

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA

**TAXA DE MINERALIZAÇÃO DE NITROGÊNIO EM LATOSSOLO
VERMELHO DISTRÓFICO APÓS INCUBAÇÃO COM RESÍDUO
RUMINAL BOVINO**

Autora: Renata Crecenço Rodrigues
Orientadora: 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

Rodrigues, Renata Crecenço.
R394t Taxa de mineralização de nitrogênio em Latossolo vermelho distrófico
após incubação com resíduo ruminal bovino / Renata Crecenço Rodrigues.
– Pontes e Lacerda : [s.n.], 2011.
40 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.

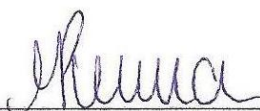
1. Adubo Orgânico. 2. Amônio. 3. Ciclagem de nutrientes. I. Título. II.
Pontes e Lacerda – Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus
Universitário de Pontes e Lacerda.

CDU 631.81

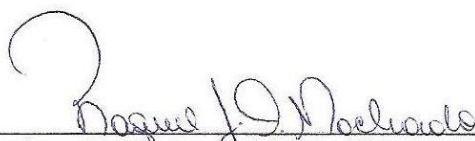
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA

**TAXA DE MINERALIZAÇÃO DE NITROGÊNIO EM LATOSSOLO
VERMELHO DISTRÓFICO APÓS INCUBAÇÃO COM RESÍDUO
RUMINAL BOVINO**

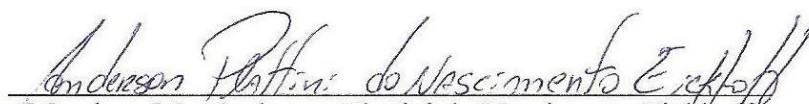
Autora: Renata Crecenço Rodrigues



Orientadora: Profa. Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangelli



Membro: Profa. Raquel Joana Trautmann Machado



Membro: Me. Anderson Plattini do Nascimento Eickhoff

PONTES E LACERDA
JUNHO/2011

Àquele que, sinto através da minha fé, coração, pensamento, guiando e iluminando o meu caminho; Àqueles que me receberam neste mundo e me inspiram bondade, honestidade, respeito e amor incondicional; Àqueles, companheiros nas lutas do dia-a-dia; A Deus, meus pais Josefa e Laudelino e meus irmãos Regiane e Reginaldo, com todo o meu amor, dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder a realização de mais um sonho.

A Universidade do Estado de Mato Grosso, por ter possibilitado a realização deste trabalho, bem como pela concessão das bolsas de estudo que estabilizaram a minha vida acadêmica.

A FAPEMAT pelo aporte financeiro ao projeto da professora orientadora.

A minha Orientadora Prof^ª. Dr^a Maria Aparecida Pereira Pierangeli por ter iluminado o meu caminho, quando eu andava as escuras.

A Prof^ª. Dr^a Jocelaine Garcia, pela ajuda e disponibilidade na realização da monografia.

Aos meus pais, Josefa e Laudelino, irmãos, Regiane e Reginaldo, e padrasto, José Francisco pelo incentivo e colaboração tanto nos estudos quanto na vida.

A todos os docentes que me acompanharam ao longo do curso, os quais me instigaram a busca do saber.

Aos amigos Fernando Luiz Silva, Lilian Javanu, Rafaela Pincerato Gonçalves, Renato Tonhá Alves Júnior, Camila Chemim Marcioretto, Rosimar Nogueira Coelho, Patrícia Pincerato, Fernanda Mendes, Vanessa Mendes, Daiane Caroline, Guilherme Barbosa, Letícia Paula, Letícia de Fátima e Vinicius Rodrigues pelo companheirismo e pelas palavras de encorajamento.

Aos funcionários do Departamento de Zootecnia, em especial ao Técnico de Laboratório de Fertilidade do Solo, Luís Messias Pierangeli, pela paciência e tranquilidade, na realização das análises.

“Relações simbióticas significam parcerias criativas. A Terra não pode ser vista como um ecossistema a ser preservado inalterado nem como um canteiro para ser explorado por razões egoístas e econômicas a curto prazo, mas como um jardim a ser cultivado para o desenvolvimento das próprias potencialidades da aventura humana.”

(René Dubos)

RESUMO

O nitrogênio (N) é o nutriente mais requerido pela maioria das plantas cultivadas. A utilização de fontes orgânicas de N é uma importante alternativa para fornecimento desse elemento em sistemas de produção agrícola. Neste contexto, o conhecimento da taxa de mineralização de adubos orgânicos é uma ferramenta que auxilia no seu manejo, otimizando o uso adequado desse insumo. Além disso, o conhecimento da dinâmica de adubos orgânicos é necessário para minimizar possíveis impactos ambientais oriundos do seu uso indiscriminado. O objetivo desse estudo foi avaliar a quantidade e a taxa de mineralização de N após a aplicação de resíduo ruminal bovino (RRB) em Latossolo Vermelho distrófico em diversos períodos de incubação. O experimento foi conduzido na Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, campus de Pontes e Lacerda, em casa de vegetação. Recipientes plásticos foram preenchidos com 200 g de solo seco os quais receberam doses de RRB para fornecer de 0 e 414,7 kg de N ha⁻¹ano⁻¹ (RRB0 e RRB1), com 3 repetições por tratamento, totalizando 30 vasos. As tampas dos recipientes plásticos sofreram perfurações para permitir trocas gasosas com o meio externo, sendo armazenados em ambiente escuro para evitar o desenvolvimento de algas. Semanalmente foi feita irrigação dos vasos usando-se água destilada visando obter um grau de umidade de cerca de 60% do volume total de poros. O teor de N (NO₃⁻ e NH₄⁺) foi avaliado após 7; 30; 60; 90; e 120 dias de incubação. No tratamento com RRB1, a partir dos 60 dias de incubação, ocorreu maior disponibilização de N no solo. A disponibilidade de N total mineralizado acumulado ao longo do período de incubação foi maior no tratamento que recebeu RRB. A taxa de mineralização do RRB ao final de 120 dias de incubação foi de 26 %.

Palavras-chave: adubo orgânico, amônio, ciclagem de nutrientes, nitrato.

ABSTRACT

Nitrogen (N) is the nutrient most required by most crops. The use of organic sources of N is an important alternative for the supply of this element in agricultural production systems. In this context, knowledge of the mineralization rate of organic fertilizers is a tool that helps in its management, optimizing the proper use of this input. In addition, knowledge of the dynamics of organic fertilizers is necessary to minimize possible environmental impacts arising from the indiscriminate use. The aim of this study was to evaluate the amount and rate of N mineralization after application of bovine rumen residue (BRR) in Oxisol in various incubation periods. The experiment was conducted at the Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Pontes e Lacerda campus, in a greenhouse. Plastic containers were filled with 200 g of dry soil which received doses of BRR to provide 0 and 414.7 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (BRR0 and BRR1) with three replicates per treatment, totaling 30 pots. The lids of plastic containers suffered perforations to allow gas exchange with the external environment and stored in dark to prevent algae growth. The weekly irrigation of the vessels was made using distilled water to obtain a moisture content of about 60% of the total pore volume. The concentration of N (NO₃⁻ and NH₄⁺) was evaluated after 7, 30, 60, 90, and 120 days of incubation. In the treatment with BRR1, from 60 days of incubation, there was greater availability of N in the soil. The availability of total N mineralized accumulated over the incubation period was higher in the treatment he received BRR. The rate of mineralization of the RRB the end of 120 days of incubation was 26%.

Keywords: organic fertilizer, ammonium, nutrient cycling, nitrate

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais resíduos orgânicos de origem industrial, urbana e agrícola com potencial de utilização no solo.....	14
Tabela 2: Teores de NH_4^+ (mg kg^{-1}) de Latossolo Vermelho distrófico (LVd) após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino	27
Tabela 3: Teores de NO_3^- (mg kg^{-1}) do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino	28
Tabela 4: Teor de N-mineralizado (mg kg^{-1}) do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino	29
Tabela 5: Teor de N total mineralizado (NTM) (mg kg^{-1}) e N total mineralizado acumulado (NTMA) (mg kg^{-1}) em cada período de incubação com resíduo ruminal bovino no Latossolo Vermelho distrófico	31
Tabela 6: Taxa de mineralização (%) de N do resíduo ruminal bovino aplicado no Latossolo Vermelho distrófico ao final do período de incubação	32

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Ciclo do Nitrogênio no sistema solo-atmosfera, com ênfase para incorporação do gás nitrogênio ao solo. Fonte: Vale et al. (1997).....	18
Figura 2: Rúmen bovino com conteúdo ruminal após o abate do animal.	24
Figura 3: Recipientes plásticos tampados preenchidos com solo após adição de resíduo ruminal bovino.....	25
Figura 4: Teor de N total mineralizado acumulado ao longo do período de incubação (120 dias) com resíduo ruminal bovino no Latossolo Vermelho distrófico.....	31

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1 Resíduos orgânicos na cadeia produtiva animal	13
2.2 Uso de resíduos orgânicos na agricultura.....	16
2.3 Nitrogênio	17
2.3.1 Mineralização do nitrogênio no solo	19
2.3.2 Aspectos referentes aos riscos ambientais do nitrogênio	22
3 MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1 Localização do experimento.....	24
3.2 Preenchimento dos recipientes com solo e condução do experimento	24
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Teores de NH_4^+ e NO_3^- em Latossolo Vermelho distrófico após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino	27
4.2 Teor de N total mineralizado após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino em Latossolo Vermelho distrófico	29
4.3 Taxa de mineralização do N do resíduo ruminal bovino após vários períodos de incubação em Latossolo Vermelho distrófico	30
5 CONCLUSÕES.....	34
REFERÊNCIAS.....	35

1 INTRODUÇÃO

O emprego da adubação orgânica vem crescendo gradualmente no Brasil, caracterizada pela utilização de insumos provenientes de compostos orgânicos, os quais refletem na atividade agrícola diretamente por manter a mesma, evitando ou praticamente excluindo os fertilizantes sintéticos (FERREIRA et al., 2011). O uso intensivo desse tipo de adubação pode resultar em modificações profundas nas propriedades do solo, contribuindo para o crescimento e desenvolvimento das plantas bem como exercendo influencia nas propriedades químicas (fonte de nutrientes para plantas, microflora e fauna, poder tampão e índice de pH), físicas (densidade aparente, estruturação, aeração e drenagem) e biológicas (fonte de energia para os microrganismos) do solo (ABREU JÚNIOR et al., 2005; SIMONETE et al., 2003). De maneira geral, os solos agrícolas são constituídos, em grande parte, pela fração mineral e somente uma pequena porção é representada pela matéria orgânica, ou seja, sua contribuição é menor que 5% da massa total (BRADY, 1989).

O efeito da matéria orgânica sobre a produtividade pode ser direto, através do fornecimento de nutrientes, ou indireto, através da modificação das propriedades físicas do solo que, por sua vez, melhoram o ambiente radicular e estimulam o desenvolvimento das plantas (SOBRINHO et al., 2009).

A matéria orgânica do solo (MOS) é um importante componente do ciclo terrestre do carbono e está intimamente relacionado com o funcionamento normal deste na natureza. Desta forma, manter ou incrementar o estoque de MOS são requisitos fundamentais para garantir a qualidade do solo e a sustentabilidade do sistema agrícola (DIEKOW, 2003). Uma grande quantidade de resíduos orgânicos, são provenientes das atividades humanas, entre elas, a pecuária. A produção de carne bovina no Brasil teve grande crescimento nas ultimas décadas. Todavia, esse complexo agroindustrial produz quantidades consideráveis de resíduos com alta carga orgânica que podem gerar impactos ambientais negativos. Esses resíduos sólidos podem ter algum potencial fertilizante, melhorando consideravelmente as propriedades físicas e químicas do solo, além de fornecer nutrientes às plantas (SILVA NETO, 2009).

O Brasil detém o maior rebanho comercial bovino do mundo (ANUALPEC, 2010). Em 2010 foram abatidas 29,265 milhões de cabeças de bovinos (BRASIL, 2011). Levando-se em consideração que cada bovino gera em média 25 kg de resíduo ruminal bovino (RRB) no momento do abate (MORALES et al., 2006), resulta-se em média na geração de 731,625 mil

toneladas de RRB. Diante dessa quantidade gerada de RRB, se faz necessário encontrar uma destinação para os mesmos e a incorporação destes em sistemas agrícolas como fonte de adubação orgânica é vista como uma alternativa plausível. No entanto, o manejo sustentável de resíduos orgânicos como pratica comum de adubação requer melhor entendimento da capacidade de transformação do N (nitrogênio) orgânico em N (nitrogênio) mineral (LISBOA, 2004).

Dessa forma, o conhecimento relacionado à degradação microbiológica do N orgânico pode contribuir para a previsão de seu comportamento no solo, permitindo definir parâmetros úteis ao estabelecimento das doses máximas a serem aplicadas aos solos, em função do N disponibilizado às plantas. Nesse sentido, o N disponível às plantas é definido como soma do N na forma de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) (BOEIRA et al., 2002), os quais após a mineralização podem ser perdidos por desnitrificação ou volatilização, dependendo das condições ambientais presentes.

A disponibilidade de N no solo é freqüentemente limitante ao crescimento das plantas e à produtividade das culturas. O completo entendimento das transformações do N no solo constitui fator importante para a maximização do seu uso pelas plantas e, por conseguinte, maior eficiência na adubação nitrogenada. Neste contexto, o conhecimento da taxa de mineralização de adubos orgânicos é uma ferramenta que auxilia no seu manejo, otimizando a eficiência agrônômica desses insumos. Além disso, a informação da dinâmica de adubos orgânicos é necessária para minimizar possíveis impactos ambientais oriundos do seu uso indiscriminado (LISBOA, 2004).

O objetivo desse estudo foi avaliar a quantidade acumulada e a taxa de nitrogênio mineralizado após a aplicação e incubação por diversos períodos de resíduo ruminal bovino em Latossolo Vermelho distrófico.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Resíduos orgânicos na cadeia produtiva animal

De modo geral, as atividades humanas têm sempre como consequência a geração de resíduos que irão promover modificações no meio ambiente. O crescimento populacional e o crescimento econômico mundial refletem nessas atividades, aumentando assim, a produção de resíduos e a consequente poluição ambiental. Porém, é crescente a preocupação com a gestão de resíduos urbanos, agrícolas e industriais, sendo esse um dos maiores desafios a serem enfrentados pelo homem no século XXI (ABREU JÚNIOR et al., 2005).

Segundo Pires (2009) os resíduos orgânicos podem ser de origem urbana (residenciais, comerciais, podas e capinação), agrícola e animal (esterco, restos de culturas e de animais e produtos deteriorados) e industriais (vinhaça, indústria de papel e siderurgia). Estes resíduos recebem essa denominação de orgânico sem função das elevadas quantidades de carbono, hidrogênio e oxigênio, que em função da carga orgânica, característica da composição das matérias primas, demanda muito oxigênio, diminuindo a qualidade das águas (SILVA NETO, 2009).

O uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira, quando devidamente tratados e, ou, compostados, está fundamentado nos elevados teores de C de compostos orgânicos (CO) e de nutrientes neles contidos, no aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo e na neutralização da acidez (ABREU JÚNIOR et al., 2005). Além disso, o grande interesse pelo uso de adubos orgânicos no cultivo de plantas vem aumentando significativamente, devido à possibilidade de esses insumos fornecerem nutrientes, ativarem interações benéficas com microrganismos, atuarem em propriedades do solo diminuindo a densidade aparente, melhorando a estrutura e a estabilidade dos agregados, aumentando a capacidade de infiltração de água e aeração e facilitando a penetração radicular (SILVA NETO, 2009).

O alto preço de fertilizantes industriais contribui para a busca por fontes alternativas de adubos, favorecendo o mercado de adubos orgânicos. A oferta de matérias-primas para produção de adubos orgânicos é alta e diversificada, o que pode aumentar a eficácia de sua utilização, através dos compostos orgânicos (CH_4 , $\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$) (FIGUEIREDO e TANAMATI, 2010).

Os principais resíduos orgânicos oriundos das atividades industriais, urbanas e agropecuárias com potencial do uso agrônomo, são descritos na Tabela 1.

Tabela 1: Principais resíduos orgânicos de origem industrial, urbana e agrícola com potencial de utilização no solo

Resíduo	Características para a potencial utilização no solo
Resíduos industriais	
Vinhaça	Teor elevado de K^+ e de matéria orgânica; efeito fertilizante e corretivo de solos alcalinos; condicionador do solo.
Lodo de Curtume	Apresenta, aproximadamente, 7% de N-orgânico, com potencial de mineralização estimado em 10 a 15% ano ⁻¹ ; corretivo com poder de neutralização elevado.
Lodo de ETE ¹ de Pólos Petroquímicos	Teor elevado de matéria orgânica; contém macro, micronutrientes e metais, aumenta o rendimento dos cultivos; condicionador do solo.
Resíduos urbanos	
Lodo de ETE	Aumento do teor de matéria orgânica do solo; fonte de N e P e principalmente de micronutrientes; condiciona do solo.
Composto urbano	Fonte de macro e micronutrientes para as plantas; efeito corretivo; condicionador do solo; ação tamponante e elevada capacidade de troca de cátions.
Resíduos agrícolas	
Estercos e estrumes	Disponibilização de nutrientes, principalmente os macronutrientes; aumenta o rendimento dos cultivos; apresenta efeito imediato e residual; condicionador do solo.
Farinhas e resíduos frigoríficos	Fonte de N, P e Ca^{2+} e materiais orgânicos de baixa relação C/N; indicado para inoculação de leiras de compostagem; condicionado do solo.
Tortas vegetais	Apresentam teores elevados de proteína digestível, com grande potencial de mineralização de N; condicionador de solo.

¹ ETE: estação de tratamento de esgoto. Fonte: Adaptado de Silva Neto (2009).

Dentre os principais resíduos orgânicos citados na Tabela 1, podem-se destacar a presença dos resíduos agrícolas deixados pelas colheitas e a adição de esterco e resíduos agroindustriais.

Os pequenos frigoríficos e abatedouros se enquadram como agroindústrias em razão de processarem produtos de origem animal, cujos resíduos, são encontrados vísceras de animais abatidos, pedaços de carne sem valor comercial, sebo, sangue e outros materiais, todos passíveis de tratamento biológico através da compostagem (COSTA et al., 2009). Normalmente, a finalidade do processamento ou da destinação dos resíduos do abate é em

função de características locais ou regionais, como a existência ou a situação de mercado para os vários produtos resultantes e de logística adequada entre as operações.

Durante esse processamento são gerados resíduos sólidos, como o resíduo ruminal bovino (RRB), que é o alimento consumido pelo animal, em vários estágios de fermentação, o qual permaneceu no rúmen mesmo após a dieta líquida de 24 horas antes do abate (TRAUTMANN-MACHADO, 2010).

Cada animal gera em média 25 kg de RRB no momento do abate (MORALES et al., 2006). Em 2011 foram abatidas 29,265 milhões de cabeças de bovinos (BRASIL, 2011), o que resultou, na geração média de 731,625 mil toneladas de RRB. A região Centro-Oeste, abateu 2.317.771 cabeças e em Mato Grosso o abate foi em torno de 944.080 cabeças de bovinos (BRASIL, 2010), gerando, então, aproximadamente 23,6 mil toneladas de RRB.

Em face à grande geração de RRB, em função do abate de bovinos, é fundamental buscar-se a utilização para os mesmos como a incorporação destes em práticas de sistemas agrícolas como fonte de adubação orgânica que é vista como uma alternativa plausível para a ciclagem de nutrientes para as plantas.

Os esterco de animais vêm sendo empregados como fertilizantes há milênios, principalmente o de bovino, porém sua composição é muito variável, sendo influenciada por vários fatores como a espécie animal, a raça, a idade, a alimentação e o material utilizado como cama (KIEHL, 1985). Segundo esse autor, geralmente, os esterco contêm quase todos os elementos necessários ao desenvolvimento das plantas, principalmente N e P, enquanto o K e alguns micronutrientes estão em menores quantidades.

A adubação orgânica visa elevar, manter ou conservar os teores de matéria orgânica dos solos. As maiores dúvidas que geram insegurança, quando da utilização de esterco na adubação, estão ligadas aos efeitos em longo prazo que venham a ocorrer na condição de não-revolvimento do solo após o uso intensivo por vários anos (SILVA et al., 2010a). O melhor entendimento das modificações nos atributos químicos do solo, decorrentes da reciclagem de resíduos orgânicos e do uso de esterco na adubação, pode fornecer subsídios para produção em bases sustentáveis, sem comprometer o ambiente (SCHERER et al., 2007).

Embora certa fração da matéria orgânica dos esterco seja decomposta e liberada no período de um a dois anos, outra fração é transformada em húmus, que é mais estável. Sob essa forma, os elementos são liberados lentamente, fazendo com que os componentes do esterco, convertidos em húmus, exerçam influência nos solos de maneira persistente e duradoura (COSTA, 2010).

2.2 Uso de resíduos orgânicos na agricultura

Na agricultura moderna, grandes quantidades de substâncias químicas são distribuídas sobre a superfície do solo, na forma de fertilizantes, adubos orgânicos, inseticidas e herbicidas (MACEDO, 2009). Com o aumento gradativo dos custos da adubação mineral, a adubação orgânica passou a ser uma opção para a promoção da melhoria das propriedades físicas e químicas do solo para melhoria da fertilidade com conseqüente elevação da produtividade (SOUTO et al., 2005).

De acordo com SILVA et al. (2007), uma alternativa para disposição dos resíduos orgânicos no ambiente é a utilização desses materiais na agricultura, como fonte de nutrientes para as plantas e de matéria orgânica para outros processos naturais. Porém, antes do aproveitamento nas lavouras, torna-se necessária a caracterização destes materiais, para avaliar o valor agrônômico e a carga de poluentes em cada resíduo (MELO et al., 2008). Depois de caracterizados, os materiais orgânicos podem ser utilizados no campo, como complemento à adubação mineral e como substrato para produção de mudas; nesse caso, é possível a substituição total ou parcial do solo ou de substratos comerciais pelo uso de combinações de resíduos ou de compostos produzidos a partir da combinação desses materiais (SILVA et., 2007).

O uso eficiente dos dejetos animais como fonte de N é influenciado pela capacidade de mineralização de seus compostos orgânicos. Este processo é dependente da atuação dos microrganismos heterotróficos, pois os mesmos utilizam o carbono como fonte de energia e disponibilizam nitrogênio na solução do solo na forma inorgânica (RHODEN et al., 2011).

A fonte de energia para os microorganismos está contida numa ampla variedade de compostos orgânicos, tais como carboidratos (polissacarídeos, oligossacarídeos e monossacarídeos), celulose, lignina, proteínas, lipídeos e pigmentos, entre outros (ROGERI, 2010). A velocidade de decomposição é dependente da maior ou menor concentração destes compostos, que possuem diferentes capacidades de resistir à degradação (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

Os dejetos animais quando manejados adequadamente, podem suprir, parcial ou totalmente, o fertilizante mineral na produção de grãos. Além do benefício como fonte de nutrientes, o seu uso adiciona matéria orgânica que melhora os atributos físicos do solo, aumenta a capacidade de retenção de água, reduz a erosão, melhora a aeração e cria um ambiente mais adequado para o desenvolvimento da flora microbiana do solo. Desta forma, os

resíduos orgânicos são considerados insumos de baixo custo e de alto retorno econômico para a agropecuária, além do retorno direto da atividade (MENEZES et al., 2002).

2.3 Nitrogênio

A disponibilidade de N no solo é freqüentemente limitante ao crescimento das plantas e à produtividade das culturas mais do que qualquer outro nutriente (CORTEZ, 2009; BREDEMEIER e MUNDSTOCK, 2000; RHODEN et al., 2011).

Na planta, o N é considerado um elemento essencial. Em geral, o N é o elemento que as plantas necessitam em grandes quantidades (CORTEZ, 2009). Cerca de 90% do N da planta encontra-se na forma orgânica e é assim que desempenha as suas principais funções, como componente estrutural das mais importantes biomoléculas, tais como aminoácidos e proteínas, aminas, amidas, aminoaçúcares, purinas, pirimidinas, alcalóides, coenzimas, vitaminas, ATP, NADH, NADPH, clorofila, e inúmeras enzimas (BREDEMEIER e MUNDSTOCK, 2000). Destaca-se também pelas modificações morfofisiológicas promovidas nos vegetais, uma vez que, está relacionado como os mais importantes processos bioquímicos e fisiológicos que ocorrem na planta, tais como fotossíntese, respiração, desenvolvimento e atividade das raízes, absorção iônica de outros nutrientes, crescimento e diferenciação celular (CORTEZ, 2009).

Compreende-se, portanto, a importância do estudo do ciclo desse elemento na natureza, cujo reservatório natural é a atmosfera, pois representa cerca de 78% do ar (SOUZA, 2008), na forma de N_2 . No entanto, as plantas não conseguem absorver o N nessa forma, havendo a necessidade da obtenção das formas de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) o que pode ocorrer tanto por processos industriais como por processos naturais mediado por microorganismos, como a fixação biológica de nitrogênio (Figura 1).

A fonte primária de N do solo é a matéria orgânica do solo ou húmus, que apresentam o N na forma de $R-NH_2$ formando complexos orgânicos (SILVA et al., 1994). As transformações do nitrogênio 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 retornando o nitrogênio à atmosfera em

formas voláteis (NO , N_2O e N_2) (ODUM, 1988). Algum NO_3^- é dissolvido na água subterrânea (via lixiviação) e algum NH_4^+ se converte na forma gasosa NH_3 e se dissipa na atmosfera (via volatilização) (EPSTEIN e BLOOM, 2004).

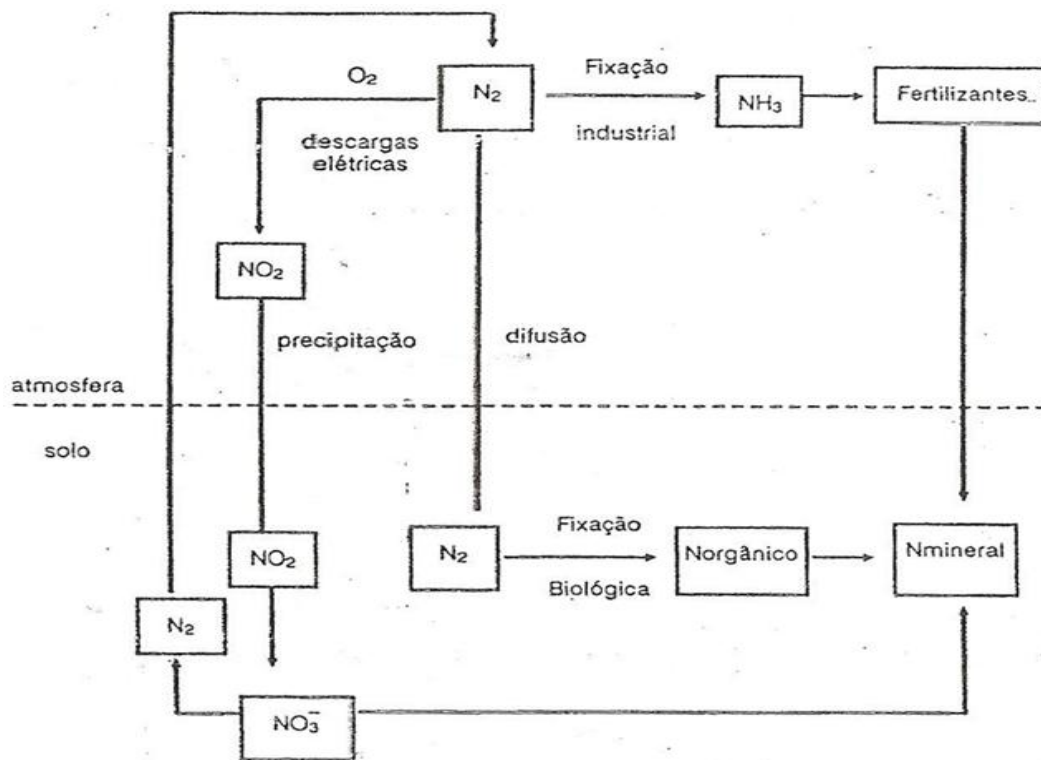


Figura 1: Ciclo do Nitrogênio no sistema solo-atmosfera, com ênfase para incorporação do gás nitrogênio ao solo. Fonte: Vale et al. (1997).

A função de transformar o nitrogênio existente no ar atmosférico em formas assimiláveis para plantas e animais - Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN) - é realizada por bactérias fixadoras de nitrogênio e algumas algas azuis (cianobactérias) (SCHUBERT, 1986; BLOOM et al., 1992).

A FBN é realizada por bactérias que produzem a enzima a nitrogenase, a qual promove a quebra da tripla ligação $\text{N}\equiv\text{N}$. Apenas uma pequena parcela das espécies de procariotos possui a enzima nitrogenase que é capaz de reduzir o N_2 para a forma inorgânica combinada de NH_3 que pode então, tornar-se disponível para as plantas e outros organismos (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Segundo Epstein e Bloom (2004), a FBN é similar a fixação industrial, uma vez que, produz amônia a partir do nitrogênio e hidrogênio molecular.

2.3.1 Mineralização do nitrogênio no solo

Quando se adiciona material vegetal no solo, este é mineralizado pela ação de microrganismos que liberam os elementos contidos no material em decomposição. A disponibilização de N orgânico do solo para as plantas passa pelo processo de mineralização, definido como a transformação do N na forma orgânica para a inorgânica (NH_4^+ ou NH_3 e NO_3^-) (LISBOA, 2004), entre outras formas de menor importância agrícola.

Este processo é realizado por microrganismos heterotróficos do solo que utilizam os compostos orgânicos como fonte de energia. A mineralização é realizada por um grupo variado de microrganismos por ser o substrato – a MOS ou os resíduos de culturas – extremamente heterogêneos e que por muitos microrganismos serem especializados e só atuarem em determinados substratos (CANTARELLA, 2007).

A mineralização do N envolve, inicialmente, a ação de peptidases extracelulares que quebram as proteínas, liberando peptídeos e aminoácidos. Estes são transportados para o interior das células, onde são metabolizados, produzindo NH_3 e compostos orgânicos intermediários como alcoóis, aldeídos e ácidos orgânicos, utilizados no metabolismo energético dos decompositores via ciclo dos ácidos tricarboxílicos (ATC) ou por deaminação (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

A amonificação é definida como a conversão do N-orgânico em amônia, ocorrendo através de diferentes reações de deaminação (hidrolítica, oxidativa, redutiva e dessaturativa). O NH_3 produzido nessas reações se equilibra no solo com H_2O formando o NH_4^+ ($\text{H}_2\text{O} (\text{l}) + \text{NH}_3 (\text{g}) = \text{NH}_4\text{OH} (\text{aq})$), que pode ser absorvido ou sofre nitrificação. A nitrificação consiste na formação de nitritos (NO_2^-) ($2(\text{NH}_4^+) + 3\text{O}_2 = 2\text{NO}_2^- + 4\text{H}^+ + 2\text{H}_2\text{O}$) e nitratos (NO_3^-) ($2\text{NO}_2^- + \text{O}_2 = 2\text{NO}_3^-$) realizados por bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* e a desnitrificação ($5\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 24\text{NO}_3^- + 24\text{H}^+ = 30\text{CO}_2(\text{g}) + 42\text{H}_2\text{O}(\text{l}) + 12\text{N}_2(\text{g})$), realizada por bactérias anaeróbias retornando o nitrogênio à atmosfera em formas voláteis (NO , N_2O e N_2) (ODUM, 1988).

Concomitantemente à mineralização, ocorre intensa proliferação microbiana e os microrganismos passam a requerer maiores quantidades de nutrientes, inclusive N, para a formação de seus componentes celulares e para sua manutenção e, se a relação C/N for elevada pode ocorrer a imobilização do N na biomassa microbiana (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

Ao avaliar da disponibilidade de N, é necessário considerar que as plantas estão em competição com a população microbiana, e estas, caracterizam-se por serem más competidoras em relação aos microrganismos, os quais satisfazem a sua necessidade de N, somente liberando para as plantas o excesso desse nutriente (LISBOA, 2004).

Os processos de mineralização e de imobilização podem ocorrer simultaneamente no solo. Se o resíduo adicionado ao solo possuir relação C/N maior do que 30:1 pode ocorrer imobilização de parte do N mineral do solo em função da grande demanda de N pela microbiota. Entretanto, em materiais com relação menor que 20:1 pode ocorrer o predomínio do processo de mineralização, com liberação líquida de N no meio. Para resíduos orgânicos com relação C/N entre 20 e 30, normalmente têm-se uma equivalência entre imobilização e mineralização (ROGERI, 2010).

As condições ótimas para a mineralização do N orgânico do solo são aquelas que favorecem a atividade dos microrganismos: pH de 6 a 7, condições aeróbias do solo, umidade em torno de 50 a 70% da capacidade de retenção de água pelo solo, temperatura entre 40 e 60 °C (MOREIRA e SIQUEIRA, 2002). Tais condições são favoráveis ao crescimento das plantas, no entanto, devido à variedade de organismos envolvidos, as reações de mineralização ocorrem em ampla gama de condições de acidez, temperatura e umidade (CANTARELLA, 2007).

A mineralização do N orgânico contido nos resíduos, assim como muitos outros processos bioquímicos, é diretamente influenciada pelas propriedades químicas e físicas do solo, pelas origens e características dos resíduos, pelas taxas de aplicação e pelos fatores climáticos (GONÇALVES, 2005). Dentre os fatores que influenciam a mineralização do N de resíduos orgânicos adicionados ao solo, estão o teor de N, a relação C/N, o grau de maturação e a biodegradabilidade de C do material, além da textura do solo (MONTOVANI et al., 2006).

Segundo Cantarella (2007) a mineralização diminui com a redução da umidade, mas pode continuar ocorrendo mesmo quando o solo seca além do ponto murcha, o que sugere que pode haver um acúmulo de N inorgânico no solo durante períodos de seca. Esses mesmos autores corroboram que o molhamento do solo seco parece estimular a mineralização e provocar uma liberação de N disponível, o que explica o estímulo ao crescimento das plantas após as chuvas que ocorrem depois de um período seco.

O processo de mineralização tem sido estimado através de modelos matemáticos, os quais podem ser realizados para avaliar ou prever fenômenos observados ou dados experimentais e auxiliar no desenvolvimento de práticas adequadas de manejo do solo (LISBOA, 2004).

Montovani et al. (2006), em estudo, ajustaram os resultados de N-inorgânico à equações exponenciais, de cinética de primeira ordem, por meio do modelo proposto por Stanford e Smith (1972), $N_m = N_0 (1 - e^{-kt})$ (N_m é o N mineralizado no tempo t ; N_0 é o N potencialmente mineralizável, ou seja, é a fração do N orgânico susceptível à mineralização; k é a taxa de mineralização). Nesse estudo os autores verificaram que ao final de 126 dias de incubação, a fração de mineralização de N foi de 17, 10, 10 e 11 % do N orgânico adicionado ao solo via composto de lixo foram transformados em N-inorgânico nos tratamentos que receberam 30; 60; 90 e 120 t ha⁻¹ de composto de lixo urbano, respectivamente.

Para avaliar o potencial de mineralização de N e de C em vinte solos de Pernambuco, Alves et al. (1999), adotaram o método proposto por Stanford e Smith (1972), resultando em quantidades mineralizadas variadas entre os solos, sendo maiores na zona úmida que na semi-árida e, na semi-árida, foram maiores na camada de 0-20 que na de 20-40 cm.

Li et al. (2003) relatam que a predição da quantidade de N mineral liberado a partir da mineralização da MOS é essencial para o desenvolvimento de práticas que maximizem a eficiência no uso do N e minimizem impactos adversos ao meio ambiente, principalmente quando se considera a grande mobilidade e dinâmica do N, tanto em ambientes sequeiro, como em ambientes alagados.

Montovani et al. (2006) estimaram a fração de mineralização de N de acordo com o procedimento descrito em CETESB (1999), os quais puderam verificar que, na ausência de adubação nitrogenada complementar, a fração de mineralização de N-orgânico de 12 % em 126 dias evidenciaram que o composto de lixo urbano apresenta potencial fertilizante de liberação lenta de N para as plantas.

Verifica-se no trabalho de Rogeri (2010) que o cálculo de mineralização líquida e nitrificação foram avaliados a partir da variação nas quantidades de $N-NO_3^-$ e de $N-NH_4^+$ no solo. Para isto, em cada determinação, as quantidades de $N-NO_3^-$ e de $N-NH_4^+$ do tratamento testemunha (sem adição de N) foram descontadas dos valores encontrados nos tratamentos com adubação. Através desse cálculo, os autores puderam constatar que o N total mineral no solo aumentou linearmente no decorrer do período de incubação para todos os tratamentos testados. Os teores de $N-NH_4^+$ diminuíram e os de $N-NO_3^-$ - aumentaram no decorrer do tempo, em função do processo de oxidação do N amoniacal pelas bactérias nitrificadoras.

Em estudo realizado por Boeira e Maximiliano (2004), foi usado o método de incubação aeróbia, sendo conduzido sem lixiviação, obtendo-se a mineralização líquida acumulada do N orgânico aplicado via lodos de esgoto e o parâmetro N_0 -aeróbia (N potencialmente mineralizável obtido na incubação aeróbia 105 dias após a incorporação dos lodos), com base

na equação cinética de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), bem como, incubações anaeróbias (sem lixiviação) e o parâmetro N_0 -anaeróbia (N potencialmente mineralizável obtido na incubação anaeróbia), o qual foi calculado pela diferença entre os teores de $N-NH_4^+$ determinados no solo no início da incubação e na solução final após cada incubação anaeróbia. Os resultados mostraram que, nos dois métodos, os teores totais recuperados de N mineral, foram proporcionais às doses de N orgânico aplicado ao solo via lodo de esgoto.

A obtenção da taxa de mineralização de adubos orgânicos torna-se necessária, tanto para otimização do seu uso, procurando adotar praticas de manejo que auxiliem na sincronização entre o período de liberação de N inorgânico como maior requerimento de N pela cultura, como para evitar perdas de N através da lixiviação de NO_3^- , a qual pode resultar em impactos negativos ao ambiente (LISBOA, 2004).

2.3.2 Aspectos referentes aos riscos ambientais do nitrogênio

A contaminação ambiental pode ocorrer diretamente pelos resíduos domésticos, industriais, da atividade agropecuária etc. ou indiretamente pela aplicação destes resíduos na forma de adubos. Existem dois extremos que não devem ser considerados, sendo, o descarte total desses resíduos e a utilização sem qualquer monitoramento (FIGUEIREDO e TANAMATI, 2010).

O aumento na disponibilidade de nitrogênio 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 JUNIOR et al., 2007).

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

A disponibilidade do N às plantas é mais complexa de ser avaliada do que a dos demais nutrientes, devido ao grande número de reações que ocorrem com o N e da rapidez destas transformações no solo. Desta forma, este nutriente é o que está mais sujeito a perdas no sistema solo-planta-atmosfera. A baixa eficiência de recuperação do N de fertilizantes nitrogenados aplicados às culturas tem sido atribuída principalmente a perdas por volatilização de NH_3 e lixiviação de NO_3^- , implicando em maiores custos com fertilizantes e mão-de-obra (ROGERI, 2010).

A crescente preocupação com a poluição das águas e da atmosfera pelo uso intensivo de dejetos animais na adubação tem estimulado a busca de alternativas tecnológicas e a definição de indicadores ambientais e de solo que possibilitem a utilização mais eficiente desses insumos em diferentes sistemas de cultivo e preparo do solo, sem comprometer a qualidade ambiental (SCHERER et al., 2007).

A taxa com que o N amoniacal dos esterco é oxidado a nitrato (NO_3^-) pelas bactérias nitrificadoras, após a aplicação ao solo, é um fator determinante do seu potencial poluidor. Isto porque o aparecimento precoce de NO_3^- no solo, antes dos períodos de alta demanda em N pelas culturas, poderá resultar em perdas significativas desta forma de N por lixiviação, podendo contaminar as águas de superfície e também o lençol freático, uma vez que, a aplicação desses esterco, geralmente antecede a semeadura das culturas (CARGNIN, 2007). Do ponto de vista agrônomo e ambiental é interessante a permanência do N como amônio (NH_4^+), pois nesta forma ele está menos sujeito às perdas do sistema, implicando em reduções do potencial poluidor, além de diminuir os prejuízos econômicos (ROGERI, 2010).

Segundo Segnfredo e Perin Júnior (2011) a primeira providência para evitar esses riscos ambientais relacionados ao N é fazer um plano de adubação, conforme o tipo de dejetos, solo e planta, e, segundo, antes do uso, os dejetos deverão passar pelo processo de compostagem ou fermentação, evitando-se aqueles com altas quantidades de elementos de risco, como cobre, zinco, fósforo, organismos potencialmente nocivos e resíduos de antibióticos e outros medicamentos. E por fim, orientações sobre essas questões deverão ser buscadas junto a um profissional da área, conhecedor das características regionais, incluindo-se a produção animal, características do solo, precipitação, entre outros.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização do experimento

O experimento foi instalado na Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, Campus de Pontes e Lacerda, em casa de vegetação. O solo utilizado foi um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (EMBRAPA, 2006), cujas amostras foram coletadas na profundidade de 0 a 20 cm.

O resíduo ruminal bovino (RRB) (Figura 2) utilizado neste experimento foi coletado na indústria frigorífica do município de Pontes e Lacerda – MT.



Figura 2: Rúmen bovino com conteúdo ruminal após o abate do animal.

Os resultados utilizados para a análise de N total e as demais análises relacionadas ao valor agrônômico do RRB foram de acordo com os valores que constam no trabalho de Trautmann-Machado (2010).

3.2 Preenchimento dos recipientes com solo e condução do experimento

Para a realização do estudo foram utilizados recipientes plásticos de 350 mL, os quais foram preenchidos com 200 g de solo seco que receberam doses de RRB calculadas para

fornecer 0 e 414,7 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ (RRB0 e RRB1). As quantidades correspondentes às doses dos tratamentos, RRB0 e RRB1, foram calculadas com base no teor de N total do RRB. Nesse cálculo considerou-se a densidade média do LVd na profundidade de 0,0-0,20 m igual a 1,5 g cm⁻³, conforme valores determinados por Silva et al. (2010b). Sendo assim, considerando que o RRB apresentava 14,3 g kg⁻¹ de N (TRAUTMANN-MACHADO, 2010), as doses resultaram na aplicação de 0 e 87 Mg ha⁻¹ de RRB, equivalente à aplicação de 5, 8 g vaso⁻¹ de RRB, com 3 repetições por tratamento, totalizando 30 vasos. Semanalmente foi realizada a adição de água destilada nos vasos com solo para manter a umidade em torno de 60% do volume total de poros. Essa umidade foi monitorada durante todo o período de duração do experimento, através do peso dos recipientes com solo.

A incubação foi realizada em casa de vegetação em temperatura ambiente, por um período de 120 dias. As tampas dos recipientes plásticos utilizado no experimento foram perfuradas com o intuito de permitir trocas gasosas com o meio externo e estes foram armazenados em ambiente escuro para evitar desenvolvimento de algas, conforme Lisboa (2004). No entanto, apesar desse cuidado ainda houve o desenvolvimento de hifas fúngicas (Figura 3), provavelmente por se ter utilizado vaso de plástico transparente.



Figura 3: Recipientes plásticos tampados preenchidos com solo após adição de resíduo ruminal bovino.

3.3 Análises realizadas no solo e no resíduo ruminal bovino

Após 7; 30; 60; 90; e 120 dias de incubação o conteúdo dos recipientes foram secos e preparados para as análises.

As determinações dos teores de NO_3^- e NH_4^+ no solo foram realizadas conforme Bremner e Keeney (1965) e o N total conforme Bremner (1996). O N total mineralizado, N total mineralizado acumulado e a taxa de mineralização, foram calculadas em cada período de incubação, de acordo com a metodologia proposta por CETESB (1999). Assim, o N total mineralizado em cada período correspondeu à soma dos teores de NO_3^- e NH_4^+ . Os resultados foram submetidos à análise de variância no programa Sisvar e subsequentemente as médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott (1974) ($p < 0,05$). Além disso, procedeu-se a análise de regressão do teor do teor de N mineralizado em função do período de incubação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Teores de NH_4^+ e NO_3^- em Latossolo Vermelho distrófico após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino

Os resultados de NH_4^+ estão apresentados na Tabela 2. Em média os teores não diferenciaram entre os tratamentos. Este resultado pode ser explicado devido ao fato da quantidade de RRB não ter sido suficiente para aumentar os teores de NH_4^+ ao solo dentro do período de incubação, ou pela rápida nitrificação do amônio mineralizado no tratamento com RRB.

Tabela 2: Teores de NH_4^+ (mg kg^{-1}) de Latossolo Vermelho distrófico (LVd) após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino

Tratamento	Dias					Média
	7	30	60	90	120	
RRB0	43,53bB	28,92aA	31,66aA	45,05aB	57,53aB	41,338a
RRB1	26,79aA	29,53aA	38,66aB	42,93aB	60,58aC	39,698a

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas na linha comparam as médias pelo teste de Scott-Knott (1974) a $p < 0,05$. RRB0 ($0 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); RRB1 ($414,7 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Verifica-se que, no decorrer do tempo, aos 7 dias de incubação o tratamento RRB0 apresentou um maior teor de NH_4^+ comparado com o RRB1. Este resultado indica que a matéria orgânica presente naquele momento no solo foi decomposta, resultando em aumento no teor de NH_4^+ . Resultados semelhantes estão descritos no trabalho de Mantovani et al. (2006), onde todas as doses de composto de lixo (tratamento não adubado - CL_0 e nos adubados com 30-CL_1 ; 60-CL_2 ; 90-CL_3 e $120 \text{ t ha}^{-1}\text{-CL}_4$ de composto de lixo urbano), acarretaram em aumento de N-NH_4^+ do solo aos sete dias de incubação.

Boeira e Maximiliano (2009), ao analisarem a mineralização de lodo de Franca, verificaram que os teores de N-NH_4^+ , $\text{N-(NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$, N mineral acumulado e os valores de pH medidos durante a incubação, não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, tanto com quanto sem aplicação do resíduo no início do experimento.

Rogeri (2010) estudando as formas de aplicação da cama de aves ao solo constatou que não houve diferença nos teores de amônio até a terceira coleta (12º dia) e também na última

avaliação realizada 48 dias após a aplicação do resíduo orgânico ao solo. Porém, nas duas amostragens intermediárias (19º e 26º dia), a aplicação superficial da cama proporcionou maiores teores de amônio do que a aplicação incorporada, possivelmente devido à maior conversão para nitrato nos tratamentos incorporados neste período.

Os teores de NO_3^- apresentados na Tabela 3 mostram que houve diferença significativa entre os tratamentos. Este resultado indica que houve mineralização seguido da nitrificação, aumentando os teores de NO_3^- ao solo. Boeira et al. (2002), estudando o efeito do lodo de esgoto, verificaram 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.

Tabela 3: Teores de NO_3^- (mg kg^{-1}) do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino

Tratamento	Dias					Média
	7	30	60	90	120	
RRB0	14,00aA	49,32bB	49,32aB	38,66aB	53,27aB	40,914a
RRB1	26,48aA	14,31aA	53,58aB	103,2bC	122,98bD	64,11b

Letras minúsculas na coluna e maiúsculas na linha comparam as médias pelo teste de Scott-Knott (1974) a $p < 0,05$. RRB0 (0 kg de N $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); RRB1 (414,7 kg de N $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$).

No decorrer do período observa-se diferença entre os teores de NO_3^- nos tratamentos. Inicialmente a disponibilização de NO_3^- no RRB1 foi mais lenta que no RRB0, sendo que aos 7 dias não houve diferença e aos 30 dias o RRB0 foi maior que o RRB1. Aos 60 dias não houve diferença entre esses resultados, enquanto que, a partir dos 90 dias, o RRB1 influenciou em maior teor de NO_3^- no solo. Montovani et al. (2006) verificaram que os maiores aumentos de N- NO_3^- no solo foram obtidos até os 42 dias de incubação, independentemente da dose de composto de lixo aplicada, e, a partir dos 70 dias, houve tendência de estabilização.

Em relação a cada período de incubação, verifica-se que os teores de NO_3^- no RRB0 apresentaram um aumento a partir dos 30 dias, se mantendo estável até aos 120 dias. Referente ao RRB1 observou-se que, a partir dos 60 dias, ocorre um aumento nos teores de NO_3^- , sendo este gradativo até os 120 dias de incubação, conforme um modelo de regressão linear ($\text{NO}_3^- = 0,9993 \times \text{dose de RRB} + 2,7543$; $R^2 = 0,91$).

Comparando-se os teores de NH_4^+ (Tabela 2) e NO_3^- (Tabela 3), citados anteriormente, observa-se que aos 120 dias de incubação houve um acréscimo de NO_3^- comparado ao NH_4^+ no RRB1. Isto indica que ocorreu mineralização seguido de nitrificação, aumentando assim os teores de NO_3^- ao solo, mostrando eficiência do tratamento aplicado. Santos et al. (2009) estudando a lixiviação de nitrogênio em um Latossolo Vermelho cultivado com soja após aplicação de dejetos líquidos de suínos, verificou que ao se comparar os teores de NH_4^+ e NO_3^- no solo, o NO_3^- foi a forma de nitrogênio predominante no solo.

4.2 Teor de N total mineralizado após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino em Latossolo Vermelho distrófico

Os teor de N total mineralizado estão apresentados na Tabela 4. Observa-se que houve diferença entre os tratamentos, sendo o RRB0 menor comparado ao RRB1. Este resultado indica que ocorreu aumento no teor de N total mineralizado com a aplicação do RRB1.

Tabela 4: Teor de N-mineralizado (mg kg^{-1}) do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) após vários períodos de incubação com resíduo ruminal bovino

Tratamento	Dias					Média
	7	30	60	90	120	
RRB0	57,53aA	78,23bA	80,97aA	83,71aA	110,81aB	82,25a
RRB1	53,27aA	43,84aA	92,24aB	146,12bC	183,56bD	103,81b

Letras minúsculas iguais na coluna e maiúsculas iguais na linha não diferem estatisticamente pelo teste de Scott-Knott (1974) a $p < 0,05$. RRB0 ($0 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); RRB1 ($414,7 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Alcântara et al. (2007) ao estudarem a mineralização líquida do N orgânico de dois lodos de curtume em solos, Latossolo Vermelho acriférico e um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, os quais receberam quatro doses de cada lodo (0 , 595 , 1.190 e 1.785 kg ha^{-1} de N), verificaram que a adição de doses crescentes dos lodos nos tratamentos, resultaram em maiores quantidades de N mineralizado acumulado no sistema solo-lodo.

Com o decorrer do período de incubação verifica-se que aos 7 dias não houve diferença entre os tratamentos, entretanto, aos 30 dias o RRB0 foi maior em relação ao RRB1, sendo observado um aumento gradual nos teores de N mineralizado no tratamento RRB1, que se igualou ao RRB0 aos 60 dias, tornando-se superior a este a partir de 90 dias.

Marques et al. (2000) afirmam que o manejo do solo pode estimular a respiração microbiana no período inicial da incubação, elevando a taxa de liberação de CO₂, como consequente, ocorre um aumento na relação C/N no solo, resultando em re-imobilização do N mineralizado.

Rogeri (2010) estudando o efeito da cama de aves constatou que no tratamento testemunha (sem adubação) houve uma elevada taxa de mineralização, aumentando de 49,9 % no 2º dia, para 92,6 % no 48º dia, o que correspondeu a uma disponibilização líquida de N no período equivalente a 85 kg ha⁻¹.

Rhoden et al. (2011) ao estudarem a relação entre a mineralização anaeróbia do nitrogênio e características dos solos de várzea do RS, verificaram que os baixos valores de N mineral apresentados podem ser devido à proteção da matéria orgânica por parte da fração mineral do solo, sendo ela proteção física ou química das argilas, devido às ligações organo-minerais, privando a matéria orgânica de sofrer ataque microbiano e mineralizar o N.

Ao avaliar cada período de incubação, constatou-se que, no RRB0 até 90 dias de incubação, o teor de N mineralizado permaneceu estável no solo, aumentando a partir dos 120 dias de incubação. No RRB1 observa-se que até 30 dias de incubação não ocorreu diferença nos teores de N mineralizado, diferentemente dos demais períodos, onde houve um significativo aumento entre 60, 90 e 120 dias de incubação. Resultados similares foram apresentados por Boeira (2009) o qual verificou que conforme aumentava as doses de lodo de esgoto aplicado, aumentava-se a quantidade do N mineralizado acumulado ao longo dos períodos avaliados.

Boeira et al. (2002) ao estudarem a mineralização de N em solo tropical observou que durante o período experimental, as quantidades de N mineral acumulado foram crescentes nos tratamentos, observando-se rápida estabilização na testemunha, NPK, 63 F (mg de N orgânico por kg do solo de lodo de Franca) e 106 B (mg de N orgânico por kg do solo de lodo de Barueri).

4.3 Taxa de mineralização do N do resíduo ruminal bovino após vários períodos de incubação em Latossolo Vermelho distrófico

Os teores de N total mineralizado e acumulado são apresentado na Tabela 5.

Tabela 5: Teor de N total mineralizado (NTM) (mg kg^{-1}) e N total mineralizado acumulado (NTMA) (mg kg^{-1}) em cada período de incubação com resíduo ruminal bovino no Latossolo Vermelho distrófico

Trat.	Dias	NTM	NTMA
RRB0	7	57,53425	57,53425
RRB1	7	53,27245	53,27245
RRB0	30	78,2344	135,7686
RRB1	30	43,83562	97,10807
RRB0	60	80,97413	216,7428
RRB1	60	92,23781	189,3459
RRB0	90	83,71421	300,457
RRB1	90	146,1212	335,467
RRB0	120	110,8071	411,264
RRB1	120	183,5641	519,0311

Trat. (Tratamento); RRB0 ($0 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); RRB1 ($414,7 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); 7, 30, 60, 90 e 120 dias (Período de incubação do experimento).

Pode-se observar na Figura 4 o aumento nos teores de N total mineralizado acumulado ao longo do período de incubação, em que, reafirmando o que foi verificado na Tabela 4 em relação ao N total mineralizado, ocorreu um maior incremento de RRB1 comparado ao RRB0 no decorrer do tempo, evidenciando a capacidade dessa fonte de N em disponibilizar N ao solo.

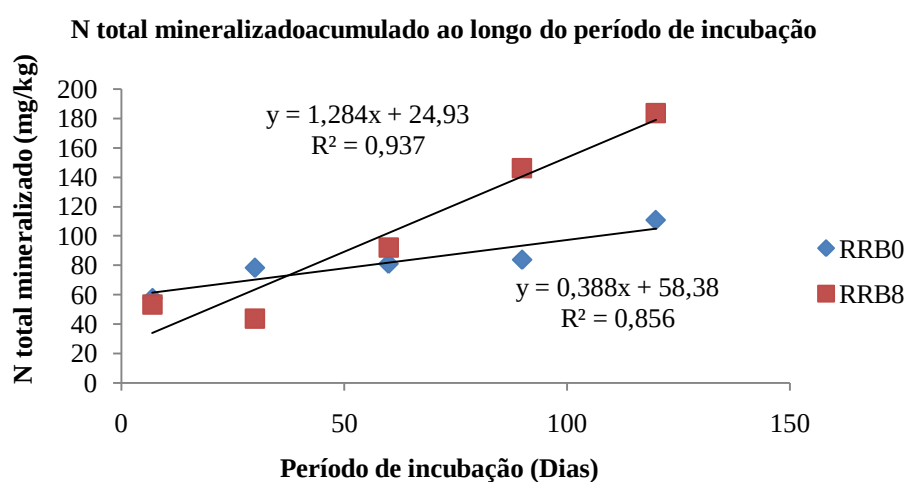


Figura 4: Teor de N total mineralizado acumulado ao longo do período de incubação (120 dias) com resíduo ruminal bovino no Latossolo Vermelho distrófico.

Observa-se na Figura 4 que o N total mineralizado em função dos períodos de incubação não segue o modelo exponencial conforme relatado por CETESB (1999), mas sim, um modelo linear, indicando que há um aumento da mineralização de N em função do período de incubação, evidenciando ainda haver material orgânico a ser decomposto. Boeira (2009) verificou que conforme aumentava as doses de lodo de esgoto aplicado, aumentava-se a quantidade do N mineralizado acumulado ao longo dos períodos avaliados.

Verifica-se que a partir dos 60 dias de incubação, ocorre um aumento de N total mineralizado e consequentemente dos teores de N total mineralizado acumulado do RRB1, indicando maior disponibilização de N ao solo. Lisboa (2004) explica que uns dos fatores do aumento de N mineralizado com aplicação de resíduo orgânico adicionado no solo pode ser atribuído á grande heterogeneidade da natureza química e física dos adubos orgânicos bem como interferência na microbiota do solo.

Obteve-se a taxa de mineralização de N do resíduo ruminal bovino em função da diferença entre o total mineralizado entre os tratamentos em relação à dose de N aplicado no RRB1 conforme mostrado na Tabela 6.

Tabela 6: Taxa de mineralização (%) de N do resíduo ruminal bovino aplicado no Latossolo Vermelho distrófico ao final do período de incubação

Verimento distribuído ao final do período de incubação						
Trat.	Dias	N aplicado	N extraído no início	N mineralizado		Taxa de mineralização (% do N aplicado)
				Total	Líquido	
			mg kg ⁻¹			%
RRB0	120	0	57,53	411,26		
RRB1	120	414,7	53,27	519,03	107,77	25,98

RRB0 (0 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹); RRB1 (414,7 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹); 120 dias (Período de incubação do experimento); CETESB (1999).

Verifica-se que ao final de 120 dias de incubação, 25,98 % do N aplicado com RRB1 ao solo foi mineralizado. Este resultado indica que as grandes quantidades acumuladas são devidas ás adições na forma orgânica e a fração mineralizada. Kray et al. (2003) constataram ao analisar a resposta e modificações das propriedades do solo pela aplicação de resíduos urbanos, que no tratamento com adição de lodo de esgoto, os teores de nitrogênio mineral aumentaram em todas as etapas, devido às adições deste resíduo, aumentando com as quantidades adicionadas.

Menezes e Salcedo (2007) verificaram ao estudarem a mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho, que a mineralização líquida mensal variou pouco ao longo do tempo no tratamento com gliricídia, mas oscilou fortemente na testemunha e no tratamento com adição de esterco, sendo que, os

menores valores mineralizados nesses dois últimos tratamentos coincidiram com os períodos (0-30 e 60-90 dias) de menor pluviosidade (apenas 20 e 23 mm, respectivamente), enquanto as maiores mineralizações líquidas ocorreram nos meses com maior pluviosidade.

Hernández et al. (2002) trabalhando com lodo digerido aerobicamente e anaerobicamente em um siltoso-arenoso, verificaram que a mineralização aparente do N foi maior no lodo de esgoto obtido via tratamento aeróbico, atingindo 55,8% do N aplicado contra 30,9% no lodo obtido via tratamento anaeróbico.

Boeira et al. (2002), ao final de 105 dias de incubação, estimaram em 31 % a fração mineralizada do N-orgânico adicionado a um Latossolo por meio de lodo de esgoto.

Kray et al. (2003), em solo arenoso, estimaram frações de mineralização de N de 19, 16 e 9 % em tratamentos que receberam, respectivamente, 23,7; 35,56 e 71,10 t ha⁻¹ de composto de lixo. Ressalta-se, no entanto, a falta de dados na literatura referentes ao resíduo ruminal bovino para subsidiar as discussões dos resultados desse estudo.

5 CONCLUSÕES

Observou-se que no tratamento RRB1, a partir dos 60 dias de incubação, ocorreu maior disponibilização de N no sistema-solo.

A disponibilidade de N total mineralizado acumulado ao longo do período de incubação foi maior no tratamento que recebeu o RRB em relação à testemunha (RRB0), evidenciando a capacidade de utilizar esse resíduo como fonte de N.

A taxa de mineralização ao final de 120 dias de incubação foi de 25,98 %.

A taxa de mineralização de N pode ser utilizada como um indicador do potencial de disponibilidade do N inorgânico às plantas, podendo, a partir da mesma ajustar a recomendação de adubação nitrogenada para as culturas.

Apesar de o RRB ser uma fonte promissora de N, recomenda-se o aprofundamento dos estudos em relação a esse resíduo incluindo caracterizações microbiológicas para que se evite a contaminação do solo ou de alimentos por organismos patogênicos.

REFERÊNCIAS

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

ABREU JÚNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, São Paulo, vol. 26, p.769-780, 2002.

ALCÂNTARA, M. A. K. de.; AQUINO NETO, V. de.; CAMARGO, O. A. de. et al. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, n.4, p.547-555, 2007.

ALVES, G. D.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H. et al. Potencial de mineralização de N e de C em vinte solos de Pernambuco, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Pernambuco, vol. 23, p. 245-256, 1999.

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

BLOOM, A J.; SUKRAPANNA, S. S.; WARNER, R. L. Root respiration associated with ammonium and nitrate absorption and assimilation by barley. **Plant Physiology**, Lancaster, v. 99, p. 1294-1301, 1992.

BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrogênio em latossolo incubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Jaguariúna, vol. 33, p. 947-958, 2009.

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

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Determinação da fração de mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto: um método alternativo. **Comunicado Técnico Semanal EMBRAPA**, Jaguariúna, 13 abr. 2004.

BOEIRA, R. C; MAXIMILIANO, V. C. B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto na quinta aplicação em Latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Jaguariúna, vol. 33, p. 711-722, 2009.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedade dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878p.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Abate bovino fecha 2010 com alta de 4,3% em relação a 2009**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1847&id_pagina=1>. Acesso em: 15 abr. 2011.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Tabela: Pesquisa trimestral do abate de animais. IBGE/DPE/COAGRO – 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201002_1.shtm>. Acesso em: 11 jun. 2011.

BREDEMEIER, C.; MUNDSTOCK, C. M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, n.2, p.365-372, 2000.

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

BREMNER, J. M.; KEENEY, D. R. Steam-distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. In: BLACK, C. A. **Methods of Soil Analyses: Part 2**. Madison, American Society of Agronomy, 1572 p. 1965.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V, V. H; BARROS, N. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 375-449.

CARGNIN, R. H. O. **Biotransformações do nitrogênio no solo durante a decomposição de palha de trigo e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 59 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

CETESB. **Aplicações de lodos de sistema de tratamento biológico em áreas agrícolas - Critérios para projetos e operações**. São Paulo: CETESB, 1999. 32p.

CORTEZ, J. W. M. **Esterco de bovino e nitrogênio na cultura de rabanete**. 2009. 76 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Produção Vegetal), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Jaboticabal, 2009.

COSTA, F. G. **Esterco bovino para o desenvolvimento inicial de plantas provenientes de quatro matrizes de *Corymbia citriodora***. 2010. 59 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2010.

COSTA, M. S. S. de. M.; COSTA, L. A. de. 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.

DIEKOW, J. **Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto**. 2003. 182 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

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. **Revista Ciência Animal Brasileira**, Goiás, v. 9, n. 3, p. 617-626, 2008.

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

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. Nutrição mineral das plantas: princípios e perspectivas. In: _____. **Nitrogênio e enxofre: uma história de dois nutrientes**. Londrina: Planta, 2004. p. 170-201.

FERREIRA, F. J.; AMORIM, A. V.; ARAÚJO, F. J. de. et al. Salinização do solo e desenvolvimento de meloeiro com a aplicação de resíduo de caranguejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.4, p.359-364, 2011.

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

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

GONÇALVES, F. T. de. A. **Dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café**. 2005. 73 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical na área de concentração de Gestão dos Recursos Agroambientais), Comissão de Pós-Graduação do Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 2005.

HERNÁNDEZ, T.; MORAL, T.; PEREZ-ESPINOSA, A. et al. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 83, p. 213-219, 2002.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

KRAY, C. H.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A. et al. Fração mineralizada de N orgânico de resíduos urbanos adicionados em solos agrícolas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SBCS/UNESP, 2003. CD-ROM.

LI, H.; HAN, Y.; CAI, Z. Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihuregion of China under anaerobic conditrins: dynamic and model fitting. **Geoderma**, v. 115, p. 161-175, 2003.

LISBOA, C. C. **Nitrogênio e adubação orgânica: Lixiviação, efeito homeopático, mineralização e métodos de determinação do nitrato**. 2004. 142 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

MACEDO, F. G. de. **Propriedades químicas de um latossolo tratado com lodo de esgoto e efeitos na cultura do milho**. 2009. 89 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciência do Solo), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Jaboticabal, 2009.

MARQUES, T. C. L. L. de. S. M.; VASCONCELLOS, C. A.; PEREIRA FILHO, I. et al. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização de nitrogênio em Latossolo Vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.3, p. 581-589, 2000.

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

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

MENEZES, J. F. S.; ANDRADE, C. de. L. T. de.; ALVARENGA, R. C. et al. **Utilização de resíduos orgânicos na agricultura**. Ribeirão Preto, 2002. Disponível em: <<http://www.planetaorganico.com.br/trabJune.htm>>. Acesso em: 06 de jun. 2011.

MENEZES, R. S. C; SALCEDO, I. H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.4, p.361–367, 2007.

MONTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, C. P. da. et al. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Jaboticabal, vol. 30, p. 677-684, 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. **Revista UNIVAP**, Jaboticabal, v. 13, p. 136-137, 2006.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras:UFLA, 2002. 625p.

MOREIRA, J. N.; ARAÚJO, G. G. L. de.; FRANÇA, C. A. de. Potencial de produção de leite em pastagens nativas e cultivadas no semi-árido. In: SIMPÓSIO NORDESTINO DE ALIMENTAÇÃO DE RUMINANTES, 10, 2006. **Anais...** Petrolina: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2006. p. 61-79.

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

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

PIRES, A. M. M. Impactos do uso de produtos feitos a partir de resíduos de origem animal, industrial e urbana. In: FORUM ABISOLO, 9, 2009. **Anais...** São Paulo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2009. p. 1-62.

RHODEN, A. C.; SILVA, L. S. de.; RANNO, S. K. et al. **Relação entre a mineralização anaeróbia do nitrogênio e características dos solos de várzea do RS**. Santa Maria, 2011. Disponível em: <<http://w3.ufsm.br/ppgcs/congressos/Fertbio2004/Fs43.pdf>>. Acesso em: 14 jun. 2011.

ROGERI, D. A. **Suprimento e perdas de nitrogênio no solo decorrentes da adição de cama de aves**. 2010. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Santa Catarina, 2010.

SANTOS, S. C. G.; MENEZES, J. F. S.; 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, Florianópolis – SC. **Anais...** Florianópolis – SC: EMBRAPA Suínos e Aves e Perdigão Agroindustrial, 2009. p. 333-339.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um Latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Catarina, v.31, p.123-131, 2007.

SCHUBERT, K.R. Products of biological nitrogen fixation in higher plants: synthesis, transport and metabolism. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 37, p. 537-574, 1986.

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

SEGANFREDO, M. A; PERIN JUNIOR, V. **Dejetos suínos: adubo ou poluente?**. Tubarão, 2011. Disponível em: <<http://www.boletimpecuario.com.br/notes/noticia.php?not=ancora2755.boletimpecuario>>. Acesso em: 11 jun. 2011.

SILVA NETO, S. P. da. **Uso de resíduo líquido de frigorífico como alternativa para adubação de pastagem: produção vegetal e propriedades químicas do solo**. 2009. 61 p. Dissertação (Mestrado em Produção Animal), Universidade Federal do Tocantins, Araguaína, 2009.

SILVA, C. A.; HIGASHIKAWA, F. S.; BETTIOL, W. Caracterização química de resíduos orgânicos visando à avaliação de valor agrônomo, CONGRESSO BRASILEIRO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS, 2007, Lavras – MG. **Anais...** Lavras – MG: Universidade Federal de Lavras, 2007, p. 1-5.

SILVA, C. A.; VALE, F. R.; GUILHERME, L. R. G. Efeito da calagem na mineralização do nitrogênio em solos de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Lavras, vol. 18, p. 471-476, 1994.

SILVA, E. C. da.; MURAOKA, T.; BUZETTI, S. et al. Utilização do nitrogênio da palha de milho e de adubos verdes pela cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Gramado, v. 32, p. 2853-2861, 2008.

SILVA, F. L.; PIERANGELI, M. A. P.; MACHADO, R. J. T. et al. Classificação morfológica de dois solos da Unemat, Campus universitário de Pontes e Lacerda-MT. In: JORNADA CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO, 3, 2010, Cáceres - MT. **Anais...** Cáceres - MT: Universidade do Estado de Mato Grosso, 2010b. CD-ROM.

SILVA, J. C. P. de.; MOTTA, A. C. V.; PAULETTI, V. et al. Esterco de gado leiteiro associado à adubação mineral e sua influência na fertilidade de um Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 453-463, 2010a.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. de. C.; ANDRADE, C. A. et al. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.

SOBRINHO, W. N.; SANTOS, R. V.; MENEZES JÚNIOR, J. C. et al. Acúmulo de nutrientes nas plantas de milheto em função da adubação orgânica e mineral. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.22, n.3, p.107-110, 2009.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V. et al. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Paraíba, v. 29, p.125-130, 2005.

SOUZA, F. A. de. Agricultura natural/orgânica como instrumento de fixação biológica e manutenção do nitrogênio no solo um modelo sustentável de MDL. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE DIREITO AMBIENTAL, 13, 2008. São Paulo. **Anais...** São Paulo – SP: Instituto “O direito por um planeta verde”, 2008, p. 1-17.

SOUZA, L. M. de.; CASTILHOS, D. D.; MORSELLI, T. B. G. et al. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 12, n. 4, p. 429-434, 2006.

TRAUTMANN-MACHADO, R. J. **Uso de resíduo do rúmem bovino como fonte de nutrientes na agricultura – benefícios agrônômicos e conhecimento popular**. 2010. 121p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Cáceres, 2010.

VALE, F. R.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. de. A. et al. Nitrogênio no solo. In: _____. **Fertilidade do solo: dinâmica e disponibilidade de nutrientes**. Lavras: ESAL/FAEPE, 1997. p. 65-86.