

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM DOIS SOLOS TÍPICOS DO
MUNICÍPIO DE PONTES E LACERDA-MT TRATADOS COM
RESÍDUO RUMINAL BOVINO**

Autor: Fernando Luiz Silva
Orientador: Prof^a. Dr^a. Maria Aparecida Pereira Pierangeli

"Trabalho de Conclusão de Curso de graduação em Zootecnia, apresentado ao Departamento de Zootecnia da Universidade do Estado de Mato Grosso – Campus Universitário de Pontes e Lacerda, como parte das exigências para obtenção do título de BACHAREL EM ZOOTECNIA.

PONTES E LACERDA
JUNHO/2011

Silva, Fernando Luiz.

S586l Lixiviação de nitrogênio em dois solos típicos do Município de Pontes e Lacerda-MT tratados com resíduo ruminal bovino / Fernando Luiz Silva.

– Pontes e Lacerda : [s.n.], 2011.

42 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado – Zootecnia) –
Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus Universitário de Pontes e
Lacerda, 2011.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Aparecida Pereira Pierangeli.

1. Indústria Frigorífica. 2. Nitrato. 3. Resíduo Orgânico. I. Título. II.
Pontes e Lacerda – Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus
Universitário de Pontes e Lacerda.

CDU 631.4

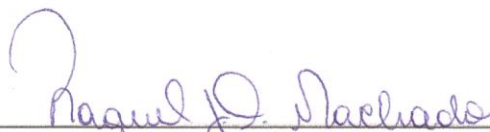
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM DOIS SOLOS TÍPICOS DO
MUNICÍPIO DE PONTES E LACERDA-MT TRATADOS COM
RESÍDUO RUMINAL BOVINO**

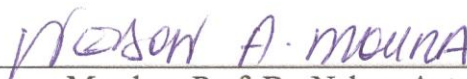
Autor: Fernando Luiz Silva



Orientadora: Profa. Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangelli



Membro: Profa. Raquel Joana Trautmann Machado



Membro: Prof. Dr. Nelson Antunes Moura

PONTES E LACERDA
JUNHO/2011

Dedico a minha família, a qual sempre me
incentivou, a Anilton Luiz da Silva, meu pai, a
Maria Abadia da Silva, minha mãe, a minha
irmã Fabiana Luiza da Silva, dedico-lhes de
coração.

AGRADECIMENTOS

A Deus por sempre me guiar em meus caminhos e proporcionar coragem para enfrentar os desafios, permitindo tranquilidade e paz de espírito pela certeza de que cada passo sempre precedirá uma nova conquista.

A Universidade do Estado de Mato Grosso por propiciar esta formação.

A orientadora Maria Aparecida Pereira Pierangeli, por ser um exemplo de dedicação e sucesso profissional e social e que sempre se dispôs e ajudou no decorrer do trabalho e da formação acadêmica.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) por financiar o projeto de pesquisa.

A minha família, a qual sempre colaborou e me incentivou nos estudos.

Aos professores do curso de Zootecnia por colaborarem compartilhando seus conhecimentos.

Aos amigos, Renata Crecenço, Rafaela Pincerato, Renato Tonhá e Lilian Javanu por terem sido sempre um grande apoio, por dividirem as alegrias, tristezas e dificuldades, sendo um estímulo a mais para a obtenção desta formação.

“Todo o conhecimento tem origem de uma tentativa, de uma vontade, de um esforço e principalmente da fé em que se possa conquistá-lo.”

RESUMO

A alta produção de resíduos resultante do abate de bovinos tem provocado a necessidade de promover a sua destinação correta, considerando que a disposição desses resíduos de forma indiscriminada ao ambiente pode provocar contaminação. Este aspecto, aliado ainda, à busca na agricultura por fontes mais econômicas de adubo, torna importante o conhecimento do comportamento da utilização desses resíduos como adubo orgânico na agricultura. Este trabalho avaliou a lixiviação de N (NO_3^- e NH_4^+) após a incorporação de resíduo ruminal bovino (RRB) em dois solos do município de Pontes e Lacerda – MT, um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico. O experimento foi conduzido na Universidade do estado de Mato Grosso – UNEMAT, em casa de vegetação, de dezembro de 2009 a março de 2010. Foram coletadas amostras indeformadas de solo em tubos de PVC com 40 cm de profundidade $\times$ 10 cm de diâmetro, sendo adicionadas doses de RRB, calculadas para fornecer 0; 50; 100; e 400 kg de N ha^{-1} , além de um tratamento com uréia para fornecer 400 kg de N ha^{-1} . Cada tratamento foi realizado com 4 repetições. Irrigou-se as colunas semanalmente mediante a adição de 385 mL de água destilada. Semanalmente o líquido percolado era coletado e armazenado para análise dos elementos de interesse. Após o término do experimento cada coluna foi cortada de 10 em 10 cm e os teores de NO_3^- e NH_4^+ foram determinados. A utilização de RRB apresentou maior potencial para disponibilização de N no LVd, enquanto no PVAe, o RRB não se mostrou adequada para o suprimento de N ao solo dentro do período estudado. Em relação à lixiviação de N, o LVd apresenta maior capacidade de retenção de NO_3^- e menor para o NH_4^+ do que no PVAe, no entanto o lixiviado coletado nos dois solos apresentaram teores de N dentro dos padrões estabelecidos pela legislação. A utilização de RRB como fonte de N ao solo pode ser considerada de relativamente baixo risco de contaminação de águas subterrâneas nos solos estudados, representando menor risco de perdas de N por volatilização ou lixiviação comparada à utilização da uréia.

Palavras-chave: indústria frigorífica, nitrato, resíduo orgânico

ABSTRACT

The high production of waste resulting from the slaughter of cattle has caused the need to promote their correct destination, whereas the disposition of these wastes indiscriminately can cause contamination to the environment, this aspect, coupled also to the search in agriculture by more economical sources of fertilizer, makes it important to understand the behavior of the use of such wastes as organic fertilizer in agriculture. This study evaluated the leaching of N (NO_3^- and NH_4^+) after bovine rumen residue (BRR) incorporation in two soils in the municipality of Pontes e Lacerda – MT, an Oxisol and a Acrisol eutrophic. The experiment was conducted at the Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, in the greenhouse, from December 2009 to March 2010. Samples were collected from undisturbed soil in PVC tubes with 40 cm deep $\times$ 10 cm in diameter, and added doses of BRR, calculated to provide 0, 50, 100, and 400 kg N ha⁻¹, plus a treatment with urea to provide 400 kg N ha⁻¹. Each treatment was performed with four replicates. The columns were irrigated weekly by adding 385 mL of distilled water. The weekly liquid leachate was collected and stored for analysis of the elements of interest. After the end of each column experiment was cut from 10 to 10 cm and the NO_3^- and NH_4^+ were determined. The use of BRR had a higher potential for N availability in Oxisol while in Acrisol eutrophic, the BRR was not adequate to supply N to the soil over the study period. In terms of N leaching, the Oxisol has higher retention capacity of the NO_3^- and lower NH_4^+ retention capacity than that observed in Acrisol eutrophic, however, the leachate collected in the two soils had N content within the standards established. The use of BRR as a source of nitrogen to the soil can be considered relatively low risk of groundwater contamination in the soils, representing a lower risk of N losses by leaching or volatilization compared to the use of urea.

Keywords: meatpacking industry, nitrate, organic waste

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais fatores ambientais que influenciam os processos bioquímicos das transformações do N no solo	19
Tabela 2: Atributos químicos do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) e do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) do município de Pontes e Lacerda – MT utilizados neste estudo	23
Tabela 3: Características físicas do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) e do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) do município de Pontes e Lacerda – MT utilizados neste estudo	24
Tabela 4: Características do resíduo ruminal bovino coletado em frigorífico do município de Pontes e Lacerda – MT	24
Tabela 5: Quantidade aplicado em cada tratamento de resíduo ruminal bovino e uréia em colunas de PVC contendo amostras indeformadas de solo	25
Tabela 6: Teores de NO_3^- e NH_4^+ (mg kg^{-1}) em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico (LVd) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1}	29
Tabela 7: Teor de NO_3^- e NH_4^+ (mg kg^{-1}) em profundidade no Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1}	32

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Produção de carcaça de bovinos, aves e suínos no período de 2001 a 2010 no Brasil. Adaptado de Anualpec (2010).	13
Figura 2: Fluxograma típico de tratamento de efluentes de frigorífico. Adaptado de Quartaroli (2009).	15
Figura 3: Ciclo do Nitrogênio. Adaptado de Cordeiro (2004) e Odum (1988).	18
Figura 4: Colunas de solos (a); equipos para dosagem do gotejamento (b); frascos para coleta de lixiviado (c).	26
Figura 5: Teores de NO_3^- e NH_4^+ (mg kg^{-1}) em Latossolo Vermelho distrófico do município de Pontes e Lacerda-MT em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1} . Letras minúsculas comparam os tratamentos em cada variável, letras maiúsculas comparam as variáveis em cada tratamento (teste de Scott-Knott, $p < 0,05$).	27
Figura 6: Teores de NO_3^- e NH_4^+ (mg L^{-1}) no lixiviado do Latossolo Vermelho distrófico do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1} . Letras minúsculas comparam os tratamentos em cada variável, letras maiúsculas comparam as variáveis dentro de cada tratamento (teste de Scott-Knott, $p < 0,05$).	29
Figura 7: Teor de NO_3^- e NH_4^+ (mg kg^{-1}) no Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1}	30
Figura 8: Teor de NO_3^- e NH_4^+ (mg L^{-1}) no lixiviado do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1} . Letras minúsculas comparam os tratamentos em cada variável, letras maiúsculas comparam as variáveis dentro de cada tratamento (teste de Scott-Knott, $p < 0,05$).	33

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1 Geração de resíduos na cadeia produtiva animal	13
2.2 Uso de resíduos orgânicos na agricultura	16
2.3 Nitrogênio	17
2.3.1 Ciclo do nitrogênio.....	17
2.3.2 Dinâmica do nitrogênio no solo	18
2.3.3 Nitrogênio como nutriente vegetal e como poluente	20
2.3.4 Adubação nitrogenada	21
3 MATERIAL E MÉTODOS	23
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Teores de NO_3^- e NH_4^+ no Latossolo Vermelho distrófico	27
4.2 Teores de NO_3^- e NH_4^+ no Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico	30
4.3 Pradões estabelecidos para os teores de NO_3^- e NH_4^+	33
5 CONCLUSÕES	35
REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

A destinação correta de resíduos urbanos, agrícolas e industriais, tais como lodo de esgoto e resíduos de produção animal, tem sido uma problemática abordada por muitos pesquisadores, devido aos riscos de contaminação dos recursos naturais por excesso de alguns elementos que podem ter efeitos tóxicos, tais como metais pesados e nitrogênio, ou mesmo pela desoxigenação de corpos d'água, presença de microrganismos patogênicos e produção de odor desagradável (BETTIOL e FERNANDES, 2004; JULIATTI et al., 2002; MIYAZAWA et al., 2009).

A agricultura brasileira vem avançando no cenário mundial, conquistando liderança na produção e exportação de diversos produtos agrícolas, assumindo papel importante também no seguimento de agroenergia. Neste cenário, a importância da adubação, principalmente nitrogenada tem se destacado com relação à produção de alimento e de biomassa energética, considerando que as áreas agricultáveis são cada vez mais escassas e as pressões ambientais são elevadas, havendo a necessidade cada vez maior de eficácia e racionalidade para a utilização de adubos nitrogenados visando maior produtividade na agricultura (FRANCO e SARAIVA NETO, 2007).

Considerando que o Brasil detém o maior rebanho comercial bovino do mundo e com uma projeção de abate para 2011 em torno de 41,85 milhões de cabeças (CARDOSO, 2011), gerando, conseqüentemente, uma alta produção de resíduos proveniente do abate e do processamento da carne, há a preocupação em sugerir a melhor forma de utilização destes resíduos, de forma que esses não venham a comprometer o equilíbrio natural do ambiente, bem como promover uma eficiente ciclagem dos nutrientes neles contidos.

Uma alternativa para a destinação final desse resíduo seria a sua utilização como fonte de adubação orgânica na agricultura. Os resíduos orgânicos possibilitam aumento nos teores de compostos orgânicos e nutrientes no solo, o que pode significar melhoria nas suas propriedades químicas e físicas, bem como redução nos custos da produção agrícola (ABREU JÚNIOR et al., 2005).

O sistema de produção orgânico no mundo está crescendo. O cenário da agricultura vem passando por mudanças e uma crescente conscientização sobre o conceito de sustentabilidade e qualidade alimentar, visando minimizar possíveis impactos ambientais advindos da agricultura moderna. Neste contexto, a utilização de adubos orgânicos tem ganhado destaque,

porém, tem sido sugerido melhor avaliar os efeitos da sua utilização, principalmente, no que se refere ao ciclo do N (LISBOA, 2004).

O N apresenta um potencial poluidor, pois o nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+), em níveis excessivos são prejudiciais à saúde humana e animal. Sendo assim, o N no solo oriundo de adubação orgânica tem causado preocupação, devido ao potencial que este elemento apresenta de contaminação de águas subterrâneas pela lixiviação do NO_3^- , tornando assim, de extrema importância o conhecimento das perdas de N do solo através desse processo (COELHO, 2000; OLIVEIRA et al., 2001; SANTOS et al., 2009). Além da possibilidade de contaminação das águas, a lixiviação também coloca o N fora do alcance das raízes das plantas, diminuindo a eficiência da adubação nitrogenada, seja ela orgânica ou mineral.

O objetivo desse trabalho foi avaliar a lixiviação de N no solo após a aplicação de diferentes doses de resíduo ruminal bovino (RRB), além de, comparar com uma adubação nitrogenada mineral feita com uréia e determinar o risco potencial de contaminação de águas subterrâneas por N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) em dois solos típicos (Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico e Latossolo Vermelho distrófico) do município de Pontes e Lacerda-MT.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Geração de resíduos na cadeia produtiva animal

O Brasil é um dos principais produtores de alimentos de origem animal do mundo. De acordo com Anualpec (2010) a produção total de carne produzida por ano pela atividade de bovinocultura, suinocultura e avicultura vem crescendo e, no ano de 2010, totalizou uma quantidade superior a 22 milhões de toneladas (Figura 1).

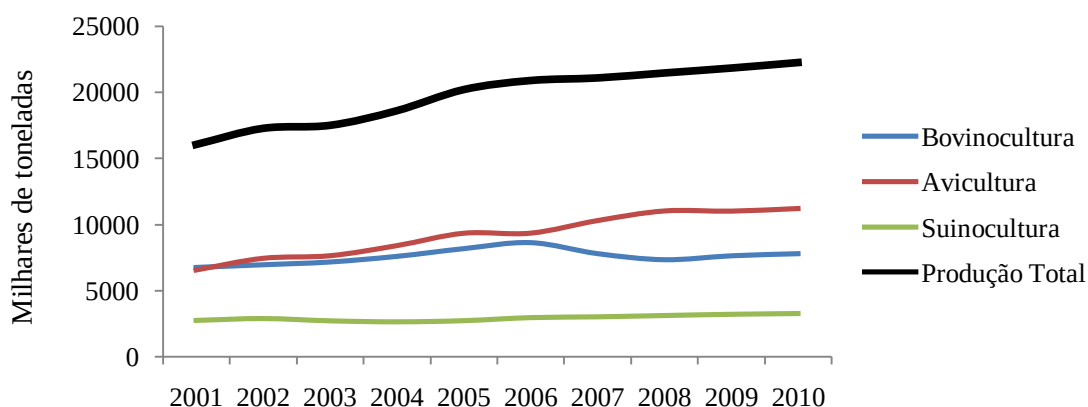


Figura 1: Produção de carcaça de bovinos, aves e suínos no período de 2001 a 2010 no Brasil. Adaptado de Anualpec (2010).

Durante o abate desses animais e o processamento da carne em frigorífico, são gerados resíduos, que incluem conteúdo intestinal, pedaços de carne sem valor comercial, sebo, sangue, produtos químicos de limpeza, altos conteúdos de N, fósforo e sal, que muitas vezes são descartados como efluente líquido, demandando alto consumo de água (CETESB, 2008; COSTA et al., 2009). Esse efluente, quando disposto ao meio ambiente sem tratamento, representa focos de proliferação de insetos e de agentes infecciosos e os nutrientes quando em excesso, podem causar sérios problemas ambientais, tais como o fenômeno da eutrofização dos corpos receptores (MARIA, 2008).

Parte dos resíduos gerados em frigoríficos é aproveitada nas graxarias. No ano de 2006 a produção de gordura industrial, farinha de carne e ossos, resultante do abate de bovinos e suínos foram de 3,7 milhões de toneladas, os quais foram destinados principalmente ao setor de mercado relacionado à alimentação animal, farmacêutico, de cosméticos, além de outras

aplicações industriais (CETESB, 2006). Com relação ao abate de aves, 15% do peso vivo de cada ave, tornam-se subprodutos não comestíveis que são aproveitados nas graxarias (FERROLI et al., 2001), o que representou no ano de 2010, um aproveitamento no setor em torno de 2 milhões de toneladas de resíduos.

Visando aperfeiçoar o tratamento de resíduos gerados na cadeia produtiva da carne, a indústria frigorífica separa o efluente em duas linhas, chamadas de linha verde e de linha vermelha. Os efluentes da linha verde são compostos pelo conteúdo estomacal e pelo resíduo de vísceras brancas, juntamente com a água utilizada para a limpeza dos currais e dos caminhões de transporte dos animais, o qual após separada, a parte sólida pode ser encaminhado para a produção de adubo orgânico. A linha vermelha contém o efluente dos resíduos da graxaria e a água de limpeza das salas de abate, sendo separada a gordura que retorna ao setor de graxaria. O efluente restante é reunido e encaminhado às lagoas de estabilização (KEYASSOCIADOS, 2009).

Conforme Quartaroli et al. (2009) o tratamento dos resíduos pode variar de empresa para empresa, sendo que, um sistema de tratamento típico possui as seguintes etapas:

- Separação ou segregação inicial dos efluentes líquidos em duas linhas principais: linha verde e linha vermelha;
- Tratamento primário: separação de sólidos grosseiros, suspensos, sedimentáveis e flotáveis, principalmente por ação físico-mecânica.
- Equalização: é feita reunindo-se os efluentes da linha verde e da linha vermelha, após seu tratamento primário, que seguem, após sua equalização, para a continuidade do tratamento;
- Tratamento secundário: ocorre remoção de sólidos coloidais, dissolvidos e emulsionados, principalmente por ação biológica, devido à característica biodegradável do conteúdo remanescente dos efluentes do tratamento primário. Nesta etapa, há ênfase nas lagoas de estabilização, especialmente as anaeróbias. Também é bastante comum observar o uso de lagoas fotossintéticas na sequência do tratamento com lagoas anaeróbias. Pode-se ter, ainda, tratamento anaeróbio seguido de aeróbio;
- Tratamento terciário: realizado como “polimento” final dos efluentes líquidos provenientes do tratamento secundário, promovendo remoção suplementar de sólidos, de nutrientes e de organismos patogênicos. Na Figura 2 está apresentado um fluxograma típico de tratamento de efluentes de frigorífico.

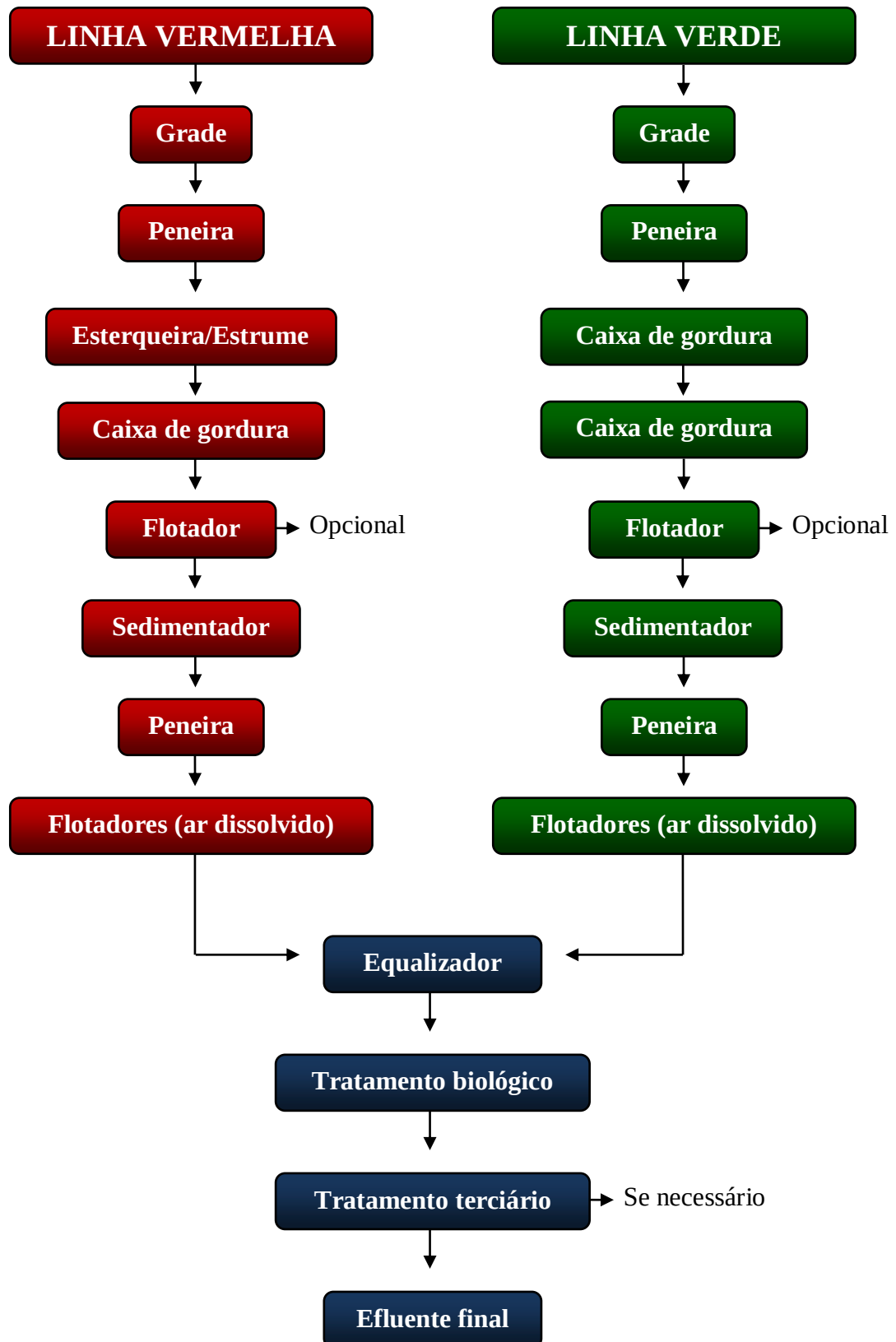


Figura 2: Fluxograma típico de tratamento de efluentes de frigorífico. Adaptado de Quartaroli (2009).

Durante o abate de bovinos, nas indústrias frigoríficas, é gerado grande volume de resíduo na etapa de esvaziamento do compartimento estomacal, em torno de 32 litros de efluente líquido para cada animal abatido e sua destinação tem se limitado a compostagem, que é praticada apenas em épocas de estiagem e na estação chuvosa o resíduo é disposto em aterros sanitários (MELO et al., 2005), ou pode ser também encaminhada para processos de biodigestão anaeróbia para produção de energia (biogás) (MORALES, 2006).

Conforme Morales et al. (2006) cada animal gera em média 25 kg de RRB no momento do abate. Sendo assim, pode-se estimar para o ano de 2011 neste setor, uma produção superior a de um milhão de toneladas de RRB gerados na linha verde de tratamento de resíduos de frigorífico, considerando a estimativa de abate em torno de 41,85 milhões de cabeças. No entanto, poucos estudos avaliam o efeito deste resíduo como adubo orgânico *in natura* na agricultura e pouca ênfase é dada quanto ao seu efeito ambiental.

2.2 Uso de resíduos orgânicos na agricultura

São muitos os resíduos orgânicos de origens urbana, industrial e agrícola que podem ser usados na agricultura, sendo exemplos: esterco de bovino, de galinha e de suíno, torta de filtro, torta de mamona, adubos verdes, turfa, lodo de esgoto, resíduos oriundos da fabricação de álcool e açúcar, compostos orgânicos, resíduos do processamento de frutos e etc (MELO et al., 2008). No entanto a disposição inadequada desses resíduos tem provocado contaminação ambiental. Concomitantemente, a percepção do problema pela sociedade, tem demandado medidas que visem a solução do problema e melhoria das condições ambientais pela destinação correta destes resíduos (SOUZA et al., 2002).

De acordo com Pires e Mattiazzo (2008) a utilização de resíduos destinados a adubação orgânica na agricultura é, sem dúvida, a opção mais interessante sob o ponto de vista econômico, ambiental, e, muitas vezes, social, sendo esta uma alternativa difundida mundialmente.

Sabe-se que a adubação orgânica promove ao solo inúmeros benefícios tais como: melhoria das propriedades físicas e biológicas, melhoria na porosidade, retenção de umidade e menor temperatura do solo, podendo também ser utilizada como fonte de nutriente, levando em consideração que possuem teores desbalanceados de nutriente, necessitando, muitas vezes, de complementação com fertilizante mineral (BERNARDI et al., 2002). Na maioria dos

estudos com resíduos orgânicos, a quantidade utilizada é calculada com base no teor de N que o mesmo apresenta.

2.3 Nitrogênio

O N é um constituinte importante da terra, principalmente da litosfera, onde está distribuído nas rochas, no fundo dos oceanos e nos sedimentos, que contém 1×10^{23} g de N, representando 98% do N existente. O N na forma gasosa ocorre em concentração de 78% da atmosfera terrestre, que tem um estoque estimado em $3,9 \times 10^{21}$ g de N em forma diatômica (N_2) não combinada, representando o segundo maior reservatório do elemento. Na biosfera, encontram-se entre $2,8$ e $6,5 \times 10^{21}$ g de N, estando 96% do total de N na matéria orgânica morta e apenas 4% nos seres vivos. O N da matéria orgânica encontra-se predominantemente em plantas (94%), encontrando-se os 6% restantes: 4% na microbiota e 2% nos animais. Não existem dados precisos, mas estima-se 3 e $5,5 \times 10^{17}$ g de N na matéria orgânica do solo e 1 a $1,5 \times 10^{15}$ g de N na biomassa microbiana do solo. Por ser o solo o principal elo entre os componentes da biosfera, esse reservatório de N é de grande importância. (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006a).

2.3.1 Ciclo do nitrogênio

O ciclo do N corresponde às contínuas transformações de suas formas na natureza por meio de processos físico-químicos e biológicos (Figura 3).

Embora o N esteja presente em grande parte no ar, na forma de N_2 , os seres vivos não o assimilam nessa forma, com exceção de algumas bactérias, sendo necessário que o N seja combinado com o hidrogênio, formando compostos amoniacais (NH_3 e NH_4^+) pelo processo de fixação. A fixação do N ocorre por processos físicos, como relâmpagos e faíscas elétricas em pequenas quantidades; por processos industriais, realizada por indústrias de fertilizantes onde se consegue uma elevada taxa de fixação de N; e por processos biológicos, realizados por bactérias, algas azuis e fungos que vivem livres no solo ou associados às raízes de plantas da família das leguminosas (ROSA et al., 2003). A fixação biológica tem representando uma

importante forma de disponibilização de N, chegando a níveis de até $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em associações gramínea-leguminosa (RUSCHEL, 2004).

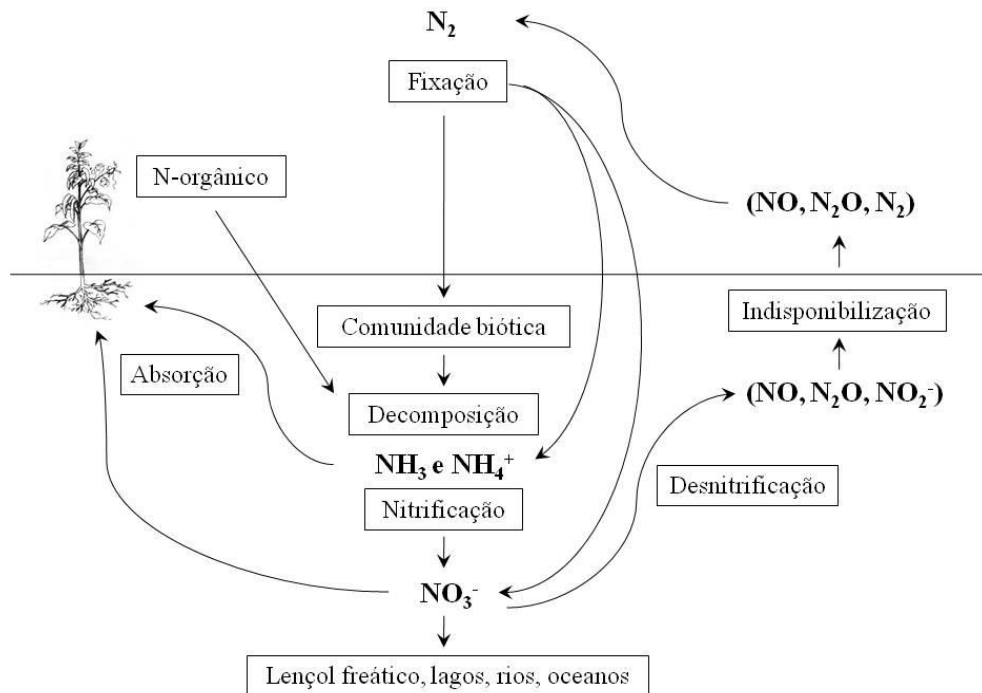


Figura 3: Ciclo do Nitrogênio. Adaptado de Cordeiro (2004) e Odum (1988).

Além dos processos de fixação de N, ocorre também um processo inverso à fixação causando a indisponibilização do N, no qual as formas de N minerais e orgânicas retornam à atmosfera como N_2 . A perda de N para a atmosfera é geralmente realizada por microrganismos habitantes de ambientes anaeróbios, que utilizam compostos nítricos (NO_2^- e NO_3^-) na falta de O_2 em sua atividade respiratória, liberando N_2 para a atmosfera (ADUAN et al., 2004).

2.3.2 Dinâmica do nitrogênio no solo

Na natureza o N sofre uma série de transformações que podem torná-lo disponível às plantas ou indisponível como N_2 , geralmente através de combinações químicas e reações de

oxidação e redução, ou mesmo através de transformações biológicas, gerando compostos amoniacais, nítricos e orgânicos (MEDEIROS, 2009).

As transformações do N no solo consistem em processos de mineralização e amonificação, no qual a matéria orgânica presente no solo sofre decomposição promovendo a conversão do N-orgânico à N-amoniacal; assimilação, que compreende a etapa de absorção do N-amoniacal pela biomassa microbiana; nitrificação, que consiste na formação de nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-) realizados por bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*; e desnitrificação, realizada por bactérias anaeróbias, que culmina com o retorno do N à atmosfera em formas voláteis (NO , N_2O e N_2) (ODUM, 1988). De maneira geral, essas transformações são muito complexas do ponto de vista bioquímico e influenciadas por diversos fatores ambientais, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Principais fatores ambientais que influenciam os processos bioquímicos das transformações do N no solo

Fator	Processo e principal controle
Acidez	• Amonificação: pH ótimo 6-7; • Decomposição: reduzida em pH muito ácido; • Assimilação: em condições extrema de pH pode ser química (argilas e ligninas); • Nitrificação: ocorre em pH 3 a 9, ótimo próximo da neutralidade; • Desnitrificação: predominantemente química em $\text{pH} < 6$.
Aeração	• Amonificação: é mais em aerobiose, mas acontece em anaerobiose; • Nitrificação: é necessariamente aeróbia; • Assimilação: é reduzida em condições anaeróbias, em virtude da baixa produção de massa e baixa eficiência energética devido à fermentação
Umidade	• Amonificação: ótima com 50 a 70% da capacidade de retenção de umidade do solo, mas ocorre mesmo em solo encharcado ou inundado; • Nitrificação: ótimo até próximo a saturação; • Desnitrificação: ocorre acima de 80% da capacidade de retenção de umidade.
Temperatura	• Amonificação: ocorre de 4 a 80°C, ótima de 40 a 60°C; • Nitrificação: ocorre de 4 a 40°C, ótima de 30 a 37°C; • Assimilação: é favorecida em baixa temperatura; • Desnitrificação: ocorre de 4 a 65°C, ótima de 25 a 35°C;
Nutrientes	• Nitrogênio e Fósforo frequentemente limitam a mineralização; • Cálcio é um nutriente essencial ao metabolismo microbiano e com acentuado efeito tampão. Influencia principalmente a mineralização e nitrificação.
Mineralogia	• Formação de complexos com compostos nitrogenados reduz a decomposição e mineralização desses compostos.

Fonte: Adaptado de Moreira e Siqueira (2006a).

No solo o N é o mais susceptível dos compostos às transformações biológicas, sendo encontrado principalmente nas formas de NH_4^+ e NO_3^- . O íon NH_4^+ se encontra adsorvido nas partículas coloidais, enquanto o NO_3^- , por ter carga negativa, torna-se componente da solução do solo e, por consequência, facilmente lixiviado nessa condição (CORDEIRO, 2004).

2.3.3 Nitrogênio como nutriente vegetal e como poluente

As plantas, com exceção das leguminosas e algumas gramíneas associadas à bactérias simbiontes (REIS JÚNIOR et al., 2002), não conseguem utilizar o imenso reservatório de N da atmosfera, nem mesmo os elementos contidos na matéria orgânica do solo, sendo fundamental a mineralização da matéria orgânica realizada por bactérias, fungos e actinomicetos da terra, resultando na liberação de NH_4^+ e posteriormente no NO_3^- , principal forma absorvida pelas plantas (MALAVOLTA, 2004).

O aumento na disponibilidade de N no solo interfere positivamente sobre fatores morfofisiológicos das plantas, estimulando o crescimento, no qual se destaca o aumento: na atividade fotossintética, na mobilização de reservas (carbono e nitrogênio) após desfolha e no ritmo de expansão da área foliar e no número de perfilhos (MARTHA JÚNIOR et al., 2007).

A demanda de N pelas plantas varia com a espécie e o teor com a parte da planta analisada. Quando o suprimento de N não é adequado, o crescimento é retardado e o N é mobilizado das folhas mais velhas para as áreas de novo crescimento. O sintoma típico de deficiência de N é a senescência precoce das folhas velhas, as quais apresentam clorose característica. O excesso de N é desfavorável, provocando crescimento excessivo da parte aérea em detrimento das raízes favorecendo o acamamento no caso de gramíneas (FURLANI, 2004).

O N na forma de NO_3^- , é pouco retido pelos colóides do solo. Com isso, é grande o potencial de perdas de NO_3^- no perfil do solo através da lixiviação colocando este elemento em profundidade fora do alcance do sistema radicular da maioria das culturas, com risco evidente de contaminação do lençol freático (CEMBRANELLI, 2006). Embora o NO_3^- esteja sempre presente na solução do solo, seu contínuo aumento nas áreas de manejo agrícola, através de adubação excessiva pode resultar em concentrações de NO_3^- no lençol freático acima dos padrões estabelecidos pela legislação (GOMES, 2010).

2.3.4 Adubação nitrogenada

A grande maioria dos solos do Brasil é ácida e pobre em nutrientes para o crescimento das principais culturas. Embora o Brasil venha apresentando recordes de produtividade de grãos ainda apresenta produtividade média muito abaixo do chamado ponto de máximo rendimento econômico. Neste contexto, o fornecimento de nutrientes, seja mineral ou orgânico para as principais plantas cultivadas no Brasil é fundamental para o sucesso do empreendimento agrícola (BERNARDI et al., 2002).

As principais fontes de adubação nitrogenada são a uréia (44 a 46% de N), o sulfato de NH_4^+ (20 a 21% de N) e o nitrato de amônio (32 a 33% de N). Destes a uréia tem se destacado pela justificativa de apresentar o menor custo por quilograma aplicado, porém há a expectativa de elevada perda de N em função da época de aplicação e da dose utilizada, sendo que, ocorrendo altas temperaturas e umidade do solo, o potencial de perda de N aumenta (MARTHA JÚNIOR et al., 2007), chegando a até 80% do N aplicado em função da volatilização da NH_3 (CANTARELLA et al., 2007).

Um dos principais problemas relacionados à adubação nitrogenada está relacionado às perdas que ocorrem após a aplicação do adubo, tanto orgânico quanto mineral. Conforme já relatado anteriormente, essas perdas são devido à lixiviação de N na forma de nitrato (NO_3^-) ou volatilização na forma de amônia (NH_3). A adubação na forma amoniacal (Sulfato de amônio) perde eficiência em condições alcalinas, pois ocorre perda de NH_3 por volatilização. A adubação nítrica (Nitrato de amônio) tem poder acidificante, são pouco retidos pelo solo, havendo predominância de processo de lixiviação de NO_3^- . Na adubação orgânica o N torna-se disponível para as plantas após a mineralização, permitindo que ocorra liberação gradual do N. No entanto, a utilização de matéria orgânica em excesso e por períodos longos também pode promover contaminação do solo pela lixiviação de NO_3^- (FILIZOLA et al., 2002). Neste sentido é importante avaliar os efeitos da adubação orgânica no solo principalmente no tocante à utilização do RRB como fonte de N.

Na literatura, são poucos os trabalhos que avaliam a utilização de RRB na agricultura. Trautmann-Machado et al. (2010a) avaliaram a utilização de RRB com adubo orgânico e constataram que este influenciou no aumento, principalmente, nos teores de P no solo. Esses mesmos autores estudaram também a produção de biomassa e altura de dossel de *Brachiaria brizantha* cv. Xaraés adubadas com RRB, que proporcionou maior altura no dossel com

produção de biomassa cerca de 4 vezes maior do que na testemunha (TRAUTMANN-MACHADO et al., 2010b). Melo et al. (2009) avaliaram a compostagem de resíduos sólidos de bovino e suínos e constataram que estes apresentaram teores relevantes de macro e micronutrientes demonstrando alto potencial de reciclagem. Porém, quanto ao N, são escassos os trabalhos indicando o potencial ou os riscos da utilização de RRB como fonte de N ao solo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na UNEMAT – Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Pontes e Lacerda, em casa de vegetação de dezembro de 2009 a março de 2010.

Os solos utilizados neste estudo foram classificados conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2006) como Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico e Latossolo Vermelho distrófico, coletados nas seguintes localizações respectivamente, S 15° 19.404'; W 059° 13.968' e S 15° 19.623'; W 059° 13.943'. Alguns atributos químicos e físicos dos solos relacionado à fertilidade, tais como: textura (método da pipeta); Ca^{2+} ; Mg^{2+} e Al^{3+} (KCl 1 mol L^{-1}); acidez potencial (solução SMP); P e K^+ (Mehlich 1); matéria orgânica (MO) (oxidação via úmida com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0,4 mol L^{-1}), densidade e volume total de poros (VTP) foram determinadas conforme Embrapa (1997). As caracterizações químicas (Tabela 2) e físicas (Tabela 3) foram realizadas a cada 10 cm até a profundidade de 40 cm.

Tabela 2: Atributos químicos do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) e do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) do município de Pontes e Lacerda – MT utilizados neste estudo

Atributos	Unidade	Profundidade (cm)							
		PVAe				LVd			
		0-10	10-20	20-30	30-40	0-10	10-20	20-30	30-40
pH H_2O	-	6,3	6,7	6,8	7,0	6,4	6,5	6,2	5,6
MO	g kg^{-3}	13,93	7,47	3,83	1,61	14,1	10,7	8,1	5,0
P	mg dm^{-3}	6,7	3,9	7,2	4,6	2,3	1,1	1,0	1,8
K^+		30,2	16,6	16,6	18,1	102,4	87,3	91,9	100,9
Ca^{2+}	cmol _c dm^{-3}	4,1	3,6	2,3	1,8	2,3	2,4	1,5	0,7
Mg^{2+}		0,5	0,1	0,2	0,4	1,4	1,1	0,5	1,0
Al^{3+}		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
H + Al		1,7	1,1	1,1	0,9	1,7	1,6	1,9	2,6
t		4,6	3,7	2,5	2,2	4,0	3,7	2,3	2,2
SB	—	4,6	3,7	2,5	2,2	4,0	3,7	2,3	1,9
T		6,4	4,8	3,6	3,1	5,7	5,3	4,1	4,5
V	%	73,0	76,4	70,3	70,9	69,7	69,5	54,8	42,4

MO – Matéria Orgânica; t – CTC efetiva; SB – Soma de bases; T – CTC à pH 7,0; V – Saturação por bases

O RRB utilizado nesse experimento foi coletado na indústria frigorífica do município de Pontes e Lacerda – MT. A análise de N total do RRB seguiu a metodologia proposta por

Bremner (1996), as demais análises relacionadas ao valor agrônômico do resíduo tais como pH em água, condutividade elétrica, teor de sódio, teor de carbono (matéria orgânica), umidade atual do resíduo, capacidade de retenção de água do resíduo, teor de NH_4^+ , teor de NO_3^- , teores de macronutrientes (P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e S), teores de micronutrientes (Cu, Fe, Zn, Mn e B), foram realizadas na Universidade Federal de Lavras – UFLA, e os resultados podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 3: Características físicas do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) e do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) do município de Pontes e Lacerda – MT utilizados neste estudo

Prof. cm	Areia	Silte g kg^{-1}	Argila	Densidade do solo g cm^{-3}	VTP %
PVAe					
0 - 10	627,4	249,4	123,3	1,38	41,8
10 - 20	751,3	67,7	180,5	1,63	31,2
20 - 30	719,8	108,4	171,8	1,58	41,3
30 - 40	682,5	65,6	251,9	1,59	40,9
LVd					
0 - 10	751,8	67,7	180,5	1,45	42,2
10 - 20	751,8	67,7	180,5	1,54	38,7
20 - 30	598,6	99,8	301,6	1,44	37,7
30 - 40	650,6	72,0	277,4	1,40	39,4

Tabela 4: Características do resíduo ruminal bovino coletado em frigorífico do município de Pontes e Lacerda – MT

Atributos	Unidade	Resultado	Atributos	Unidade	Resultado
pH H_2O	-	6,2	Potássio (K^+) Total	g kg^{-1}	1,0
Condutividade elétrica	dS m^{-1}	1,9	Sódio (Na^+)	g kg^{-1}	1,8
Capacidade de retenção de água	mL g^{-1}	4,2	Cálcio (Ca^{2+})	g kg^{-1}	5,5
Umidade Atual	g kg^{-1}	928,4	Magnésio (Mg^{2+})	g kg^{-1}	0,5
Carbono Total	g kg^{-1}	460	Enxofre (S)	g kg^{-1}	1,4
Matéria Orgânica	g kg^{-1}	910	Boro (B)	mg kg^{-1}	5,8
Nitrogênio (N) Total	g kg^{-1}	14,3	Cobre (Cu)	mg kg^{-1}	122
N - amônio	mg kg^{-1}	60	Ferro (Fe)	mg kg^{-1}	1,422
N - nitrato	mg kg^{-1}	14	Manganês (Mn)	mg kg^{-1}	90
Fósforo (P) Total	g kg^{-1}	3,8	Zinco (Zn)	mg kg^{-1}	91

Para avaliar a lixiviação de NO_3^- e NH_4^+ foram preparadas colunas de percolação constituídas de tubos de PVC de 45 cm, sendo essas colunas preenchidas com Argissolo

Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), os quais receberam doses de Resíduo Ruminal Bovino (RRB) incorporados a 10 cm de profundidade. As doses foram calculados para fornecer 0; 50; 100 e 400 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente RRB0; RRB1; RRB2 e RRB8. Adicionalmente foi realizado um tratamento com uréia para fornecer 400 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ (U8), todos os tratamentos foram realizados com 4 repetições, totalizando 40 colunas de solo.

A quantidade necessária de RRB para atender as doses dos tratamentos: RRB0, RRB1, RRB2 e RRB8 foram calculadas com base no teor de N total do RRB (Tabela 4) considerando-se que apenas 33% seriam disponibilizados no primeiro ano (EICHLER et al., 2008,) e em função da área da coluna (78,54 cm²). O tratamento com uréia foi calculado considerando-se um teor de 46 % de N nesse fertilizante. A quantidade de RRB e uréia utilizada em cada tratamento são mostradas na Tabela 5.

Tabela 5: Quantidade aplicado em cada tratamento de resíduo ruminal bovino e uréia em colunas de PVC contendo amostras indeformadas de solo

Tratamento	Dose kg N ha ⁻¹	Argissolo Vermelho Amarelo		Latossolo Vermelho	
		RRB Mg ha ⁻¹	g coluna ⁻¹	RRB Mg ha ⁻¹	g coluna ⁻¹
RRB0	0	0	0	0	0
RRB1	50	10,4391	8,20	10,4391	8,20
RRB2	100	20,8782	16,40	20,8782	16,40
RRB8	400	83,5131	65,59	83,5131	65,59
U8	400	0,8595	0,683	0,8595	0,683

As colunas de solo foram preparadas com tubos de PVC de 10 cm de diâmetro e 45 cm de altura (Figura 4a), coletadas diretamente no solo, tomando-se o cuidado para manter a estrutura do solo indeformada. A irrigação das colunas durante o período do experimento foi realizada por gotejamento controlada por equipos (Figura 4b). No fundo da coluna foi conectada uma mangueira ligada a um frasco para a coleta de lixiviado (Figura 4c), seguindo metodologia semelhante à utilizada por Cembranelli (2006).

A irrigação das colunas foi realizada semanalmente mediante a adição de 385 mL de água destilada simulando a quantidade de chuva durante o período de precipitação mais intensa no município referente aos meses de novembro à março. Considerou-se a precipitação média do município de Pontes e Lacerda igual a 1.500 mm ano⁻¹ (FERREIRA, 2001).

Todas as colunas foram submetidas a uma irrigação inicial de água até completar o volume total de poros, equivalente a 1,223 e 1,242 mL, respectivamente no Argissolo Vermelho Amarelo e no Latossolo Vermelho, com o objetivo de homogeneizar o teor de

umidade do solo de todas as colunas. Após a adição de RRB iniciou-se a irrigação das colunas de solo, tomando-se o cuidado para manter o gotejamento em torno de 0,5 gotas por segundo e sempre no centro da coluna no intuito de evitar um fluxo preferencial. Toda semana era anotado o volume de lixiviado e coletada uma alíquota de 5 mL de cada amostra sendo conservada em frasco de vidro âmbar de 100 mL à 4° C. Em cada frasco de vidro foi adicionado uma gota de ácido clorídrico para melhor conservação da amostra até o procedimento de determinação do NH_4^+ e NO_3^- (SANTA CATARINA, 2008).

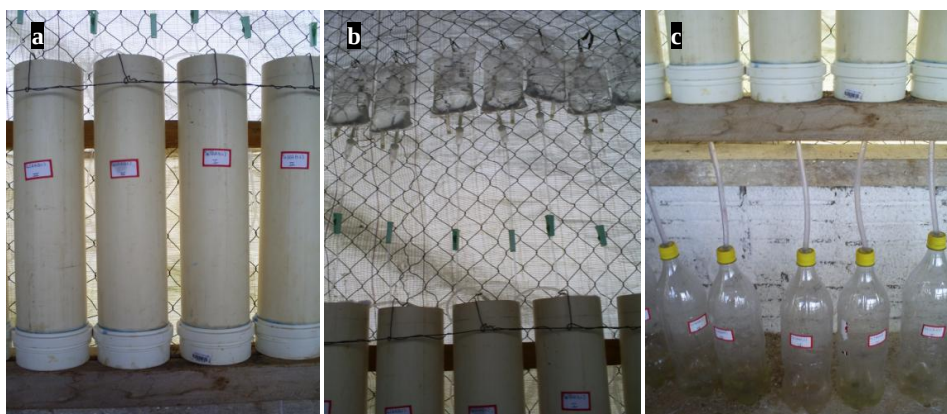


Figura 4: Colunas de solos (a); equipos para dosagem do gotejamento (b); frascos para coleta de lixiviado (c).

Após o período experimental coletou-se amostras de solo das colunas a cada 10 cm de profundidade, formando um total de 160 amostras de solo, que foram encaminhadas ao laboratório para análises. A coleta do lixiviado procedida semanalmente em cada tratamento formou 40 amostras. As determinações dos teores de NO_3^- e NH_4^+ no solo e no lixiviado foram realizadas seguindo metodologia baseada em Bremner e Keeney (1966) e os resultados foram submetidos à análise de variância utilizando-se o programa estatístico Sisvar sendo as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott (1974) ($p < 0,05$). Além disso, procedeu-se a análises de regressão dos teores de NO_3^- e NH_4^+ em função das doses de RRB a fim de se obter um modelo matemático de predição dessas variáveis em função das doses aplicadas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Teores de NO_3^- e NH_4^+ no Latossolo Vermelho distrófico

As maiores doses de resíduo aplicado (RRB2 e RRB8) resultaram em teores mais altos de NO_3^- no solo, sendo também superior em relação ao NH_4^+ (Figura 5). Este resultado indica que houve mineralização e posterior nitrificação, incrementando os teores de NO_3^- ao solo com efeito significativo da dose aplicada. Boeira et al. (2002) estudando o efeito do lodo de esgoto encontraram resultados semelhantes demonstrando efeito significativo entre o acúmulo de N mineral e a quantidade de N orgânico aplicado ao solo, com predominância de NO_3^- aos 105 dias de incubação.

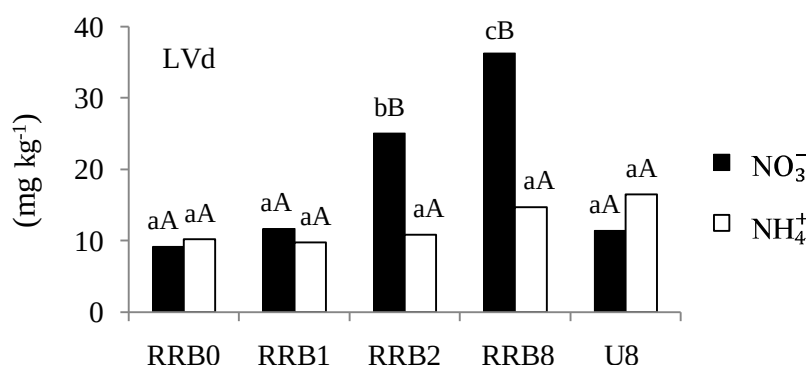


Figura 5: Teores de NO_3^- e NH_4^+ (mg kg^{-1}) em Latossolo Vermelho distrófico do município de Pontes e Lacerda-MT em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1} . Letras minúsculas comparam os tratamentos em cada variável, letras maiúsculas comparam as variáveis em cada tratamento (teste de Scott-Knott, $p < 0,05$).

Análises de regressão entre os teores de NO_3^- no solo em função das doses de RRB aplicado resultaram em um modelo polinomial, conforme a equação: $y = 7,44 + 0,863x - 0,006x^2$ ($R^2=0,946$). Este resultado indica que o máximo de disponibilização de NO_3^- pelo fornecimento de RRB seria em torno da dose de 72 Mg ha^{-1} , resultando em um teor de 38,47 mg kg^{-1} de NO_3^- no solo, ou seja, algo em torno de cerca de 115 kg ha^{-1} se considerarmos a densidade média do solo, na camada de 0,0-0,2 m, igual a 1,5 g cm^{-3} . A diminuição do teor de NO_3^- no solo a partir da dose de 72 Mg ha^{-1} pode ser explicada, pelo fato de que, uma maior carga de MO no solo aumentaria a capacidade de retenção de água, diminuindo a aeração do

solo, fato que prejudicaria os processos de mineralização e nitrificação do N (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006a).

Não houve diferença significativa dos teores de NO_3^- entre a testemunha (RRB0) e o RRB1 podendo ser explicado pela menor dose de N aplicada neste tratamento ($50 \text{ kg de N ha}^{-1}$), não sendo suficiente para incrementar os teores de NO_3^- no solo dentro do período estudado, em quantidade superior à capacidade natural que este solo apresenta de disponibilização do N decorrente de seus teores de MO. Lisboa et al. (2007) não encontraram diferenças nos teores de NO_3^- em um LVd pela adição de doses de $120 \text{ kg de N ha}^{-1}$ em colunas de solo tratados com adubos orgânicos e sintéticos em relação à testemunha em um período de 90 dias. Esse fato evidencia a importância da MO presente no solo para a disponibilização de N, contribuindo para a sustentação de sistemas produtivos de baixo nível tecnológico, conforme relatado por Cantarutti et al. (1999) em relação ao cultivo de pastagens.

O tratamento com uréia (U8) apesar de ter sido calculada para fornecer $400 \text{ kg de N ha}^{-1}$, não influenciou nos teores de NO_3^- e NH_4^+ em relação à testemunha. Esse fato está associado ao alto potencial de volatilização da amônia (NH_3) em condições de altas temperaturas e umidade do solo pela aplicação da uréia (MARTHA JÚNIOR et al., 2007; SANGOI et al. 2003), visto que o período do experimento ocorreu durante o verão, caracterizado por temperaturas altas (FERREIRA, 2001) e em condições de umidade do solo proporcionadas pela irrigação que simulou as precipitação média das chuvas que ocorrem neste período para essa região. Cabezas e Souza (2008) constataram perdas de 76,8% de N aplicado na forma de uréia pela aplicação de doses de $54,3 \text{ kg de N ha}^{-1}$ em um Latossolo Vermelho ácrico.

De modo geral não foram observadas diferenças nos teores de N em profundidade que demonstrasse lixiviação desse elemento no perfil do solo, sendo os mais altos teores observados apenas na camada de 0 a 10 cm, que foi a profundidade em que o RRB foi incorporado (Tabela 6). No entanto, os teores de NO_3^- foram mais elevados na profundidade de 40 cm no tratamento RRB2. Especula-se que, neste caso o fluxo de água, pode não ter sucedido de maneira adequada o que ocasionou acúmulo de NO_3^- nesta profundidade.

Não houve contaminação por NO_3^- no lixiviado por efeito de tratamento, não sendo observada nenhuma diferença entre os mesmos (Figura 6). Resultado diferente foi determinado por Boeira (2009) que observou progressivo aumento de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ acumulado no lixiviado produzido pela incubação de lodo de esgoto de acordo com o

aumento das doses aplicadas (0, 100, 400, e 800 kg de N ha⁻¹) e com o decorrer do tempo (0 a 240 dias). Essa diferença, além das diferenças inerentes ao experimento em si, deve-se ao fato de que neste experimento para cada tratamento utilizou-se uma alíquota representativa de todo o período estudado o que pode ter diluído a amostra e subestimado os resultados tanto de NO₃⁻ como de NH₄⁺.

Tabela 6: Teores de NO₃⁻ e NH₄⁺ (mg kg⁻¹) em profundidade no Latossolo Vermelho distrófico (LVd) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha⁻¹

Variável	Prof. cm	TRATAMENTOS				
		RRB 0	RRB 1	RRB2	RRB8	U 8
NO ₃ ⁻	0 - 10	12,18a	21,04a	32,34b	67,15b	13,69a
	10 - 20	10,27a	10,28a	23,04a	29,12a	13,71a
	20 - 30	7,40a	7,81a	14,65a	29,30a	7,82a
	30 - 40	7,04a	7,60a	30,27b	19,22a	10,62a
NH ₄ ⁺	0 - 10	8,95a	9,51a	13,13a	31,38b	16,16a
	10 - 20	10,08a	9,34a	9,49a	9,88a	12,55a
	20 - 30	12,37a	10,07a	12,56a	7,78a	17,12a
	30 - 40	9,32a	10,09a	8,37a	9,89a	20,18a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

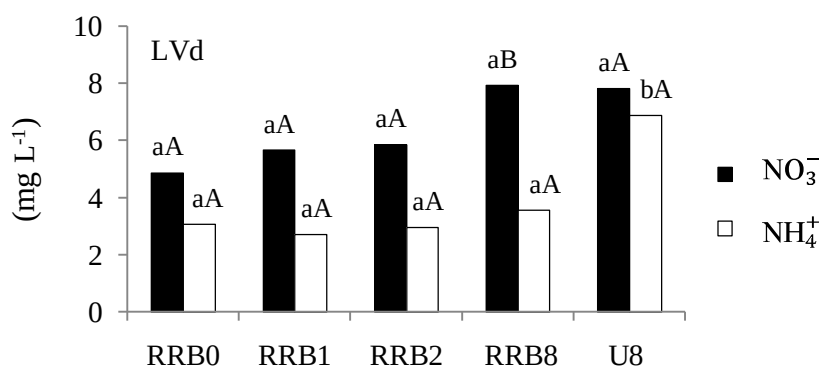


Figura 6: Teores de NO₃⁻ e NH₄⁺ (mg L⁻¹) no lixiviado do Latossolo Vermelho distrófico do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha⁻¹. Letras minúsculas comparam os tratamentos em cada variável, letras maiúsculas comparam as variáveis dentro de cada tratamento (teste de Scott-Knott, $p < 0,05$).

Quanto ao teor de NH₄⁺ entre os tratamentos apenas o U8 foi superior aos demais, podendo-se supor que logo após a incubação da uréia nesse tratamento, tenha ocorrido uma rápida lixiviação do NH₄⁺, concomitante à volatilização da NH₃.

Diferença entre os teores de NH_4^+ e NO_3^- foi observada apenas no RRB8, no qual o NO_3^- foi superior ao NH_4^+ . Como consequência da maior nitrificação observada neste tratamento, pode ter havido alguma lixiviação de NO_3^- , podendo ser observada um gradual aumento no teor de NO_3^- entre os tratamentos, apesar de não ter sido observada diferenças estatísticas.

4.2 Teores de NO_3^- e NH_4^+ no Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico

Não houve diferença entre os teores de NO_3^- e NH_4^+ no PVAe, não sendo observada diferenças também entre os tratamentos (Figura 7). Possivelmente não houve a mineralização esperada dos tratamentos que receberam as doses de RRB tal qual verificada no LVd. Boeira e Maximiliano (2006) comentam que a presença de algum composto tóxico e/ou metal pesado, devido origem industrial do resíduo, pode comprometer a taxa de mineralização e disponibilização do N orgânico, porém esse não deve ser o caso do presente estudo, haja vista que houve mineralização no LVd, após os mesmos tratamentos.

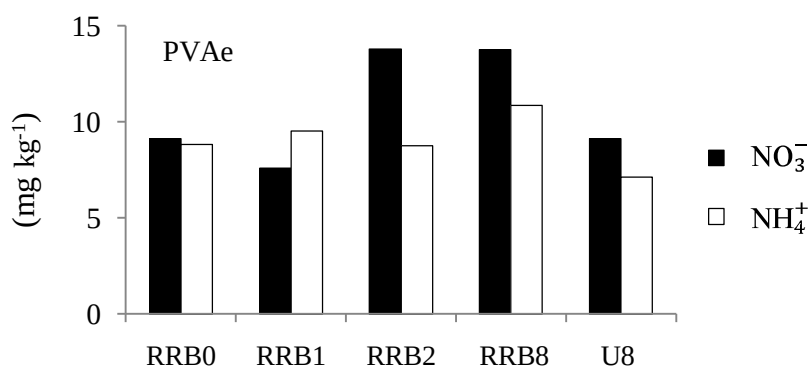


Figura 7: Teor de NO_3^- e NH_4^+ (mg kg⁻¹) no Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha⁻¹.

Outro aspecto que pode exercer grande influência na mineralização da matéria orgânica e na disponibilização do N é a relação C:N do resíduo, que neste estudo foi de 32, que é considerada alta de acordo com Moreira e Siqueira (2006b), tornando a imobilização maior do que a mineralização, diminuindo a disponibilidade dos nutrientes. Porém, a disponibilização no N do RRB utilizado neste estudo apresentou resultado diferente em relação aos solos

estudados, sendo que no LVd houve incremento de NO_3^- ao solo (Figura 5) seguindo um modelo polinomial, diferente do PVAe, no qual não houve diferenças entre os tratamentos. Esses resultados podem indicar que as características de estrutura dos solos exercem também efeito indireto sobre a mineralização da matéria orgânica e disponibilização de N, considerando que, o LVd possa ter retido por mais tempo a umidade no interior dos agregados do que no PVAe, sendo observado no perfil desses solos uma classe textural mais argilosa no LVd na camada sub-superficial (Tabela 3). De acordo com Denardin et al. (2001) a classe dos latossolos, entre outras características se apresentam bem estruturados com boa drenagem e baixa dispersão em água. Isso poderia ter proporcionado uma condição mais adequada para os microrganismos do solo favorecendo a mineralização da MO. A literatura têm demonstrado a importância da MO para melhoria das estruturas do solo, no entanto pouca ênfase é dada no intuito de conhecer como a mineralização da MO pode ser influenciada pelas características do solo.

No tratamento que recebeu doses de Uréia (U8) ocorreu comportamento semelhante ao observado no LVd (Figura 5), não havendo diferença com a testemunha, sugerindo-se então, que tenha ocorrido perdas de N por volatilização da NH_3 .

Os teores de NO_3^- em profundidade no PVAe evidenciaram a ocorrência de lixiviação (Tabela 7). O tratamento RRB2 apresentou maior teor de NO_3^- na profundidade de 10 a 20 cm e o tratamento RRB8 na profundidade de 30 a 40 cm, enquanto nos tratamentos RRB0 e RRB1 não houve diferenças nos teores dessa molécula no perfil do solo. Aguiar et al. (2006) relataram lixiviação de NO_3^- em um Argissolo Acinzentado devido a característica negativa da superfície dos colóides do solo, a qual repele essa molécula, fazendo-a permanecer livre na solução do solo, facilitando sua lixiviação para camadas mais profundas.

O NH_4^+ não apresentou mobilidade no perfil do PVAe, sendo os teores iguais em todas as profundidades amostradas, exceto na profundidade de 10 cm no tratamento RRB8 no qual este foi mais elevado. Estes resultados sugerem que o PVAe apresente capacidade de retenção no NH_4^+ , enquanto o NO_3^- seja mais facilmente lixiviado, demonstrando comportamento diferenciado destes elementos no perfil do solo, conforme já verificado em outros estudos (CEMBRANELLI, 2006; FERNANDES e LIBARDI, 2009).

O tratamento U8 não influenciou os teores de NO_3^- e NH_4^+ no perfil do solo, este resultado reforça a possibilidade de ocorrência de grandes perdas de N por volatilização em função da forma de aplicação da Uréia (CANTARELLA et al., 2007). Dynia et al. (2006) constatarem menores perdas de NO_3^- em um Latossolo Vermelho distroférico através de

adubação mineral nitrogenada parcelada em relação à testemunha e ao tratamento com Lodo de esgoto. Neste caso, o experimento foi realizado sob sucessão de 3 anos de cultivos de milho, no qual foi observado maior desenvolvimento radicular no tratamento com adubação mineral e, conseqüentemente, maior absorção do N. Primavesi et al. (2006) determinaram que doses parceladas de até cinco vezes de uréia para a dose de 500 kg ha⁻¹, no período das chuvas em pastagem de capim coast-cross não proporcionaram perdas significativas de NO₃⁻ para o lençol freático.

Tabela 7: Teor de NO₃⁻ e NH₄⁺ (mg kg⁻¹) em profundidade no Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha⁻¹

Variável	Prof. cm	TRATAMENTOS				
		RRB0	RRB1	RRB2	RRB8	U8
NO ₃ ⁻	0 - 10	9,03a	8,83a	14,15a	13,55a	5,68a
	10 - 20	5,78a	5,40a	20,05b	10,33a	8,63a
	20 - 30	11,88a	8,25a	12,48a	8,43 ^a	11,53a
	30 - 40	9,80a	7,85a	8,43a	22,70b	10,55a
NH ₄ ⁺	0 - 10	12,05a	12,98a	9,75a	17,53b	3,83a
	10 - 20	7,45a	11,33a	8,20a	9,75a	5,55a
	20 - 30	11,05a	6,68a	10,70a	9,18a	8,03a
	30 - 40	4,78a	7,10a	6,33a	6,90a	11,10a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Scott-Knott (p < 0,05).

Em se tratando das diferenças entre adubação orgânica e mineral, com relação ao comportamento do N no solo, deve-se admitir que a adubação mineral permita controlar com maior exatidão a quantidade fornecida para as culturas. Fernandes e Libardi (2009) constataram que a lixiviação de NO₃⁻ proveniente de fertilizante mineral foi praticamente nula no primeiro cultivo de milho e, em geral, baixa durante o cultivo de braquiária e o segundo cultivo de milho. Sendo assim, as quantidades de N perdidas podem ser minimizadas, considerando que determinada cultura absorva os nutrientes fornecidos se atendidas adequadamente as suas exigências, pois no caso de excesso de nutrientes através da adubação, esses poderão ser perdidos mais facilmente.

No lixiviado foram evidenciados maiores teores de NO₃⁻ em relação ao NH₄⁺ (Figura 8). Como esperado para esse solo, a ocorrência de lixiviação de NO₃⁻ e a retenção do NH₄⁺ influenciaram os resultados no lixiviado coletado.

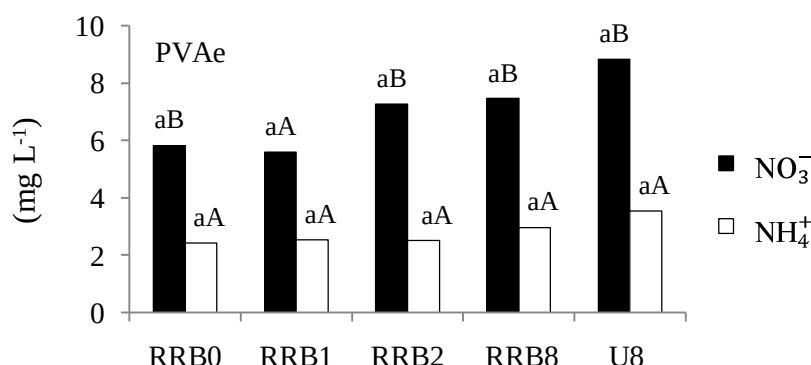


Figura 8: Teor de NO_3^- e NH_4^+ (mg L^{-1}) no lixiviado do Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVAe) do município de Pontes e Lacerda – MT, em função dos tratamentos. RRB0 = 0; RRB1 = 50; RRB2 = 100; RRB8 = 400 e U8 = 400 kg de N ha^{-1} . Letras minúsculas comparam os tratamentos em cada variável, letras maiúsculas comparam as variáveis dentro de cada tratamento (teste de Scott-Knott, $p < 0,05$).

Em relação ao NH_4^+ , Brito et al. (2007) destacam o potencial do Argissolo em reter cátions no solo. No mesmo sentido, Andrade et al. (2005) apresentaram resultados no lixiviado dessa classe de solo em que os teores de NO_3^- foram elevados em tratamento com fertilizante e efluente doméstico. Fey et al. (2010) concluíram que doses de dejetos suíno, pré-estabilizado em esterqueira por 120 dias, superiores a 60 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ oferecem riscos de lixiviação de NO_3^- em Latossolo e Argissolo, sendo maior no Argissolo.

Estes resultados encontrados na literatura são semelhantes aos observados neste estudo, em que os teores desses elementos no lixiviado dos dois solos estudados, LVd e PVAe, apresentaram maior tendência de lixiviação de NO_3^- no PVAe (Figuras 6 e 8), o que pode ser atribuído então às características das cargas dos colóides dos solos, sendo observado que o LVd seja mais eficiente na retenção do ânion NO_3^- , embora a quantidade dessa molécula tenha sido mais elevada nesse solo em relação ao PVAe.

4.3 Padrões estabelecidos para os teores de NO_3^- e NH_4^+

Conforme BRASIL (2005) foi estabelecido que os teores de NO_3^- em água doce não devem ultrapassar 10 mg L^{-1} . Dado o exposto no presente estudo, os resultados encontrados no lixiviado referente aos teores de NO_3^- , tanto no LVd quanto no PVAe se apresentaram abaixo destes padrões em todos os tratamentos. No entanto, no tratamento com uréia os teores

de NO_3^- observados no PVAe (Figura 8) foram próximos aos valores estabelecidos na legislação o que demanda cuidados e monitoramento quanto da aplicação dessa fonte de N no solo.

Em relação aos teores de NH_4^+ não há padrões específicos de excesso desta molécula, podendo esta ser mensurada em comparação com os teores máximos de nitrogênio amoniacal total, equivalente a $3,7 \text{ mg L}^{-1}$. Sendo assim, pode-se dizer que a utilização de RRB como adubo orgânico nos solos estudados no período de 70 dias é de relativamente baixo risco de contaminação do lençol freático, pois não resultaram em extrapolação dos padrões estabelecidos na legislação. No tratamento com uréia, no LVd, houve um alto teor de NH_4^+ no lixiviado (Figura 6) o qual excede os padrões da legislação estabelecidos para água doce, considerando como referência os padrões de nitrogênio amoniacal total. Este resultado reafirma a demanda de cuidados e monitoramento na aplicação dessa fonte de N no solo.

5 CONCLUSÕES

A utilização de RRB no LVd proporciona efetivo aumento nos teores de NO_3^- do solo, sendo, portanto uma fonte de N para o sistema solo-planta.

Em relação à lixiviação de N, o LVd apresentou maior capacidade de retenção do ânion NO_3^- e menor do cátion NH_4^+ do que o PVAe.

O lixiviado coletado nos dois solos apresentou teores de N dentro dos padrões estabelecidos pela legislação para os tratamentos com RRB.

O RRB utilizado nesse estudo, em relação à uréia representa menor risco de perdas de N por volatilização ou lixiviação, podendo ser uma fonte de N na agricultura com relativamente baixo risco de contaminação de águas subterrâneas.

REFERÊNCIAS

ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; KIEHL, J. C.; et al. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedade químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos de Ciência do Solo**, v.4, p.391-470, 2005.

ADUAN, R. E.; VILELA, M. F. e REIS JÚNIOR, F. B. **Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta**. Documentos 119, Planaltina – DF: Embrapa Cerrados, 2004. 23 p.

AGUIAR, M. L.; LOURENÇO, I. P.; OLIVEIRA, T. S.; et al. Perda de nutrientes por lixiviação em um Argissolo Acinzentado cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.4, p.811-819, 2006.

ANDRADE, I. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, J. A. A.; et al. Impacto do reúso de efluentes de esgoto no lixiviado de solos cultivados com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, (Suplemento), p.212-216, 2005.

ANUÁRIO DE PESQUISA PECUÁRIA BRASILEIRA – ANUALPEC. **Consultas rápidas**. p. 5-14. 2010.

BERNARDI, A. C. C., MACHADO, P. L. O. A. e SILVA, C. A. Fertilidade dos solos e demanda por nutrientes no Brasil. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 61-77.

BETTIOL, W. e FERNANDES, S. A. P. **Efeito do lodo de esgoto na comunidade microbiana e atributos químicos do solo**. Comunicado Técnico nº 24. Jaguariúna – SP: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 6 p.

BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrogênio em Latossolo incubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.947-958, 2009.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V. e DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, n.11, p.1639-1647. 2002.

BOEIRA, R. C. e MAXIMILIANO, V. C. B. Dinâmica da mineralização de nitrogênio de lodo de esgotos. In: In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. **Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna – SP: Embrapa Meio Ambiente. 2006. p.125-136.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. nº 053, de 18/03/2005, p.58-63.

BREMNER, J. M. Nitrogen-total. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; et al. **Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.1085-1121.

BREMNER, J. M. e KEENEY, D. R. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. **Analytica Chimica Acta**, v.32, p.482-485, 1966.

BRITO, F. L.; ROLIM, M. M. e PEDROSSA, E. M. R. Concentração de cátions presentes no lixiviado de solos tratados com vinhaça. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.773-781, 2007.

CABEZAS, W.A.R.L. e SOUZA, M.A. Volatilização de amônia, lixiviação de nitrogênio e produtividade de milho em resposta à aplicação de misturas de uréia com sulfato de amônio ou com gesso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p. 2331-2342, 2008.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS et al. (Eds). **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, p.375-470, 2007.

CANTARUTTI, R. B.; MARTINS, C. E.; CARVALHO, M. M.; et al. Pastagens. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G. e ALVAREZ V., V. H. (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª aproximação**. Viçosa: CFSEMG/UFV, 1999. p.332-341.

CARDOSO, D. Um ano para ficar na história. **DBO – Anuário 2011**, ano 29, nº 363. p. 24. 2011.

CEMBRANELLI, M. A. R. **Lixiviação de íons inorgânicos em solos que receberam fertilizantes nitrogenados**. 2006. 82 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Instituto Agrônomo do Curso de Pós-graduação em Agricultura Tropical e Sub-tropical. Campinas – SP. 2006.

CETESB. Companhia De Tecnologia De Saneamento. **Guia técnico ambiental de graxarias**. São Paulo: CETESB, 2006. 80 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>.

CETESB. Companhia De Tecnologia De Saneamento. **Guia técnico ambiental de frigoríficos - industrialização de carnes (bovina e suína)**. São Paulo: CETESB, 2008. 85 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>.

COELHO, C.F.; RUIZ, H.A.; FERREIRA, P.A.; et al. Transporte do amônio em colunas com agregados de um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.3, p.362-367, 2000.

CORDEIRO, L. Fixação do Nitrogênio. In: KERBAUY, G. B. **Fisiologia Vegetal**. Editora: Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro – RJ, 2004. p. 76-93.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; DECARLI, L. D.; et al. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.13, n.1, p.100-107, 2009.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A. e DENARDIN, N. D. Calagem compacta solos? Fatos e hipóteses. In: SIMPÓSIO ROTAÇÃO SOJA MILHO NO PLANTIO DIRETO, 2., Piracicaba, 2001. **Anais...** Piracicaba, FEALQ, 2001. CD-ROM.

DYNIA, J. F.; BOEIRA, R. C. e SOUZA, M. D. Nitrato no perfil de um Latossolo Vermelho ditroférrico cultivado com milho sob aplicações seqüências de lodo de esgoto. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O. **Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna – SP: Embrapa Meio Ambiente. 2006. p.79-89.

EICHLER, V.; SERAPHIN, E. S.; PORTES, T. de A.; et al. Produção de massa seca, número de perfilhos e área foliar do capim-mombaça cultivado em diferentes níveis de nitrogênio e fósforo. **Ciência Anima Brasileira**, v.9, n.3, p. 617-626, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2º ed. RJ: Centro Nacional de Pesquisas de Solos, 1997. 209 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. RJ: Embrapa Solos, 2006. 312p.

FERNANDES, F. C. S. e LIBARDI, P. L. Drenagem interna e lixiviação de nitrato em um Latossolo sob sucessão milho-braquiária-milho, com diferentes doses de nitrogênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1163-1173, 2009.

FERREIRA, J. C. V. Municípios Mato-Grossenses: Pontes e Lacerda. In: _____. **Mato Grosso e seus municípios**. SP: Buriti, 2001. 566 -568 p.

FERROLI, P. C. M.; FIOD NETO, M; CASAROTTO FILHO, N; et al. Fábricas de subprodutos de origem animal: a importância do balanceamento das cargas dos digestores de vísceras. **Produção**, v.10, n.2, p. 5-20. 2001.

FEY, R.; LANA, M. C.; ZOZ, T.; et al. Relações entre lixiviação de nitrato e produção de biomassa do milho com dejetos suínos provenientes de diferentes tratamentos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.2, p.212-218, 2010.

FIGUEIREDO, P.G. e TANAMATI, F.Y. Adubação orgânica e contaminação ambiental. **Revista Verde**, Mossoró – RN, v.5, n.3, p.1-4. 2010.

FILIZOLA, H. F.; PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; et al. Contaminação do solo em áreas agrícolas. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E. e PERES, J. R. R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 79-86.

FRANCO, J. A. M. e SARAIVA NETO, A. Produção de fertilizantes nitrogenados e suprimento de matéria-seca. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S. e VITTI, G. C. **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba, SP: IPNI Brasil, 2007. p. 73-108.

FURLANI, A. M. C. Nutrição mineral. In: KERBAUY, G. B. **Fisiologia Vegetal**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., 2004. p. 40-75.

GOMES, T. C. A. **Fatores que afetam a lixiviação de carbono e nitrogênio em solo submetido à adição de composto orgânico**. 2010. 32 p. (Exame de qualificação) Instituto Federal de Alagoas – IFAL, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Recife – PE. 2010.

JULIATTI, M. A.; PRADO, R. M.; LENZI, E.; et al. Cádmio em latossolo vermelho cultivado com milho em colunas: mobilidade e biodisponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.1075-1081, 2002.

KEYASSOCIADOS. Estudo Piloto de Identificação e Mensuração dos Riscos e Oportunidades Relacionados à Carteira de Crédito dos Bancos e as Mudanças Climáticas Para o Setor de Frigoríficos, 2009. 64 p. Disponível em: <<http://www.keyassociados.com.br/>>.

LISBOA, C. C. **Nitrogênio e adubação orgânica: Lixiviação, efeito homeopático, mineralização e métodos de determinação do nitrato**. 2004. 155 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Lavras do Programa de Pós-graduação em Agronomia. Lavras – MG. 2004.

LISBOA, C.C.; COSTA, S.E.V.G.A.; CASTRO, D. M.; et al. Efeito da homeopatia *ammonium carbonicum* na minimização da lixiviação de nitrato. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v.31, n.2, p.317-325. 2007.

MALAVOLTA, E. Nutrição mineral. In: FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal** 1. 2ª Ed., São Paulo: EPU, 2004. p. 97-114.

MARIA, R. R. **Avaliação da eficácia no tratamento de fluentes líquidos em frigoríficos**. 2008. 73 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental). Faculdade Dinâmica das Cataratas. Foz do Iguaçu – PR. 2008.

MARTHA JÚNIOR, G. B. M.; VILELA, L. e SOUZA, D. M. G. Adubação nitrogenada. In: _____. **Cerrado: Uso eficiente de corretivos e fertilizantes em pastagens**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007. p. 117-144.

MEDEIROS, V. A. F. **Ciclo do nitrogênio biótico no solo**. 2009. 10 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Católica de Brasília. Brasília – DF. 2009.

MELO, G. C. B.; HORTA, L. T. e TORRES FILHO, A. Enriquecimento protéico para reciclagem do conteúdo estomacal gerado no abate bovino. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005. **Anais...** Campo Grande – MS. p. 1-10, 2005.

MELO, L. C. A; SILVA C. A. e DIAS B. O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.1, p.101-110, 2008.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. e PARRA, M. S. Lixiviação de nitrogênio no solo pela aplicação de dejetos de suíno. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS. USO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL COMO FERTILIZANTE, 1, 2009. **Anais...** Florianópolis – SC. p. 143-147, 2009.

MORALES, M. M. **Avaliação dos resíduos sólidos e líquidos num sistema de abate de bovinos**. 2006. 84 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrônomicas da Universidade do Estado de São Paulo – UNESP. Botucatu – SP. 2006.

MORALES, M. M.; XAVIER, C. A. M.; SILVA, A. A.; et al. Uso da compostagem para tratamento de resíduo sólido de abatedouro de bovinos. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 10 e ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 6, 2006. **Anais...** São José dos Campos – SP. p. 2977-2979, 2006.

MOREIRA, F. M. S. e SIQUEIRA, J. O. Matéria orgânica do solo. In: _____. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª ed., Lavras, MG: UFLA, 2006. p.203-261b.

MOREIRA, F. M. S. e SIQUEIRA, J. O. Transformações bioquímicas e ciclos dos elementos no solo. In: _____. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª ed., Lavras, MG: UFLA, 2006. p.313-405a.

ODUM, E. P. Ciclos biogeoquímicos. In: ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A, 1988. p.111-139.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MORAES, S. O.; et al. Lixiviação de nitrato em um Latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v.58, n.1, p.171-180, 2001.

PIRES, A. M. M. e MATTIZZO, M. E. **Avaliação da viabilidade do uso de resíduos na agricultura**. Circular Técnica nº 19. Jaguariúna – SP: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 9 p.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C.; CORRÊA, L. A.; et al. Lixiviação de nitrato em pastagem de *coastcross* adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.35, n.3, p.683-690, 2006.

QUARTAROLI, L.; VON DREIFUS, T. e VIDAL, C. M. S. Tratamento de Efluentes Líquidos de Abatedouros e Frigoríficos. In: SEMANA ACADÊMICA ENGENHARIA AMBIENTAL – UNICENTRO, 7, 2009. **Anais...** Irati – PR. p. 1-9, 2009.

REIS JÚNIOR, F. B.; TEIXEIRA, K. R. S. e REIS, V. M. **Fixação biológica de nitrogênio associada à pastagens de braquiária e outras gramíneas forrageiras**. Documento 52. Planaltina – DF: Embrapa Cerrados, 2002. 25 p.

ROSA, R. S.; MESSIAS, R. A. e AMBROZINI, B. **Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável**. São Carlos – SP: Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2003. 56 p

RUSCHEL, A. P. Fixação biológica do nitrogênio. In: FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal 1**. 2ª Ed., São Paulo: EPU, 2004. p. 169-180.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; et al. Volatilização de N-NH³ em decorrência da forma de aplicação de uréia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. **Ciência Rural**, v.33, n.4, p.687-692, 2003.

SANTA CATARINA. **Manual técnico para coleta de amostras de água**. Centro de Apoio Operacional do Meio Ambiente – CME. Santa Catarina: Coleção Suporte Técnico-Jurídico, 2008. 37 p. Disponível em: < <http://portal.mp.sc.gov.br>>.

SANTOS, S. C. G.; MENEZES, J. F. S. e BENITTES, V. M. Lixiviação de nitrogênio em um Latossolo vermelho cultivado com soja após aplicação de dejetos líquidos de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS. USO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL COMO FERTILIZANTE, 1, 2009. **Anais...** Florianópolis – SC. p. 338-344, 2009.

SCOTT, A. J. e KNOTT, M. Accouter analysis methods for groping means in the analysis of variants. **Biometrics**. v. 3, p.507-512, 1974.

SOUZA, M. D.; DYNIA, J. F. e BETTIOL, W. Utilização de resíduos orgânicos e industriais. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E. e PERES, J. R. R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 87-91.

TRAUTMANN-MACHADO, R. J.; PIERANGELI, M. A. P. P.; SILVA, F. L.; et al. Atributos químicos de dois solos típicos do sudoeste do estado de Mato Grosso após adubação orgânica com resíduo ruminal bovino proveniente de indústria frigorífica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 29, 2010. **Anais...** Guarapará – ES. 2010a. CD-ROM.

TRAUTMANN-MACHADO, R. J.; PIERANGELI, M. A. P. P.; SILVA, F. L.; et al. Produção de biomassa e altura do dossel de *Brachiaria brizantha* cv. Xaraés adubadas com resíduo ruminal bovino em dois solos típicos do sudoeste do estado de Mato Grosso. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA: Novos caminhos para a agricultura conservacionista no Brasil, 18, 2010. **Anais...** Salvador – BA. 2010b. CD-ROM.