

Transformações do nitrogênio em solos tratados com lodo de esgoto

Nitrogen transformation in soil treated with sewage sludge

CARMO, Janaina Braga do¹; LAMBAIS, Marcio Rodrigues²

1 Departamento de Ciências Ambientais (DCA), Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba – CCTS, Sorocaba/SP - Brasil, jbcarmo2008@gmail.com; 2 Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” ESALQ/USP, São Paulo/SP - Brasil, mlambais@usp.br

RESUMO

O uso de lodo de esgoto ou biossólido na agricultura é uma prática bem conhecida em todo o mundo, principalmente na Europa e Estados Unidos. No Brasil, os estudos sobre o uso de lodo de esgoto como fonte de matéria orgânica e nutrientes ainda são escassos e limitados. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a mineralização do nitrogênio e do pH do solo e da variação da condutividade elétrica após a aplicação do lodo de esgoto de Franca e Barueri, ETE - Franca e ETE - Barueri, respectivamente, em solos arenosos e argilosos. Os menores valores de pH foram observados com a aplicação de lodo de esgoto da ETE - Franca no solo argiloso tratado com a dose mais elevada. Os valores de condutividade elétrica em ambos os solos aumentou após adição dos dois tipos de lodo e variou 0,18-1,85 dS m⁻¹ na dose mais baixa e mais alta, respectivamente. Maiores concentrações de N-NH₄⁺ foram observados nos solos que foram tratados com lodo de esgoto da ETE - Franca, e chegou a 513 mg kg⁻¹ de solo. Os N- NO₃⁻ concentrações foram maiores nos solos tratados com lodo da ETE - Barueri, e atingiu cerca de 800 mg kg⁻¹ de solo, independentemente do tipo de solo.

PALAVRAS-CHAVE: amônio, nitrato, mineralização, lodo de esgoto

ABSTRACT

The use of sewage sludge or biosolids in agriculture is a well-known practice worldwide, mainly in Europe and United States. In Brazil, studies on the use of sewage sludge as a source of organic matter and nutrients are still scarce and limited. Therefore, the aim of this study was to evaluate the nitrogen mineralization and soil pH and electrical conductivity changes after application of sewage sludge from Franca and Barueri, ETE-Franca and ETE-Barueri, respectively, in sandy and clay soils. The lowest pH values were observed with the application of sewage sludge from the ETE-Franca in the clay soil amended with the highest dose. The electrical conductivity values in both soils increased after amendment with both sewage sludges, and ranged from 0.18 to 1.85 dS m⁻¹ at lower and higher dose, respectively. Higher concentrations of NH₄⁺ were observed in the soils that were treated with sewage sludge from ETE-Franca, and reached 513 mg kg⁻¹ soil. The N-NO₃⁻ concentrations were higher in soils treated with sewage sludge from ETE-Barueri, and reached approximately 800 mg kg⁻¹ of soil, regardless of the soil type.

KEY WORDS: Ammonium; nitrate, mineralization; sewage sludge

Correspondências para: jbcarmo2008@gmail.com

Aceito para publicação em 04/11/2013

Introdução

O considerável conteúdo de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e matéria orgânica presente em lodo de esgoto provenientes de estações de tratamento de esgoto urbano (ETEs) faz deste material um fertilizante em potencial (SCHRODER, 2005), cuja utilização na agricultura tem aumentado devido ao alto custo dos fertilizantes sintéticos (GULLICKSON, 2001). No entanto, os possíveis inconvenientes ambientais da aplicação desse resíduo em terras agrícolas devem ser ponderados (HABTESELASSIE et al., 2006; LAMBAIS & CARMO, 2008).

A determinação da taxa de mineralização do N em lodo de esgoto é primordial para o manejo desse resíduo nos solos e o conhecimento dos fatores que afetam esse processo, como pH, temperatura, relação C/N e tipo de solo, são necessários para o conhecimento da dinâmica dos processos de transformação de formas de N no solo (ER et al., 2004).

Os lodos de ETEs contém em média 40 g de N kg^{-1} , sendo que 90% deste total encontra-se na forma de amônio (NH_4^+) e 10% na forma de nitrato (NO_3^-) (MININNI & SANTORI, 1987). Uma aplicação de 200 t ha^{-1} pode significar um suprimento de 800 kg N ha^{-1} , excedendo a capacidade de absorção das plantas presentes em agroecossistemas, de modo que pode contaminar águas superficiais e aquíferos, por exemplo.

A proporção do N-orgânico mineralizado de lodos de esgoto de ETEs pode variar de 4 a 80% para um período de determinação de 16 semanas (RYAN, 1993). Fatores como tipo de solo, taxas de aplicação, temperatura, natureza do material aplicado e práticas agrícolas, entre outros, podem afetar significativamente a taxa de mineralização dos lodos de ETEs (RYAN et al., 1973; CHAE & TABATABAI, 1986; GARAU et al., 1986).

Assim, para o uso eficiente de lodo de esgoto na agricultura, sem causar impacto ao ambiente, é necessário ajustar a necessidade de N das culturas

e a quantidade de N disponível no solo (HABTESELASSIE et al., 2006). Dessa forma, o conhecimento do processo de mineralização de lodo de esgoto em diferentes condições edáficas poderá fornecer os subsídios necessários para utilização agrícola mais eficiente, minimizando o impacto negativo de lodo de esgoto no ambiente. Devido a pouca informação disponível sobre a utilização de lodo de esgoto de ETEs no Brasil, o presente trabalho teve como objetivo determinar as concentrações das formas de N mineral (amônio e nitrato) e medir as variações de pH e condutividade elétrica em solos arenoso e argiloso após aplicação de diferentes lodos de esgoto de ETEs do estado de São Paulo.

Material e métodos

Os trabalhos foram realizados utilizando-se solos de textura arenosa (Neossolo Quartzarênico Órtico típico) e de textura argilosa (Nitossolo Vermelho Eutroférico típico) da região de Piracicaba (SP). As amostras de solo foram retiradas da camada de 0-20 cm de profundidade e homogeneizadas antes dos ensaios. Os atributos químicos e físicos dos solos utilizados são apresentados no Quadro 1.

Foram utilizados lodos de esgoto gerados nas ETEs de Barueri-SP (ETE-Barueri) e Franca-SP (ETE-Franca), com as respectivas concentrações de elementos potencialmente tóxicos descritas no Quadro 2. As amostras dos lodos foram coletadas nas ETEs e aplicadas aos solos *in natura*. As doses dos lodos foram definidas em função da quantidade de N necessária para garantir uma produção de 8-10 Mg de milho ha^{-1} . Considerando-se uma taxa de mineralização de 20% (CETESB, 1998), as quantidades de lodo da ETE-Barueri e ETE-Franca para disponibilizar o equivalente a 150 Kg N ha^{-1} foram de o equivalente a 31 e 12 Mg ha^{-1} , respectivamente. Foram avaliadas a aplicação de 0, 1/2, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose otimizada para cada lodo (doses 1, 2, 3, 4, 5 e 6, respectivamente). As

Quadro 1: Atributos químicos e físicos dos solos utilizadas nos experimentos.

Metal	Biossólido	
	ETE-Barueri	ETE-Franca
Cu	25,9	7,1
Mn	3,2	1,1
Zn	80,1	111,0
Cr	26,6	1,1
Ni	12,8	1,7
Cd	<0,1	<0,1
Fe	541,1	140,7

Resultados expressos com base no material seco a 65°C.

Os atributos químicos foram determinados de acordo com métodos descritos por Eaton et al. (2005). Os resultados são expressos com base no material seco a 65 °C.

concentrações estimadas de elementos potencialmente tóxicos no solo após a aplicação dos lodos de esgoto na dose ótima (dose 1) são apresentadas no Quadro 3.

Para o lodo da ETE-Barueri as doses 2, 3, 4, 5 e 6 equivalem a 15,5; 31; 62; 124 e 248,0 Mg ha⁻¹, respectivamente. Para o lodo da ETE-Franca as doses 1, 2, 3 e 4 equivalem a 6, 12, 24, 48 e 96,0 Mg ha⁻¹, respectivamente.

Os microcosmos foram constituídos de frascos

de poliestireno com 200 g de solo com as respectivas doses de lodo. A incubação foi feita por 4, 8, 16, 32 ou 64 dias a 28°C, em sala climatizada. A umidade dos solos foi mantida em 70% da capacidade máxima de retenção de água, através da adição diária de água destilada. Amostras dos solos imediatamente após a adição de lodo de esgoto (0 dias de incubação) foram utilizadas como controles. O pH e a condutividade elétrica das amostras foram determinadas em um extrato de

Quadro 2: Atributos químicos dos lodos de esgoto utilizados nos experimentos.

Atributo	Solo arenoso	Solo argiloso
pH (CaCl ₂)	3,5	5,4
Matéria orgânica (g dm ⁻³)	4	19
P resina (mg dm ⁻³)	3,0	23,0
K (mmol _c dm ⁻³)	0,4	6,4
Ca (mmol _c dm ⁻³)	1	57
Mg (mmol _c dm ⁻³)	1	12
H+Al (mmol _c dm ⁻³)	31	52
¹ SB (mmol _c dm ⁻³)	2,4	75,4
² CTC (mmol _c dm ⁻³)	33,4	127,4
³ V%	7,2	59,2
Areia total (%)	82	24
Silte (%)	4	16
Argila total (%)	14	60

¹SB = Soma de bases (Ca+ Mg + K)

²CTC = Capacidade de Troca de Cátions [SB + (H+Al)]

³V% = (100 x SB)/CTC

Os atributos químicos foram determinados conforme método descrito por Raij et al. (1987). Os atributos físicos foram determinados de acordo com método descrito por Camargo et al. (1986).

Transformações do nitrogênio em solos

Quadro 3: Concentrações estimadas de metais (mg kg^{-1}) no solo após a aplicação dos lodos de esgoto na dose ótima (dose 2).

Atributo	ETE-Franca	ETE-Barueri
pH (água)	7,8	10,8
Umidade 65°C (g kg^{-1})	833,6	706,2
Matéria orgânica total (g kg^{-1})	746,0	380,9
Resíduo mineral total (g kg^{-1})	254,0	610,1
Nitrogênio total (g kg^{-1})	56,5	22,5
Relação C/N	7	10
P total (g kg^{-1})	29,8	44,3
K total (g kg^{-1})	1,3	1,5
Ca total (g kg^{-1})	14,0	150,0
Mg total (g kg^{-1})	1,9	3,4
S (g kg^{-1})	4,4	8,3
Cu (mg kg^{-1})	191	487
Mn (mg kg^{-1})	30	61
Zn (mg kg^{-1})	2973	1659
Cr (mg kg^{-1})	949	501
Ni (mg kg^{-1})	47	242
Cd (mg kg^{-1})	< 0,1	< 0,1
Fe (mg kg^{-1})	3783	10191
Na (mg kg^{-1})	100	248

solo e água na proporção 1:5 conforme Camargo et al., 1986.

O experimento foi conduzido em esquema fatorial 6x2x6 totalmente casualizado constituído de seis doses de lodo da ETE-Barueri ou ETE-Franca (0, 1/2, 1, 2, 4, e 8 vezes a dose otimizada), dois solos (argiloso e arenoso) e seis épocas de amostragem (0, 4, 8, 16, 32 e 64 dias de incubação), com 3 repetições por tratamento, totalizando 216 parcelas. As análises de variância (ANOVA) e comparações de médias pelo teste t ($p < 0,05$) foram feitas utilizando-se o programa SYSTAT 8.0 (SPSS, Inc.). Como o objetivo do trabalho foi acompanhar as transformações do N no solo e verificar as variações de pH e condutividade

elétrica ao longo do tempo e de forma pontual, não foram realizadas regressões sendo o mesmo procedimento realizado por Lambais & Carmo (2008).

Subamostras de 4 g da mistura de solo dos microcosmos (solo+lodo de esgoto) de cada unidade experimental foram retiradas e utilizadas para determinação da concentração de N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$. A extração foi feita em 40 ml de KCl 2M sob agitação por 1 hora à temperatura ambiente. A concentração de N-NH_4^+ foi determinada por condutividade elétrica em sistema de injeção em fluxo (FIA, Flow Injection Analysis). O procedimento é baseado na conversão a N-NH_3 livre após alcalinização da amostra com solução

0,1 mol L⁻¹ de hidróxido de sódio. A concentração de N-NO₃⁻ + NO₂⁻ foi determinada por espectrofotometria em sistema de injeção em fluxo, após reação com reagente de Griess modificado. O procedimento para determinação de N-NO₃⁻ (GINÉ-ROSIAS, 1979), baseado na redução do N-NO₃⁻ a N-NO₂⁻ através de uma coluna de Cd⁰.

Resultados e discussão

Os valores de pH nos solos tratados com o lodo da ETE-Barueri permaneceram acima de 6,0 e houve um aumento crescente nos valores de

acordo com a dose aplicada, independentemente do tipo de solo (Figura 3A e 3B). Nos solos que receberam lodo da ETE-Franca, os valores de pH foram mais baixos ($p < 0,05$) que nos solos que receberam lodo da ETE-Barueri (Figura 3). Os menores valores de pH foram obtidos com a aplicação de lodo da ETE-Franca em solo argiloso (Figura 3D) e ficou em torno de 4,5 para a dose mais alta. Nesse contexto, é possível afirmar que apenas o lodo da ETE-Franca foi capaz de promover a acidez do solo, pois o resíduo da ETE-Barueri recebia quantidades elevadas de

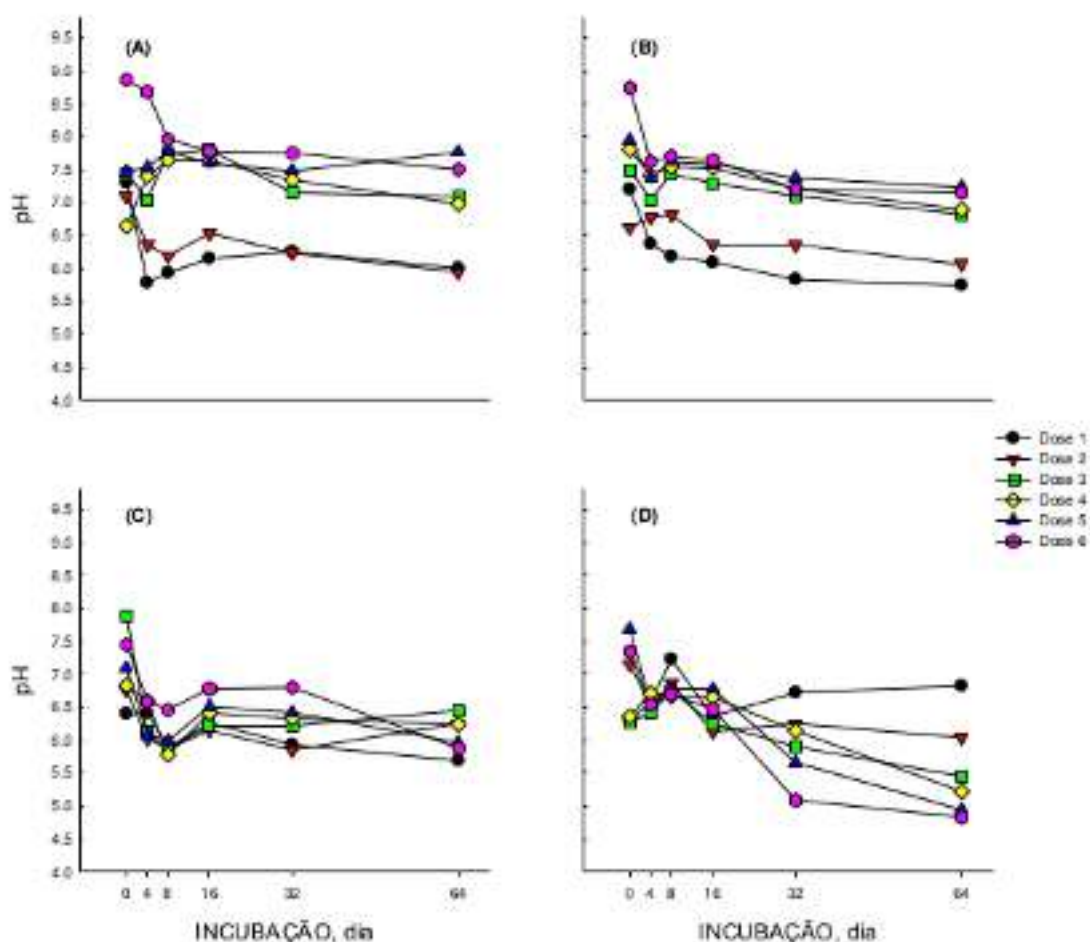


Figura 3. Variação do pH em solo arenoso (A,C) ou argiloso (B,D) tratado com lodo de esgoto da ETE-Barueri (A,B) ou ETE-Franca (C,D). Os dados são médias de 3 repetições \pm desvio-padrão da média.

carbonatos dificultando o processo de acidez mesmo quando da adição de doses elevadas de adubação e/ou resíduos com altos teores de nitrogênio na forma de NH_4^+ . Em um trabalho bastante semelhante, Boeira et al. (2002) observaram que os dois lodos acidificaram o solo de forma mais intensa no solo que recebeu lodo da ETE-Franca. É preciso considerar que embora haja muita semelhança entre os trabalhos, o resíduo foi coletado em períodos diferentes e já não podem ser considerados o mesmo material. Além disso, o período de incubação avaliado por Boeira et al.

(2002) foi maior.

Os valores de condutividade elétrica foram crescentes para os dois lodos independentemente do tipo de solo (Figura 4). Os valores variaram de 0,18 a 1,85 Ds m^{-1} na menor e maior dose, respectivamente. Os maiores valores foram encontrados para o lodo da ETE-Barueri aplicado em solo argiloso (Figura 4B). Embora Boeira et al. (2002) não tenham encontrado variação nos valores de condutividade elétrica, os autores admitem que há trabalhos em que a condutividade elétrica aumenta de forma crescente com a dose

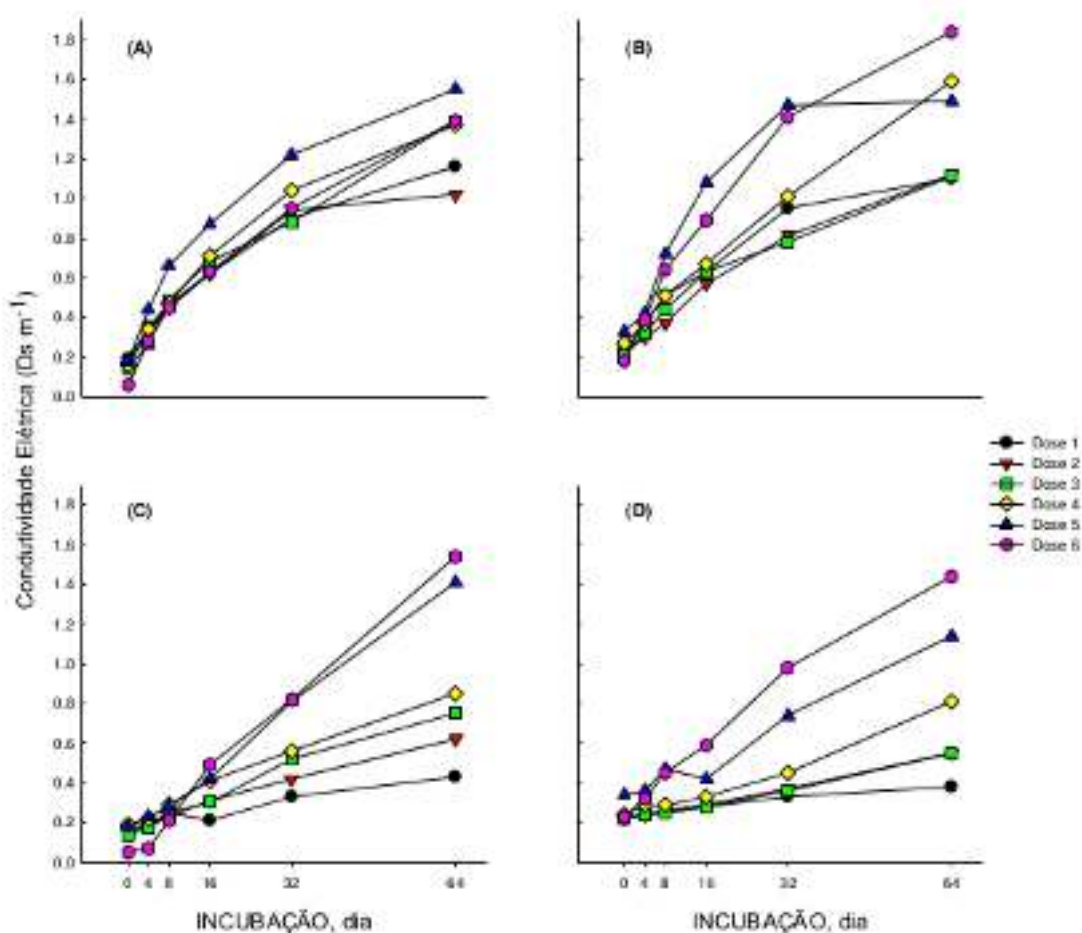


Figura 4: Variação da condutividade elétrica em solo arenoso (A,C) ou argiloso (B,D) tratado com lodo de esgoto da ETE-Barueri (A,B) ou ETE-Franca (C,D). Os dados são médias de 3 repetições \pm desvio-padrão da média.

aplicada (RODGERS & ANDERSON, 1995), concordando com os resultados do presente trabalho.

Na análise prévia dos lodos das ETEs observase que praticamente todo o nitrogênio estava na forma orgânica. No lodo da ETE-Barueri foram: $N_{\text{orgânico}} = 20,03 \text{ mg kg}^{-1}$ e $N_{\text{mineral}} = 0,81 \text{ mg kg}^{-1}$ e no lodo da ETE-Franca os valores foram: $N_{\text{orgânico}} = 53,25 \text{ g kg}^{-1}$ e $N_{\text{mineral}} = 1,37 \text{ g kg}^{-1}$. Na primeira determinação, imediatamente após a incorporação dos lodos às amostras de terra, a

quantidade de N_{mineral} também foi muito baixa, conforme apresentado nas figuras 1 e 2. Após 4 dias de incubação, grande parte do N_{mineral} encontrado estava na forma amoniacal (Figura 1). As quantidades de $N\text{-NH}_4^+$ foram significativamente maiores quanto maior a dose de lodo adicionada, tanto da ETE-Franca quanto da ETE-Barueri ($r^2=0,92$ e $p<0,05$). Maiores concentrações de NH_4^+ foram obtidas no lodo da ETE-Franca (Figura 1C e 1D), chegando a 513 mg kg^{-1} de solo e talvez esse fato seja a causa da lenta

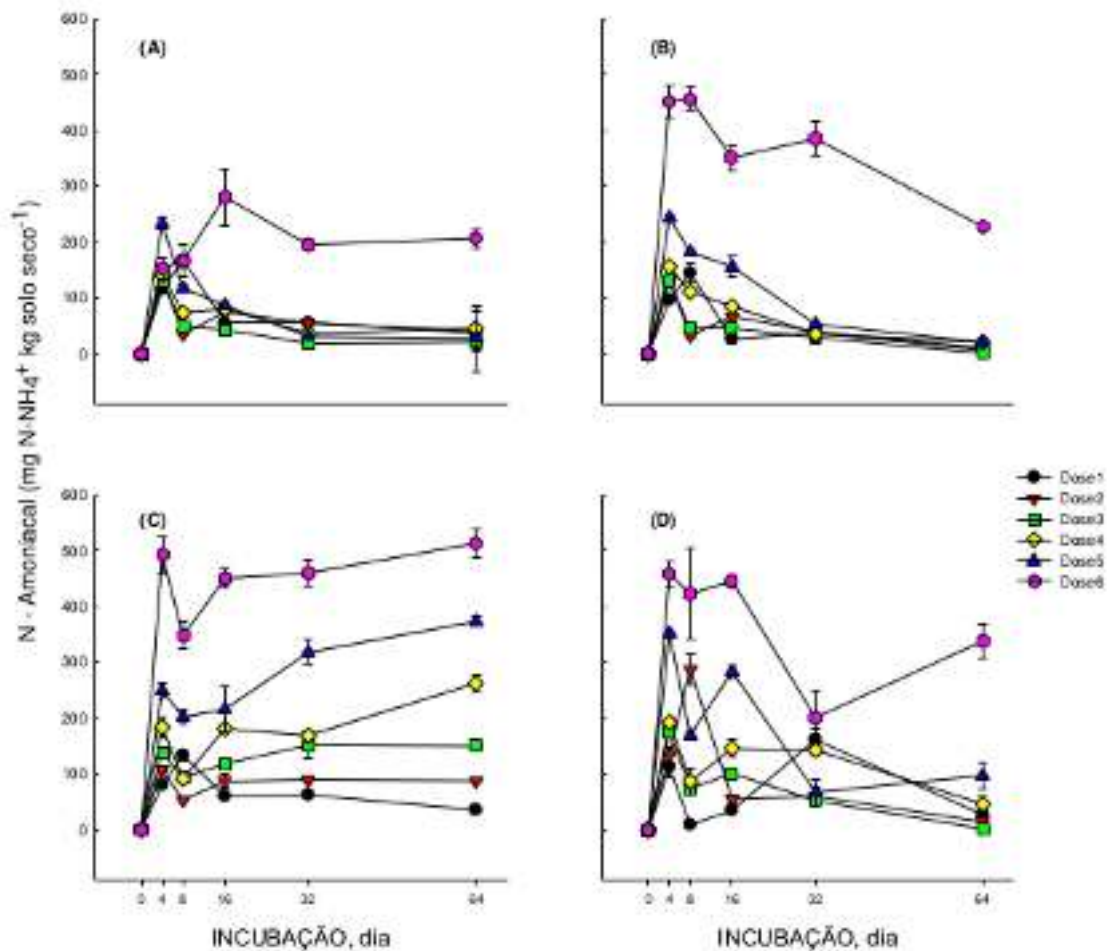


Figura 1: Variação na concentração de $N\text{-NH}_4^+$ em solo arenoso (A,C) ou argiloso (B,D) tratado com lodo de esgoto da ETE-Barueri (A,B) ou ETE-Franca (C,D). Os dados são médias de 3 repetições \pm desvio-padrão da média.

Transformações do nitrogênio em solos

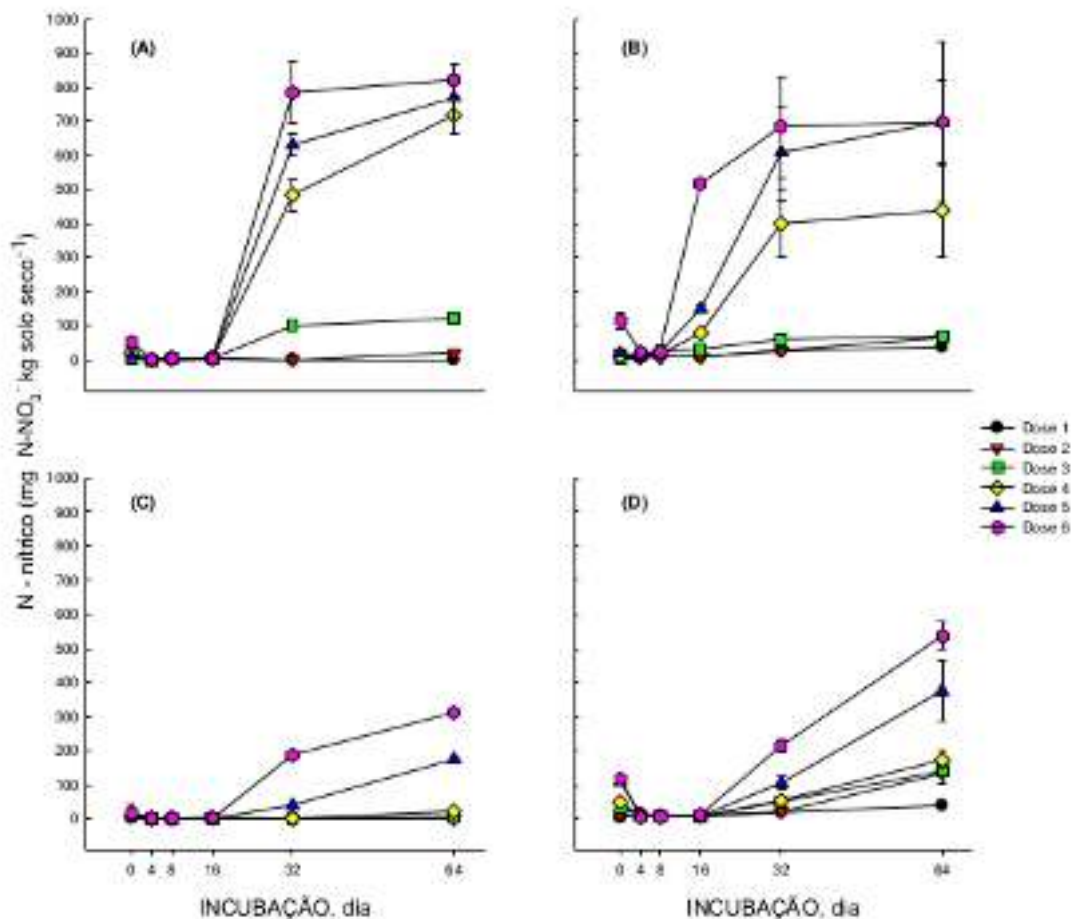


Figura 2: Variação na concentração de N-NO_3^- em solo arenoso (A,C) ou argiloso (B,D) tratado com lodo de esgoto da ETE-Barueri (A,B) ou ETE-Franca (C,D). Os dados são médias de 3 repetições \pm desvio-padrão da média.

nitrificação do lodo da ETE-Franca, onde o N-NO_3^- só aparece a partir dos 16 dias de incubação (Figura 2). Mesmo assim, as concentrações de N-NO_3^- foram maiores nos solos que receberam lodo da ETE-Barueri (Figura 2) e atingiram valores próximos a 800 mg kg^{-1} de solo, independentemente do tipo de solo. Os valores encontrados para o lodo da ETE-Franca foram significativamente inferiores embora a quantidade de N-NO_3^- tenha sido maior no solo argiloso,

principalmente nas maiores doses (Figura 2C e 2D).

Muitos autores que estudaram a mineralização do N presente em lodos de esgoto, verificaram que a presença de quantidades elevadas de N-NH_4^+ podem ser inibitórias ao processo de nitrificação, já que a tolerância máxima dos microrganismos nitrificadores varia de 400 a 500 mg kg^{-1} (BROADBENT et al., 1975; MCINTOSH & FREDERICK, 1958). No presente estudo foram

encontradas quantidades superiores ao citado acima, principalmente nas maiores doses, o que reforça a possibilidade de inibição do processo de nitrificação.

Para o solo argiloso, as quantidades de N-NH₄⁺ aos 64 dias de incubação, em todos os tratamentos, foram reduzidas (Figuras 1B e 1D) devido ao processo de nitrificação evidenciado pelo aumento da concentração de N-NO₃⁻ a partir dos 32 dias de incubação (Figura 2) e a existência de correlação negativa entre as variáveis N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ ($r^2 = -0,76$; $p < 0,001$) nesse período. Para as doses mais elevadas (124 e 248 t ha⁻¹) o tempo de incubação parece não ter sido suficiente para a total metabolização do NH₄⁺, o que também pode ter sido provocado pelos valores mais baixos de pH observados, principalmente, nos solos com lodo de esgoto da ETE-Franca (Figura 3C e 3D) ou pela maior complexidade e formação de compostos orgânicos de difícil decomposição (ALCÂNTARA et al., 2007) presente em maior quantidade nas doses mais elevadas. Em relação ao pH, isso pode ter ocorrido porque o pH é um dos principais fatores a atuar sobre a microbiota do solo, principalmente, sobre os nitrificadores, mais sensíveis e exigentes, cujo pH ideal encontra-se entre 6,5-7,5.

Segundo Campbell (1978), as taxas de mineralização em solos ácidos são baixas, aumentando com a elevação do pH. Além de afetar diretamente a estrutura da comunidade microbiana do meio, o pH controla a solubilidade dos nutrientes, e ao disponibilizá-los estimula a microbiota aumentando por conseguinte, a mineralização do N do solo. Nesse contexto, observou-se que o processo de nitrificação foi mais rápido nos solos que receberam lodo da ETE-Barueri devido à presença de CaO que propiciou valores mais elevados de pH podendo ter sido um estímulo à microbiota nitrificadora. Mesmo assim, a nitrificação ocorreu nos dois lodos sendo possível concluir que há a possibilidade de microrganismos

nitrificadores se adaptarem simultaneamente à condições de elevada e baixa acidez. Além disso, Freitas et al., (1988) estudando a mineralização e imobilização do nitrogênio em solo tratado com torta de filtro e carbonato de cálcio, não encontraram diferença na concentração de N-NO₃⁻ entre os tratamentos com e sem CaCO₃. Esses autores ainda relatam que não é de se esperar efeito da matéria orgânica sobre a população de nitrificadores, uma vez que esses microrganismos são quimiolitotróficos.

Alguns autores também relatam sobre a possibilidade de aumentos na condutividade elétrica da solução do solo, provocada pela adição de sais, afetarem negativamente os processos de nitrificação (MALHI & MCGILL, 1982).

Embora muitos trabalhos tenham conseguido avaliar que o tipo de solo interfere diferentemente no processo de mineralização (DAVIDSON & HACKLER, 1994; SMITH et al., 1998; ER et al., 2004), essa diferença não foi observada nesse trabalho. No entanto, as maiores concentrações de N-nítrico foram observadas em solo arenoso (Figura 2A) evidenciando maior potencial para perdas por lixiviação (JOHNSTON et al., 1989) ou na forma de óxido nitroso (N₂O), em condições favoráveis de umidade do solo para que ocorra a desnitrificação (DAVIDSON et al. 2000).

Os dados obtidos para os dois biossólidos estudados não se ajustaram à equação de cinética de primeira ordem, não sendo possível aplicar o modelo proposto por Stanford & Smith et al. (1972), baseado em uma equação de regressão exponencial simples. Este fato pode ser atribuído aos diferentes graus de estabilização do Norgânico presente em lodos de esgoto (SMITH et al., 1998) e ao curto período de incubação utilizado neste trabalho, considerando as elevadas doses adicionadas, além da heterogeneidade do material. Embora Smith et al., (1998) tenha utilizado um período de incubação (5, 10, 20, 40 e 73 dias)

semelhante ao trabalho em questão, a dose máxima utilizada do lodo foi de apenas 50 t ha⁻¹.

Embora a determinação da taxa de mineralização em lodos de esgoto seja de grande importância para o uso agrícola, a variação diária na composição e a complexidade da matéria orgânica aliada às variações edafoclimáticas, faz com esse parâmetro seja de difícil padronização.

Isso fica evidente com os trabalhos de Boeira et al. (2002) e Alcântara et al. (2007) que mesmo estudando materiais aparentemente parecidos, encontraram valores de constantes e taxas de mineralização diferentes. Ainda assim, Alcântara et al. (2007) obtiveram ajuste adequado pela equação de cinética de primeira ordem (STANFORD & SMITH, 1972) em apenas um dos dois resíduos estudados.

Conclusões

- Não houve diferença significativa nas transformações do nitrogênio entre os dois solos estudados. No entanto, solos arenosos podem ser mais susceptíveis a perdas e por isso o uso e manejo de lodo de esgoto em solos arenosos devem ser mais cuidadosos.

- Lodos de diferentes estações de tratamento apresentam um comportamento diferenciado em relação às transformações do nitrogênio nos solos. Ao longo do período de incubação e independente do tipo de solo, as concentrações de amônio foram maiores nos solos que receberam o lodo da ETE-Franca enquanto que maiores concentrações de amônio foram maiores nos solos que receberam o lodo da ETE-Barueri.

- A condutividade elétrica da solução do solo aumentou significativamente de acordo com o aumento das doses dos lodos adicionadas aos solos estudados.

- No solo argiloso, o pH diminuiu de forma significativa com o tempo de incubação para todas as doses de lodo aplicadas ao solo.

Referências Bibliográficas

- ALCÂNTARA, M.A.K.; AQUINO-NETO, V.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de cortume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, p.547-555, 2007.
- BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p.1639-1647, 2002.
- BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Livraria Freiras Bastos, 7ed., 1989, 898p.
- 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 Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94p. (Boletim técnico, 106).
- CHAE, Y. M.; TABATAI, M.A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.15, p. 193-198, 1986.
- DAVIDSON, E.A. & HACKLER, J.L. Soil heterogeneity can mask the effects on ammonium availability on nitrification. **Soil Biology & Biochemistry**, Cambridge, v.26, p. 1449-1453, 1994.
- DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 8, p. 667-680, 2000.
- EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.B. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005. 1368p.
- ER, F.; OOGUT, M.; MKAYLOV, F.D.; MERMUT, A.R. Important factors affecting biosolids nitrogen mineralization in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, London, v.35, p. 2327-2343, 2004.
- FREITAS, S.S.; CARDOSO, C.O.N.; CAMARGO, O.A.; LOPES, E.S. Mineralização e imobilização de nitrogênio em solo tratado com torta de filtro e carbonato de cálcio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 12, p. 243-248, 1988.

- GARAU, M.A.; FELIPÓ, M.T.; RUIZ DE VILA, M.C. Nitrogen mineralization of sewage sludges in soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.15, p. 225-229, 1986.
- GULLICKSON, G. Manure revised: Red-hot commercial prices prompt revival of manure use. **Farm Industry News**, v.34, p. 64-66, 2001.
- HABTESELASSIE, M.Y.; MILLER, B.E.; STARK, J.M.; Norton, J.M. Gross nitrogen transformation in an agriculture soil after repeated dairy-waste application. **Soil Science Society of American Journal**, Washington, v. 70, p. 1338-1348.
- HINEDI, Z.R.; CHANG, A.C. Solubility and phosphorus-31 magic angle spinning nuclear magnetic resonance phosphorus in sludge-amended soils. **Soil Science Society of America Journal**, Washington, v.53, p. 1057-1060, 1989.
- JOHNSTON, A.E.; McGRATH, S.P.; POULTON, P.R.; LANE, P.W. Accumulation and loss of nitrogen from manure, sludge and compost: Long-term experiments at Rothamsted and Woburn. In.: HANSEN, J.A. & HENRIKSEN, K. (Eds). **Nitrogen on organic wastes Applied to soils**. Academic Press Limited, London, pp. 126-139, 1989).
- LAMBAIS, M.R.; CARMO, J.B. Impacto da aplicação de biossólidos na microbiota de solos tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1129-1138, 2008.
- LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and Cooper. **Soil Science Society of America Journal**, Washington, v. 42, p. 421-428, 1978.
- MALHI, S.S.; MCGILL. Nitrification in three Alberta soils: Effect of temperature, moisture and substrate. **Soil Biology & Biochemistry**, Cambridge, v.14, p. 393-399, 1982.
- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S. & BATAGLIA, O.C. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas, Fundação Cargill, 1987. 170p.
- RYAN, J.A.; KEENEY, D.R.; WALSH, L.M. Nitrogen transformations and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.2, p. 489-492, 1973.
- SCHRODER, J. Revising the agronomic benefits of manure: A correct assessment and exploitation of its fertilizer values spares the environment. **Bioresource Technology**, Atlanta, v. 96, p. 253-261, 2005.
- SMITH, J.L.; SCHNABEL, R.R.; McNEAL, B.L.; CAMPBELL, G.S. Potential errors in the first-order model for estimating soil nitrogen mineralization potentials. **Soil Science Society of American Journal**, Washington, v.44, p. 996-1000.
- SMITH, S.R.; WOODS, V.; EVANS, T.D. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. **Bioresource Technology**, Atlanta, v.66, p. 139-149, 1998.
- STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society of America Journal**, Washington, v.36, p. 465-472, 1972.