

TAXA DE MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Carolina Cardoso Lisboa¹, Francielle Roberta Dias de Lima², Rayner Hugo Cassa Louzada dos Reis³, Carlos Alberto Silva⁴, João José Marques^{4*}

¹ Pesquisadora Doutora na University of Nottingham, Division of Agricultural & Environmental Sciences, Faculty of Science, Sutton Bonington, Reino Unido.

² Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Minas Gerais, Brasil.

³ Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Minas Gerais, Brasil.

⁴ Prof. Titular Doutor do Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Minas Gerais, Brasil. *E-mail do autor correspondente: jmarques@dcs.ufla.br

RESUMO: A utilização de fontes orgânicas de nitrogênio (N) é uma alternativa em sistemas de produção agrícola. O conhecimento da taxa de mineralização de resíduos orgânicos é uma ferramenta que auxilia no seu manejo e na prevenção de possíveis impactos ambientais. O objetivo com este trabalho foi quantificar a taxa de mineralização líquida de N em solo que recebeu aplicação de diferentes resíduos orgânicos. Utilizaram-se amostras de solo do horizonte A de um Latossolo Vermelho distroférico típico muito argiloso, coletado na camada de 0-0,15 m de profundidade. Os tratamentos foram: esterco de aves (18 t ha⁻¹); esterco de bovino (32 t ha⁻¹); composto orgânico (35 t ha⁻¹); húmus de minhoca (47 t ha⁻¹); resíduo da fabricação de gelatina industrial (18 t ha⁻¹) e controle sem adubação orgânica, sendo a quantidade aplicada de cada resíduo baseada na necessidade em N da cultura do milho. O estudo foi realizado em recipientes plásticos com tampa perfurada, contendo 200 g de solo, mantidos em ambiente escuro, à temperatura ambiente. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com cinco repetições. As análises dos teores de nitrato e amônio no solo foram realizadas aos 7, 14, 28, 63, 113, 146, 181 e 209 dias de incubação. O tratamento com esterco de aves propiciou maior quantidade de N mineralizado, os tratamentos esterco de bovino e resíduo da fabricação de gelatina industrial apresentaram imobilização de N nos primeiros 49 dias de incubação. Portanto, a alta variabilidade nas taxas de mineralização de N em resíduos orgânicos sugere grande dificuldade em sincronizar os períodos de maior liberação de N no solo com as fases de maior requerimento de N pelas plantas.

Palavras-chave: Amônio. Nitrato. Adubação orgânica.

NITROGEN MINERALIZATION RATE OF ORGANIC RESIDUES

ABSTRACT: The use of organic sources of N is an alternative in agricultural production systems. The knowledge of the mineralization rate of organic residues is a tool aiding the management of such fertilizers and in the prevention of possible environmental impacts.

The objective of this study was to quantify the net mineralization rate of N in soil fertilized with different organic residues (ORs). Soil samples from the A horizon of a very clayey typical dystroferric Red Latosol collected at the 0-0.15 m depth were utilized. The treatments were: poultry litter (18 t ha⁻¹); cattle manure (32 t ha⁻¹); organic compost (35 t ha⁻¹); worm humus (47 t ha⁻¹); residue from the manufacture of industrial gelatin (18 t ha⁻¹), and the control (without organic residue addition). The applied rate of each residue was based on maize N requirement. The experiment was set up in plastic containers with perforated lids containing 200 g of soil and maintained in a dark ambient at room temperature. The experimental design was completely randomized with five replicates. The contents of N as nitrate and ammonium in the soil were measured at 7, 14, 28, 63, 113, 146, 181, and 209 days of incubation. Chicken manure presented the highest rate of mineralized N. Bovine manure and industrial gelatin residue presented N immobilization in the first 49 days of incubation. Therefore, the high variability in N mineralization rates of organic residues suggests great difficulty in synchronizing the periods of higher N from ORs release in soil to meet phases in which N is highly required by plants.

Key words: Ammonium. Nitrate. Organic fertilizer.

INTRODUÇÃO

Entender a dinâmica do nitrogênio (N) no solo constitui fator importante para melhor aproveitamento deste elemento pelas plantas e, por conseguinte, maior eficiência da adubação nitrogenada (HAYNES, 2012). O processo de mineralização pode ser estimado através de modelos matemáticos, os quais podem ser utilizados para avaliar ou prever fenômenos observados ou dados experimentais e auxiliar no desenvolvimento de práticas adequadas de manejo do solo (CAMARGO et al., 2002). Um dos modelos de taxa de mineralização mais utilizados é uma simples equação exponencial, que considera a existência de somente uma forma de N potencialmente mineralizável (N₀), que se decompõe a uma taxa proporcional à sua concentração. Esse modelo foi proposto por Stanford e Smith (1972):

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad 1)$$

$$N = N_0 - N_t \quad 2)$$

Em que: N₀ = N total potencialmente mineralizável; N_t = N mineralizado até o tempo t; e k = constante de mineralização.

Desde a introdução do conceito de N potencialmente mineralizável (N₀) por Stanford e Smith (1972), vários modelos matemáticos têm sido surgidos para estimar o N₀. A maioria dos modelos compartimentaliza o N orgânico. Estes modelos exponenciais duplos consideram a existência de duas ou mais frações de N orgânico no processo de mineralização, sendo uma de caráter lábil e outra mais recalcitrante (MOLINA; CLAPP e

LARSON, 1980; INUBUSHI; WADA e TAKAI, 1985).

Através de estudos comparativos entre os modelos exponenciais simples e duplos ou outras funções, tem-se observado melhor ajuste com o uso da função exponencial dupla, especialmente para incubações de curto prazo (MOLINA; CLAPP e LARSON, 1980; DEANS; MOLINA e CLAPP, 1980; CABRERA e KISSEL, 1988). Entretanto, trabalhos como o de Hadas et al. (1986), utilizando o modelo de mineralização de cinética de primeira ordem, conforme Stanford e Smith (1972), também permitiram estimar os parâmetros N_0 e k com boa precisão. Camargo et al. (2002), fizeram uma revisão testando alguns modelos para prever o N potencialmente mineralizável e observaram que o melhor ajuste do N mineralizado foi obtido com modelos exponenciais simples, ao passo que a obtenção de ajustes nos modelos exponenciais duplos estava condicionada ao aumento de parâmetros na equação, que, justamente por isso, possibilita melhor ajuste.

O potencial de utilização dos resíduos orgânicos como prática de manejo de culturas ainda não é uma realidade, requerendo, para se expandir, a comprovação de sua viabilidade técnica, econômica e ambiental. O manejo de resíduos orgânicos como prática comum de adubação requer melhor entendimento da capacidade de transformação do N orgânico em N mineral (SÁNCHEZ et al., 2001). Assim, com este estudo, objetivou-se avaliar a taxa de mineralização líquida de N em solo que recebeu diferentes fontes de resíduos orgânicos, sob clima tropical em um Latossolo Vermelho distroférico típico muito argiloso.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi conduzido em casa de vegetação, onde amostras de solo foram armazenadas em recipientes plásticos com 0,08 m de diâmetro e 0,08 m altura e volume de 250 mL. As tampas destes recipientes foram perfuradas a fim de permitir trocas gasosas com o ambiente externo. Estes recipientes foram armazenados em bandejas de plástico, mantidos em ambiente escuro, para evitar o desenvolvimento de algas, e sujeitos às variações de temperatura ambiente.

As amostras de solo utilizadas no experimento foram provenientes do horizonte A de um Latossolo Vermelho Distroférico típico muito argiloso, sob pastagem de *Brachiaria decumbens*, com 2,5 % de matéria orgânica. A profundidade de coleta foi de 0-0,15 m. Uma alíquota do solo foi seca ao ar, passada em peneira de 2 mm e encaminhada para análise de fertilidade. De posse dos resultados dessa análise, calculou-se a necessidade de calagem pelo método de saturação por bases (CFSEMG, 1999). Para elevar a saturação por bases a 60 %, a dose calculada de calcário foi de 1 t ha⁻¹. Foi aplicado calcário com 12 % de MgO, 42 % de CaO e PRNT igual a 97 %, cerca de 50 dias antes da montagem do experimento. Na tabela 1, podem ser observadas características do solo antes e após a calagem. As análises das amostras de solo foram feitas de acordo com métodos padrão de Silva (1999).

Os recipientes plásticos foram preenchidos com cerca de 200 g de solo em base seca. Após enchimento dos potes, o solo foi umedecido com aproximadamente 50 mL de água

destilada, para elevar-se o teor de água a 60 % do espaço poroso saturado por água (% EPSA).

Tabela 1. Características do solo antes e após a calagem.

Característica	Antes da calagem	Após a calagem (solo inicial)
pH (H ₂ O)	5,6	6,3
P (mg kg ⁻¹)	6,2	7,5
K ⁺ (mg kg ⁻¹)	36,0	41,0
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	3,5	4,1
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,6	0,8
Al ³⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,0	0,0
H+Al (cmol _c kg ⁻¹)	3,2	2,9
Soma de bases (cmol _c kg ⁻¹)	4,2	5,0
CTC efetiva (cmol _c kg ⁻¹)	4,2	5,0
CTC a pH 7 (cmol _c kg ⁻¹)	7,4	7,9
Saturação por bases (%)	57,0	63,0
Saturação por Al (%)	0,0	0,0
C orgânico (g kg ⁻¹)	14,5	14,5
P-remanescente (mg kg ⁻¹)	20,0	11,0
¹ N total (g kg ⁻¹)	3,0	2,0
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	103,0	74,0
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	22,0	26,0
Argila (g kg ⁻¹)	690,0	-
Silte (g kg ⁻¹)	160,0	-
Areia (g kg ⁻¹)	150,0	-

¹N-total= N-orgânico + N-mineral (NO₃⁻+ NH₄⁺).

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado com cinco repetições e realizou-se o teste t ao nível de 5 % de probabilidade sobre as médias dos teores de nitrogênio encontradas ao fim do experimento de incubação.

Os tratamentos utilizados constituíram-se de cinco resíduos orgânicos e um controle sem adição de resíduo orgânico (CT), totalizando 30 unidades experimentais. Os resíduos orgânicos foram coletados em unidades agrícolas: esterco de aves (EA) de postura sob confinamento, esterco de bovino (EB) de leite em regime semi-estabulado e composto orgânico (CO), com resíduo vegetal + resíduo animal, sendo o resíduo animal composto de esterco bovino, agroindustriais: resíduo da fabricação de gelatina industrial (GE), fabricada a partir de colágeno bovino, e comerciais: húmus de minhoca (HU), feito também a partir de esterco bovino, representativas dos sistemas de produção típicos usados no sul do Estado de Minas Gerais. As doses dos resíduos utilizados foram correspondente a uma taxa de aplicação de 120 kg N ha⁻¹, seguindo recomendação da CFSEMG (1999) para cultura do milho, por esta ser exigente em nitrogênio, necessitando de maiores teores de adubação

nitrogenada (SANTANA, 1986). Com isso, logrou-se aplicar a mesma quantidade de N em todos os tratamentos, exceto no solo controle. O cálculo das doses dos resíduos orgânicos foi efetuado de acordo com Furtini Neto et al. (2001), apresentado na equação 3.

$$X = \frac{A}{\frac{B}{100} \frac{C}{100} \frac{D}{100} E} \quad 3)$$

Em que:

X = Quantidade de adubo orgânico a ser aplicada (kg ha⁻¹); A = Quantidade de nutriente a ser aplicada (kg ha⁻¹); B = Teor de massa seca do adubo ou resíduo (%); C = Teor do nutriente na matéria seca (%); D = Índice de conversão do nutriente, ou seja, taxa de mineralização do N orgânico a N-amônio, em função do tempo de aplicação, assumida em 50 %; e E = Índice de absorção do nutriente ou taxa de recuperação do N mineralizado pela cultura, que assumiu, nesse estudo, valor igual a 0,5.

Para fins de avaliação do valor agrônômico, os resíduos orgânicos utilizados foram analisados quimicamente (Tabela 2).

As amostras de solo foram analisadas de acordo com os métodos padrões de Silva (1999). Os teores de NO₃⁻ e NH₄⁺ foram obtidos pelo método padrão destilação-titulação (CANTARELLA e TRIVELIN, 2001). A extração de NO₃⁻ e NH₄⁺ do solo foi realizada com KCl 1 mol L⁻¹ (1:10). Após agitação, uma alíquota de 25 mL do sobrenadante foi destilada usando destilador Kjeldahl, com 0,2 g de MgO para NH₄⁺ e, na segunda titulação, com 0,2 g de liga de Devarda para NO₃⁻, a qual foi titulada com HCl 7,413 mmol L⁻¹. O N total foi determinado pelo método Kjeldahl e constituiu-se de: digestão da amostra para converter o N orgânico a NH₄⁺, destilação do extrato com base forte para liberação de NH₃ e titulação com HCl 71,43 mmol L⁻¹ em solução de H₃BO₃.

Tabela 2. Características químicas e massa seca dos resíduos orgânicos.

Características	EA¹	EB²	CO³	HU⁴	GE⁵
N total (g kg ⁻¹)	28	16	14	13	30
P (g kg ⁻¹)	14	2	3	3	6
K (g kg ⁻¹)	8	10	4	6	1
Ca (g kg ⁻¹)	69	8	16	12	124
Mg (g kg ⁻¹)	8	4	2	4	3
Cu (g kg ⁻¹)	67	21	49	20	13
Mg (g kg ⁻¹)	22	19	11	17	69
Zn (g kg ⁻¹)	596	110	114	467	468
C (%)	2	1,9	4,8	1,3	4,9
Massa seca (g kg ⁻¹)	925	939	968	782	903
C/N	0,71	1,19	3,43	1,00	1,63

¹Esterco de aves; ²Esterco de bovino; ³Composto orgânico; ⁴Húmus de minhoca; ⁵Resíduo da fabricação de gelatina industrial.

A análise do teor de C foi realizada por dois métodos: (i) método da perda por ignição,

adaptado de Combs e Nathan (1998); e (ii) método da oxidação por via úmida, adaptado de Combs e Nathan (1998). Em geral, observou-se que o método da oxidação por via úmida forneceu teores menores de C orgânico que o da perda por ignição. Essa diferença foi tanto maior quanto maior foi o teor de C orgânico. Por isso, para apresentação dos teores de C orgânico, utilizaram-se os maiores valores obtidos em cada método, por acharem-se esses mais coerentes com a natureza do material. Ambos os métodos são brevemente descritos abaixo.

A fim de garantir que as plantas não tivessem outros fatores limitantes, além do suprimento de N, em todos os tratamentos, foi feita adubação com base nas necessidades da cultura e na análise de solo, adaptando-se as recomendações de CFSEMG (1999) para este estudo. No dia da montagem do experimento, foram aplicados superfosfato simples e sulfato de potássio, desta maneira, conseguiu-se obter uma dose final de aplicação correspondente a 300 kg ha⁻¹ de K₂O e de P₂O₅ em todos os tratamentos. Foi também aplicada, em todos os tratamentos, uma dose de H₃BO₃ correspondente a 1 kg ha⁻¹, realizada junto às fontes orgânicas, cerca de 15 dias antes da incorporação dos adubos orgânicos ao solo. No tratamento controle, a aplicação de H₃BO₃ foi realizada diretamente no solo, no mesmo dia da aplicação nos resíduos orgânicos nos demais tratamentos.

A incubação foi realizada por um período de 209 dias. A umidade do solo foi mantida para que o teor de água ocupasse 60 % do espaço poroso saturado por água (% EPSA). Esta umidade foi monitorada durante todo o período de duração do experimento, através do peso dos recipientes com solo, completando-o sempre que necessário com água destilada.

Aos 7, 14, 28, 63, 113, 146, 181 e 209 dias de incubação, foram recolhidos de cada unidade experimental aproximadamente 10 cm³ de solo para quantificação dos teores de N nas formas de nitrato e amônio (CANTARELLA e TRIVELIN, 2001). Como o solo foi retirado por volume, mediu-se a umidade naquele momento, para que os resultados fossem expressos em base seca ao ar.

O cálculo do N mineralizado em cada tratamento foi efetuado medindo-se o N mineral (nitrato + amônio) ao término de cada período de incubação, subtraído do N mineral quantificado no início do experimento. Assim, obteve-se a mineralização líquida de N de cada resíduo orgânico. Em todos os cálculos, descontou-se o efeito da mineralização da matéria orgânica originalmente contida no solo. Para tal, utilizaram-se os valores de N mineral do tratamento controle.

A equação 4 descreve a fórmula utilizada para o cálculo da taxa de mineralização:

$$\text{Taxa de mineralização} = \frac{\frac{a}{A} \times 100}{t} \quad (4)$$

Em que: a = quantidade de N liberada do adubo orgânico após t dias; A = quantidade de N do adubo orgânico na dose aplicada ao solo; e t = número de dias de incubação.

Essa equação é algebricamente idêntica a de Stanford e Smith (1972), mas omitiu-se o sinal negativo existente na equação original por entender-se que o decréscimo na quantidade de N orgânico já estava implícito na expressão “taxa de mineralização”. Assim, ao longo deste trabalho, valores positivos para a taxa de mineralização indicam que N foi convertido da forma orgânica à mineral. Valores negativos para essa taxa indicam o oposto, isto é, que houve diminuição na quantidade N mineral e aumento do N orgânico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 estão apresentadas as variáveis analisadas no solo no início do experimento e no solo que recebeu resíduo orgânico conforme cada tratamento, ao fim da incubação.

Tabela 3. Variáveis analisadas no solo de cada tratamento, após 209 dias de incubação e variáveis analisadas no início do experimento.

Característica	Solo (inicial) ¹	CT ²	EA ³	EB ⁴	GE ⁵	CO ⁶	HU ⁷
N-total (g kg ⁻¹)	2	0,2	3	2	2	2	2
pH (H ₂ O)	6,3	6	6,2	6,1	6,8	6,2	6,1
P (mg kg ⁻¹)	7,5	12,4	29,4	11,5	11,3	12,1	12,7
K (mg kg ⁻¹)	41	110	117	117	78	110	117
Ca (cmol _c kg ⁻¹)	4,1	5,2	5,7	5,3	7,5	5,7	5,3
Mg (cmol _c kg ⁻¹)	0,8	1,2	1,3	1,5	1,3	1,5	1,5
Al (cmol _c kg ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0
H+Al (cmol _c kg ⁻¹)	2,9	2,5	2,1	2,3	1,5	2,3	2,3
SB (cmol _c kg ⁻¹)	5	6,8	7,3	6,9	9	7,4	7,2
t (cmol _c kg ⁻¹)	5	6,8	7,3	6,9	9	7,4	7,2
T (cmol _c kg ⁻¹)	7,9	9,3	9,4	9,4	10,5	9,7	9,5
V(%)	63	73,2	77,6	75,3	86	76,3	75,7
m (%)	0	0	0	0	0	0	0
C orgânico (g kg ⁻¹)	15	8	10	12	8	12	11
P-rem (mg kg ⁻¹)	11	14	17	16	11	15	16

¹Solo no início do experimento (antes da adubação orgânica); ²Controle; ³Esterco de aves; ⁴Esterco de bovino; ⁵Resíduo da fabricação de gelatina; ⁶Composto orgânico; ⁷Húmus de minhoca.

Observa-se que houve pequena variação (teste t a 5 %) no pH do solo ao fim do experimento em relação ao valor inicial. O pH apresentou uma tendência a diminuir seu valor nos tratamentos CT, EA, EB, HU e CO. Isso pode ser atribuído tanto à mineralização da matéria orgânica do solo, verificada pela diminuição dos teores de C orgânico, quanto à mineralização do material orgânico aplicado. Durante o processo de decomposição da matéria orgânica, ocorre a liberação de produtos metabólicos que causam acidificação, como a produção de ácido carbônico e de prótons resultantes da ionização de grupos carboxílicos (ANJOS; PEREIRA e RAMOS 1999). Provavelmente, a liberação de prótons

resultantes dos metabolitos reativos da microbiota do solo contribuiu para abaixar o pH do solo, bem como para que este cátion ocupasse sítios de adsorção, uma vez que a energia de ligação entre os coloides e o H^+ é superior à existente entre os coloides e os cátions básicos. Houve, conseqüentemente, uma elevação na acidez potencial ($H + Al$) (Tabela 3).

Os incrementos observados nos teores dos cátions básicos (Ca, Mg e K), bem como nos teores de P disponível e P remanescente, podem ser atribuídos à adubação mineral, feita com superfosfato simples e sulfato de potássio antes da montagem do experimento. Os incrementos verificados nas demais variáveis (Tabela 3) são, conseqüentemente, atribuídos ao aumento nos teores daqueles nutrientes, propiciado pela adubação e calagem utilizada em cada tratamento.

Verificou-se que só ocorreu significativo (teste t a 5 %) incremento no teor de N-total (N orgânico + N inorgânico) do solo quando o N foi suprido via EA. Contudo, nota-se que o tratamento CT (controle) apresenta redução no valor de N-total. Nos demais tratamentos, o N-total permaneceu inalterado (Tabela 3). Assim, uma maior fração do N-total ao fim do experimento (209 dias após a incubação) é constituída por N inorgânico.

Na Figura 1, são apresentadas as curvas das taxas de mineralização e as quantidades de N mineralizado em cada tratamento durante os 209 dias de incubação. Observa-se que nos primeiros sete dias de incubação as taxas de mineralização apresentaram grande variação entre os tratamentos, sendo que a maior foi verificada no tratamento EA e a menor no tratamento CT. Estes resultados eram esperados, pois no solo do tratamento controle não foi adicionado resíduo orgânico. Esta variação pode ser atribuída à grande heterogeneidade da natureza química e física dos resíduos orgânicos. Além disso, a interferência na atividade da microbiota do solo, induzida pelo manuseio e preparo das amostras (CAMARGO et al., 2002), pode ter contribuído para essas variações no período inicial de incubação. Em razão disso, pode ser omitido o tempo zero no estudo da taxa de mineralização de N no solo (STANFORD e SMITH, 1972).

As maiores taxas de mineralização no período inicial de incubação podem ser atribuídas à mineralização da parte da matéria orgânica de fácil decomposição (CURTIN e WEN, 1999), restando, após a decomposição desses compostos orgânicos, os resíduos orgânicos de alta estabilidade química e de decomposição mais lenta (MIELNICZUCK et al., 2003). No tratamento CT, houve imobilização de N nas primeiras quatro semanas de incubação (Figura 1). Isto pode ser atribuído ao fato de que a fração da matéria orgânica do solo mais facilmente decomposta, representada pela fração leve da matéria orgânica (FL-MOS), é rapidamente decomposta (Curtin e Wen, 1999). Estes autores observaram também, que o decréscimo do N da FL-MOS, durante incubação em laboratório, é equivalente a 25-60 % do N mineralizado durante as quatro semanas iniciais de incubação. Além disso, o manejo do solo pode estimular a respiração microbiana no período inicial de incubação (MARQUES et al., 2000), elevando a taxa de decomposição de C. Isto sugere que há um relativo aumento da relação C/N no solo, o qual pode, conseqüentemente, resultar em re-imobilização do N mineralizado inicialmente (CURTIN e WEN, 1999). Após as quatro

semanas iniciais, nota-se que, no tratamento CT, a taxa de mineralização foi crescente até aproximadamente 110 dias (Figura 1). Entretanto, com o avanço do período de incubação, observou-se um decréscimo na taxa de mineralização, concordando com observações de Stanford e Smith (1972), segundo o qual os valores de N_0 e k são menores quando há menor quantidade de substrato mais lábil de N para os microrganismos decompositores do solo.

Nos tratamentos em que se aplicaram resíduos orgânicos, verificou-se variação entre suas respectivas taxas de mineralização, no sentido de que essas ora aumentam, ora diminuem. Este fato pode indicar a necessidade de N pela microbiota, para que se verifique a plena ação dos microrganismos na ciclagem do N e na decomposição dos resíduos incorporados (MARQUES et al., 2000).

Observa-se que as maiores taxas de mineralização (Figura 1) ocorreram aos 7, 14, 63 e 113 dias nos tratamentos CT e CO; GE; HU e EB; e EA. Durante todo o período de incubação, porém, o tratamento EA apresentou maior quantidade de N mineralizado (Figura 1). Os tratamentos HU e CO, aos 28 dias após a incubação, mineralizaram baixas quantidades de N; ao passo que os demais tratamentos apresentaram imobilização de N nesse período (Figura 1). Assim, os períodos em que ocorre maior liberação de N pelos resíduos orgânicos não coincidem com o período em que a maioria das culturas requer maior quantidade de N, que é aproximadamente 30-45 dias após o plantio. Tal fato poderia explicar a baixa produtividade geralmente observada em cultivos orgânicos (MÄDER et al., 2002) em função da restrição e indisponibilidade de N no sistema, advindas de um manejo inadequado de adubos orgânicos, bem como perdas de N por lixiviação devido à baixa retenção do nitrato pelo solo, ou, mesmo, por imobilização de N pelos decompositores.

As quantidades de amônio e nitrato mineralizadas ao fim do período de incubação seguiram a seguinte ordem: CT < EB < CO < GE < HU < EA. A maior taxa de mineralização do EA também foi observada por Carneiro et al. (2013). A menor mineralização de N (Figura 2) nos tratamentos CO e EB, em comparação com os tratamentos HU e EA, pode ser atribuída à maior relação C/N nos tratamentos CO e EB, quando comparados aos HU e EA. O N remanescente estará na forma mais estável, ou seja, de difícil decomposição (EGHBALL, 2000). Observa-se (Figura 1) que a utilização do resíduo da fabricação de gelatina apresentou imobilização de N no início (~50 dias) e no fim (~180 dias) do período de incubação, sendo que, entre esses dois períodos ocorreu uma gradual liberação de N para o sistema. Esta liberação de N foi maior entre 140 e 180 dias. Porém, a quantidade de N assim mineralizada foi inferior à quantidade de N mineralizada no tratamento EA. Por isso, sugere-se que o resíduo da fabricação de gelatina seja aplicado 50 dias antes do plantio, ocasião em que começará a liberar o N. Alternativamente, pode-se aplicar o resíduo da fabricação de gelatina na época da semeadura, mas, então, deve-se adicionar N na adubação de plantio, para que a imobilização de N por decompositores não restrinja a oferta de N à cultura adubada.

Em estudos semelhantes, Carneiro et al. (2013) e Kuhnen (2013) não observaram imobilização do N nos dias iniciais de incubação (15 dias), após a aplicação de EB.

Contudo, o EB utilizado por estes autores apresentava-se com alta relação C/N, 11,1 e 24, respectivamente. Já o EB utilizado neste estudo apresentou uma relação C/N de 1,19, o que pode ter favorecido a imobilização do N, nos dias iniciais de incubação.

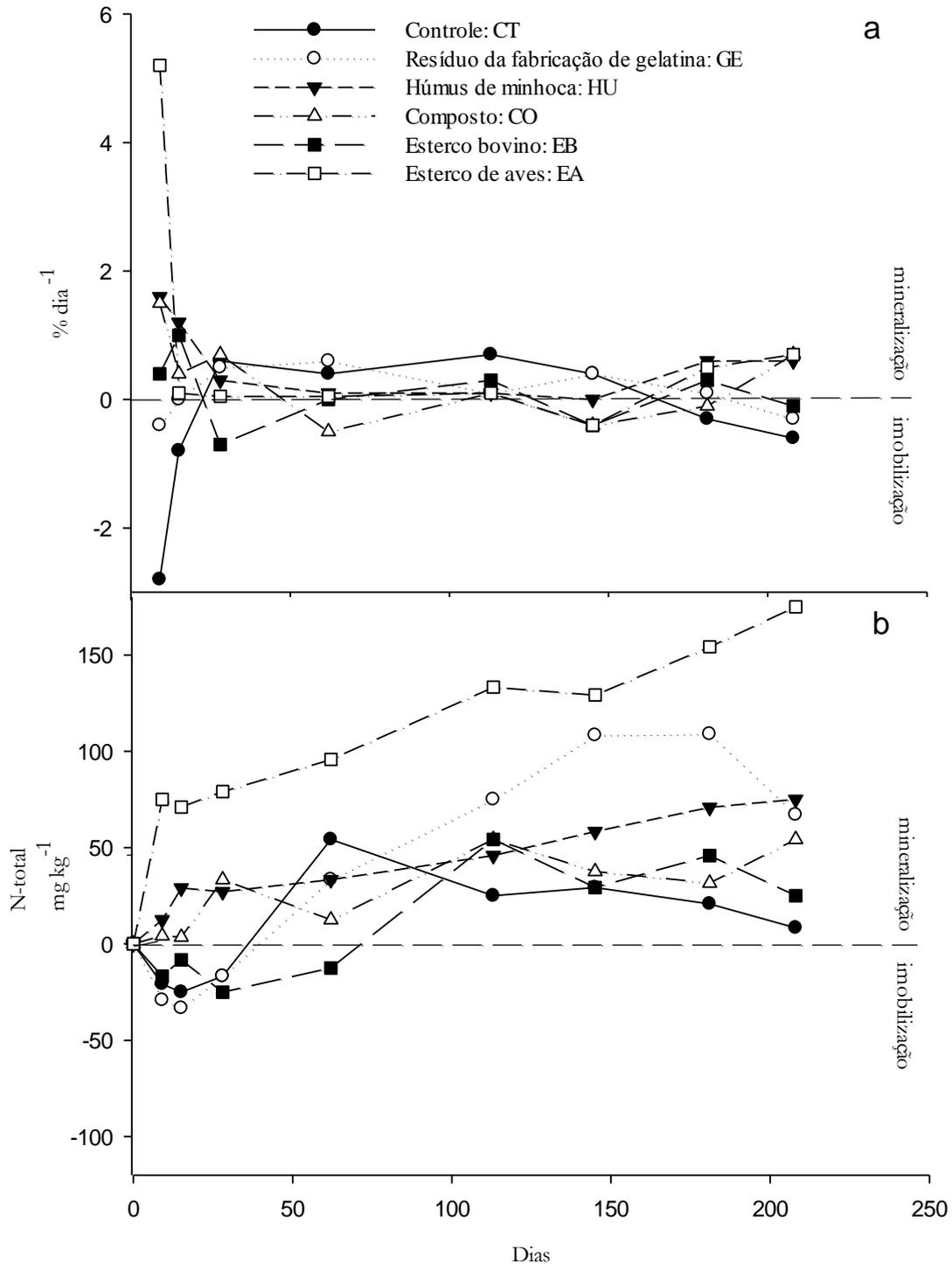


Figura 1. Curvas de taxa de mineralização por dia (a) e quantidade de N-total= N-orgânico + N-mineral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) mineralizado (b) nos vários tratamentos, durante 209 dias de

incubação.

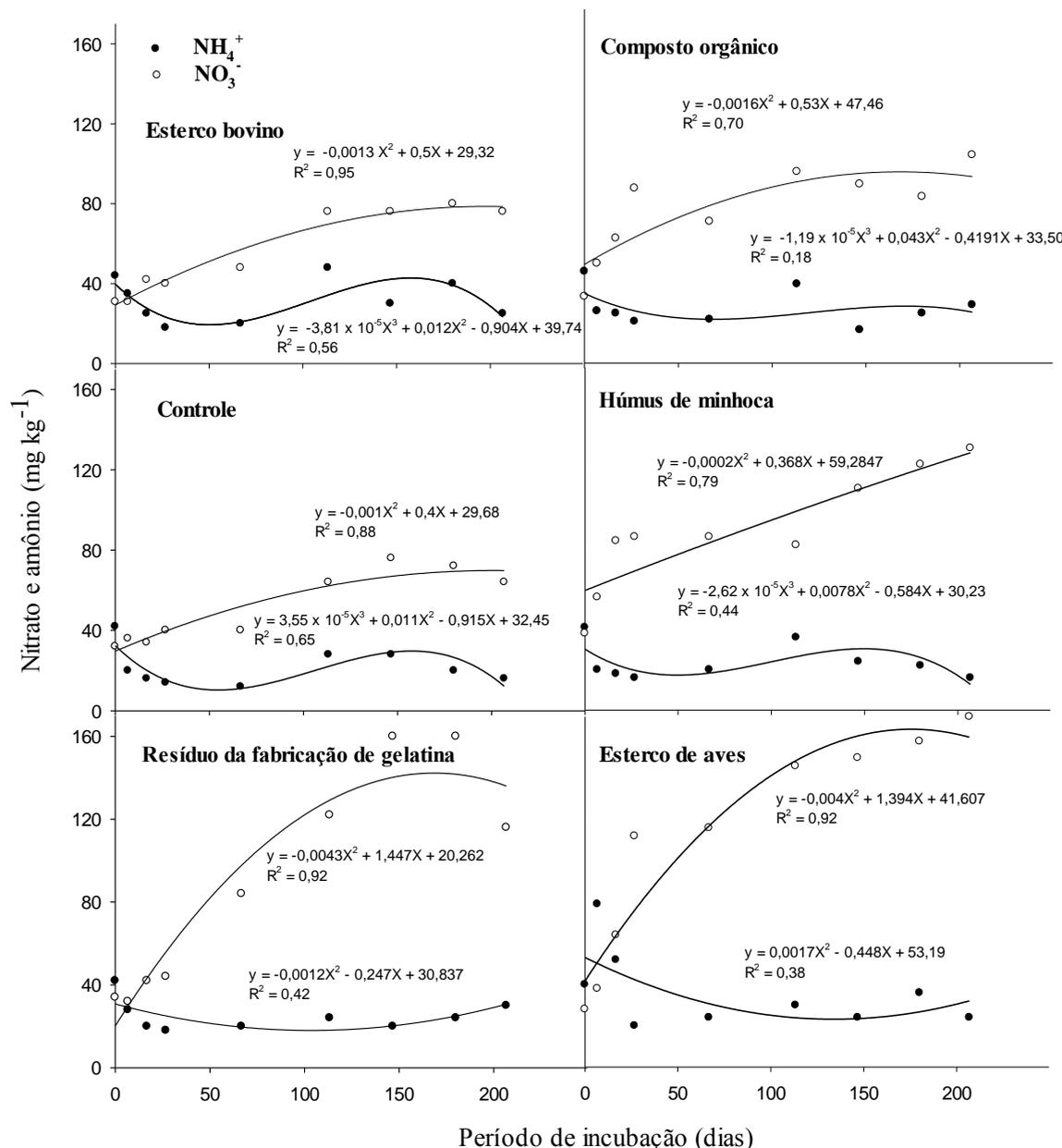


Figura 2. Mineralização acumulada de N nas formas de nitrato e amônio em cada tratamento, para períodos de incubação de até 209 dias.

De modo geral, os teores de nitrato e amônio mostraram a mesma tendência em todos os tratamentos (Figura 2). Resultados semelhantes foram observados por Carneiro et al. (2013), também observando a variação nos teores de nitrato e amônio de acordo com o resíduo adicionado. Ocorreu também um decréscimo no teor de amônio, que pode ser atribuído a nitrificação (LEMOS; SALCEDO e SAMPAIO, 1988). Além disso, o amônio pode ser imobilizado mais rapidamente que o nitrato, por causa da diferença qualitativa do tipo de população microbiana que se desenvolve (MARQUES et al., 2000; CARNEIRO et

al., 2013). Essa relação poderia ter sido ainda maior, ou seja, maior produção de nitrato em relação ao amônio. Segundo Lemos; Salcedo e Sampaio (1988), pode-se ter desnitrificação em sistema de mineralização fechado (sem percolação), uma vez que o nitrato acumulado por longo tempo pode ser incorporado no protoplasma dos decompositores. Embora o solo tenha sido mantido com teor de água adequado, 60 % do volume total de poros, a desnitrificação pode, mesmo assim, ocorrer em microssítios no interior de microagregados (STRONG; SALE e HELYAR, 1997).

Conforme mencionado por Silva; Vale e Guilherme (1994), as plantas geralmente preferem um suprimento balanceado de nitrato e amônio. Por outro lado, a predominância de N na forma de nitrato, refletida pela alta relação N-nitrato/N-amônio, pode ser indesejável, visto que é causa de preocupação ambiental pela sua grande mobilidade do nitrato para além da zona radicular, com menor eficiência no aproveitamento de N pelas plantas e grande potencial poluidor, principalmente quando há predominância de cargas negativas na superfície dos colóides do solo. Dessa maneira, o nitrato que o solo não consegue reter, pode ser mais lixiviado para as camadas subsuperficiais. (ANDRADE e MATIAZZO, 2000; ALJAZZAR e AL-QINNA, 2016).

Nos tratamentos CT, CO, EA e EB, as quedas no teor de amônio (Figura 2) mostram o efeito da imobilização de N pela microbiota do solo (MARQUES et al., 2000). Os picos de amônio observados no tratamento EB, no período de 60 a 180 dias, podem ser atribuídos à presença de substâncias liberadas pela decomposição do EB, à atividade ou especificidade da biomassa, e que devem ter estimulado a maior produção de N-amônio (amonificação) (MARQUES et al., 2000).

CONCLUSÃO

O tratamento esterco de aves apresentou liberação de N desde o início do período de incubação. Este resíduo deve ser aplicado no momento do plantio. No que se refere à utilização dos resíduos húmus de minhoca e composto orgânico, sugere-se que estes resíduos sejam aplicados aproximadamente 15 dias antes do plantio. Em relação ao resíduo esterco de bovino e resíduo da fabricação de gelatina industrial, recomenda-se que estes sejam aplicados aproximadamente 45 dias antes do plantio. Com essas estratégias de manejo da adução orgânica, a alta variabilidade nas taxas de mineralização de N destes resíduos não prejudica o suprimento de N às plantas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento e concessão de bolsas de estudo; e o Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (DCS - UFLA) pela infraestrutura e apoio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALJAZZAR, T.; AL-QINNA, M. Assessment of nitrate transport parameters using the advection-diffusion cell. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 23, n. 22, p.23145-23157, 2016.

ANDRADE, C. A.; MATIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 28, n. 58, p.59-72, 2000.

ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; RAMOS, D. P. Matéria orgânica e pedogênese. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. cap. 4, p. 91-116.

CABRERA, M. L.; KISSEL, D. E. Potentially mineralizable nitrogen in disturbed soil samples. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, n. 4, p.1010-1015, 1988.

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; RIBOLDI, J.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A. Empirical models to predict soil nitrogen mineralization. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, n. 3, p.393-399, 2002.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2001. v. 1, cap. 19, p. 270-276.

CARNEIRO, W. J. O.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; VILLELA SAVIAN, T. Mineralização de nitrogênio em Latossolos adubados com resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p.715-725, 2013.

COMBS, S. M.; NATHAN, M. V. Soil organic matter. In.: BROWN, J. R. (ed.) **Recommended Chemical Soil Test Procedures: for the North Central Region**. Missouri: Agricultural Experiment Station SB 1001. North Central Regional Research Publication, 1998. v. 221, cap. 12, p. 53-58.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS - CFSEMG. **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa: CFSEMG, 1999. 359 p.

CURTIN, D.; WEN, G. Organic matter fractions contributing to soil nitrogen mineralization potential. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 2, p.410-415, 1999.

DEANS, J. R.; MOLINA, J. A. E.; CLAPP, C. E. Models for predicting potentially mineralizable nitrogen and decomposition rate constants. **Soils Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, n. 2, p.323-326, 1986.

EGHBALL, B. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or
Cultura Agrônômica, Ilha Solteira, v.27, n.2, p.341-355, 2018

compost. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 6, p.2024-2030, 2000.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R.; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 252 p.

HADAS, A.; FEIGENBAUM, S.; FEIGIN, A.; PORTNOY, R. Nitrogen mineralization in profiles of differently managed soil types. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, n. 2, p.314-319, 1986.

HAYNES, R. J. R. J. **Mineral nitrogen in the plant-soil system**. Elsevier: Academic Press, 2012. 495 p.

INUBUSHI, K.; WADA, H.; TAKAI, Y. Easily decomposable organic matter in paddy soil. VI. Kinetics of nitrogen mineralization in submerged soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 31, n. 4, p.563-572, 1985.

KUHNEN, F. **Mineralização de nitrogênio de solos e de resíduo orgânico em laboratório e em campo**. 2013. 75 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

LEMONS, E. E. P.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, V. S. B. Comparação entre o N mineralizado através de incubações com e sem percolação e o N absorvido pelo milho em solo Podzólico Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, n. 2, p.127-130, 1988.

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; VASCONCELLOS, C. A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G. E.; CRUZ, J. C. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização de nitrogênio em Latossolo vermelho-amarelo com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 3, p.581-589, 2000.

MÄDER, P.; FLIESSBACH, A.; DUBOIS, D. GUNST, L.; FRIED, P.; NIGGLI, U. Soil fertility and biodiversity in organic farming. **Science**, Washington, v. 296, n. 5573, p.1694-1697, 2002.

MIELNICZUCK, J.; BAYER C.; VEZZANI, F. M; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F; DEBARBA, L. Manejo do Solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURI, N; MARQUES J. J.; GUILHERME, L. R. G. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ V., V. H. (eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, cap. 3, p. 209- 248.

MOLINA, J. A. E.; CLAPP, C. E.; LARSON, W. E. Potentially mineralizable nitrogen in soil: the simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, n. 2, p.442-443, 1980.

SÁNCHEZ, J. E.; WILLSON, T. C.; KIZILKAYA, K.; PARKER, E.; HARWOOD, R. R. Enhancing the mineralizable nitrogen pool through substrate diversity in long term cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, n. 5, p.1442-1447,

Cultura Agrônômica, Ilha Solteira, v.27, n.2, p.341-355, 2018

2001.

SANTANA, M. B. M. **Adubação nitrogenada no Brasil**. Ilhéus: CEPLAC / Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1986. 290 p.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. do; GUILHERME, L. R. G. Efeito da calagem na mineralização do nitrogênio em solos de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, n. 3, p.471-476, 1994.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa, 1999. 370 p.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, n. 2, p.465-472, 1972.

STRONG, D. T.; SALE, P. W. G.; HELYAR, K. R. Initial soil pH affects the pH at which nitrification ceases due to self-induced acidification of microbial microsites. **Australian Journal Soil Research**, Melbourne, v. 35, n. 3, p.565-570, 1997.