

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

**MINERALIZAÇÃO DO SORO ÁCIDO DE LEITE
EM FUNÇÃO DO pH DO SOLO**

Juan Gabriel Cristhoffer Lopes Ruiz
Engenheiro Agrônomo

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
Junho de 2012

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

**MINERALIZAÇÃO DO SORO ÁCIDO DE LEITE
EM FUNÇÃO DO pH DO SOLO**

Juan Gabriel Cristhoffer Lopes Ruiz

Orientadora: Profa. Dra. Mara Cristina Pessoa 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
Junho de 2012**

R934m Ruiz, Juan Gabriel Cristhoffer Lopes Ruiz
Mineralização do soro ácido de leite em função do pH do solo /
Juan Gabriel Cristhoffer Lopes Ruiz. -- Jaboticabal, 2012
viii, 44 f. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2012
Orientadora: Mara Cristina Pessôa da Cruz
Banca examinadora: José Ricardo Mantovani, Manoel Evaristo
Ferreira
Bibliografia

1. Acidez. 2. Resíduo orgânico. 3. Amônio. 4. Nitrato I. Título. II.
Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.415

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.
e-mail: arnold@cnpso.embrapa.br

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

JUAN GABRIEL CRISTHOFFER LOPES RUIZ – nascido em 5 de agosto de 1987, na cidade de Eldorado – MS, graduou-se em Engenharia Agrônômica pela Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), em dezembro de 2009. Em março de 2010 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.

Ao Fim de Tudo

*Minhas lágrimas não caem mais,
Eu já me transformei em pó,
E os meus gritos não se escutam mais
Estão na direção do Sol.
Meu futuro não me assusta ou faz,
Correr pra desprender o nó
Que me amarra a garganta e traz
O vazio de viver só...*

*Se alguém encontrou um sentido para a vida, chorou!
Por aumentar a perda que se tem ao fim de tudo
transformando o silencio que até então é mudo.
Naquela canção que parece encontrar a razão,
Mas que ao final se cala frente ao tempo,
que não para, frente a nossa lucidez.*

Duca Leindecker (Cidadão Quem)

Ao meu querido avô Luis Lopes (*in memoriam*),
por todo amor e carinho, pelo exemplo de vida,
coragem, e pelos inesquecíveis momentos
que compartilhamos juntos.

OFEREÇO

À minha mãe, Doralice Lopes,
que nas minhas situações de dificuldade,
de cansaço e de ausência, a sua imagem,
seu amor e carinho, sua compreensão, me fizeram continuar.
Ao meu irmão João Victor pelo apoio, motivação e confiança.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela minha vida e por conceder-me saúde e coragem para enfrentar todos os obstáculos encontrados durante toda jornada;

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, pela oportunidade concedida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa de Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa de estudos concedida.

A toda minha família, que me ensinou a viver com respeito e dignidade; em especial, minha avó Aparecida Lopes e meu padrasto Ferrari. Por ser uma família muito grande não citarei o nome de todos, mas sempre serão lembrados.

Ao Prof. Dr. Manoel Evaristo Ferreira, pelo exemplo de profissionalismo, pela amizade.

Aos meus amigos Bruno Boscov Braos, Felipe Batistella Filho, Fernando Kuhnen, Lucas Boscov Braos e Thiago de Barros Sylvestre pelo companheirismo, pelos trabalhos em equipe, pelo auxílio na condução dos experimentos, pela amizade construída ao longo do tempo.

Aos meus amigos Gustavo Claudiano, Anildo Caldas, Paulo Eduardo, Eucídes Rodrigues e Anderson Silva, pela presença e amizade durante toda essa jornada nesta cidade.

À Selma Guimarães Figueiredo, pela amizade e auxílio nas análises de laboratório.

Aos amigos de República Tia Méri, pela amizade e convivência.

A todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Soro ácido de leite	3
2.2 Fatores que afetam a mineralização de resíduos orgânicos.....	6
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	14
3.3.2 Mineralização do nitrogênio	15
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	18
4.1 Mineralização do carbono.....	18
4.2. Mineralização do nitrogênio	25
5. CONCLUSÕES	36
6. REFERÊNCIAS.....	37

MINERALIZAÇÃO DO SORO ÁCIDO DE LEITE EM FUNÇÃO DO pH DO SOLO

RESUMO- O pH é um dos fatores que interfere na mineralização do C e do N orgânico dos resíduos aplicados ao solo. Compreender o seu efeito pode resultar em manejo mais adequado dos resíduos e em melhor aproveitamento do N pelas plantas, o que, além de ganhos agronômicos, significa ganhos ambientais. O objetivo com este trabalho foi avaliar o efeito do pH do solo na mineralização do C e do N do soro ácido de leite. Foram conduzidos experimentos em condições de laboratório, em esquema fatorial combinando amostras de dois solos, um Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) e um Latossolo Vermelho (LV), cinco valores de pH (4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5) e duas doses de soro ácido de leite (0 e a taxa de aplicação calculada para cada solo para fornecer 80 kg ha⁻¹ de N), em delineamento inteiramente ao acaso com três repetições. Os dados obtidos em 180 dias de incubação foram ajustados ao modelo cinético de primeira ordem. Não houve influência do pH na mineralização do C do soro ácido de leite, que ocorreu em todos os valores de pH. A mineralização do N do soro também ocorreu em todos os valores de pH e tendeu a aumentar entre pH 4,5 e 6,5. A nitrificação ocorreu em pH 4,5 e aumentou com o aumento de pH até 6,5.

Palavras-chave: acidez, resíduo orgânico, amônio e nitrato

MINERALIZATION OF ACID WHEY AS A FUNCTION OF SOIL pH

SUMMARY - The pH is one of the factors that interfere in the processes of mineralization of organic C and N in wastes applied to soil. Understanding your effect can result in more appropriate management of waste and better utilization of N by plants which in addition to agronomic gains, means environmental gains. The aim of this study was to evaluate the effect of soil pH on the mineralization of C and N of acid whey. Were conducted two experiments in laboratory conditions in factorial scheme with the combination of two soil samples, one Ultisol and the other, Oxisol, five pH values (4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5) and two rates of acid whey (0 and the rate of application for supply 80 kg ha⁻¹ N), in a completely randomized design with three repetitions. The data obtained in 180 days of incubation were adjusted in a first-order kinetic model. There was no influence of pH in the C mineralization of acid whey at all pH values. The N mineralization also occurred at all pH values and tended to increase between 4.5 and 6.5. Nitrification occurred at pH 4.5 and increased with increasing pH to 6.5.

Keywords: acidity, organic waste, ammonium and nitrate

1. INTRODUÇÃO

Ultimamente tem havido grande interesse no uso agronômico de ampla variedade de resíduos industriais, ou de origem doméstica, com ênfase no aproveitamento de sua fração orgânica. Na maioria das vezes, esses resíduos podem ser transformados em insumos agrícolas, sendo utilizados em áreas próximas das quais foram gerados, colocando à disposição dos agricultores fontes de nutrientes de boa qualidade e baixo custo.

Quando se faz adição de resíduos orgânicos ao solo, parte do carbono orgânico adicionado é liberado na forma de CO_2 , e parte pode permanecer inalterada ou ser incorporada à biomassa microbiana e à matéria orgânica do solo. Simultaneamente às transformações do C, ocorrem as transformações do N orgânico, das quais resultam as formas de N que são absorvidas pelas plantas. O uso de resíduos orgânicos na agricultura visa, particularmente, aumento do teor de matéria orgânica do solo e fornecimento de N, nutriente de custo elevado e para o qual existem dificuldades de manejo associadas à previsão da disponibilidade às plantas, e também preocupações ambientais devido às perdas de nitrato por lixiviação e emissão de gases associados ao efeito estufa.

A mineralização do N consiste na conversão biológica do N constituinte de proteínas e outros compostos orgânicos, em N inorgânico, ou seja, N-NH_4^+ . Em seguida, na etapa designada nitrificação, as formas de N amoniacal são convertidas a N-NO_3^- . Na nitrificação, o pH é importante fator regulador, e o valor ótimo foi estabelecido em 8,5 (SAHRAWAT, 2008).

Algumas indústrias geram resíduos que, do ponto de vista agronômico, podem ser considerados de boa qualidade, porque contêm carga orgânica atóxica e nutrientes

de plantas. Exemplo de resíduo com esta característica é o soro de leite, que é subproduto da fabricação de queijos, produzido em grande volume pelas indústrias.

Tendo em vista a aplicação de soro ácido de leite mais eficiente e segura, é necessário detalhar o comportamento do processo de mineralização do N. A CETESB, por meio da Norma Técnica P4.230 (CETESB, 1999), estabeleceu procedimentos para a aplicação de resíduos no solo, em que foram propostos métodos de incubação de solos que podem ser usados para determinar a mineralização do N em função do tempo e, a partir dela, calcular a taxa de aplicação do resíduo. No entanto, não existem estudos relativos ao efeito do pH do solo na mineralização do N orgânico presente no soro e tais informações podem melhorar os critérios para ajuste de doses do resíduo a aplicar no campo.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do pH do solo na mineralização do carbono e do nitrogênio do soro ácido de leite.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Soro ácido de leite

O leite bovino geralmente contém entre 30 e 40 g L⁻¹ de proteínas, das quais 78% são caseínas. Quando as caseínas são coaguladas em meio ácido, na produção de queijo, o soro resultante é ácido, e quando em meio enzimático, o soro recebe a denominação de soro doce (PEREIRA, 2009). O soro doce (pH 6,0) é mais aceito pelos animais e é derivado dos processos de fabricação dos queijos *mozzarella* e *cheddar*, entre outros. O soro ácido (pH 4,6) é obtido do processo de fabricação de, por exemplo, queijo *cottage* (LIZIEIRI & CAMPOS, 2006).

O soro ácido de leite apresenta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) elevada, cerca de 30.000 a 50.000 mg L⁻¹ (HOSSEINI et al., 2003) ou 40.000 a 60.000 mg L⁻¹ (BEN-HASSAN & GHALY, 1993) e, se descartado diretamente em rios ou esgotos públicos pode promover sérios impactos ambientais. No entanto, com a crescente demanda por alimentos de maior valor nutricional, e pela existência de leis ambientais cada vez mais severas, vem crescendo o interesse no reaproveitamento do soro ácido de leite, mas a alta porcentagem de água presente no soro inviabiliza economicamente sua desidratação (HOSSEINI et al., 2003).

Pesquisas estão sendo direcionadas para o aproveitamento do soro na produção de proteínas concentradas, visando expandir a utilização deste subproduto como ingrediente em formulações alimentícias, entre outros produtos (HOSSEINI et al., 2003). Apesar de ser uma fonte de proteínas de alto valor na nutrição humana (SGARBIERI, 2004) e na nutrição animal (LIZIEIRI & CAMPOS, 2006), o soro é descartado pelas indústrias devido a dificuldades que existem em armazenar o grande volume produzido, uma vez que para cada quilograma de queijo são gerados 9 kg de soro (ROBBINS et al., 1996). De acordo com EMBRAPA (2008) a produção brasileira

de queijos está aumentando a cada ano e, em 2008, foi de 640 mil toneladas. Estima-se, deste modo, que a quantidade total gerada pela indústria brasileira no ano de 2008 foi de 5,76 bilhões de litros de soro.

A composição do soro ácido, subproduto da fabricação de queijo *petit suisse*, de acordo com GHERI et al. (2003) é: 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. Segundo MORRIS et al. (1985), o soro ácido de leite contém 1,5 g L⁻¹ de N, 0,4 g L⁻¹ de P e 1,6 g L⁻¹ de K, concentrações semelhantes às relatadas por MODLER (1987). A partir da composição química admite-se que o resíduo é um bom fornecedor de N e K. O K tem liberação rápida para as plantas, conforme já avaliado por GHERI et al. (2003). O N, por outro lado, está nas proteínas do soro e precisa passar por processo de degradação microbiana (mineralização) para se tornar disponível para as plantas.

Existe a possibilidade de uso do soro como fertilizante, mediante a presença de nutrientes e ausência de componentes indesejáveis em sua composição. Estudos sobre fontes alternativas de nutrientes são de grande importância, principalmente devido ao preço elevado dos adubos minerais. Se utilizado para fins agrícolas, o soro ácido de leite pode atuar como condicionador de solo e como fonte de nutrientes para as plantas GHERI et al. (2003).

Para os laticínios, o uso do soro como fertilizante é a maneira mais econômica e eficiente para eliminação do resíduo. Com aplicação controlada do soro em pastagens, há possibilidade de aumento na produção das forrageiras e, se aplicado de maneira adequada, mediante recomendação, é possível evitar a poluição dos cursos de água (PARKIN & MARSHALL, 1976).

Ao avaliar 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, GHERI et al. (2003) verificaram que a produção máxima teórica de matéria seca foi obtida com 390 m³ ha⁻¹. Avaliando o efeito de quatro doses de soro ácido de leite (0, 250, 500 e 1.000 m³ ha⁻¹), na produção de grãos e de matéria seca de cevada, JONES et al. (1993), observaram que as maiores produções, de ambos, foram obtidas com 500 m³ ha⁻¹ de soro. Em função das quantidades de soro aplicadas no solo, grandes

quantidades de N são adicionadas, o que pode levar a contaminação da água. Por isso existe a recomendação para não aplicar mais do que 625 a 950 m³ ha⁻¹ por ano de soro, mesmo que esse volume não seja suficiente para suprir o requerimento de N de diversas culturas (KELLING & PETERSON, 1980, citados por MODLER, 1987).

MODLER (1987) analisou folhas de milho cultivado em solos que receberam 640 m³ ha⁻¹ de soro seis meses antes da semeadura e observou que os teores de N, K, Mg e S excediam o normal, e que as quantidades de N, P e K fornecidas pelo soro aplicado correspondiam a 3, 8 e 6 vezes a absorvida pelo milho para produção de 3,2 t ha⁻¹ de grãos.

PARKIN et al. (1986), citados por RADFORD et al. (1986), por fertirrigação, aplicaram 40 m³ ha⁻¹ de soro em pastagens, e relataram que o soro forneceu quantidades de N, P e K equivalentes às recomendadas na Nova Zelândia, na forma de fertilizantes convencionais, e essa quantidade de soro foi mais econômica 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 fosse de até 10 km.

KUHNEN et al. (2009) determinaram a fração de mineralização do soro ácido derivado da produção de queijo *petit suisse* em Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) e em Latossolo Vermelho (LV). O N potencialmente mineralizável aumentou com as doses de soro, variando, no PVA, entre 53,0 e 100,7 mg kg⁻¹ e, no LV, de 62,5 a 120,3 mg kg⁻¹ para as doses 0 e 405 m³ ha⁻¹ de soro, respectivamente (0 e 320 kg ha⁻¹ de N). O tempo necessário para que 50% do N potencialmente mineralizável presente no soro fosse mineralizado (T_{1/2}) foi de 35 a 41 dias no PVA e de 21 a 39 dias no LV. Após 126 dias de incubação, a fração de mineralização variou de 28 a 32% no PVA e de 37 a 44% no LV. Assim, na condição ótima, uma fração pequena do N total adicionado foi disponibilizada nos primeiros 30 dias e mais de 50% do aplicado persistiu na forma orgânica após quatro meses.

2.2 Fatores que afetam a mineralização de resíduos orgânicos

Podem ser relacionados dois benefícios com o uso de resíduos orgânicos para fins agrícolas: redução da poluição ambiental e menor consumo de fertilizantes industriais, cujas matérias-primas são caras e não renováveis (MELO, 2007). Quando aplicados ao solo, parte de seus elementos retorna à atmosfera na forma de gases, parte é imobilizada pelos microrganismos decompositores, parte permanece na forma prontamente disponível para as plantas e parte pode ser perdida por lixiviação (BRADY & WELL, 2002).

A aplicação de resíduos de origem urbana, industrial e agropecuária pode conferir melhorias nos atributos químicos dos solos. No entanto, se utilizados de maneira inadequada, sem estudo prévio de como devem ser aplicados e dose a aplicar, os resíduos podem não ser benéficos ao ambiente, pois em sua composição estão contidos elementos que põem em risco os locais onde são descartados (TANIGUCHI, 2010).

Existem diferenças na composição química dos resíduos orgânicos que estão relacionadas com a origem, o grau de processamento, a espécie animal ou vegetal, etc. (SILVA, 2008). Deste modo, para aplicar resíduos orgânicos, deve ser considerada sua composição química, a fim de que não ocorra acúmulo de metais pesados, salinização, sodificação dos solos em longo prazo e lixiviação de NO_3^- para águas subterrâneas (TRANNNIN et al., 2005; BAHMANYAR, 2008; ODLARE et al., 2008).

Em solos tratados com materiais orgânicos, a mineralização do C e do N pode ser afetada pelo pH do solo. Baixo pH do solo diminui a atividade microbiana e, portanto, a decomposição da matéria orgânica (MOTAVALLI et al., 1995).

HUANG & CHEN (2009), trabalharam com três solos com valores iniciais de pH iguais a 4,85, 5,23 e 7,70 e quatro doses de composto de lodo de esgoto (0, 25, 75 e 150 t ha⁻¹), e observaram que a taxa de evolução de CO_2 foi maior no solo com pH 7,7, ao longo do período de incubação. A menor evolução de CO_2 foi obtida no solo com pH 4,85. Estes resultados podem ser associados à diminuição da atividade microbiana no solo em pH baixo (KEMMITT et al., 2006) e estão de acordo com XU et al. (2006), que

determinaram maior evolução de CO_2 em pH 5,0, a qual foi duas vezes maior do que a obtida em pH 3,87.

É importante ter conhecimento da dinâmica da mineralização dos resíduos orgânicos e, assim, prever a disponibilidade dos nutrientes. A mineralização do N orgânico ocorre em duas etapas: aminização e amonificação. Na primeira, as proteínas são convertidas em aminoácidos, aminas e uréia. Na etapa seguinte, as formas derivadas das proteínas são convertidas, na sequência, em N-NH_3 e N-NH_4^+ . Nas duas etapas, aminização e amonificação, atuam microrganismos heterótrofos. Além de fatores climáticos e edáficos, interferem nestas etapas do processo atributos do próprio resíduo, como a proporção entre as formas orgânica e amoniacal, a relação C/N, o grau de maturação do resíduo e a biodegradabilidade do carbono do material. Um dos principais atributos é a relação C/N (SIMS, 1995). A relação C/N do soro ácido de leite, em torno de 40, indica predomínio inicial de imobilização de N em relação à mineralização (GHERI et al., 2003). Condições edafo-climáticas ótimas para ocorrência das reações são associadas com 50 a 70% de umidade nos solos e temperatura entre 25 e 35°C (HAVLIN et al., 2005).

Nos estudos de mineralização de N 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 (YAGI et al., 2009).

TANIGUCHI (2010) ao aplicar cinco doses de lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média, obteve mineralização rápida até o 28º dia de incubação, sendo que no 7º dia houve predomínio de N-NH_4^+ , e partir do 14º dia houve predomínio de N-NO_3^- e tendência à estabilização até o final da incubação. MANTOVANI et al. (2006) observaram que os teores de N-NH_4^+ do solo eram maiores do que os de N-NO_3^- antes de iniciar a incubação de composto de lixo e, nesta condição, em média, 65% do N-inorgânico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) encontrava-se na forma de amônio e 35% na de nitrato. Aos sete dias de incubação, ocorreu inversão entre os teores de N-NO_3^- em relação a N-NH_4^+ e, em média, 62% do N-inorgânico estava na forma de nitrato e 38% na de amônio.

A nitrificação consiste na oxidação do íon amônio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-). Nela, N-NH_4^+ ou N-NH_3 é convertido a N-NO_2^- (nitritação), o qual, em seguida, é convertido a N-NO_3^- (nitratação). As duas etapas ocorrem sob a atuação de bactérias autótrofas específicas, respectivamente, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Nestas reações, poucos heterótrofos podem ter participação, com eficiência muito menor, e ocorrência em condições adversas, como acidez, por exemplo (SAHRAWAT, 2008).

Aeração, temperatura, umidade, abundância de íons amônio, população e diversidade de organismos nitrificadores e relação C/N são os principais fatores que afetam a nitrificação. Ela é máxima quando a concentração de oxigênio no ar do solo é de cerca de 20%, a umidade está próxima a capacidade de campo (-33 kPa em solos de textura argilosa-média, e 0 a -10 kPa em solos arenosos) e a temperatura está em 25°C. O valor de pH do solo é outro fator importante que regula a nitrificação, e ela ocorre entre valores de pH de 5,5 a 10,0, com o ótimo em torno de 8,5, mas não foi detectada em solos com pH menor do que 5,0 (SAHRAWAT, 2008).

SILVA et al. (1994) avaliaram o efeito da calagem na mineralização de N em sete amostras de solos e concluíram que a nitrificação foi intensificada pela calagem. No entanto, em outro conjunto de solos, a calagem para pH 6,0 em amostras com pH (CaCl_2) inicial variando de 3,5 a 4,5, não alterou a quantidade total de N mineralizado ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) após 77 dias de incubação (SILVA et al., 1999).

A quantidade de N-NH_4^+ no solo, dentro de certos limites, está diretamente relacionada com a taxa de nitrificação (MALHI & MCGILL, 1982). De acordo com LE PHAM et al. (1984), a aplicação de quantidades elevadas de N-NH_4^+ pode provocar uma fase de latência na nitrificação. Isto foi verificado no trabalho de ALMEIDA (2000), no qual nos primeiros cinco dias após a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos a campo, apenas $1,48 \text{ kg ha}^{-1}$ de N foram nitrificados diariamente no tratamento em pousio e, $3,10 \text{ kg ha}^{-1}$ de N no tratamento com palha de aveia. Desta forma, é de fundamental importância, tanto do ponto de vista do seu potencial fertilizante como também de seu potencial poluente, o estudo das transformações microbianas da forma amoniacal (N-NH_4^+) no solo, especialmente a sua taxa de oxidação até N-NO_3^- (FRANCHI, 2001).

A capacidade de prever a quantidade de N que é mineralizado da matéria orgânica do solo durante um determinado período pode resultar no uso mais eficiente de resíduos que contêm N e em menor potencial de contaminação do lençol freático pelo NO_3^- (CABRERA, 1993). Diversos métodos já foram propostos para estimar o N mineralizável dos solos. Os métodos de incubação para a determinação da fração do N mineralizado diferem entre si pela presença ou ausência de oxigênio, temperatura e tempo de incubação. Embora existam limitações nos métodos de incubação, eles são geralmente considerados os mais confiáveis para obtenção de índices adequados de disponibilidade de N (BINKLEY & VITOUSEK, 1989).

O método de STANFORD & SMITH (1972) foi proposto para avaliar a mineralização do N da matéria orgânica por meio de incubação aeróbia do solo em sistema aberto, submetido a condições controladas de temperatura e de umidade do solo. Neste método, mistura de solo e areia lavada é colocada em coluna de percolação e submetida à lixiviação com solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ para extração do N mineralizado em intervalos de tempo predeterminados.

A fração do N-orgânico que é transformada em N-inorgânico é denominada pela CETESB (1999) fração de mineralização de N e, a partir dela e da quantidade do nutriente recomendada para determinada cultura, pode-se calcular a dose de resíduo recomendada, de tal maneira a satisfazer as necessidades de N das plantas e evitar a produção de nitrato em quantidades excessivas, que podem lixiviar, colocando em risco a qualidade das águas subsuperficiais (MANTOVANI et al., 2006). A fração de mineralização é determinada em pH 6,5, ou seja, em condições de pH favoráveis para as reações de mineralização do N e da nitrificação. Considerando que o soro de leite tem maior potencial de uso em culturas adaptadas a ambientes ácidos (pastagens, particularmente), é de interesse conhecer o comportamento de mineralização do soro nas condições de pH indicadas para as culturas, para assim conciliar interesses agronômicos e ambientais.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Solos

Os experimentos de mineralização de C e N foram conduzidos em laboratório, empregando amostra de Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVA) coletada no município de Pindorama-SP, em área de mata nativa, e de Latossolo Vermelho Distrófico (LV), coletada no município de Jaboticabal-SP, em área cultivada com pinus há mais de trinta anos.

Foram coletados cerca de 25 dm³ de cada solo, na camada de 0 a 20 cm. Os solos foram espalhados sobre pedaço de plástico, destorroados e revolvidos duas a três vezes por dia para acelerar a secagem. Quando seco, o volume total de cada solo foi destorroadado e passado por peneira de 4 mm de abertura de malha, espalhado novamente sobre o plástico, homogeneizado e amostrado. As amostras de solo secas foram passadas por peneira de 2 mm de abertura de malha e submetidas à análise química (Tabela 1), conforme descrito em RAIJ et al. (2001).

Tabela 1. Análise química inicial dos solos.

Solo ¹	P resina	MO	pH CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V
	mg dm ⁻³	g dm ⁻³								
PVA	6	24	4,3	2,9	15	10	52	28	80	35
LV	10	26	4,1	1,8	8	4	58	14	72	19

¹PVA = Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; LV = Latossolo Vermelho Distrófico

3.2 Soro ácido de leite

Amostra de soro ácido de leite foi coletada no mês de julho de 2010, na Indústria Danone S/A, Poços de Caldas (MG). O soro foi transportado em recipientes de plástico até o Laboratório de Fertilidade do Solo da Unesp/FCAV, em Jaboticabal (SP), onde foi mantido em geladeira, a aproximadamente 4°C. Nas amostras *in natura*, foi determinado o valor de pH.

Para a determinação do nitrogênio total do soro ácido de leite submeteu-se as amostras de soro a digestão sulfúrica, de acordo com o procedimento descrito em TEDESCO et al. (1995), 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 de digestão 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 coletados, 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 0,025 mol L^{-1} padronizada.

A determinação do nitrogênio mineral no soro ácido de leite (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) foi feita por meio de destilação da amostra *in natura* em destilador Kjeldahl, adicionando-se MgO e liga de Devarda, para obtenção de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , respectivamente, conforme descrito por CANTARELLA & TRIVELIN (2001). Alíquotas de 10 mL de soro ácido de leite foram transferidas para tubos de destilação com saída lateral fechada por tampa de rosca. Na destilação o tubo foi encaixado no destilador Kjeldahl, e adicionou-se 0,2 g de MgO p.a. por meio da entrada lateral do tubo, usando

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, foi colocado 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 pela entrada lateral do 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 mol L^{-1} padronizada.

O carbono orgânico foi determinado empregando o método de oxidação por via úmida descrito em BRASIL (2007), descrito a seguir. 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 mol L^{-1} e 50 mL de H_2SO_4 concentrado. Após agitação manual, o erlenmeyer foi coberto com vidro de relógio e mantido em repouso até esfriar, para então ser colocado sobre chapa aquecedora, 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 $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0,4 mol L^{-1} , tendo como indicador a difenilamina 10 g L^{-1} .

Para a análise de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Fe e Mn no soro ácido de leite, foi feita digestão nítrico-perclórica seguindo, em linhas gerais, os procedimentos descritos em CARMO et al. (2000). Alíquotas de 25 mL de soro ácido de leite foram transferidas para tubos de digestão e aquecidas, em bloco digestor, a 70°C, até que 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, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn utilizou-se espectrofotometria de absorção atômica; para K, fotometria de chama; para P, colorimetria; e, para S, turbidimetria. Os resultados obtidos, médias de três repetições, foram: pH, 3,7; N-total, 0,71 g L⁻¹; N-NH₄⁺, 27,72 mg L⁻¹; N-NO₃⁻, 2,25 mg L⁻¹; C-orgânico, 11,90 g L⁻¹; C/N, 17; P, 0,79 g L⁻¹; K, 1,33 g L⁻¹; Ca, 1,22 g L⁻¹; Mg, 66 mg L⁻¹; S, 41 mg L⁻¹; Cu, 0,03 mg L⁻¹; Zn, 1,79 mg L⁻¹; Fe, 0,53 mg L⁻¹; Mn, 0,14 mg L⁻¹.

3.3 Mineralização do soro ácido de leite

Nos dois experimentos, de mineralização de C e de mineralização de N do soro ácido de leite em função do pH, foi adotado delineamento inteiramente ao acaso com três repetições e esquema fatorial 2x2x5, ou seja, 2 solos (PVA e LV), com e sem aplicação de soro, em cinco condições de pH_{CaCl2} (4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5). Previamente à instalação dos experimentos foi feita curva de neutralização da acidez usando doses de carbonato de cálcio, na presença e ausência de soro. Assim, as doses de carbonato de cálcio utilizadas nos experimentos foram calculadas com base nas curvas de neutralização e a dose de soro ácido de leite foi equivalente a taxa de aplicação (TA) do soro, calculada de acordo com o que estabelece a Norma Técnica P4.230 da CETESB (CETESB, 1999):

$$\text{Taxa de aplicação} = \frac{N \text{ recomendada } (kg \text{ ha}^{-1})}{N \text{ disponível no soro } (kg \text{ t}^{-1})},$$

Em que:

N recomendada: quantidade de N recomendada para adubação de manutenção de capim do grupo de maior exigência, ou seja, 80 kg ha⁻¹ de N (WERNER et al., 1996);

N disponível no soro: calculado conforme a equação:

$$N \text{ disponível} = \left(\frac{FM}{100} \right) \times (N \text{ total} - NH_4^+) + 0,5 \times (NH_4^+) + NO_3^-$$

Os valores de fração de mineralização do N (FM) utilizados no cálculo do N disponível do soro foram de 56% para o PVA e 41% para o LV, anteriormente determinados por KUHLEN (2010), para os mesmos tipos de solos. O N-total, o N-NH_4^+ e o N-NO_3^- são os teores determinados no soro. Deste modo, as TAs calculadas foram de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o PVA e $270 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o LV.

3.3.1 Mineralização do carbono

O estudo da mineralização do carbono orgânico do soro ácido de leite foi realizado de acordo com ANDERSON (1982).

Porções de $0,2 \text{ dm}^3$ dos solos receberam ou não o soro ácido de leite, de acordo com os tratamentos, e o corretivo de acidez do solo de acordo com a curva de neutralização, para os valores de pH já mencionados. As porções de solos tratadas foram transferidas para recipientes de plástico com capacidade para $0,25 \text{ L}$, umedecidas a 70% da capacidade de retenção de água e colocadas em recipientes com tampa de pressão e capacidade para 2 L . Dentro dos recipientes, também foram colocados dois copos de plástico com capacidade para 50 mL , um com 40 mL de água desionizada, para manter o ambiente saturado, e o outro, com 20 mL de solução de $\text{NaOH } 1 \text{ mol L}^{-1}$, para adsorver o CO_2 liberado. Para cada 10 amostras, foi instalada uma prova em branco, em que se empregou o mesmo sistema, sem a amostra de solo.

A troca da solução de NaOH foi feita diariamente até o 7º dia de incubação. Do 8º ao 60º dia, ela foi realizada a cada dois dias; do 61º até o 94º dia de incubação, a substituição foi feita a cada sete dias, e do 95º ao 183º, a cada 15 dias. Alíquota de 5 mL da solução de NaOH com CO_2 adsorvido recebeu $0,5 \text{ mL}$ de solução de $\text{BaCl}_2 \text{ } 1,5 \text{ mol L}^{-1}$, duas gotas de fenolftaleína 10 g L^{-1} , e foi titulada com solução padronizada de $\text{HCl } 0,4 \text{ mol L}^{-1}$. A partir da concentração inicial e final da solução de NaOH , foi obtida a quantidade de C liberada do solo na forma de CO_2 , ao longo do tempo de incubação, em decorrência da mineralização do carbono orgânico. Os resultados obtidos 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 dm^{-3});

C_0 = C-potencialmente mineralizável (mg dm^{-3});

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):

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

Em que:

C_{mSL} : C-mineralizado no tratamento com soro ácido de leite, em mg dm^{-3} ;

C_{mSL_0} : C-mineralizado no tratamento sem soro ácido de leite, em mg dm^{-3} , e

$C_{\text{adicionado}}$: quantidade de C adicionado, em mg dm^{-3} .

3.3.2 Mineralização do nitrogênio

No estudo da mineralização do nitrogênio foi feita adaptação no método de STANFORD & SMITH (1972) para atender à norma P4.230 (CETESB, 1999). O equivalente a $0,2 \text{ dm}^3$ de solo foi misturado, a seco, com CaCO_3 . As quantidades de CaCO_3 foram definidas com base nas curvas de neutralização e calculadas para atingir os valores de pH mencionados, em cada dose de soro. A mistura solo + carbonato foi colocada em bandejas de plástico, para posteriormente, aplicar a dose de soro, com

pipeta. As misturas foram secas ao ar e peneiradas. Do volume total preparado, 10 cm³ de solo foram utilizados para determinar a concentração de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ inicial (preexistente nas amostras de solo, mais o N mineral do soro)..

Porções de 40 cm³ de solo foram misturadas a 20 cm³ de areia fina (lavada com solução de HCl 0,1 mol L⁻¹ seguida de água desionizada) e, logo após, a mistura (solo + carbonato + areia + soro) 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.

A primeira lixiviação foi realizada no 14º dia de incubação, para evitar a lixiviação do próprio soro aplicado. Na lixiviação, as colunas de percolação foram acopladas em kitassatos e receberam 200 mL de solução de KCl 0,01 mol L⁻¹ para determinação 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, MgSO₄.7H₂O 0,002 mol L⁻¹ e KH₂PO₄ 0,005 mol L⁻¹ e, em seguida, aplicado vácuo de 0,067 MPa para eliminação do excesso da solução nutritiva. As colunas percolação foram vedadas com filme de plástico e mantidas em câmara tipo BOD com temperatura controlada a 28°C. O procedimento descrito foi adotado em 11 avaliações, aos 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112, 126, 154 e 182 dias de incubação. Nos lixiviados foram feitas as determinações de N-NH₄⁺ e de N-NO₃⁻ por meio de 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, conforme descrito por CANTARELLA & TRIVELIN (2001).

Do N mineralizado das amostras de solo+soro foi subtraído o N mineralizado do solo, em cada condição de pH e em cada data de avaliação, e a diferença foi ajustada 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 dm⁻³) no tempo t (dias);

N_0 = N-potencialmente mineralizável (mg dm^{-3}), 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):

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

Em que:

N_mSL : N-mineralizado no tratamento com soro ácido de leite, em mg dm^{-3} ;

N_mSL_0 : N-mineralizado no tratamento sem soro ácido de leite, em mg dm^{-3} , e

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

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Mineralização do carbono

Verificou-se na primeira avaliação, que foi feita 24 horas após o início da incubação do solo, maior liberação de C-CO₂, tanto no PVA quanto no LV (Figuras 1 e 2). Nas avaliações seguintes, a quantidade de C-CO₂ liberada diminuiu até o 7º dia de incubação. Esta tendência pode ser explicada pelo fato de que, quando o soro foi adicionado ao solo, sob condições favoráveis, os microrganismos utilizaram rapidamente o C orgânico facilmente decomponível, aumentando a atividade microbiana e a liberação de CO₂ durante o período de incubação inicial (HSIEH et al., 1981), e resultados semelhantes aos obtidos foram relatados nos trabalhos relacionados a seguir. KUHNNEN (2010), utilizando doses de soro ácido de leite em Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho, verificou que a maior quantidade de C-CO₂ liberado foi no 3º dia de incubação, com tendência à estabilização a partir do 29º dia. Ao avaliar a liberação de C-CO₂ de um Argissolo Vermelho com aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina, TANIGUCHI (2010) obteve maior liberação de C-CO₂ na avaliação feita no primeiro dia de incubação e, atribuiu este fato as condições favoráveis à atividade microbiana com alta disponibilidade de N dada pela relação C/N baixa do resíduo. Porém, MANTOVANI et al. (2006) não verificaram diferença na evolução diária de C-CO₂ no tratamento-testemunha e no que recebeu a maior dose de composto de lixo urbano, sendo que os maiores valores foram obtidos no primeiro dia, seguido de diminuição até os 14 dias de incubação. Todos os autores citados avaliaram a mineralização dos resíduos em pH (CaCl₂) em torno de 6,0.

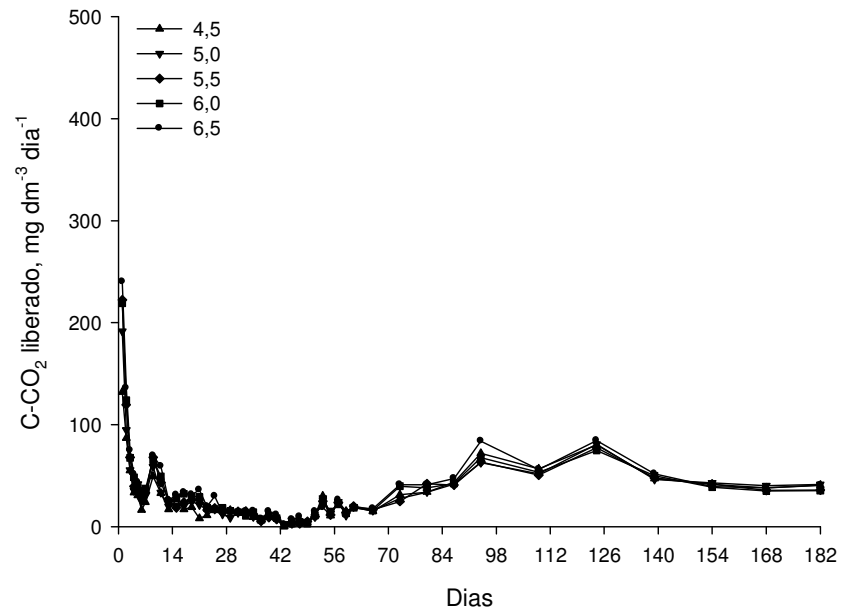
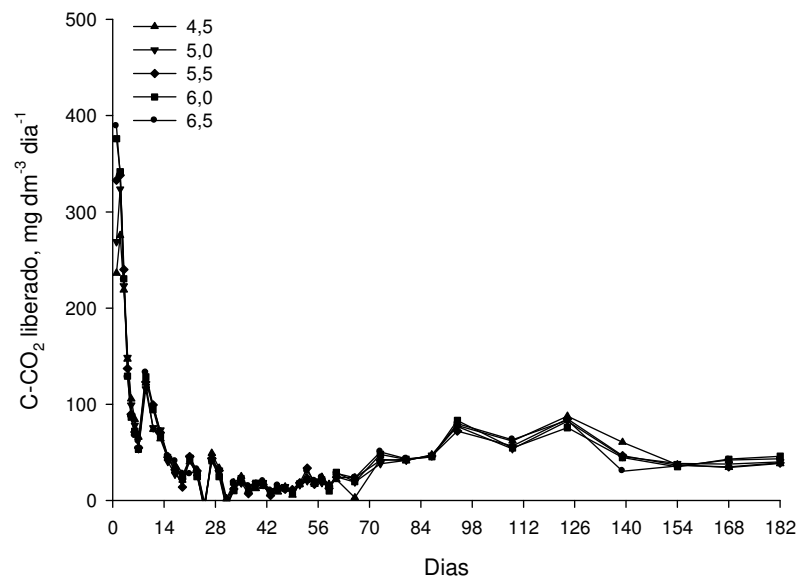
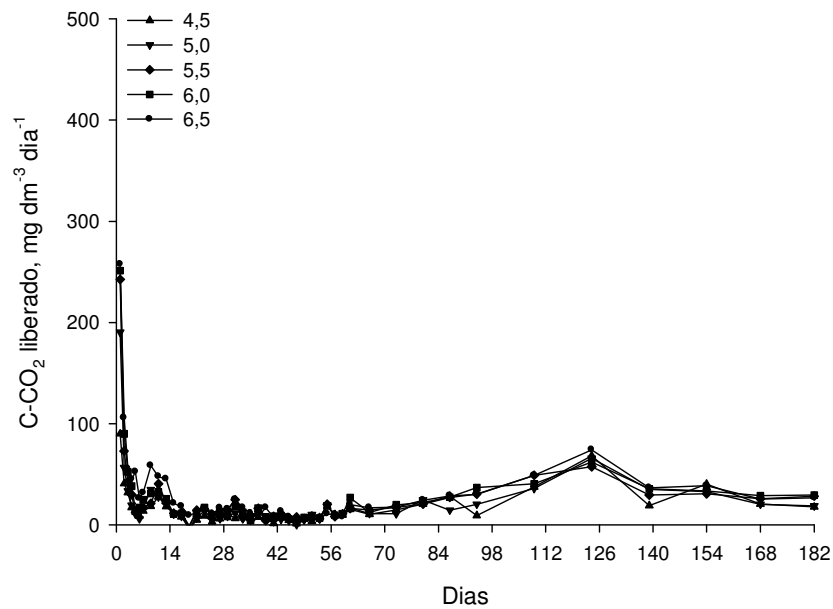
1^a1^b

Figura 1. Evolução de C-CO₂ no Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (1a) e com soro ácido de leite (1b), nos valores de pH 4,5, 5,0, 5,5, 6,0 e 6,5.

2^a

2b

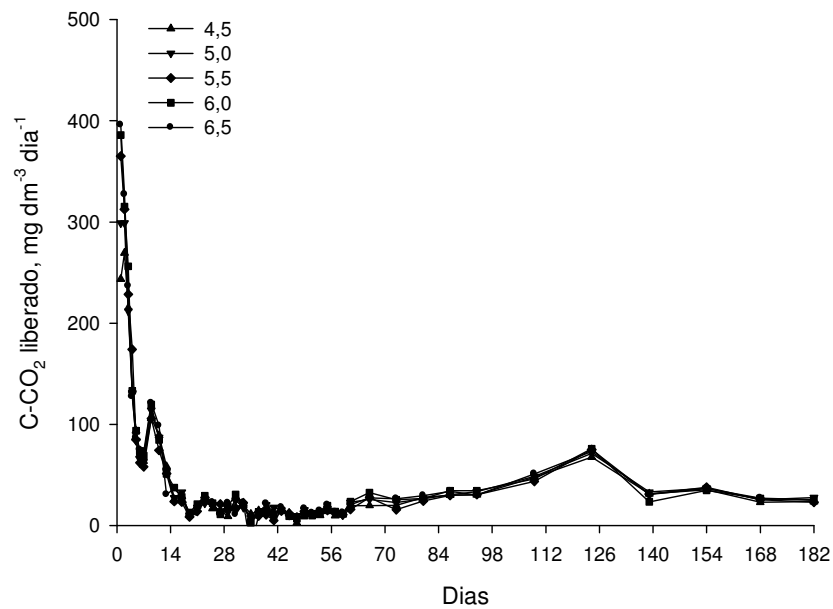
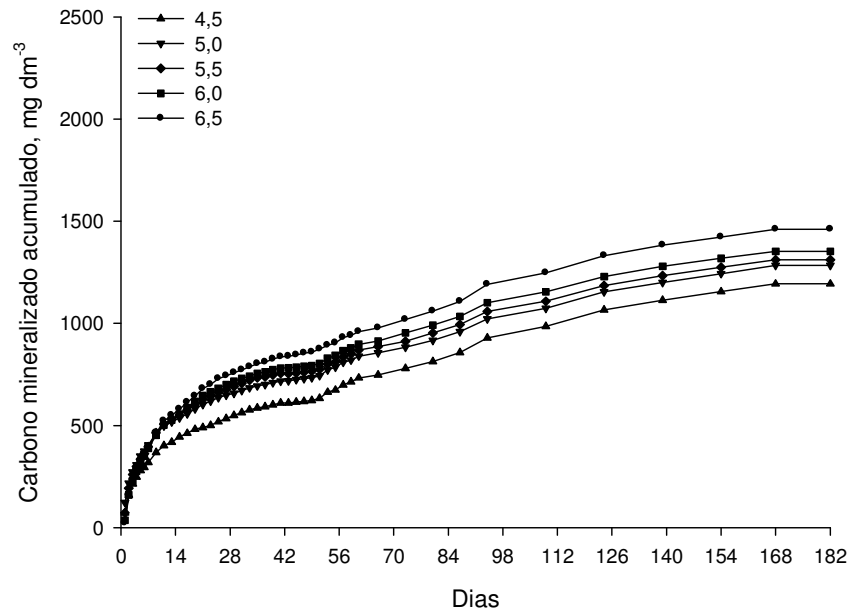


Figura 2. Evolução de C-CO₂ no Latossolo Vermelho (LV), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (1a) e com soro ácido de leite (1b), nos valores de pH 4,5, 5,0, 5,5, 6,0 e 6,5.

Para ambos os solos, com e sem aplicação de soro, quando se considera a liberação de C-CO₂ em função do pH, em cada avaliação (Figuras 1 e 2), observa-se sobreposição das curvas, o que indica que, na faixa de valores avaliada, o pH não influenciou na emissão C-CO₂. Resultados opostos foram obtidos por HUANG & CHEN (2009), mas empregando composto de lodo de esgoto. De acordo com os autores, houve diferenças na emissão de CO₂ ns valores de pH 7,7 e 4,8, em cada dose de composto, com quantidades totais maiores no solo com pH maior. Resultado semelhante ao relatado por HUANG & CHEN (2009) foi relatado por KHALIL et al. (2005), para solos orgânicos, em que a emissão total de CO₂ em solos com valores baixos de pH foi menor do que o total emitido em solos com pH alto.

Os resultados de C mineralizado acumulado estão nas Figuras 3 e 4. Houve diferenciação na quantidade total mineralizada de C com aumento do valor de pH, apenas nas amostras de solo sem aplicação de soro (Figuras 3a e 4a), e a quantidade de C mineralizado até 182 dias foi maior nas amostras tratadas com soro (Figuras 3b e 4b).

Os dados de C mineralizado acumulado ajustaram-se ao modelo de cinética de primeira ordem. Os parâmetros das equações estão na Tabela 2, na qual se verifica R² maior do que 0,98** nos dois solos, em todas as condições de pH. A variação nos valores de C₀ em função do pH foi muito pequena, e os maiores valores foram 1.836,9 mg dm⁻³ e 1.667,4 mg dm⁻³, no PVA e no LV, respectivamente. O tempo necessário para que 50% do C potencialmente mineralizável fosse mineralizado variou de 8 a 10 dias no PVA e 6 a 7 dias no LV (Tabela 2). A constante de mineralização (k) variou de 0,0717 a 0,0906 dia⁻¹ no PVA e 0,0987 a 0,1230 dia⁻¹ no LV. Resultados diferentes foram obtidos por KUHNEN (2010) com aplicação soro ácido de leite (relação C/N=19) em solos com pH 6,0, ou seja, menores valores para C₀ e o T^{1/2} de 3,6 e 5,0 dias no Argissolo Vermelho Amarelo e no Latossolo Vermelho, respectivamente, e constantes de mineralização maiores do que as obtidas neste trabalho. Utilizando lodo biológico de indústria de gelatina, resíduo que possui relação C/N baixa, em Argissolo Vermelho, TANIGUCHI (2010) obteve T^{1/2} de 5 a 10 dias.

3^a

3b

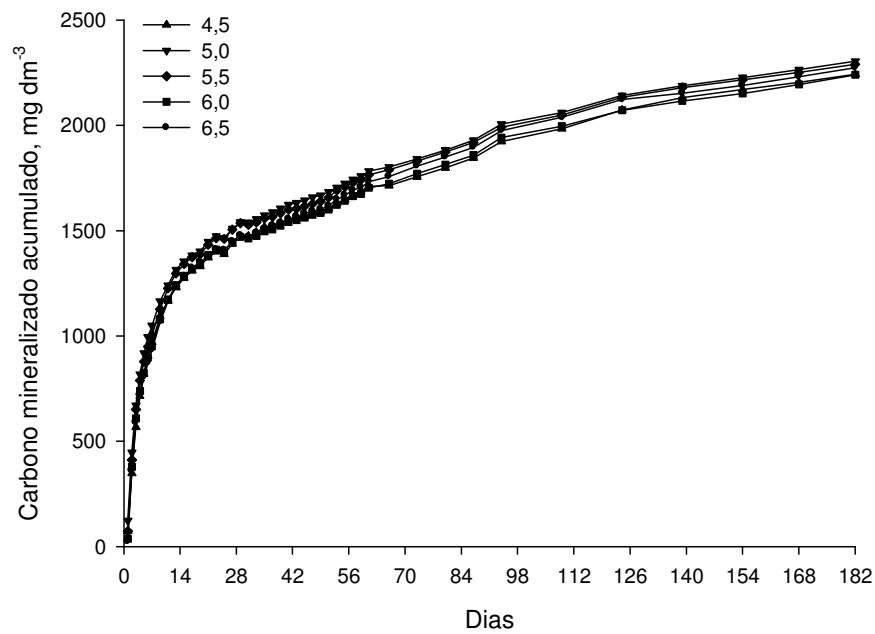
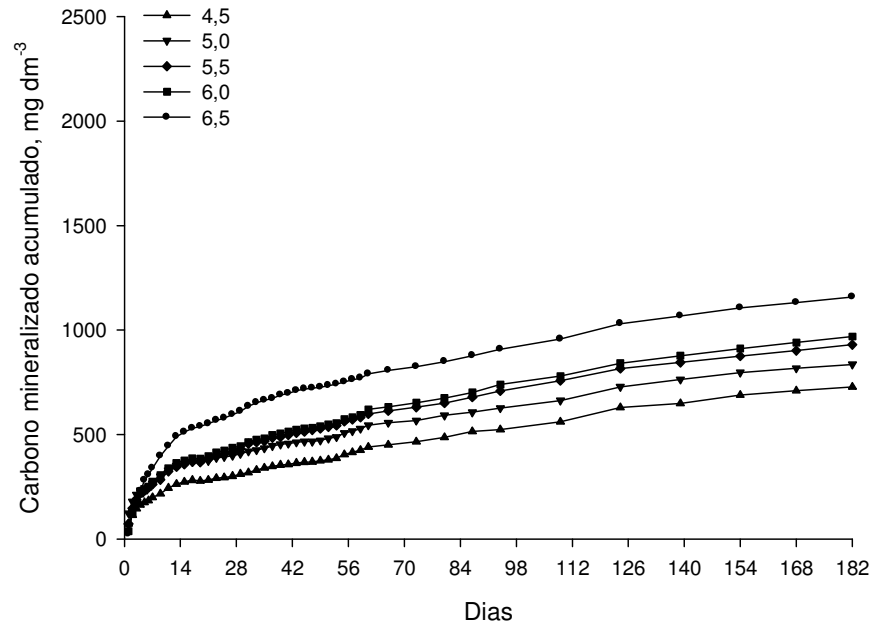


Figura 3. Carbono mineralizado acumulado no Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (3a) e com soro ácido de leite (3b), nos valores de pH 4,5, 5,0, 5,5, 6,0 e 6,5.

4a



4b

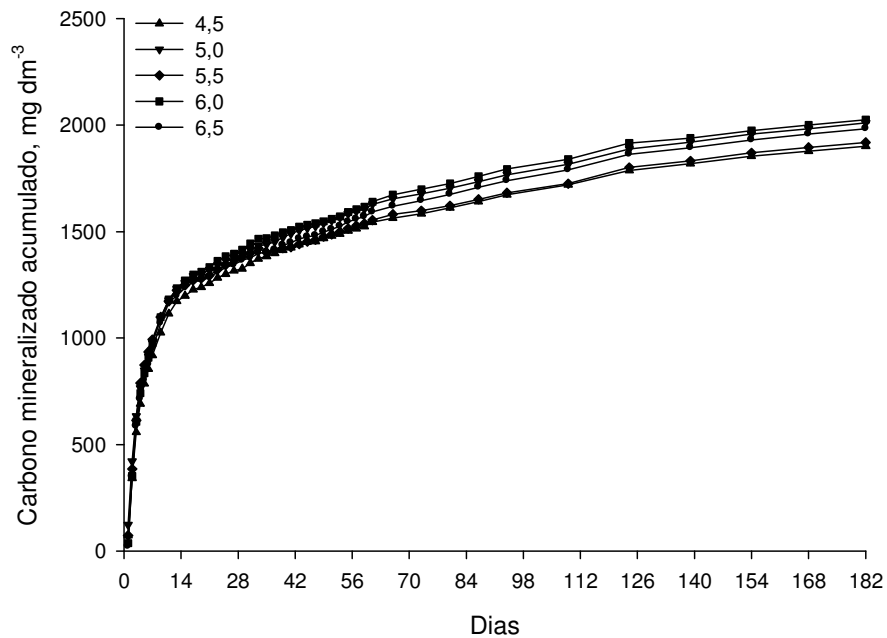


Figura 4. Carbono mineralizado acumulado no Latossolo Vermelho (LV), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (4a) e com soro ácido de leite (4b), nos valores de pH 4,5, 5,0, 5,5, 6,0 e 6,5.

Tabela 2. Carbono aplicado, coeficiente de determinação (R^2), parâmetros do modelo cinético de primeira ordem, meia-vida ($T^{1/2}$) e fração de mineralização (FM) do soro ácido de leite aplicado em função da variação de pH em amostras de PVA e LV, obtidos após 182 dias de incubação.

Solo	Doses de Soro ¹	pH	C aplicado	R^2	C_0 ²	k ³	$T^{1/2}$	FM
	$m^3 ha^{-1}$		$mg dm^{-3}$		$mg dm^{-3}$	$dias^{-1}$	dias	%
PVA	200	4,5	1190	0,985**	1791,5	0,0784	9	85
		5,0	1190	0,985**	1836,9	0,0906	8	83
		5,5	1190	0,984**	1831,9	0,0856	8	79
		6,0	1190	0,984**	1784,3	0,0801	9	71
		6,5	1190	0,984**	1834,9	0,0717	10	65
LV	270	4,5	1605	0,989**	1566,4	0,1006	7	73
		5,0	1605	0,987**	1641,0	0,1047	7	73
		5,5	1605	0,983**	1561,8	0,1230	6	62
		6,0	1605	0,988**	1667,4	0,0993	7	66
		6,5	1605	0,987**	1615,6	0,0987	7	51

¹200 e 270 $m^3 ha^{-1}$ equivalem à aplicação de 80 $kg ha^{-1}$ de N; ² C_0 : carbono potencialmente mineralizável; ³ k : constante de mineralização; ** Significativo a 1% de probabilidade.

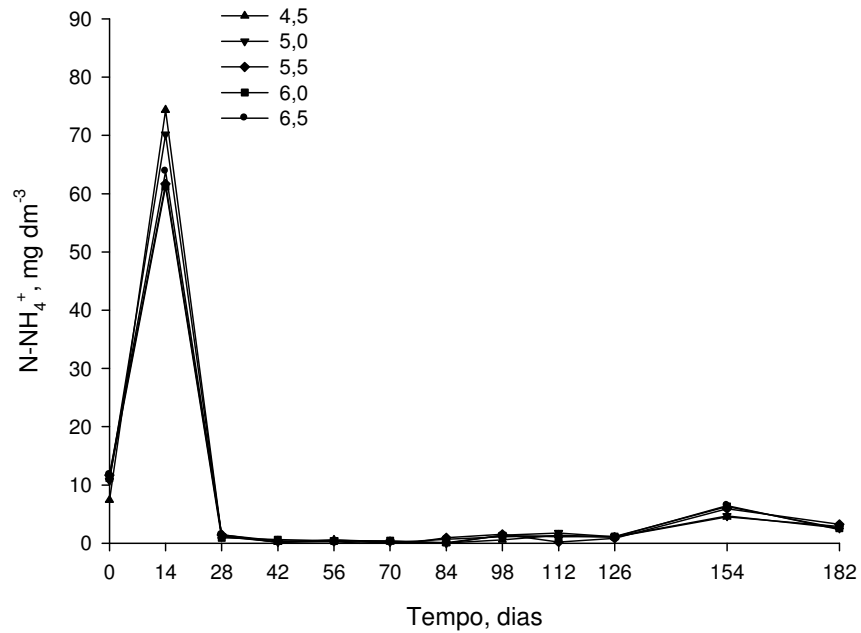
Em ambos os solos, os valores de fração de mineralização (FM) foram elevados, sendo que o máximo foi estimado em 85% no PVA, e 73% no LV (Tabela 2.) Observa-se que os valores de FM decresceram à medida que aumentou o valor de pH, ou seja, em valores maiores de pH há maior potencial para o soro de leite resultar em aumento no teor de C orgânico do solo, mesmo que em longo prazo e após reaplicações. Os maiores valores de FM foram obtidos no PVA, de textura arenosa, o que está de acordo com KUHLEN (2010), que concluíram que a taxa de mineralização do soro ácido de leite variou em função da classe textural do solo, e foi maior no solo arenoso, devido à maior aeração.

4.2. Mineralização do nitrogênio

Verificou-se aumento de N-NH_4^+ do solo na avaliação feita no 14º dia, em média, 73 mg dm^{-3} no PVA e 48 mg dm^{-3} no LV, seguido de diminuição no 28º dia de incubação, com valores equivalentes a, em média, $1,2 \text{ mg dm}^{-3}$ no PVA e $1,6 \text{ mg dm}^{-3}$ no LV (Figuras 5 e 6). A partir da avaliação feita aos 14 dias, houve tendência de estabilização nos valores, com os teores de N-NH_4^+ ficando abaixo de 10 mg dm^{-3} (Figuras 5 e 6). A diminuição do N-NH_4^+ ocorreu devido à nitrificação (BRADY & WELL, 2002). Em trabalho realizado com 5 doses de soro ácido de leite, KUHNEN (2010) determinou, em pH 6,0, aumento acentuado dos teores de N-NH_4^+ no 14º dia de incubação, seguido de diminuição no 28º dia de incubação. HUANG & CHEN (2009), relataram que, ao aplicar efluente de esgoto, os teores de N-NH_4^+ aumentaram rapidamente até três dias após a aplicação, em seguida, diminuíram gradualmente, e foram proporcionalmente maiores à medida que as doses aplicadas aumentaram, em todos os solos avaliados. Segundo CORNFIELD (1952), a maior velocidade de mineralização de N nas semanas iniciais de incubação pode ser atribuída à mineralização da parte da matéria orgânica de fácil decomposição, restando, após a degradação desses compostos, resíduos orgânicos de maior estabilidade e, por conseguinte, de decomposição mais lenta.

As concentrações de amônio determinadas no PVA foram maiores do que no LV, nos tratamentos com e sem soro ácido de leite (Figuras 5 e 6), ou seja, no solo mais arenoso a mineralização inicial foi maior, devido à maior aeração e maior atividade microbiana. Geralmente, a mineralização da matéria orgânica ocorre mais rapidamente em solos com textura arenosa do que em solos argilosos. SORENSEN & JENSEN (1995) constataram, em três solos incubados com esterco, que a mineralização líquida de N foi maior no solo com o menor teor de argila (4%). No entanto, SCOTT et al. (1996) não obtiveram efeito da textura na mineralização da matéria orgânica.

5a



5b

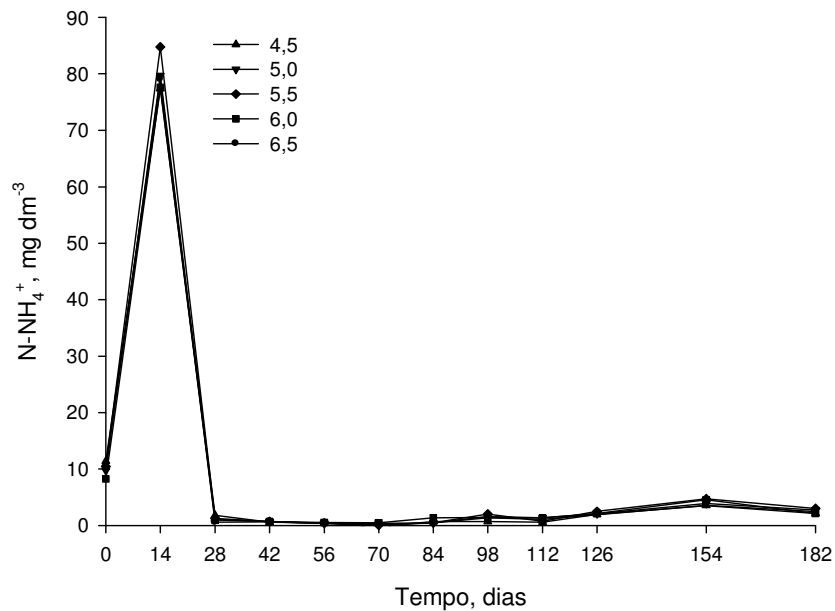
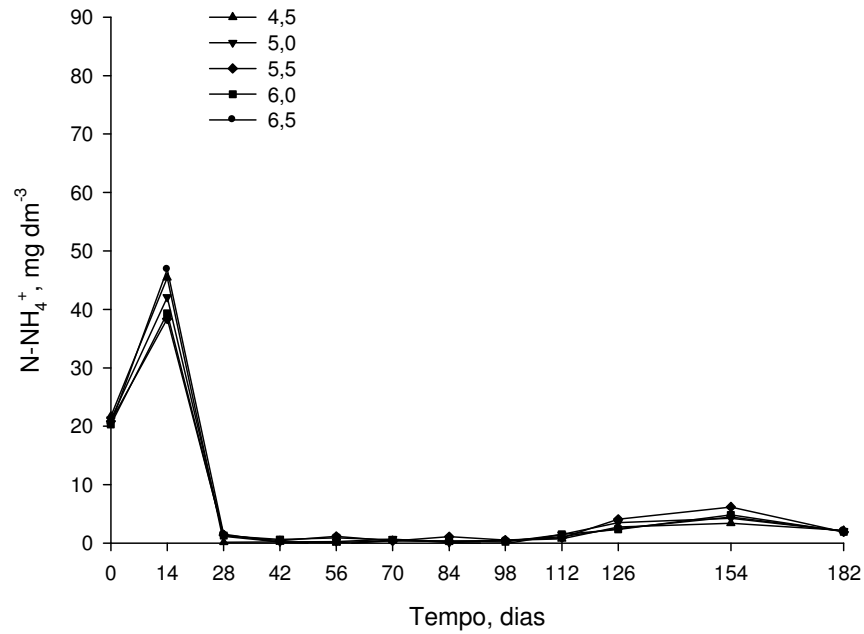


Figura 5. Teores de N-NH_4^+ no Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (5a) e com soro ácido de leite (5b), nos valores de pH 4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5.

6a



6b

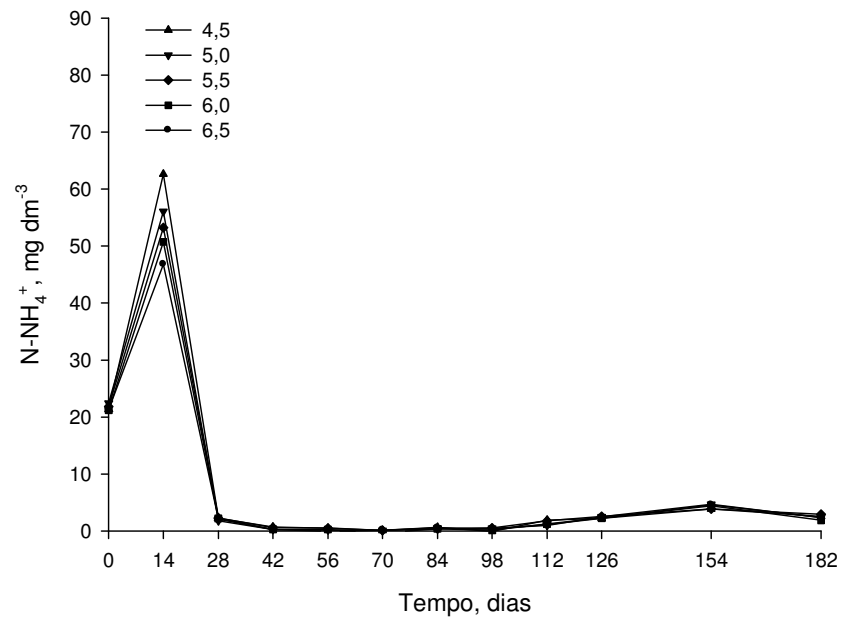


Figura 6. Teores de N-NH_4^+ no Latossolo Vermelho (LV), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (6a) e com soro ácido de leite (6b), nos valores de pH 4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5.

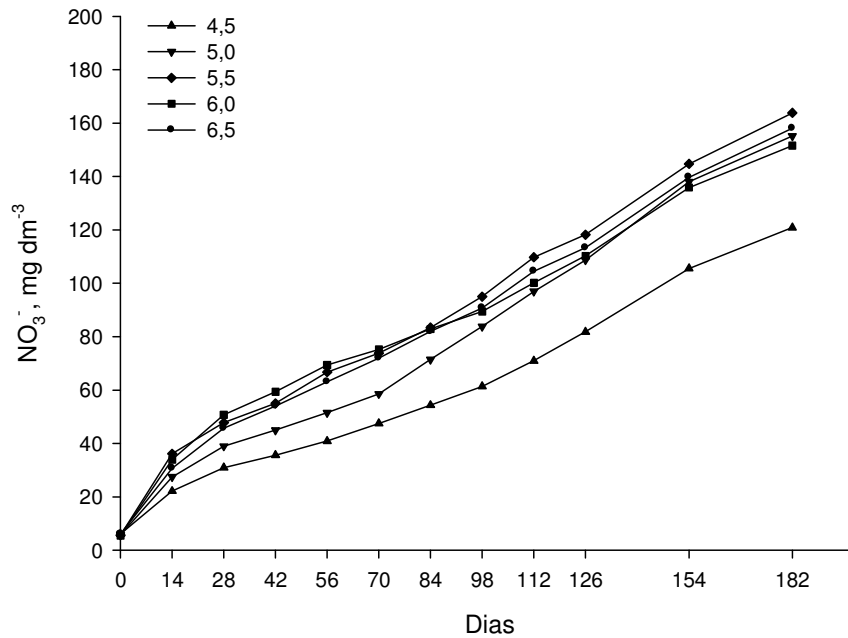
As curvas de teores de amônio em função do pH do solo ficaram praticamente sobrepostas nos dois solos, nas amostras com e sem aplicação de soro (Figuras 5 e 6). A aminização e a amonificação são as etapas das transformações do N menos sensíveis à acidez, o que explica os resultados obtidos.

Na avaliação feita no solo sem incubação (tempo zero), os teores de N-NO_3^- foram menores do que 10 mg dm^{-3} (Figuras 7 e 8). No PVA, sem aplicação de soro, (Figura 7a), o menor valor de N-NO_3^- acumulado foi obtido no valor de pH 4,5, o que significa que a nitrificação foi menor no solo ácido, devido ao efeito negativo da acidez na atividade dos microrganismos. Com aplicação do soro (Figura 7b), houve maior acúmulo de nitrato nos valores de pH 6,0 e 6,5, evidenciando o efeito do pH na mineralização do N do soro ácido de leite, e que a nitrificação foi influenciada pelo maior valor de pH do solo.

No PVA e LV com e sem aplicação de soro (Figuras 7 e 8), verificou-se que o N-NO_3^- acumulado foi influenciado pelo pH: à medida que o valor do pH aumentou ocorreu aumento no N-NO_3^- e, assim, no final da incubação, obtiveram-se os maiores teores nos valores de pH 6,0 e 6,5. Estes resultados estão de acordo aos obtidos por HUANG & CHEN (2009), os quais, com aplicação de composto de lodo de esgoto em três solos com pH variando entre 4,8 e 7,7, constataram que nos solos com pH inicial abaixo de 5,5, a amonificação foi o processo dominante durante 14 a 21 dias de incubação e, a diminuição do N-NH_4^+ foi observada após 56 dias de incubação. No solo com pH 7,7 os teores de N-NH_4^+ diminuíram rapidamente nos três primeiros dias de incubação, o que foi intimamente relacionado com o pH inicial alto do solo, e todo o N amoniacal foi transformado em N nítrico.

Segundo PAUL & CLARK (1989), o pH do solo ótimo para nitrificação está entre 7,5 e 8,0. Para SAHRAWAT (2008) o valor de pH ótimo é 8,5. No entanto, há evidências de que pH baixo não impede a atividade dos microrganismos nitrificadores (MORITA et al., 2002). BIERDERBECK et al. (1995) demonstraram que, mesmo quando houve diminuição do pH de 5,2 para 4,3, devido à utilização de fertilizantes nitrogenados em longo prazo, a acidez não reduziu as populações de fungos e bactérias.

7a



7b

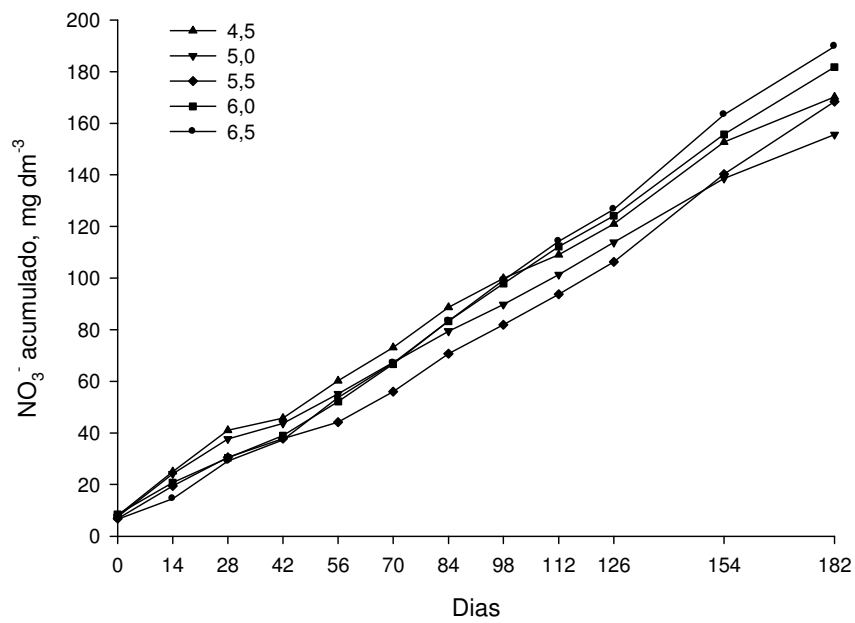
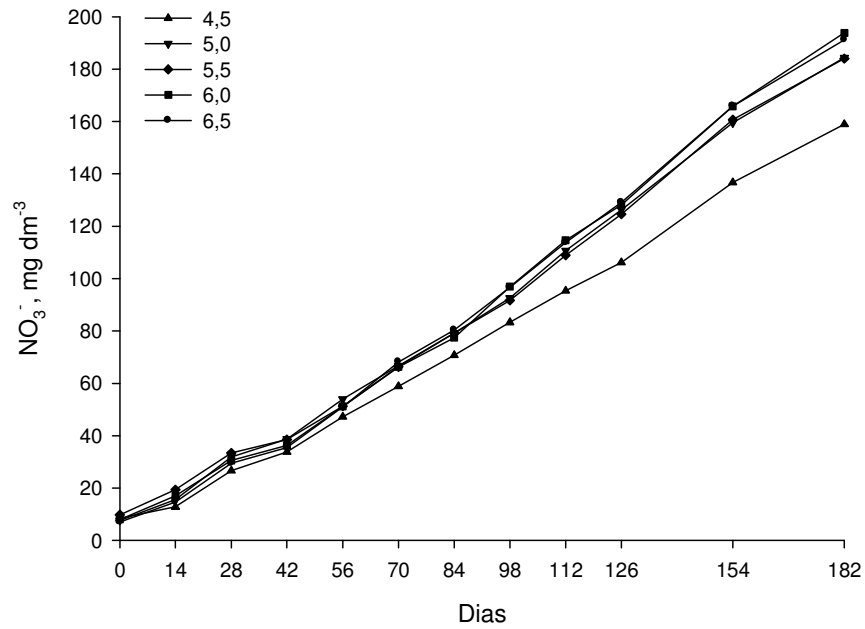


Figura 7. Teores de N-NO_3^- no Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (7a) e com soro ácido de leite (7b), nos valores de pH 4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5.

8a



8b

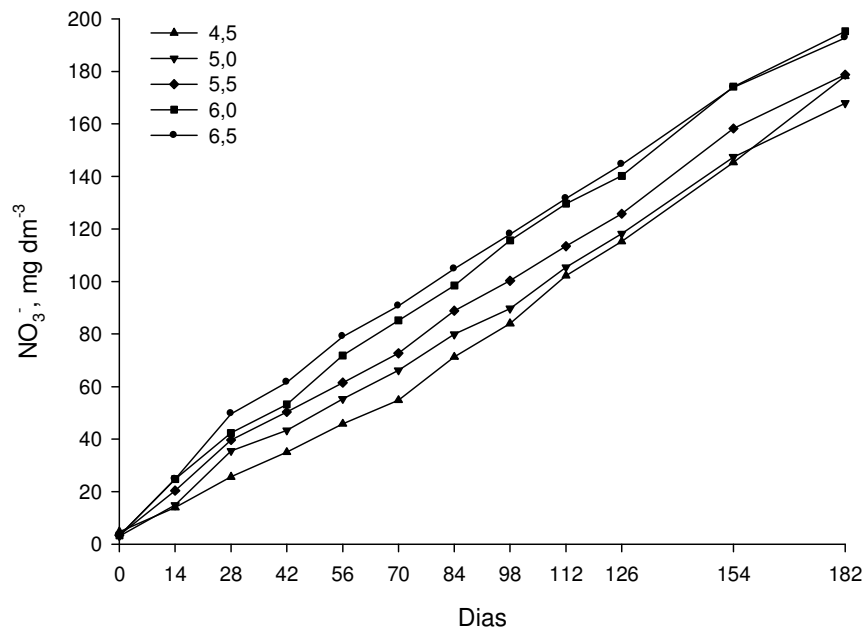


Figura 8. Teores de N-NO_3^- no Latossolo Vermelho (LV), em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (7a) e com soro ácido de leite (7b), nos valores de pH 4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5.

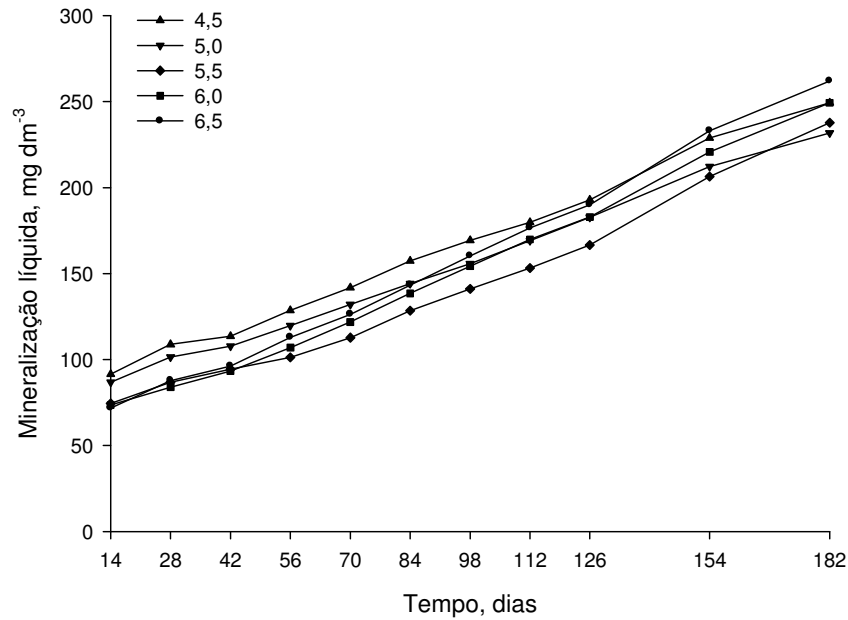
Para ambos os solos, a sequência das transformações do N, ou seja, conversão de N-NH_4^+ à N-NO_3^- por microrganismos nitrificadores, ficou bem definida (Figuras 5 a 8). As formas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , representaram, na média dos valores de pH, aos 182 dias de incubação, 35% e 65% do N-mineral no PVA, e 34% e 67% no LV. Proporção semelhante foi obtida por KUHNNEN (2010) que, avaliando a mineralização de N do soro ácido de leite, ao final de 126 dias de incubação, obteve em média, 38% de N-NH_4^+ e 62% de N-NO_3^- no PVA. No entanto, a proporção foi diferente no LV, no qual obteve, em média, 46% de N-NH_4^+ e 54% de N-NO_3^- .

Comparando os dados apresentados nas Figuras 5 e 6 com os das Figura 7 e 8, observa-se que os teores de N-NH_4^+ do solo foram maiores do que os de N-NO_3^- até o 14º dia de incubação. Nesse período, as formas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- representaram em média, 83% e 17% no PVA e, 64% e 36% no LV, nos solos que não receberam soro. Com aplicação de soro, as formas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- representaram, em média, 91% e 9% no PVA e, 77% e 23% no LV, respectivamente. Para ambos os solos, no 28º dia de incubação, ocorreu inversão entre os teores de N-NO_3^- em relação a N-NH_4^+ e, em média, 90% do N-inorgânico estava na forma de nitrato e 10% na de amônio, para os solos que receberam ou não a dose de soro ácido de leite.

A mineralização líquida do N (Figuras 9 e 10) foi ajustada ao modelo de cinética de primeira ordem e os valores de R^2 foram altos, acima de 0,97** (Tabela 4). Para os dois solos, PVA e LV, os valores de N_0 aumentaram até o valor de pH 6,5 e, a variação foi de 204,8 a 225,2 mg dm^{-3} e 199,5 a 219,4 mg dm^{-3} de N, respectivamente.

A mineralização do soro ocorreu em taxas (k) diferentes, em relação ao pH e aos solos (Tabela 4), e em ambos os solos, o valor de k foi maior em pH 5,5. KUHNNEN (2010) determinou, em pH 6,0, aumento da constante de mineralização com aumento das doses de soro, após incubação dos solos por 126 dias. Contudo, com a aplicação de soro para fornecer 57,71 e 65,30 mg kg^{-1} de N, os parâmetros N_0 e k foram menores do que os obtidos neste trabalho na mesma faixa de pH. Segundo STANFORD & SMITH (1972), a taxa de mineralização é proporcional à quantidade de substrato mineralizável no solo. Deste modo, os valores de N_0 e k são maiores quando há maior quantidade de substrato para os microrganismos do solo.

9a



9b

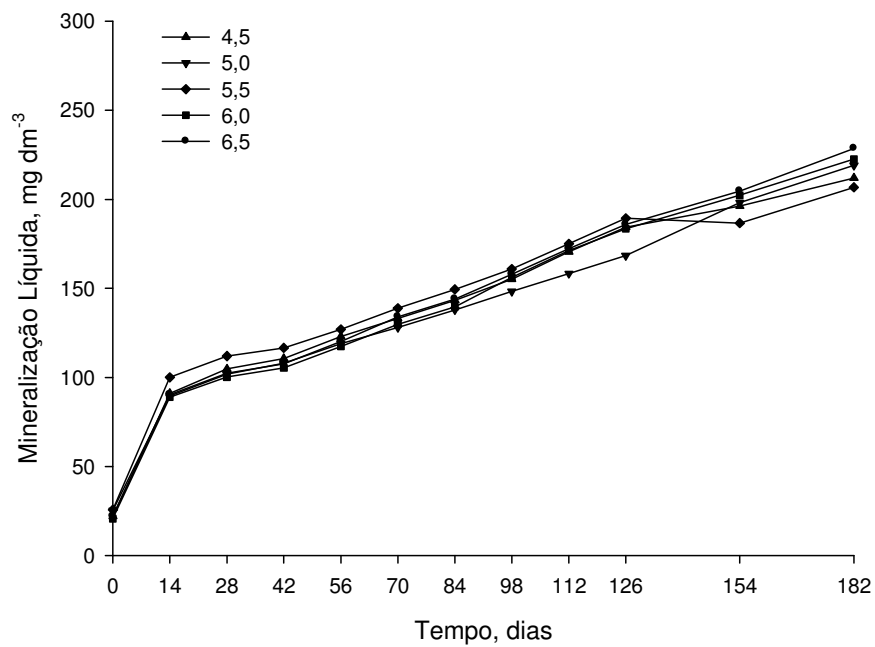
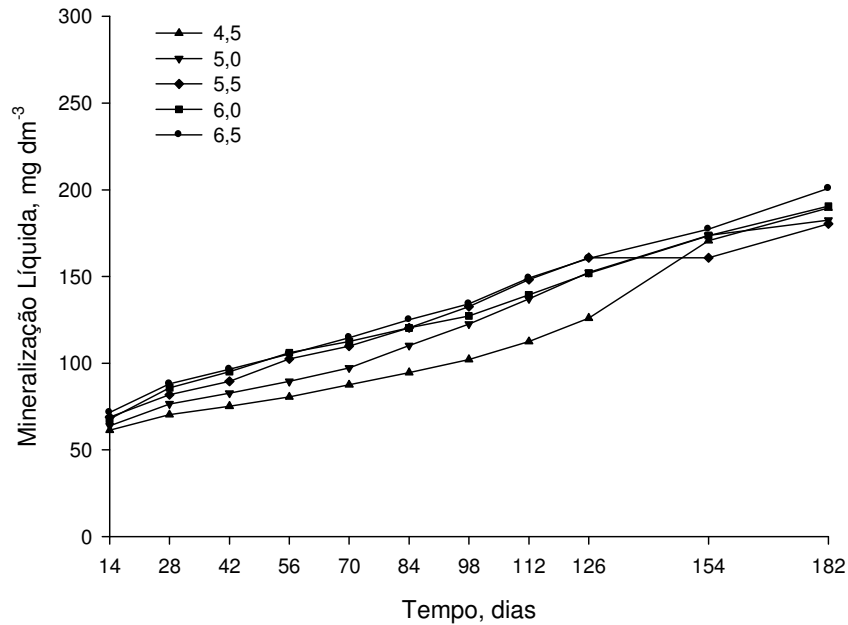


Figura 9. Mineralização líquida de N no Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (9a) e com soro ácido de leite (9b), nos valores de pH 4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5.

10a



10b

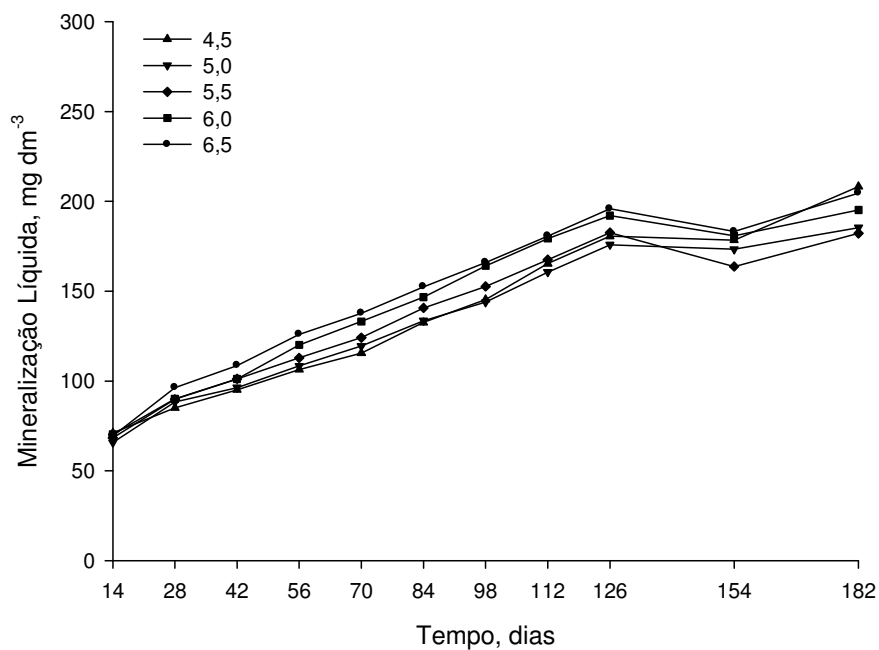


Figura 10. Mineralização líquida de N no Latossolo Vermelho (LV) em 182 dias de incubação sem soro ácido de leite (10a) e com soro ácido de leite (10b), nos valores de pH 4,5; 5,0; 5,5; 6,0 e 6,5.

Tabela 4. Nitrogênio aplicado, coeficiente de determinação (R^2) e parâmetros do modelo cinético de primeira ordem e meia-vida ($T_{1/2}$) e fração de mineralização (FM) obtidos após 182 dias de incubação de solos com soro ácido de leite

Solo	Doses de Soro ¹	pH	N aplicado	R^2	N_0 ²	k ³	$T_{1/2}$	FM
	$m^3 ha^{-1}$		$mg dm^{-3}$		$mg dm^{-3}$	$dias^{-1}$	Dias	%
PVA	200	4,5	71	0,976**	206,0	0,0238	29	-6,43
		5,0	71	0,982**	210,6	0,0258	27	53,67
		5,5	71	0,985**	204,8	0,0314	22	54,94
		6,0	71	0,984**	222,7	0,0211	33	37,36
		6,5	71	0,980**	225,2	0,0214	32	18,61
LV	270	4,5	96	0,974**	219,4	0,0191	36	81,53
		5,0	96	0,979**	202,0	0,0239	29	29,47
		5,5	96	0,980**	199,5	0,0267	26	29,56
		6,0	96	0,984**	216,0	0,0235	29	56,49
		6,5	96	0,989**	217,0	0,0239	29	37,96

¹200 e 270 $m^3 ha^{-1}$ equivalem à aplicação de 80 $kg ha^{-1}$ de N; ² N_0 : nitrogênio potencialmente mineralizável; ³ k : constante de mineralização; ** Significativo a 1% de probabilidade.

O tempo necessário para que 50% do N potencialmente mineralizável presente no soro ácido de leite fosse mineralizado ($T_{1/2}$) foi de 22 a 33 dias, com a aplicação de 71 $mg dm^{-3}$ de N no PVA. No LV, os valores de meia-vida foram de 26 a 36 dias, com a aplicação de 96 $mg dm^{-3}$ de N. Para ambos os solos o menor $T_{1/2}$ foi determinado no valor de pH 5,5. Menores valores de tempo meia-vida indicam que houve maior disponibilização de N em menor tempo, e isso ocorreu no valor intermediário de pH. KUHNNEN (2010), determinou, em pH 6,0, variação no $T_{1/2}$ de 33 a 23 dias e de 45 a 25 dias, em solo arenoso e argiloso, respectivamente, com doses de N aplicadas variando entre 28,86 a 121,09 $mg kg^{-1}$ (relação C/N do soro = 19). Neste caso, o $T_{1/2}$ aumentou 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.

Após 182 dias de incubação, a fração de mineralização (FM) média, determinada, foi de 31,6 e 47% para o PVA e o LV, respectivamente (Tabela 4). No PVA ocorreu aumento até o valor de pH 5,5, seguido de diminuição na fração de mineralização. No LV, a FM diminuiu com o aumento de pH, entretanto, no valor de pH 4,5 a FM foi maior do que 80% . Assim, aos 182 dias de incubação, a maior parte do N-orgânico adicionado na forma de soro ácido de leite, nas amostras com pH 4,5, foi convertido à forma inorgânica. No PVA, na mesma faixa de pH, ocorreu valor negativo de FM, o que indica que mineralizou maior quantidade de N nas amostras que não receberam soro.

Ao aplicar lodo biológico de indústria de gelatina em Argissolo Vermelho de textura média, TANIGUCHI (2010), estimou que a fração de mineralização foi acima de 80% em todas as doses. MANTOVANI et al. (2006) estimaram fração de mineralização média de 12% para composto de lixo urbano incubado por 126 dias em 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. O inverso foi verificado por KUHNEN (2010), que estimou aumento da FM, determinada em pH 6,0, com o aumento das doses de soro ácido de leite.

5. CONCLUSÕES

- a. Não houve influência do pH na mineralização do C do soro ácido de leite, que ocorreu em todos os valores de pH.
- b. A nitrificação ocorreu em pH 4,5 e aumentou com o aumento de pH até 6,5.

6. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A.C.R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho**. 2000. 114p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

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.

BAHMANYAR, M.A. Effects of long-term irrigation using industrial wastewater on soil properties and elemental contents of rice, spinach, clover, and grass. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.39, p.1620-1629, 2008.

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

BIERDERBECK, V.O.; CAMPBELL, C.A.; UKRAINETS, H.; CURTIN, D.; BOUMAN, O. T. Soil microbial properties after ten years of fertilization with urea or anhydrous ammonia. **Canadian Journal of Soil Science**, v.76, p.7-14, 1995.

BINKLEY, D.; VITOUSEK, P. Soil nutrient availability. In: PEARCY, R.W.; EHRLINGER, J.; MOONEY, H.A.; RUNDEL, P.W. (Eds.) **Plant Physiological Ecology Field Methods and Instrumentation**, 1989. p.75-76.

BRADY, N.C.; WELL, R.R. **The nature and properties of soils**. Prentice Hall, Upper Saddle River. 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.

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

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 Agrônomo, 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)

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)

CORNFIELD, A.H. The mineralization of the nitrogen of soils during incubation: Influence of pH, total nitrogen and organic carbon contents. **Journal of Science of Food and Agriculture**, v.3, p.343-349, 1952.

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 28/05/2012. Disponível em <<http://www.cnpql.embrapa.br/nova/informacoes/estatisticas/industria/tabela0423.php>>.

FRANCHI, E.A. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto**. 2001. 70f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

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

HAVLIN, J.L.; BEATON, J.D.; TISDALE, S.L.; NELSON, W.L. **Soil fertility and fertilizers**. An introduction to nutrient management. 7. ed. New Jersey, Pearson Education, 2005. 515p.

HOSSEINI, S.; SALAMI, H.; GHORBANI, M. Estimating the cost of on-farm soil erosion of wheat cultivated area in Northwest of Iran. **Journal of Agricultural Science Iran**, v.18, p.943-954, 2003.

HSIEH, Y.P.; DOUGLAS, L.A.; MOTTO, H.L. Modeling sewage sludge decomposition in soil: I. organic carbon transformation. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.54–59, 1981.

HUANG, C.C.; CHEN, Z.S. Carbon and nitrogen mineralization of sewage sludge compost in soils with a different initial pH. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.55, p. 715-724, 2009.

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

KEMMITT, S.J.; WRIGHT, D.; GOULDING, K.W.T; JONES, D.L. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.38, p. 898–911, 2006.

KHALIL, M.I.; HOSSAIN, M.B.; SCHMIDHALTER, U.S. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. **Soil Biology & Biochemistry**, v.37, p.1507–1518, 2005.

KUHNEN, F. **Mineralização do nitrogênio do soro ácido de leite**. 2010. 45f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

KUHNEN, F.; CRUZ, M.C.P.; FERREIRA, M.E.; TANIGUCHI, C.A.K.; GUIMARÃES, R.C.M. Mineralização do nitrogênio do soro ácido de leite em Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., Fortaleza, 2009. **Resumos...** Fortaleza: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. CD-ROM.

LE PHAM, M.; LAMBERT, R.; LAUDELOUT, H. Estimation de la valeur fertilisante azotée du lisier par simulation numérique. **Agronomie**, v.4, p.63-74, 1984.

LIZIEIRI, 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)

MALHI, S.S.; MCGILL, W.B. Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v.14, p.393-399, 1982.

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**, v.30, p.677-684, 2006.

MELO, L.C.A. **Caracterização físico-química de métodos de digestão de resíduos**. 2007. 72f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2007.

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

MORITA, A.; TAKANO, H.; OOTA, M.; YONEYAMA, T. Nitrification and denitrification in an acidic soil of tea (*Camellia sinensis* L.) field estimated by ¹⁵N values of leached nitrogen from the soil columns treated with ammonium nitrate in the presence or absence of a nitrification inhibitor and with slow-release fertilizers. **Soil Science and Plant Nutrition**. v.48, p585–593, 2002.

MORRIS, S.; NIXON, J.; KILGON, R. Whey: feed or fertilizer. In: RUAKURA FARMERS' CONFERENCE, 37., 1985, Hamilton. **Proceedings...** Hamilton, New Zealand Ministry of Agriculture and Fisheries, 1985.

MOTAVALLI, P.P.; PALM, C.A.; PARTON, W.J.; ELLIOTT, E.T.; FREY, S.D. Soil pH and organic C dynamics in tropical forest soils: evidence from laboratory and simulation studies. **Soil Biology & Biochemistry**, v.27, p.1589–1599, 1995.

ODLARE, M.; PELL, M.; SVENSSON, K. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. **Waste Management**, v.28, p.1246-1253, 2008.

PARKIN, M.F.; MARSHALL, K.R. Spray irrigation disposal of dairy factory effluent- a review of current practice in New Zealand. **New Zealand Journal of Dairy Science and Technology**, v.11, p.196-205, 1976.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego, Academic Press, 1989. 273p.

PEREIRA, I.O. **Análise e otimização do processo de ultrafiltração do soro de leite para produção de concentrado proteico**. Itapetinga: UESB, 2009. 62f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Itapetinga, 2009.

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**, v.21, p.65-72, 1986.

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

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**, v.25, p.791-795, 1996.

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

SAHRAWAT, K.L. Nitrification in some tropical soils. **Plant and Soil**, v.65, p.281-286, 1982.

SCOTT, N.A; COLE, C.V; ELLIOT, E.T; HUFFMAN, S.A. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. **Soil Science Society of American Journal**. v.60, p1102–1109, 1996.

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

SILVA, C.A.; VALE, F.R.; ANDERSON, S.J.; KOBAL, A.R. Mineralização de nitrogênio e enxofre em solos brasileiros sob influência da calagem e fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.34, p.1679-1689, 1999.

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

SIMS, J.T. Organic wastes as alternative nitrogen sources. In: BACON, P.E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. New York, Marcel Dekker, 1995. p.487-535.

SORENSEN, P; JENSEN, E.S. Mineralization of carbon and nitrogen from fresh and anaerobically stored sheep manure in soils of different texture. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p29–35, 1995.

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

TANIGUCHI, C.A.K. **Mineralização do lodo biológico de indústria de gelatina**. Atributos químicos de solo e uso fertilizante para produção de milho. Jaboticabal: FCAV – UNESP, 2010. 109f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2010.

TEDESCO, M.J.; VOLKWEISS, S.J.; BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995.

TRANNIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p.261-269, 2005.

WERNER, J.C.; PAULINO, V.T.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; ANDRADE, N.O. Forrageiras. 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**. Campinas, Instituto Agronômico e Fundação IAC, p.263-273. 1996.

XU, J. M; TANG, C; CHEN, Z.L. Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH. **Soil Biology & Biochemistry**, v.38, p544–552, 2006.

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**, v.33, p.385-394, 2009.