

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO DO SORO ÁCIDO DE LEITE.

Fernando Kuhnen
Engenheiro Agrônomo

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
Fevereiro de 2010

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO DO SORO ÁCIDO DE LEITE.

Fernando Kuhnen

Orientadora: Profa. Dra. Mara Cristina Pessôa da Cruz

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo).

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
Fevereiro de 2010

K95m Kuhnen, Fernando
Mineralização do nitrogênio do soro ácido de leite / Fernando
Kuhnen. -- Jaboticabal, 2010
viii, 45 f. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2010
Orientadora: Mara Cristina Pessôa da Cruz
Banca examinadora: Ronaldo Severiano Berton, Manoel Evaristo
Ferreira
Bibliografia

1. Soro de leite-ensaio de mineralização. 2. Soro de leite-N-
inorgânico. 3. Soro de leite-resíduo orgânico. I. Título. II. Jaboticabal-
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 613.287.5

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

FERNANDO KUHNEN – nascido em 19 de julho de 1985, na cidade de Paranaíba – PR, graduou-se em Agronomia pela Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), em fevereiro de 2008. Em março de 2008 iniciou o curso de Mestrado no Programa de Pós-graduação em Agronomia (Ciência do Solo), na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), UNESP, Campus de Jaboticabal – SP. Durante o mestrado foi bolsista da FAPESP e participou de duas reuniões científicas: XXVIII FertBio, Londrina (PR), 2008, e XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Fortaleza (CE), 2009. Na primeira participou como co-autor em dois resumos expandidos, “Mineralização do nitrogênio do lodo biológico da indústria de gelatina” e “Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico da indústria de gelatina”. No Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, apresentou o trabalho “Mineralização do nitrogênio do soro ácido de leite aplicado em Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho” e participou como co-autor em três resumos expandidos: “Resposta dos capins marandu e xaraés à aplicação do soro ácido de leite”, “Adubação nitrogenada para alface crespa cv. Vanda” e “Adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho em função de plantas de cobertura”.

DEDICO

Aos meus pais, Ancelmo Kuhnen e
Valnice Ricken Kuhnen, pelo incentivo
e carinho em todos os momentos de minha vida.

Aos meus irmãos Ivan, Marcos e Marcelo
pelo apoio durante toda caminhada.

À Lays Emanuelle, minha companheira,
amiga e cúmplice em todos os momentos.

À Professora Mara, não somente pela orientação,
mas também pela amizade, aconselhamentos,
dedicação, paciência, confiança...

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por mais esta oportunidade em minha vida.

Ao Prof. Dr. Manoel Evaristo Ferreira, pelos aconselhamentos e sugestões para a realização deste trabalho.

Ao amigo Carlos Alberto Kenji Taniguchi, pelas orientações e paciência durante as análises laboratoriais, por quem tenho muita estima.

À Selma Guimarães Figueiredo, técnica do laboratório de Fertilidade do Solo, pelo carinho e a quem agradeço de coração por ser minha amiga.

Aos amigos Felipe Batistella Filho e Thiago de Barros Sylvestre, pela amizade e companheirismo durante toda a caminhada.

Aos amigos Getúlio de Freitas Seben, Lígia e Eduardo pela amizade.

Aos amigos Leonardo Mella de Godoi, Juan Gabriel, Rita de Cássia Melo Guimarães, Thiago Martins dos Santos e Ana Flávia Gouveia de Faria, pela amizade e apoio na realização desse trabalho.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela bolsa de mestrado concedida.

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, pela oportunidade.

A todos que contribuíram para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	vi
SUMMARY	vii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Soro ácido de leite	3
2.2 Mineralização de resíduos orgânicos	5
2.3 Comparação de métodos para determinar a mineralização do nitrogênio.....	7
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	10
3.1 Solos.....	10
3.2 Soro ácido de leite	11
3.3 Mineralização do soro ácido de leite.....	13
3.3.1 Mineralização do carbono	13
3.3.2 Mineralização do nitrogênio	15
3.3.2.1 Método de incubação sem lixiviação	15
3.3.2.2 Método de incubação com lixiviação	17
3.4 Experimento em casa de vegetação.....	18
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	21
4.1 Mineralização do soro ácido de leite.....	21
4.1.1 Mineralização do carbono orgânico.....	21
4.1.2 Mineralização do nitrogênio	25
4.2 Comparação de métodos.....	32
5 CONCLUSÕES	37
6 REFERÊNCIAS.....	38

MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO DO SORO ÁCIDO DE LEITE

RESUMO – O soro de leite é o principal resíduo da fabricação de queijos, e a sua composição química permite o uso como fertilizante. Para melhorar a eficiência da aplicação, é necessário conhecer a fração de mineralização do nitrogênio orgânico do soro. Com este trabalho, pretende-se avaliar a fração de mineralização do N do soro ácido de leite e comparar métodos de incubação de solo usados para determinar a taxa de mineralização do nitrogênio. Para determinar a fração de mineralização do N orgânico do soro, foram conduzidos dois experimentos em laboratório, ambos de incubação do solo com doses de soro por 126 dias, um com e outro sem lixiviação, utilizando Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho. Em casa de vegetação, foi conduzido experimento com os mesmos solos e milho como planta-teste. As doses de soro avaliadas nos experimentos de laboratório e casa de vegetação foram 0; 101; 203; 304 e 405 m³ ha⁻¹, que corresponderam a 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha⁻¹ de N. Os resultados de mineralização do N nos experimentos em laboratório foram ajustados ao modelo cinético de primeira ordem, e cálculos de correlação foram feitos entre variáveis obtidas nos experimentos em laboratório e em casa de vegetação para estimar a capacidade dos métodos de laboratório de prever a disponibilidade de N. A fração de mineralização do nitrogênio do soro ácido de leite, média dos dois solos, é de 50% com o método de incubação com lixiviação, e de 35% com o método sem lixiviação. Apesar de o coeficiente de correlação entre o N absorvido pelo milho e o N mineralizado ter sido semelhante com os dois métodos, a diferença na fração de mineralização entre os métodos com e sem lixiviação não recomenda o seu uso alternativo para cálculo das taxas de aplicação do soro ácido de leite.

Palavras-chave: ensaio de mineralização, N-inorgânico, resíduo orgânico.

NITROGEN MINERALIZATION FROM ACID WHEY

SUMMARY – Whey is the main residue from the manufacture of cheese and its chemical composition allows the use as fertilizer. To improve the efficiency of use it is necessary to know the fraction of organic nitrogen mineralization in the whey. This study aims to assess the N mineralization from acid whey and to compare methods of soil incubation used to determine the mineralization rate. Two incubation experiments were conducted in laboratory for 126 days, with and without leaching, to determine the mineralization of organic N in whey, using an Ultisol and an Oxisol. A greenhouse experiment was carried out with the same soils and maize as test plant. In all experiments, the whey rates were 0, 101, 203, 304 and 405 m³ ha⁻¹, corresponding to 0, 80, 160, 240 and 320 kg ha⁻¹ N. The results of N mineralization in laboratory experiments were fitted to the model first-order kinetic and correlation were made between variables obtained in laboratory experiments and greenhouse conditions to estimate the capacity of laboratory methods to predict N availability. The mean fraction of nitrogen mineralization of acid whey obtained with the methods with and without leaching is 50% and 35%, respectively. Although the correlation coefficients between N uptake by maize and N mineralized were similar, the difference in the fraction of mineralization between the methods with and without leaching does not recommend its alternative use to calculate the application rates of acid whey.

Keywords: mineralization assay, inorganic N, organic waste.

1 INTRODUÇÃO

O soro de leite é subproduto da fabricação de queijos. Desde 2003, a produção brasileira de queijos vem crescendo, e chegou, em 2007, a 580 mil toneladas (EMBRAPA, 2008). Admitindo a proporção de 1 kg de queijo para 9 kg de soro (ROBBINS et al., 1996), a quantidade total estimada para o ano de 2007 foi de 5,22 bilhões de litros de soro, quantidade que está além da capacidade de uso da própria indústria de alimentos (GIROTO & PAWLOWSKY, 2001). Devido à presença de nutrientes e à ausência de componentes indesejáveis em sua composição, existe a possibilidade de uso do soro como fertilizante.

O interesse na utilização de resíduos orgânicos na agricultura está, particularmente, no fornecimento de nitrogênio, nutriente de manejo difícil e de custo elevado. O manejo difícil decorre, em parte, do comportamento do nitrato no solo. Nos resíduos orgânicos, o nitrogênio está como componente estrutural das moléculas orgânicas, embora a forma amoniacal também possa estar presente. O nitrato é a forma final dos processos de transformação microbiana do nitrogênio orgânico, é a forma mineral predominante nos solos aerados e a principal forma de nitrogênio absorvida pelas plantas. É também facilmente perdido por lixiviação, e o aumento do teor de nitrato na água limita o consumo humano. Assim, o nutriente de maior interesse pode transformar-se em um problema ambiental se o manejo não for correto.

Para tornar a aplicação dos resíduos mais segura, são necessários estudos que permitam estimar a mineralização do nitrogênio para, a partir dela, definir taxas de aplicação que forneçam a quantidade de nitrogênio adequada para as plantas, com o mínimo risco para o ambiente. Na Norma Técnica P4.230 (CETESB, 1999), estão

propostos métodos de incubação de solos que podem ser usados para determinar a mineralização do nitrogênio em função do tempo e, a partir dela, calcular a taxa de aplicação do resíduo.

Tradicionalmente, o método de incubação de solo mais utilizado para avaliar a mineralização do nitrogênio é o de STANFORD & SMITH (1972), feito em colunas de vidro para percolação, contendo solo, que é submetido à lixiviação com solução salina em tempos preestabelecidos. Em outro método, as amostras são incubadas em recipientes de plástico, destruídas em cada tempo de avaliação, e o N-mineral é extraído com solução salina. O primeiro é designado método de incubação com lixiviação, e o outro, sem lixiviação. Em ambos, é admitido que a taxa de mineralização do N orgânico é proporcional ao substrato mineralizável do solo, mas devido às condições diferentes a que as amostras são submetidas em cada caso, os resultados podem não ser semelhantes.

Com este trabalho, pretende-se avaliar a fração de mineralização do N do soro ácido de leite e comparar os métodos de incubação de solo usados para determinar a taxa de mineralização de nitrogênio.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Soro ácido de leite

A fabricação de queijo é um método de transformação de componentes do leite em produto de fácil conservação, menor volume, alto valor nutritivo, sabor agradável e boa digestibilidade. A produção mundial de queijos está em torno de 14 milhões de toneladas por ano (GUIMARÃES et al., 2008). Neste processo, não há conversão de cem por cento da matéria-prima em queijo (GIROTO & PAWLOWSKY, 2001), e um dos resíduos é o soro. A composição e o tipo de soro produzido variam em função dos processos tecnológicos empregados, do leite utilizado e do produto fabricado (MARWAHA & KENNEDY, 1988). Os principais tipos de soro são: o soro doce, obtido na coagulação enzimática do leite e resultante da fabricação dos queijos *cheddar* e *mozarela*, e o soro ácido, obtido na coagulação ácida do leite e resultado da preparação de queijo *cottage* (KOSIKOWSKI, 1979; LIZIEIRE & CAMPOS, 2006) e de queijo *petit suisse*.

O soro apresenta, em sua composição, aproximadamente 93 a 94% de água, 4,4 a 5,0% de lactose, 0,7 a 0,9% de proteínas solúveis e 0,6 a 1,0% de sais minerais (GIROTO & PAWLOWSKY, 2001; SGARBIERI, 2004). Devido a sua composição, o soro apresenta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) elevada (40.000 a 60.000 mg L⁻¹) e, por isso, não pode ser descartado em cursos de água (BEN-HASSAN & GHALY, 1993). Por outro lado, apresenta concentrações de potássio e de nitrogênio que viabilizam seu uso como fertilizante. GHERI et al. (2003) apresentaram a seguinte caracterização para o soro ácido de leite (resíduo da fabricação de queijo *petit suisse*):

pH, 4,4; C orgânico, 25 g L⁻¹; N, 0,6 g L⁻¹; K, 1,6 g L⁻¹; P, 0,6 g L⁻¹; Ca, 1,0 g L⁻¹; Mg, 0,1 g L⁻¹; e S, 0,05 g L⁻¹. A relação C/N, em torno de 40, indica predomínio inicial de imobilização em relação à mineralização de N, no processo de decomposição.

O uso agrícola do soro já foi avaliado experimentalmente e predominam efeitos benéficos em solos e respostas positivas de plantas, mas as doses empregadas são muito variáveis e não obedecem a regras definidas. PETERSON et al. (1979) obtiveram maior produção de milho, em experimento em campo, com aplicação de 846 m³ ha⁻¹ de soro, e MODLER (1987) relatou produção de 3,2 t de grãos de milho com aplicação de 640 m³ ha⁻¹. Para fertirrigação de pastagens na Nova Zelândia, PARKIN et al. (1986), citados por RADFORD et al. (1986), recomendaram a aplicação de 40 m³ ha⁻¹ por ano de soro porque, com esta dose, são fornecidas quantidades de N, P e K equivalentes às recomendadas na forma de fertilizantes convencionais, e porque essa quantidade de soro é economicamente mais interessante do que a aplicação de 500 kg de superfosfato simples mais 50 kg de ureia, desde que a distância entre a fazenda e o laticínio não ultrapasse 10 km. GHERI et al. (2003) avaliaram a produção de matéria seca de capim-tanzânia cultivado em lisímetros, após aplicação acumulada de 0; 145; 290; 435 e 580 m³ ha⁻¹ de soro, e verificaram que a produção máxima teórica de matéria seca foi obtida com 390 m³ ha⁻¹.

JONES et al. (1993) avaliaram o efeito da aplicação de 0; 250; 500 e 1.000 m³ ha⁻¹ de soro na recuperação de solos sódicos e na produção de grãos e de matéria seca (grãos + parte aérea) de cevada cultivada em lisímetros. Os autores observaram que o soro foi eficiente na recuperação dos solos sódicos por diminuir o valor de pH, e as maiores produções, para grãos e matéria seca, foram obtidas com 500 m³ ha⁻¹ de soro. Neste caso, a aplicação de 1.000 m³ ha⁻¹ de soro resultou em crescimento inicial lento, que foi associado ao aumento excessivo de sais ou à sobrecarga de compostos orgânicos aplicados ao solo. No entanto, o uso contínuo de soro pode comprometer a estrutura e as características químicas do solo, diminuir o rendimento das culturas e levar a sérios problemas de poluição do lençol freático, porque o nitrogênio do soro de queijo é solúvel em água e pode lixiviar, tornando-se assim uma ameaça para a saúde humana e animal (BEN-HASSAN & GHALY, 1993).

Para o uso correto dos resíduos orgânicos, é necessário conhecer a dinâmica de mineralização do nitrogênio. Este conhecimento permite adotar manejo adequado, de modo que a maior liberação de nitrogênio mineral coincida com a época de maior exigência da planta, aumentando a eficiência da aplicação do resíduo e minimizando a lixiviação de nitrato.

No caso do soro ácido de leite, a principal limitação ao uso agrícola é a lixiviação de nitrato, uma vez que o resíduo não contém metais pesados em concentrações limitantes, nem presença de patógenos. No que diz respeito às perdas, aplicações de até $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de soro ácido de leite não resultaram em lixiviação de nitrato em solo franco (WATSON et al., 1977). Esta dose é menor do que a indicada em praticamente todas as pesquisas relacionadas anteriormente, e certamente está sujeita a variações locais, uma vez que as perdas por lixiviação são dependentes de outros fatores, como tipo de solo, sistema radicular da planta, quantidade e distribuição das chuvas durante o período de avaliação e forma de aplicação do soro (parcelada ou não).

2.2 Mineralização de resíduos orgânicos

Quando aplicados aos solos, os resíduos liberam carbono, nitrogênio e outros componentes durante o processo de mineralização. Desde que estejam dentro dos limites de metais pesados e patógenos, os resíduos podem ser aplicados aos solos (CETESB, 1999), sendo que parte dos elementos retorna à atmosfera na forma de gás, parte é imobilizada pelos microrganismos decompositores, parte permanece na forma prontamente disponível para as plantas e parte pode ser perdida por lixiviação (CABRERA et al., 2005).

No Estado de São Paulo, a fração de mineralização do nitrogênio dos lodos de sistemas de tratamento biológico de despejos líquidos sanitários ou industriais é um dos principais critérios que determinam as quantidades a serem aplicadas aos solos agrícolas (CESTESB, 1999). O processo de mineralização é afetado por vários fatores, entre os quais: teor de N, relação C/N e grau de maturação do material (HÉBERT et al., 1991; MENGEL, 1996), e, também, pelo tipo de solo, conteúdo de matéria orgânica, tempo de uso do solo, pH, temperatura, umidade, secamento, congelamento,

suprimento de nutrientes e interações solo-planta (STANFORD & SMITH, 1972; PÖTTKER & TEDESCO, 1979; GONÇALVES et al., 2001).

Os processos de mineralização e imobilização ocorrem simultaneamente quando a relação C/N do material aplicado está entre 15 e 40, ao passo que, para materiais com relação C/N elevada, há predomínio inicial de imobilização (SIMS, 1990). BURGOS et al. (2006) avaliaram a mineralização de três resíduos orgânicos: resíduos agroflorestais, composto de lixo urbano e lodo de fábrica de papel, com relações C/N de 15; 22,3 e 94,9, respectivamente, aplicados em solo arenoso. O resíduo de fábrica de papel resultou em imobilização do nitrogênio até a 16ª semana de incubação; o composto de lixo, até a quarta semana; e os resíduos agroflorestais, somente na primeira semana de incubação. No que diz respeito ao efeito do grau de maturação do material aplicado na mineralização, PARKER & SOMMERS (1983) avaliaram a mineralização do N orgânico de 24 tipos de lodos de esgoto submetidos a diferentes processos de estabilização, em experimento em laboratório conduzido por 16 semanas. Os autores observaram mineralização de 40% para lodo de esgoto ativado, 25% para lodo de esgoto bruto ou primário, 15% para lodo de esgoto digerido anaerobicamente e 8% para lodo de esgoto digerido e compostado. Os autores afirmaram que, nos processos de tratamento, há diminuição das quantidades de N potencialmente mineralizável.

Nos estudos de mineralização de nitrogênio em solos tratados ou não com resíduos, ocorre, normalmente, mineralização inicial rápida, seguida de tendência à estabilização, o que é atribuído à decomposição das frações orgânicas de fácil decomposição, seguida de mineralização lenta de frações recalcitrantes (PÖTTKER & TEDESCO, 1979; PARKER & SOMMERS, 1983; YAGI et al., 2009).

Na sequência de transformações do nitrogênio após adição de lodo de esgoto, BOEIRA et al. (2002) observaram que a forma de N-NH_4^+ foi predominante nas primeiras semanas, e que os decréscimos ao longo do tempo foram acompanhados de aumentos correspondentes de $\text{N-(NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$. A correlação significativa determinada pelos autores entre os teores de N-NH_4^+ e $\text{N-(NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ evidenciou a conversão de amônio a nitrato por microrganismos nitrificadores.

A mineralização de lodos de curtume aplicados em dois Latossolos (textura argilosa e arenosa), depois de 132 dias de incubação, foi de 35,5% para o lodo de caleiro (sem cromo) e de 4,0% para o lodo do decantador primário contendo cromo. A menor mineralização do lodo contendo cromo foi relacionada à formação de complexos entre o metal e o material orgânico contido no lodo, que dificultaram a ação dos microrganismos amonificadores. Fica evidente, deste modo, a importância do conhecimento da composição química do resíduo que vai ser aplicado (ALCÂNTARA et al., 2007).

LINDEMANN & CARDENAS (1984), utilizando dois solos (argiloso e arenoso) e três taxas de aplicação de lodo de esgoto digerido anaerobiamente (0; 15 e 30 g kg⁻¹ de solo), determinaram a mineralização líquida do N orgânico de 30% para o solo argiloso e de 24% para o solo arenoso após 32 semanas de incubação. ALCÂNTARA et al. (2007) não detectaram diferença na mineralização líquida do N orgânico em solos arenoso e argiloso tratados com lodo de curtume, a qual foi estimada em 35,5%.

2.3 Comparação de métodos para determinar a mineralização do nitrogênio

A habilidade de prever a quantidade de N que é mineralizado durante um determinado período, pode resultar no uso mais eficiente de resíduos nitrogenados e em menor potencial de contaminação do lençol freático pelo NO₃⁻ (CABRERA, 1993). Para estimar a mineralização do nitrogênio, são utilizados como referência métodos biológicos com incubação de solo (WANG et al., 2001; WIENHOLD, 2007) em condições aeróbias (com ou sem lixiviação) ou anaeróbias, em temperatura e umidade controladas, nos quais a mineralização do N orgânico é determinada em extratos obtidos por percolação ou agitação das amostras com solução salina diluída (WANG et al., 2003).

O método de STANFORD & SMITH (1972) foi proposto para avaliar a mineralização do N da matéria orgânica por meio de incubação aeróbia do solo com lixiviação, submetido a condições controladas de temperatura e de umidade do solo. Neste método, mistura de solo e areia lavada em solução ácida é colocada em coluna de percolação e submetida à lixiviação com solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ para

extração do N mineralizado em intervalos de tempo predeterminados. Para ajuste dos dados do método de incubação aeróbia do solo de longa duração, os autores propuseram que a mineralização do N se dá por meio de uma cinética exponencial de primeira ordem ou exponencial simples, obtendo-se, deste modo, o nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) e a constante de mineralização (k) que são utilizados como referência para o N disponível em trabalhos de seleção de métodos.

A incubação aeróbia, sem lixiviação, e com destruição das amostras em tempos predeterminados também pode ser adotada. Neste caso, a incubação é feita em recipientes de plástico e, após cada período de incubação, é retirada uma amostra de solo para a determinação do N mineralizado por extração com solução salina (CETESB, 1999).

Comparando os dois métodos de incubação, LEMOS et al. (1988) correlacionaram as quantidades de nitrogênio mineralizada de um Argissolo Vermelho-Amarelo com o N absorvido pelo milho. Os autores verificaram que o nitrogênio absorvido pelas plantas de milho foi semelhante ao nitrogênio mineralizado, mas a correlação entre as duas variáveis foi melhor no método de incubação com lixiviação ($r=0,82^{**}$) do que no método de incubação sem lixiviação ($r=0,52^{**}$), em amostras com e sem adubação nitrogenada (ureia). Os autores justificaram a maior correlação do N mineralizado no método com lixiviação, com o N absorvido pelo milho, pelo fato de que, em ambos, houve retirada do N mineral do sistema, seja pela percolação com $CaCl_2$, seja pela absorção pelas raízes das plantas.

YAGI et al. (2009), estudando a mineralização do N em 22 amostras de solos do Estado de São Paulo, obtiveram correlação significativa entre o N mineralizado determinado com o método de incubação com lixiviação e o nitrogênio absorvido por plantas de milho. Os coeficientes de correlação variaram de $0,59^{**}$ a $0,79^{**}$ ao longo de 30 semanas de incubação, e houve também correlação significativa entre o N absorvido e o parâmetro N_0 da equação exponencial simples.

WIENHOLD (2007) verificou que o método de incubação com lixiviação foi o que resultou em maiores quantidades de N mineralizado, em comparação com os métodos da incubação anaeróbia e de campo, mas não foi a melhor estimativa para descrever o

N absorvido por plantas de milho. A melhor estimativa determinada pelos autores foi com o método de incubação em campo.

De acordo com JIN et al. (2007), que avaliaram métodos biológicos para determinar a mineralização de N de 25 solos calcários da China, correlacionando com o N absorvido por plantas de trigo e milho, os maiores coeficientes de correlação entre oito métodos biológicos estudados e o N absorvido foram obtidos com o método de incubação sem lixiviação, com e sem lixiviação do nitrato inicial do solo ($R=0,78^{**}$ e $0,96^{**}$, respectivamente), em quatro semanas de incubação.

Assim, não há consenso sobre qual método de avaliação de mineralização de N é o mais recomendado. No método de incubação sem lixiviação (sistema fechado), pode haver inibição na mineralização devido a toxinas ou mudanças de pH, pelo acúmulo de $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ (STANFORD & SMITH, 1972), e no método de incubação com lixiviação (sistema aberto), a lixiviação periódica do solo com solução salina também retira do sistema grande quantidade de N-orgânico solúvel, provavelmente de fácil mineralização, subestimando, assim, a mineralização de N nos períodos subsequentes de incubação (CAMARGO et al., 1997a).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Solos

Para os experimentos de casa de vegetação e de incubação em laboratório, foram coletadas duas amostras de solos em maio de 2008, uma de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, PVA (EMBRAPA, 1999), coletada no município de Monte Alto (SP), e uma de Latossolo Vermelho distrófico, LV (EMBRAPA, 1999), coletada na UNESP/FCAV, Jaboticabal (SP). A espécie cultivada nos dois locais era eucalipto.

As amostras foram coletadas na camada de 0 a 20 cm e, após a coleta, foram secas, destorroadas, passadas em peneira de 4 mm de abertura de malha e homogeneizadas. Do volume total, foram coletadas subamostras, que foram passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha e submetidas às análises químicas de rotina, Al^{3+} , S-SO_4^{2-} , B, Cu, Fe, Mn e Zn (RAIJ et al., 2001), e granulométrica (CAMARGO et al., 1986) (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos químicos e granulométricos dos solos utilizados nos experimentos.

Solo ¹	P- resina mg dm ⁻³	MO g dm ⁻³	pH CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	Al ³⁺	SB	CTC	V
				----- mmol _c dm ⁻³ -----							%
PVA	4	18	4,8	1,9	12	4	25	1	18	43	42
LV	6	28	4,2	2,1	8	4	47	7	14	61	23
	B	Cu	Fe	Mn	Zn	S-SO ₄ ²⁻	Areia	Silte	Argila		
	----- mg dm ⁻³ -----						----- g kg ⁻¹ -----				
PVA	0,15	0,6	23	60,4	0,5	4	860	40	100		
LV	0,24	1,3	74	38,3	0,5	6	640	30	330		

¹PVA - Argissolo Vermelho-Amarelo; LV - Latossolo Vermelho.

3.2 Soro ácido de leite

Amostras de soro ácido de leite (subproduto da fabricação de queijo *petit suisse*) foram coletadas em 17-07, 24-07 e 31-07-2008 na Indústria Danone S/A, Poços de Caldas (MG), seguindo o método estabelecido na norma NBR 10.007 (ABNT, 2004). As amostras foram mantidas sob refrigeração.

O valor de pH foi obtido por medida direta nas amostras *in natura*. A determinação do nitrogênio total no soro foi feita por digestão sulfúrica, de acordo com o procedimento proposto por TEDESCO et al. (1985) e descrito a seguir. Alíquotas de 5 mL de soro foram transferidas para tubos de digestão, nos quais foram adicionados 1 mL de H_2O_2 300 mL L^{-1} e 7 mL de mistura digestora (H_2SO_4 concentrado p.a., água desionizada, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, SeO_2 e Na_2SO_4). Após digestão a frio por uma noite, os tubos foram colocados em bloco digestor e procedeu-se a digestão, iniciando a 100°C por trinta minutos. A cada trinta minutos, a temperatura foi elevada em 50°C até atingir 300°C e, depois, 330°C . Após clareamento do extrato (soro + H_2O_2 + mistura digestora), os tubos foram retirados do bloco e colocados sobre madeira para esfriar. O extrato foi transferido do tubo de digestão para tubo de destilação com auxílio de 20 mL de água desionizada. Na destilação, o N-NH_4^+ produzido na digestão foi convertido a N-NH_3 com a adição de 15 mL de solução de NaOH 10 mol L^{-1} , sendo recolhidos, aproximadamente, 20 mL do destilado em solução de H_3BO_3 20 g L^{-1} + indicadores (verde de bromocresol e vermelho de metila). A quantificação do nitrogênio foi feita por titulação com solução de H_2SO_4 0,02 mol L^{-1} padronizada.

A determinação do nitrogênio mineral já presente no soro (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) foi feita por meio de destilação direta do soro em destilador Kjeldahl, adicionando-se MgO e liga de Devarda, para obtenção de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , respectivamente (CANTARELLA & TRIVELIN, 2001). Alíquotas de 10 mL de soro ácido de leite foram transferidas para tubos de destilação e, após acoplar o tubo de destilação ao destilador Kjeldahl, adicionou-se 0,2 g de MgO p.a. por meio de medida calibrada. Na saída do condensador do aparelho de destilação, colocou-se um erlenmeyer com capacidade para 125 mL, contendo 10 mL de solução de H_3BO_3 20 g L^{-1} + indicadores (verde de bromocresol e vermelho de metila). Na destilação, foram coletados 50 mL do destilado

em aproximadamente 5 minutos. Após a destilação, retirou-se o erlenmeyer com o destilado e, em seu lugar, acoplou-se outro erlenmeyer com capacidade para 125 mL contendo 10 mL de solução de H_3BO_3 + indicadores. Em seguida, foi adicionado 0,2 g de liga de Devarda no tubo de destilação, com auxílio de medida calibrada, para a redução do N-NO_3^- a N-NH_3 . Fez-se nova destilação, coletando 50 mL de destilado. A quantificação do nitrogênio nas amostras foi feita por meio de titulação com solução de H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$ padronizada.

A determinação do carbono orgânico foi feita por oxidação a CO_2 , empregando-se como oxidante o dicromato, em meio fortemente ácido, e a determinação do excesso do oxidante, íons Cr(VI) , por redução a Cr(III) na titulação com íons Fe^{2+} (BRASIL, 2007). Alíquota de 5 mL de soro ácido de leite *in natura* foi transferida para erlenmeyer de 500 mL, adicionando-se, em seguida, 50 mL de solução de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ $0,167 \text{ mol L}^{-1}$ e 50 mL de H_2SO_4 concentrado. Após agitação suave, o erlenmeyer foi coberto com vidro de relógio e mantido em repouso até esfriar. O erlenmeyer foi colocado sobre chapa aquecedora e mantido a 140°C por 30 minutos. Após resfriamento, a solução foi transferida para balão volumétrico de 250 mL, completando-se o volume com água desionizada. Após homogeneização, transferiram-se 50 mL do extrato mais 50 mL de água desionizada e 10 mL de H_3PO_4 concentrado para erlenmeyer de 250 mL. A titulação foi feita com solução de $\text{Fe(NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $0,4 \text{ mol L}^{-1}$, tendo como indicador a difenilamina 10 g L^{-1} .

Para as determinações de P, K, Ca, Mg e S, foi feita digestão nítrico-perclórica (CARMO et al., 2000), empregando-se 25 mL de soro ácido de leite, os quais foram transferidos para tubos de digestão e aquecidos, em bloco de aquecimento, a 70°C , até que se reduzissem a aproximadamente 5 mL. Após resfriamento, foram acrescentados 0,5 mL de ácido perclórico (HClO_4) e 5 mL de ácido nítrico (HNO_3), deixando-se uma noite em repouso. A digestão foi feita em bloco digestor e iniciada a 100°C por trinta minutos. A cada quinze minutos, a temperatura foi elevada em 20°C até atingir 220°C . Ao término da digestão, após resfriamento, o extrato contido nos tubos de digestão foi transferido para balões volumétricos de 50 mL, completando-se o volume com água desionizada. Para a quantificação de Ca e Mg, utilizou-se espectrofotometria de absorção atômica, para K, fotometria de chama, para P, colorimetria e, para S,

turbidimetria. Todas as análises foram realizadas em triplicata, e os resultados médios, em cada data de amostragem, encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Características do soro ácido de leite.

Data	pH	N total g L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ ----- mg L ⁻¹ -----	N-NO ₃ ⁻ -----	C-orgânico -----	P	K g L ⁻¹	Ca	Mg	S	C/N
17-07	4,3	0,75	29,4	2,2	13,1	0,78	1,5	2,0	0,08	0,01	18
24-07	4,3	0,79	25,1	2,2	15,7	0,81	1,5	1,9	0,08	0,01	20
31-07	3,9	0,74	29,1	2,1	14,0	0,83	1,5	2,0	0,08	0,01	19

3.3 Mineralização do soro ácido de leite

As doses de soro ácido de leite utilizadas nos experimentos de mineralização do carbono e do nitrogênio (métodos com e sem lixiviação) foram equivalentes a zero, uma, duas, três e quatro vezes a dose de N recomendada para a cultura planejada, de acordo com o que estabelece a Norma Técnica P4.230 da Cetesb (CETESB, 1999). Na definição da dose, adotou-se o milho como cultura de referência, produtividade esperada de 8 a 10 t ha⁻¹ de grãos e baixa resposta à adubação, que resultam na combinação de 30 kg ha⁻¹ de N no plantio e 50 kg ha⁻¹ em cobertura, ou seja, 80 kg ha⁻¹ (RAIJ & CANTARELLA, 1996). Assim, as doses avaliadas nos três experimentos de incubação foram 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha⁻¹ de N. O cálculo dos volumes de soro aplicados foi feito considerando a concentração de N-total no soro e o volume de solo de 1 ha, na profundidade de 0 a 20 cm. Em todos os experimentos, foi utilizado o soro coletado no dia 24-07-2008, com 0,79 g L⁻¹ de N (Tabela 2), e, desse modo, os volumes de soro equivalentes às doses foram de 0; 101; 203; 304 e 405 m³ ha⁻¹.

3.3.1 Mineralização do carbono

O método adotado foi o respirométrico, descrito em ANDERSON (1982), empregando as cinco doses de soro, aplicadas aos dois solos, com três repetições. Porções de 0,2 dm³ de solo foram misturadas, a seco, com CaCO₃. A quantidade de CaCO₃ foi definida com base em curvas de neutralização, para elevar o pH a 6,0, em cada dose de soro. Solo + CaCO₃ foram transferidos para recipiente de plástico com

capacidade para 0,25 L (frasco A). O soro foi aplicado na superfície do solo e, em seguida, o frasco A foi transferido para recipiente com tampa de pressão e capacidade para 0,9 L (frasco B). Dentro dos frascos B também foram colocados dois copos de plástico com capacidade para 50 mL, um com 40 mL de água desionizada, para manter a umidade, e o outro, com 20 mL de solução de NaOH 1 mol L⁻¹, para fixar o CO₂ liberado. Para cada cinco amostras, havia uma prova em branco, nas mesmas condições, sem o solo. O soro foi aplicado aos solos diluído em água desionizada, em volume constante, em todos os tratamentos. O volume foi o definido na maior dose de N para o LV e na dose de 304 m³ ha⁻¹ no PVA. Neste solo, a maior dose de soro ultrapassou 70% da capacidade de retenção de água e, por isso, o copo com água não foi colocado no recipiente B deste tratamento, nos primeiros 3 dias, tempo necessário para a umidade retornar a 70% da capacidade de retenção.

O experimento teve início em 30-04-2009, e a substituição da solução de NaOH 1 mol L⁻¹ foi feita diariamente até o 7º dia de incubação, do 8º ao 60º dia, a cada dois dias, do 61º até o 94º dia, a cada sete dias, e do 95º ao 168º, a cada 15 dias. Em cada dia de avaliação, 5 mL da solução de NaOH com CO₂ fixado foram transferidos para outro copo com capacidade para 50 mL. A eles foram adicionados 0,5 mL de solução de BaCl₂ 1,5 mol L⁻¹ e duas gotas de fenolftaleína 10 g L⁻¹, e a titulação foi feita com solução padronizada de HCl 0,4 mol L⁻¹. Os resultados obtidos foram expressos em base seca (mg kg⁻¹ de solo) e foram ajustados ao modelo exponencial de cinética de primeira ordem, proposto por STANFORD & SMITH (1972), de acordo com a seguinte equação:

$$C_m = C_0(1 - e^{-kt}),$$

em que:

C_m = C-inorgânico mineralizado (mg kg⁻¹);

C_0 = C-potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹);

k = constante de mineralização (dia⁻¹), e

t = tempo de incubação (dias).

Também foi calculado o tempo necessário para que metade do C_0 fosse mineralizado (tempo de meia-vida, $T_{1/2}$), de acordo com a equação: $T_{1/2} = \ln 2/k$.

A fração de mineralização (FM), que é a porcentagem de C orgânico aplicado que foi mineralizado no período de incubação, foi calculada de acordo com CETESB (1999):

$$FM = \left(\frac{C_{mSL} - C_{mSL_0}}{C_{adicionado}} \right) \times 100$$

em que:

C_{mSL} : C-mineralizado no tratamento com soro ácido de leite, em $mg\ kg^{-1}$;

C_{mSL_0} : C-mineralizado no tratamento sem soro ácido de leite, em $mg\ kg^{-1}$, e

$C_{adicionado}$: quantidade de C adicionado, em $mg\ kg^{-1}$.

3.3.2 Mineralização do nitrogênio

3.3.2.1 Método de incubação sem lixiviação

Na mineralização do nitrogênio empregando método sem lixiviação, foram avaliadas cinco doses de soro, dois solos e três repetições (mesmas doses e solos usados na mineralização do carbono). O procedimento adotado está descrito em CETESB (1999) e compreende os passos descritos a seguir. Porções de $0,2\ dm^3$ de solo foram misturadas, a seco, com $CaCO_3$. As quantidades de $CaCO_3$ foram definidas com base em curvas de neutralização e calculadas para atingir pH 6,0, em cada dose de soro. A mistura foi transferida para recipientes de plástico com capacidade para 0,25 L. Foram preparadas soluções de soro + água desionizada, de acordo com cada tratamento, para elevar a umidade do solo a 70% da capacidade de retenção de água. No LV, a solução foi aplicada no dia 29-09-2008 e, no PVA, no dia 02-10-2008. A aplicação foi feita na superfície do solo, e a incubação foi feita no ambiente de laboratório. Após a aplicação, os recipientes foram pesados, e a cada três dias a umidade do solo foi ajustada a 70% da capacidade de retenção de água com base no peso, com a aplicação de água desionizada.

Amostras de cada recipiente foram coletadas a 0; 7; 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 e 126 dias de incubação. Nas amostragens, o solo foi retirado de cada recipiente,

homogeneizado sobre pedaço de plástico, e duas amostras de 10 g de solo foram transferidas, uma para copo de plástico, para a determinação da umidade (estufa), e outra para erlenmeyer, para a determinação do N-inorgânico. Para determinação de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , foi feita agitação dos 10 g de solo com 100 mL de solução de KCl 1 mol L^{-1} por uma hora, seguida de decantação por uma hora e meia. Retiraram-se 30 mL do sobrenadante para a quantificação de N-NH_4^+ e N-NO_3^- por meio de destilação a vapor, em destilador Kjeldahl, com adição de MgO e de liga de Devarda, respectivamente. O destilado foi recebido em solução de H_3BO_3 + indicadores, e a titulação foi realizada com solução de H_2SO_4 0,0025 mol L^{-1} (CANTARELLA & TRIVELIN, 2001).

Os teores de N-inorgânico (N-NH_4^+ + N-NO_3^-) foram expressos em base seca (mg kg^{-1} de solo). Os dados foram ajustados à equação de regressão exponencial de cinética de primeira ordem (STANFORD & SMITH, 1972):

$$N_m = N_0(1 - e^{-kt}),$$

em que:

N_m = N-inorgânico mineralizado (mg kg^{-1}) no tempo t (dias);

N_0 = N-potencialmente mineralizável (mg kg^{-1}), e

k = constante de mineralização (dia^{-1});

Foi calculado o valor de $T_{1/2}$, que é o tempo necessário para que metade do N_0 seja mineralizada: $T_{1/2} = \ln 2/k$.

A fração de mineralização (FM), que é a porcentagem de N orgânico aplicado que foi mineralizado no período de incubação, foi calculada de acordo com CETESB (1999):

$$FM = \left(\frac{NmSL - NmSL_0}{N_{\text{adicionado}}} \right) \times 100$$

em que:

NmSL: N-mineralizado no tratamento com soro ácido de leite, em mg kg^{-1} ;

NmSL₀: N-mineralizado no tratamento sem soro ácido de leite, em mg kg^{-1} , e

$N_{\text{adicionado}}$: quantidade de N adicionado, em mg kg^{-1} .

O nitrogênio disponível foi determinado da seguinte maneira, também de acordo com CETESB (1999), para a aplicação do resíduo na superfície:

$$N \text{ disponível} = (FM/100) \times (N_{kj} - N-NH_3) + 0,5 \times (N-NH_3) + (N-NO_3 + N-NO_2),$$

em que:

FM = Fração de mineralização;

N_{kj} = Nitrogênio total (Kjedahl);

$N-NH_3$ = Nitrogênio amoniacal, e

$N-NO_3 + N-NO_2$ = Nitrogênio nitrato e nitrito.

Com os resultados de FM e N disponível foi calculada a taxa de aplicação (CETESB, 1999):

$$\text{Taxa de aplicação (m}^3 \text{ ha}^{-1}) = \frac{\text{N recomendado (kg ha}^{-1})}{\text{N disponível (kg m}^{-3})}$$

3.3.2.2 Método de incubação com lixiviação

O método de determinação da mineralização do nitrogênio com lixiviação foi adaptado de STANFORD & SMITH (1972). A adaptação foi feita para atender à norma P4.230 (CETESB, 1999) e consistiu na substituição de 15 g de solo + 15 g de areia fina por 40 cm³ de solo + 20 cm³ de areia fina. Foram adotadas as mesmas doses de soro, solos e repetições descritos no experimento de mineralização do nitrogênio sem lixiviação, mas a avaliação no 7º dia após o início da incubação não foi feita para evitar a lixiviação do próprio soro.

Porções de 50 cm³ de solo foram misturadas, a seco, com CaCO₃. As quantidades de CaCO₃ foram definidas com base em curvas de neutralização e calculadas para atingir pH 6,0, em cada dose de soro. A mistura solo + carbonato foi colocada em bandejas de plástico. Para a aplicação do soro, procedeu-se como descrito em 3.3.2.1, mas, neste caso, após a aplicação, foi feita mistura manual do solo com o soro. As misturas foram secas ao ar e peneiradas. Do volume total preparado, 10 g de solo foram utilizados para determinar a concentração de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ no tempo zero. Do volume restante, massas equivalentes a 40 cm³ de solo e 20 cm³ de areia fina lavada com solução de HCl 0,1 mol L⁻¹ foram misturadas e, em seguida, a mistura foi transferida para coluna de percolação, de vidro. Na coluna, a mistura solo-areia foi colocada entre camadas de lã de vidro, uma de 3 cm na base da coluna, e uma

de 1 cm sobre a mistura, e umedecida com água desionizada, para atingir 70% da capacidade de retenção de água. As colunas foram vedadas com filme de plástico e mantidas em câmara tipo BOD, a 25-28°C, por 126 dias.

A primeira lixiviação foi realizada aos 14 dias de incubação. Para a lixiviação, os tubos percoladores foram acoplados em kitassatos e foram aplicados 200 mL de solução de KCl 0,01 mol L⁻¹ para extração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻. Após a coleta do lixiviado, foram adicionados 25 mL de solução nutritiva, sem nitrogênio, contendo CaSO₄.2H₂O 0,02 mol L⁻¹, MgSO₄ 0,002 mol L⁻¹ e KH₂PO₄ 0,005 mol L⁻¹ para repor os nutrientes lixiviados com a solução de KCl e, em seguida, aplicada pressão de sucção de 20 cm de Hg para a eliminação do excesso da solução nutritiva. Os tubos foram novamente vedados com filme de plástico e levados para BOD com temperatura controlada. As lixiviações foram feitas aos 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 e 126 dias, totalizando nove avaliações. Após cada lixiviação, a solução nutritiva foi reaplicada, e a umidade do solo das colunas foi ajustada conforme já descrito. Nos lixiviados, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foram determinados por destilação a vapor, com adição de MgO e de liga de Devarda. O destilado foi recebido em solução de H₃BO₃ + indicadores, e a titulação foi feita com solução de H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹ (CANTARELLA & TRIVELIN, 2001). O tratamento estatístico dos dados foi o descrito em 3.3.2.1.

3.4 Experimento em casa de vegetação

As doses de soro ácido de leite utilizadas no experimento em casa de vegetação foram as mesmas utilizadas para a mineralização do soro ácido de leite. Deste modo, foram utilizadas cinco doses de soro, dois solos e cinco repetições. A partir de pesos médios de 1 dm³ dos solos LV e PVA, o equivalente a 4,5 dm³ de cada solo foi pesado e transferido para sacos de plástico com capacidade para 10 dm³. De acordo com a curva de neutralização, foi calculada a quantidade de CaCO₃ necessária para elevar o pH dos solos a 6,0, para cada dose de soro ácido de leite.

Foi calculada a quantidade de adubo necessária para aplicar aos solos 120 mg dm⁻³ de P, na forma de fosfato monocálcico mono-hidratado [Ca(H₂PO₄)₂.H₂O]. Os carbonatos de cálcio e o adubo fosfatado foram misturados, a seco, aos 4,5 dm³ de

solo. Esta mistura consistiu de movimentação do solo sobre pedaço de plástico, com o levantamento alternado das suas extremidades e rolagem do solo. Em seguida, as porções de solo tratadas foram transferidas para vasos de plástico com capacidade para 5 dm³, colocados sobre pratos de plástico.

Os vasos foram levados para casa de vegetação, e os solos foram umedecidos com água desionizada a 60% da capacidade de retenção. Os vasos foram, então, pesados, e os solos permaneceram incubando por 12 dias (06-12-08 a 18-12-08), cobertos com folhas de papel para reduzir as perdas de água por evaporação. O controle da umidade dos solos foi feito três vezes por semana, por meio de pesagem de todos os vasos e reposição da água perdida com água desionizada.

Aos 10 dias de incubação, foi feita adubação mineral com magnésio, enxofre, potássio e micronutrientes. Foram aplicados, em todas as amostras, 24,3 mg dm⁻³ de Mg (2 mmol_c dm⁻³); 0,25 mg dm⁻³ de B; 1,0 mg dm⁻³ de Cu, e 1,5 mg dm⁻³ de Zn, utilizando MgSO₄, H₃BO₃, CuSO₄.5H₂O e ZnSO₄.7H₂O, respectivamente. O enxofre aplicado, acompanhando o Mg, correspondeu a 32,06 mg dm⁻³ de S. O K foi aplicado balanceando a quantidade adicionada em cada dose de soro. Considerando-se as doses de soro equivalentes a 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha⁻¹ de N, foram aplicados: 308,7; 231,5; 154,4; 77,2 e 0 mg dm⁻³ de K, respectivamente, na forma de KCl. Os adubos foram pesados e aplicados na forma de solução, no dia 16-12-08.

Ao final da incubação com o corretivo da acidez e os adubos minerais, os solos foram retirados dos vasos para secar. Após a secagem, os solos foram passados por peneira de 4 mm de abertura de malha, homogeneizados e recolocados nos vasos. Este procedimento foi necessário para aplicar o soro no solo seco, para não ultrapassar a capacidade de retenção de água dos solos.

Quinze dias após o início da incubação dos solos, foi realizada a aplicação de soro ácido de leite, conforme os tratamentos. Para a aplicação dos tratamentos, foram preparadas soluções de soro ácido de leite + água desionizada para que todas as amostras, ao fim da aplicação, ficassem com a mesma umidade, levando em consideração a aplicação da maior dose de soro ácido de leite, que foi de 920 mL/vaso. Os volumes de soro ácido de leite aplicados foram: 0; 230; 460; 690 e 920 mL/vaso, correspondendo às mesmas doses usadas nos experimentos de laboratório. Os solos

foram mantidos em incubação por 25 dias (21-12-08 a 16-01-09) e, neste período, os vasos foram cobertos com folhas de papel para diminuir a perda de água por evaporação. O controle da umidade dos solos foi feito três vezes por semana, por meio de pesagem de todos os vasos, havendo reposição da água perdida para a manutenção da umidade a 60% da capacidade de retenção.

Foram realizadas duas sementeiras de milho no mesmo vaso. A primeira sementeira foi no dia 16-01-09 e, a segunda, no dia 23-02-2009, utilizando 10 sementes por vaso. Sete dias após a sementeira, foi realizado o desbaste das plantas de milho, deixando-se cinco plantas por vaso. A manutenção da umidade dos solos foi realizada com pesagens periódicas de todos os vasos e reposição da água perdida, mantendo-a a aproximadamente 60% da capacidade de retenção de água. O corte das plantas foi feito 36 dias após a sementeira, nos dois experimentos. As plantas foram cortadas acerca de 1 cm do solo, e a parte aérea foi lavada em água corrente, passada em solução de detergente neutro $0,1 \text{ mL L}^{-1}$ e enxaguada três vezes em água desionizada. Após o processo de lavagem, a parte aérea das plantas foi seca em estufa com circulação forçada de ar a $65^{\circ}\text{C} - 70^{\circ}\text{C}$ (BATAGLIA et al., 1983). Após atingir peso constante, foi obtido o peso de matéria seca da parte aérea das plantas de milho. Em seguida, as plantas foram moídas e foi determinada a concentração de N-total, segundo TEDESCO et al. (1985).

As quantidades de N absorvidas pelas plantas de milho, nos dois cortes, foram somadas e correlacionadas com o N mineralizado, determinado pelos métodos de incubação com e sem lixiviação e, também, com o C determinado por respirometria.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Mineralização do soro ácido de leite

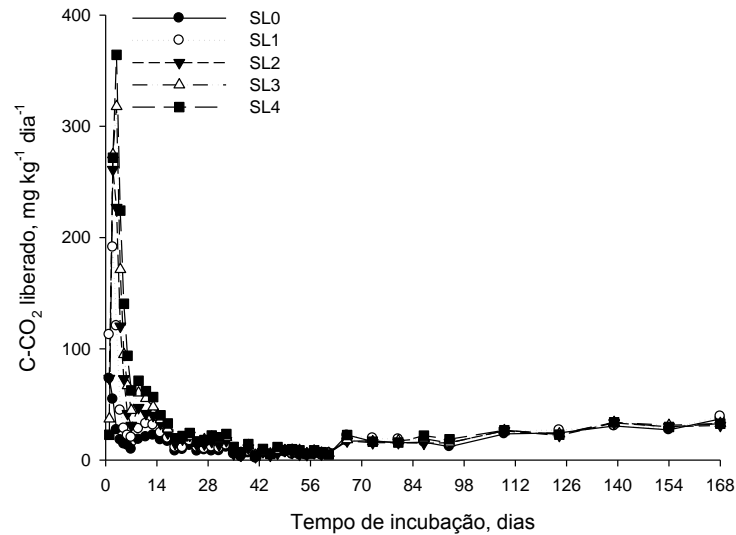
4.1.1 Mineralização do carbono orgânico

A evolução diária de C-CO₂, em ambos os solos e em todas as doses de soro, foi semelhante, com aumento acentuado até o terceiro dia, e diminuição, com tendência à estabilização, a partir do 29º dia (Figura 1). MARTINES et al. (2006) verificaram atividade microbiana mais intensa nos primeiros 15 a 20 dias após aplicação de lodo de curtume em três solos (textura muito argilosa, argilosa e arenosa), com posterior decréscimo. De acordo com os autores, esse comportamento pode ser atribuído à mineralização inicial do carbono orgânico prontamente oxidável. Após a exaustão dessa fração, ocorre mineralização gradativa e a taxas mais constantes, devido aos compostos mais resistentes ao ataque microbiano (GIACOMINI et al., 2008).

No PVA, de 58% a 77% do C adicionado, da maior para a menor dose de soro, foram mineralizados em 29 dias e, no LV, de 54 a 63%. A maior liberação de C-CO₂ nos tratamentos que receberam soro do que nos que não o receberam (testemunhas), indica que o soro estimulou a atividade microbiana do solo, como relatado por GIACOMINI et al. (2008), que obtiveram maior liberação de C-CO₂ nos tratamentos que receberam cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos em relação ao tratamento sem adição dos materiais orgânicos, e por CALDERÓN et al. (2004), que relataram correlação (0,69**) entre o C adicionado na forma de esterco bovino e a produção acumulada de C-CO₂ em seis semanas de incubação. Em qualquer circunstância, o

efeito é resultado da respiração dos microrganismos heterotróficos do solo (GIACOMINI et al., 2008).

1a



1b

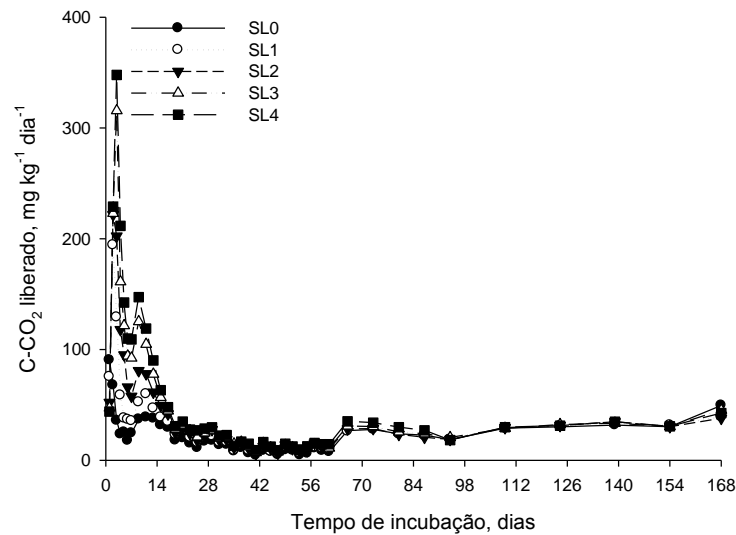


Figura 1. Evolução diária da quantidade de C-CO₂ liberada em função da aplicação de soro ácido de leite no PVA (1a) e LV (1b), respectivamente, em 168 dias de incubação aeróbia. Os tratamentos SL0, SL1, SL2, SL3 e SL4 equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha⁻¹ de N, respectivamente, ou 0; 101; 203; 304 e 405 m³ ha⁻¹ de soro.

Os resultados de C mineralizado acumulado ajustaram-se ao modelo de cinética de primeira ordem (Figura 2). Os parâmetros das equações estão na Tabela 3, na qual se verifica $R^2 = 0,99^{**}$ para todas as doses e os dois solos. Comparando-se com o tratamento-testemunha, o carbono potencialmente mineralizável (C_0) e a constante de mineralização foram maiores nos tratamentos com soro, nos dois solos (Tabela 3). O tempo médio necessário para a mineralização de 50% do carbono potencialmente mineralizável ($T_{1/2}$) foi de 3,6 e 5,0 dias para o PVA e o LV, respectivamente (Tabela 3). Avaliando a mineralização do carbono do composto de lixo urbano (relação C/N = 11) em um Argissolo de textura média, MANTOVANI et al. (2006) determinaram valores de k variando de 0,041 a 0,064 dia^{-1} e de C_0 entre 327 e 450 mg kg^{-1} , menores do que os obtidos com o soro. De acordo com os autores, os valores baixos de k e C_0 devem-se ao processo prévio de compostagem e estabilização a que o material havia sido submetido. BERNAL et al. (1998), utilizando compostos de diferentes resíduos orgânicos em vários estádios de maturação, observaram que materiais orgânicos mais estabilizados liberaram menor quantidade de C-CO₂ do que os mesmos materiais em estádios iniciais e intermediários de compostagem, concluindo que, além da relação C/N do material utilizado, a forma em que o C se encontra também interfere na velocidade de decomposição. Com isto, justificam-se valores de k maiores e valores de $T_{1/2}$ menores para o soro de leite, uma vez que ele é um resíduo líquido, que foi aplicado ao solo *in natura* e que tem a lactose como principal componente, chegando a 71% da parte sólida, segundo LIZIEIRE & CAMPOS (2006).

Os valores de fração de mineralização (FM) foram elevados, chegando a 86% na dose 101 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e 63% na dose 405 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de soro no PVA, e a 67% na dose 101 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e 59% na dose 405 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ no LV. Observa-se que os valores de FM decresceram à medida que a dose de soro aumentou, o que está relacionado ao aumento da quantidade de compostos orgânicos adicionados, a qual ultrapassou a capacidade de mineralização dos microrganismos do solo (WONG et al., 1998; MARTINES et al., 2006).

Os maiores valores de FM foram obtidos no PVA, de textura arenosa, o que está de acordo com MARTINES et al. (2006), que concluíram que a taxa de mineralização

do lodo de curtume variou em função da classe textural do solo, e foi maior no solo arenoso, devido à maior aeração.

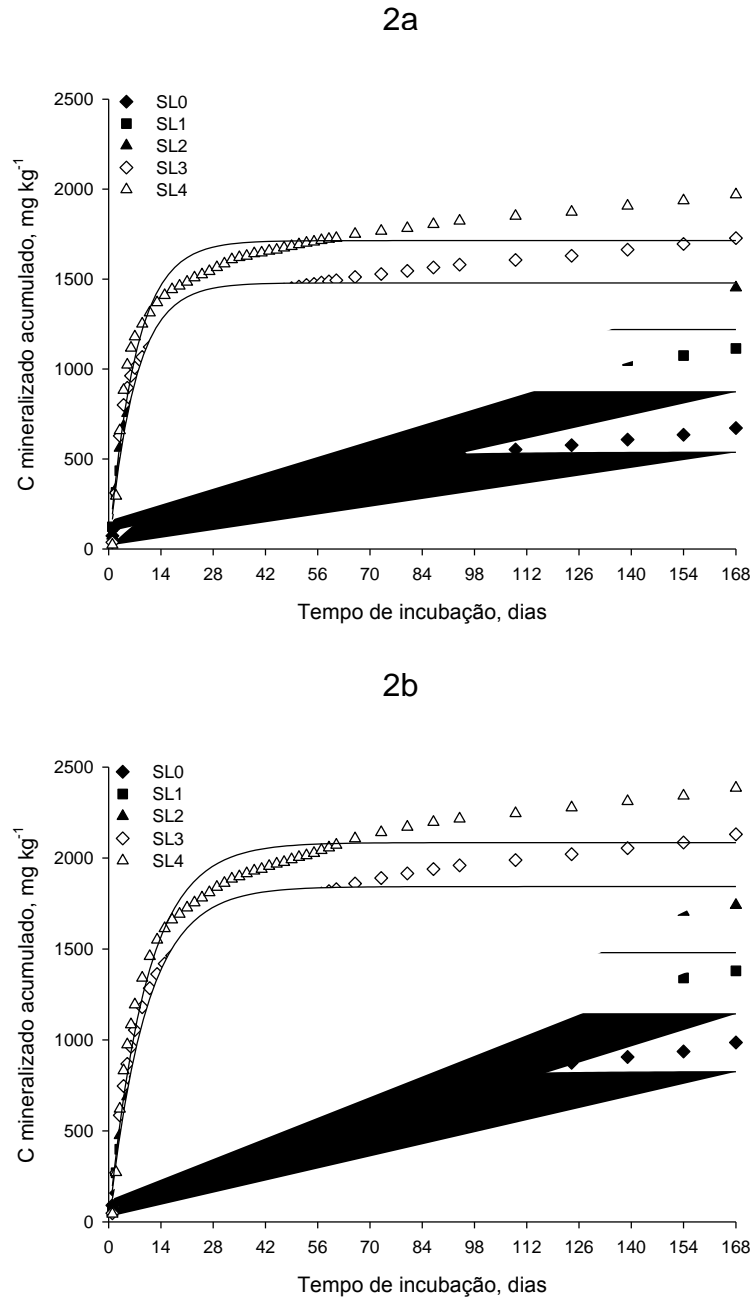


Figura 2. Carbono mineralizado acumulado no PVA (2a) e LV (2b), respectivamente, em 168 dias de incubação com soro ácido de leite. Os tratamentos SL0, SL1, SL2, SL3 e SL4 equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha⁻¹ de N, respectivamente, ou 0; 101; 203; 304 e 405 m³ ha⁻¹ de soro.

Tabela 3. Carbono aplicado, coeficiente de determinação (R^2) e parâmetros do modelo cinético de primeira ordem, meia-vida ($T_{1/2}$) e fração de mineralização (FM) obtidos após 168 dias de incubação de solos com soro ácido de leite.

Solo	Doses de soro ¹	C aplicado	R^2	C_0 ²	k ³	$T_{1/2}$	FM
	$m^3 ha^{-1}$	$mg kg^{-1}$		$mg kg^{-1}$	Dia^{-1}	dias	%
PVA	0	0,00	0,9913**	406,9	0,1089	-	-
	101	516,06	0,9930**	792,9	0,1880	3,7	85,77
	203	1.037,23	0,9968**	1111,1	0,1963	3,5	75,25
	304	1.553,28	0,9964**	1322,8	0,1934	3,6	67,99
	405	2.069,34	0,9956**	1531,3	0,1870	3,7	62,72
LV	0	0,00	0,9966**	581,0	0,0985	-	-
	101	589,17	0,9945**	902,1	0,1423	4,9	66,80
	203	1.184,17	0,9979**	1262,2	0,1410	4,9	63,75
	304	1.773,33	0,9982**	1637,7	0,1393	5,0	64,50
	405	2.362,50	0,9978**	1864,8	0,1362	5,1	59,21

¹0; 101; 203; 304 e 405 $m^3 ha^{-1}$ equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 $kg ha^{-1}$ de N; ² C_0 : carbono potencialmente mineralizável; ³ k : constante de mineralização; ** Significativo a 1% de probabilidade.

4.1.2 Mineralização do nitrogênio

Com o método de incubação com lixiviação (ICL), a maior variação nos teores de $N-NH_4^+$ foi observada nos primeiros 28 dias de incubação, em ambos os solos (Figuras 3a e 3c), e o comportamento foi o mesmo em todas as doses de soro: houve aumento acentuado dos teores até o 14º dia (não foi feita avaliação aos sete dias), seguido de diminuição até o 28º dia de incubação. Com o método de incubação sem lixiviação (ISL), o tratamento-testemunha e a menor dose de soro (SL1) apresentaram pico aos sete dias de incubação no PVA; nos demais tratamentos, o pico ocorreu aos 14 dias, e a estabilização aos 56 dias de incubação (Figuras 4a e 4c). No LV, no tratamento-testemunha o pico ocorreu aos sete dias, no tratamento SL1, aos 14 dias, e nas demais doses de soro, entre 14 e 28 dias. A estabilização ocorreu a partir dos 42 dias nos tratamentos-testemunha e SL1, e a partir dos 56 dias nos demais tratamentos (Figuras 4a e 4c). No pico, as concentrações de amônio determinadas no PVA foram menores do que no LV, independentemente do método. Comparando os métodos, a quantidade de amônio determinada no pico foi maior com o método ICL, nos dois solos, e no solo arenoso ela foi praticamente o dobro. No equilíbrio, o teor de $N-NH_4^+$ obtido com o método ICL manteve-se em torno de $5 mg kg^{-1}$, em ambos os solos. Com o método ISL, o teor de $N-NH_4^+$ foi duas

vezes maior, 10 mg kg^{-1} , no PVA, e três vezes maior, 15 mg kg^{-1} , no LV. Provavelmente, a maior quantidade de N-NH_4^+ por um período maior de tempo, com o método ISL, está associada à não retirada do elemento, nesta forma, do sistema.

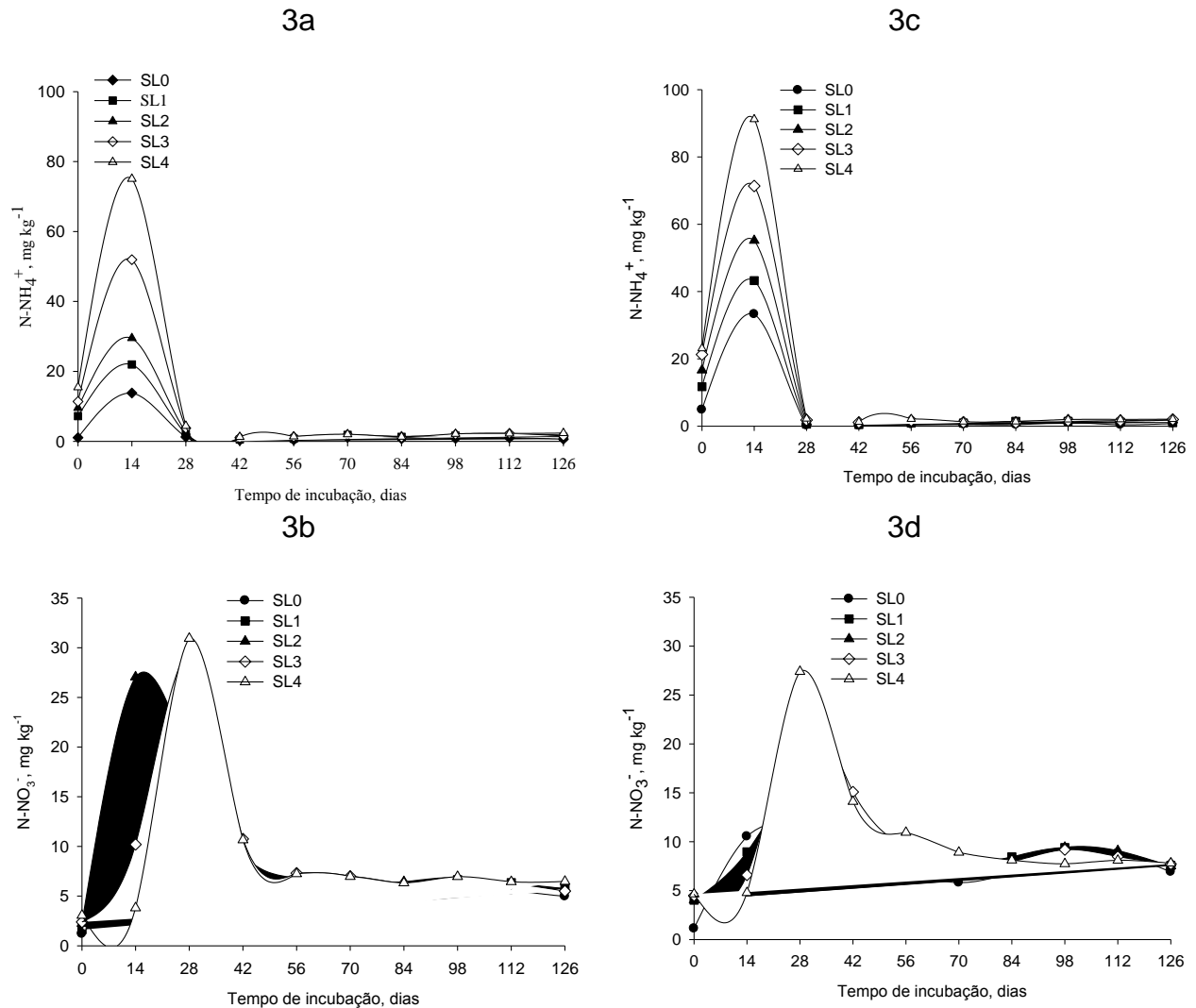


Figura 3. Teores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- no PVA (3a e 3b) e LV (3c e 3d) em função das doses de soro ácido de leite e tempos de incubação, após 126 dias de incubação, com lixiviação. Os tratamentos SL0, SL1, SL2, SL3 e SL4 equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha^{-1} de N, respectivamente, ou 0; 101; 203; 304 e 405 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de soro.

Para o N-NO_3^- , em ambos os solos e independentemente da dose de soro, os teores eram menores que 10 mg kg^{-1} no início da incubação (Figuras 3b e 3d; 4b e 4d). Com o método ICL, houve aumento acentuado do teor de N-NO_3^- a partir do 14º dia no PVA, nas três menores doses de soro (Figura 3b). Nas duas doses maiores, no PVA, e em todas as doses no LV, o pico ocorreu aos 28 dias de incubação (Figuras 3b e 3d).

AITA et al. (2007) observaram que, após aplicação de dejetos líquidos de suínos, todo o N-NH_4^+ foi completamente oxidado a N nítrico entre 15 e 20 dias. A velocidade das reações do soro de leite não foi tão rápida quanto a do dejetos líquidos de suínos, porque a relação C/N do soro é maior e porque, no dejetos de suínos, parte significativa do N-total já está na forma amoniacal. No entanto, aos 56 dias de incubação, a maior parte do nitrogênio aplicado com o soro já havia nitrificado.

Com o método ISLs o teor de N-NO_3^- aumentou durante todo o período (Figuras 4b e 4d). A mesma tendência foi observada por BURGOS et al. (2006), na mineralização do nitrogênio de resíduos agroflorestais, de composto de lixo urbano e de lodo de fábrica de papel, avaliada em sistema sem lixiviação. Este comportamento é característico do método, porque o que se mede a cada intervalo é o acumulado do período.

Para ambos os solos, a sequência das transformações do nitrogênio, ou seja, conversão de N-NH_4^+ à N-NO_3^- por microrganismos nitrificadores ficou bem definida (Figuras 3 e 4). As formas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , ao fim de 126 dias de incubação com lixiviação, representaram, em média, 38% e 62% do N-mineral no PVA, e 46% e 54% no LV, respectivamente. Com o método ISL, o N-NH_4^+ e o N-NO_3^- representaram 18% e 81% do N-mineral no PVA e 22% e 78% no LV, respectivamente. No método sem lixiviação, o N-NH_4^+ ficou exposto aos microrganismos por um período de tempo maior, favorecendo a nitrificação, resultando, deste modo, em maiores quantidades de nitrato e menores de amônio.

A aplicação de soro resultou em mineralização rápida do N até os 28 dias. No PVA, em média, 55% e 47% do N mineralizado acumulado em 126 dias foram mineralizados nesse período, para os métodos com e sem lixiviação, respectivamente. No LV, a mineralização foi de 48% com o método ICL e 56% com o método ISL, no mesmo período.

A taxa de mineralização do N decresceu com o tempo de incubação em ambos os métodos e solos (Figura 5), o que está de acordo com STANFORD & SMITH (1972), mas não houve estabilização do N-inorgânico produzido, indicando que, provavelmente, o tempo de incubação não foi suficiente para completar a mineralização do N-orgânico.

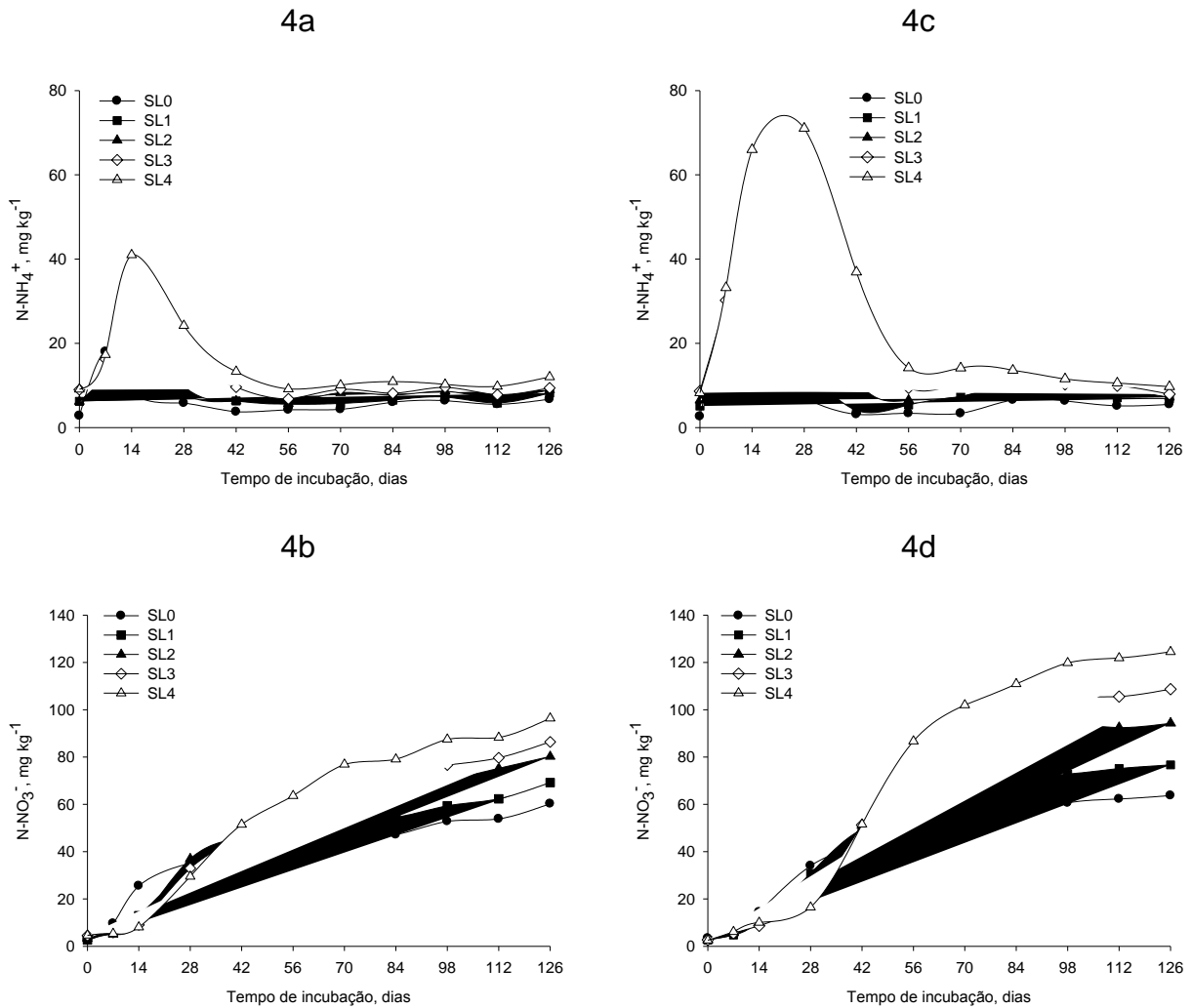


Figura 4. Teores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- nos solos PVA (4a e 4b) e LV (4c e 4d) em função das doses de soro ácido de leite, após 126 dias de incubação, sem lixiviação. Os tratamentos SL0, SL1, SL2, SL3 e SL4 equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha^{-1} de N, respectivamente, ou 0; 101; 203; 304 e 405 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de soro.

A rápida mineralização inicial, seguida de diminuição e tendência a estabilização após algumas semanas, é comum em estudos de mineralização de resíduos aplicados em solos (PARKER & SOMMERS, 1983; BOEIRA et al., 2002; BURGOS et al. 2006; MANTOVANI et al., 2006), e a maior quantidade de N mineralizada no início da incubação é atribuída à presença de frações orgânicas de fácil mineralização do solo (PÖTTKER & TEDESCO, 1979; RHODEN et al., 2006), com posterior predomínio de formas de difícil decomposição (PARKER & SOMMERS, 1983; LINDEMANN & CARDENAS, 1984).

Nos dois solos e em todas as doses de soro, o N mineralizado acumulado ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) foi ajustado à equação de regressão exponencial de cinética de primeira ordem (Figura 5), proposta por STANFORD & SMITH (1972), com R^2 variando de 0,98** a 0,99** para o método ICL e de 0,97** a 0,99** para o método ISL (Tabela 4).

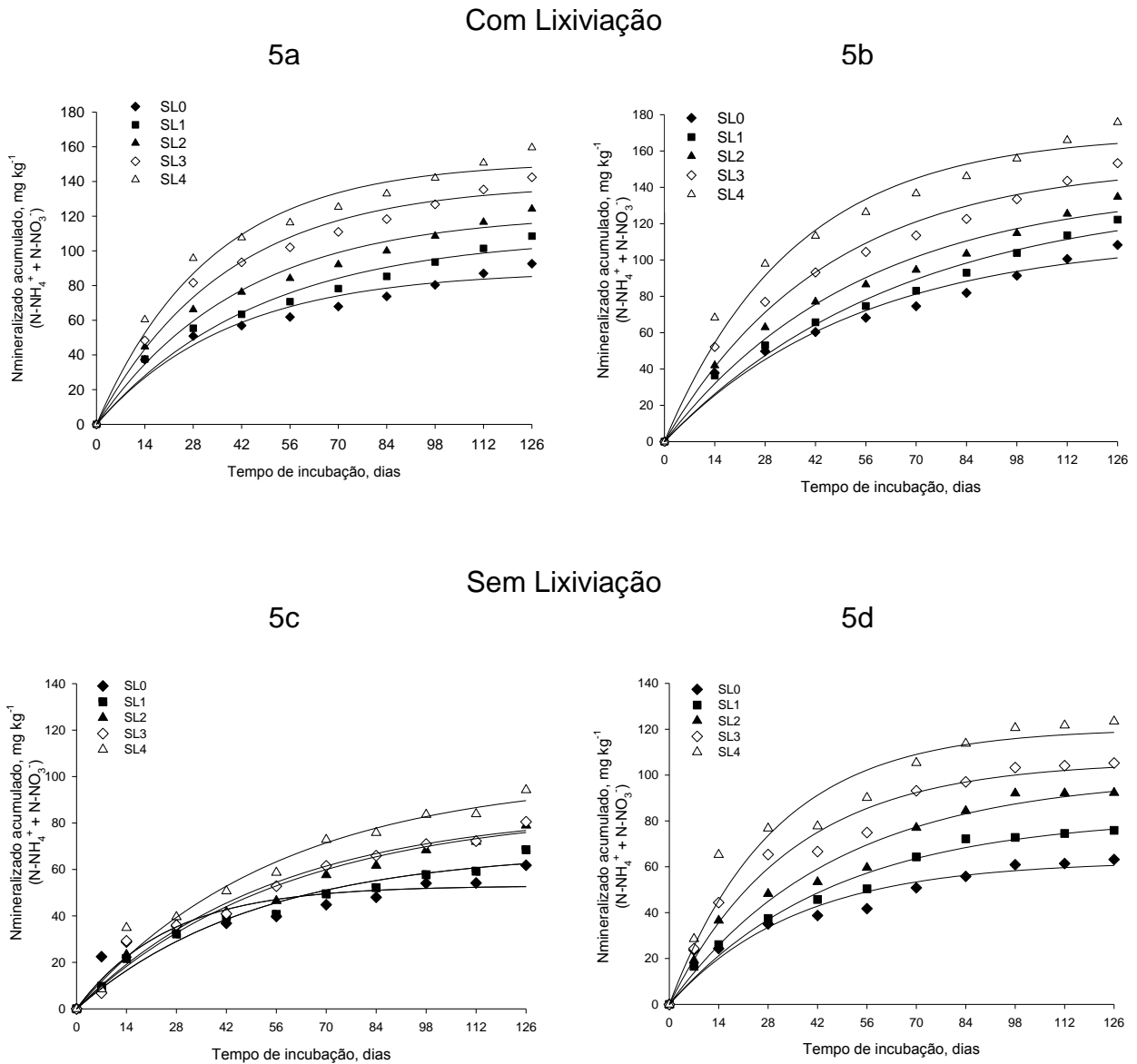


Figura 5. Nitrogênio mineralizado acumulado no PVA (5a e 5c) e LV (5b e 5d), respectivamente, em 126 dias de incubação com soro ácido de leite, com e sem lixiviação. Os tratamentos SL0, SL1, SL2, SL3 e SL4 equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha^{-1} de N, respectivamente, ou 0; 101; 203; 304 e 405 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de soro.

Tabela 4. Nitrogênio aplicado, coeficiente de determinação (R^2) e parâmetros do modelo cinético de primeira ordem, meia-vida ($T_{1/2}$) e fração de mineralização (FM) obtidos após 168 dias de incubação de solos com soro ácido de leite.

Solo	Doses de soro ¹ m ³ ha ⁻¹	N aplicado mg kg ⁻¹	R ²	N ₀ ² mg kg ⁻¹	k ³ dia ⁻¹	T _{1/2} dias	FM %
Método ICL							
PVA	0	0,00	0,9927**	88,6	0,0259	-	-
	101	28,86	0,9947**	108,7	0,0213	33	55,12
	203	57,71	0,9953**	121,7	0,0240	29	54,67
	304	86,57	0,9967**	138,8	0,0268	26	57,57
	405	115,42	0,9961**	151,4	0,0305	23	58,01
LV	0	0,00	0,9867**	112,2	0,0184	-	-
	101	32,65	0,9952**	135,9	0,0153	45	39,89
	203	65,30	0,9956**	140,4	0,0184	38	38,01
	304	97,94	0,9966**	153,2	0,0223	31	43,90
	405	130,59	0,9959**	169,3	0,0277	25	50,01
Método ISL							
PVA	0	0	0,9786**	53,0	0,0391	-	-
	101	30,27	0,9884**	68,1	0,0198	35	30,19
	203	60,54	0,9902**	85,9	0,0171	41	32,15
	304	90,82	0,9919**	85,5	0,0181	38	27,83
	405	121,09	0,9919**	100,7	0,0177	39	29,97
LV	0	0	0,9865**	62,5	0,0275	-	-
	101	34,56	0,9935**	82,0	0,0214	32	36,68
	203	69,13	0,9890**	99,6	0,0214	39	42,07
	304	103,68	0,9932**	106,0	0,0293	24	40,55
	405	138,25	0,9907**	120,3	0,0338	21	43,56

¹0; 101; 203; 304 e 405 m³ ha⁻¹ equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha⁻¹ de N; ²N₀: nitrogênio potencialmente mineralizável; ³k: constante de mineralização; ** Significativo a 1% de probabilidade.

A correlação entre o N mineralizado no PVA e o N mineralizado no LV, em cada tempo, foi significativa a 1%, com R^2 variando de 0,98** a 0,99** com o método ICL, e de 0,97** a 0,99**, com o método ISL. A correlação só não foi significativa aos sete dias de incubação com o método ISL. Isto indica que a curva de mineralização foi semelhante para ambos os solos, diferindo apenas as quantidades obtidas.

Independentemente do método utilizado, o N potencialmente mineralizável (N₀) aumentou com as doses de soro, com maiores quantidades no solo argiloso (Tabela 4). O N₀ variou, para o PVA, entre 88,6 e 151,4 mg kg⁻¹ (método ICL) e 53,0 e 100,7 mg kg⁻¹ (método ISL) e, para o LV, de 112,2 e 169,3 mg kg⁻¹ (método ICL) e 62,5 e 120,3 mg kg⁻¹ (método ISL), para as doses 0 e 405 m³ ha⁻¹ de soro, respectivamente (Tabela 4). Mesma tendência de resultados foi observada por ALCÂNTARA et al. (2007), ao

aplicarem lodo de curtume a um Latossolo Vermelho-Amarelo arenoso e a um Latossolo Vermelho argiloso. Os autores determinaram valores de 93 e 282 mg kg⁻¹ de N no solo arenoso e de 60 e 317 mg kg⁻¹ de N no solo argiloso (0 e 1.785 kg ha⁻¹ de N, respectivamente), após incubação dos solos por 132 dias, em colunas de lixiviação.

As constantes de mineralização (k) também aumentaram com o aumento das doses de soro aplicadas aos solos (Tabela 4). Estes resultados estão de acordo com o proposto por STANFORD & SMITH (1972): a taxa de mineralização é proporcional à quantidade de substrato mineralizável no solo. Deste modo, os valores de N₀ e k são maiores quando há maior quantidade de substrato para os microrganismos do solo. Assim, o T_{1/2} diminuiu da menor para a maior dose de soro, o que significa que houve maior disponibilização de N em menor tempo, nas maiores doses, porque houve aumento da quantidade de N aplicada na forma de soro. Avaliando a mineralização do N do lodo de esgoto de duas estações de tratamento (relação C/N média = 7), em Latossolo Vermelho distroférico, BOEIRA et al. (2002) determinaram valores de k variando de 0,007 a 0,027 dia⁻¹, com diminuição do valor de k com o aumento das doses, e de meia-vida entre 26 e 100 dias. Apesar da relação C/N baixa, o lodo de esgoto passa por digestão anaeróbia, a qual degrada a fração do N mais facilmente decomponível, restando as formas mais recalcitrantes e, deste modo, os valores de k foram menores, e os de T_{1/2} maiores que os determinados para o soro, que não passa por nenhum processo de estabilização. Deste modo, o soro fornece N mineral mais rapidamente do que os lodos de esgoto avaliados pelos últimos autores.

Após 126 dias de incubação, a fração de mineralização (FM) média, determinada com o método com lixiviação, foi de 56,3 e 43,0% para o PVA e o LV, respectivamente (Tabela 4). Exceto da primeira para a segunda dose, em ambos os solos, a FM aumentou com o aumento da dose de soro. Para o método sem lixiviação, a FM média foi de 30,1% e 40,7% para os solos PVA e LV, respectivamente. MANTOVANI et al. (2006) estimaram fração de mineralização de 12% para composto de lixo urbano incubado por 126 dias em um Argissolo de textura média e, com a aplicação das maiores doses de composto de lixo, obtiveram as menores frações de mineralização. Os autores justificaram esse resultado em função de perdas por desnitrificação com o aumento das doses de adubo orgânico.

Observa-se que houve diferença entre os valores de FM para solos e métodos de incubação. No PVA, utilizando o método com lixiviação, a FM foi maior que no LV; já com o método sem lixiviação, o LV apresentou maiores valores de FM que o PVA. Para solos arenosos, a maior mineralização é atribuída à maior aeração, como ocorreu com o método da incubação com lixiviação, e, ainda, os maiores valores de FM são atribuídos à temperatura constante, maior aeração pela mistura de areia fina lavada, aplicações de solução nutritiva, remoção de substâncias tóxicas inibidoras da mineralização e menor imobilização do N devido à retirada de C do sistema (WANG et al., 2003) e, também, porque durante as lixiviações ocorre morte e renovação da biomassa microbiana (LEMOS et al., 1988).

Os menores valores com o método sem lixiviação podem ser atribuídos à flutuação na temperatura (foi mantido em temperatura ambiente) e acúmulo de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo, podendo inibir a mineralização (STANFORD & SMITH, 1972).

A maior mineralização no solo argiloso para o método sem lixiviação pode estar relacionada ao umedecimento e secamento do solo, quebrando, deste modo, a proteção física que as argilas impõem sobre alguns compostos orgânicos, o que disponibiliza o N-orgânico para mineralização (SAHRAWAT, 2008).

A taxa de aplicação calculada ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de soro), admitindo cultura de milho e dose recomendada de 80kg ha^{-1} de N, diferiu entre solos e métodos de avaliação da mineralização do N. Para o método com lixiviação, a taxa de aplicação média obtida foi de $180 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de soro para o PVA e de $235 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de soro para o LV. Para o método sem lixiviação, a taxa de aplicação média foi de $395 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para o PVA e $251 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para o LV. A maior taxa de aplicação para o PVA, obtida com o método sem lixiviação, é justificada pela menor FM, que é inversamente proporcional à taxa de aplicação. Estes resultados demonstram a necessidade de padronização do método utilizado, já que a diferença entre valores foi elevada.

4.2 Comparação de métodos

Para avaliar a eficiência dos métodos de incubação em laboratório para estimar a mineralização do nitrogênio, foram usados resultados obtidos no experimento em casa

de vegetação, em que o milho foi a planta-teste. Os resultados de produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e de N acumulado pelo milho estão na Tabela 5. Houve aumento de produção de MSPA e de acúmulo de N na parte aérea das plantas de milho com o aumento das doses de soro de leite, sendo observada maior produção de MSPA no LV do que no PVA, exceto no tratamento-testemunha, mas a diferença foi pequena. No LV também foram obtidas as maiores quantidades de N absorvido.

Tabela 5. Produção e acúmulo de N na parte aérea das plantas de milho, após dois cultivos, com aplicação de soro ácido de leite, em Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho.

Doses de soro ¹	PVA		LV	
	MSPA ²	N absorvido	MSPA	N absorvido
m ³ ha ⁻¹	g/vaso	mg/vaso	g/vaso	mg/vaso
0	30,8	218,7	30,5	277,0
101	37,0	271,3	39,2	333,6
203	46,8	354,1	49,1	383,1
304	51,8	412,2	52,3	433,4
405	54,7	449,6	59,9	545,2

¹0; 101; 203; 304 e 405 m³ ha⁻¹ equivalem à aplicação de 0; 80; 160; 240 e 320 kg ha⁻¹ de N. ²Matéria seca da parte aérea das plantas de milho após dois cultivos.

Foram obtidas correlações significativas entre MSPA e o N mineralizado acumulado, determinado pelos dois métodos de incubação, em todos os tempos de avaliação (Tabela 6), com 1% de significância, exceto aos sete dias para o método sem lixiviação, devido à imobilização inicial do N do soro. A variação nos valores de R, obtida com os dois métodos, foi pequena em cada data de avaliação e aos 126 dias de incubação, e as correlações foram iguais (0,95**) para os dois métodos. A correlação positiva do N mineralizado com a MSPA está associada ao aumento da produção de matéria seca com o aumento das doses de soro.

Foram observadas correlações significativas entre N mineralizado acumulado e N absorvido pelas plantas de milho em todos os tempos, com os dois métodos, exceto no 7º dia de avaliação para o método sem lixiviação, porque houve imobilização do N (Tabela 6). Observa-se para este método que houve aumento de correlação com o aumento do tempo de incubação e já no 14º dia de incubação o coeficiente de correlação era de 0,98, com 1% de significância. Com o método sem lixiviação, não foi observada tendência de aumento dos valores de correlação com o tempo de incubação

e, no 14^o dia de incubação, a correlação, para o método sem lixiviação, foi de 0,90, com 1% de significância.

Tabela 6. Coeficientes de correlação (R) entre N mineralizado acumulado nos experimentos com e sem lixiviação e os atributos de plantas (N absorvido, MSPA) e carbono mineralizado acumulado em 29 dias, durante 126 dias de incubação de solo com soro ácido de leite.

Variável	N mineralizado acumulado ao longo do tempo (dias)										
	0	7	14	28	42	56	70	84	98	112	126
	-----R ¹ -----										
	MSPA ²										
Com lix	0,84**	-	0,93**	0,97**	0,97**	0,96**	0,97**	0,96**	0,96**	0,96**	0,95**
Sem lix	0,86**	0,31 ^{NS}	0,84**	0,80**	0,87**	0,90**	0,90**	0,88**	0,89**	0,90**	0,95**
	-----N absorvido ³ -----										
Com lix	0,89**	-	0,98**	0,98**	0,99**	0,99**	0,99**	0,99**	0,99**	0,99**	0,99**
Sem lix	0,78**	0,48 ^{NS}	0,90**	0,86**	0,92**	0,95**	0,95**	0,94**	0,94**	0,95**	0,97**
	-----C mineralizado acumulado em 29 dias-----										
Com lix	0,90**	-	0,96**	0,97**	0,98**	0,98**	0,98**	0,99**	0,99**	0,99**	0,99**
Sem Lix	0,84**	0,40 ^{NS}	0,86**	0,85**	0,92**	0,94**	0,94**	0,93**	0,94**	0,94**	0,97**

¹NS, ** e *: Não significativo e significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente; ²MSPA: matéria seca da parte aérea das plantas de milho; ³N absorvido: acúmulo de N na MSPA.

Após 126 dias de incubação, a correlação entre o N absorvido e o N mineralizado acumulado foi de 0,99** com o método com lixiviação; com o método sem lixiviação, a correlação foi de 0,97**. Maior variação nos valores de correlação foi obtida por LEMOS et al. (1988), que compararam o N absorvido por plantas de milho e o N mineralizado por métodos de incubação com e sem lixiviação. Os autores observaram maior correlação com o método com lixiviação (0,82**) quando comparado com o método sem lixiviação (0,52**), conduzidos por 11 e 13 semanas, respectivamente. Segundo os autores, a maior correlação com o método com lixiviação deve-se a que, em ambos os casos, na lixiviação do N mineral e absorção pelas plantas, há retirada do N mineral do solo, seja pela percolação com CaCl₂, seja pela absorção pelas raízes.

Correlação significativa entre o N mineralizado obtido com os métodos com e sem lixiviação e o N absorvido por plantas de trigo e milho também foi relatada por JIN et al. (2007). Neste caso, o método de incubação sem lixiviação, conduzido por 4 semanas, resultou em maior correlação com o N absorvido (0,96**) do que com o método com lixiviação (0,83**), conduzido por 30 semanas. Os autores concluíram que, devido ao tempo demandado pelo método com lixiviação, o método sem lixiviação com

4 semanas de incubação seria o mais indicado para avaliar a mineralização de N em solos calcários.

Foi observada correlação significativa entre o N absorvido por plantas de milho e o N potencialmente mineralizável (N_0) com ambos os métodos. Com o método com lixiviação, a correlação foi de 0,79** e, para o método sem lixiviação, foi de 0,76**. CAMARGO et al. (1997b) também relataram correlação entre o N_0 e o N absorvido por plantas de milho (0,88**) em 10 solos do Rio Grande do Sul. Os autores concluíram que o N_0 descrito pelo modelo exponencial simples (STANFORD & SMITH, 1972) caracteriza adequadamente a absorção de N pelo milho em função do N mineralizado, mesmo estimando valores de N_0 ligeiramente inferiores aos de N mineralizado.

Foram determinadas correlações significativas entre o N mineralizado acumulado em todas as semanas de avaliação, exceto no 7º dia, para o método sem lixiviação (Tabela 6), e o carbono mineralizado em 29 dias de incubação (tempo em que houve tendência de estabilização do C mineralizado, item 3.3.1.). O aumento da respiração microbiana com o aumento das doses de soro explica a correlação existente entre as duas variáveis, nos dois solos, com todas as doses de soro e nos dois métodos de mineralização do N. Diante de correlação positiva e significativa, próxima de 1, entre N e C mineralizados, ROBERTSON et al. (1988) propuseram o uso da mineralização do carbono como índice de N mineralizável do solo. CASTELLANOS & PRATT (1981) também obtiveram correlação significativa entre o N mineralizado em 10 semanas de incubação de solo com 10 adubos orgânicos e o C mineralizado durante quatro semanas, com coeficiente de correlação de 0,89**.

As correlações entre C mineralizado acumulado e os atributos de planta (N absorvido e MSPA) foram significativas, a 1% de significância, a partir do 3º dia de avaliação (Tabela 7). Com o N absorvido pelas plantas de milho, o aumento do tempo de incubação aumentou o valor de R, o que não foi observado com MSPA. CASTELLANOS & PRATT (1981) correlacionaram o N absorvido por plantas-teste (dois cortes de cevada e dois cortes de sorgo), mantidas por 10 meses em casa de vegetação, com o C mineralizado durante uma, duas e quatro semanas de incubação. Os autores relataram que todas as correlações foram significativas e que não houve diferença entre os períodos de avaliação, indicando que o C mineralizado durante um

curto período de incubação em laboratório fornece um índice satisfatório de disponibilidade de N para as plantas. GARCÍA-GÓMES et al. (2003) também obtiveram correlação significativa entre o C mineralizado acumulado e a produção de matéria seca no primeiro corte (0,90**, 28 dias), segundo corte (0,88**, 56 dias) e no terceiro corte (0,86**, 84 dias) de plantas de azevém, em experimento em casa de vegetação.

Tabela 7. Correlação entre C mineralizado acumulado e atributos de planta (N absorvido e MSPA), N mineralizado acumulado e N_0 de dois métodos de incubação.

Variável	C mineralizado acumulado ao longo do tempo (dias)										
	1	2	3	4	5	6	7	14	29	94	168
	R^1										
N abs. ²	-0,74 ^{NS}	0,52 ^{NS}	0,85**	0,90**	0,91**	0,93**	0,94**	0,97**	0,98**	0,98**	0,98**
MSPA ³	-0,77 ^{NS}	0,65*	0,93**	0,96**	0,97**	0,98**	0,99**	0,99**	0,98**	0,97**	0,96**
	N mineralizado acumulado ⁴										
Com Lix	-0,73 ^{NS}	0,52 ^{NS}	0,85**	0,89**	0,91**	0,92**	0,94**	0,98**	0,99**	0,99**	0,99**
Sem Lix	-0,68 ^{NS}	0,48 ^{NS}	0,81**	0,86**	0,88**	0,90**	0,92**	0,96**	0,97**	0,98**	0,98**
	N_0^4										
Com Lix	-0,69 ^{NS}	0,53 ^{NS}	0,81**	0,85**	0,87**	0,88**	0,90**	0,94**	0,96**	0,97**	0,98**
Sem Lix	-0,67 ^{NS}	0,56*	0,83**	0,87**	0,89**	0,90**	0,92**	0,96**	0,97**	0,98**	0,98**

¹NS, ** e *: Não significativo e significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente; ²N absorvido: acumulo de N na MSPA; ³MSPA: Matéria seca da parte aérea das plantas de milho; ⁴N mineralizado acumulado: após 126 dias de incubação, com e sem lixiviação; ⁵ N_0 : Nitrogênio potencialmente mineralizável.

Com o aumento do tempo de incubação, foi observado aumento do valor de R, o que está acordo com ALVES et al. (1999), que também obtiveram correlações significativas entre o C e o N mineralizados, em 20 solos (0,79**). Os autores justificam que o C mineralizado tendeu à linearidade (estabilização), e as taxas de mineralização do N diminuíram progressivamente com o tempo de incubação (estabilização), aumentando a relação entre essas variáveis com o aumento do tempo de incubação.

A partir do terceiro dia de avaliação do C-CO₂ mineralizado acumulado, foi obtida correlação significativa com o N mineralizado acumulado e com o N potencialmente mineralizável (N_0), nos dois métodos e solos (Tabela 7). HANEY et al. (2001) propuseram que a produção de CO₂, em curto prazo (24 horas), após aplicação de esterco, é um índice confiável de mineralização líquida de N; contudo, com a aplicação do soro de leite, foi obtida correlação apenas após a terceira avaliação.

5 CONCLUSÕES

- a) A fração de mineralização do nitrogênio do soro ácido de leite, média dos dois solos, é de 50% com o método de incubação com lixiviação, e de 35% com o método sem lixiviação.
- b) A diferença na fração de mineralização entre os métodos com e sem lixiviação não recomenda o seu uso alternativo para cálculo das taxas de aplicação do soro ácido de leite.

6 REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Amostragem de resíduos**. NBR 10007. 2004.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; HÜBNER, A.P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, p.95-102, 2007.

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

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

ANDERSON, J.P.E. Soil respiration. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Eds.) **Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties**. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1982. p.831-845.

BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise química de plantas**. Campinas, Instituto Agronômico, 1983. 48p. (Boletim Técnico, 78)

BEN-HASSAN, R.M.; GHALY, A.E. Continuous propagation of *Kluyveromyces fragilis* in cheese whey for pollution potential reduction. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, Clifton, v.47, p.89-105, 1993.

BERNAL, M.P.; NAVARRO, A.F.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A.; CEGARRA, J. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.30, p.305-313, 1998.

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, p.1639-1647, 2002.

BRASIL. Instrução Normativa SDA nº 28, de 27 de julho de 2007. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 31 jul. 2007. Seção 1, p.11, 2007.

BURGOS, P.; MADEJÓN, E.; CABRERA, F. Nitrogen mineralization and nitrate leaching of a sandy soil amended with different organic waste. **Waste Management & Research**, Copenhagen, v.24, p.175-184, 2006.

CABRERA, M.L. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.57, p.63–66, 1993.

CABRERA, M.L.; KISSEL, D.E.; VIGIL, M.F. Nitrogen mineralization from organic residues: research opportunities. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.34, p.75–79, 2005.

CALDERÓN, F.J.; McCARTY, G.W.; VAN KESSEL, J.A.S.; REEVES III, J.B. Carbon and nitrogen dynamics during incubation of manured soil. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.68, p.1592-1599, 2004.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas, Instituto Agronômico, 1986. 94p. (Boletim técnico, 106)

CAMARGO, F.A.O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Erros potenciais na estimativa da mineralização do nitrogênio do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.27, p.151-152, 1997a.

CAMARGO, F.A.O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p.575-579, 1997b.

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

CARMO, C.A.F.S.; ARAÚJO, W.S.; BERNARDI, A.C.C.; SALDANHA, M.F.C. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2000. 41p. (Circular técnica, 6)

CASTELLANOS, J.Z.; PRATT, P.F. Mineralization of manure nitrogen – Correlation with laboratory indexes. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.45, p.354-357, 1981.

CETESB. **Aplicações de lodos de sistema de tratamento biológico em áreas agrícolas**. Critérios para projetos e operações. São Paulo, Cetesb. 1999. 32p (Norma P4.230)

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Gado de Leite. **Produção mundial de queijos – 2000/2008**. Juiz de Fora, MG, Embrapa Gado de Leite, 2008. Acessado em 05/02/2010. Disponível em <<http://www.cnpqgl.embrapa.br/nova/informacoes/estatisticas/industria/tabela0423.php>>.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 1999. 412p.

GARCÍA-GÓMES, A.; BERNAL, M.P.; ROIG, A. Carbon mineralization and plant growth in soil amended with compost samples at different degrees of maturity. **Waste Management & Resource**, Copenhagen, v.21, p.161-171, 2003.

GHERI, E.O., FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. Resposta do capim-tanzânia à aplicação de soro ácido de leite. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, p.753-760, 2003.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; MIOLA, E.C.C.; RECOUS, S. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2661-2668, 2008.

GIROTO, J.M.; PAWLOWSKY, U. O soro de leite e as alternativas para o seu beneficiamento. **Brasil Alimentos**, São Paulo, n.10, p.43-46, 2001.

GONÇALVES, J.L.M.; MENDES, K.C.F.S.; SASAKI, C.M. Mineralização de nitrogênio em ecossistemas florestais naturais e implantados do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p.601-616, 2001.

GUIMARÃES, T.F.; CARVALHO, G.R.; CARNEIRO, A.V.; DUARTE, M.M. Exportações mundiais de queijos: 2003 a 2007. **X Minas Leite**, Juiz de Fora, 5p. 2008.

HANEY, R.L.; HONS, F.M.; SANDERSON, M.A.; FRANZLUEBBERS, A.J. A rapid procedure for estimating nitrogen mineralization in manured soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.33, p.100-104, 2001.

HÉBERT, M.; KARAM, A.; PARENT, L.E. Mineralization of nitrogen and carbon in soils amended with composted manure. **Biological, Agriculture and Horticulture**, Coventry, v.7, p.349-361, 1991.

JIN, F.; LI, S.; LU, H.; LI, S. Estimation of the biological methods of assessing soil N-supplying capacity in calcareous soil. **Agricultural Sciences in China**, Amsterdam, v.6, p.1224-1234, 2007.

JONES, S.B.; ROBBINS, C.W.; HANSEN, C.L. Sodic soil reclamation using cottage cheese (acid) whey. **Arid Soil Research and Rehabilitation**, London, v. 7, p. 51-61, 1993.

KOSIKOWSKI, F.V. Whey utilization and whey products. **Journal of Dairy Science**, Champaign, v.62, p.1149-1160, 1979.

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

LINDEMANN, W.C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.48, p.1072-1077, 1984.

LIZIEIRE, R.S.; CAMPOS, O.F. **Soro de queijo “in natura” na alimentação do gado de leite**. Juiz de Fora, MG: Embrapa Gado de Leite. 2006. 2p. (Instrução Técnica para o Produtor de Leite)

MANTOVANI, J.R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; BARBOSA, J.C.; FREIRIA, A.C. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.677-684, 2006.

MARTINES, A.M.; ANDRADE, C.A.; CARDOSO, E.J.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, p.1149-1155, 2006.

MARWAHA, S.S.; KENNEDY, J.F. Review: whey-pollution problem and potential utilization. **International Journal of Food Science and Technology**, Oxford, v.23, p.323-336, 1988.

MENGEL, K. Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.181, p.83-93, 1996.

MODLER, H. W. The use of whey as animal feed and fertilizer. **Bulletin of the International Dairy Federation**, Brussels, n. 212, p. 111-124, 1987.

PARKER, C.F.; SOMMERS, L.E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.12, p.150-156, 1983.

PETERSON, A.E.; WALKER, W.G.; WATSON, K.S. Effect of whey applications on chemical properties of soils and crops. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Washington, v.27, p.654-658, 1979.

PÖTTKER, D.; TEDESCO, M.J. Efeito do tipo e tempo de incubação sobre a mineralização da matéria orgânica e nitrogênio total em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.3, p-20-24, 1979.

RADFORD, J.B.; GALPIN, D.B.; PARKIN, M.F. Utilization of whey as a fertilizer replacement for dairy pasture. **New Zealand Journal of Dairy Science and Technology**, Palmerston North, v.21, p.65-72, 1986.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H. Milho para grãos e silagem. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Eds.) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas, Instituto Agrônomo; Fundação IAC, 1996. p.56-59. (Boletim técnico, 100)

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônomo. 235p., 2001.

RHODEN, A.C.; SILVA, L.S.; CAMARGO, F.A.O.; BRITZKE, D.; BENEDETTI, E.L. Mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, p.1780-1787, 2006.

ROBBINS, C.W.; HANSEN, C.L.; ROGINSKE, M.F.; SORENSEN, D.L. Extractable phosphorus and soluble calcium, magnesium and potassium in two whey-treated calcareous soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.25, p.791-795, 1996.

ROBERTSON, K.; SCHNURER, J.; CLARHOLM, M.; BONDE, T.A.; ROSS WALL, T. Microbial biomass in relation to C and N mineralization during laboratory incubations. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.20, p.281-286, 1988.

SAHRAWAT, K.L. Factors affecting nitrification in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.39, p.1436-1446, 2008.

SGARBIERI, V.C. Propriedades fisiológicas-funcionais das proteínas do soro de leite. **Revista de Nutrição**, Campinas, v.17, p.397-409, 2004.

SIMS, J.T. Nitrogen mineralization and elemental availability in soil amended with co-composted sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.19, p.669–675, 1990.

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.36, p.465-471, 1972.

TEDESCO, M.J.; VOLKWEISS, S.J.; BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1985.

WANG, W.J.; CHALK, P.M.; CHEN, D.; SMITH, C.J. Nitrogen mineralisation, immobilisation and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.33, p.1305-1315, 2001.

WANG, W.J.; SMITH, C.J.; CHEN, D. Towards a standardized procedure for determining the potentially mineralizable nitrogen of soil. **Biology and Fertility of Soil**, Berlin, v.37, p.362-374, 2003.

WATSON, K.A.; PETERSON, A.E.; POWELL, R.D. Benefits of spreading whey on agricultural land. **Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v.49, p.24-34, 1977.

WIENHOLD, B.J. Comparison of laboratory methods and in situ method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated Silt-Loam soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.38, p.1721-1732, 2007.

WONG, J.W.C.; LAI, K.M.; FANG, M. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. **Environment International**, Oxford, v.24, p.935-943, 1998.

YAGI, R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; BARBOSA, J.C. Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.385-394, 2009.