura, a qual sugere que a desnitrificação é a principal via de produção de óxido nitroso, desde que haja nitrato,

carbono orgânico disponível e umidade no solo (Costa, 2015; Lessa et al., 2014; Barneze et al., 2014; Sordi et al. 2014; Zaman et al., 2009).

Costa (2015) também avaliou os fluxos, durante a época chuvosa, e percebeu que apenas o nitrato do solo apresentou relação linear significativa com os fluxos de  $N_2O$  ( $R^2 = 0,52$ ). A autora relatou que o EPSA foi outro fator que explicou os fluxos de  $N_2O$  nessa época, apesar de ser muito menos intenso ( $R^2$  de 0,28).

Segundo Dobbie & Smith (2001), os episódios de chuvas acentuadas levam ao aumento da saturação do solo com água e instituem condições limitantes de  $O_2$ , beneficiando assim o processo de desnitrificação. Para essas emissões em época chuvosa, a desnitrificação é o principal processo de produção de  $N_2O$  nos solos, pois a desnitrificação normalmente é favorecida quando o EPSA encontra-se acima de 60% (Liu et al., 2007 e Dobbie et al., 1999).

Os fluxos de  $N-N_2O$  no tratamento Ureia foram baixos, sendo superior apenas os do tratamento Fezes Monocultura e do Controle (Figura 24(C)). Cruvinel et al. (2011) relatam que os maiores fluxos de  $N-N_2O$  são observados após a fertilização nitrogenada associada à irrigação, em que resultam em uma maior disponibilidade de N e condições favoráveis de espaço poroso saturado por água no solo.



**Figura 23.** Precipitação, temperatura do ar e do solo ( $^{\circ}C$ ) (A), EPSA (%) (B) e fluxo de  $N_2O$  ( $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ ), na Ceplac em Itabela (BA) (C).  $\downarrow$  - indica a aplicação dos tratamentos.

Nota-se que no início do monitoramento, o tratamento Fezes Monocultura registrou um maior EPSA. Isso pode ter sido ocasionado pela amostragem, pois o solo foi retirado por baixo da placa de fezes. Ao contrário do que ocorre com a urina, o nitrogênio presente nas fezes não se encontra prontamente disponível. O processo de degradação do material fecal é mais lento, resultando em uma menor taxa de liberação dos nutrientes em formas orgânicas (Haynes & Williams, 1993). Segundo esses autores, dois processos favorecem a degradação das placas de fezes e posteriormente a liberação dos nutrientes: o primeiro processo é a quebra física, determinada principalmente pelo impacto das gotas de chuva e o pisoteio dos animais; e o segundo é a degradação biológica, que é causada pela biota como fungos, bactérias, besouros, minhocas, dentre outros.

A disponibilidade de nitrogênio mineral no tratamento Urina foi fator fundamental para ocorrência dos fluxos elevados de N<sub>2</sub>O em relação aos demais tratamentos. Nas duas épocas de avaliação, as temperaturas (ar e solo) encontraram-se, na maior parte do tempo, oscilando entre valores de 28 a 33 °C (época seca) e de 25 a 28 °C (época chuvosa) (Figuras 20(A) e 24(A)), o que são considerados valores não limitantes para as emissões de N<sub>2</sub>O.

Segundo Davidson et al. (2006), as temperaturas influenciam nas faixas dos fluxos de N<sub>2</sub>O, porém estas só se tornam desfavoráveis, quando atingem valores muito baixos, pois limita a atividade dos microorganismos do solo, que por sua vez, interferem diretamente nos processos bioquímicos.

Mazzetto et al. (2014) avaliaram o efeito da temperatura e da umidade do solo em região tropical, sob as emissões de GEE oriunda das fezes de bovinos e observaram fluxos de N<sub>2</sub>O similares ao tratamento sem a aplicação (controle) e às vezes negativos, no período do verão de Rondônia. Ao avaliar os fluxos, sob condições controladas, observaram que os fluxos mais relevantes ocorreram no inverno, que as temperaturas estavam mais baixas (25°C), corroborando com o estudo de campo, onde as emissões foram mais significativas no inverno, nessa região.

Ao estudar os fatores que influenciam a produção de N<sub>2</sub>O, decorrente da aplicação de urina, em pastagens de Rondônia, durante as duas estações do ano (verão e inverno), os autores observaram que o clima, acompanhado a fatores do solo e a propriedades das plantas, como pH ácido, baixo EPSA, baixo teor de N mineral e a inibição biológica do processo de nitrificação contribuem para baixas emissões de N<sub>2</sub>O do solo (Mazzetto et al., 2015)

Barneze et al. (2014) observaram elevação nos fluxos de N<sub>2</sub>O sob a deposição de urina no solo com vegetação de pastagem em relação ao controle, durante o verão de Piracicaba-SP. Os fluxos relevantes de emissão ocorreram no terceiro e décimo terceiro dia após a aplicação, sendo o primeiro relacionado à aplicação da urina e o segundo devido ao aumento da umidade do solo, onde houve um aumento no EPSA, relacionado ao período chuvoso. Os autores associaram o primeiro pico ao processo de nitrificação, influenciado pelo aumento na concentração de amônio no solo; já o segundo pico, correlacionaram ao processo de desnitrificação devido ao aumento do percentual de espaço poroso saturado por água no solo.

Costa (2015) avaliou os fluxos de N<sub>2</sub>O, oriundo da deposição de excretas bovinas aplicadas na época seca do ano e observou, nos dois anos de estudo variação nos fluxos de -22,54 a 628,53 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. A autora relatou que a aplicação de excretas aumentou sensivelmente os fluxos de N<sub>2</sub>O sob área de pastagem de *Urochloa ruziziensis* (terceiro ano de estabelecida) ao comparar com o controle (-30,91 a 76,75 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), em sistema integração lavoura-pecuária. A urina proporcionou fluxos que variaram entre -23,67 e 580,28 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e as fezes fluxos entre -29,95 e 628,53 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Para outra área avaliada, que estava sob primeiro ano de pastagem de *Urochloa brizantha* cv Piatã, os fluxos estavam próximos aos da testemunha: urina (entre -22,54 e 259,37 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), fezes (-

27,71 e 124,71  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) e controle (-25,02 e 204,06  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). A autora relatou que os fluxos somente foram observados após uma precipitação, a qual elevou o EPSA. Notou que os fluxos mais elevados de  $\text{N}_2\text{O}$ , no período seco, coincidiram com valores de EPSA próximos a 60% e teores de nitrato superiores a 21,38  $\text{mg kg}^{-1}$ . Inferiu que, a disponibilidade de nitrato aumentou com a umidade do solo, e concomitantemente, com a diminuição do amônio, o que culminou em picos de  $\text{N}_2\text{O}$  para todos os tratamentos, no período seco do ano.

A distribuição do carbono orgânico sob os diferentes tratamentos são apresentados na Figura 25(A). Observa-se que após a aplicação nos tratamentos houve uma redução nos teores de carbono para todos os tratamentos. No terceiro dia após a aplicação, os tratamentos “Urina Consórcio” e “Urina Monocultura” apresentaram os maiores teores de C (280 e 260  $\text{mg C kg}^{-1}$  solo, respectivamente) e os demais “Fezes Consórcio”, “Fezes Monocultura” e “Controle” apresentaram 190  $\text{mg C kg}^{-1}$  solo e a “Ureia” 160  $\text{mg C kg}^{-1}$  solo. Nos últimos dias de amostragem, Fezes Consórcio e Monocultura atingiram picos de 290 e 280  $\text{mg C kg}^{-1}$  solo, respectivamente. Tal fato pode ser explicado pela lenta degradação das placas de fezes. A lenta degradação do material fecal aparentemente resulta em uma baixa taxa de liberação dos nutrientes presentes em formas orgânicas (Haynes & Williams, 1993).

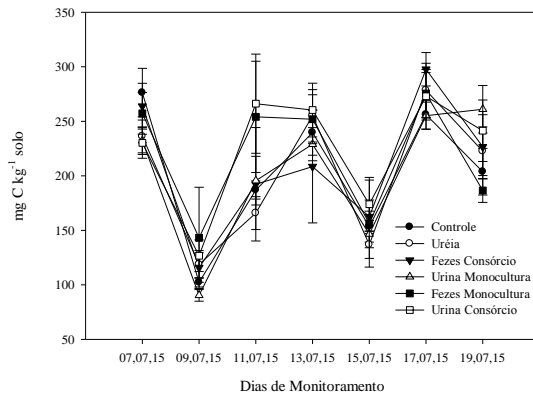
Na Figura 25(B), são apresentados  $\text{N-N}_2\text{O}$  para cada tratamento avaliado. O tratamento “Urina Consórcio” (13.779) apresentou maior picofluxo acumulado, mas não diferiu da “Urina Monocultura” (13.450  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). O fluxo acumulado da “Ureia” (2506  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) foi bastante inferior quando comparado aos tratamentos com urina. Os menores fluxos acumulados foram para “Fezes Consórcio” (300  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) e “Fezes Monocultura” (330  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ). Ao comparar o acúmulo, nas duas épocas do ano, observa-se que o maior fluxo acumulado de  $\text{N}_2\text{O}$  foi, aproximadamente, quatro vezes maior na época com maior precipitação que no período seco do ano (Figuras 25(A) e 21(A)).

Na Tabela 9, são apresentados os valores do fator de emissão, nos diferentes tratamentos, para a segunda amostragem. Observa-se que a “Urina Monocultura” apresenta um maior fator quando comparada aos demais tratamentos (0,01033  $\text{Kg N-N}_2\text{O}$ ), seguida da Urina Consórcio (0,00689  $\text{Kg N-N}_2\text{O}$ ) e Ureia (0,00565  $\text{Kg N-N}_2\text{O}$ ). O menor fator de emissão foi observado para o tratamento Fezes (monocultura e consórcio). Ambos os fatores de emissão são menores que o IPCC recomendado para excretas e fertilizantes nitrogenados, que é de 2% e 1%, respectivamente. Existe a necessidade de se ter fator de emissão separado, um para urina e outro para fezes, e não um somente como é feito pelo IPCC. Também precisa-se de mais estudos para as diferentes regiões tropicais.

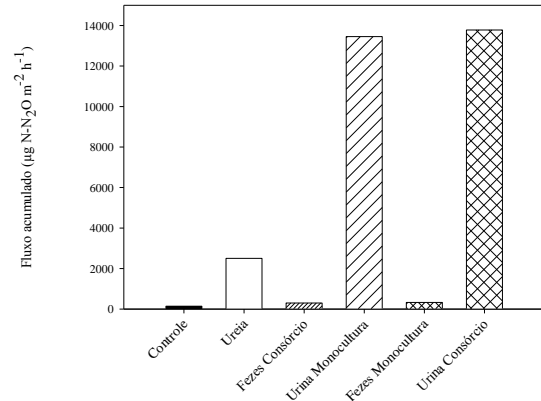
**Tabela 9.** Fator de emissão  $\text{N-N}_2\text{O}$  sob os diferentes tratamentos (época úmida do ano).

Tratamentos	Fator de Emissão ( $\text{Kg N-N}_2\text{O/kg N aplicado}$ )
Ureia	0,00565
Fezes Consórcio	0,00004
Fezes Monocultura	0,00004
Urina Consórcio	0,00689
Urina Monocultura	0,01033

A



B



**Figura 24.** Distribuição do carbono orgânico solúvel ( $\text{mg C kg}^{-1}$  solo) do solo (A) e fluxo acumulado de  $\text{N}_2\text{O}$  ( $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ), no Argissolo Amarelo, em Itabela (BA).

#### 4.5.7. Teores de nitrato e amônio no solo na época úmida do ano

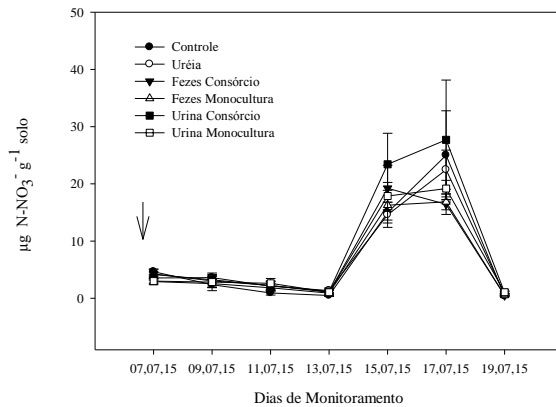
A concentração de nitrato e amônio no solo, para os diferentes tratamentos, na época chuvosa, está apresentada na Figura 26. Imediatamente após a adubação com ureia e deposição de fezes e urina, nas pastagens, observou-se baixos valores de nitrato no solo, não havendo diferença estatística entre os tratamentos. Após o oitavo dia de monitoramento, houve um aumento na concentração de nitrato, onde o tratamento Urina Consórcio apresentou uma maior concentração (aproximadamente  $20 \mu\text{g NO}_3^- \text{g}^{-1}$  solo). O décimo dia foi o que apresentou a maior concentração de nitrato no solo, reduzindo drasticamente dois dias depois para valores inferiores ao período inicial, após a implantação dos tratamentos.

Em relação ao amônio (Figura 26(B)), nos primeiros sete dias de monitoramento, as concentrações chegaram aproximadamente a  $400 \mu\text{g NH}_4^+ \text{g solo}^{-1}$  para o tratamento Urina Consórcio e fezes oriundas da monocultura, após esse período, houve uma queda acentuada para a urina, os demais tratamentos apresentaram concentrações similares e menores que  $100 \mu\text{g NH}_4^+ \text{g solo}^{-1}$ .

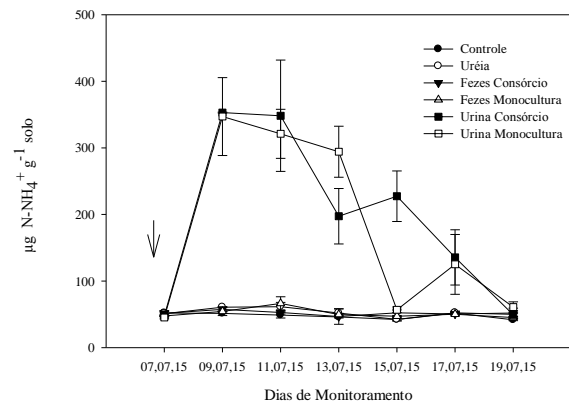
Na segunda época de avaliação, a qual houve maior incidência de chuvas, houve um aumento nas concentrações de amônio após a aplicação de urina no solo, posteriormente ocorreu redução nos teores, acompanhada pelo aumento dos teores de nitrato, durante os maiores picos de  $\text{N}_2\text{O}$  (Figuras 26(B), 26(A) e 24(C) respectivamente).

Costa (2015), observou que os teores de amônio no solo são mais elevados para o tratamento Urina, principalmente nos dois primeiros dias, devido, principalmente, à sua composição, que segundo van Groenigen et al. (2005) é facilmente convertida em  $\text{NH}_4^+$ , beneficiando o processo de nitrificação no solo. A autora reforça pelos dados obtidos a proposição de Zaman et al. (2009), que dizem que em solos sob pastagem, a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  ocorre via os dois processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. Entretanto, o amônio, quando em condições favoráveis de umidade, é ligeiramente mineralizado e convertido a nitrato. E elevados teores de nitrato, associados ao aumento do EPSA, nos dias posteriores, esclarecem uma intensa desnitrificação, processo que conduz os maiores picos de  $\text{N}_2\text{O}$  no período chuvoso. Também se pode observar nas Figuras 26 e 24 para amônio, nitrato e fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  e EPSA, respectivamente.

A



B



**Figura 25.** Distribuição de Nitrato ( $\mu\text{g NO}_3^- \text{g}^{-1}$  solo) (A) e de Amônio ( $\mu\text{g NH}_4^+ \text{g}^{-1}$  solo) (B), no solo Argissolo Amarelo, em Itabela (BA).  $\downarrow$  - indica o momento da aplicação dos tratamentos.

#### 4.5.8. Quantificação de amônia volatilizada na época úmida do ano

As perdas por volatilização de  $\text{N-NH}_3$  do solo, sob cobertura de pastagens, na época chuvosa do ano, estão apresentadas na Figura 27. Nessa época do ano, a umidade do solo não foi um fator limitante para hidrólise da ureia, observando-se um pico de  $5500 \text{ mg N-NH}_3 \text{ volatilizado m}^{-2}$ , no segundo dia, após a adubação com ureia, quando o EPSA estava acima de 70%. A adubação com ureia foi o tratamento que proporcionou maior perda de  $\text{N-NH}_3$  por volatilização, sendo estatisticamente diferente dos demais. Essa perda foi em torno de cem vezes maior no período chuvoso em comparação ao período seco do ano

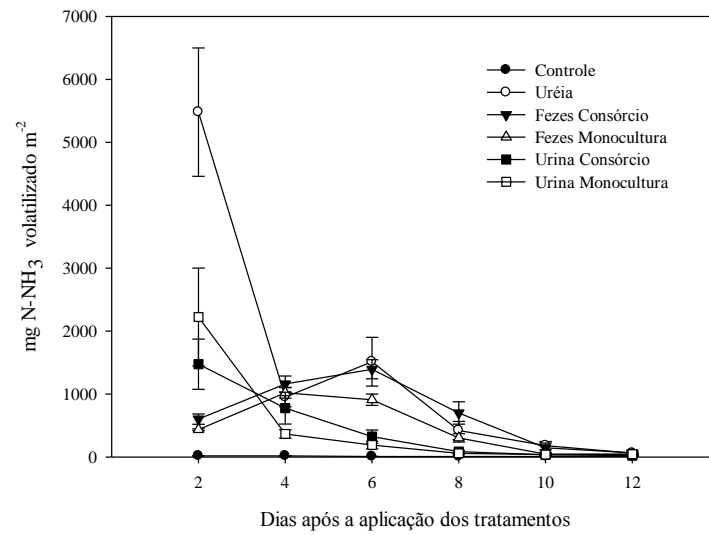
Em seguida, os tratamentos com aplicação de urina, nas pastagens em monocultura, ( $2223 \text{ mg N-NH}_3 \text{ volatilizado m}^{-2}$ ) e em consórcio ( $1474 \text{ mg N-NH}_3 \text{ volatilizado m}^{-2}$ ) foram os que apresentaram maior volatilização  $\text{N-NH}_3$ . A emissão de  $\text{N-NH}_3$  foi de, aproximadamente, 15 e 30 vezes maior que na época seca do ano, para o tratamento Urina Monocultura e Urina Consórcio, respectivamente.

Após catorze dias, na época úmida, a volatilização de  $\text{N-NH}_3$  cessou, todos os tratamentos atingiram valores basais, não diferindo estatisticamente entre si, inclusive do tratamento Controle. Na época seca, a volatilização de  $\text{N-NH}_3$  persistiu ainda no 37º dia após a aplicação dos tratamentos. Em todo o período da época seca, o valor máximo de EPSA foi de 55%.

A volatilização de amônia está relacionada, entre outros fatores, ao aumento no teor de  $\text{N-NH}_3$  no solo. Fez-se a análise de correlação entre as concentrações de amônio no solo e a volatilização de  $\text{N-NH}_3$  para o período chuvoso, apresentando um coeficiente de correlação ( $R^2$ ) de 0,46; 0,58; 0,61; 0,56 e 0,67 para os tratamentos: Fezes consórcio, Fezes monocultura, Urina consórcio, Urina monocultura e Ureia, respectivamente. Isso indica que, 67% da variação da volatilização de  $\text{NH}_3^+$  é explicada pela concentração de  $\text{N-NH}_3$  no solo, no tratamento com ureia.

Segundo Saggari et al. (2004), a hidrólise do N presente na urina, eleva os teores de amônio no solo, acompanhada da elevação do pH, beneficiando as condições potenciais para a volatilização de  $\text{NH}_3$ . Isso foi observado na Figura 29, em que a volatilização aumenta quando os teores de  $\text{N-NH}_3$  no solo aumentam (em torno de  $350 \mu\text{g NH}_4^+ \text{g}^{-1}$  solo). Também é

observada uma redução nos teores de N-NH<sub>3</sub> e da volatilização quando há uma elevação nos teores de nitrato do solo.



**Figura 26.** Amônia volatilizada (mg N-NH<sub>3</sub> volatilizado m<sup>-2</sup>), no Argissolo Amarelo, em Itabela (BA).



## 4.6. CONCLUSÕES

A deposição de excretas e de fertilizante nitrogenado (ureia) em área sob pastagens *Brachiaria brizantha* aumentou sensivelmente os fluxos de óxido nitroso do solo e de amônia volatilizada, comparado ao controle. Esse aumento foi muito mais expressivo na época úmida do ano.

Os teores de N-total presente na urina oriundo da pastagem consorciada (*Brachiaria brizantha* e leguminosa *Desmodium ovalifolium*) são maiores que os presentes nas pastagens sob monocultura (*Brachiaria brizantha*), para ambos os períodos avaliados (seca e chuva).

Os teores de N-total presentes nas fezes de pastagem consorciada (*Brachiaria brizantha* e leguminosa *Desmodium ovalifolium*) apenas são significativos na época chuvosa, quando comparado à pastagem sob monocultura (*Brachiaria brizantha*).

Na época seca do ano, picos de óxido nitroso ocorreram após a precipitação, por esta refletir, também, em aumento no espaço poroso saturado por água. Já na época chuvosa, estes estão sendo influenciados com aumento nos teores de nitrato do solo, EPSA e do carbono solúvel.

Os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O ocorreram para o tratamento Urina Consórcio, nas duas épocas de avaliação. Ao comparar o acúmulo nas duas épocas do ano, observa-se que o maior fluxo acumulado de N<sub>2</sub>O foi, aproximadamente, quatro vezes maior na época com maior precipitação que no período seco do ano.

Houve maior volatilização de amônia no período chuvoso. Nesse, o tratamento Ureia teve maior pico, nos primeiros dias, após a aplicação dos tratamentos, a volatilização, nesse período, foi influenciada com aumento nos teores de amônio e, conseqüentemente, baixos teores de nitrato no solo. Na época seca, os tratamentos Urina Consórcio e Monocultura tiveram maior volatilização.

A aplicação de dejetos de bovinos nas pastagens favoreceu as perdas de N por volatilização de NH<sub>3</sub>, sendo que as perdas são mais intensas quando adiciona-se urina a fezes.

Ambos os fatores de emissão são menores que o IPCC recomendado para excretas e fertilizantes nitrogenados, que é de 2% e 1%, respectivamente. Existe-se assim, uma necessidade de se ter fator de emissão separado, um para urina e outro para fezes, e não um somente como é feito pelo IPCC. Precisa-se também de mais estudos para as diferentes regiões tropicais.

## 5. CONCLUSÕES GERAIS

As pastagens produtivas de *Brachiaria brizantha* cv Arapoti e Xaraés contribuem com os estoques de C e N nos solos, principalmente na camada superficial do solo. Essa entrada de C via pastagens iguala-se, inclusive, à vegetação original de Mata Atlântica.

A aplicação de dejetos bovino e fertilizante nitrogenado, em área sob pastagem de *Brachiaria brizantha*, aumentaram o fluxo de óxido nitroso e a volatilização de amônia nos dois períodos de avaliação. Existiu diferença nas emissões de N<sub>2</sub>O e volatilização de NH<sub>3</sub> em função das épocas do ano. A época chuvosa favoreceu as emissões de N<sub>2</sub>O e a volatilização de NH<sub>3</sub>.

Os fatores de emissão de N<sub>2</sub>O de urina, fezes e ureia em pastagem, encontrados para essas condições de estudo, nas duas épocas de avaliação, sugerem que o fator de emissão de 2% para excretas e 1% para fertilizantes nitrogenados propostos pelo IPCC está superestimando essas emissões, principalmente pelo fato desse fator não fazer diferenciação entre urina e fezes, nem entre as estações do ano. Portanto, faz-se necessário mais estudo para as diferentes regiões tropicais e estações do ano.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKIYAMA, H. & TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 423-431, 2003.
- ALMEIDA, A. C. R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 144 p., 2000. (Dissertação de Mestrado).
- ALVES, B. J. R.; SANTOS, J. C. F.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Métodos de Determinação do Nitrogênio Em Solo e Planta. In: Araújo, R. S.; Hungria, M. (Org.). **Manual de Métodos Empregados em Estudos de Microbiologia Agrícola**. Brasília, p. 449-469, 1994.
- ALVES, B. J. R.; OLIVEIRA, O. C. D.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Métodos isotópicos. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O., ed. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo**. Porto Alegre: Editora Genesis. P. 337-357, 1999.
- ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Soybean bene fit to a subsequent wheat cropping system under zero tillage. In: **Nuclear Techniques in Integrated Plant Nutrient, Water and Soil Management**. IAEA, Viena, p. 87- 93, 2002.
- ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; RILNER, A. F.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N<sub>2</sub>O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.46, p.129-135, 2012.
- AMADO, T. J. C.; MILENICZUK, J.; FERNANDES, S. B. V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.179-189. 2000.
- ARAÚJO, E. S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L. H. B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.44, n.7, p.769-776, 2009.
- BABILÔNIA, J. L. **Pastagens Consorciadas, Estoque de Carbono e Nitrogênio, Produtividade e Persistência de Leguminosas**. Tese de Doutorado. Lavras: UFLA, 159 p., 2013.
- 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.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUCK, J.; CERETTA, C. A. Effect of no-till cropping system on soil organic matter in a sandy clay loam acrisol from southern Brazil

monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 95-104, 2000.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; SAAB, S. C.; MILORI, D. M. B. P.; BAGNATO, V. S. Tillage and cropping system effects on soil humic acid characteristics as determined by electron spin resonance and fluorescence spectroscopies. **Geoderma**, Amsterdam, v. 105, p. 81-92, 2002.

BAYER, C.; MIELNICZUCK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 105-112, 1997.

BEARE, M. H.; CABREIRA, M. L.; HENDRIX, P. F. & COLEMAN, D. C. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional-and no-tillage soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p.787-795, 1994.

BELL, M. J.; BRIDGE, B. J.; HARCH, G. R. & ORANGE, D. N. Physical rehabilitation of degraded Krasnozems using ley pastures. **Aust. J. Soil Res.**, 35:1093-1113, 1997.

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.

BITTENCOURT, M. V. L. Impactos da agricultura no meio-ambiente: Principais tendências e Desafios. **Economia & Tecnologia** – Ano 05, vol. 18 – Julho/Setembro de 2009.

BOCKMAN, O. C.; OLFS, H. W. Fertilizers, agronomy, and N<sub>2</sub>O. **Nutrient Cycling in Agroecosystems, Dordrecht**, v. 52, n. 2/3, p. 165-170, 1998.

BODDEY, R. M. & VICTORIA, R. L. Estimation of biological nitrogen fixation associated with *Brachiaria* and *Paspalum* grasses using <sup>15</sup>N labelled organic matter and fertilizer. **Plant & Soil, Dordrecht**, v. 90, p.256-292, 1986.

BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; DE OLIVEIRA, O. C.; REZENDE, C. D. P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J M; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.103, p.389-403, 2004.

BODDEY, R. M.; SÁ, J. C. D. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. The contribution of biological nitrogen fixation for sustainable agricultural systems in the tropics. **Soil Biology and Biochemistry**, v.29, n.5/6,p.787-799, 1997.

BOUWMAN, A. Global estimates of gaseous emissions from agricultural land. **Rome**, FAO. 2001.

BOUWMAN A. F.; LEE D. S.; ASMAN, W. A. H.; DENTENER F. J.; DER HOEK K. W.; OLIVIER J. G. J. A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochem. Cycles**, v.11, p. 561-587, 1997.

BRADY, N. C. **Natureza e Propriedades dos Solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 898 p. 1989.

BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Degradação de Pastagens, Matéria Orgânica do Solo e a Recuperação do Potencial Produtivo em Sistemas de Baixo “Input” Tecnológico na Região dos Cerrados. **Circular Técnica**. ISSN 1519-7328, Embrapa, Seropédica, RJ, 2004.

BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. & BODDEY, R. M. Avaliação dos Estoques de Carbono e Nitrogênio do Solo e a Recuperação do Potencial Produtivo de Pastagens de *Brachiaria* spp. pela Aplicação de Nitrogênio em Itaporã, MS. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 4 / Embrapa Agrobiologia. ISSN 1676-6709, Seropédica, 2004.

BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P.; DOS SANTOS, C. A.; DOS SANTOS, S. C.; MACHADO PINHEIRO, E. F.; BODDEY, R. M. Soil carbon stocks under productive and degraded *Brachiaria* pastures in the Brazilian Cerrados. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 914-928, 2013.

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

CAMBARDELLA, C. A. & ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 777-783, 1992.

CAMPOS, D.V.B. **Uso da técnica de <sup>13</sup>C e fracionamento físico da matéria orgânica em solos sob cobertura de pastagens e cana de açúcar na região da Mata Atlântica**. Tese de Doutorado, UFRuralRJ, Seropédica, RJ. 2003.

CARDOSO, A. N.; SAMINÊZ, T. C., VARGAS, M. A. Fluxos de gases-traço de efeito estufano interface solo/atmosfera em solos de Cerrado. **Boletim de pesquisa e desenvolvimento**, Embrapa Cerrados, Planaltina – DF, 23 p., 2001.

CARDOSO, S. A. **Avaliação das Emissões de Gases de Efeito Estufa em Diferentes Cenários de Intensificação de Uso das Pastagens no Brasil Central**. Dissertação apresentada a UFRRJ. 2012.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. F.; FERREIRA, M. M. & FREITAS, D. A. F. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato-Grossense. **R. Bras. Ci. Solo**, 35: 613-622, 2011.

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

CARVALHO, A. M. & BRUSTAMANTE, M. M. C. Emissões de NO, N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> em Agroecossistemas do Cerrado. (**Documentos** / Embrapa Cerrados, ISSN 1517-5111; 188), 2007.

CARVALHO, A. M de; BURLE, M. L.; PEREIRA, J.; SILVA, M. A. da. Manejo de Adubos Verdes no Cerrado. Plantina, DF: Embrapa Cerrados, **Circular Técnica**, **4**, 1999.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEKI, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M. & CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.

CERRI, C. BERNOUX, C. E. P., CERRI, C. E. P. & FELLER, C. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil Use and Management**. 20, 248-254, 2004.

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

CHARPUS-LARDY; L. WRAGE, N.; METAY, A. & CHOTTE, J.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007.

CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J. C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Changes in organic matter in an oxisol from the central Amazonian forest during eight years as pasture, determined by <sup>13</sup>C isotopic composition. In: BERTHELIN, J., ed. **Diversity of Environmental Biogeochemistry Elsevier**. P. 397-405, 1991.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Science**, 20: 1-90, 1992.

CHRISTENSEN, B. T. Structure and organic matter storage in agricultural soils. **Advances in Soil Science**, 143-159, 1996.

CHRISTENSEN, B. T. Organic matter in soil –structure, function and turnover. DIAS Report N°. 30. **Plant production**, Tjele. p. 95, 2000.

CLAYTON, H.; McTAGGART, I. P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: A 2-year study of the effects of the N fertilized form and environmental conditions. **Biology and Fertility of Soils**, 25:252-260,1997.

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 ureia. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 467-473, 2004.

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. Tese de Doutorado. 92 p, 2015.

COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. TORRES, A. Q. A. & JANTALIA, C. P. Estoque de Carbono e Nitrogênio e Emissão de N<sub>2</sub>O em Diferentes Usos do Solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.45, n. 2, p.195-203, fev.2010.

CRUTZEN, P. J.; ASELMANN, I & SEILER, W. Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna and humans. **Tellus B.** 38B, 271-284. 1986.

CRUVINEL, E. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 29-10, 2011.

DAVIDSON, E. A.; SWANK, W. T. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 52, n. 6, p. 1287-1292, 1986.

DAVIDSON, E. A & VERCHOT, L. V. Testing the hole in the pipe model of nitric and nitrous oxide emissions from soils using the TRAGNET database. **Global Biogeochemical Cycles**, 14:1035-1043.2000.

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. & LUO, Y. On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: moving beyond Q<sub>10</sub>. *Global Change Biology*, v. 12, p. 154-164, 2006.

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

DEMEYER, D. I. and VAN NEVEL, C. J. Methanogenesis, an integrated part of carbohydrate fermentation, and its control. Pages 366-382 .In: I. W. McDonald and A. C. I. Warner, eds. Digestion and metabolism in the ruminant. **Proceedings of the IV International Symposium on Ruminant Physiology**. The University of New England Publishing Unit, Sydney, Australia, 1975.

DENDOOVEN, L.; BONHOMME, E.; MERCKX, R. & VLASSAK, K. N dynamics and sources of N<sub>2</sub>O production following pig slurry application to a loamy soil. **Biology and Fertility of Soils**, v.26: 224-228, 1998.

DIAS JUNIOR, M. S. & ESTANISLAU, W. T. Grau de compactação e retenção de água de Latossolos submetidos a diferentes sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, 23: 45-51, 1999.

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

DOBBIE K. E. & SMITH K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N<sub>2</sub>O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal of Soil Science**, v.52, p.667-673. 2001.

DORAN, J. W.; LINN, D. M. Microbial ecology of conservation management systems. In: HATFIELD, J. L.; STEWART, B. A. (Ed.). Soil biology: effects on soil quality. **Boca Raton: Lewis Publishers**, p. 1-27, 1994.

EDWARDS, D. R. Recycling livestock manure on pastures. In: Nutrient cycling in Forage Systems (Richard, E. J. & Roberts, C. A., Ed.) **Potash and Phosphate Institute**, Kansas. 45-64.1996.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro. 1997.

EMBRAPA/SOLOS. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, Embrapa, Produção de Informações, 2013.

EUCLIDES, V. P. B.; MACEDO, R.; VALLE, C. B. D.; DIFANTE, G. D. S.; BARBOSA, R. A.; CACERE, E. R. Valor nutritivo da forragem e produção animal em pastagens de *Brachiaria brizantha*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, p. 96-106, 2009.

FEIGL, B. J.; MELILLO, J.; CERRI, C. C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant and Soil**, v. 175, p. 21-29, 1995.

FERREIRA, E. A. A excreção de bovinos e as perdas de N nas pastagens tropicais. **Tese de Mestrado**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ. 120p. 1995.

FIDALSKI, J.; TORMENA, C. A.; CECATO, U. B.; BARBERO, L. M.; LUGÃO, S. M. B. & COSTA, M. A. T. Qualidade física do solo em pastagem adubada e sob pastejo contínuo. **Pesq. Agropec. Bras.**, 43: 1583-1590, 2008.

FIRESTONE, M. K. & DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, Ed. Andreae, M. O. & Schimel, D. S., **New York: John Wiley and Sons**, Ltd, p. 7-21, 1989.

FLESSA, H.; DORSCH, P.; BEESE, F.; KONIG, H. & BOUWMAN, A. F. Influence of cattle waste on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. **Journal of Environmental Quality**, v.25, p. 1366-1370. 1996.

FLOWERS, T. H. & OCALLAGHAN, J. R. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. **Journal Environmental Quality**, v. 15, p. 337-342, 1983.

FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY, D. W., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D. C., MYHRE, G., NGANGA, J., PRINN, R., RAGA, G., SCHULZ, M., VAN DORLAND, R., 2007. Changes in atmospheric constituents and in radioactive forcing. In: SOLOMON, S., QIN D., MANNING M., CHEN Z., MARQUIS, M., AVERT, K. B., IGNORANT, M., MILLER, H. L. (Eds.), **Climate Change 2007: The Physical Science Bases**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.

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.



GILLER, K. E. Nitrogen fixation in tropical cropping systems. 2nd. **Wallingford, Oxon, UK, CAB Publishing**, 2001.

GONZÁLEZ-AVALOS, E. & RUIZ-SUÁREZ, L. G. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. **Bioresource Technology**. 80:1, 63-71, 2001.

GRANLI, T. & BØCKMAN O. C. Nitrous oxide from agriculture. **Norw. J. Agric. Sci.**, Suppl. 12: 7-128, 1994.

GUERRA, J. G. M. & SANTOS, G. A. Capítulo 13: Métodos Químicos Físicos. In: **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2 ed., Porto Alegre, Metrópole, 2008.

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

HERNÁNDEZ, M., ARGEL, P. J., IBRAHIM, M. A. AND 'T MANNETJE, L. Pasture production, diet selection and liveweight gains of cattle grazing *Brachiaria brizantha* with or without *Arachis pintoi* at two stocking rates in the Atlantic Zone of Costa Rica. **Tropical Grasslands**, v. 29, p. 134-141, 1995.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Censo Agropecuário 2006**. Comunicado social, Dezembro de 2007. Disponível em [www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias).

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

IMHOFF, S.; SILVA, A. P. & TORMENA, C. A. Aplicações da curva de resistência no controle da qualidade física de um solo sob pastagem. **Pesq. Agropec. Bras.**, 35:1493-1500, 2000.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Technologies, policies and measures for mitigation climate change. **Technical Paper I**, 84p., 1996.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Chapter 10: Emissions from livestock and Manure Management. p.10.1-10.84, 2006.

IPCC – **Intergovernmental Panel on Climate Change 2007**: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, 104 p., 2007.

JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R. M.; & URQUIAGA, S. Capítulo 2: Mudanças no Estoque de C do Solo em Áreas de Produção de Grãos: Avaliação do Impacto do Manejo do Solo. In: **Manejo de Sistemas Agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre, Genesis, 2006.

JANTALIA, C. P.; VILELA, L.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. & URQUIAGA, S. Capítulo 5: Integração Lavoura Pecuária como uma Tecnologia Sustentável para o Cerrado; Estudo de Caso. In: **Manejo de Sistemas Agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre, Genesis, 2006.

JANTALIA, C. P.; OLIVEIRA, O. C.; LENGROBER, J. A.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. & ALVES, B. J. R. Capítulo 9: O Nitrogênio como Elemento Chave para Evitar a Degradação das Pastagens e suas Implicações na Produção de Gases de Efeito Estufa. In: **Manejo de Sistemas Agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre, Genesis, 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.

JASTROW, J. D.; BOUTTON, T. W.; MILLER, R. M. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 801-807, 1996.

JENSEN, E. S.; PEOPLES, M. B.; BODDEY, R. M.; GRESSHOF, P. M.; HAUGGAARD-NIELSEN, H.; ALVES, B. J. R.; MORRISON, M. J. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels. **Agronomy for Sustainable Development**. V. 32, p. 329-364, 2012.

KEMPERS, A. J. & ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. *Commun. In Soil. Sci. Plant Anal.*, 17(7), 715-723. 1986.

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

LAL, R. & STEWART, B. A. Managing soils for enhancing and sustaining agricultural production. In: LAL, R.; STEWART, B. A., ed. **Soil Management: Experimental Basis for Sustainability and Environmental Quality**. Boca Raton, Florida, USA :CRC Lewis Publishers, p. 1-9,1995.

LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub>-enrichment. **Soil & Tillage Research**. v.43, p.81-107, 1997.

LAL, R. & KIMBLE, J. M. Tropical ecosystems and the global C Cycle. In: **Advances in Soil Science: Global Climate Change and Tropical Ecosystems** (LAL, R.; KLIMBER, J.M. & STEWART, B.A., Eds). CRC Press, Boca Raton. p. 3-32, 2000.

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.

LEÃO, T. P. **Intervalo hídrico ótimo em diferentes sistemas de pastejo e manejo da pastagem**. Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2002. 58p. (Dissertação de Mestrado).

LESSA, A. C. R.; LENGROBER, J. A.; URQUIAGA, S.; ROBERT, R. M. & ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso de fezes e urina bovina. In: **XVIII Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas – FertBio**, Londrina –PR, Anais..., 2008. CD-ROOM.

LESSA, A. C. R. **Produção de óxido nitroso e volatilização de amônia derivados da aplicação de urina e fezes bovinos em pastagens sobre Latossolo em Goiás**. Dissertação de mestrado. Agronomia (Ciência do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2011.

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.

LE TREUT, H.; SOMERVILLE, R.; CUBASCH, U.; DING, Y.; MAURITZEN, C.; MOKSSIT, A.; PETERSON, T.; PRATHER, M. Historical overview of climate change. In: SOLOMON, S., QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate Change 2007: the physical science basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 93-127.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; ZHANG, F.S. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 280, n. 1-2, p. 177-188, 2006.

LIU, X. J. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A. & ZHANG, F. S. Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, 39 (9): 2362- 2370, 2007.

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.

LOWRANCE, R.; JHONSON, J. C.; NEWTON, G. L. & WILLIAMS, R. G. Denitrification from soils of a year-round forage production system fertilized with liquid dairy manure. **Journal Environmental Quality**, v.27, p. 1504-1511, 1998.

LUCA, E. F. de; FELLER, C.; CERRI, C. C.; BARTHÈS, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D. C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 789-800, 2008.

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

MACEDO, M. C. M. & ZIMMER, A. H. Sistema pasto-lavoura e seus efeitos na produtividade agropecuária. In: **Simpósio sobre Ecossistema de Pastagens**, 2., 1993, Jaboticabal. Jaboticabal: FUNEP, UNESP, p. 216-245, 1993.

MACEDO, M. C. M. Sistemas de produção animal em pasto nas savanas tropicais da América: limitações à sustentabilidade. In: **Reunião Latinoamericana de Produccion Animal**, 16. Congreso Uruguayo de Produccion animal, 3., 2000, Montevideú. Anales. Asociación Latinoamericana de Produccion Animal, [2000]. (CD-ROM).

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: alternativa para sustentabilidade da produção animal. In: **Simpósio sobre Manejo da Pastagem - Planejamento de Sistemas de Produção em Pastagens**, 18., 2001, Piracicaba. **Anais. Piracicaba: FEALQ**, p.257-283, 2001.

MACEDO, M. C. M. **Degradação de pastagens: conceitos, alternativas e métodos de recuperação**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2001. 12p. (Curso de Pastagens).

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 133-146, 2009.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. San Diego: **Academic Press**, 889 p., 1995.

MARTENS, D. A. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 361-369, 2000.

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 N<sub>2</sub>O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, p. 83-92, 2015.

McALLISTER, T. A.; OKINE, E. K.; MATHISON, G. W. and CHENG, K. J. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. **Can. J. Anim. Sci.** 76: 231-243, 1996.

McCAUGHEY, W. P.; WITTENBERG, K. & CORRIGAN, D. Methane Production by Steers on Pasture. **Canadian Journal of Animal Science**, v.77, n. 3, p. 519-524, 1997.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Segundo Comunicado Nacional das Emissões de Gases de Efeito Estufa**. 2013. Disponível em: [www.mct.gov.br](http://www.mct.gov.br).

MILLS, J. A. N., DIJKSTRA, J., BANNINK, A., CAMMELL, S. B., KEBREAB, E. and FRANCE, J. Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. **J. Anim. Sci.** 81: 3141-3150, 2003.

MIRANDA, C. H. B.; FERNADES, C. D.; CADISCH, G. Quantifying the nitrogen fixed by *Stylosanthes*. **Pasturas Tropicales**, Colombia, v.21, n.1, p.64-69, 1999.

MORAES, J. F. L. D.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v.70, p.63-81, 1996.

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

MORVAN, T. **Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier**. Paris, Université Paris 6, Tese de Doutorado, 157 p., 1999.

MOSIER, A. R.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous oxide fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, Londres, v. 350, p. 330-332, 1991.

MOSIER, A., DUXBURY, J., FRENEY, J., HEINEMEYER, O. & MINAMI, K. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: assessment, measurement and mitigation. **Plant and Soil**, 181: 95-108, 1996.

MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L., KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, v. 6, p. 11-49, 2004.

MULLER, M. M. L.; GUIMARÃES, M. F.; DESJARDINS, T. & MARTINS, P. F. S. Degradação de pastagens na Região Amazônica: Propriedades físicas do solo e crescimento de raízes. **Pesq. Agropec. Bras.**, 36:1409-1418, 2001.

MYERS, R. J. K.; PALM, C. A.; CUEVAS, E.; GUNATILLEKE, I.U.N. & BROSSARD, M. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In: **The Biological Management of Tropical Soil Fertility**, p. 81-116, 1994.

NEILL, C; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C.; MORAES, J. F. L. D.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, v. 7, n.4, p. 1216-1225, 1997.

NEVES JUNIOR, A. F.; SILVA, A. P.; NORONHA, N. C. & CERRI, C. C. Sistemas de manejo do solo na recuperação de uma pastagem degradada em Rondônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 37, n. 1. ISSN 0100-0683, p. 232-241, 2013.

NKRUMAH, J. D., OKINE, E. K., MATHISON, G. W., SCHMID, K., LI, C., BASARAB, J. A., PRICE, M. A., WANG, Z. & MOORE, S. S. Relationships of feedlot feed efficiency,

performance, and feeding behavior with metabolic rate, methane production, and energy partitioning in beef cattle. **J. Anim. Sci.** 84: 145-153p., 2006.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais.** Universidade Federa de Viçosa, Viçosa, MG. 399 p., 1999.

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

OENEMA, O.; BANNINK, A.; SOMMER, S. G. & VELTHOF, G. L. Gaseous nitrogen emissions from animal production systems. In: FOLLETT R. F. and HATFIELD J. L. (eds), Nitrogen in the Enviroment: Sources, Problems, and Management. **Elsevier Science**, Amsterdam, The Netherlands, 2001.

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

OLIVEIRA, O. C.; BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; REZENDE, C. DE P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; & URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: The key to understanding the process of pasture decline. **Agric. Ecosyst. Environ.** 103:389-403p., 2004.

OLSEN, K. K. Multiple wavelength ultraviolet determination of nitrate concentration, method comparisons from the Preakness Brook Monitoring Project, October 2005 to October 2006. **Water Air Soil Pollut**, 187: 195-202 p., 2008.

PAUL, E. A. & CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry.** 2nd ed. California: Academic Press, 1996. 340p.

PAULINO, V. T. & TEIXEIRA, E. M. L. Sustentabilidade de Pastagens Manejo adequado como Medida Redutora da Emissão de Gases de Efeito Estufa. **CPG- Produção animal sustentável, Ecologia de Pastagens**, IZ, APTA/SAA. 2009.

PEDREIRA, B. C. **Degradação de pastagens: processos e causas.** 2011. Disponível em: <http://www.sistemafamato.org.br/site/arquivos/01122011123347.pdf>.

PERDOMO, C.; IRISARRI, P. E. & ERNST, O. Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 84, n. 2, p. 119-128, 2009.

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

PINHEIRO, É. F. M.; LIMA, E.; CEDDIA, M. B.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Impact of pre-harvest burning versus trash conservation on soil carbon and nitrogen stocks on a sgarcane plantation in the Brazilian Atlantic Forest region. **Plant and Soil**,. In press. DOI: 10.1007/s11104-010-0320-7, 2010.

PORT, O. **Uso de dejetos de suínos em sistemas plantio direto: Volatilização de amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho.** UFSM, 132 p., 2002 (Tese Mestrado).

PRIMAVESI, A. **Manejo Ecológico do Solo: a Agricultura em Regiões Tropicais.** São Paulo: Nobel, 1999. 549p.

PRODES. **Taxas anuais do desmatamento** - 1988 até 2011, (2013). Disponível @ [http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes\\_1988\\_2011.htm](http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2011.htm).

PUPO, N. I. H. **Manual de pastagens e forrageiras: formação, conservação, utilização.** Instituto Campineiro de Ensino Agrícola - Campinas, São Paulo, 2000. 66p.

RALISCH, R.; MIRANDA, T. M.; OKUMURA, R. S.; BARBOSA, G. M. C.; GUIMARÃES, M. F.; SCOPEL, E. & BALBINO, L. C. Resistência à penetração de um Latossolo Vermelho-Amarelo do Cerrado sob diferentes sistemas de manejo. **R. Bras. Eng. Agric. Amb.**, 12:381-384, 2008.

REICOSKY, D. C. & FORCELLA, F. Cover crop and soil quality interactions in agroecosystems. **J. Soil Water Conserv.**, 53: 224-229, 1998.

ROBERTSON, G. P. & GRACE, P. R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, n.1-2, p.51-63, 2004.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C isotopic ratio in a Cerrado's Oxisol. **Geoderma**, 104:185-202, 2001.

ROSCOE R. & MACHADO, P. L. O. A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica.** Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 86 p., 2002.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J. C. Emission of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 2, p. 263-274, 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.

SANTANA J. R. DE AND PEREIRA J. M. Efeito do pastejo sobre a persistência, produção e qualidade da consorciação Brachiaria dictyoneura Stapf. CIAT 6133 e Arachis repens. **Relatório CEPEC/CEPLAC**, Itabuna, BA, Brazil. 1995.

SANTOS, J. T.; ANDRADE, A. P.; SILVA, I. F.; SILVA, D. S.; SANTOS, E. M. & SILVA, A. P. G. Atributos físicos e químicos do solo de Áreas sob Pastejo na Micro Região do Brejo Paraibano. **Ciência Rural**, v.40, n°. 12. Santa Maria, 2010.

SCHERER, E. E.; AITA, C. & BALDISSERA, I. T. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis, EPAGRI, 46p. (**Boletim Técnico, 79**), 1996.

SEGNINI, A.; NETO, L. M.; PRIMAVES, I. O.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L & SIMÕES, M. L. Seqüestro de Carbono em Solos com Gramíneas. **Circular Técnica-Embrapa**. ISSN 1517-4778. São Carlos-SP, 2007.

SIGNOR, D. **Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2010.

SILVA, S. N., PINHEIRO, E. F. M., CEDDIA, M. B., ANJOS, L. H. C., ALVES, B. J. R. & UNTERLEITNER, B. Emissão de Óxido Nitroso em Solos sob Pastagem em Função da Topografia no Rio de Janeiro. **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Fortaleza, 2010.

SIMEK, M.; JISOVÀ, L. & HOPKINS, D. W. What is the so-called optimum pH for denitrification in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.34, p. 1227-1234, 2002.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes manejos no Cerrado goiano**. 159 f. Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de concentração: Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2006.

SISTI, C. P. J. **Influência de Sistemas de Preparo do Solo e Manejo de Culturas sobre o Estoque de Carbono e Nitrogênio do Solo em Diferentes Condições Agrícolas**. Dissertação de Mestrado em Fitotecnia. UFRuralRJ, p. 208, 2001.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P. D.; KOCHHANN, R. A.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.76, n.1, p. 39-58, 2004.

SIX, J., ELLIOTT, E. T. PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no - tillage agriculture. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 32, p. 2099- 2103, 2000.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; MORAES, J. C. & ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage. **Agronomie**, 22: 755-775, 2002.

SMITH B. N. & EPSTEIN S. Two categories of  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios for higher plants. **Plant Physiology**, v.47, p.380-384, 1971.

SMITH, B. N.; & EPSTEIN, S. Two categories of  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios for higher plants. **Plant Physiology**, v.76, p.39-58, 2004.



SMITH, J. L.; MYUNG, H. U. Rapid procedures for preparing soil and KCl extracts for 15N analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.21, p.2273-2279, 1990.

SMITH, K. A.; THOMSON, P. E.; CLAYTON, H.; McTAGGART, I. P.; CONEN, F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric Environment*, v. 32, p. 3301-3309, 1998.

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

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

SOHI, S.; MAHIEU, N.; ARAH, J. R. M.; POWLSON, D. S. P.; MADARI, B. & GAUNT, J.L. Procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 1121-1128, 2001.

SOLLINS, P.; HOMMAN, P. & CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74: 65-105, 1996.

SOMMER, S. G. & MOLLER, H. B. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. *Journal of Agricultural Science*, 134: 327-335, 2000.

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.; LIMA, C. V. S.; ANGHINONI, I.; MEURER, E. J. & CARVALHO, P. C. F. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistemas de integração agricultura-pecuária submetidos a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32: 1273-1282, 2008.

TAN, I. Y. S.; ES, H. M.; DUXBURY, J. M.; MELKONIAN, J. J.; SCHINDELBECK, R. R.; GEOHRING, L. D.; HIVELY, W. D.; MOEBIUS, B. N. Single-event nitrous oxide losses under maize production as affected by soil type, tillage, rotation, and fertilization. *Soil and Tillage Research*, Amsterdam, v. 102, n. 1, p. 19-26, 2009.

TARRÉ, R. M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. D. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, v. 234, p. 15-26, 2001.

TERMAN, G. L. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments and crop residues. **Advances in Agronomy**, v. 13, p. 189-223, 1979.

THOMAS, R. J. The role of the legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. **Grass and Forage Science**, v. 47, p. 133-142, 1992.

URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. & ALVES, B. J. R. **Dinâmica do N no solo**. Palestra apresentada no I Simpósio brasileiro sobre nitrogênio em Plantas. Itaguaí, RJ, 1990.

URQUIAGA, S.; SISTI, C.; SANTOS, H. P.; KOCHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Influence of crop rotation and soil tillage system in the organic C balance in an oxisol (Typic Haplorthox). In: **CONGRESSO MUNDIAL DE CIÊNCIA DO SOLO**, 17., Bangkok, Tailândia, 2002. Resumos. Bangkok: Srimuang Printing Co., 2002. CD-ROM.

URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; ALVES, B. J. R. & BODDEY, R. M. Manejo de Sistemas Agrícolas para Sequestro de Carbono no Solo. In: Aquino, A. M.; Assis, R. L. (ed.). **Processos Biológicos no Sistema Solo-Planta**. Embrapa. Brasília, D. F. p.323-342, 2005.

URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Dinâmica do N no Solo. Palestra apresentada no I Simpósio brasileiro sobre nitrogênio em Plantas. Itaguaí, Rio de Janeiro, 1990. In: **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**, 2006.

URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; DAVID, V. B. C. & BODDEY, R. M. Cap I: Aplicação de Técnicas de 13 C em Estudos de Sequestro de C em Solos Agrícolas. In: **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**, 2006.

VARELLA, R. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KISSELLE, K. W.; SANTOS, R. V.; BURKE, R. A.; ZEPP, R. G.; VIANA, L. T. Soilfluxes of CO<sub>2</sub>, CO, NO, and N<sub>2</sub>O from an old pasture and from native savanna in Brazil. **Ecological Society of America**, n. 14, p. 221-231, 2004.

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.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 175-180, 1994.

VELTHOF, G. L.; BRADER, A. B.; & OENEMA, O. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. **Plant and Soil**, v. 181, p. 263-274.1996.

VELTHOF, G. L. & OENEMA, O. Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands, II, Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. **European Journal of Soil Science**, v.46, p. 549, 1995.

VERBURG, P. H.; VELDKAMP, A.; ROUSEVELL, M. D. A. Scenario-based studies of future land use in Europe. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 114, p. 1-6, 2006.

XU, H.; CAI, Z. C.; TSURUTA, H. Soil moisture between rice-growing seasons affects methane emission, production, and oxidation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1147-1157, 2003.

WILLIAMS, D. L.; INESON, P. & COWARD, P. A. Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, v.31, p. 779-788.1999.

YANG, S. S.; CHANG, H. L. Methane emission from paddy fields in Taiwan. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 33, p. 157-165, 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.

ZIMMER, A. H.; MACEDO, M. C. M.; KICHEL, A. N., EUCLIDES, V. B. P. Sistemas integrados de producción agropastoril. In: GUIMARÃES, E.; SANZ, J.I.; RAO, I.M.; Amézquita, M.C. & Amézquita, E. (Eds.) **Sistemas agropastoriles en sabanas tropicales de América Latina**. s.l.: CIAT, p. 245-283, 1999. (Publicación CIAT, 313).

ZUCHELLO, F. **Emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) de Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar em Campos dos Goytacazes: Impacto de adubações com vinhaça e ureia**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.