

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

**ATRIBUTOS QUÍMICOS EM SOLOS TRATADOS COM LODO
BIOLÓGICO DE INDÚSTRIA DE GELATINA**

Rita de Cássia Melo Guimarães

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
Dezembro de 2009**

Guimarães, Rita de Cássia Melo
G963a Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico de
indústria de gelatina/Rita de Cássia Melo Guimarães. – – Jaboticabal,
2009
vii, 48 f. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2009
Orientadora: Mara Cristina Pessoa da Cruz
Banca examinadora: Manoel Evaristo Ferreira, Dirceu Maximino
Fernandes
Bibliografia

1. Solo-resíduo. 2. Fertilidade do solo. 3. Solo-mineralização. I.
Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.41

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

RITA DE CÁSSIA MELO GUIMARÃES – nascida em 03 de dezembro de 1978, na cidade de Uberlândia – MG, graduou-se em Química pela Universidade Federal de Uberlândia, em 31 de março de 2005. Trabalha como professora das Faculdades Integradas Fafibe em Bebedouro – SP, desde fevereiro de 2006, e da Escola Técnica Estadual Coronel Raphael Brandão, vinculada ao Centro Paula Souza, em Barretos – SP, desde julho de 2007. Em agosto de 2007 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.

À Profa. Mara Cristina e ao amigo Carlos Alberto,
pela orientação, compreensão e amizade,
meu respeito e gratidão.

DEDICO

Ao meu esposo,
Evaldo Guimarães,

e aos meus pais,
José Tiradentes de Melo e
Lêda Maria de Melo,

pelos conselhos, apoio e
companheirismo.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por cada momento de minha vida.

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

Aos amigos Fernando Kuhnen, Bruno e Jose Mary pela amizade e ajuda na condução do experimento.

Aos amigos Leonardo Mella de Godoi, Thiago Martins, Ana Flávia, Thiago Sylvestre e Felipe Batistella pela amizade e apoio na realização desse trabalho.

À técnica de laboratório Selma Guimarães Figueiredo pela amizade e grande ajuda nas análises laboratoriais.

À Gelita do Brasil, pelo financiamento parcial da pesquisa.

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. Resíduos orgânicos industriais com potencial de uso na agricultura	3
2.2. Efeito de resíduos orgânicos na fertilidade do solo	6
3. MATERIAL E MÉTODOS	13
3.1. Caracterização dos lodos biológicos	13
3.2. Caracterização dos solos	14
3.3. Experimento 1: Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico	15
3.4. Experimentos 2 e 3: Determinação da fração de mineralização do C orgânico e do N orgânico	17
3.5. Experimento 4: Determinação da alteração do pH do solo provocada pelo lodo	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
4.1. Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico	22
4.2. Fração de mineralização do C orgânico	30
4.3. Fração de mineralização do N orgânico	33
4.4. Alteração do pH do solo provocada pelo lodo	38
5. CONCLUSÕES	40
6. REFERÊNCIAS	41

ATRIBUTOS QUÍMICOS EM SOLOS TRATADOS COM LODO BIOLÓGICO DE INDÚSTRIA DE GELATINA

RESUMO – O impacto dos resíduos orgânicos agroindustriais no ambiente pode ser reduzido pelo seu uso agrícola e, do ponto de vista da fertilidade do solo, o que se deseja com a aplicação dos resíduos é aumentar o teor de matéria orgânica do solo e fornecer nutrientes para as plantas. Com este trabalho objetivou-se avaliar o efeito do lodo biológico de indústria de gelatina em atributos químicos de dois Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA-1, arenoso e PVA-2, textura média) e de um Latossolo Vermelho (LV, argiloso) e determinar as frações de mineralização do carbono e do nitrogênio no PVA-2. Todos os experimentos foram conduzidos em condições de laboratório, em delineamento experimental inteiramente casualizado, com seis doses de lodo (0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹) e três repetições. Após 120 dias de incubação, o lodo biológico aumentou o valor de pH, a CTC efetiva, os teores de P, Ca, Mg, Na e N-inorgânico, diminuiu os teores de Al e H+Al e não alterou os teores de matéria orgânica dos solos. O aumento nos teores de Ca, Mg e Na foi cerca de três vezes maior do que o da CTC efetiva, o que indica que a maior parte do aumento é devido ao acúmulo de sais em solução e, por isso, há potencial para perdas por lixiviação. A fração de mineralização do carbono foi superior a 100%, indicando efeito “priming”, ao final de 193 dias de incubação. A fração de mineralização do nitrogênio em 126 dias foi superior a 74% e a meia vida média foi de 8,7 dias, indicando que o N do resíduo é rapidamente disponibilizado para as plantas.

Palavras-chave: resíduo, fertilidade do solo, mineralização.

CHEMICAL ATTRIBUTES IN SOILS TREATED WITH GELATIN INDUSTRY

BIOLOGICAL SLUDGE

SUMMARY – The impact of agro-industrial organic wastes in the environment can be reduced by its use in agricultural systems and from the point of view of soil fertility increasing the soil organic matter content and providing nutrients to the plants are desirable. The objective of this study was to evaluate the effect of gelatin industry biological sludge in chemical attributes of two Ultisols (S_1 , sand and S_2 , loam) and a Oxisol (S_3 , clay) and to determine the carbon and nitrogen mineralization fractions in S_2 . The experiments were carried out under laboratory conditions, in a completely randomized design with six biological sludge rates (0, 100, 200, 300, 400 and 500 m³ ha⁻¹) and three replicates. After 120 days of incubation, the biological sludge increased the value of pH, effective cation exchange capacity (ECEC), P, Ca, Mg, Na and inorganic N contents, decreased Al and H + Al contents, and did not affect organic matter content in soils. The increase in Ca, Mg and Na contents was about three times greater than the ECEC, indicating that most of this increase is due to salts accumulation in solution and therefore there is potential for leaching losses. Carbon mineralization fraction was greater than 100%, indicating "priming effect" at the end of 193 days of incubation. Nitrogen mineralization fraction in 126 days was greater than 74% and the half-life averaged was 8.7 days, indicating that the nitrogen in the biological sludge is readily available to the plants.

Keywords: waste, soil fertility, mineralization.

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento dos grandes centros urbanos tem conduzido a um aumento na produção de resíduos, pois grande parte das atividades humanas tem como consequência a geração de esgoto, lixo urbano e efluentes industriais, que resultam em poluição ambiental. A redução dos impactos ambientais dos resíduos, certamente apresenta-se como um dos maiores desafios a serem enfrentados no século XXI.

Alguns resíduos possuem alto valor fertilizante, e assim, potencial de utilização na agricultura. O interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura, quando devidamente tratados, está fundamentado nos teores de C, de N e de outros nutrientes, e na capacidade de neutralização da acidez que muitos apresentam. Aumentar os teores de carbono orgânico e de nutrientes do solo pode significar melhorias nos atributos físicos e químicos e, conseqüentemente, aumento na produtividade das culturas. A aplicação de resíduos pode resultar em incrementos nos teores totais e disponíveis de N, P, K, Ca, Mg e outros nutrientes. Muitas vezes, o aumento do teor de nutrientes vem acompanhado do aumento de elementos não nutrientes, como o Na, comum em resíduos industriais, e metais pesados (Cd, Cr, Ni, Pb, entre outros), comuns em lodo de esgoto.

As indústrias processadoras de alimentos, sejam de origem vegetal ou animal, produzem resíduos cuja composição depende da matéria-prima, mas que normalmente podem ser aplicados ao solo sem grandes riscos e com benefícios.

A opção da disposição dos resíduos orgânicos agroindustriais em solos agrícolas é econômica, social e ambientalmente mais sustentável do que a incineração e a disposição em lixões, corpos d'água ou mesmo em aterros planejados, desde que sejam atendidas as disposições legais e seja descartada a possibilidade desses

materiais contaminarem o solo, a água e a planta, inclusive pelo excesso de N no ambiente.

As indústrias produtoras de gelatina geram resíduos que, pela composição elementar que apresentam, são de interesse para a agricultura. A gelatina é obtida pela hidrólise parcial do colágeno contido nos ossos e na pele de animais. O processo de conversão do colágeno em gelatina envolve várias etapas que resultam no produto alimentício e em grande quantidade de resíduo orgânico, também chamado lodo. O estudo da utilização agrícola do lodo da indústria de gelatina é necessário, visando à determinação de doses e frequência de aplicação adequadas, evitando com isto os riscos de poluição ambiental e propiciando maior benefício agrônômico às culturas.

O objetivo com este trabalho foi avaliar as alterações em atributos químicos de solos provocadas pela aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Resíduos orgânicos industriais com potencial de uso na agricultura

A intensificação das atividades agroindustriais devido ao aumento populacional e ao crescente nível tecnológico está provocando o aumento da produção e da geração de resíduos. Se dispostos de maneira inadequada, os resíduos podem causar impactos negativos ao ambiente, pois neles estão incluídos produtos químicos e metais que ameaçam os ciclos naturais nos locais onde são descartados. Segundo a NBR 10.004 de 2004, resíduos são materiais *“nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”* (ABNT, 2004a).

As empresas geradoras de resíduos têm sido obrigadas a realizar o seu tratamento como forma de minimizar a contaminação dos solos, do ar e das nascentes, uma vez que, se não tratados e adequadamente manejados, os resíduos sólidos acabam sendo amontoados e enterrados, os líquidos são despejados em rios e mares e os gasosos são lançados no ar. Como exemplos de resíduos industriais contaminantes têm-se os resíduos de curtume, que contêm cromo em sua composição, e a vinhaça, produto resultante do processamento industrial da cana-de-açúcar. A vinhaça, aplicada de forma generalizada nas áreas de produção de cana-de-açúcar, apresenta poder

poluente maior que o do lodo de esgoto se despejada em corpos d'água (SILVA et al., 2007), por causa da acidez e da riqueza em matéria orgânica, da qual resulta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) elevada. Todavia, quando ela é aplicada ao solo o potencial poluidor diminui e o fornecimento de nutrientes, particularmente potássio, favorece o crescimento das plantas. Assim, o uso de resíduos orgânicos para fins agrícolas implica em duplo benefício: redução da poluição ambiental e menor consumo de fertilizantes industriais, cujas matérias-primas são caras e não renováveis (MELO, 2007).

Além da vinhaça, muitos resíduos industriais possuem valor fertilizante. TEDESCO et al. (1999) citam o lodo de curtume, as farinhas e resíduos frigoríficos e as tortas vegetais, aos quais, ainda, podem ser acrescentados, por exemplo, os resíduos de laticínios. A vinhaça, em função da quantidade que é gerada e da experiência acumulada em muitos anos de aplicação ao solo, já conta, no Estado de São Paulo, com norma específica que regulamenta o uso (CETESB, 2006).

Do processo de fabricação de gelatina também resultam grandes quantidades de resíduos orgânicos. A gelatina é obtida utilizando como matéria-prima tecido conjuntivo, o colágeno, de mamíferos (bovinos principalmente, e suínos), aves e peixes. A pele bovina, que é a matéria-prima mais utilizada, passa inicialmente por uma série de lavagens; em seguida, a camada de tecido conectivo abaixo da camada de pele é retirada e a pele é cortada horizontalmente. A matéria-prima passa, em seguida, por um pré-tratamento alcalino, que pode ser feito com hidróxido de cálcio ou com hidróxido de sódio, seguido de lavagem. A gelatina é extraída da matéria-prima pré-tratada com água quente e a solução resultante tem concentração de aproximadamente 5%. Seguem-se os estágios de purificação, concentração, filtração, esterilização, secagem e moagem (GELITA, s/d).

A Gelita é o maior produtor mundial de gelatina. Sobre a Empresa, em notícia veiculada em 08 de agosto de 2005, as estatísticas apresentadas foram: produção de 85 mil toneladas de gelatina por ano, das quais, 20 mil no Brasil, o que representa 80% da produção brasileira (AGÊNCIA DE NOTÍCIAS BRASIL ÁRABE, 2009). No município de Mococa (SP) está a unidade da Gelita que produz o resíduo objeto de avaliação neste trabalho.

De modo geral, os resíduos gerados na fabricação de gelatina variam em composição, dependendo do processo industrial. Uma das principais diferenças é a presença ou não de gordura. Os resíduos sólidos orgânicos ricos em gordura merecem tratamento antes de serem aplicados aos solos para não causar prejuízos ao ambiente. O tratamento desse resíduo por meio da compostagem é uma forma de reduzir seu potencial poluidor, permitindo a obtenção de um produto com boa composição para atuar como corretivo de acidez, pois apresenta pH elevado, e como fertilizante, devido aos altos teores de nitrogênio e cálcio (RIBEIRO, 2007). Os resíduos gerados na unidade de Mococa (SP) não apresentam gordura e são oriundos do decantador primário (LDP) e do decantador secundário, o qual recebe tratamento biológico e é chamado de lodo biológico (L). Na unidade de Mococa são produzidas 6t de lodo por tonelada de gelatina e a produção diária de gelatina é de 12t (ARAÚJO, 2006). A composição dos três resíduos está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Valores médios de atributos químicos (em base seca) de resíduos do processo de fabricação de gelatina.

Atributo	Pasta ¹	Lodo do decantador primário ²	Lodo biológico ³
pH	9,5	12,5	7,6
C-org total, g kg ⁻¹	250,0	240,0	165,0
N total, g kg ⁻¹	95	30	10,6
C/N	2,6	8,0	15,6
N-NO ₃ ⁻ , mg kg ⁻¹	66,7	nd ⁴	41,7
N-NH ₄ ⁺ , mg kg ⁻¹	377,4	nd	5950
P, g kg ⁻¹	0,44	3,0	4,5
Ca, g kg ⁻¹	22,72	135,0	30,10
Mg, g kg ⁻¹	7,46	7,4	4,5
K, g kg ⁻¹	0,2	0,4	6,1
Na, mg kg ⁻¹	0,5	16000	34166

¹ RIBEIRO (2007); ² ARAÚJO (2006); ³ BIOAGRI AMBIENTAL (2005); ⁴ não determinado

ARAÚJO (2006) demonstrou que o uso agrícola do LDP produzido em Mococa pode ser interessante. Aplicado ao solo em doses equivalentes a 0, 30, 60, 90 e 120 t ha⁻¹ (base seca), resultou em melhoria de alguns atributos químicos do solo, sem contaminá-lo. Os principais efeitos observados na fertilidade do solo foram a correção da acidez e o aumento dos teores de N, P, Ca e Mg, o que favoreceu o crescimento de plantas de capim-tanzânia. No LDP, a principal limitação de uso é a concentração de

sódio, mas a conclusão do autor foi que com a maior dose avaliada não houve comprometimento da qualidade do solo nem prejuízo para o crescimento do capim.

Para o lodo biológico, embora ainda não haja resultados de pesquisa disponíveis, há a expectativa que possa ser utilizado com fins agrícolas por apresentar na sua composição carbono orgânico e nutrientes. Nos próximos itens, em que serão tratados os efeitos de resíduos orgânicos na fertilidade do solo, pela falta de resultados com o lodo biológico serão apresentados resultados com outros resíduos, tanto de origem industrial quanto urbana (lodo de esgoto e composto de lixo), que se enquadrem na condição de resíduo orgânico.

2.2. Efeito de resíduos orgânicos na fertilidade do solo

2.2.1. Carbono orgânico e nitrogênio

A aplicação de resíduos orgânicos em solos tem por objetivos aumentar ou manter o teor de matéria orgânica do solo e fornecer nutrientes às plantas de forma imediata e em longo prazo. De forma imediata porque durante o processo de decomposição dos resíduos há liberação de compostos simples que podem retornar à atmosfera na forma de gás (CO_2 , NH_3 , etc), ser imobilizados pelos microrganismos decompositores, permanecer na forma prontamente disponível para as plantas, ou ser perdidos por lixiviação. Em longo prazo porque, uma vez incorporado à matéria orgânica estável do solo, o nutriente poderá ser mineralizado, obedecendo às taxas de degradação da matéria orgânica.

O carbono orgânico existente no resíduo adicionado ao solo pode ser liberado para a atmosfera na forma de gás carbônico ou convertido em húmus estável (ABREU Jr. et al., 2002). O processo de humificação dos componentes orgânicos do resíduo aumenta os teores de matéria orgânica, proporcionando alterações nos atributos do solo associados a ela, como a CTC, por exemplo.

A biodegradabilidade de resíduos orgânicos em solos depende da composição dos resíduos. Fatores climáticos e, em menor extensão, fatores químicos como pH, relação C/N e qualidade das substâncias (ZECH et al., 1997) também interferem. De

modo geral, 50% do C do substrato é incorporado às células microbianas e o restante é utilizado para obter energia e respirado como CO_2 (KUZYAKOV et al., 2000).

O processo de mineralização do carbono orgânico adicionado por meio de resíduos orgânicos é dividido, de modo geral, em duas fases: uma mais rápida com mineralização intensa e outra mais lenta com tendência de diminuição e estabilização do fluxo de carbono na forma de CO_2 . Este modelo foi o obtido por MARTINES et al. (2006) para lodos de curtume.

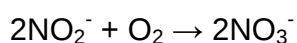
Aumento do teor de matéria orgânica do solo quando se faz aplicação de resíduos orgânicos é esperado, mas nem sempre acontece. Aplicações sucessivas de lodo de esgoto foram capazes de proporcionar aumentos significativos nos teores de C orgânico do solo (OLIVEIRA et al., 2002). A aplicação de biossólido de indústria de fibras e resinas PET (polietileno tereftalato) em experimento em campo resultou em aumento linear do C orgânico na camada superficial do solo, de 14 para 37 g kg^{-1} , com aplicação de 24 t ha^{-1} do resíduo (TRANIN et al., 2008). Do mesmo modo, MANTOVANI et al. (2005) aplicaram até 120 t ha^{-1} de composto de lixo em Argissolo e o teor de matéria orgânica aumentou em 19%. GHERI (2002), por outro lado, aplicou soro ácido de leite a um Argissolo e não obteve efeito no teor de matéria orgânica, e ARAÚJO (2006) avaliou lodo do decantador primário de indústria de gelatina e também não obteve efeito na matéria orgânica do solo.

As principais consequências do aumento do teor de matéria orgânica para a fertilidade do solo são o aumento da reserva de nitrogênio para as plantas e o aumento da CTC. TRANIN et al. (2008) determinaram aumento de 2,3 g kg^{-1} no N total do solo com aplicação de biossólido de indústria de fibras e resinas PET e de 31 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na CTC a pH 7,0, acompanhando o aumento do C orgânico do solo.

Assim, os resíduos orgânicos são fontes de N orgânico que, após a decomposição por microrganismos do solo, transforma-se em compostos inorgânicos simples e disponíveis às plantas (NH_4^+ e NO_3^-). Em solos tratados com resíduos orgânicos, os microrganismos heterotróficos do solo utilizam os compostos orgânicos que contêm nitrogênio como fonte de energia. A mineralização do N orgânico origina amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (SAHRAWAT, 2008).

Fração de mineralização de N, segundo a CETESB (1999a) é a fração de N orgânico do resíduo que é convertida em N inorgânico, e a partir dela e da quantidade de nutriente recomendada para determinada cultura, pode-se obter a dose de resíduo que satisfaz a necessidade de N das plantas e evita a produção de nitrato em quantidades excessivas, que pode lixiviar e contaminar águas subterrâneas. A mineralização do nitrogênio orgânico é favorecida pelo revolvimento do solo, elevação do pH (RAIJ, 1991), umidade, aeração e temperatura (SAHRAWAT, 2008), e em caso de existência de resíduos orgânicos, da relação C/N baixa do resíduo, que proporciona rápida mineralização.

A mineralização do N orgânico compreende os processos: aminização, amonificação e nitrificação. Segundo SAHRAWAT (2008), a oxidação biológica de amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3) é conhecida como nitrificação e esse processo ocorre em duas etapas: a conversão do amônio em nitrito (NO_2^-) e posterior conversão do nitrito em nitrato (NO_3^-):



O processo global de nitrificação é representado pela equação:



O estudo da mineralização dos componentes orgânicos de resíduos é importante, pois pode nortear a definição da dose a ser aplicada a campo que não prejudica a atividade microbiana do solo, que permite bom aproveitamento dos nutrientes liberados e que minimiza os riscos ao ambiente pelo caminhar do nitrato através do perfil do solo. A aplicação de lodo oriundo de estação de tratamento de esgoto nas doses zero, 11,5 e 23 t ha⁻¹ foi eficiente em fornecer nitrogênio para plantas do café, não indicou risco de lixiviação de nitrogênio para o lençol freático e nem perdas significativas de N pela volatilização da amônia (GONÇALVES, 2005).

Verificam-se na literatura as mais variadas frações de mineralização do nitrogênio orgânico para resíduos com potencial de utilização na agricultura. Como exemplos têm-se fração de mineralização do nitrogênio de 31%, em 15 semanas (BOEIRA et al., 2002) e de 25% em 18 semanas (GONÇALVES, 2005) de incubação para lodo de esgoto. A quantidade de N mineralizado da matéria orgânica de lodos de

esgoto é, portanto, variável. De maneira geral eles são resíduos com relação C/N estreita e com material protéico de fácil degradação pelos microrganismos presentes no solo. Lodo de esgoto de origem estritamente urbana, e lodo com presença de despejos industriais, possuem potencial de mineralização de N no solo que varia entre 44 e 265 mg kg⁻¹ (BOEIRA et al., 2002). Lodos de curtume de origens diferentes também apresentam taxas de mineralização diferentes: 4% e 35,5%, em 132 dias (ALCÂNTARA et al., 2007). Para composto de lixo, MANTOVANI et al. (2006) determinaram fração de mineralização de C-orgânico menor que 2%, e de N-orgânico de 12%, em 126 dias de incubação, e concluíram que o composto contribui para aumentar os estoques de matéria orgânica do solo e apresenta potencial fertilizante de liberação lenta de N para as plantas.

O acúmulo de metais pesados no solo pode interferir na atividade microbiana e consequentemente na mineralização do N. Dois lodos de curtume, um com concentração baixa de cromo e outro com concentração elevada, foram adicionados a amostras de Latossolo Vermelho argiloso para avaliar a mineralização líquida do N orgânico. A aplicação do lodo com concentração elevada de cromo em comparação ao lodo com baixa concentração, diminuiu a porcentagem acumulada de N mineralizado proveniente do lodo (de 36 para 6%, médias de três doses), diminuiu o valor da constante de mineralização (de 0,0370 para 0,0048 dia⁻¹) e aumentou o tempo de meia vida (de 27 para 143 dias) indicando inibição da mineralização do N (ALCÂNTARA et al., 2007).

2.2.2. Acidez

O conhecimento da alteração do pH do solo pela adição de resíduo orgânico é crucial, pois o pH afeta a disponibilidade dos nutrientes e o desenvolvimento das plantas (ABREU Jr. et al., 2005). Quando resíduos orgânicos são aplicados pode ocorrer redução da acidez potencial (H+Al) pela neutralização dos íons H⁺ e precipitação de Al³⁺, que resulta em elevação do pH (ABREU Jr. et al., 2000). Esse mecanismo pode prevalecer quando o resíduo é tratado com cal, carbonato de cálcio ou outro produto de caráter alcalino. Geralmente, lodos de esgoto são alcalinos, e podem elevar o pH do solo, pois recebem cal virgem (CaO) ou cal hidratada (Ca(OH)₂)

no processo de tratamento. CEOLATO (2007) obteve aumento do pH do solo após aplicação de $2,08 \text{ t ha}^{-1}$ (base seca) de lodo de esgoto. NASCIMENTO et al. (2004) obtiveram, no entanto, decréscimo linear no valor do pH do solo com a aplicação de lodo de esgoto nas doses 0, 10, 20, 30, 40 e 60 t ha^{-1} . O decréscimo do pH decorreu da utilização de lodo de esgoto não tratado com cal, portanto de reação ácida, e também devido à nitrificação. Portanto, após a aplicação de lodo de esgoto, a variação no valor de pH do solo dependerá, pelo menos, do tipo de tratamento que o lodo recebeu e do seu teor de nitrogênio.

Outro mecanismo que resulta em correção da acidez em solos tratados com resíduos orgânicos foi proposto por Pavan et al. (1997), citados por MANTOVANI et al. (2005). De acordo com os autores, o aumento do pH do solo deve-se aos ânions orgânicos solúveis presentes nos resíduos orgânicos que, ao serem liberados, podem adsorver H^+ da solução do solo por meio de reação de troca com o íon Ca^{2+} , diminuindo, dessa forma, a acidez. A manipueira, resíduo líquido gerado nas indústrias de processamento da mandioca para fabricação de polvilho, provocou elevação do pH em solos que apresentavam valores iniciais entre 4,84 e 5,37, para 5,33 e 5,45, após aplicação e incorporação de $510 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (MELO et al., 2005). Neste caso, o mecanismo de elevação do pH deve estar associado ao processo proposto por Pavan et al. (1997), uma vez que o resíduo não recebe tratamento alcalino, mas apresenta compostos orgânicos que podem consumir H^+ . No LDP de indústria de gelatina avaliado por ARAÚJO (2006), o aumento do pH do solo observado deve ter sido resultado do tratamento alcalino que a matéria-prima recebe (com hidróxido de cálcio ou hidróxido de sódio), combinado com o efeito dos compostos orgânicos que possui.

O aumento do pH de solos adubados com resíduos orgânicos também pode ser atribuído ao processo de desnitrificação em solos irrigados com efluentes, nos quais ocorre consumo de um mol de H^+ para cada mol de NO_3^- desnitrificado (DUARTE et al., 2008) e, ainda, pode ocorrer a complexação do Al^{3+} .

2.2.3. Capacidade de troca de cátions

A aplicação de resíduos orgânicos em solos pode causar alteração na CTC potencial do solo, na CTC efetiva, ou em ambas. A alteração na CTC potencial será

função da elevação do teor de matéria orgânica do solo, que na fração humificada contém grupos funcionais carboxílicos, fenólicos, álcoois e metoxílicos, que geram cargas negativas dependentes do pH (ABREU Jr. et al., 2005). O aumento na CTC efetiva será função da capacidade do resíduo em elevar o pH do solo. Em solos tratados com lodo de esgoto, a elevação na CTC efetiva, normalmente, é avaliada pela soma de bases mais a acidez trocável, o que pode levar, dependendo da taxa de aplicação, a valores superestimados graças às elevadas concentrações de cálcio que, frequentemente, ocorrem nesses lodos. OLIVEIRA et al. (2002), em solo tratado com lodo de esgoto, obtiveram aumento na CTC efetiva determinada pelo método de Gillman & Sumpter (1986), o que foi atribuído à variação do pH e não aos acréscimos de C-orgânico. Portanto, o efeito da aplicação de resíduos orgânicos na CTC de solos agrícolas será função da taxa de aplicação, do tipo de matéria orgânica contida no resíduo e da capacidade do resíduo em elevar o pH do solo (ABREU Jr. et al., 2005).

2.2.4. Ca, Mg, K, Na e P

A aplicação de resíduos pode resultar em incrementos nos teores totais e disponíveis de P, K, Ca, Mg e outros nutrientes. A aplicação de biossólido de indústria de fibras e resinas PET no solo, em experimento de campo, aumentou os teores de K, Ca, Mg e Na e a elevação desses teores melhorou o complexo sortivo, promovendo incrementos na soma de bases, na CTC a pH 7,0 e na CTC efetiva (TRANNIN et al., 2008). Em trabalho realizado com lodo de esgoto para estudar seu efeito nos atributos químicos de dois solos foi observado aumento nos teores de K, Na, Ca e Mg (NASCIMENTO et al., 2004). ABREU Jr. et al. (2001) relataram que a adição de composto de lixo em solos ácidos incrementou os teores de K, Ca, Mg e Na, em média, em 195, 200, 86 e 1200%, respectivamente. MANTOVANI et al. (2005) obtiveram aumentos lineares nos teores de K, Ca e Mg após incubação das amostras de solo com composto de lixo urbano, tendo sido constatados acréscimos de 27, 178 e 100%, respectivamente, quando os autores compararam o tratamento testemunha ao que recebeu a maior dose de adubo orgânico.

Uma das principais implicações dos aumentos nos teores de K, Ca, Mg e Na é a possibilidade da ocorrência de salinização do solo (ABREU Jr. et al., 2001). Lodo de

estação de tratamento de água pode ser aplicado em áreas degradadas, pois eleva os teores de Ca, Mg e K do solo, porém, em altas doses, pode causar salinidade (TEIXEIRA et al., 2005). O que ocorre é que a aplicação ao solo de composto orgânico rico em Na e K promove o aumento dos teores desses elementos na solução do solo, implicando em aumento da condutividade elétrica, deslocamento de Ca e Mg adsorvidos no complexo de troca e dispersão dos colóides. BRITO & ROLIM (2005) avaliaram os efeitos de 0, 500 e 1000 m³ ha⁻¹ de vinhaça, utilizada na fertirrigação da cana-de-açúcar, e observaram aumento nos teores de K e Na e nos valores de pH de um Espodossolo.

A aplicação de resíduos orgânicos em solos pode melhorar a disponibilidade de P de duas maneiras: pelo aumento da quantidade de P disponível, devido à presença do nutriente nos resíduos, e pela melhoria dos atributos químicos do solo (ABREU Jr. et al., 2002), pois o elevado teor de matéria orgânica presente nos resíduos orgânicos poderá fornecer íons orgânicos que competem com o fosfato pelos mesmos sítios de adsorção, aumentando a disponibilidade do elemento. ARAÚJO (2006) recuperou cerca de 43% do P adicionado por meio de lodo do decantador primário de indústria de gelatina, indicando grande adsorção do elemento em solo argiloso. A aplicação de composto de lixo urbano em Argissolo, textura média, propiciou aumento no teor de P, que se deve à presença do nutriente no adubo orgânico e aos aumentos do valor de pH e do teor de matéria orgânica (MANTOVANI et al., 2005). Doses de lodo de esgoto equivalentes a 0, 10, 20, 30, 40 e 60 t ha⁻¹, dobraram os teores de P disponível em relação ao originalmente presente nas amostras de solo, para a dose mais elevada do lodo (NASCIMENTO et al., 2004). Dose igual a 24 t ha⁻¹ de biossólido industrial de indústria de fibras e resinas PET, aumentou o teor de P (Mehlich) de 0,7 para 5,6 mg dm⁻³ (TRANNIN et al., 2008).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizados experimentos em laboratório, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, em Jaboticabal (SP), no período de setembro de 2007 a março de 2009. Nos experimentos foram avaliados os efeitos da aplicação de lodo biológico proveniente de indústria de gelatina em atributos químicos de solos.

3.1. Caracterização dos lodos biológicos

O lodo biológico utilizado é resultado da fabricação de gelatina e foi fornecido pela Gelita do Brasil, Unidade de Mococa (SP). Foram realizadas amostragens do lodo em 15-10-2007, 11-12-2007 e 28-08-2008, seguindo o método estabelecido na norma NBR 10.007 (ABNT, 2004b). Em cada coleta, a amostra obtida foi analisada no Laboratório de Fertilidade do Solo da Unesp – FCAV, em Jaboticabal (SP).

Na determinação da umidade, o lodo in natura foi colocado em cápsulas de porcelana e seco em banho-maria a aproximadamente 65°C até peso constante.

A determinação dos atributos do lodo foi feita em subamostras do resíduo in natura. Foram determinados pH, condutividade elétrica (CE), C orgânico, N total, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, P, K, Ca, Mg e Na. O valor de pH e a CE foram determinados por leitura direta no sobrenadante líquido do lodo.

Para a determinação do carbono orgânico foram usados 50 mL do lodo, que foram submetidos à oxidação úmida com dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) e titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal ((NH₄)₂Fe(SO₄)₂.6H₂O), conforme o método descrito em BRASIL (2007).

Para a determinação do N-total foram utilizados 5 mL de lodo, procedendo-se a digestão sulfúrica em bloco digestor, seguida de destilação em meio alcalino em destilador de Kjeldahl e de titulação do destilado com solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4) $0,02 \text{ mol L}^{-1}$ (TEDESCO et al., 1985).

Na determinação do N-inorgânico foi seguido o método descrito em CANTARELLA & TRIVELIN (2001), empregando 10 mL do lodo e adicionando, na destilação, óxido de magnésio (MgO) e liga de Devarda para a obtenção do N-NH_4^+ e do N-NO_3^- , respectivamente. Em seguida, procedeu-se a titulação do destilado com solução de H_2SO_4 $0,002 \text{ mol L}^{-1}$.

As determinações de P, K, Ca, Mg e Na foram feitas em extratos de digestão nítrico-perclórica, seguindo os métodos descritos em CARMO et al. (2000).

3.2. Caracterização dos solos

Para o experimento de avaliação dos atributos químicos em solos tratados com lodo biológico foram usadas três amostras de solo coletadas na camada de 0-20 cm: Argissolo Vermelho-Amarelo arenoso (PVA-1), coletado em Monte Alto (SP), em área cultivada com eucalipto; Argissolo Vermelho-Amarelo textura média (PVA-2), coletado em Mococa (SP), em área cultivada com cana-de-açúcar, e Latossolo Vermelho argiloso (LV), coletado em Jaboticabal (SP), em área cultivada com pinus. Para os experimentos de determinação da alteração do pH do solo provocada pelo lodo, determinação da fração de mineralização do N orgânico do lodo e determinação da taxa de mineralização do C orgânico do lodo, foi utilizada amostra do PVA-2.

Todas as amostras foram coletadas na profundidade de 0-20 cm. O solo foi seco ao ar, destorroado, passado em peneira de 2 mm, homogeneizado e amostrado para a caracterização química e granulométrica, conforme métodos descritos em RAIJ et al. (2001) e CAMARGO et al. (1986), respectivamente. Os atributos dos solos estão na Tabela 2.

Tabela 2. Atributos químicos e granulometria dos solos utilizados.

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-1	8	18	5,0	1,6	15	5	22	1	22	44	50
PVA-2	7	23	5,3	1,0	18	9	22	0	28	50	56
LV	16	33	4,3	1,7	14	5	64	6	21	85	24
	S-SO ₄ ²⁻	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Argila		Silte		Areia
	----- mg dm ⁻³ -----								----- g kg ⁻¹ -----		
PVA-1	5	0,17	0,6	22	112,4	0,7	100		40		860
PVA-2	21	0,10	1,4	18	3,4	0,6	350		110		540
LV	13	0,37	1,4	30	156,7	1,8	560		90		350

¹ PVA-1, Argissolo Vermelho-Amarelo arenoso;
PVA-2, Argissolo Vermelho-Amarelo textura média;
LV, Latossolo Vermelho argiloso.

3.3. Experimento 1: Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico

O lodo utilizado no experimento foi o coletado em 11-12-2007 e os atributos da amostra estão apresentados a seguir. Exceção feita a pH e CE, os demais atributos estão expressos em base seca e a umidade determinada foi de 98,35%: pH = 8,4; CE = 4,21 mS cm⁻¹; C-orgânico = 132 g kg⁻¹; N-total = 69 g kg⁻¹; N-NH₄⁺ = 12 g kg⁻¹; N-NO₃⁻ = 0,10 g kg⁻¹; P = 3,5 g kg⁻¹; K = 1,1 g kg⁻¹; Ca = 89 g kg⁻¹; Mg = 1,6 g kg⁻¹; Na = 38 g kg⁻¹ e relação C/N = 1,9.

O experimento foi conduzido em laboratório e o delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 6x3, sendo seis doses de lodo, os três solos (PVA-1, PVA-2 e LV) e quatro repetições, totalizando 72 parcelas.

Volumes de 0,4 dm³ de cada solo receberam doses de lodo que corresponderam a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹. O volume de lodo aplicado em cada amostra foi calculado tomando como referência um hectare na profundidade de 0 a 20 cm. A mistura manual, do lodo com o solo, foi sobre pedaço de plástico. Além do lodo foi adicionada água deionizada, em quantidade que, somada ao volume de lodo aplicado em cada tratamento, resultou em 70% da capacidade de retenção de água em todos os tratamentos. As amostras úmidas foram transferidas para recipientes de plástico com capacidade para 0,5 L, pesadas e postas para incubar em laboratório. Os pesos obtidos

foram adotados como referência para a manutenção da umidade dos solos durante o experimento, sendo feita reposição de água a cada dois dias. O experimento foi conduzido por 120 dias e, ao término da incubação, as amostras foram espalhadas em bandejas de plástico para secar. Posteriormente, foram peneiradas e submetidas a análises químicas para determinação de pH, MO, P, Ca, Mg, K, Na, Al e H+Al, obedecendo aos procedimentos descritos em RAIJ et al. (2001).

A determinação da CTC efetiva foi feita empregando o método de Gillman (1979), modificado por FONSECA et al. (2005), que consistiu em agitação por 2 horas de suspensão solo:solução de cloreto de bário (BaCl_2) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (2 cm^3 :20 mL); após agitação a suspensão foi centrifugada por 10 min a cerca de 2.500 rpm. O sobrenadante foi descartado e, em seguida, adicionados, 20 mL de solução de BaCl_2 $0,002 \text{ mol L}^{-1}$, seguindo-se agitação por mais 1 hora, centrifugação e, novamente, descarte do sobrenadante. Esse procedimento foi repetido por três vezes. Ao tubo contendo solo úmido foram adicionados 10 mL de solução de sulfato de magnésio (MgSO_4) $0,005 \text{ mol L}^{-1}$. A suspensão foi agitada por 1 hora e a condutividade elétrica foi medida e ajustada para $0,3 \text{ dS m}^{-1}$, com água deionizada. Após agitação por 12 horas, o tubo contendo solo + solução foi centrifugado e o magnésio foi quantificado no sobrenadante por espectrofotometria de absorção atômica. A CTC efetiva foi calculada pela diferença entre as quantidades de Mg adicionada à amostra e medida no sobrenadante.

O N inorgânico foi determinado utilizando o método proposto por CANTARELLA & TRIVELIN (2001), que consiste em transferir 5 cm^3 de solo e 50 mL de solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L^{-1} para erlenmeyer de 250 mL. Após agitação por 1 hora e decantação também por 1 hora, alíquota de 25 mL do sobrenadante foi transferida para tubo de destilação. Para a determinação do N-NH_4^+ foi adicionado 0,2 g de MgO no tubo de destilação contendo o sobrenadante. Procedeu-se a destilação por cerca de 4 minutos, coletando aproximadamente 50 mL do destilado em erlenmeyer de 125 mL contendo 10 mL de solução de ácido bórico (H_3BO_3) mais indicadores. Para determinação do N-NO_3^- , o tubo de destilação foi mantido conectado ao destilador e foi acrescentado 0,2 g de Liga de Devarda. Procedeu-se a destilação por cerca de 4 minutos, coletando aproximadamente 50 mL do destilado em erlenmeyer de 125 mL.

contendo 10 mL de solução de H_3BO_3 mais indicadores. Para cada fração do N-inorgânico procedeu-se a titulação do destilado coletado na solução de H_3BO_3 + indicadores empregando solução padronizada de H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$.

Os resultados foram submetidos à análise de variância (teste F) e de regressão polinomial.

3.4. Experimentos 2 e 3: Determinação da fração de mineralização do C orgânico e do N orgânico do lodo

3.4.1. Curva de neutralização da acidez

Dentro do protocolo estabelecido pela Cetesb, Norma P4.230 (CETESB, 1999a), para a determinação da fração de mineralização do C orgânico e do N orgânico do lodo biológico, foi determinada curva de neutralização da acidez do solo PVA-2 por meio da combinação de doses de lodo e carbonato de cálcio. Os resultados da caracterização química e granulométrica do solo PVA-2, utilizado nos experimentos, estão na Tabela 2.

O lodo utilizado foi o coletado em 15-10-2007 e os atributos da amostra estão apresentados a seguir. Exceção feita a pH e CE, os demais atributos estão expressos em base seca e a umidade determinada foi de 99%: pH = 8,3; CE = $4,39 \text{ mS cm}^{-1}$; C-orgânico = 144 g kg^{-1} ; N-total = 69 g kg^{-1} ; N-NH_4^+ = 14 g kg^{-1} ; N-NO_3^- = $0,29 \text{ g kg}^{-1}$; P = $6,6 \text{ g kg}^{-1}$; K = $2,9 \text{ g kg}^{-1}$; Ca = 112 g kg^{-1} ; Mg = $2,0 \text{ g kg}^{-1}$; Na = 44 g kg^{-1} e relação C/N = 2,1.

Foram combinadas seis doses de lodo e oito doses de carbonato de cálcio (CaCO_3) com três repetições. As doses de lodo foram equivalentes à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e as doses de CaCO_3 foram correspondentes a 0; 0,25; 0,50; 0,75; 1,00; 1,25; 1,50 e 1,75 vezes o necessário para atingir valor de pH em CaCl_2 igual a 6,0. Volumes de 100 cm^3 de solo foram misturados manualmente às doses de lodo e de carbonato em bandejas de plástico. Em seguida, adicionou-se água deionizada em quantidade suficiente para atingir 70% da capacidade de retenção de água do solo. A mistura foi transferida para recipientes de plástico com capacidade para 125 mL e colocada para incubar em temperatura ambiente. A cada três dias foi adicionada água deionizada para manutenção da umidade inicial. O tempo de

incubação do solo com lodo + CaCO_3 foi igual ao necessário para a estabilização do pH do solo após a aplicação do lodo (item 3.5). Ao término da incubação, as amostras foram secas e peneiradas para a determinação do valor de pH em CaCl_2 , conforme QUAGGIO & RAIJ (2001). Os resultados foram ajustados ao modelo matemático de 1º grau e obteve-se a equação de regressão, que foi usada nos experimentos de determinação da fração de mineralização do C e do N do lodo, para estimar a dose de CaCO_3 para cada dose de lodo, que resulta em pH 6,0. As curvas obtidas para cada dose de lodo biológico foram:

$$L_0, 0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}: \text{pH} = 0,8113x + 5,4208 (R^2 = 0,9839^{**})$$

$$L_1, 100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}: \text{pH} = 0,7241x + 5,5989 (R^2 = 0,9780^{**})$$

$$L_2, 200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}: \text{pH} = 0,7309x + 5,6486 (R^2 = 0,9836^{**})$$

$$L_3, 300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}: \text{pH} = 0,5990x + 5,8603 (R^2 = 0,9722^{**})$$

$$L_4, 400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}: \text{pH} = 0,5403x + 5,9823 (R^2 = 0,9761^{**})$$

$$L_5, 500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}: \text{pH} = 0,4129x + 6,1077 (R^2 = 0,9593^{**})$$

3.4.2. Determinação da fração de mineralização do C orgânico

O lodo utilizado no experimento foi coletado em 28-08-2008 e os atributos da amostra estão apresentados a seguir. Exceção feita a pH e CE, os demais atributos estão expressos em base seca e a umidade determinada foi de 98%: pH = 8,2; CE = 4,05 mS cm^{-1} ; C-orgânico = 149 g kg^{-1} ; N-total = 66 g kg^{-1} ; N-NH_4^+ = 16 g kg^{-1} ; N-NO_3^- = 0,30 g kg^{-1} ; P = 1,7 g kg^{-1} ; K = 2,1 g kg^{-1} ; Ca = 115 g kg^{-1} ; Mg = 2,0 g kg^{-1} ; Na = 41 g kg^{-1} e relação C/N = 2,3.

Para a instalação do experimento foi utilizada amostra do solo PVA-2, com características químicas e granulométricas apresentadas na Tabela 2, e lodo nas doses equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e 500 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Foi utilizado delineamento experimental inteiramente casualizado, com seis doses de lodo e três repetições. A volumes de 200 cm^3 de solo foram misturadas, manualmente e em bandejas de plástico, doses de CaCO_3 e de lodo necessárias para o solo atingir pH 6,0, conforme estabelecido nas curvas de neutralização (item 3.4.1). Posteriormente, adicionou-se água deionizada em quantidade suficiente para atingir 70% da capacidade de retenção de água, nas amostras de todos os tratamentos. A mistura foi transferida para

recipientes de plástico com capacidade para 250 mL (recipiente A), os quais foram colocados dentro de outros recipientes com tampa de pressão e capacidade para 0,9 L (recipiente B). Dentro de cada recipiente B foram mantidos dois copos de plástico com capacidade para 50 mL, um contendo 40 mL de água deionizada e, outro, 20 mL de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol L⁻¹. Até o 8º dia de incubação foi realizada troca diária da solução de NaOH; do 9º ao 60º, a cada dois dias; do 61º ao 95º, a cada sete dias; do 96º ao 137º, a cada quatorze dias e do 138º ao 193º, a cada vinte e oito dias. Em cada dia de avaliação foi retirada uma alíquota de 5 mL da solução de NaOH, transferida para outro copo de plástico com capacidade para 50 mL, à qual foi adicionado 0,5 mL de solução de BaCl₂ 1,5 mol L⁻¹ para posterior titulação com solução padronizada de ácido clorídrico (HCl) 0,4 mol L⁻¹.

A fração de mineralização (FM) foi calculada de acordo com CETESB (1999a), pela expressão:

$$FM = (CL - CL_0) \cdot 100 / C_{\text{adicionado}}$$

em que:

FM: porcentagem de C mineralizado a partir do C orgânico que foi adicionado na forma de lodo biológico;

CL: C-inorgânico no tratamento com lodo (mg kg⁻¹);

CL₀: C-inorgânico no tratamento sem lodo (mg kg⁻¹);

C_{adicionado}: quantidade de C adicionada (mg kg⁻¹).

Os valores de C-mineralizado foram ajustados à equação de regressão exponencial de cinética de primeira ordem (STANFORD & SMITH, 1972):

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

em que:

C_m: C-CO₂ liberado (mg kg⁻¹) no tempo t (dias);

C₀: C potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹);

k: constante de mineralização (dia⁻¹).

Por meio da constante de mineralização (k) foi calculado o tempo de meia-vida (T_{1/2}) pela expressão: $T_{1/2} = \ln 2/k$, que é o tempo necessário (dias) para que metade (50%) do C potencialmente mineralizável (C₀) fosse mineralizado.

3.4.3. Determinação da fração de mineralização do N orgânico

A volumes de 200 cm³ do solo PVA-2 (Tabela 2) foram misturados manualmente, em bandejas de plástico, doses de lodo e de CaCO₃ necessárias para o solo atingir pH 6,0. O lodo empregado foi o utilizado no experimento 1 (item 3.3). Adicionou-se água deionizada em quantidade suficiente para que as amostras de solo de todos os tratamentos atingissem 70% da capacidade de retenção de água. A mistura foi transferida para recipientes de plástico com capacidade para 250 mL, os quais foram mantidos em temperatura ambiente. Foram avaliadas seis doses de lodo em onze tempos de incubação, tendo cada tratamento, três repetições.

Durante a incubação, a reposição de água foi feita periodicamente para a manutenção da umidade do solo. O N mineral foi avaliado após 0, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112 e 126 dias de incubação. A cada avaliação, o solo foi retirado do recipiente, transferido para bandeja de plástico, homogeneizado e duas amostras de 10 g foram coletadas, uma para a determinação do N mineral e outra para a determinação da umidade. A extração e a determinação de N-NH₄⁺ e de N-NO₃⁻ foram feitas de acordo com o método descrito em CANTARELLA & TRIVELLIN (2001), que compreende extração com solução de KCl 2 mol L⁻¹ e quantificação por destilação em destilador de Kjeldahl com adição de MgO ou liga de Devarda. O destilado foi recolhido em solução de H₃BO₃ mais indicadores e a titulação foi feita com solução de H₂SO₄ 0,0025 mol L⁻¹.

A fração de mineralização (FM) foi calculada de acordo com CETESB (1999a), pela expressão:

$$FM = (NmL - NmL_0) \cdot 100 / N_{\text{adicionado}}$$

em que:

FM: porcentagem de N mineralizado a partir do N orgânico que foi adicionado na forma de lodo biológico;

NmL: N-mineralizado no tratamento com lodo (mg kg⁻¹);

NmL₀: N-mineralizado no tratamento sem lodo (mg kg⁻¹);

N_{adicionado}: quantidade de N adicionada (mg kg⁻¹).

Os valores de N-mineralizado (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻) foram ajustados a equação de regressão exponencial de cinética de primeira ordem (STANFORD & SMITH, 1972):

$$Nm = N_0 \cdot (1 - e^{-kt})$$

em que:

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

N_0 : N potencialmente mineralizável (mg kg^{-1});

k: constante de mineralização (dia^{-1}).

Por meio da constante de mineralização (k) foi calculado o tempo de meia-vida ($T_{1/2}$) pela expressão: $T_{1/2} = \ln 2/k$, que é o tempo necessário para que metade (50%) do N potencialmente mineralizável (N_0) fosse mineralizado.

3.5. Experimento 4: Determinação da alteração do pH do solo provocada pelo lodo

A 200 cm^3 de solo PVA-2 (Tabela 2) foram misturadas manualmente, em bandejas de plástico, doses de lodo equivalentes a 0; 100; 200; 300; 400 e $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (o lodo utilizado foi o citado em 3.4.1) e água deionizada em quantidade suficiente para atingir 70% da capacidade de retenção de água do solo. Esse procedimento foi feito com três repetições para cada tratamento. A mistura foi transferida para recipientes de plástico com capacidade para 250 mL e o experimento de incubação foi conduzido em laboratório à temperatura ambiente. A cada sete dias a umidade do solo foi ajustada, a amostra foi homogeneizada, retirada uma subamostra de 10 g e transferida para copo de plástico com capacidade para 50 mL. Foram então adicionados 25 mL de solução de cloreto de cálcio (CaCl_2) $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ para a determinação do pH, conforme QUAGGIO & RAIJ (2001). O restante da amostra foi devolvido para o recipiente original para prosseguir a incubação. Esse procedimento foi feito até obtenção de valor constante de pH em três determinações consecutivas.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

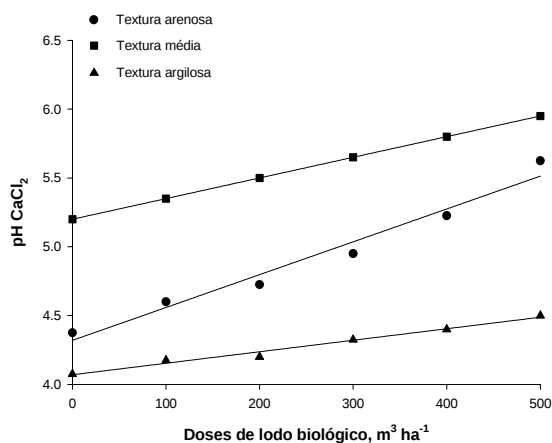
4.1. Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico

Na Figura 1 estão apresentados os resultados obtidos para pH, Al trocável, H+Al e CTC efetiva. Os atributos do solo diretamente relacionados à acidez (pH, H+Al e Al³⁺), bem como a CTC efetiva, foram alterados pelas doses de lodo biológico, e o efeito, em todos os casos, foi dependente do solo (Figura 1). Com a aplicação de 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico o aumento do valor de pH, em relação ao tratamento sem lodo, foi de 0,4; 0,8 e 1,2 unidade para os solos LV, PVA-2 e PVA-1, respectivamente (Figura 1a). Esse resultado pode ser explicado pela maior CTC do LV, decorrente da combinação de 560 g kg⁻¹ de argila e 33 g dm⁻³ de MO, que confere ao solo maior resistência à variação de pH, ou maior poder tampão. Nos solos PVA-1 e PVA-2 o menor poder tampão permitiu maior elevação no valor do pH.

O incremento do valor de pH dos solos pelo uso do lodo biológico pode ser atribuído, inicialmente, ao pH do lodo (8,4). No processo de fabricação de gelatina, a matéria-prima, raspas e aparas de couro bovino, é tratada com hidróxido de sódio e cal para extração do colágeno (RIBEIRO, 2007). Além disso, materiais orgânicos contêm grupos fenólicos, carboxílicos e enólicos, que podem consumir prótons devido à associação do H⁺ do solo com esses ânions, provocando elevação do pH do solo (NARAMABUYE & HAYNES, 2007). Aumento em uma unidade no valor de pH foi observado por ARAÚJO (2006) ao aplicar 6 t ha⁻¹ (base seca) de lodo primário de indústria de gelatina com pH 12,5 em Latossolo Vermelho-Amarelo. Aumento no valor de pH do solo também foi constatado por FONSECA (2001), SILVA et al. (2001), OLIVEIRA et al. (2002) e CEOLATO (2007) após a adição de efluente de esgoto ao

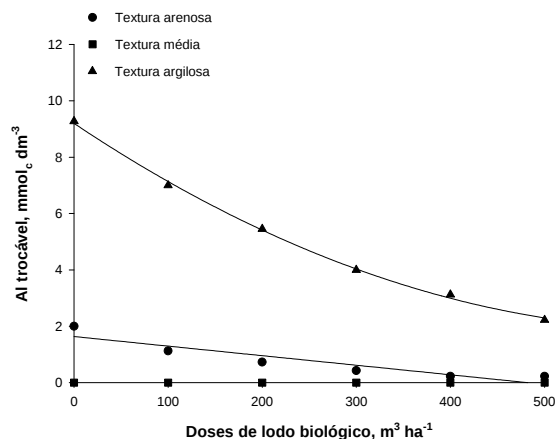
solo. O aumento, nestes casos, foi atribuído, entre outros fatores, ao alto pH do efluente.

1a



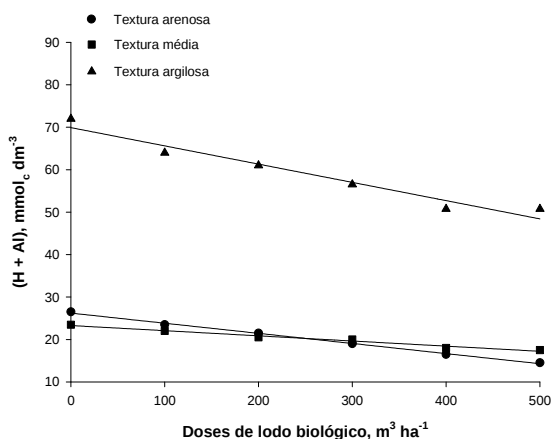
Textura arenosa: $\text{pH} = 4,3 + 0,0023L$ ($R^2 = 0,9679^{**}$)
 Textura média: $\text{pH} = 5,2 + 0,0015L$ ($R^2 = 0,9918^{**}$)
 Textura argilosa: $\text{pH} = 4,1 + 0,00077L$ ($R^2 = 0,9613^{**}$)

1b



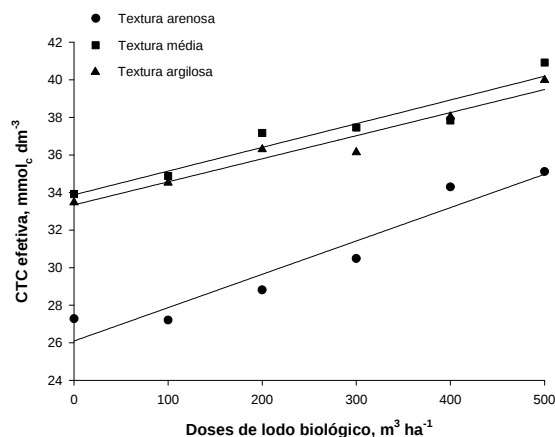
Textura arenosa: $\text{Al} = 1,66 - 0,0040L$ ($R^2 = 0,8400^{**}$)
 Textura média: $\text{Al} = \text{ns}$
 Textura argilosa: $\text{Al} = 8,96 - 0,0217L + 0,0000161L^2$ ($R^2 = 0,9964^{**}$)

1c



Textura arenosa: $\text{H} + \text{Al} = 26,7 - 0,0240L$ ($R^2 = 0,9947^{**}$)
 Textura média: $\text{H} + \text{Al} = 23,6 - 0,0123L$ ($R^2 = 0,9605^{**}$)
 Textura argilosa: $\text{H} + \text{Al} = 69,9 - 0,0423L$ ($R^2 = 0,9501^{**}$)

1d



Textura arenosa: $\text{CTC}_{\text{ef}} = 25,9 + 0,0177L$ ($R^2 = 0,9255^{**}$)
 Textura média: $\text{CTC}_{\text{ef}} = 33,9 + 0,0126L$ ($R^2 = 0,9219^{**}$)
 Textura argilosa: $\text{CTC}_{\text{ef}} = 33,2 + 0,0126L$ ($R^2 = 0,9429^{**}$)

Figura 1. Efeito de doses de lodo biológico de indústria de gelatina no pH (1a), Al trocável (1b), H+Al (1c) e CTC efetiva (1d) de três solos, 120 dias após a aplicação.

Houve diminuição da acidez trocável (Al^{3+}) e da acidez potencial (H+Al) dos solos com o aumento das doses de lodo biológico (Figuras 1b e 1c). O PVA-2 não apresentava, originalmente, acidez trocável (Tabela 2). No LV, a diminuição do valor de

Al^{3+} foi de aproximadamente $7 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e, no PVA-1, de $2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, que era a acidez trocável deste solo (Tabela 2). Além das reações de precipitação do alumínio na forma de hidróxido causada pelos componentes inorgânicos alcalinos do lodo biológico, a diminuição pode ser associada à complexação do alumínio pelas substâncias orgânicas solúveis presentes originalmente no resíduo e geradas durante o processo de decomposição. NARAMABUYE & HAYNES (2007), simultaneamente ao aumento do pH do solo, observaram diminuição do alumínio trocável e da solução do solo (total e monomérico), provavelmente devido à complexação do alumínio monomérico pelas substâncias orgânicas solúveis presentes nos esterco de aves, bovino e suíno, e no lodo de esgoto.

A acidez potencial diminuiu em, aproximadamente, 12; 6 e $21 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ nos solos PVA-1, PVA-2 e LV, respectivamente. Considerando que a quantidade de bases adicionada com o resíduo nos três solos foi a mesma (em cada dose de lodo), a expectativa era que a quantidade de ácidos neutralizada fosse aproximadamente a mesma nos três solos. Ainda, para o LV, se a diminuição da acidez potencial tivesse sido de $21 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, era de se esperar que o pH do solo fosse maior do que o determinado (4,5), adotando a relação $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 3,66 + 0,027V\%$ (QUAGGIO et al., 1982) e admitindo que a CTC potencial permaneceu inalterada após a aplicação do lodo biológico. Assim, a diminuição da acidez potencial determinada pelo método SMP parece estar superestimada. O lodo primário de indústria de gelatina empregado por ARAÚJO (2006) apresentou efeito semelhante em amostra de Latossolo Vermelho-Amarelo, com diminuição de $16 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de H^+Al (pelo método SMP) em uma CTC de $81 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

A CTC efetiva aumentou em todos os solos (Figura 1d). Na Figura observa-se que o aumento na CTC efetiva foi de aproximadamente 9; 6 e $6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ nos solos PVA-1, PVA-2 e LV, respectivamente. A diminuição na acidez potencial do solo, em solos com acidez trocável baixa ou inexistente, deve ser próxima ao aumento da CTC efetiva que, por sua vez, deve corresponder ao aumento do valor SB (soma de bases). Assim, para o LV, a diferença entre a diminuição da acidez potencial, determinada pelo método SMP ($21 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), e o aumento da CTC efetiva ($6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), determinada pelo método de troca compulsiva, foi muito grande, apesar de o solo apresentar

inicialmente $9 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Al^{3+} . Esse resultado reforça o comentário acerca da possibilidade de o método SMP ter superestimado a acidez potencial no LV. Aumentos na CTC efetiva com aplicação de resíduo orgânico também foram relatados por TRANNIN et al. (2008). Os autores observaram, em experimento de campo, aumento dos teores de cátions trocáveis K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ do solo, o que foi associado a aumento na CTC efetiva, em resposta a aplicação de biossólido de indústria de fibras e resinas PET. FONSECA (2001) obteve aumento no valor da CTC efetiva com aplicação de lodo de esgoto tratado e explicou o resultado pelos aumentos nos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e, principalmente, Na^+ .

Na Figura 2 estão os resultados de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , MO e P disponível, obtidos para os três solos. Os teores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- aumentaram com as doses de lodo biológico, sendo o modelo quadrático o de melhor ajuste no LV para N-NH_4^+ e no PVA-1 para N-NO_3^- . Nos demais casos houve ajuste linear (Figuras 2a e 2b). ARAÚJO (2006) não avaliou os teores de N mineral no solo após a aplicação de lodo primário de indústria de gelatina, mas obteve aumento linear das quantidades de N absorvidas pelo capim-tanzânia.

O comportamento do N-NH_4^+ no LV (Figura 2a) sugere menor eficiência das reações de nitrificação, o que poderia ser explicado pela maior acidez deste solo (pH CaCl_2 , 4,3) em relação aos demais (5,0 e 5,3). O pH é o principal fator que regula o processo de nitrificação, e ela ocorre entre valores de pH de 5,5 a 10,0, com o ótimo em torno de 8,5, mas não ocorre em solos com pH menor do que 5,0 (SAHRAWAT, 2008). Outros fatores edafo-climáticos interferem nas reações, que são essencialmente aeróbias. Assim, em solos argilosos com material orgânico em decomposição, o que significa elevado consumo de O_2 e alta produção de CO_2 , se as trocas gasosas não forem eficientes, pode haver limitação à nitrificação. No entanto, ao final do período de incubação, foram recuperados 204, 199 e 255 mg dm^{-3} de N-NO_3^- nos solos PVA-1, PVA-2 e LV, respectivamente. Descontados dos valores recuperados os teores de N-NO_3^- do solo que não recebeu lodo, verifica-se que 45, 59 e 59% do aplicado havia nitrificado aos 120 dias da aplicação.

2a

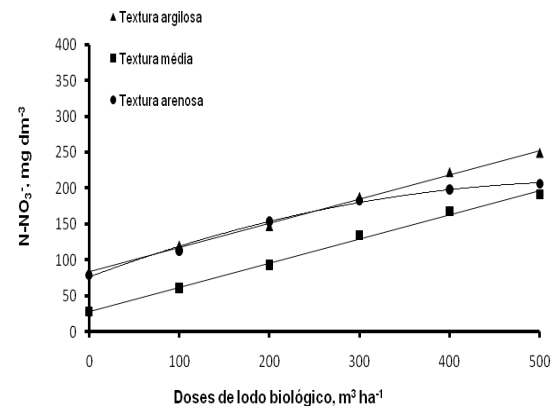


Textura arenosa: $N-NH_4^+ = 3,02 + 0,0047L$ ($R^2 = 0,6275^*$)

Textura média: $N-NH_4^+ = 3,2 + 0,0043L$ ($R^2 = 0,8420^*$)

Textura argilosa: $N-NH_4^+ = 6,4 + 0,0054L + 0,00007L^2$ ($R^2 = 0,9753^*$)

2b

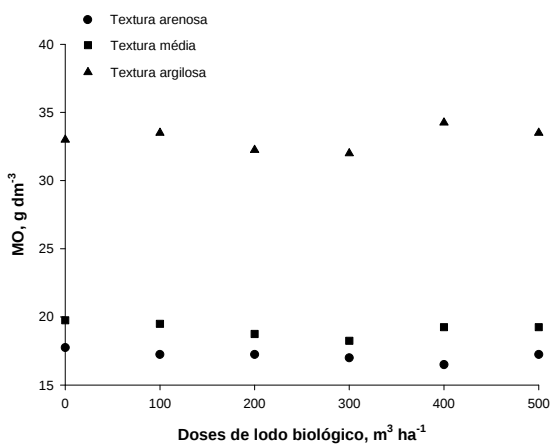


Textura arenosa: $N-NO_3^- = 76,28 + 0,47L - 0,00043L^2$ ($R^2 = 0,9947^*$)

Textura média: $N-NO_3^- = 28,58 + 0,34L$ ($R^2 = 0,9953^*$)

Textura argilosa: $N-NO_3^- = 84,5 + 0,34L$ ($R^2 = 0,9973^*$)

2c

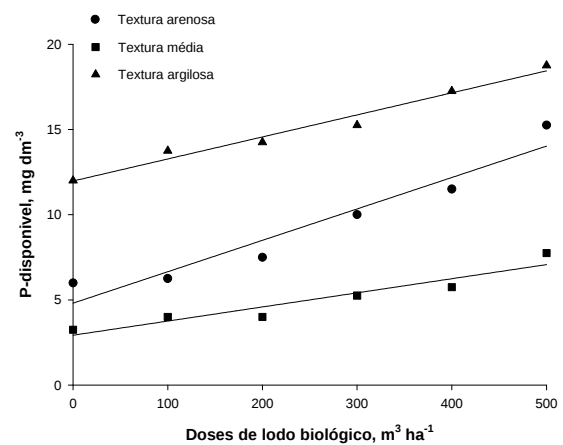


Textura arenosa: MO = ns

Textura média: MO = ns

Textura argilosa: MO = ns

2d



Textura arenosa: $P = 4,9 + 0,019L$ ($R^2 = 0,9505^{**}$)

Textura média: $P = 2,7 + 0,0091L$ ($R^2 = 0,9143^{**}$)

Textura argilosa: $P = 12,0 + 0,0129L$ ($R^2 = 0,9382^{**}$)

Figura 2. Efeito de doses de lodo biológico de indústria de gelatina no $N-NH_4^+$ (2a), $N-NO_3^-$ (2b), MO (2c) e P-disponível (2d) de três solos, 120 dias após a aplicação.

Apesar das quantidades aplicadas não houve efeito do lodo biológico no teor de MO dos solos (Figura 2c). Com a aplicação da maior dose de lodo biológico (500 m^3

ha⁻¹) nos solos foram adicionados cerca de 8,3 t ha⁻¹ (4,5 g dm⁻³) de matéria seca e 0,5 g dm⁻³ de carbono orgânico. A pequena quantidade de carbono aliada à baixa relação C/N (1,9) do lodo biológico deve ter resultado em mineralização rápida, sem alteração mensurável na reserva de C orgânico preexistente no solo. BARCELAR et al. (2002) não obtiveram aumentos significativos no teor de C orgânico com a aplicação de lodo de esgoto e concluíram que o resultado estava associado à rápida mineralização da matéria orgânica do material empregado.

A CTC a pH 7,0, obtida pelo somatório SB+(H+Al) não foi calculada, uma vez que o experimento foi conduzido em ambiente fechado e, assim, ficaria superestimada. Contudo, como o teor de matéria orgânica do solo não variou pela aplicação de lodo biológico, a CTC a pH 7,0 também não deve ter alterado.

Houve aumento linear nos teores de P disponível com a aplicação das doses de lodo biológico (Figura 2d), provavelmente devido à composição do lodo, pois com a aplicação da maior dose, foram adicionados 29 kg ha⁻¹ de P (14,5 mg dm⁻³). Em relação ao P total aplicado com a maior dose de lodo, 5, 10 e 8 mg dm⁻³ não foram recuperados nos solos PVA-1, PVA-2 e LV, respectivamente. As quantidades recuperadas são menores do que a adicionada porque nem tudo foi necessariamente mineralizado e, da fração mineralizada, parte pode ter sido reincorporada à biomassa microbiana e parte pode ter adsorvido fortemente ao solo ou precipitado com Al e Fe, passando a constituir o P não lábil, não extraído na análise. Se o balanço fosse dado apenas pela adsorção de fosfato, seria esperada maior retenção no LV, devido à maior acidez e ao maior teor de argila, mas a diferença entre os solos foi pequena e pode ser atribuída aos processos de imobilização/mineralização que não foram avaliados. De qualquer modo, obteve-se no PVA-1 o maior incremento nos teores de P-disponível com as doses de lodo biológico, o que está de acordo com VALLADARES et al. (2003) que determinaram menor capacidade máxima de adsorção de fosfato em solos arenosos.

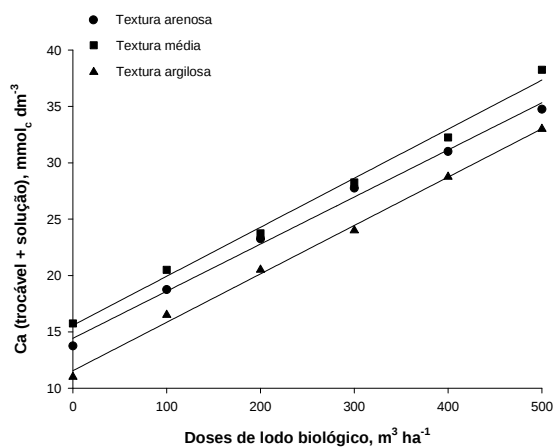
Na Figura 3 estão os resultados de Ca, Mg, Na e K, obtidos para os três solos. Houve aumento linear nos teores de Ca, Mg, Na e K com a aplicação das doses de lodo (Figuras 3a a 3d). O aumento nos teores das três bases, maior para Ca e Na e menor para Mg e K, reflete a composição do lodo biológico. NASCIMENTO et al. (2004), ARAÚJO (2006) e TRANNIN et al. (2008) obtiveram resultados para Ca, Mg e Na

semelhantes a estes ao usarem resíduos orgânicos como lodo de esgoto, lodo primário de indústria de gelatina e bio sólido industrial, concluindo que os materiais usados melhoram a fertilidade do solo.

Com aplicação de $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo biológico foram adicionadas quantidades de Ca, Mg, Na e K equivalentes a 18,4; 1,8; 6,9 e 0,12 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente. Considerando a mesma dose de lodo foram detectadas, por meio da análise química, quantidades de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ equivalentes a 22; 1; 7 e 0,2 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, ou seja, quantidades superiores ao aumento da CTC efetiva para os três solos. Portanto, a maior parte das quantidades adicionadas não está adsorvida e pode ser perdida por lixiviação. Devido à menor força de retenção à fase sólida, o Na^+ é o cátion mais sujeito a perdas. No entanto, mesmo com aplicação de $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo biológico, a quantidade de Na aplicada (315 kg ha^{-1}) foi inferior à máxima permitida anualmente pela norma P4.233 da CETESB (1999b) para lodo de curtume, que é de 400 kg ha^{-1} de Na para solos arenosos e silto-arenosos, e 1000 kg ha^{-1} para solos orgânicos, siltosos, silto-argilosos e argilosos.

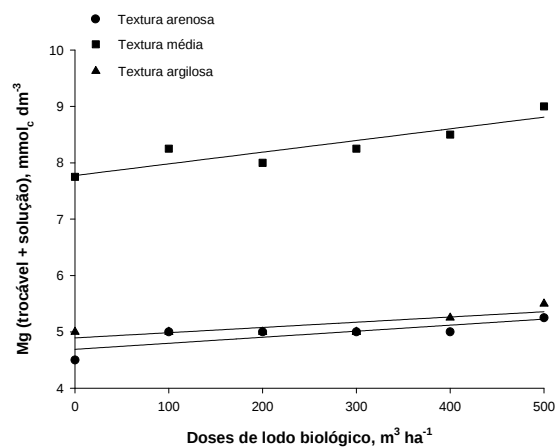
Apesar da significância estatística, o aumento de K no solo provocado pela adição de lodo biológico foi muito pequeno (Figura 3d), devido ao lodo ser pobre nesse elemento. Esse resultado difere do obtido por TRANNIN et al. (2008), que relataram aumentos quadráticos desse elemento nas camadas superficiais do solo com a aplicação de bio sólido industrial com baixos teores de K complementado com KCl; em contrapartida, os resultados do presente trabalho confirmam os de NASCIMENTO et al. (2004) ao trabalharem com dois tipos de solos e lodo de esgoto com teor relativamente baixo de K.

3a



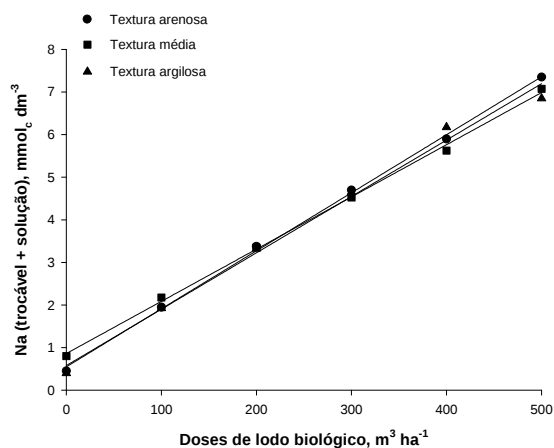
Textura arenosa: $Ca = 14,6 + 0,0417L$ ($R^2 = 0,9951^{**}$)
 Textura média: $Ca = 16,0 + 0,0420L$ ($R^2 = 0,9910^{**}$)
 Textura argilosa: $Ca = 11,9 + 0,0426L$ ($R^2 = 0,9927^{**}$)

3b



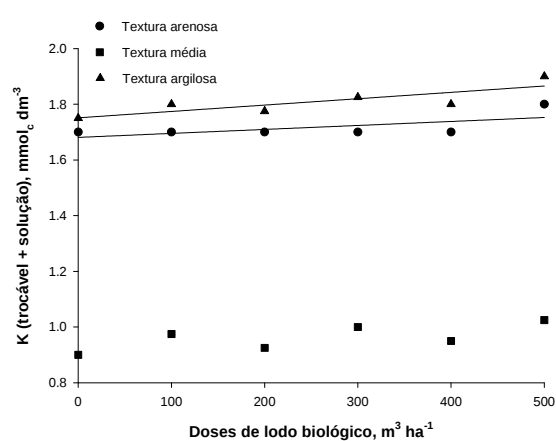
Textura arenosa: $Mg = 4,7 + 0,0011L$ ($R^2 = 0,6857^{**}$)
 Textura média: $Mg = 7,8 + 0,0020L$ ($R^2 = 0,7833^{*}$)
 Textura argilosa: $Mg = 4,9 + 0,00097L$ ($R^2 = 0,7078^{*}$)

3c



Textura arenosa: $Na = 0,59 + 0,014L$ ($R^2 = 0,9989^{**}$)
 Textura média: $Na = 0,88 + 0,012L$ ($R^2 = 0,9976^{**}$)
 Textura argilosa: $Na = 0,56 + 0,013L$ ($R^2 = 0,9920^{**}$)

3d



Textura arenosa: $K = 1,7 + 0,00014L$ ($R^2 = 0,4286^{*}$)
 Textura média: $K = ns$
 Textura argilosa: $K = 1,8 + 0,00014L$ ($R^2 = 0,4286^{*}$)

Figura 3. Efeito de doses de lodo biológico de indústria de gelatina nos teores de Ca (3a), Mg (3b), Na (3c) e K (3d) de três solos, 120 dias após a aplicação.

4.2. Fração de mineralização do C orgânico

A quantidade de C-CO₂ liberada e a quantidade acumulada de C mineralizado encontram-se nas Figuras 4 e 5, respectivamente.

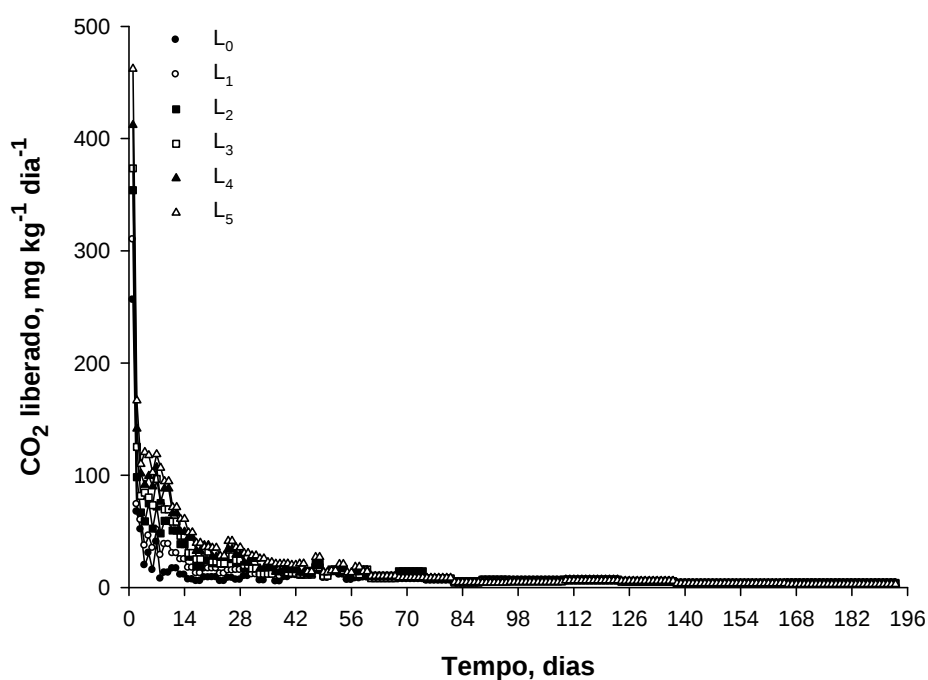


Figura 4. Evolução diária da quantidade de C-CO₂ liberada em função da aplicação de lodo biológico e do tempo de incubação. Os tratamentos L₀; L₁; L₂; L₃; L₄ e L₅ correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico, respectivamente.

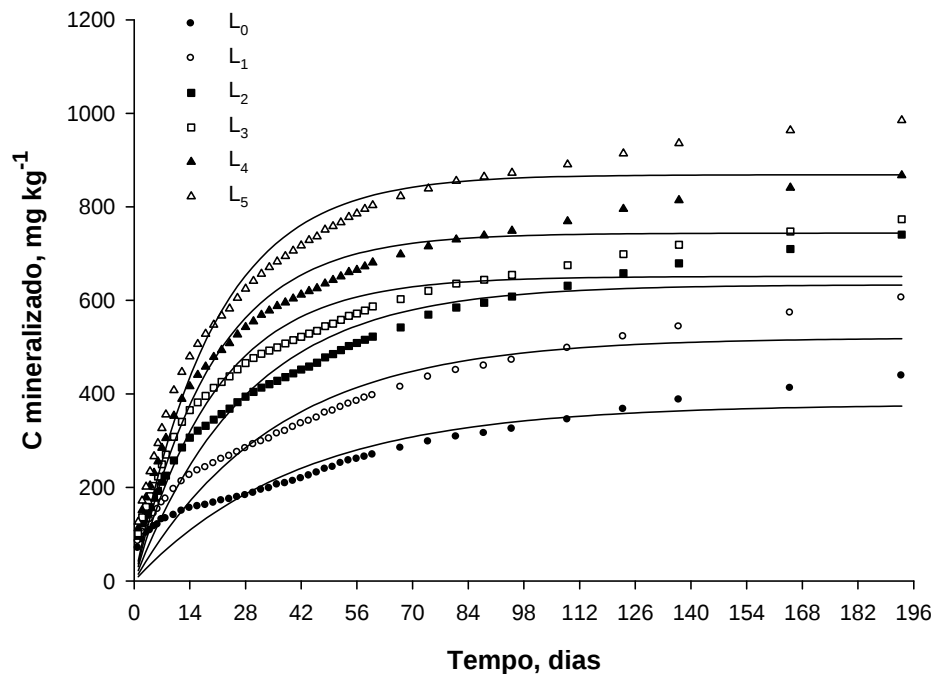


Figura 5. Quantidade acumulada de C mineralizado em função da aplicação de lodo biológico e do tempo de incubação. Os tratamentos L_0 ; L_1 ; L_2 ; L_3 ; L_4 e L_5 correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de lodo biológico, respectivamente.

A liberação de CO_2 foi maior no primeiro dia de incubação (Figura 4), devido à presença de compostos orgânicos de fácil decomposição presentes no lodo que, juntamente com sua baixa relação C/N (item 3.4.2), favoreceram a atividade microbiana no solo. MANTOVANI et al. (2006), utilizando composto de lixo urbano, também verificaram que a máxima mineralização de C ocorreu no primeiro dia de incubação. Na sequência, houve diminuição gradativa na quantidade de CO_2 liberada até o final do período de incubação, com valores inferiores a 100 mg kg^{-1} por dia.

A quantidade acumulada de C- CO_2 liberada (Figura 5), em todas as doses de lodo biológico, ajustou-se ao modelo exponencial de cinética de primeira ordem. As diferenças verificadas entre as quantidades de C- CO_2 liberadas (Figura 5) nos tratamentos que receberam doses de lodo biológico e no que não recebeu

(testemunha) indicam a contribuição dos resíduos na atividade microbiana do solo (MARTINES et al., 2006).

A quantidade de C potencialmente mineralizável (C_0) aumentou com as doses de lodo biológico, variando de 377,3 a 868,4 mg kg⁻¹. A constante de mineralização (k) variou de 0,0242 a 0,0497 dia⁻¹ e o tempo necessário para que 50% do C_0 presente no lodo fosse mineralizado ($T_{1/2}$) variou de 13,9 à aproximadamente 25 dias (Tabela 3).

A fração de mineralização (FM), ou seja, a % de carbono mineralizado em relação à quantidade de carbono adicionada na forma de lodo biológico, foi superior a 100% (Tabela 3), indicando que, possivelmente, o lodo biológico estimulou os microrganismos a mineralizarem não somente o carbono adicionado com o lodo biológico, mas também o C orgânico da matéria orgânica presente no solo. Esse comportamento é chamado de efeito “priming” positivo. Segundo MARTINES et al. (2006) o lodo de curtume promoveu efeito “priming” positivo, uma vez que o material orgânico do lodo é de fácil decomposição. GUEDES et al. (2006) verificaram diminuição do C orgânico nos tratamentos em que foram incorporadas 10, 20 e 40 t ha⁻¹ de biossólido em relação ao solo que recebeu 80 e 160 t ha⁻¹, e também tendência de diminuição do C orgânico original do solo. Os autores também atribuíram esse comportamento ao efeito “priming” positivo.

Esses valores da FM (Tabela 3) estão muito acima de outros determinados para biossólidos, em média 21% em 70 dias de incubação (ANDRADE et al., 2006) e para lodo de curtume, entre 68% e 82%, em 105 dias de incubação (MARTINES et al., 2006). Valores elevados de FM podem ser atribuídos principalmente à baixa relação C/N e à composição da fração orgânica do resíduo (MARTINES et al., 2006). O lodo biológico de indústria de gelatina atende, pelo menos, ao primeiro requisito.

Com o aumento da dose de lodo biológico houve diminuição da FM de 189,5% na menor dose, para 124,5% na maior dose (Tabela 3), embora as quantidades de C mineralizado tenham aumentado (Figura 5) em função das doses. Esse comportamento é semelhante ao obtido com outros resíduos (PIRES et al., 2002; SANTOS et al., 2002; ANDRADE et al., 2006), e é explicado pelo aumento da quantidade de C orgânico adicionado, que excede a capacidade microbiana de degradação, ou pelo maior aporte de C lábil com o aumento da dose de lodo, que gera taxas respiratórias elevadas no

solo, capazes de reduzir a concentração de oxigênio de forma prejudicial aos microrganismos, e assim a concentração de oxigênio passa a ser um fator limitante para a degradação do carbono orgânico adicionado via resíduo.

Tabela 3. Quantidade de C aplicada no solo, coeficiente de determinação (R^2), C potencialmente mineralizável (C_0) e constante de mineralização (k) resultantes do ajuste ao modelo cinético de primeira ordem, meia-vida ($T_{1/2}$) e fração de mineralização (FM) do carbono do lodo biológico da indústria de gelatina, em cada dose.

Doses de lodo	C aplicado no solo	R^2	C_0	k	$T_{1/2}$	FM
	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	dia ⁻¹	dias	%
L ₀ ¹	-	0,9335**	377,3	0,0242	28,6	-
L ₁	87,77	0,9825**	520,2	0,0283	24,5	189,5
L ₂	175,54	0,9967**	633,3	0,0353	19,6	172,1
L ₃	263,31	0,9906**	651,3	0,0481	14,4	127,2
L ₄	351,08	0,9916**	743,9	0,0504	13,8	122,1
L ₅	438,85	0,9938**	868,4	0,0497	13,9	124,5

¹ L₀; L₁; L₂; L₃; L₄ e L₅: doses equivalentes a zero; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico, respectivamente.

4.3. Fração de mineralização do N orgânico

Os teores de N-NH₄⁺ e de N-NO₃⁻ obtidos no experimento de mineralização estão nas Figuras 6 e 7, respectivamente. No início do experimento houve aumento no teor de N-NH₄⁺ (Figura 6) em todas as doses de lodo, obtendo-se o máximo aos sete dias de incubação. Esse comportamento pode ser justificado pela fração de N-NH₄⁺ já presente no lodo e pela rápida conversão do N orgânico à forma de N-NH₄⁺, devido à baixa relação C/N (1,9) (item 3.3). Em seguida, verifica-se diminuição nos teores de N-NH₄⁺ até os 28 dias de incubação e, a partir desse período, os valores obtidos foram menores que 10 mg kg⁻¹.

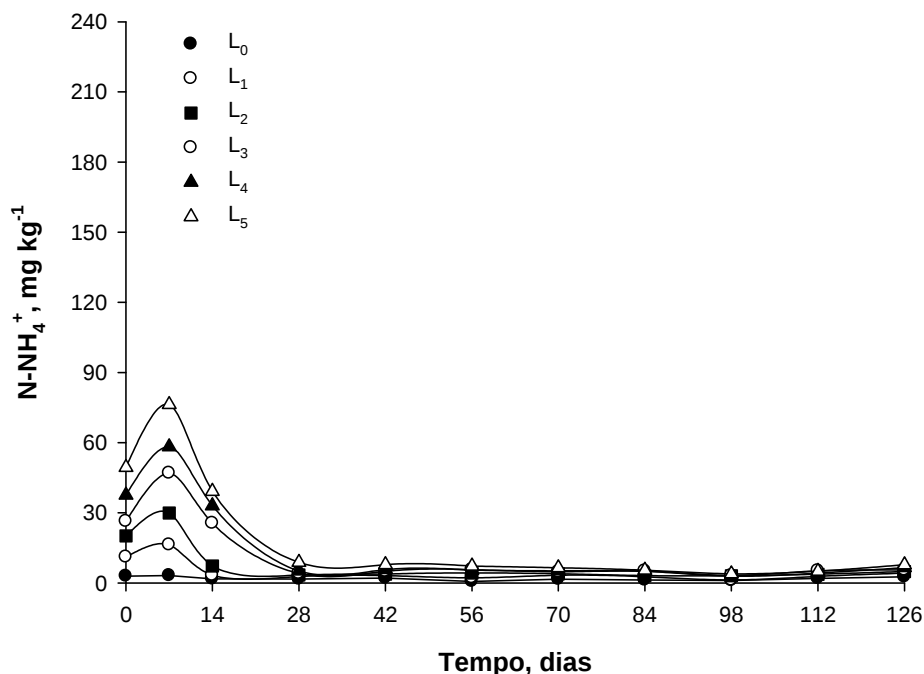


Figura 6. Teores de N-NH_4^+ no solo em função de doses de lodo biológico da indústria de gelatina e do tempo de incubação. Os tratamentos L_0 ; L_1 ; L_2 ; L_3 ; L_4 e L_5 correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de lodo biológico, respectivamente.

Os teores de N-NO_3^- (Figura 7) obtidos apresentaram comportamento inverso aos teores de N-NH_4^+ . Inicialmente os teores de N-NO_3^- eram baixos, menores que 10 mg kg^{-1} e, do 7º ao 14º dia de incubação, houve aumento acentuado, que foi observado até os 28 dias de incubação. A partir desse período houve tendência de estabilização. Esse comportamento pode ser explicado pelo processo de nitrificação, no qual há a conversão do N-NH_4^+ em N-NO_3^- por microrganismos nitrificadores.

Comparando os resultados apresentados nas Figuras 6 e 7, observa-se que houve predomínio de nitrogênio na forma N-NH_4^+ até o 7º dia de incubação e, a partir do 14º dia, NO_3^- predominou, e essa tendência manteve-se até o final do experimento.

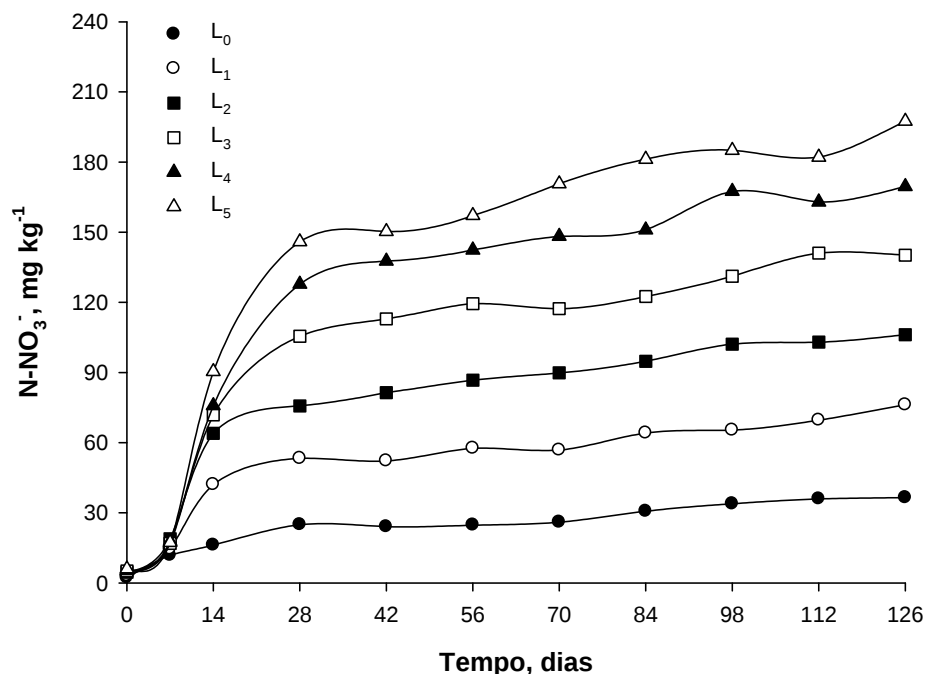


Figura 7. Teores de N-NO_3^- no solo em função de doses de lodo biológico da indústria de gelatina e do tempo de incubação. Os tratamentos L₀; L₁; L₂; L₃; L₄ e L₅ correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de lodo biológico, respectivamente.

A Figura 8 evidencia aumento da quantidade de N-inorgânico ao longo do período de incubação de 126 dias e, independentemente da dose de lodo aplicada, houve ajuste da quantidade de N-inorgânico ao modelo exponencial de cinética de primeira ordem proposto por STANFORD & SMITH (1972). Comportamento semelhante para lodo de curtume com baixa concentração de Cr foi observado por ALCÂNTARA et al. (2007). BOEIRA et al. (2002), trabalhando com lodos de esgoto, determinaram maior velocidade de mineralização do N em solo argiloso no início da incubação e decréscimo ao final de 105 dias em razão da decomposição inicial de formas nitrogenadas mais lábeis, com posterior predominância de formas recalcitrantes.

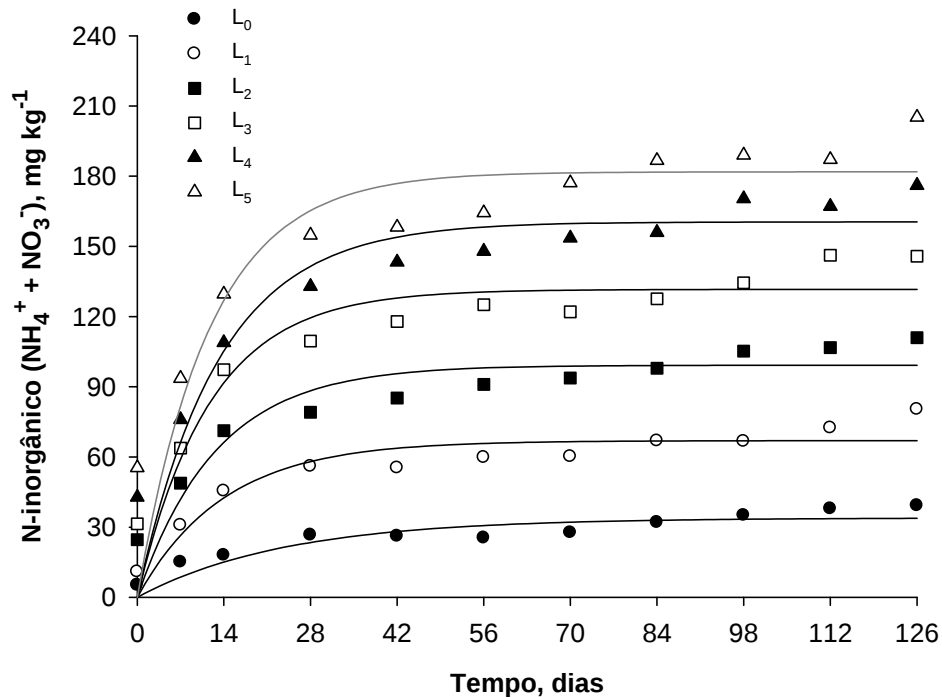


Figura 8. Quantidade de N-inorgânico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) no solo em função da aplicação de lodo biológico da indústria de gelatina e do tempo de incubação. Os tratamentos L₀; L₁; L₂; L₃; L₄ e L₅ correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico, respectivamente.

A fração de mineralização de N (FM), ou seja, a % de nitrogênio inorgânico em relação à quantidade de nitrogênio orgânico adicionado na forma de lodo biológico, foi superior a 74%, indicando que ao final dos 126 dias de incubação a maior parte do N adicionado na forma orgânica foi convertida à forma inorgânica ou mineral (Tabela 4). MANTOVANI et al. (2006) obtiveram, ao final de 126 dias de incubação, frações de mineralização de N de 17 a 11% dependendo da dose de composto de lixo urbano aplicada. BOEIRA et al. (2002) estimaram a fração de mineralização do N orgânico adicionado por meio de lodo de esgoto em 31%, ao final de 105 dias de incubação.

Com o aumento das doses de lodo biológico obtiveram-se menores frações de mineralização de N. LINDEMANN & CARDENAS (1984) ao utilizarem lodo de esgoto e MANTOVANI et al. (2006) composto de lixo urbano, atribuíram o decréscimo da fração de mineralização do N com as doses do resíduo utilizado ao aumento das perdas por

desnitrificação, e esse argumento também pode justificar o resultado obtido no presente trabalho.

A quantidade de N potencialmente mineralizável (N_0) aumentou com as doses de lodo biológico, variando de 33,92 a 181,90 mg kg⁻¹, e a meia-vida ($T_{1/2}$) diminuiu. Isso indica que a maior dose de lodo biológico forneceu mais N em um intervalo de tempo mais curto. A constante de mineralização (k) variou de 0,0719 a 0,0855 dia⁻¹ com média de 0,0795 dia⁻¹. Assim, o tempo necessário para que 50% do N_0 presente no lodo biológico fosse mineralizado ($T_{1/2}$) variou de 8 a 10 dias (Tabela 4). ALCÂNTARA et al. (2007), estudando a mineralização do nitrogênio em dois solos tratados com lodos de curture, determinaram variação menor para os valores de k em relação aos obtidos (0,0237 a 0,0360 dia⁻¹), com média de 0,0282 dia⁻¹ para o lodo de caleiro com baixa concentração de Cr. Segundo os autores, baixo valor de k dificulta a utilização do resíduo para culturas agrícolas devido à baixa taxa de mineralização por um período superior a 120 dias. Valores obtidos por BOEIRA et al. (2002), ao trabalharem com lodo de esgoto, foram ainda menores, em média 0,01385 dia⁻¹.

Tabela 4. Quantidade de N aplicada no solo, coeficiente de determinação (R^2), N potencialmente mineralizável (N_0) e constante de mineralização (k) resultantes do ajuste ao modelo cinético de primeira ordem, meia-vida ($T_{1/2}$) e fração de mineralização (FM) do nitrogênio do lodo biológico da indústria de gelatina.

Doses de lodo	N aplicado no solo	R^2	N_0	K	$T_{1/2}$	FM
	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	dia ⁻¹	dias	%
L_0 ¹	-	0,9723**	33,92	0,0469	14,8	-
L_1	44,50	0,9826**	66,97	0,0719	9,6	93,6
L_2	89,00	0,9837**	99,23	0,0787	8,8	81,2
L_3	133,50	0,9861**	131,60	0,0852	8,1	80,2
L_4	170,00	0,9856**	166,50	0,0762	9,1	80,8
L_5	222,50	0,9824**	181,90	0,0855	8,1	74,9

¹ L_0 ; L_1 ; L_2 ; L_3 ; L_4 e L_5 : doses equivalentes a zero; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico, respectivamente.

4.4. Alteração do pH do solo provocada pelo lodo

Obteve-se, para cada dose de lodo, a variação do valor de pH apresentada na Figura 9, em função do tempo. No tempo zero, logo após a aplicação do lodo, constatou-se aumento no valor do pH do solo em todas as doses, em relação ao solo sem aplicação de resíduo. O aumento do valor de pH chegou a 1,5 unidade com a aplicação da maior dose, e esse efeito está associado ao pH do próprio lodo, 8,3.

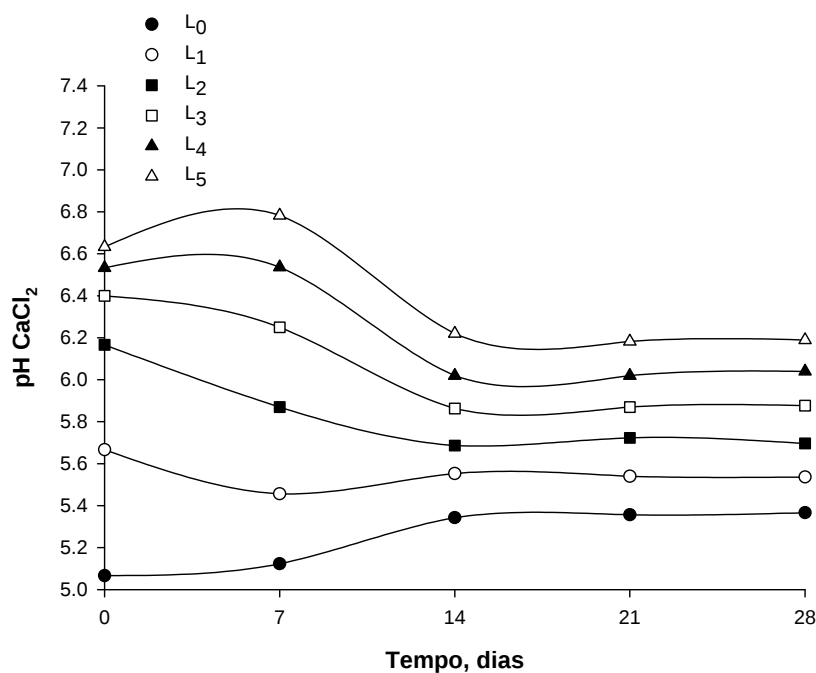


Figura 9. Efeito das doses de lodo biológico da indústria de gelatina nos valores de pH do solo em função do tempo de incubação, em que L₀; L₁; L₂; L₃; L₄ e L₅ correspondem à aplicação de 0; 100; 200; 300; 400 e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico, respectivamente.

Sete dias após o início da incubação, verificou-se diminuição no valor do pH do solo que recebeu as doses 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹, provavelmente devido ao processo de nitrificação, havendo liberação de íons H⁺ no meio, resultantes da oxidação do íon amônio (NH₄⁺) em íon nitrato (NO₃⁻). Tal diminuição pode ser observada até os 14 dias

de incubação e a partir desse período houve estabilização do valor do pH. SIMONETE et al. (2003) observaram que a adição de lodo de esgoto até a dose de 50 t ha^{-1} reduziu o pH do solo. Esses autores atribuíram a acidificação às reações de nitrificação do N amoniacal.

Os tratamentos que receberam as maiores doses, 400 e $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, apresentaram, até os sete dias de incubação, aumento no valor do pH. Este aumento pode estar associado ao predomínio de amonificação no período, com produção de OH^- . Do 7º ao 14º dia de incubação houve diminuição do pH, associada ao predomínio da nitrificação e liberação de H^+ . A partir do 14º dia houve estabilização até os 28 dias.

Independentemente da dose de lodo aplicada, houve aumento no valor do pH do solo ao final de 28 dias de incubação. OLIVEIRA et al. (2002) trabalharam com duas aplicações sucessivas de doses de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar e observaram aumento do pH do solo que recebeu doses de lodo de esgoto e segundo os mesmos autores esse resultado deve-se à alcalinidade intrínseca (pH, em média, maior que 10) do lodo. Trabalhos como os de BARBOSA et al. (2002), BARCELAR et al. (2002) e GUEDES et al. (2006) mostraram resultados semelhantes, os quais também foram atribuídos à alcalinidade do material. Aumentos no valor de pH com a adição de lodo de indústria de gelatina também foram constatados por ARAÚJO (2006).

5. CONCLUSÕES

- a) A aplicação de até 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico de indústria de gelatina diminui a acidez do solo e aumenta a CTC efetiva e a disponibilidade de N, Ca, Mg e P, sem ultrapassar o limite de tolerância para Na.
- b) O aumento do teor de bases, maior do que o da CTC efetiva, indica que a maior parte dos cátions adicionados pelo lodo permanece em solução e pode ser perdida por lixiviação.
- c) A fração de mineralização do carbono é superior a 100% e indica efeito “priming” positivo, ao final de 193 dias de incubação.
- d) A fração de mineralização do nitrogênio superior a 74% em 126 dias e a meia vida média de 8,7 dias indicam rápida disponibilização de N para as plantas.

6. REFERÊNCIAS

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

ABREU Jr., C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A.F.; ALVAREZ V, F.C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.635-647, 2000.

ABREU Jr., C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, v.58, p.813-824, 2001.

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

AGÊNCIA DE NOTÍCIAS BRASIL ÁRABE. País é o maior celeiro de gelatina do mundo. Disponível em: <http://www.anba.com.br/noticia_industria.kmf>. Acesso em: 5 nov 2009.

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**, v.42, p.547-555, 2007.

ANDRADE, C.A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C.C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, v.65, p.659-668, 2006.

ARAÚJO, J.C. **Efeito do lodo de indústria de gelatina na fertilidade do solo e no capim-tanzânia**. 2006. 30p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Resíduos sólidos – Classificação. NBR 10004. 2004. 71p.

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

BARBOSA, G.M.C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I.C.B. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho Eutroférrico após aplicação por dois anos consecutivos de lodo de esgoto. **Acta Scientiarum**, v.24, p.1501-1505, 2002.

BARCELAR, C.A.; ROCHA, A.A.; LIMA, M.R.; POHLMANN, M. Efeito residual do lodo de esgoto alcalinizado em atributos químicos e granulométricos de um Cambissolo Húmico. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 24., 2002, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria, 2002.

BIOAGRI AMBIENTAL. **Boletim de análise**. Piracicaba, 2005. 19p.

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

BRASIL. **Instrução Normativa SDA nº18**, de 27 julho de 2007. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 31 jul. 2007. Seção 1, p.11.

BRITO, F.L.; ROLIM, M.M. Comportamento do efluente e do solo fertirrigado com vinhaça. **Agropecuária Técnica**, v.26, p.60-67, 2005.

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)

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)

CEOLATO, L.C. **Lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alterações dos atributos químicos de um Argissolo**. 2007. 52p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico, Campinas, 2007.

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

CETESB. **Lodo de curtume: Critérios para o uso em áreas agrícolas e procedimentos para apresentação de projetos**. São Paulo: Cetesb, 1999b. 35p. (Norma P4.233).

CETESB. **Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. São Paulo: Cetesb, 2006. 12p. (Norma P4.231).

DUARTE, A.S.; AIROLDI, R.P.S.; FOLEGATTI, M.V.; BOTREL, T.A.; SOARES, T.M. Efeito da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, p.302-310, 2008.

FONSECA, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. 2001. 110p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

FONSECA, A.F.; ALLEONI, L.R.F.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R. Cation exchange capacity of an oxisol amended with an effluent from domestic sewage treatment. **Scientia Agrícola**, v.62, p.552-558, 2005.

GELITA. The Gelatine Group. **A produção de gelatina**. 12p. s/d

GHERI, E.O. **Resposta de *Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia à aplicação de soro ácido de leite**. 2002. 33p. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.

GONÇALVES, F.T.A. **Dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café**. 2005. 65p. Dissertação (Mestrado em Gestão dos Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2005.

GUEDES, M.C.; ANDRADE, C.A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M.E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.267-280, 2006.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology & Biochemistry**, v.32, p.1485-1498, 2000.

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

MANTOVANI, J.R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; BARBOSA, J.C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.817-824, 2005.

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.

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

MELO, R.F.; FERREIRA, P.A.; RUIZ, H.A.; MATOS, A.T.; OLIVEIRA, L.B.O. Alterações físicas e químicas em três solos tratados com água residuária de mandioca. **Irriga**, v.10, p.383-392, 2005.

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

NARAMABUYE, F.X.; HAYNES, R.J. The liming effects of five organic manures when incubated with and acid soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.170, p.615-622, 2007.

NASCIMENTO, C.W.A.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C.; OLIVEIRA, A.B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.385-392, 2004.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo Distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.505-519, 2002.

PIRES, A.M.M.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um Latossolo tratado com biossólido incorporado ou em superfície. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25., Rio de Janeiro, 2002. **Resumos...** Rio de Janeiro: SBCS, SBM, UFRRJ, 2002. (CD-Rom).

QUAGGIO, J.A.; DECHEN, A.R.; RAIJ, B. van Efeitos da aplicação de calcário e gesso sobre a produção de amendoim e lixiviação de bases no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.6, p.182-194, 1982.

QUAGGIO, J.A.; RAIJ, B. van. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. 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.181-188.

RAIJ, B. van.; **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Ceres, Potafos, 1991. 343p.

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. 235p.

RIBEIRO, R.M. **Tratamento do resíduo de indústria de gelatina através da compostagem, com emprego de serragem e palha de café**. 2007. 62p. Dissertação (Mestrado em Construções Rurais e Ambiente) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

SANTOS, D.S.; ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25., Rio de Janeiro, 2002. **Resumos...** Rio de Janeiro: SBCS, SBM, UFRRJ, 2002. (CD-Rom).

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

SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEXE, C.H.; BERNARDES, E.M. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.831-840, 2001.

SILVA, M.A.S.; GRIEBELER, N.P.; BORGES, L.C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, p.108-114, 2007.

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

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Journal**, 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.

TEDESCO, M.J.; SELBACH, P.A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F.A.O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Ecossistemas tropicais & subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.158-196.

TEIXEIRA, S.T.; MELO, W.J.; SILVA, E.T. Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, p.91-94, 2005.

TRANNIN, I.C.B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Atributos químicos e físicos de um solo tratado com biossólido industrial e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, p.223-230, 2008.

VALLADARES, G.S.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, v.63, p.111-118, 2003.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T.M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic in the tropics. **Geoderma**, v.79, p.117-161, 1997.

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

**ATRIBUTOS QUÍMICOS EM SOLOS TRATADOS COM LODO
BIOLÓGICO DE INDÚSTRIA DE GELATINA**

Rita de Cássia Melo Guimarães
Química

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
2009